



inbo



Instituut voor
Natuur- en Bosonderzoek

Aanvullingen op het rapport “Risico’s voor vogels en vleermuizen bij geplande windturbines in Vlaanderen”

Aanzet voor een beoordelings- en significantiekader

Joris Everaert & Johan Peymen

Auteurs:

Joris Everaert & Johan Peymen
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

joris.everaert@inbo.be

Wijze van citeren:

Everaert J. & Peymen J. (2013). Aanvullingen op het rapport "Risico's voor vogels en vleermuizen bij geplande windturbines in Vlaanderen (INBO.R.2011.32)". Aanzet voor een beoordelings- en significantiekader. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2013/3241/248

INBO.R.2013.44

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Vogels en windturbines in Vlaanderen (Joris Everaert)

Aanvullingen op het rapport “Risico’s voor vogels en vleermuizen bij geplande windturbines in Vlaanderen (INBO.R.2011.32)”

Aanzet voor een beoordelings- en significantiekader

Joris Everaert & Johan Peymen

Dankwoord

Verschillende personen hebben constructieve opmerkingen gegeven op draft versies van dit rapport, waaronder de provinciale en gewestelijke beleidsverantwoordelijken van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), verantwoordelijken van de dienst Milieueffectrapportage, en enkele INBO collega's waaronder in het bijzonder Lon Lommaert.



Samenvatting

Het beslissingsondersteunend instrument "Risico's voor vogels en vleermuizen bij geplande windturbines in Vlaanderen" (Everaert *et al.*, 2011) bevat informatie over mogelijke effecten van windturbines, milderende maatregelen, begeleiding bij wetgeving en richtlijnen, risico-informatie voor vogels (risicoatlas) en vleermuizen, begeleiding bij de opmaak van een effectenanalyse, monitoring, enz.

Als aanvulling hierop geeft het voorliggend rapport een aanzet voor het uitwerken van een beoordelings- en significantiekader in de effectenanalyse voor geplande windturbines. Deze aanzet bevat o.m. kwantitatieve criteria om de mogelijke effecten in te schatten (beoordelingskader) en om te bepalen hoe belangrijk de uiteindelijke gevolgen zijn van die effecten (significantiekader).

De wetenschappelijke kennis betreffende aanvaringskansen, uitwijkpercentages en verstoringsafstanden, is in volle ontwikkeling. Omwille van een relatief beperkt aantal studies met robuuste onderzoeksmethoden, diverse betrokken omgevingsfactoren, enz., zijn er vaak grote variaties in de gerapporteerde resultaten. Door verder onderzoek zal de kennis de komende jaren toenemen. Omwille van nog onvolledige kennis betreffende effect-parameters en drempelwaarden voor het bepalen van betekenisvolle effecten op populaties, is in dit rapport een onderscheid gemaakt tussen een theoretisch kader en een huidig haalbare invulling in Vlaanderen. Er worden ook verdere onderzoeksvragen geformuleerd.

Abstract

The dynamic decision supporting instrument of Everaert *et al.* (2011) includes information on possible effects of wind turbines, mitigating measures, guidance on legislation and guidelines, risk information for birds (sensitivity map) and bats, guidance on the format of an impact analysis, monitoring, etc.

In addition to this instrument, the present report gives an impulse for the development of an impact assessment and significance framework for planned wind turbines. This impulse includes quantitative criteria to assess the possible effects (assessment framework) and to determine the importance of the consequences of these effects (significance framework).

Scientific knowledge regarding collision probabilities, macro-avoidance rates and disturbance distances, is still improving. Because of a relatively limited number of studies with solid research methods and various local environmental factors, there are often large variations in the study results. Further research will improve the knowledge in the coming years. Because of still incomplete knowledge of effect parameters and thresholds for determining significant effects on populations, this report distinguishes between a theoretical framework and a current feasible framework in Flanders. This report also includes further research questions.

Inhoud

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | AANLEIDING EN DOELSTELLING..... | 5 |
| 2 | INLEIDING | 6 |
| 3 | STUDIEGEBIED EN TE BEHANDELEN SOORTEN | 8 |
| 4 | INFORMATIE VOOR HET BEOORDELINGSKADER..... | 10 |
| 4.1 | Verstoring in het leefgebied van vogels | 10 |
| 4.2 | Mortaliteit bij vogels | 14 |
| 4.3 | Verstoring en mortaliteit bij vleermuizen | 18 |
| 4.4 | Cumulatieve effecten | 21 |
| 5 | INFORMATIE VOOR HET SIGNIFICANTIEKADER | 22 |
| 5.1 | Verstoring in het leefgebied van vogels | 22 |
| 5.2 | Mortaliteit bij vogels | 23 |
| 5.3 | Verstoring en mortaliteit bij vleermuizen | 26 |
| 6 | MILDERENDE EN COMPENSERENDE MAATREGELEN | 27 |
| 7 | KENNISLEEMTES EN AANBEVELINGEN..... | 28 |
| 8 | REFERENTIES / LITERATUUR | 29 |

1 AANLEIDING EN DOELSTELLING

De Vlaamse overheid heeft grote ambities om het aandeel hernieuwbare energiebronnen zoals windenergie aanzienlijk te verhogen. De voordelen van windenergie zijn duidelijk. De wind is onuitputtelijk en het omzetten van wind naar elektriciteit is vrij van enige reststof. Windenergie heeft net als andere duurzame energiebronnen de potentie om een grote bijdrage te leveren aan het behalen van de internationale doelstellingen voor het beperken van CO₂ uitstoot (mildere van klimaatverandering). Het is uiteraard van belang dat de ontwikkeling van deze energiebronnen op alle vlakken zo duurzaam mogelijk blijft, en dat hierbij onnodige en betekenisvolle schade aan de natuur wordt vermeden (Europese Commissie, 2010; Birdlife Europe, 2011).

Aangezien windturbines in sommige gevallen een effect kunnen veroorzaken op natuurwaarden zoals vogels en vleermuizen, werd windenergie door Birdlife Europe (2011) geassocieerd onder "medium conservation risk technologies" in die zin dat de ontwikkeling hiervan voorzichtig moet worden aangepakt.

Veel soorten en habitats staan momenteel al onder grote druk door verstoring in het leefgebied en vernietiging van habitats. Een goede bescherming van de nog resterende natuurwaarden, zal ook nodig zijn om de effecten van klimaatverandering op ecosystemen te milderen (Europese Commissie, 2010). Zowel de toename van duurzame energiebronnen als het vermijden van betekenisvolle verstoring van natuurwaarden, is dus belangrijk. Hierbij kan duurzame energiewinning in bepaalde gevallen interfereren en mogelijk zelfs tegenstrijdig zijn met natuur- en landschapsregelgeving (Kistenkas, 2010). Door een goede strategische planning kunnen belangrijke natuurwaarden zoveel mogelijk worden gevrijwaard. Indien er toch een conflict kan optreden, moeten de mogelijke effecten op voorhand redelijkerwijs voldoende onderzocht worden, en daar waar mogelijk kunnen mildere of compenserende maatregelen worden voorgesteld (Europese Commissie, 2010; Birdlife Europe, 2011).

Het beslissingsondersteunend instrument "Risico's voor vogels en vleermuizen bij geplande windturbines in Vlaanderen" (Everaert *et al.*, 2011) bevat informatie over mogelijke effecten van windturbines, mildere maatregelen, begeleiding bij wetgeving en richtlijnen, risico-informatie voor vogels (risicoatlas) en vleermuizen, begeleiding bij de opmaak van een effectenanalyse, monitoring, enz. Het is de bedoeling dat dit instrument op basis van nieuwe informatie en verdere duiding de nodige updates en aanvullingen krijgt.

Bij de analyse van mogelijke effecten van windturbines op vogels en vleermuizen, is vaak onduidelijkheid over de methode van beoordeling en significantiebepaling. Dit rapport geeft op basis van de beschikbare literatuur een aanzet voor het uitwerken van een beoordelings- en significantiekader in de effectenanalyse voor geplande windturbines, meer specifiek ook inzake kwantitatieve criteria om een impact-score toe te kennen voor de mogelijke effecten op vogels en vleermuizen. Deze aanzet maakt geen afweging van belangen maar beperkt zich enerzijds tot een opsomming van mogelijk negatieve effecten van geplande windturbines, anderzijds tot een significantiekader waar het plaatselijke project aan getoetst wordt. Positieve effecten (koppeling met klimaatwijziging) zouden in de toekomst bijvoorbeeld globaal kunnen worden meegenomen bij de analyse van cumulatieve effecten.

De wetenschappelijke kennis betreffende aanvaringskansen, uitwijkpercentages en verstoringsafstanden, is nog in volle ontwikkeling. Omwille van een relatief beperkt aantal studies met robuuste onderzoeksmethoden, diverse betrokken omgevingsfactoren, enz., zijn er vaak grote variaties in de gerapporteerde resultaten. Door verder onderzoek zal de kennis de komende jaren verbeteren. In dit rapport is hierom een onderscheid gemaakt tussen een **theoretisch kader** en een **huidig haalbare invulling in Vlaanderen**. Er worden ook verdere onderzoeksvragen geformuleerd.

*Effecten op andere diersoorten dan vogels en vleermuizen zijn zeer beperkt tot afwezig (verwaarloosbaar). Voor deze soorten (b.v. kleine ongewervelde dieren) gelden naar verwachting enkel zeer lokale directe effecten door het fysiek verdwijnen of ongeschikt worden van habitat ten gevolge van de inplanting van de mast met fundering (Winkelman *et al.*, 2008). Ook voor flora gaat men ervan uit dat het effect van windturbines beperkt is tot een zeer lokaal effect door de inplanting van de mast en fundering, toegangswegen e.d. en eventuele grondwaterwijzigingen.*

2 INLEIDING

De effecten van windturbines op vogels en vleermuizen kunnen zich voordoen in 3 types effectgroepen: verstoring (=direct en indirect verlies van leefgebied of een vermindering in kwaliteit van leefgebied), barrière-effect (versnippering door verstoring op trekroutes) en mortaliteit (aanvaringsslachtoffers). In Everaert *et al.* (2011) is hierover meer informatie te vinden.

Het voorliggend rapport gaat dieper in op **verstoring** als gevolg van een indirect verlies van leefgebied of een vermindering in kwaliteit van leefgebied, en **mortaliteit**. Het direct biotoopverlies (bv. constructie van de turbines zelf, of toegangswegen) is eenvoudig te berekenen mede op basis van de informatie in het onderdeel verstoring. Betekenisvolle effecten door barrièrewerking op trekroutes, zullen zich doorgaans niet voordoen bij windparken in Vlaanderen. Het lokaal omzeilen van een windpark (en daaraan gekoppelde extra energiebesteding) zal immers een verwaarloosbaar effect zijn omwille van de relatief beperkte grootte van de meeste Vlaamse windparken. Bovendien is dit een positieve reactie om aanvaringen te vermijden. Informatie over barrièrewerking kan wel in kader van de analyse voor mortaliteit worden meegenomen, maar zal slechts heel uitzonderlijk (zeer grote windparken) een nader te onderzoeken effect op zich zijn.

Via een **beoordelingskader** zal men bepalen wat de mogelijke effecten zijn (b.v. aantal m² verstoord leefgebied, aantal aanvaringsslachtoffers). Via het **significanti kader** zal men bepalen wat de uiteindelijke gevolgen zijn van die effecten (b.v. wel of geen betekenisvolle effecten op de populatie).

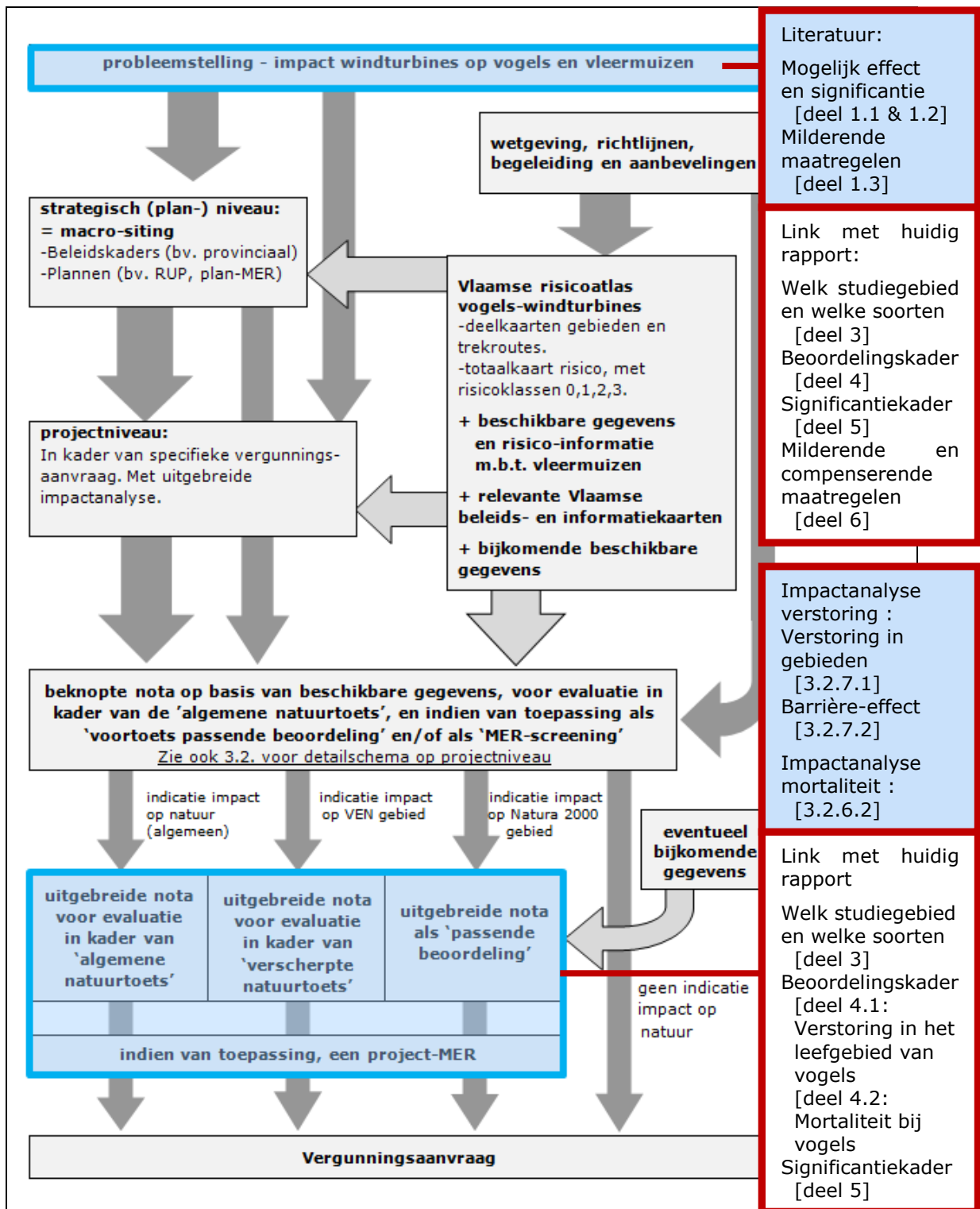
Een beoordelings- en significantiekader wordt opgemaakt op basis van de beschikbare gegevens. De onzekerheden bij wetenschappelijke studies en de verdere onderzoeksvragen worden daar waar nodig ook geschetst in het voorliggende rapport. Bij onzekerheden zullen de effecten nog vaak via een experten-oordeel bepaald worden. Bij indicaties voor betekenisvolle effecten moet ook steeds het voorzorgsprincipe worden toegepast.

Voor zover mogelijk, steunt de beoordeling op kwantitatieve (meetbare) elementen en de resultaten worden getoetst aan de kwantitatieve drempels in het significantiekader. Bij gebrek aan meetbare elementen, zullen de effecten en beoordeling kwalitatief in kaart gebracht worden.

Verder geeft dit rapport aanbevelingen voor situaties wanneer een behandeling tot op populatieniveau mogelijk/aangewezen is (zie deel 3).

In Everaert *et al.* (2011) is al informatie opgenomen inzake de parameters voor het bepalen van mogelijke negatieve effecten van windturbines op vogels en vleermuizen. De voorliggende nota is toegespitst op het beter en eenduidig bepalen van die effecten (beoordelingskader) en hoe die effecten een weerslag kunnen hebben op populatieniveau (significanti kader). De inhoud van dit rapport heeft dus vooral betrekking op de effectenanalyse en gevolgen voor de betreffende populaties.

In figuur 1 is het globaal volgschema weergegeven uit Everaert *et al.* (2011). Hierbij is in kleur aangeduid welke onderdelen in dit rapport een aanvulling geven op Everaert *et al.* (2011).



Figuur 1. Volgschema planning nieuwe windturbinelocaties uit Everaert *et al.* (2011): situering (lichtblauwe kader en arcering) van de onderwerpen waarvoor in deze nota aanvullingen worden gegeven m.b.t. effect-parameters en gevolgen op populatieniveau, met weergave van de specifieke link met de hoofdstukken van huidig rapport (rode kader).

3 STUDIEGEBIED EN TE BEHANDELEN SOORTEN

THEORETISCH KADER

Bij de start van een project moeten de mogelijke effecten op vogels en vleermuizen onderzocht worden. Soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn opgemaakt, zullen zeker aan bod komen. Overige soorten die in Vlaanderen speciale aandacht krijgen, zoals weide- en akkervogels, broedvogels van de rode-lijst, aandachtsoorten voor inrichting van natuurgebieden e.d., kunnen in de bespreking ook zeker worden behandeld. Hierbij zal soms noodzakelijkerwijs met soortgroepen moeten gewerkt worden (bij een meer kwalitatieve evaluatie). Het studiegebied en te behandelen soorten, zal afhangen van de manier van behandeling, nl. wel of niet tot op populatieniveau. Op populatieniveau worden ook kwantitatieve drempelwaarden gebruikt voor een evaluatie van de mogelijke effecten.

De vraag welke soorten of soortgroepen moeten behandeld worden bij een evaluatie van de effecten tot op populatieniveau, zal afhangen van de schaal waarop de mogelijke effecten worden geëvalueerd: lokaal, regionaal (= gewest Vlaanderen), nationaal of zelfs internationaal-biogeografisch. De schaal wordt best gedefinieerd op basis van populatiekenmerken.

Een lokale populatie kan zeer divers zijn qua uitgestrektheid. Dit kan de populatie zijn ter hoogte van het projectgebied (windpark en directe omgeving), maar ook de populatie op basis van een meer ecologische betekenis, waarbij bijvoorbeeld verschillende gebieden in de wijde omgeving als een ecologisch geheel worden aanzien. Hierbij kan ook onderscheid gemaakt worden tussen een broedpopulatie, overwinterende en doortrekkende populatie.

In een gidsdocument ter verduidelijking van de Vogelrichtlijn (Europese Commissie, 2008) werd m.b.t. mortaliteit door afwijkingen op de gewone jachtwetgeving, de 'betreffende populatie' waarin de sterfte door dergelijke afwijking kan worden geëvalueerd, als volgt gedefinieerd: "Voor standvogels betekent 'betreffende populatie' de populatie van de geografische regio waarin toepassing van de afwijking wordt verlangd. Voor soorten die met de trek bezig zijn, betekent het de populatie van de regio's waar het grootste aantal trekvogels vandaan komt voordat ze door de regio trekken waarin toepassing van de afwijking wordt verlangd tijdens de periode dat ze van kracht is. Tijdens de winterperiode betekent dit de minimale overwinterende populatie aanwezig in de regio waarin toepassing van de afwijking wordt verlangd. In gevallen waarin de populatie wordt gedeeld door verschillende lidstaten, kan er gebruik van afwijkingen zijn voor trekvogels van dezelfde populatie in de verschillende landen. In zulke omstandigheden zou het nodig zijn de betreffende populatie te beperken tot die populatie die voorkomt in het grondgebied waar de afwijking van toepassing is op het tijdstip dat de onttrekking plaatsvindt, om cumulatieve effecten te minimaliseren" (Europese Commissie, 2008).

De betekenis van "regio" in bovenstaande aanbeveling kan divers zijn en is afhankelijk van het niveau waarop de afwijking (bijkomende sterfte) vanuit een overheidsbevoegdheid wordt beoordeeld, maar in het betreffende gidsdocument geeft men hieraan doorgaans een sub-nationale betekenis zoals de regio Vlaanderen (= gewest) waarin regionale wetgeving bestaat ter bescherming van wilde fauna.

Op populatie-dynamisch vlak is dus een evaluatie t.o.v. de regionale populatie (Vlaanderen) het meest aangewezen. In Scottish Natural Heritage (2006) geeft men voor Schotland wel aan dat een evaluatie op populatieniveau ook kan gebeuren op niveau van een meer ecologisch geheel. Hiervoor zijn zogenaamde "Scottish Natural Heritage Zones" afgebakend. Verder wijst men in Scottish Natural Heritage (2006) ook terecht op het feit dat een effect op een lokale populatie ook belangrijk kan zijn op niveau van een regio als die lokale populatie een belangrijk aandeel vormt in die regio. Lokale effecten kunnen volgens Scottish Natural Heritage (2006) aanvaardbaar zijn als zowel de effecten niet vermijdbaar zijn door redelijkerwijs haalbare maatregelen en/of alternatieven, en als er door onderzoek redelijkerwijs kan aangetoond worden dat hierdoor op regionaal niveau geen betekenisvolle effecten kunnen optreden, en op voorwaarde dat deze effecten geen populaties in speciale beschermingszones kunnen aantasten (Scottish Natural Heritage, 2006).

HUIDIG HAALBARE INVULLING IN VLAANDEREN

STUDIEGEBIED

Momenteel is het aangewezen om het studiegebied te baseren op de **lokale populatie**. Voor een analyse op niveau Vlaanderen zal doorgaans onvoldoende informatie zijn, o.m. over cumulatieve effecten (zie ook kennisleemtes en aanbevelingen in deel 7). Een studiegebied-afbakening op basis van de lokale populatie, definiëren we hier in eerste instantie in de betekenis van een ecologisch geheel dat doorgaans uit meerdere leefgebieden bestaat maar waartussen regelmatig uitwisseling is. Bij dergelijk '**lokaal – ecologisch**' leefgebied niveau kan een onderscheid gemaakt worden op basis van mogelijke effecten op overwinterende, broedende of doortrekkende vogels. Een effect zal zich immers meestal voordoen in een bepaalde periode van het jaar. Voor overwinterende of broedende vogels kunnen dit bijvoorbeeld de watervogel- of broedpopulaties zijn in de Oostkustpolders, het Vijvergebied Midden-Limburg, de Durmevallei, en het Linker- en Rechterscheldeoevergebied in Antwerpen en de Waaslandhaven. Voor seizoenstrek kan de afbakening gebeuren door de volledige gekende trekcorridor (binnen regio Vlaanderen) te identificeren. De Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines (Everaert *et al.*, 2011) en komende updates daarvan, kan informatie bieden om een lokale populatie ecologisch te definiëren in de ruimte, maar een expertenoordeel zal hier ook van belang zijn.

Bij een mogelijk betekenisvolle aantasting van de natuurlijke kenmerken van een **Vogel-en/of Habitatrichtlijngebied** (speciale beschermingszone = SBZ) zullen de effecten echter ook bijkomend in het kader van een Passende Beoordeling moeten worden toegespitst op de consequenties voor het betreffende gebied. Bij de beoordeling moeten hier – naast de actuele situatie – tevens de instandhoudingsdoelstellingen voor dat gebied (S-IHD's) in rekening worden genomen. De gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen (G-IHD's) voor soorten op niveau Vlaanderen (Paelinckx *et al.*, 2009) zijn ondertussen ook vertaald in de S-IHD's. Voor het aspect verstoring in het leefgebied kan dit SBZ niveau gelden, maar voor het aspect mortaliteit is een berekening op niveau van een individueel gebied niet verdedigbaar en is een evaluatie op een hoger 'lokaal – ecologisch' niveau aangewezen.

TE BEHANDELEN SOORTEN EN METHODIEK

In theorie dienen alle beschermde soorten behandeld te worden. In de praktijk is het aanbevolen om speciale aandacht te besteden aan gevoelige soorten (b.v. Rode Lijsten) en soorten waarvoor doelen zijn opgesteld op Europees (Vogel- en Habitatrichtlijn), regionaal (G-IHD's) en lokaal niveau (S-IHD's of andere niet aan SBZ gerelateerde lokale doelen). Het is ook vanzelfsprekend om enkel de soorten die potentieel een effect kunnen ondervinden uitgebreid te behandelen. Deze potentie voor effecten kan al mede bepaald worden in kader van bijvoorbeeld de MER screening op basis van alle beschikbare gegevens (zie ook deel 3.2 in Everaert *et al.* (2011)).

Voor **vogelsoorten waarvan de lokale populatie 'zeer belangrijk' is op niveau van de regio Vlaanderen**, is het aangewezen om een kwantitatieve effectenanalyse en evaluatie uit te voeren, met kwantitatieve elementen in het beoordelingskader (deel 4) en significantiekader (deel 5), dus waarbij ook concrete drempelwaarden voor al dan niet betekenisvolle effecten op populatieniveau worden toegepast. Conform de Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines (Everaert *et al.*, 2011) en de gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen (Paelinckx *et al.*, 2009) is dit voor broedvogels en niet-broedvogels het geval als de aantallen betrekking hebben op minstens 2% van de populatie in Vlaanderen. Ook specifiek voor seizoentrek kunnen de soorten worden meegenomen waarvan de doortrekkende aantallen bovengenoemde 2% waarde halen.

De effecten op **overige vogelsoorten** zullen in principe beperkt blijven tot een lokaal effect. Hiervoor kan wel een meer kwalitatieve benadering toegepast worden in een effectenanalyse en evaluatie, voor aandachtsoorten (doelen) waar voldoende gegevens over beschikbaar zijn bijvoorbeeld wel gebruik makend van kwantitatieve elementen in het beoordelingskader (deel 4) maar met een kwalitatieve evaluatie van de mogelijke effecten, zonder het toepassen van concrete drempelwaarden voor een evaluatie op populatieniveau.

Specifiek voor **vleermuizen**, zal het vaak moeilijk te bepalen zijn of de lokale populatie zeer belangrijk is op niveau van de regio Vlaanderen. Door het gebrek aan voldoende gegevens over populatiegroottes, zal een effectenanalyse en evaluatie hier doorgaans enkel kunnen worden uitgevoerd zoals beschreven in bovenstaande paragraaf over overige vogelsoorten.

4 INFORMATIE VOOR HET BEOORDELINGSKADER

Het beoordelingskader bepaalt de methodiek voor effectbeschrijving en effectbeoordeling van een plan of project. Met deze methodiek worden de effecten in beeld gebracht en beoordeeld.

Het in beeld brengen van de verwachte effecten kan kwalitatief en kwantitatief gebeuren (zie ook aanbevelingen in deel 3). Bij indicaties van mogelijk belangrijke effecten (zie "Impactanalyse" in deel 3.2 van Everaert *et al.* (2011)) moet zoveel mogelijk getracht worden om in een uitgebreide nota kwantitatieve elementen toe te voegen. In Everaert *et al.* (2011) is een lijst weergegeven van de aanbevolen inhoud voor een effectenanalyse. Data die hiervoor worden verzameld, zijn o.m. verspreidingsgegevens van soorten, habitat- en landschapskenmerken, beleidsinformatie, enz. Losse waarnemingen (b.v. www.waarnemingen.be) kunnen ook nuttig zijn om een eerste indicatie te krijgen van de huidige situatie. Bij indicaties van belangrijke natuurwaarden zullen veelal inventarisatiegegevens (met vast verzamel-protocol) noodzakelijk zijn om een betrouwbare effectenanalyse te kunnen uitvoeren. In een effectenanalyse zullen deze data gecombineerd worden met literatuurgegevens inzake mogelijke effecten. Onderstaande informatie geeft vooral daarvoor een aanzet.

In volgende paragrafen wordt ingegaan op de belangrijkste mogelijke effecten.

4.1 Verstoring in het leefgebied van vogels

THEORETISCH KADER

In de wetenschappelijke literatuur zijn relatief weinig veldstudies bij windturbines beschikbaar die volgens een robuuste methode zijn uitgevoerd en waaruit betrouwbare conclusies kunnen worden getrokken (Stewart *et al.*, 2007; Winkelman *et al.*, 2008). Bij voorkeur worden studies naar verstoring opgezet met een BACI ('Before-After-Control-Impact') methode en gedurende meerdere jaren, maar vaak is dit niet gebeurd of zijn er problemen opgetreden tijdens het onderzoek. De resultaten van veel studies moeten dus met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd (Winkelman *et al.*, 2008). In een review publicatie met meta-analyse waarbij verschillende methodologisch en statistisch correct uitgevoerde studies met betrekking tot verstoring werden geanalyseerd (Stewart *et al.*, 2007) werd aangetoond dat alleszins overwinterende en doortrekkende watervogels (incl. ganzen en steltlopers) een waarneembare verstoring kunnen ondervinden door windturbines. Bij veel soorten broedvogels is de verstoring meestal minder duidelijk, maar enkele review publicaties (zonder meta-analyse) en individuele recente studies stellen dat bepaalde broedvogels van open gebieden (watervogels, steltlopers, roofvogels, enkele zangvogels) ook een waarneembare verstoring ondervinden (zie verder).

Uit de review van Stewart *et al.* (2007) volgde ook dat hoe langer een windpark operationeel is, des te groter de verstoring is voor enkele niet-broedende watervogels. Dit zou dus tegen 'gewenning' van windturbines bij (niet-broedende) pleisterende en rustende watervogels pleiten. De graad van gewoontewording is in de meeste studies niet aanwezig of onduidelijk. Volgens Hötter *et al.* (2006) en Winkelman *et al.* (2008) is gewoontewording waarschijnlijk geen sterk algemeen fenomeen, maar het is wel mogelijk.

In tegenstelling tot broedvogels, werd in de review publicatie van Hötter (2006) geconcludeerd dat bij een meerderheid aan onderzochte soorten buiten het broedseizoen, de verstoring toeneemt met de windturbinegrootte. Die relatie is echter enkel significant aangetoond voor Kievit en Goudplevier.

Lokale factoren kunnen tot gevolg hebben dat een verstoringseffect van windturbines op ene plaats niet gelijk is aan het effect op een andere plaats (Everaert *et al.*, 2011). Het feit dat bijvoorbeeld verstoringafstanden bij niet-broedvogels zo sterk kunnen variëren, ligt mogelijk in de aan- of afwezigheid van goede voedselgebieden in de buurt van de windturbines. Zijn deze voedselgebieden vooral dichtbij of enkel in het windpark aanwezig,

dan zullen niet-broedvogels vaak daar toch foerageren, ondanks de directe nabijheid van de windturbines. Bij voldoende voedselgebieden zowel ter hoogte van het windpark als in de wijde omgeving (b.v. in uitgestrekte vogelgebieden), hebben vogels de voorkeur voor de gedeeltes zonder windturbines. Deze relatie werd o.m. vastgesteld bij ganzen en zwanen (Winkelman *et al.*, 2008; Fijn *et al.*, 2012). Dit kan betekenen dat de aanwezigheid van bijvoorbeeld watervogels in geïsoleerde pleistergebieden met weinig of geen gelijkaardige gebieden in de buurt (bv. vaak in en rond industriegebieden) mogelijk minder opvallend zal beïnvloed worden door windturbines. Dit indiceert vooral dat verstoring optreedt maar dat de verstoring het leefgebied enkel minder geschikt maakt maar niet ongeschikt. Of deze stelling ook kan gelden voor vogels die het gebied enkel gebruiken als rust- of broedgebied, is minder duidelijk. De aanwezigheid van een wulpenlaapplaats op een kleine waterplas in de haven van Antwerpen (nabij Zandvlietsluis) met rondom het gebied 4 turbines op amper 200 meter van de slaapplaats (mededeling aan het INBO), is een indicatie dat ook grotere groepen vogels de windturbines soms dichter naderen in meer geïsoleerde gebieden die niet alleen als foerageergebied dienen. Verder onderzoek kan rond dit onderwerp meer zekerheid bieden. Bemerkt wel dat er een hoger aanvaringsrisico kan ontstaan indien er dicht bij de gebieden met veel rondvliegende vogels windturbines worden geplaatst. Anderzijds kan bij toenemende verstoring in gebieden dus ook de kans op aanvaringslachtoffers verminderen.

De variatie in effectgrootte bij verschillende studies, suggereert dat naast lokale eigenschappen van de omgeving ook andere factoren (b.v. verstoring door menselijke aanwezigheid) een invloed kunnen hebben op populaties (Pearce-Higgins *et al.*, 2012).

Het is op dit moment niet mogelijk om voor geplande windturbines de verstoringsafstanden (als veiligheidsbuffers) voor alle mogelijke lokale factoren en combinaties daarvan op voorhand generiek vast te leggen. Mogelijke cumulatieve effecten kunnen de situatie nog complexer maken.

In veel studies is vastgesteld dat er een waarneembaar negatief effect was door windturbines (effect vs. geen effect met een statistisch significant verschil). Verschillende studies bepaalden daarbij de afstanden waarbinnen een waarneembare vermindering (statistisch significant verschil) van het aantal vogels optrad of waarbinnen geen vogels aanwezig waren (Tabel 1 en 2). In beide gevallen (afstand van waarneembare vermindering of totale afwezigheid) veroorzaakt dit een effect op het leefgebied (zie verder in significantiekader). Bij een meerderheid aan studies werd echter geen BACI methode toegepast, waardoor de resultaten met de nodige voorzichtigheid moeten geïnterpreteerd worden. We spreken daarom hieronder ook van 'mogelijke' effecten.

In tabel 1 en 2 worden de vastgestelde verstoringsafstanden vermeld voor die soortgroepen of soorten waarvan minstens in een meerderheid van studies verstoringseffecten door windturbines werden gerapporteerd, op basis van de review studies van Hötter *et al.* (2006) en Hötter (2006), aangevuld met gegevens van een recentere review (Winkelman *et al.*, 2008) en enkele andere recente studies.

Gezien het gebrek aan voldoende methodologisch en statistisch correct uitgevoerde studies, is een echte meta-analyse met dergelijke studies momenteel nog niet mogelijk voor het bepalen van verstoringsafstanden. In de vermelde review studies werden daarom alle beschikbare wetenschappelijke studies meegenomen. Het nadeel hiervan is dat alle studies een gelijke waarde krijgen in de analyse. De vermelde afstanden in veel individuele studies zullen niet altijd volledig het gevolg zijn van verstoring door windturbines omdat andere factoren ook kunnen meespelen. Het voordeel is dan weer dat de analyse met een groot aantal studies kan gebeuren en de resultaten ervan minder afhankelijk zijn van eventueel uitzonderlijke omstandigheden in individuele studies (Hötter *et al.*, 2006; Hötter, 2006). Het feit dat in tabel 1 en 2 enkel die soorten of soortgroepen worden meegenomen waarvan in een meerderheid van studies verstoringseffecten door windturbines zijn aangetoond, is om de betrouwbaarheid zo hoog mogelijk te houden.

De lijst in tabel 1 en 2 is niet limitatief maar bevat de belangrijkste soortgroepen met betrekking tot mogelijke effecten van windturbines op vogels. Meer details (bv. een specifieke soort onder de groep 'zangvogels') zijn in de review studies te vinden, maar omwille van vaak onvoldoende grootschalig onderzoek voor individuele soorten is het meer gepast om de effecten te bepalen op soortgroep niveau.

Tabel 1. Afstand tot windturbines in broedgebieden, waarbinnen waarneembare versturende effecten kunnen optreden. Op basis van Hötker *et al.* (2006) en update van Hötker (2006), met voor de maximumwaarden aanvullingen uit Winkelman *et al.* (2008), Pearce-Higgins *et al.* (2009 & 2012) en Rydell *et al.* (2012). SD = Standaarddeviatie.

| Soortgroep | Vastgestelde afstand (m) die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalreductie werd vastgesteld | | |
|---|---|--------------|---------|
| | Gemiddeld | Gemiddeld+SD | Maximum |
| gevoelige kleine zangvogels van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor paapje ¹ , kneu ¹ , geelgors | 127 | 176 | 300 |
| gevoelige steltlopers van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor kievit ¹ , grutto, wulp, tureluur | 212 | 385 | 800 |

(1) Er werd een toename in afstand vastgesteld bij grotere windturbinehoogtes.

Tabel 2. Afstand tot windturbines in pleister- en rustgebieden, waarbinnen waarneembare versturende effecten optreden. Op basis van Hötker *et al.* (2006) en update van Hötker (2006), met voor de 'algemeen' gemiddelde waarden en maximumwaarden aanvullingen uit Whitfield & Madders (2006), Winkelman *et al.* (2008), Devereux *et al.* (2008), Pearce-Higgins *et al.* (2009), Grajetzky *et al.* (2011), Fijn *et al.* (2012) en Rydell *et al.* (2012). (?) = Niet bekend / niet aangegeven.

| Soort of soortgroep | Vastgestelde afstand (m) die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalreductie werd vastgesteld | | |
|---|---|------------------|------------------|
| | Gemiddeld | Gemiddeld+SD | Maximum |
| eenden – duikeenden ⁴ | 219 | 341 | ? |
| eenden – wilde eend | 161 | 300 | ? |
| eenden – smient | 311 | 474 | ? |
| eenden – overige (algemeen) | 250 ¹ | ? | 400 |
| ganzen ⁴ | 347 ² | 577 ² | 600 |
| wilde zwaan & kleine zwaan ⁴ | 150 | 289 ³ | 560 ³ |
| steltlopers – kievit ⁵ | 273 | 663 | 850 |
| steltlopers – wulp | 222 | 400 | 750 |
| steltlopers – goudplevier ⁵ | 202 | 392 | 800 |
| steltlopers – overige (algemeen) | 100 ¹ | ? | 400 |
| roofvogels – buizerd ⁴ | 76 | 169 | 500 |
| roofvogels – kiekendieven (alg) | 100 | ? | 500 |

(1) Op basis van effectenstudies door Bureau Waardenburg (zie Grontmij, 2009).

(2) Voor kolgans zeer sterke verstoring (-95%) tot 400 meter, en nog sterke verstoring (-50%) in een zone tussen 400 en 600 meter; voor grauwe gans en kleine rietgans nog sterke verstoring tot respectievelijk 300 en 400 meter.

(3) In een uitgebreide studie bij kleine zwaan was de gemiddelde afstand tot turbines 560 meter, met een variatie (min. tot op 125 meter) afhankelijk van het voedselaanbod in de omgeving (Fijn *et al.*, 2012).

(4) Er werd een toename in afstand vastgesteld bij grotere windturbinehoogtes.

(5) Er werd een significante toename in afstand vastgesteld bij grotere windturbinehoogtes.

HUIDIG HAALBARE INVULLING IN VLAANDEREN

Gezien de vastgestelde variatie en de onvolledige verklaring daarvoor, is het aangewezen om bij effectenanalyses een **gemiddelde en worst-case** berekening te maken. Deze onzekerheid vertaalt zich in het significantiekader (zie verder in deel 5). In tabel 3 en 4 is hiervoor een uitwerking gebeurd van tabel 1 en 2, waarbij de afstanden naar boven of onder afgerond werden tot op 10 meter nauwkeurig. Als worst-case wordt standaard geopteerd voor het gemiddelde+SD, aangezien de maximumwaarden van veel individuele studies voorlopig een te grote onzekerheid bevatten m.b.t. andere factoren die een invloed kunnen hebben. Omwille van een gebrek aan kennis over het gemiddelde+SD, is de worst-case bij "eenden-algemeen" en "steltlopers-algemeen" gebaseerd op de aanbeveling in de review studie van Winkelman *et al.* (2008). Bij "wilde en kleine zwaan" is de worst-case gebaseerd op basis van het gemiddelde in een recente uitgebreide studie van Fijn *et al.* (2012).

Tabel 3. Afstand tot windturbines in broedgebieden, waarbinnen versturende effecten kunnen optreden. Op basis van tabel 1.

| Soortgroep | Afstand (m) die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalreductie mogelijk is | |
|--|---|------------|
| | Gemiddeld | Worst-case |
| gevoelige kleine zangvogels ¹ van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor paapje, kneu, geelgors | 130 | 180 |
| gevoelige steltlopers ¹ van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor Kievit, grutto, wulp, tureluur | 210 | 390 |

(1) Bij twijfel kunnen de reviews van Hötker *et al.* (2006), Hötker (2006), Winkelman *et al.* (2008) gebruikt worden om in detail te bepalen welke soorten hier best worden meegerekend.

Tabel 4. Afstand tot windturbines in pleister- en rustgebieden, waarbinnen versturende effecten kunnen optreden. Op basis van tabel 2.

| Soort of soortgroep | Afstand (m) die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalreductie mogelijk is | |
|----------------------------------|---|------------|
| | Gemiddeld | Worst-case |
| eenden – duikeenden | 220 | 340 |
| eenden – wilde eend | 160 | 300 |
| eenden – smient | 310 | 470 |
| eenden – overige (algemeen) | 250 | 400 |
| ganzen | 350 | 580 |
| wilde zwaan & kleine zwaan | 150 | 560 |
| steltlopers – Kievit | 270 | 660 |
| steltlopers – wulp | 220 | 400 |
| steltlopers – goudplevier | 200 | 390 |
| steltlopers – overige (algemeen) | 100 | 400 |
| roofvogels – buizerd | 80 | 170 |
| roofvogels – kiekendieven | 100 | 170 |

De genoemde waarden geven een indicatie van de afstanden waarbij een vermindering kan optreden van het aantal vogels. Gezien de analyse in een aantal gevallen is gebeurd op soortgroep-niveau, kan een analyse tot op soortniveau meer nauwkeurigheid geven.

Als kan aangetoond worden dat de generieke verstoringsafstanden op een projectsite niet van toepassing zijn, kunnen gebied-specifieke waarden worden gebruikt. Dergelijke lokale analyse kan diverse zaken omvatten, zoals een gedetailleerde ruimtelijke analyse, voedsel- en trekpatronen, overige versturende elementen in de omgeving, enz. De werkwijze voor zo'n lokale analyse, kan bestaan uit het beantwoorden (en verder uitwerken) van een aantal vragen zoals:

- Worden bepaalde zones in het plangebied sowieso niet gebruikt door vogels omwille van ongeschikt habitat?
- Zijn er nieuwe studies beschikbaar (met gelijkaardige lokale factoren) die overtuigende indicaties geven dat een kleinere veiligheidsbuffer mogelijk is?
- Is er reeds bestaande verstoring aanwezig, die bepaalde zones in het plangebied sowieso niet of minder aantrekkelijk maakt voor vogels?
- Kan er met overtuigende aanwijzingen aangenomen worden dat vogels de windturbines dichter zullen naderen omdat er bijvoorbeeld geen alternatieve leefgebieden aanwezig zijn in de directe omgeving?

4.2 Mortaliteit bij vogels

THEORETISCH KADER

Voor een uitgebreide kwantitatieve berekening, kunnen er globaal 3 methodes beschreven worden. In ieder geval is het belangrijk om bij elke inschatting van het mogelijk aantal aanvaringssslachtoffers bij geplande windparken, gemiddelde en worst-case waarden te hanteren.

Methode 1

Een uitgebreide analyse kan gebeuren op basis van een berekening waarbij o.m. rekening wordt gehouden met het empirisch vastgesteld (of geschat) aantal vliegbewegingen over de planlocatie (zonder aanwezigheid van windturbines), een correctiefactor met inschatting van het procentueel aantal vogels dat na inplanting van de windturbines het park volledig zal ontwijken (= "macro-uitwijking"), de uit veldstudies berekende aanvaringskansen voor soorten of soortgroepen die het windpark zullen doorkruisen (op basis van werkelijke aantallen slachtoffers en vliegbewegingen in bestaande windparken), een correctiefactor (indien noodzakelijk, afhankelijk van gebruikte aanvaringskansen) voor de tussenafstand van de windturbines en een eventuele correctiefactor voor het type turbines (hoogte van draaiende wieken) en configuratie van het windpark. Deze methode is uitgebreid besproken in deel 3.2.6.2.1 van Everaert *et al.* (2011).

Eén van de belangrijke nadelen van deze methode is dat een aanvaringskans vaak sterk afhankelijk is van diverse lokale factoren, waardoor men niet kan garanderen dat de gevonden waarde uit één studiegebied ook voor een ander gebied zal gelden, zelfs na correcties voor bepaalde eigenschappen van het windpark. De berekende aanvaringskansen in bestaande windparken tonen vaak grote verschillen, zelfs voor gelijkaardige soorten. Een ander nadeel is de onzekerheid over macro-uitwijking, ook omwille van de invloed van lokale factoren.

Methode 2

Een uitgebreide analyse kan ook met een meer volmaakt en eenduidig model, waarbij men – naast het empirisch vastgesteld (of geschat) aantal vliegbewegingen over de planlocatie – o.m. een theoretische aanvaringskans gebruikt voor vogels die doorheen het rotorvlak van de windturbines zullen vliegen (zie deel 3.2.6.2.2 in Everaert *et al.* (2011)). Het internationaal best gekende model dat ook regelmatig updates krijgt, is het "Collision Risk Model" (CRM) van de Scottish Natural Heritage (SNH). Dit model is deels gebaseerd op basis van het bekende Band-model (Band *et al.*, 2007, incl. updates via SNH website). Op de website van de SNH zijn hierover de meest recente aanbevelingen beschikbaar (zie verder).

Het SNH model heeft zeker nog verbeteringen nodig, o.m. betreffende de "micro-uitwijking" parameter (=vogels die het windpark wel invliegen maar het rotorvlak actief ontwijken) en de combinatie van micro- en macro-uitwijking (Chamberlain *et al.* (2006); de Lucas *et al.*

(2008); Cook *et al.* (2012)). Op basis van nieuwe onderzoeksresultaten van mortaliteit in bestaande windparken, worden de waarden voor (micro- en macro-) uitwijking regelmatig aangepast in een internationaal kader. Een voordeel is dat alle eigenschappen van het windpark in het model zelf worden meegerekend, waardoor er niet hoeft gewerkt te worden met onzekere correcties op gevonden aanvaringskansen in verschillende types windparken (bv. verschil in windturbine tussenruimte). Ook de kenmerken van de vogels worden meegenomen in het model.

De berekende aanvaringskansen voor meeuwen in bestaande windparken Vlaanderen (zie resultaten in Everaert (2008) en Everaert *et al.* (2011)) zijn bij wijze van oefening ingebracht in het "Collision-Risk-Model" van de SNH. Daaruit bleek dat de resultaten vergelijkbaar zijn met deze uit het SNH model en de daarin gebruikte variabele uitwijkpercentages (Everaert, 2013).

Methode 3

De plaatselijke vliegbewegingen van soortgroepen zoals roofvogels en vleermuizen, zijn vaak complex, moeilijk te kwantificeren en in kaart te brengen. In deze gevallen is een berekening via methode 1 of 2 onvoldoende betrouwbaar. Een mogelijke oplossing hiervoor is de uitwerking van gemengde modellering. Enerzijds bestaat er ruimtelijke modellering die bepaalt in welke mate een bepaalde soort aanwezig kan zijn in een gebied. Anderzijds bestaat er modellering om de aanvaringskans te bepalen op basis van de aanwezigheid van soorten (bv. methode 2). Eichhorn *et al.* (2012) ontwikkelden zo'n gemengd model voor de rode wouw. Dergelijk model heeft uitgebreide informatie nodig over vlieggedrag. Voor veel soorten is deze informatie niet beschikbaar. Gemengde modellering zoals voorgesteld door Korner-Nievergelt *et al.* (2013) kan hiervoor een oplossing bieden, zowel voor vogels als vleermuizen. Het werd ook getest op empirische gegevens van aanvaringssslachtoffers bij vleermuizen in bestaande windparken. De voorlopige resultaten zijn veelbelovend, maar voor een eenvoudige toepassing op diverse geplande locaties is nog verdere modelontwikkeling nodig (Korner-Nievergelt *et al.*, 2013).

HUIDIG HAALBARE INVULLING IN VLAANDEREN

Voor een kwantitatieve benadering, is een berekening (daar waar mogelijk, mits de nodige beschikbare informatie) op basis van het SNH model aanbevolen (= methode 2). Gezien het om voorspellingen gaat, is een niet-modelmatige benadering minder aangewezen. Deze methode 2 is hieronder beknopt weergegeven in verschillende fasen (zie verder). Meer details en continue updates, zijn beschikbaar via de website van SNH: <http://www.snh.gov.uk/planning-and-development/renewable-energy/onshore-wind/bird-collision-risks-guidance>

Voor moeilijke soortgroepen (bv. plaatselijke roofvogels) zal in de toekomst een berekening op basis van methode 3 wellicht ook mogelijk zijn, maar de modellering hiervoor staat momenteel nog niet op punt.

Bemerk dat in de directe nabijheid van kolonies (b.v. meeuwen, sterns, reigers) en slaapplekken (b.v. meeuwen, steltlopers) de vogels ook veelvuldig kunnen rondvliegen. Dit zijn extra vliegbewegingen bovenop de 'gewone' aankomende en vertrekkende bewegingen.

SNH model, fase 1: aantal vogels dat doorheen het rotorvlak vliegt

Het SNH model berekent een aanvaringskans voor het aantal vogels dat doorheen het rotorvlak vliegt. Hiervoor moet eerst het totale risicovenster worden bepaald door de volgende formule:

$$W = B \times H$$

W = risicovenster (m²)

B = breedte (m), meer bepaald de breedte van het park, gemeten loodrecht op de hoofdvliegrichting van de vogels.

H = hoogte (m), meer bepaald de hoogte van de hoogste windturbine in het park.

Het aantal vogels dat (zonder aanwezigheid van windturbines) doorheen het risicovenster vliegt, kan worden bepaald door de volgende formule:

$$N_{\text{tot}} = P_1 \times F \quad \text{waarbij } P_1 = P_0 \times V_1 / V_0$$

N_{tot} = aantal vogels per jaar

P_1 = populatiegrootte die doorheen het risicovenster vliegt

P_0 = populatiegrootte die wordt beoordeeld

F = vluchtfrequentie (bv. berekend voor een volledig jaar, winterperiode, ...)

V_1 = vliegcorridor die overlapt met het risicovenster (m)

V_2 = vliegcorridor die wordt benut door de populatie (m)

Er kan best een gradatie worden gemaakt tussen een gemiddeld en maximum (worst-case) aantal vogels die doorheen het risicovenster kunnen vliegen, en dit ook toepassen in fase 2.

De berekening van de oppervlakte die de rotors innemen in het risicovenster, kan worden bepaald door onderstaande formule:

$$A = T \times \pi \times R^2$$

A = totale oppervlakte van de rotorvlakken van de turbine(s) (m²)

π = 3,14

R = straal van de rotor

Het aantal vogels dat (jaarlijks) doorheen de rotoren vliegt (= N), in de veronderstelling dat er een gelijk verdeelde vluchtcorridor is en geen uitwijkgedrag om rond het windpark te vliegen ("macro-uitwijking") of rond de rotoren in geval ze het windpark wel doorvliegen ("micro-uitwijking"), kan worden berekend door de formule:

$$N = N_{\text{tot}} \times (A/W)$$

Bij overtuigende aanwijzingen dat de vogels niet gelijkmatig op alle hoogtes het risicovenster doorkruisen (bijvoorbeeld 60% onder rotorhoogte), kan hiervoor een bijkomende correctiefactor worden toegepast. Dit impliceert wel dat de uitwijkpercentages – die verder in het model worden gehanteerd – daarin kunnen passen.

SNH model, fase 2: kans dat een vogel die door het rotorvlak vliegt wordt geraakt

De theoretische kans (= $C\%$) dat een vogel die doorheen het rotorvlak vliegt in aanvaring komt met de draaiende wieken, hangt af van het aantal wieken per turbine (doorgaans 3), maximum wiekbreedte (doorgaans ongeveer 2 tot 5 meter, mede afhankelijk van lengte van de wieken), hellingshoek van de wieken, rotordiameter, rotatiesnelheid van de wieken (aantal seconden per volledige omwenteling), lengte en spanwijdte van de vogel, verschil tussen vogel in glijvlucht en met slaande vleugels (voor zwevende roofvogels is dit bijvoorbeeld de glijvlucht), en vliegsnelheid van de vogel (gemiddeld). Hiervoor heeft Band *et al.* (2007) een model ontwikkeld dat geïntegreerd is in het SNH model. Een voorbeeld uit de Excel spreadsheet van dergelijke berekening, is weergegeven in tabel 5.

Tabel 5. Voorbeeld van kansberekening dat een vogel die doorheen het rotorvlak vliegt wordt geraakt.

| CALCULATION OF COLLISION RISK FOR BIRD PASSING THROUGH ROTOR AREA | | | | | | | | | | | |
|---|----------|---|-------|----------|---------|----------------|--------------|-----------------|---------------|---------------|------------|
| Only enter input parameters in blue | | | | | | | | | | W Band | 16/08/2013 |
| K: [1D or [3D] (0 or 1) | 1 | Calculation of alpha and p(collision) as a function of radius | | | | | | | | | |
| NoBlades | 3 | Upw ind: | | | | | | Dow nw ind: | | | |
| MaxChord | 5 m | r/R | c/C | α | collide | contribution | collide | contribution | | | |
| Pitch (degrees) | 15 | radius | chord | alpha | length | p(collision) | length | p(collision) | from radius r | from radius r | |
| BirdLength | 0,5 m | 0,025 | 0,575 | 9,69 | 35,40 | 1,00 | 0,00125 | 33,91 | 1,00 | 0,00125 | |
| Wingspan | 0,8 m | 0,075 | 0,575 | 3,23 | 12,30 | 0,53 | 0,00395 | 10,81 | 0,46 | 0,00347 | |
| F: Flapping (0) or gliding (+1) | 0 | 0,125 | 0,702 | 1,94 | 9,02 | 0,39 | 0,00483 | 7,21 | 0,31 | 0,00386 | |
| | | 0,175 | 0,860 | 1,38 | 7,97 | 0,34 | 0,00598 | 5,74 | 0,25 | 0,00431 | |
| Bird speed | 20 m/sec | 0,225 | 0,994 | 1,08 | 7,32 | 0,31 | 0,00706 | 4,74 | 0,20 | 0,00457 | |
| RotorDiam | 92 m | 0,275 | 0,947 | 0,88 | 5,96 | 0,26 | 0,00702 | 3,51 | 0,15 | 0,00413 | |
| RotationPeriod | 3,50 sec | 0,325 | 0,899 | 0,75 | 4,99 | 0,21 | 0,00696 | 2,67 | 0,11 | 0,00372 | |
| | | 0,375 | 0,851 | 0,65 | 4,27 | 0,18 | 0,00687 | 2,07 | 0,09 | 0,00333 | |
| | | 0,425 | 0,804 | 0,57 | 3,75 | 0,16 | 0,00683 | 1,67 | 0,07 | 0,00304 | |
| | | 0,475 | 0,756 | 0,51 | 3,34 | 0,14 | 0,00680 | 1,38 | 0,06 | 0,00282 | |
| Bird aspect ratio: β | 0,63 | 0,525 | 0,708 | 0,46 | 2,99 | 0,13 | 0,00674 | 1,16 | 0,05 | 0,00261 | |
| | | 0,575 | 0,660 | 0,42 | 2,70 | 0,12 | 0,00665 | 0,99 | 0,04 | 0,00244 | |
| | | 0,625 | 0,613 | 0,39 | 2,44 | 0,10 | 0,00653 | 0,85 | 0,04 | 0,00229 | |
| | | 0,675 | 0,565 | 0,36 | 2,21 | 0,09 | 0,00639 | 0,75 | 0,03 | 0,00216 | |
| | | 0,725 | 0,517 | 0,33 | 2,00 | 0,09 | 0,00623 | 0,67 | 0,03 | 0,00207 | |
| | | 0,775 | 0,470 | 0,31 | 1,82 | 0,08 | 0,00603 | 0,60 | 0,03 | 0,00200 | |
| | | 0,825 | 0,422 | 0,29 | 1,64 | 0,07 | 0,00581 | 0,55 | 0,02 | 0,00195 | |
| | | 0,875 | 0,374 | 0,28 | 1,48 | 0,06 | 0,00557 | 0,52 | 0,02 | 0,00193 | |
| | | 0,925 | 0,327 | 0,26 | 1,34 | 0,06 | 0,00529 | 0,51 | 0,02 | 0,00202 | |
| | | 0,975 | 0,279 | 0,25 | 1,20 | 0,05 | 0,00500 | 0,53 | 0,02 | 0,00220 | |
| | | Overall p(collision) = | | | | Upwind | 11,8% | Downwind | 5,6% | | |
| | | | | | | Average | 8,7% | | | | |

SNH model, fase 3: kans dat een vogel uitwijkt

De berekening in fase 2 geeft een aanvaringskans voor de vogels die doorheen het rotorvlak vliegen, zonder rekening te houden met het feit dat een deel van de vogels de windturbines (rotorvlak en/of volledig windpark) zullen ontwijken als reactie op de aanwezigheid ervan. De SNH geeft hiervoor ook waarden, die gebaseerd zijn op de resultaten van monitoring bij bestaande windturbines. Deze waarden worden regelmatig aangepast. De meest recente aanbevelingen zijn op de SNH website terug te vinden.

Voor het bepalen van het aantal aanvaringssslachtoffers bij geplande windparken, worden in het SNH model waarden gebruikt van totaal uitwijkgedrag ("total avoidance rate" = TA). In dat geval is dit totaal uitwijkgedrag een combinatie van macro-uitwijking (vogels die het volledige windpark ontwijken) en micro-uitwijking (vogels die de turbines binnen het windpark ontwijken), waarbij:

$$(1 - \% \text{ totale uitwijking}) = (1 - \% \text{ macro-uitwijking}) \times (1 - \% \text{ micro-uitwijking})$$

De uitwijkpercentages op land zijn vrij gelijkaardig met de gevonden waarden voor offshore windparken (Everaert *et al.*, 2011; Krijgsveld *et al.*, 2011; Rydell *et al.*, 2012) hoewel we zeker overdag kunnen verwachten dat macro-uitwijking op zee groter kan zijn omdat de windparken daar meer opvallen in het landschap. Bij offshore onderzoek, werd ook vastgesteld dat plaatselijke (overwinterende) vogels doorgaans minder uitwijken tijdens hun dagelijkse vliegbewegingen dan vogels op seizoenstrek (Blew *et al.*, 2008).

De vastgestelde uitwijkpercentages in bestaande windparken van het aandeel vogels dat een windpark volledig ontwijkt, tonen vaak grote variaties. De verschillen kunnen afhankelijk zijn van factoren zoals soortgroep, afstand waarop verstoring optreedt, vliegrichting t.o.v. oriëntatie van de windturbines, eigenschappen van het windpark (tussenafstand) en weersomstandigheden (Fijn *et al.*, 2012). De onderzoeksresultaten moeten met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

In Cook *et al.* (2012) is het fenomeen van macro- en/of micro-uitwijking uitgebreider besproken. Er is duidelijk nood aan meer onderzoek om de huidig aanbevolen uitwijkpercentages verder te optimaliseren in de toekomst. De SNH adviseert voor het gebruik in hun model vanuit voorzorg (= worst-case) een totale uitwijking van 98% en uitzonderlijk voor enkele soorten 95% (Scottish Natural Heritage, 2010). Voor bepaalde soortgroepen zal wellicht een groter uitwijkpercentage gelden. Deze grotere uitwijkpercentages kunnen als gemiddelde situaties worden gehanteerd. Zo zijn in Maclean *et al.* (2009), Krijgsveld *et al.* (2011), en de recente aanbevelingen van de SNH ook totale uitwijkpercentages vermeld van 99% (o.a. sterns en eenden) en zelfs 99,8% (ganzen).

Er kan dus best ook een gradatie worden gemaakt tussen een gemiddelde situatie (zie meest recente aanbevelingen op de SNH website) en een worst-case situatie met TA = 95 of 98%.

SNH model, fase 4: berekening van aantal aanvaringslachtoffers

Uit de gegevens van fase 1 tot 3, kan uiteindelijk het mogelijk aantal aanvaringslachtoffers worden berekend, op basis van de formule:

$$S = N \times C \times NA$$

S = aantal aanvaringslachtoffers

N = aantal vogels dat (jaarlijks) doorheen de rotoren vliegt (zie fase 1)

C = % kans dat een vogel die doorheen het rotorvlak vliegt in aanvaring komt (zie fase 2)

NA = % kans dat een vogel niet uitwijkt voor de windturbines = 100 - TA (zie fase 3)

Er kan best gebruik gemaakt worden van een **gemiddelde en worst-case** inschatting, op basis van een combinatie van gemiddelde & worst-case waarden voor zowel het aantal overvliegende vogels als voor de mogelijke uitwijkpercentages. Deze onzekerheid vertaalt zich in het significantiekader (zie verder in deel 5), met hiervoor volgende algemene regel:

Gemiddeld = gemiddeld aantal vogels overvliegend & gemiddeld uitwijkpercentage.

Worst-case = gemiddelde + standaarddeviatie (SD) van het aantal vogels overvliegend & worst-case (min.) uitwijkpercentage.

4.3 Verstoring en mortaliteit bij vleermuizen

THEORETISCH KADER

In vergelijking met vogels, zijn voor vleermuizen nog grotere onzekerheden over afstandscriteria voor mogelijk verstorende effecten. De afstand waarop vleermuizen nog ultrasone geluiden detecteren (zie Bijlage 4.7 in Everaert *et al.*, 2011) zal hier van belang zijn. Deze afstand gaat voor de meest gevoelige soort tot maximum ongeveer 150 meter.

Inzake mortaliteit (aanvaringskansen door de wieken of luchtdrukverschillen) is de beschikbare kennis voor vleermuizen nog minder eenduidig dan bij vogels. Toch zijn er al globale resultaten beschikbaar. Uit een review van de gepubliceerde studies in Europa, blijkt dat de grootste aantallen aanvaringslachtoffers worden gevonden bij boomrijke berghellingen, diverse bosrijke gebieden en langs de kust (5-20 /turbine /jaar). Maar ook in structuurrijke landbouwgebieden (b.v. met relatief veel verspreide kleine landschapselementen) worden hogere aantallen slachtoffers gevonden (2-5 /turbine /jaar) in vergelijking met meer open landbouwgebieden (0-3 /turbine /jaar), en langs rivieren kunnen de effecten ook groter zijn (Rydell *et al.*, 2010). In Europese windparken is de mortaliteit met turbines binnen de 100 meter van bossen hoger dan gemiddeld (Rydell *et al.*, 2010).

Met betrekking tot veilige afstanden, geeft men in review studies vaak de algemene aanbeveling om bij voorkeur (vanuit voorzorg) een afstand van ongeveer 200 meter te vrijwaren tot zones waar regelmatig relatief veel vleermuizen aanwezig zijn (jachtgebieden) en 500 meter tot belangrijke verblijfplaatsen zoals broedplaatsen en overwinteringslocaties (Winkelman *et al.*, 2008; Rodrigues *et al.*, 2008; Natural England, 2009a+b, DNF-DEMNA, 2010; Hundt, 2012). Lokaal onderzoek kan bepalen of een kleinere afstand mogelijk is (zie hiervoor verder in Everaert *et al.*, 2011).

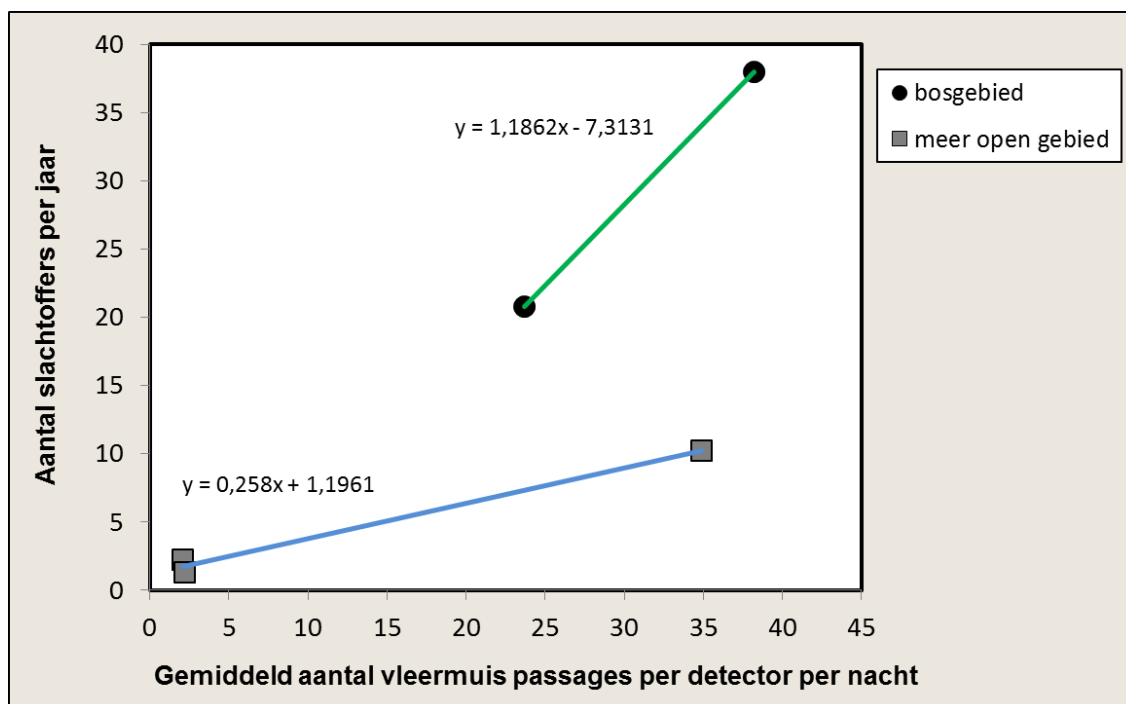
Voor vleermuizen zal de opmaak van een kwantitatieve effectenanalyse voor geplande windturbines vaak onmogelijk zijn of minstens heel moeilijk, aangezien er onvoldoende kennis beschikbaar is over aanvaringskansen en uitwijkgedrag. Bovendien zijn de (plaatselijke) vliegbewegingen vleermuizen vaak erg complex en dus moeilijk te kwantificeren en in kaart te brengen.

Gemengde modellering zoals voorgesteld door Korner-Nievergelt *et al.* (2013) kan in de toekomst mogelijk een oplossing bieden, zowel voor vogels als vleermuizen (zie ook methode 3 in deel 4.2).

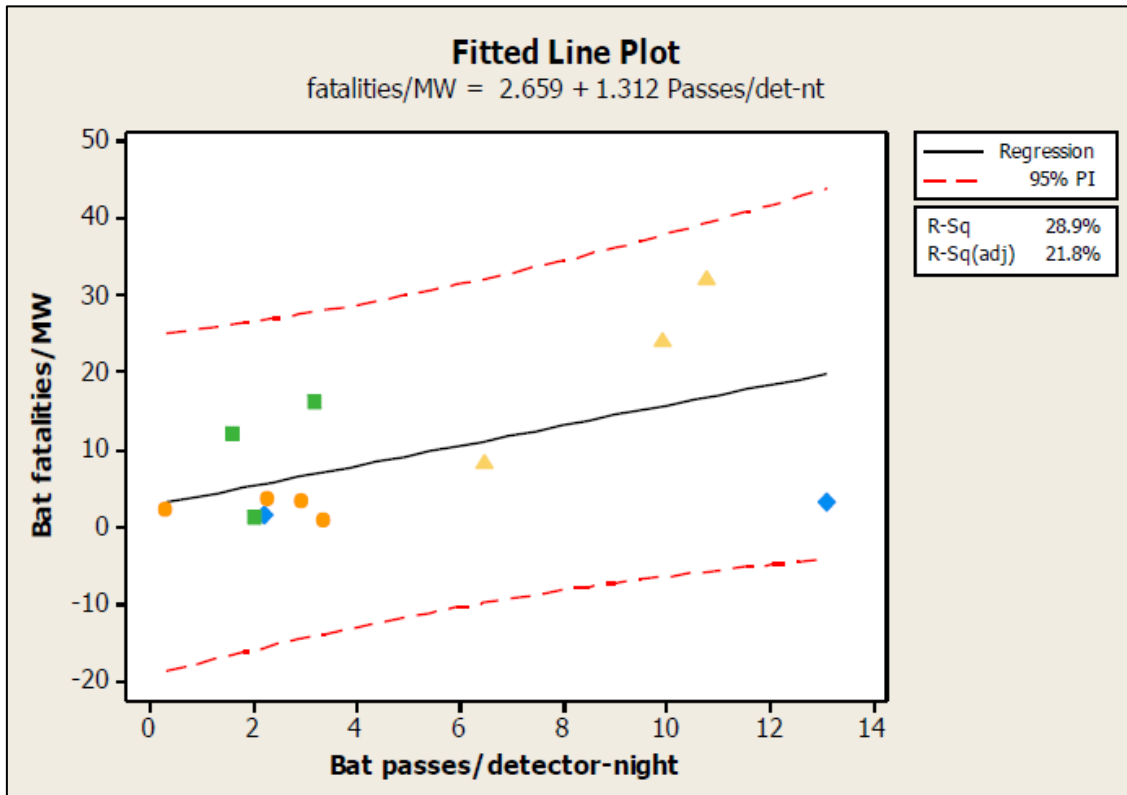
Enkele studies in bestaande windparken in de VS geven nuttige informatie over aanvaringskansen. Hier werd vastgesteld dat bij een hoge vleermuisactiviteit (in aanwezigheid van windturbines) ook effectief meer slachtoffers vallen, en dat deze relatie het sterkst is in bosgebied (Kunz *et al.*, 2007; Stantec Consulting, 2010; Jain *et al.*, 2011; zie ook figuur 2). Dergelijke informatie kan gebruikt worden om bij geplande windturbines een globale inschatting te maken van het mogelijk aantal slachtoffers (bijvoorbeeld ook bij vergelijkingen tussen verschillende scenario's).

In de tot nu toe meest volledige review van alle gepubliceerde studies waarbij een vergelijking kon gemaakt worden tussen de vleermuisactiviteit voordat de windturbines werden geplaatst en het aantal aanvaringslachtoffers na de bouw van de turbines (Hein *et al.*, 2013), werden volgende conclusies getrokken (zie ook figuur 3):

- Er is een zwakke positieve relatie tussen het aantal vleermuis detecties per nacht en het aantal slachtoffers per MW windturbine. Deze relatie is echter niet statistisch significant. Bij één studie van 5 locaties werd voor grote windturbines (masthoogte >65m) wel een statistisch significante relatie gevonden.
- Een positieve relatie tussen activiteit voordat de turbines worden geplaatst en slachtoffers na de plaatsing, zal vooral duidelijk gemaakt kunnen worden als aanvaringen toevallig zijn (random) en vleermuizen niet worden aangetrokken door windturbines. Onderzoek met warmtebeeldcamera's toont echter aan dat vleermuizen wel kunnen worden aangetrokken door windturbines. Deze resultaten suggereren dat aanvaringen niet random zijn.
- Er zijn grote variaties in de resultaten.



Figuur 2. Mogelijke relatie tussen gemiddeld aantal vleermuis passages (t.h.v. windturbines) en het berekend aantal aanvaringslachtoffers in resp. bosgebieden en meer open gebieden (originele gegevens uit Kunz *et al.*, 2007), met aanduiding van de mogelijke lineaire trendlijn. Door de beperkte gegevens moet deze relatie met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden.



Figuur 3. Lineaire regressie met 95% betrouwbaarheidsinterval voor 12 gekoppelde studies waarbij vleermuisactiviteit ("Bat passes/detector-night") voor het plaatsen van windturbines werd vergeleken met het aantal aanvaringsslachtoffers na de bouw, gecorrigeerd naar slachtoffers per MW windturbine ("Bat fatalities/MW"). Groene waarden = Eastern Forest Region, oranje waarden = Basin-Desert Region, blauwe waarden = Great Plains Region, oranje waarden = Midwest Region. Figuur uit Hein *et al.* (2013).

HUIDIG HAALBARE INVULLING IN VLAANDEREN

Op basis van de review in Hein *et al.* (2013) blijft het onzeker of bat-detector tellingen voordat de turbines worden geplaatst, gebruikt kunnen worden voor het correct voorspellen van het aantal slachtoffers. Op basis van één studie (van 5 windpark locaties) bij grote windturbines – waarbij een statistisch significante relatie werd aangetoond tussen het aantal vleermuis detecties per nacht (voordat de turbines werden gebouwd) en het aantal slachtoffers per MW windturbine – zou dit wel gelden (zie boven). De gegevens in figuur 3 kunnen daarom wel gebruikt worden voor een globale kwalitatieve inschatting om aan te geven of er relatief weinig of veel vleermuizen risico kunnen lopen.

Bijkomend kan de hierboven genoemde indeling van habitattypes in Rydell *et al.* (2010), gecombineerd met gegevens uit figuur 2, ook hulp bieden om de kwalitatieve inschatting te maken op basis van het type habitat. Bepaalde doorgaans meer hoogvliegende soorten zullen ook gevoeliger zijn (zie deel 1.2, 3.1.3, en 3.2.4 in Everaert *et al.*, 2011) en dit kan ook meegenomen worden in de kwalitatieve effectenanalyse.

In een dergelijke analyse (daar waar mogelijk met kwantitatieve elementen) is een gemiddelde en worst-case benadering ook aangewezen. Deze analyse kan deels steunen op een experten-oordeel.

4.4 Cumulatieve effecten

THEORETISCH KADER

Cumulatieve effecten met bestaande of concreet geplande windparken, of met andere relevante plannen of projecten, moeten steeds redelijkerwijs worden meegenomen in de inschatting van de mogelijke effecten. De combinatie van verschillende projecten of plannen, kan de significantie van effecten immers beïnvloeden (Europese Commissie, 2010; Scottish Natural Heritage, 2012).

Cumulatieve effecten kunnen volgens Scottish Natural Heritage (2012) worden onderzocht in geval van:

- nieuwe projecten en plannen in combinatie met één of meerdere bestaande of goedgekeurde projecten en plannen;
- een uitbreiding van bestaande of goedgekeurde projecten en plannen;
- meerdere tegelijkertijd aangevraagde projecten en plannen;
- combinaties van bovenstaande mogelijkheden.

Om de energievoorziening in totaliteit te beoordelen, zouden ook de positieve effecten (koppeling met klimaatwijziging) globaal kunnen worden meegenomen bij de analyse van cumulatieve effecten. Hiervoor zijn er op dit moment nog te weinig kwantitatieve gegevens.

HUIDIG HAALBARE INVULLING IN VLAANDEREN

Bij de toepassing van grenswaarden voor negatieve effecten, ontstaat doorgaans het probleem dat cumulatieve effecten door meerdere bestaande of geplande verstoringsbronnen of bronnen van mortaliteit moeilijk kunnen bepaald worden. Het is bij individuele projectaanvragen ook onrealistisch om een volledige analyse van alle mogelijke cumulatieve effecten te bespreken, als de nodige informatie hiervoor niet beschikbaar is (Scottish Natural Heritage, 2006). Doorgaans zal het wel mogelijk zijn om minstens de cumulatieve negatieve effecten door recente gelijkaardige projecten en plannen van windturbines mee in rekening te brengen. In geval van de effectgroep mortaliteit, waarbij voor het bepalen van mogelijk betekenisvolle effecten een vergelijking gemaakt wordt met een gemiddelde 'bestaande sterfte' in de populatie (zie deel 5), dient hiervoor enkel rekening gehouden te worden met cumulatieve effecten die niet onder deze bestaande sterfte vallen.

5 INFORMATIE VOOR HET SIGNIFICANTIEKADER

Met het significantiekader schat men in of de effecten (die bepaald worden via het beoordelingskader) al dan niet betekenisvolle gevolgen hebben op vogels of vleermuizen. Het significantiekader vertaalt de effecten naar een significantiescore.

In een significantiescore kan een gradatie worden gemaakt. De indeling (zoals bij MER) bestaat uit: verwaarloosbaar (0), gering negatief (-1), matig negatief (-2) en sterk negatief (-3).

In dit hoofdstuk over het significantiekader, worden daar waar mogelijk drempelwaarden voorgesteld die aangeven of een effect betekenisvol (= aanzienlijk) kan zijn voor een populatie. Dit komt overeen met een mogelijk "sterk negatief" effect. Omwille van onzekerheden bij de effect-parameters (b.v. verstoringafstanden, aanvaringskansen, uitwijkpercentages, zie deel 4) maar ook bij de drempelwaarden voor populatie-effecten zelf (zie verder), stellen we voor om het onderscheid tussen matig en sterk negatief te maken op basis van de onzekerheidsmarges van de effect-parameters en aantal aanwezige of overvliegende vogels of vleermuizen.

- verwaarloosbaar/gering negatief: geen of niet-meetbare effecten, en wel meetbare effecten die echter niet matig of sterk negatief zijn.
- matig negatief: effecten verwacht op basis van een effectberekening met een worst-case benadering.
- sterk negatief (= betekenisvol): effecten verwacht op basis van een effectberekening met zowel een gemiddelde als worst-case benadering.

Net zoals bij het beoordelingskader, kan het in beeld brengen van al dan niet mogelijk betekenisvolle effecten **zowel kwalitatief als kwantitatief** gebeuren. Hiervoor zijn in **hoofdstuk 3 (te behandelen soorten en methodiek)** al aanbevelingen opgenomen. Onderstaande informatie geeft vooral een aanzet voor in het geval van een kwantitatieve benadering.

De onderstaande aanzet voor opmaak van een significantiekader, heeft zijn beperkingen qua volledigheid en zekerheid. Er zijn wel een aantal literatuurgegevens beschikbaar waarbij enkele globale voorstellen van drempelwaarden voor effecten op populaties kunnen worden aangebracht. Maar om de effecten te kunnen voorspellen en afwegen, zou specifiek op niveau Vlaanderen (strategisch niveau) een uitgebreid referentiekader kunnen gemaakt worden (zie ook kennisleemtes en aanbevelingen in deel 7).

5.1 Verstoring in het leefgebied van vogels

THEORETISCH KADER

Onderstaande informatie kan nuttig zijn om te bepalen of er al dan niet een effect op de grootte of kwaliteit van het leefgebied van de populatie kan optreden.

Op basis van populatiemodellen voor 250 vogelsoorten die regelmatig langs de Noordzee en aan de kust in Duitsland doortrekken of er tijdelijk verblijven of broeden, werd in Dierschke *et al.* (2003) voorgesteld om te spreken van een betekenisvol effect op de populatie, als het verstoringseffect een blijvend habitatverlies veroorzaakt voor minstens 1% van de nationale populatie in een bepaald seizoen (winter- en/of doortrekperiode, broedperiode). In een aantal- en trendstudie betreffende veranderingen in aantallen pleisterende watervogels (voornamelijk eenden en ganzen) in Nederland, werd ook gesteld dat een aantalsafname van meer dan 1% per jaar op lange termijn een betekenisvol effect op de populatie kan genoemd worden (van Eerden *et al.*, 2005). Dergelijke afname kan echter het gevolg zijn van diverse invloeden en kan betrekking hebben op zowel verstoring als mortaliteit.

Een betekenisvol effect kan ontstaan wanneer de hoeveelheid voldoende geschikte leefgebieden (b.v. bepaald mede op basis van instandhoudingsdoelstellingen) een bottleneck gaan vormen. De draagkracht van het geëvalueerde gebied zal dus ook van belang zijn.

HUIDIG HAALBARE INVULLING IN VLAANDEREN

Bij een kwalitatieve analyse zonder gebruik van drempelwaarden, kan op basis van experten-kennis o.m. een evaluatie gemaakt worden van de mate van verstoring in het leefgebied, mede op basis van het belang (waarde) van dit verstoorde leefgebied en de staat van instandhouding van de soort.

Voor een kwantitatieve analyse (zie ook aanbevelingen in deel 3) en mede naar analogie met de effectgroep mortaliteit (zie deel 5.2), kunnen momenteel onderstaande drempelwaarden en criteria (Tabel 6) aanbevolen worden om effecten op een populatie te evalueren, wetende dat momenteel een referentiekader op niveau Vlaanderen ontbreekt.

1% drempel: gevoelige soorten, volgens de criteria:

- indien er Gewestelijke instandhoudingsdoelen (Paelinckx *et al.*, 2009) zijn opgemaakt: wanneer de populatiegrootte in Vlaanderen kleiner is dan de populatiedoelstelling, of er zijn onvoldoende gegevens om dit te bepalen.
- indien er geen Gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer er een negatieve trend is in de Vlaamse populatie, of onvoldoende gegevens.

5% drempel: minder gevoelige soorten, volgens de criteria:

- indien er Gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer de populatiegrootte in Vlaanderen minstens gelijk is aan de doelstelling.
- indien er geen Gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer er een stabiele of positieve trend is in de Vlaamse populatie.

Tabel 6. Criteria en achtergrond voor het globaal bepalen van mogelijke significantie van effecten.

| Effect op de lokale (of regionale) populatie | |
|---|--|
| Blijvend jaarlijks habitatverlies of verstoring (zie criteria deel 4.1) voor $\geq 1\%$ en $< 5\%$ van de populatie | Mogelijk effect voor gevoelige soorten |
| Blijvend jaarlijks habitatverlies of verstoring (zie criteria deel 4.1) voor $\geq 5\%$ van de populatie | Mogelijk effect |

De draagkracht van het geëvalueerde (hier lokaal) niveau, zal mee bepalen of er een effect op een populatie kan optreden. Bepaalde vogels (zeker doortrekkende en overwinterende) kunnen zich soms gemakkelijk verplaatsen binnen dat niveau, zonder dat daarbij een werkelijk effect (door vermindering in kwaliteit van een deel van het leefgebied) kan optreden in de lokale populatie. Die draagkracht zal verschillend zijn per onderzocht niveau, want verschillende lokale factoren spelen hier een rol. Dergelijke optionele detailanalyse vergt dus een uitgebreide studie van de leefgebieden op dat niveau. Deze draagkracht kan (waar mogelijk) wel meegenomen worden in de analyse om het procentueel aandeel vogels te bepalen die werkelijk blijvend habitatverlies of verstoring ondervinden op dat niveau.

Meer aanbevelingen betreffende het gebruik van gemiddelde en maximale populatiegroottes in Vlaanderen, alsook voor het bepalen van recente trends en staat van instandhouding, is beschreven in de laatste paragrafen van deel 5.2.

5.2 Mortaliteit bij vogels

THEORETISCH KADER

Als er voldoende betrouwbare informatie over populatiegrootte en leefgebied beschikbaar is, alsook enige informatie over populatiedynamiek van soorten (b.v. bestaande jaarlijkse sterfte), kunnen aan de significantiecriteria kwantitatieve elementen worden toegevoegd. Bij gebrek aan dergelijke informatie, zal enkel een meer kwalitatieve analyse mogelijk zijn (b.v. evaluatie inzake het belang van de verstoorde populatie op niveau Vlaanderen). Onderstaande informatie kan nuttig zijn om te bepalen of er al dan niet een effect op de populatie kan optreden.

Voor het relatief eenvoudig en snel kwantitatief bepalen van mogelijk betekenisvolle effecten door aanvaring van vogels met geplande windturbines, kan de verhouding van het jaarlijks aantal aanvaringslachtoffers met de bestaande jaarlijkse sterfte in de populatie onderzocht worden. Ook voor bijvoorbeeld de effecten van bijzondere jacht, is een methode met de 'jaarlijkse mortaliteit' parameter aanbevolen (Europese Commissie, 2008). Dit is evenwel een methode die niet alle factoren in rekening neemt die kunnen meespelen in de complexe dynamiek van populaties. Een sterke veerkracht van een populatie, kan er bijvoorbeeld voor zorgen dat de uitkomst resulteert in een kleiner effect dan aanvankelijk berekend. Een soort met een negatieve trend in de aanwezige populatieaantallen in Vlaanderen, zal ook gevoeliger zijn voor bijkomende effecten, dan een soort met een sterk toenemende trend. Indien mogelijk moeten belangrijke factoren zoals veerkracht, trend in de populatiegrootte en staat van instandhouding dus mee in rekening worden gebracht. Ook het belang van de aanwezige populatie (b.v. regionaal of zelfs internationaal belangrijk) kan meegenomen worden in de evaluatie.

In kader van individuele (kleine) projecten, zal het meestal onhaalbaar zijn om de mogelijke effecten met een uitgebreid populatiemodel te berekenen. Dergelijke modellering is meer haalbaar bij langlopende monitoring van windparken en op strategisch niveau voor het bepalen van cumulatieve effecten op regionaal (=gewestelijk) tot internationaal niveau (zie Dierschke *et al.* (2003); Poot *et al.* (2011)). Bijvoorbeeld; omwille van een potentieel cumulatief effect op de populatie van rode wouw in Duitsland, werd in een uitgebreid populatiemodel uitgerekend dat jaarlijks ongeveer 3% van de populatie in aanvaring komt met Duitse windturbines en dat de drempel voor betekenisvolle populatie-effecten daar op ongeveer 4% ligt (Bellebaum *et al.*, 2013).

Op basis van een uitgebreidere analyse met populatiemodellen van 250 vogelsoorten die jaarlijks langs de Noordzee trekken, werd gesteld dat een toename van maximaal 5% van het bestaande jaarlijkse sterftcijfer aanvaardbaar lijkt om betekenisvolle effecten op termijn te vermijden (Dierschke *et al.*, 2003; NERI, 2000). De resultaten uit het model van Hötker *et al.* (2006) tonen gelijkaardige trends als deze van Dierschke *et al.* (2003) en de drempel voor betekenisvolle effecten in het recente model voor de rode wouw in Duitsland (Bellebaum *et al.*, 2013) ligt ook binnen die 5%.

Een bijkomend en blijvend sterftcijfer dat minder is dan 1% van de bestaande jaarlijkse sterfte binnen een populatie, wordt door de Europese Commissie (mede op basis van advies van het wetenschappelijke ORNIS-comité) aanzien als aanvaardbaar risico omdat hierdoor mathematisch slechts een relatief 'klein aantal' van de populatie wordt aangetast aangezien dergelijk effect kleiner is dan de onzekerheidsmarges bij reproductie en mortaliteit (Europese Commissie, 2000a & 2008). Enkele arresten van het Europees Hof van Justitie, maken duidelijk dat deze 1% drempel als maatstaf kan worden gebruikt om te oordelen over mogelijk betekenisvolle effecten op populaties (Europese Commissie, 2008).

Als ondergrens is de 1% drempel daarom aannemelijk om mogelijk betekenisvolle effecten op een populatie in eerste instantie (indicatief) te voorspellen. Een differentiatie van de 1% en 5% drempelwaarden wordt ook vermeld in het gidsdocument ter verduidelijking van de Vogelrichtlijn m.b.t. mortaliteit door afwijkingen op de gewone jachtwetgeving:

"Voor ruimschoots aanwezige soorten met een gunstige staat van instandhouding kan een onttrekking van meer dan 1% van de drempel (tot 5% van de jaarlijkse mortaliteit) worden overwogen, na een diepgaande wetenschappelijke analyse door de bevoegde autoriteit die de afwijking vergunt. Dit zou zijn om te verifiëren of de afwijking niet onvereenigbaar is met de doelstellingen van de richtlijn" (Europese Commissie, 2008).

Doorgaans worden bovenstaande eenvoudige (globale) drempelwaarden in de analyse met populatiemodellen gedefinieerd op niveau van een regionale, nationale of zelfs internationale (biogeografische) populatie. Dezelfde drempel kan echter ook gebruikt worden om een effect op kleinere schaal te evalueren. In de praktijk is het immers in de meeste gevallen aangeraden om de effecten minstens op lokaal niveau te evalueren (zie toelichting in deel 3).

HUIDIG HAALBARE INVULLING IN VLAANDEREN

Bij een kwalitatieve analyse zonder gebruik van drempelwaarden, kan op basis van experten-kennis o.m. een evaluatie gemaakt worden van het risico op effecten, mede op basis van bijvoorbeeld de staat van instandhouding van de soort of soortgroep.

Voor een kwantitatieve analyse (zie ook aanbevelingen in deel 3), kunnen momenteel onderstaande drempelwaarden en criteria (Tabel 7) aanbevolen worden om effecten op een populatie te evalueren, wetende dat momenteel een referentiekader op niveau Vlaanderen ontbreekt.

1% drempel: gevoelige soorten, volgens de criteria:

- indien er Gewestelijke instandhoudingsdoelen (Paelinckx *et al.*, 2009) zijn opgemaakt: wanneer de populatiegrootte in Vlaanderen kleiner is dan de populatiedoelstelling, of er zijn onvoldoende gegevens om dit te bepalen.
- indien er geen Gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer er een negatieve trend is in de Vlaamse populatie, of onvoldoende gegevens.

5% drempel: minder gevoelige soorten, volgens de criteria:

- indien er Gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer de populatiegrootte in Vlaanderen minstens gelijk is aan de doelstelling.
- indien er geen Gewestelijke instandhoudingsdoelen zijn opgemaakt: wanneer er een stabiele of positieve trend is in de Vlaamse populatie.

Tabel 7. Criteria en achtergrond voor het globaal bepalen van mogelijke significantie van effecten.

| Effect op de lokale (of regionale) populatie | |
|--|--|
| Blijvend jaarlijks aantal slachtoffers $\geq 1\%$ en $< 5\%$ van de bestaande jaarlijkse sterfte in de populatie | Mogelijk effect voor gevoelige soorten |
| Blijvend jaarlijks aantal slachtoffers $\geq 5\%$ van de bestaande jaarlijkse sterfte in de populatie | Mogelijk effect |

Gegevens over gemiddelde jaarlijkse bestaande sterfte van volwassen en onvolwassen vogels voor verschillende soorten, kunnen bij voorkeur (indien aanwezig) gehaald worden uit de bijlage van Europese Commissie (2008), of anders afgeleid van de overlevingspercentages op de website van British Trust for Ornithology (www.bto.org, zie 'About birds-Birdfacts') of uit Poot *et al.* (2011). Deze waarden worden o.m. bepaald uit terugmeldingen van geringde vogels, maar ook uit de aantalsveranderingen in combinatie met gegevens over het broedresultaat. Het gebruik van gemiddelde waarden voor NW-Europa (of Vlaanderen indien beschikbaar) is aanbevolen, voor jachtwild-soorten best ook met een vergelijkbare situatie voor Vlaanderen. Indien een verschil kan gemaakt worden tussen volwassen en onvolwassen vogels (die gegevens zijn echter niet altijd beschikbaar), moet getracht worden om dit ook apart te analyseren. Vanuit voorzorg kan bij gebrek aan voldoende informatie het sterftcijfer van adulte vogels gebruikt worden. Bemerkt dat deze gemiddelde sterftcijfers veelal minder recent zijn en betrekking hebben op natuurlijke sterfte en bestaande sterfte door historisch antropogene invloeden zoals jacht en hoogspanningslijnen.

Gegevens over gemiddelde en/of maximale populatiegroottes voor de opmaak van de 'Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines - versie 2011 (gegevens van 2000-2010) zijn in Everaert *et al.* (2011) weergegeven, maar bij voorkeur dienen steeds ook de gemiddelde en maximale waarden met de meest actuele gegevens meegenomen te worden. Bemerkt wel dat de gegevens over populatiegroottes gebaseerd zijn op tellingen, en er dus kan verwacht worden dat de werkelijke populatie bij bepaalde soorten groter kan zijn. Het gebruik van die gegevens bij het evalueren van mogelijke effecten, is wel mogelijk (als eerste indicatie), zeker als het aantal vogels die een effect kunnen ondervinden ook op basis van dergelijke tellingen zijn bepaald. Voor moeilijk te tellen overwinterende soorten kan best het gemiddelde van de wintermaxima worden gebruikt, en voor goed te tellen overwinterende

soorten kan ook gewerkt worden met het seizoens-gemiddelde (gemiddelde van alle watervogeltellingen gespreid in de winterperiodes).

Gegevens over trends in populatiegroottes van diverse soorten in Vlaanderen (populaties van zowel overwinterende als broedende soorten), worden vanaf eind 2013 beschikbaar op het INBO, in kader van de verplichte rapportering naar Europa. De staat van instandhouding (i.k.v. Vogel- en Habitatrichtlijnsoorten) wordt bepaald door factoren zoals areaal, populatie, habitat en toekomstperspectieven (Paelinckx *et al.*, 2009). De meest recente gegevens hierover zijn ook beschikbaar op het INBO.

5.3 Verstoring en mortaliteit bij vleermuizen

THEORETISCH KADER

Er bestaan momenteel geen (globale) voorstellen van drempelwaarden om betekenisvolle effecten op een populatie vleermuizen te vermijden. In de meeste gevallen zijn er sowieso al onvoldoende gegevens over de aanwezige populatiegroottes.

In Rydell *et al.* (2012) werd op basis van een populatiemodel voor vleermuizen in Zweden voorspeld dat bij een toename van 1000 naar 5000 windturbines (ook windturbines in bosgebied), de populaties van bepaalde soorten betekenisvol kan worden aangetast. Ook in Hötcker *et al.* (2006) geeft men op basis van een eenvoudig populatiemodel de probleemstelling weer. Het is dus belangrijk om zeker in risicogebieden (zie Everaert *et al.*, 2011) de mogelijke effecten op de populatie kwantitatief of minstens kwalitatief te onderzoeken zodat cumulatieve effecten van meerdere windparken ook zo beperkt mogelijk kunnen gehouden worden.

HUIDIG HAALBARE INVULLING IN VLAANDEREN

Er is een gebrek aan betrouwbare lokale of regionale populatieschattingen van vleermuizen in Vlaanderen. Eventuele populatiemodellering (incl. effecten) is ook niet beschikbaar. Hierdoor is het voorlopig niet mogelijk om het potentieel effect op een populatie voldoende betrouwbaar (en kwantitatief) in te schatten.

Er kan wel een kwalitatieve benadering gemaakt worden. Om globale en voorzichtige uitspraken te doen inzake betekenisvolle effecten bij geplande windturbines, kan bijvoorbeeld bepaald worden of het plangebied een hoge waarde heeft voor vleermuizen (in vergelijking met een gemiddelde situatie van aanwezige vleermuis-aantallen in Vlaanderen) en of er relatief grote aantallen slachtoffers kunnen vallen (in vergelijking met literatuurgegevens uit bestaande windparken).

6 MILDERENDE EN COMPENSERENDE MAATREGELEN

Wanneer een effectenanalyse de mogelijkheid van matig tot sterk negatieve effecten niet kan uitsluiten, kan onderzocht worden of milderende en/of compenserende maatregelen mogelijk zijn. Het toepassen van dergelijke maatregelen, kan ervoor zorgen dat effecten kunnen worden beperkt. Dit kan gebeuren in een aanvulling van de effectenanalyse. Een samenvatting van diverse mogelijke milderende maatregelen, alsook beknopte juridische informatie m.b.t. compenserende maatregelen, is al weergegeven in Everaert *et al.* (2011).

Milderende maatregelen zijn erop gericht de negatieve gevolgen van een project of plan hetzij tijdens de uitvoering daarvan, hetzij achteraf, te beperken of zelfs te neutraliseren (Europese Commissie, 2000b; Antea Belgium, 2012). Een goede locatiekeuze blijft uiteraard steeds de beste milderende maatregel. Maar in sommige gevallen kunnen meer flexibele maatregelen worden overwogen. Milderende maatregelen kunnen gaan over wijzigingen in het windturbine-inplantingsplan of de inrichting van habitats (voor soorten) in het project of plangebied, wijzigingen in de operationaliteit van windturbines, enz. Specifiek inzake de operationaliteit van windturbines, kunnen nog volgende zaken verduidelijkt worden:

Indien de aanvaringskans zich beperkt tot specifieke periodes in de tijd, kan voor vogels onderzocht worden of het effect beperkt kan worden door de windturbines in die periodes tijdelijk of volledig stil te leggen.

Aangezien vleermuizen vooral bij lage windsnelheden als aanvaringslachtoffer worden vastgesteld, kan in sommige gevallen onderzocht worden om windturbines gedurende risicoperiodes pas bij hogere windsnelheden te laten draaien (de zogenaamde 'cut-in speed' verhogen). Er is overtuigend bewijs gepubliceerd dat de effectiviteit van deze maatregel bevestigde. Tijdens experimenteel onderzoek werden door het verhogen van de 'cut-in speed' reducties tot ongeveer 90% vastgesteld in het aantal aanvaringslachtoffers, terwijl het verlies aan elektriciteitsproductie doorgaans onder de 1% bleef (EUROBATS, 2012; Arnett *et al.*, 2013; Chirotech, 2013). De maatregel heft de effecten niet volledig op (vastgestelde reducties variëren van ongeveer 40% tot 90%). Er kan een significante vermindering van het aantal aanvaringslachtoffers worden verkregen, door de normale cut-in speed (meestal ongeveer 3,5 m/s) te verhogen met minstens 1,5 m/s. Er zijn indicaties dat een verdere verhoging (+ 1,5 tot 3,0) nog betere resultaten kan opleveren. Zo werd in een recente studie bij een cut-in speed verhoging van 3,5 naar 5,0 en 6,5 m/s een reductie vastgesteld van resp. 50% en 78% (Good *et al.*, 2011). Een eerdere studie kon echter geen significant verschil vinden in de reductie van het aantal slachtoffers bij een cut-in speed van 5 m/s en 6,5 m/s (Arnett *et al.*, 2011; Arnett *et al.*, 2013). De doeltreffendheid van het verschil tussen 5,0 en 6,5 m/s vergt nog nader onderzoek (Arnett *et al.*, 2013). Voor het bepalen van risicoperiodes, zijn er ook al automatische systemen beschikbaar die gekoppeld zijn aan het verhogen van de cut-in speed (Chirotech, 2013).

Compenserende maatregelen, kunnen ruimtelijk los staan van het projectgebied. Ze kunnen dus elders worden uitgevoerd, opdat de negatieve effecten in het project- of plangebied worden gecompenseerd (Europese Commissie, 2000b).

Monitoring van de effecten (nadat de windturbines zijn geplaatst) kan eventueel een onderdeel zijn van een afsprakenkader rond milderende en/of compenserende maatregelen (Antea Belgium, 2012).

7 KENNISLEEMTES EN AANBEVELINGEN

Er zijn nog veel onzekerheden betreffende de informatie voor zowel het beoordelingskader als het significantiekader. Om deze informatie te verbeteren, is verder onderzoek aangeraden. Dergelijk onderzoek kan zich best focussen op volgende onderwerpen.

Informatie voor het beoordelingskader:

- Verstoringsafstanden (gemiddeld, maximaal) in de leefgebieden van vogels. Uitwerking van een methodologie die leidt tot data die een verstoringsmodel kunnen voeden;
- Uitwijkpercentages (voor volledig windpark of deels) tijdens de lokale vliegbewegingen en seizoenstrek van vogels en vleermuizen, bij verschillende omgevingsfactoren (open gebied, bos, industrie, enz.), voor opname in bestaande aanvaringskans-modellering;
- Aanvaringskansen van vogels en vleermuizen (gemiddeld, maximaal) bij verschillende omgevingsfactoren (open gebied, bos, industrie, enz.), voor opname in bestaande aanvaringskansmodellering.

Informatie voor het significantiekader:

- Bepalen van duurzame populatiegroottes en -kenmerken in Vlaanderen, waarbij rekening wordt gehouden met de ruimtelijke betekenis van Vlaanderen voor elke soort;
- Bepalen van actuele populaties en trends in Vlaanderen, en een eventuele strategie om tot duurzame populaties te komen (Gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen, soortbeschermingsplannen,...);
- Bepalen welke antropogene effecten toelaatbaar zijn zonder de duurzaamheid van de populaties in het gedrang te brengen, op basis van populatiemodellen specifiek voor Vlaanderen;
- Bepalen van het cumulatief effect door de bestaande windturbines in Vlaanderen;
- Bepalen van het gemiddeld toelaatbaar effect per geïnstalleerde MW aan windenergie.

Op basis van populatie-gevoeligheidsindexen werkt men in Duitsland momenteel aan algemene criteria voor de beoordeling van de sterfte van wilde dieren in kader van projecten en andere invloeden (Dierschke & Bernotat, 2012). Het model voor rode wouw in Duitsland (Bellebaum *et al.*, 2013) is een voorbeeld dat in Vlaanderen toepasbaar kan gemaakt worden voor bepaalde gevoelige soorten.

Een uitgebreid monitoringsprogramma zou kunnen onderzoeken wat de werkelijke effecten zijn in Vlaanderen tegenover de voorspelde effecten, inclusief de kennislacunes m.b.t. verstoring, uitwijkpercentages, aanvaringskansen, en ontbrekende data zoals gemiddelde bestaande mortaliteit en maximaal mogelijke antropogene effecten.

Strategische planning

De locatiekeuze blijft nog steeds de belangrijkste methode om mogelijke effecten te beperken (Winkelman *et al.* 200; Europese Commissie 2010). Dit is bij voorkeur dan ook de eerste fase bij het zoeken naar nieuwe windturbinelocaties. Strategische planning is een nuttig instrument om een relatief snelle ontwikkeling van windenergie over een groot gebied te bekomen, waarbij tegelijk belangrijke natuurwaarden vanuit het voorzorgsbeginsel gevrijwaard worden van eventuele effecten. Op die manier kunnen ook potentieel cumulatieve effecten zoveel mogelijk vermeden worden.

Het zoveel mogelijk vrijwaren van zeer belangrijke concentratiegebieden en trekroutes, is een algemene internationale aanbeveling (Birdlife Europe 2011), zeker op strategisch niveau. In Everaert *et al.* (2011) zijn hierrond al aanbevelingen geformuleerd. Gedetailleerd onderzoek kan uiteraard bepalen welke ontwikkelingsmogelijkheden er zijn in risicogebieden.

8 REFERENTIES / LITERATUUR

Antea Belgium (2012). Handleiding milderende maatregelen binnen het m.e.r., met het oog op een verduidelijking en betere doorwerking ervan. Definitieve handleiding. In opdracht van de Vlaamse overheid LNE, dienst MER.

Arnett E.B., Huso M.M.P., Schirmacher M.R. & Hayes J.P. (2011). Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:209-214.

Arnett E.B., Johnson G.D., Erickson W.P. & Hein C.D. (2013). A synthesis of operational mitigation studies to reduce bat fatalities at wind energy facilities in North America. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.

Band W., Madders M. & Whitfield DP. (2007). Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In "Lucas M., Janss GFE, Ferrer M., (eds). *Birds and Wind Farms. Risk assessment and mitigation*", p.259-275. Quercus.

Bellebaum J., Korner-Nievergelt F., Dürr T. & Mammen U. (2013). Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal of Nature Conservation*. Article in press, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2013.06.001>

Birdlife Europe (2011). Meeting Europe's Renewable Energy Targets in Harmony with Nature (eds. Scrase I. and Gove B.). The RSPB, Sandy, UK.

BMM (2002). Milieu-effectenbeoordeling van het project "Seanergy" ingediend door de tijdelijke vereniging Electrabel-Jan de Nul. Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee, Brussel.

BMM (2004). Bouw en exploitatie van een windmolenpark nabij de westelijke havendam van Zeebrugge in de Noordzee: Milieueffectenbeoordeling van het project ingediend door de n.v. SPE. Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee, Brussel.

Blew J., Hoffmann M., Nehls G. & Hennig V. (2008). Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark. Part I: Birds. Final report 2008. Universität Hamburg & BioConsult SH.

Bureau Waardenburg (2005). De schatting van het aantal aanvaringslachtoffers in windparken. Versie 02, juli/augustus 2005. Bureau Waardenburg.

Chamberlain D.E., Rehfisch M.M., Fox A.D., Desholm M. & Anthony SJ. (2006). The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148 (Suppl.1):198-202.

Chirotech (2013) Chirotech Assessment of research program 2006 - 2012. Powerpoint Presentatie. Zie ook <http://www.biotope.fr/index.php?theme=recherche>

Cook A., Johnston A., Burton W. & Burton N. (2012). A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. BTO research report number 618. Strategic ornithological support services, project SOSS-02. The British Trust for ornithology.

David K., Peeters H., Putzeys G., Van den Balck E., Heirman S., Cattrysse J. & De Clerck W. (2010). Project-MER Power Port Zeebrugge. Bouw van windturbines haven Zeebrugge. Grontmij Vlaanderen. Projectnummer 257426. In opdracht van Evelop Belgium.

de Lucas M., Janss G., Whitfield D. & Ferrer M. (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology* 45:1695-1703.

Devereux C., Denny M. & Whittingham M. (2008). Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 45:1689-1694.

Dierschke V., Hüppop O. & Garthe S. (2003). Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nordund Ostsee vorkommenden Vogelarten. *Seevögel* 24:61-72.

Dierschke V. & Bernotat D. (2012). Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen – unter besonderer Berücksichtigung der deutschen Brutvogelarten - Stand 02.11.2012 – draft report.

Dirksen S., Spaans A. & Van der Winden. J. (2007). Collision risks for diving ducks at semi offshore wind farms in freshwater lakes: a case study. In "Lucas M., Janss GFE, Ferrer M.,(eds). *Birds and Wind Farms. Risk assessment and mitigation*". Quercus 2007.

DNF-DEMNA (2010). Etude pre-implantatoire complémentaire relative aux chauves-souris requise par les services du DNF et du DEMNA pour une demande d'implantation d'éoliennes à moins de 200m des lisières forestières. Realisation : Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (Jérémy Simar & Thierry Kervyn). Département de la Nature et des Forêts (Sandrine Lamotte).

Eichhorn M., Johst K., Seppelt K. & Drechsler M. (2012). Model-based estimation of collision risks of predatory birds with wind turbines. *Ecology and Society* 17:1-12.

EUROBATS (2012). Report of the IWG on Wind Turbines and Bat Populations. 17th Meeting of the Advisory Committee. Dublin, Ireland, 15 – 17 May 2012. Doc.EUROBATS.AC17.6

Europese Commissie (2000a). Verslag van de Commissie over de toepassing van Richtlijn 79/409/EEG inzake het behoud van de vogelstand. Brussel, 29.03.2000. COM(2000)180.

Europese Commissie (2000b). Beheer van "Natura 2000"-gebieden. De bepalingen van artikel 6 van de habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG), Bureau voor officiële publicaties der Europese Gemeenschappen, Luxemburg.

Europese Commissie (2008). Gidsdocument voor de jacht in het kader van Richtlijn 79/409/EEG van de Raad inzake het behoud van de vogelstand. De Vogelrichtlijn. Europese Commissie, februari 2008.

Europese Commissie (2010). Wind energy developments and Natura 2000. Guidance document. EU Guidance on wind energy development in accordance with the EU nature legislation.

Everaert J., Peymen J. & van Straaten D. (2011). Risico's voor vogels en vleermuizen bij geplande windturbines in Vlaanderen. Dynamisch beslissingsondersteunend instrument. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.32. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).

Everaert J. (2013). Collision risk of birds with wind turbines in Flanders. Manuscript submitted for publication (in review).

Fijn R.C, Krijgsveld K.L., Tijssen W., Prinsen H. & Dirksen S. (2012). Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering near a wind farm in the Netherlands. *Wildfowl* 62:97-116.

Good R.E., Erickson W., Merrill A., Simon S., Murray K., Bay K. & Fritchman C. (2011). Bat monitoring studies at the Fowler Ridge Wind Energy Facility, Benton County, Indiana. Prepared for Fowler Ridge Wind Farm by Western EcoSystems Technology, Inc. (WEST), Cheyenne, Wyoming.

Grajetzky B., Grünkorn T., Nehls G., Hötker H., Mammen U. & Krone O. (2011). Home range of raptors (Red Kite, Montagu's harrier and White-tailed eagle) in the vicinity of wind turbines in Germany revealed by telemetry studies. BMU-Project raptors and wind energy. BioConsult SH, NABU & IZW. CWW 2011 conference, Trondheim, Norway.

Grontmij (2009). Afwegingskader voor windturbines vanuit faunistisch standpunt voor de Haven van Antwerpen op de Linkerscheldeoever en directe omgeving. Grontmij Vlaanderen, 6 oktober 2009.

Hein, C.D., Gruver J. & Arnett E.B. (2013). Relating pre-construction bat activity and post-construction bat fatality to predict risk at wind energy facilities: a synthesis. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International, Austin, TX, USA.

Hundt L., ed. (2012). Surveying proposed onshore wind turbine developments. Chapter 10 in: Bat Surveys, Good Practice Guidelines, 2nd edition. Bat Conservation Trust.

Hötker H., Thomsen K.M. & Köster H. (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. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

Hötker H. (2006). The impact of repowering of wind farms on birds and bats. Michael Otto-Institut im NABU, Bergenhusen. Original publication in German.

Jain A., Koford R., Hancock A. & Zenner G. (2011). Bat mortality and activity at a Northern Iowa wind resource area. *American Midland Naturalist* 165:185-200.

Kistenkas F.H. (2010). Natuur en duurzame energieproductie. Windturbines in natuurgebieden. In: Wetgevingscommentaar Flora- en Faunawet (Band 6-F05), thema 8.8, Sdu Deb Haag.

Korner-Nievergelt F., Brinkmann R., Niermann I. & Behr O. (2013). Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PLOS ONE* 8:e67997.

Krijgsveld K.L., Akershoek K., Schenk F., Dijk F. & Dirksen S. (2009). Collision risk of birds with modern large wind turbines. *Ardea* 97:357-366.

Krijgsveld K.L., Fijn R.C., Japink M., van Horssen P.W., Heunks C., Collier M.P., Poot M.J.M., Beuker D. & Dirksen S. (2011). Effect studies Offshore Wind Egmond aan Zee: Final report on fluxes, flight altitudes and behavior of flying birds. Bureau Wardenburg, 14 November 2011, report nr. 10-219.

Kunz T.H., Arnett E.B., Cooper B.M., Erickson W.P., Larkin R.P., Mabee T., Morrison M.L., Strickland M.D. & Szewczak J.M. (2007). Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally active birds and bats: a guidance document. *Journal of Wildlife Management* 71:2449-2486.

Larmuseau I., De Smedt P. & Roelandts B. (2010). Vlaams omgevingsrecht. LDR Omgevingsrechtadvocaten, België. Europa Law Publishing.

Maclean I., Wright L., Showler D. & Rehfisch M. (2009). A review of assessment methodologies for offshore windfarms. BTO research report. The British Trust for ornithology.

Natural England (2009a+b). Bats and onshore wind turbines - Interim guidance. Technical Information Note TIN051. + Bats and single large wind turbines - Joint Agencies interim guidance. Technical Information Note TIN059.

NERI (2000). Offshore wind farms. Proposals for criteria for acceptable impacts on bird populations. National Environmental Research Institute.

Paelinckx D., *et al.* (red.) (2009). Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitaten Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2009.6, Brussel, 669 p.

Pearce-Higgins J.W., Stephen L., Langston R.H.W., Bainbridge I.P. & Bullman R. (2009). The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology* 46:1323-1331.

Pearce-Higgins J.W., Stephen L., Douse A. & Langston R.H.W. (2012). Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology* 49:386-394.

Rodrigues L., Bach L., Dubourg-Savage M-J., Goodwin J. & Harbusch C. (2008). Guidelines for conservation of bats in wind farm projects. EUROBATS Publication Series No.3. UNEP_EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany.

Poot M.J.M., van Horssen P.W., Collier M.P., Lensink R. & Dirksen S. (2011). Effect studies Offshore Wind Egmond aan Zee: cumulative effects on seabirds. A modeling approach to estimate effects on population levels in seabirds. Bureau Waardenburg, 18 November 2011, report nr. 11-0-26.

Prinsen H.A.M., Krijgsveld K.L., van Horssen P.W., van der Hut R.M.G. & Lensink R. (2004). Risico's voor vogels op potentiële locaties voor windturbines in de provincie Zuid-Holland. Deel 1: verslag van onderzoek in winter 2002-2003. Bureau Waardenburg, rapport 03-016.

Prinsen H.A.M., Stucker R.C.W., Anema L.S.A., van Horssen P.W. & Lensink R. (2004). Risico's voor vogels op potentiële locaties voor windturbines in de provincie Zuid-Holland. Deel 2: verslag van onderzoek in winter 2003-2004. Bureau Waardenburg, rapport 04-045.

Rydell J., Bach L., Dubourg-Savage M., Green M., Rodrigues L. & Hedenström A. (2010). Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12:261-274.

Rydell J., Engström H., Hedenström A., Larsen J.K., Pettersson J. & Green M. (2012). The effect of wind power on birds and bats. A synthesis. Swedish Environmental Protection Agency. Vindval research programma, report 6511.

Scottish Natural Heritage (2006). Assessing significance of impacts from onshore windfarms on birds outwith designated areas. Scottish Natural Heritage, versie juli 2006.

Scottish Natural Heritage (2010). Use of avoidance rates in the SNH wind farm collision risk model. Scottish Natural Heritage, versie september 2010.

Scottish Natural Heritage (2012). Assessing the cumulative impact of onshore wind energy developments. Scottish Natural Heritage, versie maart 2012.

Spaans A., van der Winden J., Lensink R., van den Bergh L. & Dirksen S. (1998). Vogelhinder door windturbines. Landelijk onderzoeksprogramma, deel 4: nachtelijke vliegbewegingen en vlieghoogtes van vogels langs de Afsluitdijk. Bureau Waardenburg rapport 98.015.

Stantec Consulting (2010). Bird and bat risk assessment: a weight-of-evidence approach to assessing risk to birds and bats at the proposed Kingdom community wind project, Lowell, Vermont.

Stewart G, Pullin A. & Coles C. (2007). Poor evidence-base for assessment of windfarm impacts on birds. *Environmental Conservation* 34:1-11.

van Eerden, M.R., van Rijn S.H.M., & Roos M. (2005). Ecologie en ruimte: gebruik door vogels en mensen in de SBZ's IJmeer, Markermeer en IJsselmeer. RIZA rapport 2005.014. Rapport RIZA, Lelystad.

Winkelman J.E. (1992). De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr) op vogels, 1: aanvaringslachtoffers, 2: nachtelijke aanvaringskansen, 3: aanvliegedrag overdag, 4: verstoring. RIN-rapport 92/2-5. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Arnhem.

Winkelman J.E., Kistenkas F.H. & Epe MJ. (2008). Ecologische en natuurbeschermingsrechtelijke aspecten van windturbines op land. Alterra rapport 1780. Wageningen.

