



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Ecologische en natuurbeschermingsrechtelijke aspecten van windturbines op land

J.E. Winkelman
F.H. Kistenkas
M.J. Epe

Alterra-rapport 1780, ISSN 1566-7197



Ecologische en natuurbeschermingsrechtelijke aspecten van windturbines op land

Ecologische en natuurbeschermingsrechtelijke aspecten van windturbines op land

J.E. Winkelman *

F.H. Kistenkas **

M.J. Epe ***

* Winkelman Natuurlijk!

** Alterra en Wageningen Universiteit

*** Alterra

Alterra-rapport 1780

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

Winkelman, J.E., F.H. Kistenkas & M.J. Epe, 2008. *Ecologische en natuurbeschermingsrechtelijke aspecten van windturbines op land*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1780. 190 blz.; 4 fig.; 6 tab.; 105 ref.

Uit dit literatuuronderzoek komt naar voren dat windturbines aanzienlijke effecten kunnen hebben op vleermuizen en vogels in de zin van aantallen aanvaringslachtoffers, mate van verstoring en/of barrièrewerking. Omdat vleermuizen en vogels onder andere bescherming genieten vanwege de Natuurbeschermingswet en de Flora- en faunawet is het bij de ontwikkeling van windturbineparken van belang vooraf voldoende rekening te houden met deze effecten. Voor het verkrijgen van een ontheffing of vergunning moet namelijk voldaan worden aan een aantal strikte voorwaarden uit voornoemde wetgeving. Voor elk te ontwikkelen windturbinepark is daarom essentieel om vroegtijdig ecologisch goed opgezet onderzoek in te zetten. Dit is de basis die in combinatie met zaken als juiste locatiekeuze, mitigatiemaatregelen en/of monitoring mogelijkheden biedt voor de ontwikkeling van windturbineparken in relatie tot deze natuurwetgeving.

Trefwoorden: EHS, Flora- en faunawet, Natura 2000, natuurbeschermingsrecht Natuurbeschermingswet, vleermuizen, vogels, windturbines

© foto kapt: J.E. Winkelman

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2008 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 480700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

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

Inhoud

| | |
|---|----|
| Woord vooraf | 7 |
| Samenvatting | 9 |
| 1 Inleiding | 15 |
| 1.1 Vraagstelling | 15 |
| 1.2 Leeswijzer | 16 |
| 2 Nationaal plan van aanpak Windenergie | 17 |
| Deel A Rechtsregimes en jurisprudentie | 19 |
| 3 Rechtsregimes | 19 |
| 3.1 EHS en bouwvergunning | 19 |
| 3.2 Natura 2000 en Nbw-vergunning | 21 |
| 3.2.1 Cumulatie en externe werking: onderdeel van significantie | 22 |
| 3.2.2 Mitigatie en compensatie | 23 |
| 3.2.3 Voorzorgsbeginsel | 25 |
| 3.3 Vergelijking Natura 2000 en EHS | 26 |
| 3.4 Soorten en Ffw-ontheffing | 27 |
| 4 Jurisprudentie | 29 |
| 4.1 Significantie | 29 |
| 4.1.1 De afname-norm | 29 |
| 4.1.2 De afstandsnorm | 30 |
| 4.1.3 De oppervlaktenorm | 31 |
| 4.2 Cumulatie | 32 |
| 4.3 EHS-jurisprudentie | 33 |
| 4.4 Soortenjurisprudentie | 35 |
| 4.5 Openheid | 37 |
| Deel B Effecten op soorten & habitats | 39 |
| 5 Effecten windturbines op vogels | 39 |
| 5.1 Leefwijze & gevoeligheid | 39 |
| 5.1.1 Vogels in Nederland | 39 |
| 5.1.2 Verspreiding en Natura 2000 | 40 |
| 5.1.3 Trek | 40 |
| 5.1.4 Gevoeligheid voor windturbines | 42 |
| 5.2 Effecten | 43 |
| 5.2.1 Aanvaringsrisico's | 44 |
| 5.2.2 Directe effecten (aanvaringslachtoffers) | 47 |
| 5.2.3 Indirecte effecten (verstoring & barrièrewerking) | 62 |
| 5.2.4 Effecten op populatieniveau | 76 |

| | | |
|------------------------|---|-----|
| 6 | Effecten windturbines op vleermuizen | 81 |
| 6.1 | Leefwijze & gevoeligheid | 81 |
| 6.1.1 | Nachtactieve insecteneters | 82 |
| 6.1.2 | Seizoen- en levenscyclus | 82 |
| 6.1.3 | Verblijfplaatsen en vliegroutes | 82 |
| 6.1.4 | Voortplanting | 83 |
| 6.1.5 | Reproductiviteit | 83 |
| 6.1.6 | Trek | 83 |
| 6.1.7 | Relatie met zee en open water | 84 |
| 6.1.8 | Gevoeligheid voor windturbines | 84 |
| 6.2 | Effecten | 87 |
| 6.2.1 | Directe effecten (aanvaringsslachtoffers) | 89 |
| 6.2.2 | Indirecte effecten (verstoring & barrièrewerking) | 101 |
| 6.2.3 | Effecten op populatieniveau | 105 |
| 6.2.4 | Methodiek | 106 |
| 7 | Overige beschermde soorten en beschermde habitattypen | 107 |
| 7.1 | Soorten | 107 |
| 7.2 | Habitattypen | 108 |
| Deel C | Conclusies en aanbevelingen | 109 |
| 8 | Conclusies | 109 |
| 8.1 | Rechtsregimes | 109 |
| 8.2 | Jurisprudentie | 109 |
| 8.3 | Vogels | 110 |
| 8.4 | Vleermuizen | 110 |
| 8.5 | Handreikingen | 111 |
| 9 | Aanbevelingen | 113 |
| 9.1 | Hand aan de kraan | 113 |
| 9.2 | Pro-actieve benadering | 115 |
| 9.3 | Beheerplannen en Gedragscodes | 117 |
| 9.3.1 | Beheerplannen | 117 |
| 9.3.2 | Gedragscodes geven vrijstellingen | 118 |
| 9.4 | Mitigatie | 119 |
| 9.4.1 | Mitigatie voor vogels | 120 |
| 9.4.2 | Mitigatie voor vleermuizen | 124 |
| | Literatuur | 129 |
| | | |
| <i>Bijlagen</i> | | |
| 1 | Habitatrichtlijngebieden | 139 |
| 2 | Vogelrichtlijngebieden | 141 |
| 3 | Beschermde habitattypen | 143 |
| 4 | Beschermde soorten (exclusief vogels) | 147 |
| 5 | Beschermde vogels | 155 |
| 6 | Samenvatting resultaten vogels | 173 |
| 7 | Samenvatting informatie en resultaten vleermuizen | 185 |
| 8 | Gebruikte afkortingen | 189 |

Woord vooraf

In mei 2008 diende het ministerie van LNV via de helpdesk van het Beleidsondersteund Onderzoek, cluster Vitaal Landelijk Gebied bij Alterra het verzoek in om een literatuurstudie uit te voeren. Onderwerp waren de gevolgen van natuurwetgeving voor plannen om te komen tot windturbineparken en de al bekende effecten van windturbines op beschermde soorten.

Na uitgebreid overleg met de opdrachtgever en later ook een begeleidingscommissie bestaande uit vertegenwoordigers van de ministeries van LNV, VROM en EZ, het IPO en de VNG is begin juli 2008 de vraag helder genoeg geformuleerd en voldoende afgebakend om daadwerkelijk aan de slag te kunnen gaan en half september was het conceptrapport gereed voor bespreking met de begeleidingscommissie.

De doelgroep van dit rapport is breed: beleidsambtenaren van rijk, provincies en gemeenten, maar ook initiatiefnemers van windenergieprojecten en hen daarbij ondersteunende adviesbureaus. Omdat de parate kennis en de gewenste informatie voor elk verschillend kan zijn, is de relevantie van delen van dit rapport afhankelijk van de (achtergrondkennis van de) lezer en de achterliggende vraag of interesse van waaruit het rapport ter hand genomen wordt.

Dit rapport is de weerslag van de vele tientallen gebruikte (en een veelvoud daarvan aan doorgenomen) rapporten over beide onderwerpen. Bij de schifting en inperking van al deze informatie is gepoogd om zoveel mogelijk van de aangetroffen specificiteit die er nu eenmaal is, te behouden.

In de samenvatting zijn enkel de meest essentiële punten benoemd zonder in te gaan op de vele, vaak belangrijke, details en nuances.

Hoofdstuk 3 over de besproken rechtsregimes is vooral van belang voor initiatiefnemers en ambtenaren die nog maar weinig met natuurwetgeving te maken hebben gehad en/of willen weten welke consequenties Natura 2000, EHS en Flora- en faunawet (kunnen) hebben. Hoofdstuk 4 over de hoofdlijnen in de bijbehorende jurisprudentie is interessant voor een ieder die niet op de hoogte is van de meest relevante interpretatie van de natuurwetgeving door de Raad van State. Hierbij is de opmerking op zijn plaats dat er mogelijk sinds augustus 2008 nieuwe jurisprudentie kan zijn verschenen die een andere interpretatie tot gevolg heeft.

In de eerste paragrafen van hoofdstuk 8 worden uit bovenstaande de belangrijkste conclusies getrokken.

De hoofdstukken 5 en 6 zijn vooral interessant voor degenen die in detail willen weten welke effecten uit de literatuur bekend zijn van windturbines op respectievelijk vogels en vleermuizen. Een samenvatting van beschikbare informatie op soortsniveau is opgenomen in respectievelijk Bijlage 6 en Bijlage 7. Belangrijk om te beseffen is dat al deze informatie als richtinggevend moet worden beschouwd omdat de effecten voor een specifieke locatie altijd kunnen afwijken van datgene wat nu in

de literatuur is aan te treffen. Bovendien geldt ook hier dat er wereldwijd nog steeds onderzoek plaatsvindt dat kan leiden tot nieuwe cijfers, conclusies en aannames. In de laatste paragrafen van hoofdstuk 8 staan weer de belangrijkste conclusies. In slothoofdstuk 9 staat een aantal aanbevelingen in relatie tot het verwezenlijken van windturbineparken waarbij rekening gehouden wordt met de huidige natuurwetgeving. Hierin staan diverse juridische en ecologische “tips & tricks” die hierbij behulpzaam kunnen zijn.

Tot slot rest ons hier een welgemeend woord van dank aan degenen die middels hun opmerkingen, gesprekken en discussies bij hebben gedragen aan de totstandkoming van dit rapport: Ad Littel (VROM), Haijo Boomsma (EZ), Bert Wilbrink (EZ), Marianne van Steenis (VNG), Rona Helder (VNG) en Willem de Kleijn (IPO).

Tim van der Hofstede was contactpersoon vanuit het ministerie van LNV en zorgde ervoor dat de juiste mensen betrokken werden, er voldoende vaart in het project bleef en er tijdig een afgerond product kon worden opgeleverd.

Binnen Alterra heeft Mirjam Broekmeyer waardevolle reacties gegeven op zowel het plan van aanpak als het conceptrapport. Dank daarvoor.

In een laat stadium van de totstandkoming van dit rapport kwamen nog reacties van de VZZ (Eric Jansen en Jasja Dekker), Vogelbescherming (Jouke Altenburg), NMU (Saskia Kluit) en NWEA (Ton Hirdes). Vanwege de tijdsdruk was het niet mogelijk om alle, soms waardevolle, reacties/aanvullingen over te nemen.

Joke Winkelman
Fred Kistenkas
Martin Epe

Samenvatting

Bij de aanleg van windturbineparken moet, net als bij de meeste andere projecten, plannen en activiteiten, rekening worden gehouden met natuurwetgeving indien er sprake kan zijn van negatieve effecten op beschermde natuurwaarden.

Als hulp bij een goede locatiekeuze is in dit literatuuronderzoek op een rij gezet welke effecten van windturbines op landlocaties bekend zijn voor de twee belangrijkste soortgroepen, namelijk vogels en vleermuizen. Deze zijn afgezet tegen de belangrijkste beschermende bepalingen voor de Natura 2000-gebieden en de gebieden van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) en zijn tevens bekeken vanuit het oogpunt van de Flora- en faunawet en de i.c. meest relevante hoofdlijnen in de jurisprudentie ¹. Dit heeft geleid tot een aantal aanbevelingen voor de planning van windturbineparken.

Windturbineparken zeker nog mogelijk

Natuurwetgeving stelt stringente eisen aan projecten, plannen en activiteiten die mogelijk schade kunnen toebrengen aan beschermde natuurwaarden. Toch zijn windturbineparken in Nederland zeker nog te realiseren. Wel moet er tijdig voldoende aandacht zijn voor met name locatiekeuze en ecologisch onderzoek.

Locatiekeuze van groot belang

Natura 2000 Voor wat betreft de locatiekeuze geldt dat plaatsing van een windturbinepark in of nabij een Natura 2000-gebied zowel vooraf als na plaatsing extra onderzoeksinspanning kan vereisen ten opzichte van plaatsing in niet beschermde gebieden. Dit is met name het geval indien het Natura 2000-gebied is aangewezen voor soorten die gevoelig zijn voor windturbines (mortaliteit, verstoring, barrièrewerking).

Voor plaatsing in of nabij een Natura 2000-gebied zal bij kans op een significant negatief effect een Nbw-vergunningaanvraag via een passende beoordeling volgen. Om deze vergunning te krijgen zal bij kans op een significant negatief effect op de instandhoudingsdoelstellingen van het desbetreffende gebied voldaan moeten

¹ Dat in dit onderzoek enkel gekeken is naar de effecten op vleermuizen en vogels, betekent niet dat er voor andere beschermde soorten of habitattypen geen effecten zouden kunnen zijn; evenmin zijn de onderzochte regimes (Natura 2000, EHS, Ffw) de enige die in het kader van het natuurbeschermingsrecht van belang zijn.

Geen enkel jurisprudentie-overzicht zal aanspraak (kunnen) maken op volledigheid. Wel kan gepoogd worden een jurisprudentiële analyse op inhoudelijke hoofdlijnen te bieden. Naast het inhoudelijke ofwel materiële recht onderscheidt men in de rechtswetenschap ook het formele (proces)recht. In dit onderzoek zal ingegaan worden op het materiële natuurbeschermingsrecht en niet op het formele (proces)recht uit het algemene bestuursrecht. Leerstukken van algemeen bestuurs(proces)recht als ontvankelijkheid, belanghebbende en bewijslastverdeling blijven aldus buiten beschouwing.

worden aan de zogenoemde ADC-criteria. Dat wil zeggen dat er geen alternatief is én dat er een dwingende reden van openbaar belang is; bovendien moet (vooraf) gecompenseerd worden. Is er wel een negatief effect maar met zekerheid geen significant negatief effect dan kan volstaan worden met een vergunningaanvraag via de verslechterings- en verstoringstoets; de zogenoemde V2-toets.

Uit jurisprudentie-analyse blijkt dat bij significantie vooralsnog voornamelijk gelet wordt op populatieafname, oppervlakteafname en afstand tot het Natura 2000-gebied. Ondanks dat hierbij in de jurisprudentie regelmatig percentages genoemd worden, zijn dit geen harde of vaste getallen die bepalen of een zekere afname als significant beoordeeld moet worden of niet. Dit is namelijk afhankelijk van de locatie, het desbetreffende Natura 2000-gebied, de soort, de instandhoudingsdoelstellingen en de huidige staat van instandhouding; al dan niet significantie moet dus in concreto onderbouwd worden.

Het is ecologisch gezien niet eenvoudig om harde uitspraken te doen over het zeker niet optreden van significantie effecten. Het hand-aan-de-kraanprincipe dat uit een recente gaswinningszaak van de Raad van State voortvloeit, biedt hier wellicht mogelijkheden: significantie kan in voorkomende gevallen worden voorkomen door een drietal proactieve maatregelen, te weten: monitoring, mitigatie en investeren in ecologische veerkracht. Men kan dan onder voorwaarden toch een vergunning krijgen ondanks dat negatieve gevolgen niet met zekerheid uit te sluiten zijn.

Overigens blijkt uit jurisprudentie van de Raad van State dat windenergieprojecten in of nabij Natura 2000-gebieden door konden gaan, al dan niet na aanpassing van het project.

EHS De Ecologische Hoofdstructuur (EHS) betreft primair planologische sturing en niet zozeer juridische sturing en is als planologisch sturingsconcept in eerste instantie niet juridisch bindend. Dit is pas het geval wanneer de EHS en het “nee, tenzij-afwegingskader” als zodanig in planvoorschriften en/of plankaarten van een bestemmingsplan zijn opgenomen. Het lijkt erop dat nog maar weinig EHS-gebieden ook daadwerkelijk op deze manier in bestemmingsplannen zijn geborgd. Hierdoor zijn er in EHS-gebieden buiten Natura 2000-gebied vanwege het zogenaamde limitatief-imperatieve stelsel (LIS) bij bouwvergunningverlening wellicht bouwmogelijkheden. Gezien het mogelijk contraire karakter hiervan aan de EHS-doelen is dit een opmerkelijke zaak.

Onder de sinds juli 2008 van kracht zijnde nieuwe Wet ruimtelijke ordening (Wro) kan de bescherming van de EHS evenwel ook in een beheersverordening, Provinciale Ruimtelijke Verordening (PRV), inpassingsplan of Algemene Maatregel van Bestuur (AMvB) worden vastgelegd. Alsdan zal bij bouwvergunningverlening in verband met het LIS wel aan het “nee, tenzij-kader” getoetst (moeten) worden.

Ffw De Flora- en faunawet behelst, anders dan de vorige twee regimes, geen gebiedsbescherming, maar soortbescherming. In heel Nederland is (onder andere) het doden, verwonden en verontrusten van beschermde soorten verboden tenzij een ontheffing verkregen is. Voor alle vogels en vleermuizen geldt hierbij de zogenaamde uitgebreide toets waarbij moet worden aangetoond dat er geen andere bevredigende oplossingen bestaan, dat er sprake is van een specifiek in de wet genoemd belang én dat er geen afbreuk gedaan wordt aan de gunstige staat van instandhouding van de

soort. Omdat vogels en vleermuizen (bijna) overal voorkomen moet *de facto* altijd locatiespecifiek onderzoek uitgevoerd worden.

Algemene informatie van ministerie van LNV

Veel nuttige achtergrondinformatie over Natura 2000, de EHS en de Flora- en faunawet is te vinden op de website van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (www.minlnv.nl). Hieronder drie belangrijke pagina's van deze website.

- hulpmiddelen Gebiedsbescherming met links naar onder andere handreikingen en brochures, de effectenindicator, de gebiedendatabase, de habitattypendatabase en de soortendatabase.
http://www.minlnv.nl/portal/page?_pageid=116,1640949&_dad=portal&_schema=PORTAL&p_document_id=110237&p_node_id=1809450&p_mode=BROWSE
- Ecologische Hoofdstructuur (EHS) met links naar onder andere Spelregels EHS en kaarten.
http://www.minlnv.nl/portal/page?_pageid=116,1640949&_dad=portal&_schema=PORTAL&p_document_id=110237&p_node_id=1809388&p_mode=BROWSE
- hulpmiddelen Soortbescherming met links naar onder andere handreikingen en brochures en de soortendatabase.
http://www.minlnv.nl/portal/page?_pageid=116,1640898&_dad=portal&_schema=PORTAL&p_document_id=110637&p_node_id=1854899&p_mode=BROWSE

Nader onderzoek naar vergunningen en ontheffingen

In dit onderzoek is enkel gekeken naar jurisprudentie door de hoogste rechter. Er is dus niet meegenomen hoeveel vergunningen en ontheffingen voor windturbines zijn aangevraagd, welke verleend zijn en welke niet. Onderzoek hiernaar waarbij ook gekeken wordt naar voorwaarden van vergunning- of ontheffingverlening en de redenen van afwijzing kan in het licht van een efficiënte realisatie van windturbineplannen interessant zijn.

Onderzoek altijd planspecifiek

Bij nieuwe ontwikkelingen zoals het plaatsen van windturbines, is het belangrijk om met effecten op de natuur rekening te houden. Windturbines kunnen aanvaringslactoffers maken, voor verstoring zorgen en/of een barrière vormen. Daarom moet altijd vooraf worden bepaald wat de mogelijke effecten zijn. Dit kan alleen planspecifiek. De volgende aspecten, die per plan kunnen verschillen, zijn daarbij van groot belang.

- de exacte locatie, waaronder de aanwezigheid van beschermde gebieden en beschermingsregimes;
- de van de locatie gebruik makende soorten, de gevoeligheid van deze soorten voor de ingreep en de wijze waarop zij van de locatie gebruik maken (zoals migratieroutes, ligging ten opzichte van broed-, slaap- en foerageerplekken, kolonies, hoogwatervluchtplaatsen etc., ...) en de aantallen per soort;
- de opstelling van de windturbines, waaronder de ruimte tussen individuele windturbines, de ruimte tussen clusters en de wijze van plaatsing (in een grid, lijn of anderszins);
- het type windturbine, waaronder vermogen, masthoogte en wielengte;
- de bedrijfsvoering en de flexibiliteit daarbinnen, waaronder de mogelijkheid van tijdelijk stilleggen.

Belangrijke resultaten effectenonderzoek

Omdat gevonden effecten per soort en per locatie (lijken te) verschillen, is het niet eenvoudig eenduidige conclusies te trekken, behalve dat, zoals hierboven genoemd, steeds weer planspecifiek onderzoek nodig is, waarbij planspecifieke aspecten voor de beoordeling van belang zijn. Wel kan rekening worden gehouden met een aantal uit de huidige literatuur voortkomende observaties.

Met betrekking tot vogels zijn de belangrijkste:

- mortaliteit bij vogels treedt in onze streken het meeste op in en nabij waterrijke gebieden;
- verstoring bij vogels treedt bij niet-broedvogels over een grotere afstand op dan bij broedvogels;
- effecten op populatieniveau lijken bij vogels beperkt, maar vanwege cumulatie kan dit sluipenderwijs veranderen.

Met betrekking tot vleermuizen zijn de belangrijkste observaties:

- uit slachtofferonderzoek in het buitenland blijkt dat vleermuizen onder specifieke omstandigheden in grote aantallen aanvaringslachtoffer kunnen worden; dit lijkt vooral bij megawatt-turbines het geval;
- er is nog maar weinig goed opgezet onderbouwend onderzoek naar verstoring en barrièrewerking voor vleermuizen;
- in Nederland uitgevoerd onderzoek naar slachtoffers, verstoring en barrièrewerking ontbreekt nog vrijwel geheel; de conclusies in deze studie zijn derhalve gebaseerd op de buitenlandse literatuur;
- de meeste slachtoffers vallen bij vleermuizen in de nazomer en de herfst;
- bij vleermuizen vallen over het algemeen de minste slachtoffers in open landschap waar landschapsstructuren die door vleermuizen gebruikt worden ontbreken en de meeste in bos, open plekken in bos en langs bosranden; nabij landschapsstructuren in open gebieden en in waterrijke gebieden zijn de slachtofferaantallen intermediair;

- bij vleermuizen vallen de meeste slachtoffers op een beperkt aantal nachten die steeds gekenmerkt worden door lage windsnelheden (< 6 meter per seconde);
- bij vleermuizen lijken grotere windturbines (met name met een masthoogte van meer dan 60 meter) meer slachtoffers te vergen dan kleinere windturbines;
- het vermoeden bestaat dat er bij vleermuizen aanzienlijke (cumulatieve) effecten op populatieniveau kunnen zijn.

Voor een volledig en gedetailleerd, afgewogen overzicht van per soort(groep) gevonden effecten wordt verwezen naar de hoofdstukken 5 (vogels) en 6 (vleermuizen) en Bijlage 6 (vogels) en Bijlage 7 (vleermuizen). De eruit volgende mitigerende maatregelen die kunnen worden toegepast, staan uitgebreid opgesomd in de paragraaf 9.4.

Voor beide soortgroepen geldt dat locatiekeuze, design & configuratie van windpark en windturbines en aanpassingen in de bedrijfsvoering de belangrijkste aangrijpingspunten zijn voor het voorkomen of beperken van negatieve effecten.

Vroegtijdig betrekken ecologen belangrijk

Het is belangrijk om vroegtijdig gespecialiseerde ecologen bij de planning te betrekken teneinde de op de voorgenomen locatie(s) aanwezige natuurwaarden vast te stellen en te interpreteren. Hierbij kan een ecologisch adviesbureau of particuliere gegevensbeherende organisatie (pgo; zoals de VZZ voor vleermuizen en SOVON voor vogels) behulpzaam zijn. Over het algemeen hebben zij een goede kennis van de juridische aspecten én hebben zij veel relevante soortspecifieke, ecologische informatie die nodig is om bijvoorbeeld uitspraken over significantie en cumulatie te kunnen onderbouwen.

Door deze partijen al in een vroeg stadium te betrekken kan gebruik gemaakt worden van deze bij de planvorming al essentiële kennis. Hierdoor kunnen plannen die, vanwege natuurwetgeving, moeilijk haalbaar zijn, op voorhand omgevormd worden tot plannen die op dit punt meer kans van slagen hebben. Vroegtijdige inschakeling is sowieso noodzakelijk wanneer veldonderzoek uitgevoerd moet worden: vanwege allerlei seizoensaspecten in de levenscycli van soorten is vaak jaarrond onderzoek nodig.

Met de planspecifieke informatie en de informatie die uit het ecologische onderzoek komt, kan bekeken worden op welke manier een plan haalbaar is, lees: een vergunning en/of ontheffing te verkrijgen is. In deze fase kunnen bijvoorbeeld maatregelen worden ingepland waardoor effecten niet boven het significantieniveau uitkomen. In specifieke situaties is het wellicht ook mogelijk om een vergunning onder voorwaarden van bijvoorbeeld monitoring te verkrijgen zoals hierboven al verwoord is.

Nader onderzoek goed en breed opzetten

In dit stadium moet met nadruk worden gesteld dat ondanks dat er al veel kennis over de effecten van windturbines op vogels en vleermuizen is, er ook veel nog niet (voldoende) duidelijk is. Dit is mede het gevolg van het feit dat veel onderzoek naar de effecten van windturbines op vogels en vleermuizen statistisch bezien onjuist of onvolledig is opgezet of uitgevoerd.

Wanneer onderzoek dat nodig is voor een ontheffings- of vergunningsaanvraag goed wordt opgezet en uitgevoerd, draagt dit bij aan de verdere kennisontwikkeling die vervolgens gebruikt kan worden bij de realisatie van windturbineparken in de toekomst. Verder wordt de kans kleiner dat voor het specifieke plan opnieuw onderzoek moet worden uitgevoerd omdat het uitgevoerde onderzoek van onvoldoende kwaliteit is.

Daarnaast is planoverstijgend onderzoek nodig naar bijvoorbeeld de achterliggende oorzaken van aanvaringslachtoffers, mogelijke verstoring en barrièrewerking bij vleermuizen, de doorwerkingen daarvan op populatieniveau en de effecten van verstoring en barrièrewerking bij vogels op populatieniveau. Dit levert op de langere termijn informatie op waardoor planspecifieke onderzoeken beperkt kunnen blijven tot de echt essentiële aspecten.

1 Inleiding

1.1 Vraagstelling

Eind januari 2008 is het Nationaal Plan van Aanpak Windenergie verschenen (VROM *et al.*, 2008). Hierin wordt aangegeven hoe wordt gewerkt aan de doelstellingen van het huidige kabinet om te komen tot een forse verhoging van het windenergievermogen in Nederland. Met betrekking tot de realisatie hiervan zijn verschillende knelpunten benoemd. Eén van die knelpunten is dat de randvoorwaarden die vanuit natuurwetgeving gesteld worden aan de plaatsing van windturbineparken wellicht belemmerend werken.

Omdat het niet mogelijk is om in zijn algemeenheid uitspraken te doen (dit is altijd verbonden aan een specifiek en uitgewerkt plan, de locatie en het moment), is het doel van dit onderzoek geformuleerd in de volgende twee onderzoeksvragen:

- Waarmee moet rekening worden gehouden bij de plaatsing van windturbines op land in relatie tot de aanwezigheid van EHS-gebieden, Natura 2000-gebieden en beschermde soorten?
- Welke effecten van windturbines op beschermde natuurwaarden (met name soorten) zijn bekend uit de literatuur?

Vanwege het feit dat het onderwerp Windturbines en Natuurwetgeving zeer breed is, er continu ontwikkelingen zijn en steeds nieuwe informatie beschikbaar komt, is gekozen voor een aantal afbakeningen:

- de aandacht gaat uit naar windturbines op land;
- er wordt enkel ingegaan op natuurbeschermingsrechtelijke aspecten van de EHS, Natura 2000-gebieden en de door de Flora- en faunawet beschermde soorten;
- alleen de bekende effecten op vogels en vleermuizen worden in dit onderzoek meegenomen.

In deze literatuurstudie is dus niet actief gezocht naar informatie in relatie tot windturbines op zee; informatie die tijdens het onderzoek naar voren kwam uit de gevonden referenties is waar interessant en/of relevant wel opgenomen in de tekst.

Naast de genoemde regimes zijn er nog allerlei andere gebiedscategorieën die van belang kunnen zijn bij de plaatsing van windturbines. Belangrijk om te noemen zijn bijvoorbeeld de drie andere categorieën beschermde natuurgebieden die de Nbw benoemd naast de in dit rapport behandelde Natura 2000-gebieden (artikel 10a), namelijk beschermde natuurmonumenten (artikel 10), beschermde landschapsgezichten (artikel 23) en overige uit internationale verplichtingen voortkomende gebieden (artikel 27). Ook de conventies van Bonn (bescherming van migrerende soorten), Bern (behoud wilde dieren en planten en hun natuurlijke leefmilieu in Europa) en Ramsar (bescherming wetlands) kunnen relevant zijn. Daarnaast kan een gebied Nationale Park, Nationale Landschap of bijvoorbeeld Ganzenopvanggebied zijn. Andere “groene” wetten die van belang kunnen zijn, zijn bijvoorbeeld nog de Boswet en de Natuurschoonwet.

Dat in dit onderzoek enkel gekeken is naar de effecten op vleermuizen en vogels, betekent niet dat er voor andere beschermde soorten of habitattypen geen effecten zouden kunnen zijn.

Overigens zal geen enkel jurisprudentie-overzicht aanspraak (kunnen) maken op volledigheid. Wel kan gepoogd worden een jurisprudentiële analyse op inhoudelijke hoofdlijnen te bieden. Naast het inhoudelijke ofwel *materiële* recht onderscheidt men in de rechtswetenschap ook het *formele* (proces)recht. In dit onderzoek zal ingegaan worden op het materiële natuurbeschermingsrecht en niet op het formele (proces)recht uit het algemene bestuursrecht. Leerstukken van algemeen bestuurs(proces)rechtelijke aard zoals bijvoorbeeld ontvankelijkheid, belanghebbende en bewijslastverdeling blijven aldus buiten beschouwing.

1.2 Leeswijzer

Dit rapport is opgebouwd uit drie delen. Het eerste deel (deel A) beslaat de hoofdstukken 3 en 4 en behandelt respectievelijk de rechtsregimes en de jurisprudentie. Er wordt eerst ingegaan op de voor deze onderzoeksvraag relevante aspecten van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), de Natuurbeschermingswet (Nbw) en de Flora- en faunawet (Ffw). Vervolgens passeert de belangrijkste jurisprudentie de revue.

Deel B gaat over de effecten van windturbines op vogels (hoofdstuk 5) en vleermuizen (hoofdstuk 6). In de hoofdstuk 7 wordt summier stilgestaan bij de effecten op overige soortgroepen en op habitats.

Het laatste deel (deel C) beschrijft de conclusies (hoofdstuk 8) en een aantal mogelijkheden voor de realisatie van windturbines in relatie tot natuurwetgeving en bekende effecten (hoofdstuk 9).

2 Nationaal plan van aanpak Windenergie

In het coalitieakkoord heeft het kabinet Balkenende IV aangegeven grote te stappen te willen gaan nemen in de transitie naar een van duurzaamste en efficiëntste energievoorzieningen in Europa in 2020. Een belangrijk onderdeel in het beleidsprogramma is de verkenning om te komen tot een verdubbeling van windenergie op land in 2011 ten opzichte van 2007 en een verdriedubbeling in 2020.

Om dit te kunnen realiseren zijn in 2001 afspraken gemaakt in de Bestuursovereenkomst Landelijke Ontwikkeling Windenergie (BLOW) tussen vijf ministeries het IPO en de VNG. Hierin is ondermeer opgenomen dat LNV zich soepel opstelt bij conflicterende doelstellingen.

Op basis van een tweetal rondetafelconferenties waarbij de diverse overheden, marktpartijen en natuur- en milieuorganisaties bij betrokken waren, is een Nationaal plan van aanpak Windenergie (VROM *et al.* 2008) gemaakt om te komen tot 2000 MW extra in 2011. Een belangrijk aandachtspunt hierbij is het onderzoeken van knelpunten en randvoorwaarden.

Gesignaleerde knelpunten zijn:

- militaire en civiele luchtvaart: radars, veiligheidszones rond vliegvelden en laagvliegroutes;
- geluidsproductie hoge molens en de beoordeling hiervan;
- externe veiligheid: windmolens in relatie tot buisleidingen voor gevaarlijke stoffen;
- mogelijkheden en beperkingen van het Nederlandse elektriciteitsnet voor het aansluiten van windmolens.

Genoemde randvoorwaarden zijn:

- cumulatie natuureffecten in en nabij Natura 2000-gebieden;
- beleidsregel van het ministerie van V&W voor waterstaatswerken en windmolens, zoals ook toegepast door waterschappen en provincies;
- bouwhoogtebeperkingen in streek- en bestemmingsplannen en andere voorschriften;
- levertijd van windmolens in relatie tot het realiseren van de doelstelling op kortere termijn;
- beschikbare subsidie.

De eerste randvoorwaarde is de aanleiding geweest voor het onderzoek; in paragraaf 1.1 is te lezen wat de exacte vraagstelling van het onderzoek is geweest waar dit rapport de weerslag van is.

Deel A Rechtsregimes en jurisprudentie

3 Rechtsregimes

Natuurbeschermingsrechtelijk kan een aantal rechtsregimes relevant zijn voor windturbines. Drie belangrijke² komen in dit hoofdstuk aan de orde, te weten:

- EHS – de ecologische hoofdstructuur (EHS) en de doorwerking daarvan via bestemmingsplannen, beheersverordeningen en provinciale ruimtelijke verordeningen (PRV's) naar de bouwvergunningverlening (paragraaf 3.1);
- Nbw (enkel Natura 2000); Natura 2000 en de vergunningverlening op basis van de Natuurbeschermingswet (Nbw-vergunning) (paragraaf 3.2);
- Ffw; de soortenbescherming en de ontheffingverlening op basis van de Flora- en faunawet (Ffw-ontheffing) (paragraaf 3.4).

Achtereenvolgens zullen we nader ingaan op deze drie rechtsregimes en afwegingskaders. Zoals gezegd concentreren wij ons op het *natuurbeschermingsrecht* en vallen mitsdien milieurecht (milieuvergunning), landschapsrecht (Nationale Landschappen en LOK-beleid) en het overige ruimtelijke ordeningsrecht (zoals bijvoorbeeld eventuele aanlegvergunningstelsels uit lokaal vigerende bestemmingsplannen) rechtsdogmatisch buiten dit kader. Ook blijft het algemeen bestuurs(proces)recht en aldus vragen rond bijvoorbeeld ontvankelijkheid en bewijslast onbesproken.

3.1 EHS en bouwvergunning

De EHS is vooral een planologisch concept. De EHS moet volgens de planhiërarchieke werking van de Wet ruimtelijke ordening (Wro) doorwerking krijgen in de ruimtelijke plannen van provincie en uiteindelijk ook van de gemeente (bestemmingsplan). Het bestemmingsplan is juridisch bindend. Omdat veel gemeenten nog verouderde bestemmingsplannen voor het buitengebied hebben, ligt de definitieve grens van de EHS (de zogenoemde netto EHS) bij lange na niet overal *de iure* vast. Naast deze begrenzing zal aldus ook de bescherming van de EHS *de iure* niet bindend vastgelegd zijn.

Het betreft hier primair dus planologische sturing en geen juridische sturing. Wel geldt een bestemmingsplan als een algemeen verbindend voorschrift en een bestemmingsplan heeft daarmee een wettelijke status en een ieder verbindende werking. Wordt een gebied uiteindelijk dus in het bestemmingsplan verankerd als EHS-gebied met het daarbij behorende *nee, tenzij-afwegingskader*, dan heeft dat weer wel juridische binding. De indruk bestaat dat nog maar weinig gebieden met

² *Nota Bene* Zoals al in paragraaf 1.1 verwoord, kunnen bij de plaatsing van windturbines meer regimes van belang zijn dan enkel deze drie.

bestemming ‘natuur’ (of ‘bos’ of ‘gebieden met landschappelijke waarden’ of anderszins met een ‘groene’ bestemming) ook daadwerkelijk in een vigerend bestemmingsplan zijn gearceerd als EHS-natuur, waarop expliciet (in planvoorschriften en/of plankaart) het *nee, tenzij-regime* van toepassing is verklaard. Veel bestemmingsplannen zijn bovendien ook nog eens sterk verouderd.

In plaats van de aloude getrapte doorwerking via de trits PKB-streekplan-bestemmingsplan zou – althans in theorie – onder de nieuwe Wro de EHS in een *rijksinpassingsplan voor de groene ruimte* kunnen worden begrensd en beschermd. In verband met het principe van decentralisatie zou dit echter een laatste redmiddel (*ultimum remedium* in juridisch jargon) zijn als bijvoorbeeld een getrapte AMvB (bijvoorbeeld de concept-AMvB *Ruimte*, zoals die thans wordt voorbereid) of aanwijzing niet hebben gewerkt.

Onder de nieuwe Wro zou de EHS in de nabije toekomst ook juridische relevantie kunnen krijgen middels de nieuwe instrumenten van Provinciale Ruimtelijke Verordening (PRV), inpassingsplan, ruimtelijke AMvB's (ex art. 4.3 Wro) en beheersverordening. Bouwvergunningen moeten immers ex art. 44 Woningwet verplicht getoetst worden aan (en bij strijdigheid geweigerd worden in verband met) bestemmingsplannen, inpassingsplannen, beheersverordeningen en PRV's dan wel AMvB's (art. 44 lid 1 Woningwet). Dit toetsingsstelsel is het zogenoemde *limitatief-imperatieve stelsel* (kortweg: LIS) van art. 44 Woningwet. De reguliere bouwvergunning mag alleen (limitatief) en moet (imperatief) worden geweigerd, indien het bouwplan in strijd is met het bestemmingsplan en de andere eisen uit de Woningwet (waaronder welstand, beheersverordening, PRV, AMvB).

Het LIS betekent evenwel ons inziens ook dat wanneer de EHS-waarden niet in het vigerende bestemmingsplan, beheersverordening, inpassingsplan, PRV of AMvB zijn geborgd, er ook geen toetsing aan deze waarden kan plaatsvinden en de bouwvergunning dus moet worden verleend en mogelijk in voorkomende gevallen zelfs contrair aan EHS-doelen en –waarden moet (imperatief immers) worden verleend.

In de bestuurspraktijk kan het dus voorkomen dat aldus bouwvergunning voor bijvoorbeeld windturbines door een gemeente *moet* worden verleend, terwijl er strijd is met de provinciale EHS-waarden. Deze enigszins paradoxale situatie is alleen te begrijpen aan de hand van het LIS (Kistenkas 2008).

De EHS-waarden gebaseerd op de natuurdoelen voor het (deel)gebied zal men doorgaans kunnen terugvinden in provinciale natuurgebiedsplannen. Met betrekking tot de EHS geldt het *nee, tenzij-regime*. Dit afwegingskader is ook in de Nota Ruimte verwoord (zie Nota Ruimte, p. 114) en komt er op neer dat nieuwe plannen, projecten of handelingen niet toegestaan zijn, indien deze de wezenlijke kenmerken of waarden van het gebied significant aantasten, tenzij er geen reële alternatieven zijn (alternatietoets) én sprake is van redenen van groot openbaar belang. Voor ingrepen die aantoonbaar aan de criteria voldoen geldt het vereiste dat de schade zoveel mogelijk moet worden beperkt door mitigerende maatregelen. Resterende

schade dient vervolgens te worden gecompenseerd (natuurcompensatie inclusief de mogelijkheid van financiële compensatie).

De hoofdelementen van het *nee, tenzij-regime* voor de EHS zijn dus een verbod, tenzij

- er geen alternatieven zijn;
- sprake is van groot openbaar belang (tot nog toe niet nader gedefinieerd) en
- compensatie (inclusief de mogelijkheid van financiële compensatie) plaatsvindt.

Dit EHS-afwegingskader lijkt op de Europeesrechtelijke habitattoets, maar is toch niet helemaal daaraan gelijk te stellen. Zie hiervoor de volgende twee paragrafen.

3.2 Natura 2000 en Nbw-vergunning

De Natura 2000-gebieden worden beschermd door de vergunningplicht van art. 19d Nbw e.v. Nederland heeft 162 gebieden geselecteerd die voortvloeien uit de Habitatrichtlijn en/of Vogelrichtlijn. Dit zijn de zogenoemde speciale beschermingszones (SBZ's) (Figuur 1). Voor elk gebied zijn specifieke soorten en habitats aangewezen die binnen het betreffende gebied beschermd zijn; informatie over welke soorten en habitattypen dat bij welke gebieden zijn en de daarbij behorende instandhoudingsdoelstellingen, zijn terug te vinden op de site van het ministerie van LNV (www.minlnv.nl). In Bijlage 3, Bijlage 4 en 0 staan de beschermde habitats en de beschermde soorten. Ook hierover is veel ecologische informatie te vinden op de site van het ministerie van LNV.

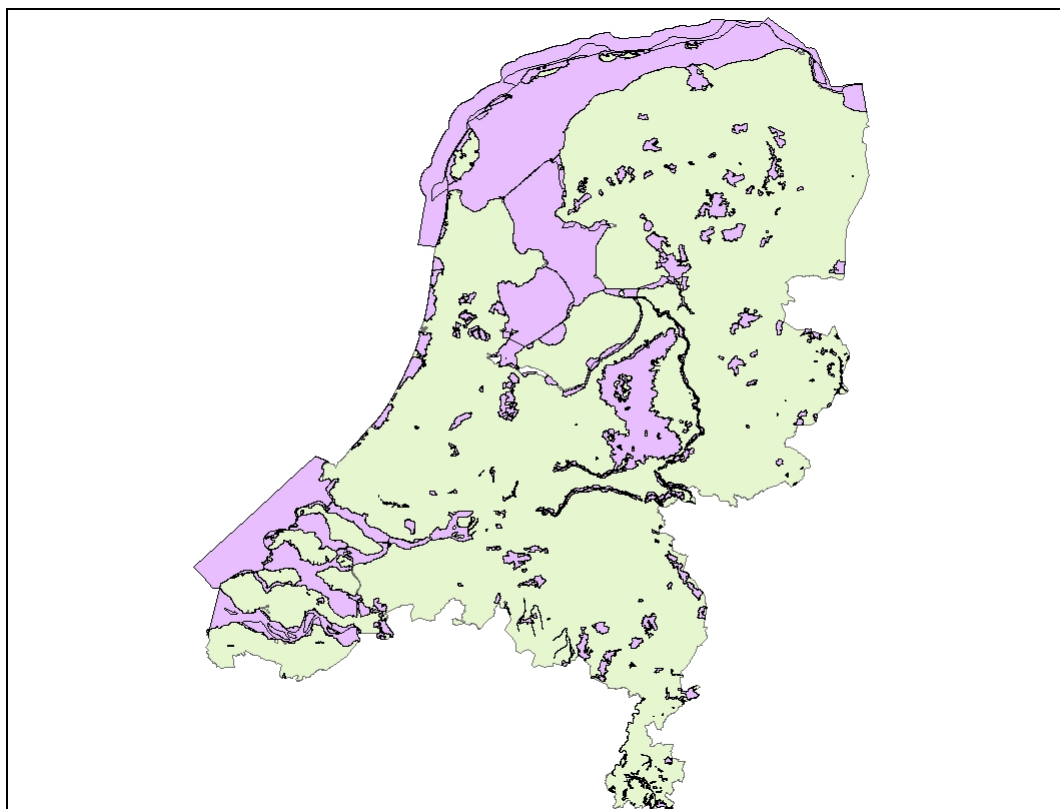
Bij een kans op significant negatieve en al dan niet cumulatieve effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van een bepaald SBZ door een geplande activiteit, kunnen Gedeputeerde Staten (althans in beginsel GS: zie art. 19d lid 3 jo. de AMvB *Besluit vergunningen Nbw 1998* van 16 augustus 2005) een vergunning verlenen via de beoordeling van art. 19f e.v. Nbw (de habitattoets).

Is er wel een mogelijk negatief effect, maar met zekerheid geen significant negatief effect, dan vindt door (in beginsel) GS toetsing plaats via de lichtere verslechtings- en verstoringstoets (art. 19d Nbw): de zogenoemde V2-toets.

Wordt evenwel gehandeld conform een (verplicht op te stellen) beheerplan (ingevolge art. 19a jo. 19b Nbw, eveneens in beginsel door GS vastgesteld), dan behoeft geen vergunning te worden aangevraagd. Handelen overeenkomstig een beheerplan is dus vergunningvrij (zogenaamde exoneratie ex art. 19d lid 2 Nbw).

Het begrip significantie is in de wet niet gedefinieerd met alle onduidelijkheid vandien. Intussen lijkt er enigszins verbetering op te treden bij het invulling geven aan het begrip significantie. Niet de rechter, maar een adviesbureau kwam met een nadere invullingsmogelijkheid. Bureau Waardenburg introduceerde eind 2007 een zogenoemd stoplichtmodel ter nadere bepaling van significante gevolgen op habitattypen en kwalificerende soorten (Bureau Waardenburg 2007). Hierin worden

voor wat betreft de relatieve afname, significantiegrenzen gesteld bij 0%, 1%, 2.5% of 10%. De indeling in categorieën vindt plaats op basis van de staat van instandhouding, de herstelopgave, het relatieve internationale belang en het relatieve nationale belang. Andere criteria waarbij sprake kan zijn van een significant effect, zoals minimumomvang, minimumpopulatie, ruimtelijke samenhang en kwaliteitsaspecten, zijn niet gekwantificeerd.



Figuur 1. Natura 2000-gebieden in Nederland (informatie uit 2006; voor actuele situatie zie www.minlnv.nl); zie Bijlage 1 en Bijlage 2 voor kaarten met respectievelijk de Habitatrichtlijngebieden en de Vogelrichtlijngebieden..

3.2.1 Cumulatie en externe werking: onderdeel van significantie

Voor elk plan of project in of nabij een Natura 2000-gebied, dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van het Natura 2000-gebied (SBZ, speciale beschermingszone), maar afzonderlijk of in combinatie met andere plannen of projecten (zogenaamde cumulatie) significant negatieve gevolgen kan hebben voor zo'n gebied, wordt een passende beoordeling gemaakt van de gevolgen voor dat gebied rekening houdend met de instandhoudingsdoelstellingen van dat gebied.

Rechtsdogmatisch maakt het daarbij niet uit of de gevolgen afkomstig zijn van een plan of project gelegen binnen het Natura 2000-gebied, dan wel buiten dat gebied (zogenaamde externe werking). Het gaat er bij de significantievraag om of er gevolgen zijn voor de instandhoudingsdoelstellingen van het desbetreffende gebied. Externe werking is daarom, evenals cumulatieve werking, juridisch gezien niet een

eigenstandig rechtsbegrip of criterium, maar zal zich oplossen in de significantievraag.

De vraag is steeds of er significante gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen zijn. Cumulatie en externe werking zijn dus juridisch gezien onderdeel van en onlosmakelijk verbonden met de significantie (Backes *et al.* 2004; Kistenkas 2008).

Indien het plan of project ondanks negatieve conclusies van de beoordeling van de gevolgen voor het gebied, bij ontstentenis van alternatieve oplossingen, om dwingende redenen van groot openbaar belang toch moet worden gerealiseerd, dienen er compenserende maatregelen te worden genomen. Men vergelijk de habitattoets van art. 6 van de Habitatrictlijn en art. 19d tot 19i van de Nbw.

De vraag of er kans is op een significant negatief effect is daarom de allereerste vraag en beslissend voor het verdere verloop van de habitattoets. De Algemene Handreiking van het ministerie van LNV adviseert daarom om voorafgaand aan de vergunningaanvraag een oriëntatiefase of vooroverleg te doorlopen waarin wordt uitgemaakt of er een kans is op een significant negatief effect (LNV 2005).

Is er met zekerheid geen (al dan niet cumulatief) negatief effect, dan is geen Nbw-vergunning nodig. Is er wel een mogelijk negatief effect, maar met zekerheid geen significant negatief effect (wederom al dan niet cumulatief), dan volstaat ex art. 19d Nbw de lichte verslechterings- en verstoringstoets. Is er daarentegen (al dan niet cumulatief) wel kans op een significant negatief effect, dan zal vergunningaanvraag via de passende beoordeling moeten verlopen (art. 19f Nbw) en komen ook de alternatieventoets, dwingende redenen van groot openbaar belang en compensatie (naar de beginletters ook wel de ADC-toets genoemd) aan de orde (art. 19g-h Nbw). Wordt evenwel conform het voor het SBZ geldende beheerplan gehandeld, dan is überhaupt geen Nbw-vergunning nodig (zogenaamde exoneratieve werking van het beheerplan ex art. 19d lid 2 Nbw).

Bij de habitattoets kan men in wezen dus vijf stappen onderscheiden.

- 1 kans op significante gevolgen;
- 2 passende beoordeling;
- 3 alternatieventoets;
- 4 dwingende redenen van groot openbaar belang;
- 5 compensatie.

Bij kans op significant negatief gevolg zal er dus een vergunningaanvraag via de passende beoordeling en de ADC-toets moeten volgen.

3.2.2 Mitigatie en compensatie

Mitigatie en compensatie duiden op verschillende momenten bij de habitattoets. Het bekijken van mogelijkheden voor compensatie kan chronologisch pas plaatsvinden na de passende beoordeling (als sluitsteen van de ADC-toets). Mitigatie daarentegen kan al aan de orde komen in de oriëntatiefase en het vooroverleg over de vraag of er zich überhaupt significante effecten zullen kunnen voordoen. Mogelijke significantie

kan dan eventueel al op voorhand worden weggemitigeerd, bijvoorbeeld via aanleg van een extra strekdam c.q. (vogel)rustgebied (Backes *et al.* 2007).

Twee recente uitspraken lijken er op te duiden dat voorgenomen mitigerende maatregelen pas bij de passende beoordeling kunnen worden betrokken. Via een passende beoordeling zou significantie dus kunnen worden weggemitigeerd: ABRS 7 mei 2008, 200604924/1 (Bestemmingsplan Zuiderklip), met name rov. 2.10.8 en ABRS 13 augustus 2008, 200706814/1 (Appartementenhotel Nesbos), met name rov. 2.4.9.

Omdat met mitigatie reeds in de oriëntatiefase rekening kan worden gehouden, gaat het bij mitigatie om een eerdere stap in de procedure dan compensatie. Compensatie is pas aan de orde en toegestaan in de (na)toetsfase en bij de vergunningverlening (LNV 2005, p.25).

Mitigatie is de eerste vorm van (prelabelle) bescherming tegen schade; pas als laatste redmiddel aan het eind van de habitattoets kan compensatie voor het wegnemen van resterende schade worden ingezet.

Leest men art. 6 lid 3 van de Habitatrictlijn (Hrl) en art. 19d e.v. Nbw goed, dan ziet men dat het gaat om significante gevolgen voor de instandhoudingsdoelstellingen (*conservation objectives*) van de SBZ. Instandhouding is in het definitie-artikel van de Hrl (vgl. art. 1 sub a Hrl) nader gedefinieerd als: behoud of herstel van habitats en soortenpopulaties in een gunstige staat van instandhouding (g.s.i.; *favourable conservation status*).

Ook (windturbine)projecten buiten een SBZ kunnen aldus significante gevolgen hebben voor de instandhoudingsdoelstellingen. Dit heet, zoals gezegd, externe werking. Het gaat immers *de iure* om de gevolgen voor de bij het desbetreffende gebied behorende instandhoudingsdoelstellingen n'importe of deze hun oorsprong vinden binnen of buiten de SBZ.

Het vooroverleg in de oriëntatiefase is bedoeld als een voorsorteren op en rangeerterrein (LNV 2005, p.17) voor de verdere habitattoets. De initiator van het project (bijvoorbeeld van een projectontwikkelaar) of plan (bijvoorbeeld een ruimtelijk ordeningsplan in de zin van de WRO/Wro) voert alsdan tezamen met ecologisch adviesbureau of natuurwetenschapper en het bestuursorgaan al een voortoets uit. Men zou dit de natuurwetenschappelijke voortoets kunnen noemen.

Deze loopt vooruit op de bestuurlijke toets door het bevoegd gezag, maar het desbetreffende bestuursorgaan zit dus ook al aan bij de voortoets (zie onderstaand schema).

Uiteindelijk kan er een rechterlijke natoets worden verricht. Hierbij toetst de bestuursrechter meestal of zorgvuldige besluitvorming heeft plaats gevonden (het zogenaamde formele zorgvuldigheidsbeginsel van art. 3:2 Awb).

| rol | fase | taak | wettelijk kader |
|---------------------------------|------------------------------|--|--|
| initiator | voortoets | ontwikkelen project of (RO)plan | Nbw jo. Wro |
| wetenschapper c.q. adviesbureau | | natuurwetenschappelijke toetsing / advisering kans op significantie | Nbw (art. 19f-j) jo. art. 6 Hrl |
| bestuursorgaan | oriëntatiefase / vooroverleg | bestuurlijke toetsing | Nbw (art. 19d e.v.: vergunning en art. 19j: goedkeuring) |
| | toets | | |
| rechter | natoets | juridische natoetsing (meestal op zorgvuldige besluitvorming (art. 3:2 Awb)) | Awb |

Figuur 2. Overzicht rollen, fasen, taken en wettelijk kader rondom Nbw.

Bij de voortoets en de bestuurlijke toets zal uiteraard al gepreludeerd (moeten) worden op de meest recente eisen die in de juridische natoets zullen gelden; alsdan is de natuurwetenschappelijke en bestuurlijke toetsing immers juist en uiteindelijk in rechte verdedigbaar (*judge-proof*) verricht. De rol van de rechter en zijn significantiejurisprudentie is dus van zeer groot belang; zie hiervoor hoofdstuk 4.

3.2.3 Voorzorgsbeginsel

Er is geen vaste en onomstreden definitie van het internationaalrechtelijke voorzorgsbeginsel, maar de habitattoets van art. 6 van de Hrl wordt geacht uiting te geven aan een dergelijk beginsel: cf. HvJEG 7 september 2004, C-127/02 (Kokkelvisserij-arrest; met name rov. 58). Het HvJ destilleert hieruit een zeer streng toestemmingscriterium: “Wanneer er onzekerheid bestaat (...) zal de bevoegde autoriteit dus toestemming (...) moeten weigeren” (rov. 57).

Intussen heeft de Raad van State een klaarblijkelijk mildere opvatting over het voorzorgsprincipe. In zijn uitspraak ABRS 29 augustus 2007 (200606028/1) houdt de Raad van State het rijksprojectbesluit voor gaswinning onder de Waddenzee overeind. Weliswaar was er geen volledige zekerheid over de effecten van bodemdaling op de natuurwaarden van het Europees beschermde wad, maar nu de overheid ‘hand aan de kraan’ houdt, zou er *in casu* toch ‘borging van de vereiste zekerheid’ zijn (rov. 2.17.4). Dat ‘hand-aan-de-kraan’-principe houdt dan in dat de gevolgen van gaswinning voortdurend gemonitord worden en het boren naar gas door de minister eventueel kan worden bijgesteld of worden gestopt. De onzekerheid wordt dus als het ware weggemonitord (Kistenkas & Broekmeyer 2007).

De Raad van State erkent dus dat er voor het Natura 2000-gebied onzekerheid is voor de natuurwaarden, maar met de hand aan de kraan is er toch weer wel zekerheid. Datzelfde voorzorgsbeginsel dat de HvJEG tot de strenge Kokkelvisserij-uitspraak deed komen, heeft de EU ook wel eens anders uitgelegd. De Europese Commissie accepteert wetenschappelijke onzekerheid, begrijpt dat een volledig verbod niet altijd in verhouding staat tot een potentieel risico (overigens met de toevoeging: “maar soms is het de enige oplossing”) en geeft de mogelijkheid aan van

risk reduction measures. Een monitoringsprotocol met een overheidshand aan de kraan als bij de gaswinning is kennelijk te beschouwen als zo'n *risk reduction measure*. Het biedt een antwoord op de structurele onzekerheid van bodemdaling, dat wellicht ook verdedigbaar is onder het communautaire voorzorgsprincipe (art. 174 EG-Verdrag). Als er maar een ecologisch-juridisch verantwoorde hand aan de kraan is met de mogelijkheid van een tijdige voet op de rem zou je deze onzekerheid inderdaad als het ware kunnen wegmonitoren. Dat is volgens de Raad van State en de Europese Commissie kennelijk ook in overeenstemming met het voorzorgsprincipe.

Dat idee van monitoring en gefaseerde uitvoering met een mogelijke voet op de rem schept wellicht ook mogelijkheden voor tijdelijke en voorwaardelijke Nbw-vergunningen voor windturbines. Zie hiervoor verder hoofdstuk 9.

3.3 Vergelijking Natura 2000 en EHS

Zowel Natura 2000 als de EHS kennen een *nee, tenzij*-afwegingskader. Wanneer we het wegingskader van Natura 2000 met dat van de EHS vergelijken dan vallen drie verschillen waar te nemen.

Natura 2000 is dwingender dan de EHS.

Natura 2000 heeft een wettelijke status in de Nbw. De habitattoets is in rechte afdwingbaar en na-toetsbaar. Er is sprake van juridische sturing terwijl de EHS afhankelijk is van getrapte planologische doorwerking via niet-afdwingbare streekplannen: pas een bestemmingsplan is algemeen verbindend. Daar waar de EHS een nationaal planologisch concept is, is Natura 2000 dwingend Europees recht. Zelfs het HvJEG kan ingeschakeld worden.

Natura 2000 is stricter dan de EHS.

De (sub)criteria uit het *nee, tenzij*-regime zijn bij Natura 2000 veel strenger dan bij de EHS: er moet sprake zijn van *dwingende* redenen en *financiële* compensatie mag niet. Voorts betreft Natura 2000 ook *bestaand* gebruik en *niet alleen* nieuwe plannen of projecten. De te beschermen natuurwaarden van habitattypen en kwalificerende soorten zijn voor Natura 2000 exact en richtlijnconform omschreven. EHS-waarden zijn doorgaans ruimer en vager. Voorts zijn er verschillen tussen het tijdstip waarop de compensatie gerealiseerd moet worden en de mogelijkheden tot saldering.

Natura 2000 is smaller dan de EHS.

De habitattoets van Natura 2000 betreft alleen significante effecten op limitatief omschreven instandhoudingsdoelstellingen van bepaalde nogal precies gedefinieerde habitattypen en soorten.

Zo gaat het bij de Veluwe (SBZ nummer 57) over bijvoorbeeld habitatype H9190 (oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten), H9120 (Atlantische zuurminnende beukenbossen met taxus in de ondergroei) en H4030 (droge Europese heide). Bij de soorten gaat het bijvoorbeeld over A229 (IJsvogel) en H1083 (Vliegend Hert).

De EHS-waarden voor de Veluwe zijn veel breder, zoals: "... grote eenheden natuur en natuurbos en multifunctioneel bos, heide, vennen en stuifzanden en de daarbij behorende flora en fauna."

Naast het wegingskader verschilt ook het beleidsdoel: Natura 2000 is gericht op natuurbescherming, terwijl de EHS ook en vaak vooral natuurontwikkeling beoogt (denk bijvoorbeeld aan de robuuste ecologische verbindingzones). Europese en Nederlandse beleidsdoelen worden evenwel gewoon gestapeld (Kistenkas 2008).

3.4 Soorten en Ffw-ontheffing

Voor soortenbescherming van planten- en diersoorten is de Flora- en faunawet (Ffw) van toepassing. Deze wet bevat de implementatie van de specifieke soortenbescherming uit de Vogel- en Habitatrichtlijn en aanvullende nationale bescherming van soorten. In Bijlage 4 en 0 staan de beschermde soorten en de verschillende hieronder genoemde regimes.

De Ffw kent een aantal (verstoring)verboden ten behoeve van dier- en plantensoorten, waar een ingewikkeld vrijstellings- en ontheffingenregime voor geldt. In de praktijk is vooral het ontheffingenregime van art. 75 Ffw van groot belang.

In 2005 trad het *Besluit van 10 september 2004 houdende wijziging van een aantal algemene maatregelen van bestuur in verband met wijziging van artikel 75 van de Flora- en faunawet en enkele andere wijzigingen* (Staatsblad 2004, 501) in werking; in de wandeling meestal de *AMvB art. 75* of ook wel het *Vrijstellingsbesluit* genoemd. Met dit besluit werd beoogd te regelen dat niet onnodig meer ontheffing behoeft te worden aangevraagd. Ook werd de *gedragscode* als nieuw instrument voor soortenbescherming geïntroduceerd. Een gedragscode wordt door de sector, organisatie en/of bedrijfsschap zelf opgesteld en ter goedkeuring voorgelegd aan de minister van LNV. Er gelden geen vormvereisten voor zo'n code. Na goedkeuring wordt een gedragscode op de website van het ministerie van LNV gepubliceerd. Het handelen volgens zo'n gedragscode kan onder bepaalde omstandigheden een vrijstelling opleveren.

De voorwaarden waaronder dit mogelijk is, hangt af van de mate van bescherming van de soort. Hiertoe maakt het besluit een onderverdeling in drie typen beschermde soorten, namelijk:

- soorten van de eerste tabel;
- soorten van de tweede tabel;
- soorten van de derde tabel.

Soorten van de eerste tabel - Algemene soorten: algemene vrijstelling of ontheffing na lichte toets

Het betreft hier de algemene soorten. Voor deze soorten geldt de zwakste vorm van bescherming. Bij bestendig beheer en onderhoud, bestendig gebruik of ruimtelijke ontwikkeling en inrichting geldt een vrijstelling van de verbodsbepalingen van de Ffw. Als geen sprake is van bestendig beheer en onderhoud, bestendig gebruik of ruimtelijke inrichting of ontwikkeling (kortweg: BBR) zal er toch weer ontheffing aangevraagd moeten worden, maar de aanvraag wordt dan slechts onderworpen aan

de zogenaamde lichte toets. Dat is een enkelvoudige toetsing aan slechts één criterium: de werkzaamheden mogen het voortbestaan van de soort niet in gevaar brengen.

Soorten van de tweede tabel – Overige soorten: vrijstelling met gedragscode of ontheffing na lichte toets
Voor deze soorten geldt een zwaardere bescherming: er geldt alleen vrijstelling als sprake is van bestendig beheer en onderhoud, bestendig gebruik of ruimtelijke ontwikkeling en inrichting als er gehandeld gaat worden volgens een door LNV goedgekeurde gedragscode.

Is geen sprake van bestendig beheer en onderhoud, bestendig gebruik of ruimtelijke ontwikkeling en inrichting, dan moet toch weer een ontheffing worden aangevraagd die dan weer beoordeeld wordt op het enkelvoudige criterium van het niet in gevaar mogen brengen van het voortbestaan van de soort (de zogenaamde lichte toets).

Soorten van de derde tabel – Annex IV-soorten en AMvB-bijlage 1-soorten: vrijstelling met gedragscode of ontheffing na uitgebreide toets

Voor deze soorten van Annex IV uit de Habitatrichtlijn en daarmee middels een AMvB gelijkgestelde soorten (bijlage 1 van het Vrijstellingsbesluit: AMvB Stb. 501) geldt de zwaarste bescherming. Voor ruimtelijke ontwikkeling en inrichting zal ontheffing aangevraagd moeten worden en geldt de uitgebreide, drievoudige toets van gevaar voor voortbestaan van de soort (communautaire regelgeving spreekt in dit verband over gunstige staat van instandhouding: het zgn. gsi-criterium), alternatieventoets en limitatieve doelcriteria.

Voor bestendig beheer en onderhoud of bestendig gebruik kan een vrijstelling met gedragscode gelden of is ontheffing met uitgebreide toets nodig.

Voor vogels geldt met betrekking tot bestendig beheer en onderhoud, bestendig gebruik of ruimtelijke ontwikkeling en inrichting een vrijstelling als gehandeld wordt volgens een goedgekeurde gedragscode. Voor andersoortige activiteiten en/of als er geen gedragscode is, is een ontheffing nodig en geldt de uitgebreide (dus drievoudige en richtlijnconforme) toets.

Het is al met al een complex systeem, waarbij de ontheffingen in de praktijk doorgaans zonder al te veel problemen blijken te worden verleend. Alleen tabel 3-soorten en vogelsoorten genieten enige bescherming (met name in de broedperiode) in verband met de uitgebreide toets. Er blijkt maar heel weinig buiten bestendig beheer en onderhoud, bestendig gebruik of ruimtelijke inrichting of ontwikkeling (in de wandeling meestal BBR genoemd) te vallen.

Gedragscodes kunnen een balans bewerkstelligen tussen economie en ecologie. Van belang is dat inmiddels ook een Gedragscode Bouwend Nederland van de koepelorganisatie Bouwend Nederland en de NEPROM ter tafel ligt. Dit zou in de bouwpraktijk veel papierwerk kunnen gaan schelen.

4 Jurisprudentie

In dit hoofdstuk komt de casuïstiek zoals die uit de belangrijkste uitspraken van de hoogste rechter gedestilleerd kunnen worden, aan de orde. In de paragrafen 4.1 en 4.2 wordt de omvangrijke Natura 2000-jurisprudentie (gepubliceerd tot 15 augustus 2008) op hoofdlijnen en op inhoudelijke gronden geanalyseerd voor zover relevant voor windturbines. Aldus komen de rechtsbegrippen van significantie en impliciet dus ook cumulatieve en externe werking aan de orde. Hierna volgt de relevante jurisprudentie over EHS (paragraaf 4.3) en over soortenbescherming (paragraaf 4.4). Paragraaf 4.5 gaat in op jurisprudentie aangaande openheid.

4.1 Significantie

In recente jurisprudentie van de Raad van State over het begrip *significantie* uit de habitattoets van art. 6 Hrl en art. 19d e.v. Nbw kan men een zekere forfaitarisering bespeuren. De hoogste bestuursrechter lijkt zich thans nogal eenvoudig van de vraag af te maken of er sprake is van significante effecten op natuurwaarden van een Natura 2000-gebied. Men hanteert kennelijk bij voorkeur een generiek toepasbaar afnamepercentage, kilometrage of oppervlakenorm. In wezen wordt het significantievraagstuk thans benaderd langs slechts een drietal wegen, te weten:

- afnamenorm (afname van kwalificerende soorten);
- afstandsnorm (afstand tot SBZ);
- oppervlakenorm (afname van SBZ).

4.1.1 De afname-norm

Bij de afnamenorm wordt gekeken naar de (geschatte) afname van de (kwalificerende) soorten in het gehele SBZ-gebied. Zo was in het onderzoek bij de aanleg van een windturbinepark nabij SBZ IJssel (ABRS 17 december 2003, M&R 2004, 29; Windpark De Mars Zutphen) geraamd hoeveel (rotor)aanvarings-slachtoffers te verwachten waren onder kwalificerende vogelsoorten. De rechter accepteerde hierbij de door een onderzoeksbureau gehanteerde norm van 5%; geen van de kwalificerende soorten zal in het gehele gebied met 5% of meer afnemen.

ABRS 17 december 2003, M&R 2004, 29 (Windpark De Mars Zutphen) kan nog steeds als het basisarrest gelden. Het IVN, afdeling Zutphen-Warnsveld komt op tegen een goedkeuring door Gedeputeerde Staten van Gelderland van een bestemmingsplan voor de bouw van een windturbinepark nabij SBZ IJssel. Deze SBZ kwalificeert voor tien vogelsoorten. De vogels worden verstoord door lawaai en visuele hinder, doch geen van de kwalificerende soorten zal door verstoring onder de drempelwaarde van 1% komen of in het gehele gebied met 5% of meer afnemen.

Uitgaande van een rotordiameter van 66 meter en een ashoogte van 80 meter is het aantal aanvarings-slachtoffers onder de Kolgans geschat op 3 tot 17 exemplaren per

turbine per winterseizoen. De kans dat het aantal slachtoffers daadwerkelijk tot 17 oploopt, wordt klein geacht aangezien de vluchtbewegingen van de ganzen over het bedrijventerrein overwegend in zuidelijke richting plaatsvinden (rov. 2.6.5).

Daarom is het niet aannemelijk dat het plan significant negatieve effecten zal hebben op (ornithologische) waarden in de SBZ: bestemmingsplan *in casu* terecht goedgekeurd.

Nu zowel wetgever als bestuur alsook rechtspraak nog geen nadere invulling hebben gegeven aan het significantiebegrip en aldus als trias-staatsmachten een rechtstekort hebben laten voortbestaan, is het thans de ecologische adviespraktijk die dit tekort opheft. Eerder hanteerde evenwel ook Rijkswaterstaat al zo'n 5%-norm³. Uit de Maasvlakte-casus (ABRS 26 januari 2005) blijkt dat althans de Europese Commissie ook waarden onder de 5% soms als significant beoordeelt (populaties Kuifduiker).

In de rechtsliteratuur wordt het door sommigen onwenselijk geoordeeld dat een adviesbureau de rol van bestuursorgaan of (pseudo)wetgever-plaatsvervanger overneemt. Ook wordt een *in abstracto* gehanteerde 5%-drempel door sommigen als niet aanvaardbaar beoordeeld⁴. Rijkswaterstaat daarentegen had eerder al de 5%-grens verdedigd door er op te wijzen dat deze grens opgevat kan worden als zijnde de kleinst meetbare is, op het niveau van de in een gebied verblijvende populatie merkbare verandering. Intussen is er een meer uitgewerkt stoplichtmodel door Bureau Waardenburg geïntroduceerd (zie paragraaf 3.2).

Bij de *soortenbescherming* wordt overigens ook wel een 1%-norm gehanteerd om aan te duiden wat een "kleine hoeveelheid" in de zin van art. 9 lid 1 sub c Vogelrichtlijn kan behelzen. Het Hof van Justitie van de EG heeft in de zaak van de Finse jacht op watervogels 1% als kleine hoeveelheid geoormerkt (HvJEG 15 december 2005, C-344/03; EC vs. Finland). In het voetspoor hiervan oordeelt bijvoorbeeld de rechtbank Leeuwarden het Friese kievitseieren rapen als gesauveerd (Rb. Leeuwarden 15 maart 2006, JFf 2006, 64).

Rechtsdogmatisch moet echter een onderscheid gemaakt worden tussen de habitattoets uit het *gebieds*beschermingsrecht (art. 6 Hrl jo. art. 19d e.v. Nbw) en de soortentoets uit het *soort*beschermingsrecht (art. 9 Vogelrichtlijn met betrekking tot vogelsoorten, art. 16 Hrl met betrekking tot soorten uit Annex IV van die richtlijn en de Flora en faunawet: hierna Ffw). De 5%-significantienorm behoort bij het jurisprudentieel acquis met betrekking tot de habitattoets uit de Nbw. De 1%-norm speelt daarentegen een rol bij de soortentoets uit de Ffw.

4.1.2 De afstandsnorm

Soms wordt de afstand van de plaats van een activiteit tot de SBZ als voldoende beschouwd om aan te nemen dat geen sprake zal zijn van negatief significante

³ J.M.I.J. Zijlmans, *Wie is er bang voor de korenwolf?*, Den Haag 2003, p. 85.

⁴ A.J. Durville, *Passende beoordeling*, M&R 2004, p. 78. Zie ook: F.H. Kistenkas, *Een staatsrechtelijke patstelling: de Waardenburgnorm*, Nederlands Juristenblad (NJB) 2005, p. 212 en de discussie tussen Sj. Dirksen en F.H. Kistenkas in NJB 2005, p. 1194/5

(externe) effecten. Daarbij lijkt niet zelden het enkele feit dat de (bouw)activiteit buiten de SBZ is gelegen reeds beslissend voor de vraag of er significante effecten zullen optreden. Van enige *in concreto* onderbouwende systematiek lijkt, althans gezien de bewoordingen van het vonnis, geen sprake.

Zo werd de aanleg van een jachthaven geaccepteerd op 120 meter van een SBZ en gescheiden door een drukke weg (ABRS 12 december 2001, M&R 2002, 111) of voorzag de betreffende rechter geen significante effecten van een plangebied, omdat het “enkele kilometers” van een SBZ verwijderd is (ABRS 19 april 2006, 200503961/1).

Ook werden geen significante effecten aanwezig geacht bij:

- een windenergiepark op 800 meter (ABRS 30 januari 2002, M&R 2002, 120);
- windturbines met gondelverlichting op 2.400 meter (ABRS 28 januari 2004, 200304649/1 nng)
- windturbines op ongeveer 4,5 kilometer van SBZ Westerschelde en niet op centrum van trekvogelroute (ABRS 25 januari 2006)

Bij gebreke aan enig houvast in (nog niet opgestelde) beheerplannen of in (pseudo)wettelijke regelingen vastgestelde zoneringen, lijkt de rechterlijke natoetsing enigszins soepel te zijn en lijkt de rechter in wezen de afstandsnorm gelijk te stellen aan de afstand tot de SBZ. Beslissend lijkt zo het enkele feit te zijn of buiten de SBZ wordt gebouwd.

ABRS 25 januari 2006, 200501778/1 (Windmolenpark Koegorspolder nabij Westerschelde) is een goed voorbeeld. In deze zaak wordt een milieuvergunning betwist die de gemeente Terneuzen verleend had aan Win Wind BV. De afstand tussen de windmolens en de SBZ Westerschelde bedraagt weliswaar circa 4,5 kilometer, maar men had wel te maken met vogeltrekroutes van en naar deze SBZ. De rechter oordeelt evenwel dat het windmolenpark “zich niet bevindt ter plaatse van concentraties van vogeltrek- of vliegroutes”. De afstand was daarom genoeg en er was *in casu* geen significantie.

Opmerkelijk is dat het windmolenpark dus kennelijk wel op een vogeltrek- of vliegroute was gesitueerd, maar de rechter genoeg neemt met de vaststelling dat het niet op een concentratie van dergelijke routes was geprojecteerd.

4.1.3 De oppervlakenorm

Een andere reden om geen significante effecten aan te nemen, is de kleine oppervlakte van een plangebied in verhouding tot de totale oppervlakte van de SBZ waarvan het plangebied deel uitmaakt. Zo werd een gebied dat slechts 0,015% bedroeg van de totale oppervlakte van een SBZ-bosgebied als verwaarloosbaar beschouwd (ABRS 10 juli 2002, 200103181/1).

Ook in ABRS 21 juni 2001, JM 2001, 115 oordeelt de rechter het van belang dat de betrokken SBZ vele malen groter is dan het gebied waar de activiteiten plaatsvinden. Men vergelijk ook ABRS 29 december 2004 (Tracébesluit Hanzelijn) inzake een brug over de IJssel (brug met slechts gering oppervlakte in relatie tot totale oppervlakte SBZ IJssel) en ABRS 17 mei 2006, 200503122/1 inzake een

bestemmingsplan van de gemeente Veere voor de rijksweg N57 en rondweg Serooskerke (plan leidt niet tot vermindering van de oppervlakte van de SBZ's Veerse Meer, Voordelta en Manteling van Walcheren).

Voor solitaire windmolens zou in theorie *per analogiam* ook zo'n oppervlakenorm in stelling gebracht kunnen worden. Opgemerkt dient echter te worden dat in de aanlegfase vaak sprake is van een groter oppervlaktebeslag vanwege de bouwwegen, plaatsing van keten etc. (zie paragraaf 5.2.3.1).

ABRS 29 december 2004, 200403311/1 (Tracébesluit Hanzelijn) kan voor de oppervlakenorm als basisarrest dienen. In deze uitspraak waarin onder meer de gemeente Hattem procedeedt tegen de minister van Verkeer en Waterstaat over het Tracébesluit Hanzelijn Aanvulling Hattem-Zwolle komt overigens bijna het gehele omgevingsrecht in één uitspraak samen. Zo worden rechtsoverwegingen gewijd aan achtereenvolgens de milieueffectrapportage, Vogel- en Habitatrichtlijn, cultuurhistorisch Belvedere-beleid, de EHS, soortenbescherming op grond van de Flora- en faunawet, de nota Ruimte voor de Rivier en luchtkwaliteit.

Met betrekking tot de stelling van de gemeente dat sprake is van verlies van habitatoppervlakte en reeds daarom sprake zou zijn van significante effecten, stelt de rechter dat de brug slechts een geringe oppervlakte inneemt in relatie tot de totale oppervlakte van de SBZ. Het verlies aan oppervlakte zou zich met name voordoen gedurende de bouwperiode.

Over cumulatief significante effecten (spoorbrug in cumulatie met verbreding naastgelegen verkeersbrug in de A28) overweegt de rechter dat de plannen voor verbreding van verkeersbrug niet zo ver gevorderd zijn dat deze plannen meegewogen hadden moeten worden (rov. 2.2.11): *in casu* geen significante effecten.

Met zo'n regeling voor schijnbare kruimelgevallen (een *de minimis*-regel in juridisch jargon) zal men toch heel voorzichtig moeten zijn; zo kan een gering oppervlak nog wel een heel wezenlijk deel zijn voor een populatie en/of habitatype.

4.2 Cumulatie

In de rechtsliteratuur wordt inzake cumulatie aangenomen dat bij de significantiebeoordeling ook andere voorgenomen plannen en projecten dienen te worden betrokken, ook indien deze reeds zijn vergund maar nog niet zijn uitgevoerd (Backes *et al.* 2004, p. 98). Er heeft zich vooralsnog geen vaste jurisprudentiële lijn kunnen vestigen op het gebied van cumulatieve effecten. De bestuursrechter definieert (nog) niet nauwkeurig welke (concept-)besluiten wel en welke niet meegenomen moeten worden bij de beoordeling van cumulatie. In de Hanzelijn-uitspraak (ABRS 29 december 2004, 200403311/1) zegt de Raad van State slechts dat andere infrastructurele plannen "niet zo ver gevorderd zijn, dat verweerder deze in zijn beoordeling had moeten meewegen". Opvallend is dat de Raad van State niet zegt hoe ver deze plannen al in de besluitvorming moeten zijn om meegewogen te moeten worden. Op basis van de huidige stand van zaken in de jurisprudentie kunnen op dit punt dus (nog) geen vuistregels voor cumulatie worden gegeven.

Vooralsnog geeft de publicatie van het Steunpunt Natura 2000 over cumulatie (Steunpunt Natura 2000 2008) enig houvast. Ondanks vele beleidsmatige discussies over het belang van een cumulatieboekhouding per beschermd natuurgebied, ontbreken tot nu toe wetenschappelijke methodieken om de effecten van cumulatie vast te stellen.

Voorts lijkt de rechter bij dit tracébesluit alleen (sectoraal) te kijken naar andere infrastructurele plannen zoals een mogelijke brugverbreding en zich dus te willen beperken tot uitsluitend infrastructurele cumulatie. Mogelijk speelden er ook nog andere besluiten (bijvoorbeeld woningbouw, intensieve landbouw, wateronttrekking), maar de rechter kijkt hier alleen naar de infrastructurele besluiten.

Ook in de uitspraak ABRS 6 juni 2007, 200607682/1 (beregeningsput Mariapeel) lijkt de rechter bij onttrekking van grondwater alleen een (sub)sectoraal oog te hebben voor “cumulatieve effecten in samenhang met andere grondwaterbeïnvloedende projecten en de reeds ernstig verdroogde staat van de Mariapeel” (rov. 2.7.2). Alleen hydrologische cumulatie wordt kennelijk in ogenschouw genomen, zoals bij de Hanzelijn alleen infrastructurele cumulatie werd bekeken. Cumulatie anderszins (bijvoorbeeld in verband met intensieve landbouw, ammoniak(achtergrond)depositie etc.) komt althans niet aan de orde. Mogelijk speelde dat *in casu* ook niet. Het arrest geeft daarover althans geen duidelijkheid.

Op het gebied van windturbines deed de bestuursrechter nog geen richtinggevende cumulatie-uitspraken. Wel wordt in de zaak van de renovatie van het windturbinepark Sabinapolder (ABRS 27 juni 2008, 200804272/1) nog geïmpliceerd dat een besluit niet gebaseerd mag zijn “op onvolledige en sterk verouderde gegevens”, maar dat was uiteraard al in algemene zin bekend en staat op zichzelf los van het cumulatie-leerstuk.

Mitsdien is op basis van de huidige jurisprudentie nog niet onomstotelijk duidelijk wat precies meetelt voor cumulatie. Om op safe te spelen kan men wellicht het beste zoveel mogelijk meenemen bij de cumulatie om daarmee problemen later te voorkomen.

4.3 EHS-jurisprudentie

Om bovengenoemde reden van het LIS is er minder jurisprudentie over EHS-waarden en voor zover de EHS al juridische relevantie heeft, vindt de bestuursrechter in de Hanzelijn-uitspraak *het al* genoeg als er door het bevoegd gezag überhaupt aandacht aan is besteed (ABRS 29 december 2004, 200403311/1: rov. 2.2.14). De rechter doet hier de toetsing aan het nee, tenzij-afwegingskader dus niet integraal over, maar kijkt marginaal of er door het bestuursorgaan en/of initiatiefnemer aandacht aan is besteed. In de rechtsdoctrine heet een dergelijke terughoudende benadering ook wel marginale toetsing.

Soms verwijzen sectorale wetten rechtstreeks naar de EHS. Zo worden ex art. 2 Wet ammoniak en veehouderij (Wav) EHS-gebieden als kwetsbaar gebied aangemerkt en heeft de EHS als planologisch concept toch weer directe rechtsgevolgen. Via de Wav wordt (een gedeelte van) de EHS aldus juridisch relevant en afdwingbaar. Men

vergelijke ABRS 8 juni 2005 (edelhertenhouderij in Brabant), ABRS 11 januari 2006 (fokvarkenshouderij in Zeeland), ABRS 25 januari 2006 (vleesvarkenshouderij in Zeeland), ABRS 13 december 2006 (begrenzing EHS provincie Brabant) en ABRS 18 april 2007 (Wav en EHS Brabant).

Ook de Reconstructiewet concentratiegebieden (Rwc) verwijst naar de EHS. Als rijksuitgangspunten voor het opstellen van het Reconstructieplan (Bijlage ex art. 9 Rcw) wordt de EHS genoemd en dient het onder die wet gerekend te worden als waardevol en kwetsbaar gebied. Dat heeft rechtsgevolgen voor de zonering in de reconstructieplannen. De EHS is zo *niet alleen* planologisch relevant maar via de Rwc (zonering in Reconstructieplannen) ook juridisch relevant. Men vergelijk ABRS 12 april 2006 (Reconstructieplan Salland en Twente), ABRS 27 september 2006 (Reconstructieplan Veluwe) en ABRS 4 april 2007 (EHS als extensiveringsgebied Brabant).

Via de link van Wav en Rwc is de EHS somtijds dus meer dan alleen maar planologische sturing. Dit zal echter met betrekking tot windturbines in de regel geen directe relevantie hebben.

Toch is er naast deze geschakelde (middels Wav en Rwc) c.q. indirecte toetsing in toenemende mate een vorm van directe toetsing. Deze toetsing is ons inziens evenwel nog steeds een marginale, terughoudende toetsing. Van een reeds uitgekristalliseerde jurisprudentie is vooralsnog geen sprake.

Kennelijk toetst de rechter soms ook rechtstreeks (dus zonder de schakeling met een specifieke wet als Wav of Rwc) aan het voor de EHS geldende afwegingskader uit het SGR (nee, tenzij-regime). We zien dit gebeuren in ABRS 19 april 2006 (200503631; bestemmingsplan Tynaarlo), waarin de Raad van State het SGR-kader natoetst en kijkt of Gedeputeerde Staten in redelijkheid heeft kunnen stellen dat het plan niet met het SGR in strijd is. Ook in ABRS 12 april 2006 (200409016; bestemmingsplan Epe) gebeurt dat. Weliswaar is dat een terughoudende (zogenaamde marginale) toetsing, maar desalniettemin dus een rechterlijke (na)toetsing.

Ook in de zaak van de Rijksweg N57 en rondweg Serooskerke kijkt de Raad van State of er door de gemeente Veere voldoende is gecompenseerd op grond van het SGR en het Zeeuwse streekplan (ABRS 17 mei 2006, 200503122; bestemmingsplan Veere, rov. 2.9.6).

In de zaak van het goedkeuringsbesluit van GS van Utrecht (ABRS 30 augustus 2006, 200505339, rov. 2.6.12.2 en 2.6.13 inzake bestemmingsplan Vinkeveen) speelt de begrenzing van de (P)EHS op de streekplankaart een rol, zij het slechts als zogenoemd *obiter dictum*, dus als redenering ten overvloede: “Bovendien ligt het perceel binnen de begrenzing van de EHS”. Dat het perceel buiten de provinciale verstedelijkingscontour lag (en reeds daarom strijd met provinciaal beleid was) lijkt echter *in casu* de primaire overweging te zijn, maar toch is ook hier de EHS kennelijk rechtens relevant.

In ABRS 16 augustus 2006 (200508855; vrijstellingsbesluit tankstation Montfoort) differentieert de rechter tussen bruto (rijks)EHS en netto (P)EHS. Weliswaar lag het te bebouwen perceel in de bruto EHS, maar omdat er “geen reëel alternatief” was en

de netto EHS nog niet was vastgesteld was “occupatie van een klein gedeelte van het natuurontwikkelingsgebied verantwoord”.

De EHS-criteria lijken overigens ook al meer en meer door de hoogste rechter te worden ingevuld. Zo geldt stedelijke woningbehoefte als “zwaarwegend maatschappelijk belang” en is een dijklichaam tegen zicht- en lichthinder alsmede gerichte straatverlichting voldoende mitigatie of compensatie (ABRS 19 april 2006 en ABRS 17 mei 2006). In de jurisprudentie zijn geen aanwijzingen of mogelijk ook windenergie als zo’n zwaarwegend maatschappelijk belang kan gelden of bijvoorbeeld vogelvriendelijke gondelverlichting bij turbines als voldoende mitigatie of compensatie kan worden opgeworpen.

De EHS was aanvankelijk slechts een stukje planologische beleidsvrijheid voor het bestuur, maar wordt thans ook meer en meer (zij het nog steeds slechts marginaal) als toetssteen gebruikt.

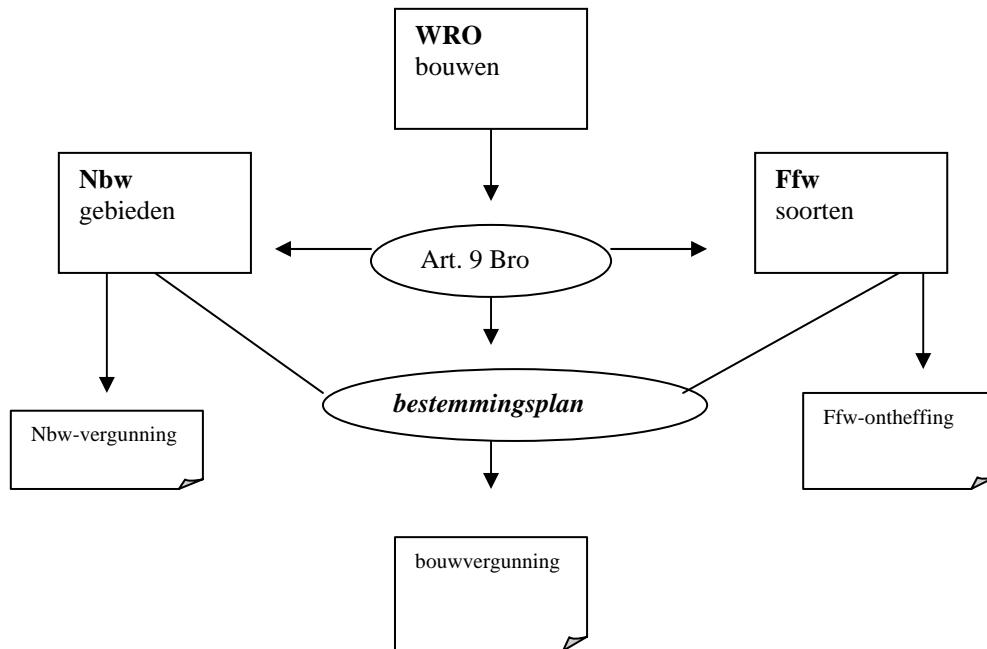
4.4 Soortenjurisprudentie

Op basis van rechterlijke interpretatie van het Besluit ruimtelijke ordening (Bro) moet bij een bestemmingsplan (of ander ruimtelijk plan) al gepreludeerd worden op de haalbaarheid van het plan in het kader van de soorten- en/of gebiedsbescherming (planologische uitvoerbaarheid). Dat betekent dat een gemeente of een provincie een inschatting moet maken of de Ffw-ontheffing en Nbw-vergunning te zijner tijd verleend zal (kunnen) worden. Daartoe is al eco-juridisch onderzoek nodig. De rechter ontwikkelde ter beoordeling daarvan de zogenaamde OVIR-toets: op voorhand en in redelijkheid moet het bestuursorgaan tot het oordeel kunnen komen dat het plan uitvoerbaar is (uitvoerbaarheidseis).

Een *in casu* relevant en recent voorbeeld van deze vaste OVIR-jurisprudentie zijn de geplande windmolens in bestemmingsplan Aalten-buitengebied. De gevolgen van het voorziene windmolenpark waren ten aanzien van broedvogels en vleermuizen reeds onderzocht in MER en een Veldonderzoek Vleermuizen windpark Hagenwind en daaruit volgde dat er “geen onaanvaardbare nadelige gevolgen” waren te verwachten. De Raad van State oordeelt dat aldus “redelijkerwijs te verwachten is dat een ontheffing ingevolge de Ffw, indien vereist, kan worden verleend” (ABRS 30 januari 2008, 200701883, r.o.v. 2.6.7).

Deze uitvoerbaarheidseis zien we intussen ook bij de gebiedsbescherming van Natura 2000 (Kistenkas & Kuindersma 2008). Een voorbeeld zijn de vier windturbines in de gemeente Zijpe nabij onder meer het Zwanenwater. De uitvoerbaarheid was volgens de Raad van State geen probleem nu uit vogelonderzoek was gebleken dat het windmolenproject “bezien in samenhang met andere voorgenomen en bestaande molenprojecten (...) geen effect heeft op de vliegbewegingen van de in de gebieden voorkomende vogels, waaronder de (dwerg)gans” (ABRS 21 mei 2008, 200708226, rov. 2.7.1).

Er is aldus een nieuwe interdependentie ontstaan tussen enerzijds de RO-wetgeving en haar aanleg- en bouwvergunningen en anderzijds de natuurwetgeving en haar Nbw-vergunningen en Ffw-ontheffingen (Figuur 3).



Figuur 3. Overzicht relaties RO-wetgeving en natuurwetgeving; bron: Broekmeyer & Kistenkas 2006).

Soms ziet men deze interdependentie niet en wordt er nog gescheiden, zo men wil sectoraal, getoetst. Dat zien we echter alleen gebeuren als het een milieuvergunning betreft. Alsdan zegt de rechter vaak dat de beoordeling in het kader van soortenbescherming (Ffw) of gebiedsbescherming (Nbw) bij respectievelijk de beoordeling over de ontheffing of vergunning pas een rol kan spelen: bij een andere rechtszaak dus. Gescheiden sporen worden hier nog aangehouden, resulterend in een gescheiden toetsing. Zo hoefde de gemeente in de zaak van een milieuvergunning voor windmolens nabij de Westerschelde geen voorschriften aan een milieuvergunning te verlenen nu er reeds ontheffing op grond van de Flora- en faunawet was gegeven (ABRS 25 januari 2006, 200501778).

Intussen verkrijgen we daardoor wel een nieuwe bestuurlijke rolverdeling. *De iure* zijn voor de Ffw (art. 75-ontheffingen) de minister en voor de Nbw de provincies bevoegd, maar *de facto* speelt ook de gemeente een rol. Bij de planvaststelling zal immers al rekening gehouden moeten worden met de uitvoerbaarheid in verband met groene sectortoestemmingen. Gemeenten hebben op het RO-spoor een onderzoeksplicht (ex art. 9 Bro) die overigens ook bevestigd wordt door art. 19j van de gewijzigde Nbw. Het betekent dat gemeenten rekening moeten houden met de habitattoets en soortentoets.

4.5 Openheid

Landschappelijke openheid zou in voorkomende gevallen een rol kunnen spelen zowel als natuurwaarde binnen een EHS-gebied alsook als verbrede doelstelling (waarden die reeds golden als natuurmonument, maar ook als Natura 2000-instandhoudingsdoelstelling zijn meegenomen) binnen een Natura 2000-gebied. Er is evenwel geen recente jurisprudentie waarbij openheid en windmolens binnen EHS en/of Natura 2000 in beslissende mate aan de orde komt.

Wel is er een uitspraak over een art. 19 WRO-vrijstelling inzake vijf windturbines in lijnopstelling langs een dijk, waarbij de Raad van State de verklaring van geen bezwaar van de provincie sauveert. In het bouwplan was aansluiting gezocht bij reeds zichtbare lijnelementen in het landschap (de Sint Antoinedijk te Oud-Gastel, gemeente Halderberge) en in de nabije omgeving van het bouwplan waren al meer elementen zichtbaar die de openheid van het landschap beperkten (ABRS 9 januari 2008, 200703534, rov. 2.5.1). Hier speelde echter niet het nee, tenzij-regime van EHS of Natura 2000. Er werd slechts afgeweken van het welstandsadvies.

Ook in ABRS 28 januari 2004, 200304649 (34 windturbines in de gemeente Delfzijl) speelden “reeds bestaande verticale elementen in het landschap” een rol bij het oordeel dat het (open) karakter van het landschap van de Waddenzee niet onaanvaardbaar werd aangetast, maar in rov. 2.14.2 lijkt het meer doorslaggevend te zijn dat de windturbines landinwaarts werden geplaatst zodat de dijk een scheiding veroorzaakte tussen Waddenzee en het windmolenpark en voorts dat het park “slechts vanuit een relatief klein deel” van de Waddenzee zichtbaar zou zijn.

Deel B Effecten op soorten & habitats

5 Effecten windturbines op vogels

De eerste paragraaf van dit hoofdstuk behandelt in het kort de in relatie tot windturbines belangrijkste aspecten van de leefwijze van vogels. De tweede paragraaf gaat uitgebreid in op de effecten die windturbines hebben. Hierbij wordt ingegaan op aanvaringsrisico's, directe effecten, indirecte effecten en de effecten op populatieniveau. In Bijlage 6 zijn detailgegevens per soort opgenomen die in de hoofdtekst slechts in samenvattende zin zijn verwerkt ten einde de leesbaarheid te bevorderen en omdat de resultaten sterk locatiegebonden blijken te zijn. Ook worden in veel referenties slechts gemiddelden en geen minimum, maximum, standaarddeviatie of spreiding gegeven; soms wordt volstaan met enkel de mediaan. De beschikbare gegevens zijn dan ook niet coherent.

Half augustus 2008 gaf de zoekopdracht “windturbines vogels” in Google 134.000 referenties. In onderstaand overzicht is daarom uitgegaan van de gegevens en conclusies uit recente overzichtsliteratuur, aangevuld met literatuur van latere datum, alsmede oudere literatuur welke niet of maar ten dele in de geraadpleegde overzichtsliteratuur is vermeld, maar die wel gegevens bevatten die een zinvolle aanvulling voor de beeldvorming konden geven.

Bij het samenstellen van het onderhavige overzicht lag de focus op landlocatie en nearshore locaties (in water grenzend aan land of op beperkte afstand van land) en voor Nederland belangrijke situaties. De offshore-situatie zelf is in dit project niet uitgewerkt, maar verdient wel aandacht.

Er is geenszins gepoogd de literatuur, ook niet die van recente datum, volledig te behandelen. De beschikbare tijd was daarvoor te kort. Toch wordt verwacht dat een goed beeld geschetst kon worden van de huidige stand van zaken in de kennis over windenergie en vogels, alsmede van de mogelijkheden tot het voorkomen van eventuele negatieve effecten. Voor een beschrijving van de meeste genoemde onderzoeken kan worden verwezen naar Witte & Van Lieshout (2003).

5.1 Leefwijze & gevoeligheid

5.1.1 Vogels in Nederland

In Nederland komen 340 vogelsoorten regelmatig voor, waarvan 200 soorten als broedvogel. Van de 340 in Nederland voorkomende soorten zijn 200 soorten het hele jaar door aanwezig, 55 soorten een deel van het jaar, ruim 40 soorten zijn schaars en 40 andere soorten zijn zeldzaam (aantallen bij benadering). Soorten die zich slechts incidenteel laten zien (dwaalgasten) zijn hierbij niet meegerekend.

Broedvogels kunnen kolonies vormen, met op een klein oppervlak tientallen tot vele duizenden broedparen. Maar zij kunnen ook zeer verspreid in het landschap voorkomen. Een deel van de in ons land broedende soorten trekt in het najaar niet weg en zijn te beschouwen als standvogel. Wel kunnen zij over kleinere afstanden rondzwerven. Een ander deel trekt in de herfst weg en wordt aangevuld door soortgenoten uit noordelijker streken, die hier hetzij doortrekken, hetzij overwinteren.

De soorten die hier niet broeden, gebruiken ons land als pleisterplaats tijdens de trek tussen noordelijker gelegen broedgebieden (van Groenland tot Siberië) en zuidelijker gelegen overwinteringsgebieden (Middellandse Zeegebied, Afrika). Deze pleisterplaatsen gebruiken zij om voedsel te zoeken, te rusten, of om bijvoorbeeld te ruien. Ook kunnen overwinteringsgebieden in ons land liggen, waarbij ons land het eindpunt van de trek is. Belangrijke pleisterplaatsen worden onder andere gevonden in het Waddengebied, het IJsselmeer en de Zeeuwse Delta, alsmede in zuidwest-Friesland en delen van de IJsselmeerpolders.

5.1.2 Verspreiding en Natura 2000

Vogels komen verspreid over het hele land voor. Sommige gebieden herbergen echter hogere dichtheden dan andere. Dit geldt voor broedvogels, voor vogels die ons land tijdens de trek in voor- en najaar aandoen en voor vogels die in ons land overwinteren.

Als in deze gebieden internationaal gezien grote aantallen van een bepaalde categorie voorkomen of soorten die (inter)nationaal een speciale beschermingsstatus hebben, dan worden deze gebieden via een vaste set van criteria als Belangrijk Vogelgebied (Important Bird Area) bestempeld (zie ook Heath & Evans 2000). Deze Belangrijke Vogelgebieden vormen de basis voor de aanwijzing van Speciale Beschermingszones (SBZ's) onder de EU-Vogelrichtlijn, en daarmee voor de Vogelrichtlijngebieden binnen Natura 2000. Er zijn op dit moment 162 Natura 2000-gebieden in Nederland, waarvan 78 gebieden die kwalificeren voor de Vogelrichtlijn. Deze laatste bestrijken tezamen ongeveer 1 miljoen hectare (inclusief binnenwateren en kustzones), en daarmee ongeveer een kwart van Nederland (land en water). Een deel van deze gebieden overlapt deels met de gebieden aangewezen onder de EU-Habitatrichtlijn.

5.1.3 Trek

Nederland ligt op het kruispunt van een aantal internationaal gezien zeer belangrijke trekroutes. Deze vogeltrek tussen broed- en overwinteringsgebieden vindt niet alleen overdag, maar voor een belangrijk deel ook 's nachts plaats.

Pieken in de trek treden op in het voorjaar (maart-mei), de zomer (juli) en het najaar (augustus-oktober). Geschat wordt dat rond de 100-150 miljoen trekvogels ons land in het voorjaar aandoen of er over heen trekken, 20-30 miljoen in de zomer en 200-300 miljoen in het najaar, waarbij ongeveer de helft uit 's nachts trekkende vogels bestaat (LWVT/SOVON 2002).

5.1.3.1 Nachttrek

De nachtelijke vogeltrek speelt zich over het algemeen af in een breed front op grotere hoogten (net) buiten het bereik van de windturbines. Maar ook binnen een dergelijk front kan sprake zijn van losse groepsvorming (Larkin & Szafoni 2008). Ook kan de nachtelijke seizoenstrek zich soms langs bepaalde landschapskenmerken (zoals kustlijnen, rivierlopen, bergpassen) concentreren.

Uit Europees onderzoek in de tweede helft van de vorige eeuw bleek dat 90% van de grootschalige trek zich 's nachts vooral afspeelt op hoogten tot 1000-2000 meter. Vijftig procent van de zangvogels vloog daarbij onder de 400-700 meter (in Winkelman 1992c). Recente Amerikaanse onderzoeken geven aan dat 's nachts trekkende zangvogels vooral op hoogten tussen 10 en 1500 meter vliegen, met 75% tussen 91-610 meter.

5.1.3.2 Dagtrek

Dit betreft over het algemeen andere vogelsoorten dan bij de nachttrek het geval is. Seizoenstrek tijdens daglicht vindt meestal op veel lagere vlieghoogten, in of onder het bereik van de windturbines, plaats. Met name in het westen en midden van ons land kan de trek gestuwd over of langs topografische elementen (dijken, kustlijnen, rivierlopen, open wateren) plaatsvinden (LWVT/SOVON 2002).

5.1.3.3 Lokale trek

Lokale vliegbewegingen vinden zowel overdag als 's nachts over het algemeen plaats onder de 150 meter. Hiertoe behoren hoog- en laagwatertrek van steltlopers in getijdengebieden en bijvoorbeeld verplaatsingen van eenden, zwanen, ganzen, meeuwen en sterns tussen rust-, broed- en voedselgebieden.

5.1.3.4 Weersfactoren

Slecht zicht (mist, regen), laaghangende bewolking en sterke tegenwind kunnen de hoogte van de nachtelijke trek sterk drukken, tot op de hoogte waarop de windturbines zich uitstrekken. Ook bij het begin en het einde van de nachttrek, wanneer in de schemering de vogels opstijgen respectievelijk dalen, wordt aanvankelijk lager gevlogen. Onder slechte weersomstandigheden is er zelden sprake van sterke dagtrek. Maar lokale trek van en naar voedselgebieden vindt dan wel plaats.

Vooral lange-afstandstrekken, die in Afrika overwinteren, maar ook vogels in het algemeen, trachten zo efficiënt mogelijk met hun energie om te gaan en energiegebruik voor bijvoorbeeld vliegen en trek tot een minimum te beperken. Zo blijkt tijdens de trek bij meewind energetisch gezien zuiniger gevlogen te kunnen worden op grotere hoogten, bij tegenwind juist op lagere hoogten.

5.1.4 Gevoeligheid voor windturbines

De risico's die vogels van windturbines kunnen ondervinden, hangt onder andere af van:

- morfologie (gewicht, vleugelvorm);
- zichtvermogen (beeldveld, scherpte);
- gedrag:
 - vlieggedrag (wendbaarheid, vlieghoogte, gebruik van luchtstromen en thermiek, trek, foerageer-, balts-, jacht- en achtervolgingstechnieken);
 - groepsgedrag (wel of niet in groepen vliegen of foerageren).

Deze kenmerken variëren niet alleen sterk per soort(groep), maar ook per jaargetijde, tijdstip in de levenscyclus (broeden, rui, trek, overwintering), tijd van de dag (dag, schemering, nacht), getij (eb en vloed), weerscondities en bijvoorbeeld biotoopvoorkeur, en kunnen daarnaast ook leeftijd- en geslachtsgebonden zijn.

Windenergie is gelieerd aan plaatsen met een groot en zo constant mogelijk windaanbod. Dit zijn over het algemeen de in het landschap hoger gelegen gebieden (heuveltoppen, berggruggen, hellingen, bergpassen), en de laag gelegen, open delta's, kustzones en offshore-gebieden. Wereldwijd is dit soort gebieden tegelijkertijd synoniem met het voorkomen van grote aantallen vogels. In potentie kunnen zich dus juist in dit soort gebieden gemakkelijk problemen tussen vogels en windenergie voordoen. Nederland als delta- en kustland en bovendien gelegen op het kruispunt van vele vogeltrekroutes maakt daarop geen uitzondering.

5.1.4.1 Slachtoffers

Het slachtofferaspect is het meest aansprekende en meest genoemde aspect wanneer effecten van windturbines op natuur ter sprake komen. De zinsnede “windmolens – gehakmolens” vindt zijn oorsprong in de rapportages over gedode roofvogels in windparken in de VS zo'n dertig jaar geleden en wat later ook in Spanje. Verhoudingsgewijs worden inderdaad veel slachtoffers gevonden in gebieden met grote aantallen roofvogels in combinatie met windturbines op steile in de wind gelegen hellingen, in canyons en op heuvelruggen en tevens hoge dichtheden aan prooidieren of in topografische bottlenecks zoals bergpassen. Dit zijn situaties die zich in Nederland niet voordoen.

Naast roofvogels worden naar verhouding ook veel zangvogels, meeuwen, eenden en steltlopers gevonden, soorten die ook bij ons voorkomen én als slachtoffer worden gevonden. Studies in de VS vermoeden de laatste jaren ook verhoogde risico's voor deze soortgroepen, mede vanuit het oogpunt van cumulatie van effecten en focussen zich daarom recent ook op zangvogels en steltlopers (in Strickland *et al.* 2007).

5.1.4.2 Verstoring

Soorten welke tot nu toe als aanvaringslachtoffers bij windturbines zijn gevonden, zijn opgenomen in Bijlage 6. Versturende invloeden, waarbij vogels het windpark en omgeving mijden, vinden vooral plaats op windrijke plaatsen waar veel vogels zich in bepaalde tijden van het jaar plachten te concentreren (belangrijke gebieden voor broeden, rui, rust, doortrek, voedsel zoeken, overwinteren). Dit zijn over het algemeen gebieden die als Belangrijke Vogelgebieden (Important Bird Areas) te boek staan of als Natura 2000 gebieden zijn aangewezen (Langston & Pullan 2003).

Windturbines zijn van invloed gebleken op zowel lokale vogels als trekvogels. Dit is opmerkelijk, omdat van lokale vogels een grotere bekendheid met het terrein verwacht mag worden en daarmee van de obstakels zoals windturbines ter plaatse.

Het inschatten van de risico's van windturbines voor vogels is sterk afhankelijk gebleken van de in het gebied aanwezige vogelsoorten in combinatie met een reeks aan – veelal onderling gelinkte – gedrags- en omgevingsfactoren. Daarmee zijn deze risico's altijd sterk locatiegebonden en dienen per locatie te worden ingeschat (Council of Europe 2004, Drewitt & Langston 2006, 2008, National Research Council 2007).

5.2 Effecten

Er kunnen verschillende effecten van windenergie op vogels worden onderscheiden (Figuur 4).

Lethale invloeden (direct op de populatie ingrijpend):

- Mortaliteit door aanvaringen met onderdelen van de windturbines, de luchturbulentie rond de draaiende rotor en met andere aan de windturbines gelieerde structuren (meteorologische masten, bedrijfsgebouwen, onderhoudswegen, bovengrondse elektriciteitsleidingen).

De mortaliteitseffecten leiden direct tot een afnemende overleving en kunnen zo tot veranderingen in de populatieomvang leiden, tenzij deze een (tijdelijke) verhoogde reproductie tot gevolg hebben. Mortaliteitseffecten spelen vooral een rol bij langlevende vogelsoorten met een lage reproductiviteit.

Niet-lethale invloeden (indirect op de populatie ingrijpend):

- Verstoring door biotoopverlies ten gevolge van de plaatsing van de windturbine(s), bedrijfsgebouwen, meteorologische masten en andere bijbehorende constructies en aanleg van onderhoudswegen;
- Verstoring door biotoopmodificatie (kwaliteitsverandering) ten gevolge van fragmentatie, veranderd landgebruik, veranderingen in de hydrologie en bodemgesteldheid, introductie van nieuwe biotopen of toenemende menselijke activiteiten (bedrijfsgerelateerd, toerisme, agrarisch) in het gebied.

Afhankelijk van het resultaat kan dit tot zowel verslechtering als verbetering van kwaliteit leiden;

- Verstoring door fysieke aanwezigheid van de (operationele) windturbines en bijbehorende constructies, waardoor zowel de locatie als de omgeving gemeden kunnen worden;
- Verstoring door barrièrewerking, waardoor verlies van vrije vliegruimte en vrije doorgang door de aanwezigheid of het operationeel zijn van de windturbines optreedt.

Bij nearshore en offshore spelen bij de eerste twee punten ook interferentie met geologische, geomorfologische en hydrologische processen een rol en kan interferentie met kustgebonden processen (zoals erosie en transport van sedimenten) plaatsvinden. Deze kunnen mede van invloed zijn op de voedselsituatie voor vogels ter plekke.

Verstoring en de daaraan gelieerde ecologische effecten kunnen indirect leiden tot veranderingen in de energiehuishouding van vogels en daarmee in de jaarlijkse overleving en reproductie, waardoor negatieve veranderingen in de populatieomvang (lokaal, regionaal of breder) kunnen optreden.

Alle genoemde effecten kunnen optreden bij zowel in het gebied broedende vogels, als bij overwinterende en trekkende vogels die kortere of langere tijd in het gebied aanwezig zijn.

Of effecten vooral visueel of (ook) door geluid, schaduwwerking en trillingen veroorzaakt door de operationele windturbines worden veroorzaakt, is onbekend. Ook verlichting aangebracht op de windturbines zou een rol kunnen spelen.

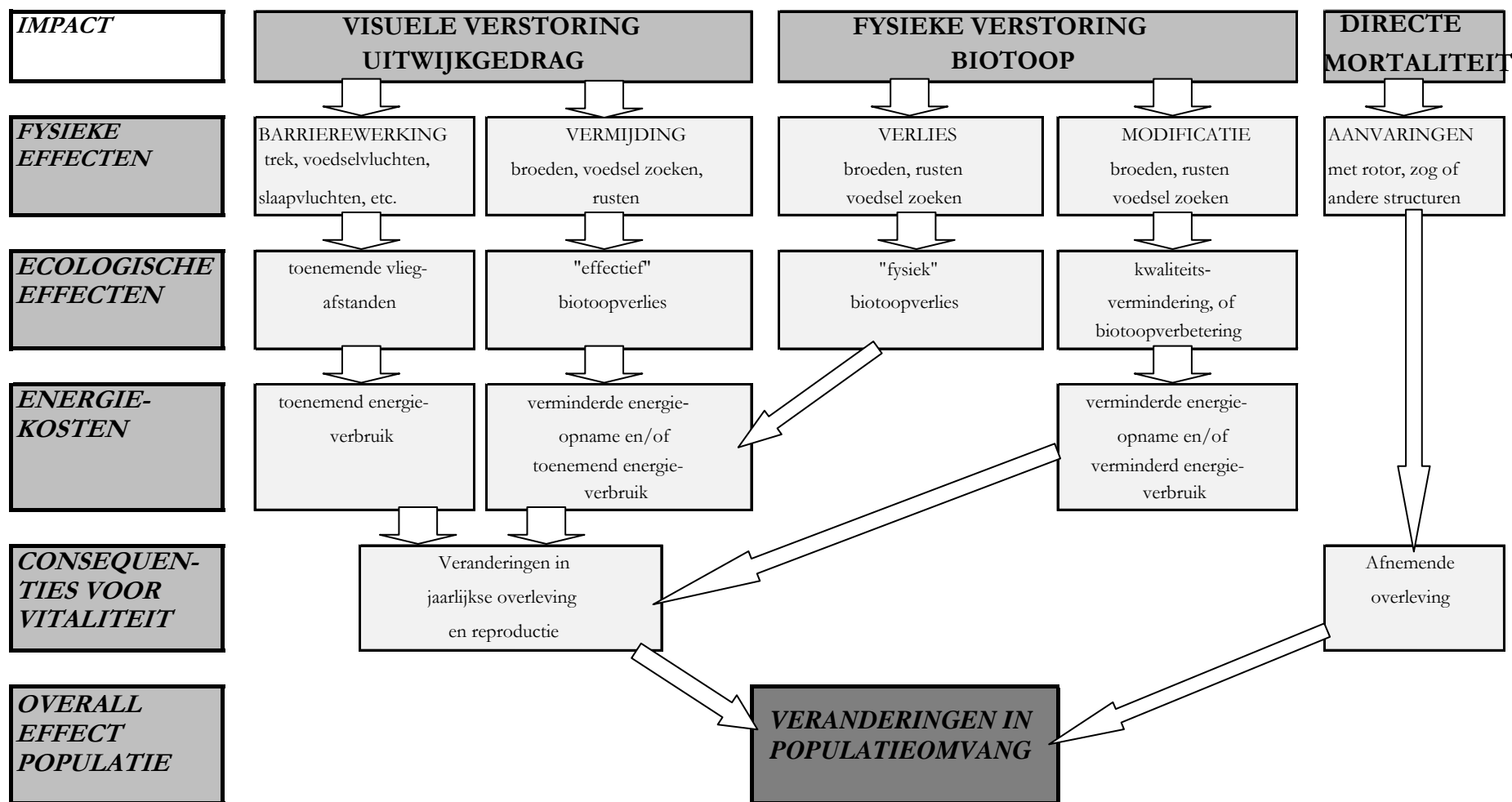
5.2.1 Aanvaringsrisico's

Het aantal vogels dat met windturbines in aanvaring komt, is meestal evenredig met de aantallen die aanwezig zijn in de omgeving van de turbines of op windturbinehoogte het gebied passeren. Maar daarnaast zijn deze ook soort-, leeftijds-, en gedragsafhankelijk gebleken, alsmede afhankelijk van de locatie (topografie en biotoop), de weersomstandigheden, het design van windturbines en windpark, de bedrijfsvoering (operationeel versus stilstaand), de tijd van het jaar (bijvoorbeeld in relatie tot de levenscyclus van de vogels) en het getij (eb of vloed).

Slachtoffers vallen vooral 's nachts, in de avond- of ochtendschemering, tijdens andere slechte zichtomstandigheden zoals mist en regen en bij harde wind. Bovendien vallen de slachtoffers voornamelijk bij operationele windturbines (Langston & Pullan 2003).

Gemiddeld genomen worden per windturbine maar kleine aantallen slachtoffers gevonden.

Middelgrote turbines vergen in onze contreien gemiddeld ongeveer 0,06-0,11 slachtoffer per dag (ongeveer 20-40/turbine/jaar). Omgerekend naar 1000 MW middelgrote windturbines bedraagt het geschatte aantal vogelslachtoffers daarmee ongeveer 60.000-100.000/jaar (Everaert *et al.* 2002).



Figuur 4. Mogelijke invloeden van windenergie op vogels (naar Peterson et al. 2007).

Dit soort aantallen uitgedrukt per kilometer windpark met middelgrote windturbines zijn vergelijkbaar met de aantallen slachtoffers per kilometer drukke verkeersweg (in Nederland in totaal 2-8 miljoen slachtoffers per jaar) of hoogspanningslijn (in Nederland totaal 1-2 miljoen slachtoffers per jaar) (Winkelman 1992a). Eventuele cumulatieve effecten moeten hierbij zeker niet uit het oog worden verloren (Langston & Pullan 2003).

De mathematische kans op aanvaringen stijgt bij toenemende rotordiameter en toenemend aantal rotorbladen, maar vermindert bij afnemende draaisnelheid van de rotorbladen (en met name de snelheid van de rotorpunten) (Band *et al.* 2007, Chamberlain *et al.* 2006). De nieuwe generatie MW-turbines hebben grotere rotordiameters dan de eerdere generaties windturbines, maar de draaisnelheid (met name aan de rotorpunt) is aanzienlijk lager. Bovendien staan zij verder van elkaar af (in lijnopstellingen 4 tot 5 keer de rotordiameter, in clusteropstellingen 7 tot 10 keer de rotordiameter), waardoor het totale rotoroppervlak in een windpark ten opzichte van eenzelfde vermogen opgewekt met kleinere windturbines niet hoeft toe te nemen. Of grote MW-turbines meer slachtoffers vergen dan kleine en middelgrote is nog niet geheel duidelijk.

Over aanvaringsrisico's zijn maar weinig concrete getallen bekend. Winkelman (1992b) berekende dat 's nachts van de vogels die daadwerkelijk door de operationele rotor vlogen, 5% in aanraking komt met de rotor. Voorts berekende zij dat van alle 's nachts tijdens zeven herfstnachten op rotorhoogte door het windpark passerende vogels 2,5% gedood zou zijn wanneer alle 18 windturbines in dit windpark operationeel waren geweest, uitgaande van het ontbreken van een leereffect bij passage van de drie lijnen windturbines in het betreffende windpark, die min of meer haaks op de hoofdvliegrichting stonden.

Everaert & Stienen (2007) vonden voor een kolonie broedende sterns in Zeebrugge (België) aanvaringskansen die op zich waren laag: 0,110-0,118% voor Grote stern en 0,046-0,088% voor Visdief, maar deze bleken wel significant op populatieniveau door te werken (zie ook paragraaf 5.2.4.1). Voor meeuwen die overdag en 's nachts door een aan de kust gelegen windpark in Vlaanderen vlogen, werd 0,027% aanvaringslachtoffer en van de op rotorhoogte vliegende 0,048% (Everaert *et al.* 2002).

Winkelman (1992a,b) berekende dat gemiddeld genomen 0,01-0,02% en maximaal 0,02-0,4% van alle vogels (alle soorten en dag- en nachttrek samen) die in de herfst door en vlak boven het windpark (18 windturbines in 3 rijen opgesteld) te Oosterbierum (open agrarisch land in kustgebied Friesland) vlogen, aanvaringslachtoffer werden. Voor alleen de nachtelijke situatie betrof dit 0,10-0,17% en maximaal 0,22-0,40% van alle op windturbinehoogte door het windpark trekkende vogels. In beide gevallen betrof dit algemene soorten zangvogels, steltlopers, eenden en meeuwen.

Krijgsveld *et al.* (*in prep.*) berekenden dat het aanvaringsrisico voor grote 1.65 MW turbines in drie Nederlandse windparken in open agrarische gebied gemiddeld lag op

0,01% voor de 's nachts trekkende vogelsoorten, en 0,14% voor lokale, vooral overdag actieve vogelsoorten. Het is onbekend in welk deel van het etmaal deze laatste slachtoffers precies vielen. Dit komt overeen met de percentages gevonden bij middelgrote windturbines door Winkelman (1992 a,b) en Everaert *et al.* (2002) en zou pleiten tegen het idee dat MW-turbines meer slachtoffers vergen (maar zie ook de tekstdelen over windturbinegrootte en opschaling in de paragrafen 5.2.2.5 en 5.2.3.4).

Diverse onderzoekers troffen ook een relatie tussen aanvaringsrisico en de grootte van de vogel aan. Zo werden in het onderzoek te Oosterbierum (Winkelman 1992c) kleine zangvogels vaker slachtoffer dan middelgrote zangvogels, respectievelijk grote zangvogels.

Waarom vogels met de draaiende rotoren botsen, is onbekend. Er zijn maar weinig studies gericht naar de oorzaken voor aanvaringen. Aangenomen wordt dat vliegende vogels de snelheid van de draaiende rotor slecht kunnen inschatten en deze zien als een wazige vlek (National Wind Coordinating Committee 2002). Winkelman (1992d) nam op grond van nachtelijke studies in het rotorveld aan dat vogels de draaiende rotoren wel kunnen opmerken, omdat actief uitwijkgedrag werd waargenomen.

5.2.2 Directe effecten (aanvaringslachtoffers)

5.2.2.1 Algemeen

Beschikbare studies

Er bestaan op zijn minst vele honderden kortdurende studies waarin naar dode vogels onder operationele windturbines is gezocht, maar nagenoeg geen die in de bouwfase of over langere termijn (meerdere seizoenen en jaren) speelden. Ook het aantal studies dat op een gestandaardiseerde en systematische wijze naar het slachtofferprobleem heeft gekeken, is beperkt. Zo zijn er nog steeds relatief weinig studies die gelijktijdig zijn uitgevoerd met proeven naar vindkansen (waaronder zoefficiëntie en aaseterij) op grond waarvan de gevonden aantallen slachtoffers gecorrigeerd moeten worden om tot een inschatting van de werkelijke slachtofferaantallen te komen (zie onder andere Morrison 2002). Hierbij spelen over het algemeen aanzienlijke en zeker niet te verwaarlozen correctiefactoren (tekst over vindkansen in paragraaf 5.2.2.6). Desondanks zijn er wel trends te onderscheiden die helpen een algemeen beeld te schetsen (Drewitt & Langston 2006, 2008, Langston & Pullan 2003, Hötker *et al.* 2004/2006).

Cumulatie

Tot nu toe zijn er, op een enkele uitzondering na, geen aanwijzingen dat mortaliteit van vogels ten gevolge van aanvaringen met windturbines effecten op lokaal of breder populatieniveau zouden veroorzaken. Maar de cumulatieve effecten van aanvaringen van vogels met alle windparken en andere obstakels die inmiddels in ons landschap voorkomen, worden wel als een belangrijke en soms ook significante oorzaak van mortaliteit gezien. Hierbij moet worden gedacht aan obstakels als hoogspanningsleidingen, elektriciteitsleidingen, communicatietorens, zendmasten,

meteorologische masten, gebouwen, ruiten, hekken, verkeerswegen, etc. (Drewitt & Langston 2006, 2008; National Research Council 2007).

Near- en offshore

De schaarse nearshore- en offshore-gegevens laten tot nu toe zien dat vogels op open zee geplaatste windturbines kunnen zien en zowel overdag als 's nachts uitwijkgedrag kunnen vertonen. Vermoedelijk worden maar weinig vogels aanvaringsslachtoffer (Drewitt & Langston 2008). Maar zeker bij dit laatste punt dient voorlopig een slag om de arm gehouden te worden, omdat het aantal vogelslachtoffers op open zee nog lastiger is vast te stellen dan op land. Nieuwe waarnemingstechnieken (zie onder andere Desholm *et al.* 2006, Wiggelinkhuizen *et al.* 2007) zullen hier uitkomst moeten bieden.

Bij de aanvaringsproblematiek spelen factoren als locatie en topografie, structuur van de windturbines (hoogte, verlichting, rotordiameter), weersinvloeden en de vogels zelf (vlieghoogte, vlieggedrag, moment in de levenscyclus) een rol.

5.2.2.2 Typen verwondingen

In het windpark in Oosterbierum waar uitgebreid naar vogelslachtoffers werd gezocht, volgde uit sectie dat naast de levend maar gewond of versuft gevonden vogels (17%), dode vogels met inwendige bloedingen (28%), gebroken (14%) of afgehakte (28%) onderdelen, uitwendige verwondingen (7%), trauma (7%) of een combinatie hiervan werden gevonden (Winkelman 1992a). In het windpark te Urk werden overeenkomstige verwondingen genoteerd (Winkelman 1989).

Het type verwondingen gaf lang niet altijd een duidelijke relatie met een windturbine. Zo bleek van de 76 vondsten in het windpark te Oosterbierum aangetroffen bij een hoge zoekfrequentie (voorjaar: 1-2 x/week, herfst: op werkdagen) 36% zeker of zeer waarschijnlijk door botsing met een obstakel in het windpark verwond of gedood, 22% betrof een mogelijk aanvaringsslachtoffer, 7% betrof andere doodsoorzaken en van 34% bleef de doodsoorzaak onbekend.

5.2.2.3 Soort- en gedragsgerelateerd

Betrokken soorten en soortgroepen

In Bijlage 6 zijn die vogelsoorten opgenomen die in een aantal recente overzichtsartikelen zijn genoemd als aanvaringsslachtoffer in Europese windparken. Hieruit volgt een breed scala aan soorten. De gevonden soorten weerspiegelen daarbij over het algemeen de avifauna in het gebied rond de windturbines. Daarbij is het opmerkelijk dat soorten en soortgroepen die zich minder door windturbines laten verstoren, vaker als slachtoffer worden gevonden.

In Europa worden meeuwen, roofvogels en sommige zangvogelsoorten (waarbij vooral spreeuwen opvallen) naar verhouding vaker gevonden dan op grond van de

aanwezige aantallen verwacht zou mogen worden (Hötker 2004/2006, Drewitt & Langston 2008).

Wat betreft roofvogels worden in Europa vooral Vale gier, Rode wouw, Buizerd, Torenvalk en Zeearend relatief vaak slachtoffer. Maar bijvoorbeeld een soort als Blauwe kiekendief bleek naar verhouding maar weinig met windturbines in aanvaring te komen, zelfs als zij binnen 50 meter hiervan aan het voedsel zoeken waren (Drewitt & Langston 2008). Ook sterns (Visdief, Dwergstern, Grote stern) zijn in de broedtijd, en met name wanneer zij hun jongen voeren, sterk gevoelig voor aanvaringen gebleken (Everaert & Stienen 2007).

Ganzen en steltlopers worden naar verhouding minder vaak gevonden dan te verwachten zou zijn op grond van hun aantallen. Het bij deze soorten geconstateerde sterke uitwijkgedrag ten gevolge van barrièrewerking leidt daarbij vermoedelijk tot minder vogels in de buurt van de rotoren en daarmee tot minder slachtoffers.

Het aantal gegevens over de veel kleinere zangvogels is beperkt, zowel door het beperkte aantal studies dat zich op deze groep heeft gericht, alsmede door vindkansproblemen. Maar daar waar ook zangvogels onderwerp van studie zijn, worden deze vaak gevonden. Zo bleek in de VS in 192 windturbinstudies 78% van de slachtoffers uit zangvogels te bestaan (Langston & Pullan 2003). In Oosterbierum betrof c. 35% van alle vondsten zangvogels. Sommige auteurs stellen dat 's nachts trekkende zangvogels minder vaak worden gevonden dan op grond van hun grote aantallen verwacht zou mogen worden (Drewitt & Langston 2008).

Opmerkelijk is ook dat er in sommige studies veel dagactieve soorten als slachtoffer worden gevonden. Krijgsveld *et al.* (*in prep.*) (zie ook Akershoek *et al.* 2003) vonden vooral dagactieve lokale vogels (73%) en veel minder nachttrekkers (27%). Ook in bijvoorbeeld Noord-Duitsland en België werden in vergelijkbare situaties en bij sterke nachtelijke trek 85% lokale vogels gevonden waarvan meer dan de helft als dagactief te boek staat (Krijgsveld *et al.* *in prep.*, Everaert *et al.* 2002). Of deze daadwerkelijk overdag met de windturbines in aanvaring komen of bijvoorbeeld in de schemering of wellicht toch tijdens nachtelijke verplaatsingen, is onbekend. Ook is in deze studies onbekend of de aantallen representatief waren voor het totale vogelaanbod aan dagactieve vogels in vergelijking met nachtactieve. Winkelman (1992a) vond in Oosterbierum vooral nachtactieve soorten en soorten die ook in de schemering actief zijn.

Aantallen

Het aantal vogels dat botst is meestal evenredig met de aantallen die aanwezig zijn in de omgeving van de turbines, maar zijn daarnaast locatie- en soortspecifiek gebleken. Massale sterfte zoals in het verleden wel is waargenomen bij vuurtorens en communicatietorens, is bij windturbines nergens op de wereld ooit opgetreden, in geen enkel windpark en bij geen enkele solitaire windturbine (Drewitt & Langston 2003, 2008, Hötker 2004/2006 (180 studies), National Research Council 2007). Het maximale aantal slachtoffers dat ooit in één nacht onder één windturbine is gevonden, betrof 43 trekkende zangvogels bij een grote, stilstaande windturbine met

topverlichting in Zweden (Karlsson 1983; in Hötker *et al.* 2004/2006). Het hoogste aantal dat ooit in één nacht bij een windturbine in de VS werd aangetroffen, betrof 14 trekkende zangvogels bij twee windturbines in één nacht (National Research Council 2007). Ook werden in de VS in één nacht in totaal 33 zangvogels gedood bij een bedrijfsgebouw en drie nabijgelegen windturbines. Het bedrijfsgebouw stond 's nachts vol in het licht, terwijl er die nacht tevens zware mist hing. Dit zijn risicovolle omstandigheden waarbij vogels sterk door licht worden aangetrokken en gedesoriënteerd kunnen raken (National Research Council 2007).

Over het algemeen zijn zowel het aantal gevonden slachtoffers per windturbine als het totale mortaliteitsniveau in de meeste onderzochte windparken afgemeten naar de totale populatieomvang laag, vermoedelijk omdat het merendeel van de huidige windturbines buiten vogelconcentratiegebieden of gebieden met gevoelige vogelsoorten ligt. Hierbij speelt ook een rol dat veel studies geen of slechts beperkt rekening houden met verminderde vindkansen. De werkelijke aantallen slachtoffers zullen dus hoger liggen (Drewitt & Langston 2006, 2008).

Hierbij moet wel worden opgemerkt dat in grootschalige windparken zoals in de VS, de aantallen per windturbine klein kunnen zijn, maar dat door het grote aantal windturbines het mortaliteitsniveau toch aanzienlijk kan oplopen. Een goed voorbeeld is de Altamont Pass in de USA, waar per windturbine per jaar 0,02 steenarenden vallen, maar de 5400 windturbines samen toch zo'n 108 steenarendslachtoffers per jaar vergen, een aantal dat voor een schaarse soort hoog is (Drewitt & Langston 2008). Over de afgelopen 20 jaar waren dit er in totaal 1.500-2.300, terwijl dit windpark in die periode in totaal 35.000-100.000 vogelslachtoffers (voor alle 40 soorten samen) heeft gevergdd (Thelander & Smallwood 2007, Smallwood & Thelander 2008).

Hötker (2006) (in aanvulling op Hötker *et al.* 2004/2006) meldt een grote verschillen in gevonden aantallen dode vogels per windturbine of windpark en soms ook binnen een windpark en tussen jaren. In sommige parken vallen nooit slachtoffers, in andere kan het aantal oplopen tot gemiddeld 60-65 vogels/windturbine/jaar (inclusief studies uit de VS en Spanje). In de 22 door hem geanalyseerde West-Europese studies werden er bij zeven (32%) 0-1 vogelslachtoffers/turbine/ jaar gevonden. Bij de rest (68%) lagen de aantallen hoger, waarbij het maximum ongeveer 35 vogels/turbine/jaar bedroeg. In de 46 door Hötker (2006) onderzochte studies lag de mediaan op 1,8 en het gemiddelde op 6,9 slachtoffers/turbine/jaar (inclusief studies uit de VS en Spanje). Deze getallen zijn overigens voor een deel niet voor vindkansen gecorrigeerd, en zijn derhalve minimaal aantallen.

Voor Nederland kunnen de volgende getallen worden genoemd. In de herfst lagen de voor vindkansen gecorrigeerde aantallen in Urk (lijnopstelling middelgrote windturbines langs IJsselmeerdijk) op 7,3-18,3 vogels/turbine/jaar, in Oosterbierum (cluster van drie lijnen middelgrote windturbines in open agrarisch gebied nabij de kust) op 21,9-36,5 vogels/turbine/jaar. De totale aantallen slachtoffers voor het windpark Oosterbierum komen daarmee voor de herfst op 72-122 (maximaal 284)

vogels voor het gehele windpark. Deze liggen in dezelfde orde van grootte als bij het windpark te Urk (Winkelman 1992a).

Op de Kreekraksluizen in een drukke en sterk verlichte omgeving lag dit op 3.7 vogels/turbine/jaar (in Witte & Van Lieshout 2003). Krijgsveld *et al.* (*in prep.*) (zie ook Akershoek *et al.* 2003) vonden in drie windparken met 1,65 MW windturbines van 100-111 m hoogte gemiddeld 28 (18-69) vogels/turbine/jaar. Dit betreffen ook voor vindkansen gecorrigeerde aantallen.

Per incidentele windturbine kunnen in uitzonderlijke gevallen de aantallen hoog oplopen, tot bijvoorbeeld 125 vogels/windturbine/jaar bij één specifieke windturbine nabij een kolonie broedende sterns in Vlaanderen. In dit op een strekdam in zee gelegen windpark bedroeg het gecorrigeerde aantal slachtoffers gemiddeld genomen 23/turbine/jaar (Everaert *et al.* 2002).

Barclay *et al.* (2007) vermelden voor 15 windparken in Noord-Amerika tussen de 0-9,33 slachtoffers/turbine/jaar, waarbij 32% onder de 1,0/turbine/jaar ligt en 45% tussen 2-4/turbine/jaar. De National Research Council 2007 geeft voor 13 door hen onderzochte windparken in de oostelijke VS en de Mid-West aantallen voor alle soorten samen van 0-11,7 slachtoffers/MW/jaar (voor vindkansen gecorrigeerde aantallen). Zij stellen daarbij dat de aantallen tussen de verschillende regio's vergelijkbaar zijn, met wellicht een uitzondering voor de beboste bergkammen, waar meer slachtoffers lijken te vallen. Dit laatste kan ook zijn oorzaak vinden in een mogelijk grotere rijkdom aan vogels aldaar. Voor roofvogels liggen de aantallen gemiddeld genomen op 0,03 vogel/turbine/jaar en 0,04 vogel/MW/jaar, met als hoogste gemiddelde voor één windpark 0,09 vogels/MW/jaar.

Seizoenen

Vogelslachtoffers worden het gehele jaar door gevonden, maar pieken treden vooral op in het voorjaar en najaar, tijdens de grootschalige vogeltrek. In het najaar zijn daarbij naast volwassen vogels ook veel jonge vogels aanwezig zijn. Toch blijkt ook deze factor weer locatiespecifiek.

Wanneer veel overwinterende vogels aanwezig zijn, worden juist in de winterperiode meer slachtoffers gevonden. Dit was bijvoorbeeld het geval bij negen middelgrote windturbines op een dam in zee nabij Blyth (UK), waar van oktober-april 5-14 slachtoffers vielen en in de zomer 2-5 (voor vindkansen en de daarbij behorende statistische spreiding gecorrigeerde aantallen (Lawrence *et al.* 2007).

Winkelman (1992a) trof in het windpark te Oosterbierum in het voorjaar (110-146 slachtoffers/seizoen) meer slachtoffers aan dan in de herfst (72-122 slachtoffers/seizoen). Ook in het windpark te Urk vielen in het voorjaar meer slachtoffers dan in de herfst. Dit betreft voor vindkansen gecorrigeerde aantallen.

Everart & Stienen (2007) melden dat aanvaringen vooral plaats vonden in de voorjaarsweken dat de sterns voedsel voor hun jongen zochten en de meest directe route tussen de kolonies en de voedselgebieden aanhielden waarbij zij steeds weer het windpark doorkruisten.

Ook kunnen binnen een windpark grote verschillen per soort optreden tussen de verschillende seizoenen. Zo werden in het windpark te Oosterbierum in het voorjaar gemiddeld 37 eenden, 37 meeuwen, 37-73 steltlopers en geen andere soorten gevonden (er werd in het voorjaar niet naar zangvogels gezocht). In het herfstseizoen lagen deze aantallen op 0-6 voor eenden, 6-12 voormeeuwen, 0-12 voor steltlopers, en op 17 voor overige soorten (en 48-76 voor zangvogels).

Geslacht en leeftijd

Over de verdeling van geslacht en leeftijd, zeker in relatie tot de verdelingen in de aanwezige vogels, zijn niet veel gegevens in de literatuur beschikbaar.

Lawrence *et al.* (2007) vonden onder de 28 eidereendslachtoffers meer adulte mannetjes dan verwacht zou mogen worden op grond van het voorkomen ter plekke, en juist minder jonge vogels.

Stienen *et al.* (2008) vonden bij de Visdief meer mannetjes dan vrouwtjes als aanvaringsslachtoffer in de periode van broeden (64%) en vroeg in het kuikenseizoen (78%). Daarna was het percentage min of meer gelijk. Dit weerspiegelt volgens de auteurs vooral een verschil in vliegactiviteit, met vrouwtjes meer gebonden aan het nest en de kleine jongen en niet in een eventuele geslachtsafhankelijke aanvaringsgevoeligheid.

Winkelman (1989, 1992a) vond voor de windparken te Urk en Oosterbierum geen enkele indicatie voor een geslachtsgebonden of leeftijdsgebonden aanvaringsrisico.

Vlieghoogte en vlieggedrag

Over vlieghoogten in relatie tot windturbines zijn slechts een beperkt aantal studies beschikbaar. Deze wijzen wel uit dat de nieuwe generatie MW-turbines zich gaat uitstrekken in de luchtlagen waar 's nachts veel vogels kunnen vliegen.

Dirksen *et al.* (2007) en Van Eerden *et al.* (2005) vatten de diverse studies uit de jaren negentig naar (nachtelijke) vlieghoogten van duikeenden en andere watervogels (vooral uitgevoerd door Bureau Waardenburg in samenwerking met Alterra) in en rond het IJsselmeer samen (kustlocaties en near- of semi-offshore).

De meeste nachtelijke vliegbewegingen daar betreffen kuifeend en tafeleend, die vrijwel steeds op hoogtes minder dan 100 meter en vooral onder 50-75 meter vliegen. Toppereenden vliegen meer in ochtend- en avondschemering, en andere duikeenden (brilduiker, zaagbekken) vooral overdag, maar deze laatste werden bij de Afsluitdijk 's nachts ook in grote aantallen gezien.

Boven de Afsluitdijk vonden de meeste lokale vliegbewegingen tussen de Waddenzee en het IJsselmeer plaats onder de 60 meter, maar toppereenden kruisten deze dijk geregeld op 100 meter of meer, voor aalscholvers bedroeg deze < 50-60 meter, voor ganzen meestal < 75 meter (maar soms > 100 meter), voor kuifeenden en tafeleenden < 50 meter, voor meeuwen < 50-60 meter, en voor steltlopers < 50 meter. Langs de kust van de Friese Waddenzee bedroegen deze voor steltlopers < 100 meter (en vooral < 75 meter).

De genoemde vlieghoogtes vallen binnen het bereik van de nieuwe generatie MW-turbines.

Uit het nachtelijke onderzoek in de herfst (oktober 1986 en oktober 1988) in het windpark te Oosterbierum (open agrarisch land in de kustzone) waar tegelijkertijd met overzichtsradar en nachtzichtapparatuur werd gekeken, kwam naar voren dat grootschalige trek hogerop, boven de windturbines niet altijd gepaard ging met veel vogels op wind- of rotorhoogte. Mogelijk reikte de band met trekvogels dan niet laag genoeg. Ook omgekeerd kwam voor. Dan bleek er sprake van relatief veel onder de radarbundel vliegende (vooral lokale) trek, die wel met de nachtzichtapparatuur werd gedetecteerd.

Er bleken in het nachtonderzoek te Oosterbierum geen nachten zonder vogeltrek op windturbinehoogte te zijn. Op de topnacht, met zowel grootschalige trek als veel trek door het windpark, bleek de flux op rotorhoogte (20-50 meter) 123 vogelpassages/0,1km²/uur te bedragen en op de hoogte van de windturbine (0-50 meter) 132 passages/0,1km²/uur. *In concreto* vlogen 's nachts op rotorhoogte (20-50 meter) gemiddeld ongeveer 53 vogels per uur (650 vogels/nacht) door het windpark, terwijl dit op een topnacht neerkwam ongeveer 200 vogels per uur (ongeveer 2500 vogels per nacht). Dit betekent dat op nachten met sterke vogeltrek aanzienlijke aantallen vogels het windpark op rotorhoogte kunnen passeren.

Opvallend was ook dat daar 's nachts op 0-10 meter vrijwel altijd sprake was van een onderbezetting ten opzichte van de hogere luchtlagen, terwijl dit overdag en in de schemering andersom was. In de luchtband van 0-100 meter vlogen tussen 50-100 meter minder meeuwen en steltlopers dan tussen 0-40 meter, maar voor eenden was er geen verschil. In de 0-60 meter band vlogen zangvogels's nachts nooit tussen 0-10 meter maar in de schemering en overdag juist wel, terwijl ongeveer een derde van de zangvogels op 20-50 meter (rotorhoogte), ongeveer de helft op 10-20 meter (net onder de rotor) en tot 20% op 50-60 meter (net boven de windturbines) vloog. In de schemering en overdag zakte dit aanzienlijk naar hoogten van 0-20 meter.

In het Oosterbierumonderzoek botste 5% van alle vogels die 's nachts in het bereik van de rotor terecht kwamen. Dit doorrekenend zou bij een volledig operationeel windpark van alle 's nachts op rotorhoogte doorvliegende vogels 2,5% botsen, en van alle op 0-60 m doorvliegende vogels 0,37% (1988) en 1,1% (1986). De vogels passeerden hierbij 3 keer een rij windturbines, waarbij is aangenomen dat de botsingskans bij alle drie de rijen hetzelfde was en de vogels nooit uitwijkgedrag vertoonden.

Bij een nearshore-windpark voor de Noorse kust bleek de trek zich 's nachts vooral af te spelen op hoogten onder de 50 meter (in Langston & Pullan 2003).

Radaronderzoek van Buurma in de jaren tachtig (in Winkelman 1992c) wees uit dat in de 0-300 meter band in de Nederlandse kustwateren en op de Maasvlakte overdag lager wordt gevlogen dan 's nachts. Boven zee bleken daarbij 's nachts de meeste en boven land juist de minste vogels voor te komen in de 0-50 meter laag.

In Twente trof hij in de luchtlag tot 1000 meter 's nachts naar verhouding meer vogelbewegingen aan rond de 100 meter hoogte en overdag rond de 75 meter (de onderste luchtlag viel buiten dit onderzoek).

Gedetailleerd vlieghoogteonderzoek in de invloedssfeer van de moderne MW-turbines (0-200 meter) is nodig om inzicht te verkrijgen in de verdeling van vlieghoogten in die luchtlag.

De tot nu toe schaarse gegevens over vlieggedrag in relatie tot botsingskansen met windturbines laten zien dat vogels windturbines zowel overdag als 's nachts kunnen opmerken en daarbij uitwijkgedrag kunnen vertonen (in Drewitt & Langston 2008); zie ook paragraaf 5.2.3.3.

Bij negen middelgrote windturbines op een strekdam in zee bij Blyth (UK) vielen alleen de eerste drie jaar slachtoffers onder de lokale eidereenden, in de 5,5 jaar daarna vrijwel niet meer, terwijl aantallen en rustplaatsen nabij de windturbines niet veranderden. Dit voorbeeld wijst op veranderd vlieggedrag ter vermindering van de windturbines. Maar bij meeuwen was dit niet het geval en bleven de jaarlijkse aantallen slachtoffers over die periode constant (Lawrence *et al.* 2007).

Grote sterns bleken minder aanvaringsgevoelig dan visdieven, vermoedelijk omdat zij vooral in rechte lijnen vliegen, terwijl visdieven een veel onregelmatiger vliegp pad vertoonden en veel rond de kolonie rondcirkelden (Everaert & Stienen 2007).

Kokmeeuw, Zilvermeeuw en Blauwe reiger vlogen na plaatsing van windturbines op een strekdam in België vaker lager en onder rotorhoogte dan daarvoor (Everaert 2002). Bovendien bleek het aantal aanvliegreacties (barrièrewerking) toe te nemen met de gemiddelde spanwijdte van de vogels (in dit geval voor sterns en meeuwen), en dus met de manoeuvreerbaarheid. Eenzelfde trend trof Winkelman (1992c,d) aan voor meerdere soorten.

Bij een aantal grotere MW-windturbines in Nederland werden meer vogels gezien die onder rotorhoogte door een windpark vlogen dan bij windparken met middelgrote windturbines het geval was (in Krijgsveld *et al. in prep.*). Dit bleek ook het geval in de VS voor lokale vogels in het broedseizoen (in Johnson *et al.* 2007).

In Oosterbierum vermeden de meeste vogels overdag het rotorvlak. Van de zeven vogels die wel in het directe bereik van de rotor werden gezien, botste er één (14%) en werd gedood. Van alle vogels die in het windpark te Oosterbierum in het bereik van een operationele rotor kwamen (<20 meter afstand), reageerde in daglicht (ongeacht de stand van de rotor ten opzichte van de vogels) 8% door een aanpassing in het vlieggedrag. 's Nachts was dit 57%, waarbij bij meewind 29% reageerde en bij tegenwind 87%. Deze reacties konden bestaan uit aarzelen met versnelde vleugelslag, veranderen van vliegrichting en/of vlieghoogte en uit omkeren. Bij tegenwind kwamen vogels eerst in het zog terecht, waarop vogels ook bleken te reageren. Paniekachtige reacties kwamen vooral voor wanneer het rotorvlak zelf werd gepasseerd, waarbij sterk fladderen, het kantelen van het lichaam en het inhouden

van de vlucht het meeste voorkwamen. In de andere gevallen werd zonder aarzeling of zichtbare reactie tussen de rotorbladen door of er vlak langs gevlogen. Overdag weigerde van alle reagerende vogels 15% een passage van het rotorvlak, 's nachts was dit 43%. Kleine zangvogels bleken vaker te reageren en vaker slachtoffer te worden dan respectievelijk middelgrote zangvogels en grote zangvogels (Winkelman 1992c).

Kuifeenden bleken op het IJsselmeer zich hoofdzakelijk 's nachts te verplaatsen. Ook voor Tafeleend gold dat, maar in mindere mate. Brilduikers en zaagbekken vlogen daar voornamelijk overdag, terwijl Toppereend zowel overdag als 's nachts verplaatsingen lieten zien. Omdat in het IJsselmeergebied (maar ook elders) de meeste vogels in schemering en donker met windturbines botsen (Winkelman 1989, 1992b), maakt dit de Kuifeend tot een gevoelig soort voor aanvaringen (Dirksen *et al.* 2007).

In één van de windparken waar Krijgsveld *et al.* (*in prep.*) onderzoek deden, bleek een jagende Sperwer actief, die niet als slachtoffer werd teruggevonden. In Oosterbierum bivakkeerde een aantal dagen een Slechtvalk in het windpark die zich daar te goed deed aan onder andere spreeuwen, maar zelf geen slachtoffer werd (Winkelman 1992a). Ook werd enkele weken lang een Torenavalk jagend en rustend in het windpark gezien. Uiteindelijk werd deze valk bij klaarlichte dag dodelijk door een rotorblad geraakt terwijl hij stond te bidden (Winkelman pers. mededeling).

5.2.2.4 Omgevingspecifiek

Biotoop

De locatie van windturbines kan voor de aantallen slachtoffers van doorslaggevende betekenis zijn (Drewitt & Langston 2008). Windturbines geplaatst in of nabij gebieden waar geregeld grote aantallen vogels voedsel zoeken, broeden, rusten, doortrekken, verzamelen of overwinteren, en geplaatst in trekwegen (lokale trek, seizoenstrek) verhogen het aantal slachtoffers aanzienlijk.

De laagste aantallen slachtoffers komen uit windparken gesitueerd in grasland, bouwland en heide, terwijl de hoogste aantallen zijn geassocieerd met berggruggen (tot c. 65/turbine/jaar) en wetlands (tot 13,9/turbine/jaar) (Hötter *et al.* 2004/2006, Drewitt & Langston 2008). Dit heeft ongetwijfeld te maken met de vogelrijkdom in deze biotopen.

Voor drie studies in Belgische wetlands lagen de aantallen op 18 (Schelle), 24 (Zeebrugge) en 35 (Brugge) slachtoffers/turbine/jaar. In vier Deense, Duitse en Nederlandse (Kreekraksluizen, Urk) studies lagen deze aantallen op respectievelijk 3, 9, 3,7 en 1,7 (in Hötter 2006).

De aantallen slachtoffers van windturbines in open grasland/bouwland/heide (één studie in Nederland (Oosterbierum) en zes studies in Groot-Brittannië) lag per turbine/jaar tussen 0 en 1,8 (respectievelijk: 1,8, 0, 0,15, 0, 1, 0,04, 0,04 (in Hötter 2006)). In de VS werd voor vijf windparken in de Upper Midwest gemiddeld 2,06

slachtoffers/turbine/jaar gevonden (3,13/MW/jaar), en voor vijf windparken in de Pacific Northwest 2,03/turbine/jaar (2,03/MW/jaar) (National Research Council 2007).

In drie Belgische studies van windturbines in industriegebied lagen de aantallen op 2, 8 en 32 vogels/turbine/jaar, waar het laatste getal werd veroorzaakt door een bijzonder ongelukkige ligging (Everaert *et al.* 2002).

Twee onderzoeken naar slachtoffers in bosgebieden in de VS gaven nagenoeg geen roofvogelslachtoffers en een gemiddeld totaal aantal slachtoffers van 4,0 respectievelijk 7,7/turbine/year (gemiddeld 2,7 en 11,7/MW/jaar) (National Research Council 2007).

Dat aanvaringsrisico's ook locatiegebonden kunnen zijn, blijkt wel uit de gemiddelde aanvaringskans voor eenden, die in het langs de IJsselmeerdijk gelegen windpark bij Urk en bij de Kreekraksluizen op 0,003 eenden/turbine/dag lag, in het in open agrarisch gebied nabij de kust te Oosterbierum op 0,007; het gemiddelde voor deze drie locaties betrof 0,004/turbine/dag (Lawrence *et al.* 2007).

Voedselaanbod

Een verhoogd of specifiek voedselaanbod rond of in de buurt van de windturbines kan vogels aantrekken en derhalve tot een meer slachtoffers leiden. Dit is bijvoorbeeld waargenomen bij roofvogels in Spanje en de VS, die sterk reageerden op de grote aantallen kleine zoogdieren die, mede dankzij het tengevolge van de aanleg van de windturbines gunstige biotoop voor deze prooien, door de betreffende windparken werden aangetrokken.

Biotoopaanpassingen rond de windturbines kan dit soort situaties voorkomen. Hierbij kan worden gedacht aan het ongeschikt maken van de directe omgeving voor kleine zoogdieren. Ook grote aantallen insecten kunnen vogels aantrekken en kunnen worden voorkomen door bijvoorbeeld het vermijden van concentraties mest ten gevolge van weidend vee rond de windturbines (Drewitt & Langston 2008).

Ook de nabijheid van goede voedselgebieden moet kritisch worden bezien. Everaert & Stienen (2007) troffen veel slachtoffers aan bij een broedkolonie sterns waarbij de windturbines gelegen waren op de route tussen kolonie en voedselgebied.

Weersfactoren

Weerscondities beïnvloeden zowel het gedrag van vogels als de vlieghoogte. Neerslag en mist reduceren het zicht en kunnen tot desoriëntatie leiden en kunnen net als tegenwind, storm, de passage van koudefronten, laaghangende bewolking, luchttemperatuur en luchtvochtigheid de vlieghoogte drukken.

Algemeen wordt gerapporteerd dat na nachten met slechte zicht- en weersomstandigheden de meeste vondsten van gedode vogels worden gedaan (zie onder andere Drewitt & Langston 2008). Zo vonden bijvoorbeeld Lawrence *et al.*

2007 meer slachtoffers bij harde wind in combinatie met slecht zicht, bij negen windturbines op een strekdam in zee bij Blyth (UK).

Ook in de windparken nabij Urk en Oosterbierum werden de meeste slachtoffers gevonden na nachten met slechte vliegomstandigheden (Winkelman 1989, 1992a). In Oosterbierum werd 62% van de vondsten gedaan op slechts 39% van de nachten, die alle zowel slechte zicht- als vliegomstandigheden kenden, 31% op 37% van de nachten met matige-goede vlieg- en matige zichtomstandigheden, en 11% op de 24% van de nachten met goede zicht- en vliegomstandigheden.

5.2.2.5 Turbinespecifiek

Design van de windturbines

Aanvankelijk werd gedacht dat open masten (in verband met aantrekkelijkheid voor veel (roof)vogelsoorten door de vele zitplaatsen) meer slachtoffers vergden dan gesloten masten, maar recente studies wijzen uit dat dit mogelijk meer op toevallige verschillen in micro-siting tussen windturbines met gesloten en open masten berustte, maar voorzichtigheid blijft geboden (Drewitt & Langston 2008, Morrison *et al.*, 2007, National Research Council 2007).

De eerdere generaties windturbines hadden zelden verlichting, maar met het toenemen van de totale hoogte van windturbines gaat het verplicht aanbrenge van bijvoorbeeld navigatieverlichting meer en meer een rol spelen.

Verlichting (waaronder topverlichting en schijnwerpers) kan windturbines voor vogels beter zichtbaar maken. Maar op bewolkte, regenachtige, nevelige of mistige nachten kan deze vogels ook aantrekken en desoriënteren. Vooral zangvogels lijken hiervoor gevoelig. Daarbij ontstaat niet alleen een verhoogd aanvaringsrisico, maar ook een risico op verhoogd energiegebruik, uitputting en predatie. Vermoedelijk speelt hierbij het in de lichtbundel “gevangen” raken van vogels, waarbij zij het verlichte gebied niet weten te verlaten, een belangrijke rol (zie Drewitt & Langston 2008).

Soortgroepen lijken onderling niet verschillend te reageren op de verschillende lichtbronnen zoals gebruikt op hoge obstakels. Continue verlichting leidt in bepaalde gevallen tot meer slachtoffers dan pulserende (knipper-) lichten. De gegevens over een voorkeur voor lichtkleur (rood versus wit) geven geen eensluidende conclusies, alhoewel sommige auteurs wit licht bepleiten. Lichtintensiteit en pulsduur lijken belangrijker dan kleur, waarbij zwak licht, kort durende pulsen en lange tussentijd tussen de pulsen tot minder slachtoffers zou kunnen leiden. Gebruik van naar beneden gerichte schijnwerpers bij hoge obstakels gaf minder slachtoffers, vermoedelijk omdat het aantrekkende en “vangende” effect voor overvliegende vogels veel minder was (Drewitt & Langston 2008).

Op productie-eilanden blijkt blauwgroen “vogelvriendelijk” licht het aantal door de verlichting aangetrokken vogels beduidend te verminderen. Zo bleek uit onderzoek van de NAM op een boorplatform nabij Vlieland dat het aantal vogels dat werd aangetrokken door het blauwgroene licht ten opzichte van het eerder gebruikte witte

licht met 50-90% afname (*anonymus* 2008). Over het gebruik van dit soort licht op of nabij windturbines zijn nog geen gegevens beschikbaar.

Bij windturbines met topverlichting in de VS lijken niet meer vogelslachtoffers te vallen, maar onderzoek is schaars (Johnson *et al.* 2007). De weinige nachten waarbij bij één of enkele turbines meerdere slachtoffers tegelijk vielen waren merendeels gerelateerd aan verlichting (zie tekst over aantallen slachtoffers in paragraaf 5.2.2.3). De goed verlichte windturbines op de Kreekraksluizen vergden daarentegen slechts 3,7 slachtoffers/turbine/jaar, mogelijk in combinatie met een geringe flux aan vogels ter plekke (in Krijgsveld *et al. in prep.*).

Grotere windturbines (hogere mast en/of grotere rotordiameter) hebben over het algemeen ook een groter vermogen. Ook bestrijken zij bredere en hoger gelegen luchtlagen vergeleken met kleinere windturbines, waardoor meer vogels risico lopen. De draaisnelheid (met name aan de rotorbladpunten) is echter lager, en binnen clusters en lijnen staan deze turbines verder van elkaar af dan bij middelgrote en kleine windturbines het geval is. Dit verkleint het aanvaringsrisico weer. Mathematisch bezien zouden (volgens de formule (rotordiameter)^{0,7}) naarmate windturbines groter worden en gedrag en verdeling van vogels over luchtlagen hetzelfde zou blijven, bij grotere windturbines minder slachtoffers moeten vallen (Tucker 1996).

Er zijn nog maar weinig aanvaringsstudies bij grote MW-turbines uitgevoerd. Deze geven nog geen eensluidende conclusies. Ook vergelijking van slachtofferaantallen bij grote en middelgrote windturbines leverde geen eenduidigheid op.

Hötker (2006) (in aanvulling op Hötker *et al.* 2004/2006) berekende dat in zijn algemeenheid genomen bij grote windturbines meer slachtoffers zullen vallen dan bij kleinere.

Drewitt & Langston (2008) onderschrijven een tendens van meer slachtoffers bij grotere molens, maar wijzen er op dat deze relatie niet altijd opgaat. Soms is de plek van een windturbine belangrijker dan zijn omvang.

Barclay *et al.* (2007) vonden in een analyse naar de relatie tussen windturbine-grootte en aantallen vogelslachtoffers in 25 Noord-Amerikaanse windparken geen relatie met rotordiameter, masthoogte of vermogen. Johnson *et al.* (2007) melden voor de VS voor een andere set windparken een onduidelijk trend in de relatie windturbinegrootte en aantallen slachtoffers.

Bij grote 1,65 MW-molens van 100-111 meter hoogte in drie windparken in Nederland lagen de voor vindkansen gecorrigeerde aantallen vogelslachtoffers gemiddeld op 0,08 vogels/turbine/dag (0,05-0,19). Dit aanvaringsrisico lag lager dan dat van de oudere generatie kleinere windturbines (0,06-0,28%), en was zelfs drie keer zo laag als verwacht op basis van het grote rotor-oppervlak en de grotere hoogtespreiding van moderne turbines (Krijgsveld *et al. in prep.*).

Ook bij slachtofferonderzoek aan 3 MW-turbines langs de Schelde waren aantallen slachtoffers gering (na vindkanscorrecties: 0,01 slachtoffer/turbine/dag (in Witte & Van Lieshout 2003)).

Dit zou dus pleiten voor minder slachtoffers bij grotere windturbines. Maar Johnson *et al.* 2007 vonden bij een gelijktijdig uitgevoerd onderzoek bij een grote MW-turbine en een middelgrote windturbine in Minnesota in het voorjaar onder slechte weersomstandigheden driemaal meer slachtoffers bij de grote MW-turbine.

Patronen met een hoog contrast of bijvoorbeeld lichtgevende of UV-licht reflecterende verf aangebracht op rotorbladen maakt deze beter zichtbaar voor vogels. Maar of daarmee het aantal vogelaanvaringen kan worden verminderd, is onbekend (zie onder andere Johnson *et al.* 2007). Landschappelijk gezien zijn dergelijke methoden niet aan te bevelen (Langston & Pullan 2003).

Configuratie

De configuratie van een windpark - de wijze waarop de windturbines in het landschap zijn geplaatst (lijnen, clusters), alsmede de afstanden tussen de windturbines, lijnen en clusters onderling - zijn van invloed gebleken op de aantallen slachtoffers (Drewitt & Langston 2008). Voor de aanvankelijke gedachte dat turbines op het uiteinde van een lijn meer slachtoffers zouden vergen, lijkt toch geen significant bewijs te bestaan (National Research Council 2007). Ook in de windparken te Oosterbierum en Urk werden niet meer slachtoffers gevonden bij windturbines op de uiteinden van de rijen (Winkelman 1992a, 1989).

Analyse van 192 windparken in de VS toonde dat locatie en configuratie de belangrijkste factoren waren bij in meer of mindere mate voorkomen van aanvaringslachtoffers (Langston & Pullan 2003). In het grote windpark in de Altamont Pass in Californië bleken alle slachtoffers exclusief te vallen bij 25% van de windturbines, en vooral gerelateerd aan topografie en micro-siting van die windturbines (Sterner *et al.* 2007).

In de lijnopstelling te Zeebrugge bleek één specifieke windturbine het merendeel van de slachtoffers te veroorzaken. Bovendien bleken daar 0,10 vogels/turbine-dag bij dwars op de trekrichting geplaatste windturbines te vallen en 0,02 bij de meer parallel met de overheersende trekrichting geplaatste turbines (Everaert *et al.* 2002).

In het windpark te Oosterbierum, bestaande uit drie parallelle noord-zuid lopende lijnopstellingen van ieder zes windturbines werden slachtoffers in nagenoeg het gehele park aangetroffen. Maar in de middelste rij vielen significant minder slachtoffers dan bij de twee buitenste lijnen (Winkelman 1992a). Dit veronderstelt dat (bij overeenkomstig opgesteld vermogen) lijnopstellingen meer slachtoffers zouden veroorzaken dan clusteropstellingen.

Bedrijfsvoering

Over het algemeen wordt aangenomen dat vogelslachtoffers vooral vallen bij operationele windturbines, maar gegevens hierover zijn schaars omdat nauwelijks of geen onderzoeken zijn gedaan bij windparken in aanbouw en bij stilstaande windturbines.

In het windpark te Oosterbierum vergde het windpark in aanbouw met daarin slechts windmeetmasten en masten van windturbines geen slachtoffers. In de situatie met overwegend stilstaande windturbines vielen bij stilstaande windturbines en windmeetmasten in het voorjaar gemiddeld 20-32 slachtoffers/seizoen en in de herfst 18-29/seizoen. Bij draaiende windturbines was dit ongeveer een factor vijf hoger (voorjaar gemiddeld 110-146/seizoen, herfst 72-122/seizoen).

Opschaling (“repowering”)

Hötker (2006) (in aanvulling op Hötker *et al.* 2004/2006) berekende dat gemiddeld genomen bij repowering meer vogelslachtoffers zullen vallen, waarbij grotere MW-turbines meer slachtoffers vergen dan kleinere windturbines. Maar andere auteurs komen tot de conclusie dat bij grotere windturbines juist minder slachtoffers zullen vallen (zie ook tekst over windturbinehoogte en vermogen eerder in deze paragraaf).

Zo stellen Barclay *et al.* (2007) op grond van het feit dat zij geen relatie tussen slachtofferaantallen en de grootte van de windturbines aantreffen, dat vervanging van meerdere kleinere windturbines door grote één of enkele MW-turbines het aantal vogelslachtoffers per MW geïnstalleerd vermogen reduceert. Krijgsveld *et al.* (*in prep.*) vonden een lager aanvaringsrisico bij enkele MW-turbines in vergelijking met middelgrote windturbines. Ook mathematische berekeningen tonen een verminderde slachtofferkans bij grote windturbines (Tucker 1996).

Nader slachtofferonderzoek aan grote MW-turbines is nodig om hierover uitsluitsel te verkrijgen.

5.2.2.6 Methodiek

Vindkansen

Vindkansen hangen sterk af van zoekefficiëntie (de kundigheid van de zoekers), predatie en aaseterij, afgezochte oppervlak rond een windturbine, zoekintensiteit (tijd besteed aan het afzoeken van een bepaald oppervlak), zoekfrequentie, vegetatiehoogte en structuur, weersomstandigheden en het aantal vogels dat gewond het onderzoekgebied weet te verlaten (Langston & Pullan 2003, Morrison 2002). Bovendien kan niet van iedere vondst de werkelijke doodsoorzaak achterhaald worden, ook niet na sectie, en kunnen vogels worden gevonden die aan andere oorzaken zijn gestorven (zie paragraaf 5.2.2.2).

Zoekefficiëntie Vooral voor zangvogels zijn de vindkansen beperkt gebleken. Voor ervaren zoekers lag de zoekefficiëntie voor spreuwen in het windpark in Oosterbierum gemiddeld op 45% en voor dezelfde zoekers in Urk op 73%. Everaert *et al.* (2002) komen op een gemiddelde vindkans van c. 11% bij turbines gelegen op een strekdam. Krijgsveld *et al.* (2007) vonden gemiddeld 74% van vooral middelgrote vogels in open agrarisch gebied. In een Amerikaans onderzoek werden 25% van de zangvogels, 75% van middelgrote vogels zoals eenden en 100% van grote vogels zoals roofvogels gevonden. Everaert & Stienen (2007) melden correctiefactoren voor zoekefficiëntie van 1,50 voor kleine vogels en 1,16 voor sterns.

Zoekefficiëntie kan ook sterk per zoeker variëren. Zo lag in een Amerikaanse studie de zoekefficiëntie van twee zoekers in hetzelfde windpark op 40 respectievelijk 70% (Morrison *et al.* 2007).

Aaseterij Aaseterij kan afhankelijk van de locatie snel en soms al binnen enkele uren of dagen plaatsvinden. Zo verdween in een Engelse studie 50% van kleine vogels binnen 6-12 uur. In een andere studie 10% in 8 uur, 50% in 24 uur en 70-80% in 48 uur (Drewitt & Langston 2008). Bij Krijgsveld *et al.* (*in prep.*) bedroeg aaseterij voor

overwegend middelgrote vogels 25% in twee dagen. Maar ook van grote vogels, zoals ganzen, kunnen aanzienlijke percentages voortijdig verdwijnen. Zo verdween in een Schots onderzoek 22% van de uitgelegde dode ganzen binnen een week en bleek 13% (door vossen) verslept te worden (Langston & Pullan 2003). Everaert & Stienen (2007) geven correctiefactoren voor aaseterij van 7,14 voor kleine vogels en 1,10 voor sterns.

Lokatie en weer Krijgsveld *et al.* (in prep.) vonden significante verschillen in de verdwijnsnelheden van uitgelegd aas in drie door hen gelijktijdig onderzochte windparken. Bij slecht zicht (regen, mist) bleken vindkansen aanzienlijk lager te liggen dan bij goede weersomstandigheden.

Windrichting Opmerkelijk was dat in het onderzoek in Oosterbierum de vindplaatsen van de slachtoffers waren gecorreleerd aan de stand van de rotor, en vooral lagen achter en rechts van de draaiende rotor; dit komt overeen met de slagrichting van de rotorbladen. In die kwadranten zou dan ook goed moeten worden gezocht (Winkelman 1992a).

Zoekafstand In totaal 8% van de vondsten in Oosterbierum werd gedaan buiten een zoekafstand van 50 meter (3,3x rotorbladlengte, 1,4x masthoogte) maar wel binnen 75 m (5x de rotorlengte; 2,1x masthoogte), en betroffen grotere vogels. Kleinere vogels lagen alle binnen 50 meter. In Urk werden alle vogels (groot en klein) gevonden binnen 40 meter, terwijl daar tot 60 meter afstand intensief werd gezocht (Winkelman 1992a). Bij ongeveer 110 meter hoge MW-turbines werden de meeste vogels gevonden tot op 66 meter afstand, de grootste afstand bedroeg 105 meter (Krijgsveld *et al.* in prep.).

Afgezocht oppervlak Everaert & Stienen (2007) geven een correctiefactor van 1,33-9,09 voor afgezocht oppervlak bij het door hun onderzochte op strekdam gelegen windpark bij Zeebrugge (België).

Ondergrond Ook kan de zoekefficiëntie sterk variëren bij verschillende ondergrond. Zo geven Morrison *et al.*, 2007 voor alle soorten samen voor grasland 57% en in tarwestoppels 76% op. Ook worden kleine vogels minder gevonden dan grote. Morrison *et al.* (2007) geven hiervoor waarden van 50 respectievelijk 88%. Ook Winkelman (1989, 1992a) kwam tot dezelfde conclusies voor de windparken in Oosterbierum en Urk, waar zoekefficiëntie sterk werd beïnvloed door vegetatiestructuur en hoogte, en de meeste uitgelegde vogels werden gevonden op kale bodem.

Stroming Bij windparken dicht langs water of bijvoorbeeld op strekdammen kan een deel van de slachtoffers ook in het water terecht komen en met de stroming mee worden afgevoerd. Lawrence *et al.* (2007) namen daarom bij hun vindkansberekeningen ook deze factor mee, waarvoor zij in het veld proeven met blokken hout namen. Zoals kon worden verwacht, bleek de windrichting daarbij een belangrijke factor.

Doodsoorzaak In een Engels onderzoek bleek van 66 in een windpark op een sterkdam gevonden dode vogels 12% aanvaringslachtoffer te zijn, 15% ten gevolge van vislijnen, 14% door olievervuiling, 22% door honger en 26% door predatie (Langston & Pullan 2003). In het Oosterbierum-onderzoek bleek van alle vondsten 17% nog in leven (verwond of versuft). Dit betrof vermoedelijk een minimum aantal, want levende vogels kunnen het onderzoekgebied al verlaten hebben voordat de zoekers arriveren. Voorts kwam 7 % van de vondsten zeker niet door aanvaringen en van 34% kon hierover geen uitspraak gedaan worden (Winkelman 1992a). Zie ook de tekst van paragraaf 5.2.2.2.

Correctiefactoren Totale correctiefactoren bleken tussen 0 en 20,1 te liggen in 15 windparken in Noord-Amerika, met 82% tussen 0-5,0, en 27% onder 2,0 (Barclay *et al.*, 2007). In Oosterbierum lagen deze afhankelijk van het jaar gemiddeld tussen 4,2-36,5 (gemiddelde vindkans op grond van predatie, zoekefficiëntie, afgezocht oppervlak, zoekfrequentie, en zekere + waarschijnlijke respectievelijk zekere + waarschijnlijke + mogelijke slachtoffers).

Vindkansen variëren derhalve sterk, kennen een grote statistische spreiding en dienen voor ieder locatie opnieuw in het veld te worden bepaald en te worden meegenomen in de slachtofferberekeningen. Daarnaast dient de werkelijke doodsoorzaak van de vondsten door sectie te worden vastgesteld.

Automatische slachtofferregistratie met behulp van speciale apparatuur (zie bijvoorbeeld Desholm *et al.* 2006, Wiggelinkhuizen *et al.* 2007) zou, als deze inderdaad een goed beeld van aantallen aanvaringen en daarbij betrokken soorten kan geven, de methodologische problemen bij het zoeken naar slachtoffers kunnen ondervangen.

5.2.3 Indirecte effecten (verstoring & barrièrewerking)

5.2.3.1 Algemeen

Door aanleg van de windturbines en gerelateerde andere structuren kan broed-, foerageer- of rustgebied verloren gaan of in kwaliteit verminderen, terwijl vogels in meer of mindere mate de windturbines en omgeving ook kunnen mijden (Figuur 4; pagina 45).

Verstoring van vogels door windturbines blijkt variabel te zijn en mede afhankelijk van locatie, soort, seizoen, tijdstip van de dag, weersfactoren, en bijvoorbeeld zicht. Detailgegevens over verstoringsevoeligheid van vogelsoorten en verstoringafstanden zijn opgenomen in Bijlage 6 en worden verder niet in de tekst genoemd.

Geringe statistische betrouwbaarheid

Helaas zijn er maar weinig studies beschikbaar die volgens een juiste methode zijn opgezet en voldoende lang zijn uitgevoerd om tot verantwoorde conclusies te komen (Drewitt & Langston 2006, Langston & Pullan 2003, Stewart *et al.* 2007). Dit

betekent dat de gegevens uit het overgrote deel van de beschikbare literatuur (zie bijvoorbeeld Witte & van Lieshout 2003) met de grootste voorzichtigheid moeten worden geïnterpreteerd, zeker wanneer deze individueel worden bekeken (zie ook paragraaf 5.2.3.5).

Een goed voorbeeld betreft het onderzoek aan MW-turbines langs de Eemmeerdijk (Schekkerman *et al.*, 2003), waar wel de juiste BACI-opzet werd gehanteerd, maar waar in het enige jaar van onderzoek met windturbines een sterk afwijkende situatie in naburige delen van het IJsselmeer werd geconstateerd, waardoor geen uitspraken mogelijk waren over de geconstateerde effecten in het ingreepgebied. Dit is precies waarom Stewart *et al.* (2007) meerdere jaren onderzoek zowel voor als na de ingreep als basisvoorwaarde stellen.

Hierbij moet tevens worden opgemerkt dat de conclusie van Langston & Pullan (2003) over de ontoereikende opzet van het grote en nog steeds veelvuldig aangehaalde vogelhinderonderzoek te Oosterbierum (Friesland) onjuist is; in dit onderzoek werd een volledige BACI-opzet inclusief de vergelijking met een referentiegebied uitgevoerd over een serie van jaren, alsmede een correctie voor veranderend landgebruik, en betreft nog steeds één van de weinige studies waaruit statistisch geldige conclusies kunnen worden getrokken (Stewart *et al.* 2007).

Biotoopverlies

Het feitelijke verlies aan biotoop door plaatsing van de windturbines is over het algemeen klein, zeker vergeleken met het totale ruimtebeslag van windparken. Over het algemeen genomen bedraagt het biotoopverlies door een individuele windturbine tussen de ongeveer 0,5-2,0 hectare (voor MW-molens in de VS is dit 1,6-2,9 hectare (National Research Council 2007)) en binnen een windpark globaal genomen ongeveer 2-5% van de totale oppervlakte dat door de windturbines wordt ingenomen. Maar dit percentage houdt geen rekening met veranderingen in bijvoorbeeld hydrologie, landgebruik, toenemende menselijke verstoring (onderhoudswerkzaamheden, toerisme) of een anderszins versturende werking op vogels (bijvoorbeeld door de draaiende rotorbladen of de geluidsproductie) in en rond het park, waardoor kwaliteitsverlies van het biotoop kan ontstaan.

Dit kwaliteitsverlies kan een belangrijke invloed hebben op de aantallen en soorten vogels die wel of geen gebruik meer maken van het gebied. Ook omgekeerd kunnen sommige ontwikkelingen positief uitwerken en meer soorten of grotere aantallen aantrekken. Dit laatste is bijvoorbeeld het geval bij windparken in Spanje en de VS, waar de hogere dichtheden aan kleine zoogdieren ten gevolge van veranderd landgebruik lokale en trekkende roofvogels aantrekken.

Broedsucces

Over effecten op het broedsucces zijn nagenoeg geen gegevens bekend (Langston & Pullan 2003, Drewitt & Langston 2006, National Research Council 2007). Daarom wordt dit aspect hier buiten beschouwing gelaten.

Algemene trends

Wel kan inmiddels uit de veelheid aan beschikbare gegevens met enige voorzichtigheid tot een aantal algemenere conclusies over de versturende invloed van windturbines op vogels gekomen worden. Nader onderzoek is echter gewenst op nagenoeg alle punten die een rol spelen bij het verstoringsaspect.

5.2.3.2 Gewenning

Onder gewenning wordt een leereffect verstaan waarbij in dit geval vogels zich in de loop van de tijd aanpassen aan de nieuwe situatie. Dit zou zich in het geval van windturbines kunnen uiten door het afnemen van eerder geconstateerde verstoringsafstanden, het dichter benaderen van de (draaiende) windturbines door aanvliegende vogels, of het vertonen van minder reacties bij het aanvliegen.

Door Hötter *et al.* (2004/2006) en Langston & Pullan (2003) is geen sluitend bewijs gevonden voor de aanname dat vogels in de jaren na constructie aan de (operationele) windturbines gewend raken. Het aantal studies over dit onderwerp is echter beperkt en tonen zowel gewenningsverschijnselen als het in de loop van de tijd gelijk blijven of zelfs toenemen van verstoringsafstanden.

Een andere, grote, systematisch uitgevoerde Engelse literatuurstudie naar verstoringseffecten op vogels liet zien dat in het algemeen met het toenemen van de tijd de versturende effecten sterker werden. Dit pleit tegen gewenning op termijn (in Drewitt & Langston 2006).

Broedvogels

Voor broedvogels leek in 45% van de 84 door Hötter *et al.* (2004/2006) onderzochte gevallen sprake van gewenning. Bij niet-broedvogels was dit 66%. In beide gevallen zijn de verschillen echter niet significant. Per soort bekeken middelen de gevallen met en zonder verstoring elkaar min of meer uit. Alleen voor de Kievit als broedvogel lijken de gegevens op gewenning te wijzen, en bij de niet-broedvogels lijkt dit het geval voor Veldleeuwerik en Graspieper.

Voor broedvogels zou een aangetoonde gewenning overigens een tijdelijk effect kunnen zijn, omdat zij over het algemeen plaatstrouw zijn. Bij latere generaties die nog een broedplek moeten kiezen, kan dan als nog verstoring optreden en zou het waargenomen gewenningseffect weer teniet gedaan kunnen worden. Het feit dat er bij broedvogels maar weinig duidelijke aanwijzingen zijn gevonden voor een versturende werking door de windturbines, zou dus op een tijdelijke gewenning (in combinatie met grote plaatstrouw) kunnen wijzen. Geen van de beschikbare studies is lang genoeg om deze aannamen te bewijzen (Drewitt & Langston 2006, Everaert *et al.*, 2002, Langston & Pullan 2003).

Pleisterende vogels

Stewart *et al.* (2007) analyseerden de beschikbare verstoringsstudies die methodologisch en statistisch gezien juist waren opgezet (19 studies, waaronder die uit Urk

en Oosterbierum uit eind jaren tachtig/begin jaren negentig). Hieruit volgde dat hoe langer (gerekend in jaren) een windpark operationeel is, des te groter de versturende werking is. Dit zou tegen gewinning van pleisterende en foeragerende vogels pleiten. Als dit een voortdurende trend blijkt, dan kan dit op termijn leiden tot een grotere afname van aantallen rond windturbines dan tot nu toe geconstateerd.

Trekvogels

Gewinning van trekvogels lijkt minder voor de hand liggend, omdat deze niet bekend behoeven te zijn met het fenomeen windturbines en/of de ligging ervan (Drewitt & Langston 2008).

5.2.3.3 Omgevingsspecifiek

Indirect verlies aan biotoop – kwaliteitsverlies

Broedvogels Over het algemeen worden broedvogels minder verstoord dan niet-broedvogels. Dit kan te maken hebben met de grote plaatstrouw die broedvogels aan de dag kunnen leggen in combinatie met het feit dat dit effect vooral is bestudeerd voor langer levende vogels (zie ook paragraaf 5.2.3.2). Duidelijke versturende effecten zouden dan pas optreden wanneer jonge vogels de oudere gaan vervangen. Er zijn geen studies die lang genoeg hebben geduurd om dit effect te bewijzen (Drewitt & Langston 2006).

Hötker *et al.* (2004/2006) en Hötker (2006) berekenden aan de hand van de tot zomer 2006 beschikbare studies naar de effecten van windenergie op vogels dat er gemiddeld genomen geen tot een geringe verstoring uitgaat op broedvogels. Onder verstoring wordt daarbij verstaan: een verminderd aantal vogels tot op 200 meter afstand van een windturbine of een windpark. Voor 29 soorten en één soortgroep kon een uitspraak worden gedaan. Voor 19 soorten middelen de studies waarbij een negatief effect op een bepaalde soort werd gevonden de studies met positieve effecten op die soort min of meer uit (in Bijlage 6 opgenomen als niet tot licht gevoelig). Bij tien soorten en soortgroepen (vooral bij steltlopers, Kwartel, Tureluur en Kievit en in zekere mate ook voor Scholekster en Grutto en vier kleine zangvogels) overheersten echter de negatieve effecten. In drie gevallen werd een sterke positieve tendens aangetoond; het betrof hier rietvogels die in na de bouw van het windpark in de nieuw ontstane rietkragen gingen broeden.

In het windpark te Oosterbierum werden in de onderzoeksperiode geen negatieve effecten op broedende Scholekster, Kievit, Grutto en Tureluur gevonden (Winkelman 1992d).

Broedende sterns lieten zich nabij een op een strekdam gelegen windpark in België niet of nauwelijks door de windturbines verstoren (Everaert 2002).

Over versturende effecten op broedende zangvogels zijn maar weinig studies bekend. Maar de gegevens die er zijn, laten geen tot een geringe verstoring voor deze groep zien (Langston & Pullan 2003, Drewitt & Langston 2006).

Niet-broedvogels Over het algemeen is de verstoring op niet-broedvogels groter dan bij broedvogels het geval is. Ook bleken meer soorten hiervoor gevoelig. Soorten die als

broedvogel niet gevoelig zijn, kunnen als niet-broedvogel wel degelijk versturende invloeden door windturbines ondervinden. Het grote verschil met broedvogels ligt vermoedelijk in het feit dat niet-broedvogels veel minder aan een bepaald gebied zijn gebonden dan de over het algemeen plaatstrouwe broedvogels. Verstoring van niet-broedvogels is locatieafhankelijk gebleken.

Opgemerkt moet worden dat maar weinig van de tientallen beschikbare studies statistische kritiek kon doorstaan (Stewart *et al.*, 2007) (zie ook paragraaf 5.2.3.5). Daarom wordt hieronder maar beperkt op een aantal studies ingegaan. De Nederlandse studies in de windparken te Urk en Oosterbierum behoren tot de studies die de toets der kritiek wel konden doorstaan. In deze studies aangetoonde effecten kunnen dan ook als statistisch juist beschouwd worden.

Hötker (2006) (in aanvulling op Hötker *et al.* 2004/2006) berekenden aan de hand van de tot zomer 2006 beschikbare studies naar de effecten van windenergie op vogels dat de meeste windturbines en windparken een versturende werking hebben op niet-broedvogels. Onder verstoring wordt verstaan: een verminderd aantal vogels tot op 200 meter afstand van een windturbine of een windpark. Voor 24 soorten of soortgroepen kon een uitspraak worden gedaan. Voor 16 soorten en soortgroepen overheersten de studies met een negatief effect; deze zijn in Bijlage 6 aangemerkt als matig tot sterk gevoelig. De soortgroepen ganzen, duikeenden, grondeleenden en steltlopers en op soortniveau Kolgans, Brandgans, Grauwe gans, Rietgans, Watersnip, Goudplevier, Kievit en Smient ondervonden daarbij significante negatieve effecten. Voor acht soorten werden meer studies met geen of positief effect dan studies met een negatief effect gevonden; deze zijn in Bijlage 6 aangemerkt als niet tot licht gevoelig. Bij Spreeuw en Kokmeeuw was sprake van een overheersing van de positieve effecten, maar ook bij deze soorten is bij sommige windturbines of windparken wel degelijk sprake van versturende effecten.

Tabel 1. Indicatie voor de gevoeligheid voor windturbines van verschillende vogelfamilies; √ over het algemeen gevoelig, - over het algemeen niet of weinig gevoelig; ? onbekend; genoemde effecten zijn mede locatie-, soort- en seizoensafhankelijk voor soortniveau zie Bijlage 6. Opschaling ook afhankelijk mate van opschaling (geen details op soortniveau); * met uitzondering van Kievit (sterk gevoelig), ** met uitzondering van Kievit en Goudplevier (beide sterk gevoelig); naar Council of Europe 2004, aangevuld met gegevens uit Dirksen *et al.* 2007, Everaert 2002, Hötker *et al.* 2004/2006, Hötker 2006, Langston & Pullan 2003, Stewart *et al.* 2007, Winkelman 1989, 1992d.

| familie (soort) | verstoring – barrièrewerking trek | verstoring – vermijden (visueel en fysiek) | aanvaring | opschaling – broedvogels | opschaling – niet- broedvogels |
|-----------------------------|---|---|-----------|-----------------------------|--------------------------------------|
| Duikers | √ | √ | √ | ? | ? |
| Futen | ? | √ | - | ? | ? |
| Jan van genten | ? | ? | √ | ? | ? |
| Aalscholvers | - | - | - | ? | ? |
| Reigers en ooievaars | - | ? | √ | ? | ? |
| Zwanen en ganzen | -/√ | √ | √ | ? | √ |
| Zee-eenden | √ | √ | √ | ? | ? |
| Overige eenden, Meerkoet | -/√ | √ | √ | ? | - |
| Roofvogels | -/√ | √ | √ | ? | -/√ |
| Hoenders | - | √ | √ | ? | ? |

| familie (soort) | verstoring – barrièrewerking trek | verstoring – vermijden (visueel en fysiek) | aanvaring | opschaling – broedvogels | opschaling – niet- broedvogels |
|------------------------------|---|---|-----------|-----------------------------|--------------------------------------|
| Kraanvogels | √ | √ | √ | ? | ? |
| Trappen | - | √ | √ | ? | ? |
| Steltlopers | -/√ | √ | - | - * | - ** |
| Meeuwen | - | √ | √ | ? | -/√ |
| Sterns | - | √ | √ | ? | ? |
| Alkachtigen | ? | √ | √ | ? | ? |
| Uilen | ? | ? | √ | ? | ? |
| Duiven | -/√ | √ | √ | ? | ? |
| Zangvogels - nachtrekkers | ? | ? | √ | - | √ |
| Zangvogels - dagtrekkers | -/√ | √ | - | - | √ |
| Kraaien | - | ? | - | ? | √ |

Bij het windpark te Urk (open agrarisch landschap nabij de kust) werd een significante versturende werking aangetoond voor overwinterende zwanen (Wilde zwaan en zwanen als soortgroep) (Winkelman 1989). Stewart *et al.* 2007 veronderstellen voor dezelfde set van gegevens bij nadere statistische analyse toch een significant versturend effect op ganzen (Rietgans, Kolgans, Brandgans en ganzen als groep) en voor Kleine zwaan en Wilde zwaan.

In Oosterbierum werd voor pleisterende vogels een duidelijk versturend effect aangetoond, welke mede afhankelijk was van soort, seizoen, getij en het wel of niet operationeel zijn van de windturbines. Gevoelig bleken 10 van de 13 onderzochte soorten/soortgroepen (Wilde eend, Kuifeend, Meerkoet, Scholekster, Goudplevier, Kievit, Wulp, Stormmeeuw, Zilvermeeuw, duiven). Niet gevoelig waren Kokmeeuw, kraaien en Spreeuw (Winkelman 1992d).

Bij overdag in Oosterbierum langstrekkende vogels was geregeld sprake van versturende effecten, waarbij deze afhankelijk bleken van de soort(groep), het wel of niet draaien van de rotoren en de onderlinge afstand tussen de windturbines (Winkelman 1992d). Sterk gevoelig bleken Wilde eend, Watersnip en Wulp (alle onafhankelijk van de afstanden tussen de windturbines) en piepers en spreeuwen (alleen bij dicht op elkaar staande windturbines). Weinig gevoelig bleken Kievit, lijsters en mogelijk Veldleeuwerik, kwikstaarten en Kneu (onafhankelijk de configuratie) en piepers en spreeuw bij losse configuratie. Vinken en gorzen bleken niet gevoelig.

Bij langs dijken geplaatste windturbines zijn onder andere verstoringgegevens bekend van het IJsselmeer. Hier werd voor de windturbines in het traject Lelystad-Ketelbrug na plaatsing een significante en vermoedelijk ook langdurige afname vastgesteld voor Kuifeend en Meerkoet. Hiervoor werden de gemiddelde telgegevens uit de periode 1990-1996 vergeleken met de gemiddelden uit de periode 1990-2004 (Van Eerden *et al.* 2005).

Ook Winkelman (1989) vond een versturende werking op eenden van aan de binnenzijde van de dijk geplaatste windturbines in het dijkvak ten noorden van Urk, waarbij negatieve effecten optraden bij op het water verblijvende Wilde eend, Tafeleend, Kuifeend en Brikduiker. De verstoringfactor lag daarbij in 65% van de

gevallen tussen 1-5, in 25% 5-10, en in 10% boven de 10. Voor meeuwen als soortgroep, Kokmeeuw, Stormmeeuw, Fuut, Meerkoet en Toppereend werden geen versturende invloeden aangetoond.

Lawrence *et al.* (2007) vonden geen versturende invloeden op overwinterende paarse strandlopers, aalscholvers en meeuwen bij negen windturbines op een strekdam in zee bij Blyth (UK). De aalscholvers verdwenen wel tijdens de bouwphase, maar kwamen na de bouwactiviteiten weer terug.

Verstoringsafstanden

Broedvogels Over het algemeen zijn verstoringsafstanden van broedvogels kleiner dan die van niet-broedvogels. De meeste vogelsoorten benaderen de windturbines in het broedseizoen tot minder dan 100 meter (Hötker *et al.*, 2004/2006), terwijl een maximum afstand van 300 meter voor broedvogels een inmiddels breed geaccepteerd getal is (Langston & Pullan 2003, Percival 2007)⁵. Voor broedende zangvogels is deze maximum afstand vermoedelijk wat aan de hoge kant. Bij een MW-turbine in Tjaereborg (Denemarken) werd overigens voor de broedende Kievit een maximale verstoringsafstand van 850 meter aangetoond.

Hötker (2006) (in aanvulling op Hötker *et al.* 2004/2006) konden voor 29 soorten of soortgroepen broedvogels de gegevens over verstoringsafstanden uit de literatuur tot en met zomer 2006 analyseren. Deze gegevens laten een enorme spreiding zien, zowel tussen de onderzochte windparken en windturbines als voor de onderzochte soorten en soortgroepen. Gemiddeld genomen kan wel worden gesteld dat de minimale verstoringsafstanden voor de meeste soorten in het broedseizoen over het algemeen kleiner zijn dan daarbuiten. Uitzondering daarop vormen Kievit, Grutto en Tureluur die het hele jaar door afstand tot de turbines houden.

Everaert & Stienen (2007) vonden bij een broedkolonie sterns grenzend aan een lijn windturbines voor Visdief een minimale afstand van 30 meter tot de dichtstbijzijnde windturbine, maar de meeste visdieven, grote sterns en dwergsterns hielden ten minste 100 meter aan. Bontbekplevier en Strandplevier hielden beide minimaal 40 meter afstand. Dit zou (ten dele) ook met een verschil in vegetatiebedekking te maken kunnen hebben.

Voor broedende zangvogels liet één studie significant minder broedparen zien binnen 80 meter van de windturbines dan in het referentiegebied het geval was (in Drewitt & langston 2006). Andere studies tonen verstoringsafstanden oplopend tot ongeveer 250 meter. Over het algemeen zijn de verstoringsafstanden bij kleinere vogels kleiner dan bij grotere vogels.

⁵ De Länder-Arbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG-VSW) heeft echter conservatievere normen voorgesteld (LAG-VSW 2007): bij belangrijke vogelgebieden een bufferzone van 10 maal de masthoogte met een minimumafstand van 1200 meter en voor belangrijke slaapplekken van zwanen en ganzen een uitsluitingsgebied van ten minste 3000 meter. Voor een aantal broedvogels wordt een afstand tussen broedlocatie en windturbine aanbevolen van 1000 tot 3000 meter met een straal tot 6000 meter van de windturbine waarbinnen onderzocht moet worden of er foerageerhabitat is voor de soort.

Niet-broedvogels Over het algemeen zijn voor niet-broedvogels de maximale verstoringsafstanden groter en liggen rond de 600 meter. Dit is dan ook de maximale verstoringsafstand waarmee tegenwoordig algemeen rekening wordt gehouden (Drewitt & Langston 2006, Percival 2007). Over de mate waarin verstoring optreedt, zijn nauwelijks kwantitatieve gegevens beschikbaar (maar zie onder het kopje Soortspecifiek iets verderop)

Hötker (2006) (in aanvulling op Hötker *et al.* 2004/2006) konden voor 26 soorten of soortgroepen niet-broedvogels de gegevens over verstoringsafstanden uit de literatuur tot en met zomer 2006 analyseren. Net als voor broedvogels laten ook deze gegevens laten een enorme spreiding zien, zowel tussen de onderzochte windparken en windturbines als voor de onderzochte soorten en soortgroepen. Maar het aantal windparken waarbij geen verstoring werd gemeten, is klein (zie ook Langston & Pullan 2003).

Verstoringsgevoeligheid Stewart *et al.* (2007) analyseerden de beschikbare verstoringsstudies die methodologisch en statistisch gezien juist waren opgezet (19 studies, waaronder die uit Urk en Oosterbierum uit eind jaren tachtig/begin jaren negentig). Hieruit volgde dat voor de groep van Anseriformes (eenden, ganzen en zwanen; waaronder Wilde eend, Smient, Meerkoet, IJseend, Middelste zaagbek, Eidereend en Zwarte zee-eend), Charadriiformes (alken, meeuwen, sterns, steltlopers; waaronder Kievit, Goudplevier, Wulp, Scholekster), Falconiformes en Accipitriiformes (dagactieve roofvogels; waaronder Rode wouw) en voor de Passeriformes (zangvogels; waaronder Spreeuw) de gerapporteerde verstoringen statistisch gezien inderdaad als een negatieve impact in de vorm van een afname van de aantallen in het ingreepgebied kunnen worden beschouwd. De afname bij de eenden, ganzen en zwanen (Anseriformes) was het grootste, gevolgd door die van de meeuwen, sterns en steltlopers (Charadriiformes).

Soortspecifiek De maximale verstoringsafstanden blijken soortspecifiek te zijn. Ook binnen één vogelgroep kunnen grote verschillen optreden (bijvoorbeeld kolgans 600 m, kleine rietgans 100-200 meter; Paarse strandloper 0 meter (geen verstoring aangetoond), Bonte strandloper 250 meter, Wulp 500 meter). De aantalsreducties die daarbij optreden kunnen oplopen tot ongeveer 50-95% (Winkelman 1989, 1992d, Witte & Van Lieshout 2003).

Open landschap Soorten van het open landschap (met name ganzen, eenden en steltlopers) houden een afstand tot de windturbines aan die kan oplopen tot enkele honderden meters. Voor verstoringsgevoelige soorten moet rekening worden gehouden met verstoringsafstanden van ongeveer 400-500 meter. Bij ganzen, de meest verstoringsgevoelige groep, kan deze afstand oplopen tot ongeveer 500-650 meter (maximum 850 meter). Uitzondering vormen Blauwe reiger, roofvogels (Torenvalk, Buizerd), Scholekster, meeuwen, Spreeuw en Kraai, die relatief vaak dichtbij of in windparken worden waargenomen; maar ook deze soorten ondervinden in sommige windparken wel degelijk verstorende effecten (Hötker 2006).

Grote variatie Het feit dat verstoringsafstanden van niet-broedvogels zo sterk kunnen variëren, ligt mogelijk in af- of aanwezigheid van goede voedselgebieden in de buurt van een de windturbines. Zijn deze dichtbij of in het windpark aanwezig dan zullen niet-broedvogels wellicht daar toch de voorkeur aan geven, ondanks de windturbines in de nabijheid (in Percival 2003). Dit werd ook geconstateerd door Winkelman 1989, die grote verschillen tussen jaren voor de verspreiding van ganzen en zwanen bij het windpark te Urk aantrof, die deels te relateren waren aan veel voedsel in een bepaald jaar op korte afstand (200-400 meter) van het windpark en het ontbreken daarvan in latere jaren.

Verstoring 's nachts Over nachtelijke verstoring van niet-broedvogels is nog niets bekend. Dit punt zou wel belangrijk kunnen zijn, omdat sommige vogelsoorten 's nachts van andere voedselplekken gebruik maken dan overdag, of juist overdag rusten en 's nachts foerageren. Dit kan zich bijvoorbeeld voordoen bij eenden, ganzen en steltlopers en bijvoorbeeld gerelateerd zijn aan eb en vloed. Ook op het IJsselmeer is nachtelijk foerageren van eenden geconstateerd (zie Dirksen *et al.* 2007).

Groepen versus individuen Everaert & Stienen (2007) vonden voor grote groepen voedselzoekende en rustende eenden en steltlopers verstoringsafstanden van 100-300 meter tot een lijn windturbines, maar individuele vogels en kleine groepjes kwamen soms dichterbij (50-200 meter), en voor enkele soorten zelfs tot vlakbij (Aalscholver) of tot onder de windturbines (meeuwen, sterns, Bontbekplevier, Strandplevier).

Offshore De verstoringsafstanden blijken hier aanzienlijk te kunnen zijn. Ze konden oplopen tot 4 kilometer (gemeten voor duikers, Jan van gent, Zwarte zee-eend, Zeekoet). Het feit dat windturbines in open water vooral in de ondiepe delen (< 10 meter diepte) worden geplaatst, kan conflicteren met het feit dat daar tevens belangrijke voedselgebieden van veel zee- en watervogels kunnen liggen (in Drewitt & Langston 2006).

Barrièrewerking

Over dit onderwerp bestaan weinig systematisch uitgevoerde studies, maar alle studies tezamen laten wel een algemener beeld zien (Langston Pullan 2003, Hötker *et al.*, 2004/2006, Witte & van Lieshout 2003).

Barrièrewerking bestaat uit het verschuiven van de vliegpaden van op een windpark of windturbine aanvliegende vogels tijdens de seizoenstrek of gedurende dagelijkse vluchten (voedseltrek, getijdetrek, slaaptrek). Over het algemeen wordt uitgegaan van het bestaan van een barrièrewerking als bij tenminste 5% van de aanvliegende vogels sprake is van het verschuiven van de aanvliegroute (Hötker *et al.* 2004/2006).

De effecten kunnen sterk per soort, type vlucht, vlieghoogte, afstand tot de windturbines, design en configuratie van de windturbines, de tijd binnen een etmaal, of bijvoorbeeld windkracht en richting verschillen.

Betrokken soorten Barrièrewerking is een algemeen verschijnsel dat bij veel soorten voorkomt, en in relatie tot windturbines vooral bij ganzen, eenden, sommige

roofvogelsoorten (vooral rode wouw), kraanvogels en zangvogels is waargenomen. Grotere vogels als Aalscholver en Blauwe reiger, sommige roofvogels (waaronder Sperwer, Buizerd, Torenvalk), meeuwen, sterns, Spreeuw en Kraai bleken minder gevoelig voor barrièrewerking.

Volgens Hötker *et al.* (2004/2006) is in de literatuur sprake van barrièrewerking bij 81 vogelsoorten, en dan met name bij ganzen, kraanvogel, steltlopers en kleine zangvogels. In hoeverre deze verstoring ingrijpt op de energiebudgetten van vogels of bijvoorbeeld de timing van migratie, is onbekend.

Soorten reacties Verschuivingen kunnen verandering van vliegrichting betekenen (waarbij om de windturbine of het windpark of groepen windparken heen wordt gevlogen, of waarbij vogels omkeren), maar ook uit veranderingen van vlieghoogte (zodat vogels over de windturbines heen vliegen), of verandering van groepsgedrag (het opbreken van groepen). Veranderingen van vlieghoogten waarbij onder rotorhoogte wordt doorgevlogen, zijn vooral waargenomen bij grote MW-turbines (onder andere Krijgsveld *et al. in prep.*).

Landlocaties In Spanje bleken trekkende zangvogels overdag op grotere hoogte (ongeveer 100 meter) boven een groot windpark met 66 windturbines te vliegen dan in het referentiegebied (ongeveer 60 meter) (Langston & Pullan 2003). Dit veronderstelt een vroege wijziging van vlieghoogte al op enige afstand van het windpark. Bij lokale vogels was dit niet het geval; dit zou op gewenning kunnen duiden. Eenmaal in het windpark terecht gekomen, veranderden de vogels veel vaker van vliegrichting dan erbuiten.

Nabij de kust In Oosterbierum bleek bij trekkende vogels overdag 8% van alle op het windpark aanvliegende vogels het park niet in te vliegen; de vogels vlogen er dan omheen of keerden terug. Vervolgens bereikte 11% de tweede rij windturbines niet; deze vogels verlieten voortijdig het windpark. Bij slaaptrek van lokale meeuwen betrof dit 10% en 16%. Deze mate van barrièrewerking bleek afhankelijk van de lichaamsgrootte van de vogels: het sterkste bij grote vogels, gevolgd door respectievelijk steltlopers, eenden, meeuwen tijdens slaaptrek, meeuwen, spreeuwen en kleine zangvogels. Grote vogels bleken het windpark dus vaker te mijden of voortijdig te verlaten dan kleine.

Kustgebonden Everaert (2002) namen geen duidelijke barrièrewerking op voedselvluchten van sterns waar in een windpark in België. Dwergstern vertoonde kleine afwijkingen in de vliegrichting (0,5% van alle op rotorhoogte en 0,5% van alle op turbinehoogte vliegende vogels). Bij Visdief, Kleine mantelmeeuw en Zilvermeeuw reageerde respectievelijk 31,4, 26,9 en 38,2% van op rotorhoogte vliegende vogels door afbuigen, veranderen vlieghoogte of terugkeren) en van alle op windturbinehoogte vliegende vogels 5,9%, 18,6% en 17,6%, maar het overgrote deel van de vogels vloog daarna toch gewoon tussen de windturbines door.

In Cuxhaven (Duitsland) bleek een lijnopstelling op 150-300 meter van een hoogwatervluchtplaats van steltlopers als sterke barrière te werken. Deze opstelling tussen rust- en voedselgebied werd nauwelijks gepasseerd (in: Witte en Van Lieshout 2003).

Nearshore Dirksen *et al.* 2007 namen bij een windpark in het IJsselmeergebied een grote mate van uitwijkgedrag waar (78%), zowel in donkere als maanverlichte nachten. De duikeenden vlogen daarbij parallel aan de turbines, in plaats van er tussen door te vliegen. De auteurs stellen dat dit gedrag wijst op een sterke barrièrewerking, die negatief kan inwerken op duikeenden die iedere dag van hun rustplekken naar hun voedselgebieden vliegen, waarbij zij het windpark op hun vliegroute aantreffen. In totaal doorkruiste 22 % het windpark wel.

In Noorwegen werd uitwijkgedrag van trekkende vogels bij een nearshore windpark gelegen op 250 meter afstand van de kust waargenomen, waarbij veel vogels om het windpark heen vlogen of hun vliegpad al eerder verder weg de zee op legden (in Langston & Pullan 2003).

Nearshore open zee Tulp *et al.* (1999) constateerden bij hun onderzoek bij het nearshore windpark Tunø Knob in het Kattegat (Denemarken) dat het aanvliegedrag van eidereenden en zwarte zee-eenden op het windpark niet verschilde van het aanvliegedrag van vogels op landlocaties en locaties in zoet water. Er waren 's nachts minder vliegbewegingen tijdens donkere (maanloze) nachten, wanneer de aanvaringsrisico's het grootste worden geacht. 's Nachts troffen zij tot een afstand van 1000-1500 meter minder vliegbewegingen van eidereenden aan dan op grotere afstanden. Dichter naar de windturbines toe werd dit effect sterker. Dit effect was het sterkste tijdens nachten met maanlicht. Ook bleken vliegende eidereenden minder vaak het windpark te doorkruizen als zij dwars op de lengterichting van het park kwamen aanvliegen. Groepen die haaks op het park aanvlogen vlogen door openingen van 200 meter, maar die min of meer parallel kwamen aanvliegen hadden een voorkeur voor openingen van 400 meter. In totaal 7% van alle op het park aanvloegende bewegingen weken voor het park uit. Tijdens daglichtomstandigheden vonden de meeste uitwijkingen plaats.

Zicht Zicht lijkt een belangrijke factor te spelen bij barrièrewerking. Zo werd uitwijkgedrag bij daglicht al op grotere afstand geïnitieerd dan 's nachts (≤ 3 kilometer respectievelijk ≤ 1 kilometer) bij het offshore gelegen windpark Nysted in de westelijke Baltische zee (in Drewitt & Langston 2006, 2008).

Tot nu toe zijn er geen aanwijzingen dat barrièrewerking van een windturbine of een windpark significant doorwerkt op populatieniveau. Maar de effecten van grote windparken met tientallen tot honderden turbines of de cumulatieve effecten van meerdere (grote) windparken in een regio zijn nog niet bestudeerd. Als deze zouden leiden tot omvlieggedrag (van een deel van de vogels) van tientallen kilometers of het permanent afsnijden van cruciale voedselgebieden, dan kunnen effecten zeker significant worden (Dirksen *et al.* 2007, Drewitt & Langston 2006).

5.2.3.4 Windturbinegerelateerd

Design en configuratie

Windturbinehoogte en vermogen Hötcker 2006 toonde aan dat broedvogels zich over het algemeen door grotere (MW-)windturbines minder lieten verstoren dan bij kleinere

windturbines het geval was. Dit gold voor 21 van de 29 onderzochte soorten, en ook voor soorten die als matig tot sterk gevoelig voor verstoring door windturbines naar voren waren gekomen (zoals Watersnip, Wulp en Tureluur). Maar voor Kievit en Grutto leek er een tendens tot meer verstoring.

Voor niet-broedvogels analyseerden Stewart *et al.* (2007) de beschikbare verstoringstudies die methodologisch en statistisch gezien juist waren opgezet (19 studies, waaronder die uit Urk en Oosterbierum uit eind jaren tachtig/begin jaren negentig). Hieruit volgde geen relatie tussen vermogen per turbine (en daarmee van de daaraan gerelateerde grootte van de windturbine) en de mate van verstoring op een aantal soorten niet-broedvogels (eenden, steltlopers, roofvogels, zangvogels) (zie ook paragraaf 5.2.3.5).

Configuratie In de geraadpleegde literatuur kwamen in relatie tot broedvogels geen voorkeuren voor een bepaalde configuratie naar voren. Dit heeft vermoedelijk te maken met het feit dat de meeste soorten broedvogels zich niet of maar weinig door windturbines laten verstoren.

Ook uit de gegevens van Stewart *et al.* (2007) (19 studies) volgde geen relatie tussen aantal turbines en de mate van verstoring op een aantal soorten niet-broedvogels (eenden, steltlopers, roofvogels, zangvogels) (zie ook paragraaf 5.2.3.5).

In Denemarken wees een analyse van 61 windturbine locaties uit dat kleine rietganzen een afstanden aanhielden van 100 meter tot losse windturbines en rijen en 200 meter tot clusters windturbines. De ganzen hielden zich nooit op binnen de cluster (Langston & Pullan 2003). Ook dit onderzoek werd door Stewart *et al.* (2007) als statistisch “proof” aangemerkt.

Uit de analyse van Winkelman (1992d) voor het windpark te Oosterbierum kwam een dichte cluster als minder verstorend (minder biotoopbeslag) voor niet-broedvogels naar voren.

Het onderzoek in het windpark te Oosterbierum wees uit dat voor trekvogels een lijnopstelling evenwijdig aan de hoofdtrekrichting de voorkeur heeft boven een lijn haaks op de hoofdtrekrichting, en een open cluster (grote afstand tussen de windturbine) boven een dichte cluster (Winkelman 1992c).

Sommige auteurs stellen dat een lijnopstelling naast wegen de voorkeur heeft, omdat vogels door de wegen toch al worden verstoord.

Bedrijfsvoering

Bij stilstaande windturbines in het windpark te Oosterbierum bleek de verstoring op niet-broedvogels niet verschillend te zijn van die in de operationele situatie (Winkelman 1992d). Ook een Amerikaanse studie aan in grasland broedende zangvogels gaf geen verschil in aantallen bij operationele en stilstaande windturbines (in Langston & Pullan 2003).

Wel werden er in Oosterbierum binnen 100 meter van de stilstaande windturbines bij aanvliegende vogels nauwelijks (2%) reacties gezien. Bij draaiende windturbines betrof dit in de noordelijke open cluster 11% en in de zuidelijke cluster met hogere windturbinedichtheid 18%. Ook vlogen vogels het stilstaande windpark significant vaker in dan bij het draaiende windpark het geval was (Winkelman 1992c).

Aangenomen wordt dat de nieuwe generatie MW-turbines vaker operationeel zullen zijn dan bij de kleinere windturbines het geval was. Bij opschaling van het windpark in de Altamont Pass (VS) verwacht men dat de nieuwe windturbines 55% meer operationeel zullen zijn dan de oudere typen (Sterner *et al.* 2007).

Geluid

Of door de windturbines geproduceerde geluiden vogels vroegtijdig kunnen waarschuwen of afschrikken is onbekend. Studies gericht op het testen van de effecten van afschrikkende geluiden bij andere obstakels wezen alle op (snelle) gewenning hieraan (in Sterner *et al.*, 2007).

Een bijkomend probleem hierbij is dat geluid en beweging van de rotorbladen in de praktijk niet als afzonderlijke factoren kunnen worden bestudeerd.

Verlichting

Navigatieverlichting bovenop windturbines en scheepsverlichting op zee (op 10 meter hoogte) zou de windturbines voor vogels beter zichtbaar kunnen maken en barrièrewerking kunnen veroorzaken, maar zou ook vogels kunnen aantrekken en desoriënteren, waardoor de kans op aanvaringen met de windturbines juist toe kan nemen (zie onder andere Drewitt & Langston 2006).

Voor andere hoge obstakels is hiernaar met name in de VS veel onderzoek gedaan, en als een belangrijke factor bij het voorkomen van slachtoffers naar voren gekomen. Pulserend wit licht met een lage lichtintensiteit, een korte pulsduur en een lang tijdsinterval tussen de pulsen heeft de voorkeur (zie onder andere Langston & Pullan 2003).

Opschaling (“repowering”)

Over “repowering” (opschaling door het vervangen van kleinere windturbines door grotere met meer vermogen) zijn alleen gegevens voor windturbines tot een vermogen van 2 MW beschikbaar. Het beeld is nog diffuus, en verdient nader onderzoek (zie ook tekst hierboven over Windturbinehoogte en vermogen).

Broedvogels Hötker (2006) (in aanvulling op Hötker *et al.* 2004/2006) toonden door middel van modelberekeningen voor 28 broedvogelsoorten en één soortgroep aan dat bij een repowering van 0,3 en 0,5 MW naar 1,5 of 2,0 MW de negatieve effecten op 24-25 van de door hen onderzochte soorten (ongeveer 80-85%) reduceert (minder verstoring), en op de overige 3-4 soorten vergroot (onderzocht voor een opwaardering van de totale capaciteit van het windpark tot en met een factor 5). Met andere woorden: bij gelijkblijvend tot een vijfvoudige opwaardering van het vermogen zou het voor de meeste onderzochte soorten beter zijn om deze te laten opwekken door een kleiner aantal grote windturbines (tot 2 MW) vergeleken met een groter aantal kleinere windturbines, wanneer de totale capaciteit maximaal van het windpark met een factor 5 toeneemt.

Wanneer de repowering een grotere factor betreft, leidt deze bij Kievit en enkele zangvogels (Blauwborst, Winterkoning, Rietzanger en Bosrietzanger) en tot op

zekere hoogte ook voor Wilde eend, Tureluur en enkele zangvogelsoorten juist tot meer verstoring.

In een Engelse studie voor 10 in het binnenland gelegen windparken werd geen significant verschil gevonden tussen verstoring van broedvogels door grotere en kleinere windturbines of grotere en kleinere windparken (in Langston & Pullan 2003).

Niet-broedvogels Voor “repowering” in relatie tot niet-broedvogels ontstaat een wat diffuser beeld. Hier reageert ongeveer 67% van de onderzochte 25 soorten en soortgroepen (waaronder ganzen, Kievit en Goudplevier) in meer of mindere mate negatief (meer verstoring, grotere verstoringsafstanden) op repowering bij lagere opwaarderingsfactoren en 80-90% bij de hogere opwaarderingsfactoren. Er bleken voor meer soorten effecten aanwezig wanneer een oorspronkelijke 0,5 MW turbine werd opgewaard dan bij 0,3 MW het geval was. Of werd opgewaardeerd tot 1,5 of 2,0 MW maakte weinig verschil.

Stewart *et al.* (2007) vonden geen relatie tussen vermogen per turbine en de mate van verstoring op een aantal soorten niet-broedvogels (eenden, steltlopers, roofvogels, zangvogels)

Repowering geeft daarnaast de mogelijkheid windturbines die voor veel overlast voor vogels bleken te zorgen, te verplaatsen naar locaties waar minder overlast te verwachten valt.

5.2.3.5 Methodiek

Methodologisch gezien blijkt verstoring lastig te onderzoeken. Statistisch verantwoorde uitspraken kunnen slechts worden gedaan als voldaan is aan een onderzoeksopzet welke zowel de situatie voor als na de bouw als in het ingreepgebied zelf en in een referentiegebied met elkaar vergelijkt (Stewart-Oaten *et al.* 1986), de zogenaamde BACI-opzet (Before and After in a Control and the Impact site). In het BACI-model worden de effecten van plaats, tijdstip en windpark multiplicatief verondersteld. De nul-hypothese ‘geen effect’ kan dan worden getoetst met behulp van de per tijdstip (telling) berekende verhouding tussen de aantallen vogels op de twee plaatsen C en I in de periode zonder met windturbines. De impact site kan daarvoor ook worden opgedeeld in verschillende afstandszones (verstoringszones), waarbij voor iedere zone apart de geldigheid van de hypothese wordt getoetst. Gegevens verzameld volgens het BACI-principe kunnen als nadeel hebben dat zij niet (altijd) onafhankelijk van elkaar zijn in tijd of ruimte (vogelgroepen, aantalsfluctuaties), alhoewel Stewart-Oaten *et al.* (1986) aangeven dat de onafhankelijkheid niet altijd een probleem hoeft te zijn. Het veldonderzoek dient zich over een langere periode (enkele jaren voor en na de ingreep) uit te strekken.

Stewart *et al.* (2007) hebben getracht de statistische geldigheid van de resultaten uit de vele verstoringsonderzoeken die sinds het eind van de jaren tachtig het daglicht hebben gezien, op hun waarde te toetsen. De resultaten waren verontrustend. Van de 2845 referenties over vogelverstoringsonderzoek bij windturbines bleken slechts 19

studies (0,7%) de statistische toets der kritiek te kunnen doorstaan en hadden naast een juiste opzet (BACI-methode) en onderzoekshypothese ook een gegevensset die robuust genoeg was om de geldigheid van de gevonden resultaten op statistische betrouwbaarheid te toetsen. Hieronder vallen de onderzoeken bij de windparken te Urk (Winkelman 1989) en Oosterbierum (Winkelman 1992d).

Stewart *et al.* (2007) wijzen erop dat de bij de BACI-opzet aangetoonde significante effecten nog geen uitsluitel geven of het om een werkelijke afname van de populaties gaat of een (meer voor de hand liggende) het mijden van het windpark en omgeving.

Bij het bestuderen van barrièrewerking en vlieggedrag is 's nachts het menselijke oog ontoereikend en dient speciale apparatuur te worden ingezet (zie bijvoorbeeld Kunz *et al.* 2007b, National Research Council 2007). Overdag kunnen met het menselijke oog en eenvoudige waarnemingsapparatuur (verrekijkers, telescoop) waarnemingen worden verricht, maar dient terdege rekening te worden gehouden met parallaxproblemen en bijvoorbeeld problemen met het schatten van de juiste vlieghoogte.

Bij onderzoek aan de invloed van offshore en nearshore windparken op vogels spelen nog meer dan op land- en kustlocaties waarnemingsbeperkingen een grote rol, niet alleen van het menselijke oog maar ook van geavanceerder apparatuur (radar, thermische en andere infrarood apparatuur) (zie onder andere Desholm *et al.* 2006, Wiggelinkhuizen *et al.* 2007).

5.2.4 Effecten op populatieniveau

5.2.4.1 Significantie van effecten

Om een uitspraak te doen over het effect op populatieniveau moet worden bepaald welk deel van de (lokale, regionale, landelijke of wereld-) populatie door de windturbines wordt verstoord of gedood. Voorts moet worden onderzocht in hoeverre populaties in staat zijn door middel van verhoogde reproductie deze extra verliezen aan te vullen. Hiervoor is langlopend onderzoek noodzakelijk. Ook moet de kritische drempelwaarde waarbij effecten op populatieniveau significant worden, bekend zijn (Drewitt & Langston 2008, Hötker *et al.* 2004/2006).

Hötker *et al.* (2004/2006) berekenden dat significante afnamen in de omvang van vogelpopulaties al kunnen worden veroorzaakt door een relatief kleine (0,1%) toename in de jaarlijkse sterfte, mits deze niet wordt gecompenseerd door een toename in reproductie. Kortlevende soorten met een hoge reproductie worden daarbij minder beïnvloed dan langlevende soorten met een lage reproductie (K-strategisten). Dierschke *et al.* (2003) (in Drewitt & Langston 2008) vermelden dat voor lang levende soorten als roofvogels en zeevogels (waaronder sterns), een additionele mortaliteit van meer dan 0,5% een significant effect kan hebben. Dit betekent dat ook kleine aantallen slachtoffers van dergelijke soorten per turbine per jaar uiteindelijk een significant effect op populatieniveau kunnen hebben.

Verstoringseffecten zijn nog maar zelden doorgerekend op populatieniveau. Wel berekenden Larsen & Madsen (2000) de cumulatieve effecten van 61 windturbines op Kleine rietgans in Denemarken, waar de betrokken windparken tezamen 4% van het studiegebied innamen, maar 13% van het beschikbare voedselgebied van deze soort. In een ander Deens onderzoek nam het foerageergebied van de Wilde zwaan met 1-2,5% af ten gevolge van plaatsing van windturbines (in: Witte & Van Lieshout 2003).

Voor het grote windpark in de Altamont Pass in Californië (tegenwoordig 5.400 windturbines van ≤ 400 kW, op 165 km² land, met een totaal vermogen van 580 MW) wordt het totale aantal gedode steenarenden in de afgelopen 20 jaar op 1.500-2.300 geschat, terwijl dit windpark in die periode naar schatting in totaal 35.000-100.000 vogelslachtoffers (voor alle 40 soorten samen) heeft gevergd (Thelander & Smallwood 2007, Smallwood & Thelander 2008).

Voor de Mid-Atlantische regio in de VS berekende de National Research Council (2007) dat het voor het jaar 2020 geplande windenergievermogen van 3856 MW jaarlijks 10.372-44.999 vogelslachtoffers zal vergen, waarvan ongeveer 80% vooral trekkende zangvogels zullen zijn. Zij beargumenteren dat wanneer hierbij soorten zijn waarvan naar verhouding jaarlijks veel slachtoffers vallen de populaties daarvan op termijn kunnen afnemen. Opmerkelijk is dat overeenkomstige berekeningen voor vleermuizen voor hetzelfde geplande vermogen voor deze regio 2,5x hoger liggen (61.935-110.667 slachtoffers) dan voor vogels.

Drewitt & Langston (2006, 2008) wijzen er op dat in het algemeen individuele windpark zelden significante effecten veroorzaken, maar dat er wel degelijk sprake kan zijn van cumulatieve effecten wanneer alle bestaande en geplande windparken in een regio samen worden bekeken. Om hierover zekerheid te verkrijgen, dient bij voldoende windparken langlopend onderzoek gedaan te worden.

De weinige voorbeelden van significante effecten op lokale, landelijke of *overall* vogelpopulaties veroorzaakt door windturbines komen uit de VS (Steenarend, mogelijk ook Californische condor en Holenuil, alle lokaal), Spanje (Vale gier, *overall*; Steenarend, lokaal), Duitsland (Rode wouw, Zeearend, Grutto, alle nationaal), België (sterns, lokaal), UK (Eidereend, lokaal) en Nederland (eenden, lokaal), en betreffen effecten ten gevolge van aanvaringen.

Verenigde Staten

Van de lokale populatie van de Steenarend in de Altamont Pass werd in drie jaar tijd 20% van de subadulte vogels en 15% van de niet-territoriale adulten door de windturbines gedood. Inmiddels is daar aangetoond dat het gebied met een straal van 30 km rondom dit uitgestrekte windpark recent als ecologische sink is gaan fungeren (lokale verliezen aan vogels worden aangevuld door immigratie van buitenaf, en onvoldoende door reproductie ter plaatse). Dit geeft aan dat de effecten ten gevolge van de aanvaringen met de windturbines inderdaad van significant negatieve invloed zijn op de lokale populatie van de Steenarend. Deze populatie in en rond dit

windpark is dus niet meer in staat zich zelfstandig te onderhouden (in Drewitt & Langston 2008).

In hetzelfde windpark beginnen de cumulatieve mortaliteitscijfers voor Californische condor (sterk bedreigd) en Holenuil (speciale beschermingsstatus) redenen tot zorg te geven (Sterner *et al.* 2007).

In de VS vallen getalsmatig de meeste slachtoffers onder zangvogels, maar studies aldaar wijzen uit dat de effecten hiervan (nog) niet significant zijn en (nog) geen bedreiging vormen op lokaal of regionaal populatieniveau (Sterner *et al.*, 2007, National Research Council 2007). Maar Strickland *et al.* (2007) stellen inmiddels dat mede gezien cumulatie van effecten en het toenemende windenergievermogen redenen tot alertheid zijn voor met name zangvogels en steltlopers. De National Research Council (2007) noemt daarbij speciek de Roodoogvireo, een algemene, nachttrekkende zangvogel.

Spanje

In Spanje worden er van de Vale gier van de 8100 broedparen (nagenoeg de wereldpopulatie) jaarlijks enkele honderden slachtoffer van windturbines. Van deze slachtofferaantallen wordt algemeen aangenomen dat zij op termijn een negatief effect op de betreffende populaties zullen hebben (zie onder andere Drewitt & Langston 2008).

Duitsland

Hötker *et al.* (2004/2006) schatten voor de nationale populatie van de zeearend in Duitsland een door windturbines veroorzaakte additionele sterfte van ongeveer 0,7%, en voor die van de rode wouw van ongeveer 0,3%.

Hötker (2006) stelt dat langs de westkust van Sleeswijk-Holstein nu zoveel windturbines zijn geplaatst, dat er een dringende noodzaak is te berekenen of deze samen van invloed zijn op de populaties van ganzen, Goudplevier en weidevogels in dit deel van Duitsland.

Ketzenberg *et al.* (2002) geeft aan dat er geen direct bewijs is voor het afnemen van de grutto-populatie in Duitsland ten gevolge van verstoring door windturbines.

België

Everaert & Stienen 2007 vonden een additionele sterfte ten gevolge van aanvaringen met de windturbines in Zeebrugge. Deze bedroeg afhankelijk van het jaar 3,0-4,4 % voor Dwergstern, 1,8-3,7% voor de Visdief en 0,6-0,7% voor Grote stern. De bovengenoemde kritische drempels van 0,1% en 0,5% worden bij alle drie soorten overschreden.

UK

Het windpark in Blyth (Northumberland) veroorzaakte aanvankelijk een additionele mortaliteit van 0,5-1,5% van de lokale eidereendpopulatie, die minder was in latere jaren (in Drewitt & Langston 2006).

Nederland

Op grond van het voor eenden door Winkelman (1989) berekende maximale aanvaringsrisico van 0,0009, berekenden Dirksen *et al.* (2007) dat bij een nearshore windpark op het IJsselmeer met vier windturbines per jaar in totaal 50-100 duikende vogels zullen worden gedood. Dit komt neer op 3-5% van het totale aantal pleisterende vogels in de directe omgeving van het windpark (Dirksen *et al.*, 2007). Van Eerden *et al.* (2005) wijzen er voor het IJsselmeergebied ook op dat de staat van instandhouding van de vogelsoorten in de SBZ's IJmeer, Markermeer en IJsselmeer ongunstig is, en dat dit voor een belangrijk deel is gelegen in interacties met menselijk medegebruik.

5.2.4.2 Aanvaringen met andere obstakels dan windturbines

Ook voor andere obstakels dan windturbines zijn nauwelijke gegevens op populatieniveau bekend. Maar de gegevens die er zijn, zijn verontrustend (Drewitt & Langston 2008). Daarom wordt hieronder kort aandacht aan dit onderwerp gegeven.

Een voorbeeld is de schatting dat van alle trekvogels die over het centrum van Toronto (Canada) vliegen, minimaal 0,1% wordt gedood door aanvaringen met gebouwen en ruiten (Drewitt & Langston 2008). Voorts berekende Klem (1990) (in Drewitt & Langston 2008) dat in de USA jaarlijks 100 miljoen tot 1 miljard vogels worden gedood door tegen ruiten te vliegen. Dit betreft op jaarbasis 0,5-5% van alle in de USA voorkomende vogels. Per gebouw (waaronder gewone woonhuizen) zouden in de USA per jaar gemiddeld genomen 0,65-7,7 vogels gedood worden door tegen de ruiten aan te vliegen. Daarbij is sprake van non-selectieve mortaliteit.

Botsingen met ruiten wordt dan ook door diverse auteurs als dé belangrijkste door mensen veroorzaakte mortaliteit van vogels gezien, en wordt vele malen hoger ingeschat dan mortaliteit door verkeerswegen, communicatietorens, andere hoge gebouwen, elektriciteitsleidingen of windturbines. In ieder geval lijken in de VS alleen al door aanvaringen met communicatietorens, windturbines, elektriciteitsleidingen en ruiten, samen minimaal enkele honderden miljoenen vogels slachtoffer te worden. De meeste daarvan behoren tot de algemene en wijd verspreide soorten die snel in staat zijn extra verliezen door verhoogde reproductie aan te vullen. Maar dat geldt niet voor alle soorten, en ook bij algemene soorten kan op een gegeven moment de kritische drempel overschreden worden (Drewitt & Langston 2008).

In Europa zijn de gegevens voor mortaliteit door verkeerswegen en hoogspanningsleidingen mogelijk wat gedateerd, omdat deze vooral uit de jaren zeventig en tachtig van de vorige eeuw dateren (Winkelman 1992a). Voor verkeerswegen werden deze in die tijd voor Nederland op 2-8 miljoen per jaar geschat, voor hoogspanningsleidingen op 1-2 miljoen. Verwacht wordt echter dat, met de enorme uitbreiding van het Nederlandse wegennet sindsdien, deze aantallen niet afgenomen zullen zijn. Voor ruiten bestaan vooral ook uit die tijd wel tellingen, maar zijn nooit nationale schattingen gemaakt.

5.2.4.3 Methodiek

De bij het inschatten van effecten te gebruiken methoden zijn geen onderwerp van onderhavige literatuurstudie geweest. Daarom wordt er hier slechts kort op ingegaan.

Wel kan worden gesteld dat over het inschatten van de omvang van de mogelijke effecten van windenergie op vogels op zijn minst tientallen referenties bestaan. Verwezen kan worden naar onder andere BirdLife International (2005), Council of Europe (2004), English Nature *et al.* (2001), Langston & Pullen (2003), National Research Council (2007), Stewart *et al.* (2007), Strickland *et al.* (2007) en Percival (2007), die een goed overzicht geven over richtlijnen voor het inschatten van deze effecten en richtlijnen voor strategische milieubeoordelingen. Ook geven zij protocollen voor onderzoek en benoemen zij lacunes in bestaande kennis die nader onderzoek behoeven.

Een overzicht van waarnemingsmethoden en toepasbaarheid wordt onder andere gegeven door onder andere National Research Council (2007) en Kunz *et al.* (2007a, b), een korte samenvatting van methoden en bijkomende problemen in opzet en interpretatie, alsmede van de meest gebruikte apparatuur (radar (zie ook www.detect-inc.com/wind.html), warmtebeeld en andere infrarode lichtbronnen) en berekeningsmethoden (waaronder modellering) door bijvoorbeeld Drewitt & Langston (2006). Desholm *et al.* (2006) en Wiggelinkhuizen *et al.* (2007) en geven de laatste stand van zaken betreffende automatische slachtofferdetectie.

Mede omdat veldonderzoek naar de werkelijke effecten van windenergie op vogels niet alleen tijdrovend is gebleken maar ook onderhevig aan methodologische problemen, wordt meer en meer onderzoek gedaan naar voorspellende rekenmodellen, waarin vaak ook naar de eventuele effecten op populatieniveau wordt gekeken of worden bestaande methoden aangepast voor gebruik voor windturbines (zie onder andere Langston & Pullan 2003).

Zo geven Band *et al.* (2007) een methode om aan de hand van het aantal vogels dat het rotorgebied doorkruist en de technische details van de rotor (bladlengte, draaisnelheid, etc.) tot een inschatting van de aanvaringsrisico's en daarmee van het te verwachten aantal slachtoffers te komen, maar zij houden geen rekening met het geconstateerde uitwijkgedrag dichtbij de rotor. Chamberlain *et al.* (2006) berekenen dat deze modellen sterk afhankelijk zijn van het wel of niet meerekenen van uitwijkgedrag, en stellen dat deze alleen vergelijkend gebruikt zouden moeten worden, en niet om een inschatting van de werkelijk effecten op één locatie te maken. Langston & Pullan (2003) stellen dat zij altijd moeten worden geverifieerd met veldonderzoek teneinde deze modellen te testen en aan te kunnen passen.

Algemeen is er een pleidooi om via vaste onderzoeksopzetten, protocollen en hypothesen te werken, teneinde de vergelijkbaarheid van de gegevens tussen de verschillende locaties sterk te vergroten en beter geschikt te maken voor het opstellen van locatierichtlijnen en mitigatiemaatregelen.

6 Effecten windturbines op vleermuizen

De eerste paragraaf van dit hoofdstuk behandelt kort de in relatie tot windturbines belangrijkste aspecten van de leefwijze van vleermuizen in de eerste paragraaf. De tweede paragraaf gaat uitgebreid in op de effecten die windturbines hebben. Hierbij wordt ingegaan op aanvaringsrisico's, directe effecten, indirecte effecten en de effecten op populatieniveau. In Bijlage 7 zijn detailgegevens per soort opgenomen die in de hoofdtekst slechts in samenvattende zin zijn verwerkt ten einde de leesbaarheid te bevorderen en omdat de resultaten sterk locatiegebonden blijken te zijn. Ook worden in veel referenties slechts gemiddelden en geen minimum, maximum, standaarddeviatie of spreiding gegeven; soms wordt volstaan met enkel de mediaan. De beschikbare gegevens zijn dan ook niet coherent.

Begin augustus 2008 gaf Google op de woordcombinatie “vleermuizen windenergie” 32.600 records. Maar zelfs als wordt uitgegaan van de “officiële” literatuur (peer-reviewed artikelen en rapporten uitgegeven door gerenommeerde onderzoeksinstellingen), dan bedraagt het aantal referenties uit Europa en Noord-Amerika samen nog altijd enkele honderden documenten. In onderstaand overzicht is daarom vooral uitgegaan van gegevens en conclusies uit recente overzichtsliteratuur, aangevuld met publicaties van latere datum en enkele oudere publicaties welke niet of onvolledig in de geraadpleegde overzichtsliteratuur zijn vermeld of behandeld, maar die wel een bredere toepassing of analyse betroffen.

Referenties genoemd in de gebruikte overzichtsliteratuur (Arnett *et al.* (2008) (VS), Bach (2008), Bach & Rahmel (2004), Brinkmann (2006a,b), EUROBATS (2006), Hötker *et al.* (2004/2006), Johnson & Arnett (2008) (VS), Kunz *et al.* (2007a,b) (VS), Limpens *et al.* (2007), National Research Council (2007) (VS)) zijn niet in de literatuurlijst in het onderhavige rapport opgenomen, tenzij deze separaat werden geraadpleegd. Een bijkomend probleem in de belangrijkste Europese samenvattingsliteratuur (Hötker *et al.* 2004 en 2006, Limpens *et al.* 2007) is dat in deze overzichten in de hoofdtekst meestal niet is verwezen naar de oorspronkelijke bronnen in de bijgevoegde literatuurlijsten.

Omdat veel bruikbare publicaties uit de VS komen en tussen de effecten van windenergie op vleermuizen in de VS en Europa grote overeenkomsten (b)lijken te bestaan, zijn ook resultaten die betrekking hebben op de Amerikaanse situatie in het onderhavige overzicht meegenomen. Wel heeft de Amerikaanse literatuur veelal betrekking op grotere windturbines (600 kW – 1,8 MW) dan de Europese (vooral middelgrote windturbines < 1 MW).

6.1 Leefwijze & gevoeligheid

Om de mogelijke effecten van windturbines op vleermuizen te kunnen begrijpen en inschatten is enige kennis omtrent de levenswijze van vleermuizen onontbeerlijk. De informatie in deze paragraaf is bedoeld als globale achtergrond; voor uitgebreidere soortspecifieke informatie wordt verwezen naar onder andere Limpens *et al.* (1997).

De belangrijkste gebruikte literatuur voor de informatie in deze paragraaf komt uit Ahlén *et al.* (2007, 2008), Arnett *et al.* (2008), Bach & Rahmel (2004), Brinkmann (2004), EUROBATS (2006), Harbush & Bach (2005), Limpens *et al.* (2007), Natural England (2008).

6.1.1 Nachtactieve insecteneters

Vleermuizen zijn nachtactieve, vliegende zoogdieren, en (in Europa) insecteneters. Vleermuizen jagen 's nachts met behulp van sonar (echolocatie) op vliegende of op het oppervlak van bladeren, muren, water of op de bodem rustende insecten. Er bestaat een grote variëteit aan vleermuizen: er zijn specialisten met een unieke morfologie en vliegstijl (zoals de Gewone grootoorvleermuis en de Rosse vleermuis) en generalisten (zoals de Gewone dwergvleermuis). Regen, lage temperaturen en sterke wind reduceren de vliegactiviteit van vleermuizen (en van de insecten waarop zij foerageren). Vleermuizen worden afhankelijk van de soort en het weer actief vanaf ongeveer een half uur na zonsondergang en hebben vaak een activiteitspiek in de eerste uren van de nacht.

6.1.2 Seizoen- en levenscyclus

Globaal gezien is er sprake van een vaste seizoens- of levenscyclus die echter per soort anders is en bovendien afhankelijk van weer en klimaat kan verschillen. In de periode half oktober – maart is er sprake van winterslaap in de winterverblijfplaatsen, half maart – april volgt de zwermfase en het baltsen en paren van sommige soorten, in april vindt er bij een deel van de soorten trek naar hun zomerkwartieren, mei – juli is de kraamtijd en verblijven de dieren in hun zomerverblijfplaatsen, van augustus – tot half oktober is voor de meeste soorten de zwermfase en het baltsen en paren; voor sommige soorten is dan ook sprake van trek.

6.1.3 Verblijfplaatsen en vliegroutes

Vleermuizen gebruiken een netwerk van verblijfplaatsen en verhuizen in de loop van een seizoen en/of het jaar regelmatig van de ene naar de andere plek. In de winterverblijven, die veelal in onderaardse ruimtes maar ook in boomholtes of gebouwen kunnen liggen, gaan de vleermuizen in winterslaap. De verblijfplaatsen zijn vaak verbonden via vliegroutes in het landschap. Sommige soorten gebruiken daarbij landschappelijke structuren zoals heggen, houtwallen, muren, kustlijnen, oevebegroeiing, (randen van) rivierdalen, rivierlopen, bosranden en bomenrijen, andere soorten vliegen veel losser van en hoger boven het landschap.

Verblijfplaatsen kunnen afhankelijk van de soort op enige afstand van de voedselgebieden liggen, en daarmee verbonden zijn door soortgelijke vaste vliegroutes. Natural England (2008) stelt daarbij dat vleermuizen buiten de verblijfplaatsen, vliegroutes en foerageergebieden, waar zij in hoge dichtheden kunnen voorkomen,

binnen enkele tientallen meters tot een paar honderd meter afstand daarvan al snel verspreid raken waarbij dichtheden aanzienlijk afnemen.

6.1.4 Voortplanting

In het voorjaar verzamelen de vrouwtjes zich in kraamgroepen of kraamkolonies (tot honderden dieren groot), die zich bevinden in gebouwen of in spleten en holtes in bomen. In juni-juli worden daar de jongen geboren. De mannetjes bewonen vergelijkbare verblijfplaatsen, maar leven solitair of in kleine groepjes. Verblijfplaatsen liggen vooral op zuid exposities in het landschap.

Balts en paring vinden bij de meeste soorten plaats in de zwermfase in de (vroeg) herfst of aan het begin van de overwinteringsperiode, bij andere soorten in het voorjaar. Territoria en paarplaatsen liggen over het algemeen in groepen bij elkaar, in kuststreken en rivierdalen en bij meren en plassen, maar ook in oudere lanen, bospercelen en parken met veel boomholtes en steden en dorpen, en vrijwel altijd op plekken waar veel vrouwtjes voorbijkomen op weg naar hun jachtgebied of op weg door Nederland of Europa tijdens de trek.

6.1.5 Reproductiviteit

Over het algemeen behoren vleermuizen tot de lang levende zoogdieren, vertonen een lage reproductiviteit (weinig jongen per jaar) en hebben een naar verhouding lage natuurlijke mortaliteit, hetgeen hen op populatieniveau gevoelig maakt voor additionele, onnatuurlijke mortaliteit zoals bijvoorbeeld door windturbines veroorzaakt kan worden (zie onder andere National Research Council 2007).

6.1.6 Trek

De meeste soorten vertonen geen duidelijke noord-zuid trek tussen kraamverblijfplaatsen in de zomer en winterverblijfplaatsen in de winter, zoals bij vogels wel het geval is. Ze zwerven in herfst en voorjaar over korte tot middellange afstanden in allerlei richtingen tussen geschikte zomer- en winterverblijven. Ruige dwergvleermuis, Rosse vleermuis, Bosvleermuis en Tweekleurige vleermuis daarentegen trekken wel over grotere afstanden van 1000 tot 2000 kilometer, terwijl de Meervleermuis afstanden tot ongeveer 350 kilometer kan afleggen. Of zij daarbij hun sonar gebruiken of juist (meer) op het zicht vliegen, is nog onduidelijk; voor beide zijn aanwijzingen (Cryan 2008, Cryan & Brown 2007, Ahlén *et al.* 2007). Wel kunnen zij tijdens de trek landschapselementen zoals kustlijnen, bosranden, waterlopen en stenen muren volgen.

6.1.7 Relatie met zee en open water

Diverse soorten vleermuizen blijken tot ver (ongeveer 5 kilometer) uit de kustlijn te foerageren, terwijl trekkende vleermuizen zoals Ruige dwergvleermuis en Rosse vleermuis lange afstanden over zee kunnen vliegen (Ahlén *et al.* 2007, 2008, Harbush & Bach 2005). Ahlén *et al.* (2007, 2008) namen in totaal tien soorten vleermuizen waar die vanuit Zuid-Zweden de oversteek over open zee richting Polen en Duitsland maakten, en waarbij in ieder geval gebruik werd gemaakt van sonar. In Nederland bleek de Ruige dwergvleermuis veel vaker boven het open water van de randmeren en het IJsselmeer te jagen dan werd verwacht. Ook heeft genetisch onderzoek een uitwisseling van genen van Ruige dwergvleermuis in Groot-Brittannië en het vaste land van Europa vastgesteld (in Limpens *et al.* 2007).

Op olieplatforms in het Nederlandse deel van de Noordzee werden in de periode 1988-2007 34 vleermuizen gemeld, merendeels Ruige dwergvleermuis, maar ook enkele exemplaren van de Rosse vleermuis, Laatvlieger, Noordse vleermuis en Tweekleurige vleermuis (Boshamer & Bekker 2008).

6.1.8 Gevoeligheid voor windturbines

De gevoeligheid van vleermuizen voor windturbines is soortspecifiek en wordt beïnvloed door :

- vlieghoogte, vliegsnelheid en vlieggedrag;
- vleugelvorm en gewicht;
- echolocatie karakteristieken;
- biotoopvoorkeur (openheid versus geslotenheid van het landschap, en de mate waarin een soort daaraan is gebonden);
- jachttechnieken;
- trekgedrag.

De gevoeligheid van de verschillende soorten vleermuizen voor windturbines op grond van deze kenmerken is samengevat in Tabel 2, waarbij opgemerkt kan worden dat ook soorten met een laag risico aanvaringslachtoffer kunnen worden of last kunnen hebben van verstoringseffecten.

Limpens *et al.* (2007) veronderstellen een relatie tussen slachtofferisico en vleugelmorfologie en vliegsnelheid: een soort als de Baardvleermuis, een soort met brede vleugels, kan minder goed manoeuvreren dan een soort met smallere vleugels, zoals bijvoorbeeld de Rosse vleermuis. Het gevolg is dat de eerstgenoemde soorten eerder slachtoffer kunnen worden. Dat de Rosse vleermuis in Europa desondanks het meest gevonden slachtoffer is, heeft waarschijnlijk een relatie met het feit dat zij in open gebied vliegen (pers. med. E. Jansen).

Tabel 2. Samenvatting gevoeligheid van vleermuizen voor windturbines, op grond van biotoopvoorkeur, morfologie, vlieg- en jachtgedrag, trek en echolocatie (naar: Natural England 2008, aangevuld met gegevens uit Bach & Rahmel 2004, Brinkmann 2004, EUROBATS 2006, Limpens et al. 2007); in deze tabel is geen rekening gebonden met de mogelijk aantrekkende werking van windturbines op sommige soorten vleermuizen, waardoor de risicogevoeligheid voor aanvaringen voor die soorten kan toenemen; als voorbeeld kan de Gewone dwergvleermuis genoemd worden.

| factor | laag risico | gemiddeld risico | hoog risico |
|--------------------------------------|--|--|---|
| gebondenheid aan vegetatiestructuren | <ul style="list-style-type: none"> • sterk | <ul style="list-style-type: none"> • matig | <ul style="list-style-type: none"> • niet |
| echolocatiekarakteristieken | <ul style="list-style-type: none"> • short range • hoge frequentie • lage intensiteit • detectieafstand ongeveer 15 meter | <ul style="list-style-type: none"> • intermediair | <ul style="list-style-type: none"> • long range • lage frequentie • hoge intensiteit • detectieafstand ongeveer 80 meter |
| gewicht | <ul style="list-style-type: none"> • laag | <ul style="list-style-type: none"> • gemiddeld | <ul style="list-style-type: none"> • zwaar |
| vleugelvorm | <ul style="list-style-type: none"> • lage wingload • lage aspect ratio • brede vleugel | <ul style="list-style-type: none"> • intermediair | <ul style="list-style-type: none"> • hoge windload • hoge aspect ratio • smalle vleugel |
| vliegsnelheid | <ul style="list-style-type: none"> • langzaam | <ul style="list-style-type: none"> • intermediair | <ul style="list-style-type: none"> • snel |
| vlieggedrag en gebruik van landschap | <ul style="list-style-type: none"> • manoevreren makkelijk vlakbij en rond objecten • vliegen door gesloten landschap • blijven dicht bij vegetatie • vermijden open ruimten in vegetatie | <ul style="list-style-type: none"> • vertonen enige mate van flexibiliteit | <ul style="list-style-type: none"> • manoevreren minder goed vlakbij of rond objecten • kan gesloten of half-open landschap vermijden • vermijdt ongeschikt biotoop • vliegen door open landschap |
| jachttechnieken | <ul style="list-style-type: none"> • jagen dichtbij vegetatie • afhankelijk van landschapsstructuren (heggen e.d.) en gesloten biotopen (bos) • benutten rijke voedselgebieden in gesloten biotopen • halen insecten van vegetatie | <ul style="list-style-type: none"> • minder afhankelijk van landschapsstructuren • jagen langs randen en in open plekken in gesloten landschap | <ul style="list-style-type: none"> • onafhankelijk van landschapsstructuren • minder in staat overvloed aan insecten in landschap te benutten • jagen op insecten in de lucht |
| trekgedrag | <ul style="list-style-type: none"> • sommige Myotis-soorten over korte afstanden (< c. 350 km) • overige soorten niet | <ul style="list-style-type: none"> • Kleine dwergvleermuis ? • overige soorten niet | <ul style="list-style-type: none"> • lange afstanden tot 1500-2000 km |
| conclusie | <ul style="list-style-type: none"> • Myotis-soorten • grootoorvleermuizen (Plecotus) • hoefijzerneuzen (Rhynolophus) | <ul style="list-style-type: none"> • Gewone dwergvleermuis • Kleine dwergvleermuis • Laatvlieger • Mopsvleermuis | <ul style="list-style-type: none"> • Rosse vleermuis • Bosvleermuis • Ruige dwergvleermuis • Tweekleurige vleermuis |

In Tabel 2 is geen rekening gehouden met een aantal gedragsgerelateerde zaken, waardoor het aanvaringsrisico voor bepaalde soorten vleermuizen mogelijk hoger ligt. Onder andere Bach & Rahmel (2004), Cryan (2008), Kunz *et al.* (2007a), Limpens *et al.* (2007), Natural England (2008) noemen de volgende, niet bewezen, mogelijkheden:

- vleermuizen verwarren windturbines met (hoge) bomen tijdens de trek en gebruiken windturbines in plaats van bomen om op of in te rusten, voedsel te zoeken of als rendez-vous plekken voor balts en paring (Cryan 2008);
- de echolocatie zou onvoldoende zijn om windturbines (tijdig) waar te nemen;
- de door trekkende vleermuizen gebruikte frequentie bij echolocatie ligt veel lager en zou onvoldoende zijn om windturbines tijdig waar te nemen;
- hoorbare en ultrasone geluiden (met een intensiteit en/of frequentie vergelijkbaar met die van de vleermuizen), geproduceerd door de draaiende wieken, de generator of andere onderdelen van een windturbine, trekken vleermuizen aan;
- vleermuizen raken akoestisch gedesoriënteerd wanneer zij een windturbine naderen, zouden de rotorsnelheid niet op waarde kunnen schatten, kunnen de draaiende rotorbladen überhaupt niet detecteren of zien (langzaam) draaiende rotorbladen aan voor een bewegende prooi;
- er zou interferentie kunnen optreden tussen door de windturbines veroorzaakte complexe elektromagnetische velden in de buurt van de gondel en de receptoren van sommige vleermuissoorten voor dit soort velden.

De verschillende auteurs geven hierbij onder andere als argument dat bij de meeste vleermuissoorten de door hen gebruikte hoge frequenties bij echolocatie alleen effectief zijn op afstanden van minder dan 10 meter, waardoor zij de draaisnelheid van de rotor fout incalculeren of waardoor zij de draaiende rotor te laat of zelfs helemaal niet opmerken. Een andere mogelijkheid is dat de snelheid van de rotorbladen (op de punten al snel 200 kilometer per uur) niet wordt herkend of begrepen, zoals bijvoorbeeld door Barclay *et al.* (2007) en Kunz *et al.* (2007a) wordt verondersteld.

Vleermuizen blijken inderdaad heel dicht bij de draaiende rotor naar voedsel te kunnen zoeken (Kunz *et al.* 2007a, Horn *et al.* 2008), en daarbij (ook) van echolocatie gebruik te kunnen maken (Ahlén *et al.* 2007, Barclay *et al.* 2008). Limpens *et al.* 2007 stellen dat door vleermuizen vliegend op grotere hoogte slechts enkele signalen per seconden worden uitgezonden, waardoor een draaiende windturbine als een stilstaand object wordt waargenomen.

Het aantal uitgezonden pulsen per seconde is soortspecifiek. Zo zendt een boven de boomkronen jagende Baardvleermuis ongeveer 10 pulsen per seconde uit, waarmee hij 15-17 meter vooruit kan “kijken”. Bij een vliegsnelheid van 5-10 meter per seconde is er dan 1-3 seconde tijd om op de windturbine te reageren. Maar een trekkende Rosse vleermuis luistert met 2 pulsen per seconde 80 meter vooruit en heeft bij een vliegsnelheid van 10-20 meter per seconde 4-8 seconde tijd om te reageren (Limpens *et al.* 2007).

Aanvaringen van vleermuizen met windturbines lijken voorts niet altijd at random plaats te vinden, maar kunnen mede worden veroorzaakt door hun nieuwsgierigheid. Windturbines lijken een bepaalde aantrekkingskracht op hen uit te oefenen, waarbij deze uitvoerig en van heel nabij worden verkend (Ahlén *et al.* 2007, Horn *et al.* 2008).

Kunz *et al.* (2007a) en Horn *et al.* (2008) melden daarbij dat 's nachts vleermuizen zijn gezien die probeerden te landen op stilstaande rotorbladen en turbinemasten of dit ook daadwerkelijk deden. Ook is van negen Europese vleermuissoorten bekend dat zij soms in de gondel rusten (EUROBATS 2006). Andere mogelijke oorzaken van de aantrekkingskracht kunnen zijn: de warmte van de turbines zelf en de aantrekkingskracht van de warmte en windbeschutting op insecten.

Opmerkelijk is dat er in Duitsland, waar in Europa tot nu toe het meeste slachtofferonderzoek heeft plaatsgevonden, geen slachtoffers zijn gevonden bij kleinere windturbines met een vermogen van minder dan 500 kW (Hötker *et al.* 2004/2006, Hötker 2006). Ook bij de onderzoeken aan dergelijke windturbines in Nederland waarin lange tijd bijzonder intensief naar vogelsslachtoffers werd gezocht (Urk, Oosterbierum) zijn nooit dode vleermuizen gevonden (Winkelman 1989, 1992a). Een zelfde beeld komt naar voren in Noord-Amerika (Arnett *et al.* 2008, National Research Council 2007).

Voorts worden aanvaringsslachtoffers (in tegenstelling tot vogels) nagenoeg alleen gevonden bij draaiende turbines, en zelden of nooit bij stilstaande turbines. Arnett *et al.* (2008) meldden dat bij geen van de door hun geanalyseerde gegevens uit 21 windparken in Noord-Amerika vleermuissslachtoffers werden gevonden bij de meteorologische masten in de betreffende windparken.

6.2 Effecten

De belangrijkste gebruikte literatuur voor de informatie in deze paragraaf komt uit Bach & Rahmel (2004), Brinkmann (2006a,b), EUROBATS (2006), Harbush & Bach (2005), Hötker *et al.* (2004/2006), Limpens *et al.* (2007) en National Research Council (2007).

Effecten van windturbines op vleermuizen kunnen bestaan uit (combinaties van):

- Lethale invloeden (direct op de populatie ingrijpend – zie verder paragraaf 6.2.1):
 - Mortaliteit, door aanvaringen met onderdelen van de windturbines en de luchtturbulentie rond de draaiende rotor
- Niet-lethale invloeden (indirect op de populatie ingrijpend – zie verder paragraaf 6.2.2):
 - Verstoring door kwaliteitsvermindering of verlies (ongeschikt raken) van geschikt voedselgebied, ten gevolge van de plaatsing van de windturbine(s), aanleg van wegen en andere bij het windpark behorende constructies; onder kwaliteitsvermindering kan worden verstaan: fragmentatie, isolatie, verlies van landschapselementen;
 - Verstoring door verlies van verblijfplaatsen (voor rusten, voortplanting, overwintering), o.a. door het verwijderen van bomen, landschapselementen, gebouwen;
 - Verstoring door barrièrewerking (verlies van vrije vliegruimte en vrije doorgang door de aanwezigheid of het operationeel zijn van de windturbines; verwijderen van structuren die gebruikt worden voor oriëntatie);

- Mogelijk: verstoring (of aantrekking) door hoorbare en ultrasone geluiden en elektromagnetische velden veroorzaakt door de operationele turbines en door navigatieverlichting.

In Tabel 3 wordt een samenvatting gegeven van de mogelijke versturende effecten, opgesplitst naar bouwfase en de operationele fase en naar lokale populaties versus tijdens de trektijd. Verstoring van tijdelijke aard kunnen plaatsvinden tijdens de bouw en bij onderhoudswerkzaamheden.

Tabel 3. Effecten van windenergie op vleermuizen tijdens bouw- en operationele fase in de zomer en tijdens de trektijd; naar: EUROBATS(2006, aangevuld met Horn et al. 2008, Kunz et al. 2007a, Szcwac & Arnett 2006, 2007.

| effect | zomer | trektijd |
|---|--|---|
| | effecten - bouwfase / fysieke aanwezigheid | |
| verlies of kwaliteitsvermindering van jachtgebied door constructie van toegangswegen, funderingen, etc. | klein-medium afhankelijk locatie en soortaangebod | klein afhankelijk locatie en soortaangebod |
| verlies van verblijfplaatsen door constructie van toegangswegen, funderingen, etc. | hoog-zeer hoog afhankelijk locatie en soortaangebod (onder ander verlies aan kraam- en rustplaatsen) | hoog-zeer hoog (onder andere verlies aan balts-, voortplantings- en rustplaatsen) |
| | effecten – operationele fase | |
| verlies aan jachtgebied (barrièrewerking) - mijden windturbine(s) en omgeving | medium-hoog | voorjaar: vermoedelijk klein Herfst/winter: medium-hoog |
| verlies van vrije vliegruimte of verschuiving van vluchtpaden (barrièrewerking) – mijden windturbine(s) en omgeving | medium | klein |
| aanvaringen met rotor | klein-hoog afhankelijk soort | hoog-zeer hoog afhankelijk soort |
| toplichten | vermoedelijk geen | vermoedelijk geen |
| ultrasone geluiden | vermoedelijk geen – beperkt | vermoedelijk geen – beperkt |
| elektromagnetische velden | vermoedelijk geen – beperkt | vermoedelijk geen – beperkt |

Risico's worden dus gevormd door aantasting (kwaliteitsvermindering) of verlies van leefgebied (voedselgebieden, verblijfplaatsen, vliegroutes, verbindingsroutes). Hierbij spelen enerzijds het ruimtebeslag van de windturbines, bedrijfsgebouwen en aanvoerwegen alsmede veranderingen in vegetatie, bodemstructuur, hydrologie, microklimaat en landgebruik, en zaken als fragmentatie van biotopen een rol. Anderzijds de fysieke aanwezigheid van de windturbines en de operationele fasen. Of risico's optreden en zo ja, in welke mate, is sterk afhankelijk van de locatie van de windturbines en begeleidende structuren (onderhoudsgebouwen, aanvoerwegen); biotoop en structuur van het landschap ter plaatse, aanwezige vleermuissoorten en landschapsgebruik van de vleermuizen ter plekke zijn daarbij cruciale factoren. Adequaat locatiericht vooronderzoek en een voor vleermuizen juiste inpassing van een windturbine of windpark in het landschap kan dan ook veel problemen

voorkomen (EUROBATS 2006, Limpens *et al.* 2007, National Research Council 2007); zie hiervoor paragraaf 9.4.

Daarnaast kan het ook voorkomen dat bepaalde modificaties van het biotoop rond de windturbines door de bouw en om voldoende wind te kunnen vangen, gunstig kunnen uitwerken op bepaalde soorten vleermuizen. Vooral in bosrijk gebied worden door het kappen van bomen, door het verwijderen van begroeiing rond windturbines (gewoonlijk 0,5-2 hectare per turbine) en aanleg van onderhoudswegen, meer randen gecreëerd, die een extra aantrekkingskracht uitoefenen op insecten en daarmee op voedselzoekende vleermuizen. Het lijkt er op dat vooral dwergvleermuizen profiteren (pers. med. E. Jansen: Roche & Elliot 2000)

6.2.1 Directe effecten (aanvaringslachtoffers)

6.2.1.1 Algemeen

Al sinds het begin van de jaren zestig van de vorige eeuw zijn vleermuisslachtoffers onder windturbines bekend. Maar pas sinds het begin van deze eeuw, na een aantal grote vondsten in de VS en Spanje bij windturbines geplaatst op bergkammen en heuvelruggen, wordt er vooral in de VS maar bijvoorbeeld ook in Duitsland serieus naar dit probleem gekeken.

Vleermuisslachtoffers vallen vooral in nazomer en herfst (juli- september), wanneer verspreiding of trek en bij veel soorten ook de voortplanting plaatsvindt. Dit geldt zowel voor Europa als de VS. Buiten deze maanden worden aanzienlijk minder slachtoffers gevonden.

De grootste vondst komt tot nu toe uit de VS met in één maand tijd (augustus 2004) tijdens de piektrektijd ongeveer 4.000 dode vleermuizen onder de 44 grote molens in het Mountaineer Project in West Virginia (BCI 2004). In Europa zijn, net als bij vogels, geen topnachten of korte perioden met zulke enorme aantallen gedode vleermuizen bekend.

Er is een aantal mogelijke redenen waarom in de vele vogelslachtofferstudies in windparken in de laatste twee decaden van de vorige eeuw zelden of nooit vleermuizen als aanvaringslachtoffer werden aangetroffen:

- deze windparken lagen hoofdzakelijk in de nabijheid van de kust in open land zonder of met maar weinig landschapsstructuren (zoals heggen, bomenrijen en bosranden) - dit zijn biotopen waar vleermuizen over het algemeen weinig gebruik van maken;
- met het groter worden van de windturbines worden deze de laatste jaren ook in het binnenland in minder windrijke gebieden met veel landschapsstructuren en in beboste streken geplaatst; dit zijn biotopen waar veel vleermuissoorten voorkomen;
- vleermuizen zijn in eerder onderzoek over het hoofd gezien (voor de studies waar intensief naar vogels werd gezocht, lijkt dit echter geen goed argument).

De voor vleermuizen beschikbare aanvaringsstudies bestrijken tot nu toe slechts korte perioden (meestal enkele weken of één seizoen, maximaal twee jaar) zonder de situatie in de pre-construktie periode in ogenschouw te nemen. Ook zijn lang niet alle slachtofferstudies uitgevoerd met de juiste methoden, dat wil zeggen met gelijktijdig

uitgevoerde proeven naar vindkansen (zoekefficiëntie, zoekfrequentie, afgezochte oppervlak, ondergrond en aasetrij), waarvoor de aantallen gevonden vleermuizen gecorrigeerd moeten worden teneinde een inschatting van de werkelijke aantallen slachtoffers te kunnen maken (zie ook in paragraaf 6.2.1.6 de tekst over vindkansen). Net als bij vogels blijken vindkansen een niet te verwaarlozen factor te zijn. De in de literatuur genoemde slachtoffergetallen zullen in werkelijkheid dus vaak hoger liggen dan opgegeven.

Nederlandse studies ontbreken nog geheel. In Europa komen momenteel de meeste gegevens uit Duitsland, en daarnaast ook uit Spanje, Oostenrijk, Zweden en Frankrijk. Verder zijn er buiten Europa naast de VS summier gegevens bekend uit Australië.

6.2.1.2 Typen verwondingen

Brinkmann (2006b) noemt gebroken vleugels, hoofdwonden en schedelbreuken, terwijl na sectie bleek dat bij de meeste vondsten daarnaast ook interne verwondingen voorkwamen. Seiche *et al.* (2008) vonden onder 96 slachtoffers drie nog levende dieren, die al snel stierven. In driekwart van deze gevallen kwamen frontale verwondingen en in een kwart verwondingen op de rugzijde voor, terwijl 50% van de verwondingen de extremiteiten en de vlieghuid betrof.

Brinkmann (2006a) meldt dat in zijn onderzoek opvallend vaak dode vleermuizen werden gevonden die wel interne maar geen of nauwelijks zichtbare verwondingen (zoals breuken) hadden. Dit zou kunnen wijzen op vleermuizen die door de zogwerking worden getroffen en niet een tik van een rotorblad kregen.

Limpens *et al.* (2007) meldden dat er ook slachtoffers werden gevonden met vet op de vacht, mogelijk als gevolg van het uittreden van vet door onderdruksituaties in het zog. Baerwald *et al.* (2008) vonden hiervoor bewijs. Zij troffen bij 90% van de door hen onderzochte vleermuizen dit verschijnsel aan. Ook vonden zij bij slechts 50% een doordoorzaak die lag in direct contact met de rotorbladen.

6.2.1.3 Soort- en gedragsgerelateerd

Betrokken soorten

Van de 45 soorten vleermuizen in Europa worden er 20-21 aangemerkt als mogelijk gevoelig voor windturbines (EUROBATS 2006, Harbush & Bach 2005). Slachtoffers zijn tot nu toe bekend onder 19 Europese vleermuissoorten (EUROBATS 2006), waarvan er twaalf in Nederland voorkomen (zie Bijlage 7).

Hiervan worden getalsmatig vooral Rosse vleermuis, Gewone en Ruige dwergvleermuis en daarnaast ook Bosvleermuis en Tweekleurige vleermuis gevonden (Brinkmann 2006a, Dürr 2008b, Harbush & Bach 2005, Limpens *et al.* 2007). Deze soorten komen ook in Nederland voor, met dien verstande dat de Ruige dwergvleermuis en vooral de Gewone dwergvleermuis veel algemener zijn dan Rosse vleermuis; de Bosvleermuis en Tweekleurige vleermuis staan als zeldzaam te boek (zie Bijlage 7). Uit Nederland zelf zijn tot nu toe slechts twee vondsten van

vleermuizen onder windturbines bekend (Gewone en Ruige dwergvleermuis (Limpens *et al.* 2007)).

De gegevens uit Europa (en de VS) tonen unaniem dat de meeste slachtoffers vallen onder de trekkende en op grotere hoogte foeragerende soorten, alsmede onder bosgebonden soorten, steeds met een piek tijdens de trek in nazomer en herfst. In Europa zijn dit vooral de over langere afstanden trekkende Rosse vleermuis en Ruige dwergvleermuis, en in mindere mate ook de trekkende Bosvleermuis en Tweekleurige vleermuis. In de VS blijkt ongeveer 78% van alle vleermuisslachtoffers tot de trekkende soorten te behoren (National Research Council 2007). In Europa is dit ongeveer 80% (berekening op grond van Dürr 2008).

Brinkmann (2006b) vond bij negen windturbinelocaties in Zuid-Duitse bossen naast Bosvleermuis ook veel Gewone dwergvleermuizen, maar geen enkele Ruige dwergvleermuis en Rosse vleermuis. Gewone dwergvleermuis is een bijzonder algemene soort in Zuid-Duitsland. De meeste slachtoffers van deze soort werden bovendien gevonden onder één windturbine nabij een van de grootste rustplaatsen van deze soort in de streek. Brinkmann (2006b) stelt daarbij dat de resultaten vooral een afspiegeling van de lokale soortsaanstellingen lijken te zijn.

Het gegeven dat in bossen meer slachtoffers vallen, lijkt bovendien soortspecifiek: bij windturbines nabij bossen en heggen werden in Duitsland naar verhouding meer Ruige en Gewone dwergvleermuis en Vale vleermuis gevonden dan in meer open biotopen, terwijl dit voor Rosse vleermuis niet gold (Hötker *et al.* 2004, 2006).

In Noord-Amerika blijken van de aldaar voorkomende 45 soorten er 11 als slachtoffer bij windturbines te zijn aangetroffen (Arnett *et al.* 2008). Opmerkelijk is dat er daarbij een grote overeenkomst is tussen aanvaringsgevoeligheid van families die op beide continenten voorkomen (*Myotis*: laag gevoelig – weinig als slachtoffer gevonden, *Pipistrellus*: gemiddeld gevoelig).

Aantallen

Over het algemeen worden onder de nieuwste generaties windturbines meer vleermuisslachtoffers dan vogelslachtoffers gevonden. Bij de hierna genoemde aantallen moet worden aangetekend dat dit veelal voor vindkansen ongecorrigeerde en derhalve minimaal aantallen betreffen.

Hötker 2006 (in aanvulling op Hötker *et al.* 2004, 2006) analyseerden de slachtoffergegevens uit onderzoeken in 35 windparken in de VS (9), Spanje (5), Duitsland (17), Oostenrijk (3) en Australië (1). Het aantal gevonden dode vleermuizen varieert daarbij nog sterker dan bij vogels het geval is, en ligt tussen 0 en 103 slachtoffers/turbine/jaar. De mediaan ligt op 6,4 en het gemiddelde op 13,3 (\pm 13,3 SD).

Kunz *et al.* (2007a) schatten voor het Noord-Amerikaanse continent het totale aantal slachtoffers per jaar inmiddels op enkele tienduizenden. Kunz *et al.* (2007a) geven ook de aantallen vleermuisslachtoffers per geïnstalleerd vermogen per jaar. Voor de oostelijke VS (voornamelijk windparken op beboste bergruggen en in bossen) bedroegen deze 15,3-41,1/MW/jaar, en voor het westen en de Mid-West (vooral landbouwgrond en weiden) 0,8-8,6/MW/jaar. Echter, in Alberta (Canada) werden in landbouwgebieden aantallen gevonden die dicht bij die van de beboste gebieden in oostelijke VS liggen (in: National Research Council 2007).

Barclay *et al.* (2007) geven een overzicht van 33 over het algemeen nieuwere studies in de VS, waar bij 21 studies de gevonden aantallen wel werden gecorrigeerd voor vindkansen. De gecorrigeerde aantallen liggen op 0-42,7 vleermuizen/turbine/jaar, waarbij bij vijf deze boven de 10 liggen, en bij tien onder de 2. De ongecorrigeerde aantallen liggen op 0-13 slachtoffers/turbine/jaar.

Aantallen blijken bovendien biotoopafhankelijk te zijn. In de 20 studies uit Duitsland en Oostenrijk blijken bij vijf (25%; alle weide/akker en nabij bosrand) geen slachtoffers voor te komen. De meeste slachtoffers vallen daar bij windparken in bossen en kaalslagen in bossen (8,0-103,2/turbine/jaar), de minste (0-7,94) in weide/akkergebieden en langs bosranden. Een trend die wordt bevestigd door Brinkmann (2006b), die in Zuid-Duitsland in 2004 bij 16 turbines na correcties voor vindkansen per turbine per jaar 16,6-27,9 dode vleermuizen aantrof (gemiddeld 20,9) en in 2005 voor acht bezochte turbines 9,4-15,6 (11,8). Ook vond Brinkmann 2006b de meeste slachtoffers bij windturbines in bos, en de minste in open landschap nabij bosranden, en geen slachtoffers in het open grasland.

Ook de beboste gebieden in het oosten van de VS vergen aanzienlijke aantallen dode vleermuizen: op grond van gegevens in zeven windparken tussen 20,8 en 69,6 slachtoffers/turbine/jaar, neerkomend op 14,9-53,5 slachtoffer/MW en 9,4-40,6 slachtoffers/2,000 vierkante meter rotor-gebied. Daarbuiten liggen de aantallen aanzienlijk lager, en variëren in 15 windparken tussen 0,1-18,5 slachtoffer/turbine/jaar, of 0,2-10,6 slachtoffer/MW/jaar, of 0,2-7,4 slachtoffer/2,000 m² rotor-gebied/jaar (Arnett *et al.* 2008).

In alle onderzoeken blijkt dat niet alleen tussen regio's, maar ook tussen locaties uit eenzelfde regio of in eenzelfde soort biotoop grote verschillen kunnen optreden. De algemeen geconstateerde tendensen zijn echter overal hetzelfde. Opmerkelijk is dat in de enige bekende studie die in dezelfde periode in één regio twee windparken op slachtofferaantallen heeft onderzocht, er een sterke correlatie was tussen de timing (datums) en de aantallen dood gevonden vleermuizen op beide locaties (in Arnett *et al.* 2008).

Seizoenen

Vleermuisslachtoffers worden zowel in de VS als in Europa vooral bij windturbines aangetroffen in nazomer en begin van de herfst (juli- september), wanneer verspreiding (zwermfase) of trek en bij veel soorten ook de voortplanting plaatsvindt. Zo vonden Seiche *et al.* (2008) in het Duitse Saksen 4% van alle vondsten in mei, 5% in juni, 65% in juli, 20 % in augustus en 6% in september.

In een Amerikaans windpark in open prairie en bouwland werden in het voorjaar en vroege zomer wanneer veel vleermuizen aanwezig zijn, slechts 4,1% van alle 1628 slachtoffers uit dat jaar gevonden. De rest viel in nazomer en herfst. Andere schaarse onderzoeken uit de maanden buiten de zomer en het najaar bevestigen dit (in: Arnett *et al.* 2008).

Er is één geval met veel vleermuisslachtoffers bekend uit het voorjaar (alle vrouwtjes Silver-haired bat (*Lasiorycteris noctivagans*), windpark VS) en één uit de zomermaanden toen 111 dode vleermuizen (vrouwtjes Mexican free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis*); windpark VS) werden gevonden, waarvan 86% zwanger of zogend was (Arnett *et al.* 2008, Kunz *et al.* 2007a).

Waarom er in voorjaar en vroege zomer, wanneer ook trek optreedt, zo weinig slachtoffers gevonden worden, is niet bekend. Mogelijk is dit deels te wijten aan het feit dat in die periode nog maar weinig naar slachtoffers is gezocht, maar wellicht ook omdat in die tijd van het jaar de vleermuizen mogelijk hoger, buiten het bereik van de windturbines, vliegen of andere trekroutes aanhouden. Over dit soort factoren zijn maar weinig gegevens bekend (in: Kunz *et al.* 2007a). Een andere verklaring zou kunnen zijn dat vleermuizen in het voorjaar veel verspreider trekken. Zo verlaten de vrouwtjes van de Amerikaanse Hoary bat (*Lasiurus cinereus*) de winterverblijven een maand eerder dan de mannetjes (Cryan & Brown 2007). Op boorplatforms in de Noordzee werd 43% van de gevonden vleermuizen in het voorjaar en 57% in de herfst aangetroffen (N=28) (Boshamer & Bekker 2008).

Geslacht en leeftijd

Naar geslacht en leeftijd van slachtoffers is nog nauwelijks onderzoek gedaan. Hiervoor dienen dode dieren te worden verzameld en nader te worden onderzocht. In de VS zijn slechts twee gevallen bekend waarbij alleen vrouwtjes slachtoffer werden (Arnett *et al.* 2008, Kunz *et al.* 2007a), zie ook hierboven onder Seizoenen. Arnett *et al.* (2008) vonden in hun analyse van de gegevens uit 21 Noord-Amerikaanse windparken dat bij de vier soorten met de meeste slachtoffers volwassen mannetjes naar verhouding bijna altijd meer voorkwamen dan op grond van populatiedynamica verwacht zou mogen worden. Jonge (minder ervaren) vleermuizen werden niet vaker gevonden dan volwassen dieren. Brinkmann (2006b) vond in Zuid-Duitsland bij 26 slachtoffers geen specifieke verschillen tussen sexen of leeftijden. Seiche *et al.* (2008) troffen in Sachsen bij 111 vondsten waarvan de leeftijd kon worden vastgesteld, 35% adulten aan en 65% juvenielen, maar deze percentages varieerden sterk per soort. Bij Rosse vleermuis bedroeg het aantal adulten 5% (N=59), bij Ruige dwergvleermuis 88% (N=24) en bij Gewone dwergvleermuis 40% (N=15). Seiche *et al.* (2008) vonden in hun onderzoek nagenoeg evenveel mannetjes als vrouwtjes.

Vlieghoogte en vlieggedrag

Over hoe hoog vleermuizen onder verschillende omstandigheden vliegen, of zij daarbij geregeld in het bereik van de draaiende rotoren komen, en hoe zij daarbij op de rotor en andere onderdelen van de windturbines reageren, is nog onvoldoende bekend.

Er zijn tot nu toe maar weinig waarnemingen verricht aan vlieghoogtes en aan vlieggedrag van vleermuizen in de nabijheid van (operationele) windturbines. De oorzaak hiervoor ligt vooral in het feit dat de reikwijdte van de bij veldwerk aan vleermuizen gebruikelijke detectieapparatuur ver beneden de hoogte van de huidige rotoren ligt, terwijl apparatuur waarbij zichtbaar licht wordt gebruikt mogelijk vleermuizen aantrekken en daardoor niet bruikbaar is. Er moet dus met veel duurdere en complexere apparatuur zoals warmtebeeldcamera's of radarinstallaties worden gewerkt, die op hun beurt ook weer beperkingen kennen.

Zweeds onderzoek met behulp van warmtebeeldtechnieken heeft aangetoond dat Gewone dwergvleermuis, Laatvlieger, Bosvleermuis en Rosse vleermuis wat hoger in de lucht tot op een hoogte van 150 meter boven grasland, weidegebieden en bos voorkwamen, ver buiten het bereik van vleermuisdetectoren, maar in het bereik van

de huidige generaties windturbines (in Bach & Rahmel 2004). Een jagende Rosse vleermuis werd met behulp van een warmtebeeldcamera zelfs op een hoogte van 1500 m gezien (Ahlén *et al.* 2007).

Op open zee werden ten zuiden van Zweden met behulp van radar 's nachts de meeste langstreckende vleermuissoorten waargenomen op hoogten tussen 0-10 meter, terwijl de Rosse vleermuis vooral onder 40 meter werd gezien. Passerende vleermuizen werden daarbij soms aangetrokken door de (operationele) windturbines, exploreerden actief een flink gebied rond en tussen de windturbines (vooral Rosse vleermuis) en konden tot vlakbij de rotor foeragerend worden gezien (Ahlén *et al.* 2007).

Daarnaast leverden enkele onderzoeken met warmtebeeldcamera's waardevolle observaties over het gedrag van vleermuizen rond windturbines op. Zo keek Brinkmann (2006b) in 2005 in Zuid-Duitsland enkele nachtdelen met een warmtebeeldcamera naar het rotor gebied van twee windturbines. Van de vleermuizen die op de rotor afvlogen, vertoonde ongeveer 25% tijdig uitwijkgedrag.

Interessant is ook het warmtebeeldcamera-onderzoek van Horn *et al.* (2008) bij een rotor in het Mountaineer Wind Energy Center in West Virginia (VS; 42 grote MW-turbines), waar jaarlijks honderden dode vleermuizen worden gevonden. Hieruit bleek dat het aantal vleermuizen rond de onderzoeksturbine van nacht tot nacht sterk varieerde en was gerelateerd aan het aantal aanwezige insecten. De vleermuizen bleken vooral op rotorhoogte te vliegen (c. 65% van de waarnemingen), vlogen nauwelijks in een rechte lijn tussen de windturbines door, en werden zowel vliegend als foeragerende rond operationele en niet-operationele rotoren gezien.

De vleermuizen bleken soms ook de verschillende onderdelen van de windturbines te inspecteren door er herhaaldelijk vlak langs te vliegen. Een enkele maal werd daarbij kortstondig op de mast of op een stilstaand rotorblad geland. De dieren volgden bovendien de luchtwervelingen rond de rotorbladpunten en konden hierin ook "gevangen" raken. Een klein deel kwam binnen 5 meter van een draaiend rotorblad terecht en vertoonde dan actief en meestal succesvol vermijdingsgedrag (41 van 998 waargenomen dieren (4,1%). Van de 998 dieren kwamen er vijf (0,5%) met een draaiend rotorblad in aanvaring; vier daarvan werden in een scherpe hoek naar beneden werden en één schampte het rotorblad, herstelde zich en vloog het beeldveld uit. De vier dodelijke botsingen gebeurden bij snel draaiende wieken (17,1 RPM; windsnelheid 7,1-8,6 meter per seconde), het schampen bij een snelheid van 3,1 RPM (bij een windsnelheid van ongeveer 0 meter per seconde).

Het vermijdingsgedrag bestond uit een aantal manoeuvres waarbij scherpe draaiingen werden gemaakt, waarna het rotorblad vaak aan een nadere inspectie werd onderworpen in plaats van weg te vliegen. Hierbij werden de vleermuizen herhaaldelijk flink door de turbulentie rond het rotorblad heen en weer geschud.

Het waargenomen botsingspercentage zou neerkomen op 21 slachtoffers per nacht in het gehele windpark bij een gelijke verdeling van vleermuizen over het windpark (Horn *et al.* 2008).

6.2.1.4 Omgevingspecifiek

Biotoop

Over dit onderwerp is ook informatie te vinden in de tekstdelen over aantallen slachtoffers in paragraaf 6.2.1.3).

In Duitsland vond Brinkmann (2006a, 2006b) significant meer slachtoffers bij windturbines in bos of open plekken in het bos dan in open landschap nabij bosranden (waar nagenoeg geen dode vleermuizen werden gevonden), en in geheel open landschap (geen slachtoffers). Maar hij waarschuwt wel dat in zijn onderzoek in het open landschap slachtoffers moeilijker te vinden bleken en dus van een onderschatting sprake kan zijn.

Ook Arnett *et al.* (2008) vonden in hun analyse van slachtoffergegevens in 21 windparken in Noord-Amerika de meeste slachtoffers in beboste gebieden. Dit betreft vooral loofbosgebieden (National Research Council 2007). Steeds wijzen onderzoekers er op dat ook binnen één biotoop grote verschillen in slachtofferaantallen tussen locaties kunnen optreden en dat voorts de talrijkheid van de verschillende soorten in de diverse biotopen vaak onbekend is.

Daarnaast is de aanwezigheid van landschapsstructuren in de nabijheid van windturbines en de richting waarin deze lopen een belangrijke factor gebleken voor hogere aantallen slachtoffers. Hierbij kunnen bijvoorbeeld heggen die vleermuizen naar windturbines toe leiden, een belangrijke rol spelen (in: Harbush & Bach 2005).

Werd naar de afstand van de windturbines tot het dichtstbijzijnde wetland gekeken, dan kon een indicatie worden gevonden voor meer slachtoffers bij windparken nabij wetlands. Hetzelfde gold voor de afstand tot bosranden. In één geval was de afstand tot een wetland significant gecorreleerd met het aantal slachtoffers (in Arnett *et al.* 2008).

Seiche *et al.* (2008) troffen in Saksen de meeste slachtoffers aan bij windparken op een afstand van minder dan 100 meter van bebost gebied; dit gold vooral voor Rosse vleermuis, Ruige dwergvleermuis en Gewone dwergvleermuis. Ook op een afstand van 100-200 meter waren de slachtofferaantallen nog hoger dan bij grotere afstanden. Dit heeft vermoedelijk te maken met het feit dat in de nabijheid van bosranden meer insecten voorkomen, waar vleermuizen op afkomen.

Cryan (2008) beargumenteert dat juist die soorten die veel bij windturbines als slachtoffer worden gevonden de bosgerelateerde soorten zijn waarvan de mannetje tijdens de trek in en rond de hogere bomen in het landschap territoria verdedigen en baltsvluchten uitvoeren, en daarbij vrouwtjes en concurrerende mannetjes aantrekken. Cryan veronderstelt dat hiervoor wellicht ook windturbines worden uitgezocht, waardoor groepsvorming rond de windturbines plaatsvindt. Gebeurt dit inderdaad rond een operationele windturbine, dan is een slachtoffer snel gemaakt. De mogelijkheid dat deze vleermuissoorten daarbij vooral de windturbines visueel opsporen, maakt het bijzonder moeilijk voorspellende uitspraken te doen over de slachtofferkansen van een bepaalde windturbinelocatie, omdat voor de bouw deze vleermuizen dan niet noodzakelijkerwijs op die locatie aanwezig zijn. Dat er tijdens de trek bij deze vleermuizen sprake is van visuele stimuli voor kenmerkende objecten in het landschap wordt bijvoorbeeld aannemelijk gemaakt door Cryan & Brown (2007).

Bij windparken op zee zijn nog geen vleermuisslachtoffers vastgesteld (Ahlén *et al.* 2007).

De National Research Council (2007) splitste de voor vindkansen gecorrigeerde aantallen voor de verschillende regio's van de VS uit en vonden daarbij grote verschillen tussen de regio's. De meeste slachtoffers vielen in de oostelijke VS (loofbosgebieden), de laagste in het noordwestelijk Pacifische gebied (vooral landbouwgronden).

Voedselaanbod

Vleermuizen jagen vooral als er insecten zijn. De meeste slachtoffers vallen inderdaad op nachten met grote insectenactiviteit (in: Kunz *et al.* 2007).

In Zweden is waargenomen dat een Noordse vleermuis reageerde op bij het turbinehuis zwermdende insecten, en vervolgens door een wiek dodelijk geraakt werd (in: Limpens *et al.* 2007).

Weersfactoren

Vrijwel alle auteurs, zowel in Europa als in Noord-Amerika, merken op dat de meeste slachtoffers vooral na warme nachten met weinig wind worden gevonden (Brinkmann 2006b).

Seiche *et al.* (2008) vonden nagenoeg geen slachtoffers bij nachtelijke temperaturen onder de 13 graden Celsius. Tussen 18-24 graden Celsius werd 50% van de vondsten gedaan, welke vielen in 26,5% van alle in beschouwing genomen nachten.

Arnett *et al.* (2008) geven in hun analyse van 21 onderzoeken in de VS en Canada aan, dat de meeste vleermuisslachtoffers vallen in nachten met windsnelheden beneden 6 meter per seconde (ongeveer 80-85% van alle slachtoffers) en dat het aantal slachtoffers tijdens de kalme situaties onmiddellijk voor en vooral na passage van een stormfront tijdelijk toenam. Ook Amerikaans onderzoek van Cryan & Brown (2007) gaf hiertoe al aanwijzingen.

Brinkmann (2006a) vond in Zuid-Duitsland ook een relatie met de windsnelheid, waarbij een breekpunt werd gevonden bij windsnelheden <5,5 meter per seconde, terwijl Brinkmann 2006b een breekpunt vond bij 7,5 meter per seconde, terwijl boven 10,9 meter per seconde geen vliegactiviteit rond de rotoren meer werd gezien. Een ander onderzoek (in: Brinkmann 2006b) trof 95% van de roepende vleermuizen aan bij windsnelheden onder 6 meter per seconde. Seiche *et al.* (2008) vonden in Saksen 56% van alle slachtoffers op nachten met een gemiddelde windsnelheid van <2 meter per seconde, en 89,5% tot 4 meter per seconde, terwijl boven de 6 meter per seconde nagenoeg geen slachtoffers meer werden gevonden.

Opvallend is dat bij Horn & Arnett (2005) (in Brinkmann 2006b) zes van de acht door hen waargenomen nachtelijke aanvaringen plaatvonden bij windsnelheden > 6 meter per seconde.

Brinkmann (2006b) veronderstelt dat trekkende soorten die vooral in de open lucht naar voedsel zoeken, op grond van hun vlieggedrag en vleugelvorm (rosse vleermuis, bosvleermuis en tweekleurige vleermuis) ook actief zouden kunnen zijn bij windsnelheden > 6 meter per seconde. Dat dit niet correspondeert met de lagere slachtofferaantallen bij hardere wind komt volgens Brinkmann (2006b) doordat slachtoffers dan mogelijk buiten de meestal aangehouden zoekradius van 40-50 meter rond een windturbine terecht komen. Zo vermeldt Brinkmann (2006b) bijvoorbeeld

een slachtoffer op 95 meter van de turbinebasis. In hoeverre dit laatste uitzonderlijk is, is onbekend.

Tijdens harde wind en regen vielen veel minder slachtoffers, terwijl geen slachtoffers werden gevonden tijdens storm (in Arnett *et al.* 2008, Cryan & Brown 2007). Harde wind, regen en storm zijn weersituaties waarbij weinig vliegactiviteit van vleermuizen verwacht mag worden.

Over welke weersfactoren vleermuizen aanzetten tot trek is nagenoeg niets bekend. De National Research Council (2007) veronderstelt dat deze factoren overeenkomen met die bij vogels, waarbij gunstige (mee)wind in de richting van het trekdoel een belangrijke factor is gebleken.

6.2.1.5 Turbinespecifiek

Invloed van windturbinehoogte, rotordiameter & vermogen

Totale windturbinehoogte Hötker (2006) toonde voor alle door hem in beschouwing genomen gegevens een (significante) tendens tot meer slachtoffers bij toenemende totale windturbinehoogte (bodem-top rotor). De factor biotoop lijkt in zijn analyse echter van meer betekenis dan de hoogte van de windturbines, want wanneer de gegevens per biotoop (open landschappen en bos) apart worden geanalyseerd, worden door hem geen grotere aantallen bij toenemende hoogte meer gevonden.

Masthoogte Brinkmann (2006b) vond in Duitsland ongeveer 2x meer slachtoffers bij windturbines met masten van 90 en 100 meter hoogte dan bij die van 70 en 80 meter hoogte. Seiche *et al.* (2008) vonden in Saksen bij masthoogten tot 100 meter geen slachtoffers onder 40 meter hoogte, nagenoeg geen tussen 40-60 meter, en de meeste slachtoffers bij 60-70 meter hoogte. Wanneer door hen naar de soorten die in het vrije luchtruim naar voedsel zoeken wordt gekeken (Rosse vleermuis, Bosvleermuis, Laatvlieger, Tweekleurige vleermuis), bleken de meeste te vallen bij masthoogten van 70-80 meter. Barclay *et al.* (2007) vonden voor 21 Noord Amerikaanse studies na vindkanscorrecties een exponentiële toename in het aantal slachtoffers bij masthoogten vanaf 65 meter.

Rotordiameter Voor dezelfde 21 studies werd geen significante relatie tussen aantallen gedode vleermuizen en rotordiameter gevonden. Seiche *et al.* (2008) troffen in Saksen bij windparken met rotordiameters van <30-90 meter beduidend meer slachtoffers aan bij rotordiameters van 80-89 meter, gevolgd door die van 70-79 meter. Dit gold zowel voor de vondsten van alle soorten als voor de vondsten van aan het vrije luchtruim gebonden soorten. Bij rotordiameters tussen 50-79 meter werden 1,68 maal meer en bij 80 - >90 meter ongeveer 2 maal meer slachtoffers gevonden dan bij die tot 50 meter.

Laagste rotorbladpunt Wanneer Seiche *et al.* (2008) naar het laagste rotorbladpunt (ten opzichte van de aardbodem – masthoogte minus rotorlengte) keken, dan bleken vooral structuurgebonden, laagvliegende soorten (waaronder de dwergvleermuissoorten) slachtoffer te worden wanneer deze waarde onder de 30 meter lag.

Vermogen Barclay *et al.* (2007) vonden een significante toename bij toenemend vermogen (vanaf ongeveer 0,5 MW). Ook Arnett *et al.* (2008) komen in hun analyse van gegevens in 21 windparken in Noord-Amerika tot eenzelfde, voorzichtige

conclusie dat grotere windturbines en grotere vermogens meer slachtoffers vergen dan kleinere turbines en kleinere vermogens.

Configuratie & windturbintype

Over aanvaringskansen binnen windparken zijn nog maar weinig gegevens beschikbaar.

Uit door Arnett *et al.* (2008) gemaakte analyses van gegevens uit 21 windparken leken in de meeste hiervan de slachtoffers redelijk random verdeeld te zijn. Wel was er soms een (niet significante) tendens naar meer slachtoffers bij turbines aan de uiteinden van een rij, of een (niet significante) noord-zuid tendens, waarbij de noordelijk gesitueerde turbines meer slachtoffers vergden dan de zuidelijke.

Brinkmann (2006b) trof vleermuisslachtoffers aan bij alle 32 door hem onderzochte locaties met verschillende windturbintypen in Zuid-Duitsland. Er sprong daarbij niet een bepaald type windturbine uit waarbij aanzienlijk meer slachtoffers werden gevonden.

Bedrijfsvoering

Zie ook de tekst in paragraaf 6.2.1.4 over weersfactoren.

Vleermuisslachtoffers zijn tot nu toe slechts gevonden bij operationele windturbines in combinatie met warmere nachten met relatief lage windsnelheden. Bij stilstaande rotoren vallen zelden of nooit slachtoffers (zie onder andere Arnett *et al.* 2008, Barclay *et al.* 2007, Brinkmann 2006b, Horn *et al.* 2008, Limpens *et al.* 2007).

Limpens *et al.* (2007) veronderstellen dat bij windturbines in vrijloop nog steeds slachtoffers zouden kunnen vallen, en adviseren daarom het volledig stopzetten van de rotoren. Dit wordt bevestigd door Arnett *et al.* (2008), Barclay *et al.* (2007) en Horn *et al.* (2008), die alleen bij volledig stilstaande rotoren geen slachtoffers aantreffen.

In een windpark bij Freiburg werd 93,5% van alle akoestische activiteit nabij de gondels gemeten bij windsnelheden onder 5,5 meter per seconde. In het daaropvolgende jaar werden twee van de vier windturbines in dit park pas bij windsnelheden boven de 5,5 meter per seconde in bedrijf gesteld. Bij deze twee turbines werden aanzienlijk minder dode vleermuizen gevonden dan het jaar ervoor en bij de twee wel in bedrijf zijnde molens. Het stilzetten van de windturbines op nachten met lage windsnelheden kan volgens Brinkmann (2006b) het aantal slachtoffers dan ook sterk beperken.

Opschaling (“repowering”)

Onder “repowering” wordt het vervangen van oudere windturbines door nieuwere generaties (grotere) windturbines verstaan.

Hötker (2006) berekende aan de hand van modellen de mogelijke effecten van repowering op vleermuizen. Hierbij werden opwaarderingen van 0,3 en 0,5 MW turbines tot 1,5 en 2,0 MW turbines en het verhogen van de totale capaciteit van een windpark met een factor van maximaal 5 x de oorspronkelijke capaciteit in ogenschouw genomen.

Deze berekeningen toonden aan dat het aantal vleermuisslachtoffers bij opwaarderingen tot 1,5-2,0 x de oorspronkelijke, totale capaciteit van het windpark minder slachtoffers vallen. Maar opschalingen van boven de 2 x voor opschaling van

turbines van 0,5 MW en boven de 2,5 x voor opschaling van turbines van 0,3 MW leiden juist tot meer vleermuisslachtoffers. Het nieuwe vermogen van de nieuwe windturbines (1,5 of 2 MW) maakte geen verschil.

Barclay *et al.* (2007) stellen op grond van hun onderzoek naar de relatie tussen grootte van de windturbines en aantallen slachtoffers, dat door repowering meer vleermuisslachtoffers zullen vallen. Hierbij speelt niet de rotordiameter een doorslaggevende rol, maar wel de masthoogte (boven 65 m een toenemend aantal slachtoffers) en het vermogen (toenemend vermogen geeft meer slachtoffers). Het is volgens deze auteurs dus beter om in vleermuisrijke gebieden de masthoogte zo laag mogelijk te houden en het vermogen niet te groot te kiezen.

Repowering geeft daarnaast de mogelijkheid windturbines die voor veel overlast voor vleermuizen zorgen, te verplaatsen naar locaties waar minder overlast te verwachten valt.

6.2.1.6 Methodiek

Vindkansen

Over vindkansen van vleermuizen en de daaruit af te leiden correctiefactoren voor gevonden aantallen slachtoffers kwamen recentelijk meer gegevens beschikbaar, vooral uit de VS. Hieruit volgt dat deze net als bij vogels een belangrijke en niet te verwaarlozen factor kunnen zijn bij het berekenen van de werkelijke aantallen slachtoffers.

Vindkansen blijken mede afhankelijk van de locatie (biotoop, ondergrond, vegetatiehoogte en dichtheid), zoekefficiëntie (kundigheid van de zoekers), zoekintensiteit (tijd besteed aan het afzoeken van een bepaald gebied), zoekfrequentie (tijdsinterval tussen bezoeken), aantal en locatie van de afgezochte windturbines, afgezochte oppervlak (rond een windturbine) en aaseterij (predatie, wegslepen of ondergraven van lijken).

Een lage zoekfrequentie in combinatie met het af en toe voorkomen van pieken in aantallen slachtoffers en een hoge predatiedruk, kunnen al snel tot een enorme bias in de gegevens leiden (zie onder andere Arnett *et al.* 2008, Morrison 2002, Winkelman 1992a).

Ondergrond Brinkmann (2006a) meldt dat op kale ondergrond ook 's nachts zonder verdere hulpbronnen (zaklamp, etc.) dode vleermuizen gemakkelijk gevonden kunnen worden, maar dat in bebost gebied dit bijzonder moeilijk bleek en het zoeken daar overdag moest plaatsvinden.

Zoekefficiëntie & biotoop Brinkmann (2006b) geeft een gemiddelde zoekefficiëntie in open gebieden van 84%, in licht-matig begroeide gebieden van 77% en in sterk begroeide van 40%. In Arnett *et al.* (2008) werd ongeveer 50% van de uitgelegde dode vleermuizen (vers en bevroren) door menselijke zoekers gevonden. De onderlinge zoekefficiëntie liep daarbij uiteen van 25-75%. In grasland werden de lijken tweemaal vaker terug gevonden dan op bouwland en langs beboste berggruggen. In bossen bedroeg de zoekefficiëntie 25-42%, in de meer open biotopen 42-75%. In een windpark in de VS werden bij vindkanstesten door de zoekers evenveel vogels

als vleermuizen teruggevonden (in Arnett *et al.* 2008), maar dit gegeven zou locatiegebonden en zoekerafhankelijk kunnen zijn.

Speurhonden Het gebruik van speurhonden wordt wel gezien als oplossing voor het menselijke falen bij het zoeken naar dode vleermuizen. Uit de resultaten van twee onderzoeken in de VS bleek dat speurhonden op één locatie 71% van de slachtoffers vonden tegen 42% door mensen, op de andere locatie bedroegen deze percentages respectievelijk 81% en 14% (Arnett 2006). Ook in Duitsland zijn speurhonden met succes ingezet voor het zoeken naar vleermuisslachtoffers (pers. med. J. Dekker).

Predatie en aaseterij Sommige studies tonen aan dat vleermuizen door aaseterij in enkele uren kunnen verdwijnen (in Kunz *et al.* 2007a). In Brinkmann (2006b) bleek gemiddeld genomen 58.8% van het uitgelegd aas na vijf dagen te zijn verdwenen. Bovendien bleken de lijken soms al binnen enkele uren, en gemiddeld in een halve dag door (doodgraver)kevers te worden gevonden en ondergegraven. Dit was vooral het geval als vliegen het lijk al hadden ontdekt (Brinkmann 2006a). Vleermuislijken rotten bovendien sneller weg dan die van vogels (Limpens *et al.* 2007). Ook Arnett *et al.* (2008) constateerden dat aaseters de zoekers vaak te snel af zijn en de lijken al hebben opgegeten of weggesleept voordat de zoekers hun speurtocht konden beginnen. Uitgelegde vleermuiskarkassen bleven gemiddeld genomen tussen 1,9 en 12 dagen op hun plek. Over gewenning van aaseters aan vleermuisslachtoffers in windparken (toenemende predatie in de loop van de tijd) is niets bekend, maar is niet ondenkbaar (in Arnett *et al.* 2008).

Zoekafstand Arnett *et al.* (2008) melden dat de meeste dode vleermuizen dicht bij de betreffende windturbine werden gevonden. Brinkmann (2006b) vond bij 8 windturbines met masthoogten variërend van 69-90 meter ongeveer 90% van de slachtoffers binnen een straal van 40 meter van de windturbines en ongeveer 70 % binnen 30 meter, waarbij tot 50 meter afstand was gezocht. Seiche *et al.* (2008) zochten tot een afstand van 60 meter en vonden ongeveer 95% binnen 40 meter. In Duitsland wordt onderzoek gedaan naar het wegslinger-effect en de daaraan gekoppelde maximale zoekafstand (pers. med. J. Dekker).

Correctiefactoren Barclay *et al.* (2007) geeft voor 21 slachtofferonderzoeken in de VS zowel de gevonden als de gecorrigeerde aantallen vleermuisslachtoffers per turbine per jaar. Hieruit kan worden gedestilleerd dat de correctiefactor voor zoekefficiëntie en aaseterij tussen de ongeveer 1-6 lag, met één uitschieter naar 10. Brinkmann (2006b) komt op een gemiddelde correctiefactor voor 16 respectievelijk acht windturbines in Zuid-Duitsland van 9,6 in 2004 en 9,4 in 2005 wanneer zoekefficiëntie, aaseterij en de afgezocht oppervlakte rond een windturbine in beschouwing worden genomen.

Slachtofferonderzoek moet derhalve bij vleermuizen altijd gepaard gaan met vindkansonderzoek, teneinde een inschatting te kunnen maken van de werkelijke aantallen slachtoffers.

Relatie vleermuis- en vogelslachtoffers

Hötker 2006 onderzocht voor 14 windparken waar zowel naar vogels als vleermuizen werd gezocht of parken waar veel vleermuizen werden gevonden ook veel vogelslachtoffers gaven, en omgekeerd. Dit bleek niet het geval.

Dit wordt bevestigd door Brinkmann (2006b), die op 24 windturbinelocaties in Zuid-Duitsland zowel dode vleermuizen als vogels aantrof, maar waarbij geen relatie tussen de aantallen van beide lijkt te zijn. Wel werden in 2004 bij 16 van de 24 turbines 8 maal en in 2005 bij acht 2,5 maal meer vleermuizen gevonden dan vogels.

6.2.2 Indirecte effecten (verstoring & barrièrewerking)

6.2.2.1 Algemeen

Wat direct biotoopverlies betreft, kan worden gesteld dat de mate waarin een gebied op de schop gaat ten behoeve van de bouw van een windturbine of een windpark varieert en afhankelijk is van diverse factoren, waaronder type biotoop, grondsoort, en landgebruik. In Europa gaat momenteel gemiddeld genomen ongeveer 0,5-2,0 hectare op de schop voor de plaatsing van één windturbine. In de VS bedraagt dit voor de bouw van één MW-turbine 1,2-2,9 ha. Deze getallen houden geen rekening met bijkomende structuren zoals onderhoudswegen, bedrijfsgebouwen en afvoerleidingen (in National Research Council 2007).

Over indirecte verstoring (het door vleermuizen vermijden van het leefgebied rond de windturbines) is nog maar heel weinig bekend. Studies hieraan zijn schaars en nemen zelden de situatie vóór plaatsing alsmede een referentiegebied ter controle (de zogenaamde BACI-opzet, zie Stewart-Oaten & Murdoch 1986) in ogenschouw, waardoor deze statistisch gezien onvolledig zijn uitgevoerd. Zo berekenden Hötker *et al.* (2004, 2006) dat van de 127 door hen in beschouwing genomen studies er maar acht waren die volgens de BACI-methode waren opgezet.

Uit de schaarse gegevens komt naar voren dat verstoring soortspecifiek zou kunnen zijn. Voorts spelen biotoop en mogelijk ook turbinetechnische zaken een rol. In hoeverre verstoring ongunstig uitpakt, hangt ook af van voor vleermuizen gunstige alternatieven in de (directe) omgeving van de windturbine locatie. Over maximale verstoringsafstanden zijn nog nauwelijks gegevens beschikbaar.

6.2.2.2 Gewenning

Over gewenning zijn nog nauwelijks gegevens beschikbaar.

In Duitsland werden na de bouw windparken niet door gewone dwergvleermuizen gemedend. De dieren bleken zelfs enige gewenning te vertonen (in Harbush & Bach 2005). Ook Limpens *et al.* (2007) veronderstellen de mogelijkheid tot gewenning, maar geven geen verdere details of voorbeelden waaruit deze veronderstelling kan worden afgeleid.

Ook kunnen de windturbines rustplaatsen bieden aan vleermuizen. Zo nam Haensel in Duitsland rustende vleermuizen in de gondel van een windturbine (in National Research Council 2007). EUROBATS (2006) geeft voor negen soorten vleermuizen

aan dat zij wel eens rustend in een gondel zijn waargenomen. Dit zou op gewenning kunnen wijzen.

6.2.2.3 Omgevingsspecifiek

Verlies aan biotoop

Verlies aan biotoop lijkt vooral te spelen in bosgebieden en gebieden met veel landschapselementen, waar bomen met verblijfplaatsen en voor het voedsel zoeken belangrijke ondergroei en structuren bij aanleg van de windturbines gekapt en verwijderd worden. In open landschappen speelt dit waarschijnlijk veel minder, alhoewel het zo kan zijn dat juist deze structuren de enige jachtgebieden in de omgeving zijn.

Soorten met verblijfplaatsen in bomen, zoals Bosvleermuis, Rosse vleermuis en Ruige dwergvleermuis zullen hiervan de meeste hinder ondervinden (in Harbush & Bach 2005). Maar het creëren van open plekken en randen in het bos kan juist voor andere soorten vleermuizen profijtelijk zijn, waarbij voor deze soorten dan mogelijk weer een verhoogd risico op aanvaringen ontstaat (England Nature 2008); waarschijnlijk geldt dit voornamelijk voor de algemene soorten (pers. med. E. Jansen: Roche & Elliott 2000).

Het mijden van draaiende rotoren na de bouw werd vastgesteld door Brinkmann (2006b). Hij keek in Zuid Duitsland enkele nachtdelen met een warmtebeeldcamera naar het rotorgebied van twee windturbines (één in bos en één in open landschap), en tevens in een referentiegebied zonder windturbine. In het referentiegebied werd een bijna tweemaal hogere vleermuisactiviteit gemeten dan bij de twee turbines, waartussen geen verschil optrad.

Verstoring door aanwezigheid van een windpark lijkt ook soortspecifiek te zijn. In een Duitse studie nabij het Duitse Cuxhaven gebruikte de Laatvlieger na de bouw het windpark in de zomer niet meer als voedselgebied, terwijl in het referentiegebied de aantallen niet afnamen (Bach & Rahmel 2004). De afstand die de Laatvlieger daarbij tot het windpark aanhield, bedroeg ongeveer 100 meter. Ook nam de foerageeractiviteit langs heggen gelegen op een afstand van minder dan 50 meter van het windpark beduidend af. Daarentegen nam het aantal exemplaren van de Gewone dwergvleermuis in het windpark na de bouw toe en werden zij geregeld foeragerend binnen 50 meter afstand van een turbine gezien, terwijl het aantal in het referentiegebied min of meer hetzelfde bleef. Ook bleken veel meer exemplaren van de Gewone dwergvleermuis langs deze heggen vlak naast het windpark te foerageren dan in de situatie zonder windturbines het geval was. Wel reageerden zij op de windturbines door hun vlieghoogte sterk te verlagen wanneer de operationele rotoren vlak bij de heg met de rotor dwars op heg stonden. Stond de rotor parallel aan de heg, dan vond geen reactie plaats. Ook exemplaren van de Rosse vleermuis bleken een windpark met middelgrote turbines in Stade, Duitsland te ontwijken door een afstand van minimaal 100 meter aan te houden (in Bach & Rahmel 2004).

Verlies aan vrije vliegruimte - barrièrewerking

Windturbines kunnen in potentie interfereren met de verbindingsroutes van lokale vleermuizen (bijvoorbeeld van verblijfplaats naar voedselgebied) of van trekroutes

van soorten tijdens de langeafstandstrek tussen hun zomer- en winterverblijven. Kritische plekken hierbij zijn bergpassen en randen langs riviervalleien die als corridors worden gebruikt en kustlijnen. De vleermuizen zullen daarbij al op enige afstand het windpark of de rotoren mijden, door om of over het windpark heen te vliegen of hun vlieghoogte te verlagen om onder rotorhoogte het windpark te doorkruisen. In Nederland zijn waarschijnlijk ook de Veluwe Randmeren zo'n kritische plek omdat er de zeer hoge dichtheid aan (doortrekkende) vleermuizen (pers. med. E. Jansen).

Aan dit soort barrièrewerking is nog nauwelijks onderzoek gedaan.

In Duitsland leken de Laatvlieger en de Gewone dwergvleermuis hun oorspronkelijke vluchtroutes na de bouw en inwerkingstelling van het park niet te wijzigen (in Bach & Rahmel 2004).

Ook bij laag over zee trekkende vleermuizen werden geen reacties gezien op een offshore windpark. Een hoger vliegende Rosse vleermuis werd afgeleid door het windpark en inspecteerde de windturbines van dichtbij, waarna de trek werd voortgezet (Ahlén *et al.*, 2007, 2008).

6.2.2.4 Windturbinegerelateerd

Design en configuratie

In hoeverre totale hoogte, masthoogte, rotor diameter, vermogen of configuratie van de windturbines in een windpark of een lijnopstelling bijdragen aan (de mate van) verstoring is nog niet onderzocht.

Voor verstoringgevoelig gebleken biotopen zoals bossen opperen diverse auteurs dat de windturbines daar zo dicht mogelijk op elkaar moeten worden gezet zodat er zo weinig mogelijk biotoop verloren gaat of wordt gemodificeerd. Voor de halfopen landschappen suggereren zij dat lijnopstellingen parallel zouden moeten liggen aan de overheersende vliegroutes.

Bedrijfsvoering

Over het feit of stilstaande windturbines minder verstorend werken dan operationele zijn geen gegevens voorhanden.

Ultrasonische geluiden

Verstoring zou niet alleen door fysieke aanwezigheid van de (operationele) windturbines kunnen optreden, maar ook door ultrasonische geluiden van rond de 30 kHz zoals geproduceerd door sommige operationele windturbines.

In de VS zijn dergelijke "stoorgeluiden" gebruikt om een Amerikaanse laatvlieger-soort af te schrikken. De vleermuizen meden de geluidsbron significant. Maar andere vleermuissoorten kunnen juist worden aangetrokken door dergelijke geluiden (in Harbush & Bach 2005).

Szewczak & Arnett (2007) vonden in de VS een significante afname van vliegactiviteit van vleermuizen (*Pipistrellus spec.*) bij proeven waarbij ultrasoon geluid (20-80 KHz, reikwijdte 12-15 meter) werd uitgezonden. Er was een onmiddellijk effect, waarbij in het gebied met ultrasoon geluid de vleermuisactiviteit afnam tot 10% en later zelfs tot 4% van die in het controlegebied, waarbij er geen aanwijzingen

waren dat de vleermuizen aan het geluid gewend raakten. De auteurs beargumenteren dat een verstoringafstand van 12-15 meter weliswaar maar de helft van de tegenwoordige rotorbladlengte betreft, maar dat vleermuizen al op een grotere afstand een dergelijk verstoringsveld kunnen aanvoelen. Vleermuizen die al eens in aanraking zijn geweest met zo'n verstoringsveld reageren later bij het naderen van andere van dergelijke velden mogelijk al ruim van te voren, waarmee ultrasoon geluid een verstoring effect zou kunnen hebben.

Voor de Europese vleermuissoorten liggen de maximum afstanden voor ultrasone geluidsdetectie afhankelijk van de soort tussen 5-200 meter (zie Bijlage 7). EUROBATS (2006) merkt daarbij de vleermuissoorten met de grootste detectieafstanden (50 meter of meer) aan als soorten die mogelijk last hebben van verstoring door ultrasone geluiden (Rosse vleermuis, Bosvleermuis, Laatvlieger), terwijl mogelijk ook de dwergvleermuizen (detectieafstand ongeveer 30-40 meter) hiertoe gerekend kunnen worden.

Szewczak & Arnett (2006) concludeerden dat de ultrasone geluiden van de door hen onderzochte MW-turbines overstemd worden door andere (voor mensen hoorbare) geluiden en slechts een kort bereik hebben. Zij stellen daarom dat deze vermoedelijk geen rol van betekenis spelen in het op grotere afstand verstoren of aantrekken van vleermuizen.

Elektromagnetische velden

Rond sommige windturbines kunnen elektromagnetische velden voorkomen. In hoeverre vleermuizen de omgeving van de windturbines daardoor gaan mijden, is onbekend.

Significante vermijdingsreacties van vleermuizen (Gewone dwergvleermuis, Kleine dwergvleermuis, Watervleermuis, Franjestaart) op elektromagnetische velden met een sterkte van meer dan 2 V/m zijn in Schotland bij vier civiele, drie militaire en twee weerradarinstallaties aangetoond door Nicholls & Racey (2007). Dit betroffen velden die waarneembaar waren tot op 200 meter van de bestudeerde radarinstallaties. Ook bij velden < 2 V/m op afstanden van meer dan 400 meter werden nog steeds vermijdingsreacties gezien, maar niet bij ieder radartype. De redenen voor deze verstoring zou kunnen liggen in warmte-inductie veroorzaakt door de elektromagnetische velden en/of interferentie daarvan met de echolocatie van de vleermuizen.

Verlichting

Over de mogelijke verstoring van invloed van verlichting is alleen Amerikaans onderzoek aan navigatieverlichting zoals voorgeschreven door de Amerikaanse Federal Aviation Administration op windturbines beschikbaar.

Eerste onderzoek wijst uit dat deze navigatieverlichting op zich geen vleermuizen lijkt af te stoten (of aan te trekken) en derhalve niet zal leiden tot verstoring of barrièrewerking (Horn *et al.* 2008, Kunz *et al.* 2007a). Maar deze verlichting lijkt tot op zekere hoogte wel meer insecten aan te kunnen trekken. In het onderzoek van Horn *et al.* (2008) ging dit niet gepaard met significant hogere aantallen vleermuizen rond deze turbines.

Ook Arnett *et al.* (2008) konden in 21 windparken in de VS en Canada geen relatie vinden tussen aantallen slachtoffers en het wel of niet aanwezig zijn van

navigatieverlichting op de windturbines. Het ging daarbij om zowel continue rood licht, knipperende rood licht (strobe lights), knipperend wit licht, en combinaties daarvan, steeds aangebracht op de gondels. Over de eventuele invloed van continue wit licht zijn geen gegevens bekend.

Arnett *et al.* (2008) wijzen er op dat pulserende rode en witte navigatielichten sterke ultrasone pulsen produceren, die op zich vleermuizen die zich dicht bij de windturbines bevinden, zouden kunnen aantrekken.

6.2.3 Effecten op populatieniveau

Dodelijke aanvaringen hebben een direct negatief gevolg op de populatieomvang. Maar ook de negatieve gevolgen van verstoring en barrièrewerking kunnen leiden tot afname van vleermuispopulaties. Deze worden indirect veroorzaakt door veranderingen in demografie en vitaliteit van deze populaties ten gevolge van verlies aan voedselgebieden, verblijfplaatsen en disrupties tijdens de trek.

Voor veel vleermuissoorten zijn de gegevens over populatieomvang en ecologie ontoereikend om kritische drempels in de populatieomvang te bepalen. Deze drempels zijn nodig om tot een verantwoorde uitspraak over negatieve significantie te komen. Wel kan worden gesteld dat vleermuizen tot de langer levende zoogdiersoorten met een lage reproductie behoren. Dit betekent dat het additionele verlies aan individuen alleen over een langere periode door natuurlijke aanwas kan worden gecompenseerd, tenzij de reproductie bij afnemende populatieomvang stijgt. Is dit laatste niet het geval, dan kunnen additionele effecten door windenergie grote gevolgen hebben.

Ondanks het feit dat er geen voorbeelden voor significante negatieve effecten op lokaal of *overall* populatieniveau beschikbaar zijn, bestaat er onder experts toch een hoge mate van overeenstemming over het feit dat windenergie een negatief effect op (lokale) vleermuispopulaties kan hebben. De frequentie en de omvang waarmee vleermuizen wereldwijd bij windturbines slachtoffer worden geven in combinatie met hun (vaak beperkte) populatieomvang, (afnemende) populatietrend, populatiebiologie (langlevend, lage reproductie) en het geconstateerde gedrag nabij windturbines, aanleiding tot deze conclusie (zie onder andere Arnett *et al.* 2008, Kunz *et al.*, 2007a, National Research Council 2007). Gevoelig gebleken soorten met kleine lokale of *overall* populaties ondervinden hierbij vanzelfsprekend de grootste risico's. Daarnaast zijn trekkende soorten over het algemeen gevoeliger voor populatieafname dan de niet-trekkende soorten (in Cryan 2008).

Hötker *et al.* (2004/2006) berekenden dat significante afname in de omvang van vleermuispopulaties al kunnen worden veroorzaakt door een relatief kleine (0,1%) toename in de jaarlijkse sterfte, mits deze niet wordt gecompenseerd door een hogere reproductie.

Kunz *et al.* (2007) berekenden dat de te verwachten aantallen vleermuislachtoffers in de Amerikaanse Mid-Atlantic Highlands bij een geplaatst vermogen van 3856 MW in het jaar 2020 voor alle soorten samen op 59.000-111.000 zal liggen. Hierbij nemen zij aan dat de huidige cijfers van 15,3-28,7 vleermuizen/MW geïnstalleerd vermogen/jaar representatief zijn voor de hele regio, dat deze in de loop van de tijd onveranderd blijven (ook als wellicht andere typen windturbines gebruikt gaan

worden), en dat de aanwezige vleermuispopulaties stabiel blijven. Zij weigeren echter om een cumulatieve sterfte ten gevolge van de totale windenergieontwikkelingen voor de periode 2006-2020 te berekenen, omdat de benodigde gegevens over populatieomvang en demografie van de betrokken vleermuissoorten in de regio ontbreken.

Op grond van hun berekeningen concluderen zij wel dat er een potentieel risico is voor substantiële verliezen en daarmee voor een negatieve invloed op populatieniveau van één of meerdere soorten. Een van deze soorten betreft de Gewone rode vleermuis (*Lasiurus borealis*), waarvan zij zich afvragen of de populatie van deze soort de berekende extra sterfte wel kan dragen omdat deze soort in vrijwel het gehele verspreidingsgebied (om andere redenen) in aantallen achteruit gaat.

De National Research Council (2007) bevestigt deze conclusie en noemt voor de oostelijke VS de mogelijke negatieve populatie-effecten voor een aantal voor aanvaringen gevoelig gebleken en in aantallen afnemende of bedreigde vleermuissoorten bij een toenemend geplaatst windenergievermogen, significant.

Effecten op populatieniveau kunnen zich ook voordoen wanneer populaties van elkaar geïsoleerd raken: er is dan sprake van genetische isolatie met een op den duur hogere (lokale) uitsterfkans tot gevolg.

6.2.4 Methodiek

Uitgebreide richtlijnen voor het inschatten van de effecten van windturbines op vleermuizen in Europa zijn ontwikkeld door EUROBATS (2006). Ook Natural England (2008) geeft een overzicht (zie ook tabel 3). Limpens *et al.* (2007) ontwikkelden protocollen en beslisschema's voor planningmethoden en stappenplannen voor vleermuisonderzoek, mede gericht op de Nederlandse wetgeving.

Een uitgebreide checklist voor het evalueren van windenergieprojecten (in Amerika) wordt bijvoorbeeld gegeven door de National Research Council 2007, welke (behalve voor de wettelijke overwegingen) ook goed bruikbaar is voor de Nederlandse situatie, en welke ook ingaat op cumulatieve effecten.

Methoden welke geschikt zijn voor onderzoek aan vleermuizen voor, tijdens en na de bouw van windturbines zijn onder andere uitgebreid samengevat door Kunz *et al.* 2007b. Ook bijvoorbeeld Limpens *et al.* (2007) gaan hier tot op zekere hoogte op in. Meer in zijn algemeenheid kan bijvoorbeeld worden verwezen naar Mitchell-Jones (2004).

Diverse auteurs pleiten – gezien de veelheid aan methoden, stappenplannen en protocollen – voor een gestandaardiseerde aanpak zodat gegevens niet alleen onderling beter vergelijkbaar worden, en beter bruikbaar zijn voor het opstellen van mitigatie- en compensatiemaatregelen.

Een onderzoeks aanpak via van te voren geformuleerde hypothesen heeft daarbij sterk de voorkeur (zie bijvoorbeeld BWEC 2008, EUROBATS 2006, Kunz *et al.* 2007b, National Research Council 2007). Alleen op die manier kunnen beschikbare menskracht en middelen worden ingezet voor een snelle invulling van die kennislacunes die nu een uitbreiding van windenergie in de weg lijken te staan.

7 Overige beschermde soorten en beschermde habitattypen

Zoals in aangegeven is in dit onderzoek enkel gekeken naar de bekende effecten op vogels en vleermuizen. Dit zijn de soortgroepen die naar verwacht en naar bekend is de grootste effecten ondervinden van windturbines op land. De effecten op andere beschermde soorten en beschermde habitats zijn geen onderwerp van onderzoek geweest.

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de beschermde soorten en habitattypen en wordt in algemeenheid enkele mogelijke effecten van windturbines genoemd, alsmede tijdens deze literatuurstudie gevonden effecten.

7.1 Soorten

In Nederland zijn enkele honderden soorten beschermd vanwege de Flora- en faunawet en/of Natuurbeschermingswet; in Tabel 4 staat een overzicht van de aantallen soorten per soortgroep; in Bijlage 4 en Bijlage 5 staan alle soorten genoemd, inclusief het regime waaronder ze vallen.

Van gewervelde dieren die in het water leven is ook bekend dat windturbines effect kunnen hebben. Het gaat daarbij met name om vissen en zeezoogdieren. Er is onderzoek gedaan in het kader van offshore windturbineparken (onder andere: Leopold *et al.* 2004; Prins *et al.* 2008).

Tabel 4. Overzicht aantal beschermde soorten per beschermingsregime; in Bijlage 4 en 5 staan de overzicht op soortsniveau.

| soortgroep | aantal soorten totaal | Nbw – Hrl II | Ffw tabel 1 | Ffw tabel 2 | Ffw tabel 3 | Ffw vogels |
|----------------|-----------------------------|---|----------------|----------------|----------------|---------------|
| mossen | 2 | 2 | | | | |
| vaatplanten | 101 | 3 | 13 | 84 | 1 | |
| slakken | 4 | 3 | 1 | | | |
| kevers | 2 | 3 | | 1 | | |
| kreeftachtigen | 1 | | | 1 | | |
| mieren | 4 | | 4 | | | |
| libellen | 8 | 2 | | | 8 | |
| vlinders | 27 | 4 | | 2 | 24 | |
| vissen | 16 + | 10 | | 4 | 8 | |
| amfibieën | 16 | 2 | 5 | 1 | 10 | |
| reptielen | 7 | | | 1 | 6 | |
| vogels | 695 | 63 (niet-broedvogel) 45 (broedvogel) | | | | 694 |
| zoogdieren | 65 | 8 | 20 | 7 | 38 | |

Voor planten is de verwachting dat de impact beperkt is tot het verdwijnen of kwalitatief minder worden van het habitat. Dit kan wanneer geschikt habitat verdwijnt ten gunste van een windturbine of daarbij bijbehorende elementen, zoals bijvoorbeeld een weg, onderhoudsgebouw, etc. (al dan niet tijdelijk). Ook kan door

bijvoorbeeld ontwatering ter plaatse van de bouwactiviteiten habitat elders minder geschikt worden waardoor sprake is van effecten (externe werking).

Voor kleine ongewervelden gelden waarschijnlijk dezelfde effecten die hierboven bij planten genoemd zijn: fysiek verdwijnen van habitat en/of minder geschikt worden van habitat al dan niet via de vegetatie. Bij dieren kan verder verstoring door menselijke aanwezigheid nog een rol spelen. Dit laatste punt kan ook aan de orde zijn bij de overige in dit rapport niet behandelde gewervelde dieren.

Hötker *et al.* (2004, 2006) toonden voor herten en hazen een (niet significante) tendens tot het vermijden van windparken. De fysieke aanwezigheid kan via licht, geluid, straling, slagschaduw wellicht effecten hebben op diersoorten. Waarschijnlijk is hier nog maar zeer weinig onderzoek naar gedaan, maar een literatuurstudie hiernaar aangevuld met expert judgement zou voor dit moment interessant kunnen zijn.

7.2 Habitattypen

In Nederland zijn in totaal 51 habitattypen (75 habitatsubtypen) waarvoor Natura 2000-gebieden zijn aangewezen waarbinnen steeds een aantal in het aanwijzingsbesluit genoemde typen beschermd zijn (zie Bijlage 3 voor een lijst van deze habitatsubtypen).

Het meest duidelijke effect van een windturbinepark op beschermde habitats is wanneer het gepland is in een Natura 2000-gebied en een beschermd habitatype verdwijnt. Dit kan oplopen tot zo'n 3 hectare (National Research Council 2007).

Ook kan een windturbinepark invloed hebben op processen zoals verstuiwing, en aanslibbing.

Daarnaast kan er sprake zijn van externe werking, bijvoorbeeld omdat door ontwatering ter plaatse grondwaterstromen veranderen waardoor elders habitats kwalitatief minder worden).

Tabel 5. Aantal habitat(sub)typen in Nederland per hoofdgroep; tussen haakjes het aantal prioritaire habitat(sub)typen.

| hoofdgroep | aantal habitattypen | aantal habitat(sub)typen |
|---|---------------------|--------------------------|
| 1 kusthabitats en halofytenvegetaties | 7 | 13 |
| 2 zeekust- en landduinen | 12 (3) | 20 (6) |
| 3 zoetwaterhabitats | 7 | 8 |
| 4 heide- en struikvegetaties van de gematigde klimaatzone | 2 | 3 |
| 5 thermofiel struikgewas (matorrals) | 1 | 1 |
| 6 natuurlijke en halfnatuurlijke graslanden | 8 (5) | 11 (5) |
| 7 venen | 7 (3) | 9 (4) |
| 8 rotsachtige habitats en grotten | 0 | 0 |
| 9 bossen | 7 (2) | 10 (4) |
| totaal | 51 (13) | 75 (19) |

Deel C Conclusies en aanbevelingen

8 Conclusies

8.1 Rechtsregimes

Zowel EHS als Natura 2000 en het soortenbeschermingsrecht kennen een sterk casuïstische toetsingsverplichting. De habitattoets moet immers per SBZ verricht worden, waarbij de instandhoudingsdoelstellingen sterk kunnen variëren per SBZ. Alleen *in concreto* kunnen er uitspraken gedaan worden over significantie en niet *in abstracto*. Hetzelfde geldt voor de sterk locatiegebonden soortentoets en de EHS-toets, waarbij dan nog geldt dat bij de bouwvergunningverlening wettelijk soms niet eens aan de EHS-waarden getoetst mag worden als deze niet ook juridisch bindend geborgd zijn overeenkomstig het LIS van art. 44 Woningwet (met name in bestemmingsplannen, maar sinds de nieuwe Wro ook in beheersverordeningen, inpassingsplannen, PRV's en AMvB's).

Algemene uitspraken over de natuurbeschermingsrechtelijke toelaatbaarheid van windmolens in of nabij de EHS, Natura 2000 of in verband met de soortenbescherming zijn derhalve *de iure* niet te doen.

8.2 Jurisprudentie

De natuurjurisprudentie blijkt nog in ontwikkeling. Er is nog geen sprake van vaste lijnen, laat staan dat er al een vaste windmolenjurisprudentie zou bestaan op het gebied van Natura 2000, EHS of soorten. Ook zijn onduidelijke begrippen als openheid, cumulatie, externe werking niet nader volgens een vaste jurisprudentiële lijn ingevuld.

Tot nu toe lijkt de significantievraag zich te clusteren rond populatie-afname (bijvoorbeeld rotorbladenaanvaringsslachtoffers), oppervlakteafname en afstand tot SBZ. In de wetenschappelijke en beleidmatige discussie ten aanzien van significantie is echter een verschuiving zichtbaar: de aandacht voor het opstellen van eenduidige normen bij effectbepalingen verschuift daarbij naar de aandacht voor het omgaan met onzekerheden bij effectbepalingen (Broekmeyer *et al.*, 2008).

Voorts geldt bij ruimtelijke plannen al een uitvoerbaarheidstoets (zogenoemde OVIR-jurisprudentie) waardoor de planwetgever reeds op voorhand en in redelijkheid (OVIR) een inschatting moet (doen) maken van de haalbaarheid van de groene sectortoestemmingen in het licht van de beoogde bestemming.

Voor windturbines kunnen vooralsnog geen jurisprudentiële hoofdlijnen worden getrokken.

8.3 Vogels

Windenergie kan een negatief effect hebben op vogels. De omvang van deze effecten zijn sterk afhankelijk van de locatie gebleken. De belangrijkste factor in het voorkomen van negatieve effecten is dan ook de locatiekeuze van windturbines. Locaties alsmede trekroutes die vogelkundig gezien van groot belang zijn dienen daarbij te worden vermeden.

Het feit dat windturbines vooral worden geplaatst in windrijke streken (wetlands, open binnenwateren, kustgebieden, near- en offshore), maakt dat deze al snel conflicteren met vogelbelangen. Deze windrijke streken, waaronder veel Natura 2000-gebieden vallen, behoren namelijk tot de meest vogelrijke streken in Nederland en daarbuiten.

Naast een zorgvuldige locatiekeuze kunnen ook design en configuratie van de windturbines de effecten verminderen, alsmede aanpassingen in de bedrijfsvoering.

Slachtoffers vallen in principe op ieder locatie, maar de omvang van het slachtoffereffect is afhankelijk van de aanwezige soorten en de totale aantallen vogels ter plekke. Verstoring ten gevolge van verlies of modificatie van biotopen wordt over het algemeen niet gezien als een belangrijke negatieve factor bij windparken geplaatst *buiten* aangewezen of kwalificerende beschermde vogelgebieden van nationale of internationale belang, maar hangt af van locatie en omvang van de projecten. Barrierewerking kan aanzienlijk zijn, maar over de gevolgen is nog weinig met zekerheid bekend, maar ligt op het energetische vlak (meer energie nodig bij passeren van windturbines).

Bij alle effecten dient rekening gehouden te worden met cumulatieve effecten. Bij het slachtofferaspect speelt dit zeker, en dient ook rekening te worden gehouden met cumulatieve effecten van andere obstakels in het landschap, zoals verkeerswegen, hoogspanningsleidingen en ruiten. Maar ook bij het verstoringseffect speelt cumulatie van effecten, zeker wanneer daar voor de ingreep gevoelige biotopen (zoals wetlands en andere natte gebieden) zijn betrokken. Hierdoor kan verstoring toch aanzienlijk zijn, en deels worden veroorzaakt door afgeleide effecten (zoals veranderingen in hydrologie, aanleg van nieuwe wegen).

Al deze maatregelen zijn sterk locatiespecifiek gebleken, en dienen – zolang nog zoveel onzekerheden bestaan over de relatie windmolens-vogels – altijd te worden begeleid door systematisch en statistisch goed opgezet onderzoek.

8.4 Vleermuizen

Onder experts bestaat een hoge mate van overeenstemming over het feit dat windenergie een negatief effect op (lokale) vleermuispopulaties kan hebben. Deze conclusie is gebaseerd op de frequentie en de omvang waarmee vleermuizen wereldwijd slachtoffer van windturbines worden, in combinatie met hun (vaak

beperkte) populatieomvang, (afnemende) populatietrend, populatiebiologie (langlevend, lage reproductie) en het geconstateerde gedrag nabij windturbines.

Het slachtofferprobleem lijkt voor vleermuizen van een grotere omvang en op populatieniveau ook van meer betekenis te zijn dan in het algemeen het geval is bij vogels. Daarnaast bestaan er nog maar weinig aanwijzingen voor een versturende werking van windturbines op vleermuizen, waarbij deze diergroep in tegenstelling tot vogels ook door windturbines kan worden aangetrokken. Voorbeelden van cumulatieve effecten ontbreken nog, maar de huidige gegevens leiden wel tot de veronderstelling dat deze bij toenemend geplaatst vermogen aanzienlijk en ook significant kunnen zijn.

Ondanks de vele onderzoeken en referenties is het lastig algemeen geldende conclusies over de effecten van windenergie op vleermuizen te trekken. Dit komt enerzijds door het gebrek aan voldoende statistisch juist uitgevoerde studies en anderzijds door een grote kennislacunes in de voor de interpretatie benodigde baseline gegevens over vleermuizen (zoals trekgedrag en vlieghoogte tijdens de trek). Desondanks komen inmiddels wel meer algemene patronen maar voren, welke ook tot mogelijkheden voor mitigerende maatregelen leiden. Zo kunnen naast een zorgvuldige locatiekeuze, design en configuratie van de windturbines en aanpassingen in de bedrijfsvoering de te verwachten effecten verminderen. Deze maatregelen zijn steeds locatiespecifiek en dienen nader te worden getest om de algemene geldigheid ervan te bepalen.

Mede gezien de vele onzekerheden over de relatie windturbines-vleermuizen, dient plaatsing van windturbines te worden begeleid door vakkundig onderzoek. Dit onderzoek moet bij voorkeur plaatsvinden door middel van een gestandaardiseerde aanpak opgezet volgens de juiste hypothesen, teneinde de bruikbaarheid van de resultaten te vergroten en beschikbare menskracht en middelen in te zetten voor een snelle invulling van die kennislacunes die een uitbreiding van windenergie nu nog in de weg lijken te staan.

8.5 Handreikingen

Windturbineparken zijn te beschouwen als een ruimtelijke ontwikkeling. Bij de ontwikkeling ervan kan gebruik gemaakt worden van de verschillende soorten handreikingen, stappenplannen, etc die momenteel beschikbaar zijn. Twee belangrijke zijn de handreikingen van LNV voor de Nbw en de Ffw. Ook van LNV en van belang bij de ontwikkeling van windturbineparken is de effectenindicator, te vinden op de website van het ministerie van LNV. Hier staat ook de meest actuele informatie over de status van de Natura 2000-gebieden, de instandhoudingsdoelstellingen en veel ecologische achtergrondinformatie.

Specifiek voor vleermuizen staat er zeer waardevolle informatie in EUROBATS (2006) en Limpens *et al.* (2007).

9 Aanbevelingen

In dit hoofdstuk worden de kansen voor windturbines geïnventariseerd op basis van recente natuurbeschermingsrechtelijke en natuurwetenschappelijke ontwikkelingen en inzichten.

9.1 Hand aan de kraan

In de Nederlandse jurisprudentie is recentelijk de mogelijkheid geaccepteerd om als bevoegd gezag toch een (tijdelijke) Nbw-vergunning te verlenen ook al is er nog geen zekerheid met betrekking tot de effecten op de natuurwaarden. In de jurisprudentie van andere lidstaten is deze faciliterende mogelijkheid vooralsnog niet aangetroffen. Daar wordt nog steeds vastgehouden aan de oude lijn van het HvJ als uiteengezet in het Kokkelvissers-arrest. In het voetspoor van deze basisuitspraak van het Europese hof (HvJ EG 7 september 2004, C-127/02) wordt telkens absolute zekerheid geëist bij de vraag uit de habitattoets of er zich wel of niet significante gevolgen konden voordoen op een Natura 2000-gebied.

In zijn uitspraak ABRS 29 augustus 2007 (200606028/1) houdt de Nederlandse Raad van State evenwel een besluit voor gaswinning onder de Waddenzee overeind. Weliswaar was er geen volledige zekerheid over de effecten van bodemdaling op de natuurwaarden van het Europees beschermde Wad, maar nu de overheid ‘hand aan de kraan’ houdt, zou er i.c. toch ‘borging van de vereiste zekerheid’ zijn (rov. 2.17.4). Dat *hand aan de kraan*-principe houdt dan in dat de gevolgen van gaswinning voortdurend gemonitord worden en het boren naar gas door de minister eventueel kan worden bijgesteld of worden gestopt. De onzekerheid wordt dus als het ware weggemonitord, maar de vergunning kan intussen wel worden verleend en aan het project kan (gefaseerd) begonnen worden. Dat is faciliterend naar de initiatiefnemer toe. Zo opent deze vernieuwende rechtspraak wellicht ook mogelijkheden voor bijvoorbeeld beperkte en tijdelijke mosselvisserij in de Waddenzee of alvast beginnen met zandwinning nabij de Maasvlakte. Niet alles hoeft immers op voorhand duidelijk en zeker te zijn, als er maar een ecologisch verantwoord monitoringsprogramma is met een tijdige voet op de rem: hand-aan-de-kraan, of in geval van de mosselzaadvisserij: hand-aan-de-korf.

Blijkens rechtsoverweging 2.13 in een volgende zaak (ABRS 27 februari 2008 (200607555/1) inzake de mosselvisserij op de Waddenzee) was dat monitoringsprogramma kennelijk (nog) niet ecologisch verantwoord genoeg nu “de vergunningsvoorwaarden de aantasting van de natuurlijke kenmerken van het gebied tijdens de onderzoeksperiode niet uitsluiten”. Er was dus m.a.w. nog onvoldoende hand aan de korf. Aldus beschouwd is deze uitspraak niet in tegenspraak met doch zelfs een bevestiging van de eerdere gaswinningszaak.

De gaswinningszaak kan ons inziens zeer wel gezien worden als een doorbraakarrest en een *leading case* op het gebied van het natuurbeschermingsrecht.

In de rechtsliteratuur (Kistenkas & Broekmeyer 2007; Kistenkas 2008) is er reeds opgevoerd dat de doorbraak die Raad van State geeft zowel juridisch als ecologisch in beginsel juist is te achten en dat de huidige HvJ-lijn van absolute zekerheid op den duur volledig zal vastlopen. Bij de habitattoets zullen we uiteindelijk toch met stochastiek en onzekerheid moeten leren omgaan en ecologisch verantwoorde monitoring en gefaseerde uitvoering van het (bouw)plan kan daarbij een uitweg zijn (Broekmeyer *et al.* 2008). Er wordt dan ook meer een balans tussen economie en ecologie aangebracht dan het HvJEG met zijn huidige nog veel te rigide benadering (Kistenkas & Broekmeyer, 2007; Kistenkas, 2008). Nederland kent als enige lidstaat die rigiditeit niet en blijft hiermee desondanks toch nog binnen het voorzorgsbeginsel en de letter van de richtlijn.

Onzekerheid, vertraging bij economische activiteiten en een vergunningweigerings kunnen aldus als het ware via monitoring, gefaseerde uitvoering en een tijdige voet op de rem opgelost worden. Economie en ecologie kunnen zo in balans gebracht worden. De vergunning wordt alvast tijdelijk maar onder strenge (monitorings)-voorwaarden verleend. De mogelijkheid van een Nbw-vergunning voor bepaalde tijd is intussen ook door de Raad van State aanvaard; men vergelijkte ABRS 5 maart 2008, 200705422/1 (Drainage Groote Peel).

Dit wegmonitoren van onzekerheid moet overigens niet verward worden met het wegmitigeren van significantie zoals bijvoorbeeld d.m.v. een extra vogelrustgebied middels een aan te leggen strekdam. Deze laatste mogelijkheid bestond bij de habitattoets altijd al en wordt ook door andere lidstaten toegepast (Backes *et al.*, 2007).

Door deze gaswinningsuitspraak zullen nu dus in Nederland ook (voorwaardelijke) toestemmingen kunnen worden gegeven als een effectenrapportage (nog) geen zekerheid kan verschaffen. Wel is dan een ecologisch verantwoord monitoringsprotocol en gefaseerde uitvoering als vergunningsvoorwaarde geïndiceerd.

Men kan in de toekomst dus een toename van dergelijke voorwaardelijke en tijdelijke Nbw-vergunningen verwachten. Het is ons inziens een nieuw en vooralsnog uitsluitend Nederlands voorbeeld van richtlijnconforme *balancing* tussen economie en ecologie.

Het natuurbeschermingsrecht behoeft dan niet meteen een beletsel te vormen voor economische ontwikkeling en bijvoorbeeld meer windenergie. Voor de windenergiebranche is een tijdelijke vergunning sowieso al een bekend verschijnsel nu de *Beleidsregel voor het plaatsen van windturbines op, in of over rijkswaterstaatswerken* (Stb. 2002, 123) vergunningverlening voor bepaalde tijd reeds had geïntroduceerd. Men vergelijkte ook ABRS 16 juli 2008, 200707033 over vijf windturbines op de Distridam aan de kuststrook van Maasvlakte I. Ook een tijdelijke Nbw-vergunning zou aldus verleend kunnen gaan worden, onder voorwaarde van monitoring.

9.2 Pro-actieve benadering

In de eerder gememoreerde gaswinningszaak (ABRS 29 augustus 2007) wordt naast monitoring (hand aan de kraan) ook nog aandacht besteed aan mitigatie en investeren in veerkracht van habitatype en/of kwalificerende soorten (*resilience*). In rov 2.17.3/4 wordt op de onzekerheid met betrekking tot de bodemdaling het hand-aan-de-kraan principe losgelaten. Daardoor is er, zoals hierboven reeds gezegd, weliswaar onzekerheid over bodemdaling, maar is er weer wel zekerheid dat significantie zich niet zal voordoen.

Daarmee is het mogelijke probleem van verzilting nog niet opgelost. Hierover wordt echter overwogen “dat de mogelijkheid bestaat de gevolgen te beperken door het treffen van maatregelen zoals het doorspoelen met zoet water” (rov 2.17.19). In deze rov vermijdt de bestuursrechter de term mitigatie, maar in rov 2.16.32 wordt dit doorspoelen toch weer “een mitigerende maatregel” genoemd.

Vervolgens lijkt de bestuursrechter in rov 2.17.16 als relevant voor significantie te accepteren dat door investeringen in de veerkracht van habitatype 1140 de thans nog matig ongunstige staat van instandhouding in de toekomst “door maatregelen tegen de schelpdiervisserij gunstig zal worden beïnvloed”.

Omdat er aldus door deze trits van monitoring, mitigatie en veerkracht sprake was van wel een negatief effect, maar met zekerheid geen significant negatief effect, kon i.c. de zware ADC-toets vermeden worden en zou bij de Nbw-vergunning volstaan kunnen worden met een lichte verslechterings- en verstoringstoets (de zogenaamde V2-toets). Dit lijkt faciliterend naar economische ontwikkelingen toe, zonder dat de instandhoudingsdoelstellingen uit het oog worden verloren.

In deze gaswinningszaak was overigens wel reeds sprake geweest van een passende beoordeling. Na de passende beoordeling (de tweede stap uit de habitattoets) kon geconcludeerd worden dat er met zekerheid geen significant negatieve effecten zouden optreden.

Men vergelijkte in dit verband ook ABRS 7 mei 2008 (200604924/1) inzake het bestemmingsplan “De Zuiderklip” van de gemeente Drimmelen. In rov 2.10.8 wordt geïmpliceerd dat pas bij de *passende beoordeling* voorgenomen mitigatie kan worden betrokken en niet in een eerdere fase van de habitattoets: “Bij het beoordelen of sprake kan zijn van significante gevolgen gaat het er immers om te bezien of het plan als zodanig niet leidt tot significante gevolgen. Nu bij deze beoordeling de voorgenomen mitigerende maatregelen zijn betrokken, kan reeds hierom niet worden uitgesloten dat significante gevolgen zullen optreden”.

Aldus blijft onverlet dat significantie conform het gaswinningsarrest kan worden weggevangen door (eventueel een cocktail van) drie pro-actieve maatregelen als monitoring, mitigatie c.q. “de gevolgen te beperken” (cf. rov 2.17.19 uit de gaswinningszaak) en investeren in *resilience* (ecologische veerkracht). Weliswaar lijkt een passende beoordeling alsdan onontkoombaar, maar is vervolgens een zware ADC-toets te vermijden.

Alhoewel er andermaal op zij gewezen dat de natuurjurisprudentie nog geenszins is uitgekristalliseerd, lijkt de gaswinningszaak ons inziens omzichtig toch een nieuwe lijn in te zetten waardoor men via monitoring en eventueel ook via mitigatie en via een *resilience strategy* uit de significantiezone kan blijven. Dit is ons inziens ook alleszins verdedigbaar vanuit het communautaire voorzorgsbeginsel (ex art. 174 EG-Verdrag) dat ook leidend is geweest bij het kokkelvisserij-arrest van het Hof van Justitie (HvJEG 7 september 2004, C-127/02). De zekerheid die daarin geest wordt, wordt immers ook geboden via hand-aan-de-kraan. Een Nbw-vergunningweigerings is dan niet langer noodzakelijk te achten. Dit klopt ook met wat de Europese Commissie eerder over het voorzorgsprincipe had uitgewerkt: "...a total ban may not be a proportional response to a potential risk" en daarom kunnen ook *risk reduction measures* voldoende zijn (European Commission, *Communication from the Commission on the precautionary principle*, COM 2000-1). Hand-aan-de-kraan, vroegtijdige mitigatie en inzetten op (extra) veerkracht kunnen ons inziens zo'n *risk reduction* zijn (Kistenkas & Broekmeyer 2007).

Ook kan men nog denken aan het wegmitigeren van eventuele significantie door middel van investeren in verhoogde veerkracht van de ecosystemen, bijvoorbeeld door extra rust- en fourageergebieden voor vogels en/of vleermuissoorten (Broekmeyer *et al* 2008; Backes *et al.* 2007). Uit de bestuurspraktijk zijn dergelijke pro-actieve maatregelen inmiddels bekend. Zo was de aanleg van een (extra) strekdam ten behoeve van vogels in het Veluwemeer genoeg om significantie uit te sluiten en over te kunnen gaan tot de bouw van een nieuwe woonwijk in Zeewolde (Backes *et al.*, 2007). Ook kon in een andere casus de aanleg van een vernattingszone (Strandgaperbeek) langs datzelfde Veluwemeer als een soort bufferzone fungeren en uitbreiding mogelijk maken van een nabij gelegen outdoorcentrum (Van der Linden 2008).

Toegespitst op de windmolenproblematiek zou deze pro-actieve benadering volgens ons in theorie kunnen betekenen dat men bijvoorbeeld het aantal broedparen dusdanig omhoog brengt dat de concrete SBZ-instandhoudingsdoelstellingen niet in gevaar komen door toekomstige aanvaringslachtoffers. Er ontstaat door een dergelijke pro-actieve overmitigatie (strategie van het 'ecologisch surplus', zie ook tekstbox Markermeer-IJmeer) een zodanige gunstige staat van instandhouding dat men meer aanvaringslachtoffers kan riskeren en desalniettemin toch uit de significantiezone blijft. Een dergelijke pro-actieve benadering lijkt bij de hierboven beschreven invulling van de habitattoets zowel ecologisch als juridisch niet onverdedigbaar. Of dit ook maatschappelijk en ethisch geaccepteerd wordt, is een geheel andere vraag.

Ontwikkelingsvisie Markermeer -IJmeer

Het ontwikkelingsperspectief voor het Natura 2000-gebied Markermeer-IJmeer is gericht op het creëren van een 'ecologisch surplus'. Hiermee wordt bedoeld op een zodanige draagkracht voor de beschermde soorten en habitats, dat negatieve effecten van nieuwe projecten en activiteiten de instandhoudingdoelstellingen niet meer in gevaar brengen.

Vanwege dit streven naar een ecologisch surplus, zal het maatregelenpakket van de Toekomstagenda Markermeer-IJmeer wel uitgebreider zijn dan dat wat strikt nodig is vanuit Natura 2000. De reden daarvoor is tweeledig. Ten eerste heeft het ontwikkelingsperspectief de ambitie om een systeem te realiseren dat samenhang vertoont en veerkrachtig is, met zodanige schaalvoordelen dat het geheel meer is dan de som der delen. Die invalshoek leidt tot een uitgebreider maatregelenpakket dan een benadering vanuit de ecologische draagkracht voor specifieke soorten. Ten tweede ontstaat met een ecologisch surplus op lange termijn ruimte voor de stedelijke en recreatieve dynamiek in en om het Markermeer en IJmeer. In afwachting van het aanwijzingsbesluit en het beheerplan van Natura 2000 aan de ene kant, en de uitwerking van het ontwikkelingsperspectief aan de andere kant, is nog niet aan te geven hoe groot het verschil tussen beide is.

Het huidige beleid is, conform de systematiek van Natura 2000, om de vastgestelde ecologische draagkracht te realiseren en vervolgens alle ontwikkelingen die daar een negatieve uitwerking op hebben, te voorkomen of (als dat niet reëel is) te compenseren. Gegeven de stedelijke dynamiek van de Noordvleugel, is aannemelijk dat dit op lange termijn tot een groot aantal compensatie-opgaven zou leiden. Natuurontwikkeling via deze lijn is om verscheidene redenen minder aantrekkelijk dan volgens de strategie van een ecologisch surplus. Ecologisch is het rendement geringer, omdat de natuurontwikkeling bij compensatie doorgaans een kleinere schaal heeft. Dit betekent ook een geringer financieel rendement: de extra natuur per geïnvesteerde euro is minder. Planologisch leidt de praktijk van compenseren op termijn tot minder goede oplossingen, omdat steeds opnieuw een locatie voor natuurcompensatie moet worden gevonden en dus niet vanuit één integrale visie kan worden gewerkt. Tot slot is kleinschalige compensatie bestuurlijk complexer: de realisatiekansen van andere projecten is kleiner en het ontwikkelingstempo lager.

bron: Stuurgroep Toekomstagenda Markermeer-IJmeer, 2008. Investeren in Markermeer en IJmeer: ontwikkelingsperspectief en actieplan.

9.3 Beheerplannen en Gedragscodes

9.3.1 Beheerplannen

Een tweede faciliterende omstandigheid in Nederland is dat beheerplannen ex art. 19d lid 2 Natuurbeschermingswet (Nbw) een vrijstelling van de vergunningplicht geven. Het verbod en de vergunningsplicht van art. 19d lid 1 e.v. Nbw is immers niet

van toepassing als projecten worden gerealiseerd of handelingen worden verricht overeenkomstig het beheerplan voor het desbetreffende Natura 2000-gebied (exoneratieve werking beheerplan).

Beheerplannen zijn weliswaar naar Europees recht niet verplicht en alleen door de Nederlandse (en Zweedse) wetgever verplicht gesteld, maar ze leveren dus wel een generieke vrijstellingsmogelijkheid op. Riettelers in de Wieden en Weerribben bijvoorbeeld kunnen aldus wellicht gewoon doorgaan, zonder telkens een Nbw-vergunning te hoeven aanvragen.

Ook uit het advies en de uitspraak van de Raad van State inzake het *tijdelijke toetsingskader ammoniak* (ABRS 26 maart 2008, 200800289) en de ontwerp-AMvB ammoniak (tijdelijk in de zin van: tot het moment er voor elk Natura 2000-gebied een beheerplan is vastgesteld), blijkt dat zo'n generieke opheffing van de vergunningplicht (i.c. voor de vestiging of uitbreiding van veehouderijen) juridisch denkbaar is. Wel moet dan op voorhand door voorwaarden en beperkingen ten aanzien van elk individueel plan of project in relatie tot elk *individueel* Natura 2000-gebied zeker zijn gesteld dat zich geen significante gevolgen voordoen.⁶

Het beheerplan zal eventueel zelf wel onderworpen kunnen worden aan de habitattoets, maar individuele initiatiefnemers kunnen vervolgens er wel weer hun voordeel meedoen dat zij niet meer elk afzonderlijk de (mogelijk kostbare en tijdrovende) habitattoets hoeven te doorlopen.

9.3.2 Gedragscodes geven vrijstellingen

Ook bij de soortenbescherming van de Flora- en faunawet (Ffw) kennen we in Nederland inmiddels zo'n exoneratieve werking. In 2005 trad het *Besluit van 10 september 2004 houdende wijziging van een aantal algemene maatregelen van bestuur in verband met wijziging van artikel 75 van de Flora- en faunawet en enkele andere wijzigingen* (Staatsblad 2004, 501) in werking; in de wandeling meestal de *AMvB art. 75* of ook wel het *Vrijstellingsbesluit* genoemd. Met dit besluit werd beoogd te regelen dat niet onnodig meer ontheffing ex art. 75 Ffw behoeft te worden aangevraagd. Ook werd de gedragscode als nieuw instrument voor soortenbescherming geïntroduceerd. Een gedragscode wordt door de sector, branche-organisatie en/of bedrijfsschap zelf opgesteld en ter goedkeuring voorgelegd aan de minister van LNV. Er gelden geen vormvereisten voor zo'n code. Na goedkeuring wordt een gedragscode op www.minlnv.nl gepubliceerd. Het handelen volgens zo'n gedragscode kan onder bepaalde omstandigheden een vrijstelling opleveren.

Ook dit werkt faciliterend naar de economie zonder dat het de ecologie geweld hoeft aan te doen en geeft wederom aan dat binnen het natuurbeschermingsrecht een

⁶ Zoals terecht ook opgemerkt in de brief van de minister van LNV aan TK van 22 april 2008 (08-LNV-B-39; TRCJZ/2008/1127). Aan dat laatste was i.c. in zowel het tijdelijke toetsingskader als in de concept-AMvB nog niet voldaan. Het rapport van de taskforce toetsingskader ammoniak bevestigt dit en stelt voor (totdat de beheerplannen zijn gemaakt) een handreiking voor individuele toetsing te maken. Cf. Stikstof/ammoniak in relatie tot Natura 2000, een verkenning van oplossingsrichtingen, 30 juni 2008. Eerdere handreikingen bleken inderdaad van kennelijk nut te zijn: zie onder punt 5.

cutting edge balancing van economie en ecologie mogelijk is. Het effect zal echter beperkt zijn voor soorten van tabel 3 (waaronder alle vleermuissoorten vallen) omdat met betrekking tot ruimtelijke ontwikkeling en inrichting een vrijstelling door een goedgekeurde gedragscode niet mogelijk is; er geldt dan weer een ontheffingenregime conform de uitgebreide toets. Voor vogels zijn er met betrekking tot ruimtelijke ontwikkeling en inrichting wel mogelijkheden voor vrijstelling met gedragscode. Onderzocht zou kunnen worden in hoeverre de ter tafel liggende gedragscode van Bouwend Nederland en de NEPROM mogelijkheden voor vrijstellingen genereert.

9.4 Mitigatie

De belangrijkste gebruikte literatuur voor informatie in deze paragraaf komt uit Arnett *et al.* (2008), Barclay *et al.* (2007), Brinkmann (2006a,b), Dirksen *et al.* (2007), EUROBATS (2006), Drewitt & Langston (2006), Drewitt & Langston (2008), Harbusch & Bach (2005), Hötker (2006), Hötker *et al.* (2004/2006), Johnson *et al.* (2007), Langston & Pullan (2003), Limpens *et al.* (2007), National Research Council (2007), Natural England (2008), Percival (2003) en Szewczak & Arnett (2006, 2007).

Mitigatie speelt al in de planfase en de bouw van een windturbine of windpark, en richt zich op maatregelen ter voorkoming van negatieve effecten. Mitigatie kan betrekking hebben op de windturbines zelf, maar ook op de inrichting van de (directe) omgeving en de bedrijfsvoering.

Compensatie speelt wanneer de toch te verwachten of later gebleken negatieve effecten buiten de invloedssfeer van de windturbines worden gecompenseerd door positieve maatregelen die verder niets uitstaande hebben met de windturbines zelf. Drewitt & Langston (2006, 2008), Johnson *et al.* (2007) en National Research Council (2007) geven aan dat de volgorde bij het plannen van nieuwe windturbinelocaties zou moeten zijn:

1. voorkomen van effecten door een goede locatiekeuze, en als dat niet mogelijk is:
2. reductie van effecten door mitigatie ter plekke, en als dat onvoldoende blijkt:
3. compensatiemaatregelen elders.

Daarbij zou ook naar cumulatieve effecten van andere windparken of ontwikkelingen in de regio gekeken moeten worden, teneinde te kunnen waarborgen dat de betreffende soorten op populatieniveau onaangetast blijven. De praktijk leert echter dat het vaststellen tijdens de planningsfase van de eventuele effecten in nagenoeg alle gevallen als individueel plan wordt bekeken, zonder de samenhang met andere ontwikkelingen in de regio daarbij te betrekken.

Locatiekeuze en design & configuratie worden algemeen gezien als de belangrijkste methoden om tot een beperking van negatieve gevolgen te komen (Langston & Pullan 2003, Johnson *et al.* 2007).

Wat betreft locatiekeuze is de aanbeveling om zoveel mogelijk negatieve effecten te voorkomen door keuzen hieromtrent te maken op grond van de betreffende locatie zelf. Dit vereist vooronderzoek naar de aan- of afwezigheid van (gevoelige) soorten en het gebruik van deze soorten in en rond het geplande windpark.

Naast locatiekeuze kunnen het design van de windturbines en de configuratie aanzienlijk bijdragen aan het minimaliseren van de eventuele effecten. Voorts kan een afgewogen opschaling (repowering) helpen effecten te reduceren of te voorkomen. Bij het beperkt houden van effecten kan als laatste middel de bedrijfsvoering worden ingezet.

Wat betref locatiekeuze stellen de meeste auteurs voor het vogelaspect dat, gebaseerd op de huidige kennis en ervaringen, plaatsing van windturbines in en nabij Natura 2000-gebieden en andere aangewezen of daarvoor kwalificerende gebieden (zoals nog niet in Natura 2000 opgenomen Belangrijke Vogelgebieden), alsmede in andere gebieden met hoge concentraties aan vogels zoveel mogelijk moet worden voorkomen (Langston & Pullan 2003, Council of Europe 2004, BirdLife International 2005). Gebieden waar al veel verstoring voorkomt, zoals industriële gebieden en havencomplexen (mits niet gelegen nabij vogelconcentraties of foerageergebieden) en open landbouwgronden bieden de beste mogelijkheden om negatieve effecten op vogels te voorkomen.

Mitigatiemaatregelen zullen zelden 100% effect opleveren en niet alle voorgestelde maatregelen zijn toepasbaar in alle omstandigheden. Zo kan het stilleggen van een windpark toch nog slachtoffers vergen, omdat bijvoorbeeld vogels (vooral bij slechte zicht- en vliegomstandigheden) ook tegen stilstaande objecten in het landschap kunnen vliegen. Daarnaast kunnen biotoopverbeteringsmaatregelen waardoor vogels het windpark niet langer of minder gaan mijden, leiden tot grotere aanvaringsrisico's.

De conclusie is vooral dat iedere set van mitigatiemaatregelen locatiespecifiek is en blijft (Langston & Pullan 2003, Johnson *et al.*, 2007, National Research Council 2007).

9.4.1 Mitigatie voor vogels

De hieronder genoemde maatregelen ter voorkoming of vermindering van negatieve effecten op vogels zijn gebaseerd op de beschikbare resultaten van onderzoek in combinatie met in de literatuur aangetroffen *best professional judgement*. Alle genoemde maatregelen dienen nader onderzoek om de algemene geldigheid en soortafhankelijkheid ervan in het veld te testen.

De genoemde maatregelen zijn vooral opgesteld voor windturbines met masten tot 50 meter (met uitzondering van Arnett *et al.* 2008, Barclay *et al.* 2007). Zeker voor windturbines met hogere masten is nog maar weinig met zekerheid over de effecten bekend. Daarbij dient te worden opgemerkt dat eventueel te nemen maatregelen altijd locatiespecifiek zijn

9.4.1.1 Locatiekeuze

Bij locatiekeuze zouden de volgende situaties zoveel mogelijk vermeden moeten worden:

- locaties met hoge dichtheden en concentraties aan vogels (broedvogels, niet-broedvogels, doortrekkers, en/of overwinterende vogels; kolonies, ruigebieden, pleisterplaatsen, voedselgebieden en overwinteringsgebieden);
- locaties met (hoge dichtheden aan) voor de ingreep gevoelig gebleken soorten;
- belangrijke trekroutes en *bottle necks* (voedsel-, slaap-, getijde- en seizoenstrek);
- wetlands en de nabijheid ervan;
- aanbevolen minimum afstanden⁷ daarbij:
 - watervogels en steltlopers: ten minste 400 meter;
 - ganzen: ten minste 500 meter;
- kustzones/nearshore: buffer van 8 kilometer gerekend vanaf de kustlijn (en 13 kilometer bij gevoelige landschappen) (zoals geldt in de UK, zie Drewitt & Langston 2006);
- ondiepe kustwateren van < 10 meter diepte (Drewitt & Langston 2006).

In relatie tot windturbineparken nabij Natura 2000-gebieden volgen uit de bestudeerde literatuur nog een aantal interessante cases die nuttig kunnen zijn bij de beeldvorming.

De Raad van Europa (Council of Europe 2004) beveelt bij het “Verdrag inzake het behoud van wilde dieren en planten en hun natuurlijke leefmilieu in Europa” aangesloten landen aan de juiste maatregelen te nemen om de negatieve effecten van windenergie op vogels (en vleermuizen) te minimaliseren, door de daarbij door hen opgestelde richtlijnen te volgen.

Deze houden in:

- het uitvoeren van een strategische milieubeoordeling bij nieuwe plannen;
- mijden van aangewezen (SBZ's) of kwalificerende vogelgebieden (Belangrijke Vogelgebieden; Important Bird Areas);
- mijden van andere gebieden met grote vogelconcentraties (zoals migratie bottlenecks).

Dit vanuit het oogpunt van de toepassing van het voorzorgsbeginsel en mede in het licht van het streven naar gunstige instandhouding van zowel soorten als biotopen in deze gebieden.

Ook zouden “no-go” locaties moeten worden aangewezen, waar windturbines vanwege de potentiële grote negatieve effecten niet geplaatst mogen worden.

Deze aanbevelingen worden onderschreven door BirdLife International (2005).

Langston & Pullan (2003) noemen enkele voorbeelden waarbij de bouw van een windpark werd geweigerd omdat dit in een Belangrijk Vogelgebied (de basis voor Vogelrichtlijngebieden binnen Natura 2000) zou plaatsvinden, waarbij mogelijke risico's voor verstoring van ganzen optraden (Elbe en Leybucht). In Spanje is nu de bouw van windparken verboden in gebieden met belangrijke broed- en voedselzoekende populaties van steenarenden (veelal Belangrijke Vogelgebieden).

⁷ LAG-VSW (2007) beveelt voor een aantal soort(groep)en grote(re) afstanden aan.

Ook noemen zij diverse voorbeelden van jurisprudentie in de UK die zijn uitgegaan van het voorzorgsbeginsel in relatie tot mogelijke aanvaringsrisico's voor trekkende en overwinterende ganzen. Zo mocht de bouw van een windpark dat vlak naast een Natura 2000-gebied was gepland niet doorgaan, omdat de milieubeoordeling een mortaliteitskans van 5-20% aangaf, hetgeen een afname van de overwinterende populatie van de Groenlandse kolgans zou hebben betekend.

In Witte & Van Lieshout (2003) staat dat een verzoek voor de bouw van een tweede windturbinepark in Kintyre niet gehonoreerd is op grond van niet aanvaardbaar geachte cumulatieve effecten voor de in het gebied aanwezige steenarenden.

In de Oostzee is eind 2004 de bouw van offshore windparken in twee Natura 2000-gebieden verboden in verband met de strategie van de Bondsregering om tot een milieu- en natuurvriendelijke plaatsing van windenergie offshore te komen. Het ene gebied (Pommerse Bocht) is een rust-, rui-, voedsel- en overwinteringsgebied voor eenden. Het andere (Adlergrund) is een gebied met waardevolle zandbanken en riffen (www.vistaverde.de/news/wirtschaft/0412/21_windparks.php).

English Nature *et al.* (2001) geeft aan dat windparken in de UK moeten worden geplaatst op een afstand van ten minste 800 meter van gebieden met een hoge ornithologische waarden, op enige afstand van vogeltrekroutes, en op enige afstand van biotopen die hoge dichtheden aan vogels kunnen aantrekken⁸.

Daniel (2005) vermeldt voor de staat New York (VS) een verplichte afstand van minstens 750 meter tot Belangrijke Vogelgebieden en van minstens 500 meter tot door de staat geïdentificeerde wetlands.

9.4.1.2 Design en configuratie

Aandachtspunten in relatie tot design en configuratie zijn:

- gesloten masten en gondels (voorkomen zitplaatsen);
- top van gondels ongeschikt voor rustende vogels maken;
- minimum aantal en zo laag mogelijke meteorologische masten;
- geen of duidelijk zichtbaar gemaakte tuidraden van de aan windturbines verbonden zijnde meteomasten (door middel van bollen, krullen, etc.);
- rust- en voedselgebieden:
 - gesloten clusters (minder verstorend oppervlak);
- vogeltrekgebieden:
 - rijen windturbines: parallel aan de hoofdtrekriching;
 - lange lijnopstellingen: openingen in rijen windturbines bij trek gericht op de rijen (voor duikeenden nearshore: tenminste 1 kilometer breed (Dirksen *et al.* 2007), voor offshore situaties enkele km breed (Tulp *et al.* 1999));
 - kleine windparken: sterk gesloten clusters (beperkt extra vliegafstand, en stimuleert omvliegen en daarmee de aanvaringskans);

⁸ LAG-VSW (2007) beveelt een afstand tienmaal de hoogte van de windturbine met een minimum van 1200 meter aan te houden van voor vogels belangrijke gebieden zoals SBZ's en Ramsargebieden.

- voor sommige zangvogelsoorten (waaronder piepers en Spreeuw) zijn open clusters beter dan gesloten clusters;
- grotere clusters: opdelen in kleinere blokken met voldoende open ruimte (corridors) ertussen (voor duikeenden: tenminste 1 kilometer afstand tussen blokken (Dirksen *et al.*, 2007));
- ondergrondse bekabeling en elektriciteitsleidingen;
- afsluiten van onderhoudswegen voor derden;
- in geval van verplichte navigatieverlichting: pulserende (witte) lampen (strobe lights) met lage lichtintensiteit, korte pulsduur en lang interval tussen de pulsen;
- in geval van andere (verplichte) verlichting: naar beneden gerichte lampen of van boven afgeschermde lampen.

Daarnaast duiken geregeld adviezen op over het voor vogels zichtbaarder of beter hoorbaar maken van de windturbines en/of rotorbladen, ter voorkoming van slachtoffers. Hierbij worden genoemd:

- kleur van masten en rotorbladen;
- aanbrengen van kleurpatronen op rotorbladen of aan punten (mits juist aangebracht, zie Johnson *et al.* 2007);
- aanbrengen van lichtgevende, fosforiserende of UV-licht reflecterende verf op mast en/of rotorbladen;
- modificaties aan rotorbladen zodat zij voor vogels beter hoorbaar geluid voortbrengen;
- uitzenden van extra akoestische signalen vanaf de windturbines of op enige afstand ervan (note: dit kan vleermuizen juist aantrekken, en kan lokale rustende, broedende of foeragerende vogels juist afstoten).

Dit soort maatregelen is over het algemeen slechts in het laboratorium uitgetest, en zelden of nooit in het veld.

Een uitzondering is de UV-licht reflecterende verf, die momenteel in de VS in het veld wordt uitgetest. Diverse auteurs trekken de werkzaamheid van dit soort methoden overigens sterk in twijfel. In het kader van dit rapport worden deze dan ook (voorlopig) niet aangeraden als mitigatie-maatregelen uit te voeren in de Nederlandse situatie.

9.4.1.3 Biotoop

Biotoopgerelateerde aspecten die de aantrekkelijkheid van (de omgeving van) windparken verkleinen zijn bijvoorbeeld:

- voor roofvogels: vermijden van het creëren van biotopen die aantrekkelijk zijn voor kleine zoogdieren (als voedselbron);
- vermijden van nabijheid meren, vennen, poelen nabij een windturbine of in een windpark.

9.4.1.4 Bouwfase en bedrijfsvoering

Aandachtspunten in de bouwfase en bij bedrijfsvoering zijn:

- afhankelijk van de aanwezige soorten en de afstand:
 - bouw buiten broedseizoen, doortrek- en overwinteringspieken;
 - herstelwerkzaamheden buiten broedseizoen;
- uitschakelen turbines bij:
 - zeer sterke seizoenstrek (enkele op grond van algemene weerspatronen redelijk goed te voorspellen nachten in voorjaar en herfst);
 - slechte zichtomstandigheden (zoals dichte mist of nevel, laaghangende zware bewolking) in combinatie met lokale of seizoensverplaatsingen vogels;
- uitschakelen van alle niet verplichte verlichting in de trektijd.

9.4.1.5 Opschaling (“repowering”)

Aandachtspunten bij opschaling (“repowering”) door middel van windturbines tot 1,5-2 MW (daarboven onbekend)

- broedvogels: vervanging door grotere windturbines;
- niet-broedvogels – afhankelijk van de soort: vervanging;
- vermijden van plekken die (binnen een windpark) veel slachtoffers bleken te vergen.

9.4.2 Mitigatie voor vleermuizen

Over mitigerende maatregelen teneinde de negatieve effecten van windenergie op vleermuizen te verkleinen, zijn maar weinig definitieve gegevens voor handen. De genoemde maatregelen komen vooral voort uit resultaten van onderzoek aan masten tot 50 meter hoogte (met uitzondering van Arnett *et al.* 2008, Barclay *et al.* 2007). Voor windturbines met hogere masten is nog maar weinig over de effecten met zekerheid bekend. Eventueel te nemen maatregelen zijn altijd locatiespecifiek.

De hieronder genoemde maatregelen ter voorkoming of vermindering van negatieve effecten op vleermuizen zijn dan ook gebaseerd op de beschikbare resultaten van onderzoek in combinatie met in de literatuur aangetroffen *best professional judgement*. Alle genoemde maatregelen zijn voorlopig, en dienen nader onderzoek (monitoring) om de geldigheid en de eventuele soortafhankelijkheid na te gaan en eventuele aanpassingen te kunnen maken.

9.4.2.1 Locatiekeuze

Bij locatiekeuze zouden de volgende situaties zoveel mogelijk vermeden moeten worden:

- belangrijke rustplaatsen, zoals voortplantings- en overwinteringslocaties, zwermgebieden, kraamkolonies (buffer 500 meter);

- belangrijke voedselgebieden zoals bosgebieden (in ieder geval voor de laatvlieger: buffer 200 meter) en wetlands (buffer 200 meter);
- voor foerageren aantrekkelijke landschapselementen (individuele bomen, bosjes, bosranden, bomenlanen, waterpartijen en waterlopen, heggen) (buffer 200 meter);
- belangrijke verbindings- en trekroutes (waaronder randen van rivierdalen, rivierlopen, kustlijnen, landschapselementen als heggen, bomenrijen, muren, etc.) (buffer 200 meter – zowel rond een individuele molen als nabij en in een windpark).

Natural England (2008) adviseert een minimale afstand van 50 meter tot landschapselementen waartoe vleermuizen zich aangetrokken kunnen voelen, omdat daarbuiten de activiteit zo snel zou afnemen dat het risico laag wordt.

9.4.2.2 Design en configuratie

Bij de inrichting van de windmolenparken kunnen de volgende mogelijk mitigerende maatregelen in beschouwing genomen worden:

- in bos of gebieden met veel landschapselementen: gesloten clusters van windturbines (geconcentreerde opstellingen);
- lijnopstellingen parallel aan vlieg- en trekroutes;
- geheel gesloten masten en gondels die ontoegankelijk zijn voor vleermuizen (vleermuizen kunnen door openingen zo groot als een stootvoeg);
- ondergrondse bekabeling;
- masthoogte lager dan 65 meter.

9.4.2.3 Biotoop

Voorbeelden van mitigerende maatregelen in relatie tot het biotoop zijn:

- verkleinen van de aantrekkelijkheid van het biotoop in en rond windparken, door het vermijden van de aanleg van:
 - landschapsstructuren die aantrekkelijk zijn voor insecten;
 - waterrijke elementen (meren, vennen, poelen);
 - heggen, bomen, bomenrijen, muren, of habitatranden die vleermuizen naar de windturbines toe kunnen leiden;
- aanleggen van speciale geleidings-elementen (heggen, bomenrijen, wegen) teneinde vleermuizen rond of van de windturbines af te leiden.

9.4.2.4 Bouwfase en bedrijfsvoering

Aandachtspunten in de bouwfase en bij bedrijfsvoering zijn:

- afhankelijk van de aanwezige soorten: geen bomen kappen, gebouwen slopen of bouwwerkzaamheden uitvoeren wanneer de vleermuizen aanwezig zijn;
- uitschakelen van de windturbines
 - tijdens de belangrijkste trekperioden (juli - september en april-mei):

- tijdens warme nachten met windsnelheden lager dan 6,0 meter per seconde;
- kort voor en na de passage van een stormfront;
- rotoren geheel uitschakelen (niet in vrijloop zetten);
- verwijderen of verplaatsen van windturbines met veel slachtoffers.

Het is nog niet vastgesteld of het uitzenden van ultrasone geluiden of electromagnetische velden of het aanbrengen van speciale verlichting teneinde vleermuizen bij een windturbine of uit een windpark weg te houden en daardoor de aanvaringsrisico's te verkleinen, positieve resultaten kan opleveren. Veel auteurs betwijfelen ook het nut van dergelijke maatregelen. Bovendien zouden dergelijke maatregelen sommige soorten vleermuizen juist kunnen aantrekken, waardoor een verhoging van het aanvaringsrisico zou ontstaan. Deze maatregelen worden daarom hier niet gepropageerd.

9.4.2.5 Opschaling (“repowering”)

Bij opschaling kan aan de volgende mitigerende maatregelen worden gedacht:

- beperken tot 1,5-2,0 maal de oorspronkelijke totale capaciteit van het windpark (voor een opschaling met windturbines tot 2 MW);
- vermijden van locaties of van plekken die binnen een windpark veel slachtoffers bleken te vergen.

Indien vervanging door grotere windturbines wordt voorzien, dan geldt een advies voor een maximale masthoogte van 65 meter.

Samenvattend kan worden gesteld, dat een juiste lokatiekeuze, welke zo is gekozen dat effecten al op voorhand worden voorkomen of geminimaliseerd, algemeen wordt gezien als de beste methode om negatieve effecten te voorkomen.

Dat vereist gedegen en gericht vooronderzoek naar (concentraties van) jagende dieren, (grotere) verblijfplaatsen, en (belangrijke) verbindings- en trekwegen op de locatie zelf en in de ruimere omgeving daarvan (zie ook Tabel 6). Hiervoor moet minstens één vleermuisseizoen onderzoek worden gedaan. In Duitsland vindt dit al bij veel planvorming plaats (Brinkmann 2006a).

Maar ook design en configuratie van de windturbines, alsmede de aankleding van het landschap rond de windturbines zou aanzienlijk kunnen bijdragen aan het minimaliseren van de eventuele effecten. Als laatste middel kan de bedrijfsvoering worden ingezet. Voorts kan een afgewogen opschaling (“repowering”) helpen effecten te minimaliseren of in de toekomst te voorkomen.

Hierbij geldt dat – zolang er nog zoveel lacunes zijn in onze kennis over met name vlieg- en trekgedrag van vleermuizen, en de relatie tussen windenergie en vleermuizen nog zoveel onzekerheden kent – voor iedere nieuwe planvorming opnieuw locatieonderzoek zal moeten gebeuren.

Tabel 6. Criteria ter bepaling van locatiericht vooronderzoek en monitoring na de bouw (naar: Natural England 2008).

| aspect | risico | laag | hoog |
|--|--------|--|---|
| grootte locatie | | klein | klein tot groot |
| windgevoeligheid locatie | | winderig, op grotere hoogte gelegen | minder winderig |
| biotoop | | open, ten minste 100 meter van geschikt vleermuisbiotoop (zoals bijvoorbeeld bossen, water, of lineaire landschapselementen) | geschikte landschapskenmerken (zoals bijvoorbeeld bebost gebied, water, of lineaire landschapselementen) binnen 100 meter |
| rust- of voortplantingsverblijven | | weinig of geen | Verscheidene; risico neemt toe met de omvang van de verblijfsplaats, vooral bij gevoelige soorten |
| mogelijke omvang van effecten op vleermuizen – noodzaak tot vooronderzoek en monitoring na de bouw | | laag-medium | hoog |

Literatuur

Ahlen, I., L. Bach, H.J. Baagøe & J. Pettersson, 2007. *Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia*. The Swedish Environmental Protection Agency. www.naturvardsverket.se

Ahlen, I., L. Bach, H.J. Baagøe & J. Pettersson, 2008. *Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia 2005-2006*. Powerpoint presentatie Bats & Wind Energy Cooperative Workshop 8-10 Jan 2008, BCI, Austin, Texas. [www.energetics.com/BWECWorkshop2008/pdfs/Bats and offshore wind-Ahlen 2007 v2.pdf](http://www.energetics.com/BWECWorkshop2008/pdfs/Bats%20and%20offshore%20wind-Ahlen%202007%20v2.pdf)

Akershoek, K., F. Dijk & F. Schenk, F. 2005. *Aanvaringsrisico's van vogels met moderne, grote windturbines*. Studentenverslag van slachtofferonderzoek in drie windparken in Nederland. Rapport nr. 05-082, Bureau Waardenburg bv. Culemborg.

Anonymus, 2008. *Heeft vogelvriendelijk licht de toekomst?* Doen & Laten 3 (3): 12.

Arnett, E.B., 2006. *A preliminary evaluation on the use of dogs to recover bat fatalities at windenergy facilities*. Wildlife Society Bulletin 34: 1440-1445.

Arnett, E.B., K. Brown & W.P. Erikson, 2008. *Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America*. J. Wildlife Management 72(1): 61-78.

Bach, L. 2008. *Fledermaüse und Wind, Veröffentlichungen (actualisiert 2 April 2008)*. Overzicht, Bach-Freilandforschung. [www.bach-freilandforschung.de/fledermaeuse wind veroeff.htm](http://www.bach-freilandforschung.de/fledermaeuse%20wind%20veroeff.htm)

Bach, L. & U. Rahmel, 2004. *Summary of wind turbine impacts on bats – assessment of a conflict*. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 7: 245-252.

Backes, Ch.W., P.J.J. van Buuren & A.A. Freriks, 2004. *Hoofddlijnen natuurbeschermingsrecht*, Den Haag.

Backes, Ch.W., M.J. Bogaardt, T. Nijmeijer & J. Vader, 2007. *De habitattoets getoetst*. Den Haag, LEI

Baerwald, E.F., G.H. d'Amours, B.J.K. Klug & R.M.R. Barclay. 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695-696.

Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. *Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms*. In: M. de Lucas *et al.* (eds), *Birds and wind farms, risk assessment and mitigation*: 259-275. Quercus, Madrid.

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.

BCI, 2004. *Wind energy and bats*. Bat Conservation International 2(9). www.batcon.org/newsletter/eneews-0804/article1.html

BirdLife International, 2005. *Position statement on wind farms and birds*. www.birdlife.org/action/change/europe/habitat_directive/windfarm_position_12_05.doc

Boshamer, J.P.C. & J.P. Bekker. 2008. Nathusius' pipistrelles (*Pippistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra* 51: 17-36.

Brinkmann, R., 2004. *Welchen Einfluss haben Windkraftanlagen auf jagende und wandernde Fledermäuse in Baden-Württemberg?* Tagungsführer der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 15. www.buero-brinkmann.de/downloads/Brinkmann_2004.pdf

Brinkmann, R. 2006a. *Auswirkungen von Windkraftanlagen auf Fledermäuse*. Fachdienst Naturschutz, Naturschutz-Info 2/2006 + 3 /2006, NafaWeb Info 06_02 www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/nafaweb/berichte/info06_2/inf06_20026.html

Brinkmann, R. 2006b. *Survey of possible operational impacts on bats by wind facilities in Southern Germany*. Rapport, Administrative District of Freiburg – department 56, Conservation and Landscape Management. Ecological Consultancy, Gundelfingen.

Broekmeyer, M.E.A. & F.H. Kistenkas, 2006. *Bouwen en natuur: Europese natuurwaarden op het ruimtelijk ontwikkelingsspoor; achtergronddocument bij de Natuurbalans 2006*. WOt-werkdocument 44. WOt Natuur & Milieu, Wageningen.

Broekmeyer, M.E.A., P.F.M. Opdam & F.H. Kistenkas, 2008. *Het bepalen van significante effecten: omgaan met onzekerheden*. Wageningen, Alterra. Rapport .

Bureau Waardenburg, 2007. *Beoordelingskader significante effecten van plannen en projecten in Natura 2000 gebieden*, rapport nr. 07-214, Culemborg.

BWEC, 2008. Intro and Research www.batsandwind.org/main.asp?page=research

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.

Council of Europe, 2004. *Draft recommendations on minimising adverse effects of wind power generation on birds and bats. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, 24th meeting of the Standing Committee.*

www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/conventions/Bern/T-PVS/sc24_tpv04_en.pdf

Cryan, P.M., 2008. *Mating behavior as a possible cause of bat fatalities at wind turbines.* Journal of Wildlife Management 72 (3): 845-849.

Cryan, P.M. & A.C. Brown, 2007. *Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines.* Biological conservation 139: 1-11.

Daniel, K. 2005. *Wind Energy - model ordinance options.* Rapport, New York State Energy. Research and Development Authority.

www.powernaturally.org

Desholm, M., A.D. Fox, P.D. Beasley & J. Kalhlert, 2006. *Remote techniques for counting and estimating the number of bird-wind turbine collisions at sea: a review.* Ibis 148 (1): 76-89.

Dirksen S., A.L. Spaans & J. van der Winden, 2007 *Collision risks for diving ducks at semi-offshore wind farms in freshwater lakes: a case study.* In: M. de Lucas *et al.* (eds), *Birds and wind farms - risk assessment and mitigation:* 201-218. Quercus, Madrid.

Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2006. *Assessing the impacts of wind farms on birds.* Ibis 148: 29-42.

Drewitt, A.L. & R.H.W. Langston, 2008. *Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds.* Ann. N.Y. Acad. Sci. 1334:233-266 (Doi: 10.1196/annals.1439.015).

Dürr, T. 2008a. *Vogelverluste an Windenergieanlagen in Deutschland.*

www.mluv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.451792.de

Dürr, T., 2008b. *Fledermausverluste an Windenergieanlagen (stand: 12.03.2008).*

www.mluv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.451792.de

Eerden, M.R. van, S.H.M. van Rijn & M. Roos, 2005. *Ecologie en ruimte: gebruik door vogels en mensen in de SBZ's IJmeer, Markermeer en IJsselmeer.* RIZA Rapport 2005.014.

English Nature, RSPB, WWF-UK & BWEA, 2001. *Wind farm development and nature conservation. A guidance document for nature conservation organizations and developers when consulting over wind farm proposals in England.* Position document, WWF-UK.

EUROBATS, 2006. *Resolutie 5.6, Wind Turbines and Bat Populations, Annex 1: Wind turbines and bats: guidelines for the planning process and impact assessments* (versie 1.0, September 2006). 5th Session of the Meeting of the Parties to the Agreement on the conservation of populations of European bats 4-6 September 2006.

www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/Conventions/Bern/T-PVS/sc26_inf24_en.pdf

European Commission, 2000. *Communication from the Commission on the precautionary principle*. Brussel, EC. COM (2000)1.

Everaert, J. 2002. *Windturbines en vogels in Vlaanderen: voorlopige onderzoeksresultaten en aanbevelingen*. Natuur Oriolus 69 (4): 145-155.

Everaert, J., K. Devos & E. Kuijken, 2002. *Windturbines en vogels in Vlaanderen. Voorlopige onderzoeksresultaten en buitenlandse bevindingen*. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2002.3, Brussel.

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(12): 3345-3359.

Harbusch, C. & L. Bach, 2005. *Environmental assessment studies on wind turbines and bat populations - step towards best practice guidelines*. Bat News 2005 (5 p.).
www.bach-freilanzforschung.de/download/Harbusch_Bach_2005.pdf

Heath, M.L. & M.I. Evans (eds.), 2000. *Important Bird Areas in Europe. Priority sites for conservation. Volume 1: Northern Europe. BirdLife Conservation Series No. 8*, BirdLife International, Cambridge. UK.

Hötker, H., K.-M. Thomsen & H. Köster, 2004. *Auswirkungen regenerativer Energiewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse – Fakten, Wissenslücken, Anforderungen und die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiewinnungsformen. Endbericht*. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen. [Ook: 2005. BNF-Skripten, Bad Godesberg/Bonn]

Hötker, H., K.-M. Thomsen & H. Jeromin, 2006. *Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats – facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation*. Report – unchanged translation of Hötker et al. 2004/2006, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

Hötker, H. 2006. *Auswirkungen des "Repowering" von Windkraftanlagen auf Vögel und Fledermäuse*. Rapport, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

Horn, J.W., E.B. Arnet & T.H. Kunz, 2008. *Behavioral responses of bats to operating wind turbines*. Journal of Wildlife Manage 72(1): 123-132.

Johnson, G.D. & E.B. Arnett, 2008. *A bibliography of bat fatality, activity, and interactions with wind turbines (updated 3 January 2008)*.
www.batsandwind.org/pdf/bibliographyref.pdf

Johnson, G.D., M.D. Strickland, W.P. Erickson & D.P. Young, 2007. *Use of data to develop mitigation measures for wind power development impacts on birds*. In: M. de Lucas *et al.*

(eds), Birds and wind farms - risk assessment and mitigation: 241-257. Quercus, Madrid.

Ketzenberg, C., K. Exo, M. Reichenbach & M. Castor, 2002. *Einfluss von Windkraftanlagen auf brütende Wiesenvögel*. Natur und Landschaft 77: 144-153.

Kistenkas, F.H., 2008. *Recht voor de groene ruimte (juridisch leerboek)*. Wageningen, Wageningen Academic Publishers.

Kistenkas, F.H., M.E.A. Broekmeyer, 2007. *Gaswinning Waddenzee. Hand aan de kraan of voet op de rem?*. Nederlands Juristenblad 82(37): 2376.

Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma, 2004. *Europees en nationaal natuurbeschermingsrecht*, Planbureaurapport 21, Wageningen.

Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma, 2005. *Soorten en gebieden: het groene milieurecht in 2005*, WOt-rapport 7, Wageningen.

Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma, 2008. *Jurisprudentiemonitor natuur 2005-2007. Rechtsontwikkelingen Natura 2000 en EHS*. Wageningen, WOt Natuur & Milieu. WOt-werkdocument 82, Wageningen 2008.

Krijgsveld, K.L., K. Akershoek, F. Schenk, F. Dijk & S. Dirksen, *in prep. Collision of birds with modern large wind turbines: reduced risk compared to smaller turbines.*, Bureau Waardenburg, Culemborg.

Kunz, T.H., E.B. Arnett & W.P. Erickson, 2007a. *Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research, needs, and hypotheses*. Frontiers in Ecology and Environm 5(6): 315-324.
www.frontiersin ecology.org

Kunz, T.H., E.B. Arnett & B.M. Cooper, 2007b. *Assessing Impacts of Wind-energy development on nocturnally active birds and bats: a guidance document*. Journal of Wildlife Management 71(8): 2449-2486.

LAG-VSW, 2007. *Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten*. Ber. Vogelschutz 44: 151-153.

Langston, R.H.W. & J.D. Pullan, 2003. *Windfarms and birds: an analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues*. Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the conservation of european wildlife and natural habitats. RSPB/BirdLife in the UK.

Larkin, R.L. & R.E. Szafoni, 2008. *Evidence for widely dispersed birds migrating together at night*. Integrative and Comparative Biology 48 (1): 40-49.

- Larsen, J.K. & J. Madsen, 2000. *Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by pink-footed geese (Anser brachyrhynchus): a landscape perspective*. *Landscape Ecology* 15: 755-764.
- Lawrence, E.S., S. Painter, B. Little, 2007. *Responses of birds to the wind farm at Blyth harbor, Northumberland, UK*. In: M. de Lucas *et al.* (eds), *Birds and wind farms - risk assessment and mitigation*: 47-69. Quercus, Madrid.
- Lekuona, J.M. & C. Ursua, 2007. *Avian mortality in wind power plants of Navarra (Northern Spain)*. In: M. de Lucas *et al.* (eds), *Birds and wind farms, risk assessment and mitigation*: 177-192. Quercus, Madrid.
- Leopold, M.F., C.J. Camphuysen, C.J.F. ter Braak & E.M. Dijkman, K. Kesting & S.M.J. van Lieshout, 2004. *Baseline studies North Sea wind farms: Lot 5 Marine birds in and around the future site Nearshore Windfarm (NSW) and Q7*. Alterra-rapport 1048. Alterra, Wageningen.
- Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers, 1997. *Atlas van de Nederlandse vleermuizen. Onderzoek naar verspreiding en ecologie*. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- 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*. VZZ Rapport 2006.05. Zoogdiervereniging VZZ, Arnhem (in opdracht van SenterNovem).
- Linden, A.J. van der. *Vakblad Natuur Bos Landschap, Beek in Flevopolder aangelegd van bron tot monding*, *Vakblad Natuur Bos Landschap* 2008 5(5): 24-25
- LNV, 2005. *Algemene handreiking Natuurbeschermingswet 1998*. Den Haag, Ministerie van LNV.
- LNV, 2008. *Rapportage op grond van de Habitatrichtlijn (art. 17) over de periode 2001-2006*. <http://biodiversity.eionet.europa.eu/article17>
- LWVT/SOVON, 2002. *Vogeltrek over Nederland 1976-1993*. Schuyt & Co, Haarlem.
- Mitchell-Jones, A.J., 2004. *Bat mitigation guidelines*. Rapport English Nature. www.naturalengland.com/nis.com
- Morrison, M.L., 2002. *Searcher bias and scavenging raters in bird/wind energy studies*. Rapport, National Renewable Laboratory Report, NREL/SR-500-30876. www.nrel.gov/winds/pdfs/30868.pdf
- Morrison, M., K.C. Sinclair & C.G. Thelander, 2007. *A sampling framework for conducting studies of the influence of wind energy developments on birds and other animals*. In: M.

de Lucas *et al.* (eds), Birds and wind farms - risk assessment and mitigation: 101-115. Quercus, Madrid.

National Research Council, Committee on environmental impacts of wind energy projects, 2007. *Environmental impacts of wind-energy projects*. National Academy of Sciences.

National Wind Coordinating Committee, 2002. *Proceedings of the National Avian-wind power planning meeting, III, California, May 1998*.
www.nationalwind.org

Natural England, 2008. *Bats and onshore wind turbines: interim guidance*. Guidance Note, May 2008.
www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewable/B259918.pdf

Nicholls, B. & P.A. Racey, 2007. *Bats avoid radar installations: could electromagnetic fields deter bats from colliding from wind turbines?* PLoS ONE 2(3): 2297: 1-7.
www.plosone.org/article/info:doi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0000297

Percival, S.M., 2003. *Birds and wind farms in Ireland: a review of potential issues and impact assessment*. Raport Ecology Consulting, Durmham, UK.
www.sei.ie/uploadedfiles/RenewableEnergy/AssessmentMethodologyBirdsIreland.pdf

Percival, S.M. 2007. *Predicting the effects of wind farms on birds in the UK: the development of an objective assessment method*. In: M. de Lucas *et al.* (eds), Birds and wind farms, risk assessment and mitigation: 137- 152. Quercus, Madrid.

Peterson, I. K., T. Fox, M. Desholm, J. Kahlert & T.K. Christensen, 2007. *Recommendations for good environmental practice into offshore wind development*. National Enviromental Research Institute, Denemarken. Online proceedings, EWEC 2007, Milaan,
http://www.ewec2007proceedings.info/allfiles/629_Ewec2007presentation.ppt

Prins, T.C., F. Twisk, M.J. van den Heuvel-Greve, T.A. Troost & J.K.L. van Beek, 2008. *Development of a framework for Appropriate Assessments of Dutch offshore wind farms*. Deltares.

Roche, N. & P. Elliott, 2000. Analysis of bat *Pippistrellus* and *Myotis* spp. activity in deciduous woodland in England using a nonlinear model. *Myotis* 38: 19-40.

Schekkerman, H., L.M.J. van den Bergh, K. Krijgsveld & S. Dirksen, 2003. *Effecten van moderne, grote windturbines op vogels. Onderzoek naar verstoring van watervogels bij het windpark Eemmeerdiijk*. Rapport, Alterra speciale uitgave 2005-13 (ISSN 1574-8227). Alterra, Wageningen UR.

- Seiche, K., P. Endl & M. Lein, 2008. *Fledermäuse und Windenergieanlagen in Sachsen 2006*. Rapport L V-2/33, Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt and Geologie.
www.smul.sachsen.de/lfug
- Smallwood, K.S. & C.G. Thelander, 2008. *Bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California*. Journal of Wildlife Management 2998)72 (1): 215-223.
- Sterner, D., S. Orloff & L. Spiegel, 2007. *Wind turbine collision research in the United States*. In: M. de Lucas *et al.* (eds), Birds and wind farms - risk assessment and mitigation: 81-100. Quercus, Madrid.
- Steunpunt Natura 2000, 2008. *Stappenplan cumulatietoets*; versie d.d. 19 mei 2008. ministerie van LNV, Den Haag.
- Stewart, G.B., A.S. Pullin & C.F. Coles, 2007. *Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds*. Environmental Conservation 34: 1-11.
- Stewart-Oaten, A., W.W. Murdoch & K.R. Parker, 1986. *Environmental impact assessment: 'pseudoreplication' in time?* Ecology 67:929-940.
- Stienen, E.W.M., W. Courtens, J. Everaert, J. & M. van de Walle, 2008. *Sex-biased mortality of common terns in wind farm collisions*. Condor 110(1): 154-157.
- Strickland, D., W. Erickson, D. Young & G. Johnson, 2007. *Selecting study designs to evaluate the effect of windpower on birds*. In: M. de Lucas *et al.* (eds), Birds and wind farms, risk assessment and mitigation: 177-136. Quercus, Madrid.
- Szewczak, J.P. & E.B. Arnett, 2006. *Ultrasound emissions from wind turbines as a potential attractant to bats: a preliminary investigation*.
www.batsandwind.org/pdf/ultrasoundem.pdf
- Szewczak, J.P. & E.B. Arnett, 2007. *Field test results of a potential acoustic deterrent to reduce bat mortality from wind turbines*.
www.batsandwind.org/pdf/2007DeterrentPondStudyFinal.pdf
- Thelander, C.G. & K.S. Smallwood, 2007. *The Altamont pass wind resource area's effects on birds: a case history*. In: M. de Lucas *et al.* (eds), Birds and wind farms - risk assessment and mitigation: 25-46. Quercus, Madrid.
- Tucker, V.A. 1996. *A Mathematical model of bird collisions with wind turbine rotors*. J Solar Energy Engineering 118: 253-262.
- Tulp, I., H. Schekkerman, J.K. Larsen, J.K. van der Winden, J. van der Haterd, R.J.W. van Horssen, P. Dirksen, S. & A.L. Spaans, 1999. *Nocturnal flight activity of sea ducks near the windfarm Tunø Knob in the Kattegat*. Rapport nr. 99.64 Bureau Waardenburg, Culemborg & Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

VROM, EZ & LNV. 2008. Nationaal plan van aanpak Windenergie. Ministerie van VROM, Den Haag.

Wiggelinkhuizen, E.J., S.A.M. Barhorst, W.M.M. Rademakers, H.J. den Boon & S. Dirksen, 2007. *WT-BIRD: bird collision monitoring system for multi-megawatt wind turbines*. Proceedings EWEC 2007, Milaan.
http://ewec2007proceedings.info/allfiles2/80_Ewec2007fullpaper.pdf

Winkelman, J.E., 1989. *Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringslachtoffers en verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen*. (RIN-rapport 89/15) Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

Winkelman, J.E. 1992a. *De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels, 1: aanvaringslachtoffers*. (RIN-rapport 92/2) DLO-Instituut voor Bos- en natuuronderzoek, Arnhem.

Winkelman, J.E. 1992b. *De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels, 2: nachtelijke aanvaringskansen*. (RIN-rapport 92/3) DLO-Instituut voor Bos- en natuuronderzoek, Arnhem.

Winkelman, J.E. 1992c. *De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels, 3: aanvliegedrag*. (RIN-rapport 92/4) DLO-Instituut voor Bos- en natuuronderzoek, Arnhem.

Winkelman, J.E. 1992d. *De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels, 4: verstoring*. (RIN-rapport 92/5) DLO-Instituut voor Bos- en natuuronderzoek, Arnhem.

Witte, R.H. & S.M.J. van Lieshout, 2003. *Effecten van windturbines op vogels. Een overzicht van bestaande literatuur*. Rapport 03-046. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Bijlage 1 – Habitatrictlijgebieden

Overzicht met de ligging van de Habitatrictlijgebieden in Nederland (donkergroen); bron LNV-Directie Natuur, versie 2006 peildatum januari 2006.



Bijlage 2 – Vogelrichtlijngebieden

Overzicht met de ligging van de Vogelrichtlijngebieden in Nederland (blauw); bron: LNV-Directie Natuur & Vogelbescherming Nederland, versie 10 januari 2006.



Bijlage 3 – Beschermde habitattypen

Overzicht van alle door de Natuurbeschermingswet beschermde habitattypen en habitattsubtypen die voor Nederland op de referentielijst (http://biodiversity.eionet.europa.eu/activities/Natura_2000/Ref-atl) staan en of ze de status prioritair hebben.

| habitatype - code | habitat(sub)type – verkorte naam | Hrl – Bijlage I (op referentielijst) | prioritair |
|----------------------|--|---|------------|
| H1110 | Permanent overstromde zandbanken | x | |
| H1110_A | Permanent overstromde zandbanken (<i>getijdengebied</i>) | x | |
| H1110_B | Permanent overstromde zandbanken (<i>Noordzee-kustzone</i>) | x | |
| H1110_C | Permanent overstromde zandbanken (<i>zuidelijk e Noordzee</i>) | x | |
| H1110_D | Permanent overstromde zandbanken (<i>Doggersbank</i>) | x | |
| H1130 | Estuaria | x | |
| H1140 | Slik- en zandplaten | x | |
| H1140_A | Slik- en zandplaten (getijdengebied) | x | |
| H1140_B | Slik- en zandplaten (Noordzee-kustzone) | x | |
| H1160 | Grote baaien | x | |
| H1310 | Zilte pionierbegroeiingen | x | |
| H1310_A | Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal) | x | |
| H1310_B | Zilte pionierbegroeiingen (zevetmuur) | x | |
| H1320 | Slijkgrasvelden | x | |
| H1330 | Schorren en zilte graslanden | x | |
| H1330_A | Schorren en zilte graslanden (buitendijks) | x | |
| H1330_B | Schorren en zilte graslanden (binnendijks) | x | |
| H2110 | Embryonale duinen | x | |
| H2120 | Witte duinen | x | |
| H2130 | Grijze duinen | x | x |
| H2130_A | Grijze duinen (kalkrijk) | x | x |
| H2130_B | Grijze duinen (kalkarm) | x | x |
| H2130_C | Grijze duinen (heischraal) | x | x |
| H2140 | Duinheiden met kraaihei | x | x |
| H2140_A | Duinheiden met kraaihei (vochtig) | x | x |
| H2140_B | Duinheiden met kraaihei (droog) | x | x |
| H2150 | Duinheiden met struikhei | x | x |
| H2160 | Duindoornstruwelen | x | |
| H2170 | Kruipwilgstruwelen | x | |
| H2180 | Duinbossen | x | |
| H2180_A | Duinbossen (droog) | x | |
| H2180_B | Duinbossen (vochtig) | x | |
| H2180_C | Duinbossen (binnenduinrand) | x | |
| H2190 | Vochtige duinvalleien | x | |
| H2190_A | Vochtige duinvalleien (open water) | x | |
| H2190_B | Vochtige duinvalleien (kalkrijk) | x | |
| H2190_C | Vochtige duinvalleien (ontkalkt) | x | |
| H2190_D | Vochtige duinvalleien (hoge moerasplanten) | x | |
| H2310 | Stuifzandheiden met struikhei | x | |
| H2320 | Binnenlandse kraaiheibegroeiingen | x | |

| habitattype - code | habitat(sub)type – verkorte naam | Hrl – Bijlage I (op referentielijst) | prioritair |
|-----------------------|--|---|------------|
| H2330 | Zandverstuivingen | x | |
| H3110 | Zeer zwakgebufferde vennen | x | |
| H3130 | Zwakgebufferde vennen | x | |
| H3140 | Kranswierwateren | x | |
| H3150 | Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden | x | |
| H3160 | Zure vennen | x | |
| H3260 | Beken en rivieren met waterplanten | x | |
| H3260_A | Beken en rivieren met waterplanten (waterranonkels) | x | |
| H3260_B | Beken en rivieren met waterplanten (grote fonteinkruiden) | x | |
| H3270 | Slikkige rivieroeveren | x | |
| H4010 | Vochtige heiden | x | |
| H4010_A | Vochtige heiden (hogere zandgronden) | x | |
| H4010_B | Vochtige heiden (laagveengebied) | x | |
| H4030 | Droge heiden | x | |
| H5130 | Jeneverbesstruwelen | x | |
| H6110 | Pionierbegroeiingen op rotsbodem | x | x |
| H6120 | Stroomdalgraslanden | x | x |
| H6130 | Zinkweiden | x | x |
| H6210 | Kalkgraslanden | x | x |
| H6230 | Heischrale graslanden | x | x |
| H6410 | Blauwgraslanden | x | |
| H6430 | Ruigten en zomen | x | |
| H6430_A | Ruigten en zomen (moerasspirea) | x | |
| H6430_B | Ruigten en zomen (harig wilgenroosje) | x | |
| H6430_C | Ruigten en zomen (droge bosranden) | x | |
| H6510 | Glanshaver- en vossenstaarthooilanden | x | |
| H6510_A | Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (glanshaver) | x | |
| H6510_B | Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (grote vossenstaart) | x | |
| H7110 | Actieve hoogvenen | x | x |
| H7110_A | Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap) | x | x |
| H7110_B | Actieve hoogvenen (heideveentjes) | x | x |
| H7120 | Herstellende hoogvenen | x | |
| H7140 | Overgangs- en trilvenen | x | |
| H7140_A | Overgangs- en trilvenen (trilvenen) | x | |
| H7140_B | Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden) | x | |
| H7150 | Pioniervegetaties met snavelbiezen | x | |
| H7210 | Galigaanmoerassen | x | x |
| H7220 | Kalktufbronnen | x | x |
| H7230 | Kalkmoerassen | x | |
| H9110 | Veldbies-beukenbossen | x | |
| H9120 | Beuken-eikenbossen met hulst | x | |
| H9160 | Eiken-haagbeukenbossen | x | |
| H9160_A | Eiken-haagbeukenbossen (hogere zandgronden) | x | |
| H9160_B | Eiken-haagbeukenbossen (heuvelland) | x | |
| H9190 | Oude eikenbossen | x | |
| H91D0 | Hoogveenbossen | x | x |
| H91E0 | Vochtige alluviale bossen | x | x |

| habitattype - code | habitat(sub)type – verkorte naam | Hrl – Bijlage I (op referentielijst) | prioritair |
|-----------------------|---|---|------------|
| H91E0_A | Vochtige alluviale bossen (zachthoutooibossen) | x | x |
| H91E0_B | Vochtige alluviale bossen (essen-iepenbossen) | x | x |
| H91E0_C | Vochtige alluviale bossen (beekbegeleidende bossen) | x | x |
| H91F0 | Droge hardhoutooibossen | x | |

Bijlage 4 – Beschermde soorten (exclusief vogels)

Overzicht van alle door de Natuurbeschermingswet beschermde soorten die voor Nederland (conform Habitatrichtlijn Bijlage II) op de referentielijst staan en of ze de status prioritair hebben; bron:

http://biodiversity.eionet.europa.eu/activities/Natura_2000/Ref-atl

Overzicht van alle door de Flora- en faunawet beschermde soorten en de tabel waarin ze staan; bron:

http://www.minlnv.nl/portal/page?_pageid=116,1640321&_dad=portal&_schema=PORTAL&p_file_id=14091

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Nbw – bijlage II Hrl | Ffw - tabel 1 | Ffw - tabel 2 | Ffw - tabel 3 - Bijlage 1 AMvB | Ffw - tabel 3 - Bijlage IV Hrl |
|-------------------------|---|----------------------------|---------------------|---------------------|---|---|
| mossen | | | | | | |
| Geel schorpioenmos | <i>Hematocaulis vernicosus</i> | x | | | | |
| Tonghaarbuis | <i>Orthotrichum rogeri</i> | x | | | | |
| planten | | | | | | |
| Aangebrande orchis | <i>Orchis ustulata</i> | | | | x | |
| Aapjesorchis | <i>Orchis simia</i> | | | | x | |
| Aardaker | <i>Lathyrus tuberosus</i> | | x | | | |
| Akkerklokje | <i>Campanula rapunculoides</i> | | x | | | |
| Beenbreek | <i>Narthecium ossifragum</i> | | | | x | |
| Bergklokje | <i>Campanula rhomboidalis</i> | | | | x | |
| Bergnachtsorchis | <i>Platanthera chlorantha</i> | | | | x | |
| Bijenorchis | <i>Ophrys apifera</i> | | | | x | |
| Blaasvaren | <i>Cystopteris fragilis</i> | | | | x | |
| Blauwe zeedistel | <i>Eryngium maritimum</i> | | | | x | |
| Bleek bosvogeltje | <i>Cephalanthera damasonium</i> | | | | x | |
| Bokkenorchis | <i>Himantoglossum hircinum</i> | | | | x | |
| Brede orchis | <i>Dactylorhiza majalis</i> <i>majalis</i> | | | | x | |
| Brede wespenorchis | <i>Epipactis helleborine</i> | | x | | | |
| Breed klokje | <i>Campanula latifolia</i> | | x | | | |
| Bruinrode wespenorchis | <i>Epipactis atrorubens</i> | | | | x | |
| Daslook | <i>Allium ursinum</i> | | | | x | |
| Dennenorchis | <i>Goodyera repens</i> | | | | x | |
| Dotterbloem | <i>Caltha palustris</i> | | x | | | |
| Drijvende waterweegbree | <i>Luronium natans</i> | x | | | | |
| Duitse gentiaan | <i>Gentianella germanica</i> | | | | x | |
| Franjegentiaan | <i>Gentianella ciliata</i> | | | | x | |
| Geelgroene wespenorchis | <i>Epipactis muelleri</i> | | | | x | |
| Gele helmblom | <i>Pseudofumaria lutea</i> | | | | x | |
| Gevlekte orchis | <i>Dactylorhiza maculata</i> | | | | x | |
| Gewone vogelmelk | <i>Ornithogalum umbellatum</i> | | x | | | |
| Grasklokje | <i>Campanula rotundifolia</i> | | x | | | |
| Groene nachtorchis | <i>Coeloglossum viride</i> | | | | x | |
| Groenknolorchis | <i>Liparis loeselii</i> | x | | | | |
| Groensteel | <i>Asplenium viride</i> | | | | x | |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Nbw – bijlage II Hrl | Ffw - tabel 1 | Ffw - tabel 2 | Ffw - tabel 3 - Bijlage 1 AMvB | Ffw - tabel 3 - Bijlage IV Hrl |
|-----------------------|--|----------------------------|---------------------|---------------------|---|---|
| Groot zee gras | <i>Zostera marina</i> | | | | x | |
| Grote kaardenbol | <i>Dipsacus fullonum</i> | | x | | | |
| Grote keverorchis | <i>Listera ovata</i> | | | x | | |
| Grote muggenorchis | <i>Gymnadenia conopsea</i> | | | x | | |
| Gulden sleutelbloem | <i>Primula veris</i> | | | x | | |
| Harlekijn | <i>Orchis morio</i> | | | x | | |
| Herfstschroeforchis | <i>Spiranthes spiralis</i> | | | x | | |
| Hondskruid | <i>Anacamptis pyramidalis</i> | | | x | | |
| Honingorchis | <i>Herminium monorchis</i> | | | x | | |
| Jeneverbes | <i>Juniperus communis</i> | | | x | | |
| Klein glaskruid | <i>Parietaria judaica</i> | | | x | | |
| Kleine keverorchis | <i>Listera cordata</i> | | | x | | |
| Kleine maagdenpalm | <i>Vinca minor</i> | | x | | | |
| Kleine zonnedauw | <i>Drosera intermedia</i> | | | x | | |
| Klokjesgentiaan | <i>Gentiana pneumonanthe</i> | | | x | | |
| Kluwenklokje | <i>Campanula glomerata</i> | | | x | | |
| Knikkende vogelmelk | <i>Ornithogalum nutans</i> | | x | | | |
| Koningsvaren | <i>Osmunda regalis</i> | | x | | | |
| Koraalwortel | <i>Corallorhiza trifida</i> | | | | x | |
| Kruipend moerasscherm | <i>Apium repens</i> | x | | | | |
| Kruisbladgentiaan | <i>Gentiana cruciata</i> | | | x | | |
| Lange ereprijs | <i>Veronica longifolia</i> | | | x | | |
| Lange zonnedauw | <i>Drosera anglica</i> | | | x | | |
| Mannetjesorchis | <i>Orchis mascula</i> | | | x | | |
| Maretak | <i>Viscum album</i> | | | x | | |
| Moeraswespenorchis | <i>Epipactis palustris</i> | | | x | | |
| Muurbloem | <i>Erysimum cheiri</i> | | | x | | |
| Parnassia | <i>Parnassia palustris</i> | | | x | | |
| Pijlscheefkelk Arabis | <i>Arabis hirsuto sagittata</i> | | | x | | |
| Poppenorchis | <i>Aceras anthropophorum</i> | | | x | | |
| Prachtklokje | <i>Campanula persicifolia</i> | | | x | | |
| Purperorchis | <i>Orchis purpurea</i> | | | x | | |
| Rapunzelklokje | <i>Campanula rapunculosa</i> | | | x | | |
| Rechte driehoeksvaren | <i>Gymnocarpium robertianum</i> | | | x | | |
| Rietorchis | <i>Dactylorhiza majalis praetermissa</i> | | | x | | |
| Ronde zonnedauw | <i>Drosera rotundifolia</i> | | | x | | |
| Rood bosvogeltje | <i>Cephalanthera rubra</i> | | | x | | |
| Ruig klokje | <i>Campanula trachelium</i> | | | x | | |
| Schubvaren | <i>Ceterach officinarum</i> | | | x | | |
| Slanke gentiaan | <i>Gentianella amarella</i> | | | x | | |
| Slanke sleutelbloem | <i>Primula elatior</i> | | x | | | |
| Soldaatje | <i>Orchis militaris</i> | | | x | | |
| Spaanse ruiter | <i>Cirsium dissectum</i> | | | x | | |
| Steenanjer | <i>Dianthus deltoides</i> | | | x | | |
| Steenbreekvaren | <i>Asplenium trichomanes</i> | | | x | | |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Nbw – bijlage II Hrl | Ffw - tabel 1 | Ffw - tabel 2 | Ffw - tabel 3 - Bijlage 1 AMvB | Ffw - tabel 3 - Bijlage IV Hrl |
|---------------------------------|----------------------------------|----------------------------|---------------------|---------------------|---|---|
| Stengelloze sleutelbloem | <i>Primula vulgaris</i> | | | x | | |
| Stengelomvattend havikskruid | <i>Hieracium amplexicaule</i> | | | x | | |
| Stijf hardgras | <i>Catapodium rigidum</i> | | | x | | |
| Tongvaren | <i>Asplenium scolopendrium</i> | | | x | | |
| Valkruid | <i>Arnica montana</i> | | | x | | |
| Veenmosorchis | <i>Hammarbya paludosa</i> | | | x | | |
| Veldgentiaan | <i>Gentianella campestris</i> | | | x | | |
| Veldsalie | <i>Salvia pratensis</i> | | | x | | |
| Vleeskleurige orchis | <i>Dactylorhiza incarnata</i> | | | x | | |
| Vliegenorchis | <i>Opbrys insectifera</i> | | | x | | |
| Vogelnestje | <i>Neottia nidus-avis</i> | | | x | | |
| Voorjaarsadonis | <i>Adonis vernalis</i> | | | x | | |
| Wantsenorchis | <i>Orchis coriophora</i> | | | x | | |
| Waterdrieblad | <i>Menyanthes trifoliata</i> | | | x | | |
| Weideklokje | <i>Campanula patula</i> | | | x | | |
| Welriekende nachtorchis | <i>Platanthera bifolia</i> | | | x | | |
| Wilde gagel | <i>Myrica gale</i> | | | x | | |
| Wilde herfsttijloos | <i>Colchicum autumnale</i> | | | x | | |
| Wilde kievitsbloem | <i>Fritillaria meleagris</i> | | | x | | |
| Wilde marjolein | <i>Origanum vulgare</i> | | | x | | |
| Wit bosvogeltje | <i>Cephalanthera longifolia</i> | | | x | | |
| Witte muggenorchis | <i>Pseudorchis albida</i> | | | x | | |
| Zinkviooltje | <i>Viola lutea calaminaria</i> | | | x | | |
| Zomerklokje | <i>Leucorum aestivum</i> | | | x | | |
| Zomerschroeforchis | <i>Spiranthes aestivalis</i> | | | | | x |
| Zwanebloem | <i>Butomus umbellatus</i> | | x | | | |
| Zwartsteel | <i>Asplenium adiantum-nigrum</i> | | | x | | |
| weekdieren | | | | | | |
| Bataafse stroommossel | <i>Unio crassus</i> | | | | | x |
| Nauwe korfslak | <i>Vertigo angustior</i> | x | | | | |
| Platte schijfhoren | <i>Anisus vorticulus</i> | x | | | | |
| Zeggekorfslak | <i>Vertigo moulinsiana</i> | x | | | | |
| Wijngaardslak | <i>Helix pomatia</i> | | x | | | |
| kevers | | | | | | |
| Brede geelrandwaterroofkever | <i>Dytiscus latissimus</i> | | | | | x |
| Gestreepte waterroofkever | <i>Graphoderus bilineatus</i> | x | | | | x |
| Heldenbok | <i>Cerambyx cerdo</i> | | | | | x |
| Juchtleerkever | <i>Osmoderma eremita</i> | | | | | x |
| Vliegend hert | <i>Lucanus cervus</i> | x | | x | | |
| kreeftachtigen | | | | | | |
| Rivierkreeft | <i>Astacus astacus</i> | | | x | | |
| mieren | | | | | | |
| Behaarde rode bosmier | <i>Formica rufa</i> | | x | | | |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Nbw – bijlage II Hrl | Ffw - tabel 1 | Ffw - tabel 2 | Ffw - tabel 3 - Bijlage 1 AMvB | Ffw - tabel 3 - Bijlage IV Hrl |
|----------------------------------|---------------------------------------|----------------------------|---------------------|---------------------|---|---|
| Kale rode bosmier | <i>Formica polyctena</i> | | x | | | |
| Stronkmier | <i>Formica truncorum</i> | | x | | | |
| Zwartrugbosmier | <i>Formica pratensis</i> | | x | | | |
| libellen | | | | | | |
| Bronslibel | <i>Oxygastra curtisii</i> | | | | | x |
| Gaffellibel | <i>Ophiogomphus cecilia</i> | x | | | | x |
| Gevlekte witsnuitlibel | <i>Leucorrhinia pectoralis</i> | x | | | | x |
| Groene glazenmaker | <i>Aeshna viridis</i> | | | | | x |
| Noordse winterjuffer | <i>Sympecma paedisca</i> | | | | | x |
| Oostelijke witsnuitlibel | <i>Leucorrhinia albifrons</i> | | | | | x |
| Rivierrombout | <i>Stylurus flavipes</i> | | | | | x |
| Sierlijke witsnuitlibel | <i>Leucorrhinia caudalis</i> | | | | | x |
| vlinders | | | | | | |
| Bruin dikkopje | <i>Erynnis tages</i> | | | | x | |
| Donker pimpernelblauwtje | <i>Maculinea nausithous</i> | x | | | | x |
| Dwergblauwtje | <i>Cupido minimus</i> | | | | x | |
| Dwergdikkopje | <i>Thymelicus acteon</i> | | | | x | |
| Groot geaderd witje | <i>Aporia crataegi</i> | | | | x | |
| Grote ijsvogelvlinder | <i>Limenitis populi</i> | | | | x | |
| Grote vuurvlinder | <i>Lycæna dispar</i> | x | | | | x |
| Heideblauwtje | <i>Plebejus argus</i> | | | | x | |
| Iepepage | <i>Strymonidia w-album</i> | | | | x | |
| Kalkgraslanddikkopje | <i>Spialia sertorius</i> | | | | x | |
| Keizersmantel | <i>Argynnis paphia</i> | | | | x | |
| Klaverblauwtje | <i>Cyaniris semiargus</i> | | | | x | |
| Moerasparelmoervlinder | <i>Euphydryas aurinia</i> | | | x | | |
| Pimpernelblauwtje | <i>Maculinea teleius</i> | x | | | | x |
| Purperstreeparelmoer- vlinder | <i>Brenthis ino</i> | | | | x | |
| Rode vuurvlinder | <i>Palaeobrysophanus hippotoe</i> | | | | x | |
| Rouwmantel | <i>Nymphalis antiopa</i> | | | | x | |
| Spaanse vlag | | | | | | |
| Tijmblauwtje | <i>Maculinea arion</i> | | | | | x |
| Tweekleurig hooibeestje | <i>Coenonympha arcania</i> | | | | x | |
| Vals heideblauwtje | <i>Lycæides idas</i> | | | x | | |
| Veenbesparelmoervlinder | <i>Bolaria aquilonais</i> | | | | x | |
| Veenhooibeestje | <i>Coenonympha tullia</i> | | | | x | |
| Veldparelmoervlinder | <i>Melitaea cinxia</i> | | | | x | |
| Woudparelmoervlinder | <i>Melitaea diamina</i> | | | | x | |
| Zilverstreephooibeestje | <i>Coenonympha hero</i> | | | | | x |
| Zilvervlek | <i>Clossiana ephrosyne</i> | | | | x | |
| vissen | | | | | | |
| Beekprik | <i>Lampetra planeri</i> | x | | | x | |
| Berpje | <i>Noemacheilus barbatulus</i> | | | x | | |
| Bittervoorn | <i>Rhodeus cericeus</i> | x | | | x | |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Nbw – bijlage II Hrl | Ffw - tabel 1 | Ffw - tabel 2 | Ffw - tabel 3 - Bijlage 1 AMvB | Ffw - tabel 3 - Bijlage IV Hrl |
|-------------------------|--------------------------------|----------------------------|---------------------|---------------------|---|---|
| Elft | <i>Alosa alosa</i> | x | | | | |
| Elrits | <i>Phoxinus phoxinus</i> | | | | x | |
| Fint | <i>Alosa fallax</i> | x | | | | |
| Gestippelde alver | <i>Alburnoides bipunctatus</i> | | | | x | |
| Grote modderkruiper | <i>Misgurnus fossilis</i> | x | | | x | |
| Houting | <i>Conegonus oxyrrhynchus</i> | | | | | x |
| Kleine modderkruiper | <i>Cobitis taenia</i> | x | | x | | |
| Meerval | <i>Silurus glanis</i> | | | x | | |
| Rivierdonderpad | <i>Cottus gobio</i> | x | | x | | |
| Rivierprik | <i>Lampetra fluviatilis</i> | x | | | x | |
| Steur | <i>Acipenser sturio</i> | | | | | x |
| Zalm | <i>Salmo salar</i> | x | | | | |
| Zeeprik | <i>Petromyzon marinus</i> | x | | | | |
| amfibieën | | | | | | |
| Alpenwatersalamander | <i>Triturus alpestris</i> | | | x | | |
| Boomkikker | <i>Hyla arborea</i> | | | | | x |
| Bruine kikker | <i>Rana temporaria</i> | | x | | | |
| Geelbuikvuurpad | <i>Bombina variegata</i> | x | | | | x |
| Gewone pad | <i>Bufo bufo</i> | | x | | | |
| Heikikker | <i>Rana arvalis</i> | | | | | x |
| Kamsalamander | <i>Triturus cristatus</i> | x | | | | x |
| Kleine watersalamander | <i>Triturus vulgaris</i> | | x | | | |
| Knoflookpad | <i>Pelobates fuscus</i> | | | | | x |
| Meerkikker | <i>Rana ridibunda</i> | | x | | | |
| Middelste groene kikker | <i>Rana esculenta</i> | | x | | | |
| Poelkikker | <i>Rana lessonae</i> | | | | | x |
| Rugstreeppad | <i>Bufo calamita</i> | | | | | x |
| Vinpootsalamander | <i>Triturus helveticus</i> | | | | x | |
| Vroedmeesterpad | <i>Alytes obstetricans</i> | | | | | x |
| Vuursalamander | <i>Salamandra salamandra</i> | | | | x | |
| reptielen | | | | | | |
| Adder | <i>Vipera berus</i> | | | | x | |
| Gladde slang | <i>Coronella austriacus</i> | | | | | x |
| Hazelworm | <i>Anguis fragilis</i> | | | | x | |
| Levendbarende hagedis | <i>Lacerta vivipara</i> | | | x | | |
| Muurhagedis | <i>Podarcis muralis</i> | | | | | x |
| Ringslang | <i>Natrix natrix</i> | | | | x | |
| Zandhagedis | <i>Lacerta agilis</i> | | | | | x |
| zoogdieren | | | | | | |
| Aardmuis | <i>Microtus agrestis</i> | | x | | | |
| Baardvleermuis | <i>Myotis mystacinus</i> | | | | | x |
| Bechstein's vleermuis | <i>Myotis bechsteini</i> | | | | | x |
| Bever | <i>Castor fiber</i> | x | | | | x |
| Boommarter | <i>Martes martes</i> | | | | x | |
| Bosmuis | <i>Apodemus sylvaticus</i> | | x | | | |
| Bosvleermuis | <i>Nyctalus leisleri</i> | | | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Nbw – bijlage II Hrl | Ffw - tabel 1 | Ffw - tabel 2 | Ffw - tabel 3 - Bijlage 1 AMvB | Ffw - tabel 3 - Bijlage IV Hrl |
|------------------------------|--------------------------------------|----------------------------|---------------------|---------------------|---|---|
| Brandt's vleermuis | <i>Myotis brandtii</i> | | | | | x |
| Bruinvis | <i>Phocoena phocoena</i> | x | | | | x |
| Bunzing | <i>Mustela putorius</i> | | x | | | |
| Damhert | <i>Dama dama</i> | | | | x | |
| Das | <i>Meles meles</i> | | | | x | |
| Dwergmuis | <i>Micromys minutus</i> | | x | | | |
| Dwergspitsmuis | <i>Sorex minutus</i> | | x | | | |
| Edelhert | <i>Cervus elaphus</i> | | | | x | |
| Eekhoorn | <i>Sciurus vulgaris</i> | | | | x | |
| Egel | <i>Erinaceus europaeus</i> | | x | | | |
| Eikelmuis | <i>Eliomys quercinus</i> | | | | x | |
| Euraziatische lynx | <i>Lynx lynx</i> | | | | | x |
| Franjestaart | <i>Myotis nattereri</i> | | | | | x |
| Gewone bosspitsmuis | <i>Sorex araneus</i> | | x | | | |
| Gewone dolfijn | <i>Delphinus delphis</i> | | | | | x |
| Gewone dwergvleermuis | <i>Pipistrellus pipistrellus</i> | | | | | x |
| Gewone grootoorvleermuis | <i>Plecotus auritus</i> | | | | | x |
| Gewone zeehond | <i>Phoca vitulina</i> | x | | | x | |
| Grijze grootoorvleermuis | <i>Plecotus austriacus</i> | | | | | x |
| Grijze zeehond | <i>Halichoerus grypus</i> | x | | | x | |
| Grote bosmuis | <i>Apodemus flavicollis</i> | | | | x | |
| Grote hoefijzerneus | <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> | | | | | x |
| Haas | <i>Lepus europaeus</i> | | x | | | |
| Hamster | <i>Cricetus cricetus</i> | | | | | x |
| Hazelmuis | <i>Muscardinus avellanarius</i> | | | | | x |
| Hermelijn | <i>Mustela erminea</i> | | x | | | |
| Huisspitsmuis | <i>Crocidura russula</i> | | x | | | |
| Ingekorven vleermuis | <i>Myotis emarginatus</i> | x | | | | x |
| Kleine dwergvleermuis | <i>Pipistrellus pygmaeus</i> | | | | | x |
| Kleine hoefijzerneus | <i>Rhinolophus hipposideros</i> | | | | | x |
| Konijn | <i>Oryctolagus cuniculus</i> | | x | | | |
| Laatvlieger | <i>Eptesicus serotinus</i> | | | | | x |
| Meervleermuis | <i>Myotis dasycneme</i> | x | | | | x |
| Mol | <i>Talpa europea</i> | | x | | | |
| Mopsvleermuis | <i>Barbastella barbastellus</i> | | | | | x |
| Nathusius' dwergvleermuis | <i>Pipistrellus nathusii</i> | | | | | x |
| Noordse woelmuis | <i>Microtus oeconomus</i> | prioritair | | | | x |
| Ondergrondse woelmuis | <i>Pitymys subterraneus</i> | | x | | | |
| Otter | <i>Lutra lutra</i> | | | | | x |
| Ree | <i>Capreolus capreolus</i> | | x | | | |
| Rosse vleermuis | <i>Nyctalus noctula</i> | | | | | x |
| Rosse woelmuis | <i>Clethrionomys glareolus</i> | | x | | | |
| Steenmarter | <i>Martes foina</i> | | | | x | |
| Tuimelaar | <i>Tursiops truncatus</i> | | | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Nbw – bijlage II Hrl | Ffw - tabel 1 | Ffw - tabel 2 | Ffw - tabel 3 - Bijlage 1 AMvB | Ffw - tabel 3 - Bijlage IV Hrl |
|------------------------------|-----------------------------------|----------------------------|---------------------|---------------------|---|---|
| Tweekleurige bosspitsmuis | <i>Sorex coronatus</i> | | x | | | |
| Tweekleurige vleermuis | <i>Vespertilio murinus</i> | | | | | x |
| Vale vleermuis | <i>Myotis myotis</i> | x | | | | x |
| Veldmuis | <i>Microtus arvalis</i> | | x | | | |
| Veldspitsmuis | <i>Crocidura leucodon</i> | | | | x | |
| Vos | <i>Vulpes vulpes</i> | | x | | | |
| Waterspitsmuis | <i>Neomys fodiens</i> | | | | x | |
| Watervleermuis | <i>Myotis daubentonii</i> | | | | | x |
| Wezel | <i>Mustela nivalis</i> | | x | | | |
| Wild zwijn | <i>Sus scrofa</i> | | | x | | |
| Wilde kat | <i>Felis silvestris</i> | | | | | x |
| Witflankdolfijn | <i>Lagenorhynchus acutus</i> | | | | | x |
| Witsnuitdolfijn | <i>Lagenorhynchus albirostris</i> | | | | | x |
| Woelrat | <i>Arvicola terrestris</i> | | x | | | |

Bijlage 5 – Beschermde vogels

Overzicht van alle door de Natuurbeschermingswet beschermde soorten vogels die voor Nederland (conform Vogelrichtlijn Bijlage I) op de referentielijst staan; bron:

[http://eur-](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1979L0409:20070101:NL:PDF)

[lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1979L0409:20070101:NL:PDF](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1979L0409:20070101:NL:PDF)

Overzicht van alle door de Flora- en faunawet beschermde soorten; bron:

[http://www.eu-](http://www.eu-wildlifetrade.org/pdf/natleg/BekendmakingLijstenBeschermdenl.pdf)

[wildlifetrade.org/pdf/natleg/BekendmakingLijstenBeschermdenl.pdf](http://www.eu-wildlifetrade.org/pdf/natleg/BekendmakingLijstenBeschermdenl.pdf)

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|------------------------------|-------------------------------|------------------------------------|------------------------------|----------------|
| | AVES (vogels) | | | |
| | GAVIIFORMES | | | |
| | GAVIIDAE (duikers) | | | |
| Geelsnavelduiker | <i>Gavia adamsii</i> | | | x |
| Parelduiker | <i>Gavia arctica</i> | x | | x |
| Ijsduiker | <i>Gavia immer</i> | | | x |
| Roodkeelduiker | <i>Gavia stellata</i> | x | | x |
| | PODICIPEDIFORMES | | | |
| | PODICIPEDIDAE | | | |
| | (futen) | | | |
| Kuifduiker | <i>Podiceps auritus</i> | x | | x |
| Fuut | <i>Podiceps cristatus</i> | x | | x |
| Roodhalsfuut | <i>Podiceps grisegena</i> | | | x |
| Geoorde fuut | <i>Podiceps nigricollis</i> | x | x | x |
| Dikbekfuut | <i>Podylimbus podiceps</i> | | | x |
| Dodaars | <i>Tachybaptus ruficollis</i> | x | x | x |
| | PROCELLARIIFORMES | | | |
| | DIOMEDEIDAE (albatrossen) | | | |
| Grote albatros | <i>Diomedea exulans</i> | | | x |
| Wenkbrauwalbatros | <i>Diomedea melanophris</i> | | | x |
| | HYDROBATIDAE (stormvogeltjes) | | | |
| Stormvogeltje | <i>Hydrobates pelagicus</i> | | | x |
| Wilson's stormvogeltje | <i>Oceanites oceanicus</i> | | | x |
| Madeirastormvogeltje | <i>Oceanodroma castro</i> | | | x |
| Vaal stormvogeltje | <i>Oceanodroma leucorhoa</i> | | | x |
| Chinees stormvogeltje | <i>Oceanodroma monorhis</i> | | | x |
| Bont stormvogeltje | <i>Pelagodroma marina</i> | | | x |
| | PROCELLARIIDAE (stormvogels) | | | |
| Bulwers stormvogel | <i>Bulweria bulwerii</i> | | | x |
| Kuhls pijlstormvogel | <i>Calonectris diomedea</i> | | | x |
| Noordse stormvogel | <i>Fulmarus glacialis</i> | | | x |
| Zuidelijke reuzenstormvogel | <i>Macronectes giganteus</i> | | | x |
| Noordelijke reuzenstormvogel | <i>Macronectes halli</i> | | | x |
| Kaapverdische stormvogel | <i>Pterodroma feae</i> | | | x |
| Zwartkapstormvogel | <i>Pterodroma basitata</i> | | | x |
| Madeirastormvogel | <i>Pterodroma madeira</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|---------------------------|----------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Kleine pijlstormvogel | <i>Puffinus assimilis</i> | | | x |
| Grote pijlstormvogel | <i>Puffinus gravis</i> | | | x |
| Grauwe pijlstormvogel | <i>Puffinus griseus</i> | | | x |
| Noordse pijlstormvogel | <i>Puffinus puffinus</i> | | | x |
| Vale pijlstormvogel | <i>Puffinus yelkouan</i> | | | x |
| | PELECANIFORMES | | | |
| | FREGATIDAE (fregatvogels) | | | |
| Amerikaanse fregatvogel | <i>Fregata magnificens</i> | | | x |
| | PELECANIDAE (pelikanen) | | | |
| Kroeskoppelikaan | <i>Pelecanus crispus</i> | | | x |
| Rose pelikaan | <i>Pelecanus onocrotalus</i> | | | x |
| | PHAETHONIDAE (keerkringvogels) | | | |
| Roodsnavelkeerkringvogel | <i>Phaethon aethereus</i> | | | x |
| | PHALACROCORACIDAE (aalscholwers) | | | |
| Kuifaalscholwer | <i>Phalacrocorax aristotelis</i> | | | x |
| Geoorde aalscholwer | <i>Phalacrocorax auritus</i> | | | x |
| Aalscholwer | <i>Phalacrocorax carbo</i> | x | x | x |
| Dwergaalscholwer | <i>Phalacrocorax pygmeus</i> | | | x |
| | SULIDAE (Jan-van- Genten) | | | |
| Jan-van-Gent | <i>Morus bassanus</i> | | | x |
| Kaapse Jan-van-Gent | <i>Morus capensis</i> | | | x |
| Maskergent | <i>Sula dactylatra</i> | | | x |
| Bruine gent | <i>Sula leucogaster</i> | | | x |
| | CICONIIFORMES | | | |
| | ARDEIDAE (reigers) | | | |
| Blauwe reiger | <i>Ardea cinerea</i> | | | x |
| Grote blauwe reiger | <i>Ardea herodias</i> | | | x |
| Zwartkapreiger | <i>Ardea melanocephala</i> | | | x |
| Purperreiger | <i>Ardea purpurea</i> | | x | x |
| Ralreiger | <i>Ardeola ralloides</i> | | | x |
| Noordamerikaanse roerdomp | <i>Botaurus lentiginosus</i> | | | x |
| Roerdomp | <i>Botaurus stellaris</i> | | x | x |
| Koereiger | <i>Bubulcus ibis</i> | | | x |
| Mangrove reiger | <i>Butorides virescens</i> | | | x |
| Grote zilverreiger | <i>Casmerodius albus</i> | x | x | x |
| Kleine blauwe reiger | <i>Egretta caerulea</i> | | | x |
| Kleine zilverreiger | <i>Egretta garzetta</i> | x | | x |
| Westelijke rifreiger | <i>Egretta gularis</i> | | | x |
| Mantsjoetijs wouwaapje | <i>Ixobrychus eurhythmus</i> | | | x |
| Amerikaans wouwaapje | <i>Ixobrychus exilis</i> | | | x |
| Wouwaapje | <i>Ixobrychus minutus</i> | | x | x |
| Afrikaans wouwaapje | <i>Ixobrychus sturmi</i> | | | x |
| Kwak | <i>Nycticorax nycticorax</i> | | | x |
| | CICONIIDAE (ooievaars) | | | |
| Ooievaar | <i>Ciconia ciconia</i> | | | x |
| Zwarte ooievaar | <i>Ciconia nigra</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|--------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|------------------------------|----------------|
| | PHOENICOPTERIDAE (flamingo's) | | | |
| Flamingo | <i>Phoenicopterus ruber</i> | | | x |
| | THRESKIORNITHIDAE (ibissen) | | | |
| Heremietibis | <i>Geronticus eremita</i> | | | x |
| Lepelaar | <i>Platalea leucorodia</i> | x | x | x |
| Zwarte ibis | <i>Plegadis falcinellus</i> | | | x |
| Heilige ibis | <i>Threskiornis aethiopicus</i> | | | x |
| | ANSERIFORMES | | | |
| | ANATIDAE (eenden, ganzen en zwanen) | | | |
| Zwarte eend | <i>Anas rubripes</i> | | | x |
| Pijlstaart | <i>Anas acuta</i> | x | | x |
| Amerikaanse smient | <i>Anas americana</i> | | | x |
| Slobeend | <i>Anas clypeata</i> | x | | x |
| Wintertaling | <i>Anas crecca</i> | x | | x |
| Blauwvleugeltaling | <i>Anas discors</i> | | | x |
| Bronskopeend/Bronskoptaling | <i>Anas falcata</i> | | | x |
| Siberische taling/Baikaltaling | <i>Anas formosa</i> | | | x |
| Smient | <i>Anas penelope</i> | x | | x |
| Wilde eend | <i>Anas platyrhynchos</i> | x | | x |
| Zomertaling | <i>Anas querquedula</i> | | | x |
| Krakeend | <i>Anas strepera</i> | x | | x |
| Kolgans | <i>Anser albifrons</i> | x | | x |
| Grauwe gans | <i>Anser anser</i> | x | | x |
| Kleine rietgans | <i>Anser brachyrhynchus</i> | x | | x |
| Sneeuwganzen | <i>Anser caerulescens</i> | | | x |
| Dwergganzen | <i>Anser erythropus</i> | x | | x |
| Rietgans | <i>Anser fabalis</i> | x | | x |
| Rossganzen | <i>Anser rossii</i> | | | x |
| Kleine toppereend | <i>Aythya affinis</i> | | | x |
| Amerikaanse tafeleend | <i>Aythya americana</i> | | | x |
| Ringsnaveleend | <i>Aythya collaris</i> | | | x |
| Tafeleend | <i>Aythya ferina</i> | x | | x |
| Kuifeend | <i>Aythya fuligula</i> | x | | x |
| Toppereend | <i>Aythya marila</i> | x | | x |
| Witoogeend | <i>Aythya nyroca</i> | | | x |
| Grote tafeleend | <i>Aythya valisineria</i> | | | x |
| Rotganzen | <i>Branta bernicla</i> | x | | x |
| Canadese ganzen | <i>Branta canadensis</i> | | | x |
| Brandganzen | <i>Branta leucopsis</i> | x | | x |
| Roodhalsganzen | <i>Branta ruficollis</i> | | | x |
| Buffelkopeend | <i>Bucephala albeola</i> | | | x |
| Brilduiker | <i>Bucephala clangula</i> | x | | x |
| IJslandse brilduiker | <i>Bucephala islandica</i> | | | x |
| Ijseend | <i>Clangula hyemalis</i> | | | x |
| Fluitzwaan/kleine zwaan | <i>Cygnus columbianus</i> | x | | x |
| Wilde zwaan | <i>Cygnus cygnus</i> | x | | x |
| Knobbelzwaan | <i>Cygnus olor</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|--|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------|----------------|
| Harlekijneend | <i>Histrionicus histrionicus</i> | | | x |
| Kokardezaagbek | <i>Lophodytes cucullatus</i> | | | x |
| Marmereend | <i>Marmaronetta angustirostris</i> | | | x |
| Grote zee-eend | <i>Melanitta fusca</i> | | | x |
| Zwarte zee-eend | <i>Melanitta nigra</i> | x | | x |
| Brilzee-eend | <i>Melanitta perspicillata</i> | | | x |
| Nonnetje | <i>Mergellus albellus</i> | x | | x |
| Grote zaagbek | <i>Mergus merganser</i> | x | | x |
| Middelste zaagbek | <i>Mergus serrator</i> | x | | x |
| Krooneend | <i>Netta rufina</i> | x | | x |
| Witkopeend | <i>Oxyura leucocephala</i> | | | x |
| Stellers eider | <i>Polysticta stelleri</i> | | | x |
| Eidereend | <i>Somateria mollissima</i> | x | x | x |
| Koningseider | <i>Somateria spectabilis</i> | | | x |
| Casarca | <i>Tadorna ferruginea</i> | | | x |
| Bergeend | | x | | x |
| FALCONIFORMES | | | | |
| ACCIPITRIDAE (roofvogels anders dan valken en de visarend) | | | | |
| Balkansperwer | <i>Accipiter brevipes</i> | | | x |
| Havik | <i>Accipiter gentilis</i> | | | x |
| Sperwer | <i>Accipiter nisus</i> | | | x |
| Monniksgier | <i>Aegyptius monachus</i> | | | x |
| Spaanse keizerarend | <i>Aquila adalberti</i> | | | x |
| Steenarend | <i>Aquila chrysaetos</i> | | | x |
| Bastaardarend | <i>Aquila clanga</i> | | | x |
| Keizerarend | <i>Aquila heliaca</i> | | | x |
| Aziatische steppearend | <i>Aquila nipalensis</i> | | | x |
| Schreeuwarend | <i>Aquila pomarina</i> | | | x |
| Afrikaanse steppearend | <i>Aquila rapax</i> | | | x |
| Buizerd | <i>Buteo buteo</i> | | | x |
| Ruigpootbuizerd | <i>Buteo lagopus</i> | | | x |
| Arendbuizerd | <i>Buteo rufinus</i> | | | x |
| Slangarend | <i>Circaetus gallicus</i> | | | x |
| Bruine kiekendief | <i>Circus aeruginosus</i> | | x | x |
| Blauwe kiekendief | <i>Circus cyaneus</i> | | x | x |
| Steppekiekendief | <i>Circus macrourus</i> | | | x |
| Grauwe kiekendief | <i>Circus pygargus</i> | | x | x |
| Vorkstaartwouw | <i>Elanoides forficatus</i> | | | x |
| Gijze wouw | <i>Elanus caeruleus</i> | | | x |
| Lammergier | <i>Gypaetus barbatus</i> | | | x |
| Vale gier | <i>Gyps fulvus</i> | | | x |
| Zeearend | <i>Haliaeetus albicilla</i> | x | | x |
| Witkopzeearend | <i>Haliaeetus leucocephalus</i> | | | x |
| Pallaszeearend | <i>Haliaeetus leucoryphus</i> | | | x |
| Havikarend | <i>Hieraetus fasciatus</i> | | | x |
| Dwergarend | <i>Hieraetus pennatus</i> | | | x |
| Zwarte wouw | <i>Milvus migrans</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|--------------------------------|--------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Rode wouw | <i>Mihus mihus</i> | | | x |
| Aasgier | <i>Neophron percnopterus</i> | | | x |
| Wespendief | <i>Pernis apivorus</i> | | x | x |
| Oorgier | <i>Torgos tracheliotus</i> | | | x |
| | FALCONIDAE (valken) | | | |
| Amoervalk | <i>Falco amurensis</i> | | | x |
| Lannervalk | <i>Falco biarmicus</i> | | | x |
| Sakervalk | <i>Falco cherrug</i> | | | x |
| Smelleken | <i>Falco columbarius</i> | | | x |
| Eleonora's valk | <i>Falco eleonora</i> | | | x |
| Kleine torenvalk | <i>Falco naumanni</i> | | | x |
| Barbarijse valk | <i>Falco pelegrinoides</i> | | | x |
| Slechtvalk | <i>Falco peregrinus</i> | x | | x |
| Giervalk | <i>Falco rusticolus</i> | | | x |
| Amerikaanse torenvalk | <i>Falco sparverius</i> | | | x |
| Boomvalk | <i>Falco subbuteo</i> | | | x |
| Torenvalk | <i>Falco tinnunculus</i> | | | x |
| Roodpootvalk | <i>Falco vespertinus</i> | | | x |
| | PANDIONIDAE (visarenden) | | | |
| Visarend | <i>Pandion haliaetus</i> | x | | x |
| | GALLIFORMES | | | |
| | PHASIANIDAE | | | |
| | (fazanten) | | | |
| Barbarijse patrijs | <i>Alectoris barbara</i> | | | x |
| Aziatische steenpatrijs | <i>Alectoris chukar</i> | | | x |
| Steenpatrijs | <i>Alectoris graeca</i> | | | x |
| Rode patrijs | <i>Alectoris rufa</i> | | | x |
| Kwartel | <i>Coturnix coturnix</i> | | | x |
| Halsband- of Zwarte frankolijn | <i>Francolinus francolinus</i> | | | x |
| Patrijs | <i>Perdix perdix</i> | | | x |
| Fazant | <i>Phasianus colchicus</i> | | | x |
| | TETRAONIDAE (ruigpoothoenders) | | | |
| Hazelhoen | <i>Bonasa bonasia</i> | | | x |
| Moerassneeuwhoen | <i>Lagopus lagopus</i> | | | x |
| Alpensneeuwhoen | <i>Lagopus mutus</i> | | | x |
| Korhoen | <i>Tetrao tetrix</i> | | x | x |
| Auerhoen | <i>Tetrao urogallus</i> | | | x |
| | GRUIFORMES | | | |
| | GRUIDAE (kraanvogels) | | | |
| Canadese kraanvogel | <i>Grus canadensis</i> | | | x |
| Kraanvogel | <i>Grus grus</i> | x | x | x |
| Jufferkraan | <i>Grus virgo</i> | | | x |
| | OTIDIDAE (trappen) | | | |
| Kraagtrap | <i>Chlamydotis undulata</i> | | | x |
| Grote trap | <i>Otis tarda</i> | | | x |
| Kleine trap | <i>Tetrax tetrax</i> | | | x |
| | RALLIDAE (rallen) | | | |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|----------------------------|-----------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Gestreepte ral | <i>Aenigmatolimnas marginalis</i> | | | x |
| Zwarte ral | <i>Amaurornis flavirostra</i> | | | x |
| Kwartelkoning | <i>Crex crex</i> | | x | x |
| Amerikaanse meerkoet | <i>Fulica americana</i> | | | x |
| Meerkoet | <i>Fulica atra</i> | x | | x |
| Knobbelmeerkoet | <i>Fulica cristata</i> | | | x |
| Waterhoen | <i>Gallinula chloropus</i> | | | x |
| Afrikaans purperhoen | <i>Porphyrio alleni</i> | | | x |
| Amerikaans purperhoen | <i>Porphyrio martinicus</i> | | | x |
| Purperkoet | <i>Porphyrio porphyrio</i> | | | x |
| Soraral | <i>Porzana carolina</i> | | | x |
| Klein waterhoen | <i>Porzana parva</i> | | | x |
| Porseleinhoen | <i>Porzana porzana</i> | | x | x |
| Kleinst waterhoen | <i>Porzana pusilla</i> | | | x |
| Waterral | <i>Rallus aquaticus</i> | | | x |
| | TURNICIDAE (vechtkwartels) | | | |
| Gestreepte vechtkwartel | <i>Turnix sylvatica</i> | | | x |
| | CHARADRIIFORMES | | | |
| | ALCIDAE (alken) | | | |
| Alk | <i>Alca torda</i> | | | x |
| Kleine alk | <i>Alle alle</i> | | | x |
| Zwarte zeekoet | <i>Cepphus grylle</i> | | | x |
| Papegaaialk | <i>Cyclorhynchus psittacula</i> | | | x |
| Papegaaiduiker | <i>Fratercula arctica</i> | | | x |
| Kuifpapegaaiduiker | <i>Fratercula cirrhata</i> | | | x |
| Reuzenalk | <i>Pinguinus impennis</i> | | | x |
| Zilveralk | <i>Synthiboramphus antiquus</i> | | | x |
| Zeekoet | <i>Uria aalge</i> | | | x |
| Dikbekzeekoet | <i>Uria lomvia</i> | | | x |
| | BURHINIDAE (grielen) | | | |
| Griel | <i>Burhinus oediconemus</i> | | | x |
| | CHARADRIIDAE (plevieren) | | | |
| Strandplevier | <i>Charadrius alexandrinus</i> | x | x | x |
| Kaspische plevier | <i>Charadrius asiaticus</i> | | | x |
| Kleine plevier | <i>Charadrius dubius</i> | | | x |
| Bontbekplevier | <i>Charadrius hiaticula</i> | x | x | x |
| Woestijplevier | <i>Charadrius leschenaultii</i> | | | x |
| Mongoolse plevier | <i>Charadrius mongolus</i> | | | x |
| Amerikaanse bontbekplevier | <i>Charadrius semipalmatus</i> | | | x |
| Killdeerplevier | <i>Charadrius vociferus</i> | | | x |
| Morinelplevier | <i>Eudromias morinellus</i> | | | x |
| Goudplevier | <i>Pluvialis apricaria</i> | x | | x |
| Amerikaanse goudplevier | <i>Pluvialis dominica</i> | | | x |
| Kleine goudplevier | <i>Pluvialis fulva</i> | | | x |
| Zilverplevier | <i>Pluvialis squatarola</i> | x | | x |
| Steppekievit | <i>Vanellus gregarius</i> | | | x |
| Witstaartkievit | <i>Vanellus leucurus</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|-------------------------------|-----------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Sporenkievit | <i>Vanellus spinosus</i> | | | x |
| Kievit | <i>Vanellus vanellus</i> | x | | x |
| | GLAREOLIDAE (vorkstaartplevieren) | | | |
| Renvogel | <i>Cursorius cursor</i> | | | x |
| Oosterse vorkstaartplevier | <i>Glareola maldivarum</i> | | | x |
| Steppevorkstaartplevier | <i>Glareola nordmanni</i> | | | x |
| Vorkstaartplevier | <i>Glareola pratincola</i> | | | x |
| Krokodilwachter | <i>Pluvianus aegyptius</i> | | | x |
| | HAEMATOPODIDAE (scholeksters) | | | |
| Canarische zwarte scholekster | <i>Haematopus meadewaldoi</i> | | | x |
| Scholekster | <i>Haematopus ostralegus</i> | x | | x |
| | LARIDAE (meeuwen) | | | |
| Zilvermeeuw | <i>Larus argentatus</i> | | | x |
| Lachmeeuw | <i>Larus atricilla</i> | | | x |
| Audouins meeuw | <i>Larus audouinii</i> | | | x |
| Geelpootmeeuw | <i>Larus cachinnans</i> | | | x |
| Stormmeeuw | <i>Larus canus</i> | | | x |
| Grijskopmeeuw | <i>Larus cirrocephalus</i> | | | x |
| Ringsnavelmeeuw | <i>Larus delawarensis</i> | | | x |
| Kleine mantelmeeuw | <i>Larus fuscus</i> | | x | x |
| Dunbekmeeuw | <i>Larus genei</i> | | | x |
| Kleine burgemeester | <i>Larus glaucooides</i> | | | x |
| Grote burgemeester | <i>Larus hyperboreus</i> | | | x |
| Reuzenzwartkopmeeuw | <i>Larus ichthyaetus</i> | | | x |
| Witoogmeeuw | <i>Larus leucophthalmus</i> | | | x |
| Grote mantelmeeuw | <i>Larus marinus</i> | | | x |
| Zwartkopmeeuw | <i>Larus melanocephalus</i> | | x | x |
| Dwergmeeuw | <i>Larus minutus</i> | x | | x |
| Kleine kokmeeuw | <i>Larus philadelphia</i> | | | x |
| Franklins meeuw | <i>Larus pipixcan</i> | | | x |
| Kokmeeuw | <i>Larus ridibundus</i> | | | x |
| Ivoormeeuw | <i>Pagophila eburnea</i> | | | x |
| Ross' meeuw | <i>Rhodostethia rosea</i> | | | x |
| Drieteenmeeuw | <i>Rissa tridactyla</i> | | | x |
| Vorkstaartmeeuw | <i>Xema sabini</i> | | | x |
| | RECURVIROSTRIDAE (kluten) | | | |
| Steltkluit | <i>Himantopus himantopus</i> | | | x |
| Kluit | <i>Recurvirostra avosetta</i> | x | x | x |
| | SCOLOPACIDAE (strandlopers) | | | |
| Steenloper | <i>Arenaria interpres</i> | x | | x |
| Bartrams ruiters | <i>Bartramia longicauda</i> | | | x |
| Siberische strandloper | <i>Calidris acuminata</i> | | | x |
| Drieteenstrandloper | <i>Calidris alba</i> | x | | x |
| Bonte strandloper | <i>Calidris alpina</i> | x | | x |
| Bairds strandloper | <i>Calidris bairdii</i> | | | x |
| Kanoetstrandloper | <i>Calidris canutus</i> | x | | x |
| Krombekstrandloper | <i>Calidris ferruginea</i> | x | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|---------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Bonapartes strandloper | <i>Calidris fuscicollis</i> | | | x |
| Paarse strandloper | <i>Calidris maritima</i> | | | x |
| Alaskastrandloper | <i>Calidris mauri</i> | | | x |
| Amerikaanse gestreepte strandloper | <i>Calidris melanotos</i> | | | x |
| Kleine strandloper | <i>Calidris minuta</i> | | | x |
| Amerikaanse kleinste strandloper | <i>Calidris minutilla</i> | | | x |
| (kleine) grijze strandloper | <i>Calidris pusilla</i> | | | x |
| Roodkeelstrandloper | <i>Calidris ruficollis</i> | | | x |
| Taigastrandloper | <i>Calidris subminuta</i> | | | x |
| Temmincks strandloper | <i>Calidris temminckii</i> | | | x |
| Grote Kanoetstrandloper | <i>Calidris tenuirostris</i> | | | x |
| Willet | <i>Catoptrophorus semipalmatus</i> | | | x |
| Watersnip | <i>Gallinago gallinago</i> | | x | x |
| Poelsnip | <i>Gallinago media</i> | | | x |
| Stekelstaartsnip | <i>Gallinago stenura</i> | | | x |
| Breedbekstrandloper | <i>Limicola falcinellus</i> | | | x |
| Kleine grijze snip | <i>Limnodromus griseus</i> | | | x |
| Grote grijze snip | <i>Limnodromus scolopaceus</i> | | | x |
| Rode grutto | <i>Limosa haemastica</i> | | | x |
| Rosse grutto | <i>Limosa lapponica</i> | x | | x |
| Grutto | <i>Limosa limosa</i> | x | | x |
| Bokje | <i>Lymnocyptes minimus</i> | | | x |
| Steltstrandloper | <i>Micropalama himantopus</i> | | | x |
| Wulp | <i>Numenius arquata</i> | x | | x |
| Eskimowulp | <i>Numenius borealis</i> | | | x |
| Dwergwulp | <i>Numenius minutus</i> | | | x |
| Regenwulp | <i>Numenius phaeopus</i> | | | x |
| Dunbekwulp | <i>Numenius tenuirostris</i> | | | x |
| Rosse franjepoot | <i>Phalaropus fulicarius</i> | | | x |
| Grauwe franjepoot | <i>Phalaropus lobatus</i> | | | x |
| Kemphaan | <i>Philomachus pugnax</i> | x | x | x |
| Houtsnip | <i>Scolopax rusticola</i> | | | x |
| Grote franjepoot | <i>Steganopus tricolor</i> | | | x |
| Grijsstaartruter | <i>Tringa brevipes</i> | | | x |
| Terekruiter | <i>Tringa cinerea</i> | | | x |
| Zwarte ruiter | <i>Tringa erythropus</i> | x | | x |
| Kleine geelpootruiter | <i>Tringa flavipes</i> | | | x |
| Bosruiter | <i>Tringa glareola</i> | | | x |
| Oeverloper | <i>Tringa hypoleucos</i> | | | x |
| Amerikaanse oeverloper | <i>Tringa macularia</i> | | | x |
| Grote geelpootruiter | <i>Tringa melanoleuca</i> | | | x |
| Groenpootruiter | <i>Tringa nebularia</i> | x | | x |
| Witgatje | <i>Tringa ochropus</i> | | | x |
| Amerikaanse bosruiter | <i>Tringa solitaria</i> | | | x |
| Poelruiter | <i>Tringa stagnatilis</i> | | | x |
| Tureluur | <i>Tringa totanus</i> | x | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|-------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------|----------------|
| Blonde ruiter | <i>Tryngites subruficollis</i> | | | x |
| | STERCORARIIDAE (jagers) | | | |
| Grote jager | <i>Catharacta skua</i> | | | x |
| Kleinste jager | <i>Stercorarius longicaudus</i> | | | x |
| Kleine jager | <i>Stercorarius parasiticus</i> | | | x |
| Middelste jager | <i>Stercorarius pomarius</i> | | | x |
| | STERNIDAE (sterns) | | | |
| Noddy | <i>Anous stolidus</i> | | | x |
| Witwangstern | <i>Cblidonias hybridus</i> | | | x |
| Witvleugelstern | <i>Cblidonias leucopterus</i> | | | x |
| Zwarte stern | <i>Cblidonias niger</i> | x | x | x |
| Dwergstern | <i>Sterna albifrons</i> | | x | x |
| Aleoetenstern | <i>Sterna alentica</i> | | | x |
| Brilstern | <i>Sterna anaethetus</i> | | | x |
| Kleinste stern | <i>Sterna antillarum</i> | | | x |
| Bengaalse stern | <i>Sterna bengalensis</i> | | | x |
| Reuzenstern | <i>Sterna caspia</i> | x | | x |
| Dougalls stern | <i>Sterna dougallii</i> | | | x |
| Californische kuifstern | <i>Sterna elegans</i> | | | x |
| Forsters stern | <i>Sterna forsteri</i> | | | x |
| Bonte stern | <i>Sterna fuscata</i> | | | x |
| Visdief | <i>Sterna hirundo</i> | | x | x |
| Koningsstern | <i>Sterna maxima</i> | | | x |
| Lachstern | <i>Sterna nilotica</i> | | | x |
| Noordse stern | <i>Sterna paradisaea</i> | | x | x |
| Grote stern | <i>Sterna sandvicensis</i> | | x | x |
| | COLUMBIFORMES | | | |
| | COLUMBIDAE (duiven) | | | |
| Bolles laurierduif | <i>Columba bollii</i> | | | x |
| Laurierduif | <i>Columba junoniae</i> | | | x |
| Rotsduif | <i>Columba livia</i> | | | x |
| Holenduif | <i>Columba oenas</i> | | | x |
| Houtduif | <i>Columba palumbus</i> | | | x |
| Trocazduif | <i>Columba trocaz</i> | | | x |
| Turkse tortel | <i>Streptopelia decaocto</i> | | | x |
| Oosterse tortel | <i>Streptopelia orientalis</i> | | | x |
| Palmtortel | <i>Streptopelia senegalensis</i> | | | x |
| Zomertortel | <i>Streptopelia turtur</i> | | | x |
| | PTEROCLIDIDAE (zandhoenders) | | | |
| Witbuikzandhoen | <i>Pterocles alchata</i> | | | x |
| Zwartbuikzandhoen | <i>Pterocles orientalis</i> | | | x |
| Woestijnzandhoen | <i>Pterocles senegallus</i> | | | x |
| Steppehoen | <i>Syrhaptes paradoxus</i> | | | x |
| | CUCULIFORMES | | | |
| | CUCULIDAE | | | |
| | (koekoeken) | | | |
| Kuifkoekoek | <i>Clamator glandarius</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|-------------------------|----------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Geelsnavelkoekoek | <i>Coccyzus americanus</i> | | | x |
| Zwartsnavelkoekoek | <i>Coccyzus erythrophthalmus</i> | | | x |
| Koekoek | <i>Cuculus canorus</i> | | | x |
| | STRIGIFORMES | | | |
| | STRIGIDAE (uilen) | | | |
| Ruigpootuil | <i>Aegolius funereus</i> | | | x |
| Afrikaanse velduil | <i>Asio capensis</i> | | | x |
| Velduil | <i>Asio flammeus</i> | | x | x |
| Ransuil | <i>Asio otus</i> | | | x |
| Stenuil | <i>Athene noctua</i> | | | x |
| Oehoe | <i>Bubo bubo</i> | | | x |
| Dwerguil | <i>Glaucidium passerinum</i> | | | x |
| Sneeuwuil | <i>Nyctea scandiaca</i> | | | x |
| Dwergooruil | <i>Otus scops</i> | | | x |
| Bosuil | <i>Strix aluco</i> | | | x |
| Laplanduil | <i>Strix nebulosa</i> | | | x |
| Oeraluil | <i>Strix uralensis</i> | | | x |
| Sperveruil | <i>Surnia ulula</i> | | | x |
| | TYTONIDAE (kerkuilen) | | | |
| Kerkuil | <i>Tyto alba</i> | | | x |
| | CAPRIMULGIFORMES | | | |
| | CAPRIMULGIDAE (nachtzwaluwen) | | | |
| Egyptische nachtzwaluw | <i>Caprimulgus aegyptius</i> | | | x |
| Nachtzwaluw | <i>Caprimulgus europaeus</i> | | x | x |
| Moorse nachtzwaluw | <i>Caprimulgus ruficollis</i> | | | x |
| Amerikaanse nachtzwaluw | <i>Chordeiles minor</i> | | | x |
| | APODIFORMES | | | |
| | APODIDAE | | | |
| | (gierzwaluwen) | | | |
| Huisgierzwaluw | <i>Apus affinis</i> | | | x |
| Gierzwaluw | <i>Apus apus</i> | | | x |
| Kaffergierzwaluw | <i>Apus caffer</i> | | | x |
| Siberische gierzwaluw | <i>Apus pacificus</i> | | | x |
| Vale gierzwaluw | <i>Apus pallidus</i> | | | x |
| Madeiragierzwaluw | <i>Apus unicolor</i> | | | x |
| Schoorsteengierzwaluw | <i>Chaetura pelagica</i> | | | x |
| Stekelstaartgierzwaluw | <i>Hirundapus caudacutus</i> | | | x |
| Alpengierzwaluw | <i>Tachymarptis melba</i> | | | x |
| | CORACIIFORMES | | | |
| | ALCEDINIDAE | | | |
| | (ijsvogels) | | | |
| Ijsvogel | <i>Alcedo atthis</i> | | x | x |
| Bonte ijsvogel | <i>Ceryle rudis</i> | | | x |
| Smyrnaaijsvogel | <i>Halcyon smyrnensis</i> | | | x |
| Bandijsvogel | <i>Megaceryle alcyon</i> | | | x |
| | CORACIIDAE | | | |
| | (scharrelaars) | | | |
| Scharrelaar | <i>Coracias garrulus</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|----------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|------------------------------|----------------|
| | MEROPIDAE (bijeneters) | | | |
| Bijeneter | <i>Merops apiaster</i> | | | x |
| Groene bijeneter | <i>Merops persicus</i> | | | x |
| | UPUPIDAE (hoppen) | | | |
| Hop | <i>Upupa epops</i> | | | x |
| | PICIFORMES | | | |
| | PICIDAE (spechten) | | | |
| Witrugspecht | <i>Dendrocopos leucotos</i> | | | x |
| Grote bonte specht | <i>Dendrocopos major</i> | | | x |
| Middelste bonte specht | <i>Dendrocopos medius</i> | | | x |
| Kleine bonte specht | <i>Dendrocopos minor</i> | | | x |
| Syrische bonte specht | <i>Dendrocopos syriacus</i> | | | x |
| Zwarte specht | <i>Dryocopus martius</i> | | x | x |
| Draaihals | <i>Jynx torquilla</i> | | x | x |
| Drieteenspecht | <i>Picoides tridactylus</i> | | | x |
| Grijskopspecht | <i>Picus canus</i> | | | x |
| Groene specht | <i>Picus viridis</i> | | | x |
| Geelbuiksapspecht | <i>Sphyrapicus varius</i> | | | x |
| | PASSERIFORMES | | | |
| | AEGITHALIDAE (staartmezen) | | | |
| Staartmees | <i>Aegithalos caudatus</i> | | | x |
| | ALAUDIDAE (leeuwerikken) | | | |
| Veldleeuwerik | <i>Alauda arvensis</i> | | | x |
| Rosse woestijnleeuwerik | <i>Ammomanes cincturus</i> | | | x |
| Kortteenleeuwerik | <i>Calandrella brachydactyla</i> | | | x |
| Kleine kortteenleeuwerik | <i>Calandrella rufescens</i> | | | x |
| Duponts leeuwerik | <i>Chersophilus duponti</i> | | | x |
| Strandleeuwerik | <i>Eremophila alpestris</i> | | | x |
| Temminck's strandleeuwerik | <i>Eremophila bilopha</i> | | | x |
| Kuifleeuwerik | <i>Galerida cristata</i> | | | x |
| Theklaleeuwerik | <i>Galerida theklae</i> | | | x |
| Boomleeuwerik | <i>Lullula arborea</i> | | x | x |
| Bergkalanderleeuwerik | <i>Melanocorypha bimaclata</i> | | | x |
| Kalanderleeuwerik | <i>Melanocorypha calandra</i> | | | x |
| Witvleugelleeuwerik | <i>Melanocorypha leucoptera</i> | | | x |
| Zwarte leeuwerik | <i>Melanocorypha yeltoniensis</i> | | | x |
| | BOMBYCILLIDAE (pestvogels) | | | |
| Amerikaanse pestvogel | <i>Bombycilla cedrorum</i> | | | x |
| Pestvogel | <i>Bombycilla garrulus</i> | | | x |
| | CERTHIIDAE (boomkruipers) | | | |
| Boomkruiper | <i>Certhia brachydactyla</i> | | | x |
| Taigaboomkruiper | <i>Certhia familiaris</i> | | | x |
| | CINCLIDAE (waterspreeuwen) | | | |
| Waterspreeuw | <i>Cinclus cinclus</i> | | | x |
| | CORVIDAE (kraaien) | | | |
| Raaf | <i>Corvus corax</i> | | | x |
| Kraai | <i>Corvus corone</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|-------------------------|----------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Daurische kraai | <i>Corvus dauricus</i> | | | x |
| Roek | <i>Corvus frugilegus</i> | | | x |
| Kauw | <i>Corvus monedula</i> | | | x |
| Huiskraai | <i>Corvus splendens</i> | | | x |
| Blauwe ekster | <i>Cyanopica cyana</i> | | | x |
| Vlaamse gaai | <i>Garrulus glandarius</i> | | | x |
| Notenkraker | <i>Nucifraga caryocatactes</i> | | | x |
| Taigagaai | <i>Perisoreus infaustus</i> | | | x |
| Ekster | <i>Pica pica</i> | | | x |
| Alpenkauw | <i>Pyrrhonorax graculus</i> | | | x |
| Alpenkraai | <i>Pyrrhonorax pyrrhonorax</i> | | | x |
| | EMBERIZIDAE (gorzen) | | | |
| Ijsgors | <i>Calcarius lapponicus</i> | | | x |
| Roodoorgors | <i>Chondestes grammacus</i> | | | x |
| Wilgengors | <i>Emberiza aureola</i> | | | x |
| Bruinkopgors | <i>Emberiza bruniceps</i> | | | x |
| Bruinkeelortolaan | <i>Emberiza caesia</i> | | | x |
| Geelbrauwgors | <i>Emberiza chrysophrys</i> | | | x |
| Grijze gors | <i>Emberiza cia</i> | | | x |
| Smyrnagors | <i>Emberiza cineracea</i> | | | x |
| Cirgors | <i>Emberiza cirrus</i> | | | x |
| Geelgors | <i>Emberiza citrinella</i> | | | x |
| Ortolaan | <i>Emberiza hortulana</i> | | | x |
| Witkopgors | <i>Emberiza leucocephalos</i> | | | x |
| Zwartkopgors | <i>Emberiza melanocephala</i> | | | x |
| Pallas' rietgors | <i>Emberiza pallasii</i> | | | x |
| Dwerggors | <i>Emberiza pusilla</i> | | | x |
| Bosgors | <i>Emberiza rustica</i> | | | x |
| Rosse gors | <i>Emberiza rutila</i> | | | x |
| Rietgors | <i>Emberiza schoeniclus</i> | | | x |
| Maskergors | <i>Emberiza spodocephala</i> | | | x |
| Huisgors | <i>Emberiza striolata</i> | | | x |
| Grijze junco | <i>Junco hyemalis</i> | | | x |
| Zanggors | <i>Melospiza melodia</i> | | | x |
| Grauwe gors | <i>Miliaria calandra</i> | | | x |
| Savannahgors | <i>Passerculus sandwichensis</i> | | | x |
| Roodstaartgors | <i>Passerella iliaca</i> | | | x |
| Indigogors of -vink | <i>Passerina cyanea</i> | | | x |
| Roodborstkardinaal | <i>Pheucticus ludovicianus</i> | | | x |
| Roodflanktowie | <i>Pipilo erythrophthalmus</i> | | | x |
| Sneeuwgors | <i>Plectrophenax nivalis</i> | | | x |
| Witkeelgors | <i>Zonotrichia albicollis</i> | | | x |
| Witkruingors | <i>Zonotrichia leucophrys</i> | | | x |
| | FRINGILLIDAE (vinken) | | | |
| Kneu | <i>Carduelis cannabina</i> | | | x |
| Putter | <i>Carduelis carduelis</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|-------------------------|--------------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Groenling | <i>Carduelis chloris</i> | | | x |
| Barmsijs | <i>Carduelis flammea</i> | | | x |
| Frater | <i>Carduelis flavirostris</i> | | | x |
| Witstuitbarmsijs | <i>Carduelis hornemanni</i> | | | x |
| Sijs | <i>Carduelis spinus</i> | | | x |
| Roodmus | <i>Carpodacus erythrinus</i> | | | x |
| Appelvink | <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | | | x |
| Vink | <i>Fringilla coelebs</i> | | | x |
| Keep | <i>Fringilla montifringilla</i> | | | x |
| Blauwe vink | <i>Fringilla teydea</i> | | | x |
| Blauwe bisschop | <i>Guiraca caerulea</i> | | | x |
| Avonddikbek | <i>Hesperiphona vespertina</i> | | | x |
| Kruisbek | <i>Loxia curvirostra</i> | | | x |
| Witbandkruisbek | <i>Loxia leucoptera</i> | | | x |
| Grote kruisbek | <i>Loxia pytyopsittacus</i> | | | x |
| Schotse kruisbek | <i>Loxia scotica</i> | | | x |
| Haakbek | <i>Pinicola enucleator</i> | | | x |
| Goudvink | <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | | | x |
| Woestijnvink | <i>Rhodopechys githaginea</i> | | | x |
| Kanarie | <i>Serinus canaria</i> | | | x |
| Citroenkanarie | <i>Serinus citrinella</i> | | | x |
| Roodvoorhoofdkanarie | <i>Serinus pusillus</i> | | | x |
| Europese kanarie | <i>Serinus serinus</i> | | | x |
| | HIRUNDINIDAE (zwaluwen) | | | |
| Huiszwaluw | <i>Delichon urbica</i> | | | x |
| Roodstuitzwaluw | <i>Hirundo daurica</i> | | | x |
| Amerikaanse klifzwaluw | <i>Hirundo pyrrhonota</i> | | | x |
| Rotszwaluw | <i>Hirundo rupestris</i> | | | x |
| Boerenzwaluw | <i>Hirundo rustica</i> | | | x |
| Vale oeverzwaluw | <i>Riparia paludicola</i> | | | x |
| Oeverzwaluw | <i>Riparia riparia</i> | | x | x |
| Boomzwaluw | <i>Tachycineta bicolor</i> | | | x |
| | ICTERIDAE (troepialen) | | | |
| Bobolink | <i>Dolichonyx oryzivorus</i> | | | x |
| Baltimoretroepiaal | <i>Icterus galbula</i> | | | x |
| Bruinkopkoevogel | <i>Molothrus ater</i> | | | x |
| | <i>Xanthocephalus</i> | | | |
| Geelkoptroepiaal | <i>xanthocephalus</i> | | | x |
| | LANIIDAE (klauwieren) | | | |
| Grauwe klauwier | <i>Lanius collurio</i> | | x | x |
| Bruine klauwier | <i>Lanius cristatus</i> | | | x |
| Klapekster | <i>Lanius excubitor</i> | | | x |
| Isabelklauwier | <i>Lanius isabellinus</i> | | | x |
| Kleine klapekster | <i>Lanius minor</i> | | | x |
| Maskerklauwier | <i>Lanius nubicus</i> | | | x |
| Roodkopklauwier | <i>Lanius senator</i> | | | x |
| Zwartkruintsjagra | <i>Tbagra senegala</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|------------------------|--|------------------------------------|------------------------------|----------------|
| | MIMIDAE (spotvogels) | | | |
| Katvogel | <i>Dumetella carolinensis</i> | | | x |
| Spotlijster | <i>Mimus polyglottos</i> | | | x |
| Rosse spotlijster | <i>Toxostoma rufum</i> | | | x |
| | MOTACILLIDAE (kwikstaarten en piepers) | | | |
| Berthelots pieper | <i>Anthus bertheloti</i> | | | x |
| Duinpieper | <i>Anthus campestris</i> | | x | x |
| Roodkeelpieper | <i>Anthus cervinus</i> | | | x |
| Mongoolse pieper | <i>Anthus godlenskii</i> | | | x |
| Petsjorapieper | <i>Anthus gustavi</i> | | | x |
| Groene boompieper | <i>Anthus hodgsoni</i> | | | x |
| Oeverpieper | <i>Anthus petrosus</i> | | | x |
| Graspieper | <i>Anthus pratensis</i> | | | x |
| Grote pieper | <i>Anthus richardi</i> | | | x |
| Pacifische waterpieper | <i>Anthus rubescens</i> | | | x |
| Waterpieper | <i>Anthus spinoletta</i> | | | x |
| Boompieper | <i>Anthus trivialis</i> | | | x |
| Witte kwikstaart | <i>Motacilla alba</i> | | | x |
| Grote gele kwikstaart | <i>Motacilla cinerea</i> | | | x |
| Citroenkwikstaart | <i>Motacilla citreola</i> | | | x |
| Gele kwikstaart | <i>Motacilla flava</i> | | | x |
| | MUSCICAPIDAE (vliegenvangers) | | | |
| Withalsvliegenvanger | <i>Ficedula albicollis</i> | | | x |
| Bonte vliegenvanger | <i>Ficedula hypoleuca</i> | | | x |
| Kleine vliegenvanger | <i>Ficedula parva</i> | | | x |
| Balkanvliegenvanger | <i>Ficedula semitorquata</i> | | | x |
| Bruine vliegenvanger | <i>Muscicapa daurica</i> | | | x |
| Grauwe vliegenvanger | <i>Muscicapa striata</i> | | | x |
| | ORIOOLIDAE (wielewalen) | | | |
| Wielewaal | <i>Oriolus oriolus</i> | | | x |
| | PARIDAE (mezen) | | | |
| Zwarte mees | <i>Parus ater</i> | | | x |
| Pimpelmees | <i>Parus caeruleus</i> | | | x |
| Bruinkopmees | <i>Parus cinctus</i> | | | x |
| Kuifmees | <i>Parus cristatus</i> | | | x |
| Azuurmees | <i>Parus cyanus</i> | | | x |
| Rouwmees | <i>Parus lugubris</i> | | | x |
| Koolmees | <i>Parus major</i> | | | x |
| Matkop | <i>Parus montanus</i> | | | x |
| Glanskop | <i>Parus palustris</i> | | | x |
| | PARULIDAE (woudzangers) | | | |
| Kastanjezanger | <i>Dendroica castanea</i> | | | x |
| Geelstuitzanger | <i>Dendroica coronata</i> | | | x |
| Sparrezanger | <i>Dendroica fusca</i> | | | x |
| Magnoliazanger | <i>Dendroica magnolia</i> | | | x |
| Roestflankzanger | <i>Dendroica pensylvanica</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|------------------------------|----------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Gele zanger | <i>Dendroica petechia</i> | | | x |
| Zwartkopzanger | <i>Dendroica striata</i> | | | x |
| Tijgerzanger | <i>Dendroica tigrina</i> | | | x |
| Gekraagde groene zanger | <i>Dendroica virens</i> | | | x |
| Gewone maskerzanger | <i>Geothlypis trichas</i> | | | x |
| Bonte zanger | <i>Mniotilta varia</i> | | | x |
| Brilparula- of blauwe zanger | <i>Parula americana</i> | | | x |
| Ovenvogel | <i>Seiurus aurocapillus</i> | | | x |
| Louisianawaterlijster | <i>Seiurus motacilla</i> | | | x |
| Noordse waterlijster | <i>Seiurus noveboracensis</i> | | | x |
| Amerikaanse roodstaart | <i>Setophaga ruticilla</i> | | | x |
| Geelvlugelzanger | <i>Vermivora chrysoptera</i> | | | x |
| Tennesseezanger | <i>Vermivora peregrina</i> | | | x |
| Kapzanger | <i>Wilsonia citrina</i> | | | x |
| Wilsons zanger | <i>Wilsonia pusilla</i> | | | x |
| | PASSERIDAE (mussen) | | | |
| Sneeuwvink | <i>Montifringilla nivalis</i> | | | x |
| Huisbus | <i>Passer domesticus</i> | | | x |
| Spaanse mus | <i>Passer hispaniolensis</i> | | | x |
| Moabmus | <i>Passer moabiticus</i> | | | x |
| Ringmus | <i>Passer montanus</i> | | | x |
| Rotsmus | <i>Petronia petronia</i> | | | x |
| | PRUNELLIDAE (heggemussen) | | | |
| Zwartkeelheggemus | <i>Prunella atrogularis</i> | | | x |
| Alpenheggemus | <i>Prunella collaris</i> | | | x |
| Heggemus | <i>Prunella modularis</i> | | | x |
| Bergheggemus | <i>Prunella montanella</i> | | | x |
| | PYCNONOTIDAE (buulbuuls) | | | |
| Grauwe buulbuul | <i>Pycnonotus barbatus</i> | | | x |
| | REMIZIDAE (buidelmezen) | | | |
| Buidelmees | <i>Remiz pendulinus</i> | | | x |
| | SITTIDAE (boomklevers) | | | |
| Canadese boomklever | <i>Sitta canadensis</i> | | | x |
| Boomklever | <i>Sitta europaea</i> | | | x |
| Turkse boomklever | <i>Sitta krueperi</i> | | | x |
| Rotsklever | <i>Sitta neumayer</i> | | | x |
| Corsicaanse boomklever | <i>Sitta whiteheadi</i> | | | x |
| | STURNIDAE (spreeuwen) | | | |
| Roze spreeuw | <i>Sturnus roseus</i> | | | x |
| Zwarte spreeuw | <i>Sturnus unicolor</i> | | | x |
| Spreeuw | <i>Sturnus vulgaris</i> | | | x |
| | SYLVIIDAE (zangers) | | | |
| Diksnavelrietzanger | <i>Acrocephalus aedon</i> | | | x |
| Veldrietzanger | <i>Acrocephalus agricola</i> | | | x |
| Grote karekiet | <i>Acrocephalus arundinaceus</i> | | x | x |
| Struikrietzanger | <i>Acrocephalus dumetorum</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|-----------------------------|-----------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Zwartkoprietzanger | <i>Acrocephalus melanopogon</i> | | | x |
| Waterrietzanger | <i>Acrocephalus paludicola</i> | | | x |
| Bosrietzanger | <i>Acrocephalus palustris</i> | | | x |
| Rietzanger | <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> | | x | x |
| Kleine karekiet | <i>Acrocephalus scirpaceus</i> | | | x |
| Cetti's zanger | <i>Cettia cetti</i> | | | x |
| Gewone graszanger | <i>Cisticola juncidis</i> | | | x |
| Kleine spotvogel | <i>Hippolais caligata</i> | | | x |
| Spotvogel | <i>Hippolais icterina</i> | | | x |
| Griekse spotvogel | <i>Hippolais olivetorum</i> | | | x |
| Vale spotvogel | <i>Hippolais pallida</i> | | | x |
| Orpheusspotvogel | <i>Hippolais polyglotta</i> | | | x |
| Siberische sprinkhaanzanger | <i>Locustella certhiola</i> | | | x |
| Grote krekeltzanger | <i>Locustella fasciolata</i> | | | x |
| Krekeltzanger | <i>Locustella fluviatilis</i> | | | x |
| Kleine sprinkhaanzanger | <i>Locustella lanceolata</i> | | | x |
| Snor | <i>Locustella luscinioides</i> | | x | x |
| Sprinkhaanzanger | <i>Locustella naevia</i> | | | x |
| Bergfluitier | <i>Phylloscopus bonelli</i> | | | x |
| Noordse boszanger | <i>Phylloscopus borealis</i> | | | x |
| Tjiftjaf | <i>Phylloscopus collybita</i> | | | x |
| Kroonboszanger | <i>Phylloscopus coronatus</i> | | | x |
| Bruine boszanger | <i>Phylloscopus fuscatus</i> | | | x |
| Bladkoning | <i>Phylloscopus inornatus</i> | | | x |
| Dwergtjiftjaf | <i>Phylloscopus neglectus</i> | | | x |
| Pallas' boszanger | <i>Phylloscopus proregulus</i> | | | x |
| Radde's boszanger | <i>Phylloscopus schwarzi</i> | | | x |
| Fluiter | <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | | | x |
| Grauwe fitis | <i>Phylloscopus trochiloides</i> | | | x |
| Fitis | <i>Phylloscopus trochilus</i> | | | x |
| Vuurgoudhaantje | <i>Regulus ignicapillus</i> | | | x |
| Goudhaantje | <i>Regulus regulus</i> | | | x |
| Canarisch goudhaantje | <i>Regulus teneriffae</i> | | | x |
| Zwartkop | <i>Sylvia atricapilla</i> | | | x |
| Tuinfluitier | <i>Sylvia borin</i> | | | x |
| Baardgrasmus | <i>Sylvia cantillans</i> | | | x |
| Grasmus | <i>Sylvia communis</i> | | | x |
| Brilgrasmus | <i>Sylvia conspicillata</i> | | | x |
| Braamsluiper | <i>Sylvia curruca</i> | | | x |
| Atlasgrasmus | <i>Sylvia deserticola</i> | | | x |
| Orpheusgrasmus | <i>Sylvia hortensis</i> | | | x |
| Kleine zwartkop | <i>Sylvia melanocephala</i> | | | x |
| Ménétries' zwartkop | <i>Sylvia mystacea</i> | | | x |
| Woestijngrasmus | <i>Sylvia nana</i> | | | x |
| Sperwergrasmus | <i>Sylvia nisoria</i> | | | x |
| Rüppells grasmus | <i>Sylvia rueppelli</i> | | | x |
| Sardinijs grasmus | <i>Sylvia sarda</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|----------------------------|---|---|---------------------------------------|------------------------|
| Provençaalse grasmus | <i>Sylvia undata</i> THRAUPIDAE (tangare's) | | | x |
| Zwartvleugeltangare | <i>Piranga olivacea</i> | | | x |
| Zomertangare | <i>Piranga rubra</i> TICHODROMADIDAE (rotskruipers) | | | x |
| Rotskruiper | <i>Tichodroma muraria</i> TIMALIIDAE (timalia's) | | | x |
| Baardmannetje | <i>Panurus biarmicus</i> TROGLODYTIDAE (winterkoningen) | | | x |
| Winterkoning | <i>Troglodytes troglodytes</i> TURDIDAE (lijsters, tapuiten en roodstaarten) | | | x |
| Veei | <i>Catharus fuscescens</i> | | | x |
| Heremietlijster | <i>Catharus guttatus</i> | | | x |
| Grijswangdwerglijster | <i>Catharus minimus</i> | | | x |
| Amerikaanse boslijster | <i>Catharus mustelinus</i> | | | x |
| Dwerglijster | <i>Catharus ustulatus</i> | | | x |
| Rosse waaierstaart | <i>Cercotrichas galactotes</i> | | | x |
| Roodborst | <i>Erethacus rubecula</i> | | | x |
| Perzische roodborst | <i>Irania gutturalis</i> | | | x |
| Roodkeelnachtegaal | <i>Luscinia calliope</i> | | | x |
| Noordse nachtegaal | <i>Luscinia luscinia</i> | | | x |
| Nachtegaal | <i>Luscinia megarhynchos</i> | | | x |
| Blauwborst | <i>Luscinia svecica</i> | | x | x |
| Rode rotslijster | <i>Monticola saxatilis</i> | | | x |
| Blauwe rotslijster | <i>Monticola solitarius</i> | | | x |
| Woestijntapuit | <i>Oenanthe deserti</i> | | | x |
| Finsch' tapuit | <i>Oenanthe finschii</i> | | | x |
| Blonde tapuit | <i>Oenanthe hispanica</i> | | | x |
| Isabeltapuit | <i>Oenanthe isabellina</i> | | | x |
| Witkruintapuit | <i>Oenanthe leucopyga</i> | | | x |
| Zwarte tapuit | <i>Oenanthe leucura</i> | | | x |
| Tapuit | <i>Oenanthe oenanthe</i> | | x | x |
| Bonte tapuit | <i>Oenanthe pleschanka</i> | | | x |
| Diadeemroodstaart | <i>Phoenicurus moussieri</i> | | | x |
| Zwarte roodstaart | <i>Phoenicurus ochruros</i> | | | x |
| Gekraagde roodstaart | <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | | | x |
| Canarische roodborsttapuit | <i>Saxicola dacotiae</i> | | | x |
| Paapje | <i>Saxicola rubetra</i> | | x | x |
| Roodborsttapuit | <i>Saxicola torquata</i> | | x | x |
| Blauwstaart | <i>Tarsiger cyanurus</i> | | | x |
| Koperwiek | <i>Turdus iliacus</i> | | | x |
| Merel | <i>Turdus merula</i> | | | x |
| Roodborstlijster | <i>Turdus migratorius</i> | | | x |
| Naumanns lijster | <i>Turdus naumanni</i> | | | x |
| Vale lijster | <i>Turdus obscurus</i> | | | x |
| Zanglijster | <i>Turdus philomelos</i> | | | x |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Natura 2000 niet- broedvogel | Natura 2000 broedvogel | Ffw - vogel |
|------------------------------|-------------------------------|---|---------------------------------------|------------------------|
| Kramsvogel | <i>Turdus pilaris</i> | | | x |
| Atrogularis zwartkeellijster | <i>Turdus ruficollis</i> | | | x |
| Ruficollis roodkeellijster | <i>Turdus ruficollis</i> | | | x |
| Beflijster | <i>Turdus torquatus</i> | | | x |
| Tickells lijster | <i>Turdus unicolor</i> | | | x |
| Grote lijster | <i>Turdus viscivorus</i> | | | x |
| Goudlijster | <i>Zoothera dauma</i> | | | x |
| Bonte lijster | <i>Zoothera naevia</i> | | | x |
| Siberische lijster | <i>Zoothera sibirica</i> | | | x |
| | TYRANNIDAE | | | |
| Phoebetiran | <i>Sayornis phoebe</i> | | | x |
| | VIREONIDAE (vireo's) | | | |
| Geelborstvireo | <i>Vireo flavifrons</i> | | | x |
| Roodoogvireo | <i>Vireo olivaceus</i> | | | x |
| Philadelphiavireo | <i>Vireo philadelphicus</i> | | | x |

Bijlage 6 – Samenvatting resultaten vogels

Resultaten over met onderzoek vastgestelde mortaliteit en verstoring bij vogels; verstoringsgevoeligheid: (x): niet tot licht gevoelig, x: matig tot sterk gevoelig, +: gevoelig; verstoringsafstanden (minimaal – maximaal, gemiddeld) in meters en maximale procentuele afname; bron: 1:Dürr (2008a); 2: Everaert et al. (2002) en Everaert & Stienen (2007); 3: Hötter 2006 (aangevuld met Hötter et al. 2004/2006; 4: Langston & Pullan (2003); 5: Lawrence et al. (2007); 6: Percival (2003); 7:Lekuona & Ursua (2007); 8: Stewart et al. (2007); 9: Witte & Van Lieshout (2003) en 10: Winkelman (1992d); nota bene: de resultaten van locatiespecifiek onderzoek kunnen afwijken van die in onderstaande tabel; ook niet in deze tabel genoemde soorten kunnen slachtoffer blijken te zijn; * door LAG-VSW (2007) wordt voor deze soort(groep)en aanbevolen grote(re) afstanden aan te houden.

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings-slachtoffer | verstorings-gevoeligheid broedvogels | verstorings-afstand broedvogels | verstorings-gevoeligheid niet-broedvogels | verstorings-afstand niet-broedvogels | barrière-werking niet-broedvogels | bron |
|---------------------|-------------------------------|--|--------------------------------------|---------------------------------|---|--------------------------------------|-----------------------------------|-------------|
| | GAVIIDAE (duikers) | x | | | + | | | 4 |
| Roodkeelduiker | <i>Gavia stellata</i> | x | (x) | ? | | | | 1,9 |
| | PODICIPEDIDAE (futen) | | | | + | | | 4 |
| Fuut | <i>Podiceps cristatus</i> | | | | (x) | 50-150; max. 250 | | 2,9,10 |
| Dodaars | <i>Tachybaptus ruficollis</i> | | | | (x) | 60 | | 9 |
| Noordse stormvogel | <i>Fulmarus glacialis</i> | x | | | | | | 5 |
| Aalscholver * | <i>Phalacrocorax carbo</i> | x | | | (x) | 25-50 | + | 1,2,3,4,5,9 |
| | SULIDAE (Jan-van-Genten) | x | | | | | | 4 |
| Jan-van-Gent | <i>Morus bassanus</i> | x | | | | | | 5 |
| | CICONIIFORMES | x | | | | | | 4 |
| | ARDEIDAE (reigers) * | x | | | | | | 4 |
| Blauwe reiger | <i>Ardea cinerea</i> | x | | | (x) | >60-200; gem. 65 (42%) | + | 1,2,3,7,9 |
| Kleine zilverreiger | <i>Egretta garzetta</i> | | | | + | 100-250 | | 2,9 |
| Ooievaar * | <i>Ciconia ciconia</i> | x | | | | | + | 1,3,7 |
| Zwarte ooievaar * | <i>Ciconia nigra</i> | x | | | | | + | 3,7 |
| Lepelaar | <i>Platalea leucorodia</i> | | | | + | 200-250 | | 2,9 |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings- slachtoffer | verstoring- gevoeligheid broedvogels | verstoring- afstand broedvogels | verstoring- gevoeligheid niet- broedvogels | verstoring- afstand niet- broedvogels | barrière- werking niet- broedvogels | bron |
|------------------|--|--|--|---------------------------------------|---|---|---|--------------|
| Roerdomp * | <i>Botaurus stellaris</i> | | | | | | | |
| Wouwaapje * | <i>Ixobrychus minutus</i> | | | | | | | |
| | ANSERIFORMES | | | | x | | | 8 |
| | ANATIDAE (eenden, ganzen en zwanen) | x | | | | | | 4,6 |
| | ZEE-EENDEN | | | | (x) | mogelijk 150 (80%) | | |
| | DUIKEENDEN | | | | x | 150; gem. 219 (80%) | | 3,9 |
| | GRONDEL- ZWEMEENDEN | | | | x | 300 (60%) | | 3,9 |
| | EENDEN | | (x) | ? | + | 0-300 | - / + | 3,4,6,9,10 |
| | ZWANEN | | | | (x)-x | 0; gem. 150 | | 3,4,10 |
| | GANZEN | | | | (x)-x | 0-850; gem. 373 | + | 3,4,10 |
| | ZAAGBEKKEN | | | | (x) | 150 (80%) | | 9 |
| Pijlstaart | <i>Anas acuta</i> | | | | + | 100-250 | | 2 |
| Slobeend | <i>Anas chryseata</i> | x | | | + | 100-300 (60%) | | 1,2 |
| Wintertaling | <i>Anas crecca</i> | x | | | + | 100-250 (60%) | | 1,9 |
| Smient | <i>Anas penelope</i> | | | | x | 100-400; gem. 311 (90%) | + | 2,3,9 |
| Wilde eend | <i>Anas platyrhynchos</i> | x | (x) | gem. 103 | (x) | 100-500; gem. 161(70%) | + (41%) | 1,2,3,6,9,10 |
| Krakeend | <i>Anas strepera</i> | x | | | + | 150-300 (60%) | | 1,2,9 |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings-slachtoffer | verstoring-gevoeligheid broedvogels | verstoring-afstand broedvogels | verstoring-gevoeligheid niet-broedvogels | verstoring-afstand niet-broedvogels | barrière-werking niet-broedvogels | bron |
|-------------------|--|--|-------------------------------------|--------------------------------|--|-------------------------------------|-----------------------------------|-----------|
| Kolgans | <i>Anser albifrons</i> | x | | | + | 600 (50%) | + | 3,9 |
| Grauwe gans | <i>Anser anser</i> | x | | | + | 300 (60%) | + | 1,3,9 |
| Kleine rietgans | <i>Anser brachyrhynchus</i> | x | | | + | 0-400 (95%) | | 5,6,9 |
| Rietgans | <i>Anser fabalis</i> | x | | | + | 200 (60%) | + | 1,3,9 |
| Tafeleend | <i>Aythya ferina</i> | | | | + | 100-300 (80%) | + | 2,3,6,10 |
| Kuifeend | <i>Aythya fuligula</i> | x | | | (x) | 100-250 (90%) | + | 1,2,3,10 |
| Toppereend | <i>Aythya marila</i> | | | | + | 0-150 (80%) | | 2,10 |
| Rotgans | <i>Branta bernicla</i> | | (x) | <25-? | + | 300 (60%) | | 9 |
| Brandgans | <i>Branta leucopsis</i> | | | | + | 400-600 (60%) | + | 1,3,6,9 |
| Brilduiker | <i>Bucephala clangula</i> | | | | + | 0-300 (80%) | | 6,9,10 |
| Ijseend | <i>Clangula hyemalis</i> | | | | (x) | | | 4 |
| Wilde zwaan | <i>Cygnus cygnus</i> | x | | | + | max. 500 (60%) | | 1,6,9,10 |
| Knobbelzwaan | <i>Cygnus olor</i> | x | | | + | 150-200 (75%) | | 1,9 |
| | ZAAGBEKKEN | | | | (x) | 150 (80%) | | |
| Middelste zaagbek | <i>Mergus serrator</i> | | | | + | 100 | | 2 |
| Eidereend | <i>Somateria mollissima</i> | x | | | (x) | 50-150 (80%) | + | 2,5,6,9 |
| Bergeend | <i>Tadorna tadorna</i> | x | | | (x) | 100-300 (60) | | 1,2 |
| | ROOFVOGELS TOTAAL | x | (x) | <100 | + | 50-100 | + | 3,4,6,8,9 |
| | ACCIPITRIDAE (roofvogels anders dan valken en de visarend) | x | | | (x) | | | 9 |
| Havik | <i>Accipiter gentilis</i> | x | | | | | + | 1 |
| Sperwer | <i>Accipiter nisus</i> | x | | | | | + | 1,3,7 |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings- slachtoffer | verstoring- gevoeligheid broedvogels | verstoring- afstand broedvogels | verstoring- gevoeligheid niet- broedvogels | verstoring- afstand niet- broedvogels | barrière- werking niet- broedvogels | bron |
|---------------------|-----------------------------|--|--|---------------------------------------|---|---|---|---------|
| Steenarend | <i>Aquila chrysaetos</i> | x | | | | | | 6,7 |
| Schreeuwarend * | <i>Aquila pomarina</i> | | | | | | | |
| Buizerd | <i>Buteo buteo</i> | x | (x) | | (x) | gem. 50 (max. 150) | + | 1,3,7 |
| Ruigpootbuizerd | <i>Buteo lagopus</i> | x | | | | | | 1 |
| Arendbuizerd | <i>Buteo rufinus</i> | | | | | | | |
| Slangearend | <i>Circaetus gallicus</i> | x | | | | | + | 3,6 |
| Bruine kiekendief * | <i>Circus aeruginosus</i> | x | | | | | + | 1,3,7 |
| Blauwe kiekendief * | <i>Circus cyaneus</i> | x | | | | | + | 3,7 |
| Grauwe kiekendief * | <i>Circus pygargus</i> | x | | | | | | 1 |
| Vale gier | <i>Gyps fulvus</i> | x | | | | | + | 3,6,7 |
| Zeearend * | <i>Haliaeetus albicilla</i> | x | | | | | | 1 |
| Dwergarend | <i>Hieraaetus pennatus</i> | x | | | | | | 4,7 |
| Zwarte wouw * | <i>Milvus migrans</i> | x | | | | | + | 1,3,7 |
| Rode wouw * | <i>Milvus milvus</i> | x | | | (x) | | + | 1,3,7 |
| Wespendief | <i>Pernis apivorus</i> | | | | | | + | 3 |
| Smelleken | <i>Falco columbarius</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Kleine torenvalk | <i>Falco naumanni</i> | x | | | | | | 7 |
| Slechtvalk * | <i>Falco peregrinus</i> | x | | | | | + | 3,6 |
| Boomvalk * | <i>Falco subbuteo</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Torenvalk | <i>Falco tinnunculus</i> | x | | | (x) | gem. 26 (max. 150) | + | 1,3,6,7 |
| Visarend * | <i>Pandion haliaeetus</i> | | | | | | | |
| Rode patrijs | <i>Alectoris rufa</i> | x | | | | | | 7 |
| Kwartel | <i>Coturnix coturnix</i> | | (x) | 300 | | | | 3,9 |
| Patrijs | <i>Perdix perdix</i> | x | (x) | 100-200; gem. 125 | (x) | 30 | | 1,3,9 |
| Fazant | <i>Phasianus colchicus</i> | x | | | | | | 1,7 |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings-slachtoffer | verstoring-gevoeligheid broedvogels | verstoring-afstand broedvogels | verstoring-gevoeligheid niet-broedvogels | verstoring-afstand niet-broedvogels | barrière-werking niet-broedvogels | bron |
|------------------|----------------------------------|--|-------------------------------------|--------------------------------|--|-------------------------------------|-----------------------------------|--------------------|
| | TETRAONIDAE (ruigpoothoenders) * | x | | | + | | | 4 |
| Moerassneeuwhoen | <i>Lagopus lagopus</i> | x | (x) | 0 | | | | 4,6 |
| Korhoen | <i>Tetrao tetrix</i> | x | | | | | | |
| | GRUIDAE (kraanvogels) | x | | | + | | | 4 |
| Kraanvogel * | <i>Grus grus</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| | OTIDIDAE (trappen) | x | | | + | | | 4 |
| Kwartelkoning * | <i>Crex crex</i> | | (x) | 300 | | | | 9 |
| Meerkoet | <i>Fulica atra</i> | x | | | (x) | 20-250; gem. 136 (90%) | | 1,3,9,10 |
| Waterhoen | <i>Gallinula chloropus</i> | x | | | (x) | 150 | | 6,9 |
| Waterral | <i>Rallus aquaticus</i> | x | | | | | | 1 |
| | CHARADRIIFORMES | x | (x) | 0 | x | | | 4,6,8 |
| | ALCIDAE (alken) | x | | | + | | | 4 |
| Zeekoet | <i>Uria aalge</i> | x | | | | | | 1,4 |
| | STELTLOPERS | x | x - (x) | <500 | + | 0-800 (90%) | - | 3,4,6,7,9,10 |
| | CHARADRIIDAE (plevieren) | | | | | | | |
| Strandplevier | <i>Charadrius alexandrinus</i> | | (x) | <50-200 | + | <10 | | 2,4,9 |
| Kleine plevier | <i>Charadrius dubius</i> | | | | + | 150-170 | | 9 |
| Bontbekplevier | <i>Charadrius hiaticula</i> | | (x) | >40 | + | <10-170 | | 2,4,9 |
| Goudplevier * | <i>Pluvialis apricaria</i> | x | | | x | 250-800; gem. 175 (90%); | + | 1,3,6,7,9,10 |
| Zilverplevier | <i>Pluvialis squatarola</i> | | | | + | >150-300 | | 9 |
| Kievit | <i>Vanellus vanellus</i> | x | (x) | 0-300; gem. 108 | x | 100-850; gem. 260 | + | (35%) 1,3,5,6,9,10 |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings- slachtoffer | verstoring- gevoeligheid broedvogels | verstoring- afstand broedvogels | verstoring- gevoeligheid niet- broedvogels | verstoring- afstand niet- broedvogels | barrière- werking niet- broedvogels | bron |
|--------------------|------------------------------|--|--|---------------------------------------|---|---|---|--------------------|
| | | | | | | (90%) | | |
| Scholekster | <i>Haematopus ostralegus</i> | x | (x) | 0-100; gem. 85 | (x) | 30-200; gem. 55 (70%) | | 1,2,3,4,9,10 |
| | LARIDAE (meeuwen) * | x | (x) | 0 | + | 0-800; gem. 120 (60%) | - | 2,3,4,6,9,10 |
| Zilvermeeuw | <i>Larus argentatus</i> | x | (x) | <50-100 | (x) | <500; gem. 285 (95%) | + | 1,3,9,10 |
| Stormmeeuw | <i>Larus canus</i> | x | | | (x) | 100-500; gem. 113 (95%) | + | 1,3,9,10 |
| Kleine mantelmeeuw | <i>Larus fuscus</i> | x | (x) | <50-100 | | | | 1,9 |
| Grote mantelmeeuw | <i>Larus marinus</i> | x | | | | | | |
| Kokmeeuw | <i>Larus ridibundus</i> | x | | | x | 100-850; gem. 97 (60%) | + | 1,3,9,10 |
| | | | | | | | | |
| Drieteenmeeuw | <i>Rissa tridactyla</i> | x | | | | | | |
| Bonte strandloper | <i>Calidris alpina</i> | | | | + | 150-250 | | 2,9 |
| Paarse strandloper | <i>Calidris maritima</i> | | | | (x) | 0 | | 5,9 |
| Watersnip | <i>Gallinago gallinago</i> | x | | | x | gem. 403 | + (31%) | 1,3,6,10 |
| Rosse grutto | <i>Limosa lapponica</i> | | | | + | 200 | | 9 |
| Grutto | <i>Limosa limosa</i> | | (x) | 0-200; gem. 436 | + | 200 | | 2,3,4,9,10 |
| Wulp | <i>Numenius arquata</i> | x | (x) | 75-150; gem. 163 | (x) | 100-750; gem. 212 (95%) | + (62%) | 2,3,4,5,6,9, 10 |
| Kemphaan | <i>Philomachus pugnax</i> | | | | + | 200 (90%) | | 9 |
| Houtsnip | <i>Scolopax rusticola</i> | x | | | | | | |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings-slachtoffer | verstoring-gevoeligheid broedvogels | verstoring-afstand broedvogels | verstoring-gevoeligheid niet-broedvogels | verstoring-afstand niet-broedvogels | barrière-werking niet-broedvogels | bron |
|------------------|---------------------------------|--|-------------------------------------|--------------------------------|--|-------------------------------------|-----------------------------------|------------|
| Tureluur | <i>Tringa totanus</i> | x | (x) | 0-200; gem. 183 | (x) | 50 | | 3,4,6,9,10 |
| Blonde ruiter | <i>Tryngites subruficollis</i> | | | | | | | |
| Kleine jager | <i>Stercorarius parasiticus</i> | | (x) | ? | | | | 4,9 |
| Middelste jager | <i>Stercorarius pomarius</i> | | | | | | | |
| | STERNIS & MEEUWEN | x | | | | | - / + | 3,4 |
| | STERNIDAE (sterns) * | x | | | (x) | <10-50 | | 2,6 |
| Zwarte stern | <i>Chlidonias niger</i> | x | | | (+) | mogelijk 100 (60%) | | 1 |
| Dwergstern | <i>Sterna albifrons</i> | x | (x) | 50-200 | | | | 1,2,4,9 |
| Visdief | <i>Sterna hirundo</i> | x | (x) | >30 | + | 150-200 (60%) | + | 1,2,3,9,4 |
| Grote stern | <i>Sterna sandvicensis</i> | | (x) | >100 | | | + | 2,3,4 |
| | COLUMBIDAE (duiven) | x | | | | 100-500 (95%) | - | 3,10 |
| Rotsduif | <i>Columba livia</i> | x | | | | | | 1 |
| Holenduif | <i>Columba oenas</i> | x | | | | | + | 1,3,7 |
| Houtduif | <i>Columba palumbus</i> | x | | | (x) | (100); gem. 160 | + | 1,3,6,7,9 |
| Turkse tortel | <i>Streptopelia decaocto</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Zomertortel | <i>Streptopelia turtur</i> | x | | | | | | 7 |
| Koekoek | <i>Cuculus canorus</i> | x | | | | | | 1,7 |
| | STRIGIDAE (uilen) | x | | | | | | 4 |
| Velduil * | <i>Asio flammens</i> | x | | | | | | 1 |
| Ransuil | <i>Asio otus</i> | x | | | | | | 1,7 |
| Oehoe * | <i>Bubo bubo</i> | x | | | | | | 1,7 |
| Kerkuil | <i>Tyto alba</i> | x | | | | | | 1 |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings-slachtoffer | verstoring-gevoeligheid broedvogels | verstoring-afstand broedvogels | verstoring-gevoeligheid niet-broedvogels | verstoring-afstand niet-broedvogels | barrière-werking niet-broedvogels | bron |
|---------------------|----------------------------------|--|-------------------------------------|--------------------------------|--|-------------------------------------|-----------------------------------|-----------|
| Nachtzwaluw | <i>Caprimulgus europaeus</i> | x | | | | | | 7 |
| Gierzwaluw | <i>Apus apus</i> | x | | | | | + | 1,3,7 |
| Alpengierzwaluw | <i>Tachymarptis melba</i> | x | | | | | | 1,7 |
| Bijeneter | <i>Merops apiaster</i> | x | | | | | + | 3,7 |
| Hop | <i>Upupa epops</i> | x | | | | | | 7 |
| Grote bonte specht | <i>Dendrocopos major</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Groene specht | <i>Picus viridis</i> | x | | | | | | 1 |
| Geelbuiksapspecht | <i>Sphyrapicus varius</i> | | | | | | | |
| | PASSERIFORMES | x | (x) | 0-80 | (x) | | + | 3,4,6,8,9 |
| Staartmees | <i>Aegithalos caedatus</i> | | | | | | + | 3 |
| Veldleeuwerik | <i>Alauda arvensis</i> | x | (x) | <50-250; gem. 93 | (x) | gem. 38 | + (26%) | 1,3,4,7,9 |
| Kortteenleeuwerik | <i>Calandrella brachydactyla</i> | x | | | | | | 7 |
| Strandleeuwerik | <i>Eremophila alpestris</i> | x | | | | | | 1 |
| Kuifleeuwerik | <i>Galerida cristata</i> | x | | | | | | 7 |
| Boomleeuwerik | <i>Lullula arborea</i> | x | | | | | + | 1,3,7 |
| Witvleugelleeuwerik | <i>Melanocorypha leucoptera</i> | x | | | | | | 7 |
| Waterspreeuw | <i>Cinclus cinclus</i> | | (x) | <100 | | | | 9 |
| Raaf | <i>Corvus corax</i> | x | | | | | | 1 |
| Kraai | <i>Corvus corone</i> | x | (x) | <50 | (x) | 0-450; gem. 53; 0% | + | 1,3,9 |
| Roek | <i>Corvus frugilegus</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Kauw | <i>Corvus monedula</i> | x | | | | | + | 3 |
| Vlaamse gaai | <i>Garrulus glandarius</i> | x | (x) | <50 | | | | 1,9 |
| Ekster | <i>Pica pica</i> | x | (x) | <50 | | | | 1,7,9 |
| | EMBERIZIDAE (gorzen) | x | | | | | - | 10 |
| Geelgors | <i>Emberiza citrinella</i> | x | (x) | <50; gem. 89 | | | + | 1,3,9 |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings-slachtoffer | verstoring-gevoeligheid broedvogels | verstoring-afstand broedvogels | verstoring-gevoeligheid niet-broedvogels | verstoring-afstand niet-broedvogels | barrière-werking niet-broedvogels | bron |
|------------------|--|--|-------------------------------------|--------------------------------|--|-------------------------------------|-----------------------------------|---------|
| Rietgors | <i>Emberiza schoeniclus</i> | | (x) | <150; gem. 56 | | | + | 3 |
| Grauwe gors | <i>Miliaria calandra</i> | x | | gem. 94 | | | | 1 |
| | FRINGILLIDAE (vinken) | x | | gem. 104 (max. 130) | | gem. 58 | | 3 |
| Kneu | <i>Carduelis cannabina</i> | x | (x) | 100-200; gem. 135 | | | + (53%) | 1,3,7,9 |
| Putter | <i>Carduelis carduelis</i> | x | | | | | + | 3 |
| Groenling | <i>Carduelis chloris</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Frater | <i>Carduelis flavirostris</i> | x | | | | | | 1 |
| Sijs | <i>Carduelis spinus</i> | | | | | | + | 3 |
| Appelvink | <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | | | | | | + | 3 |
| Vink | <i>Fringilla coelebs</i> | x | (x) | | | | + | 1,3,7 |
| Keep | <i>Fringilla montifringilla</i> | | | | | | + | 3 |
| Kruisbek | <i>Loxia curvirostra</i> | x | | | | | | 7 |
| Europese kanarie | <i>Serinus serinus</i> | | | | | | + | 3 |
| Huiswaluw | <i>Delichon urbica</i> | x | | | | | + | 1,3,7 |
| Boerenwaluw | <i>Hirundo rustica</i> | x | | | | | + | 1,3,7 |
| Grauwe klauwier | <i>Lanius collurio</i> | x | | | | | | 1 |
| Bruine klauwier | <i>Lanius cristatus</i> | | | | | | | |
| Klapekster | <i>Lanius excubitor</i> | x | | | | | + | 3,7 |
| | MOTACILLIDAE (kwikstaarten en piepers) | x | | | | | + (25%) | 3,10 |
| Duinpieper | <i>Anthus campestris</i> | x | | | | | | 7 |
| Roodkeelpieper | <i>Anthus cervinus</i> | | | | | | + | 3 |
| Graspieper | <i>Anthus pratensis</i> | x | (x) | 0-<50; gem. 41 | | | + | 3,4,7,9 |
| Boompieper | <i>Anthus trivialis</i> | x | | | | | | 1 |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings- slachtoffer | verstoring- gevoeligheid broedvogels | verstoring- afstand broedvogels | verstoring- gevoeligheid niet- broedvogels | verstoring- afstand niet- broedvogels | barrière- werking niet- broedvogels | bron |
|-----------------------|-----------------------------------|--|--|---------------------------------------|---|---|---|--------|
| Witte kwikstaart | <i>Motacilla alba</i> | x | (x) | gem. 72 | | | + | 1,3 |
| Grote gele kwikstaart | <i>Motacilla cinerea</i> | | | | | | + | 3 |
| Citroenkwikstaart | <i>Motacilla citreola</i> | | | | | | | |
| Gele kwikstaart | <i>Motacilla flava</i> | x | (x) | <50-?; gem. 89 | | | | 1,3,9 |
| Bonte vliegenvanger | <i>Ficedula hypoleuca</i> | x | | | | | | 1 |
| Pimpelmees | <i>Parus caeruleus</i> | | (x) | | | | + | 3 |
| Koolmees | <i>Parus major</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Huisemus | <i>Passer domesticus</i> | x | | | | | | 1 |
| Ringmus | <i>Passer montanus</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Heggemus | <i>Prunella modularis</i> | | | | | | + | 3 |
| Zwarte spreeuw | <i>Sturnus unicolor</i> | x | | | | | | 7 |
| Spreeuw | <i>Sturnus vulgaris</i> | x | | 100; gem. 71 | x | gem. 30 (max. 150) | + (63%) | 1,3,10 |
| Waterrietzanger | <i>Acrocephalus paludicola</i> | | | | | | | |
| Bosrietzanger | <i>Acrocephalus palustris</i> | x | (x) | gem. 56 | | | | 1,3 |
| Rietzanger | <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> | | (x) | gem. 14 | | | | 3 |
| Kleine karekiet | <i>Acrocephalus scirpaceus</i> | | (x) | <50; gem. 56 | | | | 3,9 |
| Spotvogel | <i>Hippolais icterina</i> | | (x) | <100; gem. 40 | | | | 9 |
| Orpheusspotvogel | <i>Hippolais polyglotta</i> | x | | | | | | 1 |
| Tjiftjaf | <i>Phylloscopus collybita</i> | | (x) | <50; gem. 42 | | | | 3,9 |
| Fitis | <i>Phylloscopus trochilus</i> | x | (x) | <50; gem. 42 | | | | 3,9 |
| Vuurgoudhaantje | <i>Regulus ignicapillus</i> | x | | | | | | 1,7 |
| Goudhaantje | <i>Regulus regulus</i> | x | | | | | | 1 |
| Zwartkop | <i>Sylvia atricapilla</i> | x | | | | | | 1,7 |
| Tuinfluitier | <i>Sylvia borin</i> | x | | gem. 72 | | | | 7 |

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | vastgesteld als aanvarings-slachtoffer | verstoring-gevoeligheid broedvogels | verstoring-afstand broedvogels | verstoring-gevoeligheid niet-broedvogels | verstoring-afstand niet-broedvogels | barrière-werking niet-broedvogels | bron |
|-------------------|---|--|-------------------------------------|--------------------------------|--|-------------------------------------|-----------------------------------|-------|
| Grasmus | <i>Sylvia communis</i> | x | (x) | gem. 79 | | | | 3,7 |
| Braamsluiper | <i>Sylvia curruca</i> | x | | | | | | 1 |
| Orpheusgrasmus | <i>Sylvia hortensis</i> | x | | | | | | 7 |
| Winterkoning | <i>Troglodytes troglodytes</i> | x | (x) | <50; gem. 90 | | | | 1,3,9 |
| | TURDIDAE (lijsters, tapuiten en roodstaarten) | x | | | | | + 33% | 10 |
| Roodborst | <i>Eritbacus rubecula</i> | x | | | | | | 1,7 |
| Nachtegaal | <i>Luscinia megarhynchos</i> | | (x) | <100 | | | | 9 |
| Blauwborst | <i>Luscinia svecica</i> | | (x) | <50; gem. 63 | | | | 9 |
| Tapuit | <i>Oenanthe oenanthe</i> | x | | | | | + | 3,7 |
| Zwarte roodstaart | <i>Phoenicurus ochruros</i> | x | ? | 100-200 | | | + | 3,7,9 |
| Paapje | <i>Saxicola rubetra</i> | x | (x) | gem. 155 | | | | 1,3 |
| Roodborsttapuit | <i>Saxicola torquata</i> | x | (x) | gem. 104 | | | | 3,7 |
| Koperwiek | <i>Turdus iliacus</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Merel | <i>Turdus merula</i> | x | (x) | gem. 82 | | | + | 1,3,7 |
| Zanglijster | <i>Turdus philomelos</i> | x | | | | | + | 1,3 |
| Kramsvogel | <i>Turdus pilaris</i> | x | | | (x) | <300 | + | 1,3,9 |
| Beflijster | <i>Turdus torquatus</i> | | | | | | + | 3 |
| Grote lijster | <i>Turdus viscivorus</i> | | | | | | + | 3 |

Bijlage 7 – Samenvatting informatie en resultaten vleermuizen

Tabel A. Beschermingsregimes en geschatte populatieomvang vleermuizen in Nederland en enkele in relatie tot windturbines relevante kenmerken; -: niet gebonden; +: licht gebonden; ++: matig gebonden; +++: sterk gebonden; ++++: zeer sterk gebonden; op basis van informatie van/ uit: www.minlv.nl, Eurobats (2006) en Limpens et al. (2007).

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | Nbw – bijlage II Hrl | Ffw – tabel 3 – bijlage IV Hrl | voor jacht gebonden aan landschaps- of biotoopstructuren | voor jacht gebonden aan landschaps- of biotoopstructuren (Eurobats 2006) | trek of lange- afstandstrek (>200 kilometer) | populatieomvang in Nederland |
|--------------------------|----------------------------------|----------------------------|---|---|--|---|---------------------------------|
| Baardvleermuis | <i>Myotis mystacinus</i> | | x | +++ | x | nee | 2000-4000 |
| Bechstein's vleermuis | <i>Myotis bechsteinii</i> | | x | ++++ | x | nee | ? |
| Bosvleermuis | <i>Nyctalus leisleri</i> | | x | - | - | ja | 100-500 |
| Brandt's vleermuis | <i>Myotis brandtii</i> | | x | +++ | x | ja | 275-350 |
| Franjestaart | <i>Myotis nattereri</i> | | x | ++++ | x | nee | 2500-3000 |
| Gewone dwergvleermuis | <i>Pipistrellus pipistrellus</i> | | x | ++ | x | nee | 150.000-300.000 |
| Gewone grootoorvleermuis | <i>Plecotus auritus</i> | | x | ++++ | x | nee | 4000-6000 |
| Grijze grootoorvleermuis | <i>Plecotus austriacus</i> | | x | ++++ | x | nee | 15-50 |
| Grote hoefijzerneus | <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> | | x | | x | nee | uitgestorven |
| Ingekorven vleermuis | <i>Myotis emarginatus</i> | x | x | ++++ | x | ? | 200-400 |
| Kleine dwergvleermuis | <i>Pipistrellus pygmaeus</i> | | x | | x | ? | niet voorkomend ⁹ |
| Kleine hoefijzerneus | <i>Rhinolophus hipposideros</i> | | x | | x | nee | uitgestorven |
| Laatvlieger | <i>Eptesicus serotinus</i> | | x | +/- | - | nee | 30.000-50.000 |
| Meervleermuis | <i>Myotis dasycneme</i> | x | x | - | - | ja | 2500-3750 |
| Mopsvleermuis | <i>Barbastella barbastellus</i> | | x | | x | nee | incidenteel |
| Ruige dwergvleermuis | <i>Pipistrellus nathusii</i> | | x | + | x | ja | 50.000-100.000 |
| Rosse vleermuis | <i>Nyctalus noctula</i> | | x | - | - | ja | 2000-3000 |
| Tweekleurige vleermuis | <i>Vespertilio murinus</i> | | x | - | - | ja | 50-250 |
| Vale vleermuis | <i>Myotis myotis</i> | x | x | - | - | ja | 25-63 |
| Watervleermuis | <i>Myotis daubentonii</i> | | x | +++ | x | ja | 15.000-25.000 |

⁹ Recent is deze soort voor het eerst vastgesteld in Nederland (http://www.vzz.nl/nieuws/nieuws2008/nieuws-20080813-Persbericht_Kleinedwerg.html)

Tabel B. Slachtofferrisico vleermuizen en maximale afstand ultrasonische detectie; -: niet tot laag risico; +: medium risico; ++: hoog risico; +++: zeer hoog risico; op basis van informatie uit: Eurobats (2006), Limpens et al. (2007), Diirr (2008b) en Natural England (2008); nota bene: de resultaten van locatiespecifieke onderzoeken kunnen afwijken van die in onderstaande tabel.

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | aanvaringsrisico | aanvaringsrisico (Eurobats 2006) | als aanvarings-slachtoffer gevonden in Europa | maximale afstand ultrasonische detectie (meter) |
|--------------------------|----------------------------------|------------------|----------------------------------|---|---|
| Baardvleermuis | <i>Myotis mystacinus</i> | - | x | nee | 15-20 |
| Bechstein's vleermuis | <i>Myotis bechsteinii</i> | - | - | nee | 1-20 |
| Bosvleermuis | <i>Nyctalus leisleri</i> | ++/+++ | x | ja | 1-100 |
| Brandt's vleermuis | <i>Myotis brandtii</i> | - | x | ja | 25-125 |
| Franjestaart | <i>Myotis nattereri</i> | - | - | nee | 15-20 |
| Gewone dwergvleermuis | <i>Pipistrellus pipistrellus</i> | ++ | x | ja | 30 |
| Gewone grootoorvleermuis | <i>Plecotus auritus</i> | - | x | ja | 10-30 |
| Grijze grootoorvleermuis | <i>Plecotus austriacus</i> | - | x | ja | 10-30 |
| Grote hoefijzerneus | <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> | - | - | nee | 10 |
| Ingekorven vleermuis | <i>Myotis emarginatus</i> | - | - | nee | 15 |
| Kleine dwergvleermuis | <i>Pipistrellus pygmaeus</i> | + | x | ja | 30 |
| Kleine hoefijzerneus | <i>Rhinolophus hipposideros</i> | - | - | nee | 5 |
| Laatvlieger | <i>Eptesicus serotinus</i> | ++ | x | ja | 50 |
| Meervleermuis | <i>Myotis dasycneme</i> | - | x | ja | 30 |
| Mopsvleermuis | <i>Barbastella barbastellus</i> | + | - | nee | 20-30 |
| Ruige dwergvleermuis | <i>Pipistrellus nathusii</i> | +++ | x | ja | 30-40 |
| Rosse vleermuis | <i>Nyctalus noctula</i> | +++ | x | ja | 100-150 |
| Tweekleurige vleermuis | <i>Vespertilio murinus</i> | +++ | x | ja | 50 |
| Vale vleermuis | <i>Myotis myotis</i> | - | x | ja | 20-30 |
| Watervleermuis | <i>Myotis daubentonii</i> | - | x | ja | 30 |

Tabel C. Verstoring en barrièrewerking windturbines voor vleermuizen; -: geen invloed; +: lichte invloed; ++: matige invloed; +++: sterke invloed; op basis van informatie van Eurobats (2006) en Brinkmann (2006a, b); nota bene: de resultaten van locatiespecifiek onderzoek kunnen afwijken van die in onderstaande tabel.

| Nederlandse naam | wetenschappelijke naam | biotoopverstoring | | | barrièrewerking | |
|--------------------------|----------------------------------|------------------------------------|-------------------------------|---|--------------------------------|--------------------------|
| | | invloed op verblijfplaatsen in bos | invloed op jachtgebied in bos | invloed op jachtgebied buiten/boven bos | invloed op verbindingsvluchten | invloed op jachtvluchten |
| Baardvleermuis | <i>Myotis mystacinus</i> | ++ | + | - | - | - |
| Bechstein's vleermuis | <i>Myotis bechsteinii</i> | ++ | + | - | - | - |
| Bosvleermuis | <i>Nyctalus leisleri</i> | ++ | - | + | +++ | +++ |
| Brandt's vleermuis | <i>Myotis brandtii</i> | + | + | - | - | - |
| Franjestaart | <i>Myotis nattereri</i> | ++ | + | - | - | - |
| Gewone dwergvleermuis | <i>Pipistrellus pipistrellus</i> | + | - | - | +++ | +++ |
| Gewone grootoorvleermuis | <i>Plecotus auritus</i> | ++ | + | - | - | - |
| Grijze grootoorvleermuis | <i>Plecotus austriacus</i> | - | + | - | + | - |
| Grote hoefijzerneus | <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> | - | + | - | - | - |
| Ingekorven vleermuis | <i>Myotis emarginatus</i> | + | + | - | - | - |
| Kleine dwergvleermuis | <i>Pipistrellus pygmaeus</i> | - | - | - | ? | + |
| Kleine hoefijzerneus | <i>Rhinolophus hipposideros</i> | - | - | - | - | - |
| Laatvlieger | <i>Eptesicus serotinus</i> | - | - | + | ++ | ++ |
| Meervleermuis | <i>Myotis dasycneme</i> | - | - | - | - | - |
| Mopsvleermuis | <i>Barbastella barbastellus</i> | ++ | + | - | + | + |
| Ruige dwergvleermuis | <i>Pipistrellus nathusii</i> | ++ | - | - | ++ | ++ |
| Rosse vleermuis | <i>Nyctalus noctula</i> | ++ | - | + | ++ | ++ |
| Tweekleurige vleermuis | <i>Vespertilio murinus</i> | - | - | + | ++ | ++ |
| Vale vleermuis | <i>Myotis myotis</i> | + | + | - | + | - |
| Watervleermuis | <i>Myotis daubentonii</i> | ++ | + | - | - | - |

Bijlage 8 – Gebruikte afkortingen

| | |
|-------|---|
| ABRS | - Afdeling Bestuursrechtspraak Raad van State |
| AMvB | - Algemene Maatregel van Bestuur |
| Art. | - artikel |
| Awb | - Algemene wet bestuursrecht |
| BACI | - Before – After & Control – Impact |
| Bro | - Besluit Ruimtelijke ordening |
| EHS | - Ecologische Hoofdstructuur |
| EU | - Europese Unie |
| EZ | - ministerie van Economische Zaken |
| Ffw | - Flora- en faunawet |
| HvJEG | - Hof van Justitie Europese Gemeenschappen |
| Hrl | - Habitatrichtlijn |
| IPO | - InterProvinciaal Overleg |
| LIS | - Limitatief Impersatief Stelsel |
| LNV | - ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit |
| LOK | - Landschap Ontwikkelen met Kwaliteit |
| MW | - megawatt |
| Nbw | - Natuurbeschermingswet |
| pgo | - particuliere gegevensbeherende organisatie |
| PKB | - Planologische Kernbeslissing |
| PRV | - Provinciale Ruimtelijke Verordening |
| RvS | - Raad van State |
| Rov | - rechtsoverweging |
| SBZ | - Speciale Beschermingszone |
| SGR | - Structuurschema Groene Ruimte |
| V&W | - ministerie van Verkeer & Waterstaat |
| VNG | - Vereniging van Nederlandse Gemeenten |
| Vrl | - Vogelrichtlijn |
| VROM | - ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu |
| WRO | - Wet Ruimtelijke Ordening (oud) |
| Wro | - Wet ruimtelijke ordening (nieuw) |

