



Kwetsbare soorten voor energie- infrastructuur in Nederland

Overzicht van effecten van hernieuwbare energie-infrastructuur en hoogspanningslijnen op de kwetsbaarste soorten vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en vissen, en oplossingsrichtingen voor een natuurinclusieve energietransitie

Ralph Buij, Ruud Jongbloed, Steve Geelhoed, Henk van der Jeugd, Erik Klop, Sander Lagerveld, Herman Limpens, Henk Meeuwssen, Fabrice Ottburg, Peter Schippers, Jacqueline Tamis, Jana Verboom, Jan Tjalling van der Wal, Ruut Wegman, Erwin Winter en Alex Schotman



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Kwetsbare soorten voor energie- infrastructuur in Nederland

Overzicht van effecten van hernieuwbare energie-infrastructuur en hoogspanningslijnen op de kwetsbaarste soorten vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en vissen, en oplossingsrichtingen voor een natuurinclusieve energietransitie

Ralph Buij, Ruud Jongbloed, Steve Geelhoed, Henk van der Jeugd, Erik Klop, Sander Lagerveld, Herman Limpens, Henk Meeuwsen, Fabrice Ottburg, Peter Schippers, Jacqueline Tamis, Jana Verboom, Jan Tjalling van der Wal, Ruut Wegman, Erwin Winter en Alex Schotman

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research (Alterra) in opdracht van Directoraat Generaal Energie, Telecom en Mededinging van het ministerie van Economische Zaken en Directoraat Generaal Agro en Natuur van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit onder projectnummer 5200044030.

Wageningen Environmental Research
Wageningen, mei 2018

Rapport 2883
ISSN 1566-7197

Buij, R., R.H. Jongbloed, S. Geelhoed, H. van der Jeugd, E. Klop, S. Lagerveld, H. Limpens, H. Meeuwssen, F. Ottburg, P. Schippers, J. Tamis, J. Verboom, J. T. van der Wal, R. Wegman, E. Winter, A. Schotman, 2018. *Kwetsbare soorten voor energie-infrastructuur in Nederland; Overzicht van effecten van hernieuwbare energie-infrastructuur en hoogspanningslijnen op de kwetsbaarste soorten vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en vissen, en oplossingsrichtingen voor een natuurinclusieve energietransitie*, Wageningen Environmental Research, Rapport 2883. 232 blz.; 49 fig.; 41 tab.; 446 ref.


De cumulatieve impact van energie-infrastructuur kan een belangrijke rol spelen bij de populatieontwikkeling van kwetsbare soorten door sterfte en habitatverlies als gevolg van aanvaringen met die energie-infrastructuur of het verstorende effect van dergelijke infrastructuur. In dit rapport wordt een zo actueel en volledig mogelijk overzicht gegeven van de staat van kennis en de relatieve kwetsbaarheid van vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en vissen in relatie tot de impact van windturbines, hoogspanningslijnen, waterkrachtcentrales en zonnepaneelvelden. Voor deze soortgroepen en energie-infrastructuur worden de kwetsbare soorten gerangschikt op basis van hun kwetsbaarheid en wordt inzichtelijk gemaakt waar de verspreiding van de kwetsbaarste soorten overlapt met de energie-infrastructuur. We evalueren hoe de cumulatieve impact van energie-infrastructuur op de soortgroepen gekwantificeerd kan worden nu en in de toekomst, en hoe die impact zich verhoudt tot andere antropogene drukfactoren voor de kwetsbaarste soorten. We bespreken mitigatie- en compensatiemaatregelen die in potentie kunnen voorkomen dat Nederlandse populaties van soorten afnemen als gevolg van de huidige en toekomstige energie-infrastructuur op zee en op land. Tot slot worden suggesties gedaan voor het opvullen van de belangrijkste kennishiaten en oplossingsrichtingen die het mogelijk maken de effecten op kwetsbare soorten bij de verdere groei van energie-infrastructuur op land en op zee te minimaliseren.

Referaat NL

Trefwoorden: energie-infrastructuur, vogels, zeezoogdieren, vleermuizen, vissen, ruimtelijke planning, mitigatie, compensatie

Het rapport is gereviewd door dr. Ben Verboom

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/449804> of op www.wur.nl/environmental-research (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten.

 2018 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, www.wur.nl/environmental-research. Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Wageningen Environmental Research Rapport 2883 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: shutterstck

Inhoud

	Woord vooraf	7
	Samenvatting	9
1	Inleiding	13
	1.1 Probleemstelling	13
	1.2 Leeswijzer	13
2	Literatuuronderzoek	15
3	Energietechnieken	16
	<i>A.G.M. Schotman</i>	
	3.1 Hoogspanningsnet	16
	3.1.1 Bovengrondse hoogspanningslijnen	16
	3.1.2 Ondergrondse hoogspanningslijnen	17
	3.2 Windenergie	18
	3.2.1 Turbines op het land	18
	3.2.2 Windturbines op zee	19
	3.3 Zonnepanelen	21
	3.3.1 Zonnepanelen op gebouwen en bouwwerken	22
	3.3.2 PV op de grond	24
	3.4 Waterkracht	25
	3.4.1 Waterkracht uit stroming van zout water	25
	3.4.3 Waterkracht uit golfslag	26
	3.4.4 Waterkracht uit zoet-zoutverschillen: 'blauwe energie'	26
4	Vogels op land	27
	<i>R. Buij, J. Verboom, P. Schippers</i>	
	4.1 Windturbines	27
	4.2 Bovengrondse hoogspanningslijnen	32
	4.3 Zonnepaneelvelden	36
	4.4 Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden	37
	4.4.1 Conceptueel model	37
	4.4.2 Kwetsbaarheid van soorten op grond van populatiekenmerken: Nederlandse Rode Lijst	38
	4.4.3 Risico op interactie met energie-infrastructuur, met name aanvaringsgevoeligheid	40
	4.4.4 Habitatverlies door verstoring	42
	4.5 Kwetsbare soorten in Nederland: selectie en rangschikking	43
	4.5.1 Relatieve aanvaringsgevoeligheid windenergie	43
	4.5.2 Relatieve aanvaringsgevoeligheid hoogspanningslijnen	44
	4.5.3 Kwetsbaarste vogelsoorten voor wind-infrastructuur	44
	4.5.4 Kwetsbaarste vogelsoorten voor hoogspanningslijnen	46
	4.5.5 Kwetsbaarste soorten voor habitat verstoring door hoogspanningslijnen, zonnepaneelvelden en windparken	50
	4.6 Conclusies	50

5	Vogels op zee	52
	<i>R.H. Jongbloed, S.C.V. Geelhoed</i>	
5.1	Windturbines op zee	52
5.2	Waterkracht op zee	54
5.3	Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden	54
5.3.1	Methode voor het bepalen kwetsbaarheid van zeevogels voor windturbines	54
5.3.2	Methode voor selectie van de kwetsbaarste soorten voor wind op zee	56
5.3.3	Methode voor het bepalen kwetsbaarheid van zeevogels voor getijdenturbines	56
5.4	Kwetsbare soorten, selectie en rangschikking	57
5.4.1	Gevoeligheid voor windenergie	57
5.4.2	Vogelsoorten die het kwetsbaarst zijn voor wind-infrastructuur	57
5.4.3	Relatieve gevoeligheid voor waterkracht (getijdencentrales)	59
5.4.4	Vogelsoorten die het kwetsbaarst zijn voor waterkracht (getijdencentrales)	60
5.5	Conclusies	62
6	Vleermuizen	63
	<i>H. Limpens, S. Langerveld, J. Tamis, R.H. Jongbloed</i>	
6.1	Windturbines op land	63
6.2	Windturbines op zee	65
6.3	Zonnepaneelvelden	66
6.4	Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden	67
6.4.1	Bepaling van blootstelling, risico en kwetsbaarheid	67
6.5	Kwetsbare soorten, selectie en rangschikking	68
6.5.1	Blootstelling, gevoeligheid, risico en kwetsbaarheid	71
6.5.2	Gevoeligheid en risico	71
6.5.3	Kwetsbaarheid	73
6.6	Conclusies	73
7	Zoetwatervissen	75
	<i>F. Ottburg</i>	
7.1	Windparken	75
7.2	Zonnepanelenvelden	76
7.3	Waterkracht in zoetwater	76
7.4	Kwetsbare soorten, definiëren en onderscheiden	76
7.5	Conclusies	78
8	Zee- en trekvis (diadroom)	79
	<i>H.V. Winter, J.E. Tamis</i>	
8.1	Windenergie op zee	79
8.2	Hoogspanningskabels	80
8.3	Waterkracht in stromend zoutwater	80
8.4	Waterkracht in zoetwater	81
8.5	Waterkracht zoet-zout: 'blauwe energie'	81
8.6	Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden	81
8.7	Kwetsbare soorten, selectie en rangschikking	81
8.7.1	Populatiekwetsbaarheid	83
8.7.2	Kwetsbaarheid	83
8.8	Conclusies	84

9	Zeezoogdieren	85
	<i>J.E. Tamis, S.C.V. Geelhoed, R.H. Jongbloed</i>	
9.1	Windturbines op zee	85
9.2	Waterkracht	88
9.3	Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden	89
9.4	Resultaten voor selectie van kwetsbare soorten en bepalen kwetsbaarheid	89
	9.4.1 Gevoeligheid voor onderwatergeluid	93
	9.4.2 Ruimte-tijdsaspecten van zeezoogdieren om rekening mee te houden tijdens de bouw van windturbineparken	93
	9.4.3 Risico	94
	9.4.4 Populatiekwetsbaarheid	94
	9.4.5 Kwetsbaarheid	94
9.5	Conclusies	95
10	Mitigatie van de impact van energie-infrastructuur op kwetsbare soorten	96
	<i>R. Buij, R.H. Jongbloed</i>	
10.1	Vogels	96
	10.1.1 Windparken	96
	10.1.2 Hoogspanningslijnen	101
	10.1.3 Zonnepanelenvelden	102
	10.1.4 Windturbines op zee	102
	10.1.5 Getidenturbines	103
10.2	Vleermuizen	103
	10.2.1 Windparken	103
	10.2.2 Zonnepaneelvelden	105
10.3	Vissen	106
10.4	Zeezoogdieren	106
	10.4.1 Windparken	106
10.5	Conclusies	107
11	Soorten en energie-infrastructuur op kaart	110
	<i>A. Schotman, R. Wegman, H. Meeuwssen, J.T. van der Wal, J. Cremer</i>	
11.1	Algemene methodiek 'kwetsbaarheidskaarten'	110
11.2	Kaarten energie-infrastructuur	111
	11.2.1 Windturbines	111
	11.2.2 Hoogspanningslijnen	113
	11.2.3 Zonnepaneelvelden	115
11.3	Verspreidingskaarten van de kwetsbaarste soorten	117
	11.3.1 Broedvogels	117
	11.3.3 Vogels op zee	122
	11.3.4 Vleermuizen zomer en winter	122
11.4	Overlap kwetsbare soorten en energie-infrastructuur	122
	11.4.1 Broedvogels en windturbines	122
	11.4.2 Broedvogels en hoogspanningslijnen	124
	11.4.3 Wintervogels en windturbines	126
	11.4.4 Wintervogels en hoogspanningslijnen	128
	11.4.5 Weide- en akkervogels en verstoring door windturbines, hoogspanningslijnen en zonneparken	130
	11.4.6 Zeevogels en windturbines	134
	11.4.7 Vleermuizen en windturbines	136
	11.4.8 Vogel- en vleermuizentrek	138
	11.4.9 Zeezoogdieren en windturbines	139
11.5	Discussie	145

12	Monitoring	147
	<i>E. Klop</i>	
	12.1 Inleiding	147
	12.2 Overzicht monitoringprogramma's	147
	12.3 Leemten in kennis	152
	12.4 Monitoringsprotocollen	154
13	Antropogene drukfactoren en mogelijkheden voor compensatie	161
	<i>J. Verboom, P. Schippers, H. van der Jeugd, R.H. Jongbloed</i>	
	13.1 Analyse doodsoorzaken vogels op basis van ringgegevens	161
	13.2 Bepaling drukfactoren kwetsbare vogels door expert judgement	165
	13.3 Aanvullende informatie antropogene drukfactoren zeevogels	168
	13.4 Analyse antropogene drukfactoren vleermuizen	169
	13.5 Vissen en antropogene bedreigingen	172
	13.6 Zeezoogdieren en antropogene bedreigingen	173
	13.7 Conclusies	175
14	Synthese voor oplossingsrichtingen	177
	<i>R. Buij, A. Schotman, R. Jongbloed</i>	
	14.1 Vogels op land	177
	14.2 Zeevogels	179
	14.3 Vleermuizen	180
	14.4 Trek- en zeevissen	181
	14.5 Zoetwatervissen	181
	14.6 Zeezoogdieren	181
	14.7 Discussie en conclusies	182
15	Literatuur	193
16	Bijlagen	214

Woord vooraf

De overheid heeft zowel een verantwoordelijkheid voor de energietransitie om de voorziene klimaatverandering binnen de perken te houden als een verantwoordelijkheid voor behoud van biodiversiteit in Nederland. Nu duidelijk begint te worden op welke schaal er maatregelen genomen moeten worden om op duurzame wijze energie op te wekken, ontstaat er bezorgdheid over de effecten van energie-infrastructuur op populaties van soorten die het moeilijk hebben. Dit is de reden dat het ministerie van Economische zaken – tot eind 2017 zowel verantwoordelijk voor het energiebeleid als voor het natuurbeleid – in het kader van beleidsondersteunend onderzoek opdracht heeft gegeven om eventuele conflicten tussen de energietransitie en natuurdoelen op land en op zee in beeld te brengen. Op basis van de resultaten en een tegelijk elders uitgezette opdracht om de juridische aspecten uit te werken, wil men nieuw beleid ontwikkelen. Vanwege dit tweede onderzoek kan het onderzoek waarvan in dit rapport verslag wordt gedaan zich beperken tot strikt ecologische zaken.

Met dit rapport wordt een actueel en zo volledig mogelijk overzicht gegeven van de staat van kennis, de theoretische kwetsbaarheid en de ruimtelijke verspreiding van vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en vissen, in relatie tot de aanwezigheid van windturbines, hoogspanningslijnen, waterkrachtcentrales en zonnepaneelvelden. Omdat de effecten van energie-infrastructuur op soorten vrijwel altijd alleen op lokale schaal (projectniveau) worden beoordeeld, komen de effecten op nationale schaal zelden in beeld. Een groot nadeel daarvan is dat soorten die vrij schaars zijn en dus incidenteel slachtoffer lijken te worden meestal niet meegenomen worden in dergelijke beoordelingen. Het cumulatieve effect van alle energie-infrastructuur – door sterfte en habitatverlies – kan echter wel doorwerken op de populatieontwikkeling van de kwetsbaarste soorten. De vraag is nu voor meerdere soortgroepen en meerdere energietechnieken waar zich die eventuele ruimtelijke conflicten voordoen, hoe de cumulatieve impact gekwantificeerd kan worden nu en in de toekomst, en welke maatregelen kunnen worden getroffen om te voorkomen dat die soorten afnemen als gevolg van de groei van energie-infrastructuur. De breedte van het onderwerp maakte een breed consortium noodzakelijk, aangevoerd door Wageningen Environmental Research, met als partners Wageningen Marine Research, de Zoogdiervereniging, Sovon Vogelonderzoek, Vogeltrekstation/NIOO en Altenburg en Wymenga.

Dankwoord

Onze dank gaat uit naar Allix Brenninkmeijer (Altenburg en Wymenga) en Hein Prinsen (Bureau Waardenburg) voor hun bijdrage aan het hoofdstuk Monitoring, en naar Dennis Lammertsma, Marjolein van Adrichem, Tim Visser en Rene Henkens voor hun bijdrage aan de literatuurstudie (Wageningen Environmental Research) en naar Jenny Cremer voor haar bijdrage aan het maken van de kaarten. Tot slot danken wij Ben Verboom voor de review en redactie.

Speciale dank ook aan Sovon voor het beschikbaar stellen van de meest recente vogelverspreidingsdata voor de nog niet eens gepubliceerde nieuwe vogelatlas 2013-2016.

Samenvatting

Het doel van dit project is om bestaande kennis op een rij te zetten, zodat een negatief effect van de huidige en toekomstige energie-infrastructuur (te weten windenergie, hoogspanningslijnen, zonnepaneelvelden en waterkrachtcentrales) op de populatiegrootte van kwetsbare soorten vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en vissen beperkt kan worden. Dit rapport geeft antwoord op de volgende vragen:

1. Welke soorten zijn in potentie het kwetsbaarst voor extra sterfte of habitatverlies door energieprojecten?
2. Waar bevinden zich gebieden waar de verspreiding van de kwetsbaarste soorten overlapt met bestaande en geplande energie-infrastructuur?
3. Hoe is inzicht te krijgen in de cumulatieve omvang van sterfte en habitatverlies voor populaties van de kwetsbaarste soorten in Nederland?
4. Hoe verhoudt de impact van energie-infrastructuur zich tot andere antropogene sterfte en kan die kennis op dit moment worden gebruikt voor het ontwikkelen van maatregelen die de impact van energie-infrastructuur op soorten compenseren?
5. Hoe kan de kennis worden geïntegreerd voor het ontwikkelen van pragmatische oplossingen door de opdrachtgever, waarbij ontwikkeling van energie-infrastructuur niet ten koste gaat van populaties van kwetsbare soorten?

Maar een beperkt aantal soorten is kwetsbaar voor de ontwikkeling van energie-infrastructuur op land of op zee. Algemene soorten waar het goed mee gaat, met grote of groeiende populaties, kunnen extra sterfte of habitatverlies als gevolg van energie-infrastructuur gemakkelijk opvangen. Verder zijn maar een beperkt aantal soorten regelmatig slachtoffer van aanvaringen of gevoelig voor habitatverlies door energie-infrastructuur. In hoofdstuk 4-9 is een evaluatie gemaakt van de **relatieve kwetsbaarheid van soorten** binnen de vier soortgroepen voor de verschillende typen energie-infrastructuur. Hierbij is gebruikgemaakt van (a) de Nederlandse Rode Lijst-kwalificatie om een inschatting te maken van de populatiekwetsbaarheid van de soort in Nederland en (b) van bestaande slachtoffergegevens (door aanvaringen met windturbines of hoogspanningslijnen), verstoringsafstanden of expert judgement om een inschatting te maken van de relatieve gevoeligheid van een soort voor impact door energie-infrastructuur. De combinatie van (a) en (b) levert een kwetsbaarheidsindex, die gebruikt is om soorten in iedere soortgroep te rangschikken, van meest naar minder kwetsbaar. Het gaat hierbij dus om een theoretische benadering, die een rangschikking van soorten oplevert van *in potentie* kwetsbaarst naar minder kwetsbaar. In de praktijk is, vooral door gebrek aan gegevens over de daadwerkelijke effecten op populatieniveau, op dit moment onduidelijk wat de *daadwerkelijke* kwetsbaarheid is van de verschillende soorten voor energie-infrastructuur. Om dezelfde reden is ook niet iedere soort in de lijst automatisch kwetsbaar voor de impact van energie-infrastructuur.

Onder de kwetsbaarste **broedvogelsoorten op land** voor sterfte door aanvaringen met windturbines vallen vooral havikachtigen, maar ook uilen, valkachtigen en reigers. Voor de niet-broedvogelsoorten komt er een vergelijkbaar patroon uit, maar hier domineren roofvogels nog meer (hoofdstuk 4). Voor aanvaringen met hoogspanningslijnen zijn vooral reigers, uilen, strandlopers en snippen, Kieviten en plevieren, en meeuwen in potentie het kwetsbaarst. Voor de niet-broedvogelsoorten zijn dat vooral steltlopers en reigers, naast meeuwen en uilen. Weidevogels zijn het gevoeligst voor het verstorende effect van energie-infrastructuur, omdat ze uitwijken voor dergelijke hoog opgaande structuren in het open landschap dat het broedhabitat vormt. De verstoringsafstanden van hoogspanningslijnen en -masten lopen voor de verschillende weidevogelsoorten en masttypen sterk uiteen.

Voor **vogels op zee** geldt dat de kwetsbaarheid voor sterfte door aanvaringen met windparken op zee het grootst is voor grote mantelmeeuw, grote stern, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en aalscholver (hoofdstuk 5). Voor trek- en wintervogels zijn dit – in volgorde van afnemende kwetsbaarheid – vooral

grote zaagbek, brilduiker, zwarte stern, kuifduiker en kleine jager. De in potentie kwetsbaarste broedvogelsoorten voor getijdencentrales zijn zwarte stern, grote stern, dwergmeeuw, middelste zaagbek, visdief, dwergstern, fuut, eidereend en aalscholver; voor niet-broedvogelsoorten lijken vooral grote zaagbek, brilduiker en kuifduiker kwetsbaar.

Voor de selectie van de **kwetsbaarste vleermuissoorten** (hoofdstuk 6) is de populatiekwetsbaarheid niet gebruikt als selectiecriteria, omdat deze voor een groot aantal soorten voor de Nederlandse situatie niet bekend is. Naar verwachting zijn alle soorten gevoelig voor minimaal één type energie-infrastructuur, maar van een aantal soorten is meer bekend over gedrag en ruimtelijke verspreiding in Nederland. Er zijn daarom negen soorten geselecteerd waarvan voldoende bekend is voor een nadere analyse van hun kwetsbaarheid voor energie-infrastructuren op basis van expert judgement; deze soorten zijn het kwetsbaarst voor windturbines en niet kwetsbaar voor hoogspanningslijnen. Van tien in Nederland voorkomende vleermuissoorten is de kwetsbaarheid niet bepaald. De analyse suggereert dat de kwetsbaarste soorten voor windturbines zijn: bosvleermuis, rosse vleermuis, ruige dwergvleermuis en tweekleurige vleermuis, door het effect van aanvaringen, schokgolven, geluid, licht en habitatverlies. De kwetsbaarste soorten voor zonnepanelen zijn laatvlieger, grootoorvleermuis en tweekleurige vleermuis vanwege het optreden van habitatverlies. Voor geothermie zijn meervleermuis, watervleermuis en grootoorvleermuis kwetsbaar vanwege temperatuursveranderingen. Meervleermuis, watervleermuis zijn kwetsbaar voor de barrièrewerking van hydro-elektrische structuren.

Bij heien van windturbines en hoogspanningsmasten zijn effecten van geluid op vissen te verwachten. De kwetsbaarste soorten **zoetwatervissoorten** (hoofdstuk 7) voor dergelijk heien zijn gehoorspecialisten: grote modderkruiper, gestippelde alver, kopvoorn, serpeling, kroeskarper, sneep, barbeel en alver. Van de **trekvissen** zijn vooral paling en zalm kwetsbaar voor waterkrachtcentrales op de rivieren. Effecten op **zeevissen** zijn voor windturbineparken waarschijnlijk relatief gering, waarbij alleen voor hoogspanningskabels in de waterbodem onzekerheid bestaat over de mate van beïnvloeding van migratie en gedrag op zee op trekvissen en voor haaien- en roggensoorten (hoofdstuk 8).

Voor **zeezoogdieren** geldt dat de bruinvis het kwetsbaarst is tijdens de bouwfase van een windturbinepark, terwijl de twee zeehondensoorten niet alleen kwetsbaar lijken voor het onderwatergeluid tijdens de bouw, maar ook tijdens de operationele fase (hoofdstuk 9). De zeehondensoorten (met name de gewone zeehond) zijn kwetsbaar tijdens de operationele fase van getijdencentrales; voor de bruinvis is dat niet bekend.

Voor het verminderen van de populatie-impact van energie-infrastructuur worden in hoofdstuk 10 de effectieve **mitigatiemethoden** besproken voor het voorkomen van slachtoffers door energie-infrastructuur. Sterfte van vogels en vleermuizen door aanvaringen met windparken en hoogspanningslijnen kan op een efficiënte manier verminderd worden door: (1) strategische allocatie van turbines of lijnen op plekken waar het minst aantal slachtoffers zal vallen van soorten die (in potentie) kwetsbaar zijn of (2) door aantallen slachtoffers te beperken middels stilstand gedurende risicovolle perioden, habitatbeheer, betere turbinezichtbaarheid, afweermiddelen of verplaatsen van risicovolle turbines. De effectiviteit van geteste mitigatiemethoden voor het voorkomen van aanvaringen bij vogels en vleermuizen varieert sterk tussen methoden en soorten.

Een belangrijke vraag is waar zich gebieden bevinden waar de **verspreiding van de kwetsbaarste soorten overlapt met bestaande en geplande energie-infrastructuur**. In hoofdstuk 11 worden de concentraties van kwetsbare soorten vogels, vleermuizen en zeezoogdieren geconfronteerd met het bestaande en geplande netwerk van windparken en/of hoogspanningslijnen. De kwetsbare broedvogels voor windenergie komen wijdverspreid voor. Langs de kust en in laag-Nederland concentreren zich kwetsbare soorten voor windenergie en kwetsbare broedvogels voor hoogspanningslijnen. Op de kaart met de hoogspanningslijnen valt op dat een groot deel niet voorzien is van maatregelen om aanvaringen met vogels te voorkomen, en de effectiviteit van de maatregelen in andere gebieden is grotendeels onbekend. Wat betreft de vleermuizen is op dit moment te weinig bekend over de verspreiding en populatieomvang voor betrouwbare kaartbeelden en wordt hier volstaan met een optelling van de verspreidingsinformatie van de zes kwetsbaarste soorten

(hoogvliegende en/of trekkende soorten). Voor bruinvissen tot slot is vooral de verspreiding over het jaar belangrijk voor het voorkomen van schade door heien op zee.

Hoe is inzicht te krijgen in de cumulatieve impact van sterfte en habitatverlies voor populaties van de kwetsbaarste soorten in Nederland? Hoofdstuk 12 biedt een beknopt overzicht van de verschillende aspecten ten aanzien van de **ecologische monitoring van verschillende energie-infrastructuur**. De nadruk ligt daarbij op de effecten van windturbines en hoogspanningslijnen. Het geeft een overzicht van de monitoringprogramma's die plaatsvinden in de huidige situatie ten aanzien van aanvaringslachtoffers bij windturbines, hoogspanningslijnen en andere relevante energie-infrastructuur, welke data nodig zijn om de (cumulatieve) impact van sterfte op kwetsbare soorten vast te stellen en op welke wijze monitoring kan worden uitgevoerd om de impact op specifieke soorten of soortgroepen te kunnen kwantificeren (en hoe die variëren met lokale omstandigheden). Extra sterfte, verstoring en habitatverlies door aanleg en gebruik van energie-infrastructuur maken voor de meeste soorten deel uit van een scala aan antropogene drukfactoren, waarbij de impact op de populatie per soort verschilt. Als bekend is wat de **belangrijke andere sterftefactoren** door menselijke activiteiten zijn (hoofdstuk 13), kan afname van de sterfte of het habitatverlies voor die soorten mogelijk bijdragen aan maatregelen ter compensatie van het effect door energie-infrastructuur. Uit de analyse van ringgegevens wordt afgeleid dat met name op het gebied van verkeerssterfte compensatiemogelijkheden zouden bestaan voor de meeste groepen vogels, en in het bijzonder voor sommige roofvogels en uilen. Verstoring door recreatie en abiotische condities die te maken hebben met landbouw en klimaatverandering lijken vooral een grote rol te spelen voor landvogels. Pesticiden in de landbouw zijn naast sloop en renovatie van gebouwen belangrijke drukfactoren zijn voor vleermuizen, waarvoor ook potentiële compensatiemogelijkheden op het gebied van gebouwen, bosbouw en verkeer mogelijk zijn. De analyse voor zeevogels suggereert dat visserij een sleutelrol speelt voor soorten en compensatie van negatieve effecten bij zeezoogdieren lijkt mogelijk door verstoring in het voortplantingsseizoen tegen te gaan (zeehonden) en door maatregelen die moeten voorkomen dat bruinvissen het slachtoffer worden van bijvangst in de visserij. Compensatiemogelijkheden worden veelal beperkt doordat sommige drukfactoren buiten onze invloedssfeer liggen (zoals klimaatverandering) of zijn lastig te beïnvloeden zijn vanwege economische belangen en Europese wet- en regelgeving (landbouw, visserij). Voor veel soorten zijn er wellicht toch mogelijkheden, maar dat kan alleen worden vastgesteld op basis van aanvullend, diepgaand onderzoek naar specifieke soorten en populaties en de precieze aard van de bedreigingen en compensatiemogelijkheden.

In **Synthese voor oplossingsrichtingen** (hoofdstuk 14) wordt besproken hoe de hier gebundelde kennis bijdraagt aan het vormen van beleid met betrekking tot energie-infrastructuur op land en op zee. Hoe kan, gezien de kennishiaten, zo goed mogelijk worden omgegaan met de energie-ontwikkeling waarbij negatieve effecten op soorten zo veel mogelijk beperkt blijven? Gezien de belangrijke kennishiaten dienen belangrijke foerageer-, rust- en broedgebieden voor de kwetsbaarste soorten buiten beschouwing te worden gelaten bij verdere ontwikkeling van windparken en hoogspanningslijnen. Als strikt gebruik wordt gemaakt van het voorzorgbeginsel kunnen echter grotere gebieden dan misschien noodzakelijk worden uitgesloten voor windparken of hoogspanningslijnen. Daarom zouden oplossingen niet alleen gericht moeten zijn op de planningsfase, maar ook op de operationele fase van windparken. Deze benadering, het zogenaamde 'adaptieve management', kan worden gekarakteriseerd door het bijstellen van acties gericht op het halen van doelen op basis van continue monitoring. Zo kan de normale gang van zaken om negatieve effecten te voorkomen door mitigatie en eventueel compensatie worden versterkt door verplichte monitoring, in combinatie met noodzakelijke aanpassingsmaatregelen; zoals wanneer blijkt dat tijdens monitoring meer slachtoffers onder soorten vallen dan voorzien op basis van een voorzorgsprincipe. Een dergelijke benadering zou zeker aan te raden zijn voor de hier geïdentificeerde kwetsbare soorten, die al onder druk staan door andere (antropogene) drukfactoren. Robuust beheer zou zich dan richten op een betere kwantificering van aantallen slachtoffers en habitatverlies van de kwetsbaarste soorten, evaluatie van het effect van die cumulatieve impact op de populaties van die soorten, maatregelen ter verbetering van hun habitat (en reproductief succes en overleving) ter compensatie, en mitigatiemaatregelen (zoals tijdelijke stilstand). In het kader van de voorspelde toename van windparken en hoogspanningslijnen wordt aanbevolen om (1) de potentiële gevolgen van aanvaringen met energie-infrastructuur op de populatieontwikkeling van de kwetsbaarste soorten beter te

onderzoeken, waarbij als eerste stap een selectie wordt gemaakt van de kwetsbaarste soorten waarvoor een dergelijke impact in belangrijke mate de populatieomvang kan beïnvloeden, (2) specifieke mitigatiemethoden te onderzoeken en hun effectiviteit te testen in die gebieden waar dergelijke soorten geconcentreerd voorkomen en (3) populaties van kwetsbare soorten te versterken door het terugdringen van andere antropogene drukfactoren of het verbeteren van habitat. Concrete suggesties in die richting zijn:

- Populatiemodelstudies van kwetsbare soorten worden sterk aanbevolen om inzicht te vergroten in het effect van cumulatieve sterfte door (vooral) windparken of hoogspanningslijnen, of door hun impact op habitatkwaliteit. De studies zouden zich moeten richten op die soorten die in potentie het kwetsbaarst zijn voor het effect van aanvaringen of habitatverlies en maken ook duidelijk welke soorten in dit verband extra aandacht verdienen. Dergelijke modellen zijn ook noodzakelijk om in de toekomst de (potentiële) effectiviteit van eventuele compensatiemaatregelen te bepalen.
- Verdere studies om de aanvaringsrisico's van vogels bij windturbines te kwantificeren worden aanbevolen, vooral omdat kennis van ontwijkgedrag tot op heden zeer beperkt is, juist voor de hier geïdentificeerde kwetsbare soorten. Dit maakt voorspellingsmodellen van aanvaringssterfte inherent onbetrouwbaar voor individuele windparken. Kennis over ontwijkgedrag en vliegbewegingen zullen tot betere schattingen van sterfte leiden voor de kwetsbaarste soorten, waardoor het effect van die sterfte via populatiemodellen ook beter gekwantificeerd kan worden.
- Aangezien er maar beperkte mitigatiemogelijkheden zijn om effecten van bestaande energie-infrastructuur te limiteren voor sommige soorten, zou een verdere toename ervan gepaard moeten gaan met beschermingsmaatregelen die gericht zijn op het verminderen van andere antropogene effecten op de kwetsbaarste soorten. Compenserende maatregelen dienen niet alleen op projectniveau te worden vastgesteld, maar vooral ook in het kader van regionale planning of op basis van nationale soortenbeschermingsplannen, waar de Rijksoverheid een belangrijke rol in kan spelen.

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

De verplichtingen van Nederland in het kader van soortbescherming zoals voorgeschreven door de Wet natuurbescherming (Wnb) staat mogelijk de realisatie van projecten in het kader van de energietransitie in de weg, waardoor een patstelling kan ontstaan. Hoe zijn onacceptabele negatieve effecten van energieprojecten op het voortbestaan van soorten, een negatief effect op de populatieontwikkeling, te beperken? Het doel van dit project is om een globaal beeld te krijgen van de impact van verschillende typen duurzame energieopwekking op verschillende soortgroepen op land en op zee, en hoe dit te minimaliseren.

Kernvragen zijn:

1. Welke soorten zijn in potentie het kwetsbaarst voor extra sterfte of habitatverlies door energieprojecten?
2. Waar bevinden zich gebieden waar de verspreiding van de kwetsbaarste soorten overlapt met bestaande en geplande energie-infrastructuur?
3. Hoe is inzicht te krijgen in de cumulatieve omvang van sterfte en habitatverlies voor populaties van de kwetsbaarste soorten in Nederland?
4. Hoe verhoudt de impact van energie-infrastructuur zich tot andere antropogene sterfte en kan die kennis op dit moment worden gebruikt voor het ontwikkelen van maatregelen die de impact van energie-infrastructuur op soorten compenseren?
5. Hoe kan de kennis voor het ontwikkelen van pragmatische oplossingen door de opdrachtgever worden geïntegreerd, waarbij ontwikkeling van energie-infrastructuur niet ten koste gaat van populaties van kwetsbare soorten?

Het projectresultaat zal dienen als grondstof voor een zogenaamde 'natuur-inclusieve energietransitie', met behoud en ontwikkeling van natuurwaarden in Nederland. De antwoorden op de onderzoeksvragen moeten een set aan basisgegevens opleveren die kunnen dienen als uitgangspunt voor de uitwerking van een of meer oplossingsrichtingen.

1.2 Leeswijzer

Dit rapport behandelt uitsluitend de effecten van energie-infrastructuur op populaties van kwetsbare soorten vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en vissen in Nederland. Hier zijn dus niet meegenomen economische of maatschappelijke overwegingen die geen betrekking hebben op natuur, maar bijv. op andere effecten zoals welzijn. Zowel de eventuele effecten als de mitigatiemogelijkheden zijn specifiek voor de soortgroep en het type infrastructuur (bijvoorbeeld vogels op land en windturbines op land). We gebruikten daarom een matrix met combinaties van energie-infrastructuur met de soortgroepen waarbij bepaalde combinaties in aparte paragrafen behandeld worden, terwijl andere combinaties minder of niet relevant zijn en geen eigen paragraaf krijgen. In elk hoofdstuk dat betrekking heeft op de specifieke soortgroepen worden eerst de effecten die werden gevonden in de literatuur per energietechniek samengevat. Daarna wordt ingegaan op hoe de kwetsbaarste soorten worden onderscheiden. In de volgende paragraaf wordt dan het resultaat beschreven. Algemene soorten waar het goed mee gaat (grote en/of groeiende populaties), kunnen extra sterfte of habitatverlies als gevolg van energie-infrastructuur makkelijker opvangen dan die met kleine en/of afnemende populaties en worden verder van behandeling uitgesloten in dit rapport.

Wat betreft de soortgroep landvogels kijken we eerst naar effecten van windturbines op land (paragraaf 3.1), hoogspanningslijnen (paragraaf 3.2) en zonnepanelenvelden (paragraaf 3.3). Effecten van waterkracht zijn hier niet aan de orde. Voor de vleermuizen ligt de focus op effecten van

windturbines op land en op zee (resp. paragraaf 6.1 en 6.2). Zeezoogdieren hebben vooral met windturbines op zee te maken (paragraaf 9.2). Alle kennis per soortgroep over mitigatiemogelijkheden is samengebracht in hoofdstuk 10. Hoofdstuk 11 behandelt de overlap tussen energie-infrastructuur en diergroepen. Het belang en de aanpak van monitoring worden beschreven in hoofdstuk 12. Voor zover er informatie over de soortgroepen vissen en zeezoogdieren beschikbaar is, wordt deze ook kort behandeld. In het hoofdstuk antropogene drukfactoren wordt beschreven hoe relevant andere door de mens veroorzaakte sterfte is in vergelijking met die door energie-infrastructuur. Hoofdstuk 14 ten slotte bevat een synthese van de verzamelde kennis ten behoeve van de oplossingsrichtingen en aanbevelingen voor beleid.

2 Literatuuronderzoek

Wat betreft de energie-infrastructuur zelf en de verwachtingen daaromtrent, is op aangeven van de opdrachtgever vooral gebruikgemaakt van de World Energy Outlook 2017 van het International Energy Agency en van de Nationale Energieverkenning 2017, zoals opgesteld door het Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN), samen met het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) en met bijdragen van de Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO.nl). Waar nodig is dit aangevuld met cijfers van het CBS of publicaties van het PBL of het energierapport of de energieagenda van het ministerie zelf. Voor de hoogspanningslijnen is gebruikgemaakt van cijfers van TenneT als onafhankelijk beheerder van het hoogspanningsnet in Nederland. Voor windenergie is soms gebruikgemaakt van cijfers van de Europese brancheorganisatie WindEurope.

Voor de weergave van de stand van kennis omtrent effecten van energie-infrastructuur op natuur, en hoe die kunnen worden voorkomen, hebben we de literatuur op deze onderwerpen onderzocht. In Google Scholar en de Scopus-database is gezocht naar technische rapporten en peer-reviewed artikelen over sterfte, habitatverlies en mitigatie van de vier soortgroepen (vogels, vleermuizen, zeezoogdieren en vissen) in relatie tot de hier beschouwde energie-infrastructuur. Hierbij hebben we zoektermen gebruikt die betrekking hebben op de soortgroepen en de energie-infrastructuur. De gebruikte zoektermen, zoals 'avian wind turbine', 'power lines bats' en 'mitigation wind power bats' (en variaties hierop, gebruikmakend van andere soortgroepnamen en energietechnieken), werden gesteld in het Engels, maar werden ook vertaald naar Nederlands en Duits. Daarnaast hebben we de referentielijsten in de gevonden literatuur gescreend op additionele bronnen.

In totaal hebben we op deze manier 844 referenties gevonden waarvan ongeveer een kwart relevant werd bevonden voor de literatuurreview en beschrijving van effecten. Iedere referentie is gescreend en toegekend aan een van de categorieën 'impact van energie-infrastructuur op soortgroep' of 'mitigatie'. Vervolgens is voor iedere referentie de impact bepaald, d.w.z. welk effect op de populatie werd gevonden, of het een significant effect was en tot welke afstand – gemeten vanaf de structuur – het effect werd gemeten. Om inzicht te krijgen in de mitigatiemogelijkheden is eveneens onderzocht wat de effectiviteit was van de methode, of die leidde tot een significante daling van slachtoffers, habitatverlies of impact op de populatie, en tot op welke afstand de mitigatiemaatregel effectief was.

3 Energietechnieken

In dit hoofdstuk gaat het vooral om een technische beschrijving van de energie-infrastructuur, de schaal waarop de techniek wordt toegepast en de toekomstperspectieven met betrekking tot de ontwikkeling van de energie-infrastructuur in Nederland. Allereerst schetsen we de wereldwijde scenario's uit de *World Energy Outlook 2017* van het Internationale Energie Agentschap (IEA) en daarna het beeld voor Nederland.

Het IEA beschrijft twee scenario's voor 2040: het *New Politics Scenario* (NPS) en het *Sustainable Development Scenario* (SDS). Het NPS gaat uit van het bestaande beleid en de aangekondigde beleidsintenties. Het NPS neemt de UN *Sustainable Development Goals* als uitgangspunt en schetst dan wat nodig is om die doelen te bereiken. Het NPS heeft als resultaat dat 40% van de gebruikte energie duurzaam zal zijn in 2040. De uitstoot van broeikasgassen blijft echter stijgen tot 2040, mede omdat de verwachting is dat de transportsector en de industrie ver achterblijven in het terugdringen van de uitstoot. Vastgesteld wordt dat dit resultaat onvoldoende is om de klimaatdoelstellingen te halen. Het SDS gaat ervan uit dat in 2040 het aandeel duurzame energie dubbel zo hoog is (80%), dat er een zeer snelle groei in elektrisch vervoer en transport zal zijn en dat in het algemeen door goed beleid de uitstoot van broeikasgassen wordt teruggedrongen.

Een notitie over de nationale kosten van de energietransitie in 2030 van het PBL (Koelemeijer *et al.*, 2017) schetst een groot aantal opties (combinaties van energietechnieken) voor het invullen van de energievraag in 2050 voor 80-95% emissiereductie ten opzichte van 1990. Naast windenergie en zonnestroom spelen omgevingswarmte en meer traditionele energieopwekking met biomassa en fossiele energie – met en zonder het afvangen van CO₂ (*Carbon Capture and Storage, CCS*) – een belangrijke rol. Ook dit kan doorwerken op de staat van instandhouding in Nederland van kwetsbare soorten. In deze opdracht wordt hieraan geen aandacht besteed. Het zou ook een te complex vraagstuk zijn om op dezelfde manier te behandelen als de hier wel beschreven energie-infrastructuur.

Ook het besparen op gebruik van energie is te beschouwen als een energietechniek om in de toekomstige vraag te kunnen voorzien. Zonder besparing zou immers in de door besparingen (door isolatie, efficiëntere technieken) vermeden vraag voorzien moeten worden met de inzet van meer opwekkingstechniek en transportcapaciteit (hoogspanningslijnen). Aan energiebesparing als energietechniek wordt hier verder geen aandacht besteed. Bij de beschrijving van 'andere sterfteoorzaken' bij de kwetsbaarste soorten wordt hieraan wel gerefereerd.

3.1 Hoogspanningsnet

3.1.1 Bovengrondse hoogspanningslijnen

Hoogspanningslijnen bestaan uit masten met daaraan draden die samen een stroomleiding vormen voor transport van elektriciteit. In Nederland zijn er bovengrondse hoogspanningslijnen op meerdere spanningsniveaus (veelal 380, 220, 150 of 110 kilovolt) met meer lijnen en hogere masten naarmate het spanningsniveau hoger is en de transporten groter zijn. Er is een grote variatie in masten en wijze van bedrading. Nederland is al voorzien van een dicht hoogspanningsnet, maar er is nog een aantal substantiële verdichtingen en verzwaringen nodig om het net aan te passen aan de toenemende behoeften.¹

¹ <http://www.hoogspanningsnet.com/netkaart/algemeen/>
<http://www.hoogspanningsnet.com/weten/stroomcursus/>

3.1.2 Ondergrondse hoogspanningslijnen

Op land liggen de meeste distributienetten met een spanningsniveau lager dan 110/150 kV onder de grond. In zee en in grote wateren liggen ook hoogspanningskabels met een hogere spanning onder het bodemoppervlak en soms op de waterbodem. Ten behoeve van de aansluiting van windparken op zee en interconnectie met andere landen zal er nog een aantal hoogspanningskabels gelegd moeten worden. Het PBL gaat ervan uit dat voor het halen van de klimaatdoelstellingen minimaal 75 GW aan opgesteld windturbinevermogen nodig is. Het IEA verwacht dat in 2030 in de Europese Unie (volgens het NPS) windenergie de grootste bron van duurzame energie zal zijn. Ontwikkeling van wind op zee op een dergelijke schaal vraagt om de aanleg van meer hoogspanningskabels en opslagmogelijkheden en mogelijk eilanden op zee. Het is allemaal nog geen beleid, maar als dit werkelijkheid wordt, zal er veel meer infrastructuur worden aangelegd dan nu voorzien.



Figuur 3.1 Bestaande hoogspanningsleidingen naar windparken in het Nederlandse deel van de Noordzee. Deze kaart toont geen internationale stroomverbindingen (bron: TenneT).

3.2 Windenergie

3.2.1 Turbines op het land

Sinds de jaren zeventig hebben moderne windturbines een ontwikkeling doorgemaakt naar turbines met drie wieken, naar steeds hogere turbines met grotere rotoren en meer turbinevermogen. Gangbare turbines op land hebben een vermogen van 5 MW en een ashoogte van 100 m. De grootste turbines worden (vooral) geplaatst op zee. Behalve grote turbines zijn er ook allerlei typen kleinere turbines voor de gebouwde omgeving ontwikkeld. De toepassing hiervan zet nog niet door en lijkt geen ontwikkeling om rekening mee te houden bij het beschrijven van effecten op natuur.

Rijk en IPO/provincies hebben een doelstelling van 6000 MW operationeel vermogen wind op land in 2020. Aan het eind van 2016 stond er in Nederland 3.297 MW operationeel vermogen (Monitor Wind op Land 2016; RVO 2017). Eind 2016 was er in Nederland 639 MW meer projectcapaciteit gepland dan strikt benodigd voor de doelstelling in 2020 (110,5%). Wereldwijd maakt windenergie momenteel een sterke groei door en de kostprijs is gedaald tot beneden die van stroom uit fossiele bronnen. Wanneer provincies of gemeenten lokale weerstanden tegen kleinere windprojecten weten te overwinnen, is een verdere groei misschien mogelijk. De windenergiesector (Windeurope.org 2017) verwacht dat in Nederland in 2030 tussen 8 en 15 GW aan vermogen op land geïnstalleerd is.

Figuur 3.3 toont de geplaatste windturbines medio 2017 en de nog te bouwen windparken waar medio 2017 al wel subsidie is toegekend. Eind 2017 is er voor nog 1.179 MW subsidie voor windenergie op land aangevraagd (niet in deze figuur)².

² <https://www.rijksoverheid.nl/ministeries/ministerie-van-economische-zaken-en-klimaat/documenten/kamerstukken/2017/11/10/kamerbrief-over-verloop-najaarsopenstelling-sde-2017>



Figuur 3.2 Bestaande en geplande windturbines op land (bron: RVO). Reeds geplaatste turbines zijn weergegeven met een stip. Toegekende subsidies tot halverwege 2017 met een cirkel. Dit heeft meestal betrekking op windparken.

3.2.2 Windturbines op zee

De grootste turbines van dit moment zijn van Vestas: 220 m hoog met wieken van 80 m, dus een rotordiameter van 160 m, en een turbine met een vermogen van 9 MW. Zoals eerder gemeld, lijkt een groei naar 12-15 MW mogelijk.

De installatie van windturbines op zee is duurder dan op land vanwege de funderingen in meestal enkele tientallen meters diep water en de benodigde elektriciteitskabels naar het vasteland. Daarentegen zijn de windsnelheden op zee over het algemeen wel hoger dan op land, waardoor het

rendement van individuele turbines hoger is. Als gevolg van snelle technische ontwikkelingen en de wijze van tenderen is de prijs van windstroom van zee snel gedaald (IEA). Nu al worden in tenderprocedures projecten aangeboden zonder gebruik van subsidie. Er zijn ook al windturbines zonder fundering, maar deze zijn vooral aantrekkelijk voor diep water en waarschijnlijk minder interessant voor het NCP.

In 2017 zijn er in het Nederlandse deel van de Noordzee vier windparken in gebruik met een gezamenlijk vermogen van 957 MW. Uiterlijk in 2021 komt daar nog minimaal tweemaal 700 MW bij in het windenergiegebied Borssele, en nog driemaal minimaal 700 MW voor de Hollandse Kust die in 2023 gereed zijn. Daarmee gaat de Rijksoverheid aan de in het Energieakkoord afgesproken doelstelling voor windenergie op zee van 4.450 MW in 2023 voldoen³. Voor 2030 wordt in de energieagenda een doorgroei voorzien van 1.000 MW per jaar in de periode 2024-2030. In het regeerakkoord van Rutte III is deze ambitie bevestigd (4 Mton komt hiermee overeen). Dan zou er in 2030 circa 11.500 MW windenergie op zee staan. Het totale potentieel in Nederland voor windenergie is door het PBL geschat op circa 35 GW (PBL, 2017). Niet uit te sluiten is dat windenergie nog een veel sterkere groei zal doormaken. In figuur 3.3 zijn de bestaande en geplande windparken op zee weergegeven.

³ Rijksoverheid.nl



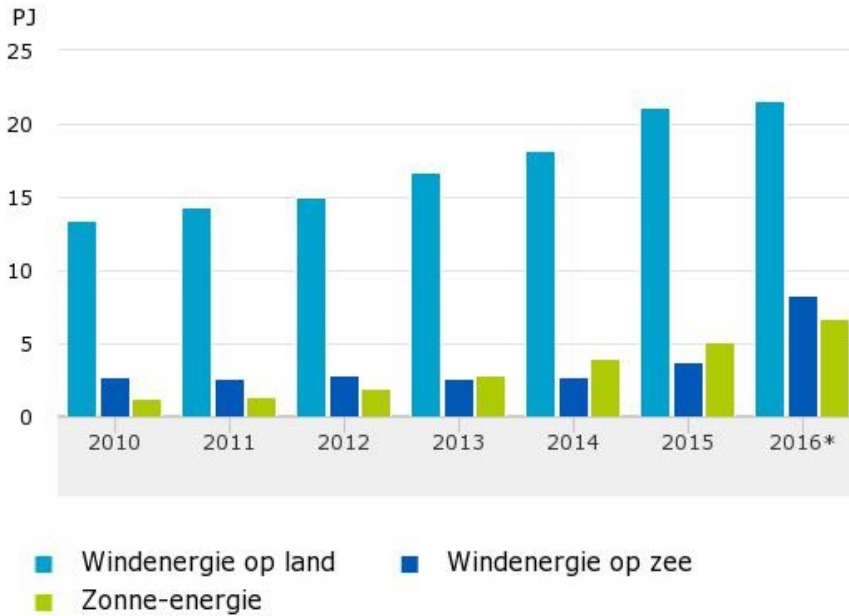
Figuur 3.3 Kaart met bestaande windparken (in rood), windenergiegebieden van de routekaart 2023 (in blauw) en windenergiegebieden van de routekaart 2030 (in groen). Bron: Ministerie van Economische Zaken en Klimaat.

3.3 Zonnepanelen

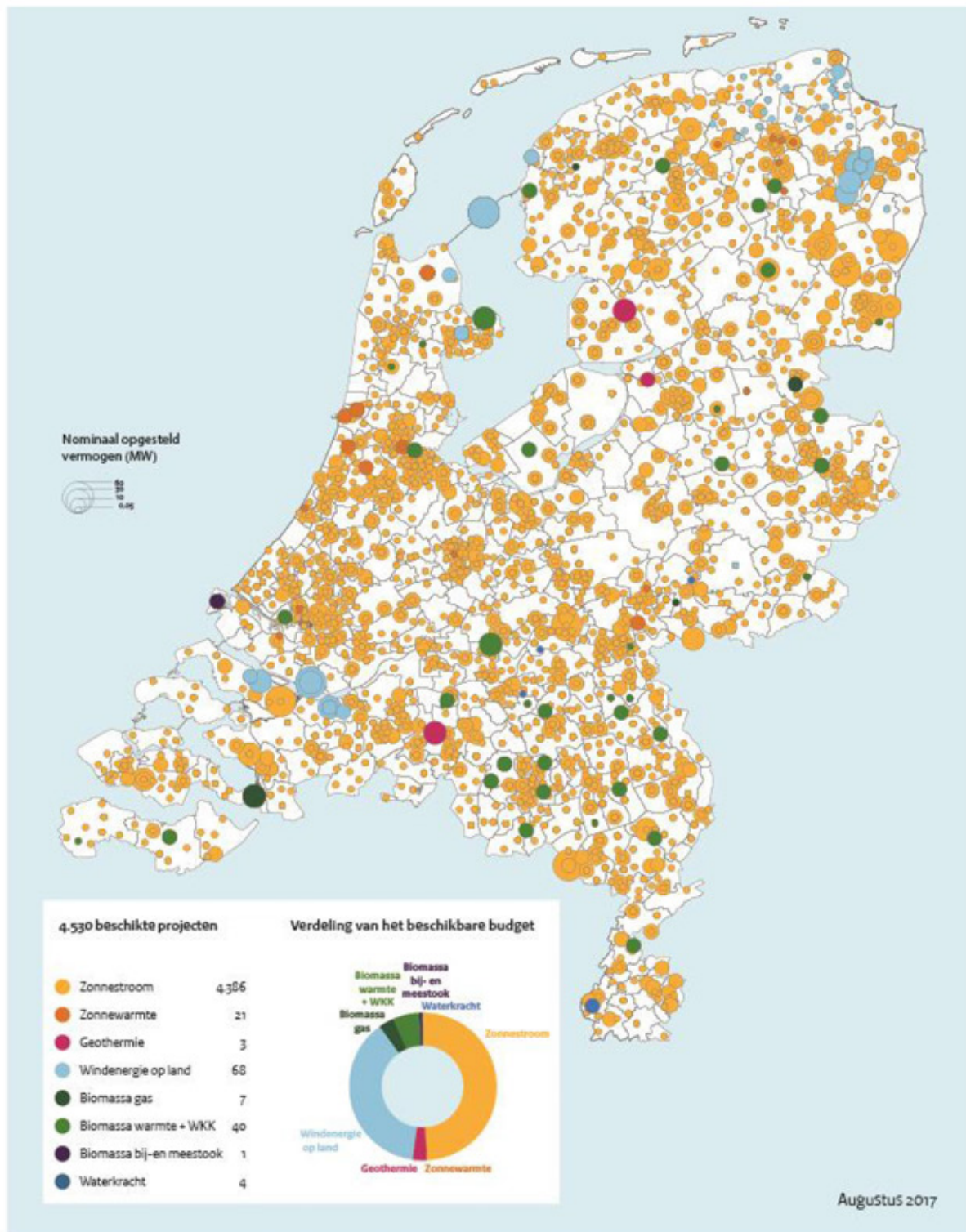
Al enkele decennia worden zonnepanelen toegepast op schuine en platte daken. In het algemeen is een eenvoudige balkconstructie nodig om zonnepanelen op bestaande pannendaken te bevestigen en voor platte daken een box of frame. Dergelijke frames kunnen ook op de grond worden toegepast voor zonnepanelenvelden. De recentste ontwikkeling is plaatsing van zonnepanelen op een drijvende constructie op oppervlaktewater. Zonne-energiecentrales, waarbij door een cirkelvormig veld van spiegels warmte wordt geconcentreerd om met stoomturbines elektriciteit op te wekken, zijn in Nederland bij gebrek aan zon niet rendabel en worden niet besproken.

3.3.1 Zonnepanelen op gebouwen en bouwwerken

Tot begin 2017 is er ongeveer 2200 MWp fotovoltaïsch (PV) vermogen opgesteld in Nederland (figuur 3.5). Hierbij gaat het nog vooral om zonnepanelen op daken. Zonne-energie maakt nu echter een snelle ontwikkeling door, ook in Nederland. Begin 2017 is er in 4386 projecten voor 2354 MW opgesteld vermogen subsidie toegewezen door RVO (figuur 3.6). In de najaarsronde van 2017 is er nog eens door 5456 projecten voor 3.221 MW aangevraagd.



Figuur 3.4 Ontwikkeling zonne-energie in Nederland in vergelijking met de ontwikkelingen van windenergie (bron: CBS).



Figuur 3.6 Beschikkingen voor SDE+ 2017 subsidies voor projecten van verschillende energietechnieken in Nederland. Bron: RVO.

In de PBL-berekening van de nationale kosten energietransitie in 2030 (Koelemeijer *et al.*, 2017) wordt rekening gehouden met 8.000 MW gesubsidieerd PV-vermogen. Dit zal echter niet het maximale opgestelde vermogen zijn in 2030. Het PV-potentieel op daken is 66.000 MW (PBL en DNV GL, 2014), ervan uitgaande dat twee derde van het 600 km² dakoppervlak van woningen en utiliteitsgebouwen geschikt is.

3.3.2 PV op de grond

In 2016 is er nog slechts een tiental zonneparken in Nederland met een gemiddelde van 2,3 MW aan opgesteld vermogen, hoewel er al wel enkele tientallen projecten in voorbereiding zijn met oppervlaktes van 5-10 ha. Met het steeds goedkoper worden van zonnepanelen en omvormers wordt een steeds grootschaliger toepassing van zonnepanelen gerealiseerd. Ook in Nederland worden op de grond 'zonnevelden' van enkele hectares aangelegd (RVO SDE+ rapportage); een bruikbare vuistregel hierbij is dat 1 ha ongeveer 1 MW aan opgesteld vermogen oplevert. Een recente ontwikkeling is om zonnevelden te combineren met windturbines door dezelfde netaansluiting te benutten. Dit levert grote besparingen op aan aansluitkosten en stabiliseert het net, omdat er zelden veel wind is als de zon volop schijnt. Een voorbeeld is het windturbinepark Nijmegen-Betuwe, met vier turbines van 2,5 MW (samen 10 MW) en een zonneveld van 18.000 panelen (7 MW). In principe is er ruim voldoende zon om de totale elektriciteitsconsumptie in Nederland op te wekken met PV, wat neerkomt op 150.000 MW geïnstalleerd vermogen (PBL en DNV GL, 2014). Dit is nu niet realistisch, omdat de momenten dat de elektriciteit met zonnepanelen wordt geproduceerd (m.n. in de zomer als de zon schijnt) niet overeenkomen met de vraag naar elektriciteit die meer verspreid over het jaar voorkomt.

3.3.3 PV op het water

In 2017 is op de Slufter op de Maasvlakte de eerste proef genomen met drijvende zonnepanelen. Ook worden in de glastuinbouw zonnepanelen op water toegepast. In China is, eveneens in 2017, al een drijvend zonneveld van 40 MW gerealiseerd⁴. Het voordeel van zonnepanelen op water is dat ze gemakkelijk mee kunnen draaien met de zon, waardoor het rendement toeneemt. Ook kunnen zonnepanelen op het water koeler blijven dan op land of gebouwen, wat ook een positief effect heeft op het rendement. Zonnepanelen op water zouden dus wel eens op grote schaal toegepast kunnen gaan worden. Onduidelijk is nog of er ook al drijfsystemen ontwikkeld zijn of kunnen worden die golfslag aankunnen; zeker op zee zal dat een hele uitdaging zijn. De ambitie van de Nederlandse zonne-energiesector is om te groeien naar 100 GW (100.000 MW) in 2050 (ECN en WUR, 2017). Uitgaande van 1 ha per MW is de benodigde oppervlakte urbaan, land en water dan 100.000 ha, waarvan maximaal 40% op gebouwen.

⁴ <http://www.prnewswire.com/news-releases/the-worlds-largest-floating-pv-power-plant-of-40mw>



Fig. 3.7 Foto zonnepanelen op het water (foto: Wattco, Maasdijk).

3.4 Waterkracht

In waterkrachtcentrales wordt de elektriciteit net als in windturbines opgewekt met een rotor verbonden met een generator. De as van de turbine zit onder water en is verbonden met een schepsschroef. Die as gaat draaien door de stroming van het water en een aan deze as gekoppelde generator wekt vervolgens de stroom op. Volgens het CBS wordt slechts 0,08% van de totale hoeveelheid stroom in Nederland opgewekt met waterkracht. Nederland heeft een aantal middelgrote waterkrachtcentrales in de grote rivieren.

3.4.1 Waterkracht uit stroming van zout water

Langs de kusten kunnen golven en getijdenstromen gebruikt worden voor het opwekken van energie. In Nederland zijn niet zo veel mogelijkheden om op die manier stroom op te wekken, omdat de Nederlandse Noordzee niet diep genoeg is. In de openingen van de Oosterschelddedam zijn in 2015 wel turbines met een gezamenlijk vermogen van 1,2 MW geïnstalleerd. De Tocardo-turbines zijn in 2013 voor het eerst uitgetoet in het Marsdiep tussen Den Helder en Texel. Een nadeel van dit soort turbines is dat er slachtoffers vallen onder vissen en zoogdieren door aanvaringen met de rotor of de schroef.

3.4.2 Waterkracht uit zoetwater

Net als op plekken met sterke getijdestromen kunnen in rivieren, tenminste waar sprake is van een sterke stroom, turbines worden opgesteld. In Nederland gebeurt dit slechts op vier plekken: op de Lek, de Nederrijn en op twee plekken in de Maas. Het is niet te verwachten dat deze techniek in de toekomst op veel grotere schaal toegepast gaat worden, o.a. vanwege belemmeringen voor recreatie-

en beroepsmatige scheepvaart. De energie wordt verkregen uit de enorme hoeveelheid water die in korte tijd passeert. De centrales worden juist bij stuwen geplaatst, omdat dan ook het hoogteverschil gebruikt kan worden. Het totaalvermogen aan waterkracht bedraagt in Nederland ongeveer 37 MW. Dit heeft betrekking op turbines die gebruikmaken van opgestuwd water.

3.4.3 Waterkracht uit golfslag

Niet alleen getijstromen en rivieren zijn geschikt voor energieopwekking. Dat kan ook aan de kust, met systemen die golfenergie omzetten in elektriciteit, zoals de Wells-turbine, Tapchan, de Wave dragon, de Wave rotor en de Waterschommel ([www. Milieucentraal.nl/waterkracht](http://www.Milieucentraal.nl/waterkracht)). Al jaren is men bezig technieken te ontwikkelen die stroom opwekken uit de deining van het water in zee. In Nederland zijn er geen reële perspectieven voor toepassing op grote schaal.

3.4.4 Waterkracht uit zoet-zoutverschillen: 'blauwe energie'

Met membraan-technologie kan energie, ook wel 'blauwe energie' genoemd, worden opgewekt uit het verschil in zoutconcentratie tussen zoet- en zoutwater. Het idee van membraan-technologie komt uit de biologie (celmembranen) en wordt bijvoorbeeld in Gore-tex-schoenen al veel toegepast. Blauwe energie kan worden opgewekt met twee technieken: osmose en omgekeerde elektrolyse. De restproducten van beide technieken zijn uitgefilterd sediment en brak water. Sinds de jaren zeventig houden onderzoekers zich bezig met deze techniek en de mogelijke toepassingen van blauwe energie, maar in Nederland is slechts sprake van kleinschalige toepassing. In april 2013 startte de bouw van een blauwe energie-proefinstallatie van 0,05 MW, die inmiddels een aantal jaren draait. Redstack, het onderzoeksbedrijf, doet onderzoek naar de invloed van verschillende membranen, afmetingen en stroomsnelheden, zodat duidelijkheid wordt verkregen over het financieel rendement. In potentie zijn er op veel plekken waar zoetwater grenst aan zoutwater, langs de Afsluitdijk en in de Delta, mogelijkheden voor blauwe energie. In dit rapport gaat de aandacht vooral uit naar de andere vormen van hernieuwbare energie.



Figuur 3.8 Mogelijke locaties voor blauwe energie in Nederland (bron: Looman en Verhoeven, 2012).

4 Vogels op land

4.1 Windturbines

Windenergieprojecten hebben een groot scala aan mogelijke effecten op verspreiding, mortaliteit, populatiegrootte en gedrag van vogelpopulaties van daarvoor gevoelige soorten (Drewitt en Langston, 2006; Schuster *et al.*, 2015), hoewel de effecten verschillen tussen soortgroepen (zie ook Bijlage 2a). Drewitt en Langston (2006) identificeerden aanvaringen, verplaatsing, barrière-effecten, habitatverandering en habitatverlies als de belangrijkste effecten die windparken op vogels kunnen hebben. Vooral de effecten van aanvaringen met windturbines en het habitatverlies door windenergie krijgen internationaal veel belangstelling in de pers en de (semi)wetenschappelijke literatuur (Marques *et al.*, 2014; Schuster *et al.*, 2015). Een selecte groep van soorten komt regelmatig in aanraking met windturbines op land, met voor sommige soorten frequente sterfte tot gevolg (Bijlage 2a). Aanvaringen met windturbines kunnen een bedreiging vormen voor de gunstige staat van instandhouding van populaties van vogels, met potentieel belangrijke, negatieve cumulatieve effecten door aanvaringen in verschillende windparken in een regio of land (Carrete *et al.*, 2009; Bellebaum *et al.*, 2013).

De belangrijkste effecten van windenergie hebben betrekking op broed-, winter- en trekvogels die vooral leven in open landschap (Devereux *et al.*, 2008; Douglas *et al.*, 2011; Pearce-Higgins *et al.*, 2012). Hierbij is zowel de aanlegfase als de operationele fase van belang (Schuster *et al.*, 2015).

Aanlegfase van windparken op land

Verschillende auteurs hebben de impact van de aanleg van windparken op vogels geanalyseerd. Hierbij zijn zowel positieve als negatieve effecten gevonden. (Pearce-Higgins, 2012) constateerden een niet-significante toename van wulpen op een nabijgelegen controleplek tijdens de bouw van een windpark. Deze wulpen waren vermoedelijk verstoord door bouwactiviteiten binnen het windparkgebied en verhuisd naar de referentieplaats. Soorten als roodborsttapuit, veldleeuwerik en graspieper namen daarentegen toe tijdens de bouwfase (Reichenbach en Steinborn, 2011).

Habitatverlies en barrière-effecten in de operationele fase

Naast het effect van sterfte bestaan er kansen op verlies van habitat door het verstorende effect van windturbines, voor een scala aan soorten van open land (Bijlage 2a). Hoewel het directe verlies van habitat door windparken vaak klein is (Fox *et al.*, 2006), veroorzaken windturbines in open landschappen vaak kwalitatief habitatverlies doordat ze de openheid van het landschap aantasten (Pruett *et al.*, 2009). Het ontwerp van windturbines (d.w.z. hoogte van de toren, rotorgrootte, torenbreedte) en het ontwerp van het windpark zelf beïnvloeden beide de perceptie van vogels van een gebied. Dit kan invloed hebben op de geschiktheid voor foerageer- en rustgebieden, wat kan resulteren in een verschuiving naar suboptimaal habitat (Rees, 2012).

De meerderheid van de vogelsoorten in Noordwest-Europa wordt waarschijnlijk niet op deze manier beïnvloed door operationele windturbines (Devereux *et al.*, 2008). Soorten die wel gevoelig zijn voor dit verstorende effect van windturbines zijn vooral vogels van open land, zoals weidevogels, ganzen en eenden, die in meer of mindere mate uitwijken voor opgaande elementen in het landschap (Johansson, 2001; Wallander *et al.*, 2006; Pruet *et al.*, 2009). Zangvogels van open landschappen lijken eveneens gevoelig voor turbines (Leddy *et al.*, 1999; Reichenbach en Steinborn, 2011). Vermijdingsgedrag kan het gevolg zijn voor vogels die de verticale structuren waarnemen als mogelijke zitplaatsen voor roofvogels (Pruett *et al.*, 2009). Het afschrikkende effect van opgaande landschapselementen treedt echter vaak op, onafhankelijk van het daadwerkelijk gebruik door predatoren (Walters *et al.*, 2014). Mogelijk is dergelijke vermijding sterker in meer natuurlijke landschappen dan in meer verstedelijkt gebied, hoewel dat onzeker blijft (Pearce-Higgins *et al.*, 2009). Ook is geen sterke relatie gevonden tussen de opwekkingscapaciteit, de turbinehoogte en het aantal turbines met ontwijkingsgedrag (Barclay *et al.*, 2007; Stewart *et al.*, 2007; Pearce-Higgins *et al.*,

2012), hoewel gewinning minder waarschijnlijk lijkt voor hogere turbines dan voor lagere turbines (Madsen en Boertmann, 2008).

Een aantal studies vergeleken dichtheden van vogels voor en na plaatsing van windturbines, waarbij de impact op populaties uiteenliep van geen effect tot sterke vermijding (Bijlage 2a). (Pearce-Higgins *et al.*, 2009) bijvoorbeeld vergeleken de vogeldichtheden bij twaalf windparken in Groot-Brittannië en kwamen tot de conclusie dat soorten als goudplevier, watersnip en tapuit de windpark-infrastructuur vermeden tot op 100-800 m, met een vermindering van de broeddichtheid tot ca. 50%. Andere studies vonden daarentegen geen negatieve effecten van windparken op vogeldichtheden of broedsucces (Reichenbach en Steinborn, 2006; Douglas *et al.*, 2011). Hötker (2006) vond dat broedvogels minder beïnvloed werden door hogere torens dan vogels buiten het broedseizoen, zoals Kieviten, die verder van turbines rusten met toenemende afstand van de turbines. Uit deze en andere studies komt ook naar voren dat vermijdingsgedrag kan variëren gedurende het jaar, waarschijnlijk grotendeels als gevolg van veranderingen in de lokale voedselsituatie (Douglas *et al.*, 2011), zoals een afnemende voedselbeschikbaarheid en daarmee een minder grote noodzaak om dichterbij de buurt van turbines te foerageren. Overwinterende eenden en ganzen ondervinden een versturende werking tot 800 m van windturbines (Pedersen en Poulsen, 1991), maar Madsen en Boertmann (2008) vonden dat kleine rietganzen na verloop van jaren gewend raakten aan de aanwezigheid van turbines, wat zorgde voor het verminderen van de verstoringafstand met de tijd. Er bestaat sowieso een grote variatie tussen ganzensoorten in gevoeligheid voor het versturende effect van windturbines. Zo lijken kolganzen tot op 600 m verstoord (Kruckenberg en Jaene, 1999) terwijl dat effect bij kleine rietganzen maar tot 100-200 m van turbines werd vastgesteld (Larsen en Madsen, 2000). Effecten van habitatverlies kunnen soms pas jaren na de bouw van een windpark zichtbaar worden. Een voorbeeld hiervan is het vermijdingsgedrag van veldleeuweriken in Duitsland, dat tot enkele jaren na de bouw van windparken niet kon worden waargenomen (Reichenbach en Steinborn, 2011).

Naast habitatverlies treedt barrièrewerking op door windparken. Dit effect is vooral zorgelijk wanneer vogels verder moeten vliegen omdat bewegingen tussen foerageer-, rust-, rui- en broedgebieden worden verhinderd, met nadelige gevolgen voor energiehuishouding en mogelijk voortplanting en overleving (Drewitt en Langston, 2006). Een barrière-effect van windturbines kan vooral tijdens migratie belangrijk zijn voor bepaalde vogelsoorten, aangezien de aanvliegroutes van hun foerageer- en rustplaatsen kunnen worden geblokkeerd door de turbines. Dit lijkt vooral van belang voor soorten met dagelijkse bewegingen tussen foerageer- en rustplaatsen, zoals ganzen, steltlopers en kraanvogels (Hötker *et al.*, 2005). Ooievaars, die dagelijks grote afstanden afleggen tussen nest- en foerageerplekken, passen als gevolg van dit versturende effect hun vliegeroutes aan (Langgemach en Dürr, 2013). Vergelijkbare vermijding van turbines is beschreven voor meeuwen, zwanen en Kieviten (Reichenbach en Steinborn, 2011; Fijn *et al.*, 2012; Everaert, 2014).

Sterfte tijdens de operationele fase: roofvogels

Niet alle soorten zijn even gevoelig voor aanvaringen. We kunnen bij voorbaat stellen dat de effecten door extra sterfte als gevolg van aanvaringen met windturbines het grootst zijn voor vogels die zich relatief vaak op rotorhoogte begeven en nauwelijks uitwijkingsgedrag vertonen (Drewitt en Langston, 2006). Er is consensus dat grote, zwevende soorten van open land zeer kwetsbaar zijn voor aanvaringen, wat blijkt uit relatief frequente aanvaringen en effecten op populatieontwikkeling. Roofvogels mogen hierbij gerekend worden tot een van de kwetsbaarste groep landvogels (Smallwood en Thelander, 2008; Madders en Whitfield, 2006; Baisner *et al.*, 2010; Ledec *et al.*, 2011; De Lucas *et al.*, 2012; Martinez-Abraín *et al.*, 2012; Dahl *et al.*, 2013). In Duitsland is bijvoorbeeld via langdurig onderzoek vast komen te staan dat rode wouw en buizerd frequent slachtoffer worden van aanvaringen met windturbines (Schaub, 2012; Bellebaum *et al.*, 2013). Ook torenvalk en zeearend zijn te vinden in de top 20 van aanvaringsslachtoffers in Noordwest-Europa⁵. Andere regelmatige aanvaringsslachtoffers zijn bruine en grauwe kiekendief, sperwer, visarend, oehoe, boomvalk en slechtvalk. Onderzoek heeft uitgewezen dat grotere soorten roofvogels een blinde vlek hebben boven en onder hun kop (Martin *et al.*, 2012). Door de typerende houding van de kop tijdens het vliegen wordt vooral onder en lateraal van de vliegrichting gekeken. De vogels zijn tijdens het vliegen om die

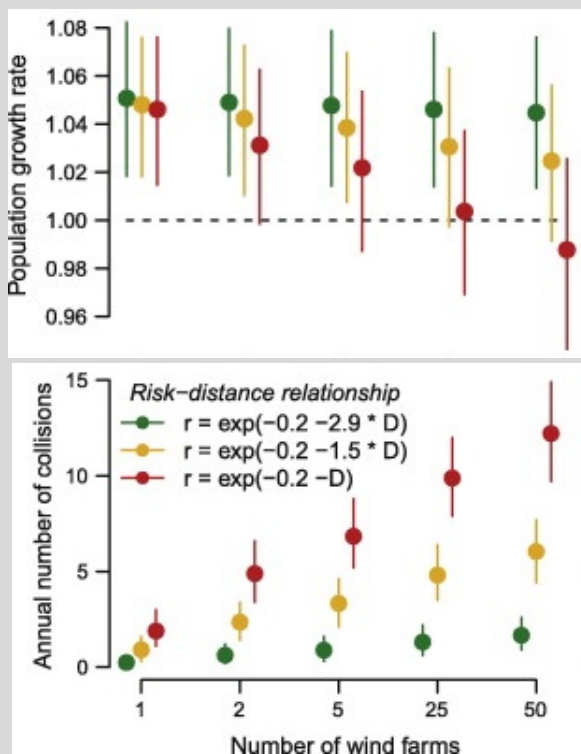
⁵ <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>

reden nagenoeg blind voor het naderende gevaar van ronddraaiende turbinebladen, wat verklaart waarom ze turbines niet lijken te vermijden (Dahl *et al.*, 2013). Dit verklaart zeer waarschijnlijk mede het relatief grote aantal aanvaringen onder roofvogels, waaronder vrij schaarse en zeldzame soorten (De Lucas *et al.*, 2012; Dahl *et al.*, 2013). Soms lijkt er zelfs sprake van een aantrekkende werking van turbines (Smallwood en Thelander, 2004; Skov *et al.*, 2016). Toch lijkt er wel degelijk sprake van vermindering van windturbines door roofvogels, hoewel dat soms sterk kan verschillen tussen soorten op één locatie (Garvin *et al.*, 2011; Hull en Muir, 2013; Cabrera-Cruz en Villegas-Patracá, 2016). De vermindering is soms minder groot bij een lagere rotatiesnelheid en bij lage turbinedichtheden (Smallwood en Thelander, 2004; Smallwood, 2007). Zo kunnen de risico's op aanvaringen en daarmee de sterfte sterk verschillen tussen individuele turbines. De reden van deze variatie in vlieggedrag ten opzichte van turbines is nog weinig begrepen, onder meer door gebrek aan informatie over het ontwijkgingsgedrag bij de meeste Europese roofvogels.

Omdat langlevende roofvogels relatief grote afstanden afleggen vanaf de nestplaats is de kans op aanvaring met permanente structuren zoals windturbines groot gedurende hun leven, zeker vergeleken met kleinere vogelsoorten. De negatieve effecten van windparken op roofvogels zijn in andere Europese landen geëvalueerd. In Noorwegen wordt bijvoorbeeld op het eiland Smøla al jaren de effecten van een windpark onderzocht op zeearenden (Dahl *et al.*, 2012; 2013). Hier is men tot de conclusie gekomen dat de voor zeearenden zeer nadelige allocatie van windturbines van grote invloed is geweest op de lokale zeearendenpopulatie; de toegenomen sterfte had als gevolg een populatieafname in en rond het windpark. Duitse studies laten zien dat het aantal en de ruimtelijke configuratie van windturbines een belangrijke rol hebben bij de achteruitgang van roofvogels als rode wouw, waarvan jaarlijks tot 3% van de totale populatie sterft door aanvaringen met windturbines (Schaub, 2012; Bellebaum *et al.*, 2013); Box 1. Studies in Spanje laten zien dat een beperkt aantal sterfgevallen door aanvaringen met turbines al een sterk negatief effect kan hebben op kwetsbare roofvogelpopulaties (Carrete *et al.*, 2009; Martínez-Abraín *et al.*, 2012). Naast de sterfte van bijvoorbeeld adulte vogels kunnen er ook indirecte effecten optreden, zoals een gemiddeld lager reproductief succes (Bevanger *et al.*, 2010). Ook in Noord-Amerika laten recente studies zien dat sterfte in voor roofvogels geschikte leefgebieden belangrijk kan zijn; waar populaties stabiel blijven, treedt soms grote sterfte op onder immigranten van elders, wat aangeeft dat het populatie-effect van aanvaringen tot ver buiten de grenzen van het windpark kan reiken (Katzner *et al.*, 2017).

Het risico op aanvaringen voor roofvogels is het grootst wanneer en waar roofvogels het meest algemeen zijn (Barrios en Rodríguez, 2004; Smallwood *et al.*, 2009; Carrete *et al.*, 2012; Martínez-Abraín *et al.*, 2012), maar niet in alle gevallen worden verbanden gevonden tussen roofvogelaantallen en sterfte (De Lucas *et al.*, 2008; Garvin *et al.*, 2011). Zeer hoge sterftecijfers voor roofvogels zijn onder meer vastgesteld bij windparken op de Altamont Pass in Californië (Howell en DiDonato, 1991; Orloff en Flannery, 1992) en in Tarifa en in Zuid- en Noord-Spanje (Barrios en Rodríguez, 2004). Bij Altamont is de hoge dichtheid aan prooidieren in en rond het windpark debet aan de grote aantallen slachtoffers, vooral onder steenarenden. In Spanje werden grote windparken gebouwd op locaties waar een groot aantal migranten passeren, bijvoorbeeld op bergpassen, of waar broedvogels gebruikmaken van winden om op te stijgen (Barrios en Rodríguez, 2004). In het algemeen geldt dat rond lineaire topografische elementen (Katzner *et al.*, 2012; Lucas *et al.*, 2012), in gebieden met veel prooi (Martínez-Abraín *et al.*, 2012) en in de buurt van broedplaatsen (Bevanger *et al.*, 2010; Eichhorn *et al.*, 2012) de risico's op aanvaringen het grootst zijn. Aanvaringsrisico's dalen soms exponentieel met een toename van de afstand van broedplaatsen tot de dichtstbijzijnde turbines (Eichhorn *et al.*, 2012), maar niet altijd (Carrete *et al.*, 2012). Windturbines worden regelmatig geplaatst in landbouwgebieden met een lage vegetatiedekking, waar de beschikbaarheid van prooien (hagedissen, insecten, muizen) voor roofvogels relatief hoog is (Smallwood *et al.*, 2007; Dürr, 2009; Mammen *et al.*, 2011; Bellebaum *et al.*, 2013). Bovendien kunnen bouwmaterialen of stenen die achterblijven na de bouw van turbines bijdragen aan de prooi beschikbaarheid, waardoor roofvogels en uilen aangetrokken worden door het gebied rond turbines (Smallwood en Thelander, 2004).

Box 1. Er is maar weinig informatie over de rol die de landschappelijke configuratie van windturbines hebben op populaties van kwetsbare soorten. Schaub (2012) onderzocht de invloed van de ruimtelijke configuratie van windparken met een simulatiemodel voor de Rode Wouw in Zwitserland. De simulaties lieten zien dat de populatie geleidelijk afnam met een toenemend aantal windturbines, maar dat het negatieve effect kan worden verzwakt als windturbines ruimtelijk worden geaggregeerd. Hoe meer de turbines waren geclusterd in plaats van ruimtelijk verspreid in het landschap, hoe minder het aantal aanvaringen en hoe kleiner het negatieve effect op populatieontwikkeling (zie Figuur box1). De resultaten waren sterk afhankelijk van de relatie tussen het aanvaringsrisico en de afstand tussen windturbines en nestlocatie van wouwen, maar de schaarse empirische kennis over deze relatie maakte voorspellingen onzeker. Aangezien het effect van windturbines op deze soort zowel afhankelijk is van het aantal turbines als van hun ruimtelijke configuratie, benadrukt de auteur het belang van milieueffectbeoordelingen op regionale schaal (zodat aantal bestaande en geplande turbines en hun ruimtelijke configuratie bekend zijn) in plaats van op lokale schaal (die van een individueel windpark).



Figuur box 1 Impact van een toenemend aantal windparken op rode wouwen in Zwitserland als het totaal aantal windturbines op 50 wordt gehouden (met andere woorden, het aantal parken op de x-as loopt op van 1 windpark met 50 turbines tot 50 parken van 1 turbine). De bovenste figuur geeft de relatie tussen het aantal windparken en de groei van de rode wouwpopulatie en de figuur beneden de relatie tussen aantal parken en het totale aantal wouwen dat jaarlijks wordt gedood door aanvaringen met een turbine. Getoond worden deze relaties voor drie risico-afstandsrelaties, waarbij risico's van aanvaringen variëren met afstand tot de dichtstbijzijnde turbine. Gegeven zijn het gemiddelde en de 95% betrouwbaarheidsintervallen (bron: Schaub, 2012).

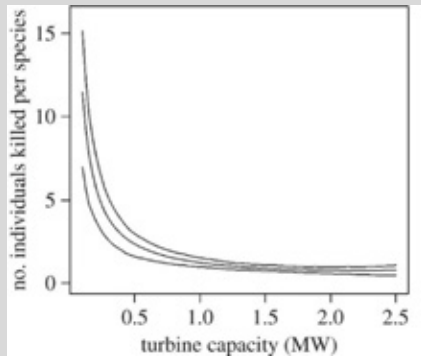
Vanwege hun grootte en hoge vleugelbelasting vliegen grotere roofvogels maar een beperkte hoeveelheid van de tijd actief, vooral om energie te besparen; de rest van de tijd wordt gecirkeld of gezweefd (Spaar, 1997; Dahl *et al.*, 2013), wat ze minder manoeuvreerbaar maakt in de vlucht (Smallwood en Thelander, 2004; Baisner *et al.*, 2010). Roofvogels zijn hierbij vooral afhankelijk van windstromen, die weer afhangen van weersomstandigheden, lokale topografie en luchttemperatuur (Hoover, 2002; Camiña, 2011; Katzner *et al.*, 2012). Zo kan het aanvaringsrisico groter zijn als de temperatuur laag is, door relatief zwakke thermiek, waardoor de vogels meer op rotorhoogte vliegen. Bovendien stijgt het risico van aanvaringen waar roofvogels opwaartse windstromen gebruiken om hoogte te winnen (Camiña, 2011; Katzner *et al.*, 2012). Daarnaast lopen lokale broedvogels, die vaker

op lagere hoogte vliegen (van en naar nestplaatsen), over het algemeen grotere risico's dan migrerende roofvogels (Katzner *et al.*, 2012). Tot slot varieert het aantal aanvaringen gedurende het seizoen met veranderingen in het vlieggedrag van roofvogels (Barrios en Rodriguez, 2004; Smallwood *et al.*, 2007; Camiña, 2011; Carrete *et al.*, 2012) en door wegtrek uit broedgebieden (Carrete *et al.*, 2012). Tijdens het broedseizoen van zeearenden werd op het Noordse eiland Smøla een piek in de vluchtactiviteit in april en mei waargenomen (balts- en territoriale vluchten), wat overeenkomt met een piek in het aantal aanvaringen gedurende die periode (Bevanger *et al.*, 2010).

Sterfte tijdens de operationele fase: meeuwen, sterns, eenden, ganzen en steltlopers

Naast roofvogels zijn ook andere soorten relatief frequent slachtoffer van aanvaringen met windturbines, zoals meeuwen, steltlopers, eenden, zwanen en ganzen (Bijlage 2a). Slachtoffermonitoring langs de Duitse noordwestkust leverde vooral meeuwen en steltlopers op, wat aangeeft dat dit aanvaringsgevoelige soorten zijn (Grünkorn *et al.*, 2017). De soorten waarbij hoge aanvaringspercentages werden vastgesteld, lieten geen duidelijke tekenen van vermijding van turbines zien. Nachtactieve soorten of snelvliegende soorten zoals eenden lijken turbines minder sterk te mijden waardoor er relatief veel slachtoffers vallen (Grünkorn *et al.*, 2017), waarbij sterfte bij eenden sterk lijkt af te hangen van territoriumgrootte en vlieghoogte – en daarmee de kans op kruisingen op rotorhoogte (Gue *et al.*, 2013). Grote watervogels met een beperkte wendbaarheid, zoals zwanen en ganzen, hebben over het algemeen een groter risico op aanvaringen (Rees, 2012) en soorten die bij schemering of 's nachts vliegen, zijn mogelijk minder goed in staat turbines te zien en te vermijden (Larsen en Clausen, 2002). Aanvaringsrisico's kunnen, net als bij roofvogels, variëren tussen soorten en met leeftijd, gedrag en periode van de jaarcyclus. Sterns bijvoorbeeld zijn kwetsbaarder gedurende de periode dat ze jongen voorzien van voedsel (Henderson *et al.*, 1996). Risico's variëren ook met weersomstandigheden; regen of mist kan zorgen voor mindere zichtbaarheid en grotere aanvaringsrisico's (Erickson *et al.*, 2001). Daarnaast verschilt de kans op aanvaringen met de grootte van de turbines en rotoren; hoewel grote turbines meer slachtoffers maken, zijn de aantallen slachtoffers gemiddeld genomen lager per MW geïnstalleerd vermogen (Box 2).

Box 2. Thaxter *et al.* (2017) hebben een systematisch literatuuronderzoek uitgevoerd naar aanvaringen tussen vogels en het vermogen en type windturbine. De gemiddelde aantallen aanvaringen nemen over het algemeen toe met een grotere turbinecapaciteit (in megawatt [MW] vermogen); m.a.w. grotere turbines eisen significant meer slachtoffers. Echter, de inzet van een kleiner aantal turbines met een groter vermogen verminderde het totaal aanvaringen per soort per MW vermogen (Figuur 2). Het gebruik van turbines tot 0,01 MW resulteerde in het grootst geschatte aantal aanvarings-slachtoffers bij vogels; daarna daalden de aantallen exponentieel tot ongeveer 1,2 MW en bleven die aantallen dalen tot ca. 2,5 MW turbines. Thaxter *et al.* (2017) ontleenden deze relatie aan windturbines op land en kust, maar op basis van de vlieghoogte van de meeste zeevogelsoorten (Jongbloed, 2016) geldt voor windturbines op zee waarschijnlijk dezelfde relatie.



Figuur box 2 De gemiddelde totale mortaliteit voor een hypothetisch windpark van 10 MW, weergegeven in relatie tot het individuele turbinevermogen. Met andere woorden: 100 turbines met een vermogen van 0,1 MW leveren ca. 10 keer meer slachtoffers op dan 4 turbines met 2,5 MW vermogen. De gemiddelden en 95% betrouwbaarheidsintervallen zijn weergegeven (bron: Thaxter *et al.*, 2017).

4.2 Bovengrondse hoogspanningslijnen

In Nederland lijken elektrocuties van veel minder belang dan aanvaringen met hoogspanningslijnen, en we richten ons hier dan ook vooral op aanvaringsrisico's. Aanvaringen met hoogspanningslijnen zijn een groot probleem voor sommige kwetsbare vogelsoorten (Bijlage 2b), en de huidige proliferatie van elektrische infrastructuur zorgt voor een sterke toename van die bedreiging (Loss *et al.*, 2015). In sommige gevallen vormen aanvaringen met hoogspanningslijnen een belangrijke antropogene sterfteoorzaak voor bedreigde soorten en vormen ze samen met andere drukfactoren, zoals aanvaringen met gebouwen of verkeer, voor een groeiende impact, waardoor populaties die al onder druk staan verder afnemen (Erickson *et al.*, 2005). Wereldwijd veroorzaken botsingen met elektriciteitslijnen meer dan een miljard dode vogels (Loss *et al.*, 2014). Die slachtofferaantallen zijn tot op zekere hoogte gekwantificeerd voor de VS en Canada; in Canada wordt geschat dat tussen de 10 en 41 miljoen vogels per jaar slachtoffers worden van aanvaringen en elektrocuties (Rioux *et al.*, 2013 en Loss *et al.*, 2014) schatten op basis van extrapolatie van data in 14 studies dat er jaarlijks 12 tot 64 miljoen vogels gedood worden door elektriciteitsleidingen in de VS, waarvan 8 tot 57 miljoen door aanvaringen en een kleiner deel door elektrocutie. Dergelijke sterfte plaatst de impact van elektriciteitsleidingen, in termen van aantallen slachtoffers, boven die van andere infrastructuur, inclusief windparken (Smallwood, 2013). Sterfte door aanvaringen of elektrocuties kan bijdragen aan de populatieafname van sommige soorten, omdat deze een belangrijk deel van de sterfte vormt (Bevanger, 1995; Real *et al.*, 2001; Sergio *et al.*, 2004). Er zijn echter maar weinig studies die de demografische impact van aanvaringen met hoogspanningslijnen op vogelpopulaties hebben onderzocht.

Over het algemeen lijken vooral soorten van open landschappen, zoals kraanvogels, steltlopers, ganzen en trappen kwetsbaar voor hoogspanningslijnen (zie Bijlage 2b voor een overzicht met

referenties). De lichaamsbouw, het vleugeloppervlak en de vleugellengte en het gewicht bepalen de wendbaarheid en daarmee de kans op aanvaringen. De plaatsing van de ogen en de houding van de kop in vlucht bepalen het blikveld, dat eveneens gerelateerd is aan de kans op aanvaringen. Gevoelige soorten voor aanvaringen zijn hoenders, rallen, koeten, kraanvogels, aalscholvers, zwanen, ganzen, eenden, kwartels, duiven en futen. Soorten met een relatief geringere vleugelbelasting zijn relatief minder vaak draadslachtoffer, met uitzondering van meeuwen. Ook andere soorten die relatief veel in de lucht zijn, zoals kiekendieven en valken, zijn vaker slachtoffer dan andere soorten. Andere risicofactoren zijn groepsvorming (spreeuwen), onervarenheid (jonge vogels), balsvluchten en paniek door verstoring.

Habitatverlies en barrière-effecten tijdens de operationele fase

Vogels van open landschappen worden geregeld in lagere dichtheden aangetroffen in de buurt van hoogspanningslijnen dan verder weg (zie ook Bijlage 2b). Dit suggereert dat er, naast een verhoogd risico op mortaliteit, ook een versturende werking uitgaat van die hoogspanningslijnen of -masten op die soorten (Bevanger, 1998; Janss, 2000). Het gaat hierbij vooral om soorten die aangepast zijn aan open landschappen, zoals weidevogels en ganzen (Bevanger, 1998; Janss, 2000; Benitez-Lopez *et al.*, 2010). Weidevogels zijn geëvolueerd in open landschappen en mijden over het algemeen opgaande landschapselementen, zoals hoogspanningslijnen en -masten, windturbines en bebouwing in het landschap (Wallander *et al.*, 2006). Dat is vooral gerelateerd aan predatiedruk, die hoger is of wordt ondervonden (zelfs in afwezigheid van predatoren) bij dergelijke structuren, bijvoorbeeld omdat nestpredatoren hier meer uitkijkposten tot hun beschikking hebben (Berg, 1992; Johansson, 2001). Om deze reden treedt verlies van broedhabitat voor weidevogels op na introductie van hoge objecten in het landschap, ook als het graslandhabitat verder kwalitatief van voldoende waarde is (d.w.z. voldoende voedsel en dekking biedt voor kuikens). Verder is de versturende werking van hoogspanningsleidingen op vogels voor een deel experimenteel onderzocht, waarbij een aantal suggesties is gedaan over de oorzaak van het versturende effect. Zo geven hoogspanningsleidingen vonken af in het UV-deel van het spectrum, die vogels 's nachts kunnen waarnemen en waardoor vermijding ook overdag plaatsvindt (Tyler *et al.*, 2014). Ook produceren leidingen elektromagnetische velden die versturend werken op vogels (Fernie en Reynolds, 2005). Tot slot lijkt geluidsbelasting soms een rol te spelen, omdat het geluid van de conductoren door vogels als versturend kan worden ervaren (Altemüller en Reich, 1997). Ervaringen met (bijna-)aanvaringsincidenten kunnen leiden tot het mijden van hoogspanningsleidingen (Altemüller en Reich, 1997). Vaak is onduidelijk of het effect – een lagere populatiedichtheid in de buurt van de hoogspanningslijnen – een gevolg is van de verandering van distributie van vogels ten opzichte van de structuren of door sterfte als gevolg van aanvaringen met lijnen, of van een combinatie van de twee (Bevanger, 1998; Janss, 2000).

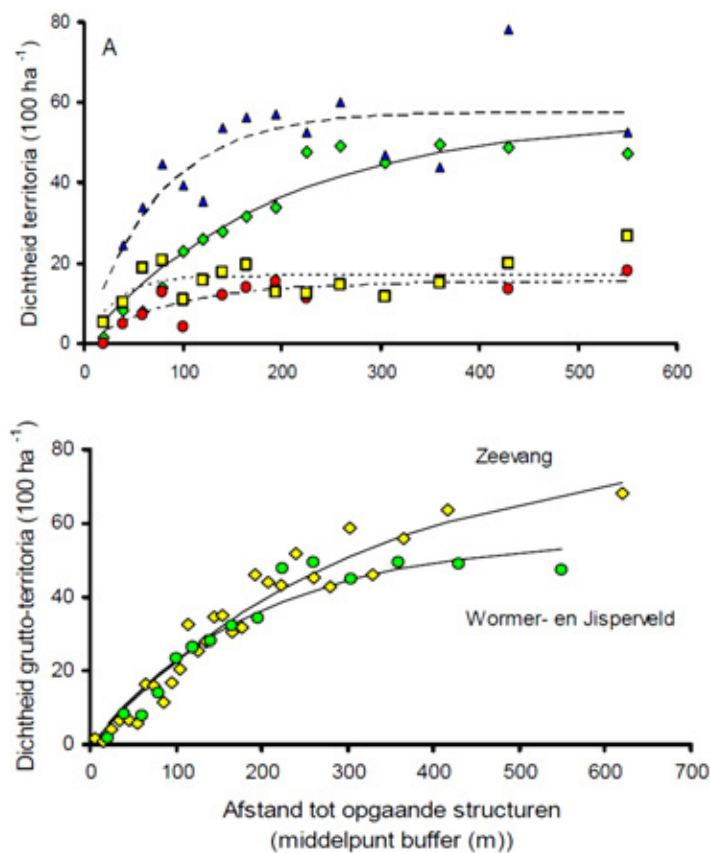
Verstoringsafstanden van hoogspanningstracés kunnen van gebied tot gebied verschillen. Vogels maken namelijk bij het foerageren of het kiezen van een nestlocatie een afweging tussen risico's aan de ene kant (veiligheid in relatie tot predatie, inclusief verjaging en afschot) en opbrengsten aan de andere kant (voedsel), waarbij de lichaamsconditie een doorslaggevende rol spelen (Cresswell, 1994). In gebieden waar voldoende voedsel aanwezig is, zullen bijvoorbeeld ganzen de veiligste en rustigste gebiedsdelen opzoeken en zal de afstand tot hoogspanningsleidingen relatief groot zijn ten opzichte van gebieden met een beperkt voedselaanbod of wanneer de conditie van de vogels laag is.

Ganzen

Ganzen wijken uit voor hoogspanningslijnen en -masten in het landschap. In gebieden met een hoge dichtheid aan hoogspanningslijnen bepalen deze daarom in belangrijke mate hun foerageerdistributie. Kwantitatief onderzoek naar verstoringseffecten van hoogspanningsleidingen op ganzen in Nederland is voor zover bekend niet uitgevoerd; wel elders in Europa. Uit buitenlands onderzoek is gebleken dat ganzen hoogspanningsleidingen (110 kV en 220 kV) mijden met een lijnhoogte van 16-20 m, terwijl hogere lijnen (60 m) niet worden gemeden; hierdoor kunnen fragmentatie van foerageergebied en een afname van het foerageerareaal optreden door deze lagere hoogspanningslijnen (Ballasus en Sossinka, 1997). Larsen en Madsen (2000) onderzochten het terreingebruik van kleine rietganzen in beweid grasland en vonden dat de gemiddelde verstoringafstand ten opzichte van hoogspanningsleidingen varieerde van 25 tot 75 m (met een gemiddelde van 50 m).

Weidevogels

Er is maar op beperkte schaal onderzoek gedaan naar relaties tussen de afstand tot opgaande objecten zoals hoogspanningslijnen of windturbines en broeddichtheden van weidevogels. Nog minder studies hebben zich specifiek gericht op hoogspanningslijnen. (Kleijn *et al.*, 2009) beschrijven kwantitatieve functionele relaties tussen dichtheden van weidevogels en opgaande elementen, waaronder hoogspanningsmasten, maar ook struiken, bomen en gebouwen in verschillende typen landschappen. Ze baseerden hun analyse op de verdeling van territoria van weidevogels in buffers op verschillende afstanden van opgaande elementen. Voor bijna alle onderzochte soorten werd een significant negatief effect van opgaande elementen op broeddichtheden gevonden. Echter, niet alle soorten reageerden even sterk op de aanwezigheid van opgaande elementen; waar op een afstand van 264 m van opgaande landschapselementen een 25% afname van de maximale broeddichtheid van grutto's bereikt werd, waren scholekster, Kievit en tureluur minder gevoelig voor de aanwezigheid van opgaande elementen: eenzelfde afname van maximale broeddichtheden werd voor deze soorten pas bereikt op afstanden van respectievelijk 43 m, 104 m, en 128 m (figuur 4.1).



Figuur 4.1 De dichtheid van territoria van verschillende soorten weidevogels in relatie tot de afstand tot opgaande landschapselementen waaronder hoogspanningsmasten in (A) het Wormer- en Jisperveld in 2006 (cirkels: tureluur, vierkanten: scholekster, ruiten: grutto, driehoeken: Kievit) en (B) in twee gebieden voor grutto (bron: Kleijn *et al.* 2009).

Ook Heijligers (2013) vond dat de nestdichtheid van enkele soorten weidevogels in de buurt van hoogspanningsleidingen afnam, waarbij de verstoringsgevoeligheid verschilde tussen soorten. De grutto bijvoorbeeld liet een afnemende dichtheid zien in een gebied tot 367 m van lijnen en 386 m van masten, waarbinnen het dichtheidsverlies 35-37% bedroeg. Het dichtheidsverlies voor Kieviten was vergelijkbaar, maar het effect reikte nog wat verder dan voor de grutto. De tureluur bleek het gevoeligst voor verstoring door masten, met een maximale verstoringsafstand van 424 m bij lijnen en 434 m bij masten, terwijl voor scholekster nauwelijks een verstorend effect leek te bestaan.

Sterfte tijdens de operationele fase

Vogels komen vaak met hoge snelheid in botsing met kabels of draden. De verwondingen variëren sterk en zijn vergelijkbaar met verwondingen door botsingen met windturbines, zoals diepe sneeën, gebroken botten en afgesneden ledematen. De aanvaringsgevoeligheid van vogels met hoogspanningslijnen hangt van een aantal factoren af: (1) morfologie en conditie (leeftijd, grootte, wendbaarheid, gezichtsvermogen); (2) lokale omgevingsfactoren (topografie, vegetatie, voedselbeschikbaarheid rond hoogspanningslijnen of -masten); en (3) structuur van de opstelling (vooral afstanden tussen de draden) (Loss *et al.*, 2014). De gevoeligheid voor aanvaringen is het hoogst voor die soorten die vaak op lijnhoogte vliegen, die de lijnen slecht of niet waarnemen in de vlucht en voor soorten met een gebrekkige wendbaarheid, zodat ze aanvaringen moeilijk kunnen voorkomen (Bevanger, 1994; Drewitt en Langston, 2008). Soorten met gebrekkige wendbaarheid zijn vaak zware vogels met een hoge vleugelbelasting, zeker als deze soorten regelmatig op lijnhoogte vliegen. Een relatief hoog risico lopen ook vogels die regelmatig directe vluchten maken tussen rust- en foerageergebieden, en vogels die in groepen vliegen (Jenkins *et al.*, 2010). Het aanvaringsrisico is om die reden het hoogst bij soorten die vaak in zwermen op lijnhoogte vliegen en het laagst voor solitaire soorten die zelden vliegen en dan meest op grote hoogte. Aanvaringen gebeuren het meest bij hoogspanningslijnen met spanningen van >60 kV, in tegenstelling tot elektrocuties, die het meest voorkomen bij de kleinere transmissielijnen (Dwyer *et al.*, 2014).

De vogels die het vaakst slachtoffer worden, zijn watervogels die in groepen tussen rust- en foerageergebieden vliegen, zoals eenden, ganzen en zwanen, reigers, steltlopers en rallen, maar ook kraanvogels, ooievaars en uilen (Bevanger, 1998; Loss *et al.*, 2014). Uit onderzoek in de VS is gebleken dat het relatieve belang van sterfte door aanvaringen met elektriciteitslijnen groot is in vergelijking met andere sterftefactoren. Lijnbotsingen resulteerden bijvoorbeeld in 36-40% van de totale, bekende sterfte van twee soorten kraanvogels en 44% van de sterfte van trompetzwanen (Jenkins *et al.*, 2010). In een studie in moerasgebieden bleek dat sterfte door aanvaringen met elektriciteitslijnen bij watervogels (46% van de gedocumenteerde sterfte), eenden, ganzen en zwanen (26%), steltlopers (8%) en zangvogels (5%) het frequentst voorkwamen, maar vele andere soorten worden ook regelmatig slachtoffer (Erickson *et al.*, 2001). Het aantal kleinere, snelvliegende soorten dat slachtoffer wordt van aanvaringen met lijnen, zoals duiven, valken en sommige zangvogels, wordt waarschijnlijk onderschat (Drewitt en Langston, 2008).

Andere factoren die soorten tijdelijk kwetsbaarder kunnen maken voor aanvaringen met hoogspanningslijnen zijn regelmatige baltsvluchten op lijnhoogte (Henderson *et al.*, 1996), of als vaak in de schemering wordt gevlogen (Jenkins *et al.*, 2010), of bij mist of andere weersomstandigheden die het zicht belemmeren (Drewitt en Langston, 2008). Sterns en ook andere soorten die foerageervluchten maken zijn bijvoorbeeld gevoeliger voor aanvaringen met lijnen gedurende deze periode (Henderson *et al.*, 1996). Tot slot bepalen ook topografie en vegetatie de risico's op aanvaringen met hoogspanningslijnen (Bevanger, 1994; Drewitt en Langston, 2008). Topografie kan vliegbewegingen stuwen langs bepaalde plekken in het landschap, waardoor daar de aanvaringsrisico's kunnen pieken (Bevanger, 1994). Gebieden met lage vegetatie, zoals graslanden, wordt vaak door aanvaringsgevoelige soorten gebruikt (zoals ganzen, eenden, reigers en zwanen) en het risico op aanvaringen zal daar ook hoger zijn.

Hoogspanningslijnen bevinden zich vrijwel uitsluitend boven de grond, op hoogten van 50 meter. Het risico op elektrocutie is erg laag. Desalniettemin worden bij uitzondering slachtoffers door elektrocutie gerapporteerd, bij vochtig weer of als feces de draden raken. Daarentegen zijn aanvaringen met hoogspanningslijnen, vooral voor migrerende vogels, belangrijk in termen van aantallen slachtoffers. Hoge aantallen slachtoffers worden vooral gerapporteerd voor lijnen met dunne en laaghangende draden in gebieden met hoge concentraties aan kwetsbare soorten (Loss *et al.*, 2014). In Nederland zijn lijnen met laagspanning en mediumspanning ondergronds, waardoor dergelijke lijnen geen slachtoffers maken.

4.3 Zonnepaneelvelden

Er zijn momenteel twee soorten zonne-energieopwekking of zonne-energiefaciliteiten:

- Zonne-fotovoltaïsche elektriciteitsopwekking, die zonnestraling rechtstreeks in elektriciteit omzet via een zonnepaneel.
- Installaties voor zonne-energie die bestaan uit een reeks spiegels/heliostaten/panelen die zonlicht reflecteren. De gereflecteerde warmte wordt meestal geconcentreerd op een centrale toren, en de hitte wordt gebruikt om turbines en generatoren aan te drijven.

In Nederland is alleen de eerste vorm van zonne-energieopwekking relevant, omdat voor de tweede techniek een mate van zonnestraling nodig is die in Nederland niet voorkomt. Naast verlies van habitat door allocatie van turbines, wegen of hoogspanningslijnen in geschikt habitat voor kwetsbare soorten, kan een reeks van effecten de vogels treffen. Lovich en Ennen (2011) concluderen aan de hand van een review van de bestaande – zeer beperkte – informatie over de impact van zonne-energie (de meeste in ongepubliceerde rapporten) dat habitatverlies en fragmentatie, naast microklimaatveranderingen, waarschijnlijk de meeste impact hebben op natuur.

Sterfte tijdens de operationele fase

Er zijn maar weinig studies die de directe impact van zonne-energie op vogels kwantificeren (Walston *et al.*, 2016). Populaties kunnen lokaal worden beïnvloed door zonnepaneelvelden door sterfte als gevolg van aanvaringen en door verbranding (zon-thermische installaties!). McCrary *et al.* (1986) vonden lage sterftecijfers voor vogels rond dergelijke zonne-energie-installaties, zeker in vergelijking met andere antropogene effecten, maar vergelijkbare installaties zijn niet van toepassing in Nederland. Wel zijn vaak extra transmissielijnen nodig in vergelijking met de traditionele stroomopwekking (Turney en Fthenakis, 2011), die kunnen leiden tot verhoogde aanvaringsrisico's. Reflecterende oppervlakken leiden vooral tot botsingen (Klem, 1990) en het is niet onwaarschijnlijk dat botsingen met spiegelende reflectoren regelmatig optreden. Reflecterende oppervlakken bij zonne-energie-installaties kunnen een aantrekkende werking op naderende vogels hebben omdat ze verward worden met wateroppervlak, wat onder andere blijkt uit watervogelslachtoffers in zonneparken in de woestijn (Walston *et al.*, 2016). Ze kunnen zodoende leiden tot desoriëntatie van vliegende vogels, met letsel of de dood tot gevolg. De reflectie van zonnepanelen is minimaal, omdat ze zo goed mogelijk licht moeten absorberen. Wat betreft de risico's op aanvaringen met zonnepanelen kan gesteld worden dat die zeer waarschijnlijk laag zijn voor vogels. Er zijn echter geen wetenschappelijke gegevens zijn om dit te onderbouwen.

Habitatverlies en barrière-effecten tijdens de operationele fase

De effecten van habitatverlies komen vooral voort uit de aanwezigheid van de centrale zelf. Deze is typisch omheind door een hek dat bewegingen van terrestrische dieren kan remmen, maar niet die van vogels. De leefomgeving rond een zonnepaneelveld verandert aanzienlijk, ook omdat de vegetatie tijdens de bouw vaak wordt verwijderd met herbiciden. Door fragmentatie van het landschap door zonnepaneelvelden kunnen barrières ontstaan voor de beweging van soorten, wat kan leiden tot negatieve effecten op die soorten (Saunders *et al.*, 1991). Terwijl zeer mobiele soorten de zonnepaneelvelden kunnen omzeilen, kunnen zonnepaneelvelden voor minder mobiele soorten leiden tot fragmentatie van populaties.

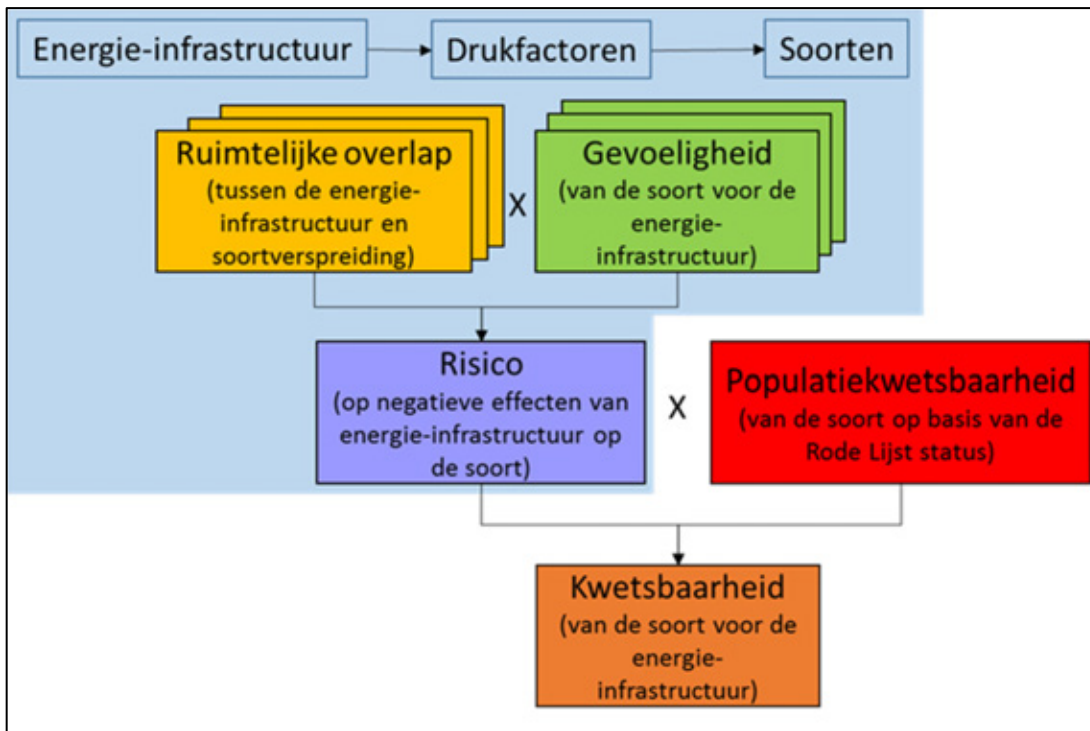
Zonnepaneelvelden kunnen ook positieve effecten hebben op habitatgeschiktheid voor soorten (Montag *et al.*, 2016). Hierbij is de selectie van geschikte locaties, met goede integratie in het landschap, doorslaggevend. Omdat het gebruik van zonnepanelen relatief extensief is waardoor verstoring door mensen beperkt is, kunnen geschikte schuilplaatsen voor verstoringgevoelige soorten ontstaan op percelen met zonnepanelen. Dit kan verder worden gestimuleerd met vrij simpele middelen, zoals het maken van passages voor zoogdieren of de aanleg van schuilplaatsen. Een hogere diversiteit van vogels op percelen met zonnepanelen vergeleken met controlepercelen in conventioneel (intensief) landbouwgebied in het Verenigd Koninkrijk weerspiegelde volgens (Montag *et al.*, 2016) een verschil in foerageermogelijkheden en dekking voor vogels; de dekking was groter op de percelen met zonnepanelen. Veel soorten van landbouwgebied nemen af door de intensivering van de landbouwpraktijken, waaronder het gebruik van pesticiden, ruilverkaveling en begrazingsdruk (Newton, 2004). Met minder intensief landgebruik op percelen met zonnepanelen zou een bijdrage

kunnen worden geleverd aan de lokale instandhouding van akkervogels. Daar komt nog bij dat hekken rond percelen met zonnepanelen grondpredatoren buiten kunnen sluiten, waardoor broedsucces in dergelijke velden nog verder gestimuleerd wordt (Smith *et al.*, 2010). Ten slotte bleek uit deze studie dat extensief beheer van zonnepanelenvelden ook kan leiden tot een toename van de diversiteit en aantallen planten, alsmede vlinders, hommels en vogels.

4.4 Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden

4.4.1 Conceptueel model

Om over de kwetsbaarheid van veel diersoorten van verschillende groepen en voor verschillende soorten energie-infrastructuur uitspraken te kunnen doen in een veld met relatief weinig kennis, en toch gebruik te maken van een uniforme, objectieve aanpak, is gekozen voor een semi-kwantitatieve benadering. In de internationale literatuur (Desholm, 2009; Bradbury *et al.*, 2014); Beston *et al.*, 2016) vonden we geen bevredigende methode. Met de hier voorgestelde methode worden soorten geclassificeerd naar hun gevoeligheid voor sterfte, verstoring of habitatverlies op basis van kwetsbaarheid van de populatie, en op basis van hun specifieke gevoeligheid voor energie-infrastructuur. Soorten met robuuste, niet-kwetsbare populaties kunnen ondanks extra sterfte door bijvoorbeeld aanvaringen met windturbines weinig last op populatieniveau ondervinden. En ook soorten die kwetsbaar zijn op grond van populatiekenmerken maar vrijwel nooit slachtoffer worden van energie-infrastructuur, worden als niet-kwetsbaar voor energie-infrastructuur aangemerkt. In figuur 4.2 wordt de methode uitgelegd. We gebruiken de Rode Lijst-soorten als algemeen geaccepteerd criterium om aan te geven of een soort kwetsbaar is, los van eventuele negatieve effecten van energie-infrastructuur. Soorten met grote, stabiele of toenemende populaties worden hiermee automatisch buiten beschouwing gelaten. Hieronder wordt dat nog verder toegelicht.



Figuur 4.2 Conceptueel model van de inschatting van de kwetsbaarheid van soorten voor energie-infrastructuur. Een soort is kwetsbaar voor een bepaald type energie-infrastructuur als aan de volgende voorwaarden is voldaan: (a) er is gevoeligheid voor de drukfactor (bijvoorbeeld extra mortaliteit), (b) er is ruimtelijke overlap tussen het verspreidingsgebied van de soort en de energie-infrastructuur, en (c) er is populatiekwetsbaarheid, d.w.z. de soort is kwetsbaar op grond van populatie-eigenschappen, zoals een kleine populatie en/of dalende trend. Hoe groter de ruimtelijke overlap en hoe hoger de gevoeligheid en de populatiekwetsbaarheid van de soort (uitgedrukt in Rode lijst-status), hoe groter de kwetsbaarheid van de soort voor de energie-infrastructuur. Scoort de soort ergens een nul (geen ruimtelijke overlap, geen gevoeligheid of geen populatiekwetsbaarheid), dan wordt de soort beschouwd als niet-kwetsbaar voor dat type energie-infrastructuur. NB Als Rode Lijst-status krijgen soorten een 1 of hoger (zie tekst).

4.4.2 Kwetsbaarheid van soorten op grond van populatiekenmerken: Nederlandse Rode Lijst

In onze definitie zijn soorten kwetsbaar als er een reële kans is op uitsterven of een significante achteruitgang in de staat van instandhouding. Om soorten te classificeren, gebruiken we de Nederlandse Rode Lijst (Staatscourant 2017, nr. 68427; zie Box 3). De Rode Lijst-status van Nederlandse soorten is gebaseerd op de populatietrend en de populatieomvang en het areaal (zeldzaamheid) en kan worden uitgedrukt in klassen. Op basis van trend en zeldzaamheid worden de volgende klassen onderscheiden: TNB thans niet bedreigd; GE gevoelig; KW kwetsbaar; BE bedreigd; en EB ernstig bedreigd. Voordeel van het gebruik van de Rode Lijst voor dit doel is dat het (1) een semi-kwantitatieve maat voor de demografische kwetsbaarheid van Nederlandse populaties behelst, (2) breed geaccepteerd wordt en (3) bruikbaar is voor alle soortengroepen. We hanteren deze methodiek voor alle soortengroepen, maar leggen het hier uit aan de hand van de vogels.

Voor de soorten waarbij genoeg gegevens voorhanden zijn om de methode in figuur 4.2. als rekenformule te hanteren, wordt de Rode Lijst-score als vermenigvuldigingsfactor gebruikt:

Thans niet bedreigd (TNB):	1
Gevoelig (GE):	2
Kwetsbaar (KW):	4
Bedreigd (BE):	8
Ernstig bedreigd (EB):	16

Risico (van de energie-infrastructuur voor de soort) kan op twee alternatieve manieren bepaald worden. Bij vogels, en in mindere mate bij vleermuizen, is veel onderzoek gedaan naar risico's op aanvaring met windturbines en hoogspanningslijnen. In plaats van het risico te schatten op basis van gevoeligheid en ruimtelijke overlap (figuur 4.2) kan het risico geschat worden op basis van werkelijk gevonden slachtoffers. Voor de overige groepen zijn niet voldoende gegevens beschikbaar en wordt gebruikgemaakt van expert-kennis.

Box 3. Achtergrond Rode Lijst broed- en niet-broedvogels

Broedvogels

Rode Lijsten zijn een internationaal toegepast middel om de populatiestatus van soorten te bepalen, en in het bijzonder de aandacht te vestigen op soorten of ondersoorten die bedreigd worden of kwetsbaar zijn. Hiervoor worden soorten onderverdeeld in categorieën en subcategorieën die een indicatie geven van de populatiestatus van de soort in Nederland. Voor ons doel is de verdeling in de categorieën "bedreigd", "gevoelig" of "thans niet bedreigd" van belang. Naast deze categorieën worden nog zes subcategorieën onderscheiden in de categorieën "onbekend" (bijv. door onvoldoende gegevens) of "verdwenen" (in het wild, in Nederland of wereldwijd).

De indeling is gebaseerd op de variabelen "langetermijnpopulatiestrend" (vanaf 1950) en "huidige populatieomvang" (of "zeldzaamheid"). Trend en populatieomvang hebben betrekking op zowel de populatiegrootte als de verspreiding, en soorten worden geclassificeerd naar de zwaarste categorie op basis van een van beide variabelen. Combinatie van de vijf trendklassen met de vijf zeldzaamheidsklassen levert zodoende een indeling in de Rode Lijst-categorieën, waarin is aangegeven welke Rode Lijst-categorie bij welke combinatie van trend- en zeldzaamheidsklasse hoort.

Het ministerie van Economische Zaken (EZ) heeft eind 2015 opdracht verleend aan Sovon Vogelonderzoek Nederland om een voorstel te doen voor een nieuwe Rode Lijst Vogels. Aan de hand van dit voorstel heeft het ministerie van Economische Zaken de officiële Rode Lijst in november 2017 vastgesteld en gepubliceerd (Staatscourant 2017, nr. 68427). Deze nieuwe Rode Lijst vervangt de in 2004 door de toenmalige Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij vastgestelde Rode Lijst (Staatscourant 2004, nr. 218).

Wintergasten en trekvogels

In Van Kleunen *et al.* (2016) wordt verslag gedaan van de beoordeling van de Rode Lijst van in Nederland bedreigde vogelpopulaties van doortrekkers en overwinteraars. De criteria zijn zo veel mogelijk afgestemd op de gangbare criteria voor broedvogels: aantallen en aantalsontwikkeling sinds 1960. Toch zijn er belangrijke verschillen: (1) verspreidingsinformatie was niet beschikbaar voor doortrekkers en overwinteraars en is daarom niet beoordeeld; (2) er is een drempelwaarde gesteld voor het internationale belang van Nederland voor de soort om te voorkomen dat allerlei schaarse soorten op de lijst komen, waarvoor Nederland internationaal gezien irrelevant is; en (3) het wel of niet geclusterd voorkomen van populaties is meegenomen bij de beoordelingen, waarbij populaties die op slechts enkele locaties voorkomen in Nederland relatief kwetsbaar zijn ten opzichte van meer wijdverspreide soorten. Populatieaantallen zijn veelal bepaald op grond van de resultaten van monitoringprogramma's, aangevuld met losse waarnemingen en expert judgement. Er is gewerkt met de aantalsflux: het aantal vogels van een populatie dat in Nederland verblijft in een jaar en trends in die aantallen. Omdat veel trends niet teruggaan tot 1960, is een extrapolatie van de beschikbare trends tot dat jaar uitgevoerd.

4.4.3 Risico op interactie met energie-infrastructuur, met name aanvaringsgevoeligheid

Over het algemeen wordt gevonden dat sommige soorten kwetsbaarder zijn voor aanvaringen dan andere soorten. Hier streven we ernaar de soorten te rangschikken van meer naar minder aanvaringsgevoelig. Hiervoor is een kwantificering van het aanvaringsrisico of -potentieel voor specifieke soorten vereist. Er zijn echter weinig kwantitatieve gegevens beschikbaar over belangrijke eigenschappen van soorten, zoals gemiddelde vlieghoogte van de meeste vogelsoorten op land, en het ontwikingsgedrag, eigenschappen die van grote invloed zijn op de soortspecifieke aanvaringsrisico's (Chamberlain *et al.*, 2006). Bovendien varieert aanvaringsgevoeligheid gedurende het jaar; vogels kunnen een paar dagen of weken van het jaar extreem gevoelig zijn als de vlieghoogte door territoriaal gedrag of weersomstandigheden sterk verschilt van de rest van het jaar (bewezen voor o.a. zeearend, veldleeuwerik, kiekendieven). Tot slot varieert ook de ashoogte van turbines sterk (tussen ca. 60-140 m); dit geldt ook voor de reikwijdte van rotoren.

Om de risico's op letale interactie met energie-infrastructuur op soortniveau in te schatten, gebruiken we voor vogels op land niet de in figuur 4.2 beschreven formule 'risico = gevoeligheid x ruimtelijke overlap', maar een index gebaseerd op de aantallen gevonden slachtoffers van windparken en hoogspanningslijnen in Nederland en omliggende landen, gecorrigeerd voor de populatiegrootte van de soorten en de vindkans. Vanwege de soms geringe aantallen per soort en de daarmee samenhangende toevalseffecten, is besloten de gegevens te aggregeren per familie. We gaan er daarbij van uit dat de aantallen slachtoffers die gevonden zijn representatief zijn voor alle soorten in die familie, en gebruiken de zo verkregen index als maat voor de aanvaringsgevoeligheid van de soorten binnen die familie.

Slachtofferdata als maat voor de relatieve aanvaringsgevoeligheid van soorten

Sinds 2002 verzamelt de State Bird Observatory van de Brandenburg Environmental Agency in Duitsland gegevens over slachtoffers van aanvaringen met windparken in de EU (Dürr, 2004). Het doel van de database is om beschikbare slachtofferdata samen te brengen, zodat duidelijk wordt welke soorten potentieel kwetsbaar zijn voor aanvaringen met windturbines. De verzamelde gegevens zijn op verschillende manieren verzameld en gerapporteerd, hoewel het aandeel systematisch verzamelde slachtoffergegevens de laatste jaren sterk is toegenomen. De kwaliteit van de database is daarmee ook gestegen en bevat daarmee op dit moment het meest representatieve beeld van de aanvarings-slachtoffers in Europese landen. Voor slachtoffergegevens van hoogspanningslijnen is een literatuurreview uitgevoerd.

De gevonden aantallen zijn echter ruwe getallen, er is niet gecorrigeerd voor vindkans of detectiekans, die namelijk verschillen tussen grote en kleinere soorten en afhankelijk zijn van een reeks variabelen, zoals lokale vegetatiekenmerken en de samenstelling van aasetergemeenschappen. Om toch een beter, meer representatief beeld te krijgen van de aanvaringsgevoeligheid van verschillende soorten, zijn correcties nodig voor de vindkans en de relatieve sterfte ten opzichte van de totale populatiegrootte.

Correctie voor predatiekans en detectiekans

Als we uitgaan van slachtoffers moeten we corrigeren voor de vindkans. De vindkans hangt af van de manier en frequentie van zoeken, de verdwijnsnelheid en de kans om opgemerkt te worden. Met name kleine, onopvallend gekleurde soorten (zangvogels, vleermuizen) verdwijnen door toedoen van aaseters e.d. snel en/of worden niet teruggevonden. Ook de vegetatie speelt uiteraard een rol, evenals het karakter van het terrein (sloten) en de kennis en ervaring van de zoeker. Brenninkmeijer *et al.* (2017) geven correctiefactoren voor soorten die zwaarder en lichter zijn dan 100 g. Het betreft hier de gecombineerde correctiefactor voor detectiekans. We nemen aan dat we het aantal gevonden slachtoffers kunnen vermenigvuldigen met de grootte-specifieke correctiefactor (factor 2.5 en 15, voor de respectievelijk soorten van >100 g en <100 g) om te komen tot een betere schatting van het totale aantal slachtoffers (zie Figuur 4.3).

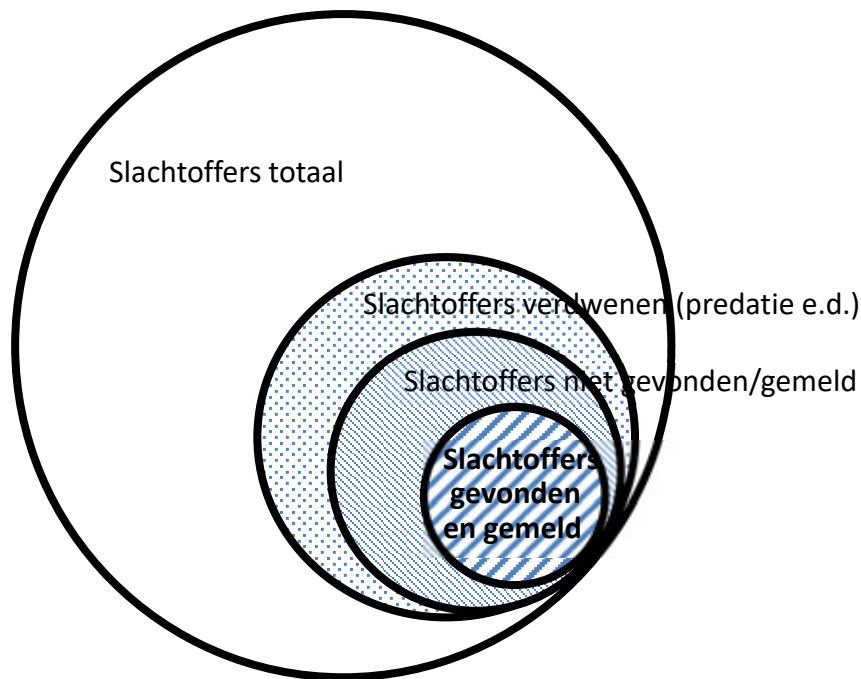


Fig. 4.3 *Gevonden en gemelde slachtoffers zijn een fractie van het werkelijk aantal slachtoffers, omdat gecorrigeerd moet worden voor detectiekans. De detectiekans is afhankelijk van de gemiddelde grootte van de soort en de zoekinspanning en zoekfrequentie.*

Correctie voor populatiegrootte

Algemene soorten zullen vaker kans maken om in aanvaring te komen met turbines dan minder algemene soorten. Daarom is het voor de bepaling van de soortspecifieke aanvaringsrisico belangrijk om te corrigeren voor de populatieomvang van de soort. De meeste schattingen van aantallen broedvogels en overwinteraars of trekvogels in Nederland hebben betrekking op de periode 2008-2011 (Van Kleunen *et al.*, 2016). Voor Duitsland en België komen de aantalschattingen uit de jaren 1990 tot 2003 (Birdlife International 2004). De aantallen uit deze drie landen hebben wij hier bij elkaar opgeteld om te komen tot een schatting van de totale aantallen voor iedere soort in de drie landen. Daarbij is uitgegaan van het aantal broedvogels, wintergasten of trekvogels, waarbij het aantal met de meeste individuen is gebruikt. Dit laatste is gedaan om dubbeltellingen te voorkomen, bijvoorbeeld bij een aantal broedvogels die ook (deels) overwinteren.

Relatieve aanvaringsgevoeligheid (RAG)

We schatten de relatieve index voor gevoeligheid aan de hand van het aantal slachtoffers vervolgens als:

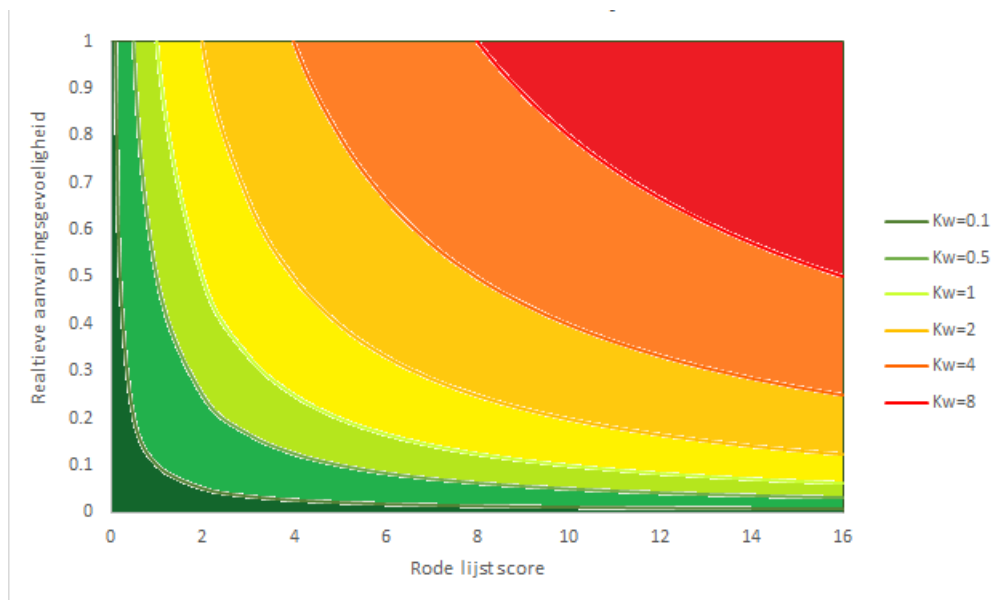
$$\text{Relatieve aanvaringsgevoeligheid RAG} = (S \times C)/N,$$

waarbij S het aantal gevonden slachtoffers is, C de correctiefactor voor de detectiekans en predatie (voor soorten lichter of zwaarder dan 100 g) en N een schatting van de populatieomvang (broedvogelgegevens en aantallen overwinteraars en trekvogels) uit Nederland, België en Duitsland samen. De RAG varieert van >0 tot 1, waarbij een RAG van 1 geldt voor de meest aanvaringsgevoelige soort of familie. We hebben alleen die soorten betrokken bij de analyse die met enige regelmaat in Nederland voorkomen, met andere woorden dwaalgasten (zoals alpengierzwaluw, schreeuwend) niet. Sommige soorten zullen een afwijkende uitkomst hebben (we vermenigvuldigen en delen onzekere, soms kleine getallen met en door elkaar). Per soort wordt een afweging gemaakt of de formule 'klopt' of dat er iets aan de hand is met de S, de C of de N waardoor de uitkomst onbetrouwbaar is. Om te voorkomen dat de onzekerheid door ruis in de data (zowel wat betreft de schatting van S als N; zie Box 4) doorslaggevend is bij de rangschikking van soortkwetsbaarheid,

middelen we de RAG voor soorten binnen eenzelfde familie (of 'orde' wanneer een familiescore ontbreekt) en gebruiken we de gemiddelde RAG van die familie om kwetsbaarheid te bepalen. Dit is gerechtvaardigd, omdat de vindkans vooral samenhangt met de grootte van het dier en de kans om slachtoffer te worden van de morfologie en leefwijze, en dus van verwantschap.

Box 4. Kanttekeningen bij slachtoffergegevens

De gegevens over slachtoffers zijn het resultaat van verschillende onderzoeken, sommige grondig en volgens een vast protocol, andere niet. Zoekfrequentie en doorzocht oppervlak verschillen, alsmede de manier waarop gezocht wordt (bijv. met/zonder honden). Bovendien wordt niet overal en meestal niet jaarrond gemonitord en kunnen slachtoffers zo ver van de windturbines geslingerd worden dat ze ook met het beste protocol onvindbaar zijn. Er zitten dus allerlei haken en ogen aan deze gegevens. Ze zijn mogelijk niet representatief, want ze zijn beïnvloed door vindkans (grotere vogels zijn beter zichtbaar), en door zoekgebied (gebrek aan overlap tussen de distributies van sommige aanvaringsgevoelige soorten). Ook hebben we gegevens van verschillende landen gecombineerd, omdat er onvoldoende gegevens van Nederland beschikbaar waren. We hebben getracht te corrigeren voor vindkans, maar al met al blijft de onzekerheid groot. We hebben daarom aanvaringsrisico gescoord als een relatieve maat, genormeerd tussen 0 en 1. Dit om aan te geven dat het om een relatieve inschatting gaat, niet een absolute kans.



Figuur 4.4 De kwetsbaarheid van soorten voor windturbines wordt berekend als product van de populatiekwetsbaarheid, uitgedrukt in Rode lijst-score, en het relatieve aanvaringsrisico (zie tekst voor uitleg). Als beide waarden hoog zijn, is de kwetsbaarheid het grootst (rechtsboven). Als een van beide scores laag is, is de kwetsbaarheid laag. Deze figuur geeft grafisch weer hoe de kwetsbaarheid voor windturbines samenhangt met deze twee factoren. Elke soort heeft een unieke positie in dit vlak, gevormd door de Rode Lijst-score (0-16) en de relatieve aanvaringsgevoeligheid (0-1).

4.4.4 Habitatverlies door verstoring

De gevoeligste soorten voor het versturende effect van windparken en hoogspanningslijnen op habitatgeschiktheid in Nederland zijn weidevogels, en dan met name soorten als grutto en tureluur. De Rode Lijst-status van deze soorten is 'gevoelig', waarmee ze ook kwalificeren op basis van hun populatiekwetsbaarheid. Heijligers (2013) analyseerde de verstoringafstanden van weidevogels ten opzichte van hoogspanningslijnen in Nederland met een grote dataset en een groot aantal broedgevallen in een groot gebied. Op basis van deze analyse kunnen de kwetsbaarste weidevogels

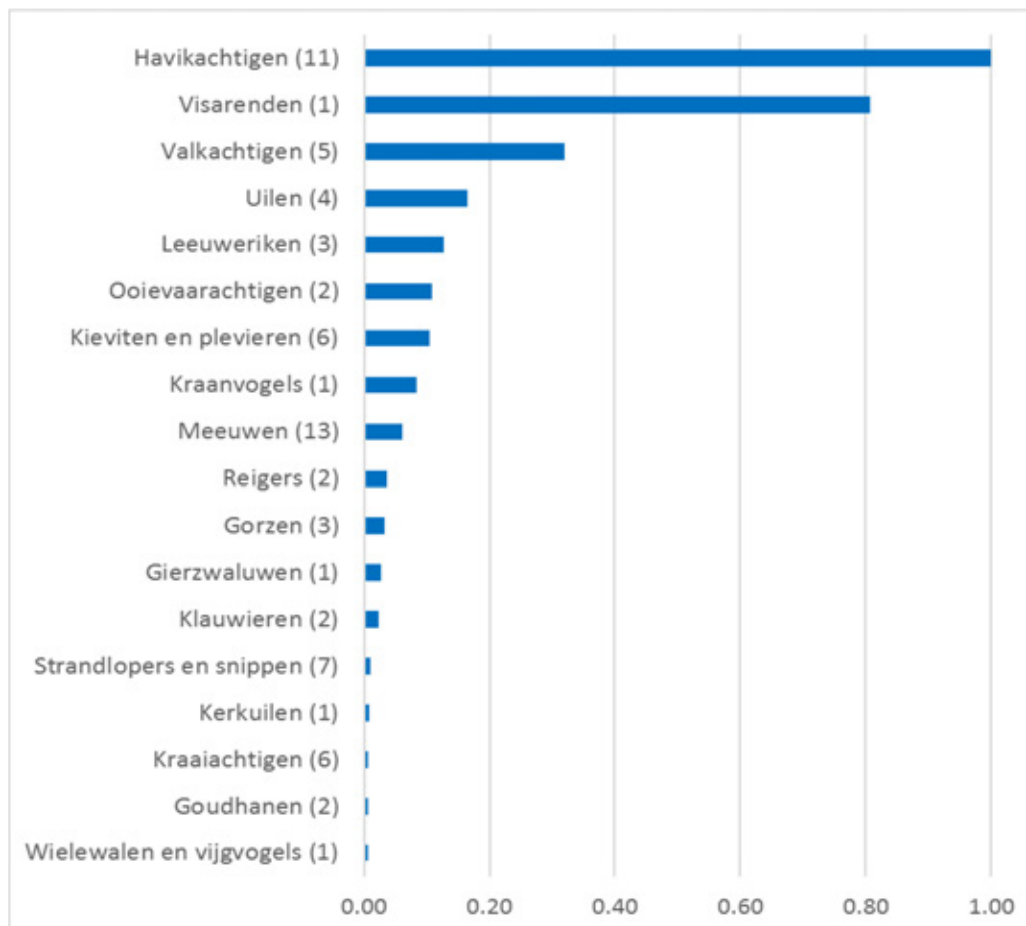
voor hoogspanningslijnen en windparken worden geïdentificeerd en het versturende effect gekwantificeerd.

Naast versterking door hoogspanningslijnen en windparken kan habitatversterking door zonnepanelenvelden in potentie voor alle vogels van cultuurland (weide- en akkervogels) een negatief effect hebben op de populatieontwikkeling, hoewel met maatregelen die extensivering in de hand werk werken ook juist een positief effect kan worden bewerkstelligd.

4.5 Kwetsbare soorten in Nederland: selectie en rangschikking

4.5.1 Relatieve aanvaringsgevoeligheid windenergie

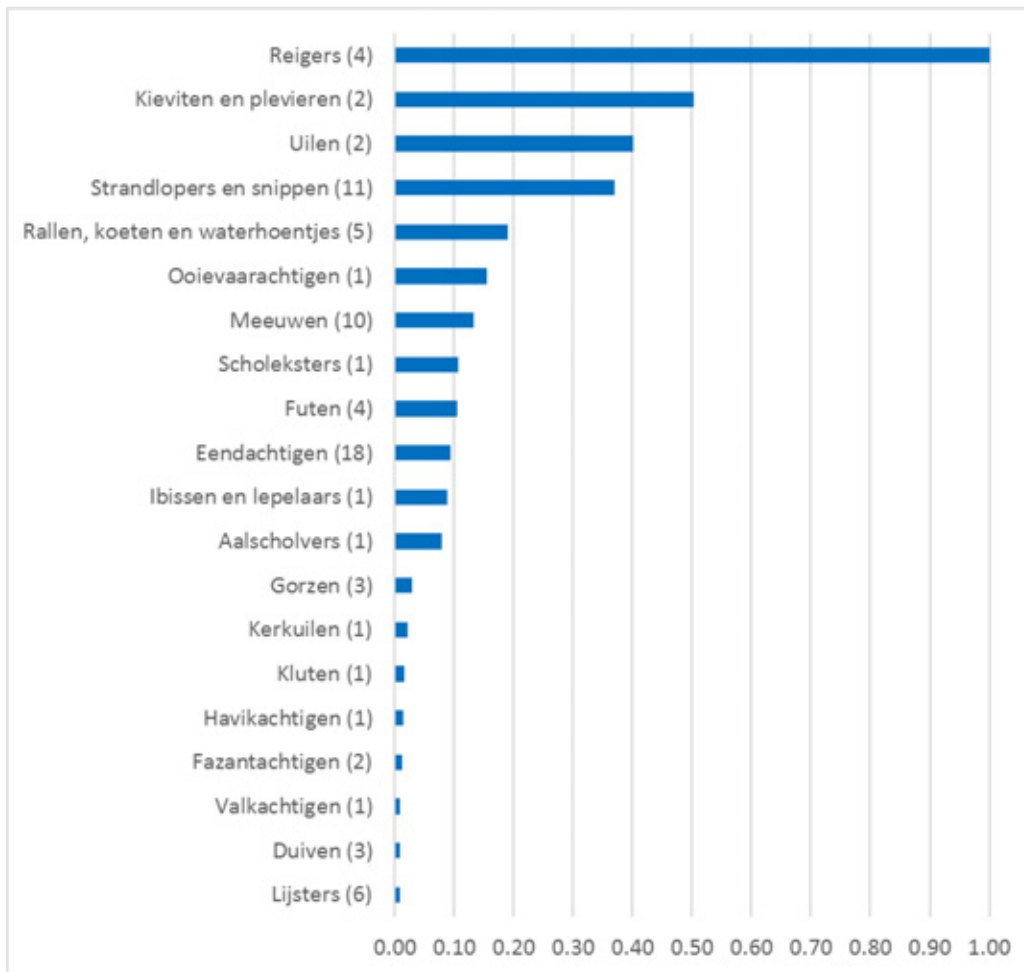
Figuur 4.5 geeft de relatieve frequentie van aanvaringslachtoffers in verschillende families van broedvogels, gebaseerd op de gevonden slachtoffers gedeeld door de totale populatiegrootte. Het risico op aanvaringen met windturbines is relatief het grootst voor roofvogels en uilen. Andere gevoelige families zijn leeuweriken, ooievaars, Kieviten en plevieren, kraanvogels en meeuwen.



Figuur 4.5 Het relatieve risico op aanvaringen van Nederlandse broedvogelsoorten met windturbines, ingedeeld per familie. Alleen de families met een relatief aanvaringsrisico van $>0,01$ zijn weergegeven. Tussen haakjes staat het aantal soorten met slachtoffers per familie waarop de RAG gebaseerd is.

4.5.2 Relatieve aanvaringsgevoeligheid hoogspanningslijnen

Figuur 4.6 presenteert de relatieve frequentie van aanvaringssslachtoffers met hoogspanningslijnen in verschillende families, gebaseerd op de gevonden slachtoffers gedeeld door de totale populatiegrootte. Het risico op aanvaringen met hoogspanningslijnen is relatief het grootst voor reigers, Kieviten en plevieren, uilen, strandlopers en snippen.



Figuur 4.6 De relatieve aanvaringsgevoeligheid (RAG) van Nederlandse broedvogelsoorten voor hoogspanningslijnen, per familie. Alleen de soorten met een RAG van $>0,01$ zijn weergegeven. Tussen haakjes staat het aantal soorten met slachtoffers per familie waarop de RAG gebaseerd is.

4.5.3 Kwetsbaarste vogelsoorten voor wind-infrastructuur

De kwetsbaarste vogelsoorten zijn weergegeven in Tabel 4.1 en 4.2. Onder de kwetsbaarste broedvogelsoorten vallen vooral havikachtigen (9 soorten), maar ook uilen (4 soorten), valkachtigen en reigers (beide families 2 soorten). Voor de niet-broedvogelsoorten komt er een vergelijkbaar patroon uit, maar hier domineren roofvogels nog meer.

Tabel 4.1 Kwetsbare broedvogelsoorten voor windenergie-infrastructuur in Nederland, gerangschikt naar afnemende kwetsbaarheid op grond van de Nederlandse Rode Lijst-status en het relatieve risico op aanvaringen. De weergegeven soorten dragen samen 90% bij aan de cumulatieve kwetsbaarheidsindex.

Nederlandse naam taxon	Wetenschappelijke naam	Rode Lijst	Familie	Kwetsbaarheidsindex	% cumulatieve kwetsbaarheid score
Grauwe Kiekendief	<i>Circus pygargus</i>	EB	Havikachtigen	16.00	37
Velduil	<i>Asio flammeus flammeus</i>	EB	Uilen	2.65	43
Kuifleeuwerik	<i>Galerida cristata cristata</i>	EB	Leeuweriken	2.04	48
Blauwe Kiekendief	<i>Circus cyaneus</i>	GV	Havikachtigen	2.00	53
Zeearend	<i>Haliaeetus albicilla</i>	GV	Havikachtigen	2.00	57
Boomvalk	<i>Falco subbuteo subbuteo</i>	KW	Valkachtigen	1.28	60
Torenvalk	<i>Falco tinnunculus tinnunculus</i>	KW	Valkachtigen	1.28	63
Bruine Kiekendief	<i>Circus aeruginosus aeruginosus</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	66
Buizerd	<i>Buteo buteo buteo</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	68
Havik	<i>Accipiter gentilis gentilis</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	70
Sperwer	<i>Accipiter nisus nisus</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	73
Wespendief	<i>Pernis apivorus</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	75
Dwergmeeuw	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	EB	Meeuwen	0.97	77
Strandplevier	<i>Charadrius alexandrinus alexandrinus</i>	B	Kieviten en plevieren	0.84	79
Ransuil	<i>Asio otus otus</i>	KW	Uilen	0.66	81
Steenuil	<i>Athene noctua vidallii</i>	KW	Uilen	0.66	82
Kwak	<i>Nycticorax nycticorax nycticorax</i>	EB	Reigers	0.57	84
Woudaap	<i>Ixobrychus minutus minutus</i>	EB	Reigers	0.57	85
Grauwe Gors	<i>Emberiza calandra calandra</i>	EB	Gorzen	0.53	86
Noordse Stern	<i>Sterna paradisaea</i>	B	Meeuwen	0.48	87
Zwarte Stern	<i>Chlidonias niger niger</i>	B	Meeuwen	0.48	88
Bontbekplevier	<i>Charadrius hiaticula hiaticula</i>	KW	Kieviten en plevieren	0.42	89
Oehoe	<i>Bubo bubo bubo</i>	GV	Uilen	0.33	90
Visarend*	<i>Pandion haliaetus</i>	niet beoordeeld	Visarenden	nvt	nvt
Rode Wouw*	<i>Milvus migrans</i>	niet beoordeeld	Havikachtigen	nvt	nvt

*) Niet beoordeeld in Rode Lijst, maar als kwetsbaar beschouwd op basis van relatieve aanvaringsrisico.

Tabel 4.2 Kwetsbare winter- en trekvogelsoorten voor windenergie-infrastructuur in Nederland, gerangschikt naar afnemende kwetsbaarheid op grond van de Nederlandse Rode Lijst-status en het relatieve risico op aanvaringen. Soorten die 90% bijdragen aan de cumulatieve kwetsbaarheidsindex zijn weergegeven.

Nederlandse naam taxon	Wetenschappelijke naam	Rode Lijst	Familie	Kwetsbaarheidsindex	% cumulatieve kwetsbaarheid score
Ruigpootbuizerd	<i>Buteo lagopus lagopus</i>	EB	Havikachtigen	16.00	38
Blauwe Kiekendief	<i>Circus cyaneus</i>	KW	Havikachtigen	4.00	47
Zeearend	<i>Haliaeetus albicilla</i>	GV	Havikachtigen	2.00	52
Strandplevier	<i>Charadrius alexandrinus alexandrinus</i>	EB	Kieviten en plevieren	1.68	56
Velduil	<i>Asio flammeus flammeus</i>	B	Uilen	1.33	59
Torenvalk	<i>Falco tinnunculus tinnunculus</i>	KW	Valkachtigen	1.28	62
Bruine Kiekendief	<i>Circus aeruginosus aeruginosus</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	65
Buizerd	<i>Buteo buteo buteo</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	67
Grauwe Kiekendief	<i>Circus pygargus</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	69
Slangenarend	<i>Circaetus gallicus</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	72
Sperwer	<i>Accipiter nisus nisus</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	74
Zwarte Wouw	<i>Milvus migrans migrans</i>	TNB	Havikachtigen	1.00	76
Lachstern	<i>Gelochelidon nilotica nilotica</i>	EB	Meeuwen	0.97	79
Morinelplevier	<i>Charadrius morinellus</i>	B	Kieviten en plevieren	0.84	81
Visarend	<i>Pandion haliaetus haliaetus</i>	TNB	Visarenden	0.81	83
Strandleeuwerik	<i>Eremophila alpestris flava</i>	KW	Leeuweriken	0.51	84
Roodpootvalk	<i>Falco vespertinus</i>	TNB	Valkachtigen	0.32	85
Slechtvalk	<i>Falco peregrinus peregrinus</i>	TNB	Valkachtigen	0.32	85
Smelleken	<i>Falco columbarius/subaeson</i>	TNB	Valkachtigen	0.32	86
Ortolaan	<i>Emberiza hortulana</i>	B	Gorzen	0.27	87
Veldleeuwerik	<i>Alauda arvensis arvensis</i>	GV	Leeuweriken	0.25	87
Zwarte Stern	<i>Chlidonias niger niger</i>	KW	Meeuwen	0.24	88
Goudplevier	<i>Pluvialis apricaria apricaria/altifrons</i>	GV	Kieviten en plevieren	0.21	88
Kleine Jager	<i>Stercorarius parasiticus</i>	KW	Jagers	0.21	89
Ransuil	<i>Asio otus otus</i>	TNB	Uilen	0.17	90
Sneeuwgors	<i>Plectrophenax nivalis nivalis/insulae</i>	KW	Gorzen	0.13	90
Boomleeuwerik	<i>Lullula arborea arborea</i>	TNB	Leeuweriken	0.13	90

4.5.4 Kwetsbaarste vogelsoorten voor hoogspanningslijnen

De kwetsbaarste vogelsoorten zijn weergegeven in Tabel 4.3 en 4.4. De kwetsbare broedvogelsoorten zijn vooral reigers (7 soorten), uilen (5 soorten), strandlopers en snippen (6 soorten), kieviten en plevieren (4 soorten) en meeuwen (5 soorten). Voor de niet-broedvogelsoorten zijn vooral steltlopers en reigers kwetsbaar, naast meeuwen en uilen.

Tabel 4.3 Kwetsbare broedvogelsoorten voor aanvaringen met hoogspanningslijnen in Nederland, gerangschikt van meest naar minder kwetsbaar op grond van de Nederlandse Rode Lijst-status en het relatieve risico op aanvaringen. Soorten die 90% bijdragen aan de cumulatieve kwetsbaarheidsindex zijn weergegeven.

Nederlandse naam taxon	Wetenschappelijke naam	Rode Lijst	Familie	Kwetsbaarheidsindex	% cumulatieve kwetsbaarheid score
Kwak	<i>Nycticorax nycticorax nycticorax</i>	EB	Reigers	16.00	18
Woudaap	<i>Ixobrychus minutus minutus</i>	EB	Reigers	16.00	35
Velduil	<i>Asio flammeus flammeus</i>	EB	Uilen	6.42	42
Kemphaan	<i>Philomachus pugnax</i>	EB	Strandlopers en snippen	5.91	49
Strandplevier	<i>Charadrius alexandrinus alexandrinus</i>	B	Kieviten en plevieren	4.02	53
Roerdomp	<i>Botaurus stellaris stellaris</i>	KW	Reigers	4.00	58
Watersnip	<i>Gallinago gallinago gallinago</i>	B	Strandlopers en snippen	2.96	61
Dwergmeeuw	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	EB	Meeuwen	2.13	64
Bontbekplevier	<i>Charadrius hiaticula hiaticula</i>	KW	Kieviten en plevieren	2.01	66
Kleine Zilverreiger	<i>Egretta garzetta garzetta</i>	GV	Reigers	2.00	68
Ransuil	<i>Asio otus otus</i>	KW	Uilen	1.60	70
Steenuil	<i>Athene noctua vidallii</i>	KW	Uilen	1.60	72
Kwartelkoning	<i>Crex crex</i>	B	Rallen, koeten en waterhoentjes	1.52	73
Wulp	<i>Numenius arquata arquata</i>	KW	Strandlopers en snippen	1.48	75
Noordse Stern	<i>Sterna paradisaea</i>	B	Meeuwen	1.06	76
Zwarte Stern	<i>Chlidonias niger niger</i>	B	Meeuwen	1.06	77
Blauwe Reiger	<i>Ardea cinerea cinerea</i>	TNB	Reigers	1.00	78
Grote Zilverreiger	<i>Casmerodius albus albus</i>	TNB	Reigers	1.00	79
Purperreiger	<i>Ardea purpurea purpurea</i>	TNB	Reigers	1.00	80
Oehoe	<i>Bubo bubo bubo</i>	GV	Uilen	0.80	81
Porseleinhoen	<i>Porzana porzana</i>	KW	Rallen, koeten en waterhoentjes	0.76	82
Pijlstaart	<i>Anas acuta</i>	B	Eend-achtigen	0.75	83
Zomertaling	<i>Anas querquedula</i>	B	Eend-achtigen	0.75	84
Grutto	<i>Limosa limosa limosa</i>	GV	Strandlopers en snippen	0.74	85
Oeverloper	<i>Actitis hypoleucos</i>	GV	Strandlopers en snippen	0.74	86
Tureluur	<i>Tringa totanus britannica</i>	GV	Strandlopers en snippen	0.74	86
Dwergstern	<i>Sternula albifrons albifrons</i>	KW	Meeuwen	0.53	87
Grote Stern	<i>Sterna sandvicensis sandvicensis</i>	KW	Meeuwen	0.53	88
Kievit	<i>Vanellus vanellus</i>	TNB	Kieviten en plevieren	0.50	88
Kleine Plevier	<i>Charadrius dubius curonicus</i>	TNB	Kieviten en plevieren	0.50	89
Grauwe Gors	<i>Emberiza calandra calandra</i>	EB	Gorzen	0.47	89
Kraanvogel	<i>Grus grus grus</i>	GV	Kraanvogels	0.47	90
Bosuil	<i>Strix aluco aluco</i>	TNB	Uilen	0.40	90

Tabel 4.4 Kwetsbare winter- en trekvogelsoorten voor aanvaringen met hoogspanningslijnen in Nederland, gerangschikt van meest naar minder kwetsbaar op grond van de Nederlandse Rode Lijst-status en de relatieve aanvaringsgevoeligheid. Soorten waarvoor de kwetsbaarheidsindex groter of gelijk is aan 0.2 zijn weergegeven.

Nederlandse naam taxon	Wetenschappelijke naam	Rode Lijst	Familie	Kwetsbaarheidsindex	% cumulatieve kwetsbaarheid score
Strandplevier	<i>Charadrius alexandrinus alexandrinus</i>	EB	Kieviten en plevieren	8.03	12
Morinelplevier	<i>Charadrius morinellus</i>	B	Kieviten en plevieren	4.02	18
Velduil	<i>Asio flammeus flammeus</i>	B	Uilen	3.21	23
Paarse Strandloper	<i>Calidris maritima</i>	B	Strandlopers en snippen	2.96	27
Lachstern	<i>Gelochelidon nilotica nilotica</i>	EB	Meeuwen	2.13	30
Taigarietgans	<i>Anser fabalis</i>	EB	Eend-achtigen	1.50	33
IJlandse Tureluur	<i>Tringa totanus robusta</i>	KW	Strandlopers en snippen	1.48	35
Kemphaan	<i>Philomachus pugnax</i>	KW	Strandlopers en snippen	1.48	37
Steenloper (wint. Eur.)	<i>Arenaria interpres interpres</i>	KW	Strandlopers en snippen	1.48	39
Kleine Jager	<i>Stercorarius parasiticus</i>	KW	Jagers	1.23	41
Goudplevier	<i>Pluvialis apricaria apricaria/altifrons</i>	GV	Kieviten en plevieren	1.00	44
Blauwe Reiger	<i>Ardea cinerea cinerea</i>	TNB	Reigers	1.00	46
Grote Zilverreiger	<i>Casmerodius albus albus</i>	TNB	Reigers	1.00	47
Kleine Zilverreiger	<i>Egretta garzetta garzetta</i>	TNB	Reigers	1.00	50
Koereiger	<i>Bubulcus ibis ibis</i>	TNB	Reigers	1.00	52
Ralreiger	<i>Ardeola Ralloides</i>	TNB	Reigers	1.00	53
Roerdomp	<i>Botaurus stellaris stellaris</i>	TNB	Reigers	1.00	55
Grote Zaagbek	<i>Mergus merganser merganser</i>	B	Eend-achtigen	0.75	56
Steenloper (wint. Afr.)	<i>Arenaria interpres interpres</i>	GV	Strandlopers en snippen	0.74	57
Zwarte Stern	<i>Chlidonias niger niger</i>	KW	Meeuwen	0.53	58
Bontbekplevier	<i>Charadrius hiaticula hiaticula</i>	TNB	Kieviten en plevieren	0.50	59
Bontbekplevier	<i>Charadrius hiaticula psammodytes/tundrae</i>	TNB	Kieviten en plevieren	0.50	60
Kievit	<i>Vanellus vanellus</i>	TNB	Kieviten en plevieren	0.50	61
Zilverplevier	<i>Pluvialis squatarola</i>	TNB	Kieviten en plevieren	0.50	63
Dodaars	<i>Tachybaptus ruficollis ruficollis</i>	KW	Futen	0.42	63
Kuifduiker	<i>Podiceps auritus auritus</i>	KW	Futen	0.42	64
Ransuil	<i>Asio otus otus</i>	TNB	Uilen	0.40	65
Waterhoen	<i>Gallinula chloropus chloropus</i>	GV	Rallen, koeten en waterhoentjes	0.38	65
Brilduiker	<i>Bucephala clangula clangula</i>	KW	Eend-achtigen	0.37	66
Dwerggans	<i>Anser erythropus</i>	KW	Eend-achtigen	0.37	66
Nonnetje	<i>Mergellus albellus</i>	KW	Eend-achtigen	0.37	67
Zomertaling	<i>Anas querquedula</i>	KW	Eend-achtigen	0.37	67
Bokje	<i>Lymnocyptes minimus</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	68
Bonte Strandloper	<i>Calidris alpina alpina</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	69
Bonte Strandloper	<i>Calidris alpina alpina/arctica/schinzii</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	69
Bosruiter	<i>Tringa glareola</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	70
Breedbekstrandloper	<i>Calidris falcinellus falcinellus</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	70
Drieteenstrandloper	<i>Calidris alba</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	71
Gestreepte Strandloper	<i>Calidris melanotos</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	72
Grauwe Franjepoot	<i>Phalaropus lobatus</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	72
Groenlandse Kanoet	<i>Calidris canutus islandica</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	73

Nederlandse naam taxon	Wetenschappelijke naam	Rode Lijst	Familie	Kwetsbaarheidsindex	% cumulatieve kwetsbaarheid score
Groenpootruiter	<i>Tringa nebularia</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	74
Houtsnip	<i>Scolopax rusticola</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	74
IJslandse Grutto	<i>Limosa limosa limosa/islandica</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	75
Kanoet	<i>Calidris canutus canutus</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	76
Kleine Strandloper	<i>Calidris minuta</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	76
Krombekstrandloper	<i>Calidris ferruginea</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	77
Oeverloper	<i>Actitis hypoleucos</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	77
Regenwulp	<i>Numenius phaeopus phaeopus</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	78
Rosse Franjepoot	<i>Phalaropus fulicaria</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	78
Rosse Grutto	<i>Limosa lapponica lapponica</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	79
Rosse Grutto	<i>Limosa lapponica taimyrensis</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	80
Temmincks Strandloper	<i>Calidris temminckii</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	80
Tureluur	<i>Tringa totanus totanus/brittanica</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	81
Watersnip	<i>Gallinago gallinago ssp.</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	81
Witgat	<i>Tringa ochropus</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	82
Wulp	<i>Numenius arquata arquata</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	82
Wulp	<i>Numenius arquata arquata</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	83
Zwarte Ruiter	<i>Tringa erythropus</i>	TNB	Strandlopers en snippen	0.37	83
Griël	<i>Burhinus oedicnemus oedicnemus</i>	TNB	Grielen	0.31	84
Grote Jager	<i>Stercorarius skua</i>	TNB	Jagers	0.31	84
Kleinste Jager	<i>Stercorarius longicaudus longicaudus</i>	TNB	Jagers	0.31	85
Middelste Jager	<i>Stercorarius pomarinus</i>	TNB	Jagers	0.31	85
Reuzenster	<i>Hydroprogne caspia</i>	GV	Meeuwen	0.27	86
Visdief	<i>Sterna hirundo hirundo</i>	GV	Meeuwen	0.27	86
Ruigpootbuizerd	<i>Buteo lagopus lagopus</i>	EB	Havikachtigen	0.24	86
Ortolaan	<i>Emberiza hortulana</i>	B	Grzen	0.23	87
Kraanvogel	<i>Grus grus grus</i>	TNB	Kraanvogels	0.23	87
Meerkoet	<i>Fulica atra atra</i>	TNB	Rallen, koeten en waterhoentjes	0.19	87
Waterral	<i>Rallus aquaticus aquaticus</i>	TNB	Rallen, koeten en waterhoentjes	0.19	88
Ooievaar	<i>Ciconia ciconia ciconia</i>	TNB	Ooievaarachtigen	0.16	88
Zwarte Ooievaar	<i>Ciconia nigra</i>	TNB	Ooievaarachtigen	0.16	88
Drieteenmeeuw	<i>Rissa tridactyla tridactyla</i>	TNB	Meeuwen	0.13	88
Dwergmeeuw	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	TNB	Meeuwen	0.13	89
Geelpootmeeuw	<i>Larus michahellis michahellis</i>	TNB	Meeuwen	0.13	89
Grote Burgemeester	<i>Larus hyperboreus ssp.</i>	TNB	Meeuwen	0.13	89
Grote Mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>	TNB	Meeuwen	0.13	89
Grote Stern	<i>Sterna sandvicensis sandvicensis</i>	TNB	Meeuwen	0.13	89

Nederlandse naam taxon	Wetenschappelijke naam	Rode Lijst	Familie	Kwetsbaarheidsindex	% cumulatieve kwetsbaarheid score
Kleine Burgemeester	<i>Larus glaucooides glaucooides</i>	TNB	Meeuwen	0.13	90
Kleine Mantelmeeuw	<i>Larus fuscus intermedius/graelsii</i>	TNB	Meeuwen	0.13	90
Kokmeeuw	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	TNB	Meeuwen	0.13	90
Noordse Stern	<i>Sterna paradisaea</i>	TNB	Meeuwen	0.13	90
Pontische Meeuw	<i>Larus cachinnans cachinans</i>	TNB	Meeuwen	0.13	90

4.5.5 Kwetsbaarste soorten voor habitat verstoring door hoogspanningslijnen, zonnepaneelvelden en windparken

De verstoringsafstanden van hoogspanningsleidingen en -masten voor weidevogels lopen voor de verschillende weidevogelsoorten en masttypen uiteen van 253 tot 500 m (tabel 4.5; Heijligers, 2013). Er zijn aanzienlijke verschillen tussen soorten, waarbij tureluur als meest verstoringsgevoelig kan worden gerekend en scholekster als minst gevoelig. Deze bevindingen gelden als leidend voor te hanteren vuistregels van verstoring, waarbij soortspecifieke verstoringsafstanden en differentiatie tussen masten en lijnen mogelijk is. Voor windparken in Nederland zijn dergelijke gegevens niet beschikbaar, net zo min als voor zonnepaneelvelden.

Tabel 4.5 Maximale verstoringsafstanden van weidevogels tot hoogspanningsverbindingen in Zuid-Holland. Deze kunnen worden gebruikt voor het beoordelen van effecten van hoogspanningslijnen op weidevogels. (Bron: Heijligers (2013)).

Soort	Type leiding	Structuur	Verstoringsafstand (in meters)
Kievit	50kV, 150kV en 380 kV	lijn	405
Kievit	150 kV	lijn	500
Kievit	380 kV	lijn	396
Grutto	50kV, 150kV en 380 kV	lijn	367
Grutto	150 kV	lijn	367
Grutto	380 kV	lijn	481
Tureluur	50kV, 150kV en 380 kV	lijn	424
Scholekster	50kV, 150kV en 380 kV	lijn	253
Kievit	50kV, 150kV en 380 kV	mast	405
Kievit	150 kV	mast	500
Kievit	380 kV	mast	263
Grutto	50kV, 150kV en 380 kV	mast	386
Grutto	150 kV	mast	367
Grutto	380 kV	mast	462
Tureluur	50kV, 150kV en 380 kV	mast	434
Scholekster	50kV, 150kV en 380 kV	mast	?

4.6 Conclusies

Aanvaringen en habitatverlies zijn de belangrijkste effecten die windparken op vogels kunnen hebben. Aanvaringen met windturbines kunnen een bedreiging vormen voor de gunstige staat van instandhouding van populaties van vogels, met potentieel belangrijke, negatieve cumulatieve effecten door aanvaringen in verschillende windparken in een regio of land. Onder de kwetsbaarste broedvogelsoorten op land voor sterfte door aanvaringen met windturbines vallen vooral havikachtigen, maar ook uilen, valkachtigen en reigers. Voor de niet-broedvogelsoorten komt er een vergelijkbaar patroon uit, maar hier domineren roofvogels nog meer. Daarmee komt onze analyse, gericht op het identificeren van de kwetsbaarste soorten middels hun Rode Lijst-status en aanvaringsgevoeligheid, in grote lijnen overeen met wat in de internationale literatuur naar voren komt (Thaxter *et al.*, 2017).

Botsingen met hoogspanningslijnen en elektrocuties zijn een groot probleem voor sommige kwetsbare vogelsoorten. In Nederland lijken elektrocuties van veel minder belang dan aanvaringen met

hoogspanningslijnen. Voor aanvaringen met hoogspanningslijnen zijn vooral reigers, uilen, strandlopers en snippen, Kievieten en plevieren en meeuwen in potentie het kwetsbaarst. Voor de niet-broedvogelsoorten zijn dat vooral steltlopers en reigers, naast meeuwen en uilen.

Wat betreft de risico's op aanvaringen met zonnepanelen kan gesteld worden dat die zeer waarschijnlijk laag zijn voor vogels. Er zijn echter geen wetenschappelijke gegevens zijn om dit te onderbouwen. Zonnepaneelvelden kunnen zowel een positief als negatief effect hebben op vogels, afhankelijk van het beheer van het veld.

Opgaande elementen in het landschap, waaronder windturbines en hoogspanningsmasten en -lijnen, hebben een versturend effect op sommige vogelsoorten van open landschappen. Die vogels worden geregeld in lagere dichtheden aangetroffen in de buurt van dergelijke infrastructuur dan verder weg, wat suggereert dat de habitatkwaliteit negatief beïnvloed wordt door de aanwezigheid van windturbines en hoogspanningsmasten en -lijnen. Mogelijk speelt ook een hogere mortaliteit door aanvaringen een rol bij het tot stand komen van lagere dichtheden in de buurt van windturbines en hoogspanningslijnen, maar de relatieve bijdrage van vermijding en mortaliteit zijn onbekend. Weidevogels zijn het gevoeligst voor het versturende effect van energie-infrastructuur, omdat ze uitwijken voor dergelijke hoogopgaande structuren in het open landschap dat het broedhabitat vormt. De verstoringafstanden van hoogspanningslijnen en -masten lopen voor de verschillende weidevogelsoorten en masttypen sterk uiteen.

5 Vogels op zee

5.1 Windturbines op zee

Vogels op zee kunnen in potentie verschillende typen effecten ondervinden in de aanlegfase en de operationele fase van windparken op zee. Hierop wordt hieronder nader ingegaan. Naast de aandacht voor de mogelijke effecten van individuele windparken is er in de recente jaren toenemende aandacht voor de cumulatieve effecten van meerdere windparken op zee op het Nederlandse deel van de Noordzee en de internationale Noordzee op vogelpopulaties (o.a. Leopold *et al.*, 2014). Ook aan het belang van cumulatieve effectbeoordeling en geïntegreerde kwetsbaarheidskaarten voor zeevogels wordt hieronder aandacht besteed.

Aanlegfase windparken

Bij de aanleg van een windpark zijn er veel scheepsactiviteiten en worden er windturbines geheid. Vogelsoorten verschillen in hun gevoeligheid voor verstoring door scheepvaart, wat duidelijk blijkt uit verschillen in de waargenomen verstoringsafstanden, maar over de gevolgen van de tijdelijke verstoring voor de fitness van de vogels en de consequenties daarvan voor populaties is zeer weinig bekend. Het effect van schepen op parelduiker, roodkeelduiker, zwarte zee-eend, grote zee-eend, eider en ijseend is onderzocht in Duitse wateren (Schwemmer *et al.*, 2011). Al deze soorten vluchtten voor een naderend schip, waarbij de gemiddelde vluchtafstand varieerde van 208 m voor eider tot 809 m voor zwarte zee-eend. Vluchtafstanden tot maximaal 3 km werden echter ook vastgesteld (Schwemmer *et al.*, 2011). De duur van de verstoring varieerde van enkele minuten tot minimaal enkele uren (bij bijvoorbeeld zwarte zee-eend). Langdurige verstoring door scheepvaart leidt tot structureel lagere aantallen parelduikers en roodkeelduikers (Schwemmer *et al.*, 2014). Alkachtigen mijden schepen ook, maar de verstoringsduur is meestal laag. Ze duiken meestal onder voor een naderend schip en komen kort daarna weer boven water.

Naast effecten door intensivering van de scheepsvaart in de buurt van windparken gaat heien van turbines in de zeebodem gepaard met harde impulsen van onderwatergeluid. In tegenstelling tot zeezoogdieren, is er nauwelijks aandacht geweest voor de mogelijke gevoeligheid van en effecten hiervan op duikende zeevogels. Dit wordt nu gezien als een kennislacune. Recent onderzoek naar aalscholvers toonde aan dat deze gevoelig zijn voor onderwatergeluid (Hans Slabbekoorn, pers. comm. 2017). Een telemetriestudie bij dwergsterns in Groot-Brittannië suggereert dat deze soort gevoeliger is voor verstoring door heien dan eerder ingeschat (Perrow *et al.*, 2006; 2011). Het vermoeden van (Perrow *et al.*, 2011) was dat een indirect effect van het heien van het windpark, via reductie van het bestand aan proovissen (bijv. jonge haringachtigen), de daar foeragerende dwergsterns negatief kan hebben beïnvloed. De geschatte gevoeligheden op basis van aanvaringsrisico alleen moeten volgens hen dan ook met de nodige reserves bekeken worden.

Habitatverlies en barrière-effecten in de operationele fase

De afstand waarop vogels hun vliegroute aanpassen aan een windpark is overdag vanaf ca. 3 km en 's nachts vanaf 1 km (Kahlert *et al.*, 2004; Desholm, 2005). Veranderingen in de aantallen zeevogels in de buurt van windparken zijn een gevolg van een combinatie van toegenomen mortaliteit, voedselbeschikbaarheid en verstoring, waarbij in de tijd ook gewinning kan optreden aan het verstorende effect (Petersen *et al.*, 2006).

Eiders en zwarte zee-eenden namen af in aantal in de buurt van twee windparken in Denemarken, in de twee jaar na constructie (Guillemette *et al.*, 1998; 1999; Petersen *et al.*, 2006). Eiders namen vervolgens weer toe in aantal, mogelijk door een toename van mossels en/of gewinning van de eenden aan de windparken. Elders is gevonden dat duikers, jan-van-genten, zwarte zee-eenden en alken in lagere aantallen voorkomen nabij windparken, tot 2-4 km van die windparken (Petersen *et al.*, 2006). Ganzen en eenden mijden ook windparken op zee, vanaf 100 tot 3000 m van turbines (Winkelman, 1992; Christensen *et al.*, 2006). Meeuwen en sterns namen echter toe, mogelijk door

een stijging van de voedselbeschikbaarheid in en rond de windparken. Turbines kunnen namelijk ook nieuw habitat bieden voor vissen, wat weer gunstig kan zijn voor visetende vogels – als deze vogelsoorten tenminste geen hoge mortaliteit of verstoring ondervinden door de windparken. Met name aalscholvers profiteren van windparken doordat ze hier rustplaatsen en nieuwe foerageermogelijkheden vinden (Leopold *et al.*, 2011, 2013). Bradbury *et al.* (2014) en Leopold *et al.* (2014) hebben een schatting gedaan voor de vermijding en de daaruit volgende sterfte van zeevogels op de Noordzee. Het resultaat is volgens hen zeer onzeker en kon niet worden gevalideerd of gecheckt met een ander model.

Sterfte in de operationele fase

Op dit moment is er maar weinig bekend over de (cumulatieve) mortaliteit van vogels als gevolg van de aanwezigheid van windparken op zee. Radarstudies hebben aangetoond dat vogels hun vliegroute aan kunnen passen aan een windpark, waarbij aanvaringen grotendeels kunnen worden voorkomen (Kahlert *et al.*, 2004); Desholm, 2005).

Garthe en Hüppop (2004), Furness *et al.* (2013), Bradbury *et al.* (2014) en Leopold *et al.* (2014) hebben op grond van gedragskenmerken, beschermingsstatus en/of populatiekenmerken een gevoeligheidsindex bepaald van veel zeevogelsoorten voor windparken op zee. Deze index hebben ze vervolgens gebruikt om de gevoeligheid voor windturbines op de Noordzee (WSI: Wind Sensitivity Index) te kwantificeren.

Cumulatieve effecten van habitatverlies en sterfte

Zoals hiervoor al is beschreven, kunnen windturbines een negatieve invloed hebben op vogels tijdens de verschillende fasen van windparkontwikkeling en de exploitatie daarvan. Dit kan zich manifesteren door meerdere typen effecten: directe sterfte door botsingen, habitatverlies door vermijding of barrièrewerking door vermijding. Leopold *et al.* (2014) hebben de cumulatieve effecten van windturbines op de internationale Noordzee in kaart gebracht, waarbij ze hebben gekeken naar habitatverlies (vermijding) en aanvaringsslachtoffers, maar niet naar barrièrewerking. Zij hebben effecten gemodelleerd voor alle windparken waarvan werd aangenomen dat ze operationeel zijn in 2023 in de internationale zuidelijke Noordzee, waar het NCP onderdeel van uit maakt. Zij hebben daarbij gebruikgemaakt van een aangepaste versie van de schattingsmethode van Bradbury *et al.* (2014), die ze daarom de 'aangepaste Bradbury-methode' noemden. De methode is gebaseerd op een aantal gedragskenmerken die verschillen per zeevogelsoort en die worden vertaald naar gevoeligheid voor aanvaring met of vermijding van windparken op zee. Deze methode wordt verder uitgelegd in paragraaf 5.3 van het onderhavige hoofdstuk. Een belangrijk resultaat van Leopold *et al.* (2014) was dat het totale aantal slachtoffers als gevolg van de ontwikkeling van windparken op zee tot het jaar 2023 beneden de Potential Biological Removal (PBR) voor alle zeevogels op de Noordzee zal blijven. Dit impliceert volgens Leopold *et al.* (2014) dat er geen zeevogelsoorten zullen uitsterven door de ontwikkeling van de windparken op zee alleen. Hierbij moet worden opgemerkt dat uitsterven een extreem effect is. Een afname van het populatieniveau kan ook al een probleem zijn. Dat betekent dat voorspelde effecten, kleiner dan de PBR, ook relevant kunnen zijn. Naarmate de buffercapaciteit van een populatie afneemt, herstelt de populatie zich niet meer binnen een bepaalde herstelperiode, of herstelt deze zich langzamer tot het oorspronkelijke evenwichtsniveau.

Leopold *et al.* (2014) vonden dat er acht zeevogelsoorten zijn met een relatief grote kwetsbaarheid op basis van een voorspelde mortaliteit boven de 10% van de PBR. Dat zijn in volgorde van afnemende kwetsbaarheid: kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, drieteenmeeuw, zilvermeeuw, jan-van-gent, zeekoet, grote jager en roodkeelduiker. Deze resultaten werden in grote lijnen bevestigd door een cross-check, welke is gedaan met de Band-methode (2012), een theoretisch 'collision risk model' dat het aantal aanvaringsslachtoffers inschat, gebruikmakend van technische windturbinespecificaties, de windparkconfiguratie en vogelsoortspecifieke eigenschappen. Die laatste methode voorspelde echter twee soorten met een overschrijding van de PBR: kleine mantelmeeuw en grote mantelmeeuw. Dit wijst erop dat dat deze soorten kunnen uitsterven in de zuidelijke Noordzee door de ontwikkeling van de windparken op zee. Leopold *et al.* (2014) hebben de Band-methode (2012) ook toegepast bij de schatting van de sterfteaantallen door botsingen met windturbines voor land- en watervogels (van zoetwaterhabitats) die gewoonlijk migreren over de internationale zuidelijke Noordzee. Voor geen van deze soorten werd voorspeld dat de cumulatieve mortaliteit boven de PBR zou komen. Relatief hoge

waarden (>10% PBR) werden echter wel gevonden voor wulp, zwarte stern, kleine zwaan, drieteenstrandloper, spreeuw en kanoet (11%).

5.2 Waterkracht op zee

Getijdenturbines

Informatie over effecten (zoals sterfte, vermijdings- en aantrekkingskracht) van getijdenturbines op vogelsoorten ontbreekt nagenoeg (McCluskie *et al.*, 2012). Voor sterfte van vogels door getijdenturbines en andere onderwaterstructuren is met name het foeragegedrag belangrijk; zoekgedrag, zwemcapaciteit, zwemduur en positie in de waterkolom bepalen de kwetsbaarheid van vogels (Langton *et al.*, 2011). In een review van de effecten op vogels van een getijdenturbine bij het Kornwerderzand (Griffioen *et al.*, 2015) is een indeling in functionele groepen met daaraan gekoppelde vergelijkbare kwetsbaarheid gemaakt: duikende viseters (fuut, aalscholver, grote zaagbek, middelste zaagbek, nonnetje), duikende schelpeneters (kuifeend, tafeleend, topper, brilduiker), stoot-duikende viseters (sterns) en oppervlakte-foeragerende alleseters (meeuwen) (zie verder paragraaf 3.3).

Er treedt waarschijnlijk vermindering van draaiende turbine-onderdelen op, maar het risico is aanwezig dat duikende viseters en duikende schelpdiereters door de spuiroom meegevoerd worden en in aanraking komen met de turbines. Het is niet bekend hoe groot dit risico is (Griffioen *et al.*, 2015). Ook vogels die onder draaiende turbine-onderdelen zwemmen, lopen het risico om bij het boven komen in aanraking te komen met deze onderdelen (Langton *et al.*, 2011).

5.3 Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden

Voor vogels op zee zijn er twee vormen van hernieuwbare energie-infrastructuren in Nederland die tot het jaar 2030 een belangrijke invloed op populaties kunnen hebben: windparken op zee en waterkrachtgetijdenturbines. De methoden die zijn toegepast voor de bepaling van de gevoeligheid en kwetsbaarheid van vogels op zee verschillen tussen windparken en getijdenturbines. Dit hangt samen met verschillen in de aan deze studies ten grondslag liggende gegevens. De onderzoeksmethoden voor windparken en getijdenturbines worden daarom in separate subparagrafen toegelicht.

De selectie van de vogelsoorten die samen 90% bijdragen aan de cumulatieve kwetsbaarheidsindex voor alle beoordeelde vogelsoorten is toegepast met betrekking tot windturbines en getijdenturbines.

5.3.1 Methode voor het bepalen kwetsbaarheid van zeevogels voor windturbines

De methode die voor zeevogels is toegepast om de kwetsbaarheid van soorten voor verschillende typen energie-infrastructuur te bepalen, is vergelijkbaar met de methode voor vogels op land (paragraaf 2.2), maar niet geheel identiek.

Voor zeevogels wordt, net als voor vogels op land, de kwetsbaarheid van een soort voor een energie-infrastructuur bepaald door twee factoren, namelijk:

- Gevoeligheid van de soort voor de energie-infrastructuur.
- Populatiekwetsbaarheid van de soort op basis van Rode Lijst-status.

Net zoals bij de vogels op land, wordt de populatiekwetsbaarheid van vogels op zee gebaseerd op de status van de soort op de Nederlandse Rode Lijst. Echter, de gevoeligheid van de soort voor de energie-infrastructuur wordt bij zeevogels anders bepaald dan bij de vogels op land. Voor de gevoeligheid van effecten van hernieuwbare energie-infrastructuren worden geen slachtoffergegevens gebruikt, omdat deze in onvoldoende mate beschikbaar zijn voor zeevogels. In plaats daarvan wordt een schatting uitgevoerd met de methode op basis van soortspecifieke gedragskenmerken, zoals die is ontwikkeld door Leopold *et al.* (2014). Die wordt door hen de 'aangepaste Bradbury-methode' genoemd, omdat deze grotendeels is gebaseerd op de methode van Bradbury *et al.* (2014). Hieronder

volgt een korte beschrijving van die methode. De uitgebreide beschrijving kan worden gevonden in Leopold *et al.* (2014).

Bradbury *et al.* (2014) gebruikten zes factoren die direct gerelateerd zijn aan kwetsbaarheid van een soort aan windparken op zee, waarvan vier factoren voor aanvaring en twee factoren voor *displacement* (vermijding of verstoring door windparken) (Tabel 5.1).

Tabel 5.1 Parameters gebruikt in Leopold *et al.* (2014) voor zeevogelgevoeligheid voor windparken op zee.

Symbool	Parameter	Element voor drukfactor
e	Geschat percentage vliegend op turbinebladhoogte	Aanvaring/botsing (mortaliteit)
f	Manoeuvrbaarheid in de vlucht	Aanvaring/botsing (mortaliteit)
g	Percentage van de tijd vliegend	Aanvaring/botsing (mortaliteit)
h	Nachtelijke activiteit	Aanvaring/botsing (mortaliteit)
i	Verstoringsgevoeligheid	Verstoring/vermijding (habitatverlies)
j	Habitatspecialisatie	Verstoring/vermijding (habitatverlies)

De score voor elke factor en voor elke zeevogelsoort werd gebaseerd op bewijs en een grote hoeveelheid door Bradbury *et al.* (2014) gereviewde literatuur. Parameters werden gescoord op een schaal van 1 tot 5 (waarbij een '1' stond voor een lage negatieve impact), met uitzondering van het criterium 'geschat percentage op turbinebladhoogte', dat als een percentage (1-100) werd gescoord.

Leopold *et al.* (2014) voerden enkele aanpassingen door van de methode van Bradbury *et al.* (2014), o.a.:

- Schaling van de relatieve gevoeligheid voor aanvaring tussen 0 en 1, waarbij de maximale score van 1 is toegekend aan een soort met een theoretische maximumscore voor alle parameters resulterend in 100% mortaliteit. De maximale score is 1500 voor aanvaring.
- Schaling van de relatieve gevoeligheid voor vermijding tussen 0 en 0,1 waarbij de maximale score van 0,1 is toegekend aan een soort met een theoretische maximumscore voor alle parameters resulterend in 10% mortaliteit.
- Combineren van relatieve gevoeligheid voor aanvaring en relatieve gevoeligheid voor vermijding voor elke soort in een relatieve totale gevoeligheidsscore tussen 0 en 1.

De volgende set van formules voor soortgevoeligheid en kwetsbaarheidskaart is gebruikt door Leopold *et al.* (2014):

Gevoeligheid van de soort voor de windpark-infrastructuur

Score voor aanvaring

$$\text{Gevoeligheid voor aanvaring} = (e \times (f + g + h)) / 1500 \quad (1)$$

Score voor vermijding

$$\text{Gevoeligheid voor vermijding} = (i \times j) / 250 \quad (2)$$

Score voor de combinatie van aanvaring en vermijding

$$\begin{aligned} \text{Gevoeligheid voor windparken op zee} &= \text{Gevoeligheid voor aanvaring} + \text{Gevoeligheid voor vermijding} \\ &- (\text{Gevoeligheid voor aanvaring} \times \text{Gevoeligheid voor vermijding}) \end{aligned} \quad (3)$$

In de laatste formule is op deze manier een correctie voor het 'dubbel effect' toegepast.

Windpark kwetsbaarheidskaart

$$\text{Risico voor aanvaring} = \text{Dichtheid soort} \times \text{Gevoeligheid voor aanvaring} \quad (4)$$

$$\text{Risico voor vermindering} = \text{Dichtheid soort} \times \text{Gevoeligheid voor vermindering} \quad (5)$$

$$\text{Totale Risico van windpark} = \text{Dichtheid soort} \times \text{Gevoeligheid van soort voor windparken op zee} \quad (6)$$

Voor de zeevogelsoorten worden de scores voor parameters e tot j betrokken uit Bradbury *et al.* (2014).

5.3.2 Methode voor selectie van de kwetsbaarste soorten voor wind op zee

Selectie van broedvogelsoorten die relevant zijn voor wind op zee

Er zijn vijf vogelsoorten die in de broedperiode zo ver de zee op gaan (>10 zeemijl) dat ze in aanraking kunnen komen met windturbines op zee. Dit betreft drie soorten meeuwen (kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, zilvermeeuw), grote stern en aalscholver. De overige broedvogelsoorten bevinden zich in de broedperiode alleen op en dicht bij de kust (stormmeeuw, dwergstern, noordse stern, eider) of alleen in het binnenland (dwergmeeuw, zwarte stern, fuut) of zowel op en dicht bij de kust als in het binnenland (kokmeeuw, zwartkopmeeuw, visdief).

Selectie van trek- en wintervogels relevant voor wind op zee en cumulatie tot 90%

Van 36 zeevogelsoorten die op het NCP voorkomen als trek- of wintergasten is de kwetsbaarheid berekend uit de status op de Rode Lijst en de gevoeligheid voor windenergie-structuren op zee. Vervolgens is, analoog aan de benadering voor vogels op land, de kwetsbaarheid van al deze vogelsoorten opgeteld waarbij de vogelsoorten zijn gerangschikt naar hun bijdrage hieraan. Er zijn 24 vogelsoorten die samen 90% van de cumulatieve kwetsbaarheidsindex voor trek- en wintergasten vormen.

5.3.3 Methode voor het bepalen kwetsbaarheid van zeevogels voor getijdenturbines

Voor de schatting van de gevoeligheid van kust- en zeevogels van de drukfactoren door getijdencentrales is gekozen voor een semi-kwantitatieve methode. De (mogelijke) ruimtelijke overlap van de vogelpopulaties met drukfactoren is ook ingeschat. De inschattingen zijn gebaseerd op gepubliceerde gegevens (Griffioen *et al.*, 2015) met de daarin gebruikte referenties), aangevuld met expert judgement, waarbij gebruik is gemaakt van scores (Tabel 6.5 en Tabel 6.2).

Tabel 5.2 *Indicatie van de relatieve gevoeligheid (voor een drukfactor) per soort.*

Gevoeligheid	Score
Hoog	5
Matig	4
Laag tot matig	3
Laag	2
Zeer laag	1
Ongevoelig	0

Tabel 5.1 *Indicatie van de overlap tussen een populatie en de invloedssfeer van de activiteit.*

Overlap	Score
Zeer groot/zeer belangrijk deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	5
Aanzienlijk/belangrijk deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	4
Een deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	3
Een klein deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	2
Een zeer klein deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	1
De populatie overlapt niet met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	0

Het product van de score voor de relatieve gevoeligheid – voor een drukfactor (en overlap) tussen waar een drukfactor optreedt en waar een soort actief is (woon-, foerageer- en verbindend habitat) – geeft een indicatie van het relatieve risico, zoals bij vogels op land (zie hoofdstuk 4). De kwetsbaarheid van de vogelsoort voor getijdenturbines wordt afgeleid door het risico te combineren met de kwetsbaarheid van de populatie volgens de Rode Lijst-status.

5.4 Kwetsbare soorten, selectie en rangschikking

5.4.1 Gevoeligheid voor windenergie

De aanvaringsgevoeligheid voor windenergie is het grootst voor enkele soorten meeuwen en duikers, waarbij de meeuwen veel gevoeliger zijn voor aanvaring en de duikers veel gevoeliger voor vermijding of verstoring door windparken (Tabel 5.4).

Tabel 5.4 De scores voor de gevoeligheid van Nederlandse zeevogelsoorten voor aanvaring, voor vermijding en voor de combinatie van aanvaring en vermijding bij windparken op zee.

Nederlandse naam	Gevoeligheid voor aanvaring	Gevoeligheid voor vermijding	Totale gevoeligheid voor windpark-infrastructuur
Grote mantelmeeuw	0.163	0.016	0.177
Zilvermeeuw	0.163	0.008	0.170
Kleine mantelmeeuw	0.120	0.008	0.127
Stormmeeuw	0.100	0.016	0.114
Parelduiker	0.030	0.080	0.108
Roodkeelduiker	0.027	0.080	0.105
Zwartkopmeeuw	0.083	0.016	0.098
Zwarte zee-eend	0.016	0.080	0.095
Grote zaagbek	0.027	0.064	0.089
Brilduiker	0.027	0.064	0.089
Drieteenmeeuw	0.070	0.016	0.085
Topper	0.022	0.064	0.085
Dwergstern	0.047	0.032	0.077
Grote zee-eend	0.016	0.060	0.075
Middelste zaagbek	0.027	0.048	0.073
Jan van Gent	0.064	0.008	0.071
Dwergmeeuw	0.060	0.012	0.071
Visdief	0.047	0.024	0.070
Grote stern	0.047	0.024	0.070
Kokmeeuw	0.053	0.016	0.068
Zwarte stern	0.040	0.024	0.063
Fuut	0.012	0.048	0.059
Eidereend	0.012	0.048	0.059
Kuifduiker	0.011	0.048	0.058
Kleine Jager	0.047	0.008	0.054
Middelste jager	0.047	0.008	0.054
Aalscholver	0.037	0.012	0.049
IJseend	0.000	0.048	0.048

5.4.2 Vogelsoorten die het kwetsbaarst zijn voor wind-infrastructuur

De vogelsoorten die het kwetsbaarst zijn voor windturbines op zee in de broedperiode en buiten de broedperiode zijn weergegeven in respectievelijk Tabel 2 en 5.6. Veel zeevogelsoorten kunnen in potentie in de trek- en winterperiode worden blootgesteld aan windparken op zee. Van de zeevogelsoorten waarvoor in deze studie de kwetsbaarheid voor windturbines op zee is geschat, zijn er 24 die samen 90% van de gesommeerde kwetsbaarheidsindex uitmaken. Bij deze schatting van de kwetsbaarheid is de ruimtelijke overlap van de verspreiding van de soorten en de windparken niet betrokken. In geval dit wel wordt gedaan, zal er voor 11 van de 24 soorten momenteel geen of een verwaarloosbaar risico op aanvaringen met windturbines op zee zijn, omdat deze soorten (bijna) altijd dicht bij (<10 zeemijl) de kust blijven. Dit zijn grote zaagbek, brilduiker, zwarte stern, kuifduiker, zwartkopmeeuw, zwarte zee-eend, topper, dwergstern, grote zee-eend, middelste zaagbek en fuut.

Indien we ons alleen richten op vogels die ook veel buiten de 10 zeemijlzone op zee vertoeven en daardoor wel blootgesteld worden aan de windparken op zee, dan zijn er 13 soorten die tot de 90% van de cumulatieve kwetsbaarheid bijdragen. Dit zijn kleine jager, grote mantelmeeuw, zilvermeeuw, visdief, kleine mantelmeeuw, stormmeeuw, parelduiker, roodkeelduiker, drieteenmeeuw, jan-vangent, dwergmeeuw, grote stern en kokmeeuw. De kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw en zilvermeeuw horen gedurende het hele jaar tot de kwetsbaarste vogelsoorten voor windinfrastructuur, want deze kunnen zowel binnen als buiten de broedperiode potentieel in aanraking komen met windparken op zee.

Table 2.5 Broedvogelsoorten onder de zeevogels die kwetsbaar zijn voor windenergie-infrastructuur in Nederland, gerangschikt naar afnemende kwetsbaarheid.

Naam	Wetenschappelijke naam	Rode lijst NL-broedvogels	Gevoeligheid voor windpark-infrastructuur	Kwetsbaarheid voor windpark-infrastructuur	Cumulatieve Kwetsbaarheid voor windpark-infrastructuur (met voorgaande soorten)
Grote mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>	GV	0.177	0.353	36%
Grote stern	<i>Sterna sandvicensis</i>	KW	0.070	0.278	65%
Zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>		0.170	0.170	82%
Kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus</i>		0.127	0.127	95%
Aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>		0.049	0.049	100%

Tabel 5.3 Trekvogels of wintergasten onder de zeevogels die kwetsbaar zijn voor windenergie-infrastructuur in Nederland, gerangschikt naar afnemende kwetsbaarheid. Alleen de soorten die bijdragen aan 90% van de gecumuleerde relatieve gevoeligheid zijn meegenomen.

Naam	Wetenschappelijke naam	Rode lijst NL-niet-broedvogels	Gevoeligheid voor windpark-infrastructuur	Kwetsbaarheid voor windpark-infrastructuur	Cumulatieve kwetsbaarheid voor windpark-infrastructuur (met voorgaande soorten)
Grote zaagbek	<i>Mergus merganser</i>	B	0.089	0.712	18%
Brilduiker	<i>Bucephala clangula</i>	KW	0.089	0.356	26%
Zwarte stern	<i>Chlidonias niger</i>	KW	0.063	0.252	33%
Kuifduiker	<i>Podiceps auritus</i>	KW	0.058	0.233	38%
Kleine jager	<i>Stercorarius parasiticus</i>	KW	0.054	0.217	44%
Grote mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>		0.177	0.177	48%
Zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>		0.170	0.170	52%
Visdief	<i>Sterna hirundo</i>	GV	0.070	0.139	56%
Kleine mantelmeeuw	<i>Larus fuscus</i>		0.127	0.127	59%
Stormmeeuw	<i>Larus canus</i>		0.114	0.114	62%
Parelduiker	<i>Gavia arctica</i>		0.108	0.108	64%
Roodkeelduiker	<i>Gavia stellata</i>		0.105	0.105	67%
Zwartkopmeeuw	<i>Larus melanocephalus</i>		0.098	0.098	70%
Zwarte zee-eend	<i>Melanitta nigra</i>		0.095	0.095	72%
Drieteenmeeuw	<i>Rissa tridactyla</i>		0.085	0.085	74%
Topper	<i>Aythya marila</i>		0.085	0.085	76%
Dwergstern	<i>Sterna albifrons</i>		0.077	0.077	78%
Grote zee-eend	<i>Melanitta fusca</i>		0.075	0.075	80%
Middelste zaagbek	<i>Mergus serrator</i>		0.073	0.073	82%
Jan van gent	<i>Morus bassanus</i>		0.071	0.071	83%
Dwergmeeuw	<i>Hydrocoloeus minutus</i>		0.071	0.071	85%
Grote stern	<i>Sterna sandvicensis</i>		0.070	0.070	87%
Kokmeeuw	<i>Croicocephalus ridibundus</i>		0.068	0.068	89%
Fuut	<i>Podiceps cristatus</i>		0.059	0.059	90%
Eidereend	<i>Somateria mollissima</i>		0.059	0.059	92%
Middelste jager	<i>Stercorarius pomarinus</i>		0.054	0.054	93%
Aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>		0.049	0.049	94%
IJseend	<i>Clangula hyemalis</i>		0.048	0.048	95%
Grote jager	<i>Stercorarius skua</i>		0.048	0.048	96%
Noordse stern	<i>Sterna paradisaea</i>		0.047	0.047	98%
Zeekoet	<i>Uria aalge</i>		0.040	0.040	99%
Alk	<i>Alca torda</i>		0.038	0.038	100%
Noordse stormvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>		0.010	0.010	100%
Grauwe pijlstormvogel	<i>Puffinus griseus</i>		0.004	0.004	100%
Noordse pijlstormvogel	<i>Puffinus puffinus</i>		0.004	0.004	100%

5.4.3 Relatieve gevoeligheid voor waterkracht (getijdencentrales)

Duikende viseters (duikers, futen, zaagbekken) en duikende schelpdiereters (duikeenden) zijn de kwetsbaarste vogelsoorten voor waterkracht. Deze soorten zijn in staat het water in te duiken tot dezelfde diepte als waarop de getijdenturbines zijn gepositioneerd. Het risico bestaat dat duikende viseters en duikende schelpeneters in aanvaring komen met de turbines. Aan de oppervlakte foeragerende soorten (meeuwen en sterns) lopen een laag risico om met turbines in aanraking te komen, terwijl onderwater foeragerende soorten een hoger risico lopen. Naast de kans op sterfte door aanvaring kan voor sommige vogels ook barrièrewerking door getijdenturbines optreden ten opzichte van de bewegingen van de vogels in het overgangsgebied van zoetwater en zoutwater. Er zijn geen kwantitatieve gegevens bekend van de kans op sterfte of barrièrewerking voor individuele vogels. Dat houdt in dat ook effecten op vogelpopulaties niet kwantitatief zijn te schatten.

Griffioen *et al.* (2015) hebben een kwalitatieve beoordeling uitgevoerd van het aanvaringsrisico van een getijdenturbine bij Kornwerderzand, op de grens van Waddenzee en IJsselmeer. De resultaten zijn opgenomen in Tabel 5.7. Voor vogelsoorten die niet zijn beoordeeld door Griffioen *et al.* (2015) maar die wel relevant kunnen zijn voor onderhavige studie, is dezelfde effectkwalificatie genomen als voor de vogelfamilie waartoe deze behoort. Bijvoorbeeld: alle meeuwensoorten hebben de effectscore zeer laag gekregen. De barrièrewerking is voor dezelfde vogelsoorten ingeschat met expert judgement.

Tabel 5.7 De gevoeligheid van Nederlandse zeevogelsoorten voor aanvaringen met en barrièrewerking van getijdenturbines in Nederland op basis van Griffioen *et al.* (2015) en expert judgement.

Nederlandse naam	Familie	Gevoeligheid voor aanvaring (sterfte) met getijdenturbines	Gevoeligheid voor barrièrewerking door getijdenturbines
Zwarte zee-eend	Duikeenden	Matig	Matig
Brilduiker	Duikeenden	Laag	Laag
Topper	Duikeenden	Matig	Matig
Grote zee-eend	Duikeenden	Matig	Matig
Parelduiker	Duikers	Matig	Matig
Roodkeelduiker	Duikers	Matig	Matig
Fuut	Futen	Matig	Matig
Kuifduiker	Futen	Matig	Matig
Kleine jager	Jagers	Zeer laag	Zeer laag
Jan van gent	Jan van genten	Laag	Zeer laag
Grote mantelmeeuw	Meeuwen	Zeer laag	Zeer laag
Zilvermeeuw	Meeuwen	Zeer laag	Zeer laag
Kleine mantelmeeuw	Meeuwen	Zeer laag	Zeer laag
Stormmeeuw	Meeuwen	Zeer laag	Zeer laag
Zwartkopmeeuw	Meeuwen	Zeer laag	Zeer laag
Drieteenmeeuw	Meeuwen	Zeer laag	Zeer laag
Dwergmeeuw	Meeuwen	Zeer laag	Zeer laag
Kokmeeuw	Meeuwen	Zeer laag	Zeer laag
Dwergstern	Sterns	Laag	Zeer laag
Visdief	Sterns	Laag	Zeer laag
Grote stern	Sterns	Laag	Zeer laag
Zwarte stern	Sterns	Laag	Zeer laag
Grote zaagbek	Zaagbekken	Matig	Matig
Middelste zaagbek	Zaagbekken	Matig	Matig

5.4.4 Vogelsoorten die het kwetsbaarst zijn voor waterkracht (getijdencentrales)

De schatting van de kwetsbaarheid van vogelsoorten voor getijdencentrales is op semi-kwantitatieve wijze uitgevoerd door getallen toe te kennen aan de scores zeer laag, laag en matig, zoals die gegeven zijn in Tabel 5.7. Vervolgens is de overlap van de verspreiding van de vogelsoort met het invloedsgebied van de getijdenturbine erbij betrokken. Daarna is een combinatie gemaakt met de populatiekwetsbaarheid op basis van de Rode Lijst-status om de kwetsbaarheidsindex voor getijdencentrales te bepalen. Het resultaat hiervan voor broedvogels en niet-broedende soorten (doortrekkers en wintergasten) is opgenomen in respectievelijk de tabel 5.8 en 5.9.

Hierbij dient te worden opgemerkt dat de algemene verstoring gevoeligheid van deze soorten voor door mensen gemaakte structuren ook zal meespelen bij de gevoeligheid en kwetsbaarheid van deze soorten voor getijdencentrales. Een vogelsoort die door zijn schuwheid ver uit de buurt blijft van door mensen gemaakte structuren, zal ook niet vaak dicht bij een getijdencentrale komen, waardoor het risico op aanvaringen ook kleiner is. Een grote, algemene verstoring gevoeligheid kan echter ook gelden voor andere vogelsoorten, zoals de grote zaagbek.

Er zijn 9 broedvogelsoorten die samen een bijdrage van 90% hebben aan de cumulatieve kwetsbaarheidsindex van de 15 broedvogelsoorten in Tabel 5.8. Als kwetsbaarste broedvogelsoorten kunnen daarom worden geselecteerd: zwarte stern, grote stern, dwergmeeuw, middelste zaagbek,

visdief, dwergstern, fuut, eidereend en aalscholver. In dat resultaat speelt de score op de Rode Lijst echter een grote rol. Het is mogelijk dat de vier sternsoorten en de dwergmeeuw vanwege hun foerageergedrag in werkelijkheid een veel lagere gevoeligheid hebben dan met de toegepaste methode is ingeschat. Alleen waarnemingen in het veld kunnen hier uitsluitsel geven.

Twaalf niet-broedvogelsoorten leveren samen een bijdrage van 90% aan de cumulatieve kwetsbaarheidsindex van de 28 niet-broedvogelsoorten in Tabel 5.4. Dit zijn grote zaagbek, brilduiker, kuifduiker, zwarte stern, middelste zaagbek, fuut, visdief, parelduiker, roodkeelduiker, toppe, aalscholver en eidereend. Van deze 12 soorten lijken grote zaagbek, brilduiker en kuifduiker veel kwetsbaarder dan de overige soorten.

Er zijn in Nederland weinig mogelijkheden voor de toepassing van getijdenturbines (zie hoofdstuk 3). Een serieuze bedreiging van populaties van bovengenoemde kust- en zeevogelsoorten in Nederland wordt daarom niet verwacht. Echter, vanwege de grote onzekerheid van het resultaat van de effectbeoordeling als gevolg van het ontbreken van harde gegevens, is monitoring van deze vogelsoorten in de buurt van getijdenturbines en de slachtoffers wenselijk.

Tabel 5.8 De relatieve kwetsbaarheid en de onderliggende elementen van broedvogelsoorten onder de zeevogels voor getijdenturbines in Nederland, gerangschikt naar afnemende kwetsbaarheid.

Broedvogelsoort	Gevoeligheid voor aanvaring	Overlap met getijdenturbines	Risico voor aanvaring	Populatie-kwetsbaarheid	Kwetsbaarheid voor aanvaring
Zwarte stern	2	1	2	8	16
Visdief	2	2	4	4	16
Grote stern	2	1	2	8	16
Dwergmeeuw	1	1	1	16	16
Aalscholver	4	3	12	1	12
Middelste zaagbek	4	1	4	2	8
Dwergstern	2	1	2	4	8
Fuut	4	1	4	1	4
Eidereend	4	1	4	1	4
Zilvermeeuw	1	2	2	1	2
Kleine mantelmeeuw	1	2	2	1	2
Grote mantelmeeuw	1	1	1	2	2
Stormmeeuw	1	1	1	1	1
Zwartkopmeeuw	1	1	1	1	1
Kokmeeuw	1	1	1	1	1

Tabel 5.4 De relatieve kwetsbaarheid en de onderliggende elementen van doortrekkers of wintergasten onder de zeevogels voor getijdenturbines in Nederland, gerangschikt naar afnemende kwetsbaarheid.

Niet broedvogelsoort	Gevoeligheid voor aanvaring	Overlap met getijdenturbine	Risico voor aanvaring	Populatie-kwetsbaarheid	Kwetsbaarheid voor aanvaring
Grote zaagbek	4	3	12	8	96
Brilduiker	4	3	12	4	48
Kuifduiker	4	2	8	4	32
Zwarte stern	2	3	6	4	24
Middelste zaagbek	4	3	12	1	12
Fuut	4	3	12	1	12
Visdief	2	2	4	2	8
Eidereend	4	2	8	1	8
Aalscholver	4	2	8	1	8
Parelduiker	4	2	8	1	8
Roodkeelduiker	4	2	8	1	8
Topper	4	2	8	1	8
Zwarte zee-eend	4	1	4	1	4
Grote zee-eend	4	1	4	1	4
IJseend	4	1	4	1	4
Grote stern	2	1	2	1	2
Dwergstern	2	1	2	1	2
Dwergmeeuw	1	2	2	1	2
Zilvermeeuw	1	2	2	1	2
Kleine mantelmeeuw	1	2	2	1	2
Stormmeeuw	1	2	2	1	2
Grote mantelmeeuw	1	1	1	1	1
Zwartkopmeeuw	1	1	1	1	1
Kokmeeuw	1	1	1	1	1
Drieteenmeeuw	1	1	1	1	1
Kleine jager	1	0	0	4	0
Jan van gent	2	0	0	1	0
Middelste jager	1	0	0	1	0

5.5 Conclusies

Vogels op zee kunnen in potentie verschillende typen effecten ondervinden in de aanlegfase en de operationele fase van windparken op zee. Op dit moment is er maar weinig bekend over de (cumulatieve) mortaliteit van vogels als gevolg van de aanwezigheid van windparken op zee. Voor vogels op zee geldt dat de kwetsbaarheid voor sterfte door aanvaringen met windparken op zee het grootst is voor grote mantelmeeuw, grote stern, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en aalscholver. Voor trek- en wintervogels zijn dit – in volgorde van afnemende kwetsbaarheid – vooral grote zaagbek, brilduiker, zwarte stern, kuifduiker en kleine jager. De in potentie kwetsbaarste broedvogelsoorten voor getijdencentrales zijn zwarte stern, grote stern, dwergmeeuw, middelste zaagbek, visdief, dwergstern, fuut, eidereend en aalscholver; voor niet-broedvogelsoorten lijken vooral grote zaagbek, brilduiker en kuifduiker kwetsbaar. Informatie over effecten (zoals sterfte, vermijdings- en aantrekkingskracht) van getijdenturbines op vogelsoorten ontbreekt nagenoeg.

6 Vleermuizen

6.1 Windturbines op land

Habitatverlies en barrière-effecten operationele fase

De effecten van een windpark op vleermuizen door habitatverlies komen niet alleen voort uit de aanwezigheid van, maar in het algemeen ook uit de activiteiten tijdens de aanlegfase van het windpark. De habitat rond een turbine of park kan bijvoorbeeld sterk veranderen als de vegetatie tijdens de bouw grotendeels of geheel wordt verwijderd, voor zowel het plaatsen van de mastvoet als het bereiken van de locatie. Soms wordt de ruimte direct rond de mastvoet relatief kaal gehouden of wordt de ontwikkeling van opgaande vegetatie actief tegengegaan. Door fragmentatie van het landschap door een windpark kunnen bovendien barrières ontstaan voor de vliegbewegingen van vleermuizen, wat weer negatieve effecten (verlies van (kwaliteit) van verbindend habitat binnen het netwerk van functionele leefgebieden (verblijfplaatsen, vlieg- en migratieroutes en foerageergebied)) kan hebben op die soorten (Saunders *et al.*, 1991).

Naarmate individuele soorten een specifiek foerageerhabitat gebruiken, een kleinere homerange hebben, vliegroutes strikter volgen en minder geneigd zijn om grote open gebieden over te steken en/of langere afstanden af te leggen, mag worden verwacht ze eerder last zullen hebben van kleinschalig habitatverlies door het plaatsen van een windpark (Limpens *et al.*, 2007)⁶. Voor verlies aan foerageergebied gaat het daarbij om soorten die worden getypeerd door op kleine schaal en relatief dicht in de buurt van hun verblijfplaats jagen, zoals de gewone grootoovleermuis. Voor verlies aan verbindend habitat gaat het daarbij om soorten die lager in het landschap in de zone vanaf maaiveld tot ca. 10-15 m langs structuren vliegen. Barrière-effecten kunnen juist optreden bij de soorten die ook hoger vliegen, zoals rosse vleermuis, bosvleermuis en laatvlieger. Het gaat hierbij om verstoring in de ruimte van 10-15 m tot 20-30 m hoogte.

Sterfte operationele fase

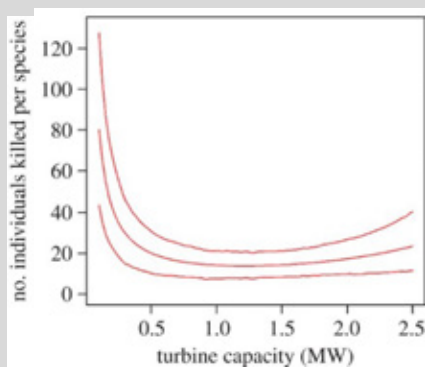
Aanvaringen met windturbines kunnen een bedreiging vormen voor de gunstige staat van instandhouding van populaties van vleermuizen, met potentieel belangrijke, negatieve cumulatieve effecten door aanvaringen met verschillende windparken in een regio of land (Carrete *et al.*, 2009; Bellebaum *et al.*, 2013; Voigt *et al.*, 2015). Niet alle soorten zijn even gevoelig voor aanvaringen. We kunnen bij voorbaat stellen dat de effecten door extra sterfte als gevolg van aanvaringen met windturbines het grootst zijn voor vleermuizen, die zich relatief vaak op rotorhoogte begeven en nauwelijks uitwijkingsgedrag vertonen (Drewitt en Langston, 2006; Rydell *et al.*, 2010, 2014; Limpens *et al.*, 2007). Verder neemt het aantal slachtoffers toe met een toenemende grootte van de turbines (Thaxter *et al.*, 2017); daar staat tegenover dat – net als bij vogels – de aantallen slachtoffers lager zijn per MW vermogen, althans tot ca. 1,2 MW-turbines (zie Box 1).

De meeste vleermuislachtoffers worden gevonden onder migrerende soorten (ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis), hoewel ook een niet-migrerende soort als de gewone dwergvleermuis (Limpens *et al.*, 2007; Rydell *et al.*, 2010; 2016) soms relatief veel gevonden wordt. Toch lijken migrerende vleermuizen over het algemeen niet gevoeliger voor aanvaringen dan sedentaire soorten (Behr *et al.*, 2007; Brinkmann *et al.*, 2006; Brinkmann *et al.*, 2011; Rydell *et al.*, 2010 a, b; Voigt *et al.*, 2012). Naar alle waarschijnlijkheid is de gewoonte tot foerageren in de buurt van windturbines – o.a. tijdens periodes die veel energievragen zoals de kraam- of migratieperiode – de belangrijkste factor die het risico bepaalt op aanvaringen (Rydell *et al.*, 2010, 2016). Hierbij moet de kanttekening worden geplaatst dat migrerende soorten vaker worden blootgesteld aan windturbines dan niet-migrerende soorten en de migratie en de daaraan gekoppelde energiebehoefte zeer belangrijke factoren zijn die het aanvaringsrisico bepalen (Lagerveld en Limpens, pers. med.). Vleermuissoorten die bijzonder

⁶ Zie paragraaf 6.3.1.2 voor typering van soorten en gedrag in relatie tot gevoeligheid voor veranderingen in het landschap (van risico's op sterfte tot kwaliteit verlies van foerageerhabitat).

gevoelig zijn voor botsingen hebben vaak morfologische en ecologische overeenkomsten; zo zijn vleermuizen met lange en smalle vleugels, die in open landschappen foerageren, gevoeliger dan soorten van dicht habitat, zoals bossen (Rydell *et al.*, 2010).

Box 1. Thaxter *et al.* (2017) hebben een systematisch, wereldwijd literatuuronderzoek uitgevoerd naar aantallen aanvaringen van vleermuizen en het vermogen en type windturbine. De gemiddelde aantallen aanvaringen nemen over het algemeen toe met een grotere turbinecapaciteit (in megawatt [MW] vermogen); m.a.w. grotere turbines eisen significant meer slachtoffers onder vleermuizen. Echter, de inzet van een kleiner aantal turbines met een groter vermogen verminderde het totaalaanvaringen per soort per MW-vermogen in vergelijking met grotere aantallen turbines met een kleiner vermogen, althans tot een vermogen van ca. 1.2 MW per turbine (Figuur box 1). Het gebruik van turbines tot 0.01 MW resulteerde in het grootst geschatte aantal aanvaringsslachtoffers bij vleermuizen; daarna daalden de slachtofferaantallen exponentieel tot ongeveer 1.2 MW, om weer toe te nemen tot 24 (12-40) slachtoffers bij 2.5 MW-turbines.



Figuur box 1 De gemiddelde totale mortaliteit bij vleermuizen (op de y-as: aantal geschatte aanvaringsslachtoffers per soort) weergegeven in relatie tot het individuele turbinevermogen voor een hypothetisch windpark van 10 MW. De gemiddelden en 95% betrouwbaarheidsintervallen zijn weergegeven (bron: Thaxter *et al.*, 2017).

Vleermuizen worden gedood door directe botsing met bewegende turbinebladen, maar niet door stationaire rotoren (Arnett, 2005; Horn *et al.*, 2008). Veel van de slachtoffers worden gevonden in de buurt van de turbine (Baerwald *et al.*, 2008), hoewel een deel doorvliegt en dan elders komt te overlijden (Horn *et al.*, 2008; Grodsky *et al.*, 2011). De turbines met de meeste slachtoffers staan vaak aan het einde van een reeks turbines (Arnett *et al.*, 2008; Kerns *et al.*, 2005), maar niet altijd (Baerwald en Barclay, 2011). Vleermuizen gebruiken – net als vogels tijdens de trek – landschappelijke elementen ter oriëntatie, waardoor ook gestuwde trek kan plaatsvinden (Ahlén *et al.*, 2009; Baerwald en Barclay, 2009; Limpens *et al.*, 2017; Meschede *et al.*, 2017). In Nederland nemen we gestuwde trek waar langs de kust en oevers van grote meren, rivierenlandschap en dijken, zoals de Afsluitdijk (Limpens *et al.*, 2017). In de buurt van dergelijke landschappelijke elementen, zoals in de VS dicht bij ravijnen (Piorkowski en O'Connell, 2010), kan de sterfte daarom hoog zijn.

Naast directe botsingen worden vleermuizen ook slachtoffer van interne verwondingen veroorzaakt door de sterke onderdruk in de vortex achter de snel bewegende rotorbladen, het zogenaamde 'barotrauma' (Baerwald *et al.*, 2008). Het is onduidelijk welk aandeel van de slachtoffers wordt veroorzaakt door directe botsingen, barotrauma of een combinatie daarvan (Grodsky *et al.*, 2011; Houck, 2012; Rollins *et al.*, 2012). Het is immers ook onbekend welk deel doorvliegt, elders overlijdt en niet wordt gevonden bij slachtofferonderzoek (Voigt *et al.*, 2015). Over het algemeen lijken aanvaringen vooral tot stand te komen door de beweging van rotoren (Rydell *et al.*, 2010a). Vermoedelijk zijn de snel bewegende rotoren lastig te detecteren voor vleermuizen, ook met echolocatie (Grodsky *et al.*, 2011; Long *et al.*, 2009).

Weersomstandigheden zoals windsnelheid, temperatuur en neerslag (Behr *et al.*, 2011a), naast luchtdruk (Kerns *et al.*, 2005) en maancyclus (Baerwald en Barclay, 2011; Cryan *et al.*, 2014), zijn alle gerelateerd aan vleermuisactiviteit en als gevolg daarvan, het aantal slachtoffers, hoewel de invloed van dergelijke variabelen verschilt per soort (Baerwald en Barclay, 2011; Behr *et al.*, 2011). Hoewel er een duidelijke relatie is tussen windsnelheid en slachtofferrisico, is het vooral de samenhang tussen windsnelheid, temperatuuropbouw van de luchtlagen en hoe insecten daarop reageren dat het slachtofferrisico bepaalt (Peterson, 2017). Windsnelheid is een belangrijke factor die aanvaringsrisico bepaalt bij vleermuizen, vooral omdat vleermuisactiviteit sterk samenhangt met windsnelheid (Redell *et al.*, 2006; Arnett *et al.*, 2006). Die activiteit is het hoogst bij windsnelheden van 0-6 m/s, waarbij de activiteit bijna stopt bij een snelheid van 4-8 m/s. Deze bevindingen impliceren dat de meeste vleermuizen worden gedood tijdens nachten met weinig wind en gegenereerde elektriciteit (Arnett 2005 *et al.*, 2011c; Baerwald *et al.*, 2009; Behr *et al.*, 2011c; Brinkmann *et al.*, 2011). Dit biedt goede mogelijkheden om het aantal slachtoffers onder vleermuizen in belangrijke mate te verlagen, zonder dat daarbij de energieproductie sterk daalt (Arnett *et al.*, 2008).

De aanvaringsgevoeligheid van vleermuizen varieert ook met de seizoenen, waarbij de piek is vastgesteld in de late zomer en herfst augustus-september; (Arnett *et al.*, 2006; Dürr, 2002; Rydell *et al.*, 2010). Dit lijkt te wijzen op een relatie met migratiegedrag, hoewel het eerder lijkt te berusten op seizoensgebonden gedrag in het algemeen bij vleermuizen, en niet alleen of specifiek trekgedrag (Schuster *et al.*, 2014).

6.2 Windturbines op zee

Vondsten van vleermuizen op booreilanden, schepen en afgelegen eilanden (Skiba *et al.*, 2007; Walter *et al.*, 2007; Boshamer en Bekker, 2008; Petersen *et al.*, 2014), waarnemingen van vogeltrektellers (Lagerveld *et al.*, 2014a) en batdetectoronderzoek (Jonge Poerink *et al.*, 2013; Lagerveld *et al.*, 2014a, 2014b, 2015, 2017; Hüppop en Hill, 2016) laten zien dat vleermuizen regelmatig voorkomen boven de Noordzee. Uit ringonderzoek blijkt verder dat vleermuizen ook succesvol de Noordzee over kunnen steken (http://www.bats.org.uk/pages/national_nathusius_pipistrelle_project.html). De meeste vleermuizen worden waargenomen in de periode eind augustus t/m begin oktober en in mindere mate van eind maart tot in juni (Lagerveld *et al.*, 2017). De ruige dwergvleermuis is de meest waargenomen soort op zee. Andere langeafstandtrekkers die op zee zijn waargenomen, zijn rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis en bosvleermuis. In enkele gevallen zijn op zee ook sedentaire soorten als gewone dwergvleermuis, laatvlieger en noordse vleermuis aangetroffen. Hoewel uit batdetectoronderzoek blijkt dat het aantal registraties (opnamen) op een locatie ver op zee beduidend lager is dan een kustlocatie (Lagerveld *et al.*, 2015, 2017), is het niet uitgesloten dat een substantieel aantal dieren de zee oversteekt (Limpens *et al.*, 2017). Op zee bij de VS zijn vleermuizen gefotografeerd op meer dan 200 m hoogte vliegend boven zee (Hatch *et al.*, 2013) en daarom is het mogelijk dat i.i.g. een deel van de dieren niet wordt opgemerkt/geregistreerd.

Een analyse van het voorkomen van de ruige dwergvleermuis boven zee tijdens de najaarsmigratie laat zien dat de migratie vrijwel uitsluitend plaatsvindt tijdens nachten met goede weersomstandigheden: lage windsnelheden uit een oostelijke richting (meewind) en relatief hoge temperaturen (Lagerveld *et al.*, 2017).

Aangezien allerlei studies op land hebben aangetoond dat vleermuizen slachtoffer kunnen worden van windturbines, kan niet uitgesloten worden dat dit ook het geval is op zee. Een voorlopige evaluatie van Leopold *et al.* (2014) laat zien dat negatieve populatie-effecten op ten minste ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis niet uitgesloten kunnen worden bij uitvoering van de plannen binnen het huidige energie-akkoord (<https://www.ser.nl/en/publications/publications/2013/energy-agreement-sustainable-growth.aspx>).

Limpens *et al.* (2017b) hebben een analyse gemaakt van de populaties van migrerende vleermuizen op de zuidelijke Noordzee. Deze analyse richtte zich specifiek op de ruige dwergvleermuis, omdat daarover relatief de meeste informatie beschikbaar is. In samenwerking met een grote groep

Europese collega's, kon met behulp van een flow-model⁷ een eerste inschatting worden gemaakt van het aantal ruige dwergvleermuizen (mannetjes, vrouwtjes en juvenielen samen) dat gedurende de herfstmigratie over de zuidelijke Noordzee in west/zuidwestelijke richting migreert: 40.000 individuen met een geschatte bandbreedte van tussen de 10 en 1.000.000 individuen (dit getal moet als uiterst voorlopig worden gezien). De studie was een 'proof of principal', maar suggereert dat verder onderzoek dat dergelijke schattingen kan staven van groot belang is, ook omdat het om potentieel grote aantallen individuen kan gaan. Het project maakte verder duidelijk dat we uit mogen gaan van een migratiefront dat in de herfst globaal van oost/noordoost naar west/zuidwest beweegt, waarbij gestuwde trek ontstaat langs kusten en rivieren. Een belangrijke conclusie is dat er in verreweg de meeste landen rondom de (zuidelijke) Noordzee zeer weinig kennis en informatie beschikbaar is over wezenlijke parameters als populatiegroottes, aanwezigheid van en aantallen kraamkolonies, en aandeel van de totale populatie of van de verschillende leeftijdscategorieën of geslachten dat migreert. Deze conclusie geldt ook voor andere over lange afstanden migrerende soorten, zoals de rosse vleermuis, bosvleermuis en tweekleurige vleermuis.

6.3 Zonnepaneelvelden

Habitatverlies en barrière-effecten operationele fase

De aanleg van zonnepaneelvelden kan in potentie leiden tot habitatverlies voor vleermuizen. Een zonnepaneelveld is in de meeste gevallen omheind door een hek dat bewegingen van terrestrische soorten kan remmen, maar niet die van vleermuizen en vogels. Met of zonder deze openingen in het hek, verandert de leefomgeving rond een zonnepaneelveld aanzienlijk, vooral als de vegetatie tijdens de bouw wordt verwijderd met herbiciden.

Door fragmentatie van het landschap door een zonnepaneelveld kunnen barrières ontstaan voor de beweging van soorten, wat weer negatieve effecten kan hebben op die soorten (Saunders *et al.*, 1991). Naarmate individuele soorten een specifiek foerageerhabitat gebruiken, een kleinere homerange hebben, vliegroutes strikter volgen en meer moeite hebben grote open gebieden over te steken en/of langere afstanden af te leggen, mag worden verwacht ze eerder last zullen hebben van kleinschalig habitatverlies (Limpens *et al.*, 2007). Voor verlies aan foerageergebied gaat het daarbij om soorten als de gewone grootoorvleermuis. Voor verlies aan verbindend habitat gaat het daarbij om soorten die worden getypeerd door de gewone grootoorvleermuis en de watervleermuis. Ook kunnen barrière-effecten optreden bij soorten als gewone grootoorvleermuis en watervleermuis.

Er is nog weinig onderzoek verricht naar de negatieve effecten van zonnepanelen op vleermuizen, maar waarschijnlijk zijn die er wel. Montag *et al.* (2016) vonden dat de vleermuisactiviteit lager was binnen de percelen met zonnepanelen, mogelijk omdat vleermuizen problemen hebben met foerageren rond kunstmatig gladde oppervlakken. Bekend is verder dat vleermuizen het vlakke oppervlak van de zonnepanelen kunnen verwarren met water. In een laboratoriumonderzoek van Greif en Siemers (2010) bleek dat vleermuizen probeerden om uit de panelen te drinken en in een aantal gevallen kwamen ze ermee in aanvaring, vooral als de platen verticaal stonden opgesteld. Vleermuizen hebben een groot risico op uitdroging, dus zintuiglijke mechanismen voor waterherkenning zijn cruciaal voor hun overleving. In het laboratorium herkennen vleermuizen een gladde horizontale oppervlakte, zoals dat van zonnepanelen, als water. Dit komt omdat water en kunststof oppervlakken dezelfde reflecties van echolocatie roepen opleveren (specifiek het via het oppervlak wegkaatsen van de echo, die daardoor zwakker is dan van een ruw oppervlak). Russo *et al.* (2012) vonden dat 11 vleermuissoorten Perspex voor water hielden op basis van echolocatie. Het gebruik van zwart in plaats van transparante Perspex maakte daarbij geen verschil. Wel werd vastgesteld dat vleermuizen snel overschakelden naar het echte water na contact met kunststof, wat suggereert dat vleermuizen hun gedrag kunnen aanpassen.

Er zijn nog geen data of studies, maar aannemelijk is dat zonnepanelen die op daken worden aangebracht de toegang tot verblijfplaatsen kunnen belemmeren en het microklimaat (temperatuur)

⁷ Flow-model: per land rond zuidelijke Noordzee en gedifferentieerd naar man/vrouw, volwassen/juveniel en geografische regio: [zomerpopulatie] + [reproductie] + [immigratie/influx] + [emigratie/outflux] = [winterpopulatie].

kunnen veranderen in het dak of onder de dakpannen, waardoor verblijfplaatsen minder geschikt worden.

Sterfte operationele fase

Populaties kunnen in theorie worden beïnvloed door sterfte als gevolg van aanvaringen met zonnepanelen. Wat betreft de risico's op aanvaringen met zonnepanelen kan gesteld worden dat die zeer waarschijnlijk laag zijn voor vleermuizen, hoewel er dus geen wetenschappelijke gegevens zijn om dat te onderbouwen. Theoretisch kan er sprake zijn van aanvaringen met zonnepanelen doordat deze worden aangezien voor water en de vleermuizen proberen te drinken. Zo'n aanvaring hoeft niet meteen lethaal te zijn, maar verwondingen die tot een later sterven leiden, zijn niet uit te sluiten o.a. Harrison *et al.* (2017).

6.4 Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden

De methode voor de selectie van soorten voor een analyse naar de gevoeligheid en kwetsbaarheid voor hernieuwbare energie-infrastructuren is voor vleermuizen anders gedaan dan voor alle andere soortengroepen.

De selectie van kwetsbare soorten voor de andere soortengroepen (vogels, zeezoogdieren, vissen) is gedaan op basis van de criteria:

- Voorkomen op de Nederlandse Rode lijst of een andere internationale lijst zoals de IUCN Rode Lijst of waarvoor door de Europese Unie middels richtlijnen bescherming en doelstellingen ter herstel van populaties zijn opgesteld.
- Potentieel gevoelig zijn voor drukfactoren ten gevolge van energie-infrastructuur.

Het tweede criterium kan wel op vleermuizen worden toegepast, maar het eerste criterium leent zich daar niet goed voor. Alle vleermuissoorten zijn in potentie gevoelig voor een of meerdere energie-infrastructuren. Echter, voor veel van deze soorten is er weinig specifieke informatie over de gevoeligheid en de abundantie en ruimtelijke verspreiding in Nederland. Een differentiatie tussen de vleermuissoorten soorten betreffende de gevoeligheid en het risico voor energie-infrastructuren kan daarom niet worden gemaakt en toegepast op een selectie van soorten.

We hebben er daarom voor gekozen om een beperkt aantal soorten te selecteren waarvoor in deze studie een eigen analyse naar de gevoeligheid en het risico voor energie-infrastructuren wordt uitgevoerd door middel van expert judgement.

6.4.1 Bepaling van blootstelling, risico en kwetsbaarheid

Voor de bepaling van de potentiële blootstelling van vleermuissoorten aan energie-infrastructuur of 'sector' zijn zogenaamde effectketens geïdentificeerd. Elke effectketen bestaat uit een combinatie van een *sector-drukfactor-soort*. Ook voor drukfactoren is een aantal aggregatieniveaus genomen: *Drukfactor categorie-Drukfactor-Drukfactor specifiek*. Vervolgens zijn de koppelingen tussen sectoren en drukfactoren bepaald. Ook de koppelingen tussen drukfactoren en vleermuissoorten zijn bepaald. Hiermee zijn de effectketens op te stellen. Twee Nederlandse vleermuisexperts (Herman Limpens en Sander Lagerveld) hebben de gevoeligheid en ruimtelijke overlap voor elke effectketen geschat. Voor een uitvoerige beschrijving van een dergelijke methode verwijzen wij naar Karman en Jongbloed (2008), Knights *et al.* (2015) en Tamis *et al.* (2016).

Voor vleermuizen is gekozen voor een semi-kwantitatieve inschatting van de gevoeligheid van soorten voor drukfactoren ten gevolge van energie-infrastructuren en andere belangrijke antropogene structuren en activiteiten. De (mogelijke) ruimtelijke overlap van populaties met drukfactoren is ook ingeschat op basis van expert judgement, gebruikmakend van scores (Tabel 6.1 en Tabel 6.2).

Tabel 6.1 *Indicatie van de relatieve gevoeligheid (voor een drukfactor) per soort*

Gevoeligheid	Score
Extreem gevoelig	5
Zeer gevoelig	4
Gevoelig	3
Matig gevoelig	2
Licht gevoelig	1
Ongevoelig	0

Tabel 6.2 *Indicatie van de overlap tussen een populatie en (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit.*

Overlap	Score
Zeer groot/zeer belangrijk deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	5
Aanzienlijk/belangrijk deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	4
Een deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	3
Een klein deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	2
Een zeer klein deel van de populatie overlapt met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	1
De populatie overlapt niet met (de drukfactoren/de invloedssfeer van) de activiteit	0

Het product van de score voor de relatieve gevoeligheid (voor een drukfactor) en overlap tussen waar drukfactor optreedt en waar soort actief is (woon-, foerageer- en verbindend habitat) geeft een indicatie van het relatieve risico (zie hoofdstuk Vogels op land). Het product van de score voor risico en kwetsbaarheid van de populatie in Nederland (Rode lijst-score) geeft een relatieve indicatie van de (relatieve) kwetsbaarheid van een soort voor energie-infrastructuren. De Rode Lijst-status is, net als bij de andere soortgroepen, een afgeleide van de populatiegrootte en trend van een soort en wordt ook hier gebruikt als maat voor de relatieve populatiekwetsbaarheid.

6.5 Kwetsbare soorten, selectie en rangschikking

De populatiekenmerken van de populaties van 19 soorten vleermuizen in Nederland zijn opgenomen in tabel 6.3.

Tabel 6.3 Kenmerken van vleermuizen populaties in Nederland. (+ = matige toename, ++ = sterke toename, ? = geen trend beschikbaar, - = matig negatieve trend) voor alle soorten. De informatie over populatiegroottes en kwetsbaarheid zijn gebaseerd op relatief recente bronnen (Anonymus, 2014; Broekhuizen et al., 2016; Limpens et al., 1997; Ottburg et al., 2014; Zoogdierverseniging VZZ, 2007).

Soortnaam	Wetenschappelijke naam	Populatiegrootte in Nederland	Trend Nederland	Rode Lijst Status	Selecteren
Watervleermuis	<i>Myotis daubentonii</i>	18.700 – 41.700	(+)	Niet bedreigd	Ja
Meervleermuis	<i>Myotis dasycneme</i>	12.000 – 19.000	(+)	Niet bedreigd	Ja
Grootoorvleermuis	<i>Plecotus auritus</i>	6.000 – 10.000	(+)	Niet bedreigd	Ja
Gewone dwergvleermuis	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	300.000 – 600.000	?	Niet bedreigd	Ja
Ruige dwergvleermuis	<i>Pipistrellus nathusii</i>	50.000 – 100.000	?	Niet beoordeeld (IUCN: least concern)	Ja
Laatvlieger	<i>Eptesicus serotinus</i>	25.000 – 40.000	? /(-)	Kwetsbaar	Ja
Tweekleurige vleermuis	<i>Vespertilio murinus</i>	100 – 250	?	Gevoelig	Ja
Rosse vleermuis	<i>Nyctalus noctula</i>	4.000 – 6.000	? /(-)	Kwetsbaar	Ja
Bosvleermuis	<i>Nyctalus leisleri</i>	50 – 100	?	Niet beoordeeld (IUCN: critically endangered)	Ja
Baardvleermuis	<i>Myotis mystacinus</i>	4.000 – 6.000 ¹	(+) 5	niet bedreigd	Nee
Brandts vleermuis	<i>Myotis brandtii</i>	50 – 125 ¹	(+) 5	niet beoordeeld*** (IUCN: endangered)	Nee
Franjestaart	<i>Myotis nattereri</i>	6.650 – 19.200 ¹	(++)6	niet bedreigd	Nee
Ingekorven vleermuis	<i>Myotis emarginatus</i>	500 – 900 ¹	(++)6 en (++)7	kwetsbaar	Nee
Vale vleermuis	<i>Myotis myotis</i>	25 – 50 ^{1, 2}	(+) 6	>verdwenen< ** (IUCN: critically endangered)	Nee
Bechsteins vleermuis	<i>Myotis bechsteinii</i>	<75 ³	?	niet beoordeeld *** (IUCN: critically endangered)	Nee
Grijze grootoorvleermuis	<i>Plecotus austriacus</i>	350 – 500 ¹	(+) 8 en (++) 7	kwetsbaar	Nee
Kleine dwergvleermuis	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Unknown ⁴	?	niet beoordeeld**** (IUCN: not assessed)	Nee
Noordse vleermuis	<i>Eptesicus nilssonii</i>	not assessed	?	dwaalgaast	Nee
Mopsvleermuis	<i>Barbastella barbastellus</i>	5 to 10*	?	niet beoordeeld* (IUCN: regionally extinct)	Nee

* de mopsvleermuis is in het voorjaar van 2017 weer waargenomen in Zeeuws-Vlaanderen in een gebied grenzend aan België. Dit was de eerste waarneming sinds 1994.

** geen reproductie, geen kraamverblijven.

*** geen informatie over het continu voorkomen van reproductie tussen 1995 en 2005.

**** in de beoordeelde tijdsspanne was deze soort nog niet ontdekt in Nederland.

1 afgeleid van de schattingen in: Anonymus, (2014); Broekhuizen et al. (2016); Limpens et al. (1997); Ottburg et al. (2014); Zoogdierverseniging VZZ (2007).

2 alleen overwinterende dieren.

3 ongeveer 5 dieren per jaar in winterverblijven. Op zwermlocaties zijn 58 individuen gevangen in 2008 Janssen et al. (2008).

4 soort pas in de zomer van 2008 ontdekt, geen populatieschatting beschikbaar, een zeer kleine populatiegrootte ligt voor de hand.

5 trend wintertellingen, geen onderscheid tussen *M. mystacinus* en *M. brandtii*.

6 trend wintertellingen.

7 trend kraamverblijven op (kerk)zolders.

8 trend wintertellingen, geen onderscheid tussen *P. auritus* en *P. austriacus*.

Voor 12 van de 19 soorten is er een beoordeling voor de status van de populatie in Nederland beschikbaar. Voor 6 van de overige 7 soorten is de status van de IUCN Rode Lijst gebruikt. Alle soorten zijn naar verwachting gevoelig voor minimaal één type energie-infrastructuur, maar 9 soorten zijn geselecteerd voor een nadere analyse naar de gevoeligheid, risico en kwetsbaarheid voor energie-infrastructuren. Deze 9 soorten geven een beeld van (potentiële) effecten van de ontwikkeling van duurzame energie op vleermuizen. Dit blijkt namelijk uit het gedrag van deze soorten in relatie tot de verschillende energie-infrastructuren, die in de volgende paragraaf worden behandeld. Met deze selectie worden (mogelijke) effecten inzichtelijk gemaakt, welke zeer waarschijnlijk ook geldig zullen

zijn voor andere vleermuizen van 'hetzelfde type', op basis van gedrag en verblijfplaats (vgl. indeling vogelgroepen (Sierdsema, 2015)).

Omschrijving van gedrag in relatie tot risico's

Het gedrag en de verblijfplaatsen van vleermuizen zijn zeer relevant voor de potentiële blootstelling van vleermuizen aan energie-infrastructuren. Voor de 9 geselecteerde vleermuissoorten wordt daar hieronder op ingegaan met een schematische aanduiding (zie tabel 6.7).

Allereerst zijn er de ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis, die over grote afstanden migreren en hoog vliegen en jagen en die relatief vaak als slachtoffer van windturbines worden gevonden. De migratieperiode is een periode met een grote voedselbehoefte, mede doordat deze samenvalt met het paarseizoen (Brinkmann *et al.*, 2011; Limpens, 2001; Limpens *et al.*, 1997; Mechede *et al.*, 2017).

De gewone dwergvleermuis migreert niet over grote afstanden en jaagt alleen bij uitzondering hoog (Brinkmann *et al.*, 2011). Als het windstil, warm weer is, gaan ze ook hoog jagen en zoeken daarbij windturbines op (Brinkmann *et al.*, 2011). Als er hoge dichtheden gewone dwergvleermuizen zijn in combinatie met een periode waarin ze veel voedsel nodig hebben (kraamtijd), kunnen er ook veel gewone dwergvleermuizen als slachtoffer van windenergie worden gevonden (Brinkmann *et al.*, 2011; Dürr en Bach, 2004). Als ze naar hun massa-winterverblijven vliegen (migreren), vliegen ze overigens ook hoog (Jansen *et al.*, in prep; Hurst, 2016).

De bosvleermuis en de tweekleurige vleermuis zijn beide zeldzame soorten in Nederland, welke ook weer migreren en daarbij hoog vliegen (Limpens *et al.*, 1997). Beide soorten zijn langeafstandtrekkers, net als rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis (Limpens *et al.*, 1997).

De laatvlieger kan net als de gewone dwergvleermuis, op windstille warme avonden hoog gaan jagen en daarbij ook windturbines opzoeken (Brinkmann *et al.*, 2011).

De dwergvleermuis, laatvlieger, gewone grootoorvleermuis, meervleermuis (zeldzaam) en tweekleurige vleermuis (zeer zeldzaam) zijn soorten die in de zomerperiode in bovengrondse gebouwen wonen en daarmee kwetsbaar zijn voor zonnepanelen op gebouwen.

De watervleermuis, gewone grootoorvleermuis en meervleermuis zijn soorten die in ondergrondse objecten (bunkers, forten, kelders) overwinteren en op die locaties gevoelig zijn voor windturbines.

Tabel 6.4 Gedrag en verblijfplaatsen van vleermuissoorten*

Soort	Wetenschappelijke naam	Migrerend over grotere afstanden	Hoog vliegend	zomer-, kraam-verblijf gebouwen	winterverblijf 'ondergronds' gebouw	winterverblijf bovengronds gebouw
Ruige dwergvleermuis	<i>Pipistrellus nathusii</i>	++	++	+	- /+	+
Rosse vleermuis	<i>Nyctalus noctula</i>	++	++	- /+	--	--
Bosvleermuis	<i>Nyctalus leisleri</i>	++	++	--	--	--
Tweekleurige vleermuis	<i>Vespertilio murinus</i>	++	++	++		++
Gewone dwergvleermuis	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	- /+	+	++	- /+	++
Laatvlieger	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	+	++	x	+ (?)
Watervleermuis	<i>Myotis daubentonii</i>	-	--	--	++	--
Meervleermuis	<i>Myotis dasycneme</i>	+	--	++	++	- /+
Gewone grootoorvleermuis	<i>Plecotus auritus</i>	--	--	++	++	- /+

*Gebruik van bomen is niet weergegeven, omdat dit minder relevant is voor energie-infrastructuur.

++ = sterk, + = matig, -/+ = min of meer, - = weinig, -- = zeer weinig, ? = onbekend

Over het algemeen, dus ook met betrekking tot vleermuissoorten die hier niet zijn geselecteerd, geldt:

- Soorten die hoog vliegen en bovendien migreren, lopen grotere risico's op aanvaringen dan laagvliegende, niet-migrerende soorten.
- Vleermuissoorten met zomer- en kraamverblijven in gebouwen ondervinden bijzonder risico voor zonnepanelen. Tot deze soorten behoren ook baardvleermuis, baardvleermuis Brandt's vleermuis, ingekorven vleermuis.
- Vleermuissoorten met winterverblijf in bovengronds gebouwen lopen grotere risico's voor zonnepanelen.

Hier dient te worden opgemerkt dat hierbij de Nederlandse situatie is weergegeven. In andere landen of regio's in Europa kunnen de soorten andere structuren gebruiken.

6.5.1 Blootstelling, gevoeligheid, risico en kwetsbaarheid

Identificatie van relevante effectketens

Voor de bepaling van de potentiële blootstelling van vleermuissoorten aan sectoren en hun drukfactoren zijn effectketens geïdentificeerd. Elke effectketen bestaat uit een combinatie van een *sector-drukfactor-soort*. In dit geval zijn sector en drukfactor verder gedetailleerd op basis van Bijlage 1a en 1b. Hierbij is een indeling gemaakt van verschillende detailniveaus en het gebied. De drukfactoren m.b.t. potentiële effecten op vleermuizen zijn geïdentificeerd. Hierbij is een indeling gemaakt van verschillende detailniveaus. Vervolgens zijn deze drukfactoren gekoppeld aan vleermuizen met aanduiding van het effect type: werking via sterfte (S), werking via barrière (B), werking via habitat (H) (zie Bijlage 1b). De gebieden en het migratiegedrag van de geselecteerde vleermuizen zijn weergegeven in Bijlage 1c. Vervolgens zijn de koppelingen tussen sectoren en drukfactoren en tussen drukfactoren en vleermuissoorten bepaald. Hiermee zijn de effectketens op te stellen. De vleermuissoorten verschillen onderling in meerdere of mindere mate betreffende de effectketens waaraan ze worden blootgesteld. Twee experts hebben de gevoeligheid en ruimtelijke overlap voor elke effectketen geschat en geharmoniseerd.

6.5.2 Gevoeligheid en risico

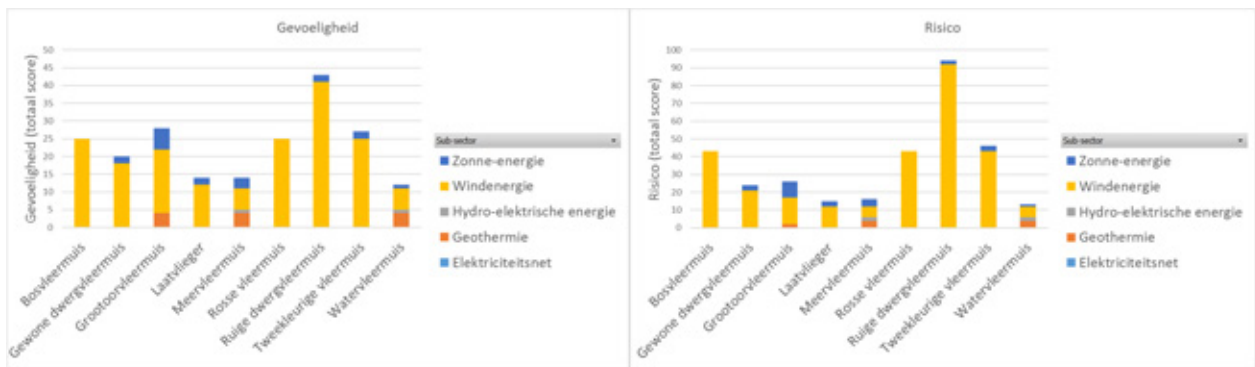
In de volgende paragrafen staat het resultaat betreffende gevoeligheid, risico van de geselecteerde vleermuissoorten voor verschillende hernieuwbare energievormen zoals die is geanalyseerd per type energie-infrastructuur, drukfactor en gebied. Het risico wordt bepaald door de gevoeligheid van de soort voor de energie-infrastructuur te combineren met de ruimtelijke overlap tussen de soort en de energie-infrastructuur.

Type energie infrastructuur

Indien onderscheid wordt gemaakt tussen de verschillende vormen van energie wordt duidelijk dat vleermuizen het gevoeligst zijn en de meeste risico's ondervinden van windenergie (Figuur 6.1). De soorten met de grootste gevoeligheid en risico's zijn ruige dwergvleermuis, bosvleermuis, tweekleurige vleermuis en rosse vleermuis.

Zonne-energie kan met name risicovol zijn voor grootoorvleermuis, en in mindere mate voor de andere gebouw-bewonende soorten zoals meervleermuis en tweekleurige vleermuis. Daarbij moet worden benadrukt dat als bijvoorbeeld 50% van alle daken van woonhuizen belegd zouden worden met zonnepanelen, ook deze maatregel een duidelijk effect zal hebben. Het probleem op dit moment is dat er van windenergie al data beschikbaar zijn (overigens exclusief micro-turbines waar nog weinig studies zijn gepubliceerd (Alder, 2017)) en van de andere sectoren niet of nauwelijks (Harrison *et al.*, 2017). Via verandering van voedselproductie en bejaagbaarheid voor de verschillende vleermuissoorten met verschillende jachtstrategieën kunnen er zowel positieve als negatieve effecten worden verwacht (Herman Limpens, pers. med.).

Geothermie is van invloed op meervleermuis, watervleermuis en grootoorvleermuis. Hydro-elektrische energie vormt een zeer beperkt risico voor watervleermuis en meervleermuis. Van het elektriciteitsnet wordt geen gevoeligheid en daarom ook geen risico op vleermuizen verwacht.



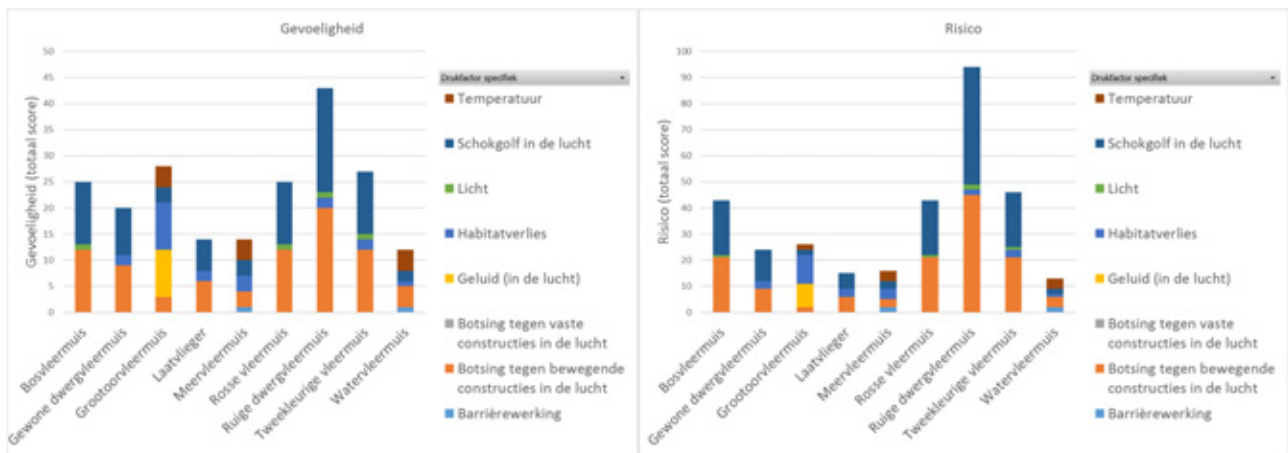
Figuur 6.1 Totaalscore voor gevoeligheid (links) en risico (rechts) voor de drukfactoren ten gevolge van de sector energie, opgesplitst per sub-sector.

Type effect

De risico's binnen de sector Energie hebben vooral betrekking op sterfte (S), m.u.v. grootorvleermuis en meervleermuis, die met name gevoelig zijn voor Habitatverslechtering (H). Barrièrewerking (B) ten slotte is in beperkte mate uitsluitend relevant voor meervleermuis en watervleermuis.

Drukfactor

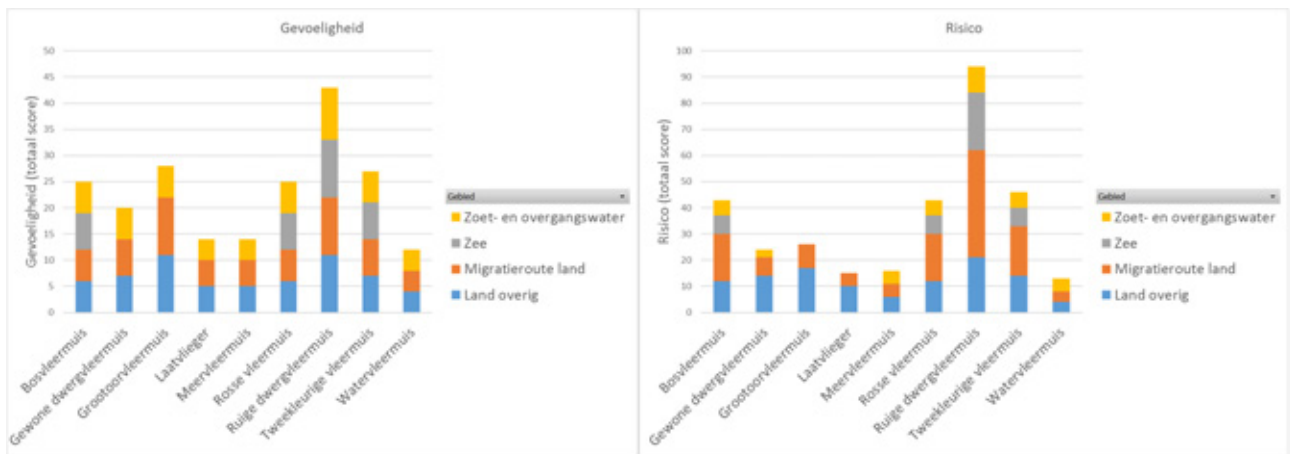
Indien de risico's in de sector Energie worden uitgesplitst naar drukfactor wordt duidelijk dat een schokgolf in de lucht (onderdruk in vortex achter rotorblad/barotrauma) veroorzaakt door windturbines en aanvaringen met de wieken – vanwege de gevoeligheid – verreweg het grootste risico vormen voor ruige dwergvleermuis, bosvleermuis, rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis, gewone dwergvleermuis en laatzvlieger. De resterende soorten zijn nauwelijks gevoelig voor windenergie, hoewel grootorvleermuis gevoelig is voor het geluid van de wieken. Gewone grootorvleermuis is met name gevoelig voor habitatverlies t.g.v. de installatie van zonnepanelen en dit vormt ook de grootste risicofactor voor meervleermuis (figuur 6.3).



Figuur 6.2 Totaalscore voor gevoeligheid (links) en risico (rechts) voor de drukfactoren ten gevolge van de sector energie, opgesplitst per drukfactor.

Type gebied

Het risico per soort hangt verder af van de locatie. Boven zoet of overgangswater is het risico doorgaans beperkt voor de soorten die daar voorkomen en boven zee zijn er uitsluitend risico's voor soorten die over zee migreren: ruige dwergvleermuis, bosvleermuis, rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis. Het grootste risico lopen vleermuizen op land, waarbij voor bovengenoemde migrerende soorten de risico's het grootst zijn in gebieden waar de daadwerkelijk migratie plaatsvindt (Figuur 6.3).



Figuur 6.3 Totaalscore voor gevoeligheid (links) en risico (rechts) voor de drukfactoren ten gevolge van de sector energie, opgesplitst per gebied.

6.5.3 Kwetsbaarheid

Omdat er geen Nederlandse Rode lijst-status van deze soorten bestaat, kan de populatiekwetsbaarheidsscore gebaseerd worden op de globale IUCN Red list status. Dit geeft echter geen betrouwbare indicatie van de situatie in Nederland. Omdat de populatiekwetsbaarheid van de bosvleermuis bijvoorbeeld veel hoger (een factor 4, 8 of 16) is dan voor de andere geselecteerde vleermuissoorten, lijkt deze soort het kwetsbaarst voor windenergie. Echter, op basis van het risico (zie figuur 6.2) zou deze soort een gemiddelde positie innemen en staat de ruige dwergvleermuis bovenaan. We willen de kwetsbaarheid hier niet loskoppelen van het risico omdat er veel onzekerheid zit in de kwetsbaarheid van bosvleermuis en ruige dwergvleermuis. We wijken om deze reden af van de methode voor kwetsbaarheidsbepaling bij vleermuizen. De kwetsbaarheidsindex voor iedere soort vleermuis per energietype wordt daarom bepaald op basis van het «risico», zoals weergegeven in figuur 6.2. De kwetsbaarste soorten voor windturbines zijn ruige dwergvleermuis en tweekleurige vleermuis, bosvleermuis en rosse vleermuis. De kwetsbaarste soorten voor habitatverlies door zonnepanelen zijn laatvlieger, grootoorvleermuis en tweekleurige vleermuis. Voor geothermie zijn meervleermuis, watervleermuis en grootoorvleermuis kwetsbaar; de eerste twee soorten zijn ook kwetsbaar voor de barrièrewerking van hydro-elektrische structuren.

6.6 Conclusies

De effecten van een windpark op vleermuizen door habitatverlies komen niet alleen voort uit de aanwezigheid van, maar in het algemeen ook uit de activiteiten tijdens de aanlegfase van het windpark. Aanvaringen met windturbines kunnen een bedreiging vormen voor de gunstige staat van instandhouding van populaties van vleermuizen, met potentieel belangrijke, negatieve cumulatieve effecten door aanvaringen met verschillende windparken in een regio of land. Voor de selectie van de kwetsbaarste vleermuissoorten is de populatiekwetsbaarheid niet gebruikt als selectiecriteria, omdat deze voor een groot aantal soorten voor de Nederlandse situatie niet bekend is. Naar verwachting zijn alle soorten gevoelig voor minimaal één type energie-infrastructuur, maar voor een aantal soorten is meer bekend over gedrag en ruimtelijke verspreiding in Nederland. Er zijn daarom 9 soorten geselecteerd waarvan voldoende bekend is om een nadere analyse van hun kwetsbaarheid voor energie-infrastructuren op basis van expert judgement te rechtvaardigen; deze soorten zijn het kwetsbaarst voor windturbines en niet kwetsbaar voor hoogspanningslijnen. Van 10 in Nederland voorkomende vleermuissoorten is de kwetsbaarheid niet bepaald. De analyse suggereert dat de kwetsbaarste soorten voor windturbines zijn: ruige dwergvleermuis en tweekleurige vleermuis, bosvleermuis en rosse vleermuis, door het effect van aanvaringen, schokgolven, geluid, licht, en habitatverlies. De kwetsbaarste soorten voor zonnepanelen zijn laatvlieger, grootoorvleermuis en tweekleurige vleermuis vanwege het optreden van habitatverlies. Voor geothermie zijn meervleermuis, watervleermuis en grootoorvleermuis kwetsbaar vanwege

temperatuursveranderingen. Meervleermuis, watervleermuis zijn kwetsbaar voor de barrièrewerking van hydro-elektrische structuren.

7 Zoetwatervissen

7.1 Windparken

Voor het beschrijven van effecten van windparken op vissen is het belangrijk om onderscheid te maken tussen de realisatiefase en de operationele fase van de windparken. Vooral als het gaat om de realisatie van windturbineparken, op land, op grote Rijkswateren (IJsselmeer bijvoorbeeld) of op zee, wordt voor het plaatsen van de turbines gebruikgemaakt van hei-techniek. De hierbij veroorzaakte trillingen en geluiden verplaatsen zich door het water en de bodem en kunnen effect hebben op vissen. Het gaat dan vooral om hoorspecialisten (Van Opzeeland *et al.*, 2007); bij deze groep wordt door een mechanische koppeling tussen zwemblaas of een andere luchtgevulde holte en het binnenoor het geluid versterkt. Hoorspecialisten zijn gevoelig voor geluiden met een frequentie tussen de 50 en 500 Hz en zijn over het hele frequentiebereik gevoeliger voor geluid dan hoorgeneralisten. Twee derde van alle zoetwatervissen behoort tot de hoorspecialisten (Van Opzeeland *et al.*, 2007).

Windturbineparken op land kunnen ook een negatieve invloed hebben op vissen in zoetwater. Naar verwachting zal dit alleen het geval zijn bij windturbines die direct naast watergangen worden gerealiseerd. Specifiek onderzoek naar dit mogelijke effect op zoetwatervissen is voor zover bekend nog niet uitgevoerd.

Het is aannemelijk om te veronderstellen dat zowel in de realisatiefase (impulsgeluiden bij heiwerkzaamheden) als in de uiteindelijke operationele fase (continu aanwezige geluiden) van windparken negatieve effecten op vissen zijn te verwachten. Volgens Van Opzeeland *et al.* (2007) kan geluid worden onderscheiden in de volgende twee typen: 1. Impulsgeluiden van zeer korte duur met een hoge frequentie. 2. Langdurige of continue geluiden met een matige geluidsintensiteit. Hieronder wordt ingegaan op beide typen geluiden en hun impact op vissen.

Impulsgeluiden

Impulsgeluiden ontstaan als gevolg van heiwerkzaamheden voor windparken. Dit type geluiden kan ernstige fysiologische schade veroorzaken bij vissen (Van Opzeeland *et al.*, 2007). Caltrans (2001) beschrijft de effecten van heiwerkzaamheden op gekooide vissen, geplaatst op verschillende afstanden van de heipaal. Binnen een straal van 50 meter rondom de paal werd korte tijd na de heiwerkzaamheden vissterfte geconstateerd. Vissen vertoonden inwendige bloedingen, verkleuring van de lever en beschadigingen aan de zwemblaas. Caltrans onderzocht voor dit rapport alleen het aantal dode vissen en vermeldt niets over het aantal vissen dat bleef leven met in- of uitwendige beschadigingen. In verschillende andere rapporten achten de auteurs het echter waarschijnlijk dat de zone waarin verwondingen, tijdelijke of permanente (gehoor)beschadigingen kunnen optreden bij vissen zich uitstrekt tot 1000 meter van de heipaal (Hastings en Popper, 2005; Thomsen *et al.*, 2006). Heiwerkzaamheden (en explosies) onder water produceren relatief laagfrequente impulsgeluiden met zeer hoge geluidsniveaus. Onderzoek bij vissen die experimenteel werden blootgesteld aan dergelijke signalen heeft uitgewezen dat de hoge geluidsniveaus bij lage frequentie leiden tot beschadigingen van nieren, lever en zwemblaas en gasontwikkeling in de ogen en bloedvaten van vissen veroorzaken, hetgeen kan leiden tot embolie en het barsten van de bloedvaten (Sakaguchi *et al.*, 1976; Sverdrup *et al.*, 1994; Turnpenny en Nedwell, 1994; Turnpenny *et al.*, 1994; Gisinier, 1998; Hirst en Rodhouse, 2000; Crum en Mao, 2006). Vissen met een zwemblaas of luchtgevulde holte blijken door de drukgolven van dit type geluidsbronnen eerder beschadigd te raken dan vissen zonder zwemblaas of luchtgevulde holte (Ermine, 1973). Gedetailleerde gegevens met betrekking tot de afstand waarover het geluid van heiwerkzaamheden vissen kan beschadigen of beïnvloeden, ontbreken echter tot dusver (Van Opzeeland *et al.*, 2007).

Heiwerkzaamheden kunnen ook hormonale stressreacties veroorzaken bij vissen. Uit onderzoek blijkt dat vissen kort na het toedienen van impulsgeluiden een toename vertoonden in afscheiding van het stresshormoon cortisol (Sverdrup *et al.*, 1994; Santulli *et al.*, 1999). Stress bij vissen kan resulteren

in verminderde groei en weerstand tegen ziekten (Popper en Carlson, 1998). Daarnaast kan stress het reproductieproces negatief beïnvloeden (Donaldson, 1990; Popper en Carlson, 1998) en leiden tot verhoogde mortaliteit (Rice, 1990).

Continue geluiden

Een voorbeeld van een continu geluid onder water zijn motoren van de scheepvaart (vergelijk het met de geluiden van de snelweg op het land), die een verminderde gehoorgevoeligheid kan veroorzaken bij gehoorspecialisten. Omdat de scheepvaartintensiteit sterk kan toenemen bij de bouw van windparken wordt hier ingegaan op de mogelijke effecten op vissen van dergelijke continue geluiden.

De continue aanwezigheid van achtergrondgeluid van matige intensiteit kan geluiden die van belang zijn voor vissen overstemmen (Brumm en Slabbekoorn, 2005). Vooral de temporele structuur van signalen, die voor vissen de meeste informatie bevat, blijkt in de aanwezigheid van continu achtergrondgeluid al gauw niet meer te kunnen worden waargenomen door vissen (Wysocki en Ladich, 2005). Dit waarnemen van de temporele structuur is van belang als het gaat om oriëntatie in de omgeving. Langdurige of continu aanwezige achtergrondgeluiden kunnen ook tot hormonale stressreacties leiden (zie eerder beschreven). Onderzoek waarin karpers, riviergrondels en baarzen werden blootgesteld aan geluidsopnames van scheepsmotoren (Wysocki *et al.*, 2006) toonde aan dat zowel hoorspecialisten als hoorgeneralisten een verhoogde afgifte van het stresshormoon cortisol hadden (zie hiervoor de eerder beschreven effecten). In hoeverre gerealiseerde windturbines, velden met hoge aantallen windturbines, een resonerend effect hebben onder water en wat hiervan de mogelijke effecten zijn op vissen, is niet bekend.

7.2 Zonnepanelenvelden

Drijvende zonnepanelenvelden kunnen een negatief effect hebben op zoetwatervissen wanneer ze een groot deel van het wateroppervlak afdekken. De panelen zorgen ervoor dat grote delen van het wateroppervlak worden beschaduwd. Een groot effect is vooral te verwachten langs oeverzones. Het afdekken van deze zones zorgt ervoor dat waterplanten minder zonlicht ontvangen, waardoor de ontwikkeling stagneert. Hierdoor neemt paai- en opgroeihabitat voor limnofiele vissoorten af. Ook de productie van macrofauna, dat als voedsel voor vissen fungeert, zal afnemen, evenals naar verwachting de migratie van grote vissen die in de avond en nacht vanuit dieper water richting de ondiepe oeverzones trekken om te foerageren. Voor zover bekend, is er op dit moment alleen een drijvend zonnepanelenveld in de slufteer op de Tweede Maasvlakte. Daarnaast zijn er drijvende panelen in waterbasis van glastuinbouw (kunstmatige situatie). Verder is een initiatief op handen om een drijvend zonnepanelenveld te realiseren langs de Afsluitdijk (door Sunfloat). Voor dit initiatief wil men panelen inbouwen in lagunes van circa 2,5 km breed. Er is tot op heden geen onderzoek verricht naar eventuele effecten op vissen van dit type energie-infrastructuur, evenmin met betrekking tot de aanwezige waterplanten, lichtinval of macrofauna. De vraag blijft dus in welke mate je water kunt afdekken zonder negatieve gevolgen voor vissen en ander onderwaterleven.

7.3 Waterkracht in zoetwater

Het effect van waterkrachtcentrales is een goed onderzocht probleem voor trekvis op de grote rivieren. In hoofdstuk 8 komt dit uitvoeriger aan bod.

7.4 Kwetsbare soorten, definiëren en onderscheiden

De lijst kwetsbare zoetwatervissoorten is voortgekomen uit soorten die worden vermeld in Bijlage II van de Habitatrichtlijn (beschermde soorten waarvoor aanwijzing van speciale beschermingszones is vereist) en die voorkomen op de Rode Lijst van zoetwatervissen (Kranenbarg en Spikmans, 2013) in de categorieën gevoelig (GE), kwetsbaar (KW), bedreigd (BE) en ernstig bedreigd (EB) (tabel 7.1). Er is een vergelijking gemaakt tussen de verspreiding van het aantal individuen tussen de historische

referentieperiode (rond 1950) en de actuele situatie (2000-2010). Kranenbarg en Spikmans (2013) melden ook dat de Rode Lijst-status afhangt van de actuele zeldzaamheid. Op grond hiervan is vastgesteld dat er 21 soorten niet bedreigd zijn, 18 soorten in meer of mindere mate bedreigd zijn en één soort verdwenen is (fint, hier om die reden niet beschouwd). In tabel 7.1 zijn de 21 soorten die in de categorie 'thans niet bedreigd' (TNB) vallen niet opgenomen.

Zoetwatervissen, en in het bijzonder de hoorspecialisten, zijn zoals vermeld gevoelig voor geluid. De gehoorspecialisten worden daarom als gevoeligst beschouwd voor heien bij de bouw van windparken (vergelijkbaar met de vogelsoorten die relatief vaak in aanvaring komen met windturbines of hoogspanningslijnen). Voor deze analyse zijn de 18 kwetsbare zoetwatervissoorten middels hun status op de Rode Lijst geselecteerd (tabel 7.1). De barbeel is daarnaast ook nog vermeld in Bijlage V van de Habitatrictlijn (bescherming gericht op commerciële handel), maar deze soort wordt nu al in de selectie via zijn Rode Lijst-status meegenomen. De volgorde in tabel 7.1 kan als ordening van kwetsbaarst naar minder kwetsbaar worden gezien.

Tabel 7.1 De kwetsbare soorten zoetwatervissen op de Rode Lijst zoetwatervissen (Kranenbarg en Spikmans, 2013). Resultaten analyses zoetwatervissen Rode Lijst 2011. Zv: zeldzaamheid op grond van aantal atlasblokken met actuele voortplanting. Zn: zeldzaamheid op grond van het aantal voortplantende individuen. Klasse Zeldzaamheid: z = vrij zeldzaam, zz = zeldzaam, zzz = zeer zeldzaam. tn: trend in aantal voortplantende individuen. Tv: trend in verspreiding (atlasblokken met voortplanting). Trendklasse: 0/+ = stabiel of toegenomen, t = matig afgenomen, tt = sterk afgenomen, ttt = zeer sterk afgenomen. []: getallen tussen vierkante haken betreffen schattingen. >>: soort was in referentieperiode afwezig dus zeer sterke toename. ?: gegevens ongeschikt om hier een uitspraak over te doen. RL status: KW = kwetsbaar, BE = bedreigd, EB = ernstig bedreigd, GE=gevoelig.

Soort	zv	zn	klasse	tn	tv	trendklasse	RL status	gehoorspecialist
Grote modderkruiper	196	[2.500-24.999]	z	?	-55%	tt	KW	Ja
Gestippelde alver	2	[1-249]	zzz	?	[-25%--50%]	t	KW	Ja
Kopvoorn	[20-35]	[250-2.499]	zz	?	[-25%--50%]	t	KW	Ja
Serpeling	[25-50]	[2.500-24.999]	zz	?	[-25%--50%]	t	KW	Ja
Kroeskarper	351	[2.500-24.999]	z	?	[-25%--50%]	t	KW	Ja
Sneep	[4-6]	[250-2.499]	zzz	?	[-25%--50%]	t	KW	Ja
Barbeel	[4-6]	[250-2.499]	zzz	?	[-25%--50%]	t	KW	Ja
Alver	[111]	[>=25.000]	z	[-25%--50%]	[>-25%]	t	KW	Ja
Elrits	15	[2.500-24.999]	zzz	?	-21%	0/+	GE	Ja
Spiering	[50-60]	[>=25.000]	zz	[-25%--50%]	?	t	KW	?
Rivierdonderpad	409	[>=25.000]	z	?	-31%	t	KW	?
Rivierprik	6	[250-2.499]	zzz	?	[>-25%]	0/+	GE	?
Houting	[1-10]	[250-2.499]	zzz	[>>100%]	[>>100%]	0/+	GE	?
Beekdonderpad	11	[250-2.499]	zzz	?	-8%	0/+	GE	?
Zeeprik	1	[1-249]	zzz	?	[>-25%]	0/+	GE	?
Kwabaal	[5-10]	[250-2.499]	zzz	?	-95%	ttt	EB	Nee
Forel (beek)	3	[1-249]	zzz	?	-73%	tt	BE	Nee
Beekprik	38	[250-2.499]	zz	?	-51%	tt	BE	Nee

7.5 Conclusies

Bij de realisatie van windturbineparken wordt voor het plaatsen van de turbines gebruik gemaakt van heitechniek. Ook voor het aanleggen van hoogspanningsmasten, vooral op slappe bodems (klei, veen), wordt gebruikgemaakt van deze techniek. De hierbij veroorzaakte trillingen en geluiden verplaatsen zich door het water en de bodem en kunnen effect hebben op vissen. De kwetsbaarste soorten zoetwatervissoorten voor dergelijk heien zijn gehoorspecialisten: grote modderkruiper, gestippelde alver, kopvoorn, serpeling, kroeskarper, sneep, barbeel en alver.

8 Zee- en trekvissen (diadroom)

8.1 Windenergie op zee

Om de impact van windenergieparken op zee- en trekvissen te kunnen beoordelen, kan onderscheid worden gemaakt in de drie fasen van de levenscyclus van een windpark: 1. de constructiefase (waaronder heien), 2. de operationele fase (windpark is in productie en 3. de ontmanteling.

Constructiefase

Tijdens de constructiefase is met name het heien schadelijk voor zee- en trekvissen. Op korte afstand (tot op 100 m) van het heien vindt fysieke schade plaats bij vissen door blootstelling aan de zeer hoge geluidsniveaus (Bolle *et al.*, 2016; Debusschere, 2016). Voor vislarven is geen schade aangetoond op afstanden van meer dan 100 m van heien (Bolle *et al.*, 2012; 2014). Hierbij zijn vissen met een zwemblaas gevoeliger voor effecten dan vissen zonder zwemblaas (zoals platvissen). Wat de effecten zijn van heien – dat potentieel op veel grotere afstand kan plaatsvinden dan waarop fysieke schade kan optreden – op het gedrag van vissen en of dit consequenties heeft op populatieniveau is momenteel niet bekend (Slabbekoorn *et al.*, 2010). Er zijn alleen enkele studies naar de kortetermijngedragsrespons van vissen op blootstelling aan heigeluid in gecontroleerde experimenten bijvoorbeeld (Everley *et al.*, 2016).

Operationele fase

Naar effecten van windparken op zee op vissen tijdens de operationele fase is veel meer onderzoek gedaan. Een review van studies naar de effecten van windturbineparken geeft aan dat windparken voordelen kunnen bieden voor (commercieel belangrijke) vissoorten in de vorm van voedselbeschikbaarheid en als refugium (bescherming tegen visserij) (Ashly *et al.*, 2014). Er zijn echter nog belangrijke leemten in kennis betreffende langetermijneffecten van habitatveranderingen op vis en het creëren van een habitat die de vestiging van exoten mogelijk maakt. De aanwezigheid van windturbines in de Ierse Zee veroorzaakte geen waarneembare verandering in de diversiteit en structuur van demersale visgemeenschappen (Atalah *et al.*, 2013).

Ook in Zweden (Lillgrund wind farm) werden geen effecten van windturbines op de diversiteit en abundantie van vis waargenomen op grote ruimtelijke schaal, d.w.z. het windpark en de omliggende gebieden (Bergström *et al.*, 2016). Op kleine, lokale schaal binnen het windpark rond windturbines waren effecten echter wel duidelijk waarneembaar, zoals een hogere dichtheid aan visetende vis zoals kabeljauw en aal bij de turbinefundaties in vergelijking met de tussenliggende habitats. Dit is waarschijnlijk meer veroorzaakt door een andere herverdeling van vissen over een gebied dan door verhoogde lokale productie (Bergström *et al.*, 2013).

Effecten van windturbineparken (Offshore Windpark Egmond aan Zee, Prinses Amalia Windpark, Luchterduinen) op het Nederlandse deel van de Noordzee zijn in verschillende studies onderzocht (Hille Ris Lambers en Ter Hofstede, 2009; Ybema *et al.*, 2009; Winter *et al.*, 2010; Van Hal *et al.*, 2012; Van Hal, 2013, 2014; Bolle *et al.*, 2014, 2016). Er werden geen significante verschillen gevonden tussen de visgemeenschappen (abundantie, aantallen soorten) binnen de windparken en referentiegebieden (Tamis *et al.*, 2017). Wel werden er op kleinere (lokale) schaal rondom turbines duidelijke verschillen waargenomen, vooral grote visaggregaties van onder andere kabeljauw Hille Ris (Lambers en Ter Hofstede, 2009; Van Hal *et al.*, 2012). Dit komt overeen met de waarnemingen in Zweden Bergström *et al.* (2013). Kabeljauwen kunnen lange tijd doorbrengen binnen een windpark bijv. Winter *et al.* (2010), waarbij de soort hier mogelijk ook paait en zich kan vestigen bijv. Van Hal *et al.* (2012). Vijf van de vissoorten die binnen de Nederlandse windparken werden waargenomen staan bovendien op de Nederlandse Rode Lijst: horsmakreel ("kwetsbaar"), kabeljauw ("gevoelig"), geep ("bedreigd"), tong(s)char ("gevoelig") en wijting ("gevoelig") (Tamis *et al.*, 2017). Deze soorten ondervinden geen significant negatieve effecten van de aanwezigheid van het windpark, en sommige

soorten, zoals kabeljauw, hebben in combinatie met een verbod op visserij in windparken zelfs voordeel van de 'kunstmatige rif'-habitats die ontstaan in een windpark (Van Duren *et al.*, 2016).

Er is weinig bekend over verstoring van vis door onderwatergeluid van een windpark in bedrijf. Er zijn afstanden gerapporteerd tot een operationeel windturbinepark waar geluid nog waarneembaar zal zijn: ca. 4 km voor kabeljauw en haring en waarschijnlijk tot 1 km voor schar en zalm (Thomsen *et al.*, 2006). Gedragsveranderingen door geluid van een operationeel windpark zijn waarschijnlijk beperkt tot zeer kleine afstanden (4-100 m) (Thomsen *et al.*, 2006). Gezien de waarnemingen van juist verhoogde dichtheden van vis binnen windparken bij de turbinefundaties (zie hierboven) zal dit effect waarschijnlijk gering zijn.

8.2 Hoogspanningskabels

Naast bestaande hoogspanningskabels van Nederland naar Engeland (BritNed) en Noorwegen (NorNed) is het aantal kabels voor transport van elektriciteit op of in de zeebodem aan het toenemen met de ontwikkeling van windparken op zee; ondanks de toenemende grootte van de turbines en grotere, gebundelde vermogens voor transport. Rond deze kabels vormen zich elektromagnetische velden. In twee reviews van Gill *et al.* (2005, 2012) is bewijs verzameld dat een aantal vissoorten gevoelig is voor elektrische (E) en magnetische (M) velden. Dit zijn met name diadrome vissen, waaronder paling (EM), Atlantische zalm (EM), rivierprik (E), zeeprik (E), steur (E) en haaien- en roggensorten (E). In de zuidelijke Oostzee is een studie uitgevoerd waarbij migrerende paling die een hoogspanningskabel raakten (welke een magnetisch veld van 5 microtesla over 60 m genereerde) afwijkend gedrag en vertraging van migratie vertoonden (Ohman *et al.*, 2007; Westerberg *et al.*, 2007, 2008). Haaien en roggen hebben speciale zintuigen waarmee ze zeer zwakke elektrische velden kunnen waarnemen die ze gebruiken bij het foerageren en opsporen van prooien op basis van spieractiviteit. Deze soorten zijn ook potentieel gevoelig voor de elektromagnetische velden die rond kabels worden gegenereerd. In hoeverre hun foerageer- dan wel migratiegedrag wordt beïnvloed door hoogspanningskabels is echter nog onbekend.

8.3 Waterkracht in stromend zoutwater

Getijdenturbines onderscheiden zich van conventionele waterkrachtcentrales op rivieren doordat ze vrij in de waterkolom staan, met vaak lagere rotatiesnelheden en minder passageruimte om de turbine heen. Er zijn momenteel nog weinig studies waarbij de effecten van getijdenturbines op vis in het veld zijn gemeten (Copping *et al.*, 2014; B. Wilson, pers. Meded.). Veel van de studies naar mogelijke effecten van getijdenturbines op vis beperken zich tot studies met gemodelleerde botsingskansen of laboratoriumstudies naar fysieke effecten (zoals verwonding, sterfte) van vis bij passage van modelturbines (EPRI, 2011a, 2011b, 2012, 2014; Amaral *et al.*, 2015). Deze modelstudies zijn veelal gebaseerd op hydrodynamische modellen waarbij vis als 'passieve objecten' worden gemodelleerd en zodoende botsingskansen kunnen worden berekend. Deze modelstudies komen voor hydrokinetische getijdenturbines uit op overlevingskansen van >96%, waarbij eventueel ontwijkend gedrag op korte afstand van de turbinebladen nog niet is meegenomen. Soms worden modelstudies gekoppeld aan monitoringsdata van aantallen en dichtheden in gebieden waar getijdenturbines gepland zijn om gebiedsspecifieke risico-inschattingen te kunnen maken (Broadhurst *et al.*, 2014).

Laboratoriumexperimenten met hydrokinetische turbines met gestreepte baars, regenboogforel en witte steur lieten zien dat van de individuen die in het turbinebereik terechtkwamen, >95% van de gestreepte baarzen en >99% van de regenboogforellen en witte steuren overleefden. De enige veldstudies die gedrag van vis bij vrijstaande getijdenturbines in open zee hebben onderzocht, zijn Van Hamar *et al.* (2015) en Viehman (2016). Vis vermeed actief de turbine, waarbij verschillen optraden tussen soorten en voor de afstand waarop deze gemeden werd. Er werden tijdens het onderzoek geen botsingen met de bladen waargenomen. Beide studies betreffen een ander type

getijdenturbines dan de TOCARDO-turbines zoals die nu in Nederland worden toegepast (Griffioen *et al.*, 2015).

Zowel de veldstudie (Viehman, 2016) als de laboratoriumstudies (bijv. Amaral *et al.*, 2015) laten zien dat vissen actief de bladen van turbines vermijden op korte afstand. Belangrijke factoren hierbij zijn in ieder geval de stroomsnelheid, de mate van turbulentie en de lengte van de vis. Of en in welke mate er over grotere afstand ontwijkend gedrag plaatsvindt door bijvoorbeeld geluid dat door de getijdenturbines wordt gegenereerd, is nog nauwelijks bekend, maar de geluidsniveaus zijn in ieder geval laag genoeg om directe fysieke schade als zeer onwaarschijnlijk in te schatten (Copping *et al.*, 2014).

8.4 Waterkracht in zoetwater

Waterkrachtcentrales in rivieren zijn een al lang bestaand en goed onderzocht probleem voor trekvissen (Coutant en Whitney, 2000). Problemen zijn zowel blokkade van stroomopwaartse migratie door de bouw van dammen en stuwen en stroomafwaartse sterfte door passage via de turbines. Naar verwachting komen er, naast de huidige waterkrachtcentrales in Nederland (twee in de Nederrijn en twee in de Maas), niet veel waterkrachtcentrales in de rivieren bij. Van de schieralen die langs de turbines van de waterkrachtcentrales in de Maas migreren, sterft gemiddeld 24% direct of indirect als gevolg van dodelijke verwondingen (Bruijs *et al.*, 2003). Wanneer we het complex als geheel beschouwen, inclusief alternatieve routes (stuw, scheepsluizen en vispassages), sterft 16-31% van de migrerende populatie (Winter *et al.*, 2006, 2007; Griffioen *et al.*, 2013). De lethale sterfte voor schubvis (o.a. baars en karperachtigen) ligt rond de 0,8-5,7% en is in dezelfde orde van grootte als bij andere Europese waterkrachtcentrales: 2,5-3,4%; voor salmoniden ligt deze rond de 3,5-6% (Bruijs, 2003).

8.5 Waterkracht zoet-zout: 'blauwe energie'

Er is, voor zover bekend, geen onderzoek gedaan naar de impact van deze energiewinningstechniek op vissen. Een reëel denkbaar effect zou kunnen zijn dat diadrome vissen die van zee naar zoetwater willen trekken, aangetrokken worden door de zoetere brakwaterpluimen in zee die deze energiewinning met zich meebrengen. Wanneer succesvolle intrek ter plaatse niet mogelijk is kunnen trekvissen hierdoor op z'n minst vertraging in hun migratie oplopen.

8.6 Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden

In dit hoofdstuk beschouwen we de zeevissoorten en de soorten die hun levenscyclus deels in zee en deels in zoetwater voltooien en tussen beide habitats migreren ('diadrome' of trekvissen). Kwetsbare soorten zijn soorten die voorkomen op de Rode Lijst en die gevoelig zijn voor drukfactoren ten gevolge van energie-infrastructuur. Daarnaast zijn er nog enkele soorten beschouwd die niet op de Rode Lijst staan, omdat ze zich niet in Nederland voortplanten, maar die wel bedreigd zijn en waarvoor door de Europese Unie richtlijnen ter bescherming en doelstellingen voor herstel van populaties zijn opgesteld.

De effecten van de verschillende energiewinningsmethoden op zee- en trekvissen zijn in de voorgaande paragraaf beschreven. Omdat deze effecten niet zijn gekwantificeerd voor de vissoorten die hier worden behandeld – met uitzondering van de cumulatieve sterfte van paling en zalm op de Maas door waterkrachtcentrales – wordt de bepaling van de kwetsbaarheid middels een kwalitatieve beschouwing gegeven.

8.7 Kwetsbare soorten, selectie en rangschikking

De geselecteerde kwetsbare soorten (tabel 8.1.) zijn de soorten zee- en trekvissen die:

- Voorkomen op de Nederlandse Rode Lijst of waarvoor door de Europese Unie richtlijnen ter bescherming en doelstellingen voor herstel van populaties zijn opgesteld.
- Potentieel gevoelig zijn voor drukfactoren ten gevolge van energie-infrastructuur.

Soorten die niet op de Nederlandse Rode Lijst staan, maar wel bedreigd zijn en waarvoor door de Europese Unie richtlijnen ter bescherming en doelstellingen voor herstel van populaties zijn opgesteld, zijn Atlantische zalm, elft, Europese steur binnen de Habitatrictlijn, en Europese aal of paling middels de Europese Aalverordening. De zalm-, elft- en steurpopulaties die in het verleden paaiden in de bovenlopen van de Rijn en Maas zijn in de eerste helft van de 20^{ste} eeuw uitgestorven. Er zijn voor zalm vanaf 1980 herintroductieprogramma's opgezet in de Rijn en later in de Maas, maar deze nieuw opgebouwde populaties zijn nog steeds bedreigd en afhankelijk van uitzetting. Meer recent zijn introductieprogramma's gestart voor elft en is een pilot ter voorbereiding van de herintroductie van steur gestart. Elft en steur worden momenteel slechts sporadisch aangetroffen in de Nederlandse wateren, maar kunnen indien er sprake is van succesvolle herintroductie in aantal toenemen. Aal paait in de Sargassozee en vormt één panmictische populatie in Europa die al decennialang sterk in aantal achteruitgaat en die door de IUCN zelfs als Ernstig Bedreigd wordt beschouwd.

Tabel 8.1 Geselecteerde kwetsbare soorten zee- en trekvissen

Soort	Rode Lijst-status*
Fint <i>Alosa fallax</i> [diadroom]	VN (EU Habitatrictlijn)
Trompetterzeenaald <i>Syngnathus typhle</i>	VN
Vleet <i>Dipturus batis</i>	VN
Zeestekelbaars <i>Spinachia spinachia</i>	VN
Doornhaai <i>Squalus acanthias</i>	EB
Gevlekte rog <i>Raja montagui</i>	EB
Grote pieterman <i>Trachinus draco</i>	EB
Geep <i>Belone belone</i>	BE
Stekelrog <i>Raja clavata</i>	BE
Vorskwab <i>Raniceps raninus</i>	BE
Horsmakreel <i>Trachurus trachurus</i>	KW
Makreel <i>Scomber scombrus</i>	KW
Puitaal <i>Zoarces viviparus</i>	KW
Slakdolf <i>Liparis liparis</i>	KW
Spiering <i>Osmerus eperlanus</i> [diadroom]	KW
Dwergbolk <i>Trisopterus minutus</i>	GE
Dwergbot <i>Phrynorhombus norvegicus</i>	GE
Houting <i>Coregonus oxyrinchus</i> [diadroom]	GE (EU Habitatrictlijn)
Kabeljauw <i>Gadus morhua</i>	GE
Kleine koornaarvis <i>Atherina boyeri</i>	GE
Kortsnuitzeepaardje <i>Hippocampus hippocampus</i>	GE
Rivierprik <i>Lampetra fluviatilis</i> [diadroom]	GE (EU Habitatrictlijn)
Slijmvis <i>Lipophrys pholis</i>	GE
Tongschar <i>Microstomus kitt</i>	GE
Wijting <i>Merlangius merlangus</i>	GE
Zeeprik <i>Petromyzon marinus</i> [diadroom]	GE (EU Habitatrictlijn)
Zuignapvis <i>Diplecogaster bimaculata</i>	GE
Zwartooglipvis <i>Symphodus melops</i>	GE
Atlantische zalm <i>Salmo salar</i>	Geen (wel EU Habitatrictlijn)
Europese aal of paling <i>Anguilla anguilla</i>	Geen (wel EU-aalverordening)
Elft <i>Alosa alosa</i>	Geen (wel EU Habitatrictlijn)
Europese steur <i>Accipenser sturio</i>	Geen (wel EU Habitatrictlijn)

* Mariene soorten van de Rode Lijst vissen Bijlage A4 uit Van Duren *et al.* (2016): Verdwenen(VN), Ernstig bedreigd (EB), Bedreigd (BE), Kwetsbaar (KW), Gevoelig (GE)

Risico (op basis van ruimtelijke overlap en gevoeligheid van de soort)

Het risico op negatieve effecten van energie-infrastructuur op de soort wordt bepaald door de ruimtelijke overlap tussen de energie-infrastructuur en soortverspreiding en de gevoeligheid van de soort voor de energie-infrastructuur. Hieronder wordt beknopt ingegaan op de (potentiële) ruimtelijke

overlap en de beschikbare literatuur over de gevoeligheid van zee- en trekvissoorten voor activiteiten met betrekking tot hernieuwbare energie (zie paragraaf 8.1) om aan te geven dat het risico voor zee- en trekvissoorten naar verwachting met name geldt voor:

- **Waterkracht in zoetwater**
Sterfte door waterkrachtcentrales van migrerende vis is groot. Een aanzienlijk deel van de migrerende aal op rivieren sterft door deze vorm van energiewinning. Ook voor andere trekvis, waaronder zalm, betreft de sterfte een significant aandeel van de populatie.
- **Windenergie**
Effecten zijn met name te verwachten door impulsief onderwatergeluid tijdens de constructiefase van windparken op zee (heien). Vissoorten met een zwemblaas zijn gevoeliger voor effecten van onderwatergeluid dan vissen zonder zwemblaas (zoals platvissen). Effecten van heien op gedrag en afstanden waarover deze zijn te verwachten, zijn nog niet bekend.
- **Hoogspanningskabels in waterbodems**
- **Met name diadrome vissoorten (waaronder paling, Atlantische zalm, rivierprik, zeeprik en steur) en haaien- en roggenssoorten (elasmobranchen) zijn gevoelig voor elektrische en/of magnetische velden. In welke mate het gedrag van trekvis en elasmobranchen wordt beïnvloed, is nu onbekend.**
- **Waterkracht in stromend zoutwater**
Over effecten van getijdenenergie is nog weinig bekend en er kunnen geen uitspraken worden gedaan over welke soorten het kwetsbaarst zijn. Lokale effecten (sterfte) zijn mogelijk, maar de effecten lijken geringer dan voor waterkracht op zoet stromend water. Dit is uiteraard afhankelijk van de schaal waarop getijdenturbines in zoutwater worden toegepast.
- **Waterkracht zoet-zout: 'blauwe energie'**
Er is geen onderzoek bekend naar de impact van deze energiewinningstechniek op vis. Waarschijnlijk zijn de diadrome vissoorten die van zee naar zoetwater willen trekken het kwetsbaarst door effecten op migratie (extra barrièrewerking door attractie naar niet-passeerbare zoet-zoutovergangen).

8.7.1 Populatiekwetsbaarheid

De populatiekwetsbaarheid van de soorten waarvoor een risico op negatieve effecten van energie-infrastructuur op de soort kan worden verwacht, varieert van:

- Verdwenen (fint).
- Kwetsbaar (spiering).
- Gevoelig (houting, rivierprik, zeeprik).
- EU-richtlijnen ter bescherming en herstel van populaties (Atlantische zalm, Europese aal of paling, elft, Europese steur).

Onzekerheid bestaat over de mate van risico voor haaien- en roggenssoorten, waarvan de populatiekwetsbaarheid (zeer) groot is: ernstig bedreigd (doornhaai en gevlekte rog); bedreigd (stekelrog).

8.7.2 Kwetsbaarheid

Uit het bovenstaande blijkt dat de trekvis (Atlantische zalm, elft, Europese steur, Europese aal of paling, fint, houting, rivierprik, spiering, zeeprik) het kwetsbaarst zijn, omdat deze aan een serie van verschillende energiewinningsmethoden worden blootgesteld, waarbij fint, houting en spiering in verhouding minder ver rivierengebieden optrekken en zo minder kwetsbaar zijn voor waterkrachtcentrales op rivieren dan de andere genoemde soorten. Zeeprik en rivierprik trekken naar zee met lengtes van 12-18 cm en zijn minder kwetsbaar voor sterfte door waterkrachtcentrales dan de veel langere palingen. Met name paling en zalm zijn kwetsbaar voor de waterkrachtcentrales op de rivieren. Gezien de verschillende trekperiodes van de kwetsbare soorten trekvis kunnen effecten gedurende het gehele jaar plaatsvinden. De getijdenturbines veroorzaken naar verwachting geringere schade. Over effecten van blauwe energie is weinig bekend, maar dit kan wellicht de migratie van trekvis verstoren. Effecten op zee zijn voor windturbineparken waarschijnlijk relatief gering,

waarbij alleen voor hoogspanningskabels in de waterbodem onzekerheid bestaat over de mate van beïnvloeding van migratie en gedrag op zee op trekvisen en voor haaien- en roggenssoorten.

Voor de overige zeevissoorten zijn de effecten van energie-infrastructuur beperkt. Effecten worden vooral verwacht op lokale schaal tijdens het heien bij de constructie van windparken op zee en wellicht kan ook enige lokale schade worden verwacht in getijdencentrales. De schaal waarop deze worden toegepast, zal uiteraard ook invloed hebben op de cumulatieve effecten op vis.

8.8 Conclusies

Tijdens de constructiefase van windparken is met name het heien schadelijk voor zee- en trekvisen. Een review van studies naar de effecten van windturbineparken geeft aan dat windparken ook voordelen kunnen bieden voor vissoorten in de vorm van voedselbeschikbaarheid en als refugium. Er zijn echter nog belangrijke leemten in kennis betreffende de langetermijneffecten. Effecten op zeevisen zijn voor windturbineparken waarschijnlijk relatief gering, waarbij alleen voor hoogspanningskabels in de waterbodem onzekerheid bestaat over de mate van beïnvloeding van migratie en gedrag op zee op trekvisen en voor haaien- en roggenssoorten. Een aantal vissoorten is gevoelig voor elektrische en magnetische velden bij hoogspanningskabels in de zeebodem. Trekvisen (Atlantische zalm, elft, Europese steur, Europese aal of paling, fint, houting, rivierprik, spiering, zee-prik) zijn het kwetsbaarst, omdat deze aan een serie van verschillende energiewinningsmethoden worden blootgesteld. Van de trekvisen zijn vooral paling en zalm kwetsbaar voor waterkrachtcentrales op de rivieren. Fint, houting en spiering trekken in verhouding minder ver de rivierengebieden op en zijn zo minder kwetsbaar voor waterkrachtcentrales dan de andere soorten.

9 Zeezoogdieren

9.1 Windturbines op zee

De beschikbare kennis over potentiële effecten van windturbines op zee op zeezoogdieren, en dan met name bruinvis en beide soorten zeehonden, is samengevat door ICES (2010). In de jaren daarna zijn de resultaten van een aantal studies gepubliceerd die de conclusies van ICES (2010) onderschrijven of nuanceren. Onderzoek naar het effect van windturbines wordt globaal op de volgende manieren uitgevoerd: voor bruinvissen worden vliegtuigtellingen en passieve akoestische monitoring ingezet om veranderingen in aantallen en (akoestische) activiteit voor, tijdens en na de bouw van een park te meten. Voor zeehonden wordt gebruikgemaakt van zenderonderzoek (telemetrie). Zenderonderzoek is geschikt om te meten hoe zeehonden reageren op de bouw van bijvoorbeeld een windpark op zee. Hoewel het de best beschikbare methode is om het effect van de aanleg van een windpark op bewegingen van zeehonden te evalueren, kent het zenderonderzoek de beperking dat er een gering aantal dieren voor een korte periode gezenderd kan worden. Dat deze dieren in de omgeving van een windturbinepark komen, is niet bij voorbaat te voorspellen.

Aanlegfase windparken

Tijdens de constructiefase van windparken vindt een groot aantal activiteiten plaats die, als gevolg van de geluidsemissie, effect kunnen hebben op zeezoogdieren. De belangrijkste zijn seismisch bodemonderzoek (De Haan *et al.*, 2015), het opruimen van explosieven (Von Benda Beckman *et al.*, 2015), scheepsbewegingen en het heien van de turbinefundamenten. Onderwatergeluid dat wordt geproduceerd tijdens heien van windturbinepalen (zogenaamd 'impulsgeluid') wordt beschouwd als de belangrijkste drukfactor. Mogelijke effecten van deze drukfactor zijn gehoorschade en vermijding. Er zijn geen gevallen bekend van gehoorschade veroorzaakt door heien, maar indien zeezoogdieren dicht bij de bron aanwezig zijn, treedt dit zeker op (UNEP/CBD, 2012).

De gevoeligheid van de bruinvis en de beide zeehondensoorten voor veranderingen in hun omgeving is bepaald aan de hand van hun veerkracht, afgeleid van hun reproductievermogen en levensverwachting (Gaskin *et al.*, 1984; Read, 1990; Read en Gaskin, 1990; Waring *et al.*, 2002; Börjesson en Read, 2003; Lockyer, 2003; Taylor *et al.*, 2007; Thompson en Härkönen, 2008). De bruinvis is extra gevoelig voor verstoring, omdat deze soort vrijwel continu moet foerageren om aan de energiereserves te voldoen. Door het kleine formaat en hoge metabolisme van de bruinvis zijn effecten door verstoring (vermindering van foerageertijd en daarmee voedselinname) naar verwachting veel groter dan voor andere walvisachtigen (Middel en Verones, 2017). De gevoeligheid voor geluid is bepaald aan hand van een beperkt aantal studies, waarbij bruinvis en gewone zeehond aan verschillende niveaus van afgespeeld (hei)geluid zijn blootgesteld (Kastelein *et al.*, 2010, 2011, 2013, 2015).

Voor de bruinvis is de drempelwaarde voor gedragseffecten (vermijding) van onderwatergeluid afgeleid van resultaten van onderzoek waarbij een bruinvis is blootgesteld aan verschillende niveaus van afgespeeld heigeluid (Kastelein *et al.*, 2013): SEL₁ = 136 dB re 1 µPa_{2s} (SPL = 145 dB re 1 µPa). Deze drempelwaarde is waarschijnlijk conservatief. Onderzoek tijdens de aanleg van windpark Borkum West II met behulp van akoestische monitoring liet geen significante verandering in de activiteit van bruinvissen zien bij SEL₁ < 144 dB re 1 µPa_{2s} (Diederichs *et al.*, 2014). Deze waarde is misschien niet voorzichtig genoeg. De Werkgroep Onderwatergeluid (Heinis *et al.*, 2015) heeft dan ook aanbevolen om een drempelwaarde van SEL₁ 140 dB re 1 µPa_{2s} te hanteren. Deze waarde is conform de Duitse norm (BMU, 2013).

De drempelwaarde voor vermijdingsgedrag van zeehonden is afgeleid van een studie, waarbij gewone zeehonden zijn blootgesteld aan afgespeeld heigeluid. Bij een SEL_{1,w} = 142 dB re 1 µPa_{2s} verliet een van de twee blootgestelde zeehonden het bassin (Kastelein *et al.*, 2011). De Werkgroep Onderwatergeluid heeft op grond hiervan besloten om als drempelwaarde voor vermijding een SEL_{1,w} = 140 dB re 1 µPa_{2s} aan te houden (Heinis *et al.*, 2015).

De invloed van heien op zeehonden is in het veld moeilijk te kwantificeren. Gezenderde gewone en grijze zeehonden lijken tot op enkele tientallen kilometers afstand van de heilocatie vermijdingsgedrag te vertonen (Brasseur *et al.*, 2016). Voor bijvoorbeeld het Gemini-windpark ten noorden van Schiermonnikoog konden (Brasseur *et al.*, 2016) aan de hand van gezenderde zeehonden aantonen dat deze tijdens het heien vaker weg van dan naar de heilocaties zwommen dan wanneer er niet geheid werd. Dit was het geval voor grijze zeehonden die zich op minder dan 30 en 40 km van de heilocatie bevonden. Hoewel de steekproef klein was, zwommen gewone zeehonden nauwelijks richting het heien. Beide soorten maakten tijdens heien ondiepere duiken dan voor en na heien. Een aantal studies is uitgevoerd om het vermijdingsgedrag van bruinvissen in reactie op heien te onderzoeken door middel van passieve akoestische monitoring. Hierbij wordt gebruik gemaakt van akoestische ontvangers die het echolocatiegeluid van bruinvissen kunnen detecteren. De eerste studies werden uitgevoerd in Denemarken bij het windpark Horns Reef 1; Tougaard *et al.* (2009a) lieten reacties op heien tot afstanden van meer dan 21 km zien. Vergelijkbare reactieafstanden (18 km) werden waargenomen door Brandt *et al.* (2011) bij het windpark Horns Reef 2. Daarna zijn er nog meerdere studies in de Noordzee uitgevoerd. Een review van Brandt *et al.* (2016) presenteert de effecten op bruinvissen van heien voor de bouw van zeven windparken op zee in de Duitse Bocht. Ze ontdekten dat de akoestische detecties van bruinvissen altijd het laagst waren tijdens het heien op de dichtstbijzijnde afstand tot de bouwplaats. Bruinvisdetecties namen toe met de tijd en de afstand ten opzichte van de heilocatie. De detectiepercentages daalden met 68% op <5 km van de heilocaties, en met 26% tussen de 10-15 km. Een negatief effect van heien strekte zich uit tot gemiddeld 17 km van de heilocatie. Gegevens van vliegtuigtellingen in deze windparken suggereren een vermijdingsafstand van bruinvissen van ongeveer 20 km (Brandt *et al.*, 2016). Beide methoden (akoestische detectie en vliegtuigtellingen) geven dus een vergelijkbare verstoringafstand voor bruinvissen ten gevolge van het heien van een windturbinepark.

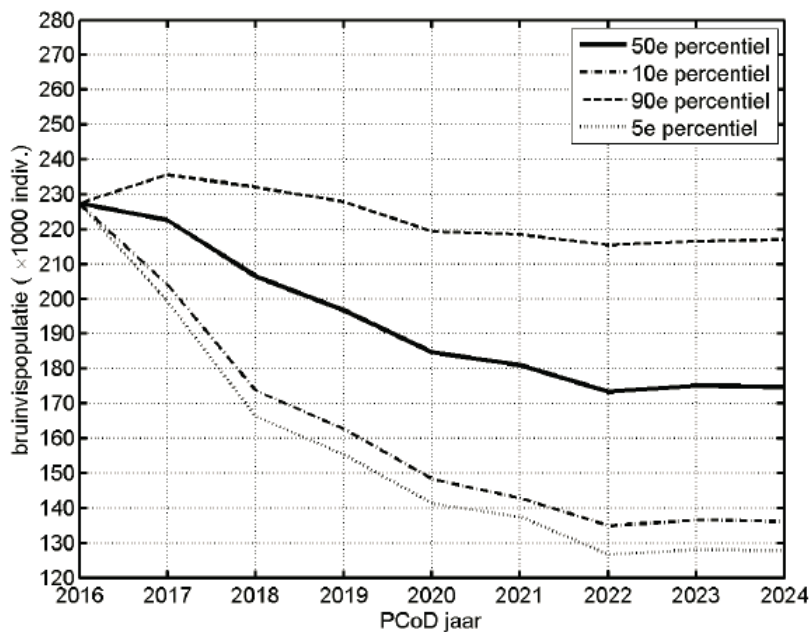
Na het stoppen van heien kan het enige uren tot enkele dagen duren voor bruinvissen in het gebied terugkeren. Brandt *et al.* (2016) toonden aan dat de akoestische activiteit van bruinvissen (als proxy voor hun aanwezigheid) begon af te nemen voordat het heien begon. Tijdens het heien was de akoestische activiteit minimaal, maar deze begon te stijgen nadat het heien was gestopt. 'Normale' niveaus werden bereikt tussen 9 en 28 uur na het heien en de akoestische activiteit bleef toenemen tot ongeveer 16 tot 46 uur na het heien. Het effect van heien is onder meer afhankelijk van de diameter van de fundamenteën, bodem, waterdiepte en gebruikte heitechnieken, maar ook van de 'toestand' van de aanwezige zeezoogdieren.

De extrapolatie van individuele en gedragseffecten naar populatie-effecten van bruinvissen en zeehonden is zeer complex. Heinis *et al.* (2015) maakten een eerste schatting van de mogelijke omvang van cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op de bruinvispopulatie in de periode 2016-2022 (tabel 9.1) in het Kader Ecologie en Cumulatie (KEC) t.b.v. de uitrol van windenergie op zee voor de kwantificering van cumulatieve effecten op zeezoogdieren. Het aantal 'bruinvisverstoringdagen' (het product van het aantal impulsdagen per park en het aantal verstoorde bruinvissen per impulsdag, rekening houdend met de seizoenen en de duur van de verstoring per impulsdag) werd geschat op 2,3 miljoen tijdens de 580 impulsdagen ten gevolge van de bouw van de Nederlandse parken (tabel 9.1). Heinis *et al.* (2015) maakten gebruik van het 'interim PCoD' (Population Consequences of Disturbance) model om de effecten van deze verstoring op de bruinvispopulatie in te schatten. Het 'interim PCoD'-model maakt gebruik van expert inschattingen om de potentiële effecten van blootstelling aan impulsief onderwatergeluid op de 'vital rates' te bepalen die vervolgens worden doorberekend naar een effect op de populatie. Expert judgement heeft dus een groot aandeel in deze modellen en er zijn experts die de resultaten te onbetrouwbaar vinden. Mogelijk dat de in ontwikkeling zijnde Individual-based models (IBMs) voor zeezoogdieren een betere oplossing bieden om populatieconsequenties van menselijke activiteiten, waaronder onderwatergeluid, te voorspellen (o.a. DEPONS, zie <http://depons.au.dk>).

Tabel 9.1 Geplande 'impulsdagen' (totaalaantal dagen waarop geheid wordt, gesommeerd over alle projecten volgens het internationale basisscenario, gecombineerd met de aanleg van NL-parken (twee windparken tegelijkertijd in het voorjaar van ieder jaar)) en het daarbij berekende aantal 'bruinvisverstoringsdagen' (Heinis et al., 2015).

	impulsdagen		bruinvisverstoringsdagen	
	aantal	percentage	aantal	percentage
Totaal (NL, VK, BE, DE, DK)	3709	100%	16439945	100%
Aandeel NL	580	16%	2326049	14%

De simulaties voorspellen een gemiddelde afname (mediaan of 50^e percentiel) van de bruinvispopulatie van 227.298 naar 174.406 dieren (gemiddeld over de jaren 2022-2024) onder invloed van alle geplande heiprojecten op de Noordzee van juni 2016 tot juni 2022 (Heinis et al., 2015). Dat is een afname met 52.892 dieren, dus ~23% van de Noordzeepopulatie (figuur 9.1). Wat dit voor de aantallen in het Nederlandse deel van de Noordzee betekent, is niet bekend. Hierbij moet wel worden vermeld dat de onzekerheid in het resultaat van de simulatie groot is. Zo wordt er bijvoorbeeld geen rekening gehouden met het gedrag van de dieren, dat van invloed is op het uiteindelijke effect van onderwatergeluid (Aarts et al., 2016). Dit wordt wel meegenomen in IBM's, zoals door Aarts et al. (2016) toegepast voor de effecten van explosies onder water op bruinvis. Ook is er een gebrek aan kennis over de effecten van onderwatergeluid op de 'vital rates' van zeezoogdieren. De simulatie maakt gebruik van effectparameters die op basis van expert inschattingen zijn bepaald. Meer kennis en verder ontwikkelde methodieken zullen de inschatting van potentiële effecten kunnen verbeteren.



Figuur 9.1 De berekende ontwikkeling van de bruinvispopulatie op de Noordzee onder invloed van windparkontwikkeling volgens een realistisch internationaal scenario van aanleg van windparken op zee (in de jaren 2016-2022), gecombineerd met de aanleg NL-parken (slechtste scenario: twee windparken tegelijkertijd in het voorjaar van ieder jaar). Een gesimuleerd jaar loopt van 1 juni t/m 31 mei. De dikke lijn geeft de mediaan (50^e percentiel) weer en de lijnen voor de 10^e en 90^e percentielen tonen de grenzen waarbinnen 80% van de 500 simulatieresultaten valt. In 95% van de simulaties is de omvang van de bruinvispopulatie groter dan die aangegeven door de 5^e percentiellijn (Heinis et al., 2015).

Effecten tijdens de operationele fase

Tijdens de operationele fase van windparken is geen sterfte van bruinvissen en zeehonden vastgesteld. Vermijding van de windparken is evenmin vastgesteld. Hierbij dient opgemerkt te worden dat dit voor zeehonden die elders gezenderd zijn moeilijk is aan te tonen. De gegevens zijn te beperkt om conclusies te trekken over mogelijke effecten van het windpark op de verspreiding van zeehonden. Vanwege hun grotere gevoeligheid voor lage geluidsfrequenties dan bruinvissen, kunnen zeehonden potentieel een negatief effect ondervinden van geluidsemisatie door operationele windturbines (Tougaard *et al.*, 2009b). Het is niet uitgesloten dat windturbineparken een barrière kunnen vormen voor uitwisseling van zeehonden tussen het Deltagebied en de Waddenzee (Aarts *et al.*, 2013).

Elektromagnetische straling en barrièrewerking

Er is geen bewijs dat zeehonden elektromagnetische velden kunnen detecteren, maar het is bekend dat sommige walvissoorten het aardmagnetisch veld voor navigatie gebruiken Walker *et al.* (1992). Het bestaan van elektroreceptoren bij een rivierdolfijn is recent beschreven (Check-Damal *et al.*, 2012). Er is een geval gedocumenteerd van een kortstondige reactie van (gezenderde) grienden op een ondergrondse stroomkabel. Even nadien zwommen de dieren echter meermalen over de kabel heen en ze bleven langere tijd in het gebied, vermoedelijk om er te foerageren. Als er dus al sprake was van een verstoring, leek deze gering in de zin dat de kabel de dieren niet uit het gebied deed vertrekken of richting de kust geleidde (Gales *et al.*, 2012). Voor andere soorten, waaronder de bruinvis en de gewone en grijze zeehond, is het onbekend of ze elektromagnetische straling kunnen detecteren. Een effect kan daarom niet a priori uitgesloten worden. Het effect is echter alleen te verwachten op zeer geringe afstand van een dergelijke kabel: in de ordegrrootte van maximaal enkele meters.

9.2 Waterkracht

Informatie over effecten van waterkracht op zeezoogdieren ontbreekt grotendeels. Er is beperkte informatie beschikbaar over getijdenturbines. ICES (2012) heeft de beschikbare kennis over potentiële effecten van getijdencentrales op zeezoogdieren (met name bruinvis en zeehonden) samengevat. Informatie over vermijding en aantrekkingskracht van en sterfte door getijdenturbines ontbreekt nagenoeg. De meeste studies zijn verricht in Schotland door Wilson *et al.* (o.a. 2007). Momenteel wordt in Groot-Brittannië een aantal studies naar ruimtegebruik in relatie tot turbines door bruinvissen en in mindere mate zeehonden verricht, maar de resultaten zijn nog niet openbaar.

Habitatverlies en barrière-effecten tijdens de operationele fase

Het optreden van habitatverlies en barrière-effecten is sterk afhankelijk van de gebruikte methode. Zo leidt de bouw van ieder object in de waterkolom a priori tot habitatverlies, maar kan het gebruik ervan de aantrekkelijkheid van de habitat positief beïnvloeden. Bij de getijdencentrale in de Afsluitdijk kan tijdelijk een hoge prooidichtheid aanwezig zijn door het uitspoelen van vis (Griffioen *et al.*, 2015), waardoor zeezoogdieren aangetrokken kunnen worden.

Geluidsemisatie kan in potentie leiden tot vermijding, maar effecten zijn soortspecifiek en nauwelijks onderzocht (WGMME, 2012). Recentelijk is een significant effect aangetoond op het gedrag van de gewone zeehond (vermijding) door het geluid van getijdenturbines, tot 500 m afstand van de bron van het geluid (Hastie *et al.*, 2017).

Sterfte tijdens de operationele fase

Informatie over effecten van waterkracht-getijdenturbines op zeezoogdieren is schaars. Het risico bestaat dat bruinvissen en zeehonden in aanvaring komen met de turbines, als ze tot getijdenturbines worden aangetrokken door de hoge dichtheden uitgespoelde vis in de buurt van die turbines. Empirische gegevens over aantallen en aanvaringsrisico ontbreken echter. Voor sterfte door getijdenturbines en andere onderwaterstructuren is de zichtbaarheid en het foeragegedrag belangrijk; zoekgedrag, zwemcapaciteit, zwemduur en positie in de waterkolom bepalen de kwetsbaarheid van dieren (Langton *et al.*, 2011). Aanvaringsrisico's nemen toe naarmate een groter deel van een turbine zich onder water bevindt (Boehlert *et al.*, 2008) en de bewegende delen moeilijker te detecteren zijn. Het recente onderzoek van Hastie *et al.* (2017) geeft aan dat een deel

van de zeehonden die een getijdenturbine tegenkomt een vermijdingsreactie zal vertonen, waardoor verwonding en/of sterfte kan worden voorkomen. Ook is in Schotland (Orkney en Pentland Firth) de aanvaringskans van zeehonden met getijdenturbines onderzocht (Band *et al.*, 2016).

Modelberekeningen geven aan dat bij een dichtheid van 0,4 zeehond per vierkante kilometer, gemiddeld 93 aanvaringen per jaar en 69 sterftegevallen per jaar worden verwacht door 4 turbines in Inner Sound, Pentland Firth, Schotland (Band *et al.*, 2016). Ten gevolge van 12 installaties (deels al geïnstalleerd en deels gepland) met in totaal 18 rotors in Orkney (Schotland) zouden naar schatting op basis van 0,6 zeehonden per vierkante kilometer, gemiddeld 976 tot 1960 aanvaringen per jaar en 689 tot 1067 sterftegevallen per jaar kunnen voorkomen, afhankelijk van het gekozen model (Band *et al.*, 2016). Hierbij moet worden opgemerkt dat bij de modellering geen rekening wordt gehouden met vermijdingsgedrag, waardoor de aantallen waarschijnlijk worden overschat. Ook wordt vermeld dat de resultaten locatiespecifiek zijn, zodat de aantallen niet representatief zijn voor de Nederlandse situatie.

9.3 Kwetsbare soorten definiëren en onderscheiden

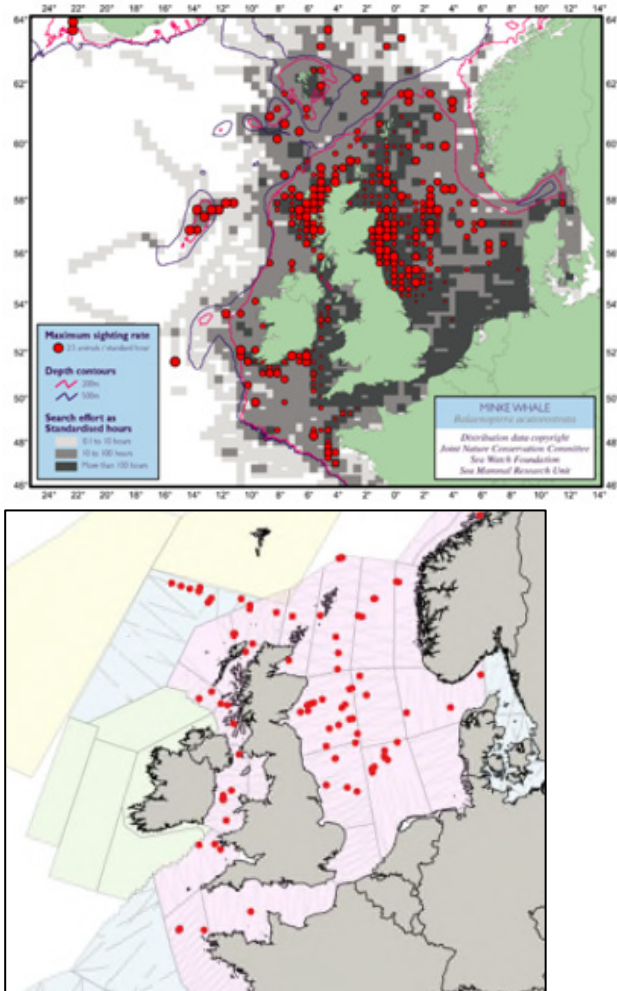
De selectie van kwetsbare zeezoogdiersoorten voor energie-infrastructuur is primair aan de hand van het voorkomen gedaan: alleen soorten die als regelmatige voortplanter voorkomen in Nederland komen in aanmerking voor selectie. Reden daarvoor is dat potentiële effecten van activiteiten op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) op de populatie van soorten die hier slechts incidenteel aanwezig zijn, zijn uitgesloten. De tweede selectiestap is gebaseerd op de Rode Lijst Zoogdieren (Staatscourant 2009, 13201), waarin soorten vallen in de categorieën gevoelig, kwetsbaar, bedreigd of ernstig bedreigd. Deze methode wijkt daarmee af van de selectieprocedure van de overige soortgroepen, waar soorten niet bij voorbaat worden uitgesloten op basis van voorkomen en/of op aanwezigheid op de Nederlandse Rode Lijst. Zonder deze afwijkende selectieprocedure zou de lijst van potentieel kwetsbare soorten grotendeels bestaan uit soorten die schaars of uiterst zeldzaam zijn op het NCP, waar nauwelijks iets van bekend is en waarvoor geen populatie-effecten verwacht worden.

9.4 Resultaten voor selectie van kwetsbare soorten en bepalen kwetsbaarheid

Op het NCP zijn de meeste walvissen schaars of uiterst zeldzaam (Geelhoed en van Polanen Petel, 2011). Van de 27 soorten zeezoogdieren die hier voorkomen, zijn de meeste dwaalgast (tabel 9.2) en komen daarom niet in aanmerking voor selectie. In Nederland kan slechts een aantal soorten zeezoogdieren als regelmatige voortplanter beschouwd worden, te weten bruinvis, dwergvinvis, gewone zeehond, grijze zeehond en witsnuitdolfijn. De tuimelaar is op het NCP weliswaar als 'bewoner' gekwalificeerd (Geelhoed en Van Polanen Petel, 2011), maar aangezien er in de afgelopen jaren geen aanwijzingen zijn voor voortplanting, is de soort op de Nederlandse Rode Lijst (2006) in de categorie 'In het wild verdwenen uit Nederland' geplaatst. De tuimelaar komt dan ook niet in aanmerking voor selectie.

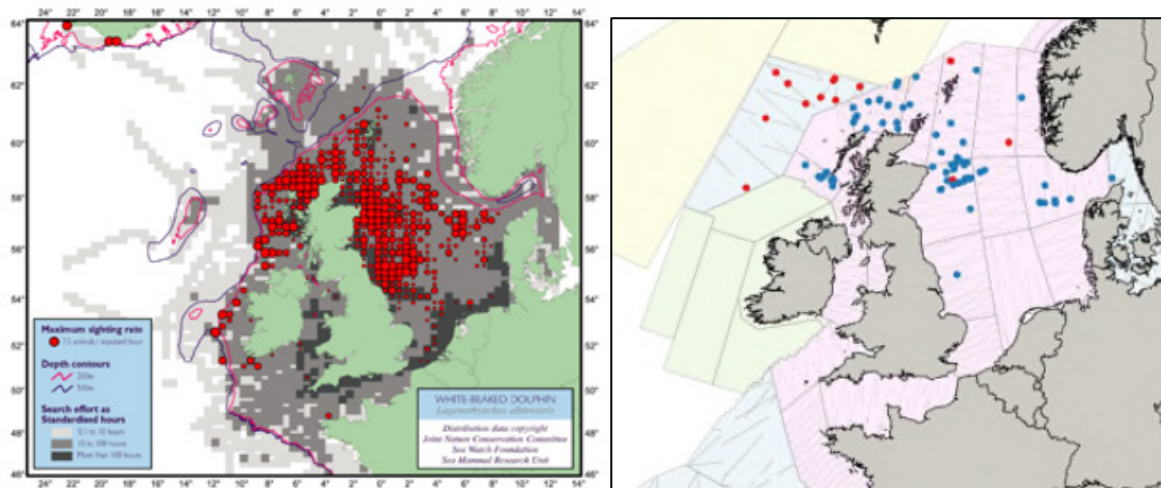
Dwergvinvis en witsnuitdolfijn komen niet op de Nederlandse Rode Lijst voor en zijn niet bedreigd volgens de Internationale Rode Lijst. Deze soorten zijn daarom in het kader van deze studie niet geselecteerd als kwetsbare soort. Omdat deze soorten wel regelmatige voortplanters zijn op het NCP, wordt hier een korte toelichting gegeven over het voorkomen van de soorten.

De dwergvinvis is een soort met een wereldwijde verspreiding. Kwantitatieve data over het voorkomen van de soort op het NCP zijn schaars. Waarnemingen op het NCP zijn grotendeels beperkt tot het westelijk en noordwestelijk deel van het NCP (figuur 9.2). De soort kan gekwalificeerd worden als een bewoner in lage aantallen (Geelhoed en Van Polanen Petel, 2011). Hoewel de dwergvinvis niet op de Nederlandse Rode Lijst voorkomt, is het belangrijk om de status en verspreiding van de soort te blijven volgen, aangezien de soort wel degelijk gevoelig is voor verstoring door de bouw van windparken op zee (Middel en Verones, 2017). Echter, de effecten van verstoring zijn voor de dwergvinvis waarschijnlijk minder groot dan voor de bruinvis (Middel en Verones, 2017).



Figuur 9.2 Verspreiding van dwergvinvis (links) (Reid et al., 2003) en waarnemingen in 2016 (rechts) (Hammond et al., 2017).

De witsnuitdolfijn bereikt in de Noordzee de zuidgrens van zijn verspreidingsgebied (Geelhoed en Van Polanen Petel, 2011). In de Noordzee ligt het zwaartepunt van de verspreiding van witsnuitdolfijnen in het westelijk deel van de centrale en noordelijke Noordzee (figuur 9.3). Er zijn uit het gehele jaar waarnemingen bekend, met een dip in de nazomer en herfst. Op het NCP zijn niet veel waarnemingen van kalfjes bekend, zodat aangenomen kan worden dat daar geen of nauwelijks voortplanting plaatsvindt (Geelhoed en Van Polanen Petel, 2011). Desondanks staat de soort in de Nederlandse soortendatabase (<http://minez.nederlandsesoorten.nl/soorten>) wel als regelmatige voortplanter geregistreerd. Er lijkt een noordwaartse terugtrekking van witsnuitdolfijnen te zijn ingezet en voortzetting van deze trend is te verwachten als de Noordzee warmer wordt (Geelhoed en Van Polanen Petel, 2011). Daarom zal het NCP voor de soort naar verwachting in de toekomst geen belangrijke rol vervullen en dus ook niet relevant zijn in het kader van mogelijke effecten van menselijke activiteiten op het NCP.



Figuur 9.3 Verspreiding van witsnuitdolfijn (links) (Reid et al., 2003) en waarnemingen (incl. witflankdolfijn) in 2016 (rechts) (Hammond et al., 2017).

Bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond zijn wel geselecteerd als potentieel kwetsbare soorten op basis van de criteria regelmatige voortplanter op het NCP, kwalificatie op de Nederlandse Rode Lijst als 'kwetsbaar', 'gevoelig', 'bedreigd' en 'ernstig bedreigd'. Bovendien zijn alle drie de soorten gevoelig voor sommige hernieuwbare energie-infrastructuren, met name geluidsemissie tijdens de bouw van windparken op zee kan een negatief effect op zeezoogdieren hebben (o.a. ICES, 2010).

Tabel 9.2 Overzicht van soorten zeezoogdieren die genoemd zijn in Bijlage II, IV en/of V van de Habitatrichtlijn en die na 1900 in het wild in Nederland zijn waargenomen⁸.

Soortnaam NL	HR Bijlage	Leefgebied in NL (NCP)	Rode Lijst	Rode Lijst- status	Geselecteerd
Bruinvis	II en IV *	Regelmatige voortplanter	NL + IUCN	Kwetsbaar	Ja
Bultrug	IV *	Dwaalgast	IUCN	Kwetsbaar	Nee
Butskop	IV *	Dwaalgast	IUCN	Onvoldoende gegevens	Nee
Dwergpotvis	IV *	Dwaalgast	Nee	-	Nee
Dwergvinvis	IV *	Regelmatige voortplanter	IUCN	Thans niet bedreigd	Nee
Gestreepte dolfijn	IV *	Dwaalgast	IUCN	Thans niet bedreigd	Nee
Gewone dolfijn	IV *	Dwaalgast	IUCN	Thans niet bedreigd	Nee
Gewone spitsdolfijn	IV *	Dwaalgast	IUCN	Onvoldoende gegevens	Nee
Gewone vinvis	IV *	Dwaalgast	IUCN	Bedreigd	Nee
Gewone zeehond	II en V**	Regelmatige voortplanter	NL + IUCN	Kwetsbaar	Ja
Griend	IV *	Dwaalgast	IUCN	Onvoldoende gegevens	Nee
Grijze dolfijn	IV *	Dwaalgast	IUCN	Thans niet bedreigd	Nee
Grijze zeehond	II en V**	Regelmatige voortplanter	NL + IUCN	Gevoelig	Ja
Klapmuts	V**	Dwaalgast	IUCN	Kwetsbaar	Nee
Kleine zwaardwalvis	IV *	Dwaalgast	IUCN	Onvoldoende gegevens	Nee
Narwal	IV *	Dwaalgast	IUCN	Gevoelig	Nee
Noordse vinvis	IV *	Dwaalgast	IUCN	Bedreigd	Nee
Orca	IV *	Dwaalgast	IUCN	Onvoldoende gegevens	Nee
Potvis	IV *	Dwaalgast	IUCN	Kwetsbaar	Nee
Ringelrob	V**	Dwaalgast	IUCN	Thans niet bedreigd	Nee
Spitsdolfijn van Gray	IV *	Dwaalgast	IUCN	Onvoldoende gegevens	Nee
Tuimelaar	II en IV *	Dwaalgast	IUCN	Thans niet bedreigd	Nee
Walrus	IV *	Dwaalgast	IUCN	Kwetsbaar	Nee
Witflankdolfijn	IV *	Dwaalgast	IUCN	Thans niet bedreigd	Nee
Witsnuitdolfijn	IV *	Regelmatige voortplanter	IUCN	Thans niet bedreigd	Nee
Witte dolfijn	IV *	Dwaalgast	IUCN	Gevoelig	Nee
Zadelrob	V**	Dwaalgast	IUCN	Thans niet bedreigd	Nee

* incl. Bern annex II en Bonn annex I

** incl. Bern annex III en Bonn annex II

Dit betekent dat deze drie soorten zeezoogdieren in onderhavig project verder moeten worden beschouwd betreffende hun kwetsbaarheid voor windturbines op zee (tabel 9.2).

⁸ <http://minez.nederlandsesoorten.nl/content/habitatrichtlijn>

9.4.1 Gevoeligheid voor onderwatergeluid

Op basis van de eerder in dit hoofdstuk beschreven literatuur is de gevoeligheid van de geselecteerde zeezoogdieren voor de energie-infrastructuur als volgt samen te vatten:

- Windturbines op zee
 - Onderwatergeluid tijdens de aanlegfase

Onderwatergeluid dat wordt geproduceerd tijdens heien van windturbinepalen (zogenaamd 'impulsgeluid') wordt beschouwd als de belangrijkste drukfactor. Mogelijke effecten van deze drukfactor zijn gehoorschade (indien zeezoogdieren dicht bij de bron aanwezig zijn) en vermijding. De drempelwaarde voor vermijdingsgedrag op basis van het geluidsniveau ligt voor de bruinvis iets lager dan voor zeehonden. De bruinvis is dan ook iets gevoeliger voor onderwatergeluid door heien dan de andere geselecteerde soorten. Ook de effecten van verstoring zijn door het kleine formaat en hoge metabolisme van de bruinvis naar verwachting groot (Middel en Verones, 2017).
 - Onderwatergeluid tijdens de operationele fase

Tijdens de operationele fase van windparken is geen sterfte van bruinvissen en zeehonden vastgesteld. Vermijding van de windparken is evenmin vastgesteld. Vanwege hun grotere gevoeligheid voor de lage geluidsfrequenties van een operationeel windturbinepark dan bruinvissen, kunnen zeehonden potentieel een negatief effect ondervinden van geluidsemisatie. Het is niet uitgesloten dat windturbineparken een barrière kunnen vormen voor uitwisseling van zeehonden tussen het Deltagebied en de Waddenzee (Aarts *et al.*, 2013).
 - Elektromagnetische straling tijdens de operationele fase

Het is bekend dat sommige walvissoorten elektromagnetische straling kunnen detecteren, zoals de rivierdolfijn en de griend. Voor andere soorten, waaronder de bruinvis en de gewone en grijze zeehond, is het onbekend of ze elektromagnetische straling kunnen detecteren. Een effect kan daarom niet a priori uitgesloten worden.
- Waterkracht
 - Habitatverlies en barrière-effecten tijdens de operationele fase

De bouw van ieder object in de waterkolom leidt a priori tot habitatverlies, maar het gebruik ervan kan de aantrekkelijkheid van de habitat positief beïnvloeden. Bij de getijdencentrale in de Afsluitdijk kan tijdelijk een hoge prooidichtheid aanwezig zijn door het uitspoelen van vis (Griffioen *et al.*, 2015), waardoor zeezoogdieren aangetrokken kunnen worden. Geluidsemisatie kan in potentie leiden tot vermijding. Dit is voor de gewone zeehond tot op 500 m afstand van de bron aangetoond (Hastie *et al.*, 2017).
 - Sterfte tijdens de operationele fase

Onderzoek uitgevoerd naar effecten op zeehonden ten gevolge van de ontwikkeling van getijdenenergie in Schotland geeft aan dat er tientallen tot meer dan duizend sterfgevallen per jaar mogelijk zijn (Band *et al.*, 2016). Hierbij is geen rekening gehouden met vermijdingsgedrag, waardoor verwonding en/of sterfte kan worden voorkomen (Hastie *et al.*, 2017). Er is geen onderzoek bekend naar effecten van waterkracht op de bruinvis.

9.4.2 Ruimte-tijdsaspecten van zeezoogdieren om rekening mee te houden tijdens de bouw van windturbineparken

Belangrijke perioden

Op het NCP zijn bruinvissen het hele jaar door aanwezig met vermoedelijk de hoogste dichtheden in februari/maart en de laagste dichtheid in juni/juli (tabel 9.3). 's Zomers trekken bruinvissen weg uit de Nederlandse Noordzeekustzone naar open zee van zowel het NCP als ook Britse en vermoedelijk Duitse wateren. Migratiebewegingen zijn voor de zuidelijke Noordzee echter zeer onduidelijk (ministerie van EZ, 2014a). De geboorteperiode ligt tussen mei-augustus met een piek in de periode juni-juli (Leopold en Camphuysen, 2006). Er worden dan ook op het NCP (inclusief de kust) jongen waargenomen (Geelhoed *et al.*, 2014).

Zeehonden gebruiken het hele jaar door ligplaatsen om te rusten. Tijdens de voortplanting (gewone zeehond mei-juli; grijze zeehond november-januari) en de daarop volgende verharingsperiode (gewone zeehond zomer; grijze zeehond voorjaar) worden ze intensiever bezocht (ministerie van EZ, 2014b,c). In de winterperiode trekken veel gewone zeehonden naar de Noordzee waar ze met name in het kustgebied verblijven (Geelhoed en Van Polanen Petel, 2011). In de maanden juli en augustus verplaatsen gewone zeehonden zich nauwelijks (Kirkwood *et al.*, 2014).

Tabel 9.3 Voorkomen van zeezoogdieren op het NCP (hogere dichtheden worden aangegeven met een donkere kleur).

	Jan	Feb	Maart	April	Mei	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dec
Bruinvis					ϕ	ϕ						
Gewone zeehond					*	*	*	#	#			
Grijze zeehond	*		#	#							*	*

*jongen werpen; # verharenen; ϕ geboortepiek

9.4.3 Risico

Het risico van de ontwikkeling van energie-infrastructuur wordt bepaald door de ruimtelijke overlap in combinatie met de gevoeligheid van de soort voor de drukfactoren van de sector. De ruimtelijke overlap is lastig te bepalen, aangezien dit sterk afhankelijk is van de periode wanneer activiteiten plaatsvinden. Dat is nader toegelicht in de paragraaf 'ruimte-tijdsaspecten'.

- Windturbines op zee
 - Onderwatergeluid tijdens de aanlegfase
Bruinvis is tijdens deze fase het gevoeligst. Specifiek kwetsbare gebieden zijn door gebrek aan kennis niet aan te wijzen. Het risico is voor de bruinvis op het gehele NCP groot. Voor zeehondensoorten zijn de kustgebieden het kwetsbaarst en het risico het grootst. In de aanlegfase kan de bouw van windmolens een barriere zijn voor uitwisseling van (gewone) zeehonden tussen Delta en Waddenzee.
 - Onderwatergeluid tijdens de operationele fase
Tijdens de operationele fase is het risico het grootst voor de zeehondensoorten als gevolg van mogelijke barrièrewerking.
 - Elektromagnetische straling tijdens de operationele fase
Door gebrek aan kennis is het risico niet goed in te schatten.
- Waterkracht
 - Habitatverlies en barrière-effecten tijdens de operationele fase
Het risico is door gebrek aan kennis niet goed in te schatten. Gezien de kleine schaal van deze energievorm zal het risico naar verwachting niet groot zijn.
 - Sterfte tijdens de operationele fase
De gevoeligheid van zeehonden is groot. De ruimtelijke overlap is gezien de kleine schaal van deze energievorm niet groot, waardoor het risico niet heel groot zal zijn. Voor de bruinvis is geen onderzoek bekend.

9.4.4 Populatiekwetsbaarheid

De populatiekwetsbaarheid (status op de Rode Lijst) is voor de grijze zeehond (gevoelig) iets minder dan voor de bruinvis en de gewone zeehond (kwetsbaar).

9.4.5 Kwetsbaarheid

De uiteindelijke kwetsbaarheid van de soorten voor de ontwikkeling van energie-infrastructuur wordt bepaald door het risico te combineren met de populatiekwetsbaarheid. Hieruit blijkt dat de bruinvis het kwetsbaarst is tijdens de bouwfase van een windturbinepark. De zeehondensoorten zijn ook kwetsbaar voor het onderwatergeluid tijdens de bouw, maar ook tijdens de operationele fase. De gewone zeehond is iets kwetsbaarder dan de grijze zeehond gezien de status op de Nederlandse Rode Lijst. De zeehondensoorten (met name de gewone zeehond) zijn kwetsbaar voor sterfte tijdens de operationele fase van waterkrachtcentrales. Voor de bruinvis is dat niet bekend.

9.5 Conclusies

Tijdens de constructiefase van windparken vindt een groot aantal activiteiten plaats die, als gevolg van de geluidsemisatie, effect kunnen hebben op zeezoogdieren. Voor zeezoogdieren geldt dat de bruinvis het kwetsbaarst is tijdens de bouw van een windturbinepark, terwijl de twee zeehondensoorten ook kwetsbaar zijn voor het onderwatergeluid tijdens de bouw, maar ook tijdens de operationele fase. De zeehondensoorten (met name de gewone zeehond) zijn kwetsbaar voor sterfte tijdens de operationele fase van getijdecentrales, voor de bruinvis is dat niet bekend. Tijdens de operationele fase van windparken is geen sterfte van bruinvissen en zeehonden vastgesteld. Vermijding van de windparken is evenmin vastgesteld. Informatie over effecten van waterkracht op zeezoogdieren ontbreekt grotendeels.

10 Mitigatie van de impact van energie-infrastructuur op kwetsbare soorten

In dit hoofdstuk geven we een beknopt overzicht van de stand van zaken met betrekking tot mitigatiemaatregelen die bewezen effectief zijn gebleken of die de potentie hebben om aanvaringsslachtoffers met energie-infrastructuur (deels) te voorkomen.

Sterfte van vogels en vleermuizen door aanvaringen met windparken en hoogspanningslijnen kan op twee manieren vermeden worden: (1) door het vermijden van slachtoffers door strategische allocatie van turbines of lijnen op plekken waar het minst aantal slachtoffers zullen vallen van soorten die (in potentie) kwetsbaar zijn, of (2) door aantallen slachtoffers te beperken middels uitvoering van een of meerdere maatregelen om het aantal vogelaanvaringen te verminderen. Beide typen mitigatiemethoden worden hier besproken. Daarnaast wordt ingegaan op de bestaande mitigatiemethoden voor het voorkomen van slachtoffers door zonnepanelenvelden. Ook mitigatiemethoden voor de negatieve effecten van energie-infrastructuur op zeezoogdieren en vissen worden besproken.

10.1 Vogels

10.1.1 Windparken

Locatiekeuze van windparken

Veruit de belangrijkste maatregel om vogelslachtoffers van windparken te voorkomen, is een goede locatiekeuze van zowel individuele turbines als hele windparken, zodanig dat slachtoffers maximaal vermeden worden. Het gaat dan om het vermijden van gevoelige locaties, d.w.z. die plekken die vaak gebruikt worden door kwetsbare soorten, waarbij het aantal kruisingen op rotorhoogte de cruciale maat is die de kans op aanvaringen bepaalt. Overigens moet de allocatie van windparken op een relevant ruimtelijke schaal plaatsvinden, omdat cumulatieve sterfte door meerdere windparken effect kan hebben op het populatieniveau. De ruimtelijke configuratie van windparken op een landschapsschaal is hierbij erg relevant en die bepaalt in veel gevallen uiteindelijk de effecten op populatieniveau (bijv. Bellebaum *et al.*, 2013).

Voor een gedegen bepaling van gevoelige locaties voor kwetsbare soorten is een gedetailleerde gevoeligheidsanalyse van vogelpopulaties noodzakelijk, waarbij de belangrijke leefgebieden en vooral ook van vlieggedrag en -routes in kaart worden gebracht. Op basis van dergelijke analyses zijn in de ons omringende landen al gevoeligheidskaarten ontwikkeld op nationaal en regionaal niveau (bijv. Bright *et al.*, 2008; Tapia *et al.*, 2017). Voor zwevende soorten als roofvogels kunnen dergelijke kaarten op landschapsschaal nog worden verfijnd voor individuele windparken of turbines. Daarbij moet dan bijvoorbeeld gedacht worden aan omgevingseigenschappen of topografische gegevens waarmee – op basis van bekende relaties tussen vlieggedrag en omgevingseigenschappen door zenderonderzoek – voorspeld kan worden waar zwevende soorten vooral zullen opstijgen of op rotorhoogte zullen rondvliegen (De Lucas *et al.*, 2012). Dergelijke plekken kunnen dan vermeden worden bij de allocatie van windturbines.

Omdat de huidige discrepantie tussen modelvoorspellingen van mortaliteit en daadwerkelijke mortaliteit voor een belangrijk deel wordt veroorzaakt door gebrek aan kennis over vliegbewegingen (hoofdstuk 4), is het bovendien essentieel dat onderzoek zich richt op soortspecifiek vlieggedrag (zowel ontwijkingsgedrag als het hier beschreven vlieggedrag in relatie tot landschap), zodat voor gevoelige en bedreigde soorten de risico's van aanvaringen met windturbines beter voorspeld kunnen worden. Met een betere kennis van vlieg- en (vooral) ontwijkingsgedrag kunnen betere voorspellingen worden gedaan over de potentiële risico's van een windpark voor kwetsbare soorten.

Wanneer kennis over vlieggedrag niet aanwezig is, kunnen risico's verminderd worden door gebieden met nest-, foerageer- of slaappleatsen van kwetsbare soorten te vermijden door een minimale afstand in acht te nemen. In Duitsland is de afspraak om zowel de omgeving van belangrijke natuurgebieden (tabel 10.1) tot op een afstand van tienmaal de windturbinehoogte, of minstens 1.200 m, te ontzien én allocatie van windparken bij broedplaatsen van kwetsbare soorten (tabel 10.2) te vermijden tot een afstand van ten minste 500 m (bijvoorbeeld bij weidevogels) tot 3.000 m (zeearend). Binnen een nog grotere straal (voor zeearend wordt bijvoorbeeld een afstand van 6.000 m aangehouden; tabel 10.2) zullen belangrijke voedselgebieden en andere belangrijke habitatelementen (voor rusten, geconcentreerde vliegactiviteit) ontzien moeten worden. Het is belangrijk om te onderstrepen dat het hier gaat om algemene richtlijnen; in de praktijk zal bijvoorbeeld territoriumgrootte variëren met de productiviteit van een gebied (ofwel: de voedselbeschikbaarheid) en kan de minimale bufferafstand dus kleiner of groter zijn. Bovendien verschilt de actieradius voor standvogels vaak sterk tussen de seizoenen. Robuuste inzichten hierover zijn te verkrijgen door onderzoek naar vliegbewegingen door middel van gps-zendertechnieken.

Tabel 10.1 *Overzicht van in Duitsland aanbevolen minimale afstanden van windturbines tot belangrijke natuurgebieden met voor windturbines gevoelige soorten. Tussen haakjes de bufferafstand die op belangrijke functies onderzocht moet worden (Vogelschutswarte Neschwitz, 2015).*

Status beschermd gebied	Aanbevolen minimale afstand
Vogelrichtlijn gebied (SPA)	tienmaal de turbinehoogte, echter minimaal 1.200 m
Nationaal beschermde natuurgebieden	
Wetlands van internationaal belang (Ramsar-Conventionie)	
Pleister- en rustplaatsen voor trekvogels en wintergasten van Bundesland, nationaal en internationaal belang. Bv. voor kraanvogels, zwanen, ganzen, kieviten, goud- en morinelplevieren, steltlopers en watervogels.	
Wateren en oppervlaktewatercomplexen >10 ha die belangrijk zijn voor broedende of pleisterende watervogels.	
Regelmatig benutte slaappleatsen van kraanvogels, zwanen, ganzen, roofvogels en uilen die voldoen aan het 1% criterium van Wahl en Heinicke (2013).	kraanvogel: 3.000 m (6.000 m); zwanen, ganzen, roofvogels en uilen: 1.000 m (3.000 m)
Hoofdvliegeroute tussen slaappleatsen en voedselgebieden voor kraanvogels, zwanen, ganzen, roofvogels en uilen	vrijhouden
Trekbaan van bovenregionaal belang	

Tabel 10.2 Overzicht van in Duitsland aanbevolen minimale afstanden van windturbines tot regelmatige broedplaatsen van voor windturbines kwetsbare soorten. Tussen haakjes de buffer waarbinnen gebieden met belangrijke functies (foerageergebied, slaapplekken, baltsplekken e.d.) vermeden moeten worden (Vogelschutswarte Neschwitz, 2015).

Soort of soortgroep	Aanbevolen minimale afstand
Korhoen (<i>Tetrao tetrix</i>)	1.000 m rondom leefgebied én verbindingen met andere leefgebieden vrijhouden
Roerdomp <i>Botaurus stellaris</i>	1.000 m (3.000 m)
Woudaap <i>Ixobrychus minutus</i>	1.000 m
Ooievaar <i>Ciconia ciconia</i>	1.000 m (2.000 m)
Visarend <i>Pandion haliaetus</i>	1.000 m (4.000 m)
Wespendief <i>Pernis apivorus</i>	1.000 m
Grauwe kiekendief <i>Circus cyaneus</i>	1.000 m (3.000 m)
Blauwe kiekendief <i>Circus pygargus</i>	1.000 m (3.000 m)
Bruine kiekendief <i>Circus aeruginosus</i>	1.000 m
Rode wouw <i>Milvus milvus</i>	1.500 m (4.000 m)
Zwarte wouw <i>Milvus migrans</i>	1.000 m (3.000 m)
Zeearend <i>Haliaeetus albicilla</i>	3.000 m (6.000 m)
Boomvalk <i>Falco subbuteo</i>	500 m (3.000 m)
Slechtvalk <i>Falco peregrinus</i>	1.000 m, 3.000 m voor boomnesten
Kraanvogels <i>Grus grus</i>	500 m
Kwartelkoning <i>Crex crex</i>	500 m
Goudplevier <i>Pluvialis apricaria</i>	1.000 m (6.000 m)
Houtsnip <i>Scolopax rusticola</i>	500 m rondom balsterritorium
Oehoe <i>Bubo bubo</i>	1.000 m (3.000 m)
Velduil <i>Asio flammeus</i>	1.000 m (3.000 m)
Nachtzwaluw <i>Caprimulgus europaeus</i>	500 m
Hop <i>Upupa epops</i>	1.000 m (1.500 m)
Weidevogels: Watersnip <i>Gallinago gallinago</i> , Grutto	500 m (1.000 m)
Limosa limosa, Tureluur <i>Tringa totanus</i> , Wulp <i>Numenius arquata</i> en Kievit <i>Vanellus vanellus</i>	
Koloniebroeders: reigers, meeuwen en sterns	1.000 m (> 3.000 m)

Verplaatsen van bestaande turbines die veel slachtoffers eisen

Verplaatsen of het buiten bedrijf stellen van turbines die veel slachtoffers maken kan ervoor zorgen dat het aantal aanvaringen drastisch wordt verminderd (Marques *et al.*, 2014). Hiervoor is nodig dat vast is komen te staan welke windturbines voor veel slachtoffers zorgen. Nieuwe turbines kunnen vervolgens worden geplaatst op minder problematische locaties. Voor deze aanpak dienen dus wel goede slachtoffermonitoringgegevens beschikbaar te zijn, naast goede informatie over vlieggedrag en de verspreiding van de kwetsbare soorten, zodat op de nieuwe locatie niet een vergelijkbaar aantal slachtoffers valt.

Stilstandvoorziening

Als het vermijden van gevoelige locaties door planning of relocatie van turbines niet meer mogelijk is, kan gekozen worden voor methoden die het mogelijk maken om de aantallen slachtoffers te verminderen. De beste methode hiervoor is een stilstandvoorziening (tabel 10.3). De manier van mitigeren wordt ook beschreven onder de naam *shutdown on demand* waarbij de rotoren stilgezet kunnen worden op basis van waarnemingen of robuuste voorspellingen van vliegbewegingen. Dat kan ook een radar zijn. Het stilzetten van turbines is voor veel kwetsbare soorten, zoals roofvogels, een effectieve mitigatiemethode gebleken om slachtoffers te voorkomen (zie ook tabel 10.6). In Spanje bijvoorbeeld bleek een halvering van het aantal slachtoffers onder grote roofvogels mogelijk bij slechts een 0,07% vermindering van de totale energieproductie (De Lucas *et al.*, 2012). Hiervoor was dan wel intensieve en voortdurende monitoring van vliegbewegingen nodig door een team van mensen die vrijwel voortdurend alle turbines in de gaten hielden. Naast dergelijke zeer arbeidsintensieve monitoring van vliegbewegingen door mensen kan gewerkt worden met automatische detectie van vogels, zoals door het DTbird-systeem (May *et al.*, 2015). Onderzoek op het eiland Smøla in Noorwegen toonde aan dat het DTbird-systeem tussen de 76% en 96% van alle vogelvluchten in de buurt van een turbine detecteerde (May *et al.*, 2015). Echter, het percentage fout-positieven was hoog (circa 50%), wat suggereert dat het systeem regelmatig vogelvluchten inschat die in werkelijkheid niet risicovol zijn, maar wel tot stilstand van de turbines leiden. Gemiste vluchten worden grotendeels veroorzaakt door het feit dat DTBird ca. 100% van de omtrek van de turbine in een radius van ca. 150 m afzoekt, maar slechts 50% van die omtrek op een afstand van 150-300 m. Dit betekent dat voor

relatief snel bewegende vogels, zoals veel roofvogels, sterns, meeuwen en andere soorten, een groot deel van de individuen niet tijdig opgemerkt wordt. Omdat dergelijke vogels het gebied rond een turbine tussen 150 en 300 m in korte tijd kunnen overbruggen (te kort om tot rotorstilstand te komen), lijkt het volledig automatiseren van stilstand op basis van automatische detectie op dit moment niet realiseerbaar voor individuele vogels. Er zijn ook alternatieven voor DTBird-systemen voor automatische detectie van groepen vogels, zoals radartechnologieën, die vooral geschikt zijn voor massale migratie van trekvogels, zoals 's nachts tijdens de trekperiode.

Stilstand gedurende risicovolle perioden

Als bekend of voorspelbaar is wanneer risico's op aanvaringen groot zijn, kan stilstand worden beperkt tot bepaalde tijden van de dag, seizoenen of specifieke weersomstandigheden waarbij de risico's op aanvaringen pieken (Smallwood en Karas, 2009). Deze aanpak betekent wel dat turbines gedurende een langere periode niet in bedrijf kunnen zijn, wat leidt tot grotere verliezen van energieproductie dan methoden die gebaseerd zijn op detectie door mensen of automatische detectiesystemen. Voor vogels zijn dergelijke aanpassingen inmiddels getest, bijvoorbeeld door stilstand gedurende een bepaalde periode waarin territoriaal gedrag de aanvaringsrisico's sterk doet toenemen (May *et al.*, 2012) of bij slaapplekken van rode wouwen in Duitsland (Schaub, 2012). Ook voor nachtelijke trekvogels geldt dat stilstand in nachten met ongunstige weersomstandigheden de sterfte aanzienlijk kan verminderen.

Habitatbeheer

Habitatbeheer kan ook een belangrijke methode zijn om aanvaringslachtoffers te verminderen, bijvoorbeeld door het minder geschikt maken van het leefgebied in een windpark voor specifieke, kwetsbare soorten. Hoge sterfte van roofvogels bijvoorbeeld kan soms voor een groot deel worden toegeschreven aan de aantrekkende werking van windparken die een hoge dichtheid aan muizen of een andere voedselbron herbergen (Marques *et al.*, 2014). In dit geval kan gestreefd worden naar habitatbeheer in en rond het windpark met als doel de voedselbeschikbaarheid te verlagen. Men kan dan bijvoorbeeld denken aan het minder geschikt maken van het gebied rond de turbines voor knaagdieren, of tenminste de beschikbaarheid van die knaagdieren voor roofvogels, of aan het tijdig verwijderen van karkassen die aasetende roofvogels (bijv. buizerd, rode wouw, zeearend) kunnen aantrekken. Als de vegetatie hoger en dichter wordt, zijn knaagdieren minder goed te vangen door roofvogels, die dan zullen uitwijken naar plekken waar de vegetatie laag genoeg is.

In combinatie met habitatbeheer dat het gebied rond turbines minder aantrekkelijk maakt voor kwetsbare soorten, kan ook aantrekkelijk habitat worden ingericht op veilige afstand van dezelfde turbines. Als hiermee de draagkracht van de regio voor kwetsbare soorten wordt vergroot (door een toename van nest- of foerageergebied), zou dit potentie kunnen hebben als compensatiemiddel, zodat per saldo negatieve effecten op de staat van instandhouding van soorten worden voorkomen. Dergelijke compensatie en vooral de effectiviteit daarvan is nog nauwelijks onderzocht.

Betere turbinezichtbaarheid

Aanvaringen met turbines kunnen ook voorkomen worden door de turbines beter zichtbaar te maken, zoals door aanpassingen aan de kleur van de turbines (Marques *et al.*, 2014). Witte of grijze turbines lijken bijvoorbeeld problematischer (d.w.z. bij dergelijke turbines is meer sterfte vastgesteld) dan turbines met een contrastrijke onderkant (Dürr, 2011). Mogelijk zorgt een contrastrijker kleurpatroon voor een grotere zichtbaarheid voor laagvliegende vogelsoorten. De effectiviteit van het vergroten van turbinezichtbaarheid door opvallende kleuren of patronen is nog niet in het veld getest (Marques *et al.*, 2014). Naast dergelijke maatregelen kan achtergrondverlichting bij windparken het aantal slachtoffers verminderen (Winkelman *et al.*, 2008), maar verlichting heeft 's nachts – vooral bij regen of mist – vaak juist een aantrekkende werking op trekvogels en kan om die reden het aantal slachtoffers vermeerderen (Erickson *et al.*, 2001). Een advies is om een minimaal aantal knipperende witte lichten met de laagste intensiteit te gebruiken (Hüppop *et al.*, 2006).

Afweermiddelen

Afweermiddelen die een vliegroute van een naderende vogel beïnvloeden door de vogel te laten schrikken, zouden nuttig kunnen zijn om aanvaringen te verminderen. Dergelijke methoden zijn echter nog weinig getest in het veld. Bovendien kan dit soort methoden een onvoorspelbaar effect

hebben op de vliegroute van een vogel, zodat voorzichtigheid is geboden wanneer het wordt toegepast op een korte afstand van een windpark (Marques *et al.*, 2014). Ook over de effectiviteit van objecten op de grond, in de buurt van turbines, die vogels van hun vliegroute doen afwijken, zoals namaakturbines of plastic modellen van vijanden of soortgenoten, is vooralsnog weinig bekend.

Tabel 10.3 Overzicht van mitigatiemaatregelen voor het vermijden en voor het minimaliseren van het aantal vogelslachtoffers door windparken en de risicobepalende factoren.

Mitigatie	Techniek	Beschrijving	Effectiviteit	Vogelsoorten	Collisie risicofactor
Vermijding van slachtoffers	Plaatsen nieuwe windparken	Strategische allocatie van parken om slachtoffers te voorkomen	Bewezen	Alle soorten, met een focus op kwetsbare soorten	<ul style="list-style-type: none"> - Vogelaantallen - seizoen - Landschapselementen - Vliegroutes - Voedselbeschikbaarheid - Windpark-specifieke elementen
	Verplaatsen van bestaande windturbines	Gebaseerd op post-constructie monitoring	Bewezen	Alle soortgroepen. Turbines die veel slachtoffers maken kunnen worden verplaatst of uit dienst worden genomen	
Minimalisatie van het aantal slachtoffers	<i>stilstandvoorziening</i>	Selectieve en tijdelijke stilstand gedurende perioden met hogere aanvaringsrisico's Automatische detectie van vogels en overeenkomende stilstand wanneer risico groot is	Bewezen	Alle soorten, maar vooral grote soorten en tijdens migratie	<ul style="list-style-type: none"> - Vogelaantallen - Vliegroutes - Weer - seizoen
	Beperkte activiteit turbines	Turbinestilstand gedurende perioden met een hoog collisierisico op basis van modellering collisierisico	Hoog potentieel	Gevoelige soorten (zeldzaam en/of frequent slachtoffer) Trekvogels	
	Habitatbeheer	Stimuleren van vogelactiviteit uit de buurt van turbines, reduceren activiteit in de buurt	Hoog potentieel	Soorten met een duidelijke habitatvoorkeur	<ul style="list-style-type: none"> - Vogelaantallen - Voedselbeschikbaarheid - Vliegroutes
	Betere zichtbaarheid van turbines	Gekleurde rotoren of ultraviolet-reflectieve verf	Hoog potentieel	Beperkt aantal soorten (niet geschikt voor roofvogels)	<ul style="list-style-type: none"> - Blikveld van vogels tijdens foerageren - Zichtbaarheid rotoren
	Objecten op de grond	Modellen van soortgenoten die vogels weglukken Namaaktorens die vogels doen uitwijken naar andere gebieden	Mogelijk	Modellen zijn voor sociale soorten die in groepen leven en gevoelig zijn voor de aantrekkende werking Namaaktorens alleen voor soorten die uitwijken voor torens	<ul style="list-style-type: none"> - Vogelgedrag - Uitmijkgedrag
	Afschrikmiddelen	Geluid- of lasers die vogels doen uitwijken naar andere gebieden	Mogelijk	Waarschijnlijk een kleine groep soorten Lasers zijn alleen of vooral van toepassing voor soorten die 's nachts of in donker weer actief zijn	<ul style="list-style-type: none"> - Vogelaantallen - Vliegroutes

Kosten: + laag; ++ medium; +++ hoog

10.1.2 Hoogspanningslijnen

Het plaatsen van hoogspanningslijnen

De beste mitigatiemethode voor het verminderen van draadslachtoffers bij vogels is het ondergronds brengen – verkabelen – van bovengrondse hoogspanningslijnen (tabel 10.6), of in ieder geval niet daar waar kwetsbare soorten voorkomen die frequent in aanvaring kunnen komen met die lijnen (Drewitt en Langston, 2008; zie tabel 10.6). Hiervoor zal vroeg in de planningsfase onderzoek gedaan moeten worden naar de eventuele vliegbewegingen van kwetsbare vogelsoorten in de omgeving door en in het plangebied. Dergelijke kennis wordt verkregen door gedegen veldwerk, waarbij gps-trackers ingezet zouden kunnen worden om een eenduidig en goed beeld te krijgen van vliegbewegingen van de kwetsbaarste soorten, zoals lokale vliegroutes tijdens migratie- en broedseizoenen. Plekken waar kwetsbare soorten regelmatig op lijnhoogte kruisen, zouden dan vermeden kunnen worden, waardoor het aantal aanvaringslachtoffers in belangrijke mate vermindert.

Het verwijderen van individuele lijnen

Omdat vogels vaak botsen met grond- of aardedraden, ook wel bliksemraden genoemd, is het verwijderen van die draden ook een effectief middel om aanvaringen te verminderen bij kwetsbare soorten als reigers en kraanvogels (Jenkins *et al.*, 2010).

Het zichtbaarder maken van hoogspanningslijnen

Als het vermijden van gevoelige locaties niet mogelijk is of wanneer risico's op aanvaringen groot zijn, kan het opvallender maken van lijnen in belangrijke mate bijdragen aan het verminderen van het aantal aanvaringen (Drewitt en Langston, 2008). Het gaat dan bijvoorbeeld om het behangen met helder gekleurde 'luchtvaartballen', verdikte draadspoelen, of lichtgevende, glanzende, scharnierende, flitsende of flappende markeringen (tabel 10.6). In Nederland werden in de jaren negentig al verbeteringen doorgevoerd die de zichtbaarheid van hoogspanningslijnen voor vogels vergrootten, waardoor een geschat aantal van 185.000 vogelslachtoffers per jaar werd vermeden (Koops, 1997). Van de Vliet en Boerefijn (2014) geven een overzicht van de effectiviteit van verschillende markeringen van bliksemraden, variërend van 53% reductie in aanvaringen (5 studies) voor 'strips' tot 71 % voor 'krul' (12 studies en meest gebruikt) en maximaal 85% voor toepassing van een roofvogelsilhouet.

De meeste van die markeringen, als ze ten minste voldoende zichtbaar zijn (>20 cm groot) en in een voldoende dichtheid aanwezig zijn (iedere 5-10 m), verlagen de aanvaringskans met 50-80% (tabellen 10.4 en 10.6). Markeerbollen, vogelafleiders en verf kunnen allemaal de frequentie op aanvaringen verminderen. Er bestaat nog steeds grote onzekerheid over de effectiefste manier om de zichtbaarheid van de draden te vergroten (wellicht omdat de effectiviteit kan variëren met zowel de lokale omstandigheden als met de betrokken soorten). Bovendien zijn markeringen die zowel overdag als gedurende de nacht effectief zijn nog niet ontwikkeld. Studies die verschillende typen markeringen vergeleken bij verder gelijke omstandigheden vonden weinig verschillen in de effectiviteit van de markeringen (Brown en Drewien, 1995; Janss en Ferrer, 1998). Alleen dunne, plastic strips aan de draden leken het slechter te doen dan andere typen markeringen (Janss en Ferrer, 1998). Er is ook nog geen bewijs dat opvallende kleuren of bewegende i.p.v. statische markeringen sterker bijdragen aan het verlagen van de aanvaringsrisico's. Hoewel nachtelijke aanvaringen ook van groot belang lijken (Brown en Drewien, 1995), zijn er nog nauwelijks markeringen met verlichting getest die aanvaringen 's nachts reduceren. De conclusie van Van de Vliet en Boerefijn (2014) was dat het aantal draadslachtoffers onder nachtvliegers slechts 10% lager was bij lijnen met, vergeleken met lijnen zonder markeringen, terwijl het bij vogels die overdag of zowel overdag als 's nachts vliegen 60% was. Overigens is dat aantal slachtoffers onder nachtvliegers zonder markeringen al veel lager (20 tegen ruim 60 slachtoffers per km per jaar).

Tabel 10.4 Overzicht van mitigatiemaatregelen voor het vermijden en voor het minimaliseren van het aantal vogelslachtoffers door hoogspanningslijnen. De risicobepalende factoren zijn ook aangegeven.

Mitigatie	Techniek	Beschrijving	Effectiviteit	Vogelsoorten	Collisie risicofactor
Vermijding van slachtoffers	Plaatsen nieuwe hoogspanningslijnen	Strategische allocatie van lijnen om slachtoffers te voorkomen	Bewezen	Alle soorten, met een focus op kwetsbare soorten	<ul style="list-style-type: none"> - Vogelaantallen - seizoen - Landschapselementen - Vliegroutes - - Voedselbeschikbaarheid - Locatie-specifieke elementen
	Verwijderen van bliksemraden	Gebaseerd op post-constructie monitoring	Bewezen	Alle soortgroepen. Van lijnen die veel slachtoffers maken kunnen grond- of aardedraden worden verwijderd (als het risico dit toelaat)	
	Habitatbeheer	Stimuleren van vogelactiviteit uit de buurt van lijnen, reduceren activiteiten in de buurt van tracés die veel slachtoffers maken	Hoog potentieel	Soorten met een duidelijke habitatvoorkeur	<ul style="list-style-type: none"> - Vogelaantallen - - Voedselbeschikbaarheid - Vliegroutes
	Betere zichtbaarheid van lijnen	Merkers op lijnen	Bewezen	Meeste kwetsbare soorten	<ul style="list-style-type: none"> - Blikveld van vogels tijdens vliegen - Zichtbaarheid lijnen

10.1.3 Zonnepanelenvelden

Aangezien zonnepanelenvelden de vegetatie beïnvloeden en gronden hiervoor moeten worden bewerkt, zouden panelen vooral daar geplaatst dienen te worden waar de impact op vogels relatief klein is. Het gaat dan bijvoorbeeld om het vermijden van weidevogelgebieden, die door het plaatsen van zonnepanelen negatief zouden worden beïnvloed. Een efficiënt zonnepark laat geen ruimte vrij voor weidevogels om op de grond te broeden. Het is niet bekend of weidevogels zich nog wel willen vestigen bij gedeeltelijke bedekking op geringe hoogte. Tegelijkertijd bieden extensief beheerde percelen met zonnepanelen in intensieve landbouwgebieden de gelegenheid om voor Rode Lijstsoorten (bijvoorbeeld akkervogels als patrijs en tapuit) geschikt habitat te creëren. Een voorwaarde daarbij is dat een substantieel deel van het grondoppervlak niet wordt beschadwd door de panelen en braak ligt of als vogelakker wordt beheerd. Onder die voorwaarde is winst voor akkervogels te verwachten, omdat op gangbare intensieve akkers ook vrijwel geen ruimte is voor wilde fauna. Zonnepanelenvelden zouden op deze manier zelfs kunnen bijdragen aan andere maatregelen gericht op het verbeteren van de staat van instandhouding van dergelijke soorten.

10.1.4 Windturbines op zee

Mitigerende maatregelen met betrekking tot de effecten van windturbines op vogels op zee worden beschreven door Leopold *et al.* (2014). Sterfte door botsingen met windturbines is te beperken door turbines stil te zetten op dagen met sterke trek; zoals bij afluende wind tijdens de voor- en najaarstrek. Hiervoor is een *early warning*-systeem nodig dat enerzijds bestaat uit een model om de intensiteit van de vogeltrek te voorspellen, anderzijds uit een netwerk van radars die de trek realtime kwantificeren.

Verder kunnen de volgende, specifieke maatregelen worden genomen voor het mitigeren van de effecten van windparken op zee op vogels:

1. Het optimaliseren van de zichtbaarheid van de rotorbladen om aanvaringsrisico's te verkleinen.
2. Ontwikkeling en toepassing van waarschuwings- of afschrikkingssystemen met licht en geluid in windparken op zee.

-
3. Het vermijden van gebieden met grote aanvaringsrisico's bij het kiezen van de locaties voor windparken op zee.
 4. Visserijactiviteiten in de buurt van windturbines beperken om geen meeuwen, Noordse stormvogels en dergelijke vogels aan te trekken.
 5. Reductie van de aanvaringsrisico's van zeevogels, zoals meeuwen en sterns, die hun broedkolonies dichtbij een windpark hebben, door het creëren van geschikte locaties voor hun kolonies op veilige afstand van windparken op zee, waardoor deze hun broedkolonies mogelijk daar naartoe verplaatsen.
 6. Barrièrewerking en habitatverlies door windturbines kan deels gemitigeerd worden door configuratie van windparken: turbines verder uit elkaar, rekening houdend met overheersende trekrichting.
 7. Optimalisatie van de keuze van de locaties en de bouwvolgorde in de tijd van nieuwe windparken, door te beginnen met de naar verwachting laagste risico-gevallen en de mogelijke effecten op zeevogels te monitoren.

De voor- of nadelen van corridors door grotere windparken op zee, of tussen naburige windparken, als mitigerende maatregel, zijn vooralsnog onbekend.

10.1.5 Getijdenturbines

Sterfte van watervogels door getijdencentrales kan worden beperkt door turbines uit te zetten als er een verhoogde kans is op vogelsterfte, bijvoorbeeld bij hoge concentraties vogels rond de getijdencentrale.

10.2 Vleermuizen

10.2.1 Windparken

Het plaatsen van windparken

Net als bij vogels is de voor vleermuizen belangrijkste mitigatiemaatregel het plaatsen van een windpark op een locatie waar de risico's op aanvaringen zo veel mogelijk beperkt zijn. Er zou om die reden meer onderzoek moeten plaatsvinden naar de locaties waar gestuwde migratie optreedt zie ook Lagerveld *et al.* (2017); Limpens *et al.* (2017). In de locatieselectiefase is het van belang goed te onderzoeken of een beoogd plangebied al dan niet samenvalt met een gebied waar kwetsbare vleermuizen frequent rondvliegen op rotorhoogte tijdens foerageren, op trek of van en naar slaapplekken. Dit kan ingeschat worden door gericht onderzoek naar het vlieggedrag van vleermuizen, maar vaak ook door een ruimtelijke analyse van landschapskenmerken waarvan bekend is dat ze veel worden benut door vleermuizen, zoals open water, in de buurt van slaapplekken of rond singels die als corridors worden gebruikt bij verplaatsingen in open landschappen (Piorkowski en O'Connell, 2010; Arnett *et al.*, 2008, 2016).

Verplaatsen van bestaande turbines die veel slachtoffers eisen

Net als bij vogels kan het verplaatsen (voor zover bekend voor vleermuizen nog nooit gedaan) of het buiten bedrijf stellen van turbines die veel slachtoffers maken, ervoor zorgen dat het aantal aanvaringen drastisch wordt verminderd (Behr *et al.*, 2011; Brinkmann *et al.*, 2011; Korner-Nievergelt *et al.*, 2011ab, 2013); tabel 10.5 en 10.6. Hiervoor is nodig dat vast is komen te staan welke windturbines voor veel slachtoffers zorgen. Nieuwe turbines kunnen vervolgens worden geplaatst op minder problematische locaties. Voor deze aanpak dienen dus wel goede slachtoffermonitoringgegevens beschikbaar te zijn, naast goede informatie over vlieggedrag en de verspreiding van de kwetsbare soorten, zodat op de nieuwe locatie niet een vergelijkbaar aantal slachtoffers valt. In hoeverre dit voor vleermuizen een effectieve oplossing kan zijn, is onduidelijk. Zowel vermijden (plaatsen van turbines op locaties zonder vleermuisactiviteit) als verplaatsen is mogelijk niet effectief i.v.m. de aantrekking van insecten door structuren zoals een windturbine, en aantrekking van vleermuizen door zowel structuren als de insecten die daarop afkomen. Het voorspellen van vleermuisactiviteit op geplande windturbine locaties blijkt moeilijk en onbetrouwbaar (Behr *et al.*, 2017).

Stilstand gedurende gevoelige periodes

Een stilstandvoorziening tijdens gevoelige periodes is bij uitstek de effectiefste methode om sterfte bij vleermuizen te beperken (Arnett *et al.*, 2008, 2016). Als windturbines minder operationeel zijn bij lage windsnelheden en hoge temperaturen kan vleermuissterfte sterk gereduceerd worden, met marginale jaarlijkse vermogensverliezen. Mitigatie komt vooral neer op het aanpassen van de snelheid en wiekstand of het stilzetten van de turbine tijdens perioden van vergroot aanvaringsrisico voor vleermuizen. Dit betreft de migratieperiode voor vleermuizen indien die door het windpark gaan, maar ook specifieke weersomstandigheden in de leefgebieden die resulteren in meer vliegbewegingen rond de rotoren.

Bij temperaturen boven de 10°C en een lage windsnelheid (<6m/s) zijn vleermuizen actiever dan bij hogere windsnelheden en een lagere temperatuur (Arnett *et al.*, 2016). Dit betekent dat sterfte onder vleermuizen sterk kan worden verminderd door juist onder dergelijke omstandigheden (wanneer bovendien energieproductie relatief laag is) de rotoren niet te laten draaien. Zo werd in de VS een sterftevermindering van wel 44-93% behaald door de minimale windsnelheid waarbij de rotoren gaan draaien te verhogen van 3.5 m/s naar >5-6 m/s (Arnett *et al.*, 2011). Daarnaast kunnen de bladen dwars gezet worden (in het Engels: "*feathering of the blades*"), waardoor de rotoren minder wind vangen, dus minder hard draaien of niet op gang komen. Uiteraard hebben deze vormen van mitigatie consequenties voor de rendabiliteit van het windpark, maar die zijn te beperken door optimalisatie van de stilstand-algoritmen (Köppel, 2015). Het economisch verlies bij dergelijke maatregelen is vaak minder dan 1% van de totale jaarlijkse energieproductie voor één faciliteit waarbij die mitigatiemaatregel werd uitgevoerd (Arnett *et al.*, 2011).

Stilstandvoorzieningen zijn een effectieve wijze van voorkomen van slachtoffers (tabel 10.6). Op dit moment is vooral de windsnelheid een bepalende factor voor de stilstand (zeer lage vleermuisactiviteit en dus nauwelijks risico boven een bepaalde windsnelheid). Het is de combinatie windsnelheid en temperatuur die correleert met de hoogte van de activiteit van de vleermuizen. Op de breedtegraden van Nederland betekent een hogere windsnelheid meestal een lagere temperatuur. In Zuid-Europa kunnen er echter bij hogere windsnelheden soms toch hoge temperaturen zijn, en bijgevolg ook hogere vleermuisactiviteit. Andersom kan bij lagere temperaturen bij lagere windsnelheden toch een lage vleermuisactiviteit optreden, waardoor turbines onnodig stil kunnen staan. Het ontwikkelen van algoritmes die de relatie tussen temperatuur en windsnelheid beter integreren, kunnen met maatwerk voor locaties leiden tot meer vermijden van slachtoffers en minder verlies aan energieopwekking (Peterson, 2017).

Er zijn ook ervaringen opgedaan met automatische detectie van vleermuizen op turbinehoogte, waarna stilstand of andere maatregelen worden genomen die aanvaringskansen verminderen. Het betreft hier dan vooral akoestische en elektromagnetische verstoringen, die op regelmatige intervallen voor verstoring zorgen of soms pas in werking treden bij vastgestelde vleermuisactiviteit (Nicholls en Racey, 2007, 2009; Arnett *et al.*, 2013). De resultaten van de beschikbare onderzoeken wijzen erop dat akoestische en elektromagnetische verstoring de potentie hebben en tot een vermindering van het aantal vleermuislachtoffers kunnen leiden, maar dat de effectiviteit van deze middelen verschilt bij verschillende weersomstandigheden en ook nog getest dienen te worden onder verschillende omstandigheden (Horn *et al.*, 2008; Arnett *et al.*, 2013).

In Duitsland wordt de stilstandvoorziening met behulp van *curtailment* algoritmen, dat gebruikmaakt van eenvoudig te meten zaken als windsnelheid, temperatuur, luchtvochtigheid, tijd van het jaar en van de nacht, naast akoestische monitoring van vleermuisactiviteit, min of meer standaard toegepast (Behr *et al.*, 2017). Stilstand in risicovolle periodes is voor vleermuizen de enige strategie om de sterfte wezenlijk te verminderen.

Tabel 10.5 Mitigatiemaatregelen voor het beperken van slachtoffers onder vleermuizen door windparken. De beschikbare technieken voor ontwijking of minimalisatie en relaties met factoren die risico bepalen (kosten: + laag, ++ medium, +++ hoog).

Mitigatie	Techniek	Beschrijving	Effectiviteit	Vleermuissoorten	Collisie risico factor
Vermijding van slachtoffers	Plaatsen nieuwe windparken	Strategische allocatie van parken om slachtoffers te voorkomen	Bewezen	Alle soorten, met een focus op kwetsbare soorten, inclusief migranten	<ul style="list-style-type: none"> - Vleermuisaantallen - Fenologie - Landschapselementen - Vluchtpaden - Voedselbeschikbaarheid - Windpark-specifieke elementen
	Verplaatsen van bestaande windturbines	Gebaseerd op post-constructie monitoring	Bewezen	Alle soortgroepen. Turbines die veel slachtoffers hebben kunnen worden verplaatst of uit dienst worden genomen	
Minimalisatie van het aantal slachtoffers	<i>stilstandvoorziening</i>	Automatische detectie van vleermuisvliegbewegingen en overeenkomende stilstand wanneer risico groot is	Mogelijk	Alle soorten, maar vooral wanneer vleermuizen in groepen voorkomen zoals tijdens migratie	<ul style="list-style-type: none"> - Vleermuisaantallen - Vluchtpaden - Weer - Fenologie
	Beperkte activiteit turbines	Selectieve en tijdelijke stilstand gedurende perioden met hogere aanvaringsrisico's (> 10°C en een windsnelheid van <6m/s)	Bewezen	Gevoelige soorten (zeldzaam en/of frequent slachtoffer) Migranten	
	Afschrikmiddelen	Akoestische of elektromagnetische verstoringen	Hoog potentieel	Waarschijnlijk de meeste soorten	<ul style="list-style-type: none"> - Vleermuisaantallen - Vluchtpaden

Het is zinvol te onderzoeken hoe de actuele flow van vleermuizen tijdens de migratie – ruimte en tijd – kan worden gevolgd door het combineren van akoestische registratie op windturbines en andere relevante structuren. Hiermee kan worden 'voorspeld' waar en wanneer dieren een bestaand windpark gaan bereiken. Hiermee kan mogelijk de stilstandvoorziening ter plekke worden geoptimaliseerd voor zowel het minimaliseren van het slachtofferrisico als het maximaliseren van de energieopwekking. De toepassing van de stilstandvoorziening in Duitsland gaat al ver in die richting.

10.2.2 Zonnepaneelvelden

We hebben geen onderzoek gevonden naar het mitigeren van de effecten van zonnepaneelvelden op vleermuizen, er lijken geen aanbevelingen beschikbaar in de literatuur. De meest waarschijnlijke gevolgen van het plaatsen van zonnepaneelvelden zijn verplaatsingen van vleermuizen uit die gebieden waar zonnepaneelvelden het beschikbare foerageerhabitat verminderen, naast het in hoofdstuk zes besproken negatieve effect op drinkgedrag. Zonnepaneelvelden zouden dus kunnen leiden tot veranderde soortensamenstelling en gedrag en de beste mitigatiemaatregelen zoals eerder besproken voor vogels, zoals zorgvuldige allocatie uit de buurt van belangrijke foerageer- of slaapplekken, zijn waarschijnlijk van toepassing bij het verminderen van de impact op vleermuizen. Aan de andere kant zou extensief beheer van percelen met zonnepaneelvelden juist voor een hogere voedselbeschikbaarheid voor vleermuizen (in de vorm van vliegende insecten) kunnen zorgen, en in dat geval zijn mitigatiemaatregelen uiteraard niet van toepassing.

10.3 Vissen

Voor de constructie van windparken op zee zijn ook alternatieve plaatsingsmethoden beschikbaar waarvoor niet geheid hoeft te worden, zoals 'gravity based structures' (zware betonnen constructies die op de zeebodem rusten) en verankerde drijvende constructies voor het intrillen van palen en zelfs windturbines op een drijvend ponton. De effecten van hoogspanningskabels kunnen worden gemitigeerd door kabels dieper in te graven, overigens met weer andere nadelen, of door kabels te omwikkelen met zogenaamde mantels die het elektromagnetisch veld rond de kabels minimaliseren. De allocatie en keuze van locaties voor blauwe energiewinning kan zodanig worden ingevuld dat de brakwaterpluimen aansluiten op bestaande zoetwatergradiënten die wel passeerbaar zijn voor trekvis. Voor waterkrachtwinning zijn visvriendelijke turbines in ontwikkeling zie Winter *et al.* (2012), waarbij een nieuw type turbine met specifiek ontworpen schoepen, die vissterfte moeten voorkomen, is getest voor paling en waarbij geen sterfte heeft plaatsgevonden of kunnen geleidingssystemen worden gebruikt die vis afleiden naar veilige passageroutes langs de turbines op basis van bijvoorbeeld lichtsystemen of roosters. Voor zoetwatervissen is weinig bekend over mitigatiemaatregelen, afgezien natuurlijk van de bekende opheffing van barrières door vistrappen. Meer onderzoek hiernaar is wenselijk.

10.4 Zeezoogdieren

10.4.1 Windparken

Mitigerende maatregelen moeten ervoor zorgen dat er (idealiter) geen zeezoogdieren worden blootgesteld aan geluidsniveaus die gehoorschade of ander lichamelijk letsel veroorzaken. Daarnaast dient mitigatie tijdelijk habitatverlies door vermijding van de impactzone zo klein mogelijk te houden. Mitigatie kan *grosso modo* plaatsvinden door het verminderen van geluidsemisatie (op schadelijke frequenties) en door het terugbrengen van het aantal dieren in de impactzone.

Rekening houden met ruimtelijke en temporele aspecten en geluidsemisatie

In de periode 2010-2011 hebben het toenmalig ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie en het ministerie van Infrastructuur en Milieu opdracht gegeven voor het 'Shortlist Wind op Zee'-onderzoek. Dit onderzoek richtte zich enerzijds op de verspreiding van soorten (vogels, vissen en zeezoogdieren) en anderzijds op de effecten op deze soorten in relatie tot de bouw en aanwezigheid van windparken. Een van de resultaten van dit onderzoek is een rapport waarin wordt beschreven hoe effecten van de ontwikkeling van windenergie op het NCP zo veel mogelijk kunnen worden voorkomen. De ruimtelijke en temporele aspecten (rekening houdend met waar en wanneer activiteiten plaatsvinden) die aan bod komen ten aanzien van zeezoogdieren zijn samengevat door Boon (2012), maar worden regelmatig geactualiseerd. Er zijn periodes waarin wel en niet geheid mag worden en voorgeschreven methodes om het geluidsniveau in de omgeving te beperken. Innovatieve methodes voor 'geluidloos heien', zijn in ontwikkeling (GBM works, Vattenfall).

Windparken op zee zouden op een minimale afstand van 50 km vanaf de buitendelta's van de Waddenzee en de Voordelta moeten blijven om effecten van heien op zeehonden te minimaliseren. Het vermijden van effecten op zeehonden en bruinvissen is maatwerk, dat onder invloed van innovaties voortdurend verandert. Belangrijkst is om de verspreiding van zeezoogdieren door het jaar en de functies van de verschillende delen van het NCP goed in de gaten te houden. Dit is de basiskennis nodig om effecten van bouwwerkzaamheden te minimaliseren.

Voor de toekomstige ontwikkelingen wordt een raamwerk ontwikkeld voor de beoordeling van mogelijke effecten, waarvan het bepalen van de cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op relevante populaties van zeezoogdieren in de Noordzee er een is (Heinis *et al.*, 2015).

Bij het verminderen van geluidsemisaties bij de bouw van windparken wordt in Nederland een geluidsnorm gehanteerd, de zogenaamde Sound Exposure Level (SEL). Deze ligt onder een

drempelwaarde die voor bruinvissen SEL1 = 140 dB re 1 μ Pa2s en voor zeehonden SEL1,w = 145 dB re 1 μ Pa2s bedraagt (Heinis *et al.*, 2015).

Een manier om geluidsemissie door heien te verminderen, is het ontwikkelen van alternatieve methoden voor het installeren van funderingen. Daarbij kan gedacht worden aan alternatieve methoden voor heien of het gebruik van alternatieve soorten funderingen. Alternatieven omvatten het gebruik van op zwaartekracht gebaseerde funderingen of zuigpalen, en installatie door een waterstraal, heien in een 'ton' of door te boren. Geluidsemissie door heien kan ook verminderd worden door de energie te beperken die door het heien wordt uitgestraald. Hierbij kan gebruikgemaakt worden van bellenschermen of kokers rondom de heilocatie, waardoor de geluidsemissie aanzienlijk gereduceerd kan worden (Diederichs *et al.*, 2014). De technieken om de geluidsemissie bij het funderen van windturbines te verminderen, zijn nog volop in ontwikkeling.

Verminderen van aantal dieren in de impactzone

Eén methode om het risico op gehoorbeschadiging door heien te verminderen, is door kwetsbare dieren uit de impactzone te verjagen door middel van het uitzenden van 'storend' geluid. Op de markt bestaan verschillende soorten zogenoemde Acoustic Deterrent Devices zoals pingers en seal scarers.

Internationale ontwikkelingen

In OSPAR-verband is een actielijst opgesteld ter bescherming van soorten en habitats (OSPAR, 2017). Een van de acties betreft het opstellen van richtlijnen om verstorende en/of schadelijke effecten van onderwatergeluid op bruinvissen te minimaliseren. Nederland heeft daarin het voortouw genomen en het ministerie van LNV zal deze actie trekken.

Er is een overzicht gemaakt van beschikbare mogelijkheden voor mitigatie van de emissie en effecten van onderwatergeluid (OSPAR, 2016). Een groot aantal technieken is beschreven voor mitigatie bij heien, waaronder bellengordijnen, isolatieschermen en het boren van fundatie in plaats van heien. Voor meer informatie wordt verwezen naar het betreffende OSPAR-document (OSPAR, 2016). Voor toekomstige ontwikkelingen van windenergie op zee zou dit mitigatiedocument, samen met de te ontwikkelen richtlijnen (OSPAR, 2017), gebruikt kunnen worden.

10.5 Conclusies

Voor het verminderen van de populatie-impact van energie-infrastructuur worden in hoofdstuk 10 de effectieve mitigatiemethoden besproken voor het voorkomen van slachtoffers door energie-infrastructuur. Sterfte van vogels en vleermuizen door aanvaringen met windparken en hoogspanningslijnen kan op een efficiënte manier verminderd worden door: (1) strategische allocatie van turbines of lijnen, op plekken waar het minste aantal slachtoffers zullen vallen van soorten die (in potentie) kwetsbaar zijn, of (2) door aantallen slachtoffers te beperken middels stilstand gedurende risicovolle perioden, habitatbeheer, betere turbinezichtbaarheid, afweermiddelen of verplaatsen van risicovolle turbines. De effectiviteit van geteste mitigatiemethoden voor het voorkomen van aanvaringen bij vogels en vleermuizen varieert sterk tussen methoden en soorten en is soms hoog.

Tabel 10.6 Effectiviteit van mitigatiemaatregelen voor het verminderen van slachtoffers onder vogels en vleermuizen door aanvaringen met windturbines en hoogspanningslijnen. De experimentele opzet verwijst naar een Before-After-Control-Impact (BACI) opzet, waarbij de situatie voor en na toepassing van de maatregel wordt vergeleken met een controlesituatie voor en na; een Before-After (BA) opzet, waarbij de situatie voor en na toepassing van de maatregel wordt vergeleken; of een control-impact studie, waarbij de situatie met toepassing tegelijkertijd wordt vergeleken met die zonder toepassing in dezelfde omgeving.

Land	Methode	Soort(groep)	Experimentele opzet	Effect mitigatie	Bron
Windparken					
DL	stilstand	vleermuizen	Control-impact studie	>80% afname sterfte	Brinkmann <i>et al.</i> (2011)
DL	stilstand	vleermuizen	Modellering vleermuisactiviteit	Acceptabele sterfte kan met drempelwaarde worden 'ingesteld'	Behr <i>et al.</i> (2017)
VS	Vervanging oudere modellen met modernere turbines	vogels	Control-impact studie	54% minder aanvaringen bij roofvogels, 65% voor alle vogels	Smallwood en Karas (2009)
USA	Verplaatsing van turbines	vogels	Gevoeligheidsanalyse	9-38% (gemiddeld 11%) lagere sterfte na relocatie	Smallwood <i>et al.</i> (2006)
Zwitserland	Stilstandvoorziening	vogels	Monitoring (radar)	Afhankelijk van intensiteit stilstandvoorziening	Liechti <i>et al.</i> (2013)
Canada	Stilstand (tot windsnelheid 5.5 m/second) en draaien rotorbladen om rotorsnelheid te verminderen	vleermuizen	Control-impact studie	60% (stilstand) tot 57.5% (draaiende rotorbladen)	Baerwald <i>et al.</i> (2009)
VS	Stilstand	vleermuizen	BA	44-93% sterfte reductie	Arnett <i>et al.</i> (2011)
Canada	Stilstand	vleermuizen	Control-impact studie	58-60% sterfte reductie	Baerwald <i>et al.</i> (2009)
USA	Verlichting	vleermuizen	Control-impact studie	geen	Benett <i>et al.</i> (2014)
UK	Electromagnetische afschrikking	Gewone dwergvleermuis, kleine dwergvleermuis	High-medium-control	Afgenomen activiteit (niet gekwantificeerd)	Nicholls <i>et al.</i> (2007)
USA	Ultrasoon geluid	vleermuizen	BACI	21-51% sterfte reductie	Arnett <i>et al.</i> (2013)
USA	Ultraviolet licht	vleermuizen	BACI	Afname activiteit (44% reductie van totaal aantal detecties)	Gorresen <i>et al.</i> (2015)
Denemarken	<i>seal scarer</i>	bruinvis	Control-impact studie	52-95% afname van aantal bruinvissen i.v.m. de controlesituatie	Brandt <i>et al.</i> (2013)
Hoogspanningslijnen					
VS	verwijderen aardedraad	kraanvogels	BACI	>80% reductie in aanvaringen na verwijderen van de draad i.v.m. situatie met draad	Brown <i>et al.</i> (1987)
Noorwegen	verwijderen aardedraad	hoenderachtigen	BACI	50% reductie van aanvaringen op experimentele lijnen, geen verschil op controlelijnen	Bevanger en Brøseth (2001)
Spanje	neopreen banden elke 20 cm op draden	26 soorten inclusief kraanvogels	Control-impact studie	76% reductie in aantal aanvaringen op behandelde lijnen	Janss en Ferrer (1998)
VS	gekleurde 30-cm diameter ballen op lijnen elke 50 m	kraanvogels	Control-impact studie	54% lagere aanvaringskans op gemarkeerde lijn	Morkill en Anderson (1991)
VS	gekleurde 30-cm diameter ballen op lijnen elke 50 m	diverse soorten vogels	Control-impact studie	53% lagere aanvaringskans op gemarkeerde lijn	Savereno <i>et al.</i> (1996)
Spanje	1-m lange spiralen op lijnen elke 10 meter	30 vogelsoorten incl. kraanvogels	Control-impact studie	60% reductie in het aantal aanvaringen na behandeling	Alonso <i>et al.</i> (1994)
VS	PVC vibration dampers op c. 3 meter op lijnen	kraanvogels en watervogels	Control-impact studie	61% reductie in het aantal aanvaringen na behandeling	Brown en Drewien (1995)
Spanje	1-m lange spiralen op lijnen elke 5 meter	26 soorten inclusief kraanvogels	BACI	81% reductie van aantal aanvaringen, niet significant voor kraanvogels	Janss en Ferrer (1998)
Colombia	gele PVC spiralen elke 10 meter op lijnen	rallen, reigers en eenden	BACI	50% reductie van aanvaringen op experimentele lijnen	De la Zerda en Roselli (2003)

Land	Methode	Soort(groep)	Experimentele opzet	Effect mitigatie	Bron
VS	draaiende gekleurde platen elke 20-30 m aan lijnen	kraanvogels en watervogels	Control-impact studie	63% reductie in mortaliteit na behandeling	Brown en Drewien (1995)
VS	"Firefly" vogelflappers aan conductors iedere 5 m	kraanvogels en watervogels	BACI	60% reductie in mortaliteit na behandeling	Yee (2008)
Wereld	meta-analyses	vogels	Meta-analyse	78% reductie in mortaliteit na behandeling	Barrientos <i>et al.</i> (2011)
USA	Merkers op lijnen	watervogels	Control-impact studie	54% reductie in mortaliteit na behandeling	Sporer <i>et al.</i> (2013)
Spanje	Structuur van masten vogelvriendelijker	vogels	BA	62-97% reductie in mortaliteit na behandeling	Lopez <i>et al.</i> (2011)
VS	Gele merkers	Kraanvogels, watervogels	Control-impact studie	62% reductie in mortaliteit na behandeling	Brown en Drewien (1995)
VS	Afschrikkende merkers op masten	roofvogels	Control-impact studie	92% reductie in mortaliteit na behandeling	Slater en Smith (2010)
Spanje	Merkers op lijnen: spiralen	vogels	BACI	10% reductie in mortaliteit na behandeling	Barrientos <i>et al.</i> (2012)
Oostenrijk	Merkers	trappen	BACI	90% reductie in mortaliteit	Raab <i>et al.</i> (2011)
Duitsland	Zwart-witte spiralen	vogels	BACI	81% reductie in mortaliteit	Kalz <i>et al.</i> (2001)

11 Soorten en energie-infrastructuur op kaart

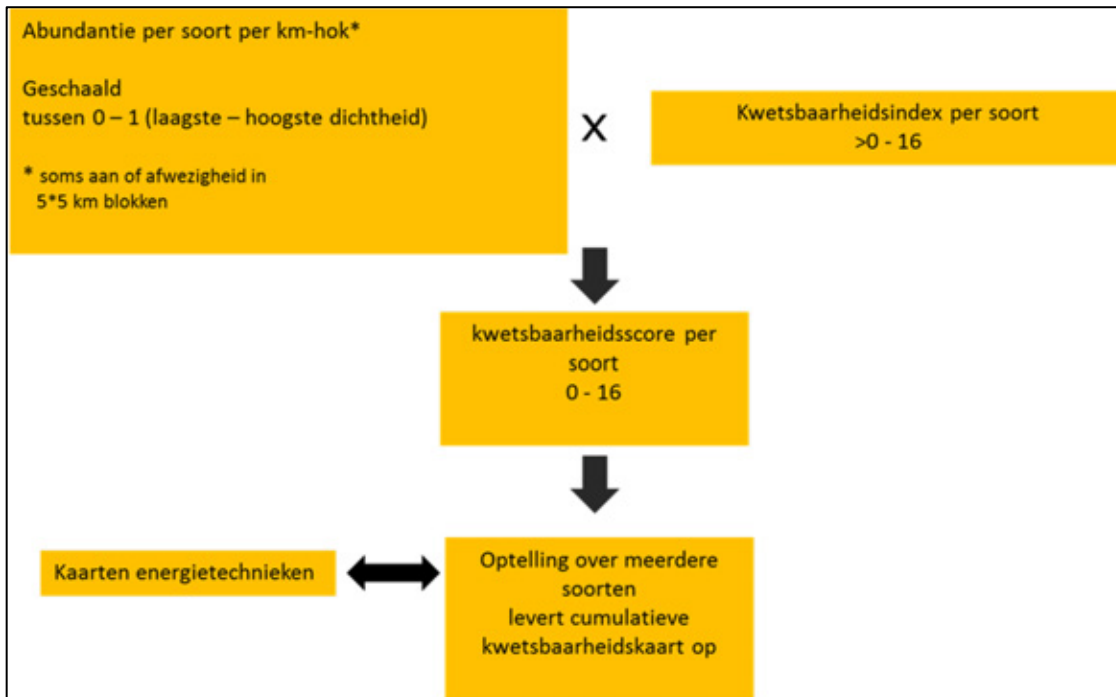
In dit hoofdstuk wordt met behulp van ruimtelijke (GIS) informatie de overlap tussen de verspreiding van de kwetsbaarste soorten en energie-infrastructuur weergegeven. Dit doen we aan de hand van bestaande verspreidingsgegevens van de kwetsbaarste soorten vogels, vleermuizen en zeezoogdieren, die we combineren met de ruimtelijke verspreiding van de energie-infrastructuur waarvoor ze kwetsbaar zijn. Zo wordt onder andere duidelijk waar de gebieden met de kwetsbaarste soorten in Nederland zich bevinden op land en op zee en waar de hoogste concentraties van de kwetsbaarste soorten overlappen met bestaande energie-infrastructuur waar die soorten kwetsbaar voor zijn. Voor vissen was de verspreidingsinformatie te beperkt voor een dergelijke analyse en die soortgroep wordt hier om die reden buiten beschouwing gelaten. Omdat waterkrachtcentrales zeer lokaal voorkomen, is een ruimtelijke analyse in relatie tot deze energie-infrastructuur eveneens achterwege gelaten.

11.1 Algemene methodiek 'kwetsbaarheidskaarten'

We hebben voor landvogels de volgende generieke methode gebruikt voor het ontwikkelen van de kwetsbaarheidskaarten (figuur 11.1):

1. Allereerst is voor een selectie van de kwetsbaarste soorten recente soortverspreidingsinformatie gebruikt, waarbij de dichtheid of aanwezigheid van de soort is geschaald tussen de 0 en de 1 voor iedere soort. Dat wil zeggen dat de km-hokken met de hoogste dichtheid van die soort in zijn verspreidingsgebied een 1 opleveren, terwijl km-hokken waar die soort afwezig is een 0 scoren;
2. Vervolgens is de geschaalde abundantie van de soort vermenigvuldigd met de **kwetsbaarheidsindex** van de soort (zie 4-8);
3. Dit levert per km-hok een **kwetsbaarheidsscore** tussen de 0 (soort afwezig) en 16 (maximale geschaalde dichtheid van een soort (=1) maal de maximale soortspecifieke kwetsbaarheidsindex (=16; zie bijv. tabellen 4.1-4.4));
4. De soortspecifieke kaarten worden vervolgens gecombineerd tot een cumulatieve kwetsbaarheidskaart, die in combinatie met de ruimtelijke informatie over de betreffende energie-infrastructuur de gewenste kaartbeelden opleveren.

Voor vogels op zee is een vergelijkbare benadering gekozen, maar voor vleermuizen en zeezoogdieren is een andere benadering gekozen, mede omdat verspreidingsinformatie beperkt was voor deze soortgroepen. Daar wordt hieronder verder op ingegaan. Met de bestaande informatie konden we geen vergelijkbare kaartbeelden voor vissen ontwikkelen.



Figuur 11.1 Schematische weergave van de kwetsbaarheidsscore per soort en voor alle soorten samen; die wordt op kaart geconfronteerd met de verspreiding van energie-infrastructuur.

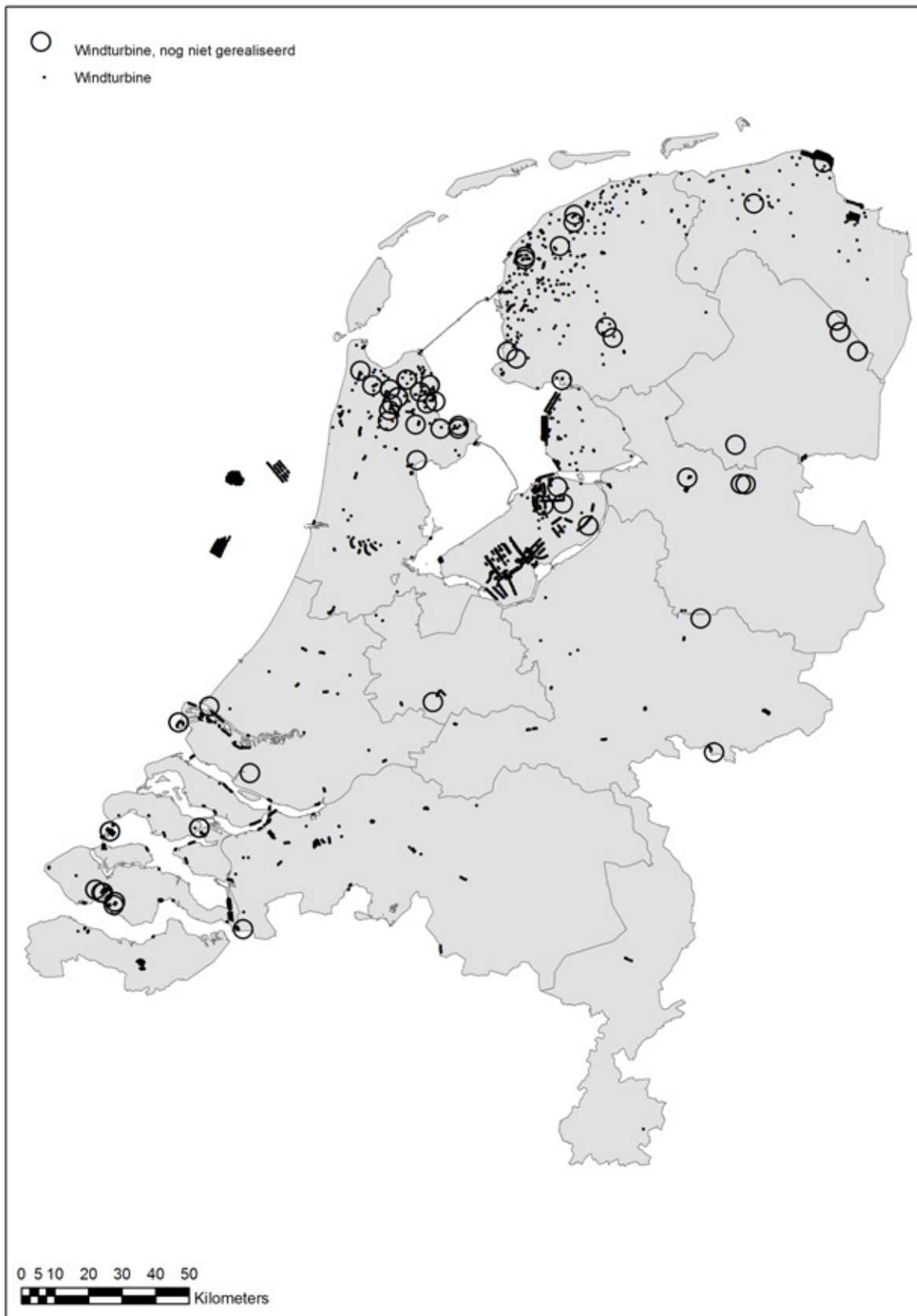
11.2 Kaarten energie-infrastructuur

11.2.1 Windturbines

Door het bureau Bosch en van Rijn is in opdracht van de overheid een database opgebouwd met alle locaties en gedetailleerde informatie van alle opgestelde windturbines in Nederland. Dit bestand is te raadplegen via de site van Bosch en van Rijn.⁹ Op 7 september 2017 is dit bestand, bijgewerkt tot 3 juli 2017, door Bosch en van Rijn beschikbaar gesteld voor dit onderzoek. Omdat het geen volledig beeld geeft van het in het kader van het energieakkoord in 2023 te realiseren aantal windturbines (figuur 11.2), is het bestand aangevuld met de nog te realiseren windturbines volgens het bestand van RVO¹⁰. De aangevulde projecten zijn met een ander symbool aangeduid, omdat de exacte locaties van de turbines nog niet bekend zijn. RVO heeft hiervoor adresgegevens gebruikt. Het gaat om nog 986,3 MW aan op te stellen vermogen op het land, hoewel waarschijnlijk niet al deze projecten gerealiseerd zullen worden.

⁹ windstats.nl

¹⁰ www.rvo.nl\sde+ peildatum 3 juli 2017

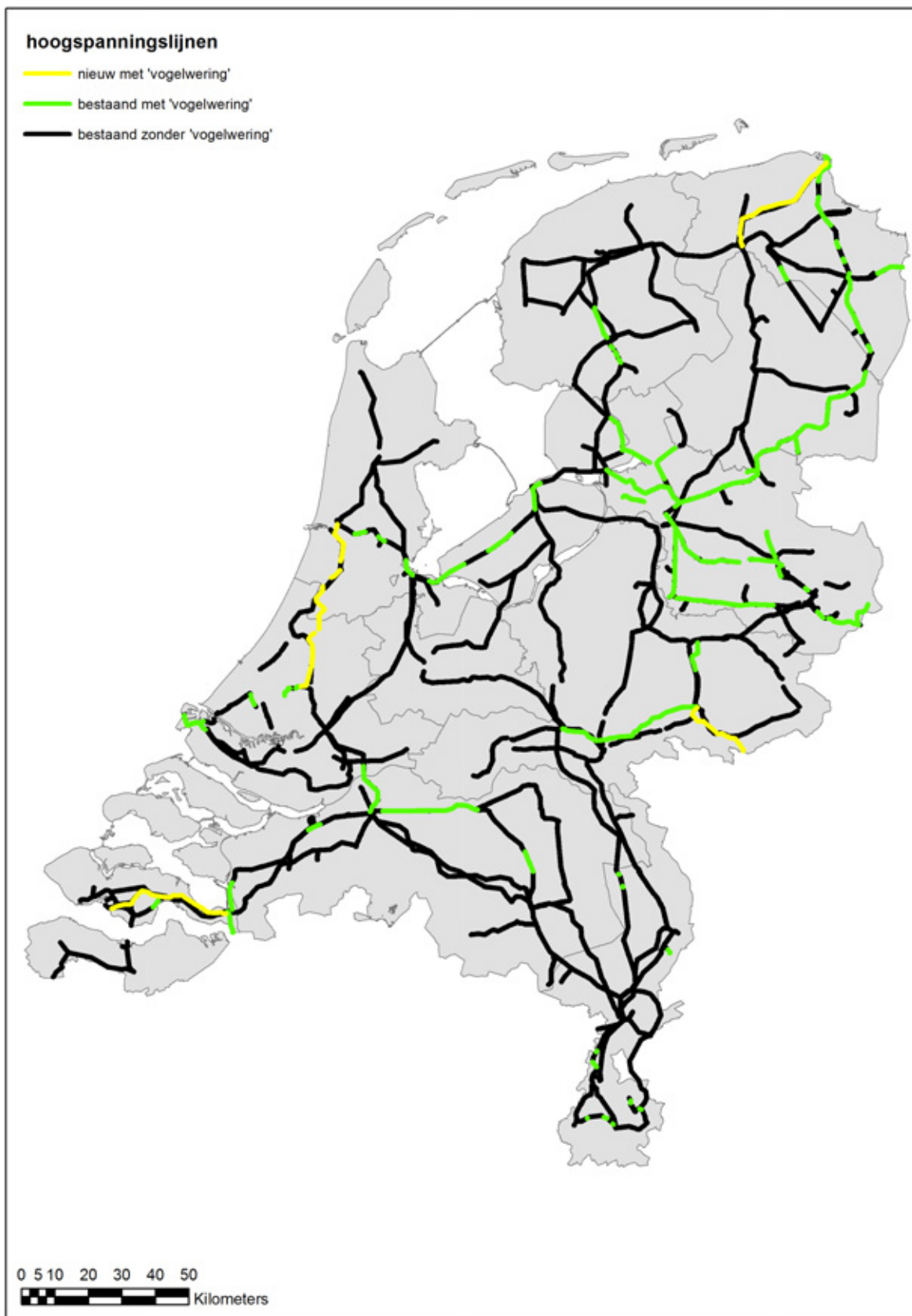


Figuur 11.2 Kaart van de in Nederland geplaatste windturbines tot en met medio 2017 en parken waarvoor t/m medio 2017 SDE+ subsidie is toegekend, maar die nog niet zijn gerealiseerd. Eind 2017 is er voor nog 1.179 MW subsidie voor windenergie op land aangevraagd (niet in deze figuur)¹¹.

¹¹ Bron: <https://www.rijksoverheid.nl/ministeries/ministerie-van-economische-zaken-en-klimaat/documenten/kamerstukken/2017/11/10/kamerbrief-over-verloop-najaarsopenstelling-sde-2017>

11.2.2 Hoogspanningslijnen

Door Tennet zijn gegevens aangeleverd met alle bestaande hoogspanningslijnen en vier nieuwe, deels nog te realiseren 380Kv tracés (figuur 11.3).



Figuur 11.3 Kaart hoogspanningslijnen die al aanwezig zijn of die naar verwachting in 2025 gerealiseerd zullen zijn. Bij bestaande lijnen is aangegeven of maatregelen zijn genomen om vogelaanvaringen te voorkomen ('vogelwering'). Aangenomen is dat deze bij nieuwe lijnen de standaard zullen zijn.

11.2.3 Zonnepaneelvelden

Er zijn op dit moment nog geen betrouwbare kaarten van de locaties van zonnepaneelvelden beschikbaar. De Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO.nl) ondersteunt initiatiefnemers met een publicatie (Grondgebonden zonneparken, RVO, 2016) bij het verwerven van inzicht in afwegingskaders voor locatiekeuze en ruimtelijke inpassing. Inmiddels zijn er in 2016 en 2017 een groot aantal subsidieaanvragen binnengekomen in het kader van de SDE+-regeling. De echte planlocaties zijn niet bekend bij RVO en daarom wordt hier een kaart gepresenteerd op basis van de adresgegevens (figuur 11.4). Deze kaart gebruiken we om de verspreiding over Nederland te illustreren van initiatieven groter dan één MW, dus van minimaal ongeveer één hectare.



Figuur 11.4 Kaart met zonnepaneelvelden waarvoor SDE+ subsidie is toegekend, waarvan hoogstens slechts tien stuks al gerealiseerd zijn en waarvan de exacte locatie niet bekend is. De locatie op basis van de adresgegevens is weergegeven, niet de precieze planlocatie.

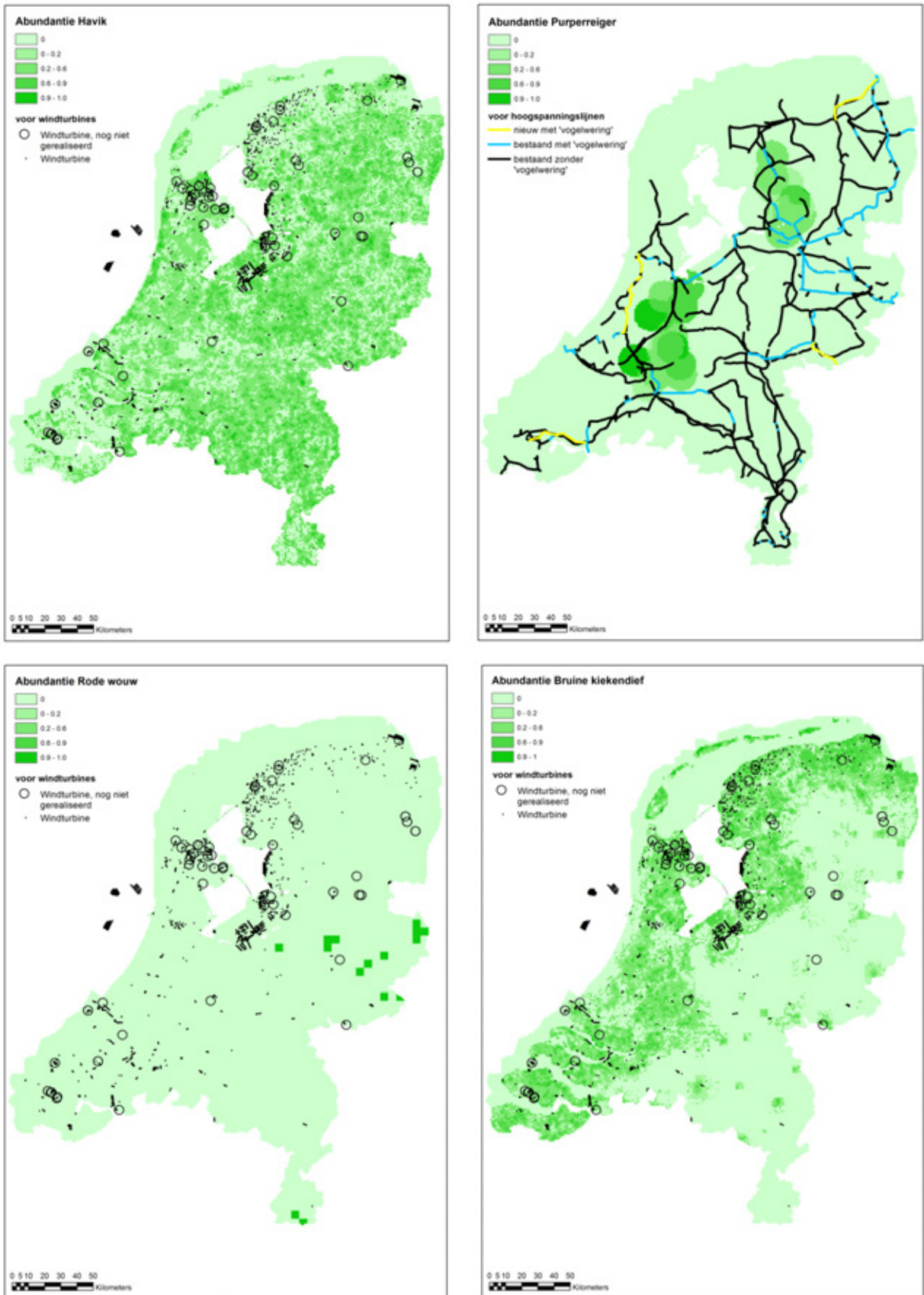
11.3 Verspreidingskaarten van de kwetsbaarste soorten

Voor de soortgroepen zijn verschillende methodes gehanteerd om de verspreiding van kwetsbare soorten te beschrijven. De belangrijkste reden hiervoor is dat eigenlijk alleen van de vogels op land goede betrouwbare verspreidingskaarten bestaan van de broedperiode en van het winterhalfjaar. Hieronder wordt voor iedere soortgroep besproken welke benadering is gebruikt.

11.3.1 Broedvogels

Bij de broedvogelsoorten is een selectie gemaakt van de kwetsbaarste soorten op basis van cumulatieve kwetsbaarheidsindex voor respectievelijk hoogspanningslijnen of windturbines (Bijlage 3a). Op basis van de vogelinventarisatiegegevens voor de nieuwe Sovon-vogelatlas over de jaren 2013-2016 is vervolgens de dichtheid geschat van die kwetsbaarste soorten per km-hok of per atlasblok (5x5 km). Deze kaarten zijn gemaakt met behulp van beschikbare inventarisatiegegevens en ruimtelijke statistieken, die het mogelijk maken om de kans op voorkomen te bepalen met behulp van geavanceerde regressiemodellen. Met deze modellen en bekende relaties tussen soortvoorkomen en omgevingsvariabelen wordt vervolgens de verwachte dichtheid (of de kans op aanwezigheid) in de niet-onderzochte gebieden berekend. Die dichtheden zijn vervolgens per soort geschaald naar een getal tussen 0 en 1 voor een relatieve dichtheidskaart (zie voor voorbeelden Figuren 11.5a-d). Voor schaarse soorten is het vaak niet mogelijk om tot een dichtheid per km-blok te komen; de relatieve abundantie (getransformeerde dichtheid) van het atlasblok is in dat geval toegekend aan alle 25 km-hokken waaruit het atlasblok bestaat.

In totaal is er voor 192 broedvogelsoorten een kwetsbaarheidsindex voor hoogspanningslijnen berekend; 90% van de som van die score betrof 33 soorten en voor 32 van die soorten was een verspreidingskaart voorhanden (Bijlage 3a). Voor 206 broedvogelsoorten is een kwetsbaarheidsindex voor windturbines berekend; 23 soorten hadden een cumulatieve kwetsbaarheidsindex van 90% en voor die soorten waren verspreidingskaarten beschikbaar, zodat de kwetsbaarheidsscore per soort in kaart kon worden gebracht.



Figuur 11.5a-d Voorbeelden van geschaalde dichtheidskaarten van vier broedvogelsoorten die kwetsbaar zijn voor windenergie: havik, rode wouw en bruine kiekendief; voor hoogspanningslijnen: purperreiger.

Kwetsbare broedvogels voor verstoring effect van zonneparken, hoogspanningslijnen en windturbines

Naast de kwetsbare soorten voor aanvaringen met hoogspanningslijnen en windturbines is een specifieke groep vogels, namelijk die van open landschappen, kwetsbaar voor de verstoring die ontstaat door de introductie van energie-infrastructuur (zie hoofdstuk 4). Wat betreft het verstoring effect van hoogopgaande elementen (windturbines en hoogspanningsmasten) gaat het vooral om weidevogels (b.v. figuur 11.6). Daarnaast kunnen zowel akker- als weidevogels in potentie gevoelig zijn voor habitatverlies door zonnepaneelvelden. Voor deze selecte groep soorten zijn de gebieden met de hoogste dichtheden in Nederland (de 'kernegebieden') in kaart gebracht, waarna die kerngebieden zijn gecombineerd met de energie-infrastructuur waarvan deze soorten een verstoring effect ondervinden. Hieronder wordt kort ingegaan op de totstandkoming van de kerngebiedenkaarten voor kwetsbare boerenlandvogels.

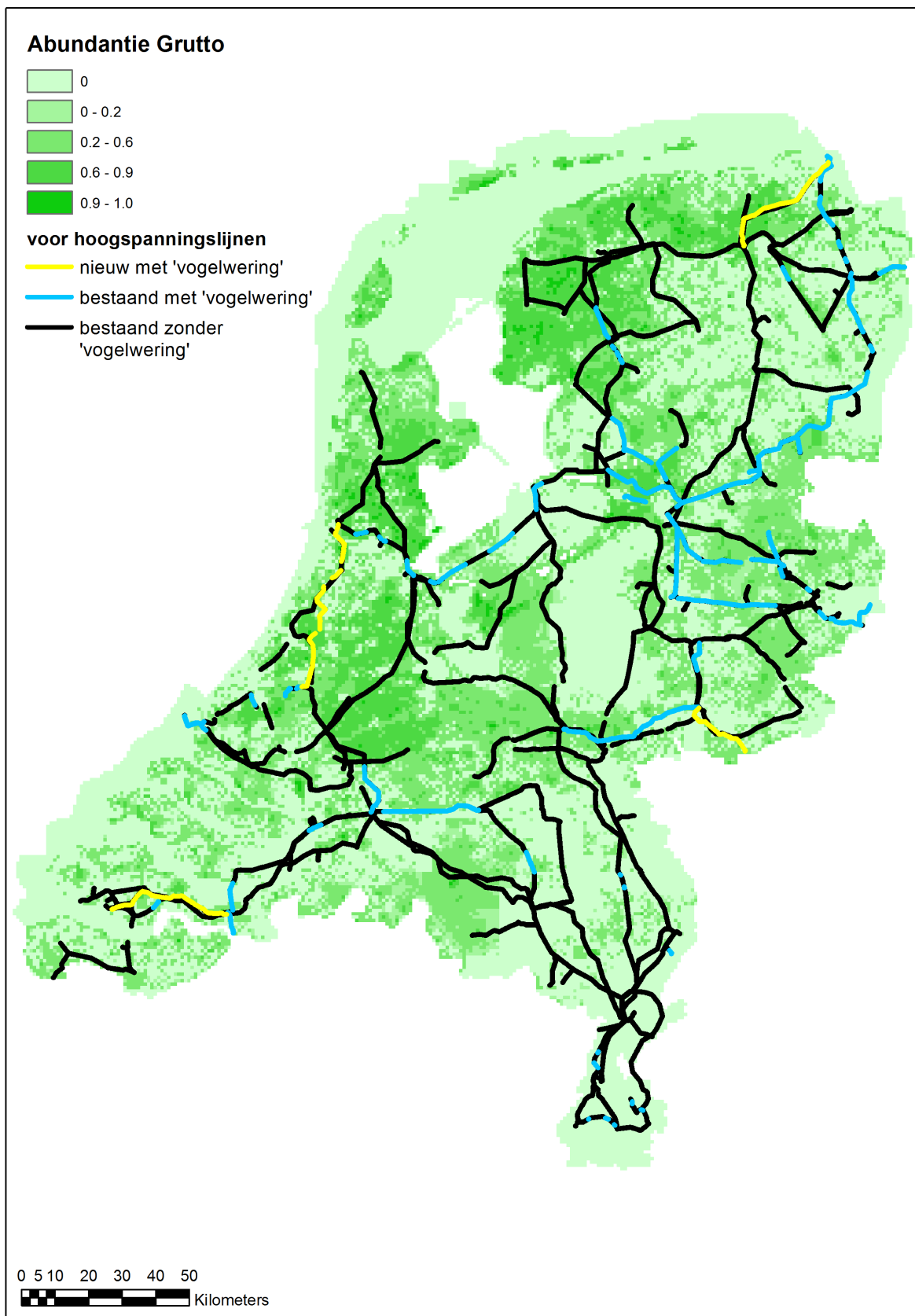
Kwantielkaarten leefgebied weidevogels

We hebben kwantielkaarten gebruikt om de kerngebieden voor verstoringgevoelige weide- en akkervogels te definiëren. Kwantielkaarten of q-kaarten, *quantile maps* in het Engels, zijn gebaseerd op kaarten met het verwachte aantal broedparen per 100x100 meter-cel (weidevogels), per 250x250 meter-cel (overige vogelsoorten). Deze kaarten zijn gemaakt met behulp van ruimtelijke statistieken en gebaseerd op gegevensbronnen van onderzochte gebieden met voor de verschillende soortengroepen verschillende ruimtelijke resoluties. In zijn algemeenheid wordt voor deze statistieken het bekende voorkomen met behulp van geavanceerde regressiemodellen gecombineerd met omgevingsvariabelen. Met deze modellen wordt vervolgens het verwachte aantal of de kans op voorkomen in de niet-onderzochte gebieden berekend. De kwantielmethode wordt vervolgens toegepast om uit deze modelresultaten de gebieden te selecteren met de hoogste dichtheden of de grootste kans op voorkomen.

De kwantielkaarten zijn erop gericht om het kleinst mogelijke gebied te selecteren waar een zo groot mogelijk deel van de populatie voorkomt. Hiervoor worden de waarden per cel gesorteerd van hoog naar laag. Om nu bijvoorbeeld het 10%-kwantiel te berekenen, worden de waarden van de cellen met de hoogste aantallen opgeteld totdat het totaal op 10% van de totale landelijke populatie komt. De gridcellen waarin samen die 10% van de landelijke populatie voorkomen, leveren samen de 10%-kwantielkaart, ofwel q10-kaart, op. De q15-kaart wordt bepaald door selectie van de eerste 15% met de hoogste aantallen etc. Het totale oppervlakte van de opeenvolgende q-kaarten wordt in relatieve zin steeds groter: de q50-kaart is veelal veel meer dan twee keer zo groot in omvang als de q25-kaart.

Uit de serie met q-kaarten die wordt gemaakt voor elke soort moet worden gekozen welke q-waarde wordt gebruikt om samen te voegen in de soortgroepkaarten. Een hoge q-waarde (zoals de q50) zorgt ervoor dat er een groot oppervlakte gebied wordt opgenomen. Een lage q-waarde (zoals q10) beslaat maar weinig oppervlakte, maar veel belangrijke gebieden voor een soort blijven dan verder buiten beschouwing. De keuze van q-waarde is dus een balans tussen een zo groot mogelijk aandeel van de populatie en een zo klein mogelijke oppervlakte. Om combinatiekaarten voor verschillende soorten te maken, zijn kaarten van de afzonderlijke soorten bij elkaar opgeteld: zo ontstaat een patroon met het aantal soorten per cel dat valt onder de gekozen kwantielwaarde. Analoog aan het in beeld brengen van de kerngebieden voor de afzonderlijke soorten, is vervolgens ook voor de combinatiekaarten een 35%-kwantielkaart gemaakt om de belangrijkste gebieden voor kritische en niet-kritische weidevogels soorten die meer of minder hoge eisen stellen aan hun habitat; (Beintema *et al.*, 1995) aan te duiden en een 25%-kwantielkaart voor de akkervogels.

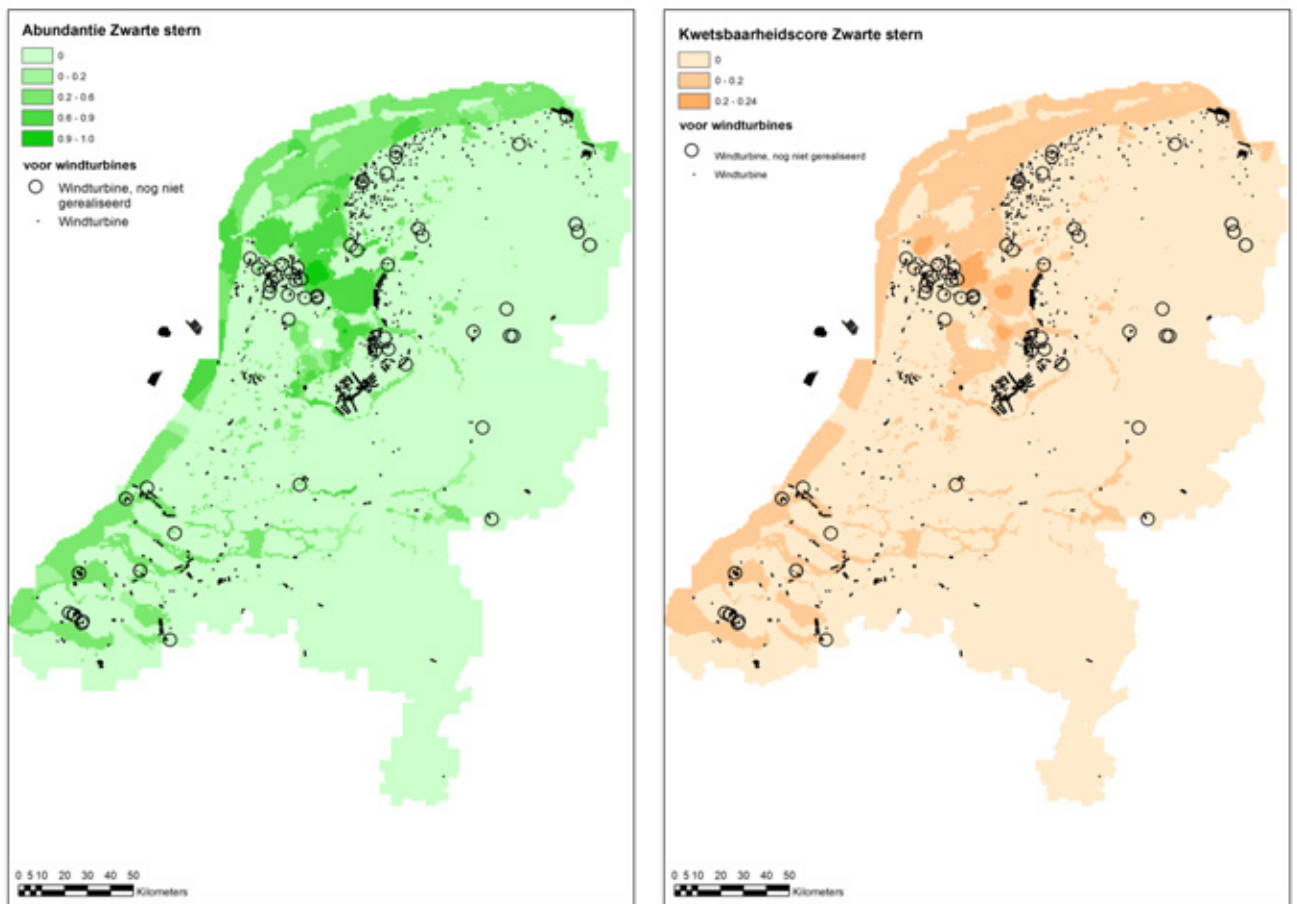
De kaart voor de weidevogelsoorten is gebaseerd op de verspreiding van vijf verstoringgevoelige weidevogelsoorten: watersnip, grutto, slobeend, tureluur en zomertaling. Bij de kaart voor de minder gevoelige (of niet-kritische) weidevogelsoorten gaat het om elf weidevogelsoorten, te weten de bovenstaande soorten en gele kwikstaart, graspieper, Kievit, scholekster, veldleeuwerik en wulp. De akkervogelkaart is gebaseerd op de verspreiding van vijf soorten, te weten grauwe kiekendief, gele kwikstaart, graspieper, Kievit en kneu, die representatief worden gehouden voor de verspreiding van de meeste andere akkervogels en daarmee voor het aanwijzen van kerngebieden voor akkervogels in Nederland.



Figuur 11.6 Geschaalde dichtheidskaart grutto met een waarde van 1 voor de km-hokken met de hoogste dichtheid en 0 voor km-hokken zonder grutto's. Het hoogspanningsnetwerk is ook aangegeven.

11.3.2 Wintervogels

Ook voor de wintervogels is een selectie gemaakt van de kwetsbaarste soorten op basis van een cumulatieve kwetsbaarheidsindex voor respectievelijk hoogspanningslijnen of windturbines (Bijlage 3b). De abundantie is op dezelfde wijze bepaald als bij de broedvogels (Figuur 11a). In totaal is er voor 277 wintervogels een kwetsbaarheidsindex voor hoogspanningslijnen berekend; 90% van de som van die score betreft 90 'kwetsbaarste' soorten en van 48 van die soorten zijn verspreidingsdata gebruikt, waarbij de mariene soorten hier buiten beschouwing zijn gelaten omdat op zee geen bovengrondse hoogspanningslijnen voorkomen. In totaal is er voor 269 wintervogelsoorten een kwetsbaarheidsindex voor windturbines berekend; van de 29 kwetsbaarste soorten die 90% van cumulatieve kwetsbaarheidsindex uitmaakten zijn verspreidingskaarten voorhanden (Bijlage 3b). Op basis van de abundantiegegevens is voor iedere soort een kaart met kwetsbaarheidsscores geproduceerd (Figuur 11.7 a & b).



Figuur 11.7a, b Ruimtelijke verdeling van de dichtheid en kwetsbaarheidsscore van de zwarte stern. Elke soort krijgt voor de optelling ten behoeve van de cumulatieve kwetsbaarheidskaarten een 'gewicht' mee; de rechterfiguur laat de ruimtelijke verdeling van de kwetsbaarheidsscore over het land zien: het resultaat van de vermenigvuldiging van de relatieve abundantie van de zwarte stern met de kwetsbaarheidsindex voor deze soort.

11.3.3 Vogels op zee

Er zijn 24 vogelsoorten die samen 90% van de cumulatieve kwetsbaarheidsindex voor trek- en wintergasten vormen. Van deze soorten bestaan afzonderlijke kaarten voor verspreiding (abundantie) voor het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Dergelijke verspreidingskaarten zijn echter niet voor alle vogelsoorten beschikbaar; voor 16 van de 24 geselecteerde vogelsoorten zijn er voldoende ruimtelijke verspreidingsgegevens, voor 8 soorten niet (Bijlage 4). Er is echter al een geïntegreerde zeevogelkwetsbaarheidskaart voor windenergie-infrastructuur (Leopold *et al.*, 2014) en deze kaart wordt hier om deze reden gebruikt om de relatieve kwetsbaarheid van de kwetsbaarste soorten weer te geven.

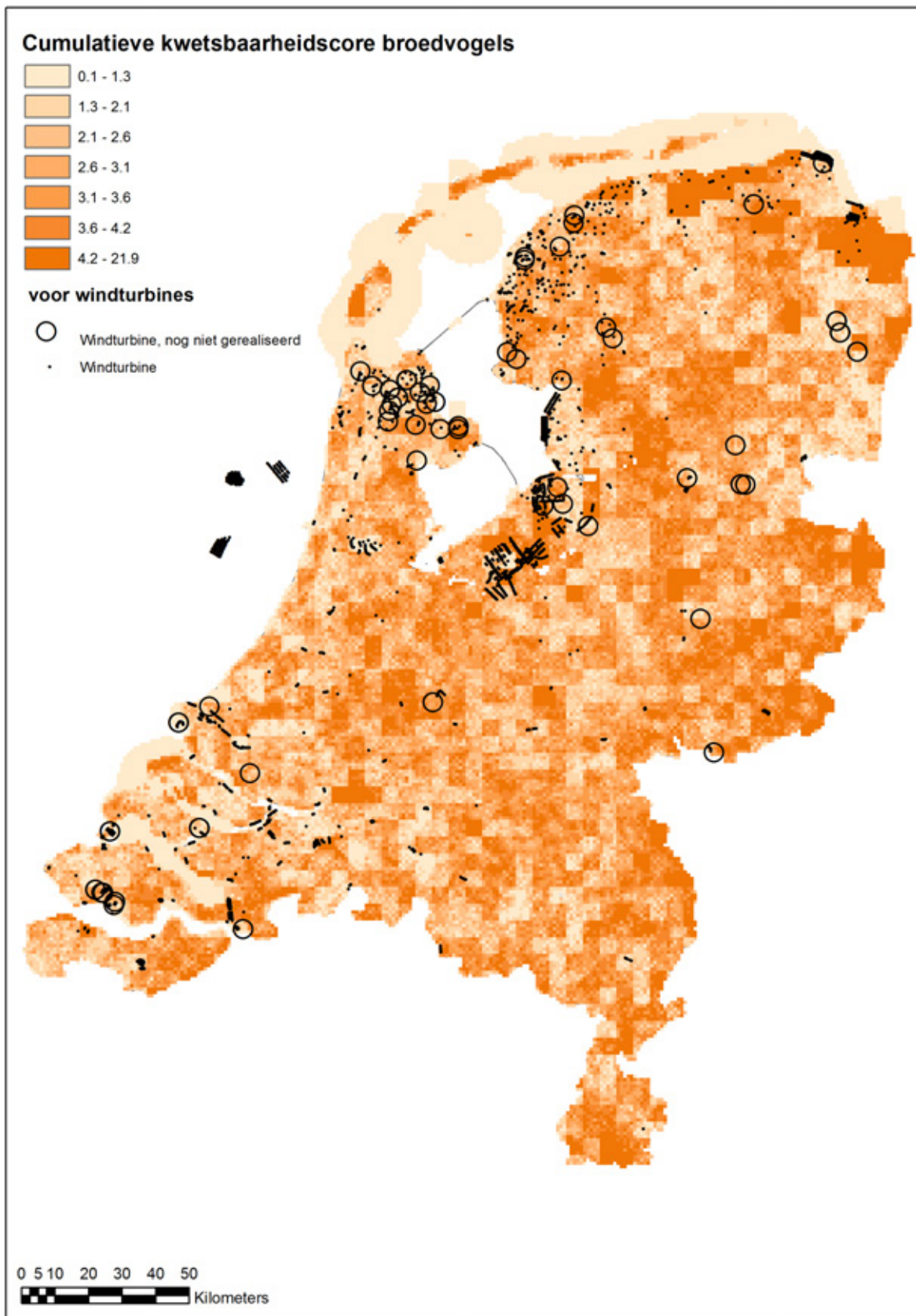
11.3.4 Vleermuizen zomer en winter

In totaal zijn er 17 vleermuissoorten die min of meer regelmatig voorkomen in Nederland. Een belangrijk verschil met vogels is dat er geen landsdekkende informatie beschikbaar is over de abundantie. Er zijn verspreidingsgegevens uit de periode voor 1994, 1994-2007 en 2008-2017 en van het voorjaar, de nazomer en de winter. De verspreidingskaarten van deze soorten zijn niet volledig, omdat in veel km-hokken geen waarnemingen zijn gedaan. Welke de km-hokken zonder veldonderzoek zijn, is niet bekend, zodat geen correctie kan worden toegepast. Daarom is ervoor gekozen om per seizoen, over alle periodes, het voorkomen van de zes kwetsbaarste vleermuissoorten op te tellen en om de bekende concentraties van deze kwetsbaarste soorten te combineren met de verspreiding van windturbines.

11.4 Overlap kwetsbare soorten en energie-infrastructuur

11.4.1 Broedvogels en windturbines

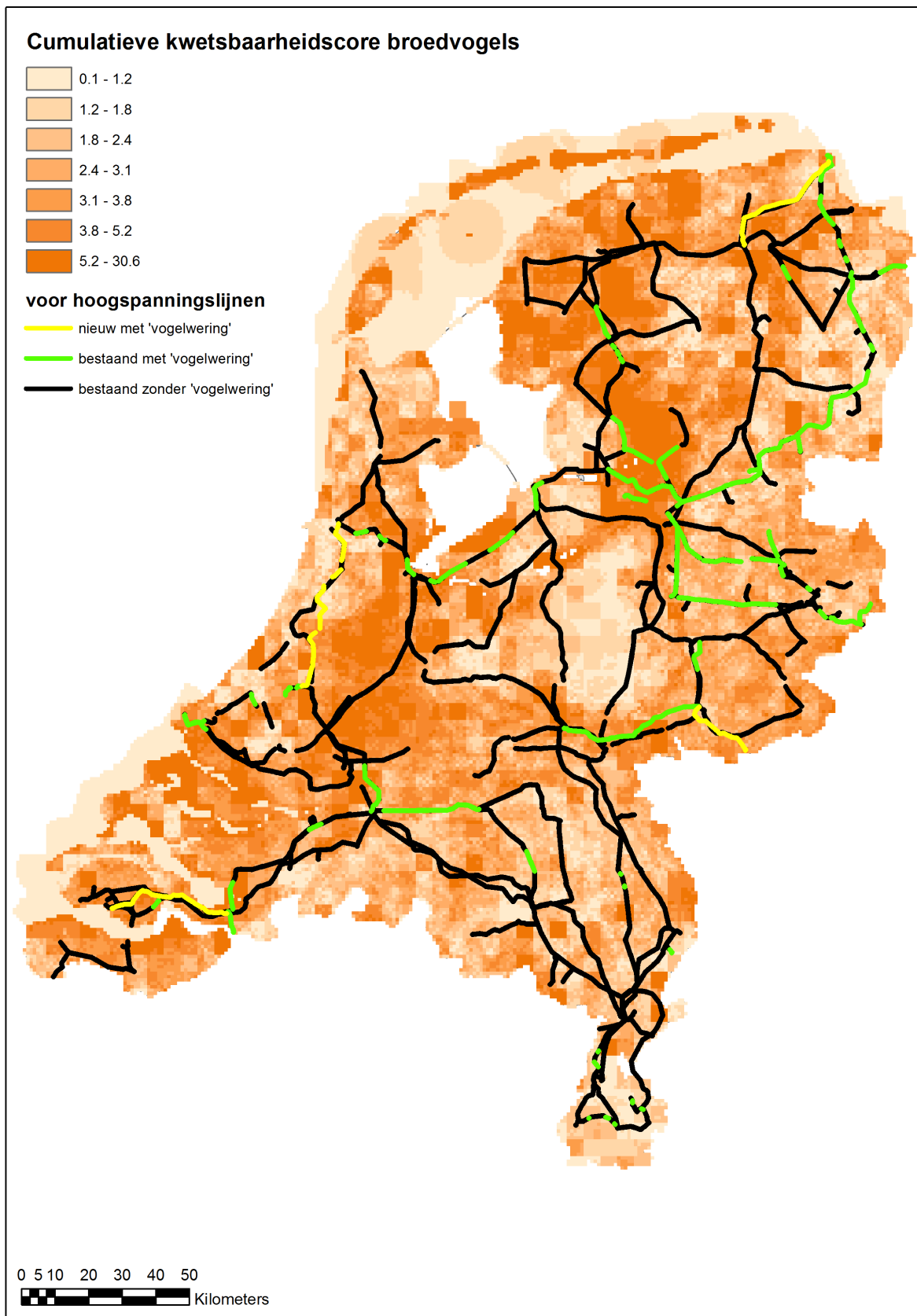
In de cumulatieve kwetsbaarheidskaart van broedvogels vallen locaties in Noordoost-Nederland op door hun hoge kwetsbaarheidsscore (figuur 11.8). In deze omgeving moet dus extra zorgvuldig worden afgewogen of en waar windturbines kunnen worden opgesteld. Wat ook opvalt, is dat concentraties met kwetsbare soorten verspreid over Nederland voorkomen.



Figuur 11.8 Cumulatieve kwetsbaarheidsscore van broedvogels gevoelig voor windturbines en de overlap met de medio 2017 geplaatste windturbines en nog te plaatsen windparken. De indeling van de cumulatieve kwetsbaarheidsscore is in quantiles met de km-hokken gelijkmatig verdeeld over 7 klassen.

11.4.2 Broedvogels en hoogspanningslijnen

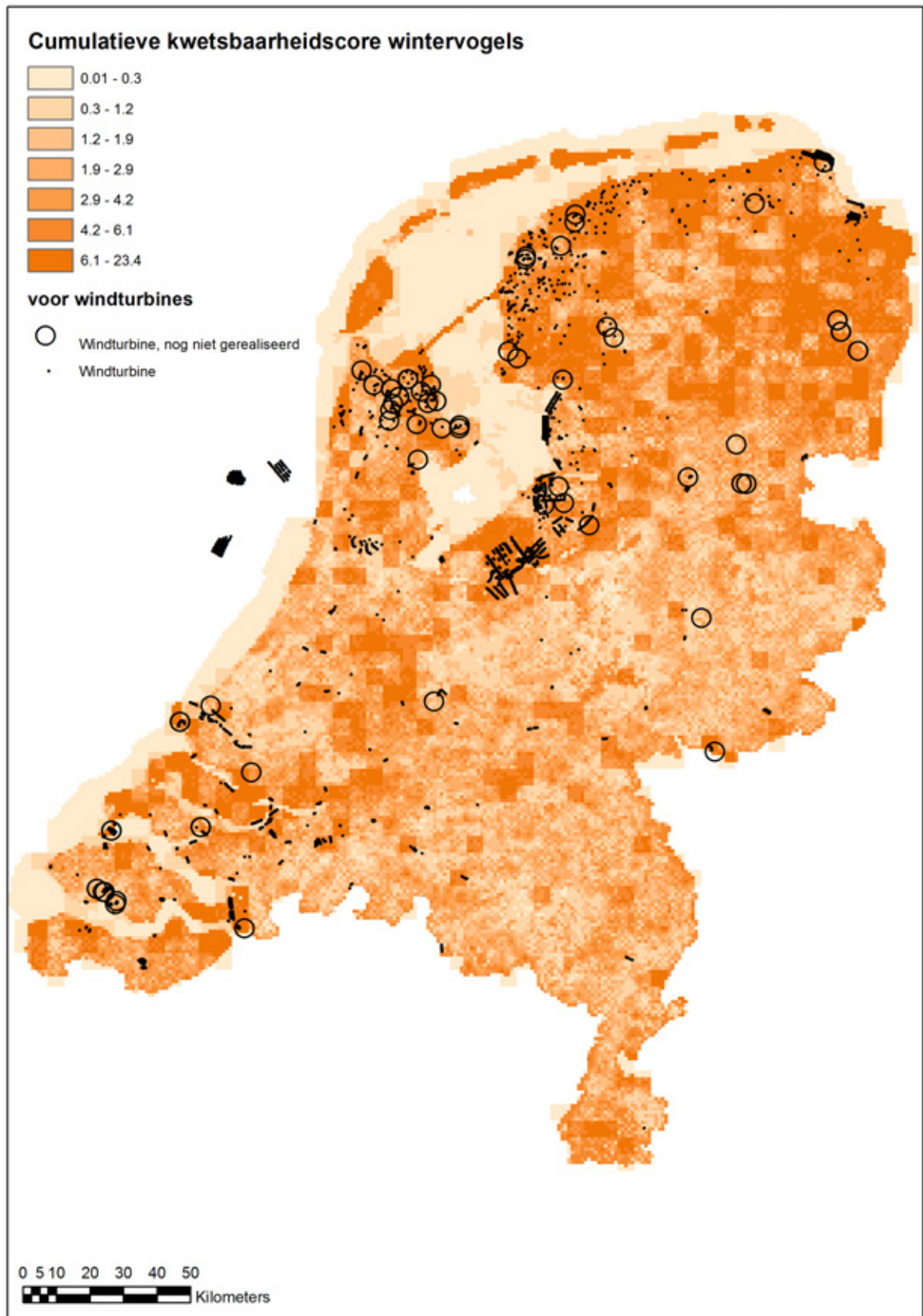
De locaties met de hoogste cumulatieve kwetsbaarheidsscore van broedvogels voor hoogspanningslijnen betreffen o.a. de omgeving van Groningen-stad, de kop van Overijssel, de Rijnstrangen, de Biesbosch, de westelijke rand van het Groene Hart en de Markiezaat (figuur 11.9). Op zeker de helft van deze plekken zijn geen of weinig maatregelen genomen om vogelaanvaringen te voorkomen. Daarnaast varieert de effectiviteit van werende middelen dusdanig (zie hoofdstuk 10) dat ook op plekken waar nu wel vogelwering is aangebracht, substantiële aantallen vogels kunnen sterven door aanvaringen. Het is onbekend om hoeveel aanvaringen van kwetsbare soorten het gaat op jaarbasis, omdat er geen monitoringsdata beschikbaar zijn.



Figuur 11.9 De cumulatieve kwetsbaarheidsscore van broedvogels gevoelig voor aanvaringen met hoogspanningslijnen en de bestaande en tot 2025 nog aan te leggen tracés van hoogspanningslijnen met en zonder maatregelen om aanvaringen met vogels ('vogelwering') te voorkomen. De indeling van de cumulatieve kwetsbaarheidsscore is in quantiles met de km-hokken gelijkmatig verdeeld over 7 klassen.

11.4.3 Wintervogels en windturbines

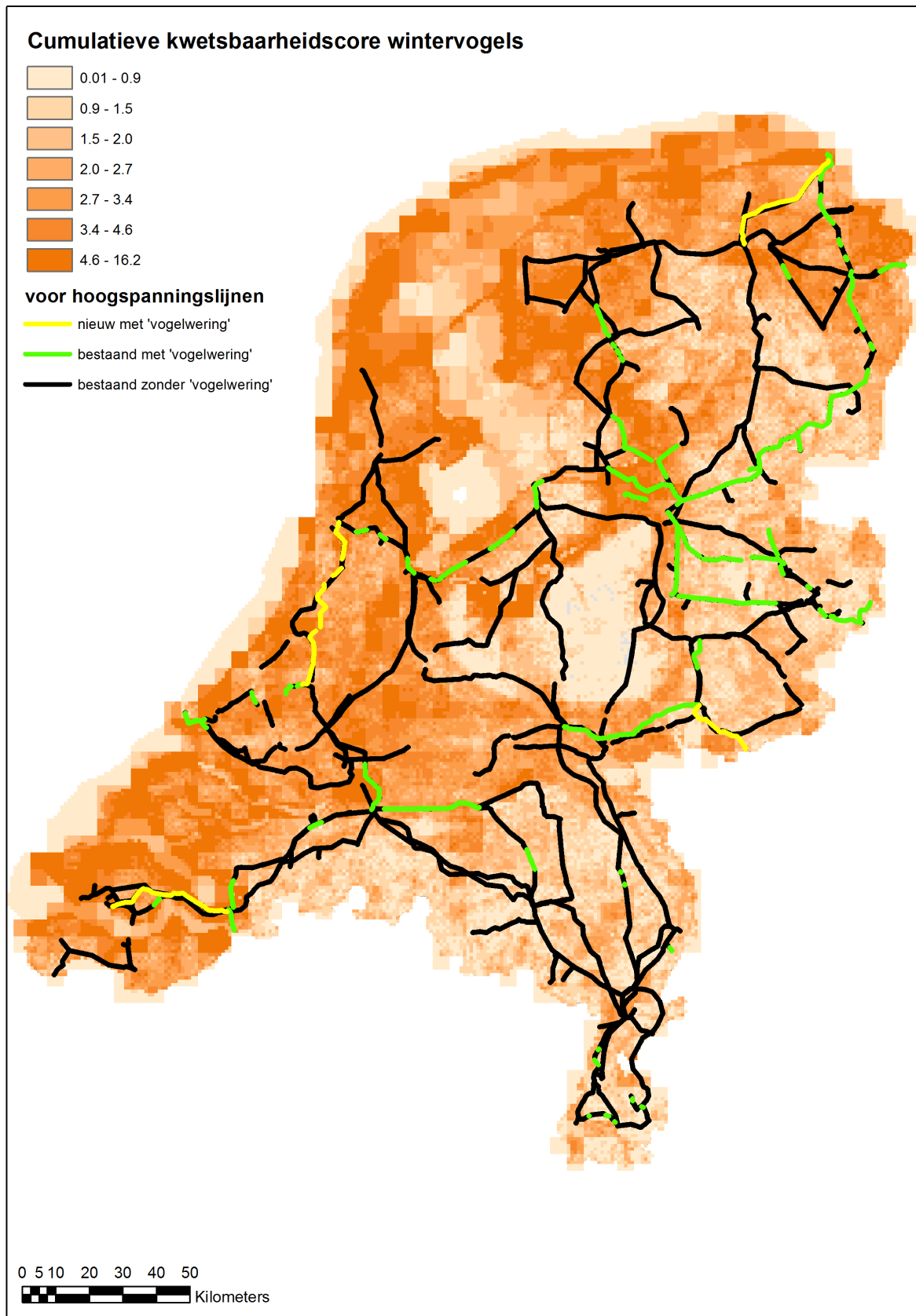
Bij de cumulatieve kwetsbaarheidsscore van wintervogels gevoelig voor windturbines valt op dat met name het kustgebied van Noord-Nederland en de locaties Delta, bijvoorbeeld het Verdrongen land van Saeftinghe, hoog scoren (figuur 11.10). Dit komt o.a. door de concentraties van gevoelige roofvogels, steltlopers en andere watervogels die zich daar bevinden. Verder valt op dat grote delen van Noord-Nederland een vrij hoge kwetsbaarheidsscore kennen door de aanwezigheid van concentraties kwetsbare soorten van open land. In die gebieden bestaat regelmatig overlap met bestaande en geplande windparken.



Figuur 11.10 Cumulatieve kwetsbaarheidsscore voor wintervogels kwetsbaar voor aanvaringen met windturbines en de overlap met de medio 2017 geplaatste windturbines en nog te plaatsen windparken. De indeling van de cumulatieve kwetsbaarheidsscore is in quantiles met de km-hokken gelijkmatig verdeeld over 7 klassen.

11.4.4 Wintervogels en hoogspanningslijnen

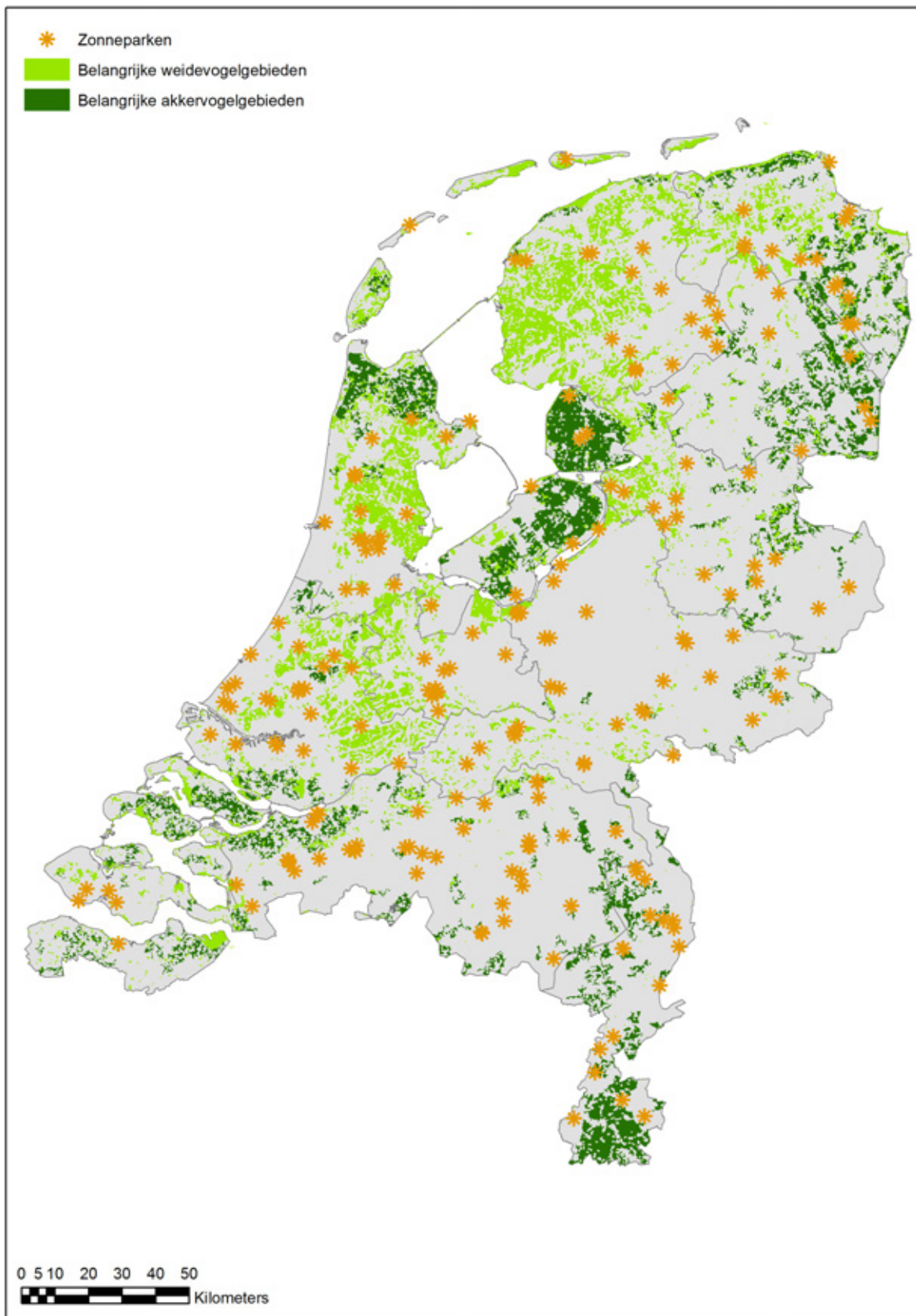
Een groot aantal mogelijke knelpunten tussen hoogspanningslijnen en wintervogels (figuur 11.11) is vergelijkbaar met die voor broedvogels. In het algemeen zijn de cumulatieve kwetsbaarheidsscores in laag-Nederland het hoogst, waardoor alle lijnen samen door Friesland, Holland, Utrecht, Zeeland en de Kop van Overijssel een relatief hoge sterfte zouden kunnen veroorzaken onder kwetsbare soorten. Een groot deel van deze lijnen is bovendien niet voorzien van maatregelen om aanvaringen te minimaliseren.



Figuur 11.11 De cumulatieve kwetsbaarheidsscore van wintervogels gevoelig voor hoogspanningslijnen en de bestaande en tot 2025 nog aan te leggen tracés van hoogspanningslijnen met en zonder maatregelen om aanvaringen met vogels ('vogelwering') te voorkomen. De indeling van de cumulatieve kwetsbaarheidsscore is in quantiles met de km-hokken gelijkmatig verdeeld over 7 klassen.

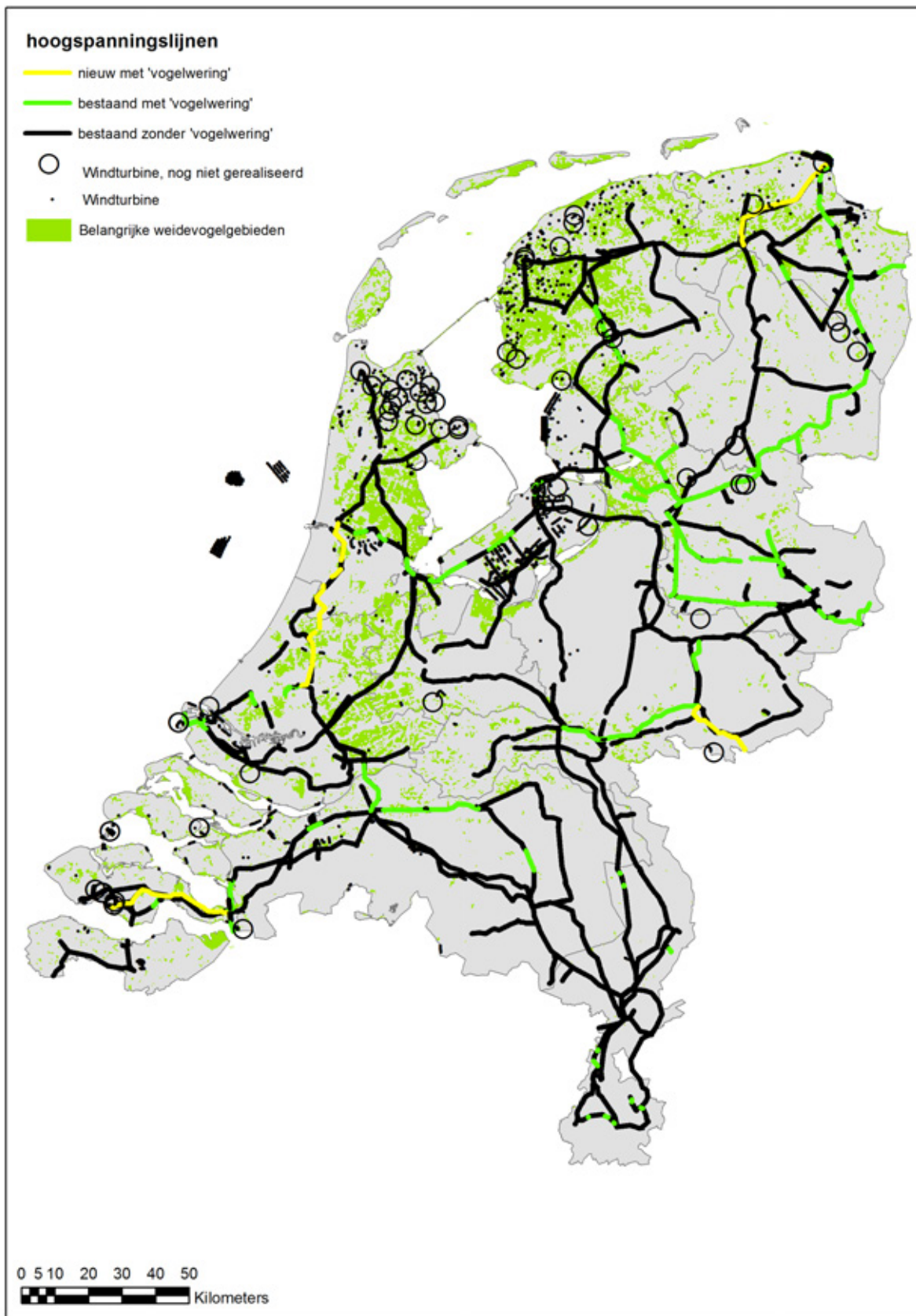
11.4.5 Weide- en akkervogels en verstoring door windturbines, hoogspanningslijnen en zonneparken

Figuur 11.12 laat de overlap zien van bestaande kerngebieden voor akker- en weidevogels met geplande zonneparken in de Noordoostpolder, Limburg en Noordoost Nederland. Tot op heden (najaar 2017) zijn nog maar een beperkt aantal zonnevelden gerealiseerd en daarvan is de positie niet terug te vinden in een centraal databestand. Hoewel de verstoring van de openheid van het landschap zal betekenen dat zonnepaneelvelden doorgaans een negatief effect zullen hebben op weidevogels, kunnen aan de realisatie van zonnevelden op akkers zowel kansen als bedreigingen voor akkervogels kleven (zie hoofdstuk 4). Wanneer de grond niet volledig wordt bedekt zijn er kansen voor bijvoorbeeld insecten, muizen en vogels, als ze tenminste extensiever worden beheerd dan gangbare akkers die doorgaans voor een optimale productie worden beheerd. Aan de andere kant kunnen zonnevelden een bedreiging zijn in extensief beheerde landbouwgrond, waar de akker- of weidevogeldichtheid nu al hoog is.



Figuur 11.12 Belangrijke weide- en akkervogelgebieden en de verspreiding van zonnepaneelvelden. De locatie van zonneparken op basis van de adresgegevens is weergegeven, niet de preciese planlocatie.

Anders dan de meeste akkervogels zijn de weidevogels ook gevoelig voor habitatverlies door vermijding van de nabijheid van windturbines en hoogspanningslijnen. De overlap van bestaande windparken en hoogspanningslijnen met kerngebieden voor weidevogels lijkt aanzienlijk in sommige gebieden (figuur 11.13). Op de schaal van deze kaart is niet duidelijk zichtbaar wat het versturende effect is geweest van de energie-infrastructuur op de huidige verspreiding van weidevogels; daarvoor is de verstoringafstand (zie 4.5.5) te gering. Toch is aannemelijk – op basis van de bekende verstoringafstanden – dat waar dergelijke energie-infrastructuur nu kerngebieden voor weidevogels doorsnijden, er verlies van habitatkwaliteit is opgetreden.

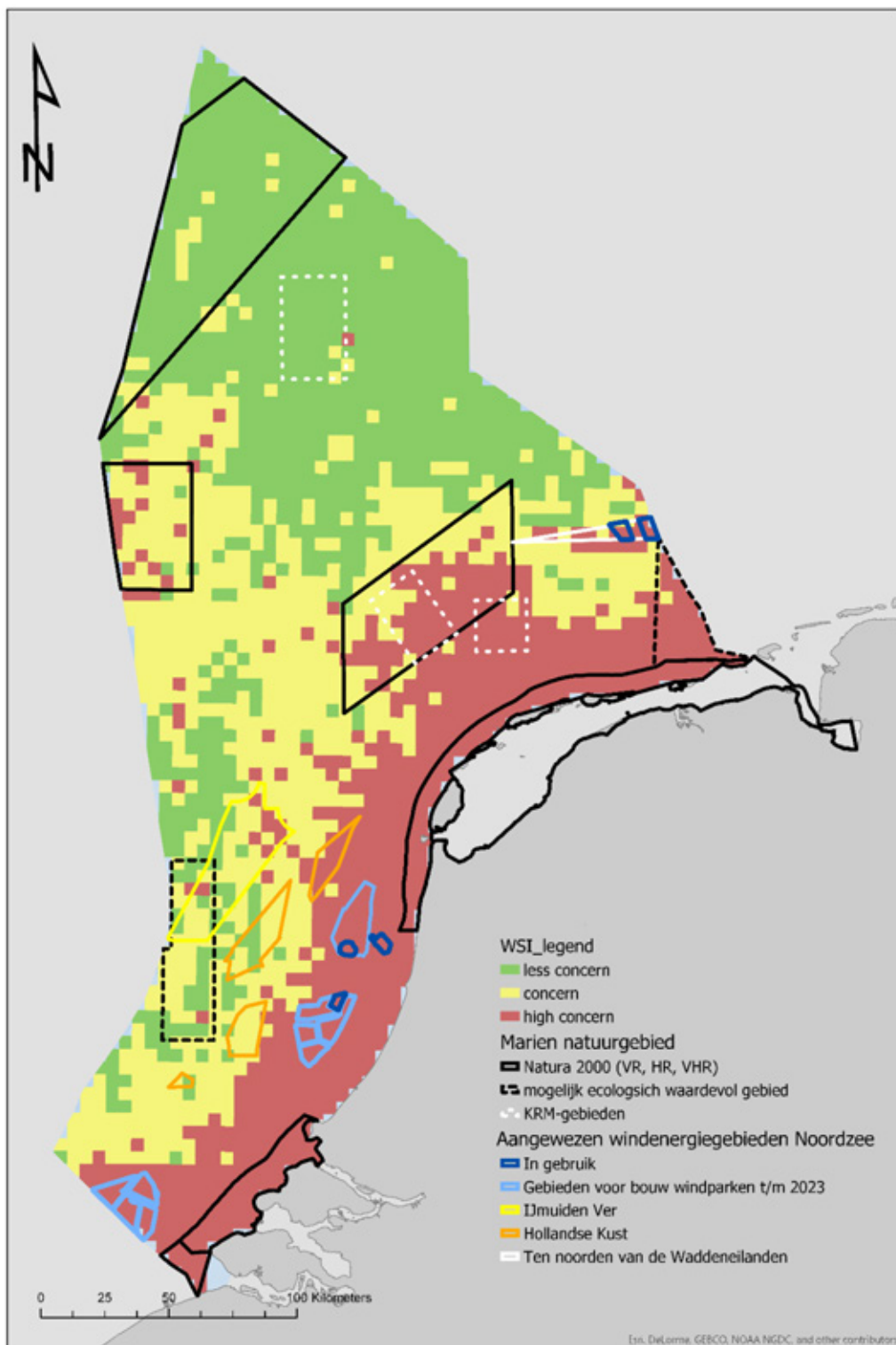


Figuur 11.13 Belangrijke weidevogelgebieden en de locatie van (bestaande en geplande) windturbines en hoogspanningslijnen.

11.4.6 Zeevogels en windturbines

Sommige van de bestaande en geplande windparken op het Nederlands Continentaal Plat overlappen met de hoogste categorie voor zeevogelkwetsbaarheid (figuur 11.14). Met populatiemodellen wordt op dit moment onderzocht wat de impact is van de te verwachten effecten van windturbines op zee op zeevogels. Eerder is overwogen om vanaf 3 zeemijl van de kust (in plaats van 10 zeemijl) windparken te bouwen, maar daar is van afgezien¹². Toekomstige windparken in nieuwe windenergiegebieden zullen verder van de kust worden gebouwd dan de windparken die nu in voorbereiding zijn.

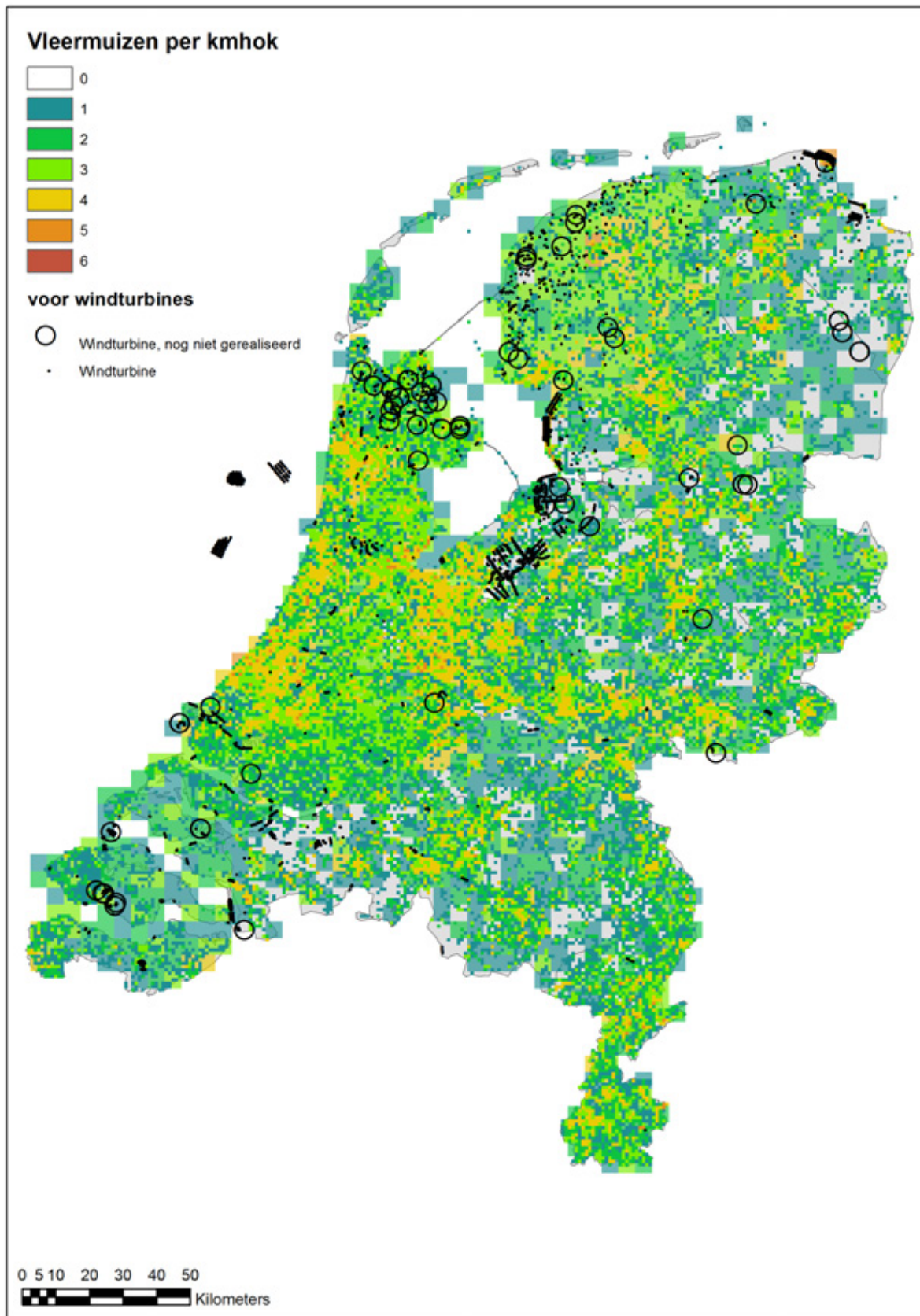
¹² <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33561-11-n1.html>



Figuur 11.14 Geïntegreerde zeevogelkwetsbaarheidskaart met een indicatie van de kwetsbaarheid van hoog risico ("high concern") tot lager risico ("less concern") met windparken voor het Nederlands Continentaal Plat. Zeevogelgevoeligheid is gesommeerd voor 27 zeevogelsoorten en geplot op een 5x5-km grid, gebruikmakend van dichtheid-gewogen soortspecifieke gevoeligheidschattingen voor aanvaring en vermijding op basis van de door Leopold et al. (2014) aangepaste Bradbury methode; (Bradbury et al., 2014). Met aanduiding van de ligging van drie typen natuurgebieden: Natura 2000, mogelijk ecologische waardevol gebied en KRM-gebieden. KRM-gebieden zijn gebieden die kandidaat zijn voor aanwijzing als beschermde gebieden onder de Kaderrichtlijn Marien.

11.4.7 Vleermuizen en windturbines

Uit het kaartbeeld van de verspreiding van vleermuizen geconfronteerd met bestaande en geplande windparken (figuur 11.15) is af te leiden dat in ieder geval vooral De Randstad, De Utrechtse Heuvelrug, de Zuidelijke Veluwe, grote delen van Friesland, Midden-Brabant en Zuid-Limburg vermeden zouden moeten worden bij de ruimtelijke planning van toekomstige windparken; ervan uitgaande dat de extra sterfte door aanvaringen de populaties van kwetsbare vleermuizen verder in gevaar brengt. Een probleem bij de interpretatie van het resultaat van overlap van de verspreiding van windturbines met kwetsbare vleermuizen is echter de onzekerheid over de verspreidingsdata van vleermuizen. Niet zeker is bijvoorbeeld dat in open agrarische gebieden, zoals in Oost Groningen, de Flevopolders en West-Brabant, daadwerkelijk minder vleermuizen zitten dan in bijvoorbeeld de Wieringermeer.

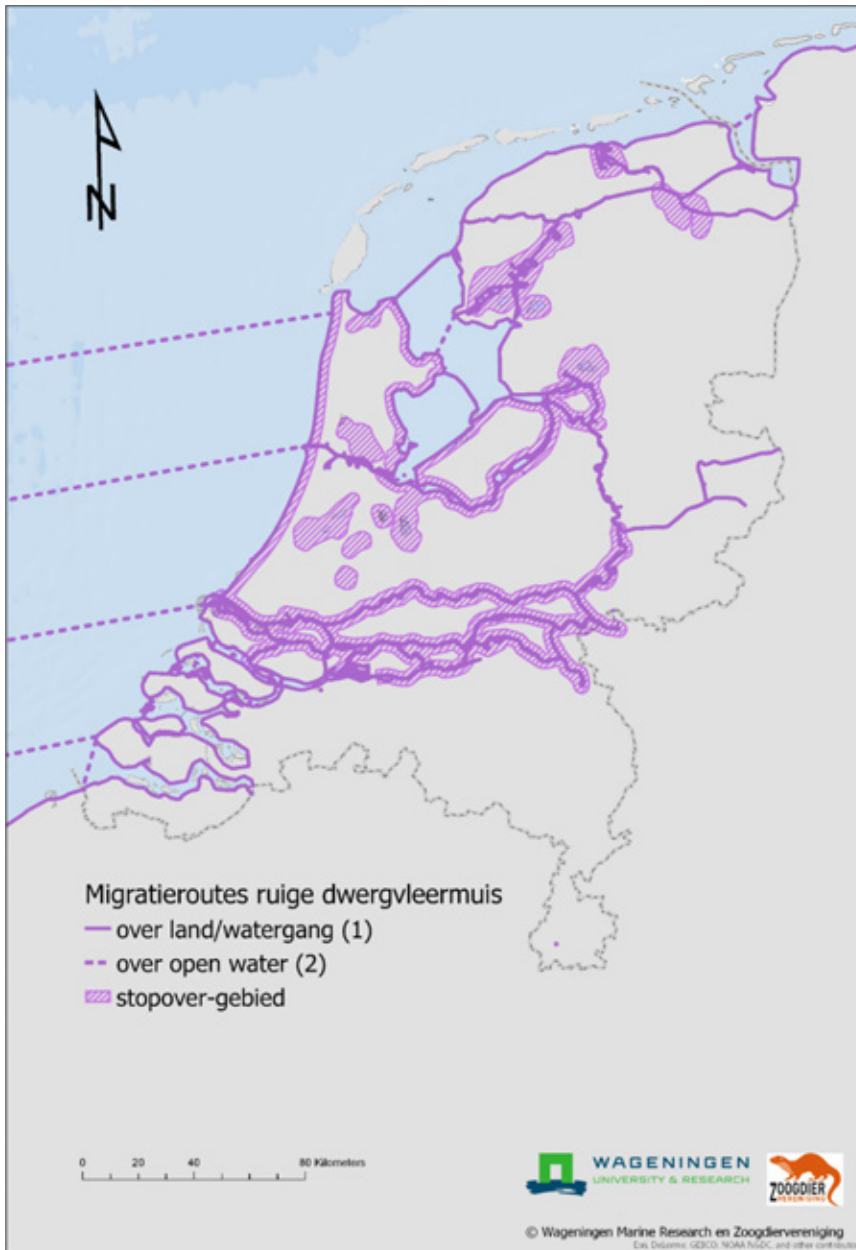


Figuur 11.15 Verspreidingskaart van zes vleermuizensoorten kwetsbaar voor aanvaringen met windturbines en de overlap met de medio 2017 bestaande windturbines en geplande windparken. Het aantal soorten per km-hok is weergegeven.

11.4.8 Vogel- en vleermuizentrek

De hier gebruikte kwetsbaarheidsanalyse was primair gericht op het in beeld brengen van de verspreiding van de kwetsbaarste broedvogels en wintergasten voor energie-infrastructuur. Hierbij is ook gelet op de verspreiding van kolonievogels en slaapplekken. De verspreiding van soorten die vooral in de trektijd (voorjaar en herfst) gebruikmaken van Nederland wordt om die reden niet of veel minder goed beschreven. Dit geldt bijvoorbeeld voor trek van zangvogels of voor de morinelplevier, die in de nazomer op akkers in de Flevopolders pleistert, of de regenwulp die in het voorjaar en de nazomer midden over Nederland trekt en daarbij specifieke gebieden aandoet. In Duitsland worden naast belangrijke broed- en pleisterplekken ook de belangrijke trekbanen en corridors naar pleisterplaatsen vrijgehouden van windturbines. Wat opvalt, is dat zij op voorhand Natura 2000-gebieden als no-goareas beschouwen voor windturbines. Vergelijkbare trekbanen en corridors zijn met de hier geproduceerde cumulatieve kwetsbaarheidskaarten waarschijnlijk niet voldoende in kaart gebracht, hoewel de kust en belangrijke watervogelgebieden zich in de wintervogelkaarten wel duidelijk aftekenen. Dit geldt niet voor de locaties met gestuwde trek, zoals over de Afsluitdijk, van soorten als vinken en lijsters. De windmolenrisicokaart van Vogelbescherming en Altenburg en Wymenga (Aarts en Bruinzeel, 2009) illustreert die locaties wel: het betreffen de kust, de oostkust van het IJsselmeer, de grote rivieren en Zuidoost-Nederland.

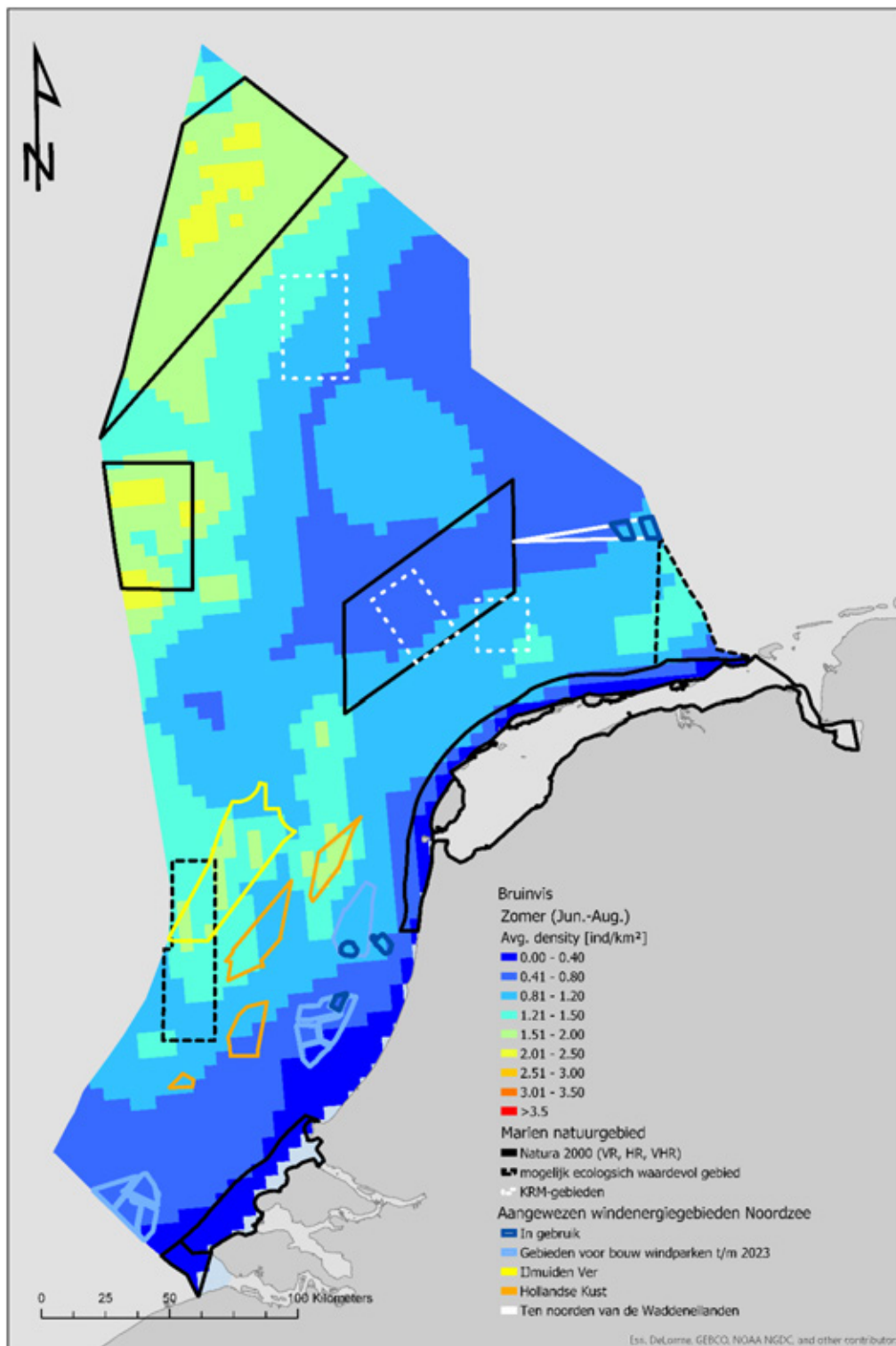
Net als voor vogels zijn trekbanen heel belangrijk voor vleermuizen. Hoe de migratieroutes over de Noordzee er precies uitzien en in welke mate ze gebruikt worden, wordt vanaf 2017 onderzocht. De migratieroutes over land en de pleisterplaatsen worden afgeleid uit de niet-landsdekkende waarnemingen in de loop der jaren (zie als voorbeeld figuur 11.16).



Figuur 11.16 Waarschijnlijke ligging van de belangrijkste migratieroutes en stopover-gebieden van de ruige dwergvleermuis in Nederland, inclusief de mogelijk aanwezige routes over open water, op basis van expert judgement. De kaart is wellicht onvolledig doordat bepaalde landschappen of specifieke locaties missen. Er is geen onderscheid gemaakt naar de activiteitsdichtheid van de ruige dwergvleermuizen.

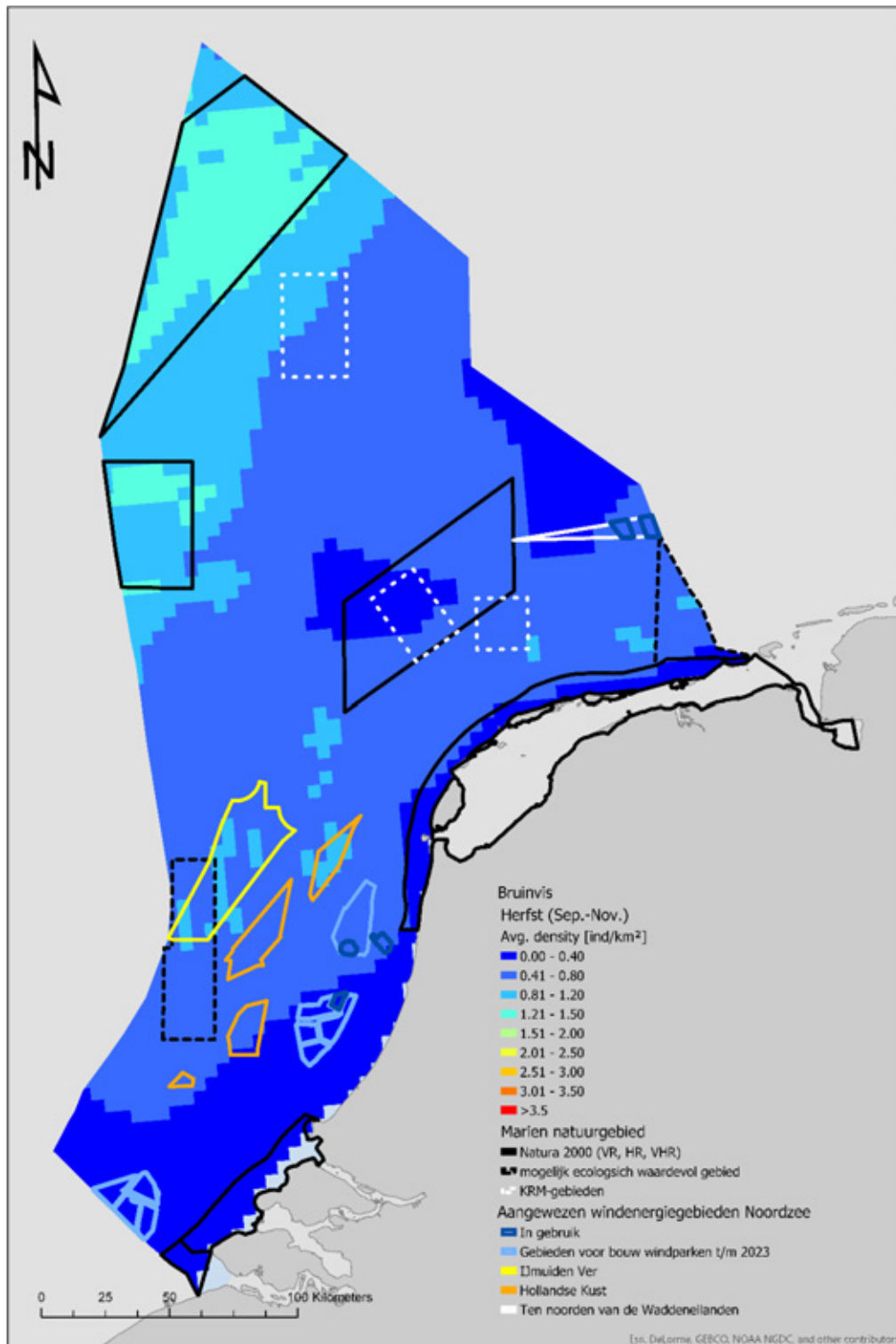
11.4.9 Zeezoogdieren en windturbines

De bestaande windparken liggen in de zomer grotendeels buiten de gebieden met de hoogste dichtheden van de bruinvis (figuur 11.17). Als de funderingen in de zomer zijn geheid, zullen de effecten dus meevallen. IJmuiden Ver en de Hollandse Kust liggen wel in gebieden met relatief hoge bruinvisdichtheden in de zomer.



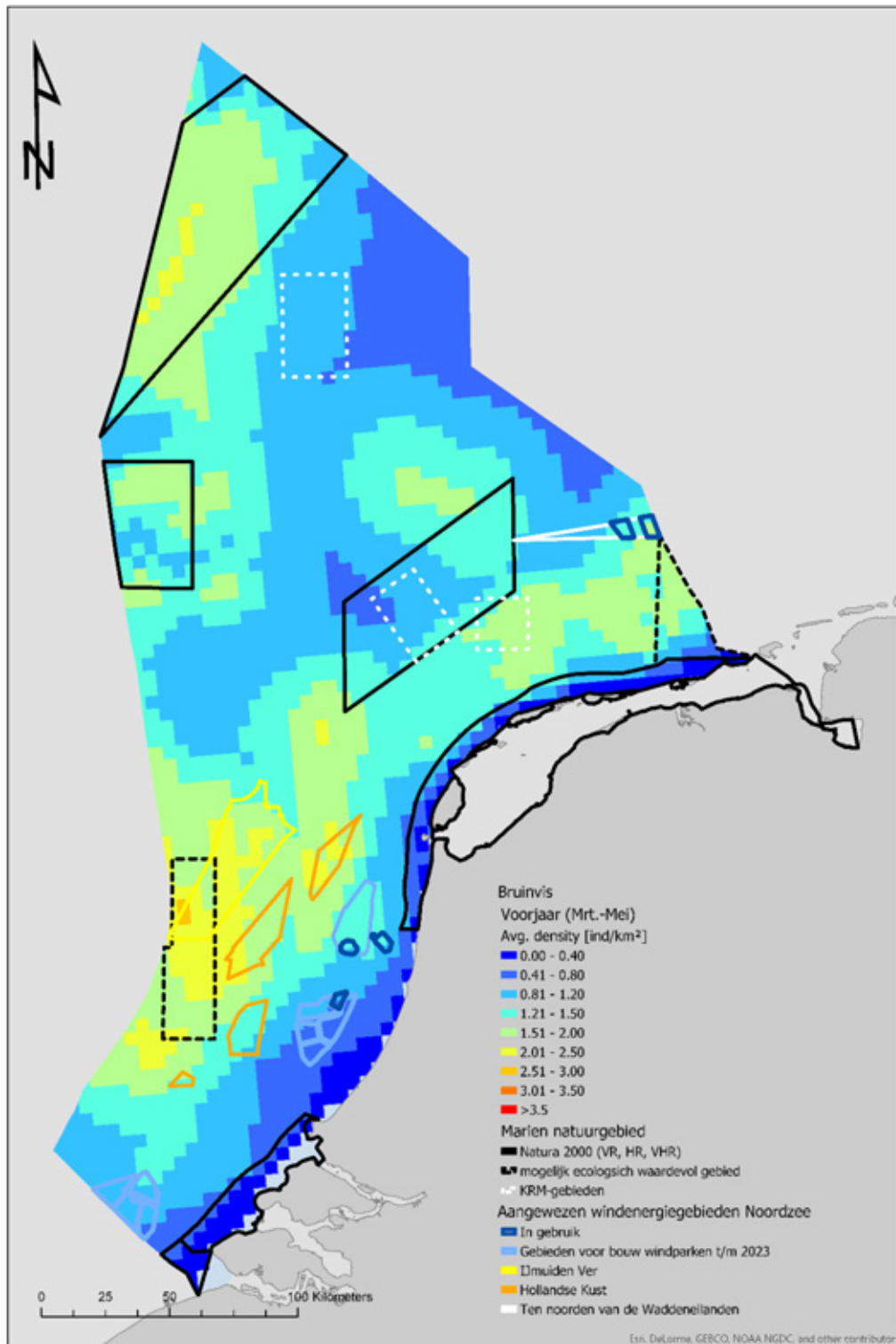
Figuur 11.17 Voorspelde gemiddelde dichtheden ("Avg. density") van de bruinvis op het NCP in de zomer juni-augustus (bron: Gilles et al., 2016). Met aanduiding van de ligging van drie typen natuurgebieden: Natura 2000, mogelijk ecologische waardevol gebied en KRM-gebieden. KRM-gebieden zijn gebieden die kandidaat zijn voor aanwijzing als beschermde gebieden onder de Kaderrichtlijn Marien.

In de herfst zijn de dichtheden van bruinvissen gemiddeld genomen het laagst (figuur 11.18). Het verspreidingspatroon is vergelijkbaar met de zomer.



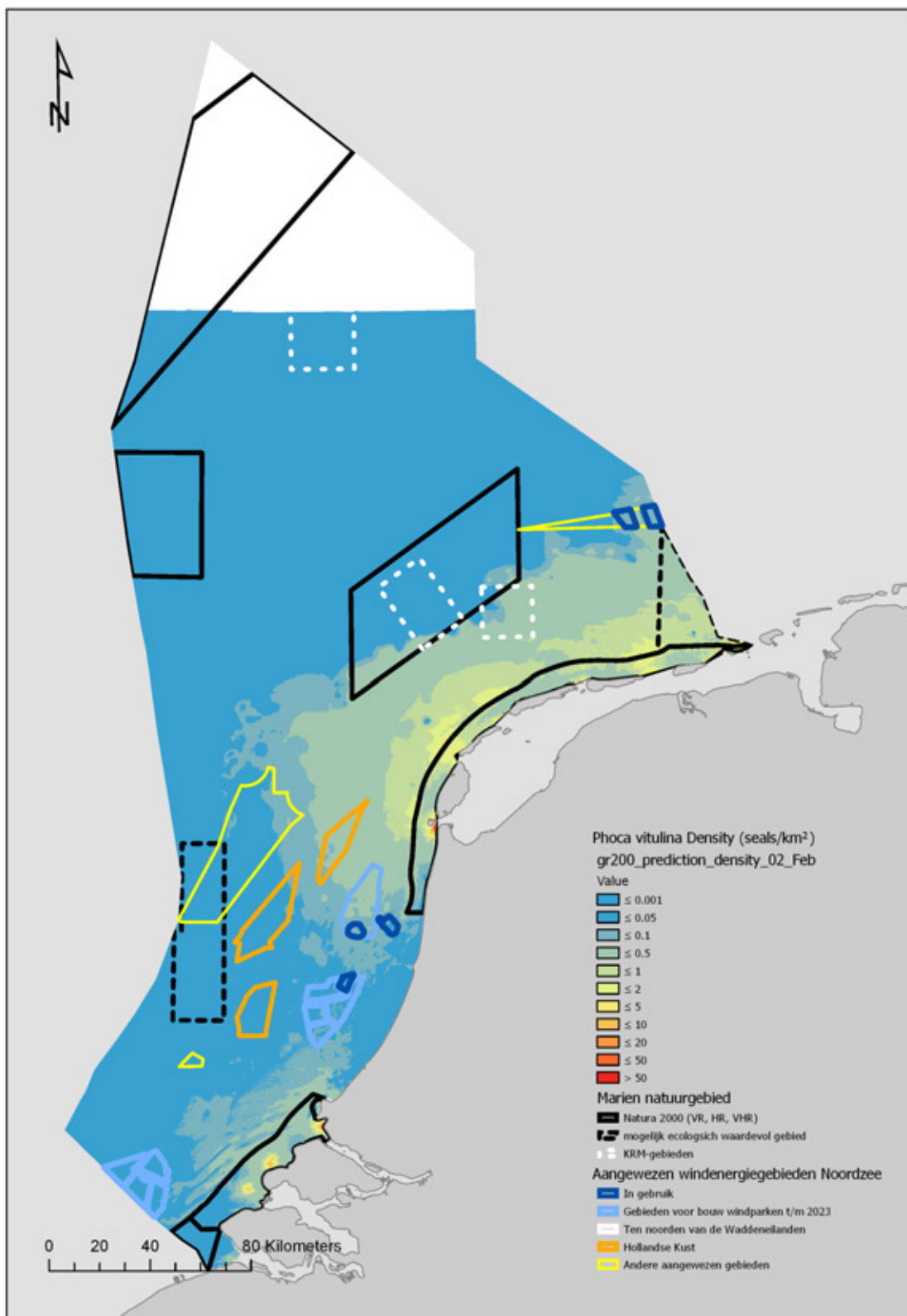
Figuur 11.18 Voorspelde gemiddelde dichtheden ("Avg. density") van de bruinvis op het NCP in de herfst september-november (bron: Gilles et al., 2016). Met aanduiding van de ligging van drie typen natuurgebieden: Natura 2000, mogelijk ecologische waardevol gebied en KRM-gebieden. KRM-gebieden zijn gebieden die kandidaat zijn voor aanwijzing als beschermde gebieden onder de Kaderrichtlijn Marijn.

De aangewezen gebieden Hollandse Kust en de andere aangewezen gebieden zijn in het voorjaar erg belangrijk voor de bruinvis (figuur 11.19). Dit is dus een voorbeeld van een gebied waar en een periode waarin conflicten kunnen optreden tussen de bouw van windparken en zeezoogdieren.



Figuur 11.19 Voorspelde gemiddelde dichtheden ("Avg. density") van de bruinvis op het NCP in het voorjaar maart-mei (bron: Gilles et al., 2016). Met aanduiding van de ligging van drie typen natuurgebieden: Natura 2000, mogelijk ecologische waardevol gebied en KRM-gebieden. KRM-gebieden zijn gebieden die kandidaat zijn voor aanwijzing als beschermde gebieden onder de Kaderrichtlijn Marien.

De concentratie van gewone zeehonden is het hoogst in de Waddenzee, voor de Waddenkust en de Delta (figuur 11.20). De overlap met bestaande en te realiseren windparken is gering.



Figuur 11.20 Voorspelde dichtheden van de gewone zeehond (aantal individuen/km²) op het NCP in de maand februari (bron: Aarts et al., 2016). Met aanduiding van de ligging van drie typen natuurgebieden: Natura 2000, mogelijk ecologische waardevol gebied en KRM-gebieden. KRM-gebieden zijn gebieden die kandidaat zijn voor aanwijzing als beschermde gebieden onder de Kaderrichtlijn Marien.

11.5 Discussie

Veruit de effectiefste mitigatiemaatregel om vogel- en vleermuislachtoffers van windparken en hoogspanningslijnen te minimaliseren, is een allocatie van zowel individuele turbines en hoogspanningsmasten als hele hoogspanningstracés en windparken buiten de verspreidingsgebieden van kwetsbare soorten (zie hoofdstuk 10). Het gaat dan vooral om het vermijden van gebieden die vaak gebruikt worden door kwetsbare soorten, waarbij het aantal kruisingen op rotorhoogte de cruciale maat is die de kans op aanvaringen bepaalt. Voor een gedegen bepaling van gevoelige locaties voor kwetsbare soorten is een gedetailleerde gevoeligheidsanalyse noodzakelijk, waarbij de belangrijke leefgebieden en vooral ook van vlieggedrag en -routes (vooral vlieghoogte op rotorhoogte) in kaart worden gebracht. Met een betere kennis van vlieg- en (vooral) ontwijkingsgedrag kunnen bovendien betere voorspellingen worden gedaan over de potentiële risico's van een windpark of hoogspanningslijn voor kwetsbare soorten.

Wanneer detailkennis over vlieggedrag van kwetsbare soorten niet of nauwelijks aanwezig is, kunnen risico's geminimaliseerd worden door een minimale afstand in acht te nemen tot gebieden waar de vliegactiviteiten van die soorten zich concentreren. Dit is de benadering die in bijvoorbeeld Duitsland is gekozen voor individuele windparken; gebieden met nest-, foerageer of slaappleatsen van kwetsbare vogelsoorten worden daar vermeden door het aanhouden van vaste bufferafstanden rond activiteitskernen (zie hoofdstuk 10 voor algemene richtlijnen met bufferafstanden). Die bufferafstanden zijn weer gebaseerd op de beschikbare kennis over soortspecifiek habitatgebruik en (geschatte) actieradii van soorten rond bijvoorbeeld nestplaatsen, zoals de maximale afstanden waarop soorten (geacht worden) zich te bewegen tot een nestplaats. In dit hoofdstuk is de verspreiding van kwetsbare soorten in kaart gebracht voor Nederland, waarbij is gewerkt met de bekende dichtheid van kwetsbare soorten per km-hok en modellen voor de geschatte dichtheid waar die soorten niet geïnventariseerd zijn. De aanwezigheid van de soort is vervolgens over de omgeving 'uitgesmeerd' (het zogenaamde 'kriging'), waarbij de dichtheid deels is voorspeld op basis van omgevingsvariabelen waarvan bekend is dat ze (grotendeels) de dichtheid van die soort bepalen. Ook is rond kolonies voor broedvogels een buffer aangehouden met een straal van 10 km (alleen voor de grote stern is een grotere bufferafstand aangehouden). Zodoende is met de hier gekozen methode ook een activiteitsgebied ingeschat voor de kwetsbare soorten, waar de risico's op aanvaringen voor die soort groter zijn dan elders. In dat licht kunnen de hier ontwikkelde kaarten worden gezien als gebieden waar de aantallen van de kwetsbaarste soorten op basis van de huidige informatie en op dit moment geconcentreerd zullen zijn. Daarbij moet de opmerking worden gemaakt dat verspreidingsgebieden dynamisch zijn; niet alleen kan een kwetsbare soort (zoals zeearend) verder toenemen in geschikt habitat, maar habitatkeuze kan ook verschuiven gedurende de levensduur van energie-infrastructuur. De hier getoonde kwetsbaarheidskaarten geven daarom de concentraties van kwetsbare soorten weer zoals die van toepassing waren in 2013-2017.

Broedvogels

In tegenstelling tot vleermuizen is bij vogels de verspreiding wel goed bekend en dat geldt zowel voor broedvogels als voor wintervogels. In de kaart van kwetsbare broedvogels voor aanvaringen met windturbines valt op dat de kwetsbare soorten relatief wijdverspreid voorkomen, dat wil zeggen de concentraties met de kwetsbaarste soorten komen verspreid voor over een groot deel van Nederland. Bij kwetsbare broedvogels voor hoogspanningslijnen lijkt daarentegen wel meer sprake van een clustering met concentraties van de kwetsbaarste soorten, vooral in de belangrijke moerasgebieden, Biesbosch, Wieden-Weerribben, Gelderse Poort, Oostvaardersplassen en Lauwersmeer, naast het Groene Hart en de laagveengebieden. Een belangrijke kennishiaat is hoe groot het aantal slachtoffers onder kwetsbare soorten bij hoogspanningslijnen – met én zonder maatregelen om vogelaanvaringen te voorkomen – werkelijk is en dan vooral in gebieden waar veel kwetsbare soorten voorkomen.

Wintervogels

Bij de ruimtelijke analyse voor wintervogels vallen de Waddenkust, inclusief de Afsluitdijk en de Kop van Noord-Holland, en moerasgebieden op als gebieden met relatief hoge aantallen van de kwetsbaarste soorten voor windturbines. Voor wintervogels kwetsbaar voor hoogspanningslijnen komt dit beeld nog sterker naar voren. Dit is te verklaren door de gevoeligheid van reigerachtigen,

watervogels en steltlopers voor aanvaringen met hoogspanningslijnen en de gevoeligheid van moerasbroedvogels en weidevogels voor aanvaringen met windturbines. In dit perspectief is het gunstig dat in Nederland de Wadden en de duinen zijn ontzien bij het plaatsen van windturbines, en dezelfde voorzorg lijkt op zijn plaats voor de kust van Groningen, Friesland en in de Delta.

Weidevogel- en akkervogelgebieden

De hier geproduceerde kaartbeelden illustreren waar weidevogelgebieden op dit moment worden doorsneden met hoogspanningslijnen. Deze tracés verminderen de habitatkwaliteit aan weerszijden van de masten en lijnen (zie ook hoofdstuk 4). Locaties met eventuele (toekomstige) conflicten tussen zonneparken en kerngebieden voor akker- en weidevogels zijn op basis van de huidige ruimtelijke gegevens niet aan te wijzen, vooral omdat er onduidelijkheid bestaat over de precieze locaties van geplande zonneparken. Over de effecten van dergelijke zonneparken op akkervogels is weinig bekend, maar die kunnen ook positief zijn wanneer extensief beheerde parken zich bevinden in intensief beheerd landbouwgebied.

Zeevogels

In het algemeen zijn voor vogels minder problemen te verwachten naarmate een windpark verder op zee staat. Voor de meeste broedvogels is het aantal verwachte slachtoffers gering. Een meer gedifferentieerde schaal dan die hier gehanteerd is, laat mogelijk wel zien dat de bestaande windparken op zee buiten de gevoeligste zone (nabij de kustlijn) liggen.

Vleermuizen

De verspreidingskaart van de kwetsbare vleermuissoorten laat zien dat in grote delen van Nederland meerdere soorten vleermuizen voorkomen, ook op plekken waar nu al windturbines staan, zoals in de Wieringermeer. Bij monitoring om inzicht te krijgen in de cumulatieve sterfte van vleermuizen zouden deze gebieden in ieder geval in de steekproef vertegenwoordigd kunnen zijn. De kaart suggereert verder dat o.a. in de Randstad en op de Utrechtse Heuvelrug het hoogste aantal soorten kwetsbare vleermuizen zou voorkomen. Verder zijn de verspreidingskaarten van deze soorten niet volledig, omdat in veel km-hokken geen waarnemingen zijn gedaan en bovendien is onbekend waar geen veldonderzoek is gedaan. Waar de soorten niet zijn waargenomen, kan er dus sprake zijn van gebrek aan inventarisaties, gebrek aan aanwezigheid van de soort, of aanwezigheid van de soort zonder dat deze is opgemerkt. Vergelijking met de kaart met migratieroutes van de ruige dwergvleermuis leert dat op soortniveau heel andere aandachtsgebieden naar voren komen dan voor alle soorten samen. Op basis van deze onzekerheden zou de belangrijkste conclusie moeten zijn dat voor vleermuizen nog onvoldoende duidelijk is waar de gebieden met de relatief hoogste concentraties aan kwetsbare soorten zich bevinden.

Zeezoogdieren

De aangewezen gebieden voor windparken in de Hollandse Kust en IJmuiden Ver zijn vooral in het voorjaar erg belangrijk voor de bruinvis, die daar dan in relatief hoge dichtheden voorkomt. Heien tijdens de bouw van windparken zal daar leiden tot een verlies van belangrijk leefgebied voor deze soort. Barrierewerking van windmolens kan een belangrijke bottleneck zijn voor uitwisseling van (gewone) zeehonden tussen Delta en Waddenzee.

Vogeltrekroutes

De hier gebruikte kwetsbaarheidsanalyse was primair gericht op het in beeld brengen van concentraties van de kwetsbaarste broedvogels en wintergasten. De verspreiding van soorten die alleen in de trektijd (voorjaar en herfst) gebruikmaken van Nederland wordt niet of veel minder goed beschreven. De windmolenrisicokaart van Vogelbescherming en Altenburg en Wymenga (Aarts en Bruinzeel, 2009) illustreert die locaties wel: het betreffen de kust, de oostkust van het IJsselmeer, de grote rivieren en Zuidoost-Nederland.

12 Monitoring

12.1 Inleiding

De mogelijke effecten van energie-infrastructuur als windparken en hoogspanningslijnen op kwetsbare soorten zijn samen te vatten als mortaliteit door aanvaringen, verstoring, barrièrewerking en habitatverlies. De laatste decennia is veel kennis verzameld ten aanzien van deze effecten en beschreven in een groot aantal rapporten en wetenschappelijke publicaties. Veel van deze kennis is afkomstig uit monitoringsprogramma's in binnen- en buitenland, en vormt de basis van effectbeoordelingen en onderzoek naar mogelijkheden voor mitigatie. Ook is monitoring van de ecologische effecten tegenwoordig vaak een vereiste in het kader van een vergunning of ontheffing van de Wet natuurbescherming.

Monitoring kan worden uitgevoerd tijdens verschillende fasen van het proces van de realisatie van een windpark. Bijvoorbeeld, monitoring van de nulsituatie geeft informatie over het soortenspectrum en de aantallen die voorkomen in het plangebied en vormt daarmee de basis voor het opstellen van een effectbeoordeling. Ook tijdens de constructie kan monitoring in een aantal gevallen noodzakelijk zijn, bijvoorbeeld in het kader van het minimaliseren van verstoring. Dit hoofdstuk richt zich op de monitoring nadat het windpark is gerealiseerd ('post-construction monitoring'). De voornaamste doelen van deze vorm van monitoring zijn vrij vertaald uit Jenkins *et al.* (2015):

- Het bepalen van de werkelijke impact van het windpark op (beschermde) natuurwaarden, zoals mortaliteit onder vogels en vleermuizen.
- Het nader bepalen van de noodzaak om mitigerende maatregelen te treffen, zodat negatieve effecten worden gereduceerd.
- Het verzamelen en beschikbaar maken van data en inzichten m.b.t. de ecologische effecten van windparken om zo de kwaliteit van toekomstige onderzoeken, effectbeoordelingen, monitoringsprogramma's en mitigerende maatregelen te verbeteren.

Dit hoofdstuk biedt een beknopt overzicht van de verschillende aspecten ten aanzien van de ecologische monitoring van verschillende energie-infrastructuur. De nadruk ligt daarbij op de effecten van met name windturbines en hoogspanningslijnen.

1. Welke monitoringsprogramma's vinden in de huidige situatie plaats ten aanzien van aanvaringsslachtoffers bij windturbines, hoogspanningslijnen en andere relevante energietechnieken en de daarbij horende infrastructuur?
2. Welke data zijn nodig om de (cumulatieve) impact van sterfte op kwetsbare soorten vast te stellen?
3. Op welke wijze dient deze monitoring te worden uitgevoerd om de impact op specifieke soorten of soortgroepen te kunnen kwantificeren?

12.2 Overzicht monitoringprogramma's

Windparken en vogels

In Nederland staan op het moment meer dan 2.000 windturbines op land met een gezamenlijk vermogen van ruim 3000 MW (CBS, 2017). Daarnaast staan een kleine 300 turbines op zee met een gezamenlijk vermogen van 957 MW.¹³ De turbines op land staan in meer of mindere mate geconcentreerd in ruim 200 'eenheden' of windparken, waarvan de meerderheid (85%) bestaat uit maximaal 10 turbines. Sinds de jaren negentig zijn verschillende monitoringsprogramma's uitgevoerd

¹³ www.windstats.nl

bij een aantal van de windparken op land, waaronder enkele grote windparken als in de Eemshaven en de Noordoostpolder. Het aantal daadwerkelijk onderzochte turbines bedraagt echter minder dan 10% van het totaal aantal turbines dat op land in Nederland staat.

De eerste systematisch opgezette studies in Nederland naar de effecten van windturbines op vogels werden uitgevoerd door Joke Winkelman (1989, 1992) nabij Urk (het voormalige windpark Westermeerdijk) en Oosterbierum. Deze oude turbines hadden naar huidige maatstaven een zeer bescheiden formaat met een ashoogte van 30-48 m en een vermogen van 300-750 kW. De monitoring bij Urk vond plaats gedurende twee winterseizoenen (december 1987-mei 1988 en oktober 1988-april 1989), waarin 63 dode vogels van 25 soorten werden gevonden. Veruit de frequentst aangetroffen soort was kokmeeuw, gevolgd door scholekster, spreeuw, knobbelzwaan en sneeuwgorz. De gemiddelde mortaliteit in de twee onderzochte winterseizoenen werd geschat op ongeveer 9 slachtoffers per turbine per seizoen, waarvan de helft bestond uit zangvogels. Opvallend is dat in het tweede seizoen, waarin gedurende 20 dagen in het najaar extra intensief is gezocht om zo de vindkans van de kleine soorten te verhogen, de totaalaantallen ongeveer vier keer hoger lagen dan in het eerste seizoen. Dit is voor een belangrijk deel te wijten aan de vondsten van enkele zangvogels die na correctie op hoge aantallen werden ingeschat. In het kader van de realisatie van het huidige Windpark Noordoostpolder zijn inmiddels alle oude turbines van Windpark Westermeerdijk verwijderd en vervangen door moderne turbines van het type Enercon E126 met een ashoogte van 135 m en een vermogen van 7,5 MW.

De onderzoeken van Winkelman (1989, 1992) besloegen meerdere seizoenen en jaren en er zijn experimentele proeven uitgevoerd om de vindkans en predatiekans te bepalen. De methodiek van Winkelman legde de basis voor latere studies, zoals bij de Kreekraksluizen in Zeeland (Musters *et al.*, 1996) en na de eeuwwisseling bij een aantal moderne windparken (zie tabel 12.1). De verschillende monitoringsprogramma's variëren sterk qua opzet, met aanzienlijke verschillen in tijdsduur, zoekfrequentie, aantal onderzochte turbines en afzoekbaar oppervlak. Ook de aantallen slachtoffers lopen sterk uiteen. De hoogste mortaliteit is gevonden bij turbines aan de kust of nabij open water vanwege de hoge intensiteit aan vliegbewegingen. Dit komt overeen met de bevindingen uit het buitenland: uit verschillende internationale studies blijkt dat windparken nabij wetlands, kustgebieden en berggruggen de hoogste mortaliteit onder vogels veroorzaken (Hötker, 2006; Everaert en Stienen, 2007; Drewitt en Langston, 2008; Ledec *et al.*, 2011). De resultaten uit de monitoring van Windpark Eemshaven laten zien dat de turbines nabij het wad en hoogwatervluchtplaatsen een aanzienlijk hogere mortaliteit veroorzaken dan de turbines die verder van de kust af staan (Klop en Brenninkmeijer, 2014). Dit resulteert in een grote variatie in aantallen aanvaringsslachtoffers tussen de turbines in het windpark. Ook in het Vlaamse Zeebrugge ligt de mortaliteit bij de turbines nabij een broedkolonie van sterns substantieel hoger dan bij de overige turbines in het windpark (Everaert en Stienen, 2007). Dergelijke hoge aantallen slachtoffers zijn een scherp contrast met meer in het binnenland gelegen windparken. Windpark Delfzijl-Zuid ligt niet ver van Windpark Eemshaven, op enkele kilometers van de kust, in relatief homogeen agrarisch landschap. De mortaliteit in Delfzijl-Zuid ligt daardoor enkele malen lager en wordt gekenmerkt door een relatief lage soortendiversiteit (Brenninkmeijer en Van der Weyde, 2011).

De 'gemiddelde' vogelmortaliteit per turbine in Nederland wordt vaak geschat op ca. 20 slachtoffers per jaar (Winkelman *et al.*, 2008; Krijgsveld *et al.*, 2016). Bovenstaande voorbeelden en studies in het buitenland (Bijlage 2a, b) laten echter zien dat sprake is van een zeer grote spreiding als gevolg van locatie en omliggende habitats. De laagste mortaliteit wordt gevonden in open agrarische landschappen, waar normaliter hooguit enkele slachtoffers per turbine per jaar vallen (Hötker, 2006; Rydell *et al.*, 2012). Daarentegen kan op risicolocaties de mortaliteit oplopen tot tientallen slachtoffers per jaar of meer, zoals enkele turbines in de Eemshaven en Zeebrugge laten zien.

Tabel 12.1 Overzicht van de in Nederland uitgevoerde of nog lopende monitoringsprogramma's naar vogelslachtoffers in windparken. Vertrouwelijke onderzoeken zijn buiten beschouwing gelaten.

Windpark	Periode	# maanden	Terrein en locatie	Conclusies	Bron
Urk	1987 – 1989	24	Nabij open water met trek langs IJsselmeer	Vooral watervogels, meeuwen en enkele zangvogels	Winkelman (1989)
Oosterbierum	1986 – 1991	60	Open agrarisch landschap bij kust	Lokale vogels en trekvogels, relatief veel zangvogels	Winkelman (1992)
Kreekraksluizen	1990 – 1991	12	Nabij Noordzee	Vooral watervogels en meeuwen	Musters <i>et al.</i> (1996)
Jacobahaven	2003	4	Nabij open water (Oosterschelde)	1 turbine gemonitord	Baptist (2004)
Roggeplaat	2004 – 2005	12	Nabij open water (Oosterschelde en Noordzee)	Vooral meeuwen	Baptist (2005)
Wieringermeer	2006 – 2007	2	Agrarische setting nabij open water en concentraties watervogels	Gericht op zwanen en ganzen, waarvan geen turbineslachtoffers gevonden	Fijn <i>et al.</i> (2007)
Waterkaaptocht (Wieringermeer)	2004	3	Open agrarisch landschap	Voornamelijk lokale dagactieve vogels	Krijgsveld <i>et al.</i> (2009)
Groettocht (Wieringermeer)	2004	3	Open agrarisch landschap	Zie boven	Krijgsveld <i>et al.</i> (2009)
Jaap Rodenburg	2004	3	Open agrarisch landschap	Zie boven	Krijgsveld <i>et al.</i> (2009)
Anna Vosdijk (Tholen)	2008 - 2009	5	Open landschap bij open water (Oosterschelde)	Alleen lokale dagactieve vogels, lage mortaliteit en beperkt soortenspectrum	Krijgsveld en Beuker (2009)
Echteld	2008-2009	9	Open agrarisch landschap	Zie boven	Beuker en Lensink (2010)
Delfzijl-Zuid	2006 – 2011	60	Open agrarisch landschap buiten trekroute	Relatief lage mortaliteit en beperkt soortenspectrum	Brenninkmeijer en Van der Weyde (2011)
Sabinapolder	2009-2011	26	Open landschap bij open water (Krammer-Volkerak)	Voornamelijk lokale dagactieve vogels (ganzen, meeuwen) en zangvogels op trek	Verbeek <i>et al.</i> (2012)
Eemshaven	2009 – 2014	60	Industriële setting nabij kust, op trekroute	Hoge mortaliteit en slachtoffers onder veel soorten; belang locatie (trekroute, kust) evident	Klop en Brenninkmeijer (2014)
Distridam, Eerste Maasvlakte	2012	2	Industriële setting nabij kust	Slachtoffers onder meeuwen en sterns	Prinsen <i>et al.</i> (2013)
Slufterdam, Eerste Maasvlakte	2012	2	Industriële setting nabij kust	Slachtoffers onder meeuwen en sterns	Prinsen <i>et al.</i> (2013)
Delfzijl-Noord	2015 – 2018	48	Industriële setting nabij kust	Vooral watervogels en meeuwen e.a.	Brenninkmeijer <i>et al.</i> (2017)
Noordoostpolder	2015 – 2020	60	Nabij open water met trek langs IJsselmeer	Vooral watervogels en meeuwen e.a.	Klop en Hill (2017)

Windparken en vleermuizen

In tegenstelling tot de monitoring van vogelslachtoffers is monitoring van mortaliteit onder vleermuizen in Nederland een relatief recent verschijnsel. Bij veel van de bovenstaande windparken waar wel monitoring van vogelslachtoffers heeft plaatsgevonden, is niet specifiek naar dode vleermuizen gezocht. Aangezien de data vanuit monitoringsprogramma's vaak niet actief openbaar worden gemaakt, ontbreekt een gedetailleerd overzicht. Voor zover bekend, is of wordt systematisch gemonitord bij de volgende windparken:

- Sabinapolder (Boonman *et al.*, 2011). Tijdens de monitoring in het najaar van 2009 en in de zomer en het najaar van 2010 zijn slachtoffers onder Gewone dwergvleermuis en Ruige dwergvleermuis aangetroffen.
- Burgervlotbrug, Jaap Rodenburg, Waterkaaptocht, Waardtocht en Herkingen (Limpens *et al.*, 2013). Deze vijf locaties zijn in de nazomer (augustus-september) van 2012 gemonitord in het kader van

een onderzoek voor Agentschap NL (tegenwoordig RVO). Er zijn in totaal twee slachtoffers gevonden, een gewone dwergvleermuis en een Ruige dwergvleermuis.

- Noordoostpolder. De vliegactiviteit en slachtoffers onder vleermuizen in dit windpark worden sinds 2015 gemonitord bij zowel turbines op land als in het IJsselmeer (Klop *et al.*, 2016).

Er zijn beduidend meer data beschikbaar uit buitenlandse windparken, met name uit de VS en Duitsland zie Rydell *et al.* (2012) voor een overzicht. De mortaliteit onder vleermuizen in verschillende windparken in West- en Centraal-Europa ligt tussen de 0 en 10 slachtoffers per turbine per jaar, hoewel sprake is van enkele uitschieters (Rydell *et al.*, 2010, 2012). Net als bij vogels is de locatie en 'setting' van een windpark bepalend voor het aantal slachtoffers. De hoogste mortaliteit wordt gevonden bij windparken langs de kust of op heuvels in bosgebieden. De mortaliteit in laaggelegen, open gebieden ligt meestal vrij laag met <3 per turbine per jaar (Rydell *et al.*, 2010, 2012). Het merendeel van de slachtoffers in West-Europese windparken bestaat uit ruige dwergvleermuis, gewone dwergvleermuis en rosse vleermuis. Van rosse vleermuis, ruige dwergvleermuis en tweekleurige vleermuis is bekend dat ze ook op grotere hoogte foerageren en daarmee risico lopen op aanvaring met een turbine. De beschikbare Nederlandse data lijken vooral gewone en ruige dwergvleermuis als frequent turbineslachtoffer aan te wijzen.

Naast slachtoffermonitoring geeft het in beeld brengen van de vliegactiviteit in windparken veel informatie over het soortenspectrum, mogelijke aanvaringsrisico's en risicovolle periodes. Moderne automatische registratieapparatuur zoals Batcorders, Batloggers e.d. bieden de mogelijkheid om een volledig vliegseizoen de vliegactiviteit in beeld te brengen. In verschillende windparken is een dergelijke manier van monitoring toegepast (o.a. Eemshaven, Noordoostpolder, Irene Vorrink), hoewel de data niet altijd openbaar zijn.

Uit de beschikbare monitoringsdata komen de volgende conclusies naar voren:

1. Veruit de hoogste mortaliteit onder vleermuizen door aanvaringen met een turbine vindt plaats in de nazomer, in de maanden augustus en september (Rydell *et al.*, 2012; Voigt *et al.*, 2012; Lehnert *et al.*, 2014; Klop *et al.*, 2016). De vroege zomer lijkt geen risicovolle periode te zijn. De piek in de nazomer valt samen met de migratieperiode van ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis (Dietz *et al.*, 2011). Van deze soorten is bekend dat zij over lange afstanden migreren. Naast de invloed van migratieactiviteit kan ook een verhoogd insectenaanbod in de nazomer een rol spelen.
2. De vliegactiviteit van vleermuizen is het hoogst tijdens kalme en warme zomernachten, met weinig wind en temperaturen hoger dan ongeveer 12 °C. Vrijwel alle vliegactiviteit vindt plaats bij windsnelheden lager dan 5-6 m/s (Ahlén *et al.*, 2007; Gray *et al.*, 2012; Limpens *et al.*, 2013; Cryan *et al.*, 2014). Het effect van windsnelheid op vliegactiviteit is echter soortspecifiek: Ruige dwergvleermuis lijkt wat toleranter te zijn voor hogere windsnelheden dan gewone dwergvleermuis (Limpens *et al.*, 2013).

De relatie tussen windsnelheid en vliegactiviteit biedt mogelijkheden voor mitigatie. De meeste moderne turbines hebben een 'cut-in speed' (de windsnelheid waarbij de turbine gaat draaien) van circa 3-4 m/s; indien de cut-in speed wordt verhoogd naar 5-6 m/s betekent dit dat er vrijwel geen vleermuizen meer foerageren zodra de turbine operationeel wordt. Een hogere cut-in speed betekent dus minder risico op aanvaringen en een substantieel lagere mortaliteit. In Noord-Amerika is de effectiviteit van een verhoging van de startsnellheid uitvoerig onderzocht en blijkt een reductie van de mortaliteit tot >90% haalbaar (Baerwald *et al.*, 2009; Arnett *et al.*, 2001, 2011). Tegelijkertijd is het rendementsverlies van de turbines gering vanwege het lage rendement bij lage windsnelheden. Bovendien hoeft het alleen te worden toegepast in de zomerperiode (mei-okt), tussen zonsondergang en zonsopkomst en bij temperaturen hoger dan 12 °C. Het verhogen van de cut-in speed is dus een zeer effectieve vorm van mitigatie.

Hoogspanningslijnen en vogels

De eerste kwantitatieve data van vogelsterfte door aanvaringen met hoogspanningslijnen stammen uit de jaren zestig en zeventig. Op basis van ringgegevens publiceerde S. Braaksma in 1966 het artikel *Vele draadslachtoffers in de ringverslagen*, met daarin een cumulatieve schatting van minimaal

200.000 tot 400.000 vogelslachtoffers in Nederland als gevolg van elektrocutie of botsing met bovengrondse draden. In de jaren zeventig zijn verschillende hoogspanningstracés in Nederland gemonitord op slachtoffers (zie tabel 12.2), waarbij soorten als wilde eend, meerkoet, Kievit, kokmeeuw, stadsduif en spreeuw relatief vaak als slachtoffer zijn aangetroffen. De gemiddelde mortaliteit bedroeg 0,2-0,5 slachtoffers per km per dag, hoewel in deze studies niet is gecorrigeerd voor vindkans en predatiekans. Koops (1987) heeft deze data achteraf gecorrigeerd met een op basis van literatuuronderzoek geschatte predatiekans.

Er zijn verschillende overzichten gepubliceerd van onderzoeken naar draadslachtoffers in het buitenland met name Europa en de VS; zie Bernshausen *et al.* (1997); Bevanger (1998); Drewitt en Langston (2008); Prinsen *et al.* (2011); Loss (2014); NABU (2017). De in Nederland uitgevoerde of lopende monitoringsprogramma's zijn weergegeven in tabel 12.2. Schattingen voor de cumulatieve mortaliteit in Nederland komen op ca. 1 miljoen vogels per jaar (Renssen, 1977; Heijnis, 1980; Koops, 1987). Dit aantal is relatief hoog in vergelijking met de geschatte 1,5-3 miljoen slachtoffers in Duitsland, waar de totale lengte aan hoogspanningslijnen ca. 15 maal groter is dan in Nederland (NABU, 2017). Ook in vergelijking met de VS is de cumulatieve mortaliteit in Nederland relatief hoog. De totale mortaliteit door hoogspanningslijnen in de VS ligt tussen 12 en 64 miljoen slachtoffers per jaar, met mediane waarden van ca. 26-31 miljoen vogels per jaar (Loss *et al.*, 2014). Ter vergelijking: de totale lengte aan hoogspanningslijnen in de VS is ca. 100 maal groter dan in Nederland. Mogelijke oorzaken voor het relatief hoge aantal slachtoffers in Nederland zijn de kustlijn, waarlangs veel vogelmigratie plaatsvindt, en de aanwezigheid van vogelrijke gebieden als wetlands en open water (NABU, 2017).

Tabel 12.2 Overzicht van de in Nederland uitgevoerde of nog lopende monitoringsprogramma's naar vogelslachtoffers onder hoogspanningslijnen. Vertrouwelijke onderzoeken en enkele oude ad-hocstudies zijn buiten beschouwing gelaten.

Locatie	Periode	# maanden	Terreintype	Conclusies	Bron
Weesp	1972 – 1973	9	Polders nabij Naardermeer		Smit (1973)
Velsen	1971 – 1972	?	Open, nabij water en kust	0,35 – 0,7 slachtoffers per km/dag	Osieck en De Miranda (1972)
Mastebroekerpolder (Kampen)	1973	3	Agrarisch landschap nabij Zwarte Meer		Gerritsen (1974)
Rotstergaast (Heerenveen)	1973 – 1975	24	Agrarisch landschap nabij open water	Watervogels, steltlopers, meeuwen	De Jong (1976)
Heerlen	1976 – 1977		Binnenland	Hoge effectiviteit van draadmarkeringen	Koops (1979)
Zaanstad	1971 – 1975	60	Wetland	Effecten van weersomstandigheden en dag/nacht	Heijnis (1980)
Rotstergaast (Heerenveen)	1973 – 1977	?	Grasland, bosschages, water	Watervogels, steltlopers, meeuwen; draadmarkeringen effectief als mitigatie	Koops en De Jong (1982)
Diverse locaties	Diverse	n.v.t.	Diverse, vooral open gebied	Meta-analyse van oudere studies, met correctie voor predatiekans	Koops (1987)
Delft	2008	4	Stadsrand Delft	Watervogels en duiven	Prinsen <i>et al.</i> (2009)
Oudehaske	2008 – 2009	3	Grasland en bebouwing nabij vuilstort en zandwinplas	Vooral Zilvermeeuw vanwege vuilstort en zandwinplas	Van den Bremer en De Boer (2009)
Rijnwoude	2007-2008	3	Graslanden en akkers	Watervogels, steltlopers, meeuwen	Hartman <i>et al.</i> (2010)
Rijnwoude	2009 – 2010	5	Graslanden en akkers	Watervogels, steltlopers, meeuwen; draadmarkeringen effectief als mitigatie	Hartman <i>et al.</i> (2010)
Eemshaven	2011 – 2016	60	Industriële setting nabij kust, op trekroute	Relatief hoge mortaliteit, breed soortenspectrum	Brenninkmeijer <i>et al.</i> (2017)

Effecten van overige energie-infrastructuur

Verschillende andere energietechnieken waarbij gebruik wordt gemaakt van windkracht zijn momenteel in ontwikkeling, zoals met vliegers en zweefvliegtuigjes die via het uitrollen van een kabel energie opwekken. Er is nog weinig bekend over de ecologische impact van deze nieuwe technieken. Een eerste modelmatige benadering voor het bepalen van de mortaliteit onder vogels als gevolg van aanvaringen met de kabel wordt gegeven door Bruinzeel *et al.* (*in press*). Structurele aanvaringslachtoffers onder vleermuizen zijn niet waarschijnlijk, aangezien het vliegen vooral bij hogere windsnelheden plaatsvindt (Brenninkmeijer *et al.*, 2016). Er zijn voor zover bekend geen monitoringsdata beschikbaar.

12.3 Leemten in kennis

De verschillende monitoringsprogramma's in Nederland en daarbuiten hebben veel informatie opgeleverd ten aanzien van de aantallen en het soortenspectrum van de slachtoffers en de factoren die dit beïnvloeden. Dit vormt de basis van effectbeoordelingen bij nieuwe initiatieven, maar is ook van belang bij de selectie van ecologisch minder gevoelige locaties of de implementatie van mitigerende maatregelen.

Ondanks de hoeveelheid data en informatie die beschikbaar zijn gekomen, is sprake van enkele belangrijke hiaten in de kennis ten aanzien van de effecten van windparken en andere energie-infrastructuur. Dit heeft betrekking op enerzijds een onvolledig overzicht van cumulatieve effecten en de relatieve ontoegankelijkheid van de data en anderzijds op enkele technische aspecten m.b.t. de monitoring zelf en de interpretatie van de resultaten. In het kader van dit rapport worden hier drie leemten in kennis genoemd, namelijk i) cumulatieve effecten op kwetsbare soorten, ii) toegankelijkheid van de data, en iii) de effecten van kleine turbines.

Cumulatieve effecten

Zoals blijkt uit het overzicht uit de vorige paragraaf, zijn in Nederland monitoringsdata beschikbaar van enkele grote windparken op land. Ook zijn verschillende tracés van hoogspanningslijnen gemonitord. Een probleem bij het bepalen van cumulatieve effecten is echter dat monitoringsprogramma's niet altijd met gelijke methodiek worden uitgevoerd, waardoor de data niet simpel te vergelijken of op te tellen zijn. Dit wordt duidelijk geïllustreerd door Marx (2017) in zijn studie naar de cumulatieve effecten van windparken in Frankrijk, waarbij sprake was van de volgende lacunes in data en informatie:

1. Metadata van het windpark, zoals het aantal turbines, locatie, hoogte, vermogen etc.
2. Kenmerken van het omliggende terrein en habitats.
3. De methodiek van het veldwerk, zoals aantal veldbezoeken, afgezocht oppervlak etc.
4. De doodsoorzaak van een slachtoffer.
5. Correctie voor de vindkans en predatiekans.

Samenvattend waren de data voor de Franse cumulatiestudie vaak 'moeilijk te verkrijgen, niet goed verzameld en niet duidelijk omschreven' (Marx, 2017, p. 74). Daarnaast werd het bepalen van de cumulatieve impact gehinderd door grote verschillen in methodiek. Vergelijkbare problemen worden genoemd door andere studies in andere landen e.g. (Loss *et al.*, 2013, Verenigde Staten; Hötker, 2006, Duitsland; Rydell *et al.*, 2012), verschillende parken in Europa en de VS en gelden ook voor Nederland. Een ander obstakel bij de beoordeling van cumulatieve effecten op landelijke schaal is het ontbreken van een centrale database met monitoringsdata (slachtoffers, metadata windpark) en het feit dat veel resultaten en data uit de monitoringsprogramma's niet publiek toegankelijk zijn. Dit punt wordt hieronder verder besproken.

Het bovenstaande maakt het belang duidelijk van een goed opgezette database en een gestandaardiseerde methodiek voor het monitoren, analyseren en rapporteren van aanvaringslachtoffers. Hier wordt later verder op ingegaan.

Toegankelijkheid van de data

In veel gevallen is de monitoring een verplichting vanuit de vergunningvoorwaarden, om bijvoorbeeld de sterfte onder kwalificerende soorten van een nabijgelegen Natura 2000-gebied te onderzoeken. Hoewel zowel de uitvoering als de financiering van de monitoring meestal bij private partijen ligt, moeten de resultaten worden gerapporteerd aan het bevoegd gezag die de vergunning of ontheffing heeft verleend. Het bevoegd gezag is per definitie een overheidsinstantie en daarmee zijn de resultaten in principe openbaar (ervan uitgaande dat geen sprake is van uitzonderingsgronden). Hoewel de data of rapportages per initiatief kunnen worden opgevraagd op basis van de Wet openbaarheid van bestuur, is dit omslachtig en worden in de praktijk weinig monitoringsdata actief openbaar gemaakt door middel van downloads op internet of opslag in een centrale en publiek toegankelijke database (zie onder).

De relatieve ontoegankelijkheid van de data van monitoringsprogramma's is vanwege verschillende redenen onwenselijk. Ten eerste is het zeer lastig een beeld te krijgen van de cumulatieve effecten van bijvoorbeeld windenergie op een bepaalde kwetsbare soort in Nederland. Dat brengt het risico met zich mee dat geen of onvoldoende maatregelen worden getroffen om deze effecten te mitigeren. Ten tweede zijn deze data van groot belang voor het opstellen van kwalitatief goed onderbouwde effectbeoordelingen en ander onderzoek naar de impact op ecologische waarden. Dit gaat verder dan een academisch belang: het brengt voor initiatiefnemers minder risico's en kosten met zich mee als vóóraf de mogelijke effecten beter in beeld kunnen worden gebracht, de kans op onverwachte effecten kleiner is en er minder noodzaak is tot aanvullend veldonderzoek.

Effecten van kleine turbines

Veel van de huidige of recent uitgevoerde monitoringsprogramma's vinden plaats in moderne windparken met relatief grote turbines (>3 MW). Daarnaast staan echter vele kleine, individuele windturbines (<100 kW) verspreid door het land, bijvoorbeeld op boerenerven. Vanwege het kleine formaat kunnen dergelijke kleine turbines vaak flexibeler worden geplaatst in verschillende habitats, waaronder meer kleinschalige landschappen met heggen en bosschages die rijk zijn aan vogels en vleermuizen (Minderman *et al.*, 2014; Thomsen *et al.*, 2017). De effecten van kleine turbines zijn echter niet goed bekend, aangezien deze zelden worden gemonitord.

In het Verenigd Koninkrijk zijn 21 locaties met zeer kleine turbines (gemiddelde ashoogte 10 m) een halfjaar intensief gemonitord door Minderman *et al.* (2014). Hierbij is geen enkel slachtoffer aangetroffen. Op basis van interviews met turbine-eigenaren en een rekenmodel werd voor dergelijke turbines een mortaliteit van 0,14 vogels en 0,03 vleermuizen per turbine per jaar berekend. In een recente studie in Noord-Duitsland door Thomsen *et al.* (2017) zijn 14 locaties gedurende 2 jaar onderzocht, waarbij verschillende vogelsoorten, maar geen vleermuizen, als turbineslachtoffer zijn aangetroffen. Op basis hiervan werd een gemiddelde mortaliteit van ruim 1 slachtoffer per turbine per jaar berekend (Thomsen *et al.*, 2017). Een deel van de slachtoffers had betrekking op Kauwen, die op twee locaties nestelden in de turbines. In Nederland is voor zover bekend geen monitoring uitgevoerd bij zeer kleine turbines. Wel is in het verleden bij middelgrote turbines gemonitord, zoals het voormalige windpark Westermeerwind bij Urk (Winkelman, 1989).

De dimensies van een windturbine kunnen van invloed zijn op de mortaliteit onder vogels. Hierbij zijn vooral het rotoroppervlak, de draaisnelheid, de totale hoogte (tiphoogte) en de afstand van de grond tot de rotor van belang (Chamberlain *et al.*, 2006). Verschillende studies naar de effecten van turbinegrootte op vogelaanvaringen laten geen eenduidig beeld zien (Klop *et al.*, 2014). Een grotere turbine kan tot meer slachtoffers leiden dan een kleine turbine, vanwege het grotere rotoroppervlak waarmee een vogel in aanraking kan komen (Orloff en Flannery, 1996; Smallwood en Thelander, 2005; Krijgsveld *et al.*, 2009). De meta-analyses van Hötker (2006) en Loss *et al.* (2013) lijken dit beeld te bevestigen. In verscheidene andere studies werd echter geen verband gevonden tussen de grootte van een turbine en het aantal vogelslachtoffers (Barclay *et al.*, 2007; Everaert, 2014). Naast de dimensies van de turbine zelf spelen ook factoren als draaisnelheid en de afstand tussen de turbines een rol. Bij grotere turbines ligt de aanvaringskans per MW vaak aanzienlijk lager dan bij kleinere modellen (Tucker, 1996; Barclay *et al.*, 2007; Thomsen *et al.*, 2017).

In tegenstelling tot vogels lijkt er bij vleermuizen een duidelijker verband te bestaan tussen turbinegrootte en het aantal slachtoffers, waarbij grote turbines substantieel meer vleermuisslachtoffers veroorzaken dan kleine turbines (Barclay *et al.*, 2007; Georgiakakis *et al.*, 2012; Rydell *et al.*, 2010, 2012; maar zie Hötker, 2006). Dit verband is zowel in Europese als Noord-Amerikaanse windparken gevonden. De redenen waarom turbinegrootte meer van belang is voor vleermuizen dan voor vogels zijn niet helemaal duidelijk; mogelijk is dit effect gerelateerd aan vlieghoogtes van migrerende dieren (Barclay *et al.*, 2007; Rodrigues *et al.*, 2015) of aan een aantrekkende werking van grote turbines op vleermuizen (Cryan en Barclay, 2009; Cryan *et al.*, 2014; Jameson en Willis, 2014).

12.4 Monitoringsprotocollen

De monitoring van aanvaringsslachtoffers bij windturbines heeft als doel om i) de mortaliteit per soort per jaar vast te stellen, ii) een beeld te krijgen van het soortenspectrum van de slachtoffers, iii) grip te krijgen op patronen in mortaliteit en de achterliggende oorzaken, en iv) handvatten te bieden voor mitigatie (Jenkins *et al.*, 2015). Verschillende publicaties zijn beschikbaar met gedetailleerde richtlijnen omtrent de opzet en analyse van slachtoffermonitoring e.g. Boonman *et al.* (2013) voor vleermuizen, Jenkins *et al.* (2015) voor vogels. Een monitoringsprogramma moet in elk geval aan de volgende eisen voldoen:

- De intensiteit van monitoring (zoekfrequentie, grootte zoekoppervlak, zoektijd per turbine) moet zijn afgestemd op:
 - Het doel van de monitoring, zoals het bepalen van de mortaliteit per soort per jaar, het inzichtelijk maken van de factoren die hierop van invloed zijn, het valideren van modelberekeningen etc.
 - De betreffende soortgroep; voor (grote) vogels is een andere zoekintensiteit nodig dan voor vleermuizen en kleine zangvogels.
 - Het seizoen; tijdens de trekperiodes kan bijvoorbeeld een hogere zoekintensiteit nodig zijn dan daarbuiten.
 - Het terreintype en de vegetatie, aangezien dit een grote invloed op de vindkans kan hebben.
- De gevonden aantallen slachtoffers moeten worden gecorrigeerd voor de vindkans, predatiekans en niet afzoekbare delen van het zoekoppervlak. Dit is mogelijk aan de hand van experimentele proeven in het veld waarbij dode vogels/vleermuizen worden uitgelegd.
- De monitoring moet worden uitgevoerd door deskundige veldmensen met ervaring in slachtoffermonitoring. Dit klinkt als een open deur, maar het op naam brengen van een halfvergaan karkas of verenresten vereist kennis en ervaring.
- De resultaten van de monitoring moeten worden verwerkt in een gestructureerde database, zodat de ruwe data op een gestandaardiseerde manier kunnen worden geanalyseerd. Digitale inwinning van de data in het veld d.m.v. veldcomputers kan hierbij veel tijd besparen.

In onderstaande secties worden deze punten in meer detail uitgewerkt. Hierbij wordt als eerste ingegaan op de doelen waarvoor monitoring wordt uitgevoerd. Vervolgens worden de opzet en uitvoering van experimentele proeven om de vindkans- en predatiekans te bepalen besproken. Daarna wordt de slachtoffermonitoring zelf behandeld. Als laatste gaan we in op de analyse van de velddata. Er moet worden benadrukt dat slachtoffermonitoring maatwerk is en moet worden afgestemd op de lokale omstandigheden. De onderstaande secties zijn primair bedoeld als handvatten en niet als een 'kookboekrecept'.

Doel van de monitoring

Zoals hierboven genoemd, moet de opzet en intensiteit van de slachtoffermonitoring zijn afgestemd op het specifieke doel dat aan de monitoring ten grondslag ligt. In de praktijk worden veel monitoringsprogramma's uitgevoerd in het kader van een vergunning of ontheffing van de Wet natuurbescherming. Daarbij is het primaire doel het vaststellen van de mortaliteit per soort per jaar en het soortenspectrum van de slachtoffers. Verschillende Natura 2000-gebieden langs de Nederlandse kust hebben instandhoudingsdoelstellingen voor niet-broedvogels, in veel gevallen overwinterende watervogels en steltlopers. Dit zijn voornamelijk grotere en relatief goed vindbare

soorten, met een lage verdwijnsnelheid door predatie in vergelijking met kleine soorten als veel zangvogels. Dit is van belang voor de zoekfrequentie (zie de paragraaf over monitoringsintensiteit).

Naast het vaststellen van de mortaliteit an sich, kan monitoring worden uitgevoerd met als doel de variatie in mortaliteit inzichtelijk te maken. Met andere woorden: welke factoren sturen de kans op aanvaring en de mortaliteit bij een bepaalde soort? Uit de resultaten van verschillende monitoringsprogramma's komt naar voren dat locatie een van de belangrijkste sturende factoren is, zowel op grote ruimtelijke schaal (kust vs. binnenland) als op kleinere schaal, waarbij sprake is van soms aanzienlijke variatie in slachtofferaantallen bij verschillende turbines binnen een windpark. Naast locatie kunnen ook andere factoren als tijdstip (dag/nacht), seizoen (trekperiodes) en weersomstandigheden (mist, windsnelheid) een grote invloed hebben op aanvaringskansen van vogels en vleermuizen. Inzicht in de sturende factoren wordt verkregen door een voldoende grote steekproef en tijdsduur van de monitoring, maar ook door het beschikbaar stellen van de resultaten van uitgevoerde monitoringsprogramma's in een publiek toegankelijke database, met de daarbij horende metadata.

Een derde doel van monitoring is het valideren van aanvaringsmodellen, zoals het veelgebruikte BAND-model en andere vergelijkbare modellen. Monitoringsdata zijn van groot belang om dergelijke modellen te preciseren en de invloed van sturende factoren beter in het model te verwerken.

Een belangrijk punt is dat slachtoffermonitoring in vrijwel alle gevallen op het niveau van het individuele windpark wordt uitgevoerd, in het kader van een vergunning of ontheffing van de Wet natuurbescherming. Hoewel dergelijke data van groot nut zijn, geeft dit niet een beeld van de cumulatieve sterfte. Zoals eerder beschreven, wordt de hoogste mortaliteit gevonden bij turbines aan de kust of nabij open water vanwege de hoge intensiteit aan vliegbewegingen. De windparken op dergelijke hoog-risicolocaties dragen logischerwijs ook het meest bij aan de cumulatieve sterfte. Dat is in veel mindere mate het geval bij meer in het binnenland gelegen locaties, of op locaties met weinig vliegbewegingen zoals open agrarische landschappen. Bepaling van de cumulatieve sterfte is dus grotendeels afhankelijk van monitoring op de hoog-risicolocaties. Indien sprake is van bijvoorbeeld veranderingen in aantallen vogels als gevolg van populatiefluctuaties of trends of veranderingen in het landgebruik, kan een periodieke herhaling van de monitoring inzicht geven in de effecten daarvan. Dit sluit aan bij de aanbevelingen door Jenkins *et al.* (2015), waarbij in eerste instantie een minimumperiode van twee jaar wordt gemonitord, gevolgd door een herhaling in het vijfde jaar en daarna om de vijf jaar. Een dergelijk schema van monitoring is minder zinvol voor de laag-risicolocaties; in die gevallen voldoet een relatief beperkte steekproef van de windparken.

Monitoringsintensiteit

De intensiteit waarmee wordt gemonitord, wordt bepaald door verschillende parameters, namelijk het aantal turbines dat wordt afgezocht, de tijdsduur, de zoekfrequentie en het zoekoppervlak.

Aantal turbines

Monitoringsprogramma's zijn kostbaar en de monitoringsintensiteit is vaak een balans tussen de kosten en de steekproefgrootte. Jenkins *et al.* (2015) bevelen een minimum steekproefgrootte aan van 20 turbines of 30% van het aantal turbines in het windpark. Zeker bij windparken die verschillende habitats beslaan, is het noodzakelijk om voldoende turbines te monitoren. Uit de monitoring van de windparken in de Eemshaven en Zeebrugge blijkt dat sprake is van grote variatie in de mortaliteit tussen de verschillende turbines, als resultaat van de afstand tot het wad, hoogwatervluchtplaatsen en lokale broedkolonies. Indien de monitoring voornamelijk is gericht op de mortaliteit onder grote, goed vindbare soorten als meeuwen en watervogels, kan het de voorkeur hebben om de steekproef te vergroten ten koste van de zoekfrequentie.

Tijdsduur

De monitoring dient van start te gaan zo snel mogelijk nadat het windpark operationeel is geworden. De minimumlengte van het monitoringsprogramma is enigszins afhankelijk van de omstandigheden; (Jenkins *et al.*, 2015) bevelen een minimumperiode aan van 2 jaar, gevolgd door een herhaling in het 5^e jaar en daarna om de 5 jaar. Een alternatieve opzet is om gedurende een langere aaneengesloten

periode te monitoren, zonder de vijfjaarlijkse 'updates'. Met name bij grotere windparken of op locaties met veel vliegbewegingen (bijvoorbeeld langs de kust) is een minimumperiode van 3-5 jaar vereist om de jaarlijkse variatie in het aantal aanvaringen goed in beeld te brengen. Bij kleinere windparken op locaties waar weinig slachtoffers worden verwacht, kan een periode van 2 jaar voldoende zijn. Een langere tijdsduur is van belang indien sprake is van Jenkins *et al.* (2015):

- i. Aanzienlijke jaarlijkse variatie in de aanwezigheid van bepaalde soorten;
- ii. Veranderingen in landgebruik rondom het windpark;
- iii. Aanzienlijke aantallen aanvaringslachtoffers;
- iv. Een langdurige impact van de aanlegwerkzaamheden (verstoring);
- v. Het implementeren van mitigerende maatregelen nadat het windpark operationeel is geworden.

Zoekfrequentie

De frequentie waarmee moet worden gezocht naar slachtoffers hangt samen met de verdwijnsnelheid als gevolg van predatie door aaseters. Hoe hoger de verdwijnsnelheid, hoe hoger de zoekfrequentie moet zijn om slachtoffers te vinden. In zijn algemeenheid hebben kleine soorten zoals zangvogels of vleermuizen een hogere verdwijnsnelheid dan grotere soorten als watervogels of meeuwen. Dat betekent dat voor het vaststellen van de mortaliteit onder bijvoorbeeld vleermuizen een hogere zoekfrequentie is vereist dan voor grote vogels. De predatiesnelheid kan worden vastgesteld door middel van een predatieproef waarbij dode vogels van verschillende grootteklassen worden uitgelegd.

Voor de monitoring van vleermuizen en kleine zangvogels wordt vaak een minimum zoekfrequentie van 2x per week aangehouden. De verdwijnsnelheid onder deze kleine soorten is hoog; vaak is na 2-3 dagen al meer dan 50% van de slachtoffers gepredeerd (zie figuur 12.1). Idealiter geeft iedere dag zoeken de hoogste kans om een groot deel van de slachtoffers daadwerkelijk te vinden. De correctiefactor voor predatiekans is dan relatief laag, evenals de bijbehorende foutmarge (95% betrouwbaarheidsinterval), waardoor een betrouwbare schatting van de werkelijke mortaliteit kan worden verkregen. Uit verschillende predatieproeven met dode muizen blijkt dat iedere dag die niet wordt gezocht tot een reductie van 10-20% of meer van het aantal resterende karkassen leidt. Bij zoekfrequenties lager dan 2x per week is de kans om nog een slachtoffer te vinden al zodanig afgenomen, en de foutmarge zodanig toegenomen, dat geen betrouwbaar beeld van de mortaliteit en het betreffende soortenspectrum kan worden verkregen. De hoge zoekfrequentie die dus nodig is bij het monitoren van slachtoffers onder vleermuizen en kleine zangvogels heeft logischerwijs consequenties voor de kosten en vaak ook het aantal turbines (of grootte van de zoekcirkel) dat kan worden afgezocht.

Bij monitoringsprogramma's gericht op grotere soorten zoals watervogels en meeuwen kan worden volstaan met een relatief lage zoekfrequentie, bijvoorbeeld eens per twee weken of in bepaalde omstandigheden nog lager (Strickland *et al.*, 2011). De verdwijnsnelheid onder deze soorten is relatief laag, en vaak blijven ook na predatie nog verenresten liggen die door een ervaren onderzoeker kunnen worden geïdentificeerd. Dat betekent ook dat monitoring in het kader van Natura 2000-gebieden gericht op watervogels met een relatief lage zoekfrequentie kan worden volstaan. Ook hier geldt echter dat een hoge zoekfrequentie tot een betrouwbaardere schatting van de mortaliteit leidt, doordat zowel de correctiefactor als de foutmarge kleiner is. Bovendien kan bij een hoge zoekfrequentie een vollediger beeld worden verkregen van het soortenspectrum, doordat de kleine soorten (zie boven) niet structureel worden gemist tijdens de monitoring. In sommige gevallen kan een gemengde aanpak worden gebruikt, met voor grote soorten een lage zoekfrequentie (maar grote steekproef) en voor kleine soorten een hoge zoekfrequentie bij een laag aantal turbines (Smallwood, 2013; Jenkins *et al.*, 2015).

Kennis omtrent de aanwezigheid van predatoren (als Vos e.d.) in het plangebied kan worden gebruikt om de zoekfrequentie bij te stellen. Vaak is bij lokale terreineigenaren of jagers bekend welke predatoren in het gebied aanwezig zijn.

Naast de grootte van de potentiële turbineslachtoffers speelt ook het terreintype een rol. Verschillende vegetatietypen rondom de turbines kunnen verschillende predatoren huisvesten en daarmee een

effect hebben op de verdwijnsnelheid. De predatieproef moet in dat geval ook in meerdere terreintypen worden uitgevoerd.

Zoekoppervlak

Bij veel monitoringsprogramma's wordt een cirkel onder de turbine afgezocht met een straal ter grootte van de tiphoogte van de turbine, of minimaal 75% daarvan (Jenkins *et al.*, 2015). Bij moderne, grote turbines met een tiphoogte van 150-200 m betekent dit een zoekoppervlak van ca. 2-3 ha per turbine. In veel gevallen kan niet het volledige zoekoppervlak worden afgezocht, doordat bijvoorbeeld niet de volledige zoekcirkel toegankelijk is vanwege ingezaaide gewassen of de aanwezigheid van open water. In die gevallen moet een correctiefactor voor het percentage afzoekbaar oppervlak worden toegepast. Hoe groter het deel dat wel afzoekbaar is, hoe kleiner de correctiefactor en daarmee de onzekerheid rondom de inschatting van de werkelijke mortaliteit.

Een groot afzoekbaar oppervlak betekent ook een hoge tijdsinvestering per turbine. Dit brengt hoge kosten met zich mee, of het gaat ten koste van het aantal turbines dat wordt afgezocht. Een alternatieve methode die in de VS regelmatig wordt toegepast, is de zogenoemde 'road and pad search', waarbij uitsluitend de verharde oppervlakken onder de turbine worden afgezocht. Deze methode heeft als voordeel dat het zoeken relatief snel en makkelijk gaat en de vindkans relatief hoog is. Voor soorten met een lage vindkans in begroeid terrein (zoals vleermuizen) is dit vaak de enige beschikbare methode. Een nadeel is dat het mogelijk geen representatief beeld geeft, zeker indien de verharde oppervlakken slechts een klein deel uitmaken van het volledige grondoppervlak onder de turbine. Vanwege het kleine zoekoppervlak dat wordt afgezocht, is bij een dergelijke methodiek een betrouwbare extrapolatie naar het volledige zoekoppervlak van groot belang. Daarnaast moet de predatiekans voor specifiek de verharde oppervlakken worden bepaald.

Er bestaan verschillende methoden om te corrigeren voor een klein zoekoppervlak. De meest eenvoudige bestaat uit een vermenigvuldiging gebaseerd op het percentage niet-afgezocht oppervlak (zie o.a. Winkelman, 1992). Simpel gezegd, indien de helft van de zoekcirkel kan worden afgezocht, moet het aantal slachtoffers worden verdubbeld. Hierbij wordt echter geen rekening gehouden met de ruimtelijke verdeling van de slachtoffers onder de turbine. Dat maakt deze methode vooral geschikt voor turbines waarbij het afzoekbaar oppervlak relatief groot is en op verschillende afstanden van de turbinemast kan worden gezocht. Dat is niet altijd mogelijk, bijvoorbeeld indien uitsluitend het verharde oppervlak direct rondom de turbinemast kan worden afgezocht. In dat geval is het van belang te weten hoe de ruimtelijke verdeling van de slachtoffers onder de turbine eruit ziet. Er bestaan verschillende methoden om deze verdeling in kaart te brengen en op basis hiervan een correctiefactor te berekenen, zoals logistische regressie of een correctie per afstandsklasse (McDonald *et al.*, 2017).

Vindkans en predatiekans

Bij veldonderzoek naar mortaliteit door windturbines worden nooit alle slachtoffers gevonden. Een deel wordt door roofdieren en aaseters verwijderd voordat ze door onderzoekers kunnen worden gevonden, en een deel is wel aanwezig, maar wordt niet gevonden, bijvoorbeeld doordat de dode vleermuizen verscholen liggen in de vegetatie. Daarom moeten gevonden aantallen altijd worden gecorrigeerd voor de predatiekans en de vindkans. Deze wordt experimenteel bepaald aan de hand van een vindkans- en predatieproef. Indien niet de volledige zoekcirkel effectief kan worden afgezocht op slachtoffers, dient ook een correctie voor het percentage afzoekbaar oppervlak te worden uitgevoerd.

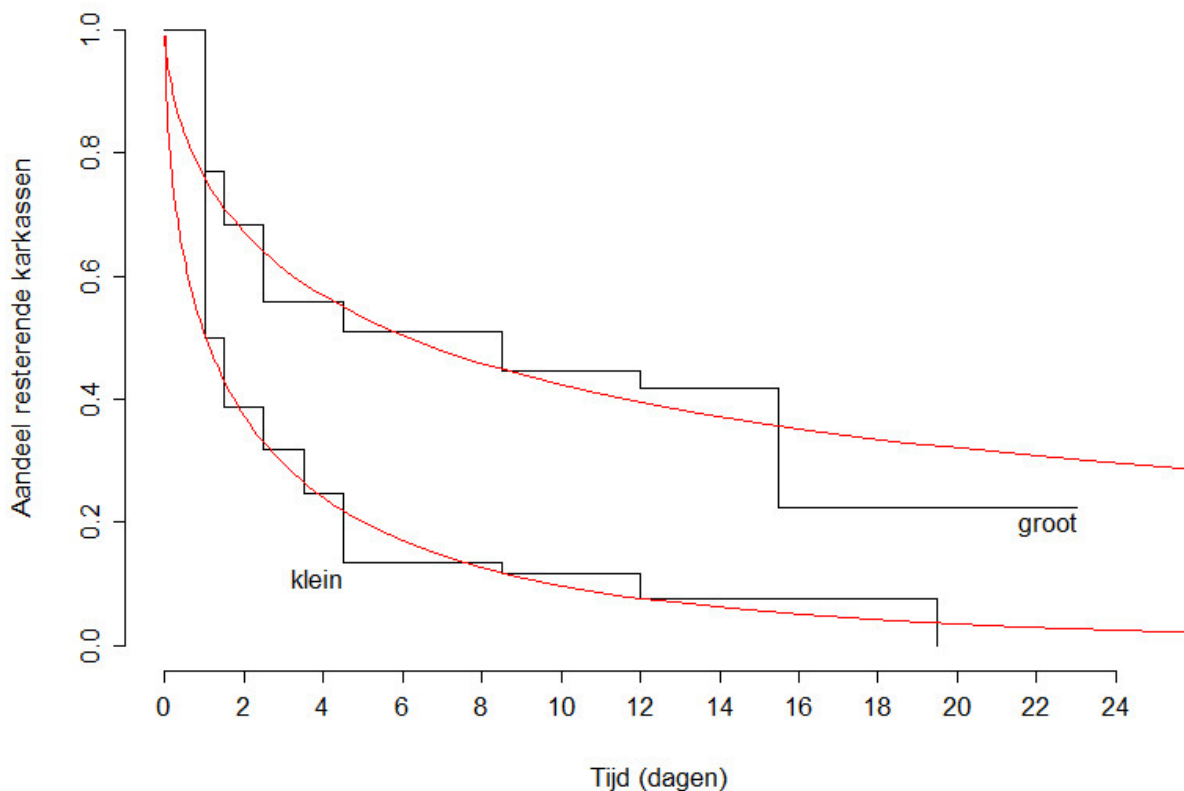
De vindkans wordt bepaald door het uitleggen van een aantal dode dieren, waarna door een andere onderzoeker (zonder kennis van de locaties en aantallen uitgelegde dieren) wordt onderzocht welk deel hiervan teruggevonden wordt. De vindkansfactor wordt vervolgens berekend als de ratio van het aantal teruggevonden dieren ten opzichte van het aantal uitgelegde dieren. De vindkans hangt af van de ervaring van de onderzoeker en de mate waarin de dode dieren opvallen op de ondergrond. Dit wordt vooral beïnvloed door de grootte van het dode dier en het kleurcontrast tussen het slachtoffer en de ondergrond, maar ook de hoogte van de begroeiing speelt een belangrijke rol. Uit vogelonderzoek blijkt dat zelfs na intensief zoeken kleine vogels (vooral in ruigere vegetatie) moeilijk terug te vinden zijn. Uit verschillende studies blijkt dat zonder correcties voor de vindkans een ernstige onderschatting van het aantal aanvaringsslachtoffers plaatsvindt (o.a. Everaert, 2008; Korner-Nievergelt *et al.*, 2011; Péron *et al.*, 2013). Indien sprake is van verschillende terreintypen

waar slachtoffers kunnen liggen, zoals kaal (verhard) terrein en begroeid terrein, dient de vindkans voor deze terreintypen afzonderlijk bepaald te worden.

Het aantal dieren dat wordt uitgelegd, moet voldoende groot zijn om statistisch te kunnen analyseren, maar niet zoveel dat sprake is van een 'gedekte tafel' voor aaseters. Vaak wordt een minimum van 20-30 dieren aangehouden (Bispo, 2015; Jenkins *et al.*, 2015). De uitgelegde dieren moeten qua grootte en kleur min of meer overeenkomen met het verwachte soortenspectrum van de slachtoffers. Indien geen dode wilde vogelsoorten beschikbaar zijn (bijvoorbeeld uit eerder slachtofferonderzoek), kunnen commercieel verkrijgbare dode kuikens, kwartels of duiven als proxy worden gebruikt. De vindkans moet dan per relevante grootteklasse afzonderlijk worden bepaald.

Naast de vindkans moet ook worden gecorrigeerd voor de predatiekans. Een deel van de slachtoffers dat op de grond valt, wordt immers door roofdieren en aaseters verwijderd voordat ze door onderzoekers kunnen worden gevonden. De predatiekans is vaak hoog bij verse slachtoffers, maar neemt af naarmate een kadaver langer ligt. De predatiekans wordt bepaald door gedurende een bepaalde periode de snelheid te meten waarmee uitgelegde dode dieren verdwijnen door predatie. De duur van de predatieproef moet worden afgestemd op de zoekfrequentie; indien 1x per week wordt gezocht naar dode vogels, moet de predatieproef ook minimaal een week duren. Vanwege de hoge predatiekans van verse karkassen, moet met name in de eerste dagen na uitleggen dagelijks worden gecontroleerd op het aantal dieren dat nog aanwezig is. Na circa een week kan het zoekinterval worden vergroot. Indien jaarrond wordt gemonitord, is het zinvol om een predatieproef in meerdere seizoenen uit te voeren.

De predatiekansen met bijbehorende betrouwbaarheidsintervallen kunnen worden berekend door middel van een survival-analyse in een statistisch softwarepakket. Survival-analyse wordt gebruikt om de tijd tot een bepaalde gebeurtenis (in dit geval het verdwijnen van een karkas door predatie) te modelleren, en is uitermate geschikt voor de analyse van predatieproeven (Bernardino *et al.*, 2011; Bispo *et al.*, 2013; Korner-Nievergelt *et al.*, 2015). Het resultaat van deze analyse is een 'overlevingsfunctie' (Kaplan-Meier) die de kans weergeeft dat na een x-aantal dagen een karkas nog aanwezig is. Deze Kaplan-Meier-functie vertoont een karakteristiek trapsgewijs patroon waarbij de survival rate op bepaalde tijdstippen 'verspringt'. Onder de aanname dat de predatiekans in werkelijkheid geleidelijk afneemt in de tijd in plaats van sprongsgewijs, kan een parametrische regressie uitgevoerd. Hierdoor wordt een vloeiende curve verkregen (zie figuur 12.1) die ook kan worden gebruikt voor interpolatie of extrapolatie, zodat de predatiekans voor ieder mogelijk tijdstip kan worden berekend.



Figuur 12.1 Verloop van de predatiekans in Windpark Delfzijl-Noord voor grote (>100 g) en kleine (<100 g) vogelsoorten. De zwarte trapsgewijze lijn geeft de Kaplan-Meier-functie weer; de rode solide lijn de regressielijn. De 95%-betrouwbaarheidsintervallen zijn hier niet weergegeven. Bron: Brenninkmeijer et al. (2017).

Opzet database

Zoals eerder in dit hoofdstuk beschreven, vormt de ontoegankelijkheid van monitoringsdata een obstakel voor verder onderzoek, effectbeoordelingen en het inschatten van cumulatieve effecten op kwetsbare soorten. Een centrale opslag van de resultaten van uitgevoerde monitoringsprogramma's in een publiek toegankelijke database is een belangrijke stap om dit te verbeteren. Dergelijke databases zijn of worden ook in het buitenland opgezet, zoals in Frankrijk en Spanje.

Hier wordt een beknopte opzet gegeven van een dergelijke database en de parameters die daarbij van belang zijn. Vanwege de verschillen tussen windparken, terreintypen, locaties, methodiek en andere relevante parameters dienen dergelijke metadata ook in de database te worden verwerkt. Dit kan door in een relationele database de slachtofferdata te koppelen aan een aparte tabel met de betreffende metadata voor ieder specifiek monitoringsprogramma. De gebruiker kan dan met behulp van een query de gewenste data opvragen. Dergelijke technieken zijn eenvoudig toe te passen op bijvoorbeeld een website waar men de data kan inzien of downloaden.

Slachtoffers:

- Uniek ID-nummer per slachtoffer.
- ID-nummer verwijzend naar de tabel met de metadata.
- Soort.
- Soortgroep of familie (Eend-achtigen, duiven etc.).
- Gewicht of grootteklasse.
- Zekerheid van identificatie, in drie klassen.
- Vastgestelde doodsoorzaak: turbine, hoogspanningslijn, verkeer, aangespoeld etc.
- Zekerheid van de vastgestelde doodsoorzaak, in drie klassen (zeker, waarschijnlijk, mogelijk).
- Datum.
- Afstand tot turbinemast of hoogspanningslijn.
- Turbinenummer of andere plaatsaanduiding.
- Coördinaten vindplaats.

-
- Terreintype (verhard, gras etc.).
 - Tijd sinds voorgaande zoekronde.
 - Correctiefactor voor vindkans.
 - Correctiefactor voor predatiekans.
 - Correctiefactor voor zoekoppervlak.
 - Omrekening op basis van correctiefactoren.
 - Staat van karkas (vers, vergaan, compleet, verenresten etc.).
 - Foto (indien van toepassing).
 - Opmerkingen (indien van toepassing).

Metadata:

- Uniek ID-nummer per windpark of hoogspanningstracé.
- Naam windpark.
- Opdrachtgever.
- Uitvoerder.
- Periode waarin monitoring heeft plaatsgevonden: begin- en einddatum, aantal maanden.
- Aantal zoekrondes.
- Karakteristieken van windpark: aantal turbines, dimensies, modellen etc.
- Coördinaten geometrisch middelpunt van windpark.
- Algemene typering omliggend terrein.
- Aanwezigheid vogelconcentraties (migratieroute, open water etc.).
- Verwijzing of link naar rapportages of aanvullende datasets.

Eventueel kan een derde tabel met soortinformatie worden opgenomen, zoals taxonomische informatie, status (broedvogel/doortrekker/wintergast/dwaalgast), landelijke populatiegrootte, Rode Lijst-status etc. In dat geval hoeven de velden m.b.t. soortgroep/familie en gewicht niet in de slachtoffertabel te worden opgenomen.

13 Antropogene drukfactoren en mogelijkheden voor compensatie

Dit hoofdstuk gaat in op de vraag hoe de druk op populaties veroorzaakt door energie-infrastructuur zich verhoudt tot andere (antropogene) drukfactoren. Gegevens over andere antropogene drukfactoren geven ook een indicatie over compensatiemogelijkheden. Als windparken of andere nieuwe energie-infrastructuur een extra druk leggen op populaties, ondanks mitigatiemaatregelen, en andere belangrijke drukfactoren zijn gemakkelijker te beïnvloeden, dan is de extra druk door energie-infrastructuur te compenseren door elders de druk te verlagen. Zo kan habitatverlies in theorie worden gecompenseerd door elders nieuw habitat aan te leggen, en extra sterfte door energie-infrastructuur worden gecompenseerd door beschermende, sterfte-verlagende maatregelen elders. Het is belangrijk om dit op soortniveau te bekijken, omdat verschillende soorten te maken hebben met verschillende drukfactoren en kwetsbaarheid, waarbij sommige soorten helemaal geen effect ondervinden van de drukfactoren; de populaties zijn blijkbaar in staat om extra sterfte en/of habitatverlies op te vangen. Een goed voorbeeld daarvan zijn de tuinvogels (merels, mussen, mezen, roodborsten) die massaal, met miljoenen per jaar (Loss *et al.*, 2012, 2013, 2014), het slachtoffer worden van ramen, auto's en huiskatten, maar ondanks dit alles toch in staat zijn om grote, stabiele populaties te vormen in het stedelijk gebied (bijv. Arnold en Zink, 2002). De vraag is dus of en wanneer extra sterfte of habitatverlies achteruitgang van de populatie kan veroorzaken. Daarom leggen we in dit rapport de nadruk op soorten met een hoge populatiekwetsbaarheid, gebruikmakend van de Rode Lijst-status, en een grote gevoeligheid voor energie-infrastructuur. Alleen als gegevens op soortniveau niet voorhanden zijn, nemen we onze toevlucht tot geaggregeerde gegevens voor een groep (kwetsbare) soorten.

Voor de analyse van het relatieve belang van sterfte door energie-infrastructuur ten opzichte van andere antropogene drukfactoren, maken we gebruik van expertkennis over die drukfactoren en in het geval van vogels, van gegevens over sterfte van geringde vogels. Aan de hand van de gegevens van dood-gemelde, in Nederland geringde vogels wordt inzicht gegeven in het voorkomen van doodsoorzaken die gerelateerd zijn aan energie-infrastructuur en andere oorzaken. Voor andere soortgroepen dan vogels zijn dergelijke gegevens helaas niet aanwezig. De gegevens die de verschillende methoden opleveren, zijn vertekend, om uiteenlopende redenen. De gegevens over sterfte bij vogels worden bijvoorbeeld voor een belangrijk deel beïnvloed door de vind- en meldingskans: verkeersslachtoffers aan de kant van de weg hebben een grotere kans om te worden gevonden en gemeld dan vogels die verder van de weg liggen; vogels die tegen ramen zijn gevlogen eerder dan vogels die tegen hoogspanningslijnen zijn gevlogen etc. Opvallende, grote vogels worden vaker gevonden dan onopvallende, kleinere vogels. De doodsoorzaak is niet altijd aan te wijzen als geen uitwendige verwondingen aanwezig zijn. Daardoor zijn ringmeldingen beperkt bruikbaar, maar ze geven wel een indicatie (zie voor een uitgebreide discussie paragraaf 13.1). Ook op expertkennis valt het een en ander aan te merken. Resultaten worden beïnvloed door de manier waarop experts worden ondervraagd (vraagstelling, methode) en individuele experts kunnen van mening verschillen. Daarom laten we voor landvogels zowel de expert-gebaseerde resultaten zien als de resultaten gebaseerd op terugmeldingen van geringde, dode vogels. Voor vleermuizen zijn gegevens beschikbaar op basis van expertkennis. Zeevogels krijgen een aparte paragraaf naast de analyse van sterfte. Voor zeezoogdieren zijn (inter)nationale studies voorhanden om op terug te vallen. Voor vissen is nog weinig bekend over de aard en omvang van antropogene drukfactoren, met uitzondering van de impact van visserij. In de laatste paragraaf vatten we de resultaten samen.

13.1 Analyse doodsoorzaken vogels op basis van ringgegevens

Sinds 1911 worden vogels in Nederland voorzien van een ring ten behoeve van onderzoek. Sinds die tijd zijn circa 12 miljoen vogels geringd, en zijn bijna 1,7 miljoen geringde vogels teruggemeld. Van

die terugmeldingen hebben er 222.096 betrekking op vogels die dood of gewond waren. Voor het vastleggen van de doodsoorzaken wordt gebruikgemaakt van een standaard codering, de zgn. EURING-code. De EURING-code faciliteert de uitwisseling van gegevens van geringde vogels wereldwijd. Doodsoorzaken worden vastgelegd m.b.v. circa 90 codes. De volledige lijst met codes kan worden ingezien op <https://blx1.bto.org/euringcodes/circumstances.jsp>.

Voor deze analyse is gekeken naar het voorkomen van de volgende codes:

- 30 olieslachtoffer
- 35 geëlektrocuteerd
- 43 draadslachtoffer, lijnen, dunne masten etc.
- 45 tegen een gebouw of ander object gevlogen
- 91 tegen windturbine aangevlogen (code in gebruik sinds 2012)

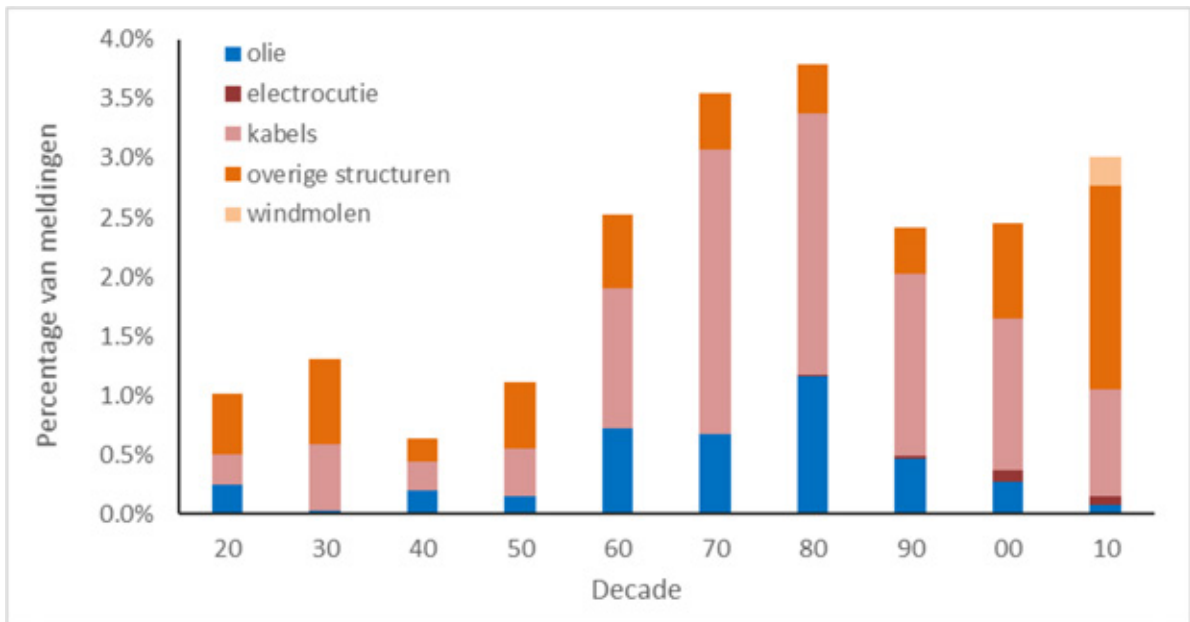
De codes 35, 43 en 45 omvatten niet alleen doodsoorzaken die met energie-infrastructuur te maken hebben, maar zijn breder gedefinieerd. Tot 2012 werden aanvaringen met windturbines niet apart geregistreerd. Deze doodsoorzaak zat 'verstopt' in de codes 43 en 45. Bijvoorbeeld code 43 heeft voor 70% betrekking op aanvaringen met hoogspanningslijnen en voor bijna 8% op aanvaringen met windturbines. Code 45 heeft voor ruim 8% betrekking op aanvaringen met windturbines. Deze percentages zijn een indicatie op basis van opmerkingen bij de meldingen.

Daarnaast is gekeken naar andere antropogene doodsoorzaken. Daarvoor zijn verschillende codes samengevoegd om het aantal categorieën behapbaar te houden:

- 10-17, 19-24 bejaagd (geschoten, gevangen, anderszins)
- 40-42 verkeer (auto, trein, vliegverkeer)
- 44 raamslachtoffers
- 31-34, 36-38, 46-49 overige antropogeen (prikkelraad, gif, gebouw ingevlogen, verstrikt etc.)

Per decade is gekeken welk *aandeel* van alle gemelde doodsoorzaken betrekking heeft op deze codes (maar zie Box 1). Deze percentages geven dus *niet* het aandeel vogels weer dat door een van deze oorzaken om het leven is gekomen en zijn geen mortaliteitscijfers. Ze geven daarentegen het relatieve belang aan van deze vijf doodsoorzaken voor de gevonden en gemelde vogels. Niet alle vogels die doodgaan, worden gevonden en het percentage vogels dat wordt gevonden en gemeld, verschilt bovendien tussen soorten. Kleine soorten hebben een veel kleinere vindkans en in deze analyse zijn voor figuur 13.2 alleen grotere soorten gebruikt die veelvuldig worden gemeld.

Box 1. De percentages geven een indicatie van het belang van deze doodsoorzaken voor de soort of soortgroep en percentages kunnen tussen decades worden vergeleken en geven een *trend* weer, maar percentages kunnen niet tussen verschillende categorieën van doodsoorzaken direct vergeleken worden. Per doodsoorzaak is de vind- en rapportagekans namelijk verschillend. Over het algemeen is de rapportagekans van vogels die een niet-natuurlijke dood zijn gestorven hoger dan van vogels die een natuurlijke dood zijn gestorven. Antropogene doodsoorzaken zijn dus oververtegenwoordigd. Geschoten vogels en verkeersslachtoffers hebben de hoogste vind- en rapportagekans. Deze categorieën zijn oververtegenwoordigd. Het is dus niet mogelijk om op basis van onderstaande figuren te stellen dat bejaging en verkeer bij aalscholvers, ooievaar etc. in absolute zin in de eerste helft van de 20^e eeuw voor veel meer slachtoffers zorgden dan elektrocutie en aanvaringen met lijnen nu. Wel kan worden gesteld dat het belang van bejaging als doodsoorzaak sterk is afgenomen en dat oorzaken verwant aan energie-infrastructuur zijn toegenomen.



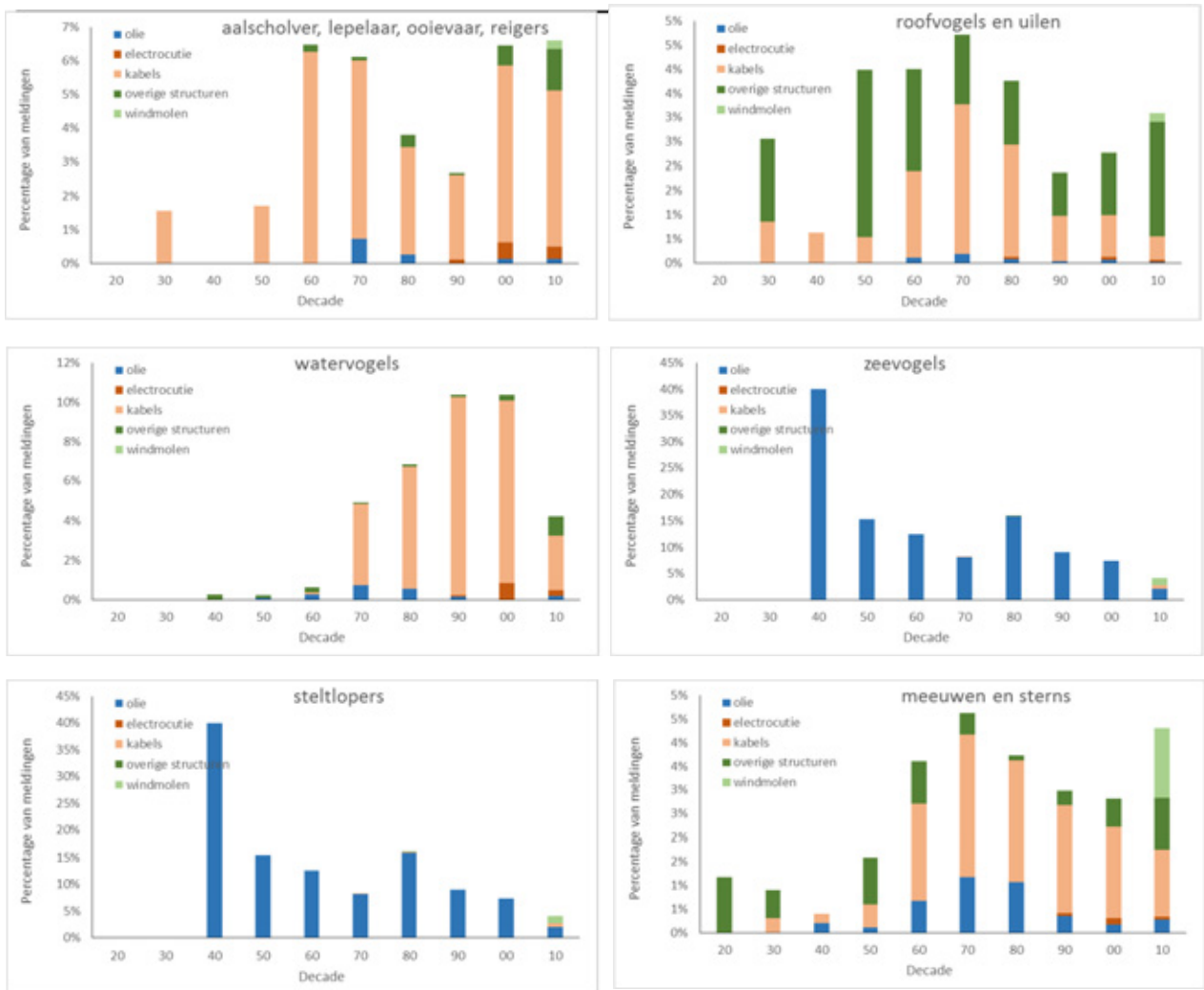
Figuur 13.1 Relatieve voorkomen van vijf doodsoorzaken van vogels in Nederland die gerelateerd zijn aan energie-infrastructuur en exploitatie tussen 1920 en 2017. Gegevens van alle vogelsoorten gecombineerd. Percentages geven het aandeel van alle meldingen in een decade weer (tabel 13.1).

Tabel 13.1 Aantal meldingen per decade gerelateerd aan energie-infrastructuur en exploitatie tussen 1920 en 2017.

Decade	20	30	40	50	60	70	80	90	00	10	totaal
Totaal teruggemeld dood, gewond in NL	396	3433	2048	9868	19594	34135	40306	42800	36410	33106	222096
Olie	1	1	4	15	141	231	468	197	100	25	1183
Elektrocutie	0	0	0	0	0	0	4	11	35	25	75
Kabels	1	19	5	40	233	818	888	660	463	298	3425
Gebouwen en structuren	2	25	4	55	120	161	167	167	294	568	1563
Windturbines	--	--	--	--	--	--	--	--	--	79	79

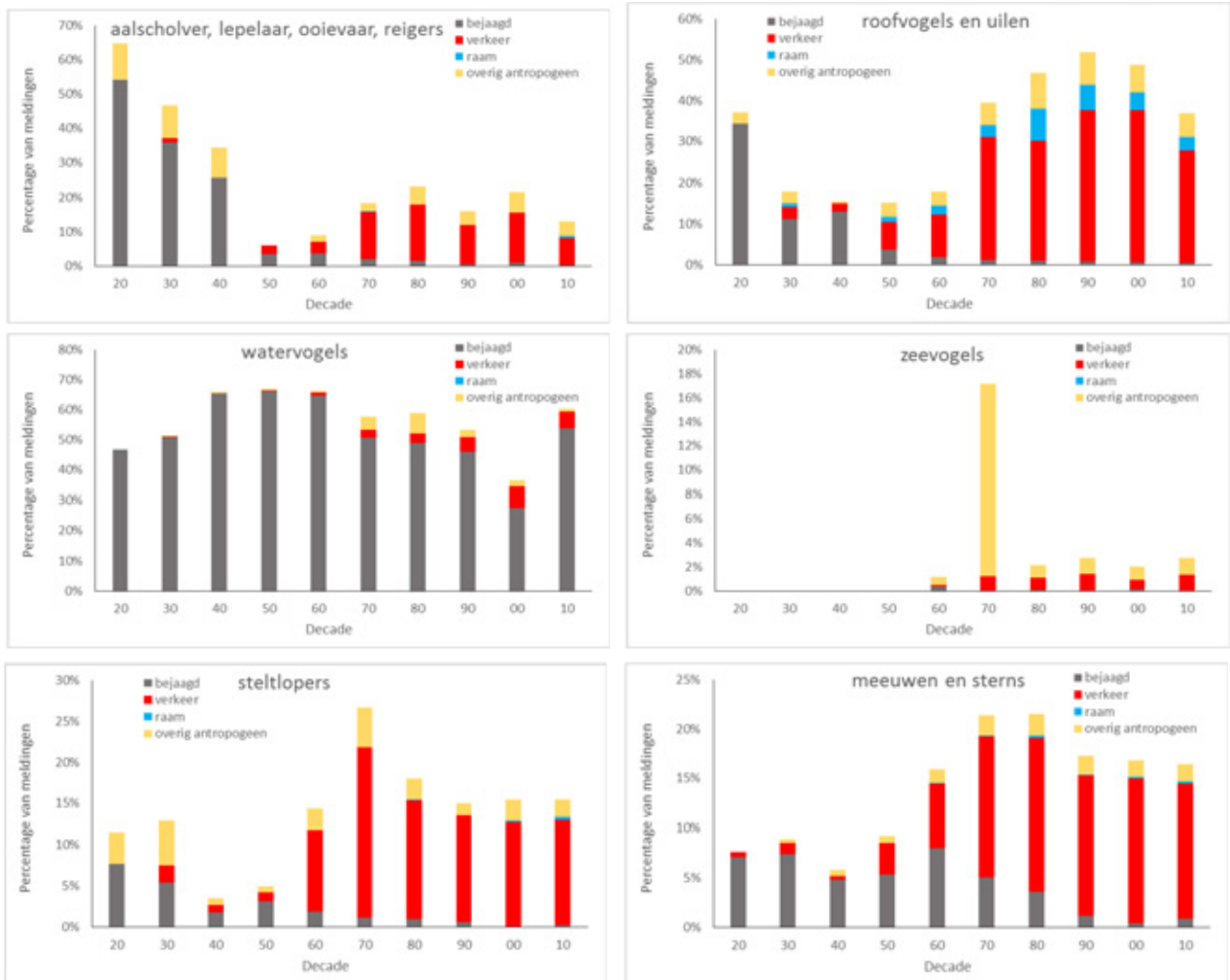
Uit figuur 13.1 blijkt dat de aantallen meldingen met een doodsoorzaak gerelateerd aan energie-infrastructuur zijn toegenomen gedurende de 20^e eeuw en dat deze een piek bereikten in de jaren tachtig van de vorige eeuw. Deze piek wordt vooral veroorzaakt door het aandeel olieslachtoffers en een toename in de relatieve frequentie van aanvaringen met hoogspanningslijnen ('kabels'). Recent is het aandeel van aanvaringen met gebouwen en andere structuren toegenomen, waarvan windturbines onderdeel uitmaken (Tabel 13.1). In de laatste decade worden aanvaringen met windturbines apart onderscheiden. Het belang van aanvaringen met kabels neemt vanaf de jaren zestig sterk toe en lijkt voor een aantal groepen sinds die tijd het grootste probleem te vormen. Het aandeel olieslachtoffers is gedurende de laatste dertig jaar afgenomen.

Niet alle soortgroepen zijn even kwetsbaar voor energietechnieken (Figuren 13.2 t/m 13.4). Mortaliteit van aalscholvers, lepelaars, ooievaars, reigers en andere watervogels lijkt vooral hoog als gevolg van aanvaringen met kabels, terwijl geringde roofvogels en uilen is vooral hoog voor 'overige structuren'. Zeevogels en steltlopers werden relatief vaak teruggemeld als slachtoffer van olievervuiling, wat voor meeuwen en sterns weer een relatief minder belangrijke doodsoorzaak leek in vergelijking met kabels.



Figuren 13.2 t/m 13.4 Het relatieve voorkomen van vijf doodsoorzaken van vogels die gerelateerd zijn aan energie-infrastructuur of exploitatie tussen 1920 en 2017 voor zes groepen vogels. Let op: door verschillende vind- en meldkansen kunnen absolute percentages van verschillende doodsoorzaken niet zonder meer onderling vergeleken worden (zie tekst).

Hoe verhoudt zich de sterfte gerelateerd aan energievormen nu met sterfte door andere antropogene oorzaken voor deze soortgroepen? In de figuren 13.5 t/m 13.7 is allereerst af te lezen dat wanneer mortaliteit wordt opgeteld voor dezelfde soortgroepen op basis van de ringgegevens, deze relatief veel hoger is dan mortaliteit door energie-infrastructuur of exploitatie. Uit deze analyse kan verder geconcludeerd worden dat vooral het verkeer een belangrijke doodsoorzaak voor vogels lijkt en dan voornamelijk voor roofvogels en uilen. Watervogels vormen een uitzondering, met jacht als belangrijkste factor, maar dat komt vooral doordat algemene en bejaagde soorten zijn meegenomen (zoals wilde eend, grauwe gans, kolgans en brandgans). Hierbij moet vermeld worden dat sterfte door verkeer en jacht relatief wordt overschat vanwege de hogere vindkansen. Het is verder belangrijk op te merken dat het hier om een algemeen beeld gaat en dat bepaalde soorten relatief hogere mortaliteit kunnen hebben als gevolg van een specifieke factor. Sommige soorten roofvogels bijvoorbeeld zijn relatief weinig slachtoffer van verkeer en vaker slachtoffer van aanvaringen met infrastructuur, zoals kabels en windturbines. Hoewel de conclusie dus gerechtvaardigd lijkt dat andere factoren *over het algemeen* van groter belang lijken voor sterfte binnen deze soortgroepen dan energie-infrastructuur, is de variatie tussen soorten groot en dit is van doorslaggevend belang waar het gaat om het evalueren van de impact van sterfte door energie-infrastructuur op specifieke soorten.



Figuren 13.5 t/m 13.7 Het relatieve voorkomen van vijf doodsoorzaken van vogels die gerelateerd zijn aan vier belangrijke antropogene doodsoorzaken tussen 1920 en 2017 voor zes groepen vogels. Let op: door verschillende vind- en meldkansen kunnen absolute percentages van verschillende doodsoorzaken niet zonder meer onderling vergeleken worden (zie tekst). Met name de categorieën 'bejaagd' en 'verkeer' zijn oververtegenwoordigd vanwege de grotere vindkansen.

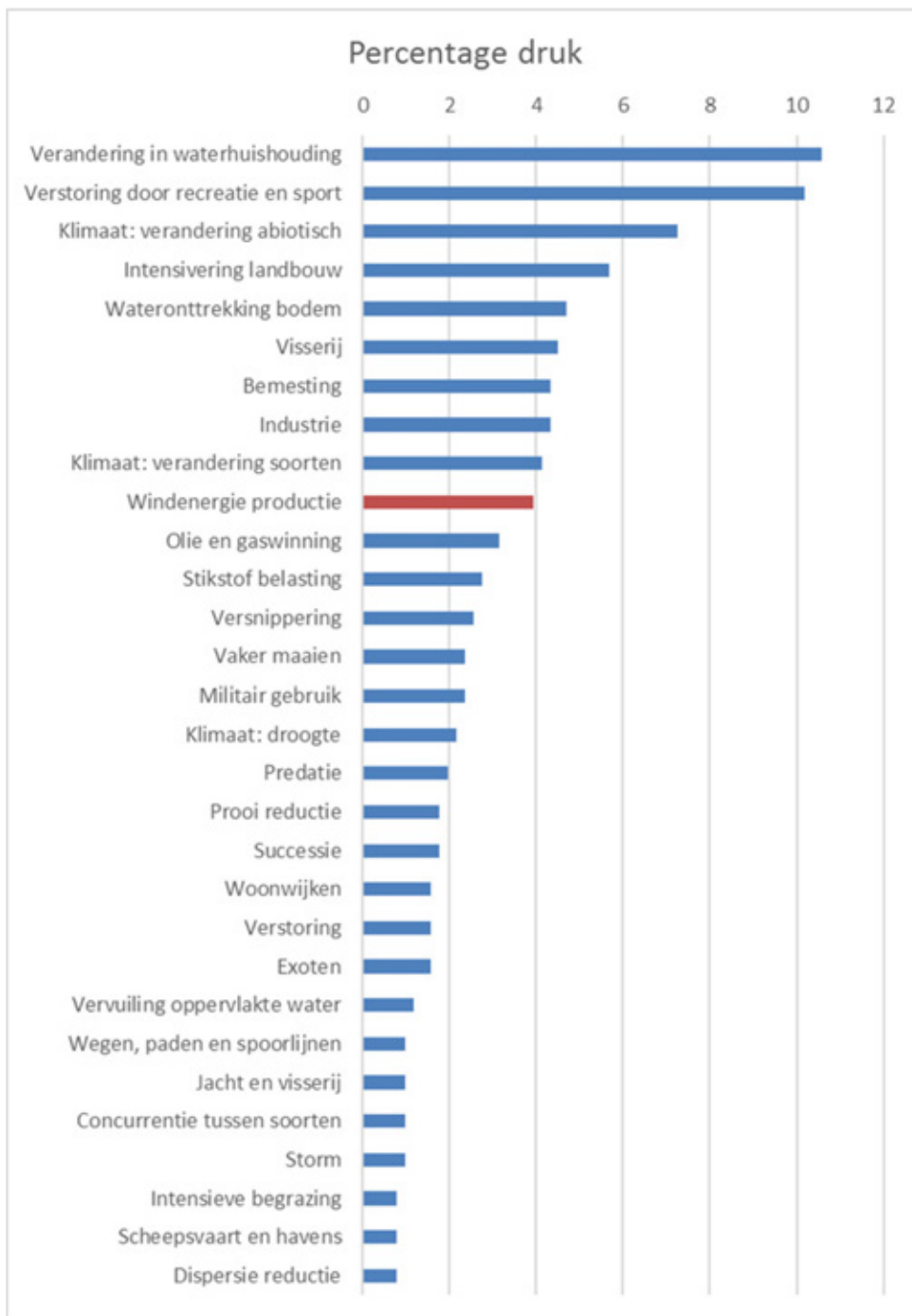
13.2 Bepaling drukfactoren kwetsbare vogels door expert judgement

De EU-2015 systematiek onderscheidt een lijst van ongeveer 400 verschillende drukfactoren op vogelrichtlijn- en habitatrichtlijnsoorten VR- en HR-soorten (Schippers *et al.*, 2015). De lijst bevat ook drukfactoren 'groene energieproductie', zoals geothermische energie, zonne-, wind- en getijdenenergie. Maar ook drukfactoren zoals olie- en gaswinning en elektriciteits- en telefoonlijnen maken deel uit van deze lijst. Aan een expertteam van Nederlandse experts – bekende soortdeskundigen – is gevraagd om de belangrijkste drukfactoren te scoren voor in Nederland voorkomende VR- en HR-soorten met een wegingsfactor hoog (H), midden (M) en laag (L). H heeft daarbij een gewicht van drie, M van twee en L van één. Een hoge score op een drukfactor geeft aan dat de experts de VR- en HR-soorten hier gevoelig voor achten.

Voor dit project is een lijst opgesteld van 48 kwetsbare vogelsoorten, welke is samengesteld op basis van de gevoeligheid voor hoogspanningslijnen en/of windturbines (zie hoofdstuk 4). De lijst is samengesteld uit de lijsten (a) broedvogels gevoelig voor windturbines, (b) broedvogels gevoelig voor hoogspanningslijnen, (c) wintervogels gevoelig voor windturbines, en (d) wintervogels gevoelig voor

hoogspanningslijnen. Er waren 48 soorten die zowel in een of meer van deze lijsten voorkwamen (dit rapport) als in de geanalyseerde lijst VR- en HR-soorten (Schippers *et al.*, 2015).

Onderstaande figuren laten de geaggregeerde resultaten zien. Van de 400 drukfactoren worden alleen de 30 hoogst scorende getoond op grond van expertscores voor deze 48 vogelsoorten. Figuur 13.8 laat de drukfactoren zien als percentage van de totale score voor de 48 vogelsoorten. We zien dat de verandering in de waterhuishouding als de belangrijkste drukfactor wordt ervaren. Druk door windenergieproductie komt op plek 10 en omvat bijna 4% van de totaal gescoorde druk. Andere energiegerelateerde drukfactoren zoals olie- en gaswinning, zonnepanelen, getijdenenergie en hoogspanningslijnen werden door het expertteam als minder belangrijk beschouwd en komen niet in de top 30 voor.



Figuur 13.8 Score van top 30 drukfactoren voor 48 kwetsbare vogelrichtlijnsoorten, uitgedrukt als het percentage van de totale score. Hoge waarden geven aan dat veel soorten voor een factor gevoelig zijn.

Als we naar deze resultaten kijken, kunnen we concluderen dat er grote verschillen zijn vergeleken met de resultaten van het ringonderzoek. Verkeer bijvoorbeeld wordt door de experts als minder belangrijke drukfactor gescoord voor deze kwetsbare soorten, maar komt in de ringgegevens naar voren als een relatief belangrijke doodsoorzaak. Dit verschil in uitkomsten heeft een aantal oorzaken. Ten eerste gaan de ringgegevens alleen over sterfte en de expertscores gaan over bedreigingen in het algemeen. Veel van deze bedreigingen hebben niet zozeer te maken met sterfte, maar meer met habitatverlies, verslechtering van habitatkwaliteit, versnippering, verminderd voedselaanbod en dergelijke. Dit alles ontbreekt uiteraard in de ringgegevens. Daarmee hangt samen dat ook de vraagstelling verschillend was: waaraan gaan vogels dood versus wat vormt een bedreiging voor vogelpopulaties? Ook betreft het in beide gevallen geaggregeerde gegevens van groepen soorten,

waarbij de groepen anders gedefinieerd zijn. Ook daarom zijn de twee analyses niet goed te vergelijken. Tot slot is de kans dat een dode vogel of een drukfactor in de database terechtkomt afhankelijk van de context. Niet alle dode vogels worden even gemakkelijk gemeld en niet iedere drukfactor is even bekend bij de experts. Conclusies over de relatieve bijdrage van andere drukfactoren vs. lijnen en turbines zijn lastig te trekken. Doordat soorten zijn geaggregeerd, lijkt naar voren te komen dat het met de relatieve bijdrage van lijnen en turbines wel meevalt, behalve voor een beperkte groep kwetsbaarste vogelsoorten, maar deze gegevens zijn, zeker wat betreft de vogels, sterk bepaald door het feit dat ook niet-kwetsbare soorten in de analyse zijn meegenomen (zoals grauwe en kolganzen).

Kijken we naar mogelijkheden voor de compensatie van extra sterfte door energie-infrastructuur, dan zijn de ringgegevens zeer relevant. Als we het breder trekken en in bredere zin kijken naar wat de factoren zijn die zorgen voor afname van kwetsbare soorten, dan is de analyse door experts relevant. Wat opvalt, is dat veel van de genoemde factoren te maken hebben met landbouw en klimaat. Voor compensatie is een belangrijke vraag aan welke knoppen het bestuur kan draaien wat betreft de inrichting en beheer van Nederland (klimaatverandering bijvoorbeeld is niet terug te draaien met lokale maatregelen).

Tot slot: we hebben het hier telkens over geaggregeerde gegevens, terwijl compensatie maatwerk is op soortniveau. Per kwetsbare soort dient een uitgebreide analyse plaats te vinden van bedreigingen, waarna oplossingsrichtingen kunnen worden geanalyseerd (bij voorkeur met populatiemodellen), zodat kan worden vastgesteld waar, wanneer en hoe er gecompenseerd zou kunnen worden en wat daarvan de kosten zijn. De compensatiemogelijkheden moeten gezocht worden daar waar de overheid echt invloed kan uitoefenen. Inrichting en beheer van Rijkseigendommen als wegbermen en wateroevers zijn kansrijker dan maatregelen die tegen dominante economische processen in gaan.

13.3 Aanvullende informatie antropogene drukfactoren zeevogels

Zeevogels zijn gevoelig voor verschillende drukfactoren zoals de gevolgen van visserij, verlies van habitat en veranderingen in waterkwaliteit (OSPAR, 2017). Voor de Kaderrichtlijn Mariene Strategie heeft OSPAR de status van zeevogels aan de hand van indicatoren voor abundantie en broedsucces beoordeeld. Deze beoordeling is gedaan voor verschillende OSPAR-gebieden, waaronder de gehele Noordzee. Een beoordeling voor het Nederlandse deel van de Noordzee ontbreekt derhalve.

De *abundantie* (aantal individuen en/of broedparen) wordt gebruikt als indicator door OSPAR om de biodiversiteitsstatus voor vogels in de OSPAR-gebieden aan te geven. Deze indicator geeft de relatieve talrijkheid van soorten weer. Meer dan een kwart van de beoordeelde soorten broedvogels is ten opzichte van 25 jaar geleden aanzienlijk (>20% of >30%) in talrijkheid achteruitgegaan (OSPAR, 2017). Er zijn vijf functionele groepen beoordeeld voor zowel broedvogels als niet-broedvogels. Van de 85 soorten die beoordeeld zijn voor de Noordzee is 67% aanwezig in aantallen boven de zogenaamde referentiewaarde (OSPAR, 2017). Van de niet-broedvogels komt 77% van de soorten boven de referentiewaarde; alleen de benthoseters (zoals duikeenden) zijn in relatief lage aantallen aanwezig – slechts 66% van de soorten komt boven de referentiewaarde –, terwijl de soorten van de overige functionele groepen 80% scoren. Van de broedvogelsoorten is 50% aanwezig in aantallen boven de referentiewaarde, waarbij de grazers (0%), steltlopers en andere waadvogels (40%) en oppervlaktefoeragerders (zoals meeuwen en sterns, 47%) het laagst scoren. Het beeld voor de zuidelijke Noordzee komt in grote lijnen overeen met dat van de gehele Noordzee.

Verminderd *broedsucces* komt bij veel soorten wijdverbreid en vaak voor. Dit geldt vooral voor soorten die foerageren op kleine vis in de bovenste laag van de waterkolom (OSPAR, 2017). Dit verschil kon verklaard worden door de beschikbaarheid van kleine prooivissen aan het wateroppervlak (zoals spiering en sprot) die typische prooien zijn voor diverse aan de oppervlakte foeragerende vogelsoorten (zoals meeuwen).

Er zijn recente publicaties van OSPAR over drukfactoren van een aantal verschillende menselijke activiteiten in de gehele Noordzee, maar niet specifiek voor het Nederlandse deel van de Noordzee

(<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities>). Voor het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone zijn effectenstudies op o.a. vogels uitgevoerd van veel van de menselijke activiteiten die daar plaatsvinden (Jongbloed *et al.*, 2011; Koolstra *et al.*, 2011). Een van de beoordeelde vogelsoorten is de zwarte zee-eend. Voor deze soort zijn de relevantste drukfactoren rustverstoring door scheepvaart, luchtvaart, zandsuppleties, staandwantvisserij, hengelvissers, boomkorvisserij en voedselaantasting door boomkorvisserij en garnalenvissers. De gevoeligheden van vogelsoorten voor menselijke activiteiten en hun drukfactoren verschillen behoorlijk per vogelsoort en per gebied. De commerciële staandwantvisserij wordt gezien als een grote bedreiging voor veel duikende vogelsoorten (ICES, 2013; Žydelis *et al.*, 2013; Jongbloed *et al.*, 2015).

Grote aantallen bijvangstslachtoffers onder veel vogelsoorten zijn aangetroffen in de Oostzee, maar alleen incidenteel bekend uit de Noordzee (Žydelis *et al.*, 2013; Jongbloed *et al.*, 2015). Er is een grote kennislacune en effectieve monitoring van bijvangst is complex. Op basis van bovengenoemde bronnen en expert judgement kunnen van de 24 in dit project geselecteerde vogelsoorten de volgende 13 soorten worden aangemerkt als potentieel gevoelig voor bijvangst in staande netten: grote zaagbek, brilduiker, kuifduiker, middelste zaagbek, fuut, parelduiker, roodkeelduiker, topper, aalscholver, eidereend, zwarte zee-eend, grote zee-eend en jan-van-gent. Dit zijn duikende viseters en schelpdiereters.

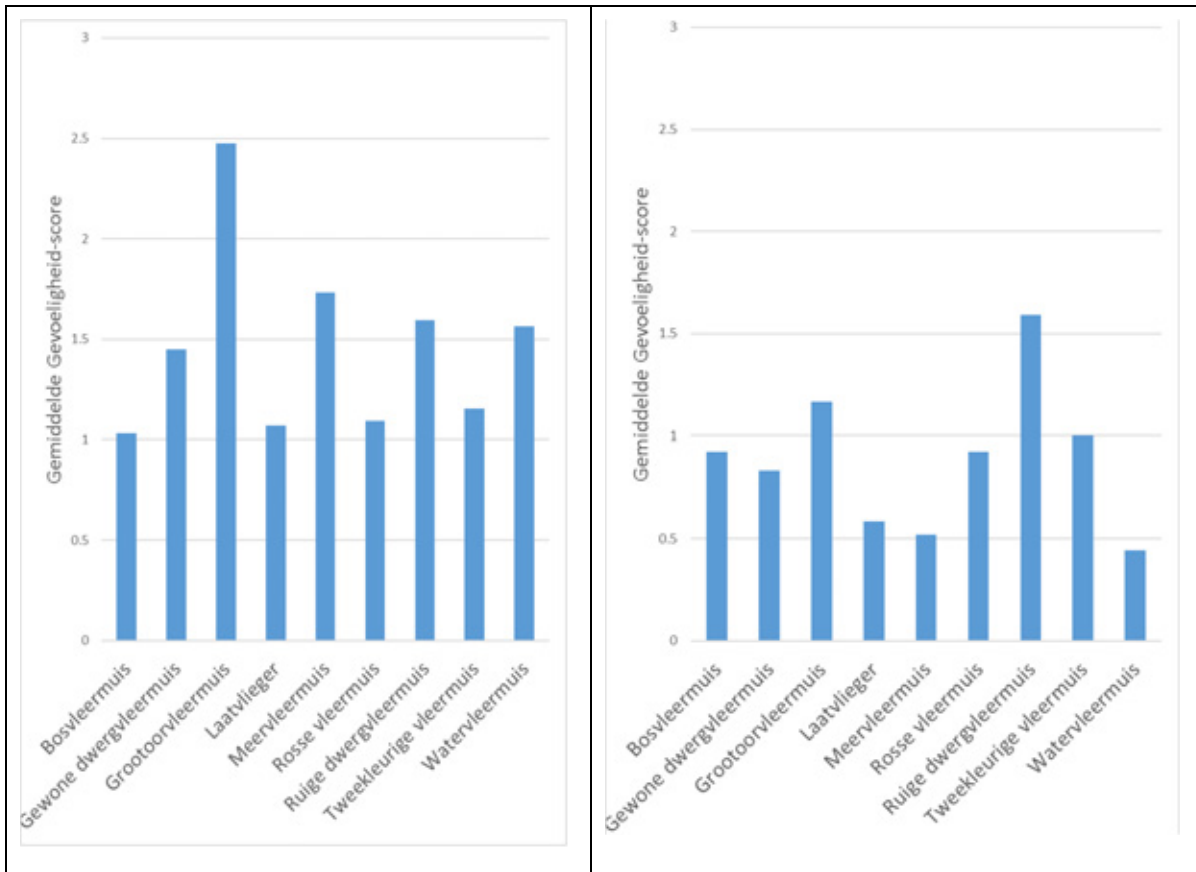
De visserij op de Noordzee is de laatste decennia erg intensief geweest. In de toekomst neemt de intensiteit van de visserij mogelijk af, maar dit is onzeker. Een van de belangrijkste effecten van die visserij is dat vooral door de vangst van grote vissen, de predatiedruk op de bestanden van kleine vissen sterk is verminderd. Hierdoor zijn er verschuivingen in voedselwebben opgetreden met een toegenomen biomassa van kleine vissen en toename van de populaties van veel visetende vogelsoorten die daarop foerageren, zoals roodkeelduiker, parelduiker, kuifduiker en middelste zaagbek. De visserij ging vroeger vaak gepaard met veel *discards*, waarvan bepaalde vogelsoorten, zoals kleine mantelmeeuw, grote mantelmeeuw, zilvermeeuw en kleine jager hebben geprofiteerd, met als gevolg een sterke toename van de populaties. Er zijn zeer weinig vogelsoorten (zoals jan-van-gent) die foerageren op grotere vis in de Noordzee. Gerichte visserij op zandspiering vindt op het NCP niet plaats, maar wel elders op de Noordzee. Zandspiering is een zeer belangrijke kleine prooivis voor een aantal vogelsoorten, waaronder sterns, die daardoor grote nadelige effecten op hun populaties kunnen ondervinden. Bodemberoerende visserij kan soms schelpdierconcentraties aantasten, waardoor sommige schelpdieretende duikeenden (zwarte zee-eend, grote zee-eend, topper) negatieve effecten kunnen ondervinden. De indirecte effecten van de visserij op de populatieomvang van vissoorten en de balans tussen negatieve en positieve effecten voor sommige vogelsoorten zijn moeilijk te kwantificeren.

Op zee is de visserij, in al haar vormen, de dominante drukfactor voor vogels, met soms ook effecten die zorgen voor een hogere dichtheid van bepaalde groepen soorten. De broedvogels staan er het slechts voor, waarschijnlijk omdat de voedselsituatie in de kustwateren ongunstig is. Net als bij de voorgaande groepen bestaan er grote verschillen tussen soorten. Voor eventuele compensatie van negatieve effecten van energie-infrastructuur zou onderzocht moeten worden waar, wanneer en hoe voor elke soort negatieve effecten optreden en waar, wanneer en hoe compensatie zou kunnen plaatsvinden. Vermindering van sterfte door visserij met staande netten zou een concrete maatregel kunnen zijn om extra sterfte door windturbines te compenseren.

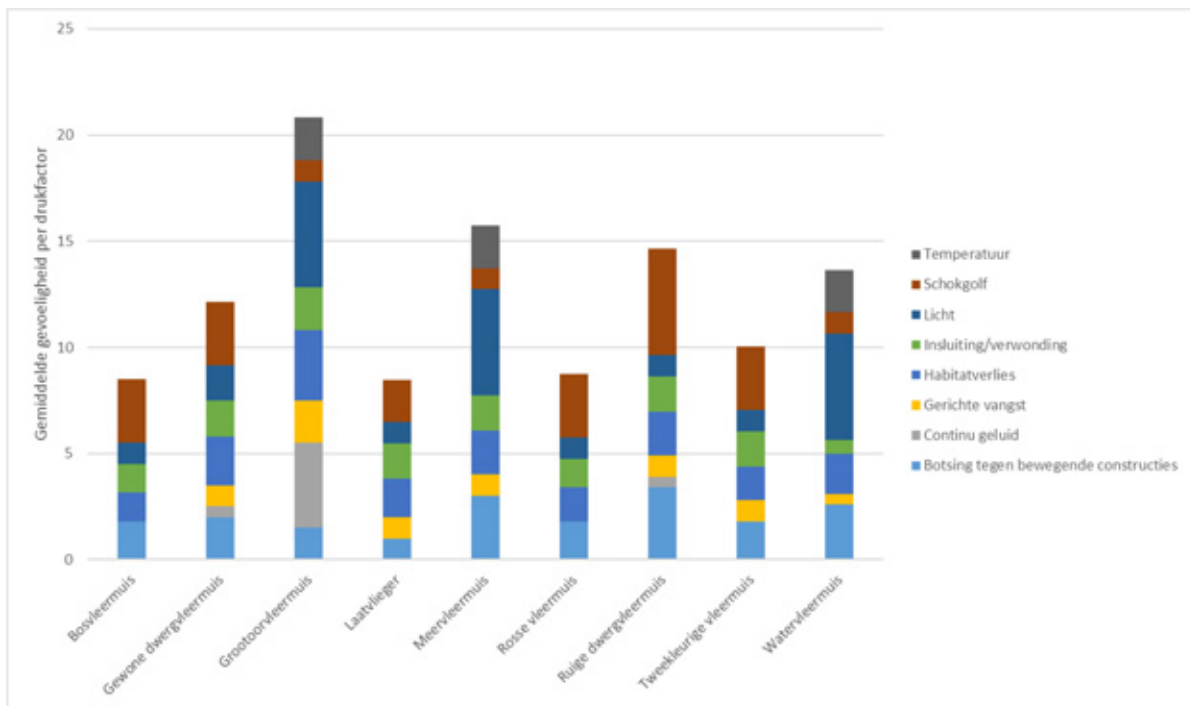
13.4 Analyse antropogene drukfactoren vleermuizen

Met expert judgement is in onderhavige studie de blootstelling, de gevoeligheid en het risico van andere antropogene bedreigingen bepaald voor de geselecteerde vleermuissoorten. Tevens wordt een vergelijking gemaakt met het resultaat van de hernieuwbare energie-infrastructuren (figuur 13.10). Niet iedere soort is in dezelfde mate gevoelig voor de verschillende drukfactoren (figuur 13.11). Soorten als gewone grootvleermuis, meervleermuis en watervleermuis zijn gevoelig voor temperatuurveranderingen van verblijfplaatsen, bijvoorbeeld als gevolg van het plaatsen van zonnepanelen op daken of het veranderen van het microklimaat van ondergrondse verblijfplaatsen

door de winning van geothermische energie. Soorten die gevoelig zijn voor een schokgolf (in de lucht) en aanvaringen met bewegende constructies (windturbines) zijn met name ruige dwergvleermuis, gewone dwergvleermuis, rosse vleermuis, bosvleermuis en tweekleurige vleermuis. Ook laagvliegende soorten als watervleermuis en meervleermuis zijn gevoelig voor aanvaringen met bewegende objecten zoals het verkeer. Lichtmijdende soorten zijn vooral grootoorvleermuis, meervleermuis en watervleermuis. Alle soorten zijn in meer of mindere mate gevoelig voor insluiting, bijvoorbeeld bij spouwuurisolatie, het 'inpakken' van huizen zoals bij nul-op-de-meter-renovatie, of zelfs bij bomenkap. Praktisch alle vleermuizen kunnen slachtoffer worden van katten (vangst). De grootoorvleermuis ten slotte is zeer gevoelig voor verstoring door geluid. Zie figuur 13.11.

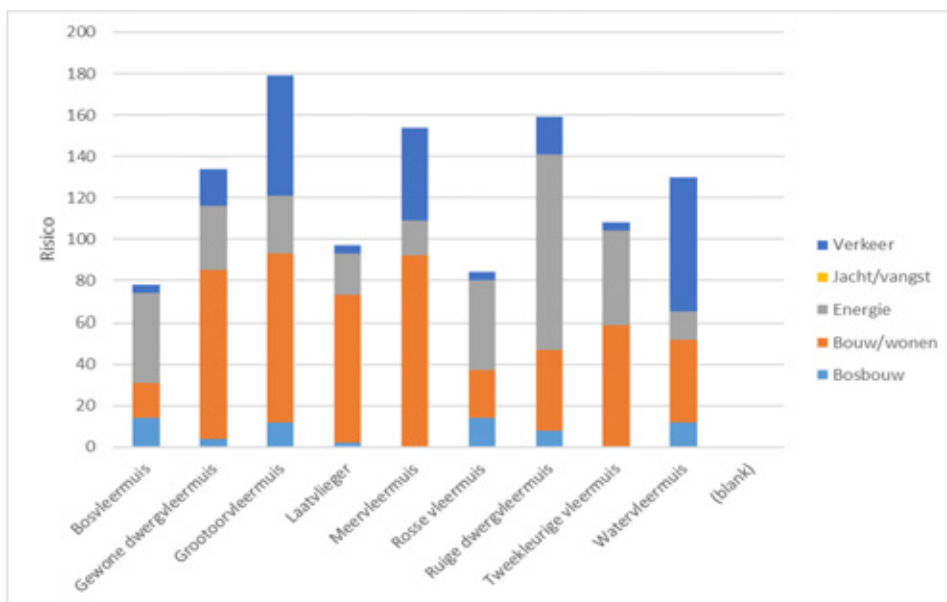


Figuur 13.10 Gemiddelde gevoeligheid van vleermuissoorten voor alle relevante antropogene drukfactoren (links) en voor de sector energie (rechts). Uit de figuren blijkt dat grootoorvleermuis in zijn algemeenheid de gevoeligste soort is voor antropogene drukfactoren, terwijl de ruige dwergvleermuis het hoogst scoort in de sector Energie.



Figuur 13.11 Gemiddelde gevoeligheidsscore (op basis van expert judgement) van vleermuizen voor specifieke drukfactoren.

Indien voor elke effectketen de blootstelling wordt vermenigvuldigd met de gevoeligheid resulteert dit in een risicoscore per effectketen. Indien alle risico's per soort worden geaggregeerd, ontstaat het volgende beeld per sector (figuur 13.12). Verkeer is met name een belangrijke risicofactor voor grootoorvleermuis, meervleermuis en watervleermuis. De sector Bouw/wonen heeft een relatief grote impact op met name de gebouwbewonende soorten als gewone dwergvleermuis, grootoorvleermuis, laatvlieger, meervleermuis en tweekleurige vleermuis, als gevolg van spouwmuurisolatie, slopen en verlichting. Bomenkap in de gebouwde omgeving behoort ook tot de sector Bouwen/Wonen en daarom scoren boombewonende soorten als bosvleermuis en rosse vleermuis relatief hoog in deze subcategorie. De sector Bosbouw heeft vanzelfsprekend uitsluitend invloed op boombewonende soorten. De sector Energie heeft een relatief grote invloed, met name op de ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis, bosvleermuis en tweekleurige vleermuis.



Figuur 13.12 Resultaten risicoanalyse vleermuizen geaggregeerd per sector.

Net als bij de voorgaande soortgroepen geldt hier ook hier dat mitigatie en compensatie maatwerk is; maatregelen die bijvoorbeeld de toegenomen sterfte van kwetsbare soorten compenseren, moeten per definitie ten gunste komen van de getroffen soort. Per soort moet daarom onderzocht worden waar, wanneer en hoe negatieve effecten plaatsvinden en waar, wanneer en hoe compensatie zou kunnen plaatsvinden, waarbij gekeken wordt naar de praktische haalbaarheid.

13.5 Vissen en antropogene bedreigingen

Voor de meeste vispopulaties is de directe vangst of (ongewenste) bijvangst in de visserij (het hele spectrum aan verschillende commerciële en recreatieve visserijen en vistuigen) de belangrijkste antropogene drukfactor. De visstand in het algemeen wordt direct en indirect gereguleerd met visserij. Voor trekvisserijen spelen ook verontreinigingen en habitatverlies door barrières in stromende wateren een belangrijke rol (hoofdstuk 8). De relatieve impact van de verschillende antropogene factoren is vaak niet goed bekend voor de kwetsbare soorten die hier worden behandeld.

Voor Europese aal is zowel een analyse van verschillende antropogene drukfactoren voor de totale Europese populatie uitgevoerd (Bevacqua *et al.*, 2015) als voor de levensstadia van de aal in Nederland (Bierman *et al.*, 2012). Bevacqua *et al.* (2015) wijzen op habitatverlies en visserij als de belangrijkste antropogene factoren, terwijl barrièrewerking en waterkrachtwinning een significante bijdrage leveren, maar ondergeschikt zijn aan visserij. Bierman *et al.* (2012) laten zien dat voor Nederland visserij de belangrijkste antropogene drukfactor is, waarbij waterkracht een geringere impact heeft. Aangezien de aalpopulatie al sterk onder druk staat en decennialang in aantal achteruitgaat, zal elke nieuwe factor die extra mortaliteit toevoegt effect hebben op de populatie.

Voor de Atlantische zalmpopulatie van de Rijn (deze heeft zich ontwikkeld na een herintroductieprogramma sinds 1988) is de mortaliteit tijdens de opeenvolgende stadia van wegtrekkende jonge zalm ('smolts') tot terugkerende volwassen zalm (tijdens de uittrek van rivieren, opgroeien op de open oceaan en intrek in rivieren) te hoog voor de vestiging van een levensvatbare populatie. Hierbij speelt gerichte visserij tijdens de zee fase en bijvangst binnen verschillende visserijen een grotere rol dan sterfte binnen waterkrachtcentrales (Jansen *et al.*, 2008).

In het kader van de Europese Kaderrichtlijn Marien (KRM) is onderzoek gedaan naar bedreigingen van de kwetsbare haaien- en roggensoorten in Nederland (Walker en Kingma 2013; Walker *et al.*, 2015). Hieruit blijkt dat haaien en roggen vooral als bijvangst in de gemengde demersale of pelagische

visserij worden gevangen. Haaien en roggen hebben een lange generatietijd, waardoor zij gevoelig zijn voor extra sterfte als gevolg van visserijactiviteiten. Naast visserij zijn er andere drukfactoren van invloed op haaien en roggenpopulaties in de Noordzee, waaronder waarschijnlijk verhoogde watertemperatuur en aantasting van habitats (zandwinning en zandsuppleties) in de kustzone (Walker en Kingma, 2013; Walker *et al.*, 2015).

Er zijn in de onderhavige studie drie haaien- en roggensoorten geselecteerd als kwetsbare soort voor energie-infrastructuur. Daarvan is de doornhaai, als pelagische haai, de gevoeligste soort voor bijvangst (Walker en Kingma, 2013; Walker *et al.*, 2015). Stekelrog en gevlekte rog zijn wel gevoelig, maar worden door het beperkte voorkomen weinig in de visserij gevangen (Walker en Kingma, 2013; Walker *et al.*, 2015). Er is een gebrek aan data over biologie, voorkomen en verspreiding van vrijwel alle soorten haaien en roggen, wat een sterk beperkende factor is bij het opstellen van maatregelen ter bescherming van deze soorten (Walker en Kingma, 2013; Walker *et al.*, 2015).

Samenvattend kunnen we stellen dat er mogelijkheden zijn voor de compensatie van de negatieve effecten van energie-infrastructuur op vissen door middel van het beperken van de sterfte door gerichte visserij en/of bijvangst. Hoe dat eruit zou moeten zien, vereist maatwerk en uitgebreide analyse omtrent waar, wanneer en hoe vermijdbare antropogene sterfte optreedt.

13.6 Zeezoogdieren en antropogene bedreigingen

In deze paragraaf volgt een beknopt overzicht van de belangrijkste bedreigingen voor de geselecteerde soorten zeezoogdieren, waarbij gebruik is gemaakt van het basisrapport Rode Lijst zoogdieren (Zoogdierverseniging VZZ, 2007), het bruinvis beschermingsplan (Camphuysen en Siemensma, 2011) en een recent rapport van de ICES Working Group on Marine Mammal Ecology (ICES, 2016).

De ICES Working Group on Marine Mammal Ecology (ICES, 2016) presenteerde de bedreigingen/drukfactoren die naar verwachting het relevantst zijn voor zeezoogdieren (ICES, 2015, 2016). Hun conclusies (op basis van expert judgement) betreffende het gebied de Noordzee, waar het NCP-deel van uitmaakt, staan in ICES (2016).. De drukfactoren en bedreigingsniveaus zijn geclassificeerd als hoog, medium of laag voor elke soort-regiocombinatie, en zijn geschat op individu- tot populatieniveau met de volgende criteria:

- Hoog (H): bewijs of sterke waarschijnlijkheid van negatieve populatie-effecten door effecten op individuele mortaliteit, gezondheid en/of reproductie.
 - Medium (M): bewijs of sterke waarschijnlijkheid van impact op individueel niveau op overleving, gezondheid of reproductie, maar effecten op populatieniveau zijn niet duidelijk.
 - Laag (L): mogelijk negatieve impact op individuen maar bewijs is zwak en/of optreden is infrequent.
- Het onderwatergeluid van heien is de enige drukfactor die gerelateerd kan worden aan energie-infrastructuur. Deze drukfactor is geclassificeerd als gemiddelde bedreiging voor de bruinvis en gewone zeehond en laag voor de grijze zeehond. Voor de bruinvis worden contaminanten en bijvangst als grotere bedreigingen ingeschat. Voor de gewone zeehond veroorzaakt het onderwatergeluid van heien eenzelfde mate van bedreiging als contaminanten, afval, bijvangst en verstoring.

Tabel 13.5 Matrix voor bedreigingen voor bruinvis en gewone zeehond in de Noordzee (ICES, 2015).

Drukfactor	Bruinvis	Gewone zeehond	Grijze zeehond
Contaminanten	H	M	M
Afval (incl. microplastics en weggegooide visnetten)	L	M	M
Onderwatergeluid van militaire activiteiten	M	L	L
Onderwatergeluid van seismische surveys	M	L	L
Onderwatergeluid van heien	M	M	L
Onderwatergeluid van scheepvaart	M	L	L
Sterfte of verwonding door aanvaring (met schepen)	M	L	L
Onttrekking van doel- en niet-doelsoorten (prooi-uitputting)	M	L	L
Onttrekking van niet-doelsoorten (bijvangst van zeezoogdieren)	H	M	M
Verstoring (bijv. toerisme)	L	M	M

Bruinvis

Bijvangst in vistuig en contaminanten worden als de grootste bedreiging voor bruinvissen beschouwd, maar ook het voedselaanbod en onderwatergeluid spelen een rol (Zoogdierverseniging VZZ, 2007; Camphuysen en Siemensma, 2011; ICES, 2015).

Er zijn concrete aanwijzingen voor ontwijkend gedrag (snelle verplaatsingen) als gevolg van luid (explosief) geluid onder water (zoals bij het heien van palen voor de opstelling van windturbines op zee, seismisch onderzoek, explosies onder water, sonaroperaties van de marine), maar er is geen direct bewijs dat impulsief geluid leidt tot sterfte onder bruinvissen (Camphuysen en Siemensma, 2011; ICES, 2015). Onderzoek naar gehoorschade wordt zelden (goed) uitgevoerd (Camphuysen en Siemensma, 2011).

Een vermindering van het voedselaanbod in het noorden van de Noordzee kan de verschuiving van bruinvissen van noord naar zuid in de Noordzee veroorzaken hebben. Ecologisch onderzoek naar bruinvissen in de zuidelijke Noordzee is schaars, maar dringend nodig om de voedselbehoefte en de voedselvoorraad in Nederlandse wateren te kunnen schatten (Camphuysen en Siemensma, 2011). Andere potentiële bedreigingen (gebiedsinperking, aanvaringen, windparken, mijnbouw, afval in zee, chemische verontreiniging, (chronische) olieerontreiniging, natuurlijke predatoren, infectieziekten, parasieten) zijn ook een reden tot zorg, maar door gebrek aan onderzoek kunnen deze niet gekwantificeerd worden. Contaminanten zoals persistente organische stoffen (inclusief PCBs) kunnen bij de bruinvis leiden tot immunosuppressie en mogelijk mislukking van reproductie (ICES, 2015).

Gewone zeehond

Alhoewel verstoring van de gewone zeehond in de Noordzee als een gemiddelde bedreiging wordt beschouwd, is in Nederland verstoring van ligplaatsen de grootste bedreiging. Rust is zeer belangrijk in het voortplantingsseizoen en de daarop aansluitende verharingsstijd. Ligplaatsen dienen daarom van half mei tot eind augustus afgesloten te worden. Handhaving van de afsluiting is van groot belang (Zoogdierverseniging VZZ, 2007).

Volgens ICES (2015) zijn de belangrijkste drukfactoren voor zeehonden in de Noordzeeregio contaminanten, verstoring (wanneer op land, en interacties met boten), onderwatergeluid van heien, afval en bijvangst (ICES, 2015).

Grijze zeehond

De grootste bedreiging voor de grijze zeehond in Nederland is, net als voor de gewone zeehond, verstoring van ligplaatsen. Dit speelt met name in het Deltagebied (Zoogdierverseniging VZZ, 2007). Andere bedreigingen zijn verdrinking in fuiken en staande netten, verstrikking in (zwerf)afval en oliebesmeuring (Zoogdierverseniging VZZ, 2007). Volgens ICES (2015) zijn de huidige sleuteldrukfactoren voor zeehonden in de Noordzeeregio contaminanten, verstoring, afval en bijvangst (ICES, 2015).

Een algemene conclusie is dat bij zeezoogdieren energie-infrastructuur zeker geen dominante drukfactor is. Eventuele negatieve effecten zijn in theorie te compenseren door andere drukfactoren te

reduceren. Meest voor de hand ligt echter om primair in te zetten op het voorkomen van serieuze effecten. Technisch is dat goed mogelijk.

13.7 Conclusies

Extra sterfte, verstoring en habitatverlies door aanleg en gebruik van energie-infrastructuur maakt voor de meeste soorten deel uit van een scala aan antropogene drukfactoren, waarbij de impact op de populatie per soort verschilt. Energie-infrastructuur lijkt voor veel soorten weliswaar een belangrijke drukfactor, maar lijkt gemiddeld genomen niet de belangrijkste voor de verschillende soortgroepen. Belangrijk is echter te constateren dat er grote verschillen zijn in kwetsbaarheid voor de antropogene drukfactoren tussen soorten, ook binnen groepen verwante soorten. Specifieke soorten kunnen relatief kwetsbaar kunnen zijn voor de impact van energie-infrastructuur, bijvoorbeeld omdat ze relatief vaker slachtoffer worden van aanvaringen met wind turbines dan door bijvoorbeeld verkeer. Het is dus wel mogelijk om op basis van de hier gepresenteerde gegevens generieke conclusies te trekken over het relatieve belang van de impact van energie-infrastructuur in vergelijking met andere drukfactoren, maar niet voor individuele, kwetsbare soorten. Zo zijn er eveneens voor veel soorten wellicht mogelijkheden voor compensatie van het effect van sterfte en habitatverlies door energie-infrastructuur, maar maatregelen in die richting kunnen in theorie alleen worden vastgesteld op basis van aanvullend, (empirisch) onderzoek naar de specifieke soorten (of populaties).

In dit rapport ligt de focus op de soorten die kwetsbaar zijn voor extra sterfte, verstoring of habitatverlies door energie-infrastructuur. Daarnaast zijn er soorten waar het goed mee gaat, ondanks bijvoorbeeld extra sterfte door windturbines. Als we inzicht hebben in het geheel aan drukfactoren op een populatie van een soort, zou het mogelijk moeten zijn om maatregelen te nemen waardoor het effect van de energie-infrastructuur elders wordt gecompenseerd. Of het goed gaat met een populatie hangt af van de totale levenscyclus met alle processen, zoals reproductie, overleving en dispersie, en daarnaast van habitatkwaliteit en kwantiteit (draagkracht), voedselaanbod, e.d. In deze systemen zitten door de mens beïnvloedbare en niet-beïnvloedbare factoren en processen. Sommige processen, zoals klimaatverandering, zijn alleen beïnvloedbaar op mondiaal niveau op langere termijn. Daar liggen geen mogelijkheden voor compensatie in Nederland op kortere termijn. Andere processen en drukfactoren hangen af van Europese wet- en regelgeving. Toch zijn er 'knoppen waar we aan kunnen draaien'.

Of er compensatiemogelijkheden zijn voor negatieve effecten van energie-infrastructuur hangt af van soortspecifieke eigenschappen en van de aard en omvang van de effecten (waar, wanneer en hoe ondervindt de soort last van de infrastructuur) en het hele 'systeem' waarin de soort functioneert met alle processen en patronen waar de soort mee te maken heeft. Compensatiemogelijkheden zullen altijd vastgesteld moeten worden op basis van een diepgravende analyse van alle factoren en facetten van het probleem en de mogelijke oplossingen.

De analyses in dit hoofdstuk dragen enkele bouwstenen bij. Zo kan uit de analyse van ringgegevens worden afgeleid dat voornamelijk op het gebied van verkeerssterfte compensatiemogelijkheden zouden bestaan voor de meeste groepen vogels, en in het bijzonder sommige roofvogels en uilen.

De analyse voor zeevogels en vleermuizen suggereert dat er, net als bij de andere groepen, grote verschillen bestaan tussen soorten en dat ook hier eventuele compensatie van negatieve effecten van energie-infrastructuur maatwerk is, omdat negatieve effecten optreden bij andere soorten dan die daarvan slachtoffer zijn.

De druk door aanleg of gebruik van energie-infrastructuur is slechts een onderdeel is van het totale pakket van drukfactoren voor alle drie de behandelde soorten zeezoogdieren (bruinvis, gewone zeehond, grijze zeehond). Compensatie van negatieve effecten lijkt mogelijk door verstoring in het voortplantingsseizoen tegen te gaan (beide soorten zeehonden) en door maatregelen die moeten voorkomen dat bruinvissen het slachtoffer worden van bijvangst in de visserij. Om aan te geven waar, wanneer en hoe deze mitigatie zou moeten plaatsvinden, is nader onderzoek nodig naar de aard en omvang van vermijdbare sterfte en verstoring.

Er zijn tot slot mogelijkheden voor de compensatie van de ondergeschikte negatieve effecten van energie-infrastructuur op vissen door middel van het beperken van de sterfte door gerichte visserij en/of bijvangst. Hoe dat eruit zou moeten zien, vereist maatwerk en uitgebreide analyse omtrent waar, wanneer en hoe vermijdbare antropogene sterfte optreedt.

14 Synthese voor oplossingsrichtingen

Dit rapport identificeert soorten vogels, vleermuizen, vissen en zeezoogdieren die in vergelijking met andere soorten het kwetsbaarst zijn voor energie-infrastructuur in Nederland. Hierbij ligt de nadruk op de ruimtelijke verspreiding van die kwetsbaarste soorten, zodat duidelijk is waar huidige of toekomstige infrastructuur overlapt met hun verspreiding. Deze informatie is belangrijk om drie redenen. Ten eerste kan op grond van deze gegevens in de toekomst gericht slachtoffermonitoring plaatsvinden. Ten tweede wordt duidelijk waar maatregelen noodzakelijk zouden kunnen zijn om de sterfte te minimaliseren, zodat de impact op populaties zo veel mogelijk beperkt blijft. Tot slot kunnen de gepresenteerde verspreidingsgegevens een eerste indicatie geven van kwetsbare gebieden bij de ruimtelijke planning van toekomstige energie-infrastructuur. Hier volgt eerst een beknopt overzicht met conclusies over de huidige stand van kennis over de eventuele effecten van energie-infrastructuur op de kwetsbaarste soorten in Nederland. Daarnaast presenteren we de belangrijkste kennislücken. We zetten kort de soortgroepen op een rij:

- Welke soorten vogels, vleermuizen, vissen en zeezoogdieren het kwetsbaarst zijn voor energie-infrastructuur in Nederland.
- Hoe de ruimtelijke verspreiding van die kwetsbaarste soorten is en of die overlapt met energie-infrastructuur en welke conclusies daaraan kunnen worden verbonden.
- Wat de eventuele populatie-effecten zijn – nu en in toekomst – en hoe die geminimaliseerd kunnen worden.
- Welke kennis ontbreekt voor het vaststellen van eventuele negatieve effecten van energie-infrastructuur op de kwetsbaarste soorten.

Daarna zullen we ingaan op de belangrijkste aanbevelingen die voortkomen uit deze analyse. Het gaat dan vooral om conclusies op basis van huidige kennis en het opvullen van de belangrijke kennislücken.

14.1 Vogels op land

Vogels zijn vooral kwetsbaar voor de sterfte die optreedt door aanvaringen met windturbines en hoogspanningslijnen. Daarnaast kan verlies aan habitat door het versturende effect van energie-infrastructuur ook belangrijk zijn voor een (kleinere) groep soorten (hoofdstuk 4). Onder de kwetsbaarste broedvogelsoorten in Nederland vallen vooral havikachtigen (9 soorten), maar ook uilen (4 soorten), valkachtigen en reigers (beide families 2 soorten). Voor de niet-broedvogelsoorten komt er een vergelijkbaar patroon uit, maar hier domineren roofvogels nog meer. Van roofvogels is bekend dat de aanvaringsgevoeligheid hoog is (hoofdstuk 4) en dit verklaart mede het hoge aandeel roofvogels in de lijst van kwetsbaarste soorten. Populaties van soorten als grauwe kiekendief, blauwe kiekendief, velduil, zeearend, boomvalk en torenvalk zijn bovendien klein en/of afnemend, wat hun kwetsbaarheid voor extra mortaliteit verder vergroot.

De kaartbeelden laten zien dat er in Nederland gebieden zijn waar de verspreiding van de kwetsbaarste vogelsoorten voor windenergie en windparken overlappen (hoofdstuk 11). Het gaat daarbij voor broedvogels vooral om delen van Friesland, het Groene Hart, de Kop van Overijssel en de delta. Tijdens de winter en de trek zijn moerasgebieden en delen van laag-Nederland, vooral gebieden grenzend aan water, de gebieden met de hoogste concentraties aan kwetsbare vogelsoorten. Hoogspanningslijnen hebben een effect op andere soortgroepen dan windparken; voor deze energie-infrastructuur zijn volgens onze analyse reigers, uilen, strandlopers, snippen, rallen, plevieren en sterns de kwetsbaarste Nederlandse soorten. Daarbij zijn in Nederland vooral directe aanvaringen met hoogspanningslijnen van belang, en niet zozeer elektrocutie. Tijdens de trek en in de winterperiode gaat het grotendeels om dezelfde soortgroepen, naast typische wintersoorten als taigarietgans. Onze GIS-analyse laat zien dat een deel van de bestaande hoogspanningstracés nu door gebieden met hoge dichtheden van de kwetsbaarste soorten loopt, zowel in de zomer als de winter. Daarbij valt verder op dat vogelwering vaak niet toegepast is op plekken waar hoge concentraties van de kwetsbaarste

soorten voorkomen. Tegelijkertijd is vogelwering in andere gebieden nauwelijks kwantitatief getest; onderzoek wijst uit dat die effectiviteit kan variëren tussen soorten en habitats, waardoor zelfs in gebieden met vogelwering nog substantiële aantallen aanvaringslachtoffers kunnen vallen.

Naast sterfte door aanvaringen met windturbines of hoogspanningslijnen kan er sprake zijn van verlies aan leefgebied door energie-infrastructuur, en dan vooral voor die soorten die gevoelig zijn voor het versturende effect van hoogspanningslijnen en windturbines in open cultuurlandschappen (vooral weidevogels (hoofdstuk 4). Voor significante effecten van andere energie-infrastructuur, zoals zonnepaneelvelden in Europa, vonden we hier geen aanwijzingen. Wel zullen zonnepaneelvelden in verspreidingskernen van akker- en weidevogels direct ten koste gaan van de oppervlakte aan leefgebied. Op water drijvende zonnepaneelvelden zullen in onderwaterecosystemen bovendien kunnen leiden tot direct habitatverlies voor vogels die daar hun voedsel zoeken. Waterkracht wordt op zeer kleine schaal toegepast, heeft nauwelijks consequenties voor vogels en er zijn geen aanwijzingen dat het op veel grotere schaal toegepast gaat worden.

De belangrijkste mitigatiemaatregelen voor vogels op land betreffen allocatie van energie-infrastructuur buiten gebieden met kwetsbare soorten (hoofdstuk 10). Daarnaast zijn stilstandvoorzieningen en merkers op hoogspanningslijnen effectieve mitigatiemaatregelen. Ter compensatie van sterfte (hoofdstuk 11) kan gedacht worden aan reductie van andere belangrijke antropogene sterfte zoals door verkeer (hoofdstuk 13), hoewel niet alle soorten die kwetsbaar zijn voor sterfte door aanvaringen met energie-infrastructuur ook kwetsbaar zijn voor sterfte door verkeer of andere oorzaken. Bovendien kunnen populaties van kwetsbare soorten in theorie worden versterkt door het verbeteren van habitatkwaliteit elders, hoewel het effect hiervan op populaties (door het vergroten van het aantal broedparen en/of het reproductief succes) wel inzichtelijk gemaakt zou moeten worden.

Kennishiaten

1. Voor de kwetsbaarste vogelsoorten is onbekend wat de huidige en toekomstige omvang van de cumulatieve, additionele sterfte is als gevolg van aanvaringen met energie-infrastructuur (windturbines en hoogspanningslijnen). Datzelfde geldt voor het effect van habitatverlies door windturbines, hoogspanningslijnen en zonnepaneelvelden. Ook zijn de gevolgen van de cumulatieve effecten op de populatiegroei van de kwetsbaarste soorten nu nog onbekend.
2. Er is in verband met bovenstaande behoefte aan actuele gegevens om de aantallen aanvaringslachtoffers per windpark te kunnen bepalen. Deze data zijn nodig voor het vaststellen van de variatie in aantallen slachtoffers met weersomstandigheden, soortsaanstelling en habitat, cumulatieve sterfte en validatie van aanvaringsmodellen.
3. Onbekend is in hoeverre de impact van niet te vermijden extra sterfte bij de kwetsbaarste soorten gecompenseerd kan worden. Hierbij hoort dat voor soorten die het kwetsbaarst zijn voor additionele mortaliteit door aanvaringen de populatie-impact van die extra sterfte kan worden bepaald op basis van soortspecifieke populatiemodellen. Bovendien kan worden onderzocht hoe die sterfte eventueel gecompenseerd kan worden door maatregelen die sterfte reduceren, reproductief succes verbeteren of die de draagkracht van een leefgebied verhogen.
4. Een aantal gebieden met concentraties van kwetsbare soorten wordt doorsneden door hoogspanningslijnen zonder maatregelen om vogelaanvaringen te voorkomen. Dit is bijvoorbeeld het geval in het verspreidingsgebied van de purperreiger in het Groene Hart. Het is niet bekend hoeveel slachtoffers vallen en welk effect dit heeft op Nederlandse broedpopulatie.
5. Over het risico van zonnepaneelvelden voor vogels is zeer weinig bekend. Hoewel zonnepaneelvelden direct ten koste kunnen gaan van de oppervlakte aan leefgebied, kunnen extensief beheerde zonnepaneelvelden in intensief landbouwgebied ook gunstige effecten hebben op akkervogels.

14.2 Zeevogels

Vogels op zee zijn vooral kwetsbaar voor de sterfte die optreedt door aanvaringen met windturbines. Onderzoek naar bewegingen, habitatgebruik, gewenning en overleving van zeevogels is deel van het onderzoeksprogramma 'Windenergie op zee ecologisch programma' (Wozep¹⁴). Voor vogels op zee geldt dat de kwetsbaarheid voor sterfte door aanvaringen met windparken op zee het grootst is voor grote mantelmeeuw, grote stern, zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw en aalscholver (hoofdstuk 5). Voor trek- en wintervogels zijn dit – in volgorde van afnemende kwetsbaarheid – vooral grote zaagbek, brilduiker, zwarte stern, kuifduiker en kleine jager. De in potentie kwetsbaarste broedvogelsoorten voor waterkrachtcentrales op zee zijn zwarte stern, grote stern, dwergmeeuw, middelste zaagbek, visdief, dwergstern, fuut, eidereend en aalscholver; voor niet-broedvogelsoorten lijken vooral grote zaagbek, brilduiker en kuifduiker kwetsbaar.

Voor de grote meerderheid van de kwetsbaarste vogelsoorten lijkt de extra mortaliteit door aanvaringen laag genoeg om door de populaties te kunnen worden opgevangen (hoofdstuk 5), hoewel de onzekerheden over mortaliteitsschattingen en effecten op populaties groot zijn. Voor kleine mantelmeeuw en grote mantelmeeuw bijvoorbeeld wordt de Potential Biological Removal, die vaak wordt gebruikt als maat voor het *surplus* van een populatie en de buffer tegen extra sterfte, na mitigatie bijna overschreden op basis van cumulatieve sterfteschattingen. De effecten van habitatverlies door windparken zijn nog onzekerder. In de toekomst kan een situatie ontstaan waarbij de cumulatieve druk van de impact van windparken en andere factoren leidt tot populatieafname bij de kwetsbaarste vogelsoorten. Dit laatste kan aanleiding geven om de strategie van de ontwikkeling van windparken op de Noordzee aan te passen.

Naast windparken op zee kunnen waterkrachtgetijdencentrales in theorie een negatieve invloed hebben op de populatieontwikkeling van kwetsbare zeevogels. Duikende viseters (duikers, futen, zaagbekken) en duikende schelpdiereters (duikeenden) zijn het kwetsbaarst voor waterkrachtgetijdencentrales. In Nederland zijn er weinig mogelijkheden voor de toepassing van getijdenturbines, zodat een serieuze bedreiging van populaties van kust- en zeevogels niet wordt verwacht.

Sterfte door botsingen met windturbines is onder andere te beperken door turbines stil te zetten op dagen met sterke trek (hoofdstuk 10). Hiervoor is een *early warning*-systeem nodig dat enerzijds bestaat uit een model om de intensiteit van de vogeltrek te voorspellen, anderzijds uit een netwerk van radars die de trek op ieder moment kwantificeren.

Kennishiaten

1. Er is behoefte aan actuele gegevens om de aantallen aanvaringssslachtoffers op zee te kunnen bepalen. Om deze gegevens te verkrijgen, zouden bijvoorbeeld hogeresolutiecamera's ontwikkeld en geïnstalleerd kunnen worden in windparken.
2. Er is onvoldoende kennis over mitigatiemogelijkheden om de aantallen aanvaringen met windturbines op zee te verkleinen, zoals de effectiviteit van aanpassingen ten aanzien van kleur, licht en geluid bij windparken.
3. Er zijn aanwijzingen dat duikende zeevogels reageren op onderwatergeluid geproduceerd door het heien van windturbinefunderingen, maar het effect hiervan op de soorten is nog onvoldoende onderzocht.
4. Het is belangrijk om beter te kunnen voorspellen hoe de visserij zich zal ontwikkelen als gevolg van de uitbreiding van windparken op de Noordzee; dit kan invloed hebben op de voedselbeschikbaarheid voor kwetsbare zeevogels.
5. Bij trekvogels zijn de belangrijkste onzekerheden gerelateerd aan onvoldoende kennis over de belangrijkste migratieroutes op zee en de daarbij optredende bedreigingen zoals aanvaringsrisico's.
6. Over het risico van getijdenturbines voor kust- en zeevogels is zeer weinig bekend. Er zijn geen aanwijzingen dat er vogelslachtoffers vallen door de getijdencentrale in de Oosterschelde, maar

¹⁴ <https://www.noordzeeloket.nl/functies-en-gebruik/windenergie/ecologie/wind-zee-ecologisch>

die kunnen nog niet worden uitgesloten (vooral voor vogelsoorten die duikend foerageren op vis en schelpdieren).

14.3 Vleermuizen

Kwetsbare soorten en ruimtelijke overlap met energie-infrastructuur zijn voor vleermuizen nog niet of nauwelijks te bepalen (hoofdstukken 6 en 11). Voor het identificeren van de kwetsbaarste soorten is hier een benadering gekozen met effectketenanalyses en een functionele overlap, waaruit het relatieve risico en de relatieve kwetsbaarheid van de verschillende in Nederland voorkomende soorten zijn afgeleid (hoofdstuk 6). Ondanks het gebrek aan kennis is zeker dat windparken van alle energie-infrastructuur belangrijke populatie-effecten bij vleermuizen kunnen veroorzaken, en dan vooral het effect van sterfte van vleermuizen als gevolg van aanvaringen of barotrauma (hoofdstuk 6). Andere effecten van energie-infrastructuur door microturbines (sterfte) en zonnepanelen (verlies aan habitat; hoofdstuk 6) zijn nog onbekend, maar verwacht wordt dat de impact van deze vormen van energie-infrastructuur kleiner zijn dan het effect van windparken.

Cumulatieve effecten van zowel individuele projecten als verschillende aan de transitie naar duurzame energie gerelateerde activiteiten op vleermuizen hebben waarschijnlijk een belangrijk effect op populatieontwikkeling van soorten (hoofdstuk 6). Voor de langeafstandstrekkingen geldt bovendien dat die cumulatieve effecten over de nationale grenzen heen op de populaties inwerken. Er is onvoldoende inzicht in de cumulatieve effecten op vleermuizen van:

- Individuele projecten binnen een energiesector.
- Verschillende energiesectoren en overige antropogene activiteiten op internationaal niveau, vooral met betrekking tot de over grotere afstand migrerende soorten een voorbeeld daarvan is de studie van Leopold *et al.* (2014).

Wereldwijd is er veel ervaring opgedaan met mitigatie door geavanceerde stilstandvoorzieningen (hoofdstuk 10). Door toepassing van op maat van de locatie gesneden algoritmen kunnen de negatieve effecten op vleermuizen sterk worden gereduceerd. Waar het gaat om het verminderen van andere antropogene effecten kan aandacht worden gegeven aan de kwetsbaarheid van sommige soorten voor na-isolatie, Nul-Op-de-Meter-renovatie, en de 100%-geïsoleerde nieuwbouw. Juist in de gebouwde omgeving zijn er veel mogelijkheden om door doelbewust het aanbieden van kunstmatige verblijven verlies aan verblijfplaatsen in gebouwen te compenseren (hoofdstuk 13).

Kennishiaten

Vanwege het gebrek aan degelijke gegevens over verspreiding (hoofdstuk 11) en de aanvaringsgevoeligheid (hoofdstuk 6) van vleermuizen is de analyse van kwetsbare soorten met expert judgement uitgevoerd. Het in beeld brengen van voorkomen en verspreiding, relatieve abundantie en populatiegroottes, evenals veranderingen daarin (op basis van monitoringgegevens) is van belang om de daadwerkelijke effecten van energie-infrastructuur op de verschillende soorten vleermuizen in te kunnen schatten. Nu ontbreekt die kennis nog grotendeels. De resultaten zijn daarom alleen indicatief en gaan gepaard met veel onzekerheid. Het is voor beoordeling van risico's van windenergie voor vleermuizen van groot belang om een beter inzicht te krijgen in:

- De migratieroutes en stop-overgebieden van de kwetsbaarste soorten vleermuizen.
- De migratiebeweging van de kwetsbare soorten op een passend schaalniveau, waarbij ook locaties (en landschappelijke structuren) geïdentificeerd worden waar gestuwde migratie van vleermuizen optreedt zie Lagerveld *et al.* (2017).
- De (kwantitatieve) risico's van microturbines en van zonnepanelen op gebouwen.
- Mogelijke effecten van zonnepanelen, zoals de verandering van habitat en voedselaanbod en de risico's verbonden aan het proberen te drinken op gladde oppervlak.

14.4 Trek- en zeevissen

De trek- of diadrome vissen zijn tijdens het voltooiën van hun levenscyclus – waaronder de migratie van en naar rivieren en het gebruik van zowel estuaria als zeehabitats – uiterst kwetsbaar, omdat ze aan een serie van verschillende energiewinningsmethoden kunnen worden blootgesteld. De schadelijkste vorm van energiewinning voor deze groepsoorten zijn de waterkrachtcentrales op de rivieren (hoofdstuk 8), en op die plekken zal de impact op deze soortgroep het grootst zijn. Zalm en paling, maar ook elft, Europese steur, rivier- en zeepril zijn het kwetsbaarst (hoofdstuk 8). Getijdenturbines veroorzaken naar verwachting geringere schade. Dergelijke structuren kunnen wellicht een aantrekkende werking hebben op trekvissen zonder dat hier passagemogelijkheden zijn, maar hierover is nog weinig bekend. Vanwege de geringe toepassing nu en in de toekomst van waterkrachttechnieken en de maatregelen tegen de barrièrewerking bij de vier bestaande centrales, is de winning van duurzame energie geen actueel probleem voor trekvissen. Effecten op zeevissen door windturbineparken zijn waarschijnlijk ook relatief gering (hoofdstuk 8), hoewel nog weinig bekend is over de invloed van hoogspanningskabels op hun migratie. Dit laatste geldt ook voor haaien- en roggensoorten. Voor de overige zeevissoorten zijn de effecten van energiewinningsmethoden vooral beperkt tot het heien bij constructie van windparken op zee. Wellicht is er lokale schade te verwachten in getijdencentrales.

Voor de constructie van windparken op zee zijn alternatieve plaatsingsmethoden beschikbaar waarvoor niet geheid hoeft te worden (hoofdstuk 10). De effecten van hoogspanningskabels en waterkrachtwinning kunnen eveneens gemitigeerd worden. Voor de meeste vispopulaties is de directe vangst of bijvangst in de visserij de belangrijkste antropogene drukfactor (hoofdstuk 13), en zouden compensatiemaatregelen zich vooral daar op kunnen richten.

Kennishiaten

Over de effecten van extreme geluidsniveaus, zoals deze bij heien worden geproduceerd, op het gedrag van vissen is nog weinig bekend. Vooral over de effecten van hoogspanningskabels op diadrome vissoorten en haaien- en roggensoorten is nog zeer weinig kennis beschikbaar.

14.5 Zoetwatervissen

In hoeverre energie-infrastructuur een (negatieve) invloed heeft op zoetwatervissen is grotendeels onbekend. Wel laten de referentieaantallen bij de Bijlage II-soorten en de verspreidingsbeelden van de Rode Lijst van zoetwatervissoorten zien waarop energie-infrastructuur van invloed zou kunnen zijn. Vooral als het gaat om de realisatie van windturbineparken wordt voor het plaatsen van de turbines gebruikgemaakt van hei-techniek. Ook voor het aanleggen van hoogspanningsmasten, vooral op slappe bodems (klei, veen), wordt gebruikgemaakt van deze techniek. De hierbij veroorzaakte trillingen en geluiden verplaatsen zich door het water en de bodem en kunnen effect hebben op vissen. De kwetsbaarste soorten zoetwatervissoorten voor dergelijk heien zijn gehoorspecialisten: grote modderkruiper, gestippelde alver, kopvoorn, serpeling, kroeskarper, sneep, barbeel en alver.

Kennishiaten

1. Onbekend is wat het cumulatieve effect is van de energie-infrastructuur op de meeste soorten zoetwatervissen, tijdens de realisatiefase en de operationele fase.
2. Wanneer water volledig wordt afgedekt met zonnepanelen verliest het bijna al zijn ecologische functies, maar onbekend is welk effect gedeeltelijk afdekken heeft op zoetwatervissen.

14.6 Zeezoogdieren

Mogelijke effecten van de ontwikkeling van hernieuwbare energie op zee zijn afhankelijk van de te kiezen locatie en periode van met name de bouw van windparken op zee. Windparken op zee hebben, zonder miigatie, waarschijnlijk een belangrijk negatief effect op populaties van zeezoogdieren (hoofdstuk 9). Vooral ongemitigeerde geluidsemisatie tijdens het heien van fundamenteën in de

bouwfase is daarbij van belang. Hierdoor kunnen bruinvis en mogelijk beide soorten zeehonden de bouwlocatie in een straal tot meer dan 20 km mijden. De bouw van grote windparken kan zodoende grote wateroppervlakten tijdelijk minder aantrekkelijk maken voor deze soorten. Bij bouwactiviteiten wordt daarom rekening gehouden met de ruimtelijke en temporele verspreiding van zeezoogdieren. Vooral de bruinvis is gevoelig voor verstoring, omdat deze soort vrijwel continu moet foerageren om aan de energiebehoefte te voldoen. Voor zeehonden vormen operationele windparken mogelijk een barrière, omdat uitwisseling tussen de Waddenzee en zuidelijk gelegen gebieden zoals het Deltagebied beperkt kan worden.

Mitigatie van schadelijke effecten kan plaatsvinden door de geluidsemisatie tijdens het aanbrengen van de fundamente te beperken (hoofdstuk 10). Hierbij kan gedacht worden aan alternatieven voor heien of aan het beperken van de geluidsemisatie door de uitstraling vanuit de heillocatie te verminderen met behulp van technische oplossingen zoals een bellenscherm. Op dit moment worden aan de vergunninghouder een reeks maatregelen voorgeschreven ter voorkoming van permanente fysieke effecten bij bruinvissen en zeehonden.¹⁵

Informatie over effecten van waterkrachtgetijdenturbines op zeezoogdieren ontbreekt grotendeels. Effecten door sterfte van en door habitatverstoring van bruinvissen en zeehonden zijn daarom nu nog niet bekend en niet in te schatten.

Belasting met contaminanten, voedselbeschikbaarheid, bijvangst (bruinvis) en verstoring (zeehonden) wordt gezien als belangrijke andere antropogene drukfactor die de aantallen zeezoogdieren in de Noordzee beïnvloeden (hoofdstuk 13). Cumulatieve effecten van de verschillende drukfactoren zijn onbekend, maar kunnen ingeschat worden met populatiemodellen.

Kennishiaten

De belangrijkste kennishiaten met betrekking tot de impact van energie-infrastructuur op zeezoogdieren zijn:

1. Geluidsniveaus op verschillende afstanden van de geluidsbronnen en daaraan gekoppeld het oppervlak van het verstoringsgebied voor zeezoogdieren zijn nog grotendeels onbekend. Naast gedetailleerde kennis over voorkomen, habitatgebruik en gedrag rond turbines van zeezoogdieren is kennis over de emissie van turbines (bijvoorbeeld geluidsoverlast, EM-velden) en hun effecten op zeezoogdieren van belang. Vooral kennis over geluidsemisaties (frequentie, duur etc.) is nodig om eventuele effecten op bruinvissen en zeehonden te kwantificeren.
2. Informatie over effecten van waterkracht op zeezoogdieren ontbreekt grotendeels. Voor zeehonden zijn simulaties gedaan om de aanvaringskans bij getijdenturbines in Schotland in te schatten. Momenteel wordt in Groot-Brittannië een aantal studies verricht naar ruimtegebruik in relatie tot turbines door bruinvissen en in mindere mate zeehonden, maar de resultaten zijn nog niet openbaar.
3. Extrapolatie van de impact van energie-infrastructuur op zee, vooral door veranderingen in gedrag en verspreiding, naar populatie-effecten.

14.7 Discussie en conclusies

Welke soorten zijn in potentie het kwetsbaarst voor energie-infrastructuur?

In dit rapport zijn soorten geïdentificeerd die potentieel het kwetsbaarst zijn voor energie-infrastructuur in Nederland op basis van populatiekenmerken en gevoeligheid voor aanvaringen en habitatverlies. De relatieve kwetsbaarheid van soorten voor energie-infrastructuur hangt van een aantal factoren, die in dit rapport zijn gebruikt om soorten vogels, vleermuizen, vissen en zeezoogdieren te rangschikken van meest naar minder kwetsbaar voor energie-infrastructuur.

Het is belangrijk te onderstrepen dat het hierbij gaat om de *theoretische, relatieve kwetsbaarheid* van soorten op basis van populatiekenmerken en gevoeligheid voor aanvaringen en habitatverlies, omdat

¹⁵ <http://wetten.overheid.nl/BWBR0040556/> Voorschrift 4 Mitigerende maatregelen

over de daadwerkelijke impact van aanvaringen en habitatverlies op de populatieontwikkeling van deze soorten geen kennis bestaat. Voor de aanvaringsgevoeligheid van soorten is hier gebruikgemaakt van aanvaringsgegevens of expertinschattingen, waar onzekerheden aan verbonden zijn. Deze onzekerheid is vooral van toepassing op de analyse van aanvaringsgevoeligheid van de vogelsoorten in dit rapport (zie hoofdstuk 4). Wel geldt dat slachtoffermonitoring in Nederland, Duitsland en België in toenemende mate op een gestandaardiseerde wijze wordt uitgevoerd, waarbij rekening wordt gehouden met verschillen in de relatieve vindkans van soorten. De inschatting van relatieve aanvaringsrisico's voor verschillende soorten is daarmee ook sterk verbeterd de afgelopen twee decennia. Bovendien komen de resultaten van onze analyses, en vooral de relatieve aanvaringsgevoeligheid van soorten, goed overeen met een systematische globale analyse van aanvaringsgevoeligheid van vogels op basis van gepubliceerd onderzoek (Thaxter *et al.*, 2017). Roofvogels hebben over het algemeen de hoogste aanvaringskansen, vergelijkbaar met de in dit rapport verkregen resultaten, en de aanvaringsgevoeligheid is ook hoog voor ooievaarachtigen en steltlopers, terwijl ganzen en hoenderachtigen relatief laag scoren, net als bij onze analyse. Aan de andere kant scoren uilen laag in de risicoanalyse van Thaxter *et al.* (2017), terwijl het door ons ingeschatte aanvaringsrisico voor deze soortgroep relatief hoog was.

De daadwerkelijke kwetsbaarheid van populaties voor sterfte door aanvaringen met windturbines kan alleen worden bepaald als de cumulatieve sterfte kan worden ingeschat. Inzicht in cumulatieve sterfte kan verkregen worden door monitoring van slachtoffers (zie hoofdstuk 12) en onderzoek naar vliegbewegingen, waaronder ontwijkingsgedrag, zodat betrouwbaardere schattingen kunnen worden gemaakt over aanvaringsrisico's in relatie tot bijvoorbeeld afstand tot broedlocaties. Als die sterfte beter ingeschat kan worden, kan ook beter geëvalueerd worden wat de sterfte betekent voor de populatieontwikkeling van een kwetsbare soort. Dergelijke analyses kunnen worden gedaan op basis van populatiemodellen, waarbij parameters als overleving, reproductie, aantallen en sterfte bepaald dienen te worden. In veel gevallen worden de hier geïdentificeerde kwetsbare soorten momenteel niet beschouwd in MER's voor energieprojecten, veelal omdat hun sterfte zou vallen in de categorie 'te verwaarlozen' of 'incidentele' sterfte dan wel onder de grens van 1% additionele sterfte (zie ook Box 1). Verder wordt voor individuele windparken meestal geen rekening gehouden met de effecten van cumulatieve sterfte door alle windparken in het Nederlandse verspreidingsgebied van de soort (of daarbuiten voor trekvogels). Probleem hierbij is vooral ook dat die cumulatieve sterfte in bijna alle gevallen onbekend is. Voor de kwetsbaarste soorten zou echter wel rekening gehouden dienen te worden met eventuele cumulatieve effecten door extra sterfte en habitatverlies, en zou bij gebrek aan kennis een negatieve impact op populatieontwikkeling zo veel mogelijk vermeden moeten worden door effectieve mitigatiemaatregelen. Het gaat dan bijvoorbeeld om het plannen van windparken of hoogspanningslijnen in gebieden waar de concentratie aan relatief kwetsbare soorten laag is. De hier gepresenteerde kaartbeelden met de selectie van kwetsbaarste soorten in de behandelde soortgroepen en hun landelijke verspreiding zijn een eerste handreiking om dergelijke mitigatie zo effectief mogelijk te maken.

Waar bevinden zich concentraties van de kwetsbaarste soorten?

De kaartbeelden die de concentraties van kwetsbaarste soorten weergeven, vooral voor de vogels, moeten ook in het licht van het voorgaande worden gezien. Omdat we hebben gewerkt met de geaggregeerde relatieve kwetsbaarheid, waarbij de verspreidingsgegevens van de kwetsbaarste soorten in Nederland zijn gesommeerd, wordt duidelijk waar de hoogste concentraties aan de kwetsbaarste soorten voorkomen. Het gaat hier dus niet om een absolute maat voor kwetsbaarheid of een specifieke kaart voor individuele soorten, maar om het identificeren van concentraties van de kwetsbaarste soorten. Op dit moment ontbreken slachtoffer-monitoringgegevens voor de meerderheid van de windparken en hoogspanningslijnen in Nederland, waardoor de kwetsbaarheidskaarten een beeld geven dat nog niet gevalideerd is met slachtoffertellingen. De kaarten kunnen wél worden gebruikt als een middel om vroegtijdig (tijdens de planningfase) op eventuele risico's te wijzen voor geplande windparken of hoogspanningslijnen, vooral als het gaat om het vermijden van gebieden met hoge dichtheden aan relatief kwetsbare soorten wier incidentele sterfte nu vaak buiten beschouwing blijft in MER's. Bovendien kunnen de kaarten worden gebruikt om monitoring te richten op die gebieden waar conflicten tussen soortbehoud en energie-infrastructuur in potentie het grootst zijn. Gebieden waar bestaande windparken overlappen met de hoogste kwetsbaarheidsscore op de kaartbeelden zouden bijvoorbeeld voorrang kunnen krijgen bij het toepassen van een

monitoringsprogramma. Dat zou dan kunnen dienen om de daadwerkelijke slachtoffers te kwantificeren, waarna eventuele mitigatiemaatregelen de sterfte zouden kunnen verlagen.

We benadrukken dat de hier geproduceerde kaartbeelden niet leidend moeten zijn bij de ruimtelijke planning van nieuwe energie-infrastructuur in Nederland, tenminste waar het gaat om het minimaliseren van de sterfte van kwetsbare soorten. Daarvoor zijn aanvullende gegevens nodig. Waar windparken en de verspreiding van kwetsbare soorten namelijk overlappen, is meer gedetailleerde informatie over het habitatgebruik van die soorten nodig, bijvoorbeeld op basis van gps- of satellietzendergegevens, zodat duidelijk wordt op welke locaties de risico's op aanvaringen het grootste zijn. Met dergelijke gps-trackgegevens kunnen voorspellende modellen worden ontwikkeld die kunnen worden gebruikt om de meest optimale locaties voor turbines te identificeren op basis van terreingebruik van soorten, hun vlieggedrag (met name de vlieghoogte) en het ontwijkingsgedrag. Zo kan worden voorspeld waar terreingebruik en vooral vliegactiviteit op rotorhoogte door de kwetsbare soorten het intensiefst zal zijn en onder welke omstandigheden (zoals seizoenen, weersomstandigheden, omliggend foerageerhabitat). In het buitenland is al veel gewerkt met gevoeligheidskaarten op basis van gps-trackgegevens voor specifieke soorten waarvan bekend is dat ze kwetsbaar zijn voor windenergie; het gaat dan vooral om vogels (zie hoofdstuk 4). Die leveren een gedetailleerd beeld van de ruimtelijke bewegingen van een soort, bijvoorbeeld gedurende een langere periode (>1 jaar) in een bepaald gebied. Op die manier kan op de relevante ruimtelijke schaal worden bepaald waar de potentiële risico's op aanvaringen het grootst zijn. Op dezelfde manier kunnen eventuele risico's van de bestaande energie-infrastructuur (beter) worden ingeschat.

Onzekerheden bij huidige beoordeling van cumulatieve effecten op kwetsbare soorten

In Nederland worden in MER's normaliter schattingen gedaan van aanvaringslachtoffers of habitatverlies van potentieel kwetsbare soorten door energie-infrastructuur. Op basis van de voorspelde sterfte of het habitatverlies wordt vervolgens een oordeel geveld over het mogelijke effect op de relevante populatie van de soort en maatregelen voorgesteld voor mitigatie van dat effect of – als de impact niet te vermijden is – compensatiemaatregelen die de negatieve impact teniet zouden moeten doen. Aan deze werkwijze zijn vaak matig uitgewerkte risico's verbonden, vooral waar het gaat om schattingen van het aantal aanvaringslachtoffers of het cumulatieve effect van sterfte van energie-infrastructuur op de betreffende populatie van de soort.

Slachtofferschattingen worden nu gebaseerd op voorspellende modellen zoals BAND- of *Flux-collision*-modellen (Box 1). Voor deze modellen zijn o.a. gegevens nodig van de vogelbewegingen door het plangebied, de configuratie van de turbines in het windpark en de afmetingen van de windturbines. Daarnaast is voor de betreffende soort(groep) een aanvaringskans nodig die vastgesteld is in een ander, zogenaamd 'referentiewindpark'. Onderzoek in Nederland en elders in Europa heeft echter aangetoond dat die aanvaringsschattingen sterk kunnen afwijken van het daadwerkelijk aantal slachtoffers (zie Box 1), waarbij er kan sprake zijn van zowel over- als onderschatting van de aantallen slachtoffers. Ook kunnen soorten slachtoffer worden waarmee voorheen geen rekening is gehouden. Een van de belangrijkste redenen voor de discrepantie tussen geschatte en werkelijke sterfte is dat 'ontwijkingsgedrag' van vogels weinig is onderzocht, en dat heeft een relatief grote invloed op geschatte aanvaringen (Box 1). Regelmatig worden aanvaringsschattingen in MER's gebaseerd op kortlopend onderzoek ter plaatse, waarbij aantallen vogels die het plangebied doorkruisen en hun gemiddelde vlieghoogte worden bepaald. Echter, de meeste aanvaringslachtoffers kunnen voorkomen tijdens afwijkende weersomstandigheden, waarbij bijvoorbeeld de vlieghoogte duidelijk verschilt van die op andere dagen (hoofdstuk 4). Omdat het lastig is vogels waar te nemen tijdens slecht weer, worden er vaak veronderstellingen gedaan over vlieggedrag en deze veronderstellingen kunnen grote consequenties hebben voor de geëxtrapoleerde aantallen vliegbewegingen op rotorhoogte. Bovendien is zeer weinig bekend over hoe vlieghoogtes van kwetsbare vogels samenhangen met seizoenen (broedperiode, niet-broedperiode, dispersie, trek), verschillende fases in de jaarcyclus (balts, incubatie, nestfase, dispersie) en het omliggende landschap, en veranderingen daarin over de tijd – factoren die zeer bepalend zijn voor aanvaringsrisico's (hoofdstuk 4). Ten gevolge van deze beperkingen zijn aanvaringsschattingen op basis van BAND- of *Flux-collision*-modellen (of vergelijkbare aanvaringsmodellen) slechts indicatief, en betrouwbaarder voor sommige soorten met voorspelbare vliegbewegingen en in bepaalde situaties dan voor andere soorten (Grünkorn *et al.*, 2015). Wel zijn gestandaardiseerde vergelijkingen van de

relatieve aanvaringsrisico's mogelijk, zoals bij de beoordeling van een alternatieve windpark-configuratie (Dahl *et al.*, 2015) of om de invloed van afstand op aanvaringskansen te illustreren (Rasran en Thomsen, 2013).

Behalve de problemen met schattingen van slachtoffers door individuele windturbines bestaat er vaak onzekerheid met betrekking tot de cumulatieve effecten door sterfte als gevolg van andere windparken in dezelfde regio. Bepalingen van sterfte en of de effecten daarvan significant zijn op populatieniveau, beperken zich nu vaak tot het individuele windpark dat beoordeeld wordt, terwijl cumulatieve effecten in het gebied dat relevant is voor een populatie van doorslaggevende waarde zijn. Dit is zeker het geval voor mobiele vogels, zoals kwetsbare roofvogels, die in grote gebieden foerageren en waarvoor niet alleen het aantal turbines, maar ook de ruimtelijke configuratie van de turbines het landschap van doorslaggevend belang kunnen zijn voor de populatie-impact (zie hoofdstuk 4). Omdat dergelijke kennis voor veel soorten ontbreekt, ligt het voor de hand dat de populatie-impact van energieprojecten stelselmatig onderschat wordt.

Box 1. Onzekerheid slachtofferschattingen met aanvaringsmodellen

In Nederland wordt regelmatig gebruikgemaakt van BAND- of *Flux-collision* modellen (of variaties op dergelijke modellen) die slachtofferschattingen opleveren op basis waarvan toekomstige effecten op soortniveau worden ingeschat. In vrijwel alle modelvarianten gaat het om schattingen op basis van distributie en vliegbewegingen van soorten, waarbij de flux en vlieghoogte bekend worden verondersteld, net als het ontwijkingsgedrag en de aanvaringskans. De onzekerheden, zeker waar het gaat om cumulatieve fouten in schattingen van de vele parameters (tot 8-10 parameters) en correctiefactoren, kunnen sterk doorwerken op de uiteindelijke schatting. Monitoringgegevens in Nederland en in het buitenland bevestigen dat het werkelijke aantal slachtoffers vaak sterk verschilt van het voorspelde aantal slachtoffers door aanvaringsmodellen, waardoor de waarde van de voorspellingsmodellen beperkt tot zeer beperkt is. Hieronder een paar voorbeelden ter illustratie:

(1) Ferrer *et al.* (2011) vergeleken gegevens van de feitelijke sterfte onder vogels bij 20 volledig geïnstalleerde windturbineparken met de voorspelde sterfte in MER's. Voor elke locatie bepaalden de auteurs de flux door het plangebied en op rotorhoogte, zoals dat ook in MER's gebeurt, door puntwaarnemingen van vogels rond het plangebied. Vervolgens classificeerden de onderzoekers de windparken in drie risiconiveaus. De auteurs vonden geen relatie tussen voorspelde en werkelijke aantallen slachtoffers. Er werd geen relatie gevonden tussen vogelflux per uur en vogelbotsingen per turbine en per jaar. Sterfte onder roofvogels was niet gerelateerd aan roofvogels per uur of aan roofvogels op rotorhoogte per uur. Uitgaande van analyses op soortniveau werd een marginale relatie gevonden tussen roofvogelflux en hun mortaliteit, maar niet tussen roofvogels die passeerden op rotorhoogte en uiteindelijke mortaliteit. Ferrer *et al.* (2011) concluderen dat er geen duidelijk verband bestaat tussen voorspeld risico zoals geschat in MER's en feitelijke sterfte van vogels (zoals roofvogels) nadat windparken zijn aangelegd. Er werden slechts zwakke relaties gevonden voor afzonderlijke soorten. Hoewel er grote verschillen tussen windparken waren in de frequentie van waargenomen vogels en er significante verschillen in sterftecijfers waren toen de windparken werkten, was er geen relatie tussen beide groepen van variabelen. Sommige van de windparken die a priori als 'meest risicoloos' werden ingeschat, hadden enkele van de hoogste aanvaringslachtoffers en vice versa.

(2) Grünkorn *et al.* (2015) vergeleken de aantallen aanvaringslachtoffers met voorspelde slachtofferaantallen op basis van BAND-modellen bij windparken in Noord-Duitsland. Voor de overgrote meerderheid van de windparken was het aantal aanvaringslachtoffers zoals voorspeld door het BAND-model duidelijk lager dan het aantal aanvaringslachtoffer geschat op basis van slachtoffermonitoring. In totaal werden 12 dode buizerds gevonden, op basis waarvan (door extrapolatie) 76 aanvaringslachtoffers werden geschat, tegenover een schatting van 35 aanvaringslachtoffers op basis van het BAND-model. Uitgaande van een conservatief vermijdingspercentage van buizerds van 95%, zou slechts 2,3% van het daadwerkelijk aantal slachtoffers in aanvaring komen met een windturbine. Van het daadwerkelijk gevonden aantal aanvaringslachtoffers onder buizerds zou slechts 15% geschat worden met een BAND-model. Dus de berekeningen volgens het BAND-model op basis van vlieggedrag leidden tot een zeer sterke onderschatting (factor 7-43) van het daadwerkelijke aantal slachtoffers. Grünkorn *et al.* (2015) concluderen dat met name de potentiële fout als gevolg van de grote variabiliteit van de vliegactiviteit in de rotorzone en een aantal inherente zwakke punten van de BAND-modelbenadering (stapelings van onzekerheden bij het schatten van meerdere parameters) bijdragen aan de verschillen tussen de geschatte en daadwerkelijke aantallen aanvaringslachtoffers.

(3) Ook uit de monitoring van slachtoffers bij windparken in Nederland, bijvoorbeeld die in de Eemshaven en Delfzijl-Zuid, blijkt dat er voor sommige soorten vele malen hogere aantallen aanvaringslachtoffers zijn dan wat voorspeld werd (Brenninkmeijer en van der Weyde, 2011; Klop en Brenninkmeijer, 2014). Hoewel het geschatte maximale aantal aanvaringslachtoffers hoger was dan het daadwerkelijke aantal slachtoffers bij windpark Eemshaven, was het voorspelde soortenspectrum van slachtoffers onder kwalificerende vogelsoorten (19) veel lager dan het gevonden aantal (30 soorten; Klop en Brenninkmeijer, 2014). Het aantal slachtoffers onder trekvogels was een factor 4 lager dan voorspeld, maar de gevonden aantallen slachtoffers pleisterende vogels was weer veel hoger dan de voorspelde aantallen. Voor 9 relatief kwetsbare soorten werden geen voorspellingen gedaan of werd het aantal slachtoffers onder- of overschat (Tabel 1). Van kwalificerende roofvogels, meeuwen en overige watervogels werden geen slachtoffers voorspeld, maar werden wel enkele tientallen slachtoffers gevonden.

Tabel 1 Totaal geëxtrapoleerd aantal slachtoffers (maximaal aantal gevonden slachtoffers gecorrigeerd voor vind- en predatiekans en geëxtrapoleerd voor afgezocht oppervlak en aantal onderzocht turbines, met betrouwbaarheidsinterval) en voorspelde kwalificerende en relatief kwetsbare soorten van Natura 2000-gebied de Waddenzee per jaar in windpark Eemshaven in 2009-14 (Klop en Brenninkmeijer, 2014). Voorspellingen waren gebaseerd op aantallen vogels, verblijfsduur en aanvaringskans (Koolstra, 2006).

Soort	Aantal slachtoffers (95% BI)	Voorspeld aantal
Bruine kiekendief*	6 (5-8)	-
Slechtvalk*	1 (1-2)	-
Kleine mantelmeeuw	73 (58-96)	-
Visdief*	16 (13-21)	0
Grote Stern	1 (1-2)	-
Fuut	3 (2-4)	-
Bontbekplevier*	10 (6-20)	-
Goudplevier	2 (2-3)	7
Noordse stern*	3 (2-4)	-

*) lokale broedvogels

De vraag is waarom BAND- of *Flux-collision* modellen (of variaties op dergelijke modellen) een beperkte waarde hebben voor het schatten van aantallen slachtoffers. De belangrijkste reden hiervoor is dat fouten in de schatting van individuele parameters sterk kunnen doorwerken in de uiteindelijke schatting van het aantal slachtoffers. Vermijdings- of ontwijkingsgedrag bijvoorbeeld is een cruciale parameter om sterfte door aanvaringen te schatten met BAND of *Flux-collision* modellen. Vermijdingsgedrag wordt berekend door het geschatte werkelijke sterftecijfer te delen door het aantal vogels 'in de gevarenzone van een rotor'. Sterfte wordt geschat door de botsingskans te vermenigvuldigen met het aantal vogels dat door het gebied op risicohoogte gaat, bepaald op basis van veldgegevens. Aangezien schattingen van aanvaringskans en het aantal vogels dat door het rotorvlak vliegt onderhevig zijn aan aanzienlijke waarnemers-, stochastische en systematische fouten, lijden schattingen van ontwijkingsgedrag aan gebrekkige nauwkeurigheid en precisie.

Chamberlain *et al.* (2006) onderzochten de gevoeligheid van de schatting van het ontwijkingsgedrag van vogels op het uiteindelijke geschatte aanvarings-slachtoffers. Het ging hier om BAND-aanvaringsmodellen die gegevens gebruiken die de structuur en werking van de turbines beschrijven (aantal rotoren; breedte en hoek van bladen; rotordiameter; en rotatiesnelheid) en het vlieggedrag van vogels (grootte; spanwijdte; vluchtsnelheid; type vlucht) om een aanvaringskans te schatten. De auteurs concluderen dat een vermindering van 10% van de vermijdingskans het sterftecijfer 27 maal verhoogde voor kleine zwanen. Voor steenarenden in een andere studie zou een verlaging van vermijdingskans van slechts 0,005 de mortaliteit verdubbelen. Kleine variaties in vermijdingspercentages resulteren zodoende in relatief grote veranderingen in voorspelde aanvaringen, zodat fouten in schattingen van vermijdingspercentages grote gevolgen kunnen hebben voor de geschatte sterftecijfers.

Monitoring van slachtoffers voor evaluatie impact op soorten

Hoewel de kaartbeelden aantonen dat er ruimtelijke overlap bestaat tussen belangrijke gebieden met kwetsbare soorten en energie-infrastructuur (11), is op dit moment onduidelijk wat de daadwerkelijke effecten (door sterfte en habitatverlies) zijn en wat dit betekent voor de populatieontwikkeling van de kwetsbaarste soorten. Om dit inzicht te vergroten, zijn slachtoffermonitoringgegevens noodzakelijk. In hoofdstuk 10 worden aanbevelingen gedaan voor het opzetten van een monitoringsprogramma. We concluderen dat er sprake is van enkele belangrijke hiaten in de kennis ten aanzien van de effecten van windparken en andere energie-infrastructuur, waaronder de ontoegankelijkheid van de monitoringsdata. Deze ontoegankelijkheid van monitoringsdata vormt op dit moment een obstakel voor verder onderzoek, effectbeoordelingen en het inschatten van cumulatieve effecten op kwetsbare soorten.

Welke mitigatie en waar?

Vanwege het ontbreken van inzicht in de omvang van sterfte en habitatverlies door energie-infrastructuur en andere antropogene factoren is niet te zeggen hoe groot de negatieve effecten van energie-infrastructuur maximaal mogen zijn om een netto negatief effect op populaties te voorkomen. De beste strategie is daarom bij de realisatie van elk project bij de allocatie van energie-infrastructuur

de gebieden met concentraties van de kwetsbaarste soorten te vermijden, zodat het aantal slachtoffers, de verstoring en het habitatverlies zo veel mogelijk beperkt blijven.

Effectieve mitigatie van sterfte door aanvaringen richt zich in het algemeen op het zo veel mogelijk vermijden van locaties waar de kansen op aanvaringen groot zijn, vooral omdat andere mitigatiepraktijken minder (kosten)effectief zijn (zie hoofdstuk 10). Het is lastig om gebieden met een hoog aanvaringsrisico voor kwetsbare soorten te vermijden met de huidige, beperkte gegevens over vlieggedrag van die kwetsbare soorten. Voor broedvogels kan als voorzorgsprincipe de afstand tot de broedplaats als eerste benadering worden gebruikt om risico's te beperken (hoofdstuk 10), omdat binnen een bepaalde afstand van het nest een verhoogde vluchtactiviteit te verwachten is (bijv. territoriale vluchten). Een robuuste beoordeling van aanvaringsrisico is alleen mogelijk op basis van gedegen analyse van vlieggedrag van kwetsbare soorten. Daarbij moet dan worden bepaald over welke periode de gegevens over vlieggedrag (vooral hoogte en ontwijkingsgedrag) dienen te worden verzameld om een betrouwbare basis te vormen voor het beoordelen van risico's gedurende de operationele levensduur van het geplande windpark. Dergelijke kennis maakt het ook mogelijk om toekomstige aanvaringsrisico's in te schatten, wanneer bekend is wat de relatie is tussen vlieghoogte op rotorhoogte en bepaalde landschapselementen. Dit is ook belangrijk omdat veranderingen in landgebruik in de omgeving van een windpark tot een verandering in habitatgebruik en dus vliegbewegingen kan leiden (Hötker *et al.*, 2013).

Over de effectiviteit van veel mitigatiemethoden na allocatie van energie-infrastructuur zijn nog weinig kwantitatieve analyses beschikbaar. De effectiefste mitigatiemethoden ter voorkoming van aanvaringen met windturbines zijn – na het vermijden van risicovolle gebieden met de kwetsbaarste soorten – vooral stilstandvoorzieningen. Mitigatie is verder mogelijk door (geautomatiseerde) radar, het meer zichtbaar maken van de rotor, markeringen bij hoogspanningslijnen etc. Vooral mitigatiemethoden ter voorkoming van aanvaringen met hoogspanningslijnen zijn redelijk tot goed onderzocht, waarbij de effectiviteit van die methoden bekend is voor verschillende soortgroepen. Een groot deel van het hoogspanningsnet is nu nog niet voorzien van maatregelen om vogelaanvaringen te voorkomen. Als mitigerende maatregelen worden nu bovendien vaak methoden aanbevolen die nog onvoldoende getest of weinig kostenefficiënt zijn, zoals een cameradetectiesysteem op turbines voor stilstandvoorzieningen.

Compensatie en voor welke soorten?

Extra sterfte, verstoring en habitatverlies door aanleg en gebruik van energie-infrastructuur maakt voor de meeste soorten deel uit van een scala aan antropogene drukfactoren, waarbij de impact op de populatie per soort verschilt. In dit rapport ligt de focus op de soorten die kwetsbaar zijn voor extra sterfte, verstoring of habitatverlies door energie-infrastructuur. Als bekend is wat de gevolgen zijn voor populaties van sterfte of habitatverlies, bestaat er in theorie ook nog de mogelijkheid onvermijdbare verliezen te compenseren, hoewel voor de effectiviteit van compensatiemaatregelen in de praktijk nog maar weinig met empirische gegevens onderbouwde voorbeelden beschikbaar zijn. Soorten die kwetsbaar zijn voor energie-infrastructuur worden ook veelvuldig gemeld als slachtoffer van andere antropogene factoren, zoals roofvogels en uilen die regelmatig ten prooi vallen aan verkeer (hoofdstuk 13). Hierin zijn duidelijke trends waarneembaar, die aangeven dat het relatieve belang van antropogene drukfactoren verandert met de tijd. Het is overigens alleen zinvol om dergelijke evaluaties te doen op soortniveau. Aantallen slachtoffers zijn soortspecifiek en slachtoffers onder één soort niet automatisch representatief voor slachtoffers onder andere soorten. Of er compensatiemogelijkheden zijn voor negatieve effecten van energie-infrastructuur hangt af van soortspecifieke eigenschappen en van de aard en omvang van de effecten (waar, wanneer en hoe ondervindt de soort last van de infrastructuur) en het hele 'systeem' waarin de soort functioneert met alle processen en patronen waar de soort mee te maken heeft.

Aanbevelingen voor een natuur-inclusieve energietransitie

Dit rapport bevat informatie ten behoeve van het minimaliseren van effecten op kwetsbare soorten door de huidige en toekomstige, snelgroeiende energie-infrastructuur op land en op zee. We hebben ons gericht op een selectie en rangschikking van de – in potentie – kwetsbaarste soorten voor de impact van de verschillende typen energie-infrastructuur. Onze resultaten moeten vooral dienen als hulp bij het zo veel mogelijk beperken van een eventuele negatieve impact op die kwetsbaarste

soorten. Op basis van het voorzorgbeginsel zou kunnen worden gesteld dat concentraties met de kwetsbaarste soorten ontzien dienen te worden bij de planning van energieprojecten, vooral omdat we op dit moment geen duidelijkheid hebben over de daadwerkelijke cumulatieve effecten van dergelijke infrastructuur op het populatieniveau voor de grote meerderheid van kwetsbaarste soorten. In de toekomst zou daar meer duidelijkheid over kunnen komen, zodat in dit verband betere afwegingen kunnen worden gemaakt. Tot dan zullen onzekerheden inherent blijven aan risicobeoordelingen voor kwetsbare soorten bij de planning van energie-infrastructuur, ondanks toegenomen onderzoeksinspanningen (Masden *et al.*, 2015).

Een belangrijke vraag is of de cumulatieve effecten van windturbines, hoogspanningslijnen en andere energie-infrastructuur op kwetsbare soorten vogels, vissen, vleermuizen en zeezoogdieren hun staat van instandhouding significant negatief beïnvloeden. Veel van de hier geïdentificeerde kwetsbare soorten worden nu niet meegenomen in het planningsproces van energie-infrastructuur wanneer het gaat om eventuele negatieve effecten op natuur. Gezien de toename van (vooral) het aantal windparken nu en in de nabije toekomst en de bestaande kennis over negatieve effecten op populaties kwetsbare soorten door cumulatieve sterfte (hoofdstuk 4), ligt een negatief populatie-effect als gevolg van de uitbreiding van vooral windparken, maar mogelijk ook hoogspanningslijnen voor de hand voor een beperkte, nu nog onbekende, groep van kwetsbare soorten. Daarom zijn er benaderingen nodig die de cumulatieve effecten van die energie-infrastructuur op de kwetsbaarste soorten kwantificeren, zodat tijdig maatregelen worden genomen waar nodig en door cumulatieve sterfte niet een kwetsbare soort nog verder onder druk komt te staan.

Zoals gezegd zijn over de werkelijke omvang van de sterfte en het habitatverlies door windturbines, hoogspanningslijnen, zonnepaneelvelden op dit moment in Nederland te weinig betrouwbare data voorhanden. De doorwerking van de cumulatieve effecten op populatieniveau en op de staat van instandhouding zijn ook onbekend. Zo kunnen we wel aangeven welke soorten in theorie het kwetsbaarst zullen zijn, maar niet de effecten van toegenomen sterfte en habitatverlies op hun populatieontwikkeling voorspellen. In dit rapport wordt in detail ingegaan op de mogelijkheden om te voorzien in deze kennis. Gerichte monitoring, steekproefsgewijs bij bestaande projecten en zeker bij nieuwe projecten, kan antwoord geven worden op de vraag hoe groot het aantal slachtoffers en het habitatverlies werkelijk is. Studies naar vliegbewegingen kunnen inzicht geven in potentiële aanvaringsrisico's voor de zeldzaamste, kwetsbaarste soorten die maar zelden als slachtoffer zullen worden gevonden tijdens reguliere monitoring, maar waarvoor cumulatieve sterfte wel belangrijke gevolgen kan hebben voor hun (kleine) populaties. Pas als er beter inzicht is verkregen in het te verwachten totaalaantal slachtoffers per jaar op de relevante schaal, namelijk die van de populatie, is het mogelijk in te schatten in welke mate populaties van potentieel kwetsbare soorten te lijden hebben van de extra sterfte of het habitatverlies door energie-infrastructuur. De (Rijks)overheid mag vanuit haar verantwoordelijkheid voor behoud van biodiversiteit eisen dat haalbare en betaalbare maatregelen worden genomen om negatieve effecten te voorkomen. Het is zaak alle partijen verantwoordelijk voor vergunningverlening te doordringen van de noodzaak om zich in te spannen om die effecten te reduceren en te kwantificeren.

Gezien de belangrijke kennishiaten dienen belangrijke foerageer-, rust- en broedgebieden voor de kwetsbaarste soorten buiten beschouwing te worden gelaten bij verdere ontwikkeling van windparken en hoogspanningslijnen. Toepassing van het voorzorgbeginsel kan echter de ontwikkeling van infrastructuur in de weg staan, zeker gezien de diffuse verspreiding van veel kwetsbare soorten op land (hoofdstuk 11). Als strikt gebruik wordt gemaakt van het voorzorgbeginsel kunnen grotere gebieden dan misschien noodzakelijk worden uitgesloten voor windparken of hoogspanningslijnen (Köppel *et al.*, 2015). Daarom zouden oplossingen niet alleen gericht moeten zijn op de planningsfase, maar ook op de operationele fase van windparken. Deze benadering, het zogenaamde 'adaptieve management', wordt al internationaal in verschillende contexten beoefend en kan worden gekarakteriseerd door het bijstellen van acties gericht op het halen van doelen op basis van continue monitoring. Zo kan de normale gang van zaken om negatieve effecten te voorkomen door mitigatie en eventueel compensatie worden versterkt door verplichte monitoring, in combinatie met noodzakelijke aanpassingsmaatregelen; zoals wanneer blijkt dat tijdens monitoring meer slachtoffers onder soorten vallen dan voorzien op basis van een voorzorgsprincipe. Een dergelijke benadering zou zeker aan te raden zijn voor de hier geïdentificeerde kwetsbare soorten, die al onder druk staan door andere

(antropogene) drukfactoren. Robuust beheer zou zich dan richten op een betere kwantificering van aantallen slachtoffers en habitatverlies van de kwetsbaarste soorten, evaluatie van het effect van die cumulatieve impact op de populaties van de kwetsbaarste soorten, maatregelen ter verbetering van hun habitat (en reproductief succes en overleving) ter compensatie en mitigatiemaatregelen (zoals tijdelijke stilstand). Dit kan niet worden bewerkstelligd door een individueel windparkproject, maar het moet worden gezien als een politieke taak om de grootschalige implementatie van hernieuwbare energie te begeleiden. De belangrijkste componenten van een dergelijk programma zijn als volgt samen te vatten:

1. Populatie-dynamische studies van kwetsbare soorten worden sterk aanbevolen om inzicht te vergroten in het effect van cumulatieve sterfte door (vooral) windparken of hoogspanningslijnen, of hun impact op habitatkwaliteit. Waar sommige soorten op grond van hun populatie-dynamische kenmerken veerkrachtige populaties hebben die gebufferd zijn tegen additionele sterfte, kan een geringe toename van sterfte bij andere soorten al een significant effect hebben op de populatieomvang. Alleen met behulp van populatiemodellen kan hier inzicht in verkregen worden en kunnen de effecten van toegenomen sterfte gekwantificeerd worden. Populatiemodellen kunnen dus gebruikt worden om, wanneer eenmaal is vastgesteld wat de omvang is van de sterfte, door te rekenen wat het effect daarvan is op de staat van instandhouding (zie Box 2). Populatiemodellen zijn bij uitstek geschikt om te laten zien welke soorten, op welke plekken, gevoelig zijn voor de impact van energie-infrastructuur. De modellen worden ontwikkeld om te voorspellen hoe reproductie, sterfte en hoeveelheid en kwaliteit van habitat doorwerken op populatieomvang, trend en kans op uitsterven. Zo wordt duidelijk welke sterfte acceptabel is voor de kwetsbaarste soorten (d.w.z. niet leidt tot een negatief effect op populatieontwikkeling), en onder welke omstandigheden en voor welke infrastructuur maatregelen nodig zijn om die sterfte te beperken. Dergelijke gegevens (ringgegevens, verspreidingsinformatie) zijn van de hier geïdentificeerde kwetsbaarste vogelsoorten in Nederland voorhanden, hoewel ze grotendeels ontbreken voor vleermuizen. Het in beeld brengen van de cumulatieve sterfte en vervolgens mitigeren en eventueel compenseren – te beginnen bij de soorten hoogst in de kwetsbaarheidsrangordering – is zodoende voor vogels de meest haalbare invulling van het voorzorgbeginsel. Tot slot kan met behulp van populatiemodellen ook gericht gezocht worden naar mogelijkheden voor mitigatie en/of compensatie. Omdat bij een populatie de gevoeligheid voor sommige parameters groter zal zijn dan voor andere, kan op die manier ook inzicht verkregen worden aan welke 'knoppen' gedraaid kan worden. Stel bijvoorbeeld dat een populatie erg gevoelig is voor sterfte van adulte dieren, en dieren komen veel om in het verkeer, dan kan met een populatiemodel doorgerekend worden wat het effect is van verlaging van andere antropogene drukfactoren, zoals verkeer. Zo kan in theorie bijvoorbeeld ook habitatverlies of verstoring elders worden gecompenseerd.
2. Monitoring zou zich moeten richten op begrijpen van de variatie in sterfte bij windparken en hoogspanningslijnen en het verbeteren van de inzichten over cumulatieve sterfte. Een centrale opslag van de resultaten van uitgevoerde monitoringprogramma's in een publiek toegankelijke database zou een onmisbare stap zijn om te komen tot schattingen van sterfte, waarmee effecten op populaties veel beter dan nu kunnen worden ingeschat en variatie in sterfte onder uiteenlopende omstandigheden (zoals weersomstandigheden, seizoenen, landschap) beter kan worden begrepen (zie 10). Dergelijke databases zijn of worden ook in het buitenland opgezet, zoals in Frankrijk en Spanje. Doel hiervan is ook om te komen tot een systematische evaluatie van schattingen en op basis daarvan verbetering van die schattingen en de beoordeling van de te verwachten effecten met als doel daarmee de allocatie van windturbines te optimaliseren. In het hoofdstuk Monitoring wordt een voorstel gedaan voor de opzet van een dergelijke database en de parameters die daarbij van belang zijn.
3. Studies ondersteunen dat modelvoorspellingen van het aantal aanvaringen in veel gevallen (sterk) kunnen afwijken van de werkelijkheid (Box 1). Verdere studies om de aanvaringsrisico's van vogels bij windturbines te kwantificeren, worden aanbevolen, vooral omdat kennis van ontwikkelingsgedrag tot op heden zeer beperkt is voor de kwetsbaarste soorten. Dit maakt voorspellingsmodellen van aanvaringssterfte onbetrouwbaar en daarmee te verwachten effecten op populatieniveau. De gevolgde modelbenaderingen zijn *in theorie* robuust (Chamberlain *et al.*, 2005), maar in de praktijk levert de schatting van sommige parameters grote foutmarges op in schattingen van het uiteindelijk aantal slachtoffers (Box 1). Voordat dergelijke schattingen worden

gebruikt, dient betere kennis te worden gegenereerd over vlieggedrag onder uiteenlopende omstandigheden en voor specifieke situaties voor de kwetsbaarste soorten. Bovendien dient validatie van aanvaringsmodellen plaats te vinden door vergelijkingen van voorspelde en gevonden slachtoffers. Slachtoffermonitoring dient op de lange termijn te worden uitgevoerd, vooral omdat slachtofferaantallen aan het begin van een project sterk kunnen afwijken van aantallen slachtoffers na enkele jaren. Bovendien levert slachtoffermonitoring voor de schaarste, kwetsbaarste soorten maar beperkt inzicht in de (te verwachten) sterfte, vooral omdat de facto voor zeldzame of schaarse soorten maar een klein aantal slachtoffers te verwachten is (zie hoofdstuk 10). Toepassing van moderne zendertechnieken bij vogels en vleermuizen (gps-telemetrie) voor het onderzoek naar ontwikings- en vlieggedrag (uitwijking voor turbines en vlieghoogte, per seizoen, bij variërende weersomstandigheden) draagt bij aan de noodzakelijke verfijning van aanvaringsschattingen en gevoeligheidsanalyses, vooral voor mobiele soorten (zie Box 2). Voor het valideren en te verbeteren van sterfteschattingen en risicoanalyses op basis van zenderstudies zijn legio voorbeelden in het buitenland (Schuster *et al.*, 2014).

4. Het effect van een geplande windturbine zou beoordeeld moeten worden op een veel grotere ruimtelijke schaal dan momenteel gedaan wordt om ecologisch relevant te zijn en schade te voorkomen. Dergelijke effecten kunnen niet los gezien worden van bestaande en geplande windparken, zoals nu nog vaak gebeurt. Idealiter betreft het hier de ruimtelijke schaal van populaties, die bijvoorbeeld in het geval van mobiele soorten (zoals roofvogels) wel enkele honderden vierkante kilometers beslaan, en die relevant is voor het in standhouden van een duurzame populatie van de doelsoort. Compenserende maatregelen zouden daarom niet alleen op projectniveau moeten worden vastgesteld, maar vooral ook in het kader van regionale planning of op basis van nationale soortenbeschermingsplannen. Waar sterfte nu of in de toekomst die grens van acceptabele sterfte overschrijdt, kan gerichte mitigatie worden ingezet die verdere negatieve effecten reduceren. Het gaat dan bijvoorbeeld om mitigatiemaatregelen specifiek gericht op een kwetsbare soort. Als de negatieve impact niet te voorkomen is, kunnen compensatiemaatregelen worden genomen die sterfte door energie-infrastructuur compenseren door het verlagen van sterfte door andere antropogene activiteiten. Voor die compensatiemaatregelen is wel gedegen kennis van de effectiviteit van maatregelen en de populatiedynamica van een soort nodig om die maatregelen effectief te laten zijn. Hiervoor zijn de genoemde populatiemodelstudies een geschikt middel.

Box 2. Voorbeeld van integrale ruimtelijke benadering voor vaststellen soortspecifieke kwetsbaarheid voor aanvaringen met energie-infrastructuur: vogels op land

Een concrete aanbeveling die een evaluatie van de impact door aanvaringen op de kwetsbaarste vogelsoorten mogelijk maakt, grotendeels met behulp van bestaande gegevens (ringgegevens (terugmeldingen), soortverspreidingsgegevens, gps-trackingdata, GIS-data), is beneden kort uitgewerkt. Het gaat hier om een integrale ruimtelijke benadering, gebaseerd op de combinatie van kennis over vliegactiviteit voor alle relevante seizoenen en ruimtelijke demografische modellen die het mogelijk maken om de impact van energie-infrastructuur op Nederlandse populaties te kwantificeren. Zo kan worden toegewerkt naar een shortlist van kwetsbare soorten die aandacht verdienen als het gaat om mitigatie- of compensatiemaatregelen voor de gevolgen van sterfte of habitatverlies op landelijke schaal.

Bewegingsmodellen voor schatten cumulatieve sterftekans

Voor een selectie van de hier geïdentificeerde kwetsbaarste soorten kan via simulatiemodellen de aanvaringskans worden geschat voor individuen verbonden aan broed- of rustlocaties (of andere gebieden met hoge concentratie van soortactiviteit) in Nederland, waarbij worden meegenomen de broedtijd (met vliegbewegingen voor balts/territoriumgedrag), foerageren binnen territoria, voedselmigratie; de trektijd, met vliegbewegingen vanuit de broedlocatie, binnen trekbanen of met kompas oriëntatie; en de winterperiode, met karakteristieke vliegbewegingen voor rondtrekkende vogels, of dagelijkse migratiepatronen tussen rust- en foerageergebied. Voor het sterfterisico buiten Nederland voor migrerende soorten die in de winterperiode buiten Nederland verblijven, is een schatting nodig voor aanvaringsrisico en cumulatieve sterfte.

Modellering zal kunnen worden gebaseerd op de analyse van vliegbewegingen van gezenderde vogels (indien beschikbaar), zo veel mogelijk in relatie tot landschapskenmerken. Verschillende bewegingsmodellen kunnen ingezet worden, variërend van Kernel-gebaseerde benaderingen (die de frequentie van aanwezigheid van een foeragerende vogel binnen de hele homerange, rond het nest, kwantificeren) tot gedetailleerde individu-gebaseerde bewegingsmodellen waarin verplaatsingen tijdseenheid (bijv. een kwartier of uur) gesimuleerd worden, al of niet afhankelijk van het landschap, in 2 of 3 ruimtelijke dimensies (zodat ook vliegtijd op rotorhoogte bekend is). Deze modellering levert per locatie de cumulatieve additionele sterftekans door windturbines of hoogspanningslijnen op, die de individuen verbonden met deze broedlocatie ondervinden. Deze sterftekans kan vervolgens direct gebruikt worden in ruimtelijke demografische modellen en worden weergegeven in gevoeligheidskaarten, die een verfijning zijn van de hier gepresenteerde kwetsbaarheidskaarten. Ook kan de onderliggende modeluitkomst gesommeerd worden over alle broedlocaties in Nederland, gewogen naar omvang van die broedpopulaties. Dit levert inzicht in welke (plan)locaties van windparken en/of hoogspanningslijnen landelijk het grootste risico opleveren voor de totale landelijke populatie van een kwetsbare soort, en dus waar mitigatiemaatregelen het effectiefst zijn.

Ruimtelijke demografische (populatie-dynamische) modellen

Populatie-dynamische modellen kunnen vervolgens worden ingezet voor het inschatten van het effect van additionele sterfte door windturbines en hoogspanningslijnen op de populatieontwikkeling (of populatiegroeisnelheid). De basis hiervoor vormt de ruimtelijke informatie over broedparen of broeddichtheden. Per km-hok wordt de lokale dynamiek gesimuleerd, waarbij gemiddelde demografische coëfficiënten gebruikt worden (leeftijdsafhankelijke reproductie en overleving). Deze coëfficiënten zijn beschikbaar voor de hier geïdentificeerde kwetsbaarste soorten of kunnen worden berekend uit ringterugmeldingen en gegevens over broedsucces. Bij de 'achtergrond' of 'natuurlijke' sterfte wordt vervolgens de lokale cumulatieve aanvaringssterftekans opgeteld. De dynamiek van de totale landelijke populatie is de som van de dynamiek van alle lokale populaties. Zo kan berekend worden wat de bijdrage is van de verlaagde overleving in ieder broedgebied op de landelijke populatiegroeisnelheid van de soort.

Met bovenstaande benadering kan duidelijk worden in welke mate de in dit rapport geïdentificeerde kwetsbaarste vogelsoorten daadwerkelijk een negatief effect zullen ondervinden op populatieniveau door extra sterfte als gevolg van bijv. aanvaringen met windturbines, of dat die sterfte marginaal is en dus geen verdere aandacht verdient als het aankomt op mitigerende maatregelen. Tegelijkertijd wordt duidelijk welke broedpopulaties van welke kwetsbare soorten de focus zouden moeten zijn voor mitigatie- of compensatiemaatregelen.

15 Literatuur

- Aarts, G., A.M. von Benda-Beckmann, K. Lucke, H.Ö. Sertlek, R. van Bemmelen, S.C.V. Geelhoed, S. Brasseur, M. Scheidat, F-P. A. Lam, H. Slabbekoorn & R. Kirkwood (2016) Harbour porpoise movement strategy affects cumulative number of animals acoustically exposed to underwater explosions. *Mar Ecol Prog Ser*. Vol. 557: 261–275, doi: 10.3354/meps11829.
- Aarts, G., Brasseur, S., Geelhoed, S., van Bemmelen, R. en Leopold, M. (2013) Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast. IMARES Wageningen UR, IJmuiden.
- Aarts, G., MacKenzie, M., McConnell, B., Fedak, M. and Matthiopoulos, J. (2008), Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. *Ecography*, 31: 140–160. doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05236.x
- Aarts, Geert, Jenny Cremer, Roger Kirkwood, Jan Tjalling van der Wal, Jason Matthiopoulos¹ & Sophie Brasseur, 2016. Spatial distribution and habitat preference of harbour seals (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen University & Research centre, Wageningen Marine Research, Wageningen Marine Research report number C118/16, 43
- Ahlén, I., L. Bach, H.J. Baagøe & J. Petterson 2007. Bats and offshore wind turbine studied in southern Scandinavia. Report 5571, Swedish Environmental Protection Agency.
- Alder, H. 2017. Langzeit-Monitoring an einer Kleinwindanlage mittels Wärmebild-Kameras und Chancen für die Risiko-Einschätzung (microturbine small wind power plant Beringen HANS). Presentation Nationale Tagung Fledermausschutz Und Fledermausforschung 02.12.2017. Naturhistorisches Museum Bern.
- ALTEMÜLLER, M. and REICH, M., 1997. Einfluß von Hochspannungsfreileitungen auf Brutvögel des Grünlandes. *Vogel & Umwelt*, 9, pp.111-127.
- Amaral, S.V., Bevelhimer, M.S., Cada, G.F., Giza, D.J., Jacobsen, P.T., McMahon, B.J., Pracheil, B.M. (2015). Evaluation of behavior and survival of fish exposed to axial-flow hydrokinetic turbine. *North American Journal of Fisheries Management* 35:97-113.
- Amaral, S.V., Bevelhimer, M.S., Cada, G.F., Giza, D.J., Jacobsen, P.T., McMahon, B.J., Pracheil, B.M. (2015). Evaluation of behavior and survival of fish exposed to axial-flow hydrokinetic turbine. *North American Journal of Fisheries Management* 35:97-113.
- Amorim, F., Rebelo, H. en Rodrigues, L. (2012). Factors Influencing Bat Activity and Mortality at a Wind Farm in the Mediterranean Region. *Acta Chiropterologica*, 14(2), pp.439-457.
- Anonymous, 2014. National report on the implementation of the Agreement on the Conservation of Populations of European Bats: 2010-2013. Ministry of Economic Affairs - Directorate for Nature, Land Biodiversity (compiled by H.J.G.A. Limpens, J.A.A. Dekker & P.H.C. Lina).
- Arnett, E.B., Baerwald, E.F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodríguez-Durán, A., Rydell, J., Villegas-Patracá, R. and Voigt, C.C., 2016. Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. In *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world* (pp. 295-323). Springer, Cham.
- Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P., Fiedler, J.K., Hamilton, B.L., Henry, T.H., Jain, A., Johnson, G.D., Kerns, J., Koford, R.R. and Nicholson, C.P., 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *Journal of Wildlife Management*, 72(1), pp.61-78.
- Arnett, E.B., Huso, M.M., Schirmacher, M.R. and Hayes, J.P., 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), pp.209-214.
- 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.
- Arnett, E.B., M.P. M.M.P. Huso, M.R. Schirmacher, & J.P. Hayes, 2001. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 209–214.
- Ashley M.C., S.C. Mangi, L.D. Rodwell (2014) The potential of offshore windfarms to act as marine protected areas – A systematic review of current evidence. *Marine Policy* 45 pp. 301–309
- Atalah J., J. Fitch, J. Coughlan, J. Chopelet, I. Coscia, E. Farrell (2013) Diversity of demersal and megafaunal assemblages inhabiting sandbanks of the Irish Sea. *Mar Biodiv* 43: 121–132.

-
- Atalah J., J. Fitch, J. Coughlan, J. Chopelet, I. Coscia, E. Farrell (2013) Diversity of demersal and megafaunal assemblages inhabiting sandbanks of the Irish Sea. *Mar Biodiv* 43: 121–132.
- Baerwald E.F., J. Edworthy, M. Holder & R.M.R. Barclay 2009. A large scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. *J. Wildl. Management* 73: 1077-1081.
- Baerwald, E. en Barclay, R. (2011). Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. *The Journal of Wildlife Management*, 75(5), pp. 1103-1114.
- Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Curr. Biol.* 18, R695–R696.
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G. en Thompson, P. (2010). Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin*, 60(6), pp. 888-897.
- Baisner, A.J., Andersen, J.L., Findsen, A., Granath, S.W.Y., Madsen, K.Ø. and Desholm, M., 2010. Minimizing collision risk between migrating raptors and marine wind farms: development of a spatial planning tool. *Environmental management*, 46(5), pp. 801-808.
- Ballasus, H. en Sossinka, R. (1997). Auswirkungen von Hochspannungstrassen auf die Flächennutzung überwinternder Bläß- und Saatgänse *Anser albifrons*, *A. fabalis*. *Journal of Ornithology*, 138(2), pp. 215-228.
- Balotari-Chiebao, F., Brommer, J., Niinimäki, T. en Laaksonen, T. (2015). Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. *Animal Conservation*, 19(3), pp. 265-272.
- Band W. 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. SOSS, The Crown Estate, London, UK.
https://www.bto.org/sites/default/files/u28/downloads/Projects/Final_Report_SOSS02_Band1ModelGuidance.pdf.
- Band B., C. Sparling, D. Thompson, J. Onoufriou, E. San Martin & N. West (2016): Refining Estimates of Collision Risk for Harbour Seals and Tidal Turbines. *Scottish Marine and Freshwater Science Volume 7 Number 17*. DOI: 10.7489/1786-1
- Band W. 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. SOSS, The Crown Estate, London, UK. www.bto.org/science/wetland-and-marine/soss/projects.
- Baptist, H.J.M. 2004. Resultaten veldonderzoek vogelslachtoffers windpark Jacobahaven. Rapport 2004/5, Ecologisch Adviesbureau Henk Baptist, Kruisland.
- Baptist, H.J.M. 2005. Vogelslachtofferonderzoek Roggenplaat, rapportage 2004-2005. Rapport 2005/3, Ecologisch Adviesbureau Henk Baptist, Kruisland.
- Barclay, R.M., Baerwald, E.F. and Gruver, J.C., 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology*, 85(3), pp. 381-387.
- Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruver 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85: 381-387.
- Barrios, L. en Rodríguez, A. (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 41(1), pp. 72-81.
- Battisti, C., Fortunati, L., Ferri, V., Dallari, D. en Lucatello, G. (2016). Lack of evidence for short-term structural changes in bird assemblages breeding in Mediterranean mosaics moderately perforated by a wind farm. *Global Ecology and Conservation*, 6, pp. 299-307.
- Battisti, C., Franco, D., Norscia, C., Santone, P., Soccini, C. en Ferri, V. (2013). Estimating the indirect impact of wind farms on breeding bird assemblages: a case study in the central Apennines. *Israel Journal of Ecology en Evolution*, 59(3), pp. 125-129.
- Behr O., Brinkmann R., Niermann I., Korner-Niervergelt F. (2011b) Fledermausfreundliche Betriebsalgorithmen für Windenergieanlagen. In: Brinkmann R., Behr O., Niermann I., Reich M. (eds) *Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen*. Umwelt und Recht, vol 4. Cuvillier Verlag, Göttingen, pp. 354–383.
- Behr O., Brinkmann R., Niermann I., Korner-Niervergelt F. (2011c) Vorhersage der Fledermausaktivität an Windenergieanlagen. In: Brinkmann R., Behr O., Niermann I., Reich M. (eds) *Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen*. Umwelt und Recht, vol 4. Cuvillier Verlag, Göttingen, pp 287–322.

- Behr O., Eder D., Marckmann U., Mette-Christ H., Reisinger N., Runkel V., Ov. Helversen (2007) Akustisches monitoring im Rotorbereich von Windenergieanlagen und methodische Probleme beim Nachweis von Fledermaus-Schlagopfern-Ergebnisse aus Untersuchungen im mittleren und südlichen Schwarzwald. *Nyctalus* 12(2-3): 115-117.
- Behr, O., Brinkmann, R., Hochradel, K., Mages, J., Korner-Nievergelt, F., Niermann, I., Reich, M., Simon, R., Weber, N. and Nagy, M., 2017. Mitigating bat mortality with turbine-specific curtailment algorithms: A model based approach. In *Wind Energy and Wildlife Interactions* (pp. 135-160). Springer, Cham.
- Bellebaum, J., Korner-Nievergelt, F., Dürr, T. en Mammen, U. (2013). Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation*, 21(6), pp. 394-400.
- Benítez-López, A., Alkemade, R. and Verweij, P.A., 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological conservation*, 143(6), pp. 1307-1316.
- BERG, Å., 1992. Factors affecting nest-site choice and reproductive success of Curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis*, 134(1), pp. 44-51.
- Bergström L., F. Sundqvist, U. Bergström (2013). Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Mar Ecol Prog Ser* 485: 199-210.
- Bernardino, J., R. Bispo, P. Torres, R. Rebelo, M. Mascarenhas & H. Costa 2011. Enhancing carcass removal trials at three wind energy facilities in Portugal. *Wildlife Biology in Practice* 7: 1-14.
- Bernshausen, F., M. Strein & H. Sawitzky 1997. Vogelverhalten an Hoch-spannungsfreileitungen - Auswirkungen von elektrischen Freileitungen auf Vögel in durchschnittlich strukturierten Kulturlandschaften. In: Richarz, K. & M. Hormann: *Vögel und Freileitungen. Vogel und Umwelt* (9 - Sonderheft). Wiesbaden: Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, S. 59-92.
- Beston, J.A., Diffendorfer, J.E., Loss, S.R. and Johnson, D.H., 2016. Prioritizing avian species for their risk of population-level consequences from wind energy development. *PloS one*, 11(3), p.e0150813.
- Beuker, D. & R. Lensink 2010. Monitoring windpark windturbines Echteld. Onderzoek naar aanvaringslachtoffers onder lokale en trekkende vogels. Rapport 10-033, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Bevanger, K. 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological Conservation* 86: 67-76.
- Bevanger, K.J.E.T.I.L., 1995. Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of applied ecology*, pp. 745-753.
- BirdLife International 2015. European Red List of Birds. Luxembourg. Office for Official Publications of the European Communities.
- BirdLife International 2015. European Red List of Birds. Luxembourg. Office for Official Publications of the European Communities.
- Bispo R., J. Bernardino, T.A. Marques & D. Pestana 2013. Modeling carcass removal time for avian mortality assessment in wind farms using survival analysis. *Environmental and Ecological Statistics* 20: 147-165.
- Bispo, R., J. Bernardino, J. Paula, T.A. Marques, H. Costa & M. Mascarenas 2015. Enhancing the study design of carcass removal trials for bats and birds at wind farms. Page 20 in: Köppel, J. & E. Schuster (eds.) *Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts*, Technische Universität Berlin, Berlin.
- BMU 2013. Konzept für den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Bolívar-Cimé, B., Bolívar-Cimé, A., Cabrera-Cruz, S., Muñoz-Jiménez, Ó. en Villegas-Patracá, R. (2016). Bats in a tropical wind farm: species composition and importance of the spatial attributes of vegetation cover on bat fatalities. *Journal of Mammalogy*, 97(4), pp. 1197-1208.
- Bolle L.J., Audier S.C., Blom E., Kastelein R.A., Slabbekoorn H., Jong C.A.F. de, Winter H. V., Wessels P.W. (2016) Delayed effects of larval exposure to pile-driving sound in European sea bass. IMARES report C037/16. IMARES Wageningen UR, IJmuiden
- Bolle L.J., Blom E., Jong C.A.F. de, Halvorsen M.B., Hoek R., Damme C.J. van, Wessels P.W., Winter H.V., Woodley C.M. (2014) Sub-lethal effects of pile-driving sounds on juvenile sea bass. IMARES report C111.14. IMARES Wageningen UR, IJmuiden

-
- Bolle, L.J., de Jong, C.A.F., Bierman, S.M., van Beek, P.J.G., van Keeken, O.A., Wessels, P.W., van Damme, C.J.G., Winter H.V., de Haan D., Dekeling, R.P.A. (2012). Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. *PLoS ONE* 7(3): e33052. doi:10.1371/journal.pone.0033052.
- Boon A.R. (2012): Prevention of the ecological effects of offshore windfarms in licensing and spatial planning – an overview. *Deltares*.
- Boonman, M., D. Beuker, M. Japink, K.D. van Straalen, M. van der Valk & R.G. Verbeek 2011. *Vleermuizen bij windpark Sabinapolder in 2010. Rapport 10-247, Bureau Waardenburg, Culemborg.*
- Boonman, M., H.J.G.A. Limpens, M.J.J. La Haye, M. van der Valk & J.C. Hartman 2013. *Protocollen vleermuisonderzoek bij windturbines. Rapport 2013-28, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.*
- Boshamer J.P.C. & Bekker J.P. 2008. *Nathusius' pipistrelles (Pipistrellus nathusii) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. Lutra* 51: 17-36.
- Braaksma, S. 1966. *Vele draadslachtoffers in de ringverslagen. Vogeljaar* 14: 147-152.
- Brabant, R., Vanermen, N., Stienen, E. en Degraer, S. (2015). *Towards a cumulative collision risk assessment of local and migrating birds in North Sea offshore wind farms. Hydrobiologia*, 756(1), pp. 63-74.
- Bradbury G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A. N., Caldow, R. W. G., & Hume, D. 2014. *Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. PloS One*, 9(9), e106366. doi:10.1371/journal.pone.0106366
- Brandt MJ, Diederichs A, Betke K en Nehls G, 2011. *Responses of harbour porpoise to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. MEPS* 421: 205-216.
- Brandt MJ, Dragon A-C, Diederichs A, Schubert A, Kosarev V, Nehls G, Wahl V, Michalik A, Braasch A, Hinz C, Ketzner C, Todeskino D, Gauger M, Laczny M en Piper W, 2016. *Effects of offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight- assesment of noise effects. Final report. IBL, IFAÖ en BioConsult.*
- Brasseur S, Kirkwood R en Aarts G, 2016. *Seal monitoring and evaluation for the Gemini offshore windfarm: Tconstruction - 2015 report. IMARES Wageningen UR - Institute for Marine Resources en Ecosystem Studies, Report C043/16.*
- Brasseur S., P. Reijnders, E. Meesters, G. Aarts & J. Cremer (2008): *Harbour seals, Phoca vitulina, in relation to the wind farm site OWEZ, in the Netherlands. -Interim rapport. Rapport OWEZ_R_252_T1_200800303*
- 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., E. Klop, I. Mettrop & T.D. Jager 2017. *Windpark Delfzijl Noord: monitoring aanvaringsslachtoffers vogels 2016. A&W-rapport 2290, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.*
- Brenninkmeijer, A., M. Koopmans, M. Sikkema & E. Klop 2016. *Ecologische beoordeling testlocatie PowerPlane. A&W-rapport 2108, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.*
- Bright, J., Langston, R., Bullman, R., Evans, R., Gardner, S. and Pearce-Higgins, J., 2008. *Map of bird sensitivities to wind farms in Scotland: a tool to aid planning and conservation. Biological Conservation*, 141(9), pp. 2342-2356.
- Brinkman, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich, 2011. *Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, volume 4 Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen, Duitsland. 457 pp.*
- Broadhurst , (2014). *In-situ ecological interactions with a deployed tidal energy device, an observational pilot study. Ocean & Coastal Management* 99:3 1-38.
- Broadhurst , (2014). *In-situ ecological interactions with a deployed tidal energy device, an observational pilot study. Ocean en Coastal Management* 99: 31-38.
- Broekhuizen, S., K. Spoelstra, J.B.M. Thissen, K. J. Canters & J.C. Buys. 2016. *Atlas van de Nederlandse zoogdieren - deel 12 serie Nederlandse fauna. 300 pp. ISBN: 9789050115346.*
- Bruijs, M. C. M. (2003). *Passage van schubvis door de waterkrachtcentrale in de Maas bij Linne. KEMA rapport 50251628-KPS/MEC 03-6142 03-07-25*
- Bruijs, M.C.M., Polman, H.J.G., van Aerssen, G.H.F.M., Hadderingh, R.H., Winter, H.V., Deerenberg, C., Jansen, H.M., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U., & Kessels, N. (2003). *Management of*

- silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. EU-Report Contract Q5RS-2000-31141.
- Bruinzeel, L.W., E. Klop, A. Brenninkmeijer & J. Bosch (in druk). Ecological impacts of powerlines. In: Schmehl, R. (red.) Airborne wind energy: Advances in Technology Development and Research. Springer, Singapore.
- Brumm, H. en H. Slabbekoorn, 2005. Acoustic communication in noise. *Advances in the Study of Behavior* 35: 151-209.
- Cabrera-Cruz, S. en Villegas-Patracá, R. (2016). Response of migrating raptors to an increasing number of wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), pp. 1667-1675.
- Caltrans, 2001. Pile installation demonstration project, fisheries impact assessment. PIDPEA 012081 Caltrans Contract 04A0-148. San Francisco, Oakland bay bridge east span seismic safety project.
- Camina, A., 2011, May. The effect of wind farms on vultures in Northern Spain: fatalities, behaviour and correction measures. In Proceedings. Conference on Wind energy and Wildlife impacts. NINA Report 693. Conference on Wind energy and Wildlife impacts (pp. 2-5).
- Campedelli, T., Londi, G., Cutini, S., Sorace, A. en Tellini Florenzano, G. (2013). Raptor displacement due to the construction of a wind farm: preliminary results after the first 2 years since the construction. *Ethology Ecology en Evolution*, 26(4), pp.376-391.
- Camphuysen C.J. & M.L. Siemensma (2011). Conservation plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in The Netherlands: towards a favourable conservation status. NIOZ Report 2011-07, Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel. <http://edepot.wur.nl/187229>
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Benítez, J., Lobón, M. en Donázar, J. (2009). Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation*, 142(12), pp.2954-2961.
- Centraal Bureau voor de Statistiek 2017. Windenergie op land; productie en capaciteit per provincie.
- Chamberlain, D.E., M.R. Rehfisch, A.D. Fox, M. Desholm & S.J. Anthony 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148: 198-202.
- Chamberlain, D.E., Rehfisch, M.R., Fox, A.D., Desholm, M. and Anthony, S.J., 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis*, 148(s1), pp.198-202.
- Christensen T.K., Petersen I.K. & Fox A.D. 2006. Effects on birds of the Horns Rev 2 offshore wind farm: Environmental Impact Assessment. NERI Report Commissioned by Energy E2, 79p
- Cleasby, I., Wakefield, E., Bearhop, S., Bodey, T., Votier, S. en Hamer, K. (2015). Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator: flight heights and vulnerability to offshore wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), pp.1474-1482.
- Copping A, Battey H, Brown-Saracino J, Massaua M (2014). An international assessment of the environmental effects of marine energy development. *Ocean & Coastal Management* 99: 3-13.
- Corman, A. en Garthe, S. (2014). What flight heights tell us about foraging and potential conflicts with wind farms: a case study in Lesser Black-backed Gulls (*Larus fuscus*). *Journal of Ornithology*, 155(4), pp.1037-1043.
- Coutant, C.C., Whitney, R.R. (2000). Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 129 (2000), pp. 351-380
- Cramp S, Simmons KEL, 1977-1985. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Volumes I-IV. Oxford University Press.
- Cresswell, W., 1994. Age-dependent choice of redshank (*Tringa totanus*) feeding location: profitability or risk?. *Journal of Animal Ecology*, pp.589-600.
- Croft, S., Budgey, R., Pitchford, J. en Wood, A. (2013). The influence of group size and social interactions on collision risk with obstacles. *Ecological Complexity*, 16, pp.77-82.
- Crum, L.A. en Y. Mao, 2006. Acoustically enhanced bubble growth at low frequencies and its implications for human diver and marine mammal safety. *Journal of the Acoustical Society of America*, 99, 2898-2907.
- Cryan, P.M. & R.M.R. Barclay 2009. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. *Journal of Mammalogy* 90: 1330-1340.
- Cryan, P.M., P.M. Gorresen, C.D. Hein, M.R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton 2014. Behaviour of bats at wind turbines. *PNAS* 111: 15126-15131.

- Czech-Damal, N.U., Liebschner, A., Miersch, L., Klauer, G., Hanke, F.D., Marshall, C., Dehnhardt, G., en Hanke, W. 2011. Electroreception in the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*). Proceedings of the Royal Society B. DOI: 10.1098/rspb.2011.1127.
- Dahl, E., Bevanger, K., Nygård, T., Røskaft, E. en Stokke, B. (2012). Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation*, 145(1), pp.79-85.
- Dahl, E.L., May, R., Hoel, P.L., Bevanger, K., Pedersen, H.C., Røskaft, E. and Stokke, B.G., 2013. White-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) at the Smøla wind-power plant, Central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), pp.66-74.
- De Graaf, L., 2012. "Communication about medications for better patient transition. Needed: Format for switching." *Pharmaceutisch Weekblad* no. 147 (8):14-15.
- De Haan D, von Benda-Beckmann S, Geelhoed SCV & Lagerveld S, 2015. Potential effects of seismic surveys on harbour porpoises. IMARES Report number C126/15.
- De Jong, J. 1976. Slachtoffers van de hoogspanningsleidingen tussen veenscheiding te Rottum en De Lucas, M., Ferrer, M. en Janss, G. (2012). Using Wind Tunnels to Predict Bird Mortality in Wind Farms: The Case of Griffon Vultures. *PLoS ONE*, 7(11), p.e48092.
- De Lucas, M., Janss, G. en Ferrer, M. (2005). A Bird and Small Mammal BACI and IG Design Studies in a Wind Farm in Malpica (Spain). *Biodiversity and Conservation*, 14(13), pp.3289-3303.
- De Lucas, M., Janss, G., Whitfield, D. en Ferrer, M. (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), pp.1695-1703.
- Debusschere, E. (2016). On the effects of high intensity impulsive sound on young European sea bass *Dicentrarchus labrax*, with special attention to pile driving during offshore wind farm construction = Over de effecten van intens impulsief geluid op jonge Europese zeebaarsen *Dicentrarchus labrax*, met extra aandacht voor het heien tijdens de bouw van offshore windturbineparken. PhD Thesis. Ghent University: Gent. ISBN 978-9-4619736-8-9. 200 pp.,
- Dell'Omo, G., Costantini, D., Lucini, V., Antonucci, G., Nonno, R. en Polichetti, A. (2009). Magnetic fields produced by power lines do not affect growth, serum melatonin, leukocytes and fledging success in wild kestrels. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology en Pharmacology*, 150(3), pp.372-376.
- Desholm, M., 2005. Preliminary Investigations of Bird-Turbine Collisions at Nysted Offshore Wind Farm and Final Quality Control of Thermal Animal Detection System (TADS). Rønde, Denmark: National Environmental. Research Institute.
- Desholm, M., 2009. Avian sensitivity to mortality: Prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. *Journal of Environmental Management*, 90(8), pp.2672-2679.
- Devereux, C., Denny, M. en Whittingham, M. (2008). Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), pp.1689-1694.
- Diederichs A, Pehlke H, Nehls G, Bellmann M, Gerke P, Oldeland J, Grunau C, Witte S & Rose A, 2014. Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten. BMU Förderkennzeichen 0325309A/B/C, BioConsult SH, Husum.
- Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill 2011. Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika. De Fontein / Tirion Uitgevers B.V., Utrecht.
- Donaldson, E.M., 1990. Reproductive indices as measures of the effect of environmental stressors in fish. *American Fisheries Society Symposium*, 8, 109-122.
- Douglas, D., Bellamy, P. en Pearce-Higgins, J. (2011). Changes in the abundance and distribution of upland breeding birds at an operational wind farm. *Bird Study*, 58(1), pp.37-43.
- Douglas, D., Bellamy, P., Stephen, L., Pearce-Higgins, J., Wilson, J. en Grant, M. (2013). Upland land use predicts population decline in a globally near-threatened wader. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), pp.194-203.
- Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.
- Duren L.A. van, Gittenberger A., Smaal A.C., Koningsveld M. van, Osinga R., Cado van der Lelij J.A., Vries M.B. de (2016). Rijke riffen in de Noordzee: verkenning naar het stimuleren van natuurlijke riffen en gebruik van kunstmatig hard substraat. Deltares Report: 1221293-000-ZKS-0009. Deltares, Delft. http://publications.deltares.nl/1221293_000.pdf.
- Duren L.A. van, Gittenberger A., Smaal A.C., Koningsveld M. van, Osinga R., Cado van der Lelij J.A., Vries M.B. de (2016). Rijke riffen in de Noordzee: verkenning naar het stimuleren van natuurlijke riffen en gebruik van kunstmatig hard substraat. Deltares Report: 1221293-000-ZKS-0009. Deltares, Delft. http://publications.deltares.nl/1221293_000.pdf.

-
- DÜRR, T. (2004): Vögel als Anflugopfer an Windenergieanlagen in Deutschland – ein Einblick in die bundesweite Funddatei. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 7: 221-228.
- DÜRR, T. und L. BACH (2004). Fledermäuse als Schlagopfer von Windenergie-Anlagen - Stand der Erfahrungen mit Einblick in die bundesweite Fundkartei. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* Band 7. Bremen, BUND Landesverband Bremen e.V.: 253-263
- Dwyer, J.F., Harness, R.E. and Donohue, K., 2014. Predictive model of avian electrocution risk on overhead power lines. *Conservation Biology*, 28(1), pp.159-168.
- Eichhorn, M., Johst, K., Seppelt, R. en Drechsler, M. (2012). Model-Based Estimation of Collision Risks of Predatory Birds with Wind Turbines. *Ecology and Society*, 17(2).
- EPRI (Electric Power Research Institute) (2011a). Fish Passage Through Turbines: Application of Conventional Hydropower Data to Hydrokinetic Technologies. Prepared by Alden ResearchLaboratory, Inc. EPRI Report No. TR-1024638.
- EPRI (Electric Power Research Institute) (2011b). Evaluation of Fish Injury and Mortality Associated with Hydrokinetic Turbines. Prepared by Alden ResearchLaboratory, Inc. EPRI Report No. TR-1024569.
- EPRI (Electric Power Research Institute) (2012). Environmental Effects of Hydrokinetic Turbines on Fish: Desktop and Laboratory Flume Studies. Prepared by Alden ResearchLaboratory, Inc. EPRI Report No. TR-1024638
- EPRI (Electric Power Research Institute) (2014). Evaluation of Survival and Behavior of Fish Exposed to an Axial-Flow Hydrokinetic Turbines. Prepared by Alden ResearchLaboratory, Inc. EPRI Report No. TR-3002003911.
- Erickson, W.P., Johnson, G.D. and Young Jr, D.P., 2005. A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions. USDA Forest Service General Technical Report PSWGTR-191, pp.1029-1042.
- Erickson, W.P., Johnson, G.D., Strickland, D.M., Young Jr, D.P., Sernka, K.J. and Good, R.E., 2001. Avian collisions with wind turbines: a summary of existing studies and comparisons to other sources of avian collision mortality in the United States (No. DOE-00SF22100-). Western EcoSystems Technology, Inc., Cheyenne, WY (United States); RESOLVE, Inc., Washington, DC (United States).
- Ermine, C.A., 1973. The effects of underwater explosions on swimbladder fish. Defense Technical Information center, Accession Number: AD0767019.
- Everaert, J. & E.W.M. Stienen 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). Significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodiversity and Conservation* 16:3345-3359.
- Everaert, J. 2008. Effecten van windturbines op de fauna in Vlaanderen. Onderzoeksresultaten, discussie en aanbevelingen. Rapportnr. INBO.R.2008.44. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Everaert, J. 2014. Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. *Bird Study* 61: 220-230.
- Everley K.A., Radford A.N., Simpson S.D. (2016). Pile-Driving Noise Impairs Antipredator Behavior of the European Sea Bass *Dicentrarchus labrax*. In: Popper A., Hawkins A. (eds) *The Effects of Noise on Aquatic Life II. Advances in Experimental Medicine and Biology*, vol 875. Springer, New York, NY
- Farfán, M., Duarte, J., Real, R., Muñoz, A., Fa, J. en Vargas, J. (2017). Differential recovery of habitat use by birds after wind farm installation: A multi-year comparison. *Environmental Impact Assessment Review*, 64, pp.8-15.
- Fernie, K.J. and Reynolds, S.J., 2005. The effects of electromagnetic fields from power lines on avian reproductive biology and physiology: a review. *Journal of toxicology and environmental health*, part b, 8(2), pp.127-140.
- Ferreira, D., Freixo, C., Cabral, J., Santos, R. en Santos, M. (2015). Do habitat characteristics determine mortality risk for bats at wind farms? Modelling susceptible species activity patterns and anticipating possible mortality events. *Ecological Informatics*, 28, pp.7-18.
- Ferrer, M., de Lucas, M., Janss, G., Casado, E., Muñoz, A., Bechard, M. en Calabuig, C. (2011). Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), pp.38-46.

-
- Fijn R.C., Krijgsveld K.L., Tijssen W., Prinsen H.A.M., Dirksen S. (2005). Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick's Swans wintering near a wind farm in the Netherlands. Bureau Waardenburg.
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, H.A.M. Prinsen, W. Tijssen & S. Dirksen 2007. Effecten op zwanen en ganzen van het ECN windturbine testpark in de Wieringermeer. Aanvaringsrisico's en verstoring van foeragerende vogels. Rapport 07-094, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Fijn, R.C., Krijgsveld, K.L., Tijssen, W., Prinsen, H.A. and Dirksen, S., 2012. Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick. Wildfowl, 62(62), pp.97-116.
- Fox, A.D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T.K. and Krag Petersen, I.B., 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. Ibis, 148(s1), pp.129-144.
- Furness R, Wade H en Madsen E, 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. Journal of Environmental Management 119: 56-66.
- Furness R, Wade H en Madsen E, 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. Journal of Environmental Management 119: 56-66.
- Gahbauer, M., Bird, D., Clark, K., French, T., Brauning, D. en McMorris, F. (2014). Productivity, mortality, and management of urban peregrine falcons in northeastern North America. The Journal of Wildlife Management, 79(1), pp.10-19.
- Galuen, F., Le Guillou, G., Morel, F. (2010). Bird behaviour during active diurnal migration and mortality rates on a wind farm. A case study in 2006 and 2007 at cape fragnet near fécamp (Atlantic sea coast in NW France). Avifauna da RPPN Fazenda Lagoa e entorno 78, pp. 185-196.
- Garcia-del-Rey, E. en Rodriguez-Lorenzo, J. (2011). Avian mortality due to power lines in the Canary Islands with special reference to the steppe-land birds. Journal of Natural History, 45(35-36), pp.2159-2169.
- García-Ripollés, C. en López-López, P. (2011). Integrating effects of supplementary feeding, poisoning, pollutant ingestion and wind farms of two vulture species in Spain using a population viability analysis. Journal of Ornithology, 152(4), pp.879-888.
- Garthe S en Hüppop O, 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. Journal of Applied Ecology 41: 724-734.
- Garvin, J., Jennelle, C., Drake, D. en Grodsky, S. (2010). Response of raptors to a windfarm. Journal of Applied Ecology, 48(1), pp.199-209.
- Garvin, J.C., Jennelle, C.S., Drake, D. and Grodsky, S.M., 2011. Response of raptors to a windfarm. Journal of Applied Ecology, 48(1), pp.199-209.
- Gaskin DE, Smith GJD, Watson AP, Yasui WY, Yurick DB (1984) Reproduction in the porpoises (Phocoenidae): Implication for management. Cambridge. In: Perrin WF, Brownell Jr RL, Demaster DP (eds) Reproduction of Whales, Dolphins and Porpoises Special issue 6, pp 135-148 International Whaling Commission
- Geelhoed SCV en T. van Polanen Petel, 2011. Zeezoogdieren op de Noordzee; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, WOt-werkdocument 258. 60 blz. 9 fig.; 5 tab.; 143 ref.
- Geelhoed SCV, Scheidat M, van Bemmelen RSA & Aarts G, 2013. Abundance of harbour porpoises (Phocoena phocoena) on the Dutch Continental Shelf, aerial surveys in July 2010-March 2011. Lutra 56(1): 45-57.
- Georgiakakis, P., E. Kret, B. Cárcamo, B. Doutau, A. Kafkaletou-Diez, D. Vasilakis & E. Papadatou 2012. Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. Acta Chiropterologica 14: 459-468.
- Gerritsen, A. 1974. Draadslachtoffers onder de vogels tijdens de broedtijd bij de hoogspanningsleiding in de Mastenbroekse polder (Ov.) Intern verslag RIN 140875.
- Gill, A.B., (2005). Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. Journal of Applied Ecology 42(4): p. 605-615.
- Gill, A.B., Bartlett M., Thomsen, F. (2012). Potential interactions between diadromous fishes of U.K. conservation importance and the electromagnetic fields and subsea noise from marine renewable energy developments. Journal of Fish Biology 81(2): p. 664-695
- Gillespie, M. en Dinsmore, S. (2014). Nest survival of Red-winged Blackbirds in agricultural areas developed for wind energy. Agriculture, Ecosystems en Environment, 197, pp.53-59.
- Gisiner, R.C., 1998. Proceedings – workshop on the effects of anthropogenic noise in the marine environment. Marine Mammal science Program, Office of Naval research.

-
- Gray, M., P. Owens & M. Armitage 2012. Wind speed and bat activity: assessing and mitigating the effects of wind turbines. *InPractice* 78: 22-25.
- Griffioen AB, Geelhoed SCV, Keeken OA van en Winter HV, 2015. Een analyse van de effecten van getijnturbines op habitat, vis, vogels en zeezoogdieren bij Kornwerderzand. IMARES Wageningen UR, report C031/15.
- Griffioen, A.B., Geelhoed, S.C.V., van Keeken, O.A., Winter, H.V. (2015). Een analyse van de effecten van getijnturbines op habitat, vis, vogels en zeezoogdieren bij Kornwerderzand. IMARES-Report C031/15.
- Griffioen, A.B., van Keeken, O.A., Winter H.V. (2013). A telemetry study for migrating silver eel (*Anguilla anguilla* L.) mortality estimations in the River Meuse in 2010 – 2012. IMARES Report C028/13
- Grodsky, S., Behr, M., Gendler, A., Drake, D., Dieterle, B., Rudd, R. en Walrath, N. (2011). Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *Journal of Mammalogy*, 92(5), pp.917-925.
- Grodsky, S., Jennelle, C. en Drake, D. (2013). Bird Mortality at a Wind-Energy Facility near a Wetland of International Importance. *The Condor*, 115(4), pp.700-711.
- Grünkorn, T., Blew, J., Krüger, O., Potiek, A., Reichenbach, M., von Rönn, J., Timmermann, H., Weitekamp, S. and Nehls, G., 2017. A Large-Scale, Multispecies Assessment of Avian Mortality Rates at Land-Based Wind Turbines in Northern Germany. In *Wind Energy and Wildlife Interactions* (pp. 43-64). Springer, Cham.
- Gue, C.T., Walker, J.A., Mehl, K.R., Gleason, J.S., Stephens, S.E., Loesch, C.R., Reynolds, R.E. and Goodwin, B.J., 2013. The effects of a large-scale wind farm on breeding season survival of female mallards and blue-winged teal in the Prairie Pothole Region. *The Journal of Wildlife Management*, 77(7), pp.1360-1371.
- Guillemette, M., Larsen, J.K. & Clausager, I. 1998. Impact Assessment of an Off-Shore Wind Park on Sea Ducks. NERI Technical Report no. 227.
- Guillemette, M., Larsen, J.K. & Clausager, I. 1999. Assessing the Impact of the Tunø Knob Wind Park on Sea Ducks: the Influence of Food Resources. NERI Technical Report no. 263. Rønde, Denmark: National Environmental. Research Institute.
- Haelters, J., Dulière, V., Vigin, L. en Degraer, S. (2014). Towards a numerical model to simulate the observed displacement of harbour porpoises *Phocoena phocoena* due to pile driving in Belgian waters. *Hydrobiologia*, 756(1), pp.105-116.
- Hal R. Van (2013) Roundfish monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES Report C117/13-A. IMARES Wageningen UR, IJmuiden
- Hal R. Van (2014) Demersal Fish Monitoring Princess Amalia Wind Farm. IMARES Report C125/14. IMARES Wageningen UR, IJmuiden
- Hal R. Van, Couperus B., Fassler S., Gastauer S., Hintzen N., Teal L., Keeken O. Van, Winter H.V.. (2012) Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW). Fish Community. IMARES Report C059/12. IMARES Wageningen UR, IJmuiden
- Hale, A., Hatchett, E., Meyer, J. en Bennett, V. (2014). No evidence of displacement due to wind turbines in breeding grassland songbirds. *The Condor*, 116(3), pp.472-482.
- Hammar, L., Andersson, S., Eggertsen, L., Haglund, J., Gullström, M., Ehnberg, J., Molander, S. (2013). Hydrokinetic Turbine Effects on Fish Swimming Behaviour. *PLoSOne* 8 (12): e84141.
- Hammond P.S., C. Lacey, A. Gilles, S. Viquerat, P. Börjesson, H. Herr, K. Macleod, V. Ridoux, M.B. Santos, M. Scheidat, J. Teilmann, J. Vingada, N. Øien (2017): Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS –III aerial and shipboard surveys. https://www.wur.nl/upload_mm/f/9/3/0837f7eb-ece0-4db6-a5ff-852c616f5119_SCANS-III%20design-based%20estimates%202017-05-01%20final.pdf
- Harrison, C., H. Lloyd & C. Field, 2017. Evidence review of the impact of solar farms on birds, bats and general ecology (NEER012), Manchester Metropolitan University, Natural England www.gov.uk/natural-england. 123 pp.
- Hartman, J.C., A. Gyimesi & H.A.M. Prinsen 2010. Zijn vogelflappen effectief als draadmarkering in een hoogspanningslijn? Veldonderzoek naar draadslachtoffers en vliegbewegingen bij een gemarkeerde 150 kV hoogspanningslijn. Rapport 10-082, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Hastie GD, Russell DJF, Lepper P, Elliott J, Wilson B, Benjamins S & Thompson D. (2017): Harbour seals avoid tidal turbine noise: Implications for collision risk. *J Appl Ecol.* 2017;00:1–10. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12981>

-
- Hastings, M.C. en A.N. Popper, 2005. Effects of sound on fish. California Dep. of Transportation contract 43A0139 Task Order, 1.1-82.
- Hatch, S.K., Connelly E.E., Divoll T.J., Stenhouse I.J. & Williams K.A. 2013. Offshore observations of Hayes. (2013). Bats Killed in Large Numbers at United States Wind Energy Facilities. *BioScience*, 63(12), pp.975-979.
- Heessen, H.J.L., Daan, N., Ellis, J.R., eds. (2015). Fish atlas of the Celtic Sea, North Sea, and Baltic Sea: Based on international research-vessel surveys. Wageningen Academic Publishers. ISBN: 978-90-8686-266-5. 572 p. <https://doi.org/10.3920/978-90-8686-266-5>.
- Heijnis, R. 1980. Vogeltod durch Drahtanflüge bei Hochspannungsleitungen. *Ökologie der Vögel* 2, Sonderheft: 111-129.
- Heinis F, Jong CAF de & RWS Werkgroep Onderwatergeluid, 2015. Cumulatieve effecten van impulsief onderwatergeluid op zeezoogdieren. TNO-rapport TNO 2015 R10335. Aangehaald als Deelrapport B: Bijlage TNO-onderzoek Cumulatieve effecten op zeezoogdieren. Bij Kader Ecologie en Cumulaties t.b.v. uitrol windenergie op zee.
- Henderson, I.G., Langston, R.H. and Clark, N.A., 1996. The response of common terns *Sterna hirundo* to power lines: an assessment of risk in relation to breeding commitment, age and wind speed. *Biological Conservation*, 77(2-3), pp.185-192.
- Henderson, I.G., Langston, R.H. and Clark, N.A., 1996. The response of common terns *Sterna hirundo* to power lines: an assessment of risk in relation to breeding commitment, age and wind speed. *Biological Conservation*, 77(2-3), pp.185-192.
- Hernández-Pliego, J., de Lucas, M., Muñoz, A. en Ferrer, M. (2015). Effects of wind farms on Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in southern Spain. *Biological Conservation*, 191, pp.452-458.
- Hille Ris Lambers R., Hofstede R. ter (2009) Refugium Effects of the MEP-NSW Windpark on Fish: Progress Report 2007. Interim report demersal fish. IMARES Wageningen UR, IJmuiden.
- Hirst, A.G. en P.G. Rodhouse, 2000. Impacts of geophysical seismic surveying on fishing success. *Reviews in fish Biology and Fisheries*, 10, 113.
- Hoover, S., 2002. Response of red-tailed hawks and golden eagles to topographical features, weather, and abundance of a dominant prey species at the Altamont Pass Wind Resource Area, California: April 1999-December 2000 (No. NREL/SR-500-30868). National Renewable Energy Lab., Golden, CO.(US).
- Horn, J., Arnett, E. en Kunz, T. (2008). Behavioral Responses of Bats to Operating Wind Turbines. *Journal of Wildlife Management*, 72(1), pp.123-132.
- Hötker, H. 2006. Auswirkungen des 'Repowering' von Windkraftanlagen auf Vögel und Fledermäuse. Michael-Otto-Institut im NABU-Forschungs- und Bildungszentrum für Feuchtgebiete und Vogelschutz, Berghusen.
- Howell, J.A. and DiDonato, J.E., 1991. Assessment of avian use and mortality related to wind turbine operations, Altamont Pass, Alameda and Contra Costa counties, California, September 1988 through August 1989. Inc., Livermore, California.
- Hull, C.L. and Muir, S.C., 2013. Behavior and turbine avoidance rates of eagles at two wind farms in Tasmania, Australia. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), pp.49-58.
- Hüppop O. & Hill R. 2016. Migration phenology and behaviour of bats at a research platform in the south-eastern North Sea/ *Lutra* 59 (1-2): 5-22.
- Hüppop, O., Dierschke, J., EXO, K.M., Fredrich, E. and Hill, R., 2006. Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis*, 148(s1), pp.90-109.
- Hurst, J., M. Biedermann, C. Dietz, M. Dietz, I. Karst, E. Krannich, R. Petermann, W. Schorcht & R. Brinkmann, 2016. *Naturschutz & Biologische Vielfalt Heft 153. Fledermäuse und Windkraft im Wald* 396 pp.
- ICES (2013): Report of the Workshop to Review and Advise on Seabird Bycatch (WKBYCS), 14–18 October 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:77. 79 pp.
- ICES (2015) Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 9–12 February 2015, London, UK. ICES CM 2015/ACOM:25. 114 pp.
- ICES (2016) Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 8–11 February 2016, Madrid, Spain. ICES CM 2016/ACOM:26. 117 pp.
- ICES WGMME. 2010. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology. April 12–15 2010, Horta, The Azores.
- ICES WGMME. 2011. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 21–24 February, Berlin, Germany. ICES CM 2011/ACOM:25. 204 pp.

-
- ICG-COBAM (2012) MSFD Advice Manual and Background Document on Biodiversity A liv-ing document - Version 3.2 of 5 March 2012.
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00581/p00581_advice%20document%20d1_d2_d4_d6_biodiversity.pdf.
- Jameson, J.W. & C.K.R. Willis 2014. Activity of tree bats at anthropogenic tall structures: implications for mortality of bats at wind turbines. *Animal Behaviour* 97: 145-152.
- Jansen, E.A., E. Korsten, M. J. Schillemans, M. Boonman & H.J.G.A. Limpens, (in prep). A method for active survey of mass hibernation sites of the Common pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*) in the urban environment.
- Janss, G.F., 2000. Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation*, 95(3), pp.353-359.
- Janss, G.F.E., Ferrer, M. (2000). Common crane and great bustard collision with power lines_Collision rate and risk exposure. *Wildlife society*.
- Jenkins, A.R., C.S. van Rooyen, J.J. Smallie, J.A. Harrison, M. Diamond, H.A. Smit-Robinson & S. Ralston 2015. Birds and wind-energy best-practice guidelines: best-practice guidelines for assessing and monitoring the impact of wind-energy facilities on birds in southern Africa. Third edition, BirdLife South Africa / Endangered Wildlife Trust.
- Jenkins, A.R., Smallie, J.J. and Diamond, M., 2010. Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective. *Bird Conservation International*, 20(3), pp.263-278.
- Johansson, T., 2001. Habitat selection, nest predation and conservation biology in a Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*) population (Doctoral dissertation, Acta Universitatis Upsaliensis).
- Jongbloed, R.H., 2016. Flight height of seabirds (No. C024/16). IMARES.
- Jongbloed, R.H., J.E. Tamis en B.J.H. Koolstra (2011): Nadere effectenanalyse Natura 2000-gebieden Waddenzee en Noordzeekustzone. Deelrapport Cumulatie. IMARES-rapport C174/11, ARCADIS-rapport 075486183:H
- Jongbloed, R.H., M.A.M. Machiels J.T. van der Wal, K.G. Hamon en J.A.E Oostenbrugge (2015): Assessment of the impact of gillnet fishery on conservation objectives of seabirds in the Brown Ridge. IMARES report C182/15.
- Kahlert, J., Petersen, I.K., Desholm, M. & Clausager, I. 2004. Investigations of migratory birds during operation of Nysted offshore wind farm at Rødsand: Preliminary Analysis of Data from Spring 2004. NERI Note commissioned by Energi E2. Rønde, Denmark: National Environmental. Research Institute
- Karman, C.C. & R.H. Jongbloed (2008): Assessment of the cumulative effects of activities in the maritime area. Overview of relevant legislation and proposal for a harmonized approach. Wageningen IMARES report C018/08.
- Kastelein, R. A., Gransier, R., Marijt, M. A. T. & Hoek, L. (2015): Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. *Journal of the Acoustical Society of America* 137: 556-564.
- Kastelein, R.A., D. van Heerden, R. Gransier & L. Hoek (2013): Behavioral responses of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) to playbacks of broadband pile driving sounds. *Marine Environmental Research* 92: 206-214.
- Kastelein, R.A., L. Hoek, P.J. Wensveen, J.M. Terhune & C.A.F. de Jong (2010): The effect of signal duration on the underwater hearing thresholds of two harbor seals (*Phoca vitulina*) for single tonal signals between 0.2 and 40 kHz. *J. Acoust. Soc. Am.* 127 (2), February 2010, 1135-1145.
- Kastelein, R.A., N. Steen, C.A.F. de Jong, P.J. Wensveen & W.C. Verboom (2011): Effect of broadband-noise masking on the behavioral response of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) to 1-s duration 6-7 kHz sonar up-sweeps, *J. Acoust. Soc. Am.* 129 (4), 2307-2315.
- Katzner, T., Brandes, D., Miller, T., Lanzone, M., Maisonneuve, C., Tremblay, J., Mulvihill, R. en Merovich, G. (2012). Topography drives migratory flight altitude of golden eagles: implications for on-shore wind energy development. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), pp.1178-1186.
- Katzner, T.E., Nelson, D.M., Braham, M.A., Doyle, J.M., Fernandez, N.B., Duerr, A.E., Bloom, P.H., Fitzpatrick, M.C., Miller, T.A., Culver, R.C. and Braswell, L., 2017. Golden Eagle fatalities and the continental-scale consequences of local wind-energy generation. *Conservation biology*, 31(2), pp.406-415.
- Kirkwood R., O. Bos & S. Brasseur (2014): Seal monitoring and evaluation for the Luchterduinen offshore wind farm 1. T0 - 2013 report. Wageningen IMARES Report number C067/14

-
- Kitano, M. en Shiraki, S. (2013). Estimation of bird fatalities at wind farms with complex topography and vegetation in Hokkaido, Japan. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), pp.41-48.
- Kleijn, D., Lamers, L.P.M., van Kats, R.J.M., Roelofs, J.G.M. and van't Veer, R., 2009. Ecologische randvoorwaarden voor weidevogelsoorten in het broedseizoen: resultaten van een pilotstudie in het Wormer-en Jisperveld (No. 2009/dk113). Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- Klem Jr, D., 1990. Collisions between birds and windows: mortality and prevention (Colisiones de pájaros con ventanas: mortalidad y prevención). *Journal of Field Ornithology*, pp.120-128.
- 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. & R. Hill 2017. Vogelmonitoring Windpark Noordoostpolder: tussenrapportage 2017. A&W-rapport 2328, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, 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.
- Klop, E., J. Dekker & E. van der Zee 2016. Monitoring vleermuizen en overige natuurwaarden Windpark Noordoostpolder: zomer 2016. A&W-rapport 2256, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Knights, A.M. G.J. Piet, R.H. Jongbloed, J.E. Tamis, L. White, E. Akoglu, L. Boicenco, T. Churilova, O. Kryvenko, V. Fleming-Lehtinen, J.-M. Leppanen, B.S. Galil, F. Goodsir, M. Goren, P. Margonski, S. Moncheva, T. Oguz, K.N. Papadopoulou, O. Setälä, C.J. Smith, K. Stefanova, F. Timofte & L.A. Robinson (2015): An exposure-effect approach for evaluating ecosystem-wide risks from human activities. – *ICES Journal of Marine Science*, 72: 1105–1115. doi:10.1093/icesjms/fsu245
- Koelemeijer, R., Koutstaal, P., Daniëls, B., Boot, P. (2017), Nationale kosten energietransitie in 2030, Den Haag: PBL.
- Koops, F.B.J. & J. de Jong, 1982. Vermindering van draadslachtoffers door markering van hoogspanningsleidingen in de omgeving van Heerenveen. *Elektrotechniek* 60: 641-646.
- Koops, F.B.J. 1987. Draadslachtoffers in Nederland en effecten van markering. Rapport KEMA Nederland, Arnhem.
- Korner-Nievergelt, F., Korner-Nievergelt, P., Behr, O., Niermann, I., Brinkmann, R. & Hellriegel, B. 2011a. A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildlife Biology* 17: 350–363.
- Korner-Nievergelt, F., O. Behr, R. Brinkmann, M.A. Etterson, M.M.P. Huso, D. Dalthorp, P. Korner-Nievergelt, T. Roth & I. Niermann 2015. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass – a tutorial. *Wildlife Biology* 21: 30-43.
- Korner-Nievergelt, F., P. Korner-Nievergelt, O. Behr, I. Niermann, R. Brinkmann, & B. Hellriegel. 2011b. A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines. *Journal of Wildlife Biology* 17:350-363.
- Korner-Nievergelt, F., R. Brinkmann, I. Niermann & O. Behr, 2013. Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PlosONE* 8(7): e67997.
- Kranenbarg, J. en F. Spikmans. 2013. Achtergronddocument Rode Lijst Vissen 2011. Zoetwatervissen. Stichting RAVON, Nijmegen.
- Krapp & Niethammer 2011. Die Fledermäuse Europas. Ein umfassendes Handbuch zur Biologie, Verbreitung und Bestimmung. Sonderausgabe aus dem Handbuch der Säugetiere Europas 2011.
- Krijgsveld KL, Fijn RC, Japink M, van Horssen PW, Heunks C, Collier MP, Poot MJM, Beuker D en Dirksen S, 2011. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_231_T1_20111114_fluxenflight. Bureau Waardenburg report nr 10-219.
- Krijgsveld, K.L. & D. Beuker 2009. Vogelslachtoffers bij windpark Anna Vosdijk op Tholen. Onderzoek naar aanvaringen onder trekkende steltlopers en overwinterende smienten. Rapport 09-072, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., J.C. Kleyheeg-Hartman, E. Klop & A. Brenninkmeijer 2016. Stilstandsvoorziening windturbines Eemshaven: Mogelijkheden en consequenties. Rapport 16-100, Bureau Waardenburg, Culemborg.

-
- Krijgsveld, K.L., K. Akershoek, F. Schenk, F. Dijk & S. Dirksen 2009. Collision risk of birds with modern large wind turbines. *Ardea* 97: 357-366.
- Kruckenbergh, H. and Jaene, J., 1999. Zum Einfluss eines Windparks auf die Verteilung weidender Bläßgänse im Rheiderland (Landkreis Leer, Niedersachsen). *Natur und Landschaft*, 74(10), pp.420-427.
- Lagerveld *et al.* in prep Spatial and temporal occurrence of bats in the southern North Sea area.
- Lagerveld S., Jonge Poerink B. & Verdaat H. 2014a. Monitoring bat activity in offshore windfarms OWEZ and PAWP in 2013. IMARES-rapport C165/14.
- Lagerveld, S., B.J. Poerink, R. Haselager & H. Verdaat 2014b. Bats in Dutch offshore wind farms in autumn 2012. *Lutra* 57: 61-69.
- Lagerveld, S., Jonge Poerink B., Vries P. de & Scholl M. 2016. Bat activity at offshore windfarms LUD and PAWP in 2015. Report number C001/2016. IMARES, Wageningen University Research.
- Langgemach, T. and Dürr, T., 2013. Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel-Stand 09.10. 2013. Staatliche Vogelschutzwarte des Landesamts für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg, Nennhausen.
- Langton R, Davies IM & Scott BE, 2011. Seabird conservation and tidal stream and wave power
- Langton R, Davies IM en Scott BE, 2011. Seabird conservation and tidal stream and wave power
- Larsen, J. en Guilliomette, M. (2007). Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology*, 44(3), pp.516-522.
- Larsen, J.K. and Clausen, P., 2002. Potential wind park impacts on Whooper Swans in winter: the risk of collision. *Waterbirds*, pp.327-330.
- Larsen, J.K. and Madsen, J., 2000. Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by pink-footed geese (*Anser brachyrhynchus*): A landscape perspective. *Landscape Ecology*, 15(8), pp.755-764.
- Leddy, K.L., Higgins, K.F. and Naugle, D.E., 1999. Effects of wind turbines on upland nesting birds in Conservation Reserve Program grasslands. *The Wilson Bulletin*, pp.100-104.
- Ledec, G.C., K.W. Rapp & R.G. Aiello 2011. Greening the Wind: Environmental and Social Considerations for Wind Power Development in Latin America and Beyond (Conference Edition). Washington, DC: The World Bank, Report www.tinyurl.com/GreeningTheWind
- Ledec, G.C., Rapp, K.W. and Aiello, R.G., 2011. Greening the wind: environmental and social considerations for wind power development. World Bank Publications.
- Lehnert, L., Kramer-Schadt, S., Schönborn, S., Lindecke, O., Niermann, I. en Voigt, C. (2014). Wind Farm Facilities in Germany Kill Noctule Bats from Near and Far. *PLoS ONE*, 9(8), p.e103106.
- Lehnert, L.S., S. Kramer-Schadt, S. Schönborn, O. Lindecke, I. Niermann & C. Voigt 2014. Wind farm facilities in Germany kill Noctule bats from near and far. *PLOS One* 9: e103106. doi:10.1371/journal.pone.0103106.
- Leopold M.F. & Dijkman E.M. 2011. A North Sea map of seabird vulnerability for offshore wind farms. Pp 32-40 in: Van der Wal., Quirijns F.J., Leopold M.F., Slijkerman D.M.E. & Jongbloed, R.H. 2011. Calculation rules for DSS, in WindSpeed Work Package 3 – report 3.3, Second edition IMARES report no. C010/11, Den Helder, The Netherlands
- Leopold M.F. & C.J. Camphuysen 2006. Bruinvisstrandingen in Nederland in 2006: Achtergronden, leeftijdsverdeling, sexratio, voedselkeuze en mogelijke oorzaken. IMARES Rapport C083/06, NIOZ Report 2006-5, Wageningen IMARES en Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel
- Leopold M.F., Dijkman E.M., Teal L. & the OWEZ Team 2011. Local birds in and around the Offshore Wind Park Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). NoordzeeWind Report OWEZ_R_221_T1_20111220_local_birds, IMARES report C187/11.
- Leopold M.F., M. Boonman, M.P. Collier, N. Davaasuren, R.C. Fijn, A. Gyimesi, J. de Jong R.H. Jongbloed, B. Jonge Poerink, J.C. Kleyheeg-Hartman, K.L. Krijgsveld, S. Lagerveld, R. Lensink, M.J.M. Poot, J.T. van der Wal & M. Scholl 2014. A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore wind farms and other human activities in the Southern North Sea. IMARES Report C166/14.
- Leopold M.F., van Bemmelen R. & Zuur A. 2013. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. IMARES-rapport.

-
- Leopold MF & Dijkman EM, 2010. Offshore wind farms and seabirds in the Dutch Sector of the North Sea: What are the best and the worst locations for future development? IMARES Wageningen UR, report C134/10
- Leopold, M.F.; Boonman, M.; Collier, M.P.; Davaasuren, N.; Fijn, R.C.; Gyimesi, A.; de Jong, J.; Jongbloed, R.H.; Jonge Poerink, B.; Kleyheeg-Hartman, J.C.; Krijgsveld, K.L.; Lagerveld, S.; Lensink, R.; Poot, M.J.M.; van der Wal, J.T.; Scholl, M. (2014). A first approach to deal
- Limpens, H.J.G.A. & M.J. Schillemans, 2016. SVI voor vleermuizen bepalen in concreet plangebied - methodiek voor staat van instandhouding. - TOETS 01 16 P.28-31. + web-artikel 11pp.
- Limpens, H.J.G.A., 2001. Beschermingsplan Vleermuizen van Moerassen. Rapport 2001.05 Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Arnhem, in opdracht van ExpertiseCentrum LNV Onderdeel Natuurbeheer. 84 pp.
- Limpens, H.J.G.A., H. Huitema & J.J.A. Dekker. 2007. Vleermuizen en windenergie, Analyse van effecten en verplichtingen in het spanningsveld tussen vleermuizen en windenergie, vanuit de ecologische en wettelijke invalshoek. Arnhem. Rapport 2006.50 Zoogdierverseniging VZZ, in opdracht van SenterNovem. 85 pp.
- Limpens, H.J.G.A., K. Mostert & W. Bongers, 1997. Atlas van de Nederlandse vleermuizen; onderzoek naar verspreiding en ecologie. - KNNV Uitgeverij, 260 pp.
- Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg.
- Limpens, H.J.G.A., S. Lagerveld, I. Ahlén, D. Anxionnat, T. Aughney, H.J. Baagøe, L. Bach, P. Bach, J. Boshamer, K. Boughey, T. Le Campion, M. Christensen, J.J.A. Dekker, T. Douma, M.-J. Dubourg-Savage, J. Durinck, M. Elmeros, A.-J. Haarsma, J. Haddow, D. Hargreaves, J. Hurst, E.A. Jansen, T.W. Johansen, J. de Jong, D. Jouan, J. van der Kooij, E.-M. Kyheroinen, F. Mathews, T.C. Michaelsen, J.D. Møller, G. Pētersons, N. Roche, L. Rodrigues, J. Russ, Q. Smits, S. Swift, E.T. Fjederholt, P. Twisk, B. Vandendriesche & M.J. Schillemans, 2017b. Migrating bats on the southern North sea - Approach to an estimation of migration populations of bats on southern North Sea . Rapport 2016.031. Wageningen Marine Research / Bureau van de Zoogdierverseniging, Nijmegen.
- Lindeboom HJ, Geurts van Kessel AJM & Berkenbosch A, 2005. Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. RWS rapport RIKZ/2005.008.
- Lockyer C (2003) Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. NAMMCO Sci. Publ. 5: 71-90. In: Bjørge A, Donovan GP (eds) Biology of the Phocoenids International Whaling Commission, Cambridge, Special Issue 16, pp 189-197
- 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.
- Loss, S.R., T. Will & P.P. Marra 2014. Refining Estimates of Bird Collision and Electrocution Mortality at Power Lines in the United States. *PLoS ONE* 9: e101565. doi:10.1371/journal.pone.0101565
- Loss, S.R., Will, T. and Marra, P.P., 2015. Direct mortality of birds from anthropogenic causes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46, pp.99-120.
- Lovich, J.E. and Ennen, J.R., 2013. Assessing the state of knowledge of utility-scale wind energy development and operation on non-volant terrestrial and marine wildlife. *Applied Energy*, 103, pp.52-60.
- Madders, M. and Whitfield, D.P., 2006. Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis*, 148(s1), pp.43-56.
- Madsen, J. and Boertmann, D., 2008. Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms. *Landscape ecology*, 23(9), pp.1007-1011.
- Mahoney, A. en Chalfoun, A. (2016). Reproductive success of Horned Lark and McCown's Longspur in relation to wind energy infrastructure. *The Condor*, 118(2), pp.360-375.
- Marques, A.T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M.J.R., Fonseca, C., Mascarenhas, M. and Bernardino, J., 2014. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation*, 179, pp.40-52.
- Martin, G.R., Portugal, S.J. and Murn, C.P., 2012. Visual fields, foraging and collision vulnerability in Gyps vultures. *Ibis*, 154(3), pp.626-631.
- Martínez-Abraín, A., Tavecchia, G., Regan, H.M., Jimenez, J., Surroca, M. and Oro, D., 2012. Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), pp.109-117.

-
- Marx, G. 2017. Le parc éolien français et ses impacts sur l'avifaune: Etude des suivis de mortalité réalisés en France de 1997 à 2015. Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO), Rochefort, Frankrijk.
- May, R., Reitan, O., Bevanger, K., Lorentsen, S.H. and Nygård, T., 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, pp.170-181.
- McCluskie, A., Langston, R., Wilkinson, N. 2012. Birds and Wave & Tidal Stream Energy: An Ecological Review. Royal Society for the Protection of Birds (RSPB)
- McCluskie, A., Langston, R., Wilkinson, N. 2012. Birds and Wave en Tidal Stream Energy: An Ecological Review. Royal Society for the Protection of Birds (RSPB)
- McDonald, T., P. Rabie, D. Dalthorp, D. Riser-Espinoza, J. Studyvin & J. Roppe 2017. Comparison of area correction methods for post-construction fatality monitoring studies. Presentation held at 4th Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts (CWW), September 2017, Estoril, Portugal.
- McNeil, R., Rodriguez, J. R., en Ouellet, H. (1985). Bird mortality at a power transmission line in northeastern Venezuela. *Biological Conservation*, 31(2), 153-165.
- Meschede, A., W. Schrocht, I. Kasrt, M. Biedermann, D. Fuchs, & F. Bontadina, 2017. Wanderrouten der Fledermäuse. BfN-Skripten 453.
- Middel H. and F. Verones (2017): Making Marine Noise Pollution Impacts Heard: The Case of Cetaceans in the North Sea within Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability* 2017, 9(7), 1138; doi:10.3390/su9071138
- Minderman, J., E. Fuentes-Montemayor, J.W. Pearce-Higgins, C.J. Pendlebury & K.J. Park 2014. Estimates and correlates of bird and bat mortality at small wind turbine sites. *Biodiversity Conservation* DOI 10.1007/s10531-014-0826-z.
- Ministerie van EZ (2014a): Profiel H1351 Bruinvis (versie 2014)
- Ministerie van EZ (2014b): Profiel H1365 gewone zeehond (versie 2014)
- Ministerie van EZ (2014c): Profiel H1365 grijze zeehond (versie 2014)
- MONTAG, H., PARKER, D. and CLARKSON, T., 2016. THE EFFECTS OF SOLAR FARMS ON LOCAL BIODIVERSITY: A Comparative STUDY. Clarkson and Woods and Wychwood Biodiversity.
- Morinha, F., Travassos, P., Seixas, F., Martins, A., Bastos, R., Carvalho, D., Magalhães, P., Santos, M., Bastos, E. en Cabral, J. (2014). Differential mortality of birds killed at wind farms in Northern Portugal. *Bird Study*, 61(2), pp.255-259.
- Musters, C.J.M., M.A.W. Noordervliet & W.J. Ter Keurs 1996. Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary. *Bird Study* 43: 124-127.
- Musters, C.J.M., Noordervliet, M.A.W., Ter Keurs, W.J. (1996) Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary, *Bird Study*, 43(1), 124-127.
- NABU 2017. Vogel-Kollisionsopfer an Hoch- und Höchstspannungsfreileitungen in Deutschland – eine Abschätzung. NABU – Naturschutzbund Deutschland e.V., Berlin.
- Nettleship DN, Birkhead TR (eds), 1985 *The Atlantic Alcidae*, Vol. Academic Press, London.
- Newton, I. en Little, B. (2009). Assessment of wind-farm and other bird casualties from carcasses found on a Northumbrian beach over an 11-year period. *Bird Study*, 56(2), pp.158-167.
- Newton, I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146(4), pp.579-600.
- Nicholls, B. and Racey, P.A., 2007. Bats avoid radar installations: could electromagnetic fields deter bats from colliding with wind turbines?. *PloS One*, 2(3), p.e297.
- Nicholls, B. and Racey, P.A., 2009. The aversive effect of electromagnetic radiation on foraging bats—a possible means of discouraging bats from approaching wind turbines. *PLoS One*, 4(7), p.e6246.
- O.G. Bos, R. Witbaard, M. Lavaleye, G. van Moorsel, L.R. Teal, R. van Hal, T. van der Hammen, R. ter Hofstede, R. van Bemmelen, R.H. Witte & E.M. Dijkman, 2011. Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf - A Marine Strategy Framework Directive perspective. IMARES, report nr C071/11.
- Ohman, M.C., P. Sigray, H. Westerberg, (2007). Offshore windmills and the effects electromagnetic fields an fish. *Ambio*, 2007. 36(8): p. 630-633.
- Orloff, S. & A. Flannery 1996. A continued examination of avian mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. *BioSystems Analysis*, Tiburon.
- Orloff, S. and Flannery, A., 1992. Wind Turbine Effects on Avian Activity, Habitat Use, and Mortality in Altamont Pass and Solano Country Wind Resource Areas: 1989-1991; Final Report. *Biosystems Analysis*.

-
- Osieck, E.R. & J.F. de Miranda, 1972. Vogelsterfte door hoogspanningsleidingen. Rapport uitgegeven in eigen beheer.
- OSPAR (2016): OSPAR inventory of measures to mitigate the emission and environmental impact of underwater noise (2016 update).
- OSPAR (2017) DRAFT Plan for the implementation of collective actions within the Recommendations for the protection and conservation of OSPAR listed Species and Habitats. OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, Meeting of the OSPAR Commission (OSPAR), Cork: 26-29 June 2017, Agenda Item 6.1, OSPAR 17/6/2
- OSPAR (2017). Intermediate Assessment 2017. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017>
- Ottburg, F.G.W.A. & C.A.M. van Swaay (red., 2014). Gunstige referentiewaarden voor populatieomvang en verspreidingsgebied van soorten van bijlage II, IV en V van de Habitatrichtlijn. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 124. 269 blz., 76 fig., 12 tab., diverse ref.
- Ottburg, F.G.W.A., C.A.M. van Swaay (eds, 2014). Favourable Reference Values for population size and range for the species listed in Annexes II, IV and V of the Habitats Directive. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature en the Environment (WOT Natuur en Milieu), WOt-technical report 124.
- Palacín, C., Alonso, J., Martín, C. en Alonso, J. (2016). Changes in bird-migration patterns associated with human-induced mortality. *Conservation Biology*, 31(1), pp.106-115
- Pearce-Higgins, J., Stephen, L., Douse, A. en Langston, R. (2012). Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), pp.386-394.
- Pedersen, M. and Poulsen, E., 1991. Impact of a 90m/2MW wind turbine on birds: Avian response to the implementation of the Tjaereborg Wind Turbine at the Danish Wadden Sea. *Danske Vildtundersoegelser (Denmark)*.
- Péron, G., J.E. Hines, J.D. Nichols, W.L. Kendall, K.A. Peters & D.S. Mizrahi 2013. Estimation of bird and bat mortality at wind-power farms with superpopulation models. *Journal of Applied Ecology* 50: 902-911.
- Perrow M, Skeate ER, Lines P, Brown D & Tomlinson ML, 2006. Radio telemetry as a tool for impact assessment of wind farms: the case of Little Terns *Sterna albifrons* at Scroby Sands, Norfolk, UK. *Ibis* 148: 57-75.
- Perrow MR, Gilroy JJ, Skeate ER. & Tomlinson ML, 2011. Effects of the construction of Scroby Sands offshore wind farm on the prey base of Little tern *Sternula albifrons* at its most important UK colony. *Mar. Pol. Bull.* 62: 1661-1670.
- Petersen, I.K., Christensen, T.K., Kahlert, J., Desholm, M. & Fox, A.D. 2006. Final results of bird studies at the offshore windfarms at Nysted and Horns Rev, Denmark. National Environmental Research Institute, Ministry of Environment, Ronde, Denmark.
- Peterson, T., 2017. Bats in the Rotor Zone...Managing Risk with Acoustics Abstract and presentation at 2017 Bat Echolocation Symposium - Learning to Listen. 25 March - 1 April 2017 Tucson, Arizona USA.
- Petersons G. 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera) *Myotis* 41/42: 29-56.
- Piorkowski, M.D. and O'Connell, T.J., 2010. Spatial pattern of summer bat mortality from collisions with wind turbines in mixed-grass prairie. *The American Midland Naturalist*, 164(2), pp.260-269.
- Plonczkier, P. en Simms, I. (2012). Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), pp.1187-1194.
- Popper, A.N. en T.J. Carlson, 1998. Application of sound and other stimuli to control fish behavior. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127, 673-707.
- Primo-Secundo, A., B. Tertio, C. Quarto, 2012. Moving forward with forest governance, ETFRN news; issue no. 53. Wageningen: Tropenbos International.
- Prinsen, H.A.M., G.C. Boere, N. Pires & J.J. Smallie 2011. Review of the conflict between migratory birds and electricity power grids in the African-Eurasian region. CMS Technical Series No. XX, AEW Technical Series No. XX Bonn, Germany.
- Prinsen, H.A.M., J.C. Hartman, D. Beuker & L.S.A. Anema 2013. Vliegbewegingen van meeuwen en sterns bij twee windparken op de Eerste Maasvlakte. Veldonderzoek naar flux, vlieghoogtes en aanvaringslachtoffers. Rapport 13-023, Bureau Waardenburg, Culemborg.

-
- Pruett, C., Patten, M. en Wolfe, D. (2009). Avoidance Behavior by Prairie Grouse: Implications for Development of Wind Energy. *Conservation Biology*, 23(5), pp.1253-1259.
- Raab, R., Spakoszky, P., Julius, E., Schutz, C. en Schulze, C. (2010). Effects of power lines on flight behaviour of the West-Pannonian Great Bustard *Otis tarda* population. *Bird Conservation International*, 21(02), pp.142-155.
- Read AJ (1990) Age of sexual maturity and pregnancy rates of harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the Bay of Fundy. *Can J Fish Aquat Sci* 47:561-565
- Read AJ, Gaskin DE (1990) Changes in growth and reproduction of harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the Bay of Fundy. *Can J Fish Aquat Sci* 47
- Real, J.O.A.N., Grande, J.M., Mañosa, S.A.N.T.I. and Sánchez-Zapata, J.A., 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* in Spain. *Bird study*, 48(2), pp.221-228.
- Rees, E.C., 2012. Impacts of wind farms on swans and geese: a review. *Wildfowl*, 62(62), pp.37-72.
- Reichenbach, M. and Steinborn, H., 2006. Windkraft, Vögel, Lebensräume—Ergebnisse einer fünfjährigen BACI-Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesenvögel. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen*, 32, pp.243-259.
- Reichenbach, M. and Steinborn, H., 2011, May. Wind turbines and meadow birds in Germany—results of a 7 year BACI-study and a literature review. In Presentation held at the "conference on wind energy and wildlife impacts", Trondheim, Norway (pp. 2-5).
- Reid, J.B., Evans, P.G.H., & Northridge, S.P., (2003): Atlas of Cetacean distribution in north-west European waters. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Reid, T., Krüger, S., Whitfield, D. en Amar, A. (2015). Using spatial analyses of bearded vulture movements in southern Africa to inform wind turbine placement. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), pp.881-892.
- Renssen, T.A. 1977. Vogels onder hoogspanning. Stichting Natuur en Milieu i.s.m. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Rice, J.A., 1990. Bioenergetics modelling approaches to evaluation of stress in fishes. *American Fisheries Society Symposium*, 8, 80-92.
- Rioux, S., Savard, J.P. and Gerick, A., 2013. Avian mortalities due to transmission line collisions: a review of current estimates and field methods with an emphasis on applications to the Canadian electric network. *Avian Conservation and Ecology*, 8(2).
- Robbins, A.M.C., Thaxter, C.B., Cook, A.S.C.P., Furness, R.W., Daunt, F. en Masden, E.A. Seabird diving behaviour to inform underwater collision risk with tidal stream turbines; a synthesis and data gaps'.
- Robbins, AMC, 2017 Seabird ecology in high-energy environments: approaches to assessing impacts of marine renewables. PhD thesis. University of Glasgow.
- Rodrigues, L., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, B. Karapandza, D. Kovac, T. Kervyn, J. Dekker, A. Kepel, P. Bach, J. Collins, C. Harbusch, K. Park, B. Micevski & J. Minderman 2015. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects, revision 2014. EUROBATS Publication Series 6. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn.
- Rollan, À., Real, J., Bosch, R., Tinto, A. en Hernandez-matiaz A. (2010). Modelling the risk of collision with power lines in Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* and its conservation implications. *Bird Conservation International*, 20(03), pp.279-294.
- Rosin, Z., Skórka, P., Szymański, P., Tobolka, M., Luczak, A. en Tryjanowski, P. (2016). Constant and seasonal drivers of bird communities in a wind farm: implications for conservation. *PeerJ*, 4
- Rothery, P., Newton, I. en Little, B. (2009). Observations of seabirds at offshore wind turbines near Blyth in northeast England. *Bird Study*, 56(1), pp.1-14.
- Rushworth, I. en Krüger, S. (2014). Wind farms threaten southern Africa's cliff-nesting vultures. *Ostrich*, 85(1), pp.13-23.
- Rydell J., Bach L., Dubourg-Savage M., Green M., Rodrigues L. & Hedenström A. 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12:261-274.
- Rydell, J., Bogdanowicz, W., Boonman, A., Pettersson, S., Suchecka, E. en Pomorski, J. (2016). Bats may eat diurnal flies that rest on wind turbines. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 81(3), pp.331-339.
- Rydell, J., H. Engström, A. Hedenström, J.K. Larsen, J. Pettersson & M. Green 2012. The effects of wind power on birds and bats: a synthesis. Report 6511, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

-
- 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(2):261–274, PL ISSN 1508-1109 © Museum and Institute of Zoology PAS doi: 10.3161/150811010X537846.
- Sakaguchi, S., O. Fukuhara, S. Umezawa, M. Fujiya en T. Ogawa, 1976. The influence of underwater explosions on fishes. *Bull. Nansei Reg. Fish. Res. Laboratory*, 9, 33-65.
- Santos, H., Rodrigues, L., Jones, G. en Rebelo, H. (2013). Using species distribution modelling to predict bat fatality risk at wind farms. *Biological Conservation*, 157, pp.178-186.
- Santulli, a., A. Modica, C. Messina, L. Ceffa, A. Curatolo, G. Rivas, G. Fabi en V. D'Amelio, 1999. Biochemical responses of European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax* L.) to the stress induced by off shore experimental seismic prospecting. *Marine Pollution Bulletin*, 38, 1105-1114.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. and Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), pp.18-32.
- Schaub, M., 2012. Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation*, 155, pp.111-118.
- Schuster, E., Bulling, L. and Köppel, J., 2015. Consolidating the state of knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects. *Environmental management*, 56(2), pp.300-331.
- Schwemmer P, Mendel B, Sonntag N, Dierschke V & Garthe S, 2011. Effect of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications*, 21(5), 2011, pp. 1851–1860.
- Sergio, F., Marchesi, L., Pedrini, P., Ferrer, M. and Penteriani, V., 2004. Electrocution alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl *Bubo bubo*. *Journal of Applied Ecology*, 41(5), pp.836-845.
- Shaffer, J. en Buhl, D. (2015). Effects of wind-energy facilities on breeding grassland bird distributions. *Conservation Biology*, 30(1), pp.59-71.
- Silva, J., Santos, M., Queirós, L., Leitão, D., Moreira, F., Pinto, M., Leqoc, M. en Cabral, J. (2010). Estimating the influence of overhead transmission power lines and landscape context on the density of little bustard *Tetrax tetrax* breeding populations. *Ecological Modelling*, 221(16), pp.1954-1963.
- Skiba, R. 2007. Die Fledermäuse im Bereich der Deutschen Nordsee unter Berücksichtigung der Gefährdungen durch Windenergieanlagen (WEA). *Nyctalus (Neue Folge)* 12: 199-220.
- Skov, H., Desholm, M., Heinänen, S., Kahlert, J., Laubek, B., Jensen, N., Žydelis, R. en Jensen, B. (2016). Patterns of migrating soaring migrants indicate attraction to marine wind farms. *Biology Letters*, 12(12)
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., Popper, A.N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends Ecol. Evol.*, 25 (7) (2010), pp. 419-427.
- Smallwood, K. en Thelander, C. (2008). Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *Journal of Wildlife Management*, 72(1), pp.215-223.
- Smallwood, K., Bell, D., Snyder, S. en DiDonato, J. (2010). Novel Scavenger Removal Trials Increase Wind Turbine-Caused Avian Fatality Estimates. *Journal of Wildlife Management*, 74(5), pp.1089-1097.
- Smallwood, K.S. & C.G Thelander 2005. Bird mortality at the Altamont Pass Wind Resource Area, March 1998 – September 2001. Report NREL/SR-500-36973, National Renewable Energy Laboratory, Colorado.
- Smallwood, K.S. 2013. Comparing bird and bat fatality rate estimates among North American wind energy projects. *Wildlife Society Bulletin* 37: 19-33.
- Smallwood, K.S. and Karas, B., 2009. Avian and bat fatality rates at old-generation and repowered wind turbines in California. *Journal of Wildlife management*, 73(7), pp.1062-1071.
- Smallwood, K.S. and Thelander, C.G., 2004. Developing methods to reduce bird mortality in the Altamont Pass wind resource area, California Energy Commission Public Interest Energy Research Program final project report. CEC-500-2006-114. BioResource Consultants. < www.energy.ca.gov/pier/final_project_reports/500-04-052.html.
- Smallwood, K.S., 2007. Estimating wind turbine-caused bird mortality. *Journal of Wildlife Management*, 71(8), pp.2781-2791.
- Smallwood, K.S., 2013. Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. *Wildlife Society Bulletin*, 37(1), pp.19-33.
- Smit, C.J. 1973. Draadslachtofferonderzoek bij het Naardermeer. Intern RIN-rapport 367428.

- Smith, H.G., Dänhardt, J., Lindström, Å. and Rundlöf, M., 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia*, 162(4), pp.1071-1079.
- Stewart, G., Pullin, A. en Coles, C. (2007). Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environmental Conservation*, 34(01), p.1.
- Strickland, M., E.B. Arnett, W.P. Erickson, D.H. Johnson, G.D. Johnson, M.L. Morrison, J.A. Shaffer & W. Warren-Hicks 2011. *Comprehensive guide to studying wind energy/wildlife interactions*. Washington, D.C., USA: Prepared for the National Wind Coordinating Collaborative.
- Sugimoto, H., Matsuda, H. (2011). Collision risk of White-fronted Geese with wind turbines. *Ornithological science* 10, pp. 61-71.
- Sundar, K. S. G., en Choudhury, B. C. (2005). Mortality of sarus cranes (*Grus antigone*) due to electricity wires in Uttar Pradesh, India. *Environmental conservation*, 32(3), 260-269.
- Sverdrup, A., P.G. Kruger en K.B. Helle, 1994. Role of endothelium in regulation of vacular functions in two teleosts. *Acta Physiologica Scandinavica*, 152, 219-233.
- Tamis J.E., J.T. van der Wal, O.G. Bos (2017). Quickscan potentiële natuurwaarden in bestaande Nederlandse offshorewindparken (KD-2017-010). Wageningen Marine Research Wageningen UR (University & Research centre), Wageningen Marine Research rapport C025/17, 58 blz. <https://doi.org/10.18174/411385>.
- Tamis, J.E., P. de Vries, R.H. Jongbloed, S. Lagerveld, R.G. Jak, C.C. Karman, J.T. Van der Wal, D.M.E. Slijkerman, C. Klok (2016): Towards A Harmonised Approach For Environmental Assessment Of Human Activities In The Marine Environment. *Integrated Environmental Assessment and Management* DOI 10.1002/ieam.1736.
- TAPIA, L., REGOS, A., GIL-CARRERA, A.L.B.E.R.T.O. and DOMÍNGUEZ, J., 2017. Assessing the temporal transferability of raptor distribution models: Implications for conservation. *Bird Conservation International*, pp.1-15.
- Teal L.R., 2011. The North Sea fish community: past, present and future. Background document for the 2011 National Nature Outlook. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOtwerkdocument 256. 64 p.
- Thaxter, C.B., Buchanan, G.M., Carr, J., Butchart, S.H., Newbold, T., Green, R.E., Tobias, J.A., Foden, W.B., O'Brien, S. and Pearce-Higgins, J.W., 2017, September. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. In *Proc. R. Soc. B* (Vol. 284, No. 1862, p. 20170829). The Royal Society.
- Thompson D, Härkönen T (2008) Harbour seal (*Phoca vitulina*). 2008 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN SSC Pinniped Specialist Group.
- Thomsen, F., K. Iudemann, R. Kafermann en W. Piper, 2006. Effects of offshore windfarm noise on marine mammals and fish. *Biola*. Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd., 1-62.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. and Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, *biola*, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd. http://users.ece.utexas.edu/~ling/2A_EU3.pdf
- Thomsen, K.M., H. Hötker, A. Evers, L. Schmidt & J. Sohler 2017. Mortality and displacement of birds at small wind turbines. Poster presented at 4th Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts (CWW), September 2017, Estoril, Portugal.
- Tomás, G., Barba, E., Merino, S., en Martínez, J. (2012). Clutch size and egg volume in great tits (*Parus major*) increase under low intensity electromagnetic fields: a long-term field study. *Environmental research*, 118, 40-46.
- Tougaard J, Carstensen J, Teilmann J, Skov H en Rasmussen P, 2009a. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*, (L.)). *Journal of the Acoustical Society of America* 126: 11-14.
- Tougaard, J., Henriksen, O. D., en Miller, L. A. 2009b. Underwater noise from three offshore wind turbines: estimation of impact zones for harbour porpoises and harbour seals. *J.Acoust.Soc.Am.* 125, 3766-3773.
- Tucker, V.A. 1996. A mathematical model of bird collisions with wind turbine rotors. *Journal of Solar Energy Engineering* 118: 253-262.
- Turney, D. and Fthenakis, V., 2011. Environmental impacts from the installation and operation of large-scale solar power plants. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), pp.3261-3270.

-
- Turnpenny, A.W.H. en J.R. Nedwell, 1994. The effect on marine fish, diving mammals and birds of underwater sound generated by seismic surveys. Consultancy Report FCR 089/94, Fawley Aquatic research Laboratories Ltd.
- Turnpenny, A.W.H., K.P. Thatcher en J.R. Nedwell, 1994. The effects of fish and other marine animals of high level underwater sound. FRR 127/94, Fawley Aquatic research Laboratories, Ltd. Southampton, UK.
- Tyler, N., Stokkan, K.A., Hogg, C., Nellemann, C., Vistnes, A.I. and Jeffery, G., 2014. Ultraviolet vision and avoidance of power lines in birds and mammals. *Conservation Biology*, 28(3), pp.630-631.
- UNEP/CBD (2012): Scientific synthesis on the impacts of underwater noise on marine and coastal biodiversity and habitats. UNEP/CBD/SBSTTA/16/INF/12, 12 March 2012.
- Van Opzeeland, I., H. Slabbekoorn, T. Andringa, C. ten cate, 2007. Vissen en geluidsoverlast – Effect van geluidsbelasting onder water op zoetwatervissen. Rijksuniversiteit Groningen en Universiteit Leiden.
- van den Bergh, L. M. J., Spaans, A. L., en van Swelm, N. D. (2002). In-line placing of wind turbines aren't a barrier for gull and tern feeding flights in breeding time. *Limosa*
- Van den Bremer L. & de Boer P. 2009. Aanvaringen van meeuwen met een hoogspanningslijn bij Oudehaske; aard en omvang van het probleem en oplossingsrichtingen. SOVON-onderzoeksrapport 2009/05. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- van Kleunen A., van Winden E., Dreef C., Foppen R. & van Roomen M. 2016. Rode, Oranje en Blauwe Lijst van doortrekkende en overwinterende vogelpopulaties in Nederland – technische rapportage. Sovon-rapport 2016/01, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Vasilakis, D., Whitfield, D. en Kati, V. (2017). A balanced solution to the cumulative threat of industrialized wind farm development on cinereous vultures (*Aegypius monachus*) in south-eastern Europe. *PLOS ONE*, 12(2),
- Verbeek, R.G., D. Beuker, J.C. Hartman & K.L. Krijgsveld 2012. Monitoring vogels Windpark Sabinapolder. Onderzoek naar aanvaringsslachtoffers. Rapport 11-189, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Viehman, H., (2016). Hydroacoustic Analysis of the Effects of a Tidal Power Turbine on Fishes. Electronic Theses and Dissertations 2546.
- Villegas-Patracá, R., MacGregor-Fors, I., Ortiz-Martínez, T., Pérez-Sánchez, C., Herrera-Alsina, L. en Muñoz-Robles, C. (2012). Bird-Community Shifts in Relation to Wind Farms: A Case Study Comparing a Wind Farm, Croplands, and Secondary Forests in Southern Mexico. *The Condor*, 114(4), pp.711-719.
- Voigt, C.C., A. Popa-Lisseanu, I. Niermann & S. Kramer-Schadt 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation* 153: 80-86.
- Voigt, C.C., L.S. Lehnert, G. Petersons, F. Adorf & L. Bach, 2015. Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. - *Eur J Wildl Res*.
- Von Benda-Beckmann, A. M, Aarts, G., Lucke, K., Verboom, W. C., Kastelein, R. A., Sertlek, Ö., Ketten, D., Bemmelen, R. van, Wees, R. van, Giodini, S., Geelhoed, S. C. V., Kirkwood, R., Lam, F. P. A. & Ainslie, M. A. 2015. Assessment of Impact of underwater clearance of historical explosives by the Royal Netherlands Navy on harbour porpoises in the North Sea. TNO 2014 R10916 | 0.3.0.0. TNO, Den Haag.
- Walker P., I. Kingma (2013): Onderzoek naar haaien en roggen in Nederland in het kader van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Nederlandse Elasmobranchen Vereniging. Amsterdam.
- Walker P., I. Kingma, M. vd Water, A. De Blaeij, WJ. Strietman (2015): Voorwaarden voor herstel van haaien- en roggenpopulaties in de Noordzee. Nederlandse Elasmobranchen Vereniging. Amsterdam.
- Walker, M.M., Kirschvink, J.L., Ahmed, G., en Dizon, A.E. 1992. Evidence that fin whales respond to the geomagnetic field during migration. *Journal of Experimental Biology* 171: 67–78.
- Wallander, J., Isaksson, D. and Lenberg, T., 2006. Wader nest distribution and predation in relation to man-made structures on coastal pastures. *Biological Conservation*, 132(3), pp.343-350.
- Walston Jr, L.J., Rollins, K.E., LaGory, K.E., Smith, K.P. and Meyers, S.A., 2016. A preliminary assessment of avian mortality at utility-scale solar energy facilities in the United States. *Renewable Energy*, 92, pp.405-414.
- Walter, G., H. Matthes & M. Joost 2007. Fledermauszug über Nord- und Ostsee – Ergebnisse aus Offshore-Untersuchungen und deren Einordnung in das bisher bekannte Bild zum Zugeschehen. *Nyctalus (Neue Folge)* 12: 221-223.

-
- Walters, K., Kosciuch, K. and Jones, J., 2014. Can the effect of tall structures on birds be isolated from other aspects of development?. *Wildlife Society Bulletin*, 38(2), pp.250-256.
- Waring G, Palka DL, Evans PGH (2002) North Atlantic Marine Mammals. In: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (eds) *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press
- Welcker, J., Liesenjohann, M., Blew, J., Nehls, G. en Grünkorn, T. (2017). Nocturnal migrants do not incur higher collision risk at wind turbines than diurnally active species. *Ibis*, 159(2), pp.366-373.
- Westerberg, H., I. Lagenfelt, en H. Svedang. (2007). Silver eel migration behaviour in the Baltic. *Ices Journal of Marine Science* 64: 1457-1462.
- Westerberg, H., Lagenfelt, I. (2008). Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*. 15(5-6): p. 369-375.
- Wilson, B. Batty, R. S., Daunt, F. & Carter, C. (2006) Collision risks between marine renewable energy devices and mammals, fish and diving birds. Report to the Scottish Executive. Scottish Association for Marine Science, Oban, Scotland, PA37 1QA.
- Winkelman, J.E. 1989. Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringslachtoffers en verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen, RIN-rapport 89per15, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Winkelman, J.E. 1992. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. RIN-rapport 92, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Winkelman, J.E., F.H. Kistenkas & M.J. Epe 2008. Ecologische en natuurbeschermingsrechtelijke aspecten van windturbines op land. *Alterra-rapport 1780*, Alterra, Wageningen.
- Winter, H.V., Aarts, G., Keeken, O. van (2010). Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). IMARES, Wageningen UR. Available at: <http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/422187>.
- Winter, H.V., Bierman, S.M. Griffioen, A.B. (2012). Field test for mortality of eel after passage through the newly developed turbine of Pentair Fairbanks Nijhuis and FishFlow Innovations. IJmuiden : IMARES, (Report / IMARES C111/12).
- Winter, H.V., H.M. Jansen, A.W. Breukelaar (2007). Silver eel mortality during downstream migration in the River Meuse, a population perspective. *ICES Journal of marine Science* 64: 1444-1449
- Winter, H.V., Jansen, H.M., Bruijs, M.C.M. (2006). Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 221-228
- Wysocki, L.E. en F. Ladich, 2005. Hearing in fishes under noise conditions. *Journal of the association for research in Otolaryngology*, 6, 28-36.
- Wysocki, L.E., J.P. Dittami en F. Ladich, 2006. Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. *Biological Conservation*, 128, 501-508.
- Ybema M.S., Gloe D., Hille R., Lambers R. (2009) OWEZ pelagic fish, progress report and progression after T1. IMARES Wageningen UR
- Zehtindjiev P., Vasilev V., Marinov M.P., Ilieva M., Dimitrov D., Peev S., Raykov I., Raykova V., Ivanova K., Bedev K., Yankov Y. (2017). No evidence for displacement of wintering red-breasted geese at a wind farms area in northeast Bulgaria: Long-term Monitoring Results.
- Zimmerling, J., Pomeroy, A., d'Entremont, M. en Francis, C. (2013). Canadian Estimate of Bird Mortality Due to Collisions and Direct Habitat Loss Associated with Wind Turbine Developments. *Avian Conservation and Ecology*, 8(2).
- Zoogdierverseniging VZZ, 2007. Basisrapport voor de Rode Lijst Zoogdieren volgens Nederlandse en IUCN-criteria. VZZ rapport 2006.027. Tweede, herziene druk. Zoogdierverseniging VZZ, Arnhem.
- Zwart, M., Dunn, J., McGowan, P. en Whittingham, M. (2015). Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. *Behavioral Ecology*, 27(1), pp.101-108.
- Žydelis, R., C. Small & G. French (2013): The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation* 162 (2013) 76–88.

16 Bijlagen

Bijlage 1a De sectoren en bijbehorende subsectoren en activiteiten en installaties die zijn geïdentificeerd voor de effectbeoordeling van vleermuizen.

Gebied	Sector	Subsector	Activiteit/installatie
Land	Bosbouw	Bosbeheer	Bomenkap bos
Land	Bouw/wonen	Bomenkap	Bomenkap bebouwde omgeving
Land	Bouw/wonen	Communicatietorens	Communicatietorens
Land	Bouw/wonen	Huisdieren	Het houden van katten
Land	Bouw/wonen	Slopen	Slopen gebouwen
Land	Bouw/wonen	Spouwmuurisolatie	Spouwmuurisolatie
Land	Bouw/wonen	Verlichting	Verlichting
Land	Energie	Elektriciteitsnet	Hoogspanningslijnen
Land	Energie	Geothermie	Geothermie
Land	Energie	Windenergie	Windturbines op land
Land	Energie	Zonne-energie	PV op gebouwen
Land	Energie	Zonne-energie	PV op grond
Land (overig)	Verkeer	Landtransport	Autoverkeer
Land (overig)	Verkeer	Wegen	Aanleg van wegen
Migratieroute land (potentieel)	Bosbouw	Bosbeheer	Bomenkap bos
Migratieroute land (potentieel)	Bouw/wonen	Bomenkap	Bomenkap bebouwde omgeving
Migratieroute land (potentieel)	Bouw/wonen	Communicatietorens	Communicatietorens
Migratieroute land (potentieel)	Bouw/wonen	Huisdieren	Het houden van katten
Migratieroute land (potentieel)	Bouw/wonen	Slopen	Slopen gebouwen
Migratieroute land (potentieel)	Bouw/wonen	Sluizen	Sluizen
Migratieroute land (potentieel)	Bouw/wonen	Sluizen	Sluizen
Migratieroute land (potentieel)	Bouw/wonen	Spouwmuurisolatie	Spouwmuurisolatie
Migratieroute land (potentieel)	Bouw/wonen	Verlichting	Verlichting
Migratieroute land (potentieel)	Energie	Elektriciteitsnet	Hoogspanningslijnen
Migratieroute land (potentieel)	Energie	Geothermie	Geothermie
Migratieroute land (potentieel)	Energie	Hydro-elektrische energie	Waterkracht zoet-zout
Migratieroute land (potentieel)	Energie	Windenergie	Windturbines op land
Migratieroute land (potentieel)	Energie	Zonne-energie	PV op gebouwen
Migratieroute land (potentieel)	Energie	Zonne-energie	PV op grond
Migratieroute land (potentieel)	Energie	Zonne-energie	PV op water
Migratieroute land (potentieel)	Jacht/vangst	Jacht (schieten)	Jacht (schieten), gereguleerd
Migratieroute land (potentieel)	Jacht/vangst	Jacht (schieten)	Jacht (schieten), illegaal
Migratieroute land (potentieel)	Verkeer	Landtransport	Autoverkeer
Migratieroute land (potentieel)	Verkeer	Wegen	Aanleg van wegen
Zee	Energie	Elektriciteitsnet	Elektrakabels in waterbodem
Zee	Energie	Hydro-elektrische energie	Waterkracht stroming getij
Zee	Energie	Windenergie	Windturbines op zee (installatie)
Zee	Energie	Windenergie	Windturbines op zee (operationeel)
Zee	Jacht/vangst	Visserij	Beroepsvisserij op zee
Zee	Jacht/vangst	Visserij	Sportvisserij op zee
Zee	Verkeer	Scheepvaart	Scheepvaart op zee
Zoet	Energie	Windenergie	Windturbines op zoet
Zoet	Jacht/vangst	Visserij	Beroepsvisserij binnenwater
Zoet	Jacht/vangst	Visserij	Sportvisserij binnenwater

Bijlage 1b De drukfactoren op verschillend detailniveau en bijbehorende effecttypen die zijn geïdentificeerd voor de effectbeoordeling van vleermuizen. S: sterfte, H: habitatverlies, B: barrièrewerking.

Drukfactor categorie	Drukfactor subcategorie	Drukfactor specifiek	Effect type m.b.t. vleermuizen
Aanwezigheid constructies	Botsing	Botsing tegen stilstaande constructies in de lucht	S
Aanwezigheid constructies	Botsing	Botsing tegen bewegende constructies in de lucht	S
Aanwezigheid constructies	Insluiting	Insluiting	S
Aanwezigheid constructies	Habitatverlies	Habitatverlies	H
Aanwezigheid constructies	Barrièrewerking	Barrièrewerking	B
Vangst	Gerichte vangst	Vangst boven water	S
Fysisch-chemische eigenschappen leefgebied	Continu geluid	Geluid (in de lucht)	H
Fysisch-chemische eigenschappen leefgebied	Schokgolf	Schokgolf boven water	S
Fysisch-chemische eigenschappen leefgebied	Verontreiniging	Verontreiniging	H/S
Fysisch-chemische eigenschappen leefgebied	Elektromagnetische straling	Elektromagnetische straling	H
Fysisch-chemische eigenschappen leefgebied	Licht	Licht	H
Fysisch-chemische eigenschappen leefgebied	Temperatuur	Temperatuur	H

Bijlage 1c 5 Migratiegedrag van vleermuissoorten in verschillende type gebieden. Migratiegedrag van vleermuissoorten in verschillende type gebieden: x treedt op; (x) mogelijk van toepassing.

Soort	Zoutwater	Zoetwater	Land	Migratieroutes (veelal land -water- overgang)	Lange- afstands-trekker
Watervleermuis		x	x	x	
Meervleermuis	(x)	x	x	x	
Grootovleermuis			x		
Gewone dwergvleermuis	(x)	(x)	x	x	
Ruige dwergvleermuis	x	x	x	x	x
Laatvlieger		(x)	x	x	
Tweekleurige vleermuis	x	x	x	x	x
Rosse vleermuis	x	x	x	x	x
Bosvleermuis	x	x	x	x	x

Bijlage 2a. Selectie van studies naar effecten van windturbines op vogels. Studies met een negatief effect op populaties in oranje, en die zonder significant effect in groen. Overige studies kwantificeren mortaliteit of schatten aanvaringskansen.

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
Spanje	divers	sterfte versus voorspelde sterfte	2009-2011	vergelijken voorspelde sterfte (in 53 Environmental impact assessments) met daadwerkelijke sterfte (karkassen).	Mortaliteit 1.33 per turbine per jaar (roofvogels en gieren 36%, vliegier 23%)	Ferrer <i>et al.</i> (2011). Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 49(1), pp.38-46.
Frankrijk	divers	sterfte, vermijding	2006-2007	observeren gedrag. Zoeken naar karkassen onder turbines.	als wieken draaien, wijkt een groot deel van de vogels af van originele vliegroute. Als wieken stilstaan doorkruist helft van vogels het park. Mortaliteit laag. 3 karkassen (eenheid onbekend).	Galuen <i>et al.</i> (2010). Bird behaviour during active diurnal migration and mortality rates on a wind farm. A case study in 2006 and 2007 at cape fragnet near fécamp (Atlantic sea coast in NW France). <i>Avifauna da RPPN Fazenda Lagoa e entorno</i> 78, pp. 185-196.
Nederland	10 soorten, o.a. goudhaan, houtduif, kievit, kokmeeuw, goudplevier, wilde eend	sterfte, aanvaringskansen	2004	zoeken naar karkassen in 3 windparken in NI, gedurende de herfst en winter.	mortaliteit= 0.08 per turbine per dag (range= 0.05-0.19) =29.2 per turbine per jaar. Aanvaringskans=0.14%	Krijgsveld <i>et al.</i> (2009). Collision risk of birds with modern large wind turbines. <i>Ardea</i> 97(3), pp. 357 - 66.
Spanje	11 roofvogels, 38 niet roofvogels (waarvan 30 zangvogels)	afname abundantie en passeerbewegingen, aanvaringskansen	2009 (direct na installatie) en in 2015	zoeken naar karkassen in radius van 70 meter voor iedere turbine. (tweemaal: 1 keer voor installatie, eenmaal 6,5 jaar later).	abundantie en passeerbewegingen significant lager na installatie. Nabijgelegen populaties van klif broedende roofvogels bleven gelijk. Voor niet-roofvogels significantie afname populatiegrootte na aanleg. Mortaliteit= 0.03 per turbine per jaar.	Farfán <i>et al.</i> (2017). Differential recovery of habitat use by birds after wind farm installation: A multi-year comparison. <i>Environmental Impact Assessment Review</i> , 64, pp.8-15.
Schotland	rode patrijs en goudplevier	abundantie, dichtheid en verspreiding broedparen	2006-2009	monitoren distributie broedvogels voor, tijdens en na aanleg van windturbines.	geen significante effecten gevonden.	Douglas <i>et al.</i> (2011). Changes in the abundance and distribution of upland breeding birds at an operational wind farm. <i>Bird Study</i> , 58(1), pp.37-43.
Nederland	12 soorten, o.a. wilde eend, meerkoet	sterfte	april 1990-april 1991	zoeken naar karkassen in radius van 50 meter.	mortaliteit= 0.01 per dag per turbine per dag= 3.65 per turbine per jaar.	Musters <i>et al.</i> (1996) Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary, <i>Bird Study</i> , 43(1), 124-127.

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
USA	15 soorten, o.a. roodstaartbuizerd en boomzwaluw	sterfte, relatie tussen noordelijke vliegrichting en sterfte	2008-2010	zoeken naar karkassen nabij random geselecteerde turbines.	Mortaliteit= 0.026 per dag per turbine= 9.49 per jaar per turbine.	Grodsky <i>et al.</i> (2013). Bird Mortality at a Wind-Energy Facility near a Wetland of International Importance. <i>The Condor</i> , 115(4), pp.700-711.
Engeland	33 soorten, wintervogels	distributie vogels t.o.v. ligging turbines.	jan-febr 2007	vergelijken distributie van wintervogels t.o.v. afstand turbines.	geen significante effecten gevonden.	Devereux <i>et al.</i> (2008). Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 45(6), pp.1689-1694.
USA	60 soorten	sterfte	1998-2003 (zoekperiode van 6 maanden tot 4,5 jaar)	zoeken naar karkassen in radius van 50 meter, 4000 turbines.	Steenarend mortaliteit= 0.02 per turbine per jaar. Roodstaartbuizerd mortaliteit= 0.47 per turbine per jaar. Amerikaanse torenvalk mortaliteit= 0.90 per turbine per jaar. Holenuil mortaliteit= 2.7 per turbine per jaar.	Smallwood en Thelander (2008). Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. <i>Journal of Wildlife Management</i> , 72(1), pp.215-223.
Engeland	9 soorten o.a. visdief, aalscholver	vermijding en abundantie	april 1998-aug 2003	analyse van abundantie voor en na constructie van windmolens. Tevens 352 uur observeren voor aanvaringen.	reductie abundantie van aalscholver na realisatie windmolens. Verder geen significante effecten, geen aanvaringen waargenomen.	Rothery <i>et al.</i> (2009). Observations of seabirds at offshore wind turbines near Blyth in northeast England. <i>Bird Study</i> , 56(1), pp.1-14.
Spanje	aasgier	extinctiekans populatie	2000-2008	populatiemodellering met en zonder windturbines	populatiegrootte significant lager, extinctiekans significant hoger wanneer mortaliteit als gevolg van windturbines wordt meegenomen (Aasgieren die broeden binnen <15 km afstand van windturbines hebben een hogere sterfkans (+0.015 per jaar).	Carrete <i>et al.</i> (2009). Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. <i>Biological Conservation</i> , 142(12), pp.2954-2961.
Spanje	aasgier en vale gier	vitaliteit populatie	1987-2009	modellering populatiedynamiek met sterfte door windturbines	Vale gier; 10-40% additionele sterfte per jaar als gevolg van windturbines (maar populatie sterft niet uit). Voor aasgier: 15-35% additionele sterfte per jaar als gevolg van windturbines met extinctie als gevolg.	García-Ripollés en López-López (2011). Integrating effects of supplementary feeding, poisoning, pollutant ingestion and wind farms of two vulture species in Spain using a population viability analysis. <i>Journal of Ornithology</i> , 152(4), pp.879-888.

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
Duitsland	divers	sterfte dag/nacht	2009	sterfte vastgesteld op basis van radarbeelden	Duidelijke meer trek 's nachts, maar geen hogere risico.	Welcker <i>et al.</i> (2017). Nocturnal migrants do not incur higher collision risk at wind turbines than diurnally active species. <i>Ibis</i> , 159(2), pp.366-373.
Mexico	divers	afname soortenrijkdom	2008	vergelijking soortenrijkdom voor en na aanleg windturbines.	Afname soortenrijkdom na aanleg windturbines.	Villegas-Patraca <i>et al.</i> (2012). Bird-Community Shifts in Relation to Wind Farms: A Case Study Comparing a Wind Farm, Croplands, and Secondary Forests in Southern Mexico. <i>The Condor</i> , 114(4), pp.711-719.
Canada	divers	sterfte, habitatverlies	2007-2009	Zoeken naar karkassen bij 43 turbines.	Mortaliteit= 8.2 per turbine per jaar (variatie van 0-26.9). Habitatverlies is 1.23ha per turbine. Effecten van mortaliteit groter dan effecten van habitatverlies. Minder dan 0,2 % van alles soorten wordt beïnvloed door mortaliteit of verplaatsing als gevolg van de aanleg van windmolens. Effecten op populatie daarom gering.	Zimmerling <i>et al.</i> (2013). Canadian Estimate of Bird Mortality Due to Collisions and Direct Habitat Loss Associated with Wind Turbine Developments. <i>Avian Conservation and Ecology</i> , 8(2).
Spanje	divers	habitatverlies, verstoring	1995-1997	BACI modelleren.	Geen significante effecten	De Lucas <i>et al.</i> (2005). A Bird and Small Mammal BACI and IG Design Studies in a Wind Farm in Malpica (Spain). <i>Biodiversity and Conservation</i> , 14(13), pp.3289-3303.
Europe en USA	divers	sterfte, impact op lokale abundantie	2006	meta-analyse, BA/CI	Significante negatieve impact op abundantie. Voornamelijk voor eenden en steltlopers.	Stewart <i>et al.</i> (2007). Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. <i>Environmental Conservation</i> , 34(01), p.1.
USA	zangvogels graslanden	verplaatsing broedparen	2009-2011	transect en plotdensity	Geen significante effecten	Hale <i>et al.</i> (2014). No evidence of displacement due to wind turbines in breeding grassland songbirds. <i>The Condor</i> , 116(3), pp.472-482.

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
Engeland	dwergstern	abundantie voedselbron, foerageersucces dwergstern	2008-2010	Vergelijking abundantie voedselbron voor en na realisatie	Significante afname voedselbron (haring). Significante afname foerageersucces. Nesten achtergelaten.	Perrow <i>et al.</i> (2011). Effects of the construction of Scroby Sands offshore wind farm on the prey base of Little tern <i>Sternula albifrons</i> at its most important UK colony. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 62(8), pp.1661-1670.
Denemarken	eidereend	habitatgebruik en aanvaringskans	2005	Experimenteel met decoy-eenden (met toenemende afstand van het windmolenpark) in winterhabitat.	Eiders ontwijken windmolens. Daardoor habitatverlies.	Larsen en Guilliomette (2007). Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 44(3), pp.516-522.
Zuid-Afrika	Lammergeier	vliegbewegingen, kans op aanvaringen	2009-2013	21 gezenderde lammergeieren. Modelleren vliegbewegingen in relatie tot habitat. Dit vergelijken met geplande locaties windturbines.	windparklocaties slecht gesitueerd: locaties windturbines in door lammergeieren meest gebruikte gebieden, waardoor populatie sterk bedreigd.	Reid <i>et al.</i> (2015). Using spatial analyses of bearded vulture movements in southern Africa to inform wind turbine placement. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 52(4), pp.881-892.
Zuid-Afrika	Lammergeier en kaapse gier	Kans op aanvaring, populatiegrootte, extinctiekans	2014	Vliegbewegingen gemodelleerd op basis van gezenderde vogels. Hiermee aanvaringskans, additionele sterfte en kans op extinctie van populatie berekend.	overlap tussen gierenhabitat en windparklocaties. Uit populatiemodel blijkt dat realisatie zal leiden tot extinctie van populaties (beide soorten).	Rushworth en Krüger (2014). Wind farms threaten southern Africa's cliff-nesting vultures. <i>Ostrich</i> , 85(1), pp.13-23.
Engeland	goudplevier	habitatverlies door vermijding	2009-2013	kartering broedparen en broedsucces	lagere dichtheid in operationele fase, niet tijdens constructie	Pearce-Higgins <i>et al.</i> (2012). Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 49(2), pp.386-394.
USA	graslandsoorten	vermijding	2003-2012	BACI modellering	7 van de 9 soorten vermeden turbines 300, >300, > 300, 100, 200, 300 en 300 m	Shaffer en Buhl (2015). Effects of wind-energy facilities on breeding grassland bird distributions. <i>Conservation Biology</i> , 30(1), pp.59-71.
Spanje	Grauwe kiekendief	verplaatsing nesten en mortaliteit	1995-2002, 2008-2010	kartering, slachtoffertelling	geen afname dichtheid/verplaatsing nesten, locatiekeuze bepaald door habitat en wegen	Hernández-Pliego <i>et al.</i> (2015). Effects of wind farms on Montagu's harrier (<i>Circus pygargus</i>) in southern Spain. <i>Biological Conservation</i> , 191, pp.452-458.

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
België	grote stern, visdief, dwergstern	Mortaliteit op populatieniveau	2004-2005	Observeren, modelleren	Sterfte op populatieschaal: 3.0-4.4% voor visdief, 1.8-6.7% voor dwergstern en 0.6-0.7 voor grote stern	Everaert en Stienen (2006). Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). <i>Biodiversity and Conservation</i> , 16(12), pp.3345-3359.
USA	Strand-leeuwerik ijsgors	impact op broedsucces	2 jaar	CI	geen significant effecten.	Mahoney en Chalfoun (2016). Reproductive success of Horned Lark and McCown's Longspur in relation to wind energy infrastructure. <i>The Condor</i> , 118(2), pp.360-375.
Schotland	Jan van Gent	aanvaringskans, extinctie populatie	2014	Zenderen vogels (hoogte en locatie vaststellen), modelleren aanvaringskans en effect op populatie	populatie op Bass Rock in gevaar als windpark doorgaat.	Cleasby <i>et al.</i> (2015). Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator: flight heights and vulnerability to offshore wind farms. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 52(6), pp.1474-1482.
Duitsland	kleine mantelmeeuw	vlieghoogte	2013	vlieghoogte waarnemingen met gps-zenders	89% van de vogel beneden rotor. Vliegt lager op zee dan op land.	Corman en Garthe (2014). What flight heights tell us about foraging and potential conflicts with wind farms: a case study in Lesser Black-backed Gulls (<i>Larus fuscus</i>). <i>Journal of Ornithology</i> , 155(4), pp.1037-1043.
Nederland	kleine zwaan	verstoring	2005	vergelijking habitatgebruik voor en na realisatie	habitatverlies door verstoring	Fijn <i>et al.</i> (2005). Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick's Swans wintering near a wind farm in the Netherlands. <i>Bureau Waardenburg</i> .
Japan	kolgans (subsp. frontalis)	aanvaringen, risico op extinctie	2006-2007	modelleren	0-2 aanvaringen. Geen effect op populatieniveau	Sugimoto en Matsuda (2011). Collision risk of White-fronted Geese with wind turbines. <i>Ornithological science</i> 10, pp. 61-71.
Nederland	meeuwen en sterns	vermijding	2001 (juli)	waarnemen van vliegende vogels	vogels vliegen op rotorhoogte, geen barrière werking	Van den Bergh <i>et al.</i> (2002). In-line placing of wind turbines aren't a barrier for gull and tern feeding flights in breeding time. <i>Limosa</i>

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
België	Meeuwen, eenden, spreeuw	Sterfte, aanvaringskans	2001-2007	Zoeken naar karkassen. Vliegbevingen op basis van observaties.	Mortaliteit= 21 per turbine per jaar. Aanvaringskans meeuwen= 0.08% gemiddeld.	Everaert (2014). Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. <i>Bird Study</i> , 61(2), pp.220-230.
n.v.t.	- divers	aanvaringskans	n.v.t.	modelleren op basis van individuen, rekening houdend met groepsgedrag en groeps grootte.	groeps grootte positief gecorreleerd met aanvaringskans	Croft <i>et al.</i> (2013). The influence of group size and social interactions on collision risk with obstacles. <i>Ecological Complexity</i> , 16, pp.77-82.
Bulgarije, Griekenland	monniksgier	Sterfte, kans op extinctie populatie		Modelleren van habitatgebruik en aanvaringskans (CRM model) om cumulatieve sterfte te berekenen.	Voorgestelde locaties zouden leiden tot een additionele sterfte van 44% van de populatie op jaarbasis (103 individuen). Dit zou leiden tot extinctie van de populatie.	Vasilakis <i>et al.</i> (2017). A balanced solution to the cumulative threat of industrialized wind farm development on cinereous vultures (<i>Aegypius monachus</i>) in south-eastern Europe. <i>PLOS ONE</i> , 12(2),
Polen	niet nader genoemd, extra aandacht voor veldleeuwerik, geelgors, gele kwikstaart, Kievit en grasmus	vermijding	2011-2013	Standaard punttellingen vogels gerelateerd aan omgevingsvariabele n (GIS) zoals afstand tot turbine.	negatieve relatie tussen nabijheid windturbine en aantal vogels.	Rosin <i>et al.</i> (2016). Constant and seasonal drivers of bird communities in a wind farm: implications for conservation. <i>PeerJ</i> , 4
Schotland	o.a wulp en watersnip	vermijding en abundantie	2007-2008	plots met en zonder effect	enkele soorten 40-50% lagere dichtheid	Douglas <i>et al.</i> (2013). Upland land use predicts population decline in a globally near-threatened wader. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 51(1), pp.194-203.
Schotland	kleine rietgans	Vermijding, mortaliteit	4 jaar	radarsysteem, detectie vliegbewegingen en vermijding.	Sterke vermijding (horizontaal en verticaal). Ruim 97.25% vermijding. Daardoor habitatverlies en energieverlies.	Plonczkier en Simms (2012). Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 49(5), pp.1187-1194.
USA	prairiehoen	vermijding	2008-2009	radiotelemetrie tracking van vogels om vast te stellen of verandering in gedrag/vermijding optreedt in nabijheid van windturbines.	Vermijding van ten minste 100 meter. Daardoor habitatverlies.	Pruett <i>et al.</i> (2009). Avoidance Behavior by Prairie Grouse: Implications for Development of Wind Energy. <i>Conservation Biology</i> , 23(5), pp.1253-1259.

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
USA	roodstaart-buizerd, holenuil, kerkuil	aanvaringskans	2008-2009	zoeken naar karkassen.	Aantal karkassen dat wordt weggehaald door aaseters zeer hoog (50% in 15 dagen). Mortaliteit= 5.68 per turbine per jaar.	Smallwood <i>et al.</i> (2010). Novel Scavenger Removal Trials Increase Wind Turbine-Caused Avian Fatality Estimates. <i>Journal of Wildlife Management</i> , 74(5), pp.1089-1097.
USA	Epauletspreuw	broedsucces	2011-2012	monitoren 500 nesten, 3 plots met turbines, 3 zonder.	geen significant effect.	Gillespie en Dinsmore (2014). Nest survival of Red-winged Blackbirds in agricultural areas developed for wind energy. <i>Agriculture, Ecosystems en Environment</i> , 197, pp.53-59.
Duitsland	rode wouw	aanvaringskans, mortaliteit op populatieniveau.	2012	Zoeken naar karkassen 617 turbines, corrigeren voor aaseters, vindkans.	3,1% van de populatie is slachtoffer. Voornamelijk adulten → effect op populatie daardoor waarschijnlijk groter.	Bellebaum <i>et al.</i> (2013). Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. <i>Journal for Nature Conservation</i> , 21(6), pp.394-400.
Duitsland	rode wouw	aanvaringskans	2012	modelleren habitatgebruik. Aanvaringskans berekend, rekening houdend met afstand tussen turbine en nest en andere paramaters.	aanvaringskans daalt exponentieel met toenemende afstand t.o.v. turbine. Op afstand van 1500 meter is kans op aanvaring 10% per turbine op jaarbasis.	Eichhorn <i>et al.</i> (2012). Model-Based Estimation of Collision Risks of Predatory Birds with Wind Turbines. <i>Ecology and Society</i> , 17(2).
Engeland	roodborst	intensiteit zang	2014	vergelijking zang in plots met en zonder turbines.	Territoriale zang afwijkend bij aanwezigheid turbines.	Zwart <i>et al.</i> (2015). Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. <i>Behavioral Ecology</i> , 27(1), pp.101-108.
Bulgarije	roodhalsgans	vermijding, aanvaringen	1990-2014	verspreiding before/after	geen afname aantallen, geen slachtoffers	Zehtindjiev <i>et al.</i> (2017). No evidence for displacement of wintering red-breasted geese at a wind farms area in northeast Bulgaria: Long-term Monitoring Results.
Mexico	roofvogels	vermijding	2009-2014	vaststellen vlieggedrag op basis van monitoren en radar voor en na realisatie windturbines.	migratieroutes worden aangepast	Cabrera-Cruz en Villegas-Patracca (2016). Response of migrating raptors to an increasing number of wind farms. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 53(6), pp.1667-1675.

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
Italië	roofvogels	vermijding	2012-2013	Vergelijking habitatgebruik voor en na realisatie.	habitatverlies door vermijding	Campedelli <i>et al.</i> (2013). Raptor displacement due to the construction of a wind farm: preliminary results after the first 2 years since the construction. <i>Ethology Ecology en Evolution</i> , 26(4), pp.376-391.
USA	roofvogels	vermijding	2007-2010	Vergelijking habitatgebruik voor en na realisatie.	habitatgebruik 47% lager na realisatie. Meeste individuen blijven op meer dan 100 meter afstand van turbines.	Garvin <i>et al.</i> (2010). Response of raptors to a windfarm. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 48(1), pp.199-209.
n.v.t.	roofvogels	vermijding	2009-2011	Radarwaarnemingen	vooral roofvogels in gevaar.	Skov <i>et al.</i> (2016). Patterns of migrating soaring migrants indicate attraction to marine wind farms. <i>Biology Letters</i> , 12(12)
USA	steenarend	vlieghoogte per landschap en aanvaringskans	2012	Gps-tracking	trekvoegels vliegen op grotere hoogte waardoor kans op aanvaring kleiner is.	Katzner <i>et al.</i> (2012). Topography drives migratory flight altitude of golden eagles: implications for on-shore wind energy development. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 49(5), pp.1178-1186.
Spanje	vale gier	vlieggedrag	2011	Voorspellen vlieggedrag op basis van topografie en windrichting.	Vliegroutes goed te voorspellen. Dit gebruiken om locaties windturbines te bepalen.	De Lucas <i>et al.</i> (2012). Using Wind Tunnels to Predict Bird Mortality in Wind Farms: The Case of Griffon Vultures. <i>PLoS ONE</i> , 7(11), p.e48092.
Spanje	vale gier	mortaliteit	1998-2008	Zoeken naar karkassen. Voorkomen slachtoffers relateren aan terreinkenmerken en positionering windturbines.	Sterke correlatie tussen aantal slachtoffers per turbine en dichtheid gieren.	Carrete <i>et al.</i> (2012). Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures. <i>Biological Conservation</i> , 145(1), pp.102-108.
Spanje	vale gier	mortaliteit	November 1993 - June 2003	mortaliteit op basis van karkassen. Dit in relatie tot terreinkenmerken.	Mortaliteit= 0.0407 per turbine per jaar. Mortaliteit hoger bij hogere turbines en turbines op geleidelijke hellingen.	De Lucas <i>et al.</i> (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 45(6), pp.1695-1703.
Spanje	vale gier, torenvalk	mortaliteit	dec 1993- dec 1994	zoeken naar karkassen. observaties vlieggedrag.	Mortaliteit vale gier= 0,15 slachtoffer per turbine per jaar Mortaliteit torenvalk= 0,19 per turbine per jaar.	Barrios en Rodríguez (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 41(1), pp.72-81.

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
Portugal	veldleeuwert k	mortaliteit	2006-2011	Zoeken naar karkassen in radius van 60 meter. Vaststellen soort, geslacht en leeftijd.	22 karkassen gedetecteerd (90.9% adult males). Effect op populatie daardoor wellicht groter dan voorheen geschat. Bepaling geslacht voor toekomstig onderzoek belangrijk.	Morinha <i>et al.</i> (2014). Differential mortality of birds killed at wind farms in Northern Portugal. <i>Bird Study</i> , 61(2), pp.255-259.
Engeland	vnl. Watervogels	mortaliteit	1991-2002	Slachtoffertellingen langs kustlijn, gecorrigeerd voor vindkans en andere relevante factoren.	Mortaliteit= 16.5-21.5 per turbine per jaar.	Newton en Little (2009). Assessment of wind-farm and other bird casualties from carcasses found on a Northumbrian beach over an 11-year period. <i>Bird Study</i> , 56(2), pp.158-167.
Italië	vogels	abundantie, soortensamenstelling, dichtheid broedvogels	2011-2012	Plots met en zonder turbines. Vergelijken op vlak van abundantie, soortensamenstelling en dichtheid broedvogels.	Geen significant effect gevonden.	Battisti <i>et al.</i> (2013). Estimating the indirect impact of wind farms on breeding bird assemblages: a case study in the central Apennines. <i>Israel Journal of Ecology and Evolution</i> , 59(3), pp.125-129.
Italië	vogels	vermijding	2013	punttellingen met en zonder turbines	geen verschil in broedvogelbevolking	Battisti <i>et al.</i> (2016). Lack of evidence for short-term structural changes in bird assemblages breeding in Mediterranean mosaics moderately perforated by a wind farm. <i>Global Ecology and Conservation</i> , 6, pp.299-307.
Finland	zeearend	broedsucces	1992-2013	vergelijking broedsucces op verschillende afstanden tot turbine	lager broedsucces dichtbij turbines. Samenhangend met hoge aanvaringskans adulten.	Balotari-Chiebao <i>et al.</i> (2015). Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. <i>Animal Conservation</i> , 19(3), pp.265-272.
Noorwegen	zeearend	broedsucces	10 jaar	vergelijking voor en na constructie. 10 jaar dataset van 47 nesten.	Broedsucces van territoria binnen 500 meter afstand van turbines significant lager. Dit als gevolg van vermijding en mortaliteit.	Dahl <i>et al.</i> (2012). Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. <i>Biological Conservation</i> , 145(1), pp.79-85.

land	soort	responsvariabele	periode	opzet studie	resultaat	bron
Japan	zeearend, meeuwen	mortaliteit	2007-2008	zoeken naar karkassen. Interval van 21 dagen. Modelleren mortaliteit (rekening houdend met vegetatie en topografie).	mortaliteit=0.36 per turbine per jaar (roofvogels).	Kitano en Shiraki (2013). Estimation of bird fatalities at wind farms with complex topography and vegetation in Hokkaido, Japan. Wildlife Society Bulletin, 37(1), pp.41-48.
België	zeevogels	mortaliteit	2014	modelleren aanvaringskans op basis van abundantie zeevogels, vlieggedrag. Voor zowel lokale vogels als trekvogels.	Scenario van 10,000 windmolens Noordzee heeft significant effect op populatiegrootte kleine en grote mantelmeeuw	Brabant <i>et al.</i> (2015). Towards a cumulative collision risk assessment of local and migrating birds in North Sea offshore wind farms. Hydrobiologia, 756(1), pp.63-74.
Engeland	korhoen, goudplevier	abundantie en distributie broedvogels	2006, 2009	vergelijking abundantie en dichtheid broedvogels voor en na realisatie.	geen significante effecten.	Douglas <i>et al.</i> (2011). Changes in the abundance and distribution of upland breeding birds at an operational wind farm. Bird Study, 58(1), pp.37-43.

Bijlage 2b Selectie van studies naar effecten van hoogspanningslijnen op vogels. Studies met een negatief effect op populaties in oranje, en die zonder significant effect in groen. Overige studies kwantificeren mortaliteit of schatten aanvaringskansen.

land	soort	responsvariabele	periode (aantal jaren)	opzet studie	resultaat	bron
USA	Slechtvalk	doodsoorzaak, aanvaringslachtoffers	18 jaar	beschrijvend	Van sterfgevallen gaat het bij 8% van de gevallen om aanvaringen met hoogspanningsleidingen.	Gahbauer <i>et al.</i> (2014). Productivity, mortality, and management of urban peregrine falcons in northeastern North America. <i>The Journal of Wildlife Management</i> , 79(1), pp.10-19.
Spanje	havikarend	aanvaringslachtoffers	2002-2006	gezenderde vogels, modelleren	Kans op aanvaringen hoogste in open gebieden en hellingen (i.v.m. frequentie gebruik).	Rollan <i>et al.</i> (2010). Modelling the risk of collision with power lines in Bonelli's Eagle <i>Hieraetus fasciatus</i> and its conservation implications. <i>Bird Conservation International</i> , 20(03), pp.279-294.
Italië	torenvalk	nestsucces	2000	28 blootgesteld aan magnetisch veld (op hoogspanningsleidingen) en 16 control.	geen significant effect	Dell'Om <i>et al.</i> (2009). Magnetic fields produced by power lines do not affect growth, serum melatonin, leukocytes and fledging success in wild kestrels. <i>Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology en Pharmacology</i> , 150(3), pp.372-376.
Oostenrijk, Slowakije, Hongarije	grote trap	vlieggedrag	2009	gps-tracks	vermijding treedt op (800-1600 m). Daardoor habitatverlies.	Raa <i>et al.</i> (2010). Effects of power lines on flight behaviour of the West-Pannonian Great Bustard <i>Otis tarda</i> population. <i>Bird Conservation International</i> , 21(02), pp.142-155.
Canarische eilanden	Vooral grielen en trappen	aanvaringslachtoffers	2008	zoeken slachtoffers	25,5% resp. 6,3% populatie/jaar	Garcia-del-Rey en Rodriguez-Lorenzo (2011). Avian mortality due to power lines in the Canary Islands with special reference to the steppe-land birds. <i>Journal of Natural History</i> , 45(35-36), pp.2159-2169.
Duitsland (NRWF)	kleine rietgans	keuteldichtheid als proxy voor graasdruk	1994-1995	Keutels tellen in plots als proxy voor graasdruk/habitatgebruik	60% keutelafname door hoogspanningslijnen	Ballasus en Sossinka (1997). Auswirkungen von Hochspannungstrassen auf die Flächennutzung überwinternder Bläß- und Saatgänse <i>Anser albifrons</i> , <i>A. fabalis</i> . <i>Journal of Ornithology</i> , 138(2), pp.215-228.

land	soort	responsvariabele	periode (aantal jaren)	opzet studie	resultaat	bron
Spanje	kraanvogel, grote trap	aanvaringslachtoffers	1992-1995	observeren	mortaliteit kraanvogel= 2.34-5.85 per km hoogspanningslijn per jaar, mortaliteit grote trap= 1.58-4.02 per km hoogspanningslijn per jaar.	Janss en Ferrer (2000). Common crane and great bustard collision with power lines_Collision rate and risk exposure. Wildlife society.
Venezuela	10 soorten, o.a. pelikanen, aalscholvers, sterns, reigers	mortaliteit	1983	zoeken karkassen	Meeste aanvaringen in schemer	McNeil <i>et al.</i> (1985). Bird mortality at a power transmission line in northeastern Venezuela. <i>Biological Conservation</i> , 31(2), 153-165.
Spanje	Grote trap	aanvaringslachtoffers	1991-2011	gezenderde dieren volgen	16% aanvaring met hoogspanningslijnen meest voorkomende oorzaak voor onnatuurlijke dood (37%).	Palacín <i>et al.</i> (2016). Changes in bird-migration patterns associated with human-induced mortality. <i>Conservation Biology</i> , 31(1), pp.106-115. Palacín <i>et al.</i> 2017-Changes in bird-migration patterns associated with human induced mortality
Spanje	kleine trap	vermijding	2008-2010	gps, modelleren	Afstand tot hoogspanningslijnen belangrijkste verklarende factor wat betreft dichtheid (duidelijk vermijding). Daardoor sterke fragmentatie, met risico op extinctie als gevolg.	Silva <i>et al.</i> (2010). Estimating the influence of overhead transmission power lines and landscape context on the density of little bustard <i>Tetrax tetrax</i> breeding populations. <i>Ecological Modelling</i> , 221(16), pp.1954-1963.
India	Sarus kraanvogel	Aanvaringslachtoffers, broedsucces	1999-2002	territoria met en zonder leidingen	Jongen in nesten in nabijheid van hoogspanningslijnen hebben lagere kans om te overleven (i.v.m. sterfte ouders).	Sundar en Choudhury (2005). Mortality of sarus cranes (<i>Grus antigone</i>) due to electricity wires in Uttar Pradesh, India. <i>Environmental conservation</i> , 32(3), 260-269.
Spanje	koolmees	legselgrootte en ei-volume	1993-2001	voor en na realisatie. Vergelijken gegevens t.a.v. legselgrootte en ei-volume.	legselgrootte en eivolume nemen toe na constructie hoogspanningslijnen.	Tomás <i>et al.</i> (2012). Clutch size and egg volume in great tits (<i>Parus major</i>) increase under low intensity electromagnetic fields: a long-term field study. <i>Environmental research</i> , 118, 40-46.

Bijlage 3a Broedvogels die verantwoordelijk zijn voor 90% van de totale kwetsbaarheidsindex van soorten gevoelig voor aanvaringen met hoogspanningslijnen en voor windturbines, met daarbij de door Sovon aangeleverde data. Een 1 betekent 'gevoelig', 0 betekent 'niet gevoelig'; 'Kriging kolonie' betekent dat met kriging een zone rondom kolonies is weergegeven, 'atlasblokken' refereren naar soorten waarvoor alleen dichtheid in blokken van 5 bij 5 km bekend zijn en 'km-hokken' zijn de soorten waarvoor de dichtheid echt per km-hok is gespecificeerd.

Nederlandse naam	Hoogspanningslijn- gevoelig	Windturbine-gevoelig	Sovon-data
Blauwe Reiger	1	0	Kriging kolonie
Dwergstern	1	0	Kriging kolonie
Grote Stern	1	0	Kriging kolonie
Grote Zilverreiger	1	0	Kriging kolonie
Kleine Zilverreiger	1	0	Kriging kolonie
Noordse Stern	1	1	Kriging kolonie
Purperreiger	1	0	Kriging kolonie
Zwarte Stern	1	1	Kriging kolonie
Bruine Kiekendief	0	1	km-hokken
Buizerd	0	1	km-hokken
Grutto	1	0	km-hokken
Havik	0	1	km-hokken
Kievit	1	0	km-hokken
Kleine Plevier	1	0	km-hokken
Sperwer	0	1	km-hokken
Torenvalk	0	1	km-hokken
Tureluur	1	0	km-hokken
Wulp	1	0	km-hokken
Zomertaling	1	0	km-hokken
Blauwe Kiekendief	1	1	atlasblokken
Bontbekplevier	1	1	atlasblokken
Boomvalk	0	1	atlasblokken
Bosuil	1	0	atlasblokken
Dwergmeeuw	1	1	atlasblokken
Grauwe Kiekendief	0	1	atlasblokken
Kemphaan	1	0	atlasblokken
Kraanvogel	1	0	atlasblokken
Kwak	1	1	atlasblokken
Kwartelkoning	1	0	atlasblokken
Oehoe	1	1	atlasblokken
Oeverloper	1	0	atlasblokken
Pijlstaart	1	0	atlasblokken
Porseleinhoen	1	0	atlasblokken
Ransuil	1	1	atlasblokken
Rode Wouw	0	1	atlasblokken
Roerdomp	1	0	atlasblokken
Stenuil	1	1	atlasblokken
Strandplevier	1	1	atlasblokken
Velduil	1	1	atlasblokken
Visarend	0	1	atlasblokken
Watersnip	1	0	atlasblokken
Wespendief	0	1	atlasblokken
Woudaap	1	1	atlasblokken
Zeearend	0	1	atlasblokken

Bijlage 3b *Wintervogels die verantwoordelijk zijn voor 90% van de totale kwetsbaarheidsindex van soorten gevoelig voor hoogspanningslijnen en voor windturbines, met daarbij de door Sovon aangeleverde data. 1 betekent 'gevoelig', 0 betekent 'niet gevoelig', 'Kriging slaapplaats' betekent dat met kriging een zone rondom slaapplaatsen is weergegeven, 'atlasblokken' refereren naar soorten waarvoor alleen dichtheid in blokken van 5 bij 5 km bekend zijn en 'km-hokken' zijn de soorten waarvoor de dichtheid echt per km-hok is gespecificeerd.*

Nederlandse naam taxon	Hoogspanningslijn- gevoelig	Windturbine- gevoelig	Kaart
Lachstern	1	1	Kriging slaapplaats
Reuzenstern	1	1	Kriging slaapplaats
Visdief	1	1	Kriging slaapplaats
Zwarte Stern	1	1	Kriging slaapplaats
Blauwe Kiekendief	0	1	km-hokken
Blauwe Reiger	1	0	km-hokken
Boomleeuwerik	0	1	km-hokken
Buizerd	0	1	km-hokken
Goudplevier	1	1	km-hokken
Grote Zilverreiger	1	0	km-hokken
Houtsnip	1	0	km-hokken
Kievit	1	1	km-hokken
Kleine Zilverreiger	1	0	km-hokken
Kokmeeuw	1	0	km-hokken
Meerkoet	1	0	km-hokken
Ooievaar	1	1	km-hokken
Slechtvalk	0	1	km-hokken
Sperwer	0	1	km-hokken
Stormmeeuw	1	0	km-hokken
Torenvalk	0	1	km-hokken
Veldleeuwerik	0	1	km-hokken
Waterhoen	1	0	km-hokken
Bokje	1	0	atlasblokken
Bontbekplevier	1	1	atlasblokken
Bonte Strandloper	1	0	atlasblokken
Brilduiker	1	0	atlasblokken
Bruine Kiekendief	0	1	atlasblokken
Dodaars	1	0	atlasblokken
Drieteenstrandloper	1	0	atlasblokken
Dwerggans	1	0	atlasblokken
Grote Mantelmeeuw	1	1	atlasblokken
Grote Zaagbek	1	0	atlasblokken
Kanoet	1	0	atlasblokken
Kemphaan	1	0	atlasblokken
Kleine Mantelmeeuw	1	0	atlasblokken
Kleine Strandloper	1	0	atlasblokken
Koereiger	1	0	atlasblokken
Kraanvogel	1	1	atlasblokken
Kuifduiker	1	0	atlasblokken
Nonnetje	1	0	atlasblokken
Parse Strandloper	1	1	atlasblokken
Ransuil	1	1	atlasblokken
Roerdomp	1	0	atlasblokken
Rosse Franjepoot	1	0	atlasblokken
Rosse Grutto	1	0	atlasblokken
Ruigpootbuizerd	1	1	atlasblokken
Smelleken	0	1	atlasblokken
Sneeuwgors	0	1	atlasblokken
Steenloper	1	0	atlasblokken
Strandplevier	1	1	atlasblokken
Taigarietgans	1	1	atlasblokken
Velduil	1	1	atlasblokken
Waterral	1	0	atlasblokken

Nederlandse naam taxon	Hoogspanningslijn- gevoelig	Windturbine- gevoelig	Kaart
Watersnip	1	0	atlasblokken
Witgat	1	0	atlasblokken
Wulp	1	0	atlasblokken
Zeearend	0	1	atlasblokken
Zilverplevier	1	1	atlasblokken

Bijlage 4 De beschikbaarheid van kwantitatieve verspreidingskaarten voor 24 zeevogelsoorten die verantwoordelijk zijn voor 90% van de totale kwetsbaarheidsindex van vogels op zee voor windturbines.

Naam	Rode lijst NL- niet-broedvogels	Rode Lijst NL score niet-broedvogel	Relatieve gevoeligheid door windturbines op zee	Kwetsbaarheid Rel. Gevoeligheid * Rode Lijst overwinteraars en trekkers	Kwetsbaarheid cumulatief	kaart
Grote Zaagbek	B	8	0.089	0.712	18%	nee
Brilduiker	KW	4	0.089	0.356	26%	nee
Zwarte stern	KW	4	0.063	0.252	33%	nee
Kuifduiker	KW	4	0.058	0.233	38%	nee
Kleine Jager	KW	4	0.054	0.217	44%	nee
Grote Mantelmeeuw		1	0.177	0.177	48%	ja
Zilvermeeuw		1	0.170	0.170	52%	Ja
Visdief	GV	2	0.070	0.139	56%	ja
Kleine Mantelmeeuw		1	0.127	0.127	59%	ja
Stormmeeuw		1	0.114	0.114	62%	ja
Parelduiker		1	0.108	0.108	64%	nee
Roodkeelduiker		1	0.105	0.105	67%	nee
Zwartkopmeeuw		1	0.098	0.098	70%	nee
Zwarte Zee-eend		1	0.095	0.095	72%	ja
Drieteenmeeuw		1	0.085	0.085	74%	ja
Topper		1	0.085	0.085	76%	Nee
Dwergstern		1	0.077	0.077	78%	ja
Grote Zee-eend		1	0.075	0.075	80%	ja
Middelste Zaagbek		1	0.073	0.073	82%	nee
Jan van Gent		1	0.071	0.071	83%	ja
Dwergmeeuw		1	0.071	0.071	85%	ja
Grote Stern		1	0.070	0.070	87%	ja
Kokmeeuw		1	0.068	0.068	89%	ja
Fuut		1	0.059	0.059	90%	ja

Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Wageningen Environmental Research
Rapport 2883
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.



To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen Environmental Research
Postbus 47
6700 AB Wageningen
T 317 48 07 00
www.wur.nl/environmental-research

Rapport 2883
ISSN 1566-7197

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 5.000 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

