



Vlaanderen
is wetenschap

Effecten van windturbines op vogels en vleermuizen in Vlaanderen

Wetenschappelijke informatie en aanbevelingen
voor risicoanalyse, milderende maatregelen en
monitoring: update 2025

Joris Everaert, Eric Stienen, Koen Devos, Ralf Gyselings

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

[Joris Everaert](#) , Eric Stienen, Koen Devos, Ralf Gyselings
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Lode De Beck, Jef Melckebeke & Jeroen Van Wichelen (volledig rapport), Tim Adriaens (samenvatting).

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

e-mail:

joris.everaert@inbo.be

Wijze van citeren:

Everaert J., Stienen E., Devos K. & Gyselings R. (2025). Effecten van windturbines op vogels en vleermuizen in Vlaanderen. Wetenschappelijke informatie en aanbevelingen voor risicoanalyse, milderende maatregelen en monitoring: update 2025. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (28). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.126681827

D/2025/3241/190

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (28)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:

Windturbines in Dilsen-Stokkem (Joris Everaert)



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/).

EFFECTEN VAN WINDTURBINES OP VOGELS EN VLEERMUIZEN IN VLAANDEREN

**Wetenschappelijke informatie en aanbevelingen
voor risicoanalyse, milderende maatregelen en
monitoring: update 2025**

Joris Everaert, Eric Stienen, Koen Devos & Ralf Gyselings

doi.org/10.21436/inbor.126681827

Dankwoord

Verskillende personen hebben nuttige informatie en opmerkingen gegeven bij eerdere versies en de inhoud van specifieke grondig vernieuwde onderdelen in dit update rapport met wetenschappelijke aanbevelingen voor risicoanalyse, maatregelen en monitoring over de effecten van windturbines op vogels en vleermuizen. We danken hierbij in het bijzonder verschillende INBO collega's, beleidsverantwoordelijken van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), en deskundigen met ervaring rond de effecten van windturbines op vogels en vleermuizen uit het binnen- en buitenland.

De productie van hernieuwbare energie, waaronder windenergie, groeit wereldwijd snel. Dit moet helpen om de toenemende vraag naar energie op te vangen. Daarnaast zorgt de productie van windenergie voor minder uitstoot van broeikasgassen in vergelijking met de productie van energie op basis van fossiele brandstoffen. De productie van windenergie is door de mogelijke directe en indirecte effecten op fauna echter niet milieuneutraal. Daarom moet de ontwikkeling hiervan voorzichtig worden aangepakt, met ook vanuit voorzorg de nodige milderende maatregelen, opvolging en eventuele compensaties.

Op bovenlokaal niveau is de uitdaging te zoeken naar een win-win voor natuur en duurzame energietransitie. Dit kan vorm worden gegeven via een programma, gesteund vanuit de overheid, de energie- en windsector en de natuursector, met focus op de energietransitie maar met tegelijk ook aandacht voor de bescherming en het herstel van de biodiversiteit. Zo'n programma omvat milderende en/of compenserende maatregelen en monitoring. Een goed voorbeeld hiervan is het NIEWHOL programma in Nederland, voor een Natuurinclusieve Energietransitie voor Wind en Hoogspanning op Land. In het kader van dit programma hebben overheden, energiesector, windsector en natuursector afspraken gemaakt om de negatieve effecten op vogels en vleermuizen te beperken en zo mogelijk de populaties van kwetsbare soorten te versterken. Dit rapport wil, op basis van kennissynthese, een kennisbasis aanleveren die gebruikt kan worden in de context van een dergelijk programma.

Purpose, content and use of the report

This update report replaces the earlier version by Everaert (2015c) and reflects the state of knowledge up to 2025. It provides scientific information and recommendations on the potential effects of wind turbines on birds and bats in Flanders (northern Belgium), along with limited information on potential impacts on other animal groups. The report outlines the assessment steps that can be followed for planned wind farm projects and indicates where the necessary data and guidance can be found. It also includes information relevant to post-construction monitoring of wind turbines. The government can use the findings and recommendations in this scientific report to develop or refine its policy framework. The current report is a purely scientific document, not a policy guideline or directive. However, both detailed and general policy recommendations are included throughout the report. Where relevant, these are in a blue text color clearly marked with the heading "Key considerations and recommendations for policy." These recommendations constitute policy advice based on the best available knowledge, but they are not binding or policy-defining.

Inhoudstafel

1	ALGEMENE INLEIDING.....	8
2	INHOUD EN DOELSTELLINGEN VAN HET RAPPORT	11
3	ECOLOGISCHE BASISINFORMATIE	12
3.1	Vogels.....	12
3.1.1	Leefgebieden voor het voortplanten, foerageren en slapen.....	12
3.1.2	Vliegbewegingen.....	13
3.1.3	Trends en staat van instandhouding van soorten	14
3.2	Vleermuizen	14
3.2.1	Leefgebieden en types verblijfplaatsen per seizoen	15
3.2.2	Vliegbewegingen.....	16
3.2.3	Trends en staat van instandhouding van soorten	18
4	RISICOANALYSE VOOR GROTE WINDTURBINES	19
4.1	Beschrijving van het voorgenomen project of plan	20
4.2	Juridisch en beleidsmatig kader	20
4.2.1	Beleidsplannen rond windenergie.....	20
4.2.2	Specifieke aanbevelingen rond windenergie.....	23
4.3	Vlaamse risicoatlassen van vogels en vleermuizen	26
4.4	Beschikbare lokale gegevens	27
4.5	Bijkomende gerichte metingen	28
4.5.1	Methodes voor metingen van vogels	29
4.5.2	Methodes voor metingen van vleermuizen	35
4.6	Beschrijving van de referentiesituatie en de geplande ontwikkelingen.....	42
4.7	Studiegebied, soorten en globale methodiek	42
4.7.1	Theoretisch kader.....	42
4.7.2	Aanbevelingen in Vlaanderen.....	43
4.8	Beschrijving van de mogelijke effecten	47
4.8.1	Mortaliteit bij vogels	47
4.8.2	Verstoring bij vogels	61
4.8.3	Mortaliteit vleermuizen.....	78
4.8.4	Verstoring vleermuizen.....	89
4.8.5	Cumulatieve effecten.....	97
4.9	Beoordeling van de mogelijke effecten	98
4.9.1	Mortaliteit bij vogels	98
4.9.2	Verstoring bij vogels	104
4.9.3	Mortaliteit bij vleermuizen.....	107
4.9.4	Verstoring bij vleermuizen.....	111

1 ALGEMENE INLEIDING

De Vlaamse overheid heeft grote ambities om het aandeel van hernieuwbare energiebronnen zoals windenergie aanzienlijk te verhogen. In 2018 werd door de EU-leiders overeengekomen dat tegen 2030 32 % van het energieverbruik in de EU afkomstig moet zijn van hernieuwbare energiebronnen. In juli 2021 is met het oog op de nieuwe klimaatambities van de Europese Unie voorgesteld om dat streefcijfer te herzien naar 42,5 % tegen 2030. Die doelstelling werd door de Europese Raad bevestigd in juni 2022 (streefcijfer in de algemene oriëntatie over de herziening van de richtlijn hernieuwbare energie).

Het beleid van het Vlaamse Gewest is erop gericht om actief de Europese doelstellingen voor hernieuwbare energie te verwezenlijken. In het verleden heeft het Vlaamse Gewest daarvoor verschillende initiatieven genomen, zowel op decretaal niveau als op uitvoeringsniveau, zoals de opmaak van het Vlaams energie- en klimaatplan (VEKP) 2021-2030. Op 12 mei 2023 heeft de Vlaamse Regering een actualisatie van het VEKP goedgekeurd. Die actualisatie moet gezien worden als de Vlaamse bijdrage aan de actualisatie van het nationale plan, dat aan de Europese Commissie zal worden genotificeerd. Ondertussen werd in het 2024-2029 regeerakkoord van de Vlaamse regering de doelstelling vastgelegd om tegen 2030 de geïnstalleerde capaciteit aan windenergie op land te verhogen tot 2,8 GW. De huidige geldende (begin 2025) Omzendbrief OMG/2024/1 schept een kader voor de optimale inplanting van windturbines voor een zo groot mogelijke productie van groene stroom om op die manier bij te dragen tot de duurzame energietransitie en gedragen ontwikkeling van windenergie.

Windenergie kan samen met andere duurzame energiebronnen een belangrijke bijdrage leveren om de internationale doelstellingen voor het beperken van CO₂-uitstoot te halen. Het is hierbij van belang dat deze energiebronnen op alle vlakken zo duurzaam mogelijk zijn en dat belangrijke schade aan de natuur wordt vermeden (Birdlife Europe, 2011; Europese Commissie, 2020).

Aangezien het wetenschappelijk gezien algemeen erkend is dat windturbines een negatief effect kunnen hebben op **vogels en vleermuizen** (zie o.a. Europese Commissie, 2020), is windenergie bijvoorbeeld door Birdlife Europe (2011) geclassificeerd onder "medium conservation risk technologies". Dit wil zeggen dat "de ontwikkeling hiervan voorzichtig moet worden aangepakt". Dat is en blijft een goede algemene bewoording van de situatie, zowel voor vogels als vleermuizen. Windturbines kunnen immers in bepaalde situaties een gevaar vormen voor vogels en vleermuizen, met name door mortaliteit (directe of indirecte sterfte) en verstoring.

Vogels en vleermuizen kunnen tegen de windturbines vliegen of terechtkomen in de luchtverplaatsingen en luchtdrukverschillen rond de wieken waardoor ze sterven. Behalve het risico op directe aanvaring met de wieken, kan bij vleermuizen ook dodelijke orgaanbeschadiging optreden door luchtdrukverschillen rond de wieken (Gaultier *et al.*, 2020).

Vogels en vleermuizen kunnen de windturbines ervaren als storend waardoor gebieden en/of trekroutes met turbines minder aantrekkelijk of zelfs gemeden worden. Hierdoor kunnen bepaalde gebieden hun waarde als optimaal leefgebied verliezen en kunnen er dus ook verschuivingen optreden in de ruimtelijke verspreiding. Op trekroutes kunnen soms barrière-effecten optreden. Verder kunnen ook indirecte effecten ontstaan door de effecten op habitats en/of prooi-soorten.

De mogelijke effecten op **andere diersoorten** dan vogels en vleermuizen zijn weinig onderzocht en er is momenteel onvoldoende kennis om concrete aanbevelingen te formuleren voor geplande windparken. Toch zijn er voor bepaalde soorten/soortgroepen enkele studies die mogelijk belangrijke effecten beschrijven waarvoor verder wetenschappelijk onderzoek gewenst is:

- In de review van Tolvanen *et al.* (2023) is een beschrijving gegeven van de recente kennis over mogelijke effecten op landzoogdieren. Bij een meerderheid aan studies op halftamme rendieren werd mogelijke verstoring vastgesteld, maar de oorzaak zou eerder gelegen zijn aan de habitatkwaliteit. Bij de weinige studies op wilde landzoogdieren is er in één studie een verstoringsbuffer van 600-700 m beschreven voor ree. Uit het klein aantal studies, vaak ook met methodologische beperkingen, kunnen we momenteel niet stellen dat windturbines in Vlaanderen belangrijke effecten kunnen veroorzaken op populaties van landzoogdieren (uiteraard met uitzondering van vleermuizen). Dit aspect is daarom momenteel onvoldoende

- Er is bewijsmateriaal dat vliegende insecten in relatief grote aantallen worden gedood door windturbines, maar het is onduidelijk of dit in vergelijking met andere oorzaken van sterfte een belangrijke impact kan hebben op populaties. De huidige kennis is wel voldoende om verder gericht wetenschappelijk onderzoek te verrichten (Voigt, 2021). Het jaarlijkse verlies aan insecten biomassa werd voor windturbines in Duitsland geschat op 1.200 ton, wat neerkomt op ongeveer 1,2 biljoen gedode insecten per jaar. Eén windturbine zou ongeveer 40 miljoen insecten per jaar kunnen doden (Trieb, 2018; Thess & Lengsfeld, 2022). Er is daarom dringend meer gericht onderzoek nodig naar deze effecten, inclusief de aantrekking van insecten en vliegende insecteneters (vleermuizen) naar windturbines (Voigt, 2021). Dit is bovendien nuttig voor de windindustrie zelf omdat de restanten van insecten op de rotorbladen tegelijk ook een efficiëntieverlies van de windturbines veroorzaakt (Thess & Lengsfeld, 2022). De huidige kennis van de effecten op insectenpopulaties is echter onvoldoende om door te werken op project- of planniveau van geplande windturbines. Het is wel aangeraden om de kennis op basis van wetenschappelijk onderzoek te verbeteren, los van het vergunningsproces voor windturbines.

Een goed plaatsingsbeleid rond windenergie moet een **ruimtelijke planning** op regionaal, (inter)nationaal en ook offshore niveau inhouden (Europese Commissie, 2020). Op basis van informatie zoals het windaanbod, bewoning, beschermde en andere gevoelige gebieden, trekroutes enz. kan men dan komen tot de best geschikte locaties voor windparken.

De mogelijke negatieve impact bij geplande windturbineprojecten moet sowieso steeds worden onderzocht. In geval van een potentiële betekenisvolle impact op de natuur, kan vanuit het beleid mogelijk ook het voorzorgsbeginsel worden toegepast. Ondanks alle mogelijke milderende maatregelen, is de locatiekeuze ('macro-siting') nog steeds primordiaal om de impact te beperken. Dit moet dan ook de eerste fase zijn bij het selecteren van windturbinelocaties (Gove *et al.*, 2013; Rodrigues *et al.*, 2015; May *et al.*, 2015; Peste *et al.*, 2015; Europese Commissie, 2020). Afhankelijk van het belang en doelstellingen voor natuur, kan het daarbij aangewezen zijn bijvoorbeeld de configuratie van het windpark te wijzigen of andere (milderende) maatregelen te nemen.

In 2000 startte het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) in opdracht van de Vlaamse overheid (Vlaams Energieagentschap) een project op om kennis op te bouwen over de interacties tussen windturbines en vogels in Vlaanderen. Het onderzoek bestond oorspronkelijk uit een tweeluik: de opmaak van een beleidsondersteunende vogelatlas met bijzondere concentratiegebieden en (lokale) trekroutes enerzijds (zie Everaert *et al.* 2003), en adviesverlening en monitoring anderzijds. Vanaf 2002 werd in kader van een vervolgproject verder onderzoek verricht en ging er ook meer aandacht naar vleermuizen. Resultaten van de monitoring zijn verschenen in enkele rapporten en artikels. De resultaten van de monitoring van aanvaringsslachtoffers zijn terug te vinden in Everaert *et al.* (2002), Everaert & Stienen (2007), Everaert (2008e), Everaert (2014a) en Everaert (2020). Aanbevelingen voor ontwikkelaars,

studiebureau's en beleid, werden na enkele eerdere rapporten in 2015 samengevoegd tot een INBO rapport, inclusief een nieuwe versie van risicoatlas (Everaert, 2015 als vorige versie van voorliggend rapport).

De kennis over aanvaringskansen, uitwijkpercentages en verstoringsafstanden, is nog altijd in ontwikkeling. Omwille van een relatief beperkt aantal studies met robuuste onderzoeksmethoden, diverse betrokken omgevingsfactoren enz., zijn er vaak grote variaties in de gerapporteerde resultaten van effectstudies. Door verder onderzoek zal de kennis de komende jaren verbeteren. In dit rapport is in verschillende delen een onderscheid gemaakt tussen een theoretisch kader en aanbevelingen voor een huidig haalbare methode voor het onderzoeken en beoordelen van de effecten in Vlaanderen op basis van de nu beschikbare kennis. Er worden ook verdere onderzoeksvragen geformuleerd.



2 INHOUD EN DOELSTELLINGEN VAN HET RAPPORT

Eind 2015 werd een vernieuwd 'leidraad rapport' opgemaakt (Everaert, 2015c) als compilatie van voorgaande rapporten en adviezen. Het voorliggende update rapport vervangt Everaert (2015c) en bevat kennis tot begin 2025. De term 'leidraad' kan verkeerd begrepen worden want het rapport heeft geen bindend karakter of is ook geen richtsnoer van het beleid. Om verwarring te vermijden werd deze term nu geschrapt uit de titel. Het rapport bevat wetenschappelijke informatie en aanbevelingen, die een deskundige kan gebruiken bij het op project- of planniveau inschatten en opvolgen van de mogelijke effecten, en voor het uitwerken van (milderende) maatregelen en monitoring. Het beleid kan er uiteraard ook mee aan de slag. Er worden immers gedetailleerde (doorheen het document) en algemene aanbevelingen voor het beleid gegeven, waar relevant voor de duidelijkheid in een blauwe tekstkleur en apart kader, met de vermelding "Aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid".

Het rapport is in de eerste plaats gericht op de mogelijke effecten van grote windturbines (= geïnstalleerd vermogen groter dan 1.500 kW per turbine). Maar het rapport bevat nu ook een apart hoofdstuk "risicoanalyse voor kleine en middelgrote windturbines" met de recentste kennis en aanbevelingen voor dergelijke turbines (zie deel 5).

Zoals aangegeven in de inleiding is de scope van het rapport enkel gericht op vogels en vleermuizen. Dit wil niet zeggen dat andere diersoorten geen negatieve effecten kunnen ondervinden (zie inleiding), maar de huidige kennis over mogelijke negatieve effecten is daarvoor momenteel te beperkt en onzeker om er conclusies en concrete aanbevelingen voor te formuleren op project- of planniveau (zie echter wel kennisleemtes en aanbevelingen in deel 6). De mate waarin windturbines interfereren met vogels en vleermuizen, hangt af van de levenswijze van de verschillende soorten. In hoofdstuk **drie** wordt daarom een beknopt overzicht gegeven van de ecologie van vogels en vleermuizen.

De hoofdstukken vier tot zeven vormen de kern van het rapport omdat hierover wetenschappelijke informatie en aanbevelingen worden gevraagd vanuit het beleid. Hoofdstuk **vier** (risicoanalyse voor grote turbines) en **vijf** (specifiek voor kleine en middelgrote turbines) gaan over de wijze waarop een onderzoek naar de mogelijke effecten van geplande windturbines op vogels en vleermuizen kan worden uitgevoerd. Er wordt aangegeven wat het aanbevolen minimale onderzoek kan inhouden en wat de voor- en nadelen zijn van optioneel onderzoek. Naast een beschrijving van het project of plan, zal in een risicoanalyse ook steeds het juridisch en beleidsmatig kader moeten besproken worden. Een volgende essentiële stap in de risicoanalyse, is een beschrijving van de mogelijke risico's zoals weergegeven in de 'Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines' en 'Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines' van het INBO (zie bijlage 8.1). De risicoatlassen zijn 'signaalkaarten' en dienen enkel als eerste aanzet (signaal) voor verder detailonderzoek op projectniveau door een deskundige. De atlassen kunnen vooral gebruikt worden in een kwetsbaarheidsbenadering om aan te geven waar er eventueel risico's te verwachten zijn. In een lokale analyse is het steeds nodig om alle beschikbare lokale gegevens van vogels en vleermuizen te bespreken (bovenop de informatie in de risicoatlassen) en na te gaan of bijkomende metingen eventueel nuttig zijn. Het detailonderzoek op projectniveau kan het signaal van de risicoatlassen bevestigen of ontkrachten en dan dieper ingaan op de mogelijke effecten. Een goede locatiekeuze is de eerste stap om negatieve effecten van de inplanting van windturbines te beperken. De risicoatlassen kunnen dus ook gebruikt worden om op strategisch niveau (voor een groot gebied) beslissingen te nemen. Hoofdstuk vier bevat ook aanbevelingen over methodes om bijkomende metingen uit te voeren. Bijkomende metingen vooraleer windturbines vergund worden, kunnen aangewezen zijn om onzekerheden over de potentiële effecten op vogels en/of vleermuizen weg te werken. Een deskundige kan op projectniveau de afweging maken of dergelijke metingen aangewezen zijn. Verder bevat hoofdstuk vier ook uitgebreide informatie over de mogelijke methodes om een effectbeschrijving en effectbeoordeling te maken. Het hoofdstuk bevat ook aanbevelingen over mogelijke maatregelen om de effecten te verminderen (milderende maatregelen). Compenserende maatregelen worden in dit rapport niet besproken en dienen eerder op beleidsniveau te worden vorm gegeven.

Hoofdstuk **zes** (monitoring) geeft aanbevelingen voor het uitvoeren van monitoring, ook na plaatsing van de windturbines. Hoofdstuk **zeven** beschrijft tenslotte de huidige kennisleemtes en geeft ook algemene aanbevelingen voor maatregelen en verdere kennisopbouw.

3 ECOLOGISCHE BASISINFORMATIE

De mate waarin windturbines kunnen interfereren met vogels en vleermuizen, hangt af van de ecologie van de soorten. Daarom geven we in dit hoofdstuk ecologische basisinformatie.

3.1 VOGELS

Vogelpopulaties kunnen impact ondervinden door direct habitatverlies, maar ook door indirecte effecten zoals verstoring in het leefgebied of mortaliteit door aanvaring met constructies zoals windturbines en hoogspanningslijnen (Tolvanen *et al.*, 2023; Lentini *et al.*, 2025). Een aantal langlevende vogelsoorten brengt een relatief klein aantal jongen groot. In het bijzonder voor dergelijke soorten is bijkomende verstoring en mortaliteit erg nadelig voor hun populatie. Soorten met een hoge reproductie zijn wat minder gevoelig voor negatieve invloeden. Vogels komen voor in heel diverse gebieden. Hun leefgebieden bestrijken vaak grote oppervlaktes. Bepaalde soorten hebben een voorkeur voor zeer open gebieden, andere voor een meer gevarieerd tot gesloten landschap. Sommige soorten beperken hun leefgebied tot één habitat, andere verdelen hun activiteiten over meerdere types gebieden. Broeden, foerageren, slapen en/of overwinteren gebeuren dan op andere locaties. Dat brengt dagelijkse of seizoenale vliegbewegingen met zich mee. Vogels kunnen daarbij in aanvaring komen met windturbines die op hun vliegroutes staan. Windturbines kunnen de activiteit van vogels daarnaast ook verstoren door geluid en visuele aspecten. De voortplantingsstrategie en de zeldzaamheid van de verschillende soorten bepalen mee de impact die de windturbines hebben op de populatie van de betreffende soort.

3.1.1 Leefgebieden voor het voortplanten, foerageren en slapen

Soorten die individueel broeden, verdedigen meestal een territorium. Ze houden daarbij soortgenoten op een afstand. Het aantal dieren aanwezig in het broedgebied is voor die soorten dan ook eerder beperkt (oudervogels + jongen). Tijdens het broedseizoen beperkt hun bewegingsruimte zich ook vaak tot het broedgebied en foerageergebied. De afstanden die ze tijdens de broedperiode afleggen, zijn afhankelijk van de soort. Andere soorten broeden in kolonies. De aantallen broedparen in kolonies verschillen per soort en variëren van enkele exemplaren tot soms duizenden koppels. Het territoriale gedrag is hier beperkt tot een kleine zone rond het nest, hoewel alle kolonievogels de directe omgeving van de kolonie vaak ook samen verdedigen tegen bijvoorbeeld predatoren. Op de kolonieplaatsen zijn er meestal veel plaatselijke, dagelijkse vliegbewegingen boven de kolonie en in de directe omgeving. Veel koloniebroeders (bv. meeuwen, sterns, reigers) vliegen vaak verder weg om te gaan foerageren dan meer individueel broedende vogels (bv. Kievit, veldleeuwerik).

Vlaanderen ligt op een van de belangrijkste trekroutes voor vogels, de zogenaamde East Atlantic Flyway². Een grote variatie aan vogels volgt deze route, van kleine zangvogels tot roofvogels. Het gematigde zeeklimaat biedt daarbij gunstige overwinteringscondities. Elk jaar trekken er bijvoorbeeld honderdduizenden watervogels naar Vlaanderen om de winter door te brengen of om een korte stop in te laten tijdens hun tocht van de broedgebieden naar de zuidelijk gelegen overwinteringsgebieden of omgekeerd. Zowel natuurlijke als door de mens gecreëerde gebieden komen in aanmerking als pleisterplaats. Zo kunnen de Vlaamse havengebieden tot de belangrijkste watervogelgebieden van ons land gerekend worden en profiteren veel soorten van de aanleg van ontginningsputten (Devos & Onkelinx, 2013). Vooral buiten de broedperiode vliegen bepaalde soorten 's avonds naar gezamenlijke slaapplekken. Op deze slaapplekken kunnen soms tot vele duizenden vogels aanwezig zijn, met grote aantallen vliegbewegingen in de directe omgeving tot gevolg. Deze vogels verspreiden zich overdag weer in de omgeving om voedsel te zoeken. De afstand van de slaapplek tot de voedselgebieden (pleistergebieden) kan variëren van een paar honderd meter tot verschillende kilometers. Er zijn ook soorten die overdag rusten en 's nachts gaan foerageren in de ruime omgeving, zoals overwinterende eendensoorten.

² <https://datazone.birdlife.org/flyway/factsheet/east-atlantic>

3.1.2.1 Dagelijkse lokale vliegbewegingen

De dagelijkse trek tussen foerageergebieden en slaapplekken (slaaptrek) komt voor bij vogelsoorten die overnachten op een gemeenschappelijke slaapplek. Deze trek vindt vooral plaats rond zonsondergang en zonsopgang. Grote gemeenschappelijke slaapplekken zijn onder meer te vinden bij vele soorten meeuwen, ganzen, steltlopers, eenden en duiven, maar ook bepaalde soorten zangvogels zoals kraaiachtigen en spreeuwen.

3.1.2.2 Seizoenstrek

Er zijn drie typen seizoensgebonden trekbewegingen: (1) vogels die ten noorden van Vlaanderen broeden en alleen in het winterhalfjaar aanwezig zijn of verder doortrekken naar meer zuidwestelijk gelegen gebieden, (2) vogels die in Vlaanderen broeden en in het najaar wegtrekken naar meer zuidelijk gelegen gebieden en (3) vogels die zowel broeden als overwinteren in Vlaanderen en zich slechts verplaatsen over korte afstanden.

Stuwtrek op 'macro-niveau' treedt vooral op langs de kust en grote wateren. Veel vogels vliegen immers niet graag over grote afstanden over grote wateroppervlaktes. Er ontstaat dan een sterke concentratie van het aantal overtrekkende vogels op de randen van grote wateroppervlaktes. Veel landvogels laten zich in het binnenland op 'micro- of meso-niveau' leiden door bossen en/of lijnvormige boselementen en door scheidingen tussen land en waterlopen. Bij dergelijke stuwtrek op micro- of mesoniveau kunnen opvallend grotere aantallen overtrekken in vergelijking met de breedfronttrek in het binnenland.

Uit recent onderzoek blijkt bovendien dat ook het aspect verstoring (geheel of gedeeltelijk verlies van leefgebied) door windturbines belangrijk kan zijn voor heel wat soorten vleermuizen, wellicht door een (cumulatie-)effect van geluid en/of luchturbulentie (zie verder).

In de winter houden vleermuizen een winterslaap. De meeste soorten vliegen dan niet of nauwelijks. Er zijn echter ook soorten die wakker worden om te paren en andere om een betere plaats te zoeken. Wanneer de overwinteringsplaatsen te koud worden, verhuizen gevoeligere soorten naar een warmer oord. Sommige vleermuizen durven op relatief warme winterdagen op jacht te gaan, de mopsvleermuis zelfs gedurende langere periodes (zie 3.2.2).

3.2.2 Vliegbewegingen

Vleermuizen jagen doorgaans in de schemering en 's nachts. Uitzonderlijk doen ze dit ook overdag, bijvoorbeeld net na het ontwaken uit winterslaap als ze honger hebben en de nachten nog relatief koud zijn. De activiteitspiek van vliegende vleermuizen hangt af van de locatie, het tijdstip in de nacht, de tijd van het jaar, de soort en de weersomstandigheden.

Locatie en tijd tijdens de nacht:

De activiteitspiek gedurende de nacht ligt bij de meeste soorten tussen zonsondergang en zonsopgang. Bij metingen langs lijnvormige kleine landschapselementen, bijvoorbeeld tussen verblijfplaats en foerageergebied, is een piek in vleermuisactiviteit vastgesteld tussen ongeveer 20 min en 3-4 u na zonsondergang en tussen 2-3 u en 20 min voor zonsopgang. Dit wil niet zeggen dat de betreffende vleermuizen dieper in de nacht niet actief zijn, want dan zitten ze vaak in hun foerageergebieden. Zeker tijdens relatief warme nachten kunnen vleermuizen gedurende de volledige nacht actief zijn. Metingen in of aan de rand van de foerageergebieden zullen dus vaak een ander resultaat geven, net als metingen op locaties waar veel seizoenstrek (zie verder) kan plaatsvinden. Zeker tijdens de seizoenstrek kan de activiteitspiek ook verschillend zijn voor bepaalde soorten. De ruige dwergvleermuis heeft in vergelijking met andere soorten dan vaak een piek die tot diep in de nacht doorgaat (Brinkmann *et al.*, 2011a; Limpens *et al.*, 2013; Behr *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2015).

Tijd van het jaar:

Globaal worden de meeste vliegbewegingen vastgesteld in de lente, de zomer en de herfst, ongeveer van april tot oktober (Dietz *et al.*, 2011). Tijdens de winter vliegen vleermuizen soms ook. Dat is soortafhankelijk (bv. mopsvleermuis foerageert soms in relatief warme nachten tijdens de winter) maar de aantallen die dan rondvliegen/foerageren zijn globaal laag tot extreem laag. Tijdens de seizoenstrek kan de activiteitspiek door weersomstandigheden sterk verschillen van nacht tot nacht (Brinkmann *et al.*, 2011a; Limpens *et al.*, 2013).

Weersomstandigheden:

Bij matige tot hevige regenval, relatief lage temperaturen ($< 10\text{ }^{\circ}\text{C}$), matige tot sterke wind (> 5 à 6 m/s) zijn er minder vleermuizen actief omdat het aantal vliegende insecten dan ook lager is. Bepaalde soorten, zoals de zeldzame mopsvleermuis, foerageren ook regelmatig bij temperaturen vanaf ca. $3\text{ }^{\circ}\text{C}$, omdat hun belangrijkste prooien (kleine nachtvliners) effectief al rondvliegen bij dergelijke lage temperaturen (Everaert, 2016; Hikisz & Soszynska, 2015; Zahn & Kriner, 2016; Vermeiren *et al.*, 2023). Op trek vliegt vooral de ruige dwergvleermuis ook wel bij een temperatuur lager dan $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ (tot ca. $6\text{ }^{\circ}\text{C}$) en bij wind van meer dan 6 m/s (zie ook verder). *Nyctalus* soorten zoals rosse vleermuis zijn eveneens vrij tolerant voor wind en kou (Brinkmann *et al.*, 2011a; Limpens *et al.*, 2013; Behr *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2015).

3.2.2.1 Dagelijkse lokale vliegbewegingen

Vleermuizen verplaatsen zich tijdens de zomer dagelijks tussen hun verblijfplaats (bv. een kraamkolonie) en hun foerageergebied. Vaak volgen ze hiervoor lijnvormige kleine landschapselementen zoals hagen, bomenrijen, waterlopen, enz., maar sommige soorten zoals rosse vleermuis vliegen ook over meer open gebied (Winkelman *et al.*, 2008). Afhankelijk van de soort kan de afstand tussen verblijfplaats en foerageergebied variëren van enkele honderden meters tot meerdere kilometers. Op hun lokale vliegroutes foerageren vleermuizen ook af en toe. De vliegbewegingen in het foerageergebied zijn steeds gebonden aan zones waar de vleermuizen veel insecten kunnen vangen. Vaak zijn dit bossen, struwelen, hagen, bomenrijen, ruigtes, moerassen, waterplassen en waterlopen. Sommige soorten zoals rosse vleermuis jagen ook in meer open gebieden (Winkelman *et al.*, 2008; Dietz *et al.*, 2011).

- Bosvleermuizen die met een gps-zender werden voorzien in Limburg, vlogen tot op grote afstand van hun verblijfplaats regelmatig op hoogtes van 100 m en meer (mediaan van 150 tot 400 m), met uitschieters van meer dan 1000 m, waardoor deze nooit kunnen gedetecteerd worden vanaf grondniveau (Janssen *et al.*, 2019).
- Rosse vleermuizen die met een gps-zender werden voorzien in Duitsland, vlogen tot op grote afstand van hun verblijfplaats vaak op hoogtes van 100 m en meer, met uitschieters van ca. 260 m. In vergelijking met de mannetjes vlogen de vrouwtjes vaak hoger. De vleermuizen werden tijdens het onderzoek ook soms vastgesteld in nabije windparken (Roeleke *et al.*, 2016). Ook O'Mara *et al.* (2019) vonden dat gezenderde rosse vleermuizen soms op hoogtes van ongeveer 100 m vlogen (max. 300 m).
- Zeker onder bepaalde weersomstandigheden, worden vleermuizen effectief op grote hoogte foeragerend vastgesteld met warmtebeeldkijkers, maar ze worden hierbij niet vastgesteld op batdetector (boven de uiterste detectieafstand). Hiervan zijn ook in Vlaanderen getuigenissen door experts, met bewijs en/of bevestiging beschikbaar op het INBO (zie videobeelden van dergelijke vaststellingen in Vlaanderen³). Het gaat hierbij niet enkel om de typische hoogvliegers zoals rosse vleermuis en bosvleermuis, maar tevens soorten zoals gewone en ruige dwergvleermuis (op basis van bepaalde momenten dat de vleermuizen wat lager vliegen en wel op batdetector zijn geregistreerd).

3.2.3 Trends en staat van instandhouding van soorten

De Rode Lijst van zoogdieren in Vlaanderen geeft een beeld van de status in de periode tot 2013 (Maes *et al.*, 2014). Van de 19 soorten vleermuizen die in Vlaanderen werden vastgesteld, zijn er in de Rode Lijst drie soorten regionaal uitgestorven verklaard. Van vier soorten zijn er onvoldoende gegevens om de status te bepalen, een soort is ernstig bedreigd, vijf soorten zijn bedreigd, drie soorten zijn kwetsbaar, een soort is bijna in gevaar en twee soorten zijn niet in gevaar. De status van de uitgestorven gewaande mopsvleermuis is intussen achterhaald. Sinds het najaar van 2014 is de mopsvleermuis opnieuw waargenomen in het Waasland en omgeving, waarbij ook kraamkolonies zijn gevonden (Everaert 2014b; 2014c, 2015a,b, 2021, 2023). Een update van de Rode Lijst van Zoogdieren is gepland (2025 of 2026).

Elke zes jaar moet elke Europese lidstaat de staat van instandhouding van de habitatrictlijn- en vogelrichtlijnsoorten rapporteren aan de Europese Commissie. Het INBO voert hierbij de rapportage uit voor de Belgisch Atlantische regio en incorporeert daarbij de rapportage van de mariene soorten, aangeleverd door de dienst Marien Milieu van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid. Het INBO werkt daartoe samen met DGARNE-DEMNA (Direction Générale Opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement - Département de l'Etude du milieu naturel et agricole) en het BIM (Brussels Instituut voor Milieubeheer). Op de website van het INBO kunnen de meest recente staat van instandhouding en trends van vleermuizen geraadpleegd worden (De Knijf et al., 2019). In de loop van 2025 zal de nieuwe rapportering gepubliceerd worden voor de periode 2019-2024.

4 RISICOANALYSE VOOR GROTE WINDTURBINES

Hieronder geven we een overzicht van elementen die behandeld worden in onderzoek naar de mogelijke effecten van geplande grote windturbines (= geïnstalleerd vermogen groter dan 1.500 kW per turbine, zie ook deel vijf voor kleine en middelgrote windturbines) op vogels en vleermuizen. De nummering in dit overzicht komt overeen met de indeling van dit hoofdstuk.

We maken een onderscheid tussen **elementen die normaal standaard deel uitmaken van een risicoanalyse** en **optionele elementen** die afhankelijk van de situatie op basis van het oordeel van een deskundige aan het onderzoek toegevoegd kunnen worden (zie onderstaand kaderstuk).

4.1	minimaal	Beschrijving van het voorgenomen project of plan (incl. alternatieven)
4.2	minimaal	Juridisch en beleidsmatig kader
4.3	minimaal	Gegevens in de Vlaamse risicoatlassen van vogels en vleermuizen
4.4	minimaal	Beschikbare lokale gegevens van vogels en vleermuizen
4.5	optioneel	Bijkomende gerichte metingen. Bij twijfel steeds aangeraden (= minimaal)
4.6	minimaal	Beschrijving van de referentiesituatie en de geplande ontwikkelingen
4.7	minimaal	Studiegebied, te behandelen soorten en globale methodiek
4.8	minimaal	Effectbeschrijving van de voorgenomen activiteit op de natuurwaarden, inclusief eventuele cumulatieve effecten. Minimaal kwalitatief, of
	optioneel	kwantitatief met gedetailleerde berekening.
4.9	minimaal	Effectbeoordeling: toetsing van de effecten aan normen, drempels en/of kwalitatieve bepalingen. Minimaal kwalitatief, of
	optioneel	kwantitatief met gedetailleerde berekening en toetsing aan drempelwaarden.
4.10	optioneel	Indien van toepassing, maatregelen om de effecten te verminderen. (compenserende maatregelen zijn niet besproken in voorliggend rapport)

4.1 BESCHRIJVING VAN HET VOORGENOMEN PROJECT OF PLAN

De beschrijving van het project of plan omvat de kenmerken van de geplande windturbines (o.a. masthoogte en wielengte), de ruimtelijke eigenschappen (inplanting) van het projectgebied en de omgeving, en eventuele alternatieven.

Een **locatiealternatief** is een alternatief dat erin bestaat het plan of project (of delen ervan) te realiseren op een andere locatie dan die voorzien in het basisvoorstel. In een plan-MER kunnen alternatieven ruimer worden bekeken binnen een afgebakende planzone, een project-MER heeft enkel betrekking op een welbepaald projectgebied.

Een **inrichtingsalternatief** is een alternatief dat erin bestaat binnen eenzelfde plan- of projectgebied een andere (ruimtelijke) configuratie van dezelfde bouwstenen (in dit geval windturbines) te voorzien. Een voorbeeld van een inrichtingsalternatief voor windturbines, is een alternatief waarbij gekozen wordt voor turbines met een verticaal roterende as in plaats van de 'klassieke' turbine. Dergelijke verticale as turbines zijn momenteel (enkel?) beschikbaar in kleine tot mogelijk ook middelgrote uitvoering (zie deel 5). Een inrichtingsalternatief voor grote windturbines is bijvoorbeeld het aanpassen van de hoogte waarop de wieken draaien. Dit kan in sommige gevallen namelijk zorgen voor een verschil in effecten op vogels en vleermuizen. Een grotere vrije vlieghoogte (onder de wieken) vanaf de grond kan vaak zorgen voor lagere aanvaringsrisico's in geval van veel dagelijkse vliegbewegingen van lokale vogels en vleermuizen, terwijl dit op locaties met veel seizoenstrek van vogels en vleermuizen vaak net voor hogere aanvaringsrisico's kan zorgen (zie ook deel 3).

Aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid:

Bij het onderzoek naar de mogelijke effecten van geplande windturbines op vogels en vleermuizen, is het belangrijk om in die gevallen waarbij de regelgeving verplicht om alternatieven te onderzoeken, dit ook effectief te doen voor eventuele locatiealternatieven en/of inrichtingsalternatieven.

4.2 JURIDISCH EN BELEIDSMATIG KADER

Voorliggend rapport gaat niet in op de implementatie van de gewestelijke en Europese regelgeving rond de plaatsing van windturbines, zoals de toepassing van de verschillende types natuurtoetsen, MER en andere relevante regelgeving. Een overzicht hiervan is onder andere te vinden in de recentste Omzendbrief (OMG/2024/1, zie ook verder). Meer informatie is ook beschikbaar op de websites van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) en de dienst MER. Hieronder geven we als achtergrondinformatie wel een beknopte beschrijving van een aantal beleidsdocumenten en -aanbevelingen die betrekking kunnen hebben op de mogelijke negatieve effecten van windturbines op vogels en vleermuizen.

4.2.1 Beleidsplannen rond windenergie

Vlaanderen in Europa

De **Europese** wetgeving inzake de bevordering van hernieuwbare energie heeft de voorbije 15 jaar een grote evolutie doorgemaakt. In 2018 werd door de EU-leiders overeengekomen dat tegen 2030 32 % van het energieverbruik in de EU afkomstig moet zijn van hernieuwbare energiebronnen. In juli 2021 is met het oog op de nieuwe klimaatambities van de Europese Unie voorgesteld om dit streefcijfer te herzien en 40 % tegen 2030 als doel voorop te stellen. Deze doelstelling werd door de Europese Raad bevestigd (in juni 2022 werd dit streefcijfer vastgelegd in de algemene oriëntatie over de herziening van de richtlijn hernieuwbare energie). Na de Russische invasie van Oekraïne en de daaruit voortvloeiende energiecrisis is de EU overeengekomen haar afhankelijkheid van Russische fossiele brandstoffen vóór 2030 snel te

Het beleid van het **Vlaamse Gewest** is erop gericht om actief de Europese doelstellingen voor hernieuwbare energie te helpen verwezenlijken. In het verleden heeft het Vlaamse Gewest daarvoor verschillende initiatieven genomen, zowel op decretaal niveau als op uitvoeringsniveau, zoals de opmaak van het Vlaams energie- en klimaatplan (VEKP) 2021-2030. Het Windplan 2025 moet in dit kader zorgen voor het realiseren van de doelstellingen voor windenergie. Op 15 juli 2022 werd een aanpassing van het Windplan 2025 goedgekeurd.

Op 20 november 2023 trad de Europese Hernieuwbare Energierichtlijn 2023/2413 (RED-III) tot herziening van de richtlijn 2018/2001 in werking. De lidstaten krijgen een periode van 18 maanden om RED-III om te zetten, met uitzondering van enkele bepalingen inzake vergunningen die reeds tegen juli 2024 moeten zijn omgezet. RED-III verhoogt de bindende hernieuwbare-energie doelstelling (op EU-niveau) van 32 % tot 42,5 %. RED-III voorziet in een verplichting voor de lidstaten om de beschikbare gebieden die nodig zijn voor de uitrol van hernieuwbare energieprojecten in kaart te brengen en dit zowel onshore (inclusief op en onder het landoppervlak), offshore en in de binnenwateren. Na deze "mapping" moeten de lidstaten binnen de betrokken zones één of meer plannen opstellen waarin gebieden voor de versnelde uitrol van hernieuwbare energie worden aangewezen. Dit zijn specifieke zones die door de lidstaten als bijzonder geschikt worden aangeduid voor de bouw en exploitatie van hernieuwbare energieprojecten. Binnen de zogenaamde versnellingszones zullen nieuwe aanvragen voor installaties voor de productie van hernieuwbare energie worden vrijgesteld van de project-MER plicht en een passende beoordeling. De insteek hierbij is dat de milieueffecten van de verschillende deelprojecten die binnen een versnellingszone mogelijk worden gemaakt, reeds zijn onderzocht op het niveau van het plan-MER waaraan de voorafgaandelijke aanduiding van de betrokken versnellingszones is onderworpen. Wel moet de bevoegde overheid nog steeds een MER-screeningsproces doorlopen, waarbij wordt nagegaan of het zeer waarschijnlijk is dat het betrokken project zal leiden tot aanzienlijke onvoorziene negatieve milieueffecten die niet zijn vastgesteld op strategisch (plan-MER) niveau. In 2024 heeft VITO op basis van de nodige criteria en randvoorwaarden op niveau Vlaanderen een kaartanalyse (Departement Omgeving, 2024a) gemaakt van de potentiële zones voor de eventuele aanduiding van RED-III versnellingszones tegen ten laatste 21 februari 2026, alsook een apart rapport voor de mogelijke afbakening van deze versnellingszones (Departement Omgeving, 2024b)⁵. Op basis van de kaartanalyse zal in 2024-2025 in het kader van een haalbaarheidsonderzoek een aftoetsing gebeuren met o.a. de

⁵ Zie ook <https://omgeving.vlaanderen.be/nl/onderzoek-cijfers-en-geotoepassingen/onderzoeksoverzicht/in-kaart-brengen-vlaams-potentieel-voor-hernieuwbare-energie-en-gebieden-voor-de-versnelde-uitrol>

Tegelijk met de VITO analyse voor RED-III, is in 2024 ook gestart met de opmaak van een Plan-MER over nieuwe regelgeving rond bestemmingsneutraliteit voor hernieuwbare energieprojecten. Dit plan-MER heeft betrekking op de aanname van nieuwe regelgeving die de inplanting van windturbines, zonnevelden en op- en omslaginstallaties op ruimtelijk geschikte locaties moet vereenvoudigen en versnellen. Als basisscenario zal de potentiële impact van een voorgestelde decreetswijziging op het milieu, als voorwerp van het plan-MER onderzocht worden. Met deze decretale aanpassing zou er een verregaande vorm van bestemmingsneutraliteit voor voormelde hernieuwbare energie-installaties worden ingeschreven. Ook andere scenario's zullen onderzocht worden. De opdracht omvat het uitvoeren van een milieueffectbeoordeling waaruit moet blijken of de nieuwe regelgeving al dan niet aanleiding kan geven tot aanzienlijke negatieve milieueffecten.

Provinciale en meer lokale plannen voor windenergie

Door het nemen van provinciale planningsinitiatieven voor windparken, willen de provincies een aanbodbeleid voeren dat ervoor moet zorgen dat windturbines zoveel mogelijk worden gebundeld op ruimtelijk verantwoorde locaties. Dit resulteerde reeds in provinciale beleidsvisies voor windenergie in de meeste provincies (zie betreffende websites). Het zijn (doorgaans) geen sluitende toetsingskaders om aanvragen voor de inplanting van windturbines af te wegen. Dit laatste gebeurt door de bevoegde vergunningverlenende instanties aan de hand van de vigerende regelgeving. De hier voorliggende informatie en aanbevelingen - met bijhorende risicoatlassen - kunnen gebruikt worden voor een eventuele verdere evaluatie en/of updates van de provinciale beleidskaders, maar het is in geen geval voldoende om op projectniveau een beslissing te nemen.

4.2.2.1 Richtsnoeren van de Europese Commissie

Het document geeft richtlijnen en begeleiding voor de toepassing van bestaande wetgeving. De richtlijnen hebben als doel een conflict te vermijden tussen de ontwikkeling van windenergie en het behoud van biodiversiteit in Natura 2000-gebieden. Ze benadrukken het belang van strategische planning, de noodzaak van een kwalitatieve, passende beoordeling bij nieuwe ontwikkelingen, bevatten voorbeelden van best practices en laten zien hoe schade aan natuurwaarden bij de ontwikkeling van windenergie kan worden vermeden.

In mei 2022 werd aanbeveling 2022/822 van de Europese Commissie, betreffende “het versnellen van de procedures voor de verlening van vergunningen voor projecten op het gebied van hernieuwbare energie en het faciliteren van stroomafnameovereenkomsten” (Europese Commissie, 2022) uitgebracht. Hieronder citeren we twee belangrijke punten die een relatie hebben met de mogelijke effecten op vogels en vleermuizen:

- Verderop in dit voorliggend rapport gaan we vanuit een wetenschappelijk oogpunt dieper in op de aanbevelingen van de Europese Commissie.

4.2.2.2 Aanbevelingen van de Bern Conventie over vogels

Het doel van het 'Verdrag van de Raad van Europa inzake het behoud van wilde dieren en planten en hun natuurlijke leefmilieu in Europa' (Bern Conventie, 19 september 1979) is het behoud van de wilde flora en fauna en hun natuurlijke habitats in Europa. Het verdrag schenkt ook aandacht aan de bescherming van gebieden die van belang zijn voor migrerende soorten.

In verband met de problematiek van windturbines en vogels maakte Birdlife International in opdracht van de Bern Conventie in 2003 een document op met aanbevelingen en criteria voor de opmaak van Milieueffectrapporten en selectiecriteria voor mogelijke windparken. Als gevolg daarvan maakte de Bern Conventie ook een nota met aanbeveling (nr. 109 - 2004) op, waarin men vraagt om alle mogelijke middelen in te zetten om de impact van windturbines op fauna te beperken, verder onderzoek te ondersteunen en hiervoor richtlijnen te ontwikkelen (Bern Conventie 2004). In 2013 verscheen een update van het Birdlife rapport (Gove *et al.*, 2013).

4.2.2.3 Aanbevelingen in het kader van AEWA

In het kader van de Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA) zijn er voor de ontwikkeling van hernieuwbare energie waaronder windturbines enkele rapporten en resoluties opgesteld (van der Winden *et al.*, 2015). Resolutie 6.11 (AEWA, 2015) geeft aan dat er meer werk moet gemaakt worden van strategische planning waarbij belangrijke vogelrijke gebieden moeten vermeden worden, in het bijzonder als uit impactanalyses blijkt dat er een mogelijk negatief effect kan optreden of als daar onzekerheid over bestaat.

4.2.2.4 Aanbevelingen van EUROBATS rond vleermuizen

In 1994 werd de EUROBATS overeenkomst van kracht (Agreement on the Conservation of Populations of European Bats). De overeenkomst is een engagementsverklaring en komt voort uit de 'Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals' of ook wel de 'Bonn Conventie' genoemd. België onderschreef dit verdrag in 2003. EUROBATS publiceerde specifieke richtlijnen hoe rekening te houden met vleermuizen bij plaatsing van windturbines, inclusief aanbevelingen over onderzoeksmethodes en te mijden zones rond bepaalde vegetatietypes en gekende leefgebieden (Rodrigues *et al.*, 2015). Er is een update gepland tegen 2026.

Een van de algemene aanbevelingen in de 2014 EUROBATS richtlijnen is om uit voorzorg geen windturbines te plaatsen binnen de 200 m rond bossen, aaneengesloten kleine landschapselementen, waterlopen, waterplassen en wetlands. De potentiële risico's zijn daar volgens de experts te groot. Zeker oude loof- en naaldbossen en een 200 m buffer errond moeten zoveel mogelijk gevrijwaard worden, omdat dit in Europa de belangrijkste leefgebieden zijn in termen van soortendiversiteit en aantal vleermuizen. Verder moet de omgeving van belangrijke verblijfplaatsen ook gemeden worden (Rodrigues *et al.*, 2015).

Verder zijn er vanuit de EUROBATS werkgroep windenergie ('Working Group on Wind Turbines and Bat Populations') in het kader van het overleg van het adviserend comité ook nota's waarin nieuwe wetenschappelijke kennis is samengebracht. De meest actuele nota (tot 2024) is deze van EUROBATS (2023).

Regelmatig zijn er ook nieuwe EUROBATS resoluties. Een EUROBATS resolutie ‘wind turbines and bat populations’ werd voor het eerst goedgekeurd in 2003 (resolutie nr. 4.7) en kreeg regelmatige updates. Op de website www.eurobats.org (‘meetings’) zijn alle teksten beschikbaar. In de recentste resolutie nr. 9.4 uit 2022 (Eurobats, 2022) is aan de deelnemende landen, stakeholders en organisaties het volgende gevraagd (vertaald in het Nederlands, en selectie van belangrijkste punten voor on-shore):

1. Rekening te houden met de effecten van windturbines op land en zee op vleermuispopulaties op verschillende geografische schaalniveaus;
2. Het bewustzijn te vergroten en er rekening mee te houden dat sommige habitats en gebieden, waar een negatieve impact op vleermuizen wordt voorspeld, mogelijk niet geschikt zijn voor de exploitatie van windturbines;
3. Windenergieprojecten te vermijden in gebieden met een speciale focus op vleermuisbescherming;
4. Alle belanghebbenden aan te moedigen onderzoek te doen naar de beste methoden voor effectbeoordeling en het beperken van vleermuissterfte bij turbines, in wederzijds voordeel;
5. Continue dialoog en samenwerking tussen alle belanghebbenden te bevorderen bij het zoeken naar beste praktijken om de negatieve impact van windenergieopwekking op vleermuispopulaties te voorkomen of te minimaliseren;
7. Bevorder voor bestaande windturbines, gezien het cruciale belang van het verzamelen van sterftcijfers, beoordelingen na de bouw, inclusief beoordelingen van het sterftcijfer, ongeacht de resultaten van de beoordeling vóór de bouw;
8. Bevorder de voortzetting van monitoring en mitigerende maatregelen na de bouw zolang als nodig is om de effectiviteit te garanderen;
9. Moedig belanghebbenden, waaronder beleidsadviseurs en exploitanten van windenergie, aan om de exploitatie van bestaande windturbines te heroverwegen wanneer deze in gebruik zijn genomen zonder deugdelijke effectbeoordelingen en monitoring na de bouw;
10. Dring er bij belanghebbenden, waaronder beleidsadviseurs en exploitanten van windenergie, die repowering-programma's overwegen, op aan om gegevens te verzamelen over vleermuisactiviteit en sterftcijfers bij bestaande operationele turbines op de locatie, en om rekening te houden met dit bewijs bij het ontwerpen en toestaan van de repowering;
11. Ontwikkel en zorg voor de implementatie van nationale richtlijnen volgens EUROBATS Publication Series nr. 6;
12. Zorg ervoor dat maatregelen ter voorkoming en beperking van de gevolgen voor vleermuizen worden gecontroleerd door de autoriteiten;
13. Zorg ervoor dat de effectbeoordelingsprocedures en de monitoring na de aanleg worden uitgevoerd door voldoende ervaren deskundigen, zoals beschreven in de bijlage bij Resolutie 8.10;
14. Zorg ervoor dat de effectbeoordelingsprocedures en de monitoring na de aanleg voldoen aan de EUROBATS-richtlijnen of, indien deze strenger zijn, aan de nationale richtlijnen;
15. Zorg ervoor dat ontwikkelaars van windenergieprojecten en de verantwoordelijke autoriteiten de ruwe gegevens van de effectbeoordeling en de monitoring na de aanleg beschikbaar stellen voor onafhankelijke analyse en cumulatieve effectbeoordelingen;
16. Zorg ervoor dat ontwikkelaars van windenergieprojecten en de verantwoordelijke autoriteiten de rapporten van de effectbeoordelingen en de monitoring na de aanleg openbaar maken;
17. Zorg ervoor dat de vleermuissterfte wordt verminderd of vermeden met behulp van de meest effectieve beschikbare benaderingen en technologie, waaronder maatregelen zoals het instellen van de rotorbladen, hogere windsnelheden bij het inschakelen van de turbines en/of het tijdelijk uitschakelen van turbines tijdens perioden van piekrisico;
18. Zorg ervoor dat de juiste mitigerende maatregelen worden voorgeschreven tijdens de goedkeuringsprocedure, worden geïmplementeerd en effectief zijn;
19. Zorg ervoor dat informatie over voorgeschreven mitigatiemaatregelen openbaar wordt gemaakt. "

www.vlaanderen.be/inbo

4.3 VLAAMSE RISICOATLASSEN VAN VOGELS EN VLEERMUIZEN

Onderzoeksresultaten uit binnen- en buitenland leiden tot de algemene 'good-practice' aanbeveling om nieuwe windparken niet nabij belangrijke broed-, pleister-, rust- en doortrekgebieden van vogels en vleermuizen te plaatsen (Birdlife International, 2005; Drewitt & Langston, 2006; Hötter *et al.*, 2006; Dirksen *et al.*, 2007; LAG-VSW, 2007; Everaert & Stienen, 2007; Winkelman *et al.*, 2008; Aarts & Bruinzeel, 2009; Piela, 2010; Birdlife Europe, 2011; Gove *et al.*, 2013; Europese Commissie, 2020). Hoewel milderende maatregelen kunnen toegepast worden, blijft de locatiekeuze ('macro-siting') prioritair om de impact te beperken (Winkelman *et al.*, 2008; Aarts & Bruinzeel, 2009; Europese Commissie, 2010 & 2020). Hiervoor kunnen de risicoatlassen gebruikt worden.

De '**Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines**' van 2015 bevat deelkaarten en een syntheseskaart. Het zijn polygonen-kaarten die afgebakende gebieden weergeven. Voor de afbakeningen hebben we ons gebaseerd op verspreidingsgegevens van inventarisatieprojecten en andere relevante metingen en informatie van vogels. De deelkaarten (per gebiedstype) tonen diverse gebieden, bufferzones rond die gebieden en trekzones waarin bepaalde soorten of soortgroepen aanwezig zijn. Aan elke polygoon is een risicoklasse toegekend (risicoklasse 0, 1, 2 of 3, waarbij 3 het hoogste risico is) die aangeeft in welke mate eventuele impact door windturbines te verwachten is. De syntheseskaart combineert alle deelkaarten. De risicoklasse van de polygonen in de syntheseskaart is telkens de hoogste score uit de onderliggende deelkaarten.

De '**Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines**' van 2015 is in tegenstelling tot de risicoatlas vogels niet opgebouwd uit deelkaarten. Er is in de risicoatlas (voorlopig) geen gebruik gemaakt van verspreidingsgegevens. Het is een polygonen-kaart die potentiële leefgebieden van vleermuizen weergeeft. Voor de opmaak van de risicoklassen is een gradatie gemaakt naar analogie met de risicoatlas vogels-windturbines (risicoklasse 0, 1, 2 of 3). In de huidige kaarten van de risicoatlas is dit beperkt tot de risicoklassen 0-2. Risicoklasse 3 heeft betrekking op de aanwezigheid van verblijfplaatsen, maar aangezien in de huidige versie van risicoatlas (nog) geen verspreidingsgegevens zijn verwerkt, zullen de zones met risicoklasse 3 nog moeten bepaald worden in de risicoanalyse op projectniveau, minstens op basis van reeds beschikbare lokale verspreidingsgegevens (zie deel 4.4).

Door de **beperkingen van beide risicoatlassen** (zie bijlage 8.1) kan de werkelijke situatie op het terrein verschillend zijn. Dit is zeker het geval voor de risicoatlas vleermuizen, aangezien deze atlas (voorlopig) enkel is opgemaakt op basis van potentieel leefgebied. De risicoatlassen geven in ieder geval slechts een eerste signaal over de potentiële effecten van windturbines op vogels en vleermuizen. Ze zijn het startpunt voor de risicoanalyse op project- of planniveau. Een deskundige kan daarbij mede op basis van de meest recente relevante beschikbare gegevens op lokaal niveau (zie deel 4.4 en eventueel 4.5) inschatten of de effecten al dan niet betekenisvol kunnen zijn voor de aanwezige vogels en vleermuizen. Geen enkele risicoklasse binnen de atlassen is dus automatisch uitgesloten voor het plaatsen van windturbines, hoewel vanuit het beleid vanuit voorzorg uiteraard wel bepaalde beslissingen kunnen genomen worden, ook voor adviesverlening (zie strategische planning en macro-siting in 4.10.1).

De recentste versie van beide risicoatlassen is online raadpleegbaar als geoloket via de INBO website⁶. Op vraag kunnen ook de ArcGIS bestanden ter beschikking worden gesteld. De uitgebreide beschrijving van de risicoatlassen is weergegeven in bijlage 8.1.

Voorlopig is in het kader van het hier voorliggende update rapport nog geen nieuwe kaartupdate gemaakt van de 2015 versie van de risicoatlassen. Dergelijke risicoatlas update is gepland in 2026 of 2027, na de definitieve analyse en publicatie van de nieuwe Vlaamse Vogelatlas 2020-2024 (zie aanbeveling in deel 7.2). De risicoatlassen blijven ondanks de ouderdom in de meeste gevallen nog voldoende als startpunt in de analyse op projectniveau. Voor enkele op project- of planniveau zelf nader te bepalen risico's voor vleermuizen (in rode tekst, zie bijlage 8.1.2) is in de beschrijving van de risicoatlas vleermuizen wel al een update gemaakt.

⁶ <https://www.vlaanderen.be/inbo/datasets/de-vlaamse-risicoatlas-vogelsvleermuizen-windturbines/>

4.4 BESCHIKBARE LOKALE GEGEVENS

Het is wetenschappelijk gezien noodzakelijk om bij elk project of plan voor geplande windturbines, relevante reeds beschikbare lokale historische en recente verspreidingsgegevens van vogels en vleermuizen binnen het studiegebied te verzamelen, als aanvulling op de gegevens in de Vlaamse risicoatlassen. Die atlassen hebben immers louter maar een signaalfunctie. De te behandelen soorten en afstand tot de turbines waarbinnen beschikbare gegevens worden opgevraagd, kan per locatie verschillend zijn. Deel 4.7 bevat hiervoor concrete aanbevelingen.

Het Agentschap voor Natuur en Bos, de Vlaamse Landmaatschappij, de Regionale landschappen, de erkende terreinbeherende natuurverenigingen (vzw Natuurpunt, vzw Durme, vzw Limburgs Landschap) en lokale vogel- of vleermuiswerkgroepen beschikken vaak over nuttige detailinformatie die (nog) niet terug te vinden is in de INBO risicoatlassen. Gegevens van afgewerkte of nog lopende inventarisatie- en andere telprojecten (bv. nieuwe Vlaamse vogelatlas 2020-2024, watervogeltellingen, slaapplaatstellingen, bijzondere broedvogels, trektellingen) kunnen ook opgevraagd worden.

Dergelijke lokale gegevens moeten ook helpen om een betere inschatting te maken van variaties in de tijd. Gegevens van een beperkte periode moeten wel met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Er kunnen immers variaties optreden tussen de jaren. Indien losse gegevens tegenstrijdig zijn met gerichte tellingen tijdens één jaar, zal het bijvoorbeeld aangeraden zijn om bijkomende gerichte tellingen uit te voeren of in de impactanalyse de onzekerheid minstens te corrigeren in de effectberekening.

Onderstaande data kunnen best (waar mogelijk en relevant, zie verder) standaard worden opgevraagd. Er is momenteel geen centraal punt om dergelijke data op te vragen.

- winter-watervogeltellingen (Natuurpunt Studie, lokale werkgroep of vereniging en/of INBO).
- slaapplaatstellingen wulpen (Natuurpunt Studie, of lokale werkgroep of vereniging).
- slaapplaatstellingen meeuwen (Natuurpunt Studie, of lokale werkgroep of vereniging).
- slaapplaatstellingen reigers (Natuurpunt Studie, of lokale werkgroep of vereniging).
- slaapplaatstellingen aalscholvers (Natuurpunt Studie, of lokale werkgroep of vereniging).
- gegevens bijzondere broedvogels, en eventuele broedvogelinventarisaties in specifieke telgebieden (Natuurpunt Studie, of lokale werkgroep of vereniging en/of INBO): het invoer portaal hiervoor is www.waarnemingen.be en/of avimap.be.
- verwerkte (gevalideerde) resultaten Vogelatlas 2020-2024 (in eerste instantie Natuurpunt Studie als aanspreekpunt, samenvattende informatie per atlashok zullen normaal wel publiek beschikbaar worden in de loop van 2025 of 2026).
- losse waarnemingen www.waarnemingen.be (Natuurpunt Studie). Deze gegevens kunnen niet gebruikt worden om te stellen dat bepaalde soorten afwezig zijn.
- overige meetnetten data, o.a. gekende verblijfplaatsen vleermuizen (Natuurpunt Studie).
- gegevens www.trektellen.nl (Natuurpunt Studie)

Verspreidingsgegevens van bovenstaande bronnen kunnen best (daar waar mogelijk) opgevraagd worden voor de laatste 10 kalenderjaren, minstens in een straal van ongeveer 5 km rond de projectlocatie. Afwijken van deze basis-aanbeveling kan, mits degelijke argumentatie.

Verder is beleidsmatige informatie uiteraard ook relevant, zoals de gewestelijke en specifieke instandhoudingsdoelstellingen (G-IHD en S-IHD)⁷, en informatie uit soortenbeschermingsprogramma's (SBP's)⁸ zoals (kern)gebieden voor prioritaire acties.

Algemeen moet er worden nagegaan of de aangeleverde data voldoende zijn om een goede inschatting te maken van de impact van het project op de natuurwaarden in de omgeving. Indien bepaalde datasets ontoereikend zijn, is het aanbevolen dat voorafgaand bijkomend gestandaardiseerd gericht onderzoek wordt uitgevoerd (zie verder in 4.5).

⁷ <https://natura2000.vlaanderen.be/natuurdoelen-vastleggen>

⁸ <https://natuurenbos.vlaanderen.be/dieren-en-planten/soortenbescherming/soortenbeschermingsprogrammas-sbps>

Bovenaastende aanbevelingen over de te verzamelen lokale data kunnen best standaard worden toegepast. Het is aanbevolen om afwijkingen daarop enkel te aanvaarden mits argumentatie (bv. onbeschikbaar, niet relevant op betreffende locatie). Er is momenteel geen centraal punt om dergelijke data op te vragen. Het is wel aanbevolen te streven naar een centralisatie van beschikbare data (zie algemene aanbevelingen in 7.3).

- advies of afspraken en eventuele richtlijnen vanuit het beleid.

door vrijwilligers wordt uitgevoerd (zie verder).

NatureScot *et al.*, 2021; SPW-ARNE, 2024).

kunnen gegeven worden op volgende vragen:

- Omvat het onderzoeksgebied het volledige gebied van het geplande windpark?

bepaald worden op basis van een gemiddeld en een worst-case scenario.

Informatie over onderzoek met nachtkijker en/of warmtebeeldkijker

- Nachtkijkers: Dit zijn de zogenaamde restlichtversterkers. Het objectief vangt restlicht op, dit restlicht komt vaak van de maan, sterren, of infrarood licht (bv. via een zelf uitgestuurde infrarood lichtbron als accessoire bij de nachtkijker). De fotonen van het restlicht komen binnen op de fotokathode, deze zet het restlicht om in elektronen. Deze elektronen worden vervolgens vermeerderd door chemische en elektronische processen. De elektronen komen daarna met hoge snelheid met een fosfor laag in aanraking. Zo worden de elektronen weer omgezet tot zichtbaar licht. Door het oculair kan men nu het typische groene nachtzicht beeld zien. Een nadeel is dat het beeld minder goed is bij weinig restlicht en dat het gezichtsveld met een extra infraroodlamp vaak niet voldoende breed is op grote afstand. Door sterke lichtbronnen (bv. in industriegebieden) is er vaak ook een automatische vermindering van de lichtsterkte in het beeld.
- Warmtebeeldkijkers: Deze kijkers maken gebruik van het infrarood wat uitgestraald wordt door objecten i.p.v. het verzamelen van lichtdeeltjes. Warme objecten geven meer infraroodstraling dan koude objecten. Een speciale lens bundelt het infrarood licht dat door objecten wordt uitgestraald. Vervolgens wordt het licht door een reeks van infrarood-detector elementen gehaald. Deze detector elementen zorgen voor een gedetailleerd temperatuurpatroon, genaamd thermogram. Het thermogram wordt vervolgens omgezet in elektrische impulsen, deze impulsen worden doorgestuurd naar de printplaat. Deze printplaat vertaalt vervolgens deze impulsen naar informatie op het beeldscherm. Hier resulteert het verschil in infrarood intensiteit dus in kleurverschil op het beeldscherm. Meestal zijn diverse kleurinstellingen beschikbaar (Figuur 1). Natuurlijk kunnen warmtebeeldkijkers ook overdag ingezet worden, dit maakt een warmtebeeldkijker veelzijdiger dan een nachtkijker. Indien men (nog) de keuze heeft, is het gebruik van een warmtebeeldkijker doorgaans beter voor het waarnemen van (vliegende) vogels.



Figuur 1 Tellingen met warmtebeeldkijker.

Bij indicaties van grote aantallen overtrekkende vogels tijdens de seizoenstrek (stuwtrekzones) of van lokale vliegbewegingen van bijvoorbeeld watervogels die tijdens hun voedseltrek ook vaak in de schemering of 's nachts vliegen, kan een radarstudie heel nuttig zijn om een hoge betrouwbaarheid en nauwkeurigheid te krijgen over de vliegbewegingen (voorbeeld van toepassing voor impactanalyse Natuurtoets geplande windturbines, zie bv. Kleyheeg-Hartman *et al.* (2021)). Het ligt binnen de verwachting dat onderzoek met radar, in het bijzonder een 3D vogelradar, op bepaalde locaties zeer effectief kan zijn om belangrijke kennishiaten en onzekerheden weg te werken (zie bv. algemene informatie website WE⁹). Met zo'n radar kunnen de vliegbewegingen van vogels en sommige vleermuizen op een objectieve manier nauwkeurig in kaart gebracht worden.

Het is sowieso noodzakelijk om de radardata ook te combineren met een reeks visuele waarnemingen (bv. met verrekijker in de schemering, nachtkijker of warmtebeeldcamera bij volledige duisternis), indien mogelijk in realtime waarbij radartracks als het ware gevalideerd worden (zie verder). Het nadeel van radar is dat doorgaans niet tot op soort- of zelfs soortgroep niveau kan geclassificeerd worden, behalve bij eventuele koppeling met een camerasysteem en artificiële intelligentie (A.I.) of tijdens post-processing met gevalideerde radartracks en A.I.. Sommige leveranciers bieden de optie met camera aan of zijn bezig met de ontwikkeling ervan. De automatische realtime classificatie in een aantal moderne radarsystemen, is voor een individuele radartrack meestal beperkt tot het verschil van een kleine, middelgrote of grote vogel, of een groep vogels. De methodiek om op bepaalde momenten te combineren met visuele tellingen waarbij een deel van de radartracks hierdoor ook soort-informatie bevatten, past men in het binnen- en buitenland ook meestal toe (Desholm *et al.*, 2004; Scottish Natural Heritage, 2017, Krijgsveld *et al.*, 2011; Everaert, 2012; Everaert *et al.* 2016, 2022, 2023, 2024; Kleyheeg-Hartman & Potiek, 2020a,b; Radstake *et al.*, 2021a; Verbeek, 2022).

Ook een tijdelijk radaronderzoek, gericht op specifieke momenten, kan heel nuttig zijn. Visuele tellingen met nachtkijker of warmtebeeldkijker hebben vaak het nadeel dat er vliegbewegingen kunnen gemist worden, mede omwille van beperkingen in detectieafstand en gezichtsveld. Als er minstens tijdens deze tellingen (bv. voor watervogels 2 tellingen per maand in de periode oktober tot maart) gelijktijdig ook een vogelradar actief is, kunnen aankomende vogels ook visueel sneller en beter worden opgemerkt, waarna bijkomend dan ook in real-time informatie kan worden toegevoegd aan de radartracks.

Er bestaan tegenwoordig ook systemen die alle vogels in 3D kunnen zien. Een bekend systeem is de '3D-MAX' radar van ROBIN Radar Systems. Het INBO gebruikt sinds 2021 dergelijk radarsysteem voor wetenschappelijk onderzoek in de Antwerpse haven (figuur 2), in een samenwerking met de Vlaamse Ecologie Energie Milieu Onderneming nv (VLEEMO), gericht op de mogelijke effecten van bestaande en geplande windturbines (Everaert *et al.*, 2022; 2023; 2024; Onkelinx & Carmen, 2024). In Nederland gebruikt Waardenburg Ecology de ROBIN 3D-Max ook bij (geplande) windparken (b.v. Kleyheeg-Hartman *et al.* (2021)).

Er zijn ook bij andere leveranciers van radarsystemen ontwikkelingen in 'full 3D' tracking. Een voorbeeld is DeTect met het nieuwe 'True3D BDR' systeem in de S-band frequentie, met ook de optie voor koppeling met een intelligent A.I. camerasysteem voor betere soortherkenning.



4.5.2 Methodes voor metingen van vleermuizen

4.5.2.1 Situating

Voor vleermuisonderzoek gebruikt men standaard (als essentieel materiaal) zogenaamde bat-detectoren. Deze toestellen vangen de ultrasone geluidsgolven op die vleermuizen uitzenden voor echolocatie. Met die toestellen kunnen de meeste waargenomen vleermuizen op genus- en/of soortnaam worden gebracht. Nachtkijkers en vooral warmtebeeldkijkers (en eventueel vaste camerasystemen) kunnen aanvullende informatie verschaffen over de aantallen en het gedrag, bijvoorbeeld tijdens manuele avondmetingen op grondniveau (zie verder). Vaste camerasystemen kunnen vooral interessant zijn als extra materiaal voor monitoring aan bestaande windturbines (zie deel monitoring). Speciaal ontwikkelde vogelradars kunnen mogelijk ook informatie over vliegbewegingen toevoegen, maar dit is een zeer kostelijke methode en geeft op zich geen soortinformatie. Het gebruik van radar als extra materiaal voor vleermuisonderzoek zal bovendien vaak erg moeilijk zijn door de 'clutter' (hinderlijke weerkaatsing) van bijvoorbeeld bomen in de omgeving. De effectiviteit van radar als extra materiaal is voorlopig nog niet voldoende aangetoond, maar deze techniek kan wel onderzocht worden bij wetenschappelijk onderzoek.

De detectiecapaciteit van bat-detectoren is beperkt in afstand, afhankelijk van verschillende factoren. De detectiecapaciteit is bijvoorbeeld sterk afhankelijk van de gebruikte frequentie van de soort: lage frequenties kunnen op grotere afstand gedetecteerd worden. Een rosse vleermuis die in de open lucht voorbij vliegt kan met een detector nog op afstanden van ca. 50-100 meter waargenomen worden, terwijl dit voor een gewone dwergvleermuis beperkt is tot ca. 25-30 meter. Een grootoorvleermuis rondvliegend in een bos produceert een bijzonder zacht geluid, zodat ze maar kan waargenomen worden als ze op een afstand van minder dan 5 meter langs de waarnemer voorbijkomt. Het is daardoor moeilijk om vanaf grondniveau vleermuizen die op rotorhoogte van windturbines vliegen, waar te nemen. Daarom wordt aanbevolen om naast de gebruikelijke batdetector metingen op de grond (en tijdens manuele avondmetingen ook nachtkijker en/of warmtebeeldkijker), ook batdetector metingen op grotere hoogte uit te voeren (Rodrigues *et al.*, 2015; Natural England, 2009a+b; NatureScot *et al.*, 2021; SPW-ARNE, 2024). Dit kan door detectoren te plaatsen op bestaande of tijdelijk geplaatste masten, of op de gondel van eventueel nabije bestaande windturbines. De detectiecapaciteit beperking zorgt zelfs bij metingen op de gondel van grote windturbines ervoor dat niet alle vleermuizen waargenomen worden die binnen de afstand van het rotorvlak passeren (Voigt *et al.*, 2021).

In tabel 1 worden de aanbevelingen vanuit EUROBATS (Rodrigues *et al.*, 2015), Wallonië (SPW-ARNE, 2024), Nederland (Klop *et al.*, 2024b) en het Verenigd Koninkrijk (NatureScot *et al.*, 2021) gebundeld. In eerste instantie zouden de EUROBATS richtlijnen een basis moeten zijn voor nationale en regionale aanbevelingen. In verschillende landen worden de EUROBATS richtlijnen dan ook officieel aanbevolen. In andere landen of regio's worden de EUROBATS richtlijnen deels aanbevolen in eigen nationale of regionale richtlijnen, met bepaalde aanpassingen gericht op het land of regio (EUROBATS, 2013). Bij de opmaak van de EUROBATS richtlijnen werd niet concreet gesproken over situaties waarin afwijkingen van de richtlijnen mogelijk zijn.

- De kans om nog nieuwe soorten te detecteren gedurende nachtelijke metingen werd duidelijk kleiner vanaf 3 à 4 uur na zonsondergang. In die eerste 3 à 4 uur worden doorgaans de meeste algemeen aanwezige soorten gedetecteerd. Om ook minder algemene soorten te detecteren, is het aangewezen om steeds gedurende de volledige nacht te meten.
- Globaal genomen waren er in de lente, zomer en herfst telkens tot vijf nachten nodig om de meest algemeen aanwezige soorten (in het onderzoek bepaald op 40-60 % van alle aanwezige soorten) te kunnen detecteren.
- Tijdens de zomerperiode waren 22 en 46 volledige nachten nodig om resp. 80 % en 90 % van alle aanwezige soorten in het gebied te kunnen detecteren. Tijdens het najaar waren hiervoor resp. 16 en 30 nachten nodig.

- De beste resultaten werden gevonden bij metingen op open plekken in het bos.
- Er waren ongeveer vijf avonden (tot 4 uur na zonsondergang) nodig om in de zomerperiode de meest algemeen aanwezige soorten in het gebied (in het onderzoek bepaald op 50-60 % van alle soorten) te kunnen detecteren.
- Er waren 7 en 17 volledige nachten nodig om in de zomerperiode resp. 80% en 90% van alle aanwezige soorten in het gebied te kunnen detecteren.

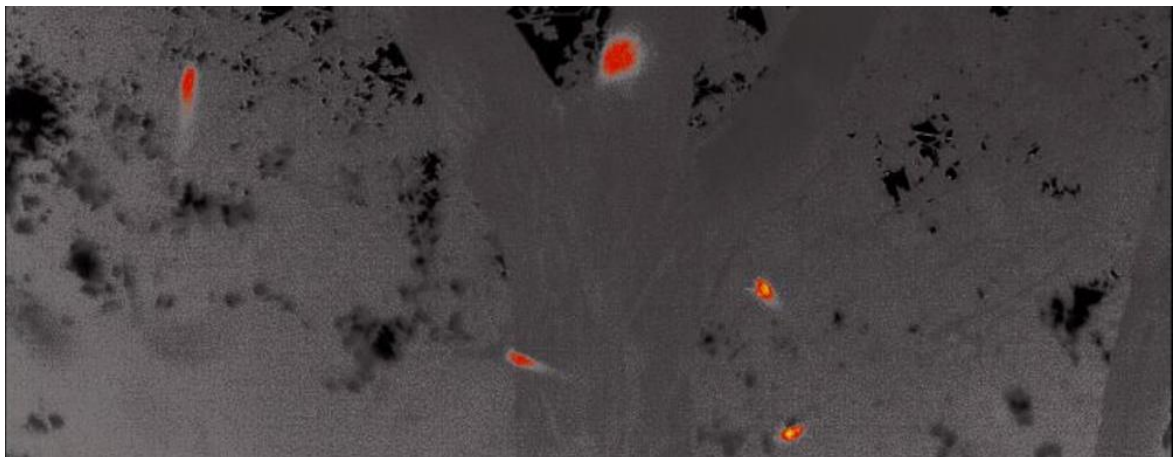
Op basis van bovenstaande gegevens, geven we hieronder aanbevelingen en een basisprotocol, die een ervaren vleermuisonderzoeker kan gebruiken om tellingen uit te voeren bij geplande en/of bestaande windparken in Vlaanderen.

De aanbevolen werkmethode bestaat telkens uit drie onderdelen: (a) onderzoek naar de mogelijke aanwezigheid van verblijfplaatsen, (b) onderzoek naar het landschapsgebruik, en (c) onderzoek naar vleermuisactiviteit per tijdseenheid op vaste punten. Gerichte batdetector veldmetingen bij (a) en (b) worden uitgevoerd door vleermuisdeskundigen met aantoonbare ervaring en met minstens één batdetector waarmee opnames kunnen gemaakt worden. Het onderzoek van activiteit op vaste punten (c) is uiteraard steeds met automatische batdetectoren die opnames maken. Het is aanbevolen dat de opnames nadien ter beschikking kunnen worden gesteld aan de overheid (bv. voor controle en/of verwerking in de Vlaamse risicoatlas, en om databanken aan te vullen). In de meeste gevallen zullen metingen gedurende één seizoen voldoende zijn voor een analyse naar de mogelijke effecten voordat de windturbines zijn geplaatst.

De gegevens van bestaande verblijfplaatsen leveren belangrijke basisinfo (zie 4.4, en zie ook 3.2.1 voor informatie over mogelijke types van verblijfplaatsen). Hiermee kan de onderzoeker, in combinatie met de landschapsskenmerken al een inschatting maken van de zones waarbinnen mogelijk (ook nog niet gekende) verblijfplaatsen aanwezig kunnen zijn.

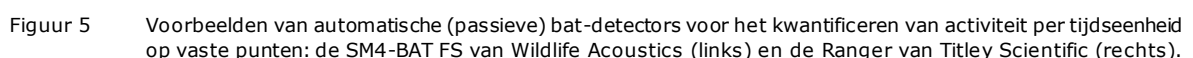
Bij indicaties voor (nog) niet bekende belangrijke verblijfplaatsen, moet ook ten velde binnen de 500 m tot 1 km nagegaan worden of dergelijke verblijfplaatsen aanwezig kunnen zijn, 500 m bij indicaties van (vrij) algemene soorten, en 1 km bij indicaties van zeldzame soorten bosvleermuis, vale vleermuis, meervleermuis, ingekorven vleermuis, bechsteins vleermuis, grijze grootoor en mopsvleermuis. Dit veldonderzoek zal dan minstens de potentiële locaties moeten in kaart brengen (bv. potentiële koloniebomen of minstens toch zones binnen een bos, bijzondere gebouwen zoals een kerk of kasteel) en waar mogelijk ook effectief vaststellen. De periode van dergelijk onderzoek kan ook buiten het seizoen gelegen zijn waarbij de potentiële verblijfplaats effectief benut wordt (bv. visuele controle van (zones met) mogelijke vleermuisbomen (met holtes, losse schors) in de winter).

Vaak zal ook onderzoek in de vroege ochtend nodig zijn, zeker bij niet exact gekende zomerverblijfplaatsen (in het bijzonder de kraamkolonies), zowel in bomen als in gebouwen. In de late nacht tot vroege ochtend is er dan zwermgedrag van vleermuizen die eerst meermaals rondjes vliegen rond de kolonieplaats (figuur 3). Onderzoek in de vroege ochtend gebeurt best in de kraamperiode van ca. 15 mei tot eind juli of eventueel (uiterste datum) tot 15 augustus.



De metingen moeten minstens op grondniveau zijn (ca. 0-10 m), maar afhankelijk van een expertenoordeel (en waar technisch/vergunningsgewijs mogelijk) bijkomend ook vanop een bestaande of tijdelijke mast op ashoogte van geplande windturbines. In dit geval is dit dan zeker vanaf de minimumhoogte van de wieken van de geplande windturbines (doorgaans ca. 40-80 m, zie schema in 4.5.2.3). Hoogtemetingen op bv. 20 m geven te weinig nuttige (extra) informatie voor het inschatten van de activiteit op rotorhoogte, en voor soorten zoals gewone dwergvleermuis ook een vertekend beeld van de activiteit op grondniveau. Nog idealer (vooral voor gericht wetenschappelijk onderzoek) bij een hoogtemeting, is een meting tegelijk op grondhoogte, ca. 50 m (onderste deel rotorhoogte), ca. 100 m en ca. 150-200 m (rotorhoogte), afhankelijk van het geplande type windturbine. Een ballon is niet aangeraden. Het is immers gekend dat vleermuizen vaak hoger vliegen ter hoogte van een meer opvallende constructie zoals een mast of andere hoge vaste constructie (Rodrigues *et al.*, 2015).

Voor de verwerking van batdetector metingen op vaste punten, kan de vleermuizenactiviteit best gepresenteerd worden als een activiteit-index, bijvoorbeeld het aantal contacten per uur of activiteit-eenheid per uur. Behalve de data kunnen telkens ook het gebruikte materiaal, de methode en de parameters, zoals weersomstandigheden, besproken worden.



In vergelijking met de vroegere INBO aanbevelingen (Everaert, 2015c) waarbij een verschil werd gemaakt tussen een quick-scan inventarisatie of uitgebreide inventarisatie, presenteren we hier één basismethode met variaties afhankelijk van het aantal windturbines en het type landschap, die voldoende moet zijn om een betrouwbare effectinschatting en -beoordeling te maken. Bij vermeldingen van het aantal windturbines, moeten ook bestaande windturbines in de directe nabijheid worden meegerekend (binnen ca. 2 km van dichtstbijzijnde windturbine).

Onderzoek naar verblijfplaatsen en landschapsgebruik	Kwantificeren van activiteit per tijdseenheid op vaste punten
Bij mogelijke aanwezigheid¹ van een belangrijke verblijfplaats² binnen 500 m tot 1 km van de turbines (te bepalen door expertenoordeel, min. 1 avondbezoek (batdetector metingen), min. 1 bezoek overdag (zoeken potentiële zomerverblijf of tellen winterverblijfplaats), bij potentiële kraamkolonies ook minstens één vroege ochtend bezoek in de periode 15 mei tot 15 aug. (zie 4.5.2.2). Standaard avondmetingen zijn minimaal gericht op de periode juli tot sept, waarvan minstens één na 15 aug, met volgende regel: -Bij 1-2 windturbines: min. 2 avondbezoeken (bv. combinatie met het installeren en wegnemen van automatische batdetectors (zie rechts)). -Bij ≥ 3 windturbines in (quasi) open landbouwgebied en industrie zonder veel bomen: min. 2 avondbezoeken. -Bij ≥ 3 windturbines in halfopen tot gesloten landschap met vrij veel bomen, KLE's en/of water: min. 3 avondbezoeken, bij voorkeur 5.	<u>Op grondniveau (ca. 0-10 m):</u> -In (quasi) open landschap en industriegebied zonder veel bomen: 15 juni – 15 aug.: min. 5 volledige nachten³ 15 aug. – 15 okt.: min. 5 volledige nachten³ ➡ Bij 1-2 windturbines: op min. 1 punt Bij ≥ 3 windturbines: op min. 2 punten indien in heterogeen landschap. -In halfopen tot gesloten landschap met vrij veel bomen, KLE's en/of water: 15 juni – 15 aug.: min. 15 volledige nachten³ 15 aug. – 15 okt.: min. 15 volledige nachten³ ➡ Bij 1-2 windturbines: op min. 1 punt Bij ≥ 3 windturbines: op min. 2 punten indien in een heterogeen landschap. -Binnen de 5 km van gekende verblijfplaatsen van kwetsbare tot (ernstig) bedreigde soorten⁴, extra aandacht hiervoor in de analyse, bij voorkeur met extra metingen in andere periodes van het jaar (bv. min. 15 nachten in april-mei). <u>Op hoogte:</u> -Bijkomend, maar facultatief, indien technisch en vergunningsgewijs mogelijk⁵, volledige periode van april tot eind okt., op een mast met hoogte binnen minstens de onderste helft van geplande windturbinewieken (= ca. 40-80 m).

- (1) De kans op aanwezige verblijfplaatsen is het grootst in oude bossen (als eerste indicatie = bos met bomen die voor 1930 zijn ontstaan, zie Bosleeftijdskaart, geopunt.be) en in vervallen/oude gebouwen.
- (2) In principe zijn in het kader van mogelijke effecten door windturbines alle verblijfplaatsen belangrijk op niveau Vlaanderen, behalve voor relatief kleine (enkel op zeer lokaal niveau belangrijke) verblijfplaatsen van de in Vlaanderen vrij algemene gewone dwergvleermuis.
- (3) Kleine afwijkingen en onderbrekingen, bijvoorbeeld omwille van technische redenen, zijn aanvaardbaar. Tijdens (eventuele) avondbezoeken, kan het nuttig zijn indien mogelijk bijkomend ook een avondmeting te doen op een (extra) vast punt.
- (4) Kwetsbare of (ernstig) bedreigde soorten: rosse vleermuis, bosvleermuis, vale vleermuis, bechsteins vleermuis, meervleermuis, ingekorven vleermuis, grijze grootoor, mopsvleermuis (zie ook 4.5.2.2).
- (5) Het uitvoeren van metingen op wiekhoogte van geplande turbines kan afhangen van een expertenoordeel op basis van beschikbare gegevens, bv. dichtbij waardevol bos. Als een meteomast aanwezig/gepland is, of bestaande windturbine, is een meting op hoogte zeker aangeraden.

ONTWIKKELINGEN

Zeker voor vleermuizen is het bijzonder belangrijk om een 'ruimtelijke vleermuizenanalyse' (als desk-analyse) te maken waarbij de kans op regelmatige aanwezigheid van de voor windturbines gevoelige vleermuizen (zie 4.8) wordt geschat op basis van alle beschikbare gegevens. Deze analyse omvat bij voorkeur een visualisatie op kaart (met bv. luchtfoto's) van de landschappelijke kenmerken en mogelijke vliegroutes/foerageergebieden van vleermuizen.

STUDIEGEBIED, SOORTEN EN GLOBALE METHODIEK

Theoretisch kader

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 gevraagd. Voor soorten die in de trek zitten, 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 gevraagd voor een bepaalde periode. Tijdens de winterperiode betekent dit de minimale overwinterende populatie aanwezig in de regio waarin toepassing van de afwijking wordt gevraagd. In gevallen waarin de populatie verspreid voorkomt over verschillende lidstaten, kunnen afwijkingen voor trekvogels gedeeld worden onder de verschillende landen. In zulke omstandigheden zou het nodig zijn de betreffende populatie te beperken tot die populatie die voorkomt op het grondgebied waar de afwijking van toepassing is op het tijdstip afwijking (extra sterfte) plaatsvindt, om cumulatieve effecten te minimaliseren"* (Europese Commissie, 2008).

Op populatiedynamisch vlak is in een ideale situatie een evaluatie t.o.v. de regionale populatie (Vlaanderen) misschien het meest aangewezen, maar in de praktijk moeilijk haalbaar om dan ook cumulatieve effecten voldoende te onderzoeken. Bovendien zijn er in Vlaanderen bijvoorbeeld ook de lokale instandhoudingsdoelstellingen (S-IHD) op niveau van de speciale beschermingszones (Habitatrichtlijngebied, Vogelrichtlijngebied) waarbij een aftoetsing op dat niveau ook nodig kan zijn (zie verder).

Voor de beoordeling van mogelijke effecten van windturbine op vogels en vleermuizen in de Speciale Beschermingszones (SBZ, Vogel- en/of Habitatrichtlijngebieden), past men in Nederland omwille van juridische redenen en de daarmee verband houdende lokale instandhoudingsdoelstellingen (IHD's), ook een beoordeling toe op het niveau van de betreffende SBZ gebieden. Aan de hand van de maximale foerageerafstanden van Natura 2000 vogelsoorten, zoals o.a. beschreven in van der Vliet *et al.* (2011, zie ook soort-informatie in bijlage 8.6), bepaald men in Nederland welke SBZ-gebieden en bijbehorende IHD's in deze zin binnen de invloedssfeer van het windpark liggen (zie bv. toepassing daarvan in de Natuurtoets van Radstake *et al.* (2021b)). De informatie van de maximale foerageerafstanden kan samen met andere gegevens gebruikt worden om het studiegebied af te bakenen. Specifiek voor de bepaling van het studiegebied van de lokale populaties vleermuizen, hanteert men in Nederland doorgaans ook een 'catchment area' van 30 km rond de geplande windturbines (bv., zie in Radstake *et al.*, 2021b).

Voor seizoenstrek van vogels kan de afbakening gebeuren door de volledige gekende trekcorridor (binnen regio Vlaanderen) te identificeren. De Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines levert informatie om een lokale populatie ecologisch te definiëren in de ruimte, maar een expertenoordeel zal hier ook van belang zijn.

Voorbeeld voor geplande windturbines in akkervogelgebied zuidoost Limburg (zie meer details in Sweco, 2024).

De principes die gevolgd worden om tot de afbakening van een populatie te komen zijn gebaseerd op de LARCH methodologie, ontwikkeld in Nederland (LARCH, een toolbox voor ruimtelijke analyses van het landschap; Pouwels, 2000). De metapopulatietheorie vertrekt van de vaststelling dat heel wat populaties van soorten bestaan uit deelpopulaties waartussen individuen zich kunnen verplaatsen. De metapopulatie wordt levensvatbaar beschouwd wanneer de kans op uitsterven kleiner is dan 5% op 100 jaar. De metapopulatietheorie is in principe van toepassing op alle soorten. Deelpopulaties die zo groot zijn dat ze zonder uitwisselingen binnen de metapopulatie levensvatbaar zijn, worden 'Minimum Viable Populations' (MVP) genoemd. Deelpopulaties die op zichzelf (zonder uitwisseling) niet levensvatbaar zijn, maar dankzij een beperkte uitwisseling met andere deelpopulaties binnen de metapopulatie, levensvatbaar worden, zijn als 'sleutelgebieden' gedefinieerd. Sleutelpopulaties en MVP's vormen de stabiele kernen binnen een metapopulatie. De LARCH-methodologie helpt om de duurzaamheid van habitatnetwerken te bepalen. Een habitatnetwerk is een gebied met habitatplekken die samen een metapopulatie vormen. Per soort dienen de volgende stappen doorlopen te worden:

- De LARCH-methodologie laat dus niet enkel toe om de populatie van een soort af te bakenen maar laat tevens toe om te bepalen of het hele netwerk duurzaam is.

- Voor de impactanalyse moet er dan ook buiten het Vlaamse gewest voor het betreffende studiegebied voldoende data beschikbaar zijn over de verspreiding en aantallen van de relevante soorten, en de berekening van de cumulatieve effecten zal ook ruimer en dus complexer worden.
- Er zijn aanwijzingen dat zeker voor het aspect verstoring de voorlopig huidig aangeraden toe te passen gemiddelde verstoringsafstanden mogelijk een onderschatting zijn van de werkelijke effecten. Vanuit voorzorg kan daarom beargumenteerd worden om voorzichtig om te gaan met een eventuele ruimere afbakening van het studiegebied.

- Er zal wellicht advies moeten worden gevraagd aan de instantie buiten het Vlaamse gewest die verantwoordelijk is voor de advisering en beoordeling van vergunningsaanvragen. Er zullen buiten het Vlaamse gewest ook verschillen zijn in het beleid, instandhoudingsdoelstellingen, en de staat van instandhouding van soorten.
- In het gidsdocument van de Europese Commissie betreffende afwijkingen op de wetgeving over het doden van vogels (bijkomende sterfte), werd de 'betreffende populatie' waarin de sterfte door dergelijke afwijking kan worden geëvalueerd, voor standvogels gedefinieerd als de populatie van de geografische regio waarin toepassing van de afwijking wordt verlangd. In dit geval is dit het Vlaamse gewest. Ook voor overwinterende vogels en trekvogels geeft men hierbij aan dat het aangewezen is "om de betreffende te beoordelen populatie te beperken tot die populatie die voorkomt op het grondgebied waar de afwijking van toepassing is op het tijdstip dat de onttrekking plaatsvindt, om cumulatieve effecten te minimaliseren" (Europese Commissie, 2008). Voor het aspect verstoring (verlies van leefgebied) is een gelijkaardige beoordeling mogelijk.
- De beoordeling van de effecten van windturbines moet voor verschillende soorten ook gebeuren, rekening houdend met de vastgelegde Instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) die zowel lokaal als gewestelijk zijn bepaald, maar niet buiten het Vlaamse gewest. Een analyse en beoordeling tot buiten het Vlaamse gewest maakt de situatie complex en mogelijk onzeker. Voor verschillende soorten worden de IHD's sowieso al niet gehaald in Vlaanderen (ongunstige staat van instandhouding of onzeker).
- De doelstellingen en acties in de Soortenbeschermingsprogramma's zijn ook op een lokaal tot gewestelijk niveau bepaald.
- De specifieke G-IHD voor grauwe kiekendief moeten nog opgebouwd worden door extra gunstige maatregelen om die kerngebieden te verbeteren in habitatkwaliteit, om de aantrekkelijkheid te verhogen en de doelsoorten te kunnen doen vestigen (anders maar vergelijkbaar met SBP akkervogel doelstellingen).
- De gekende afbakeningen van o.a. de kerngebieden grauwe kiekendief (en algemeen ook akker- en weidevogels) zijn de meest kansrijke zones (incl. voormalig broedgebied) en te beschouwen als minimum areaal. De doelen (aantal broedpaar en kwaliteit) zijn ook daar in overeenstemming mee, hetgeen impliceert dat meerekenen van andere gebieden, verplaatsen van ruimtelijke doelstellingen enz., niet zomaar een ecologische onderbouwing kent.

In het geval er een kwantitatieve effectanalyse en -beoordeling van het mogelijk effect op de lokale populaties mogelijk is voor vleermuizen, kan als studiegebied voor de beoordeling een 'catchment area' van 30 km rond de geplande windturbines worden toegepast, naar analogie met de methode in studies voor geplande windparken in Nederland (zie 4.7.1).

TE BEHANDELEN SOORTEN EN GLOBALE METHODIEK

In theorie dienen alle beschermde soorten behandeld te worden. In de praktijk is het aan te raden om bijzondere aandacht te besteden aan Natura 2000-soorten en andere soorten met bepaalde instandhoudingsdoelstellingen, Rode-Lijstsoorten en zeldzame soorten, soorten waarvoor Vlaamse en Europese soortenbeschermingsprogramma's en -plannen zijn opgesteld, alsook soorten die in belangrijke aantallen aanwezig zijn (zie ook risicoatlas criteria in 8.1).

Het is vanzelfsprekend om enkel de soorten die potentieel een effect kunnen ondervinden uitgebreid te behandelen, volgens de best beschikbare wetenschappelijke kennis (zie ook verder). Deze gevoeligheid voor effecten kan al mee bepaald worden in het kader van bijvoorbeeld de MER-screening op basis van alle beschikbare gegevens.

Voor **vogelsoorten waarvan de lokale populatie 'zeer belangrijk' is op niveau van de regio Vlaanderen**, is het aangewezen om een kwantitatieve effectbeschrijving en -beoordeling uit te voeren, of toch minstens met kwantitatieve elementen in de effectbeschrijving (zie deel 4.8) en -beoordeling (zie deel 4.9), dus waarbij ook concrete drempelwaarden voor al dan niet betekenisvolle effecten op populatieniveau worden toegepast. Conform de criteria in de risicoatlas vogels-windturbines 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 effectbeschrijving en effectbeoordeling. Voor soorten waar voldoende gegevens over beschikbaar zijn, kunnen kwantitatieve elementen in de effectbeschrijving opgenomen worden. De evaluatie van de mogelijke effecten kan op een kwalitatieve manier, zonder het toepassen van drempelwaarden in kader van 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 effectbeschrijving en effectbeoordeling hier doorgaans enkel kunnen worden uitgevoerd zoals beschreven in bovenstaande paragraaf over overige vogelsoorten. Het is aangewezen om in de beschrijving van de aanwezige natuurwaarden alle soorten vleermuizen te bespreken, maar in de effectenbeschrijving en -beoordeling zal de aandacht gaan naar de soorten die mogelijks een negatief effect kunnen ondervinden.

4.8 BESCHRIJVING VAN DE MOGELIJKE EFFECTEN

Het beschrijven van de mogelijke effecten op vogels en vleermuizen kan **kwalitatief en/of kwantitatief**. Hiervoor zijn in deel 4.7 al aanbevelingen opgenomen. Onderstaande informatie geeft vooral een aanzet voor een kwantitatieve benadering.

4.8.1 Mortaliteit bij vogels

4.8.1.1 Theoretisch kader

Aantal aanvaringsslachtoffers

Het gemiddeld aantal aanvaringsslachtoffers bij onderzochte windturbines op het land in Europa varieert sterk van enkele tot ongeveer 60 vogels per windturbine per jaar (Lentini *et al.*, 2025). In Vlaanderen werd tijdens onderzoek in acht windparken een gemiddelde berekend van 21 aanvaringsslachtoffers per windturbine per jaar (variatie van gemiddeld 1 tot 42 per windpark). De resultaten in Nederland (zie verder) zijn gelijkaardig (Everaert, 2008e & 2014a). Het aantal gevonden slachtoffers van de minder algemene soorten in Vlaanderen die voor een belangrijk deel als toevallige vondst zijn vastgesteld tot 2024, minimaal en zonder correctiefactoren voor beschikbaar zoekoppervlak, zoekefficiëntie en vroegtijdige verwijdering door predatoren, op basis van gericht onderzoek (Everaert, 2008e & 2014a) en vooral losse waarnemingen (Natuurpunt Studie, 2024) zijn o.a.

blauwe reiger	7 in regio Brugge, ook recenter o.a. min. 1 in regio Gent
boomvalk	2 in regio Brugge-Zeebrugge in 2021-2023
slechtvalk	6 verspreid in Vlaanderen
bruine kiekendief	1 geval in regio Brugge-Zeebrugge in 2023
buizerd	24 gevallen verspreid in Vlaanderen
rode wouw	1 in Gingelom, Limburg, in 2019 en min. 1 in regio Brugge in 2024
wespendief	1 in Antwerpse haven in 2019
visarend	1 in Dilsen-Stokkem, Limburg, in 2018
ransuil	2 in periode 2021-2022 in regio Zeebrugge
velduil	1 in 2021 in regio Zeebrugge
kleine zilverreiger	1 in 2021 in regio Zeebrugge
lepelaar	telkens 1 in regio Waaslandhaven in 2021 en Zeebrugge in 2023
ooievaar	1 in regio Halle in 2019
zwartkopmeeuw	10 in Antwerpse haven in 2017-2020 en 1 in Zeebrugge in 2023
grote mantelmeeuw	20 in periode 2001-2006 (en 3 in 2021-2023) in regio Zeebrugge
drieteenmeeuw	3 in 2001-2006 in regio Zeebrugge en 1 in 2021 in Waaslandhaven
dwergmeeuw	1 in 2022 in Brugge-Zeebrugge regio
dwergstern	14 in periode 2001-2006 in Zeebrugge (nadien nog enkele)
visdief	154 in periode 2001-2006 in Zeebrugge (nadien ook nog maar minder)
grote stern	25 in periode 2001-2006 in Zeebrugge (nadien ook nog maar minder)
grutto	3 in 2005-2006 in regio Zeebrugge
regenwulp	2 in 2017 en 2021 in regio Zeebrugge
watersnip	2 in 2021 in regio Zeebrugge
wintertaling	2 in 2003-2004, en 3 in 2021 in regio Zeebrugge
grutto	3 in 2005-2006 in regio Zeebrugge
regenwulp	2 in 2017 en 2021 in regio Zeebrugge
watersnip	2 in 2021 in regio Zeebrugge
wintertaling	2 in 2003-2004, en 3 in 2021 in regio Zeebrugge
patrijs	1 in regio Zeebrugge in 2022
gierzwaluw	18 in periode 2019-2023 vooral in havengebied Antwerpen en Brugge
bonte vliegenvanger	2 in 2021 en 2022 in Zeebrugge

Extrapolatie van de gegevens uit een studie van een windpark met middelgrote, 300 kW windturbines in Oosterbierum en Urk in Nederland, toonde dat bij 1.000 MW geïnstalleerd vermogen (of ca. 3.333 middelgrote turbines), op jaarbasis gemiddeld 21.000 en maximaal 134.000 zekere en zeer waarschijnlijke aanvaringsslachtoffers zouden vallen (Winkelman, 1992a). Inclusief mogelijke slachtoffers geeft dit een gemiddelde van 46.000 en maximaal 257.000 slachtoffers¹⁰. Extrapolatie van gegevens met grote 1.650 kW windturbines in Almere, Waterkaaptocht en Groettocht in Nederland (open landschap nabij of aan de kust gelegen), geeft voor 500 grote turbines van 2.000 kW op jaarbasis gemiddeld 17.000 zekere, zeer waarschijnlijke en mogelijke slachtoffers (Krijgsveld *et al.*, 2009). Dit betekent 34 slachtoffers per 2.000 kW per jaar. Een extrapolatie van gegevens met grote 1.500 tot 2.000 kW windturbines aan de Kleine Pathoekeweg, Centrale Schelle, Rodenhuize en Kluizendok in Vlaanderen (open tot halfoopen landschap nabij water en/of de kust), geeft voor 1.000 MW geïnstalleerd vermogen aan windturbines op jaarbasis gemiddeld 10.000 zekere en waarschijnlijke slachtoffers of 20 slachtoffers per 2.000 kW per jaar (Everaert, 2008e; 2014a). Wellicht ligt het werkelijke aantal slachtoffers ergens tussen de resultaten van de genoemde extrapolaties in.

Extrapolaties zullen uiteraard niet altijd de werkelijkheid weergeven, enige voorzichtigheid is dus geboden. Uit de extrapolaties blijkt dat het aantal aanvaringsslachtoffers op de onderzochte locaties bij middelgrote en grote turbines ongeveer gelijk zou zijn als men rekent met het 'aantal per turbine'. Bij de berekening per geïnstalleerde vermogensseenheid is er een duidelijk verschil in het voordeel van grote turbines. Een lijnopstelling van grote windturbines geeft gemiddeld minder slachtoffers dan een lijnopstelling over dezelfde afstand met een groter aantal kleine turbines. In deze vergelijking is het aantal vliegbewegingen op de locaties echter niet in rekening gebracht. Bij een onderzoek naar aanvaringskansen bij meeuwen, bleek het verschil tussen kleine en grotere turbines alleszins niet significant (Everaert, 2008e; 2014a).

De impact tussen en binnen windturbinelocaties is ook sterk verschillend. Aan bepaalde individuele windturbines binnen hetzelfde windpark vallen soms tot meer dan 100 slachtoffers per jaar terwijl aan andere turbines nauwelijks slachtoffers worden vastgesteld (Everaert 2008e, 2014a; Gove *et al.*, 2013). Lokale factoren spelen een zeer belangrijke rol bij de impact van windturbineparken (Drewitt & Langston, 2006). De onderzoeksresultaten van afzonderlijke windparken kunnen daarom niet veralgemeend worden.

Zeer grote aantallen slachtoffers, zoals de massa-aanvaringen bij vuurtorens en hoge torens tijdens slechte weersomstandigheden (vooral door aantrekking van licht, waarna de vogels tegen het gebouw vliegen), lijken bij windturbines niet of nauwelijks voor te komen (Langston *et al.*, 2003; Hötter, 2006). Er zijn enkele uitzonderingen, o.a. twee windturbines in Duitsland: één turbine in zowel Sylt als Helgoland, na een volledig onderzoeksjaar een berekening van resp. 2,8-103 en 8,5-309 slachtoffers per turbine per jaar (Benner *et al.*, 1993) en 49 slachtoffers op één nacht bij een verlichte operationele windturbine in slechte weersomstandigheden in Zweden (Gill *et al.*, 1996; Karlsson, 1983).

Verschillen in aanvaringskansen

Everaert (2008e; 2014a) berekende bij lijnopstellingen van grote windturbines (> 1 MW) in Vlaanderen een aanvaringskans variërend van 0,02 % (kleine meeuwen) tot 0,09 % (grote meeuwen) voor op windturbinehoogte (0-150 m) overvliegende, plaatselijke vogels tijdens de dag en in de schemering (slaaptrek). Op rotorhoogte varieert de aanvaringskans van 0,03 % (kleine meeuwen) tot 0,14 % (grote meeuwen). Winkelman (1992a) vond in Nederland vrij gelijkaardige aanvaringskansen voor vogels die tijdens de dag en de nacht op windturbinehoogte door windparken met kleine turbines vlogen. Deze studie bekwam voor alle vogelsoorten samen (dag en nacht samen) een gemiddelde van 0,01-0,02 % en een maximum van 0,02-0,04 %. Voor eenden die 's nachts vliegen, vond Winkelman een aanvaringskans van gemiddeld 0,04 % en maximaal 0,09 % (Winkelman, 1992a, Everaert, 2014a).

¹⁰ Dit is dus maximum 77 zekere en mogelijke vogelslachtoffers per jaar per middelgrote turbine

////////////////////////////////////

Voor een uitgebreide kwantitatieve berekening bestaan er globaal gezien drie methodes.

Een uitgebreide analyse kan gebeuren met een berekening, rekening houdende met:

- Een nadeel van deze methode is dat een aanvaringskans vaak sterk afhankelijk is van lokale factoren. Hierdoor kan men niet 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 ook vaak grote verschillen, zelfs voor gelijkaardige soorten en er zijn voor veel soortgroepen onvoldoende kwalitatieve studies naar aanvaringskansen. Een ander nadeel is de onzekerheid over macro-uitwijking, ook omwille van de invloed van lokale factoren. Waardenburg Ecology heeft voor dergelijke methode ook een empirisch 'Flux-collision' model uitgewerkt dat bruikbaar is voor bepaalde goed onderzochte soorten (Kleyheeg-Hartman *et al.*, 2013, 2015 & 2018). Dit model kan gebruikt worden voor soorten waar voldoende gegevens voorhanden zijn over de aanvaringskansen in bestaande windparken in een gelijkaardige omgeving (o.a. ganzen, kleine en grote meeuwen en sterns, zie o.a. in Everaert & Stienen (2007), Everaert (2008e), Everaert (2014a) en Kleyheeg-Hartman *et al.* (2018). Hieronder is een beknopte beschrijving weergegeven van het Flux-collision model (Kleyheeg-Hartman *et al.*, 2013, 2015 & 2018).

Met behulp van het zogenaamde Flux-Collision Model kan voor een bepaalde soort(groep) voorspeld worden hoeveel aanvaringsslachtoffers er ongeveer in een (gepland) windpark zullen vallen. Om deze berekening uit te kunnen voeren zijn gegevens nodig van de vogelflux door het windpark, de configuratie van het windpark en de afmetingen van de windturbines. Daarnaast is voor de betreffende soort(groep) een aanvaringskans nodig die vastgesteld is in een ander zogenaamd 'referentiewindpark'. Om de berekening volledig uit te kunnen voeren zijn ook van dit referentiewindpark gegevens nodig van de configuratie van het windpark en de afmetingen van de windturbines. Voor de berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers via het Flux-Collision Model wordt onderstaande formule gebruikt die eerder door Troost (2008) is beschreven en die op enkele punten door Bureau Waardenburg is aangepast:

waarin:

c2	= aantal slachtoffers in het windpark
b	= vogelflux
h	= fractie vogels die op turbinehoogte vliegt (tussen grond en tiphoogte)
a_macro	= fractie vogels die om of over het windpark heen vliegt
h_cor	= correctie voor het verschil in de hoogteverdeling van de flux tussen het te beoordelen windpark en het referentiwindpark
r	= percentage van het verticale vlak dat bedekt wordt door de rotor (berekend voor 1 turbine)
r_ref	= percentage van het verticale vlak dat bedekt wordt door de rotor in het referentiwindpark (berekend voor 1 turbine)
e	= gemiddeld aantal turbines dat per passage van het windpark gepasseerd wordt

Pagina 52 van 208

b, h en a macro

h cor

$$h_{cor} = (f - ((f_o / h_o) - (f_r / rd)) \times h_o) / f$$

f = totale flux door het verticale vlak (rode vlak in bovenstaande schets), oftewel het getal dat volgt uit de formule $b * h * (1 - a_{macro})$

f_o = flux door het vlak onder de rotoren

f_r = flux door het vlak waarin de rotoren draaien

h_o = afstand van grond tot laagste punt rotortip (m) (=ashoogte – rotorstraal)

rd = rotordiameter (m)

r en r ref
$$r(\text{ref}) = \text{rotoroppervlak} / (\text{tiphoogte} \times \text{gemiddelde afstand tussen turbines})$$

Het aantal turbines dat een vogel tijdens een passage van het windpark gemiddeld passeert is afhankelijk van de configuratie van het windpark en de hoofdvliegrichting van de vogels door het windpark. De aanname voor $e(\text{ref})$ is gekoppeld aan de manier waarop de flux (b) is bepaald. Bij het bepalen van deze flux is namelijk al nagedacht over de manier waarop vogels door het windpark vliegen (hoe ziet het verticale vlak van het windpark eruit, rode vlak in bovenstaande schets). Voor een lijnopstelling wordt er vaak van uitgegaan dat de flux dwars door het windpark gaat (hoofdvliegrichting haaks op de lijnopstelling). In het geval van een lijnopstelling wordt dan ook over het algemeen aangenomen dat vogels één windturbine passeren, tenzij er duidelijke aanwijzingen zijn dat dit niet het geval is. Wanneer de configuratie van het windpark min of meer vierkant is (en vogels over het algemeen vanuit alle richtingen door het windpark vliegen) wordt $e(\text{ref})$ vaak berekend als de wortel van het totaal aantal turbines.

Met deze factor wordt gecorrigeerd voor het verschil in rotoroppervlak (en daaraan gerelateerde rotorsnelheid en breedte van de rotorbladen) tussen de turbines van het te beoordelen windpark en de turbines van het referentiwindpark. Bij een grotere rotor (die relatief langzamer draait en bredere rotorbladen heeft) is de aanvaringskans per vierkante meter rotoroppervlak kleiner dan bij een kleinere rotor. De formule voor p_{cor} is gebaseerd op de theoretische relatie tussen aanvaringskans en rotoroppervlak, afgeleid van het Band Model (Band *et al.* 2007). p_{cor} wordt berekend op basis van de volgende formule:

waarin:

O = rotoroppervlak van de windturbines van het te beoordelen windpark (m²)
Oref = rotoroppervlak van de windturbines van het referentiewindpark (m²)

De p factor betreft de aanvaringskans die voor de betreffende soort(groep) is vastgesteld in een referentiewindpark. De keuze voor een aanvaringskans is afhankelijk van de betreffende soort(groep) en de locatie, configuratie en afmetingen van het te beoordelen windpark. De keuze voor de aanvaringskans wordt dan ook in de rapportage onderbouwd.

Pagina 54 van 208

Een uitgebreide analyse kan ook met een meer theoretisch model, waarbij men naast het empirisch vastgesteld of geschat aantal vliegbewegingen over de planlocatie, een theoretische aanvaringskans gebruikt voor vogels die doorheen het rotorvlak van de windturbines vliegen. Dergelijke 'Collision Risk Modellen' (CRM) combineren de berekening ook met een correctie voor het percentage vogels dat zal uitwijken. Het gaat daarbij zowel om macro-uitwijking rond het windpark als micro-uitwijking van het rotorvlak binnen het windpark (micro-uitwijking = vogels die het windpark wel invliegen maar het rotorvlak actief ontwijken). Het internationaal best gekende en meest gebruikte model, dat ook regelmatig updates krijgt, is het Band model. Voor een situatie op het land ('onshore') gebruikt men het basis Band model (Band *et al.*, 2007). Op de website van de Scottish Natural Heritage (SNH) is dit model uitgebreid beschreven en zijn ook de recentste aanbevelingen beschikbaar. We noemen dit model hierna het SNH-Band model.

Masden & Cook (2016) maakten een review van alle beschikbare modellen. Sommige modellen zijn specifiek voor één bepaalde soort gemaakt. Alle modellen kunnen nog verbeteringen gebruiken, o.m. betreffende de 'micro-uitwijking'-parameter en de combinatie van micro- en macro-uitwijking (Chamberlain *et al.*, 2006; de Lucas *et al.*, 2008; Masden & Cook, 2016). Ook het gebrek aan voldoende informatie over factoren die betrekking hebben op het gedrag (bv. in groep of individueel) is nog een probleem (Croft *et al.*, 2013).

Op basis van onderzoeksresultaten naar mortaliteit en aanvaringskansen in bestaande windparken, worden de waarden voor (micro- en macro-) uitwijking in het SNH-Band model regelmatig aangepast. Een voordeel is dat alle eigenschappen van het windpark, bijvoorbeeld de ruimte tussen de windturbines, in het model zelf worden meegerekend. Daardoor hoeft er niet gewerkt te worden met onzekere correcties op gevonden aanvaringskansen in verschillende types windparken. Ook de kenmerken van de vogels worden meegenomen in het model. Bij wijze van oefening brachten we de berekende aanvaringskansen voor meeuwen in bestaande windparken in Vlaanderen (Everaert, 2008e; Everaert *et al.*, 2011) in dit SNH-Band model in. Daaruit bleek dat de resultaten van die empirisch berekende aanvaringskansen vergelijkbaar zijn met deze uit het SNH-Band model en de daarin gebruikte variabele uitwijkpercentages (Everaert, 2014a). Uit een test waarbij de schatting op basis van methode 1 (empirisch Flux model) en methode 2 (theoretisch SNH-Band model) werd vergeleken met het werkelijk aantal slachtoffers in een windpark, bleek dat beide methodes hun sterktes en zwaktes hebben (Kleyheeg-Hartman *et al.*, 2015). Mits goede keuzes in uitwijkpercentages komt methode 2 het dichtst bij de werkelijke situatie. Hieronder zijn de verschillende stappen van het SNH-Band model weergegeven.

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

Het SNH-Band model berekent een aanvaringskans voor het aantal vogels dat doorheen het rotorvlak vliegt. Hiervoor bestaan twee standaardbenaderingen (zie Fase 1.1 en 1.2 hieronder) afhankelijk van de soorten en het vlieggedrag. De berekeningsmethode kan per locatie aangepast worden, afhankelijk van de beschikbare gegevens. Zo kan de berekening opgesplitst worden voor verschillende sectoren in het windpark of periodes van het jaar. Bij aanwijzingen dat de vogels niet gelijkmatig op alle hoogtes het risicovenster doorkruisen, bv. wanneer 60 % van de vogels onder rotorhoogte vliegt, kan eventueel een bijkomende correctiefactor worden toegepast. Dit laatste impliceert wel dat de uitwijkpercentages die verder in het model worden gehanteerd, daarin kunnen passen.

De eerste standaardbenadering heeft betrekking op regelmatige vliegbewegingen die grotendeels in een bepaalde richting gaan, zoals de voedsel- en slaaptrek van plaatselijke vogels en seizoenstrek. Hiervoor moet eerst het totale risicovenster worden bepaald door de volgende formule: $W = B \times H$

B = breedte (m) van het park, gemeten loodrecht op de hoofdvliegrichting van de vogels.
H = hoogte (m) van de hoogste windturbine in het park.

N_{tot} = totaal aantal vogels dat jaarlijks doorheen het risicovenster vliegt
 P_1 = aantal vogels dat op een bepaald moment (bv. dag/nacht) doorheen het risicovenster vliegt
 P_0 = aantal vogels dat wordt beoordeeld (in volledige vliegcorridor)
 F = vluchtfrequentie, om een totaal per jaar te berekenen
 V_1 = vliegcorridor die overlapt met het risicovenster (m)
 V_2 = totale vliegcorridor die wordt benut door de vogels (m)

A = totale oppervlakte van de rotorvlakken van de turbine(s) (m²)
T = aantal turbines (rotorvlakken)
 $\pi = 3,14$
R = straal van de rotor

T = aantal turbines (rotorvlakken)
 $\pi = 3,14$
 R = straal van de rotor
 d = diepte van de rotor
 L = lengte van de vogel

v = snelheid van de vogel die door het rotorvlak vliegt (in m/s)

Methode 3

De plaatselijke vliegbewegingen van soortgroepen zoals roofvogels zijn vaak complex en 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 gemengde modellering. Deze bestaat enerzijds uit een 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 (zie verder voor vleermuizen). De voorlopige resultaten zijn veelbelovend, maar voor een eenvoudige toepassing op diverse geplande locaties is nog verdere modelontwikkeling nodig (Korner-Nievergelt *et al.*, 2013). De beschikbare modellen tot 2016 zijn besproken in Masden & Cook (2016).

Methode 3

De plaatselijke vliegbewegingen van soortgroepen zoals roofvogels zijn vaak complex en 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 gemengde modellering. Deze bestaat enerzijds uit een 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 aanvaringsslachtoffers bij vleermuizen in bestaande windparken (zie verder voor vleermuizen). De voorlopige resultaten zijn veelbelovend, maar voor een eenvoudige toepassing op diverse geplande locaties is nog verdere modelontwikkeling nodig (Korner-Nievergelt *et al.*, 2013). De beschikbare modellen tot 2016 zijn besproken in Masden & Cook (2016).

4.8.1.2 Aanbevelingen in Vlaanderen

Op basis van de bespreking in deel 4.8.1.1 en de review van Masden & Cook (2016), kunnen we voor een kwantitatieve benadering bij vogels in eerste instantie een berekening op basis van het **SNH-Band model** (zie methode 2) aanbevelen, zowel voor regelmatige als random (willekeurige) vliegbewegingen. Voor random vliegbewegingen kan zo'n modelberekening in bepaalde gevallen moeilijk of zelfs onhaalbaar zijn, o.a. omwille van onvoldoende gegevens en mogelijk onvoldoende betrouwbare aannames. Toch is de toepassing hiervan, ondanks bepaalde aannames, soms werkbaar. Voor random baltsvlucht vliegbewegingen van wulp en Kievit bij geplande windturbines in weidevogelgebied, werd zo'n berekening uitgevoerd (Arcadis, 2021; BOVA-ENVIRO, 2021; en zie ook Everaert, 2019 in advies INBO.A.3838). Een alternatieve meer kwalitatieve aanpak, wel nog gebruik makend van kwantitatieve elementen, valt eventueel wel te verantwoorden, mits onderbouwing waarom deze meer aangewezen is. Zo heeft men bijvoorbeeld voor een gepland windpark in akkervogelgebied in Tongeren-Vreren, een ruwe worst-case inschatting gemaakt van het mogelijk aantal slachtoffers van lokaal broedende veldleeuweriken en Kieviten. Hierbij werd een aanname gemaakt dat alle mannetjes door baltsgedrag in aanvaring komen die volgens de populatie- en kaartanalyse een territorium kunnen hebben op korte afstand van de geplande en bestaande windturbines (binnen de toegepaste verstoringsbuffers). Hiermee werd dan een worst-case beoordeling gemaakt voor de mogelijke impact op de broedpopulatie (Sweco, 2024).

Het '**Flux**' model (zie methode 1) kan ook overwogen worden om te gebruiken, voor soorten waar voldoende gegevens voorhanden zijn over de aanvaringskansen in bestaande windparken in een gelijkaardige omgeving. Ook beide methodes zijn dan eventueel een optie, met expertenoordeel voor de uiteindelijke conclusies van de berekeningen.

In sommige gevallen kan voor bepaalde soorten eventueel een ander beschikbaar meer uitgebreid model gebruikt worden zoals hierboven ook besproken bij methode 3. Gezien het om voorspellingen gaat, is een niet-modelmatige benadering in eerste instantie minder aangewezen.

In ieder geval is het essentieel om gebruik te maken van een gemiddelde en worst-case inschatting van het aantal aanvaringsslachtoffers, zowel bij kwantitatieve als meer kwalitatieve analyses. Dergelijke indeling is niet standaard opgenomen in het SNH-Band model en meeste andere modellen, maar kan gemakkelijk toegevoegd worden (zie onder). Dit verschil kan doorvertaald worden in de effectbeoordeling (zie deel 4.9). Voor zowel het aantal overvliegende vogels als voor de mogelijke uitwijkingpercentages (zie verder) worden best de gemiddelde en de worst-case waarden in rekening gebracht. De aangeraden algemene regel hierbij:

Gemiddeld = gemiddeld aantal overvliegende vogels en gemiddeld uitwijkpercentage.
Worst-case = gemiddelde + standaarddeviatie (SD) van het aantal overvliegende vogels en
worst-case uitwijkpercentage (in dit geval = laagste uitwijkpercentage).

Aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid:

De kennis over mortaliteit is in volle evolutie, alsook de kennis en aanbevelingen over het toepassen van bepaalde methodes om mortaliteit in te schatten. Een expertenoordeel kan de meest aangewezen methode(s) bepalen. Bij twijfel en in afwijking van de hierboven aanbevolen methode 1 en/of 2, kan best advies gevraagd worden aan het INBO.

Het is belangrijk dat er – los van eventuele vergunningsgewijs verplichte monitoring op projectniveau – in Vlaanderen bijvoorbeeld ook voldoende opvolging komt door gerichte monitoring in het kader van een Vlaams onderzoeksprogramma.

Vanuit voorzorg kunnen eventueel ook bepaalde extra veiligheidsbuffers toegepast worden rond de 'hoogste risico' gebieden en bijzonder beschermde gebieden (zie algemene aanbevelingen in deel 4.10.1 en 7.4).

In tegenstelling tot in andere reviews, is er voor bijvoorbeeld 'steltlopers incl. reigers, meeuwen en sterns' (als 'waders' beschouwd in de analyse) op het eerste zicht dus geen meerderheid aan cases met een negatief effect (8/19), maar dit kan het gevolg zijn van methodologische tekortkomingen. De 'methodologie' werd immers als vermoedelijke reden van 'geen significante verstoring vastgesteld' aangegeven bij minstens 8 van de 11 cases die geen significant effect konden vinden. Als we deze uit voorzorg niet meerekenen, is het cijfer van cases die wel negatieve effecten vonden geen 8/19 (42 %) maar 8/11 (73 %). Voor de meeste andere soortgroepen kan ongeveer dezelfde opmerking gegeven worden.

- dagroofvogels: 6/24 binnen 100 m, 7/24 binnen 500 m, 9/24 binnen 1.000 m, 2/24 binnen 5.000 m. Dit geeft gemiddeld 960 m, en gemiddeld + SD 2.260 m, met het risico op extra overschatting door de paar extremen. De meerderheid binnen 500-1.000 m.
- uilen: 2/2 (dus tegelijk ook gemiddeld en gemiddeld + SD) binnen ruim (>) 5.000 m.
- kraanvogels: 3/3 (dus tegelijk ook gemiddeld en gemiddeld + SD) binnen 5.000 m (één van de drie tot > 5.000 m daarbij meegerekend).
- hoenderachtigen: 1/11 binnen 500 m, 4 van 11 binnen 1.000 m, 4/11 binnen 5.000 m, 2/11 >5.000 m. Dit geeft gemiddeld 3.100 m en gemiddeld + SD 5.300 m (hier met >5.000 m als 5.000 gerekend). De meerderheid dus binnen 1.000-5.000 m.
- watervogels: 2/6 binnen 100 m, 2/6 binnen 500 m, 1/6 binnen 1.000 m, 1/6 binnen 5.000 m. Dit geeft gemiddeld 1.200 m en gemiddeld +SD 3.100 m, met het risico op extra overschatting door de extremen. De meerderheid binnen 100-500 m.
- steltlopers incl. reigers, meeuwen en sterns: 8/8 (dus tegelijk ook gemiddeld en gemiddeld + SD) binnen de 500 m.
- zangvogels: 3/16 binnen 100 m, 7/16 binnen 500 m, 5/16 binnen 1.000 m, 1/16 binnen 5.000 m. Dit geeft gemiddeld 860 m en gemiddeld + SD 2.000 m, met het risico op extra overschatting door enkele extremen. De meerderheid binnen 500 m.

Recent relevant Nederlands onderzoek

De resultaten van de analyses van de verspreiding en/of trends van vogels in Nederland, lijken globaal gezien eerdere studies te bevestigen, met duidelijke aanwijzingen voor maximale verstoringsafstanden tot ruim 1.000 m, zoals o.a. beschreven in de review van Tolvanen *et al.* (2023) en tabel 5. Hieronder worden twee publicaties beschreven, Sierdsema *et al.* (2019) en Stahl *et al.* (2025).

In Sierdsema *et al.* (2019) is een eerste statistische analyse weergegeven met de verspreiding en/of trends van vogels. Voor de ruimtelijke analyses is gebruikgemaakt van gegevens van de Nederlandse Vogelatlas 2012-2015, Punt-Transect (PTT) wintertellingen en MAS-tellingen van vogels in het agrarisch gebied. Om de relatie tussen de aanwezige vogels en de aanwezigheid van windturbines te kunnen bepalen, moet er rekening worden gehouden met allerlei andere landschapskenmerken die anders kunnen zijn. Om die reden is eerst een regressiemodel gemaakt waarmee de aantallen vogels per soort op elke onderzochte locatie in verband worden gebracht met een hele serie landschapskenmerken, maar zonder informatie over het voorkomen van windturbines. Dit regressiemodel levert voor elke onderzochte locatie een verwachte waarde op van het aantal vogels gegeven de lokale landschapskenmerken. Het verschil tussen de werkelijk getelde aantallen en de verwachting (predictie) van het regressiemodel wordt aangeduid met de term 'residue'. De verwachting is, dat op locaties nabij windturbines dit residue negatief zal zijn: er zijn dan minder vogels geteld dan verwacht op basis van de landschapskenmerken alleen. De ruimtelijke analyses zijn uitgevoerd met behulp van het classificatie algoritme 'Random Forest'. Met behulp van een GLM (= generalized linear model) is vervolgens bepaald of er een relatie is tussen de residuen en het aantal windturbines binnen 200 m, 1000 m en 2000 m van de tellocatie. Ook is er bepaald of er een relatie is tussen de residuen en de afstand tot de dichtstbijzijnde windturbine. Bij een negatief verband tussen de residuen en de aanwezigheid van windturbines is er daarom sprake van een negatief verband tussen de aanwezigheid van vogels en windturbines waarbij is gecorrigeerd voor verschillen in omgevingskenmerken. Bij een positief verband tussen de residuen en de afstand tot de dichtstbijzijnde windturbine is er daarentegen een negatief verband met de hoeveelheid vogels: immers, hoe groter de effectafstand is, hoe meer vogels er aanwezig waren op de tellocatie.

Een tweede methode om de relatie tussen het voorkomen van vogels en windturbines te bepalen is door middel van trendanalyses. Hiervoor wordt gekeken of de trend op locaties waar windturbines zijn geplaatst binnen 1000 m van de meetlocatie vóór het plaatsen van de windturbines afwijkt van de trend na het plaatsen van de windturbines. De trendanalyse kon enkel uitgevoerd worden met behulp van de wintervogel-punttellingen van het PTT-project.

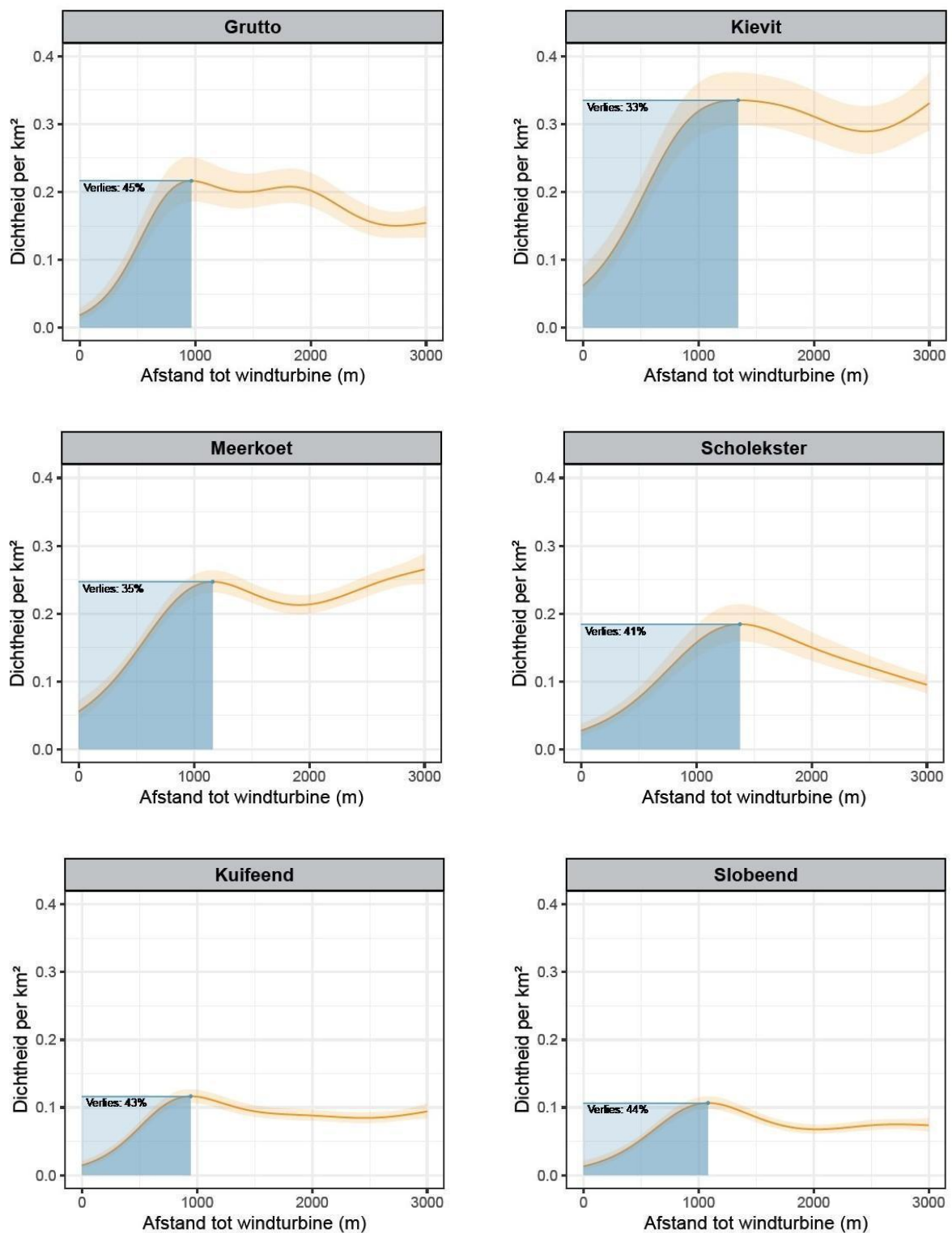
De ruimtelijke analyse van het voorkomen van 26 onderzochte soorten broedvogels, laat zien dat bijna al deze soorten een negatieve correlatie vertonen met de aanwezigheid van windturbines in de omgeving. Voor 15 soorten is dit verband significant. Ook het totaal aantal broedvogels vertoont een negatieve correlatie met de aanwezigheid van windturbines. Met name weidevogels, maar ook een aantal soorten zangvogels en eenden vertonen een negatieve correlatie.

Voor niet-broedende wintervogels kunnen met de ruimtelijke analyse geen uitspraken worden gedaan. De trendanalyse van 94 soorten overwinterende vogels laat wel zien dat ruwweg de helft van deze soorten een relatieve negatieve trend vertoont na het plaatsen van windturbines in het gebied. De soorten met de sterkste relatieve afname zijn vooral soorten van open gebied zoals roofvogels, ganzen en zwanen en zangvogels van open agrarisch gebied. Onder de eenden en steltlopers en zangvogels van opgaande begroeiing zijn er ongeveer evenveel soorten met een relatieve toename en een relatieve afname.

Beide analyses laten zien dat er (veel) meer soorten zijn die een negatief verband vertonen met de aanwezigheid van windturbines dan positieve. Dat er soms een positief verband wordt gevonden is niet vreemd: door andere factoren dan waar rekening mee gehouden kon worden in de analyses kan het voorkomen en de trend van soorten afwijken van het verwachte patroon. Wat van belang is, is dat een brede range aan soorten van open gebied een negatieve correlatie

In [Stahl et al. \(2025\)](#) is voor broedvogels een verdere statistische analyse weergegeven naar de mogelijke versturende effecten van windturbines. Men gebruikte hiervoor de meest recente gegevens van broedvogels uit monitoringprogramma's van SOVON (broedmonitoring BMP, landbouw (MAS) en grootschalig broedvogelonderzoek voor de nieuwe Nederlandse Vogelatlas). Men gebruikte gegevens van 2013 tot 2023 omdat deze gegevens geospatiale informatie bevatten en om de populatiedynamiek op lange termijn te beperken. Bovendien beperkte men de analyses tot soorten die als gevoelig voor windturbines werden geïdentificeerd in Sierdsema et al. (2019).

Men stelde uit de analyse vast dat de gemiddelde impact van windturbines, d.w.z. de piek van de curve, tot 1.100 m lag en varieerde van bijna 1.000 m (bv. grutto en kuifeend) tot 1.700 m (bv. tureluur). Dit zorgde voor een gemiddeld dichtheidsverlies van 40 %, variërend van 33 % voor de Kievit tot 46 % voor de bergeend (Figuur 6).



Figuur 6 Effectcurves voor enkele focusvogelsoorten tijdens het broedseizoen (Stahl *et al.*, 2025). De figuren tonen de dichtheid van soorten met betrekking tot de afstand tot windturbines. Het verlies in dichtheid (impact) werd gemeten als oppervlak in een situatie zonder impact (licht gearceerd gebied). Het donker gearceerde oppervlak onder de curve geeft de verstoorde situatie weer (lagere dichtheden ivm verstoring). Het schaduwgebied rond de lijn geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van de modelvoorspellingen aan.

////////////////////////////////////

Samenvatting op basis van de best beschikbare gegevens

Gezien het gebrek aan voldoende methodologisch en statistisch zeer robuust uitgevoerde studies, is een echte formele meta-analyse met enkel dergelijke studies momenteel nog niet mogelijk voor het bepalen van verstoringsafstanden. In een aantal reviewstudies werden daarom alle beschikbare wetenschappelijke studies meegenomen. Het nadeel hiervan is dat alle studies een gelijke waarde krijgen in de analyse, ondanks methodologische verschillen. 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 (Hötker *et al.*, 2006; Hötker, 2006).

In tabel 3 en 4 zijn die soorten of soortgroepen opgelijst waarvan in Hötter (2017) bij minstens de helft van de studies versturende effecten door windturbines werden gerapporteerd. De verstoringsafstanden werden aangevuld met recentere kennis uit de conclusies van relevante studies waaronder deze van Sierdsema *et al.* (2019), Stahl *et al.* (2025) en de review papers van Marques *et al.* (2021) en Tolvanen *et al.* (2023).

De lijst in tabel 3 en 4 is niet limitatief, maar bevat op basis van de huidige kennis de belangrijkste soortgroepen met betrekking tot mogelijke effecten van windturbines op vogels.

Een andere manier is een meer vereenvoudigde weergave van verstoringsafstanden grotendeels gebaseerd op de twee review papers van Marques *et al.* (2021) en vooral (enkel onshore) van Tolvanen *et al.* (2023), waarbij geen onderscheid is gemaakt tussen broedvogels en niet-broedvogels, in combinatie met een expertenoordeel. Dit zou voor verschillende soortgroepen voor grotere verstoringsafstanden zorgen. Daarnaast zouden toepassingen met de impactanalyse methode, waarbij zowel gemiddelde als maximale afstanden worden gebruikt, ook complexer/onzekerder zijn (wegens kleiner aantal cases/studies). Voor de meeste soortgroepen werd in Tolvanen *et al.* (2023) in een meerderheid van de beschouwde studies (cases) een negatief effect gevonden, behalve voor 'waders' (steltlopers incl. reigers, meeuwen, sternen). Voor dat laatste zijn er echter verklaringen (zie eerder) wat als voldoende reden wordt geacht voor het behoud van deze soorten in de tabel. Deze afstanden zijn bv. als 'aanbeveling' te gebruiken, als milderende maatregel in geval van (nabije) zeer waardevolle gebieden (die ook bescherming hebben als SBZ en/of NBP/VEN), zeker in geval van aanwezigheid van zeldzame gevoelige (doel)soorten en als er nabije alternatieve locaties voor windturbines mogelijk zijn (aanbevelingen, zie verder in 4.8.2.2 en 7.4). In Tolvanen *et al.* (2023) staat immers:

Onderstaande tabel 5 is een interpretatie van de bovengenoemde recente review studies. In vergelijking hiermee, zijn zeker de gemiddelde verstoringsafstanden zoals hierboven beschreven in tabel 3 en 4 en gebaseerd op de review van Hötter (2017) minder groot.

Soortgroep/familie	Gemiddeld (m)	Maximaal, waar mogelijk op basis van gemiddeld + SD (m)
dagroofvogels	1.000 (500 ?)	2.000
uilen (oehoe = 5.000, bosuil = 2.000)	3.500	5.000
kraanvogels	5.000	5.000
hoenderachtigen (= o.a. patrijs, kwartel, kwartelkoning)	1.000	5.000
watervogels (ganzen, eenden)	1.000 (120 ??, 500?)	3.000 (180 ??)
steltlopers	500	500
zangvogels	500 (250 ??)	1.000 (350 ??)

(??) op basis van review Marques et al. (2021)

Verschillende studies hebben ook de procentuele aantalsvermindering beschreven binnen de gerapporteerde 'verstoringbuffers' waarbinnen significant lagere aantallen worden vastgesteld na de bouw van windturbines. Globaal zien we dat de procentuele vermindering binnen die buffers gemiddeld vaak rond de 40 tot 50 % ligt, maar zeker voor bepaalde niet-broedende zeer gevoelige vogels zoals overwinterende ganzen ook meer kan zijn. Een voorlopig en eenvoudig overzicht van de kennis hierover, is informatief weergegeven in tabel 6. Dergelijke informatie kan gebruikt worden in impactanalyses bij de bepaling van het aandeel van de populatie van een soort binnen de verstoringbuffers, zoals bij detailanalyses van de versturende effecten in het (potentieel) leefgebied van akker- en weidevogelsoorten (Sweco, 2024). Dit vergt dan wel een complexe en uitgebreide analyse met waar mogelijk ook de toepassing van gemiddelde vs. maximale (worst-case) verstoringafstanden. Indien men kiest voor dergelijke gedetailleerde analyse, moet tegelijk ook wel zoveel als mogelijk rekening gehouden worden met de impact van andere bestaande en potentiële verstoringbronnen. Mogelijk zijn de percentages van vermindering voor die andere verstoringbronnen vrij gelijkaardig. Tabel 7 toont de verstoringafstanden van andere verstoringbronnen voor broedende akker- en weidevogels is.

soort(groep)	% vermindering in aantal/dichtheid	Referentie
ganzen (kolgans)	50-95 % binnen 600-400 m	Kruckenbergh & Jaene (1999)
buizerd	gem. 41 % binnen 500 m	Pearce-Higgins (2009), broed
blauwe kiekendief	gem. 53 % binnen 500 m	Pearce-Higgins (2009), broed
watersnip	gem. 48 % binnen 500 m	Pearce-Higgins (2009), broed
wulp	gem. 43 % binnen 500 m	Pearce-Higgins (2009), broed
algemeen	tot ongeveer 50 % binnen variabele afstanden zoals in Hötcker (2017)	Hötcker (2017) review
roofvogels	gem. 59 %, gem.+SD tot 77 %	Marques et al. (2021) review
eenden en ganzen	gem. 54 %, gem.+SD tot 69 %	Marques et al. (2021) review
steltlopers	gem. 59 %, gem.+SD tot 77 %	Marques et al. (2021) review
patrijs, kwartel(koning)	gem. 56 %	Marques et al. (2021) review
zangvogels	gem. 40 %, gem.+SD tot 64 %	Marques et al. (2021) review
broedvogels: tureluur, scholekster, grutto, Kievit, kluut, meerkoet, bergeend, kuifeend, slobbeend	gem. 40 %, variërend van 33 % voor Kievit tot 46 % voor bergeend (zie ook figuur 6).	Stahl et al. (2025), broed

Storingsbron	Verstoringsafstand (m)
Gemeentelijke weg	50
Provinciale weg	100
Autosnelweg	150
Spoorlijn (intercity)	150
Spoorlijn (lokaal)	100
Fietspad	50
Opgaande begroeiing (boomgroep <0,5 ha, bomenrij)	200
Bos (>0,5 ha)	250
Rietland	200
Hoogspanningsleiding	100
Bebouwing (buiten bebouwde kom)	200
Bebouwing (bebouwde kom)	300
Gaswinstation	325

Verstoring van trekroutes (barrière-effect)

Het barrière-effect werd vooral onderzocht bij seizoenale trek. Hötter *et al.* (2006) geven een overzicht met een analyse van studies over zowel lokale als seizoenale trek overdag. Omwille van de beperkte gegevens is geen overzicht gegeven van studies waarbij enkel de nachtelijke situatie werd onderzocht. Uit de analyse blijkt dat het barrière-effect een vrij algemeen fenomeen is, maar niet in dezelfde mate voor alle soorten. Van de onderzochte soortgroepen blijken vooral ganzen, roofvogels (vooral kiekendieven en wouwen), kraanvogels en kleine zangvogels gevoelig te zijn. Het barrière-effect bij zangvogels kwam heel duidelijk uit de analyse. Het gaat hierbij vooral om studies bij seizoenale trekvogels. Ook voor ganzen en roofvogels was het resultaat significant. Bepaalde relatief grote vogelsoorten zoals aalscholver, blauwe reiger, eenden, sterns, meeuwen en kraaiachtigen, lijken minder gevoelig of minder bereid om tijdens de seizoenstrek hun originele trekroute (richting/hoogte) te veranderen.

Een voorbeeld waarbij een duidelijk verstoring effect werd vastgesteld bij de seizoensale stuwtrek van dagtrekkende vogels (barrière-effect = 'macro-uitwijking'), betreft een windpark langs het plateau 'Garrigue Haute' in Frankrijk. Daar werd vastgesteld dat 90 % van de overtrekkende vogels een reactie vertoonde op twee rijen windturbines. De reacties bestonden uit het abrupt veranderen van vliegrichting door in een grote bocht rond het windpark te vliegen, het terugvliegen, het lager of hoger gaan vliegen, groepsplitsing enz. Overvliegende duiven vertoonden deze reacties in 99 % van de gevallen, zangvogels in 93 % en roofvogels in 85 % (Albouy *et al.*, 2001). De effecten op de nachtelijke trek werden niet onderzocht. Hieruit werd geconcludeerd om grote windparken best niet loodrecht op de stuwtrekroute van vogels te plaatsen. Bij relatief korte, lijnvormige opstellingen, evenwijdig met de trekrichting, kunnen de negatieve effecten beperkt blijven. Ook in Rheinland-Pfalz in Duitsland werd vastgesteld dat ongeveer 99 % van de voorbijvliegende trekvogels overdag een reactie vertoonden op een groot windpark. De meeste vogels vertoonden een reactie door een grote bocht te maken rondom de turbines of terug te vliegen. De meeste hielden daarbij een minimale afstand van ongeveer 1000 m tot de turbines. De reactieafstanden waren het grootst bij grote vogelsoorten en groepjes vogels. Overvliegende leeuweriken, vinken, duiven, kieviten en kleine roofvogels vertoonden een reactie op ongeveer 1000 tot 1500 m van de turbines, grote roofvogels op ongeveer 2000 m en kraanvogels op ongeveer 3000 m (Richarz, 2002).

In Prinsen *et al.* (2004a,b) werd voor lokale vliegbewegingen (slaaptrek/voedseltrek) op basis van literatuurgegevens uitgegaan van een uitwijkpercentage van 80 % bij eenden, 90 % bij ganzen en 60 % bij steltlopers en meeuwen.

Uit een review van diverse publicaties blijkt dat er voor slaaptrek van lokale meeuwen buiten de broedperiode ook situaties bestaan met minder dan 50 % macro-uitwijking. In enkele situaties werd 10-25 % macro-uitwijking vastgesteld (Everaert, 2008e; Winkelman *et al.*, 2008). Tijdens de broedperiode was de macro-uitwijking ongeveer 0 % nabij broedkolonies van sterns en meeuwen. Quasi alle vogels doorkruisten daarbij een lijn windturbines (Van den Bergh *et al.*, 2002; Everaert & Stienen, 2007). Het (wellicht grotendeels) ontbreken van macro-uitwijking bij de meeuwen en sterns heeft tot gevolg dat er meer aanvaringsslachtoffers kunnen vallen.

Bij een windpark in het binnenland werd een uitwijkpercentage van ongeveer 80-90 % vastgesteld voor lokale vluchten van zwanen (Fijn *et al.*, 2007). In 1997/1998 werd aan een lijnopstelling van windturbines loodrecht op de nachtelijke lokale bewegingen van duikeenden tussen voedsel- en rustgebied, een uitwijkpercentage van ongeveer 80 % vastgesteld en dit zowel in donkere als heldere nachten (Spaans *et al.*, 1998; Dirksen *et al.*, 2007). Tijdens heldere nachten werd in 1995/1996 wel vastgesteld dat er ongeveer 50 % minder uitwijkgedrag was dan tijdens donkere nachten (van der Winden *et al.*, 1996; Dirksen *et al.*, 2007). Het significant verschil tussen de verschillende nachten kan verklaard worden door de stelling dat eenden de locatie van het windpark kennen en daardoor bij slechte zichtbaarheid het park meer proberen te mijden. De reden waarom dit fenomeen tijdens de periode 1997/1998 niet werd vastgesteld, kan liggen bij

het feit dat in 1995/1996 de meeste vluchten loodrecht waren gesitueerd op de lijnopstelling, terwijl de meeste vluchten in 1997/1998 parallel waren op de lijnopstelling, wellicht omwille van een verandering van voedselgebieden (Dirksen *et al.*, 2007). Een lager uitwijkpercentage kan dus voor eenden zeker voorkomen. Ook voor de smient werd een barrière-effect vastgesteld, maar uit onderzoek bleek dat onder bepaalde omstandigheden, o.a. afhankelijk van de lengte van het windpark, een groot aandeel eenden ook zal proberen tussen de turbines door te vliegen (Poot *et al.*, 2001).

Door het beperkt aantal studies is er nog veel onzekerheid over het uitwijkgedrag van vogels. Daarom wordt voorlopig aangeraden om bij de inschatting van het aantal slachtoffers als 'worstcasescenario' voor lokale vliegbewegingen buiten het broedseizoen bij veel soortgroepen rekening te houden met een relatief beperkt uitwijkpercentage van 50 % (Bureau Waardenburg, 2005). In bepaalde situaties is een lager uitwijkpercentage misschien mogelijk of is er helemaal geen uitwijkgedrag. Dit kan soms het geval zijn bij lange lijnopstellingen waar geconcentreerde lokale trek tussen nabije pleister- en rustgebieden plaatsvindt (Prinsen *et al.*, 2004a,b).

Voor de inschatting van verstoring op lokale trekroutes van bijvoorbeeld eenden en ganzen, zal vanuit een 'worstcasescenario' juist moeten uitgegaan worden van een barrière-effect waarbij tot ongeveer 80 % of zelfs 90 % van de lokale vogels rond het windpark vliegt. Lijnopstellingen, en wellicht ook clusters, kunnen niet alleen bij donkere nachten een barrière vormen tussen rust- en voedselgebieden, maar ook tijdens heldere nachten (Spaans *et al.*, 1998).

De grootte van het windpark (bv. lengte van een lijnopstelling) en eventuele onderbrekingen (openingen) zullen bepalend zijn voor de betekenis van de barrière voor de vogels. Bij kleine windparken zal het barrière-effect doorgaans beperkt blijven, omdat de vogels niet veel hoeven om te vliegen. Bij grote windparken kan dit anders liggen als de vogels over grotere afstand moeten omvliegen (Spaans *et al.*, 1998). Zeker bij lokale, vaste trekroutes tussen bijvoorbeeld twee belangrijke pleister- of rustgebieden, kan daardoor zware verstoring optreden in de corridor tussen die gebieden. Om barrièrewerking te minimaliseren, moeten windparken daarom zo ontworpen worden dat bijvoorbeeld lange lijnopstellingen voorkomen worden of in bepaalde zones met voldoende grote openingen onderbroken worden (Spaans *et al.*, 1998; Dirksen *et al.*, 2007). Voor lokale trek van eenden werd bijvoorbeeld aanbevolen om een vrije corridor van minstens 1000 m open te houden tussen windturbines (Dirksen *et al.*, 2007; Winkelman *et al.*, 2008). Bij complexe trekroutes, waarbij de vogels in verschillende richtingen vliegen, kan een bredere open corridor aangeraden zijn. De bovenstaande bevindingen leiden tot de vraag welke onderbrekingen in lange lijnopstellingen van windturbines noodzakelijk zijn om te voorkomen dat hiermee barrières voor vogels worden gecreëerd. Omwille van diverse factoren zal het bij geplande windparken vaak heel moeilijk zijn om het uitwijkgedrag correct te voorspellen.

4.8.2.2 Aanbevelingen in Vlaanderen

Verstoring van broedende, pleisterende en rustende vogels

Gezien de vastgestelde variatie en de onvolledige verklaring daarvoor, is het aangewezen om bij effectenanalyses voor verstoring van broedende, pleisterende en rustende vogels een gemiddelde en een worst-case berekening te maken, zowel bij kwantitatieve als meer kwalitatieve analyses. Deze onzekerheid vertaalt zich in het beoordelings- en significantiekader (zie verder in deel 4.9).

In tabel 8 en 9 wordt per soortgroep en per scenario een afstand vermeld die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalreductie mogelijk is. Dit zijn voorlopige aanbevelingen in afwachting van betere kennis. De afstanden zijn gebaseerd op literatuurgegevens (zie deel 4.8.2.1), waarbij de gemiddelde afstanden naar boven of onder afgerond zijn tot 10 m nauwkeurig. Voor de 'worst-case' afstanden is als basis en waar mogelijk geopteerd voor het gemiddelde + standaarddeviatie (SD), aangezien de maximumwaarden van veel individuele studies voorlopig een te grote onzekerheid bevatten m.b.t. andere factoren die een invloed kunnen hebben. Onderstaande cijfers zijn in eerste instantie gebaseerd op de 'gemiddelde' en 'gemiddelde + SD' waarden in de tabellen 3 en 4 (zie 4.8.2.1) en een expertenoordeel, sowieso dus niet enkel op basis van de tabel 5 met vaak grotere verstoringsafstanden uit de review studies van Marques *et al.* (2021) en Tolvanen *et al.* (2023) en analyses van Sierdsema *et al.* (2019) en Stahl *et al.* (2025) of de maximale afstanden uit de tabellen 3 en 4. Deze studies zijn wel gebruikt voor het bepalen van de 'worst-case' afstanden, bij de vereenvoudigde indeling met afstandsklassen in Tolvanen *et al.* (2023) rekening houdend met de meerderheid van studies.

Voor beschermde natuurgebieden en zeer zeldzame soorten, kan bij twijfel over de bruikbaarheid van gegevens uit de literatuur m.b.t. windturbines, geopteerd worden om bijkomend ook een analyse specifiek op verstoring door geluid te maken, via de methode zoals beschreven in de 'praktische wegwijzer effect van geluid/trillingen op Europese natuur' (2025). Het effect van windturbines zal echter altijd een combinatie zijn van geluid, zichtbaarheid en beweging.

In detailanalyses kan eventueel ook getracht worden om rekening te houden met de hoeveelheid aan verminderde dichtheden binnen de hierboven vermelde verstoringbuffers, dus het feit dat slechts een percentage vogels van de populatie aanzienlijke verstoring zullen ondervinden binnen deze buffers (zie beschrijving in het theoretische kader in 4.8.2.1).

Voor een kwantitatieve berekening van het verstoringseffect op populaties, kunnen twee berekeningswijzen worden uitgevoerd, zoals beschreven in 4.8.2.1. De eerste berekeningswijze vertrekt van de resultaten van de uitgevoerde inventarisaties van vogels nabij de geplande windturbines en toetst de op basis hiervan geschatte verliezen (zie verstoringsafstanden hierboven) af aan de gekende grootte van de bronpopulatie/metapopulatie in het studiegebied. De tweede berekeningswijze is een meer theoretische benadering waarbij gerekend wordt met de oppervlakte potentieel leefgebied van vogels binnen het totale verspreidingsgebied van de bronpopulatie/metapopulatie. Deze methode kan bijvoorbeeld toegepast worden als er onvoldoende betrouwbare gegevens beschikbaar zijn van de grootte van de populatie (zie 4.8.2.1.). Een combinatie van beide methodes kan ook overwogen worden (zie o.a. in Arcadis (2021) en Sweco (2024) waarbij op voorhand best wel aangegeven wordt welke methode het meeste gewicht krijgt in de uiteindelijke beoordeling van de effecten en waarom.

Aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid:

De kennis over versterking is in volle evolutie. Het is belangrijk dat er – los van eventuele vergunningsgewijs verplichte monitoring op projectniveau – in Vlaanderen bijvoorbeeld ook voldoende opvolging komt door gerichte monitoring in het kader van een Vlaams onderzoeksprogramma.

Recente analyses zoals van Tolvanen *et al.* (2023) en Stahl *et al.* (2025) tonen dat de verstoringsafstanden mogelijk nog onderschat worden (in vergelijking met de hier beschreven aanbevelingen). In deel 4.10.1 en 7.4 worden hieruit algemene aanbevelingen gegeven voor het eventueel toepassen van extra veiligheidsbuffers rond de 'hoogste risico' gebieden en bijzonder beschermde gebieden.

Tabel 8 Afstand die broedende vogels behouden tot windturbines in broedgebieden en/of waarbinnen hiervoor versturende effecten met lagere aantallen kunnen optreden.

Soort of soortgroep	Vastgestelde afstand (m) die vogels behouden tot windturbines en/of waarbinnen een significant waarneembare aantalsreductie werd vastgesteld	
	Gemiddeld	Worst-case ³
dagroofvogels – buizerd e.a.	250	500
dagroofvogels – kiekendieven ¹	250 ¹	300 ¹
uilen in bosgebied (oehoe, bosuil)	500	1000
kwartel en kwartelkoning ²	300 ²	500
patrijs	130	500
eenden en ganzen	150	500
reigers	250	500
gevoelige steltlopers van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor kievit, grutto, wulp en tureluur.	210	550
Per soort:		
kievit ³	130 ³	500
grutto ³	370 ³	700
wulp	160	500
tureluur ³	180	500
scholekster ³	80	500
watersnip	?	500
gevoelige kleine zangvogels van open gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor paapje ² , kneu ² , geelgors, en grauwe gors.	110	500
Per soort:		
paapje	160	500
kneu	140	500
geelgors	90	500
grauwe gors	90	500
andere vogels van halfopen tot gesloten gebied, op basis van gemiddelde uit de waarden voor vink, fitis, merel en houtduif ⁴ .	80	140

(1) Studieresultaten over verstoring van blauwe kiekendief in broedgebieden zijn zeer uiteenlopend. In de helft van de in Hötter (2017) besproken BACI studies worden negatieve effecten vastgesteld. In twee andere reviewanalyses specifiek voor blauwe kiekendief, worden verstoringafstanden van 200-300 m rond nestlocaties vermeld (Whitfield & Madders, 2006; Wilson *et al.*, 2015). Voor bruine en grauwe kiekendief zijn geen studies gekend, maar we kunnen daarvoor gelijkaardige mogelijke effecten verwachten.

(2) In Winkelman *et al.* (2008) is slechts één waarde weergegeven.

(3) Er werd voor kievit en goudplevier buiten het broedseizoen met ondertussen al relatief oude gegevens een toename in afstand vastgesteld bij grotere windturbinehoogtes (Hötter, 2017). Bij recent onderzoek in Nederland (Sierdsema *et al.*, 2019; Stahl *et al.*, 2025) werd voor soorten zoals kievit, grutto, tureluur, scholekster, meerkoet, kuifeend en slobbeend een significant lagere broedichtheid vastgesteld binnen de ca. 1000-1500 m van windturbines (zie 4.8.2.1).

(4) Voor fitis, merel en houtduif werd niet in minstens 50 % van alle studies een negatief effect gevonden, maar wel in minstens 50 % van de meest betrouwbare BACI studies, waardoor deze hier wel zijn meegenomen. Verdere indicaties dat ook broedvogels in gesloten landschappen effecten ondervinden met geluid van windturbines als belangrijke factor, is o.a. aangegeven in Rehling *et al.* (2023) waar in bosgebied met windturbines aanzienlijk minder zangvogel activiteit werd vastgesteld bij grotere (vs. kleinere) operationele windturbines (significante vermindering binnen onderzoeksrang van 700 m rond de windturbines, mogelijk dus aanzienlijke effecten tot een paar honderd meter?). Dit was o.a. duidelijk bij de soorten vink, glanskop, koolmees, boomklever.

////////////////////////////////////

4.8.3 Mortaliteit vleermuizen

4.8.3.1 Theoretisch kader

Inzake mortaliteit is de beschikbare kennis voor vleermuizen minder eenduidig dan bij vogels. Behalve het risico op directe aanvaring met de wieken, kan ook dodelijke orgaanbeschadiging optreden door luchtdrukverschillen rond de wieken (Ahlén 2003; Arnett *et al.* 2005; Hötter *et al.* 2006; Hötter 2006; Kunz *et al.*, 2007a,b; Limpens *et al.*, 2007; Rydell *et al.*, 2010a/b; Rodrigues *et al.*, 2015). Vleermuizen blijken namelijk ook erg gevoelig voor de grillige luchtdrukwisselingen die aan de uiteinden en achterzijde van de wieken van windturbines optreden. Die richten gemakkelijk fatale schade aan in hun longen. Dit is aangetoond na onderzoek van bijna tweehonderd vleermuizen die dood werden aangetroffen in een Canadees windpark (Baerwald *et al.*, 2008). In het betreffende windpark (39 turbines van elk 1,8 MW) werden in de periode 15 juli tot 30 september 2007 in totaal 188 verse kadavers van vleermuizen verzameld. De dieren waren het slachtoffer geworden van de turbines, maar nog niet de helft had uitwendige verwondingen. Wel bleek 90 % van de dieren bij autopsie inwendige bloedingen te hebben. Vooral schade aan de longen was opvallend, in veel gevallen onmiskenbaar het gevolg van plotselinge drukverlaging. De longen van zoogdieren, en dus ook vleermuizen, zijn gevoeliger voor plotse luchtdrukveranderingen dan die van vogels. Achter de snel draaiende turbinewieken kan de omgevingsluchtdruk met 5 tot 10 % dalen. Slachtoffers van fatale luchtdrukwisselingen kunnen soms pas na honderden meters op de grond vallen, waardoor ze bij standaard zoekacties voor slachtoffers niet opgemerkt worden. Vleermuizen zijn dankzij hun echolocatie normaal gezien goed in staat om vaste objecten in het donker te vermijden. Het probleem bij draaiende wieken is dat vleermuizen een wiek naar een bepaalde richting mogelijks wel ontwijken maar dan in aanvaring komen met één van de twee andere wieken. Vleermuizen vliegen vrij traag en detecteren objecten in hun omgeving slechts op relatief korte afstand. Door de snelheid van de wieken, bij moderne turbines tot 150 m/s aan de tippen, is het voor vleermuizen moeilijk om de wieken op tijd en correct te detecteren.

Een reviewanalyse van 34 studies in windparken toonde in 2006 al een zeer grote variabiliteit met een gemiddelde van 0 tot 134 vleermuis-slachtoffers per turbine per jaar (Hötcker, 2006). Er zijn dus ook studies waar geen of nauwelijks slachtoffers werden vastgesteld. De mogelijke mortaliteit hangt af van diverse factoren (zie verder). Om een beeld te schetsen van de mogelijke impact, geven we hier eerst een voorbeeld uit de VS. In 2005 werd een rapport gepubliceerd over een studie bij twee windparken met in totaal 64 turbines in West-Virginia en Pennsylvania in de VS (Arnett *et al.*, 2005). Tijdens het najaar van 2004 (6 weken) werden bij systematische, dagelijkse controles 660 vleermuizen als aanvaringsslachtoffer gevonden. Met de noodzakelijke correctiefactoren voor predatie en zoek efficiëntie werd het totaal aantal slachtoffers op 6 weken geschat op ongeveer 2580 vleermuizen of resp. 45 en 30 slachtoffers per turbine. Hoewel bovenstaand voorbeeld betrekking heeft op een risicogebied in bosgebied langs berghellingen in de VS, toont het wel aan dat dergelijke effecten in bepaalde omstandigheden mogelijk zijn.

Ook in Europa worden soms aanzienlijke aantallen slachtoffers vastgesteld, o.m. in landschappen die in Vlaanderen ook zijn terug te vinden. In Europese landen zijn bij diverse onderzochte windparken en bij toevallige vondsten in de laatste ca. 20 jaar (data tot 2023) al ruim 12.600 vleermuizen als aanvaringsslachtoffer vastgesteld, voor Duitsland en Frankrijk zijn dat resp. ruim 4.000 en 4.600 (Dürr, 2023). Dit is echter slechts het topje van de ijsberg, aangezien bij deze cijfers (nog) geen rekening is gehouden met de nodige correctiefactoren zoals zoekoppervlak, zoekefficiëntie, predatie door roofdieren, welk aandeel windturbines effectief is onderzocht en in welke periode. Momenteel schat men dat in Duitsland, bij het uitblijven van milderende maatregelen, jaarlijks minstens 250.000 vleermuizen het slachtoffer zullen worden van turbines (Voigt *et al.*, 2015). Bij vijf Spaanse windparken in Navarra (368 turbines) werd het aantal gesneuvelde vleermuizen na berekening geschat op ongeveer 650 (Lekuona 2001). Bij een windpark met 9 turbines in het zuiden van Frankrijk, werd het jaarlijks aantal vleermuisslachtoffers berekend op 714 (103 effectief gevonden) of 79 per windturbine (AVES environnement, 2010).

Slachtoffers in Vlaanderen

In de periode 2014-2024 werden bij windturbines in Vlaanderen in totaal minstens 50 gevonden vleermuisslachtoffers gerapporteerd. Voor Wallonië waren er dat minstens 25 in de periode 2012-2018 (EUROBATS, 2019; Dürr, 2023¹³, aangevuld met opgevraagde data vanuit het portaal www.waarnemingen.be). Meestal ging het over toevallige vondsten. Tabel 10 geeft een totaaloverzicht van de vondsten. Men vond effectief soorten die volgens de beschikbare kennis een verhoogde kans hebben op aanvaring met windturbines (zie verder en Rodrigues *et al.* (2015)). Opvallend voor Vlaanderen is de vondst van een uiterst zeldzame tweekleurige vleermuis in de rand van de Antwerpse haven eind augustus 2018, een zeldzame bosvleermuis in de Antwerpse haven begin september 2019 en een rosse vleermuis in de rand van de Waaslandhaven eind augustus 2017. Bij de vondst van drie ruige dwergvleermuizen in september 2020 tijdens een meer gericht slachtofferonderzoek bij acht windturbines in de Antwerpse haven, werd op basis van correctiefactoren geschat dat daar in het najaar van 2020 45 vleermuizen het slachtoffer werden van de turbines (Bitar *et al.*, 2020; Goovaerts & Pals, 2020).

Tabel 10 Gerapporteerde vleermuisslachtoffers bij windturbines in Vlaanderen en Wallonië

Soort	Gevonden slachtoffers INBO testcase 2017 in Vlaanderen	Overige gevonden slachtoffers 2014-2024 in Vlaanderen	Overige gevonden slachtoffers 2012-2018 in Wallonië
gewone dwergvleermuis	5	18	17 ¹
ruige dwergvleermuis	2	16	3
dwergvleermuis spec.		4	
vleermuis spec.		1	1
watervleermuis		1	
laatvlieger			2
rosse vleermuis		1	
bosvleermuis		1	2
tweekleurige vleermuis		1	

(1) waarvan 7 slachtoffers in hetzelfde windpark tijdens een meer gericht onderzoek in 2013.

¹³ De recentste update van Dürr, is te vinden op de [website van Landesamt für Umwelt Brandenburg](#).

Mogelijke effecten op de populaties

O'Shea *et al.* (2016) beschrijven in een analyse dat windenergie de belangrijkste oorzaak is van zogenaamde 'massasterftes' van vleermuizen in Europa. Ze spreken hierbij van 'massasterftes' bij minstens 10 slachtoffers per individuele locatie per jaar (bv. windpark, locaties met sterfte door moedwillig doden, werkzaamheden gebouwen, bomen kappen, accidenten, infecties, enz.).

Er zijn aanwijzingen dat de gevolgen voor vleermuizen significant kunnen zijn als er meer vermogen wordt geplaatst. Internationale experts zijn het eens dat windparken een negatief effect kunnen hebben op vleermuispopulaties (Rydell *et al.*, 2012; Voigt *et al.*, 2012; Roscioni *et al.*, 2013; Lehnert *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2015; Voigt *et al.*, 2024; Dekker & Limpens, 2024; Merlet *et al.*, 2025; zie ook verder). Zij baseren hun conclusie op:

- de frequentie waarmee vleermuizen wereldwijd slachtoffer worden van windturbines in combinatie met hun vaak beperkte populatieomvang;
- de afnemende populatietrend bij de meerderheid aan soorten, door diverse factoren;
- de populatiebiologie (langlevend, weinig jongen);
- het geconstateerde gedrag nabij windturbines.

Er zijn momenteel geen harde bewijzen die een significant negatief effect aantonen van windturbines op vleermuispopulaties in Europa, maar met de huidige weinige kennis van populatiegroottes, is dit in feite onmogelijk met zekerheid aan te tonen (zie o.a. in Tolvanen *et al.*, 2023). In Behr *et al.* (2018) onderzocht men de mogelijkheden van het gebruik van populatiemodellen voor het inschatten van het effect van windturbensterfte over vleermuispopulaties in Duitsland en de parameters die nodig zijn voor dergelijke modellen. Men concludeerde dat de vereiste gegevens over de demografie van relevante vleermuissoorten niet beschikbaar zijn. Het gebrek aan geschikte demografische gegevens voor gewone dwergvleermuis, de meest algemene soort die echter ook vaak in aanvaring komt met windturbines, werd ook benadrukt in Mathews *et al.* (2022). Er zijn wel duidelijke indicaties zowel in veldstudies als modellering studies. De vaststelling van dramatische dalingen van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis in een langetermijnstudie in een regio waar de soort alleen tijdens de trek voorkomt, zou te wijten kunnen zijn aan windenergie uitbreiding in het gebied (Bernd, 2021).

Verschillende overzichtsaltikelen benadrukken de discrepanties tussen empirische datasets over de gevolgen op populatieschaal, en de dringende behoefte aan synthese van bewijsmateriaal (bv. Köppel *et al.*, 2014; TabassumAbbasi *et al.*, 2014; Dai *et al.*, 2015; Schuster *et al.*, 2015; Smales 2015; Voigt *et al.*, 2015; Arnett *et al.*, 2016). Twee artikelen benadrukken de moeilijkheid om de waarschijnlijke locatie van de lokale populatie te weten te komen van gevonden slachtoffers bij windturbines, zeker bij trekkende soorten (Voigt *et al.*, 2012; Lehnert *et al.*, 2014). Het hogere percentage gevonden vrouwelijke slachtoffers in Duitse windparken, die afkomstig waren uit het buitenland, duiden op een potentieel groot negatief effect op de vleermuispopulatie in Noordoost-Europa (Voigt *et al.*, 2015; Lehnert *et al.*, 2014). In een andere studie in Duitsland werden dan weer meer juveniele slachtoffers van ruige dwergvleermuis gevonden (Kruszynski *et al.*, 2022). Bij een studie van rosse vleermuis windturbineslachtoffers in verschillende regio's in Frankrijk, vond men op basis van de isotopen uit de vacht, dat ongeveer 1/3 van de slachtoffers afkomstig was van het buitenland, voornamelijk migrerende vrouwtjes uit Noordoost-Europa. De onderzoekers concluderen hieruit dat de windturbines in Frankrijk ook de populaties elders in Europa kunnen beïnvloeden en dat standaard stilstandregelingen overal verplicht zouden moeten worden als milderende maatregel (Merlet *et al.*, 2025).

Hedenström & Rydell (2013) lieten in een modelanalyse zien dat de geplande toename van het aantal windturbines in Zweden een negatief effect op de Zweedse populaties van rosse vleermuis kan veroorzaken als er geen milderende maatregelen worden genomen. Ferreira *et al.* (2015) onderzocht de impact van windparken op vleermuissoorten met behulp van een ruimtelijk model.

We kunnen hieruit besluiten dat locatie- of populatiespecifieke verschillen in demografische parameters, de validiteit in vraag stellen van het extrapoleren van die lokale vaststellingen naar een bredere ruimtelijke schaal. De ontwikkeling van studies op regionaal of lokaal niveau zijn van bijzonder belang, en voor zeldzame soorten van cruciaal belang.

Een recente analyse van het risico op sterfte door windturbines op landschapsniveau, gaf aan dat er al hogere risico's zijn binnen de 5 km van windturbines (Moustakas *et al.*, 2023). Een getraind model werd gebruikt om sterfgevallen van vleermuizen te voorspellen die worden toegeschreven aan de bestaande en toekomstige ontwikkeling van windparken. De resultaten gaven aan dat de optimale interactieafstand tussen windturbines en omliggende landschapskenmerken 5 km was. Windturbines, natuurlijke landbedekking (bv. bos, ruigte) en afstand tot water, verklaarden resp. 40 %, 15 % en 11 % van de totale variantie in vleermuissterfte door windturbines. Bovendien hadden windturbines binnen de 5 km van landschappen met meer natuurlijke landbedekking, aanzienlijk meer sterfgevallen.

In diverse studies werden de grootste aantallen slachtoffers (90 %) in Europa gevonden vanaf het tweede deel van juli tot begin oktober. Een kleiner aandeel slachtoffers (10 %) werd vastgesteld van april tot juni (Rodrigues *et al.*, 2015; Rydell *et al.*, 2010a). Recente studies bevestigen dit, zoals de studie van Goislot (2021) van windturbines in het noordwesten van Frankrijk: een stijging van het aantal slachtoffers van gewone dwergvleermuis vanaf de tweede helft van juni, met vooral een piek in de periode midden juli tot midden oktober, zeker in het geval van andere soorten zoals ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis. Ook in de studies naar de activiteit van vleermuizen op rotorhoogte bij bestaande windturbines, zien we dat de hoogste activiteit vooral in de periode van ruwweg midden juni tot midden oktober is (Barré *et al.*, 2023).

Eigenschappen van de windturbines

In meer recente analyses (turbines tot ruim 150 m hoogte en geïnstalleerd vermogen tot 3 MW) komt dit niet overal zo uit, maar in een meerderheid van de studies was er een positieve relatie tussen het aantal slachtoffers en de masthoogte, rotordiameter, totale turbinehoogte en/of het geïnstalleerd vermogen, doch ook soortspecifiek (Anderson *et al.*, 2022; Moustakas *et al.*, 2023; Garvin *et al.*, 2024). In Garvin *et al.* (2024) werd een significant negatieve relatie vastgesteld tussen het aantal slachtoffers en de vrije ruimte onder de wieken. Het is dus een complex onderwerp waarbij verschillende factoren een rol spelen.

Aantrekkingseffect

Eén van de redenen waarom de risico's voor vleermuizen vaak niet voldoende correct kunnen ingeschat worden, is het effect van aantrekking eenmaal er windturbines aanwezig zijn. Vleermuizen blijken in sommige omstandigheden en omwille van verschillende mogelijke redenen aangetrokken te worden door windturbines (Ahlén, 2003; Kunz *et al.*, 2007b; Horn *et al.*, 2008; Rydell *et al.*, 2010a,b; zie ook verder). Dit werd door de auteur toevallig vastgesteld bij enkele windturbines in Vlaanderen, gebruik makend van een warmtebeeldcamera in augustus 2019¹⁶.

Een aantal van die hypothesen blijken nu niet meer zo aannemelijk, zoals deze waarbij vleermuizen door warmte of magnetische velden van de turbines aangetrokken worden, deze waarbij de mortaliteit steeds random zou zijn en deze waarbij trekkende vleermuizen hun echolocatie niet zouden gebruiken (Rydell *et al.*, 2010b). Het feit dat niet-trekkende vleermuizen vaak slachtoffer worden, suggereert dat ook de echolocatie-trekperiode hypothese minder aannemelijk is als doorslaggevende oorzaak. De grootste aanvaringskans kunnen we verwachten bij lage windsnelheden, aangezien zowel insecten als vleermuizen dan vaker op grotere hoogte vliegen. Geluidseffecten, veiligheidsverlichting en de kleur van windturbines zorgen er vermoedelijk voor dat vleermuizen tot in de risicozone van de wieken vliegen (Horn *et al.*, 2008; Rydell *et al.*, 2010b; Long *et al.*, 2011a,b).

Er zijn aanwijzingen dat boombewonende vleermuizen extra worden aangetrokken door traag draaiende windturbines. Deze soorten aanzien de constructie als hoge boom om in de luchtstromingen benedenwinds ervan te foerageren en/of om de constructie te gebruiken als slaappleafts of locatie voor sociaal gedrag. Bij snel draaiende windturbines werd vastgesteld dat vleermuizen minder worden aangetrokken (Cryan *et al.*, 2014).

Verder is er een mogelijk verband tussen bepaalde piekmomenten van sterfte en de periodes van massale insectentrek op grote hoogte. De meeste vleermuisslachtoffers vallen bij relatief warme nachten met weinig wind in de periode midden juli tot begin oktober, waarschijnlijk vooral op de momenten met zwakke noordelijke winden en hoge luchtdruk, volgend op de passage van koudefronten. Op die momenten is er ook vaak massale trek van insecten op een hoogte van 100 tot 1200 m (Rydell *et al.*, 2010b). De hypothese zegt dat risicosoorten (zie boven) op die momenten daarom ook regelmatig tot op die hoogte gaan foerageren (Rydell *et al.*, 2010b). Deze kennis kan o.m. de toepassing van milderende maatregelen optimaliseren.

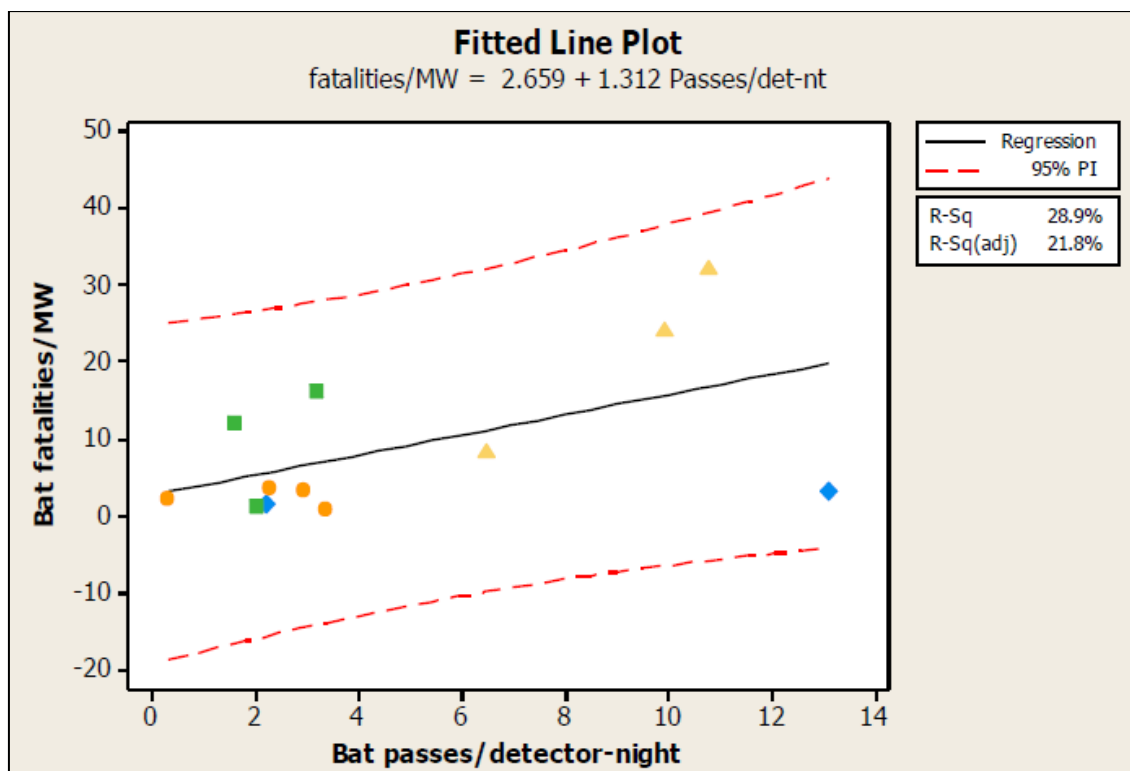
De mogelijke oorzaken van aantrekking zijn o.a. beschreven in Guest *et al.* (2022) en Jonasson *et al.* (2024), maar er blijven veel kennisleemtes.

- Mede op basis van warmtebeeldcamera's op windturbines (onderzoek naar micro-gedrag kortbij) lijkt het erop dat vleermuizen de turbineconstructie soms (verkeerdelijk) als een hoge boom aanzien om in de luchtstromingen benedenwinds ervan te foerageren en/of om de constructie te proberen gebruiken als slaapplek of locatie voor sociaal gedrag (Kunz *et al.*, 2007a,b; Cryan, 2008; Cryan *et al.*, 2014). Een studie met gps-gezenderde rosse vleermuizen in Duitsland vond dat vooral vrouwtjes soms dichtbij windturbines kwamen en vaak op rotorhoogte vlogen (Roeleke *et al.*, 2016).
- Vleermuizen worden aangetrokken door insecten die op de turbineconstructie in relatief grote aantallen kunnen aanwezig zijn. Rond bepaalde, relatief warme onderdelen van een werkende windturbine, zoals de generator en de wieken, zijn soms hogere concentraties van insecten aanwezig. Eventuele lichtbepaling kan daarin een bijkomende rol spelen, aangezien insecten door licht worden aangetrokken. Er werd vastgesteld dat zowel lokale als doortrekkende vleermuizen door dit plaatselijke voedselaanbod kunnen aangetrokken worden en bijgevolg in aanvaring kunnen komen met de wieken. De oorzaak van aantrekking zou deels kunnen liggen aan o.m. de kleur (wit) en de warmte van de turbine (Rydell *et al.*, 2010b; Long *et al.*, 2011b; Rydell *et al.*, 2016; Foo *et al.*, 2017).

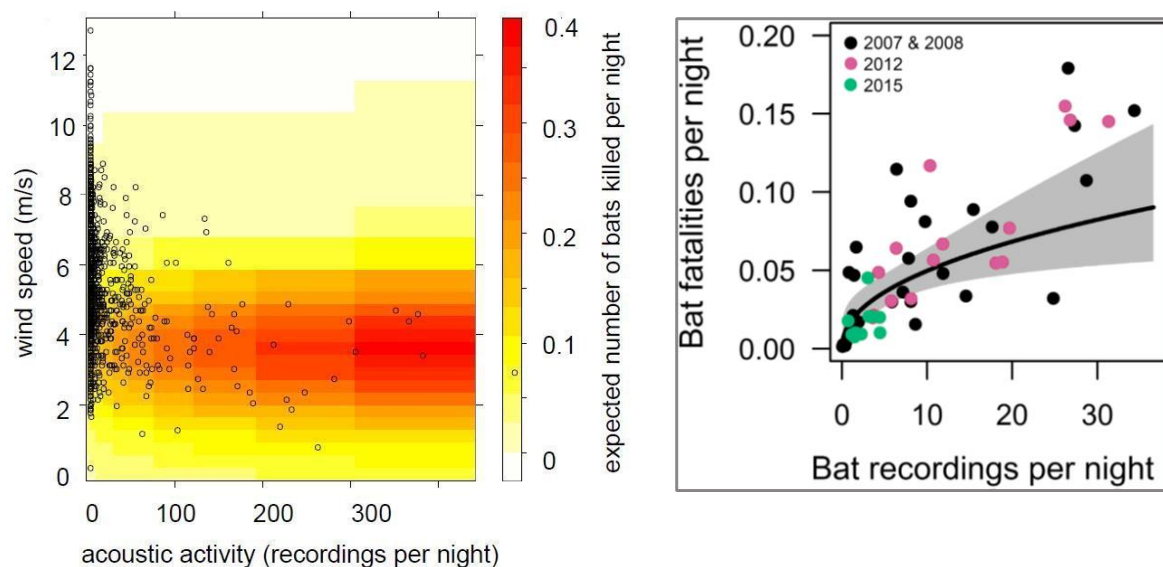
¹⁶ Zie film op <https://www.youtube.com/watch?v=b0PBFo6Cg0c>

- Vleermuizen lijken het gladde oppervlak van windturbines (mast en wieken) als water te aanzien. Met warmtebeeldcamera's en nachtkijkers werd opgemerkt dat vleermuizen op de verticale mast van windturbines drinkgedrag vertoonden (McAlexander, 2013; Hale & Bennett, 2018) net zoals ook al werd vastgesteld dat vleermuizen gladde oppervlaktes kunnen aanzien als water (Greif & Siemers, 2010; Russo *et al.*, 2012). Tegelijk kan het gladde oppervlak van windturbines ervoor zorgen dat vleermuizen insecten op dit oppervlak (zoals op wateroppervlakken en bladeren van bomen) beter kunnen detecteren en vangen en bijgevolg hierdoor extra worden aangetrokken naar deze oppervlakten en vangstpogingen uitvoeren. Met deze bevindingen werd een onderzoeksproject opgestart om na te gaan of het minder glad maken van windturbinemasten een goeie milderende maatregel is om het aantal vleermuislachtoffers te beperken. Dit onderzoek is nog lopende en is in verschillende fases van experimentele vliegruimtes tot windturbines in het veld (Bennett *et al.*, 2018; Hale & Bennett, 2018).
- Mogelijke andere oorzaken zoals verlichting en (ultrasoon) geluid blijken mogelijk minder een grote rol te spelen dan aanvankelijk gedacht, maar verder onderzoek is aanbevolen (Rodrigues *et al.*, 2015; Guest *et al.*, 2022; Jonasson *et al.*, 2024). Trekkende vleermuizen schakelen mogelijk (met tussenpozen) hun echolocatie uit om energie te sparen (Ahlén, 2003), waardoor er een groter gevaar is op aanvaringen. Door de ronddraaiende bewegingen van de wieken blijken sommige windturbines ultrasone geluidsgolven te produceren in een frequentiebereik van ongeveer 15-50 kHz (Long *et al.*, 2011a). Aangezien de frequenties van uitgezonden signalen van enkele soorten vleermuizen zich in hetzelfde bereik bevinden, kan men zich voorstellen dat de echolocatie van vleermuizen door de turbines akoestisch kan gestoord worden. Sommige soorten hebben nog ultrasone detectie tot ongeveer 100 m en uitzonderlijk tot 150 m. Dit kan resulteren in zowel het mijden van de omgeving van de windturbines alsook juist dichterbij komen (Long *et al.*, 2011a).

Omdat vleermuizen soms aangetrokken worden door windturbines, bestaat er onzekerheid over het random karakter van aanvaringen. Dit zorgt voor twijfels over de waarde van effectinschattingen en aanbevelingen voor milderende maatregelen die alleen gebaseerd zijn op een ruimtelijke vleermuizenanalyse en tellingen voordat de turbines geplaatst werden. Toch blijft dergelijke effectinschatting belangrijk en nuttig als indicatie van het risico. Een combinatie met monitoring na plaatsing van de turbines is wel aangewezen, zeker bij twijfel en in of nabij voor vleermuizen belangrijke gebieden (Voigt *et al.*, 2015).



Figuur 8 Lineaire regressie met 95 % betrouwbaarheidsinterval voor 12 gekoppelde studies in de VS, waarbij gemiddelde 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 per jaar ("Bat fatalities/MW"). Op een aantal locaties werd de vleermuisactiviteit enkel op grondniveau gemeten. 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). Door de beperkte gegevens moet deze grafiek met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Het is hier louter indicatief.



Figuur 9 Voorspelling aantal slachtoffers op basis van windsterkte en vleermuisactiviteit op rotorhoogte, met het Korner-Nievergelt *et al.*, 2013 model (links), en voorspelling aantal slachtoffers op basis van de activiteit op rotorhoogte in de analyse van Behr *et al.*, 2023 (rechts).

Bij voorspellingen van het aantal slachtoffers op basis van vleermuisactiviteit, is de vlieghoogte een cruciale factor. Het Korner-Nievergelt model is op basis van activiteit op rotorhoogte. Indien enkel gegevens beschikbaar zijn vanop grondniveau of lage hoogte (< 60 m), kan wel getracht worden om een correctie toe te passen. Bij uitgebreid onderzoek in windparken in open tot halfopen gebieden in Nederland, stelde men vast dat het absoluut aantal vleermuisdetecties op grondniveau ongeveer een factor 18 groter was dan op rotorhoogte. Het aantal detecties op rotorhoogte bedroeg ongeveer 5,3 % van alle detecties. Voor de gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis en *Nyctalus* soorten (vooral rosse vleermuis) was dit respectievelijk een factor 38, 64 en 7, met op rotorhoogte resp. 2,6 %, 1,5 % en 13 % van alle detecties (Limpens *et al.*, 2013). In Duitsland werden voor dwergvleermuizen vrij gelijkaardige resultaten gevonden. Bij uitgebreid windpark onderzoek in open tot halfopen gebieden, was het aantal vleermuisdetecties op rotorhoogte daar ongeveer 3 % van het totaal, voor de ruige dwergvleermuis 2,5 % en voor de rosse vleermuis 5,2 % (Bach *et al.*, 2013). Bij dit Duits onderzoek werd ook een mogelijke doch zwakke relatie gevonden tussen het aantal detecties op grondniveau en de rotorhoogte. Die relatie was het meest duidelijk bij rosse vleermuis.

Naast bovenstaande kwantitatieve informatie voor een inschatting van het risico op sterfte, is informatie op basis van **gevoelighedsindexen** ook nuttig. Op basis van populatiegevoelighedsindexen werkte men in Duitsland algemene criteria uit voor de inschatting van het risico op belangrijke sterfte van wilde dieren bij diverse soorten projecten en interventies (Bernotat & Dierschke, 2021). Dit rapport bevat een hoofdstuk over de inschatting van het risico voor vleermuizensterfte door windturbines. Hierbij is o.a. rekening gehouden met de zeldzaamheid, staat van instandhouding en het algemeen risico op sterfte.

4.8.3.2 Aanbevelingen in Vlaanderen

Vanuit het voorzorgsprincipe moeten we minstens aannemen dat er een relatie kan zijn tussen vleesmuisactiviteit voordat de windturbines geplaatst zijn en de aanvaringskans na het plaatsen van de turbines. Omwille van kennisleemtes en verschillende omgevingsfactoren die een invloed kunnen hebben, is een kwantitatieve inschatting van het mogelijk aantal aanvaringsslachtoffers van vleermuizen bij geplande windturbines moeilijk. Een meer kwalitatieve inschatting van het risico is wel minstens nodig.

Toch moet er in de toekomst getracht worden om bijkomend minstens een ruwe inschatting te maken van het mogelijk aantal te verwachten slachtoffers, zeker als er betere informatie over de grootte van lokale en doortrekkende populaties beschikbaar komt (voor de beoordeling van het effect, zie ook verder in 4.9.3). De conclusies uit de studies zoals weergegeven in de figuren 7, 8 en 9 (deel 4.8.3.1) kunnen gebruikt worden voor een globale, kwalitatieve inschatting van het aantal vleermuizen dat risico kan lopen. Deze conclusies kunnen best, waar mogelijk, met elkaar gecombineerd worden. De resultaten uit het model van Korner-Nievergelt *et al.* (2013; 2015) en Behr *et al.* (2023) zullen wellicht nog de meest betrouwbare inschatting kunnen geven, ondanks het feit dat deze resultaten locatieafhankelijk zijn. Bijkomend kan in een expertenoordeel voor een kwantitatieve inschatting van het mogelijk aantal slachtoffers ook de indeling van vegetatie- en landschapstypes in Rydell *et al.* (2010a) hulp bieden om deze kwalitatieve globale inschatting te maken (zie 'Factoren die een rol spelen in de aanvaringskans' in deel 4.8.3.1). Een voorbeeld van zo'n kwantitatieve berekening is te vinden in Radstake *et al.* (2021b).

Een essentieel onderdeel van de effectenbeschrijving is de soortgevoeligheid voor aanvaring met windturbines, in combinatie met de staat van instandhouding en Rode Lijst status van de soort in Vlaanderen. De voor windturbines meest gevoelige soorten voor mortaliteit door aanvaring en/of barotrauma zijn op basis daarvan hieronder geranscht (zie ook bijlage 8.8). Kwetsbare en/of (sterk) bedreigde¹⁷ soorten krijgen hierbij een hoger risico als deze normaal in een lagere klasse zouden zitten.

- zeer hoog risico:
ruige en kleine dwergvleermuis, rosse vleermuis, bosvleermuis, tweekleurige vleermuis
- hoog risico:
mopsvleermuis
- risico:
gewone dwergvleermuis, laatvlieger

In een effectbeoordeling (zie verder in deel 4.9.3) is het echter belangrijk ook de staat van instandhouding en/of zeldzaamheid van de soort mee in rekening te brengen.

De kans op betekenisvolle negatieve effecten door mortaliteit binnen vleermuispopulaties zal doorgaans het grootst zijn op locaties waar relatief grote aantallen worden vastgesteld van lokale en/of trekkende vleermuizen (tijdens vooronderzoek) en/of waar grote aantallen worden voorspeld (op basis van habitats/licging). In de risicoatlas (zie bijlage 8.1.2) worden al een aantal gebieden vermeld waar hogere risico's te verwachten zijn (= als eerste stap voor effectbeschrijving en -beoordeling). Binnen de 100 m van bossen (of lijnvormige elementen) met oude bomen zullen risico's gemiddeld gezien groter zijn dan daarbuiten, maar ook bijvoorbeeld binnen de 500-1000 m van (gekende) verblijfplaatsen van soorten die het meest gevoelig zijn voor aanvaring met windturbines, zeker in het geval van zeldzame en/of kwetsbare of (sterk) bedreigde¹⁶ soorten. In deel 4.9 (informatie voor effectbeoordeling) gaan we daar dieper op in.

Ook in een kwalitatieve effectenbeschrijving, waar mogelijk met kwantitatieve elementen, is een gemiddelde en worst-case benadering aangewezen. Het besluit over het te verwachten effect zal steunen op een expertenoordeel op basis van alle informatie. De kwantitatieve elementen die hiervoor gebruikt worden (bv. mogelijk aantal slachtoffers) kunnen niet letterlijk genomen worden, maar moeten dienen om het expertenoordeel te onderbouwen.

¹⁷ IUCN Rode Lijst zoogdieren Vlaanderen, categorie 'bedreigd' of 'ernstig bedreigd' (Maes et al., 2014).

4.8.4 Verstoring vleermuizen

4.8.4.1 Theoretisch kader

Tot voor kort werd aangenomen dat vleermuizen zich minder storen aan windturbines dan vogels (Everaert, 2015c). Mogelijke oorzaken van verstoring op korte afstand werden vooral toegeschreven aan o.a. de ultrasone geluiden die windturbines produceren. De afstand waarop vleermuizen nog ultrasone geluiden detecteren (zie bijlage 8.8) is hier minstens van belang. Voor de meest gevoelige soort is dit maximaal 150 m. De laatste jaren is overtuigend bewijs gevonden (met meerdere gepubliceerde wetenschappelijke papers die globaal gezien hetzelfde uitkomen) dat vleermuizen ook op grotere afstand significant verstoord kunnen worden, vooral ook voor soorten die gekend zijn om een eerder lage tot matige aanvaringskans te hebben. Het is een complex onderwerp, omdat op korte afstand van windturbines (voor deze soorten die toch dichtbij vliegen) een aantrekkingseffect kan optreden (zie verder in deel 'mortaliteit').

In 2023 werd een reviewanalyse uitgevoerd van alle beschikbare relevante gepubliceerde studies naar verstoring bij vogels en zoogdieren (Tolvanen *et al.* 2023). De recentste studies (zie verder) zijn hiervoor nog niet meegenomen. Voor vleermuizen werd in deze review analyse bij 21 van 29 cases een verstoringseffect vastgesteld (72 %). Vleermuizen ondervinden een mix van verstoring op relatief grote afstand van windturbines (habitatdegradatie tot zeker 1000 m) en aantrekkingseffect dicht bij windturbines. De maximaal waargenomen verstoringafstand was 1000 m, maar dit is mogelijk een onderschatting aangezien grotere afstanden niet zijn onderzocht. Verstoring lijkt te variëren, afhankelijk van de voorkeursfoerageerhabitat (bossen of heggen versus open habitats), echolocatiebereik en migratiepatroon, maar het effect is wel vastgesteld in zowel bossen als meer open gebieden en bij verschillende soortgroepen (zie verder), zowel soorten die jagen langs of in dichte begroeiing (bv. dwergvleermuizen, *Plecotus* en *Myotis* soorten) als soorten die ook in meer open gebieden en op grotere hoogtes jagen (bv. rosse vleermuis, bosvleermuis). Bij die laatste groep, de zogenaamde 'open-space foragers' lijkt het verstoringseffect complexer maar globaal gezien wel aanwezig (zie verder), en ook afhankelijk van variabelen zoals de afstand tot kolonies (Reusch *et al.*, 2023) en het geslacht (Roeleke *et al.*, 2016).

In de meeste studies werd een onderzoeksmethode C-IG (controle + impactgradiënt) gebruikt. Een nog robuustere BACI methode (Before-After-Control-Impact) kon nog niet worden toegepast. Toch zijn resultaten met een C-IG methode overtuigend naarmate meerdere studies gelijkaardige resultaten vinden, en zeker ook bij studies met een grote dataset (veel locaties in een ruimtelijk grote zone) waar methodologisch in de modelanalyses ook rekening is gehouden met mogelijke andere variabelen en dit is effectief het geval bij de meeste studies.

In de meest actuele kennisnota van de EUROBATS werkgroep windenergie ('Working Group on Wind Turbines and Bat Populations', zie ook deel 4.2.2) wordt het verstoringseffect ook vermeld (EUROBATS, 2023). Ondertussen zijn er dus al meer studies en de bovengenoemde review analyse verschenen. Uit een e-mail rondvraag in juli-aug 2024 binnen deze experten-werkgroep, bleek dat er momenteel erkenning is van het verstoringseffect tot op relatief grote afstand en dat dit ook een gevolg moet hebben in een komende update van de EUROBATS richtlijnen.

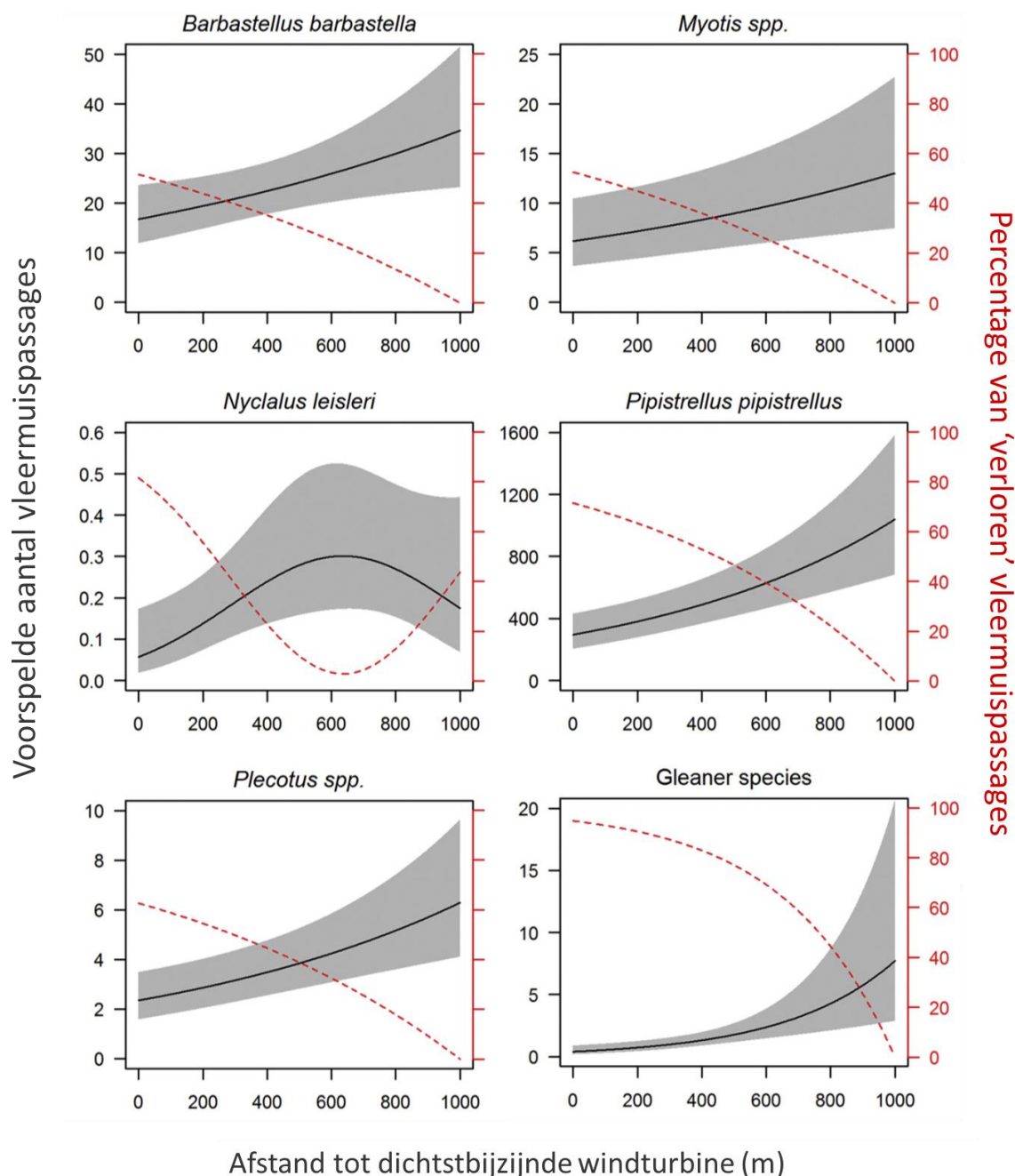
De huidige kennis over verstoring door het lokaal vermijden van de omgeving van windturbines is goed beschreven in Voigt *et al.* (2024) en hieronder ook samengevat. "Het verlies van (optimaal) leefgebied door verstoring van windturbines kan een groot probleem vormen voor het behoud van vleermuispopulaties", aldus Voigt *et al.* (2024).

-De activiteit van *Miniopterus sp.* en *Chalinolobus sp.* vleermuizen was bijvoorbeeld twintig keer lager in windpark gebieden met middelgrote windturbines in Nieuw-Caledonië dan op nabijgelegen controlelocaties zonder turbines (Millon *et al.*, 2018).

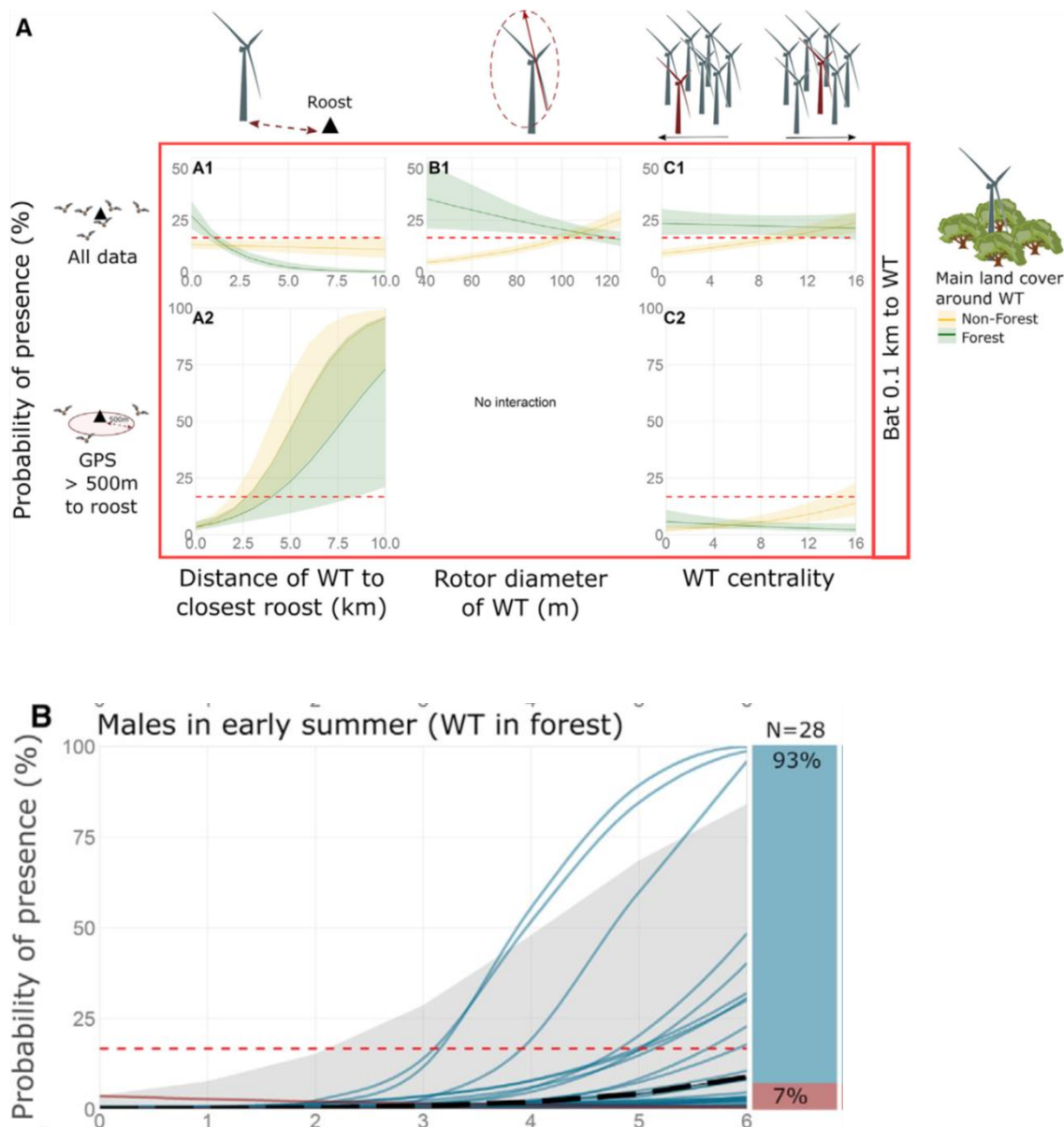
-Recent is heel wat vervolgonderzoek uitgevoerd dat vooral betrekking heeft op windparken met grote windturbines. Het significant vermijden van de omgeving rond windturbines (ca. 500–1000

-Aangezien de effecten zich kunnen voordoen tot op grote afstand (> 1.000 m) werd o.a. in Sotillo *et al.* (2024) aangeraden om bij verdere studies bij het evalueren van landschapseffecten op de verwachte impact van de plaatsing van windturbines, landschapsvariabelen te berekenen bij verschillende bufferradii tot 5 km.

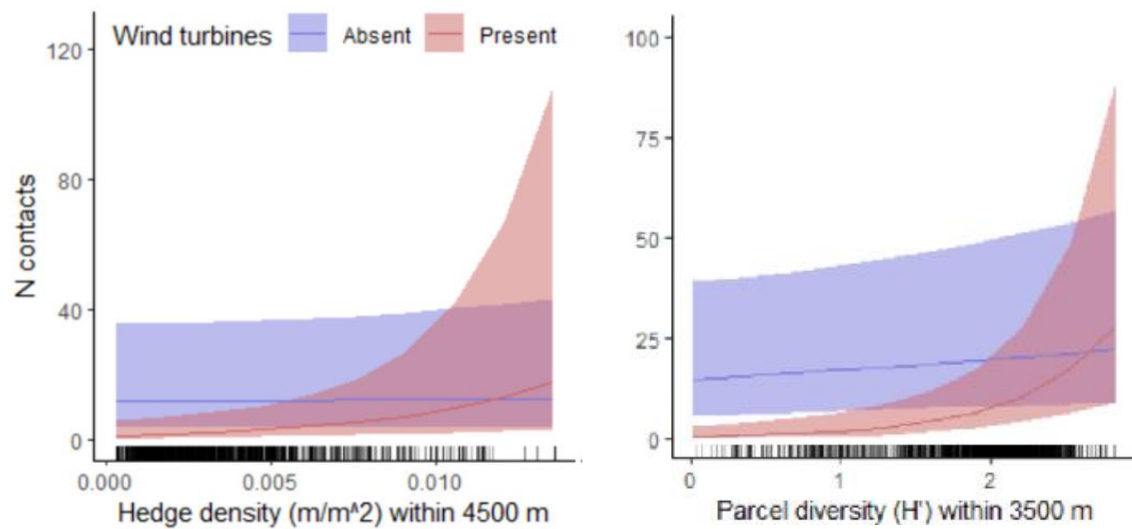
Als extra duiding geven we hieronder aan de hand van enkele figuren (figuur 10-15) een beknopte beschrijving van een kleine selectie van de bovengenoemde studies.



Figuur 10 Barré *et al.* (2018). In een grootschalige studie werd in vergelijking met controlegebieden een significant lagere vleermuisactiviteit vastgesteld langs houtkanten binnen de 1000 m van windturbines in diverse halfopen agrarische gebieden in Frankrijk (151 windturbines van 29 windparken), bij verschillende soorten en soortgroepen. Het negatief effect was significant voor de individuele soorten gewone dwergvleermuis, mopsvleermuis en bosvleermuis, voor de soortgroepen *Myotis* (o.a. baardvleermuis) en *Plecotus* (grootoor) en twee soortgroep types ('gleaner' en 'fast-flying' soorten). Vooral de activiteit van 'gleaners' (soorten die in staat zijn om prooi te vangen vanaf bijvoorbeeld bladeren) was sterk verminderd tot 53,8 % binnen de 1000 m, maar de analyse per individuele soort toon ook significante verminderingen binnen die afstand, met ca. 20-50 % reducties binnen de 500 m (bv. voor mopsvleermuis en de meer algemene gewone dwergvleermuis).



Figuur 11 Reusch *et al.* (2023). Onderzoek met 60 GPS-gezenderde rosse vleemuizen (8129 location-fixes) nabij windturbines in/langs bosgebieden in Duitsland. Verder onderzoek op Reusch *et al.* (2022). In geval van kolonieplaatsen binnen de 500 m, was er significant meer activiteit binnen de 100 m van windturbines (zie A). In geval van geen kolonieplaatsen binnen 500 m, was er in vergelijking met controleplaatsen significant minder activiteit dicht bij windturbines, een effect tot een paar kilometer (zie B voor voorbeeld van mannetjes in de vroege zomer).



Figuur 14 Voorbeeld van twee figuren uit Sotillo *et al.* (2024). Verdere detailanalyse op een nog ruimere dataset dan van Barré *et al.* (2018) in diverse halfopen agrarische gebieden in Frankrijk, rekening houdend met diverse andere parameters zoals dichtheid aan hagen/KLE's ('hedge density') en diversiteit van perceelsgroottes ('parcel diversity'). De activiteit van 'long-range echolocators' (ook 'open-space foragers' genoemd) zoals laatvlieger en *Nyctalus* soorten (LRE, zie links in figuur) en de activiteit van 'short-range echolocators' zoals mopsvleermuis, grootoor en *Myotis* soorten (SRE, zie rechts in figuur) was lager als er windturbines aanwezig waren. In landschappen met windturbines correleerde de dichtheid van groene lijnvormige elementen positief met LRE-activiteit, en de diversiteit van de percelen bevorderde de SRE-activiteit. Daarom kan het vergroten van de dichtheid van groene lijnvormige elementen, of het verdelen van grote monoculturen in meer diverse akkerlandconfiguraties, de negatieve effecten van de aanwezigheid van windturbines op de vleermuisactiviteit mogelijk (deels?) compenseren. Bij de plaatsing van nieuwe windturbines moeten volgens de conclusies in Sotillo *et al.* (2024) locaties van hoge habitatkwaliteit wel nog steeds worden vermeden waar de activiteit en diversiteit van vleermuizen hoog (kan) zijn, mede omdat de negatieve impact niet alleen verlies van leefgebied omvat maar ook een verhoogde sterfte.

4.8.4.2 Aanbevelingen in Vlaanderen

De nieuw beschikbare onderzoeksresultaten in Europa resulteren (in vergelijking met het eerdere INBO rapport van Everaert (2015c)) in nieuwe kennis over mogelijk verlies van leefgebiedkwaliteit door verstoring van operationele windturbines.

Er zijn nu voldoende aanwijzingen (>72 % van de studies) dat de vleermuisactiviteit tot op relatief grote afstand van windturbines significant minder is dan elders (zie o.a. in de review van Tolvanen *et al.*, 2023), in het bijzonder voor de zogenaamde 'narrow-space forager' (vaak *Myotis* spp.) soorten zoals baardvleermuis, franjestaart, bechsteins vleermuis, ingekorven vleermuis, vale vleermuis, meervleermuis, watervleermuis, gewone en grijze grootoor, en hoefijzerneuzen, maar ook bepaalde andere zoals mopsvleermuis, de zogenaamde 'edge-space forager' soorten zoals gewone en ruige dwergvleermuis, en in bepaalde omstandigheden ook de zogenaamde 'open-space forager' soorten zoals rosse vleermuis en zeker bosvleermuis (zie 4.8.4.1). Het effect reikt wellicht tot meer dan 1000 m, maar aanzienlijke verminderingen van activiteit (-20 tot -50 %) zijn vooral gerapporteerd binnen de 500 m. Het is een complex fenomeen, omdat zeker bij de 'edge-space forager' soorten zoals gewone en ruige dwergvleermuis en de 'open-space forager' soorten, in bepaalde omstandigheden een aantrekkingseffect kan optreden, voor die individuen die wel dichtbij een windturbine passeren of foerageren (Tolvanen *et al.*, 2023).

De kans op betekenisvolle negatieve versturende effecten voor vleermuispopulaties in Vlaanderen zal het grootst zijn in en rond de gekende leefgebieden van zeldzame soorten (door het beperkt aantal individuen en gebieden) en in gebieden die een bijzondere juridische bescherming hebben (hoofdfunctie natuur vanuit het beleid), met natuurdoelstellingen (SBZ-Habitatrichtlijngebieden) of zonder specifieke natuurdoelstellingen maar wel met een belangrijke waarde om bv. ook de gewestelijke natuurdoelstellingen (G-IHD's) te behalen. Dit resulteert in extra risicobuffers (in vergelijking met Everaert (2015c)) die nu ook in de update beschrijving van de risicoatlas vleermuizen is toegepast (zie aanpassing in Bijlage 8.1.2):

- Risicoklasse 2 (risico): bufferzone van 500-1000 m rond VEN gebieden en SBZ-Habitatrichtlijngebieden, en bossen en waterrijke gebieden¹⁸ opgenomen in natuurbeheerplan (NBP) type 2, 3 en 4 gebieden (nazicht daarin van o.a. de streefbeelden en soorten), en bufferzone van 500-1000 m rond gekende verblijfplaatsen van kwetsbare of (ernstig) bedreigde¹⁹ soorten rosse vleermuis, bosvleermuis, vale vleermuis, meervleermuis, ingekorven vleermuis, bechsteins vleermuis, grijze grootoor en mopsvleermuis.
- Risicoklasse 3 (groot risico): 500 m buffer rond VEN gebieden en SBZ-Habitatrichtlijngebieden, bosgebieden en waterrijke gebieden opgenomen in natuurbeheerplan (NBP) type 2, 3 en 4 gebieden (nazicht daarin van o.a. de streefbeelden en soorten), en 500 m buffer rond gekende verblijfplaatsen van kwetsbare of (ernstig) bedreigde soorten rosse vleermuis, bosvleermuis, vale vleermuis, meervleermuis, ingekorven vleermuis, bechsteins vleermuis, grijze grootoor en mopsvleermuis.

¹⁸ Volgens de definitie in het Natuurdecreet zijn 'waterrijke gebieden' gebieden met moerassen, vennen, veen- of plasgebieden, natuurlijk of kunstmatig, blijvend of tijdelijk, met stilstaand of stromend water, zoet, brak of zout, met inbegrip van zeewater, waarvan de diepte bij eb niet meer is dan zes meter.

¹⁹ IUCN Rode Lijst van zoogdieren in Vlaanderen, categorie 'kwetsbaar', 'bedreigd' of 'ernstig bedreigd' (Maes *et al.*, 2014).

////////////////////////////////////

4.8.5.1 Theoretisch kader

“Het is belangrijk op te merken dat de berekening (en verdere beoordeling) van cumulatieve gevolgen niet beperkt is tot de berekening van soortgelijke plannen of projecten in dezelfde sector. De berekening moet alle soorten plannen of projecten omvatten die, in combinatie met het windpark of het windenergieplan dat in aanmerking wordt genomen, aanzienlijke gevolgen zouden kunnen hebben. Een belangrijke uitdaging tijdens de cumulatieve-effectenberekening is inzicht verwerven over de manier waarop de gevolgen zich opstapelen, welke de belangrijke ecologische drempelwaarden zijn en wanneer deze waarden zullen worden overschreden. Dit is inderdaad een ingewikkelde kwestie die door tal van onzekerheden wordt gekenmerkt. Een andere reden waarom cumulatieve-effectenbeoordelingen zo ingewikkeld zijn, is het gebrek aan gegevens, niet alleen gegevens over effecten (bv. sterfte, verdringing), maar ook over de te beschouwen activiteiten. Ondanks al deze uitdagingen moeten de potentiële cumulatieve effecten worden berekend en beoordeeld aan de hand van deugdelijke referentiegegevens en mag er niet uitsluitend van kwalitatieve criteria worden uitgegaan. Informatie afkomstig uit de monitoring achteraf van reeds operationele windparken kan bijvoorbeeld worden gebruikt voor sterfteberekeningen van een nieuw gepland windpark. De cumulatieve effecten moeten bovendien worden berekend en beoordeeld als integraal onderdeel van de algemene berekening en beoordeling en mogen niet worden behandeld als een bijzaak die bijvoorbeeld pas aan het eind van de beoordelingsprocedure apart aan de orde komt.”

4.8.5.2 Aanbevelingen in Vlaanderen

De mogelijke reikwijdte van de cumulatieve effecten zal alleszins afhangen van het studiegebied waarbinnen de effecten op de (lokale) populaties worden onderzocht (zie 4.7).

De suggestie/aanbeveling in Europese Commissie (2020) om waar mogelijk eventueel de verantwoordelijk voor de (informatie voor) cumulatieve effectberekening naar de overheid te verschuiven, bijvoorbeeld voor het bijhouden van de nodige informatie, dient nader onderzocht te worden voor wat betreft toepassing in Vlaanderen. Bij een eventuele toepassing moeten de nodige middelen voorzien worden.

4.9 BEOORDELING VAN DE MOGELIJKE EFFECTEN

Bij de effectbeoordeling worden de effecten 'verstoring' en 'mortaliteit' met een beoordelingsmethode getoetst aan normen, drempels en kwalitatieve bepalingen. Deze beoordelingscriteria zijn vastgelegd in het beoordelings- en significantiekader. De doelstelling van de effectbeoordeling is om op een objectieve manier te informeren over de al dan niet betekenisvolle gevolgen van geplande windturbines op vogels en vleermuizen.

Het beoordelings- en significantiekader vertaalt de effecten naar een significantiescore. In een significantiescore kan een gradatie worden gemaakt. Naar analogie met een MER kan volgende indeling gebruikt worden:

verwaarloosbaar (0), gering negatief (-1), matig negatief (-2) en sterk negatief (-3).

In dit deel worden waar mogelijk drempelwaarden voorgesteld die aangeven vanaf welk niveau een effect betekenisvol kan zijn voor een populatie. Dit komt overeen met een 'sterk negatief' effect. Omwille van onzekerheden bij de effect-parameters (bv. verstoringafstanden, aanvaringskansen, uitwijkpercentages) en bij de drempelwaarden (zie verder), stellen we voor om het onderscheid tussen matig en sterk negatief te maken op basis van de onzekerheidsmarges van de effectparameters en het aantal aanwezige of overvliegende vogels of vleermuizen.

- verwaarloosbaar: geen of niet-meetbare effecten
- gering negatief: meetbare effecten die 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.

Betekenisvolle effecten kunnen zich doorgaans enkel voordoen bij blijvende effecten op lange termijn. In sommige omstandigheden kan het al dan niet nemen van milderende maatregelen afhangen van monitoring nadat de turbines operationeel zijn geworden, of de startmaatregelen (vanaf het operationeel worden) kunnen worden aangepast op basis van monitoring.

Net zoals bij de effectbeschrijving kan het beoordelen van effecten **zowel kwalitatief als kwantitatief** gebeuren. Hiervoor zijn in **deel 4.7 (studiegebied, te behandelen soorten en globale methodiek)** al aanbevelingen opgenomen. Onderstaande informatie geeft vooral een aanzet voor een kwantitatieve benadering.

De onderstaande aanzet voor opmaak van een effectbeoordeling, heeft zijn beperkingen qua volledigheid en zekerheid. Actueel zijn in de literatuur enkel globale voorstellen van drempelwaarden beschikbaar. Voor een optimale effectbeoordeling op Vlaams niveau is een aangepast en uitgebreider referentiekader meer aangewezen, maar dat is op dit moment niet beschikbaar (zie ook kennisleemtes en aanbevelingen in deel 6).

4.9.1 Mortaliteit bij vogels

4.9.1.1 Theoretisch kader

Als er voldoende betrouwbare informatie over de populatiegrootte, het leefgebied en de populatiedynamiek van soorten (bv. bestaande jaarlijkse sterfte) beschikbaar is, kunnen aan de significantiecriteria kwantitatieve elementen worden toegevoegd. Bij gebrek aan dergelijke informatie is enkel een kwalitatieve analyse mogelijk. Onderstaande informatie kan helpen om te bepalen of er al dan niet een effect op een populatie kan optreden.

Relatief eenvoudige berekening met drempelwaarden voor bijkomende sterfte

Om de effecten van aanvaring van vogels met geplande windturbines relatief eenvoudig en snel kwantitatief te beoordelen, kan de verhouding van het jaarlijks aantal aanvaringsslachtoffers met de bestaande jaarlijkse sterfte in de populatie onderzocht worden. Een methode met de 'jaarlijkse mortaliteit' parameter wordt aanbevolen om bijvoorbeeld de effecten van jacht te bepalen (Europese Commissie, 2008). Deze methode neemt evenwel niet alle factoren die kunnen meespelen in de complexe dynamiek van populaties in rekening. Sterke veerkracht van een

Bij veel 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 planniveau voor het bepalen van cumulatieve effecten op regionaal (= gewestelijk) tot internationaal niveau (zie Dierschke *et al.* (2003); Poot *et al.* (2011); zie ook verder). Een voorbeeld van dergelijk onderzoek werd uitgevoerd in Duitsland om een potentieel cumulatief effect op de populatie rode wouw te bepalen. Met een uitgebreid populatiemodel werd berekend dat jaarlijks ongeveer 3 % van de populatie in aanvaring komt met Duitse windturbines en dat de drempel voor betekenisvolle populatie-effecten daar op een bijkomende sterfte van ongeveer 4 % ligt (Bellebaum *et al.*, 2013).

Doorgaans worden bovenstaande drempelwaarden in een analyse met populatiemodellen gedefinieerd op niveau van een regionale, nationale of 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 4.7).

Uitgebreide populatiemodellering

Ondertussen hebben er verschillende reviews en een gevoeligheidsanalyse van de ALI-methodiek plaatsgevonden. Op basis hiervan is een aanbeveling gedaan om de ALI methodiek verder te ontwikkelen. In Hin *et al.* (2024) zijn deze aanpassingen beschreven en worden enkele voorbeelden uitgewerkt. De herziene ALI gebruikt o.a. geen causaliteitskans. In de herziene methodiek wordt het effect van windparken op zee bekeken per individuele simulatie met een stochastisch populatiemodel. Hierbij worden alle andere processen die van invloed zijn op het

4.9.1.2 Aanbevelingen in Vlaanderen

Kwantitatieve (basis) methode met relatief eenvoudige drempelwaarden

1 %-drempel: als basisdrempel voor alle soorten en volgens de onderstaande criteria.

- Overschrijding van de 1 % drempel, tot max. 5 %, kan enkel uitzonderlijk worden toegepast na een diepgaande analyse (zie onderstaand kader), bij voorkeur (aanbeveling voor het beleid) mits verplichte monitoring van slachtoffers gedurende minstens 3 jaar na plaatsing van de windturbines (zie ook deel 6), en mogelijke (afspraken voor) toe te passen milderende maatregelen. Deze mogelijke overschrijding kan enkel voor minder populatiegevoelige soorten, volgens volgende criteria.

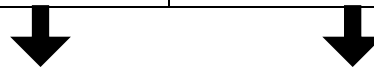
- Voor de diepgaande analyse zal in eerste instantie alle meest recente beschikbare relevante informatie moeten verzameld worden over de toestand van de betreffende populatie(s), inclusief met de mogelijke cumulatieve effecten. Het is hierbij van belang om goed rekening te houden met variaties over de jaren heen (min. binnen de laatste 10 jaar) en onzekerheden (onvolledige data in bepaalde jaren en/of voor een deel van Vlaanderen). Voor relatief zeldzame en zeker ook nomadische soorten zoals dwergstern, grote stern en zwartkopmeeuw kan het aantal broedvogels in Vlaanderen soms sterk schommelen. Een worst-case voor de populatiegrootte (bv. in bepaalde jaren een veel kleiner aantal broedvogels) moet zeker in rekening worden gebracht, in het bijzonder bij soorten die in Vlaanderen ook een internationaal belang hebben.

Er moet bij de diepgaande analyse voor de betreffende soorten ook opgezocht worden of er eventueel relevante wetenschappelijke literatuur beschikbaar is over de gevoeligheid van de specifieke soort of soortgroep voor extra sterfte, bv. binnen- en buitenlandse resultaten van populatiemodellering en eventuele daaruit geconcludeerde drempelwaarden voor populatie-effecten.

Bij voorkeur kan de nodige input voor zo'n analyse zoveel als mogelijk worden aangereikt door de Vlaamse overheid, zoals informatie uit de officiële Europese rapportage over soorten door het INBO, waar nodig en mogelijk vanuit meer gerichte (INBO) adviezen of rapporten, al dan niet voor tussentijdse kennis over de toestand van populaties. Maar in essentie is het aan de projectontwikkelaar om de nodige analyse en onderbouwing naar voor te brengen.

Tabel 11 Aanbevolen criteria voor het beoordelen van effecten op een lokale (of regionale) populatie. Het onderscheid tussen een matig of sterk negatief effect is afhankelijk van de onzekerheidsmarge (gemiddeld en worst-case, zie inleiding in 4.9).

	enkel in worst-case scenario	in zowel worst-case als gemiddeld scenario
Blijvend jaarlijks aantal slachtoffers ≥ 1 % van de bestaande jaarlijkse sterfte in de populatie	mogelijk matig negatief effect, zeker voor populatiegevoelige soorten	mogelijk sterk negatief (betekenisvol) effect, zeker voor populatiegevoelige soorten
Blijvend jaarlijks aantal slachtoffers ≥ 5 % van de bestaande jaarlijkse sterfte in de populatie: enkel voor minder populatiegevoelige soorten en mits diepgaande analyse en bij voorkeur met post-monitoring ¹	mogelijk matig negatief effect	mogelijk sterk negatief (betekenisvol) effect



Beoordeling en mogelijke maatregelen, met aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid	
Onderzoek naar eventueel aangewezen (milderende) maatregelen om effect tot 'beperkt negatief' te verminderen, al dan niet via monitoring en afsprakenkader	Onderzoek naar verplichte (milderende) maatregelen om effect tot matig of beperkt negatief te verminderen, incl. monitoring en afsprakenkader

(1) Bijkomend op projectgebonden slachtoffermonitoring, is het ook aangeraden gecoördineerd op niveau Vlaanderen een programma op te starten met database en wetenschappelijk onderzoek (zie deel 5 en 6).

Het al dan niet toepassen van monitoring en/of milderende maatregelen, zal ook afhangen van de vergelijking tussen het bijkomende (extra) effect van het geplande windpark en het totale cumulatieve effect door reeds bestaande of goedgekeurde windparken. Het kan bijvoorbeeld voorvallen dat voor een nieuw project enkel in een worst-case scenario de drempelwaarde zou overschreden worden (= mogelijk matig negatief effect) en dat er milderende maatregelen zoals een stilstandregeling worden toegepast waardoor het bijkomend effect van het nieuwe project zeer klein is. In een expertenoordeel kan dan op basis van alle beschikbare gegevens en kwantitatieve inschattingen, mogelijk gesteld worden dat de bijkomende effecten verwaarloosbaar zijn en dus aanvaardbaar. Zeer kleine aantallen (al dan niet door toepassen milderende maatregelen) kunnen bijvoorbeeld aanzien worden als 'verwaarloosbaar', als in een gemiddeld scenario de bijkomende sterfte van het project slechts ca. 1 % is van de toe te passen drempelwaarde (1 of 5 % van bestaande sterfte, zie boven).

Zeker als de cumulatieve effectanalyse (met andere bestaande of goedgekeurde/geplande windturbines) niet over de toe te passen drempelwaarde (1 of 5 % bestaande sterfte) gaat in een gemiddeld scenario, kan het al dan niet goed definiëren van een 'verwaarloosbaar' aantal extra sterfte door het geplande project, dus belangrijk zijn voor de beoordeling.

Indien een betekenisvol effect te verwachten is (ook gemiddeld over een drempelwaarde), kan wellicht enkel het nemen van extra (milderende) maatregelen een eventuele oplossing zijn, en/of mede op basis van monitoring met een afsprakenkader voor het nemen van maatregelen (zie verder in deel milderende maatregelen en monitoring).

Een alternatieve methode voor een uitgebreide kwantitatieve analyse bestaat uit de opmaak van een uitgebreid populatiemodel. Het al dan niet toepassen hiervan kan op projectniveau (of zelfs planniveau) worden bekeken en best op voorhand worden besproken met het INBO. Belangrijk is dat de uitkomst van zo'n modellering (al dan niet met specifieke drempelwaarden) kan voorspellen of er op termijn een beperkt, matig of sterk (betekenisvol) negatief effect op de lokale populatie kan optreden.

Nodige gegevens voor een kwantitatieve analyse

Gegevens over gemiddelde jaarlijkse bestaande sterfte van volwassen en onvolwassen vogels voor verschillende soorten, worden bij voorkeur gehaald uit de bijlage van de Europese Commissie (2008). Indien er geen gegevens beschikbaar zijn, kan de gemiddelde jaarlijkse bestaande sterfte afgeleid worden van de overlevingspercentages op de website van de British Trust for Ornithology (www.bto.org, zie 'About birds-Birdfacts') of eventueel aanvullend uit o.a. Poot *et al.* (2011). Deze gegevens hebben vooral betrekking op natuurlijke sterfte en bestaande sterfte door historisch antropogene invloeden zoals jacht en hoogspanningslijnen, zonder nieuwe invloeden zoals windturbines. De waarden worden o.m. bepaald uit terugmeldingen van geringde vogels en gegevens over het broedresultaat. Het gebruik van gemiddelde waarden voor NW-Europa (of Vlaanderen indien beschikbaar) is aanbevolen. Indien een verschil kan gemaakt worden tussen volwassen en onvolwassen vogels, gebeurt de analyse bij voorkeur apart. Uit voorzorg kan bij gebrek aan voldoende informatie van onvolwassen vogels het sterftcijfer van adulte vogels gebruikt worden.

Gegevens over trends in populatiegroottes en de staat van instandhouding van vogels zijn beschikbaar op de website en in publicaties van het INBO (zie o.a. in Vermeersch *et al.* 2019 & 2020). Een nieuwe zesjaarlijkse rapportage naar Europa met data tot 2024 is gepland tegen midden 2025.

4.9.2.1 Theoretisch kader

Dierschke *et al.* (2003) maakten populatiemodellen voor 250 vogelsoorten die regelmatig langs de Noordzee en aan de kust in Duitsland doortrekken, tijdelijk verblijven of broeden. Zij stellen voor om te spreken van een betekenisvol effect op de populatie als het verstorend effect 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 over veranderingen in aantallen pleisterende watervogels in Nederland, werd 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 wel 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 een bottleneck gaat vormen. De draagkracht van het geëvalueerde gebied is ook wel van belang.

Hoewel het directe verlies aan individuen door mortaliteit in een populatie (zie deel 4.9.1) verschillend is met een verlies of betekenisvolle degradatie van het leefgebied door verstoring, kan wel een gelijkenis worden gemaakt aangezien een betekenisvolle degradatie van leefgebied ook voor de toekomstige toestand van de populatie een groot effect kan hebben. Een betekenisvolle aantasting van de kwaliteit van het leefgebied (door blijvende verstoring binnen een bepaalde afstand van windturbines) kan op die manier een blijvend effect hebben op die populatie, ook verder in de toekomst. Naar analogie met de relatief eenvoudige 1 % drempelwaarde voor het aspect mortaliteit, of eventueel 5 % drempelwaarde mits opvolging (zie deel 4.9.1) kunnen we gelijkaardige drempelwaarden toepassen voor het aspect verstoring.

Duidelijke en in een kader toepasbare drempelwaarden voor een mogelijk betekenisvolle impact door een barrière-effect, zijn momenteel niet beschikbaar. In 4.8.2.1 (laatste onderdeel) zijn wel enkele algemene en meer specifieke aanbevelingen weergegeven. In zones met zeer belangrijke lokale trek van eenden werd bijvoorbeeld aanbevolen om een vrije corridor van minstens 1000 m open te houden tussen windturbines (Dirksen *et al.*, 2007; Winkelman *et al.*, 2008). Bij belangrijke complexe trekroutes, waarbij de vogels in verschillende richtingen vliegen, kan mogelijks een bredere open corridor aangewezen zijn.

Verstoring van broedende, pleisterende en rustende vogels

Een kwalitatieve analyse maakt geen gebruik van drempelwaarden. Via expertenkennis wordt een beoordeling gemaakt van de mate van verstoring in het leefgebied. Daarbij wordt rekening gehouden met het belang (waarde) van dit verstoorde leefgebied voor de populatie en de staat van instandhouding van de soort.

Voor een kwantitatieve analyse worden momenteel in eerste instantie onderstaande drempelwaarden/criteria aanbevolen (tabel 12).

1 % drempel: als basisdrempel voor alle soorten volgens de onderstaande criteria.

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

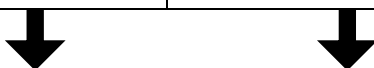
Overschrijding van de 1 % drempel, tot max. 5 %, kan enkel uitzonderlijk worden toegepast na een diepgaande analyse (zie onderstaand kader), bij voorkeur (aanbeveling voor het beleid) mits verplichte monitoring aanwezigheid lokale vogels na plaatsing van de windturbines (zie ook deel 6), en mogelijke (afspraken voor) toe te passen milderende maatregelen. Deze mogelijke overschrijding kan enkel voor minder populatiegevoelige soorten volgens volgende criteria.

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

Voor de diepgaande analyse verwijzen we naar de verduidelijking daarover in het aspect mortaliteit (deel 4.9.1). Specifiek voor eventueel beschikbare extra wetenschappelijke literatuurgegevens van resultaten uit uitgevoerde populatiemodellering en eventueel daaruit geconcludeerde drempelwaarden voor populatie-effecten, zal uiteraard enkel informatie relevant zijn als het gaat over de gevoeligheid van de specifieke soort of soortgroep voor het (gedeeltelijk) verlies van optimaal leefgebied (verstoring).

Tabel 12 Aanbevolen criteria voor het beoordelen van effecten op een lokale (of regionale) populatie. Het onderscheid tussen een matig of sterk negatief effect is afhankelijk van de onzekerheidsmarge (gemiddeld en worst-case, zie inleiding in 4.9).

	enkel in worst-case scenario	in zowel worst-case als gemiddeld scenario
Blijvend jaarlijks habitatverlies of verstoring ¹ voor ≥ 1 % van de populatie ² .	mogelijk matig negatief effect, zeker voor populatiegevoelige soorten	mogelijk sterk negatief (betekenisvol) effect, zeker voor populatiegevoelige soorten
Blijvend jaarlijks habitatverlies of verstoring ¹ voor ≥ 5 % van de populatie ² , enkel voor minder populatiegevoelige soorten en mits diepgaande analyse en bij voorkeur met post-monitoring ³	mogelijk matig negatief effect	mogelijk sterk negatief (betekenisvol) effect



Beoordeling en mogelijke maatregelen, met aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid	
Onderzoek naar eventueel aangewezen (milderende) maatregelen om effect tot 'beperkt negatief' te verminderen, al dan niet via monitoring en afsprakenkader	Onderzoek naar verplichte (milderende) maatregelen om effect tot matig of beperkt negatief te verminderen, incl. monitoring en afsprakenkader

(1) Gemiddeld kunnen we voor de meeste soorten (bv. weide- en akkervogels) aannemen dat binnen de verstoringsbuffers zoals weergegeven in 4.8.2., de reductie in het aantal vogels gemiddeld ca. 50 % is, maar er zijn verschillen per soort/soortgroep en worst-case zijn de reducties hoger. Meer info, zie in 4.8.2.

(2) Indien onvoldoende betrouwbare gegevens beschikbaar zijn van de populatiegrootte, kan als alternatief ook het relatief verlies van van het (potentieel) leefgebied worden gebruikt voor de beoordeling, in plaats van het verlies van het 'aantal' aanwezige vogels/territoria. Dit werd bijvoorbeeld toegepast voor de analyse van mogelijke effecten op weidevogels (Arcadis, 2021) en voor de analyse van mogelijke effecten op akkervogels (Sweco, 2024), mede omdat de inschatting van de populatiegrootte voor de studiegebieden onvoldoende betrouwbaar was (nieuwe Vlaamse Vogelatlas resultaten nog niet verwerkt). In 4.8.2. is een voorbeeld gegeven van een effectbeschrijving hiervoor, gebruik makend van modellering van het potentieel leefgebied. Een combinatie van beide methodes (zowel beoordeling ten opzichte van de populatiegrootte als oppervlakte (potentieel) leefgebied) kan ook overwogen worden (zie o.a. ook in Arcadis (2021) en Sweco (2024)).

(3) Monitoring in functie van het aspect verstoring, kan hier bv. een inventarisatie inhouden van de resultaten van populatieversterkende maatregelen (bv. succes voor broedvogels na inrichting vogelakkers) en inventarisatie broedvogels in het projectgebied zelf (zie verder in deel 5). Bijkomend op projectgebonden monitoring is het ook aangeraden gecoördineerd op niveau Vlaanderen een programma op te starten met database en wetenschappelijk onderzoek (zie deel 5 en 6).

Zeker als de cumulatieve effectanalyse (met andere bestaande of goedgekeurde/geplande windturbines) niet over de toe te passen drempelwaarde (blijvend habitatverlies of aanzienlijke verstoring voor 1 of 5 % van de populatie) gaat in een gemiddeld scenario, kan het al dan niet goed definiëren van een 'verwaarloosbaar' verstoringseffect door het geplande project, dus belangrijk zijn voor de beoordeling.

Indien een betekenisvol effect te verwachten is (ook gemiddeld over een drempelwaarde), kan wellicht enkel het nemen van extra (milderende) maatregelen een eventuele oplossing zijn, en/of mede op basis van monitoring met een afsprakenkader voor het nemen van maatregelen (zie verder in deel milderende maatregelen en monitoring).

Meer aanbevelingen voor het gebruik van gemiddelde en maximale populatiegroottes in Vlaanderen en voor het bepalen van recente trends en de staat van instandhouding, is beschreven in de laatste paragrafen van deel 4.9.1.2 over mortaliteit (zie eerder).

Betekenisvolle effecten door barrièrewerking op trekroutes zullen zich doorgaans niet voordoen bij relatief kleine windparken in Vlaanderen. Minstens bij relatief grote geplande windparken (of cumulatief met nabije bestaande windturbines) kan *ad-hoc* met een expertenoordeel bepaald worden of het noodzakelijk is om het aspect 'barrière-effect' nader te onderzoeken en beoordelen. Dit kan dan op kwalitatieve wijze.

4.9.3.1 Theoretisch kader

Tabel 13 Richtlijnen die het Waals gewest momenteel (2024) hanteert om geplande windparken te beoordelen.

Vastgestelde soorten in projectgebied en/of de afstand tot belangrijk habitat	Risico	Beoordeling en/of maatregel
geen van onderstaande soorten in deze tabel	relatief laag risico	eventuele milderende maatregelen op basis van de lokale effectenbeschrijving
laatvlieger, rosse vleermuis, Noordse vleermuis, bosvleermuis, ruige dwergvleermuis, tweekleurige vleermuis	matig risico	milderende maatregelen waarbij de turbines tijdens risicoperiodes pas beginnen werken ('cut-in speed') bij een windsnelheid van 6 m/s (enkel bij temperatuur van > 10 °C)
tijdens de trekperiodes: rosse vleermuis, bosvleermuis, ruige dwergvleermuis, tweekleurige vleermuis	groot risico	milderende maatregelen waarbij de turbines tijdens risicoperiodes pas beginnen werken ('cut-in speed') bij een windsnelheid van 7 m/s (enkel bij temperatuur van > 6 °C)
mopsvleermuis, meervleermuis, vale vleermuis	groot risico	in principe geen windturbines mogelijk, ook normaal niet compenseerbaar (beoordeling expert wel mogelijk)
windturbines (inplantingsplaats van de mast) op minder dan 100 m van loof- of gemengd bos	groot risico	in principe geen windturbines mogelijk, ook normaal niet compenseerbaar (beoordeling expert wel mogelijk)

In Nederland oordeelde de Raad van State wel dat de 1 %-norm voor vogels (1 % van bestaande sterfte in een lokale populatie, zie deel 4.9.1) ook voor vleermuizen als drempelwaarde kan worden gebruikt om betekenisvolle effecten op populaties te vermijden (Heijligers *et al.*, 2015). Recent werd in het kader van het NIEWHOL programma in Nederland (zie ook 7.4) een eerste modelanalyse uitgevoerd om de mogelijke populatie-effecten van bijkomende sterfte door windturbines in Nederland te voorspellen. De voorlopige resultaten hiervan (Dekker & Limpens, 2024) geven aan dat voor alle soorten vleermuizen een populatieafname zal optreden bij 10 % extra sterfte. De populaties van gewone dwergvleermuis en zeer zeldzame tweekleurige vleermuis gaan achteruit met 5 tot 10 % extra sterfte. De ruige dwergvleermuis, laatvlieger en zeldzame bosvleermuis gaan achteruit met 1 tot 5 % extra sterfte, en de rosse vleermuis populatie gaat

Voor de bepaling van de lokale populatie, hanteert men in Nederland doorgaans een 'catchment area' van 30 km rond de geplande windturbines (zie deel 4.7). De 1% drempelwaarde methode is echter moeilijk toe te passen in het geval van slachtoffervoorspellingen van vleermuizen bij geplande windturbines. Er bestaan immers nog grote onzekerheden bij het berekenen van het mogelijk aantal slachtoffers (zie deel 4.8.3). Toch doet men bijvoorbeeld in Nederland op basis van de best beschikbare gegevens en een expertoordeel mede met informatie van gemiddelde aantallen slachtoffers per landschapstype (zie informatie in 4.8.3) doorgaans een ruwe kwantitatieve inschatting van het aantal aanvaringsslachtoffers, met beoordeling ten opzichte van de 1% drempelwaarde voor de lokale populatie binnen de 'catchment area' van gemiddeld 30 km (voorbeeld, zie in Radstake *et al.* 2021b)). In de meeste gevallen zal er echter ook een beperkte kennis zijn over de aanwezige populatiegroottes (zie deel 3.2 en 4.3) en voor welke populatie per soort (lokale/regionale, 30 km of ruimer?) er effectief best beoordeeld kan worden.

4.9.3.2 Aanbevelingen in Vlaanderen

Toch blijft het los van concrete vergunningsaanvragen vanuit een 'best-practice' naar analogie met de richtlijnen in Wallonië aangeraden om belangrijke leefgebieden van zeldzame risicosoorten voor mortaliteit, geen windturbines te plaatsen in die zones waar regelmatig activiteit is van deze soorten en/of dichtbij verblijfplaatsen van zeldzame soorten. Een lokale beoordeling van een expert is wel mogelijk, bijvoorbeeld rekening houdende met landschapskenmerken tussen de geplande windturbines en het actueel en/of potentieel leefgebied of gekende verblijfplaatsen, actuele of historische waarnemingen in relatie tot het landschap, enz.

In tabel 14 is een basiskader weergegeven om de risico's door mortaliteit te beoordelen in Vlaanderen, rekening houdende met zowel het algemeen risico op mortaliteit als de kennis van de huidige staat van instandhouding en zeldzaamheid.

De definities van bijvoorbeeld 'regelmatige aanwezigheid', 'relatief kleine of hoge aantallen' (zie in tabel 16) zijn voor interpretatie vatbaar maar kunnen mits onderbouwing op projectniveau worden bepaald in een expertenoordeel. Op termijn is het aangeraden om als hulpmiddel hiervoor een referentiekader te voorzien, naar analogie met Frankrijk (Bas *et al.*, 2020), rekening houdend met zowel de soort, status/zeldzaamheid, type habitat en eventueel sub-regio binnen Vlaanderen.

Een eventueel bijkomende meer kwantitatieve methode – bijvoorbeeld bij twijfel over de kwalitatieve beoordeling – bestaat eruit om naar analogie met Nederland, toch een (ruwe) inschatting te maken van het mogelijk aantal slachtoffers per relevante soort, en daarop de 1% drempelwaarde (zoals bij vogels) toe te passen ten opzichte van de bestaande sterfte in de lokale populatie, te weten binnen een 'catchment area' van gemiddeld 30 km rond de geplande windturbines (zie deel 4.9.3.1). Relatief betrouwbare informatie over populatiegroottes van vleermuizen in (sub-regio's van) Vlaanderen is hiervoor wel belangrijk maar voorlopig niet beschikbaar (zie algemene aanbevelingen in deel 7).

Indien onzekerheden kunnen opgevangen worden met behulp van monitoring (zie deel 6) met een afsprakenkader rond milderende maatregelen (zie ook deel 4.10.2), is een combinatie van het zoeken naar slachtoffers en het meten van de vleermuisactiviteit met batdetectors aangewezen. Algemeen toepasbare drempelwaarden voor waargenomen vleermuisactiviteit (bv. op rotorhoogte) kunnen momenteel niet gegeven worden. Maar het resultaat van dergelijke monitoring kan in een expertenoordeel gebruikt worden om uitspraken te doen over het nemen van milderende maatregelen. Het zoeken naar slachtoffers kan daar ook bij helpen.

Zoals vermeld in Voigt *et al.* (2015) kan een drempel van maximaal twee slachtoffers per turbine per jaar overwogen worden in kader van monitoring met een afsprakenkader rond milderende maatregelen. Om zoveel mogelijk rekening te houden met de kennisleemtes over de populatiegroottes, kan dit overwogen worden op voorwaarde dat de betreffende als aanvaringsslachtoffer vastgestelde soorten volgens de recentste Rode Lijst voor zowel de zomer- als winterpopulatie een status 'momenteel niet in gevaar' hebben in Vlaanderen (Maes *et al.*, 2014) en een 'gunstige' staat van instandhouding hebben (De Knijf *et al.*, 2019; nieuwe rapportage is gepland in 2025). Het gaat hierbij om 'gevonden slachtoffers' bij operationele turbines, minstens gecorrigeerd met een factor voor het beschikbaar zoekoppervlak. Indien ook empirisch uitgewerkte correctiefactoren voor zoekefficiëntie en predatie worden toegepast op het gevonden aantal slachtoffers, kan de maximale waarde van twee slachtoffers een gemiddelde zijn van de onderzochte windturbines in het volledige windpark. Op die manier sluit men toeval uit en hoeven geen maatregelen genomen te worden bij eenmalige aanvaringen. Bij de vondst van één slachtoffer met een soortstatus die anders is dan 'momenteel niet in gevaar' (zie Rode Lijst in Maes *et al.* (2014)) of met een staat van instandhouding die niet 'gunstig' is, kunnen best onmiddellijk maatregelen genomen worden.

4.9.4 Verstoring bij vleermuizen

4.9.4.1 Theoretisch kader

De erkenning van een belangrijk verstrend effect (omwille van een significante vermindering van activiteit) op vleermuizen is een nieuw gegeven (zie deel 4.8.4). Het is te verwachten dat hierrond binnenkort ook vanuit EUROBATS officiële aanbevelingen zullen worden geformuleerd om dit effect voor geplande windturbines te beoordelen, bijvoorbeeld met een nieuwe update (wellicht pas in 2026) van de EUROBATS richtlijnen die ondertussen al dateren van 2014 (Rodrigues *et al.*, 2015). De experts van de EUROBATS werkgroep windturbines-vleermuizen, erkennen het effect ondertussen wel al (zie deel 4.8.4). In de review van Tolvanen *et al.* (2023) is alleszins duidelijk gesteld dat er een belangrijk verstrend effect lijkt te zijn voor verschillende soorten, binnen de 500 m en vermoedelijk meer. Ook in de bespreking van Voigt *et al.* (2024) zijn op basis van de recentste kennis al duidelijke aanbevelingen geformuleerd, waaronder een te vrijwaren afstand van zeker 500 m tot voor vleermuizen waardevolle gebieden zoals waterplassen, moerassen en bossen, zeker rond gebieden met zeldzame soorten.

In de verschillende gepubliceerde individuele studies geeft men in de conclusies en aanbevelingen globaal aan om belangrijke leefgebieden van vleermuizen, zoals bossen en waterrijke gebieden, vanuit voorzorg zoveel mogelijk te vermijden voor het plaatsen van windturbines (Barré *et al.* 2018; Gaultier *et al.*, 2020, 2023; Leroux *et al.*, 2022, 2023, 2024; Reusch *et al.*, 2022, 2023; Ellerbrok *et al.*, 2022, 2023, 2024; McKay *et al.*, 2024; Sotillo *et al.*, 2024; Scholz *et al.*, 2025).

Verscheidende onderzoekers geven tegelijk aan dat het verlies in kwaliteit van niet-essentieel leefgebied voor vleermuizen (essentieel leefgebied is bv. het geval bij aanwezigheid van zeer zeldzame soorten) op veel locaties mogelijk kan opgevangen worden door het nemen van (milderende) maatregelen (bv. betere inrichting van leefgebieden in de omgeving en andere populatieversterkende maatregelen) (zie o.a. in Sotillo *et al.* 2024 en Voigt *et al.* 2024). Dit is in de praktijk echter niet altijd evident, maar kan op project- of planniveau wel onderzocht worden. Om de mogelijke effecten verder goed op te volgen, is gericht onderzoek op verschillende locaties in Vlaanderen gewenst. Dergelijk onderzoek zou ook in het kader van een onderzoeksprogramma kunnen worden uitgevoerd. In deel 4.10 (milderende maatregelen), deel 5 (monitoring), en deel 6 (kennisleemtes en aanbevelingen) gaan we daar dieper op in.

4.9.4.2 Aanbevelingen in Vlaanderen

Een expertenoordeel moet voorlopig uitsluitsel geven over mogelijke effecten en de mate waarin milderende maatregelen gewenst zijn. Deze benadering is doorgaans kwalitatief, behalve in de omgeving van de gekende leefgebieden van zeldzame soorten en beschermde natuurgebieden.

Hoewel er vanuit wetenschappelijk oogpunt geen sluitende drempelwaarden kunnen gegeven worden voor vleermuisactiviteit en/of de exact geschatte hoeveelheid verstoring, kan de intensiteit en regelmatigheid van vleermuisenactiviteit wel meegenomen worden in de kwalitatieve beoordeling, alsook de aanbevelingen van zoveel mogelijk te vrijwaren buffers rond gebieden die belangrijk (kunnen) zijn voor vleermuisen (zie boven).

Een beoordeling van het aspect verstoring met de risicobuffers die nu ook in de risicoatlas vleermuizen zijn toegepast (zie bijlage 8.1.2), kan op kwantitatieve wijze worden gemaakt, op basis van de hoeveelheid verstoord leefgebied binnen de 500-1000 m risicobuffers rond de (potentiële) kolonieplaatsen van kwetsbare of (ernstig) bedreigde soorten, en de VEN gebieden, SBZ-Habitatrichtlijngebieden en belangrijke (andere) bosgebieden en waterrijke gebieden met een beheerdoelstelling (gebieden met natuurbeheerplan type 2, 3 en 4).

Op basis van de al dan niet aanwezigheid van bedreigde soorten en de afstand tot bepaalde bijzonder beschermde gebieden en/of potentieel hoog-risico gebieden zoals beschreven in de vernieuwde beschrijving van de risicoatlas vleermuizen, is hieronder in tabel 15 een globaal kader voorgesteld dat kan helpen om een effectbeoordeling te maken.

4.10 MILDERENDE MAATREGELEN

Milderende maatregelen zijn erop gericht de negatieve gevolgen van een project of plan te beperken of te neutraliseren (Europese Commissie, 2000b). Een goede locatiekeuze blijft steeds de beste 'maatregel', maar in sommige gevallen zijn meer specifieke milderende maatregelen gewenst. Milderende maatregelen kunnen gaan over wijzigingen aan het inplantingsplan, de inrichting van leefgebied voor diersoorten in het project- of plangebied, wijzigingen in de operationaliteit van windturbines enz. Hieronder worden de belangrijkste besproken.

Aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid:

Het is aanbevolen om onderstaande aanbevelingen effectief toe te passen in het beleid. Wanneer bijvoorbeeld op basis van een effectenbeoordeling matig of zelfs betekenisvolle negatieve effecten (inclusief cumulatieve effecten) niet kunnen uitgesloten worden, kan onderzocht worden of er maatregelen nodig en/of mogelijk zijn om de projecteffecten te verminderen, bijvoorbeeld tot een klein of zelfs verwaarloosbaar effect.

Het al dan niet nemen van maatregelen om effecten te verminderen kan desnoods (mits wettelijk mogelijk) ook via een afsprakenkader bepaald worden op basis van monitoring, nadat de windturbines zijn geplaatst, bijvoorbeeld met vooraf afgesproken drempelwaarden (zie deel 4.9) om betekenisvolle effecten te vermijden. Bij het overschrijden van deze drempelwaarden kunnen dan maatregelen genomen worden, maatregelen die kunnen gehandhaafd en gecontroleerd worden. Een overschrijding van drempelwaarden zal populatie-dynamisch gezien normaal pas kunnen resulteren in een betekenisvol effect als het een blijvende (jaarlijkse) overschrijding is. Bij voorkeur is zo'n afsprakenkader dynamisch, rekening houdende met de recentste wetenschappelijke kennis.

Mogelijk betekenisvolle effecten op projectniveau:

- Indien een effectenbeoordeling inclusief cumulatieve effecten ondanks eventueel onderzochte mogelijke milderende maatregelen de kans op betekenisvolle effecten op populaties niet kan uitsluiten, is in eerste instantie wellicht de enige oplossing het nemen van compenserende maatregelen. Dit is echter een complexe beleidsprocedure en is daarom niet besproken in voorliggend rapport.
- Een alternatieve oplossing is het nemen van milderende maatregelen bij andere bestaande turbines in de omgeving van de geplande (bv. in een sub-regio zoals de Oostkust voor broedende of overwinterende meeuwen) om de cumulatieve effecten te verminderen. Deze optie zal uiteraard enkel onderzocht kunnen worden als het geplande nieuwe project zelf (al dan niet met milderende maatregelen) geen betekenisvolle negatieve effecten kan veroorzaken.

Mogelijk betekenisvolle effecten op planniveau van subregio of regio Vlaanderen:

- Als cumulatief met bestaande windturbines een betekenisvol effect op een populatie van één of meerdere soorten niet kan uitgesloten worden, bijvoorbeeld op niveau van een subregio, kan onderzocht worden of milderende maatregelen op dat niveau mogelijk zijn, bijvoorbeeld ook bij bestaande windturbines.
- Specifiek voor vleermuizen zijn er momenteel belangrijke kennisleemtes om betekenisvolle effecten op populaties al dan niet te kunnen uitsluiten, zowel voor het aspect mortaliteit als verstoring. Vanuit wetenschappelijk oogpunt komt daarom de vraag om meer generieke milderende maatregelen toe te passen om de effecten van mortaliteit en verstoring van vleermuizen te beperken en monitoren. In deel 6.2 gaan we daar verder op in.

4.10.1 Vermijden van belangrijke effecten door macro- & micro-siting

Een goede locatiekeuze ('macro-siting', zie ook inleiding deel 4.3) is de beste methode om de impact op vogels en vleermuizen te beperken (Johnson *et al.*, 2007; Winkelman *et al.*, 2008, Aarts & Bruinzeel, 2009; Europese Commissie, 2010 & 2020; Gove *et al.*, 2013; Marques *et al.*, 2014; Voigt *et al.*, 2024; Lentini *et al.*, 2025). Het is ook de beste manier om cumulatieve effecten (die moeilijk in te schatten zijn) vanuit voorzorg zo veel mogelijk te beperken. Voor het aspect mortaliteit kunnen vaak milderende maatregelen worden uitgewerkt om belangrijke effecten te vermijden, maar (al dan niet in combinatie met) effecten door verstoring zijn vaak lastiger te milderen, zeker als het gaat om verstoring in beschermde gebieden met unieke waarden.

Aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid:

Bij de opmaak van beleidsdocumenten (bv. ANB-kader rond adviesverlening), wetgeving en planningsprocessen, kan geopteerd worden om vanuit voorzorg bepaalde veiligheidsbuffers toe te passen rond bepaalde 'hoogste risico' gebieden en bijzonder beschermde gebieden, zeker bij een cumulatie van beschermingslagen. In deel 7.4 gaan we daar dieper op in voor de aanbevolen algemene (generieke) maatregelen.

Bij mogelijk negatieve effecten kan in eerste instantie onderzocht worden of alternatieve locaties mogelijk zijn. Een grondige afweging van mogelijke locaties moet dan ook de eerste fase zijn bij het zoeken naar nieuwe windturbinelocaties. De INBO risicoatlassen (incl. beschrijving van te inventariseren risicozones) kunnen hiervoor gebruikt worden, maar slechts als eerste indicatie en vooral in combinatie met andere beschikbare (meer recente) gegevens.

Naast een zorgvuldige locatiekeuze kunnen ook bepaalde aanpassingen aan de configuratie van windparken zelf de mogelijk negatieve effecten verkleinen ('micro-siting'). Dit vergt een grondig inzicht in de lokale vliegbewegingen en is sterk bepaald door plaatselijke omstandigheden. Het aantal vliegbewegingen, de belangrijkheid van aanwezige en/of doortrekkende soorten, eigenschappen van de omgeving en mogelijke alternatieve locaties zijn bepalend om te weten of aanpassingen op kleine schaal effectief voldoende kunnen zijn om de impact te beperken. Het is van belang goed te letten op de functie van het gebied voor vogels en vleermuizen, en op grond daarvan de configuratie van het windpark eventueel aan te passen. Ook de richting van één of meerdere rijen windturbines t.o.v. overheersende vliegrichtingen, de aanwezigheid van veel achtergrondverlichting en/of obstakels in de omgeving zijn van belang. Bij de aanwezigheid van relatief veel vliegbewegingen in verschillende richtingen zal het bijvoorbeeld in veel gevallen beter zijn om eventuele turbines in kleine clusters te plaatsen, of in korte lijnopstellingen evenwijdig met de belangrijkste vliegroutes. Bij relatief veel vliegbewegingen in één bepaalde richting, zal een cluster op voldoende afstand van de vliegroute, of een korte tot middellange lijnopstelling evenwijdig met de vliegroute, soms een alternatief kunnen vormen. Heel lange lijnopstellingen zijn eerder af te raden (zie ook meer informatie in Everaert, 2008e).

4.10.2 Operationaliteit van windturbines

Indien de aanvaringskans zich beperkt tot specifieke periodes, kan voor **vogels** onderzocht worden om gedurende de meest risicovolle periode de windturbines stil te leggen (Hötker *et al.*, 2006; Everaert & Stienen, 2007; Strickland *et al.*, 2011). Hoewel deze maatregel een verlies aan elektriciteitsproductie tot gevolg heeft, zal dit in sommige gevallen de enige effectieve maatregel zijn om negatieve effecten te milderen (Marques *et al.*, 2014; May *et al.*, 2015).

Om de aanvaringskans van vleermuizen te beperken, kunnen de windturbines ook gericht stopgezet worden op momenten waarbij de kans op belangrijke vleermuisactiviteit het hoogst is, in eerste instantie volgens vooraf afgesproken regels. Dergelijke gerichte stilstandregeling zorgt voor aanzienlijke verminderingen van het aantal slachtoffers (Voigt *et al.*, 2024; zie ook verder).

Algemeen zijn er twee methodes om de operationaliteit van windturbines aan te passen tijdens de meest risicovolle momenten, op basis van vooraf afgesproken regels en/of op basis van een bijkomende real-time koppeling van een detectiesystemen zoals camera's en/of batdetectors.

Vooraf afgesproken regels en/of op basis van trekvoorspellingen

Op dagelijkse gekende vliegroutes van **vogels**, zoals meeuwen en watervogels, kunnen de windturbines stilgezet worden gedurende bepaalde uren van de ochtend en avond (op projectniveau te bepalen), en in bepaalde perioden van het jaar.

Op basis van trekvoorspellingen van massale seizoenstrek, kunnen windturbines gericht en tijdelijk stilgelegd worden. In Nederland doet men hiervoor onderzoek (zie o.a. Krijgsveld *et al.*, 2016; Kleyheeg-Hartman & Potiek 2020b, zie ook een nieuwsbericht uit 2023²⁰). Meer informatie rond mogelijke ontwikkelingen in automatische stilstandregelingen is weergegeven in het INBO advies Everaert (2018b).

Aangezien voor **vleermuizen** doorgaans geen zuiver kwantitatieve berekening van de mogelijke effecten kan gemaakt worden, moet voor het toepassen van milderende maatregelen de nodige zekerheid worden gegeven dat belangrijke effecten kunnen uitgesloten worden. Hieronder gaan we daar wat dieper op in.

De aanvaringskans van vleermuizen is sterk afhankelijk van de periode van het jaar, de periode van de nacht, de windsnelheid, de temperatuur en de neerslag. Deze parameters kunnen gemakkelijk continu gemeten worden via een automatisch systeem (zie verder) voor het milderen van de effecten (Brinkmann *et al.*, 2011a; Arnett *et al.*, 2013; Chirotech, 2013; Limpens *et al.*, 2013; Behr *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2015). Aangezien vleermuizen vooral bij lage windsnelheden als aanvaringsslachtoffer worden vastgesteld, kan geopteerd worden om windturbines gedurende risicoperiodes pas bij hogere windsnelheden te laten draaien. Uitgebreide metingen van vleermuisactiviteit op ongeveer 125 m hoogte in een groot aantal windturbineparken in Duitsland in 2011 en 2012 in de periode april tot oktober, gaven aan dat ongeveer 67 % van alle vleermuispassages zich voordoen bij windsnelheden tot en met 4 m/s, 83 % tot en met 5 m/s, 93 % tot en met 6 m/s en 97 % tot en met 7 m/s (Voigt *et al.*, 2015).

Normaal beginnen windturbines te draaien vanaf ca. 3,5 m/s. Een goede milderende maatregel is daarom het verhogen van deze zogenaamde opstart-windsnelheid ('cut-in speed') van windturbines met een automatisch systeem. Eventueel kunnen de wieken ook automatisch wat gedraaid worden bij lagere windsnelheden ('blade feathering') zodat ze pas bij hogere windsnelheden in werking treden of trager draaien bij lagere windsnelheden. De effectiviteit van beide methodes is wetenschappelijk aangetoond, hoewel er nog steeds slachtoffers zijn (zie verder). In enkele landen zoals Duitsland zijn dergelijke vleermuisvriendelijke maatregelen een standaard aan het worden (Behr *et al.*, 2014). In 2015 kondigde de Amerikaanse Windenergie Associatie aan dat dergelijke maatregelen voor een groot deel van de bestaande windparken in de meest risicovolle periodes zal toegepast worden vanaf het najaar van 2016 (AWEA, 2015; National Geographic, 2015), maar dit is nog steeds niet als verplichte standaardpraktijk toegepast (Whitby *et al.*, 2024).

Tijdens experimenteel onderzoek werden door het verhogen van de 'cut-in speed' reducties in het aantal aanvaringsslachtoffers van 40 % tot 90 % vastgesteld. De recentste gegevens tonen een reductie van het aantal slachtoffers tot zeker 60 % (zie verder). Tegelijk blijft het verlies aan elektriciteitsproductie doorgaans ruim onder de 1 %, vaak onder de 0,3 % (EUROBATS, 2012; Arnett *et al.*, 2013; Chirotech, 2013; Behr *et al.*, 2014). De normale 'cut-in speed' bedraagt dus meestal ongeveer 3,5 m/s. Er kan een significante vermindering van het aantal aanvaringsslachtoffers worden verkregen door deze 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

²⁰ <https://eemshavenonline.nl/havenonline/3d-vogelradar-geplaatst-in-eemshaven/>

Figure 1 is a scatter plot showing the relationship between treatment speed (m/s) and the reduction in bat fatalities. The x-axis represents treatment speed in m/s, ranging from 3.0 to 7.0. The y-axis represents the reduction in bat fatalities as a percentage, ranging from 0% to 100%. The plot includes a solid line representing the best-fit curve, a shaded gray area representing the confidence interval, and dashed lines representing the upper and lower bounds of the confidence interval. The data points are represented by black dots.

Treatment speed (m/s)	Reduction in bat fatalities (%)
3.4	38
3.5	35
3.5	42
4.1	68
4.5	42
4.5	68
4.9	38
4.9	40
4.9	65
4.9	88
5.0	62
5.0	72
5.0	75
5.1	48
5.1	72
5.1	75
5.4	68
5.4	70
5.4	80
5.5	70
5.5	72
6.4	72
6.4	75
6.4	78
6.4	80
6.4	90

De meeste operationele systemen passen tegenwoordig 'cut-in speed'-waarden van 6 à 7 m/s toe om effecten op vleermuizen zoveel mogelijk te vermijden. Van bepaalde doortrekkende soorten zoals rosse vleermuis en ruige dwergvleermuis is geweten dat ze nog vaak actief zijn bij windsnelheden hoger dan 7 m/s. In het Waals gewest worden daarom waarden voorgesteld van 7 en 8 m/s voor gebieden waar risicosoorten aanwezig zijn en doortrekken (SPW-ARNE, 2024, zie ook tabel 9 in deel 4.9.3.1).

Drmpelwaarden voor bijkomende variabelen zoals temperatuur en neerslag zijn ook aangeraden (Voigt *et al.*, 2024). Systemen met eenvoudige vaste drmpelwaarden voor enkel windsnelheid en eventueel temperatuur, zijn minder effectief dan systemen met algoritmes van meerdere variabelen inclusief zelfs de landschapskenmerken (Barré *et al.*, 2023). In het onderstaande kader is een overzicht gegeven van de aanbevelingen voor het milderen van de effecten door verhoogde mortaliteit van vleermuizen in Vlaanderen. Afwijken van deze aanbevelingen kan, mits overtuigende en uitgewerkte argumentatie. In deel 4.9.3 is hiermee voor de beoordeling van de effecten op vleermuizen een kader uitgewerkt.

Aanbevelingen voor het toepassen van milderende maatregelen voor de kans op mortaliteit vleermuizen, op basis van drempelwaarden van variabelen - zie ook details in beoordelingskader in 4.9.3.

De drempelwaarden van de variabelen 'periode van het jaar', 'periode van de nacht', 'windsnelheid', 'temperatuur' en 'neerslag' worden bij voorkeur door een deskundige bepaald op projectniveau (Rodrigues *et al.*, 2015). Voor elke variabele geven we op basis van literatuurgegevens (o.a. Brinkmann *et al.*, 2011a; Limpens *et al.*, 2013; Behr *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2015; Hikiş & Soszynska, 2015, Zahn & Kriner, 2016; NIEWHOL, 2021; Everaert, 2021; Everaert, 2023; Vermeiren *et al.*, 2023) hier aan bij welke waarde zich risico's voordoen. Op basis daarvan kunnen projectgerichte maatregelen worden voorgesteld. Indien de maatregelen gekoppeld worden aan monitoring, kan op basis van die monitoring ook het regime van milderende maatregelen worden aangepast.

Periode van het jaar

- globale risicoperiode: 15 maart tot 31 oktober, het volledige jaar bij occasionele aanwezigheid (binnen ca. 500 m) van mopsvleermuis.
- periode met het grootste risico: 15 juli tot 15 oktober.

Periode van de nacht

- globale risicoperiode: zonsondergang tot zonsopgang. Afhankelijk van de afstand tot een kolonie, voor rosse vleermuis soms ook al vanaf ongeveer 20 min voor zonsondergang.
- periode met het grootste risico: 20 min tot 4 u na zonsondergang en 3 u tot 20 min voor zonsopgang. In de najaarstrek voor ruige dwergvleermuis zoals globale risicoperiode tot diep in de nacht. Er kan ook rekening gehouden worden met de windturbinelocatie (foerageergebied vs. dagelijkse vliegroute richting foerageergebied en/of zone met veel doortrek).

Windsnelheid op rotorhoogte

- globale risico: ≤ 6 m/s bij relatief hoge activiteit van risicosoorten, in najaarstrek ≤ 7 m/s bij regelmatige aanwezigheid met relatief hoge activiteit ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis.
- grootste risico: ≤ 5 m/s bij relatief lage activiteit van risicosoorten, in najaarstrek ≤ 6 m/s bij regelmatige aanwezigheid maar relatief lage activiteit ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis.

Temperatuur op rotorhoogte

- globale risico: ≥ 6 °C bij relatief hoge activiteit van risicosoorten, en ≥ 3 °C bij occasionele aanwezigheid (ca. binnen 500 m) van mopsvleermuis.
- grootste risico: ≥ 10 °C bij relatief lage activiteit van risicosoorten, en ≥ 6 °C in zones met matig tot relatief veel najaarstrek ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis, en ≥ 6 °C bij occasionele aanwezigheid (ca. binnen 500 m) van mopsvleermuis.

Neerslag

- globale risico: bij neerslagintensiteit < 5 mm/u.
- grootste risico: bij neerslagintensiteit < 3 mm/u.

Na plaatsing van windturbines kunnen op basis van monitoring (min. drie jaar) van vleermuisactiviteit ter hoogte van de rotor, (incl. eventueel camera's) de aanvankelijk toegepaste drempelwaarden – na goedkeuring door de vergunningverlenende instantie – (wijzigingsverzoek) eventueel worden aangepast, waarbij volgens de monitoringresultaten tijdens de momenten met minstens 90 % van de vleermuisactiviteit (zoals in Wallonië toegepast), de windturbines niet operationeel zijn. Een locatie-specifieke berekening van een aangepast stilstandregime kan bijvoorbeeld uitgevoerd worden met de gratis beschikbare PROBAT software²¹. Een mogelijk nadeel is dat deze software is gebaseerd op windparken in Duitsland, met veel grote bosgebieden. Een meer voor de hand liggende methode is de modelberekening zoals voorgesteld door Klop *et al.* (2024b) voor Nederlandse windparken. Verder verwijzen we hiervoor ook naar deel 6.2.2 (monitoring van risico mortaliteit).

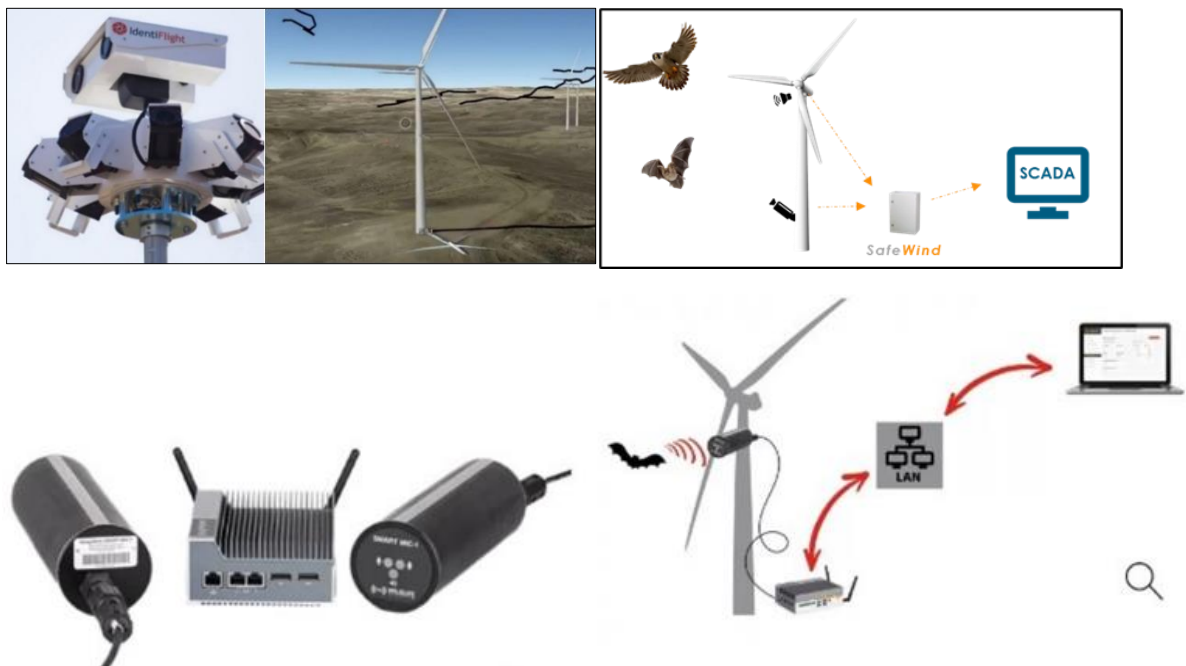
²¹ <https://www.probat.org/>

Met behulp van real-time informatie van detectiesystemen

Er bestaan systemen met camera's en/of batdetector (ultrasone microfoon) waarbij windturbines gestopt worden als er een bepaald soort vogel of vleermuis (bijvoorbeeld grote vogels zoals roofvogels) binnen een risicoafstand en op risicohoogte van de windturbines vliegt. Enkele voorbeelden van systemen zijn o.a. IdentiFlight, Nvisionist, BioSeco, Biodiv-Wind, en DT-Bird & DT-Bat. (Figuur 17). De technologie combineert deze systemen doorgaans met de nieuwste 'machinevision' en 'Artificiële Intelligentie (AI)' software.

Een beoordeling van camerasystemen, specifiek voor enkele grote vogelsoorten voor toepassing in de Antwerpse haven, is weergegeven in het INBO advies INBO.A.4458 (Everaert, 2022). Een recent overzicht van verschillende systemen, is o.a. weergegeven in KNE (2024). De systemen zijn in volle ontwikkeling en worden wereldwijd steeds vaker toegepast. Camerasystemen worden al jaren toegepast in enkele Nederlandse windparken (Krammer, Krammer-Volkerak, en Zeewolde sinds 2024). In 2024 werd ook een camera-systeem in gebruik genomen in de Antwerpse haven.

De effectiviteit van de huidige beschikbare systemen is vooral voor **grote vogels** (bv. roofvogels, reigers) aanvaardbaar als milderende maatregel, mits de nodige opvolging door monitoring. Voor **kleine vogels en vleermuizen** zijn de systeemontwikkelingen veelbelovend maar op dit moment (begin 2025) nog onvoldoende door veldtoepassingen bewezen om zonder bijzondere voorwaarden als aanvaardbare milderende maatregel toe te passen en met welke parameters (EUROBATS, 2023; Lentini *et al.*, 2025). Voor kleine vogels en vleermuizen is de technologie wel al nuttig voor kennisopbouw, bv. in het kader van monitoring om na enkele jaren (zie 6.2.4) eventueel een wijziging voor te stellen van milderende maatregelen op basis van vooraf afgesproken regels (zie boven). Er dient wel rekening gehouden te worden met technische beperkingen. De beperking in detectieafstand zorgt ervoor dat bij metingen met één detector vanaf de gondel van windturbines, niet alle vleermuizen waargenomen worden die binnen de afstand van het rotorvlak passeren (Voigt *et al.*, 2021; zie ook 6.2.2).



Figuur 17 Enkele voorbeelden van automatische detectiesystemen voor vogels en/of vleermuizen.

4.10.3 Waarschuwings- en afschriksignalen

Meerdere auteurs suggereren om als milderende maatregel waarschuwingssignalen aan te brengen op de turbines. Dit kan bijvoorbeeld gaan over het afspelen van geluiden, speciale verlichting, of het uitzenden van elektromagnetische straling. Geluiden kunnen echter bij pleisterende, rustende en broedende vogels tot meer verstoring leiden. Het kan mogelijk gevaarlijk zijn voor vleermuizen omdat die juist kunnen worden aangetrokken door geluiden (Hötker *et al.*, 2006). Verder onderzoek moet uitwijzen of en in welke omstandigheden deze maatregel aangewezen is (Marques *et al.*, 2014; May *et al.*, 2015).

Het gebruik van ultrasone geluiden of andere signalen om vleermuizen af te schrikken, is voorlopig niet aanbevolen als effectieve milderende maatregel omdat de effectiviteit ervan nog niet is bewezen (Rodrigues *et al.*, 2015; EUROBATS, 2023; Lentini *et al.*, 2025). Het is wel aangeraden meer onderzoek te doen naar deze mogelijkheid. Romano *et al.* (2019) vonden wel een vermindering van 29 % (2014) en 32 % (2015) van het aantal vleermuisslachtoffers met het ultrasoon geluid. In 2016 werd echter geen vermindering vastgesteld. De effectiviteit was soortspecifiek, voor sommige was er een vermindering, voor anderen net een verhoging van het aantal slachtoffers. Bij verder onderzoek werden gelijkaardige resultaten gevonden, voor sommige soorten werd een vermindering vastgesteld van 54 % tot 78 %, voor anderen niet (Weaver *et al.*, 2020). Afschrikmiddelen met (ultrasone) geluiden lijken dus nog steeds potentieel te hebben, maar eerst moet verder onderzoek meer duidelijkheid brengen.

Bij vleermuizen werd ontwikkelgedrag vastgesteld in de directe nabijheid van radar (Nicholls & Racey 2007, 2009). Enkele onderzoekers suggereerden daarom dat het uitzenden van bepaalde elektromagnetische straling de vleermuizen (en vogels) misschien op afstand kan houden (Johnson *et al.*, 2007; Nicolls & Racey, 2007).

In Groot-Brittannië zijn experimenten uitgevoerd om het (combinatie-) effect van afschrikgeluid (ultrasone luidspreker) en een radarsysteem (X-band scheepsradar) op vleermuizen te onderzoeken (Gilmour *et al.*, 2020). Ultrasone geluidsafschrikking (samen met of zonder radar) verminderde de algemene vleermuisactiviteit met 80 % (alle soorten samen), terwijl radar alleen niet effectief was. Echter, verschillende soorten reageerden anders op de ultrasone behandeling.

Over mogelijke niet-thermische effecten van relatief zwakke straling op lange-termijn bestaat nog een grote onzekerheid en wetenschappelijk debat. Dergelijke effecten zijn bijvoorbeeld de onrechtstreekse effecten op de celwerking en allerlei andere biologische effecten die misschien kunnen leiden tot een gezondheidseffect (Hyland, 2000; Goodman & Blank, 2002; Belyaev, 2005; ICEMS, 2006; Everaert & Bauwens, 2007; Hoge Gezondheidsraad, 2008; Panagopoulos & Margaritis, 2008; Balmori, 2009; SCENIHR, 2009; Khurana *et al.*, 2010; Cucurachi *et al.*, 2013; Engels *et al.*, 2014). Deze eventuele maatregel is bovendien nog onvoldoende op zijn doeltreffendheid onderzocht en kan daarom niet worden gebruikt als effectieve milderende maatregel.

Het extra verlichten van de windturbines wordt dan weer ten sterkste afgeraden. Bij slecht zicht kunnen veel vogels aangetrokken worden door verlichte objecten, met een hoog aanvaringsrisico tot gevolg (Johnson *et al.*, 2007). De lichtbebakening die om veiligheidsredenen soms verplicht is op windturbines, veroorzaakt hierdoor mogelijk meer aanvaringsslachtoffers.

4.10.4 Aanpassingen van de structuur of kleur van windturbines

Vogels kunnen bewegende objecten van dichtbij niet scherp zien. Hoe dichter een vogel de draaiende wieken nadert, hoe minder scherp deze zichtbaar zijn. Dit is het zogenaamde 'Motion Smear' effect. De afstand waarop dit effect voorkomt, is vanaf ± 20 m voor kleine turbines en vanaf 50 m voor grote turbines (Hötter *et al.*, 2006; Hodos, 2003). In het kader van 'anti-motion-smear' onderzoek voor windturbines, werd in een laboratorium de zichtbaarheid van verschillende patronen en kleuren op bewegende, kleinschalige turbines met neuro-fysiologische experimenten getest op verdoofde vogels (Hodos 2003). Een aantal van die patronen verbeterde aanvankelijk de zichtbaarheid, maar bij verhoogde snelheid werden ook deze patronen te onduidelijk. Eén volledig **zwarte wiek** in combinatie met twee normale, licht gekleurde, wieken kwam als potentieel beste uit de test. Hoewel de resultaten op het eerste zicht interessant leken, bleken aanvullende testresultaten (die de buiten-omstandigheden beter nabootsen) minder goed te scoren. In tegenstelling tot eenvoudige laboratoriumomstandigheden is de achtergrond in open lucht immers minder egaal, waardoor er minder contrast is met de wieken. Er is ook een verschil tussen een verdoofde en een vliegende, actieve vogel. Hodos (2003) kon derhalve geen conclusies trekken en adviseerde om uitgebreide veldexperimenten op te starten. Er werd een veldtest uitgevoerd in het windpark Altamont Pass (Californië). Daarbij werd bijvoorbeeld één wiek volledig geschilderd of werden op alle wieken bepaalde patronen aangebracht. De onderzoekers vonden geen bewijs dat de turbines met beschilderde wieken minder slachtoffers veroorzaakten. Er werden bij de behandelde turbines zelfs iets meer slachtoffers gevonden (Smallwood & Thelander, 2004). In 2006 werd in hetzelfde windpark een ander onderzoek opgestart, waarbij één wiek zwart werd geschilderd. Het experiment had echter heel wat methodologische problemen en duidelijke resultaten zijn voorlopig uitgebleven. Verder onderzoek werd aangeraden (Smallwood, 2008; Strickland *et al.*, 2011).

Een nieuw onderzoek werd uitgevoerd in een windpark in Noorwegen waar relatief veel slachtoffers vallen van de zeearend. May *et al.* (2020) vond hierbij dat er minder slachtoffers vielen bij windturbines waarbij één wiek zwart werd geschilderd. Het schilderen van de wieken leek in de studie vooral het aantal slachtoffers onder de lokale zeearenden te reduceren. In de publicatie van de studie geeft men zelf aan dat er een aantal beperkingen waren (o.a. statistisch gezien omwille van het relatief beperkt aantal slachtoffers en test-windturbines) en dat de bevindingen eerst met bijkomende experimenten moeten bevestigd worden, o.m. voor verschillende soorten en omstandigheden. Pas daarna kan nagegaan worden hoe deze evolutie in de praktijk zal worden toegepast en dit uiteraard ook rekening houdende met het visuele aspect. Dergelijke maatregel kan dus vooralsnog wetenschappelijk niet erkend worden als effectieve milderende maatregel.

In een Nederlands windpark (Eemshaven, Groningen) werd in 2021-2024 verder onderzoek uitgevoerd naar het effect van het zwart verven van een van de wieken van een turbine. Dit betrof een uitgebreid BACI onderzoek (Before-After-Control-Impact). De resultaten laten echter (voorlopig) geen significant positief effect zien (Klop *et al.*, 2024a).

Voor vleermuizen werd dan weer onderzocht of het vastgesteld 'aantrekkings-effect' (zie 4.8.3.1) het gevolg kan zijn van de gladde witte windturbine oppervlakken (zowel mast als wieken), die vleermuizen zouden kunnen associëren met wateroppervlaktes, en/of waardoor meer insecten aanwezig zijn. In een veldtest werd met batdetectors en nachtzicht video het gedrag van vleermuizen onderzocht bij het aanbrengen van een getextureerde coating op windturbines (Bennet & Hale 2018; Huzzzen *et al.* 2019; EUROBATS, 2023). De resultaten konden geen uitsluitsel geven.

4.10.5 Inrichting van de omgeving voor geleiding weg van windturbines

Het landschap in de directe nabijheid van windturbines heeft invloed op de aanwezigheid van vogels en vleermuizen. Via inrichting of wijziging van het grondgebruik kan deze zone meer of minder aantrekkelijk worden voor de dieren (Marques *et al.*, 2014). Roofvogels gebruiken bijvoorbeeld vaak palen, draden en constructies zoals hoogspanningslijnen als uitkijkpunt. Minder van dergelijke elementen rond windturbines, kan de aanvaringskans voor roofvogels beperken.

Het plaatsen van windturbines in of aan de rand van bossen kan zorgen voor een verhoogde aanvaringskans voor bepaalde soorten vleermuizen (zie 4.8.3). Ze gebruiken de rand van bossen en andere opvallende structuren, zoals dijken en houtwallen, als foerageergebied en/of corridor. Het vrijmaken van stroken bos voor de plaatsing van windturbines kan de aanvaringskans ook verhogen voor soorten die vaak foerageren boven open plekken (Rodrigues *et al.*, 2015). Het sterker geleiden van vleermuizen langs kleine landschapselementen op voldoende grote afstand van windturbines (> 200 m, best > 500 m), kan mogelijk een milderend effect hebben. De invloed van landschapselementen op het aanvaringsrisico, gaat wellicht wel ruimer dan aanvankelijk gedacht. Moustakas *et al.* (2023) toonden in een modellering dat er meer vleermuizen in aanvaring komen met windturbines tot binnen de 5 km van landschappen met meer natuurlijke landbedekking (zie 4.8.3.1). Gezien de afstand waarop bijkomend ook verstoring van vleermuizen een rol speelt in de effecten, en het mechanisme erachter (geluid, luchtstroming en bijhorende drukverschillen, zie 4.8.4), is de effectiviteit van een geleiding weg van de windturbines onzeker. Een verbetering van het landschap 'als geleiding' zal wellicht al ver weg van de windturbines moeten gebeuren om echt optimaal te zijn. Bovendien zijn niet alle soorten zeer afhankelijk van een geleiding langs kleine landschapselementen zoals bomen en struiken (bv. rosse vleermuis) en zullen dergelijke maatregelen mogelijk pas na meerdere jaren werkzaam zijn.

4.10.6 Populatieversterkende maatregelen

De toepassing van populatieversterkende maatregelen onder de vorm van 'milderende maatregelen', kan bijvoorbeeld onderzocht worden wanneer een effectbeoordeling voor een gepland project aangeeft dat matige negatieve effecten op vogels en/of vleermuizen kunnen optreden voor het aspect verstoring. Er kan dan onderzocht worden of door het nemen van populatieversterkende maatregelen de mogelijke effecten kunnen verminderd worden tot een klein of zelfs verwaarloosbaar effect, zodat er geen twijfel meer bestaat over de effecten op lange termijn omwille van bepaalde onzekerheden (bv. inschatting van de huidige populatiegrootte). In het geval van een verbetering en/of uitbreiding van het habitat van soorten, dienen dergelijke maatregelen buiten de invloedsfeer (waarbinnen verstoring en/of mortaliteit kan verwacht worden) te liggen van de windturbines. De 'Handreiking Populatieversterking' (en komende bijhorende documenten) in het kader van het NIEWHOL²² programma in Nederland, is een nuttige basis om dergelijke maatregelen uit te werken. De volgende potentiële maatregelen zijn mogelijk:

- Herstel leefgebied (indien relevant onder te verdelen in voedsel, verblijf, verbinding)
- Creëren nieuw leefgebied (indien relevant onder te verdelen in voedsel, verblijf, verbinding)
- Aanpassen beheer (vegetatie, water) en/of landgebruik en agrarische bedrijfsvoering
- Tegengaan verstoring
- Generieke verbetering leefomstandigheden / wegnemen drukfactoren

Aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid:

Indien uit de effectbeoordeling, ondanks eventuele andere maatregelen, een betekenisvol effect op vogels en/of vleermuizen wordt verwacht voor het aspect verstoring en/of mortaliteit, zal het wellicht (?) doorgaans niet mogelijk zijn dergelijke populatieversterkende maatregelen te overwegen om het effect alsnog te proberen verminderen. Het zal immers moeilijk zijn om met zekerheid te stellen dat het resultaat van deze maatregelen de impact daadwerkelijk (op termijn) tot niet-betekenisvol zal kunnen verminderen (zie o.a. ook in Voigt *et al.*, 2024).

²² <https://www.regionale-energiestrategie.nl/leefomgeving/res+natuur/1888743.aspx>

4.10.6.1 Maatregelen op projectniveau

Hieronder staan enkele voorbeelden van mogelijke populatieversterkende maatregelen.

- **Inrichting en beheer van fauna-akkers/graslanden voor akker- en weidevogels**, om mogelijk (matig) negatieve effecten van verstoring verder te verminderen.

De broedpopulaties van akker- en weidevogels zijn voor een meerderheid aan soorten in een ongunstige staat van instandhouding en/of sterk gedaald, ondanks maatregelen zoals in het kader van soortbeschermingsprogramma's. Dit zorgt ervoor dat belangrijke extra sterfte of verstoring zoveel mogelijk moet vermeden worden. In deze situatie is het belangrijk dat cumulatieve effecten voldoende worden meegenomen in impactanalyses, en dat ook bijvoorbeeld in het geval van mogelijk matig negatieve versturende effecten door een gepland windpark, de nodige haalbare milderende maatregelen worden genomen. Zeker voor akker- en weidevogels is er een complexe situatie met ook beleidsrelevante punten die in onderstaand kader verduidelijkt worden:

Aandachtspunten en aanbevelingen voor het beleid:

- Een windturbine is een recente nieuwe verstoringsbron (t.o.v. weg, bebouwing ...).
- Er is onzekerheid en een complexiteit van diverse cumulatieve effecten, in het bijzonder voor windturbines in gebieden die aangeduid zijn als kerngebied voor akker- en/of weidevogels en de (prioritaire) actiegebieden in het kader van de SBP's akkervogels, weidevogels en grauwe kiekendief.
- Nog resterende potentiële leefgebieden (zowel binnen als buiten aangeduide kern- en/of actiegebieden) kunnen minder optimaal zijn dan in een projectgebied voor geplande windturbines. De kwaliteit van bestaande kerngebieden is mogelijk moeilijk (op korte termijn) te verplaatsen door de inrichting van bv. fauna-akkers verderop.
- Zeker voor de 'terugkeer' van zeldzame soorten zoals grauwe kiekendief zijn voldoende robuuste gebieden gewenst. Het is onduidelijk of er voor de opbouw (eerste gevallen) van een Vlaamse populatie een hogere drempel is voor vogels om zich te vestigen, in vergelijking met in of nabij windturbines bij gevestigde populaties in het buitenland.
- Er zijn IHD en SBP doelstellingen voor een herstel van populaties. Er is een mogelijk verlies van eerder uitgevoerde en huidige investeringen, bv. bestaande beheerovereenkomsten (BO) voor akkervogels, en BO's liggen vermoedelijk ook niet gelijkmatig verspreid in de wijde omgeving.
- Diverse bestaande verstoringsbronnen zorgden al voor interne verplaatsingen naar zones binnen 'bronpopulatie' gebied die beperkter zijn dan vroeger.
- Onzekerheid of voldoende potentieel leefgebied over blijft om doelstellingen te halen.
- De inrichting van fauna-akkers/graslanden als maatregel in de omgeving, zal ook opgevolgd moeten worden, met de nodige afspraken. Het succes van dergelijke maatregelen zal afhangen van diverse factoren.

Gezien de bovengenoemde punten is het nemen van mitigerende maatregelen momenteel niet zo evident en minstens afhankelijk van een aantal randvoorwaarden. Een uitgebreide onderbouwing zal minstens noodzakelijk zijn, met duidelijkheid en opvolging van de doelstellingen om de populaties van akker- en weidevogels te herstellen. Een goedkeuring van dergelijke maatregelen, zal afhangen van een projectgerelateerde beoordeling door het beleid en/of op basis van een beleidskader (ANB).

5 RISICOANALYSE VOOR KLEINE EN MIDDELGROTE WINDTURBINES

De wetenschappelijke studies naar de mogelijke effecten van windturbines op fauna hebben bijna uitsluitend betrekking op grote windturbines. We verwijzen hiervoor naar deel 4. De bevindingen rond kleine en deels ook middelgrote windturbines zijn wetenschappelijk minder robuust door het beperkte aantal studies. Er bestaat algemeen gezien dus meer onzekerheid over de grootte van de effecten. Hieronder geven we beknopt een overzicht van de beschikbare gegevens en formuleren we voorlopige conclusies en aanbevelingen. De beschrijving van mogelijke effecten op fauna beperken we - zoals bij grote windturbines - tot vogels en vleermuizen omdat de mogelijke effecten bij deze diergroepen het grootst zijn en er sowieso nauwelijks onderzoek is verricht naar de effecten op andere diergroepen (zie ook algemene inleiding in deel 1). We beschrijven eerst de verschillende types van kleine en middelgrote windturbines.

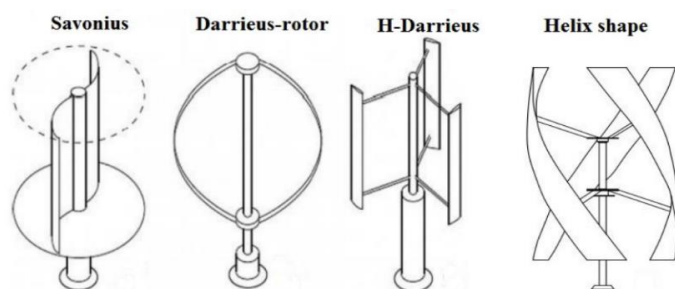
5.1 INDELING IN GROOTTE EN TYPE WINDTURBINES

Er bestaat geen officiële indeling in kleine, middelgrote en grote windturbines. Hieronder geven we een algemeen overzicht zoals beschreven op de website²⁵ van het Vlaams Energieagentschap. Hieronder bespreken we op basis van deze indeling de mogelijke effecten en milderende maatregelen in het kader van de inplanting van kleine tot middelgrote windturbines.

- klein: maximaal 15 m ashoogte, met geïnstalleerd vermogen van < 300 kW
- middelgroot: meer dan 15 m ashoogte, tot max. 1.500 kW geïnstalleerd vermogen
- groot: geïnstalleerd vermogen groter dan 1.500 kW, doorgaans van het klassieke type met horizontaal roterende as en 3 wieken.

Heel wat windturbintypes zitten op dit ogenblik nog in een testfase. We kunnen wel volgende algemeen gekende types onderscheiden:

- Klassieke windturbines met horizontaal roterende as, vergelijkbaar met de meeste grote turbines en doorgaans ook met drie wieken. Dergelijke types vinden we bij kleine, middelgrote en grote windturbines.
- Windturbines met verticaal roterende as. De wieken (of bv. halve schalen) draaien rondom een verticale as. Enkele voorbeelden zijn weergegeven in figuur 18. Bij dit type moeten de wieken niet naar de windrichting worden gericht. Dit kan een voordeel zijn in situaties waarbij de windrichting sterk kan variëren. Sommige zijn gemakkelijk te plaatsen op gebouwen. Deze techniek wordt toegepast bij kleine, middelgrote en een kleiner aandeel van de grote windturbines. De meesten hebben een veel lager geïnstalleerd vermogen dan de meest gebruikte grote windturbines.



Figuur 18 De vier meest bekende rotortypes bij windturbines met verticaal roterende as. Vaak worden ze geplaatst bovenop een mast. Combinaties zijn soms mogelijk. Meer informatie in Möllerström *et al.* (2019).

²⁵ <https://www.energiesparen.be/windenergie#v11>

- Windturbines zonder wieken, waarbij bijvoorbeeld door aerodynamische effecten een trilling ontstaat van de mast, de zogenaamde vortex technologie (figuur 19). Deze types zijn nog in volle ontwikkeling en voorlopig beperkt tot kleine en middelgrote windturbines.



Figuur 19 Nieuw type windturbine zonder wieken op basis van vortex technologie

5.2 EFFECTEN VAN KLEINE 'KLASSIEKE' WINDTURBINES

Minderman *et al.* (2012) rapporteerden dat op 0-5 m van kleine windturbines van het klassieke type, de vleermuisactiviteit bij hogere windsnelheden sterker verminderde dan op een afstand van 20-25 m. Dit effect kan belangrijke gevolgen hebben in landschappen waar optimaal leefgebied beperkt is. De auteurs adviseerden om kleine turbines op minstens 20 m te plaatsen van potentieel leefgebied van vleermuizen.

Verder onderzoek toonde een lagere activiteit van gewone dwergvleermuizen binnen de 100 m van klassieke kleine windturbines dan op 200 tot 500 m (Minderman *et al.*, 2017). De auteurs concludeerden hieruit dat het verstorend effect op vleermuizen in sommige omstandigheden wat groter kan zijn dan eerder aangenomen in 2012, maar dat de belangrijkste effecten wellicht beperkt zijn tot 25 m (Minderman *et al.*, 2017). Tatchley (2015) stelde vast dat de activiteit van gewone dwergvleermuizen bij bomenrijen lager was binnen de 60 m van klassieke kleine windturbines. Op basis van een enquête bij eigenaars maakten Minderman *et al.* (2015) een modellering waarbij het gemiddeld aantal aanvaringsslachtoffers werd geschat op 0,1-0,3 vogels en 0,01-0,2 vleermuizen per kleine windturbine per jaar. Dit zijn relatief lage waarden in vergelijking met de gemiddelde waarden bij grote windturbines (zie deel 4). Met een enquête is er uiteraard een aanzienlijke kans dat niet alle slachtoffers gemeld worden. Bij het eigen veldonderzoek van Minderman *et al.* (2015) aan 21 windturbines, werden geen slachtoffers gevonden. Er werden bij het enquête-onderzoek wel meer slachtoffers gemeld op locaties met een relatief hoge activiteit aan vogels en/of vleermuizen. De auteurs waarschuwen daarom dat er lokaal belangrijke effecten kunnen ontstaan, zeker bij aanwezigheid van zeldzame soorten of soorten met een ongunstige of onzekere status van de populatie (Minderman *et al.*, 2015).

Op basis van de beschikbare kennis zijn er ook aanbevelingen gepubliceerd door organisaties. De EUROBATS richtlijnen voor vleermuizen en windturbines vermelden een risicoafstand van 25 m: als er potentieel vleermuishabitat ligt binnen de 25 m, moet een gericht onderzoek uitgevoerd worden met metingen van de vleermuisactiviteit (Rodrigues *et al.*, 2015).

Cornwall Wildlife Trust *et al.* (2011) adviseerden om bij voorkeur 50 m te behouden tussen kleine windturbines en potentieel vleermuishabitat zoals bomenrijen, bos en gebouwen. Hierbij verduidelijken ze nog dat dit de afstand is tot elk mogelijk deel van de windturbine dat het meest

Voorlopige conclusies en aanbevelingen

5.3 EFFECTEN VAN MIDDELGROTE ‘KLASSIEKE’ WINDTURBINES

Voor sommige andere gekende verstoringsgevoelige soorten, zoals smient, watersnip, grutto, tureluur en wulp, is in de reviewanalyses van Hötker (2006 & 2017) echter vastgesteld dat de verstoringsafstand buiten het broedseizoen wat afnam met de hoogte van de windturbines, maar bij geen enkele van deze gevallen was dit statistisch significant. Het gezichtsveld van de vogels kan uiteraard op bepaalde locaties een belangrijke factor zijn. Bij grote windturbines is de afstand

Bij de onderzochte soorten broedvogels in de review van Hötker (2017), werd geen relatie gevonden tussen de verstoringsafstand en de ashoogte van windturbines (Hötker, 2017). Mogelijk moet deze conclusie voor broedvogels aangepast worden op basis van recent onderzoek. Bij onderzoek in Nederland (Sierdsema *et al.*, 2019; Stahl *et al.*, 2025) werd voor soorten zoals Kievit, grutto, tureluur, scholekster, meerkoet, kuifeend en slobeend een significant lagere broeddichtheid vastgesteld binnen de ca. 1000-1500 m van grote windturbines, veel meer dan de verstoringsafstanden die in Hötker (2017) zijn vermeld voor middelgrote tot grote windturbines. Verder onderzoek zal ook hierover hopelijk snel meer duidelijkheid brengen. Ook voor broedende zangvogels zijn er indicaties dat verstoring van grote windturbines over grotere afstanden reikt dan kleinere windturbines. Rehling *et al.* (2023) vond bijvoorbeeld in bosgebied met windturbines significant minder zangvogel activiteit binnen de 700 m rond grotere (vs. kleinere) operationele windturbines (zie deel 4.8.2).

Voorlopige conclusies en aanbevelingen

- kievit: 100-250 m
- goudplevier: 100-200 m
- ganzen: 150-300 m
- zwanen: 100-300 m
- buizerd: 50-100 m

De aanvaringskans voor vogels en vleermuizen zal bij middelgrote windturbines veelal kleiner zijn omwille van het kleiner wiekoppervlak. De vlieghoogte is hierbij echter ook belangrijk. De berekening van de aanvaringskans kan gebeuren met de methode zoals beschreven voor grote windturbines in deel 4. De ruimte die windturbines en de wieken innemen ten opzichte van de vliegbewegingen van vogels of vleermuizen, worden daarin immers meegenomen.

5.4 CUMULATIEVE EFFECTEN

Bij meerdere kleine en middelgrote windturbines moeten de mogelijk cumulatieve effecten door aanvaring en verstoring bij vogels en vleermuizen uiteraard ook in rekening worden gebracht. Dit is in het bijzonder belangrijk in of nabij natuurgebieden en bij aanwezigheid van zeldzame soorten of soorten met een ongunstige of onzekere status. Voor het beoordelen van de mogelijk cumulatieve effecten kan dezelfde werkwijze worden gebruikt als bij grote windturbines. Bij nieuwe aanvragen moet het bijkomende effect op het gebied en de aanwezige soorten opnieuw bepaald worden.

5.5 VERSCHIL IN EFFECT TUSSEN DIVERSE TYPES WINDTURBINES

De uitgevoerde studies naar mogelijke effecten op fauna zijn uitsluitend gericht op de klassieke types met horizontaal draaiende as en drie wieken, of er is in deze studies onvoldoende informatie gegeven over de mogelijke verschillen in effecten bij verschillende types. We kunnen daarom geen gedetailleerde aanbevelingen formuleren, maar mogen wel aannemen dat de effecten op vogels en vleermuizen (zowel aanvaringskans als verstoring) kleiner zullen zijn bij types waarbij de totale inname van de ruimte in de lucht kleiner is (incl. de volledige ruimte die de eventuele wieken kunnen innemen). Het gaat hierbij dan o.a. om bepaalde types met verticaal draaiende as en wieken/platen die dicht bij de as blijven en de types zonder draaiende wieken. Het gevaar voor aanvaring is vrijwel zeker significant kleiner door de compactere (dichtere) structuur en zichtbaarheid, en het verstorend effect is hierdoor ook kleiner (mede ook door andere vorm van luchtverplaatsing). Deze verticale-as types kunnen een mogelijk alternatief zijn op locaties met hoge waarde voor vogels en/of vleermuizen. De totale hoogte van de windturbine en de afstand tussen de wieken en de grond zullen echter ook een belangrijke factor zijn in de mogelijke effecten. Grotere turbinehoogtes veroorzaken doorgaans ook verstoring op grotere afstand.

5.6 MILDERENDE MAATREGELEN

Op basis van de huidige kennis adviseren we dat eventuele milderende maatregelen bij inplanting van kleine en middelgrote windturbines best gebaseerd worden op basis van dezelfde principes als deze voor grote windturbines. In eerste instantie moeten mogelijke effecten vermeden worden door een goede locatiekeuze (macro- en micro-siting). In een volgende stap kan de toepassing van milderende maatregelen onderzocht worden, in hoofdzaak de operationaliteit van de windturbines.

Macro- en micro-siting

Aanvullend op de algemene aanbevelingen rond macro- en micro-siting (zie deel 4.10.1) bevelen we op basis van de beschikbare studies voor kleine en middelgrote windturbines aan om waar mogelijk voldoende afstand te behouden tot zones waar belangrijke (aantallen) vogels en vleermuizen aanwezig zijn. De afstanden en verwijzingen zoals vermeld in deel 5.2 en 5.3 kunnen hiervoor als basis dienen. Een lokale analyse van een expert moet uiteindelijk het mogelijke effect beoordelen indien de windturbines toch in een potentiële risicozone komen. Vanuit het voorzorgsprincipe worden de belangrijke leefgebieden van vogels en vleermuizen best vermeden.

Operationaliteit van windturbines

Indien de kans op belangrijke negatieve effecten door aanvaring met de windturbines te groot blijft, kan overwogen worden om gedurende de meest risicovolle periodes de turbines tijdelijk stil te leggen. Via een expertenoordeel kunnen op projectniveau de details hiervoor worden bepaald. Gezien de diversiteit aan groottes en types, kunnen we hiervoor geen algemene aanbevelingen formuleren, maar we verwijzen wel naar de informatie in deel 4.10.2.

6 MONITORING VAN DE EFFECTEN

Het al dan niet uitvoeren van monitoring kan per locatie bepaald worden door een deskundige, projectontwikkelaar en/of door beleidsbeslissingen.

De mogelijkheid van een monitoringplan met afspraken over het nemen of aanpassen van milderende maatregelen (zie bv. ook deel 4.10.2) kan ook op projectniveau geval per geval onderzocht worden (Winkelman *et al.*, 2008; Antea Belgium, 2012; Larmuseau & Beke, 2015). We zien twee belangrijke situaties waarin monitoring aangewezen kan zijn en in het kader van een omgevingsvergunning al dan niet verplicht kan worden. Beide situaties kunnen gekaderd worden in de aanbevelingen van de Europese Commissie (2022) waarin werd gesteld:

"De lidstaten moeten ervoor zorgen dat het doden of verstoren van afzonderlijke in het wild levende vogels en exemplaren van beschermde soorten in het kader van Richtlijn 92/43/EEG van de Raad geen belemmering voor de ontwikkeling van projecten op het gebied van hernieuwbare energie vormt, door te eisen dat in dergelijke projecten, waar nodig, risicobeperkende maatregelen worden opgenomen om het doden of verstoren doeltreffend te voorkomen, door toezicht te houden op de doeltreffendheid daarvan en door op basis van de uit de monitoring verkregen informatie verdere noodzakelijke maatregelen te nemen om ervoor te zorgen dat er geen significante negatieve gevolgen zijn voor de populatie van de betrokken soort. Indien dit gebeurt, mag het incidenteel doden of verstoren van afzonderlijke specimens niet als opzettelijk worden beschouwd en derhalve niet onder artikel 12, lid 1, van Richtlijn 92/43/EEG of artikel 5 van Richtlijn 2009/147/EG van het Europees Parlement en de Raad vallen."

6.1 DOELSTELLINGEN

Monitoring maakt in het beste geval een vergelijking mogelijk van de situatie voor- en na plaatsing van windturbines. Dat kan alleen als er effectief ook voor de plaatsing onderzoek gebeurd is, wat op potentieel problematische locaties zeker aangeraden is. Bij afwezigheid van een voorafgaand onderzoek is het doel van monitoring om het risico op mortaliteit en/of de verstoring op te volgen en te evalueren na plaatsing van de windturbines. Op projectniveau kunnen meer specifieke doelstellingen worden geformuleerd.

De belangrijkste doelen van de 'post-construction monitoring' (monitoring na realisatie van een windpark) zijn (volgens Jenkins *et al.* 2015):

- Het bepalen van de impact van een windpark op (beschermde) natuurwaarden door meetgegevens, (in hoofdzaak mortaliteit onder vogels en vleermuizen).
- Het nader bepalen van de noodzaak om (aanvullende of aangepaste) milderende maatregelen te treffen, zodat negatieve effecten op zowel de natuurwaarden als de energiedervingskosten (verder) worden gereduceerd.
- Het verzamelen en beschikbaar maken van data en inzichten m.b.t. de ecologische effecten van windparken om zo de kwaliteit van toekomstige onderzoeken, effectbeoordelingen, monitoringsprogramma's en milderende maatregelen te verbeteren.
- Een doel van monitoring is het valideren van aanvaringsmodellen, zoals het BAND-model, het Flux-Collision-model en andere vergelijkbare modellen (voor vogels) en het valideren van de juiste data als input voor een optimale stilstandvoorziening (voor vleermuizen). Monitoringsdata zijn van groot belang om dergelijke modellen te preciseren en de invloed van sturende factoren beter in het model te verwerken (voor vogels).
- Het inzichtelijk maken van de reductie in slachtoffers na milderende maatregelen.
- Het inzichtelijk maken van het cumulatief effect van windparken op soorten en populaties.

Naast monitoring in het kader van opvolging en/of controle van milderende maatregelen, is monitoring essentieel om op regionaal/gewestelijk niveau een beter beeld te krijgen van de mogelijke cumulatieve effecten, om de effecten op dat niveau onder controle te houden door met deze informatie eventueel verdere maatregelen te nemen voor nieuwe projecten en plannen. Dergelijke monitoring kan verplicht worden als een voorwaarde in de vergunning, of op eigen initiatief worden uitgevoerd/opgelegd door projectontwikkelaars en/of overheid.

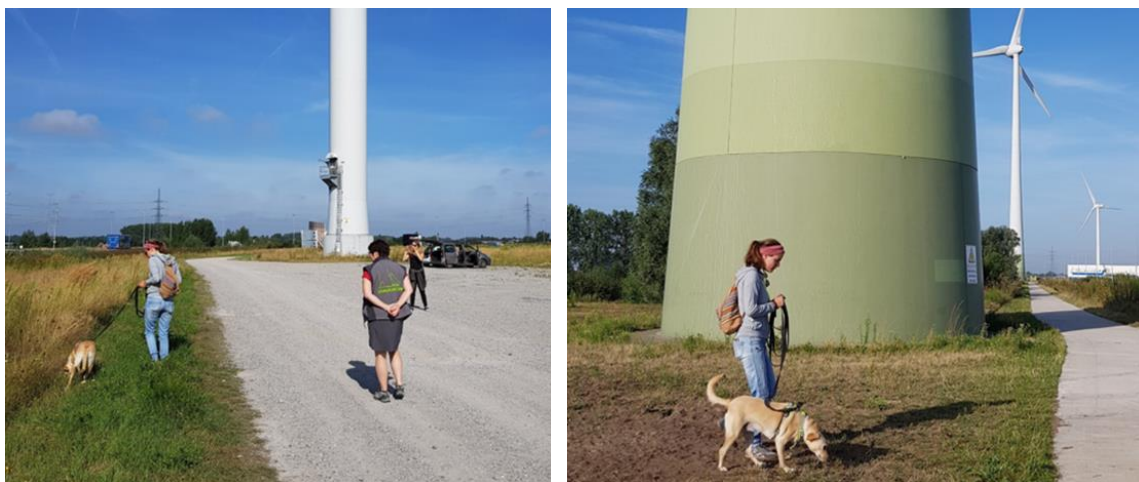
Verder is het belangrijk om de resultaten van monitoring zoveel mogelijk ter beschikking te stellen als open-access data, niet enkel bij de controlerende overheid.

6.2 METHODES

De methode van monitoring zal afhangen van de vraagstelling van het onderzoek en is doorgaans locatiegebonden. De specifieke methode voor een project kan vastgelegd worden door een deskundige. Hieronder beschrijven we de mogelijke onderzoeksonderwerpen en enkele basisprincipes, alsook enkele referenties met gedetailleerde aanbevelingen.

6.2.1 Mortaliteit

Na de bouw van de windturbines worden aanvaringsslachtoffers gezocht. Het aandeel van de aanvaringsslachtoffers dat gevonden wordt, hangt zeker bij het manueel zoeken af van de beschikbare zoekoppervlakte, de zoekefficiëntie en van de aanwezigheid van predatoren. Om het werkelijke aantal aanvaringsslachtoffers te schatten, worden correctiefactoren toegepast op de gevonden slachtoffers (zie o.m. in Everaert (2014a)). Hierdoor ontstaat altijd een bepaalde onzekerheid over het werkelijk aantal slachtoffers omdat die correctiefactoren soms een grote variatie kunnen veroorzaken in het resultaat. De inzet van een getrainde hond doet de zoekefficiëntie voor kleine vogels en vleermuizen sterk toenemen (Mathews *et al.*, 2013), waardoor de correctiefactor voor zoekefficiëntie dus een kleinere invloed zal hebben op de schatting van het werkelijk aantal slachtoffers. De **inzet van een hond is optioneel**, maar wordt bij het manueel zoeken (zonder moderne detectiesystemen, zie verder) wel wanneer mogelijk aanbevolen. In Vlaanderen ontbreekt hiervoor momenteel echter een vast netwerk en systeem voor kwaliteitsgarantie (bv. erkenning van succesvolle opleiding). Het gebruik van getrainde honden zorgt voor een significant groter aantal gevonden slachtoffers bij vleermuizen en kleine vogels dan bij een standaard zoekactie door mensen (Mathews *et al.*, 2013; Rodrigues *et al.*, 2015; Barrientos *et al.*, 2018; EUROBATS, 2019). Bijvoorbeeld: in een windpark waar gerichte experimenten naar zoekefficiëntie werden uitgevoerd, vonden getrainde honden 96% van de vleermuizen, terwijl de standaard zoekpersonen slechts 6% van de vleermuizen vonden (Smallwood *et al.*, 2020). Daarom werd op het INBO in 2019 gestart met een testproject om in de toekomst mogelijk ook getrainde honden in te zetten bij monitoring (Everaert, 2019b). Dit testproject kaderde in een groter project, in samenwerking met Odisee Hogeschool en vzw Teamsters, waarbij verschillende honden van vrijwilligers werden getraind voor het zoeken naar bepaalde moeilijk waarneembare soorten waaronder vleermuizen (Thomaes *et al.*, 2016). De training werd afgerond en twee honden werden tijdelijk en beperkt ingezet voor onderzoek naar vleermuisslachtoffers onder turbines, grotendeels nog als training (Everaert, 2019b & 2020; Figuur 21). Vanaf 2025 is een heropstart van het 'snuffelhonden' project gepland en worden mogelijkheden voor een structurele inzet voor slachtoffers bij windturbines onderzocht.



Figuur 21 Training van twee honden aan een windturbine in Gent in 2019 (Foto: Joris Everaert).

Waar nodig/mogelijk dient het **effect van de mortaliteit op de populatie** beoordeeld te worden. Bij een kwantitatieve beoordeling dienen hiervoor gegevens verzameld te worden over de aanwezige lokale populatie (bv. vogels) of activiteit/aanwezigheid per tijdseenheid. Voor deze beoordeling kunnen de principes zoals weergegeven in deel 4.9 toegepast worden.

Vogelprotocol: zie meer in Brenninkmeijer et al. (2021)	
Slachtofferonderzoek (door mensen)	
Gebieden	Waar verplicht, en min. in selectie van windparken (af te spreken).
Duur	Drie jaar
Periode	Trekvogels: maart t/m mei, augustus t/m half november; Wintervogels: oktober t/m maart; Broedvogels: april t/m augustus
Frequentie	Kleine vogels: 2x per week; Overige (grote) vogels: 1x per week
Oppervlakte (ashoogte ca. 120 m)	Kleine vogels: zoekoppervlak 0,86 x ashoogte 120 m = 3,5 ha. Grote vogels: zoekoppervlak 1,24 x ashoogte 120 m = 7 ha
Zoeksnelheid	Kleine vogels: ca. 1 ha per uur; Grote vogels: ca. 3,5 ha per uur
Afzoekbaarheid (per keer registreren)	Per zoekronde per turbine aangeven welk deel van het zoekoppervlak goed afzoekbaar/afgezocht is
Aantal af te zoeken windturbines	Op windpark niveau te bepalen (in geval van eventueel verplichte te beoordelen turbines), maar als basis: Minstens 25 % van alle turbines, met minimum van 3 turbines; representatieve steekproef (uitgaande van 100 % afzoekbaarheid van het zoekoppervlak, anders bij meer turbines zoeken om hier op uit te komen): 3-12 tb->3; 13-16 tb->4, 17-20 tb ->5, etc.
Zoekefficiëntie	
Vindkansonderzoek	2 keer (in 1e jaar in ander seizoen dan in 2e jaar; elke veldzoeker minstens 1x)
Verdwijnsnelheid (predatie)	
Aantal 'dummy's' uit te leggen	(minimaal) 20 kleine vogels en 20 grote vogels
Zoekfrequentie	Zoeken minimaal over periode van 10 dagen: dag 1, 2, 3, 4, 7, 10; bij voorkeur elk van de 10 dagen zoeken
Predatiekansonderzoek	2 keer (in 1e jaar in ander seizoen dan in 2e jaar)

Na plaatsing van windturbines kunnen op basis van monitoring (best min. drie jaar) van vleermuisactiviteit ter hoogte van de rotor, (incl. eventueel camera's, zie verder) de aanvankelijk toegepaste drempelwaarden eventueel worden aangepast via een wijzigingverzoek en na goedkeuring door de vergunningverlenende instantie (zie ook 4.10.2). Daarbij dienen op basis van de de monitoringresultaten tijdens de momenten met minstens 90 % van de vleermuisactiviteit (zoals in Wallonië toegepast) de windturbines uitgeschakeld te worden. Een voorbeeld is weergegeven in figuur 23.

Een aanbevolen methode voor een op basis van monitoring aangepaste stilstandregeling, is de modelberekening zoals voorgesteld door Klop *et al.* (2024b) voor Nederlandse windparken.



Aantal contacten in functie van weersomstandigheden

Heatmap showing the number of contacts (Aantal contacten) as a function of temperature (Temperatuur in °C) and wind speed (Windsnelheid in m/s). The color scale indicates the number of contacts per bin, ranging from 0-3 (lightest) to 41-100 (darkest).

Legend: Contacten

- 0-3
- 4-10
- 11-20
- 21-40
- 41-100

[illegible]

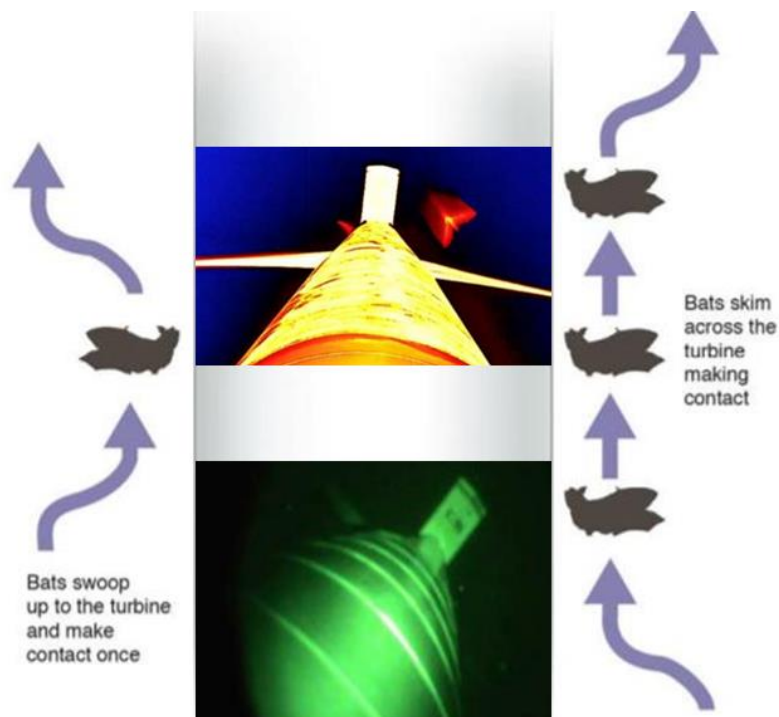
Infrarood (warmtebeeld) camera's en eventueel radar

Om het gedrag en de aanvaringskans van nachttactieve vogels en vleermuizen rond windturbines te onderzoeken, kan gebruik gemaakt worden van infrarood warmtebeeldcamera's, zowel manueel als automatisch als een vogel of vleermuis de turbine passeert (figuren 24-25), of eventueel met radar. Met een restlichtversterker-nachtkijker kan ook gewerkt worden, maar de zichtbaarheid daarbij is vaak beperkter en meer afhankelijk van restlicht en weersomstandigheden.

De camerasystemen (al dan niet in combinatie met andere detectiesystemen zoals batdetectors) die ontwikkeld zijn voor het toepassen van real-time milderende maatregelen – specifiek voor het tijdelijk stilleggen van windturbines – kunnen waar technisch mogelijk ook gebruikt worden voor gewone monitoring van het gedrag en het risico op mortaliteit. Een overzicht van verschillende systemen, is o.a. weergegeven in KNE (2024). De systemen zijn in volle ontwikkeling en worden wereldwijd steeds vaker toegepast (zie meer informatie in 4.10.2).



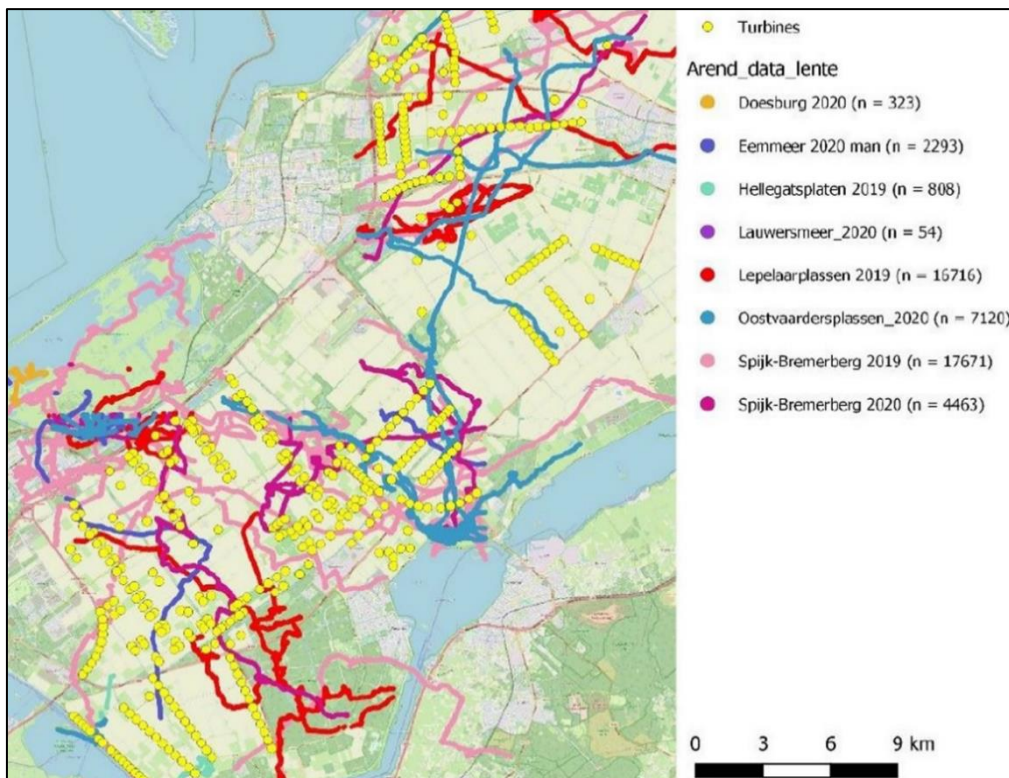
Figuur 24 Manueel en automatisch visuele metingen van vogels en vleermuizen met infrarood warmtebeeldkijker.



Figuur 25 Onderzoek naar drinkgedrag van vleermuizen aan windturbines (McAlexander, 2013; Hale & Bennett, 2018).

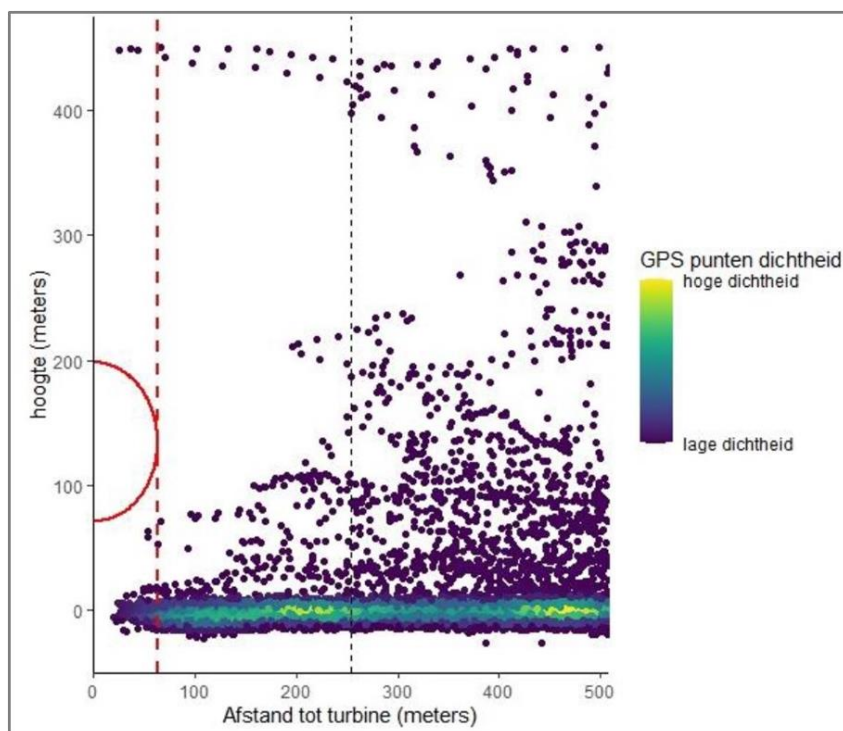
GPS gezenderde vogels en vleermuizen

GPS zenderonderzoek kan veel kennis bijbrengen over de risico's van aanvaring, en op basis van die kennis kunnen milderende maatregelen voorgesteld worden. Een voorbeeld van monitoring van gezenderde vogels om de kennis van de risico's op aanvaring te verbeteren, is het onderzoek op gezenderde zeearenden en bruine kiekendieven in de provincie Flevoland in Nederland in de periode 2019-2021 (Buij *et al.*, 2022, Figuren 26-27). Het risico op aanvaringen met windturbines wordt voor een groot deel bepaald door de vliegtijd van de roofvogels op de hoogte van de turbinerotoren. Ook weersomstandigheden, tijdstip van de dag en het seizoen zijn hierin bepalend. Een belangrijk deel van de vliegtijd vond op rotorhoogte plaats. Zeearenden en bruine kiekendieven vlogen respectievelijk 34 % en 14 % van de vliegtijd op de rotorhoogte van turbines. De meeste vluchten van beide soorten vonden plaats op lage hoogtes van onder de 25 meter, de laagste 'tiplaagte' van turbinerotoren die (toen) in Flevoland stonden. De resultaten lieten zien dat de weersomstandigheden een belangrijke invloed hadden op de vlieghoogte van beide roofvogels. Rond de middag, tussen 12.00 en 15.00 uur, werd het vaakst op rotorhoogte gevlogen. Op basis van de gevonden vliegbewegingen en vlieghoogtes werden potentiële risicogebieden voor botsingen voor beide roofvogels vastgesteld. Andere aanbevelingen voor maatregelen konden ook worden gemaakt. In Buij *et al.* (2023) werd na verder onderzoek in windpark Zeewolde (Flevoland) nog meer gedetailleerde kennis verkregen voor zeearend. De belangrijkste maatregel blijft nog altijd het voorkomen van de plaatsing van turbines in gebieden waar aanvaringskansen hoog zijn (Buij *et al.*, 2022; 2023). De zenderdata van de jonge zeearenden laten zien dat de Flevopolders veel vaker doorkruist worden dan werd aangenomen tijdens de windpark planfase. In februari 2025 werd daar effectief een zeerarend slachtoffer van een windturbine²⁷ (zie ook 4.8.1.1).



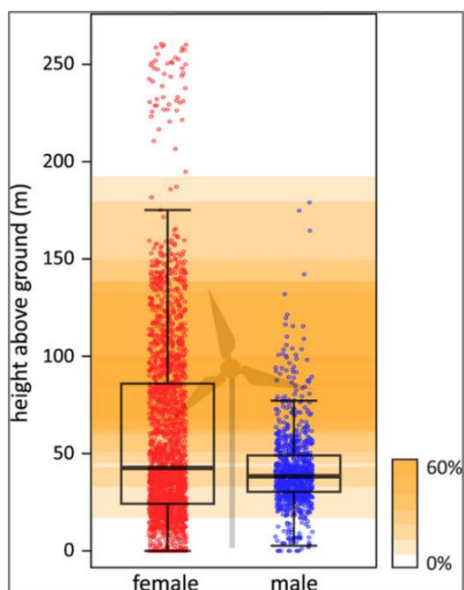
Figuur 26 Locaties van gezenderde jonge zeearenden nabij windturbines in Flevoland in 2019-2021 met interval van 30 minuten, in de lente [als voorbeeld] (Buij *et al.*, 2022).

²⁷ <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=33475>



Figuur 27 De afstand van locaties van twaalf gezenderde bruine kiekendieven tot de basis van de mast van windturbines in de Noordoostpolder in 2019-2021 (NI). De halve cirkel geeft het rotor gebied van de turbines weer (ashoogte 135 m, rotordiameter 127 m). De rode stippellijn geeft de rotorlengte weer. De zwarte stippellijn geeft de afstand van vier keer de rotorlengte weer (gedefinieerd als risicozone), (Buij et al., 2022).

Ook bij vleermuizen is zenderonderzoek zeer nuttig om de kennis rond aanvaringskansen en aanbevelingen voor milderende maatregelen te verbeteren. Een voorbeeld van dergelijk onderzoek is weergegeven in figuur 28.



Figuur 28 Vlieghoogtes van vrouwelijke en mannelijke rosse vleermuizen boven open habitats in Duitsland. De intensiteit van de oranje achtergrondkleur geeft de dichtheid van windturbine-rotors in het studiegebied weer. Stippen geven de hoogte van afzonderlijke GPS-locaties weer.

6.2.3 Verstoring

Om verstoring in te schatten, moet de situatie voor en na het plaatsen van de windturbines onderzocht worden. Uitgebreide wetenschappelijke monitoring in windparken volgt voor het aspect verstoring bij voorkeur een 'Before-After-Control-Impact'-methode waarbij men zowel de situatie vóór als deze na plaatsing van de windturbines onderzoekt, inclusief een controlegebied buiten het projectgebied (Scottish Natural Heritage, 2009). In het geval van ruimtelijk grootschalig onderzoek vallen echter ook studies met een beperktere/aangepaste methode zoals een 'Control-Impact-gradiënt' (C-IG) te overwegen (of vaak enige mogelijkheid), aangezien deze mits een correcte statistische analyse ook zeer relevante en betrouwbare resultaten kunnen opleveren, vooral in combinatie met gelijkaardige studies op andere locaties.

Bij onderzoek naar versterking dient men de aanwezige populatie (bv. vogels) of activiteit/aanwezigheid per tijdseenheid (bv. vogels en vleermuizen) te inventariseren, en te vergelijken met de situatie voordat de turbines aanwezig waren en/of met een referentiegebied. Bij dergelijke metingen kunnen de voorgestelde protocollen in deel 4.5 (bijkomende metingen, in kader van een risicoanalyse nog voor de bouw van windturbines) en de vleermuisprotocollen in deel 6.2.1 dienen als basis voor de opmaak van een monitoringplan.

Potentieel veelbelovende resultaten over de effecten van verstoring op grotere schaal kunnen ook bekomen worden door een vergelijking te maken tussen enerzijds locaties en eigenschappen van bestaande turbines en windparken, en anderzijds verspreidingspatronen van vogelsoorten. De resultaten van inventarisaties, zoals in het kader van de nieuwe Vlaamse vogelatlas, kunnen hiervoor de nodige basisgegevens aanleveren. In Nederland werd op die manier een eerste analyse gemaakt voor enkele broedvogels (Stahl *et al.*, 2025). Dergelijke analyse kan bv. door INBO gebeuren voor Vlaanderen. Mogelijke andere verklaringen dan de verstoring door windturbines (bv. afstand tot wegen en bebouwing) moeten zoveel mogelijk meegenomen worden in de analyse of minstens besproken worden bij de beperkingen van de analyse.

6.2.4 Periode van monitoring

Voor het onderzoek naar verstoring vindt bij voorkeur gedurende minstens één jaar vooronderzoek plaats nog voor de plaatsing van de windturbines, in combinatie met het opzoeken van historische gegevens (referentiesituatie zonder windturbines).

Monitoring na plaatsing van windturbines, wordt bij voorkeur minstens gedurende drie jaar uitgevoerd. Als bijkomende controle kan in de jaren nadien gemonitord worden, bijvoorbeeld in de jaren 1, 2, 3, 6 en 9 (Scottish Natural Heritage, 2009; Gove *et al.*, 2013). Sommige effecten worden immers pas na meerdere jaren zichtbaar omwille van toeval en gewone variaties in de tijd. Het kan tevens nodig zijn om bij geplande ontwikkelingen waarbij het aantal vogels of vleermuizen significant kan wijzigen (bv. nieuwe natuurgebieden binnen het studiegebied) vooral de situatie na deze ontwikkelingen te onderzoeken met bv. metingen in jaar 3, 4, 5, 8 en 11.

Gedetailleerde informatie over de methodologie voor de monitoring van vogels:

- Scottish Natural Heritage (SNH) 'guidance documents on siting and assessment'.
- Gove *et al.* (2013)
- Brenninkmeijer *et al.* (2021), zie ook 6.2.1, en komende documenten van NIEWHOL programma.

Gedetailleerde informatie over de methodologie voor de monitoring van vleermuizen:

- Boonman *et al.* (2013)
- Rodrigues *et al.* (2015)
- Brenninkmeijer *et al.* (2021), zie ook 6.2.1, en komende documenten van NIEWHOL programma.
- Klop *et al.* (2024b), zie ook 6.2.1, en komende documenten van NIEWHOL programma.

7.1 FORUM EN SAMENWERKING BELEID- NATUUR- EN WINDSECTOR

De uitdagingen voor enerzijds de transitie naar meer hernieuwbare energie en anderzijds de nodige bescherming en herstel van natuurwaarden zijn groot in Vlaanderen. Een meer structureel overleg tussen het beleid, en de natuur- en windsector is daarom gewenst. Het kan hierbij gaan om zowel een bespreking van wetenschappelijke aanbevelingen (o.a. latere en meer regelmatige updates van voorliggend INBO-rapport), de beleidsmatige ontwikkelingen (RED III versnellingszones, Plan-MER bestemmingsneutraliteit), maar ook juridische en praktische uitdagingen voor alle betrokkenen. Ook vormen van samenwerking kunnen besproken worden. We verwijzen hiervoor o.a. ook naar het NIEWHOL programma in Nederland (zie verder in 7.4).

7.2 DYNAMISCHE RISICOATLASSEN

Een update van de huidige risicoatlassen vogels & vleermuizen (2015) is gewenst, met bij voorkeur een evolutie naar meer dynamische risicoatlassen met mogelijkheid tot frequente updates met de meest recente verspreidingsgegevens. Dit laatste vergt een grondige aanpassing van zowel de opbouw als inhoud. De geplande timing hiervoor is 2026 of 2027, bij voorkeur na de definitieve analyse en publicatie van de nieuwe Vlaamse Vogelatlas 2020-2024.

Voor vogels in Nederland, werden in 2021 door SOVON gevoeligheidskaarten opgemaakt (Sierdsema *et al.*, 2021, zie ook meer details op de SOVON website²⁸). Een gelijkaardige methode kan voor Vlaanderen opgemaakt worden.

Voor een update voor vleermuizen vormen de beschikbaarheid van verspreidingsgegevens en vooral de kennisleemtes in de verspreiding een knelpunt. Dit zal bepalend zijn voor de mate van detail die kan gehanteerd worden in een vernieuwde risicoatlas.

7.3 ONTWIKKELING VAN EEN OVERKOEPELENDE EN TOEGANKELIJKE DATABASE

De huidige en de toekomstige monitoringsgegevens moeten centraal en uniform worden ingezameld, gebundeld, bewerkt, geanalyseerd en gedeeld. Hiervoor moeten de nodige middelen voorzien worden. Om meer inzicht te krijgen in de overeenkomsten en verschillen in de aantallen slachtoffers van de diverse windparken, en de effecten van mitigerende maatregelen (ook in cumulatie met andere windparken en hoogspanningslijnen), moet een overkoepelende database worden opgezet. Deze zou best alle oude en nieuwe slachtoffermonitoringsgegevens van windturbines (bij voorkeur ook van hoogspanningslijnen) bevatten. Deze manier van toepassing en verwerking van de monitoring is ook opgenomen in het NIEWHOL akkoord in Nederland (zie verder in 7.4). De opzet van de database in Nederland is gebaseerd op Buij *et al.* (2018). In Vlaanderen kan iets gelijkaardig worden opgezet. De ontoegankelijkheid en versnippering van huidige monitoringsdata vormt vaak een obstakel voor verder onderzoek, effectbeoordelingen en het inschatten van cumulatieve effecten op kwetsbare soorten. Een centrale opslag van de resultaten van uitgevoerde monitoringsprogramma's in een voor onderzoekers toegankelijke database is een belangrijke stap om dit te verbeteren. Dergelijke databases zijn of worden ook in het buitenland opgezet, zoals in Frankrijk en Spanje, en zijn in de maak in Nederland.

Verder is er nood aan (betere) inschattingen van populatiegroottes van vogels en vooral vleermuizen in Vlaanderen, ook op sub-regionaal (lokaal) niveau. Deze informatie is essentieel om kwantitatieve impactanalyse te maken.

²⁸ <https://www.sovon.nl/onderzoek/onderzoeksthemas/energietransitie/windenergie-gevoeligheidskaart>

7.4 ALGEMENE AANBEVELINGEN ROND MAATREGELEN EN MONITORING

De energietransitie naar meer hernieuwbare energie, zal in de toekomst omwille van mogelijke effecten op natuur nog meer zorgen voor uitdagingen bij het verkrijgen van vergunningen, zeker in het geval van effecten op soorten die geen goede staat van instandhouding hebben. Denk maar aan de beleidsdoelstellingen in het kader van de Europese Natuurherstelverordening. De langetermijn effecten op populaties zijn ook niet altijd voldoende gekend. Er bestaan wel drempelwaarden en/of resultaten van populatiemodellen om de impact zo goed mogelijk te beoordelen, maar hier zijn heel wat onzekerheden en aannames aan gekoppeld, waardoor de uitkomst van populatiemodellen de nodige variatie kan vertonen. Bovendien is er een cumulatief effect op populaties te verwachten naarmate de energietransitie vordert. Een bijkomend probleem is dat er vaak onvoldoende kennis is van de populatiegrootte, in het bijzonder voor vleermuizen maar ook voor sommige vogelsoorten. In afwachting van meer kennis, is het daarom vanuit voorzorg aangewezen om ook **generieke maatregelen** te nemen in Vlaanderen.

In het kader van de opstart van het NIEWHOL²⁹ programma in Nederland werd vastgesteld dat net als veel andere Nederlandse sectoren de Nederlandse energietransitie dreigt vast te lopen vanwege de slechte staat waarin veel soorten verkeren. Een meer rigoureuze aanpak daarvan werd noodzakelijk geacht om het tij te keren. Daarom werd besloten een pijler aan het standaard NIEWHOL programma toe te voegen: het stimuleren van populatieversterking. Door preventief extra maatregelen te treffen, krijgen de betreffende populaties een positieve impuls en wordt speelruimte gecreëerd voor de energietransitie. Een soortgelijke aanpak valt ook voor Vlaanderen te overwegen, gezien ook hier veel soorten in een slechte staat van instandhouding verkeren.

Aanvullend op de maatregelen die op projectniveau worden toegepast, zijn globaal gezien en naar analogie met het NIEWHOL programma, voor het aspect mortaliteit onderstaande milderende maatregelen te overwegen in Vlaanderen, met name een gerichte stilstandregeling:

- tijdens momenten van intense seizoenstrek van vogels en vleermuizen, op basis van trekvoorspellingen (met vooraf gemaakte parameters en/of real-time).
- in hoog-risico gebieden voor vleermuizen (bv. risicoklasse 2, zie in bijlage 8.1.2).

Het belangrijkste basisprincipe om negatieve effecten te beperken blijft een goede locatiekeuze. Een goede strategische planning in Vlaanderen is hiervoor essentieel. Een generieke milderende maatregel om naast het risico op mortaliteit ook belangrijke verstoring (significante kwaliteitsvermindering leefgebied) te vermijden in Vlaanderen, blijft het zoveel mogelijk vermijden van belangrijke gebieden voor vogels en vleermuizen, in het bijzonder als voldoende alternatieve locaties mogelijk zijn. We denken dan in eerste instantie aan de risicoklasse 3 zones (of evenwaardig, zie verder) voor vogels incl. 500 m buffer rond, in het bijzonder de broed- en pleistergebieden maar waar mogelijk ook zones met (lokale) vlieg- en trekbewegingen, en van zones met risicoklasse 3 voor vleermuizen. Hiervoor verwijzen we ook naar deel 4.9.4, 4.10.1, en de risicoatlassen vogels en vleermuizen in bijlage 8.1.

De risicoatlassen hebben hun beperkingen (zie 8.1). Een lokaal onderzoek kan uiteindelijk bepalen of de plaatsing van windturbines mogelijk is en onder welke voorwaarden. Tegelijk kunnen gebieden die evenwaardig zijn aan bovenstaande risicoklassen, maar niet als dusdanig afgebakend in de risicoatlassen, best zoveel mogelijk vermeden worden. In bepaalde Soortenbeschermingsprogramma's (SBP's) zijn bijvoorbeeld ook recentere kaarten opgemaakt van zeer waardevolle gebieden waar ook prioritaire acties aan gekoppeld zijn, zoals voor de SBP's akkervogels en weidevogels.

²⁹ <https://www.regionale-energiestrategie.nl/leefomgeving/res+natuur/1888743.aspx>

- natuursreservaat (type 3 en 4 Natuurbeheerplan)
- VEN gebied en Vogel- en/of Habitatrichtlijngebied
- Sigma-gebied (waar nog geen juridische bescherming is vastgelegd maar wel gepland)
- ruimtelijke 'groene' bestemmingen

Monitoring van de effecten en zeker ook van de toegepaste milderende maatregelen, is van essentieel belang voor een goede evaluatie en eventuele bijsturing van de maatregelen. Naast monitoring in het kader van opvolging en/of controle van milderende maatregelen, is monitoring met een brede analyse essentieel om op regionaal/gewestelijk niveau een beter beeld te krijgen van de mogelijke cumulatieve effecten, om de effecten op dat niveau onder controle te houden door met deze informatie eventueel verdere maatregelen te nemen voor nieuwe projecten en plannen. Een voorbeeld van een cumulatieve effectanalyse in Nederland, is beknopt weergegeven in Stahl *et al.* (2025). Voor bepaalde soorten/soortgroepen is het ook noodzakelijk om een beter beeld te hebben van de populatiegroottes, in het bijzonder voor alle soorten vleermuizen.

Verder is het belangrijk om de resultaten van monitoring zoveel mogelijk ter beschikking te stellen als open-access data, niet enkel bij de controlerende overheid.

'NATUURINCLUSIEVE ENERGIETRANSITIE WIND EN HOOGSPANNING OP LAND'

Doel: Afspraken voor de doorgang van ontwikkeling windparken en hoogspanningslijnen, en voor vermindering van negatieve effecten ervan op de staat van instandhouding van kwetsbare vogels en vleermuizen.

- trekvogels stilstand o.b.v. trekvoorspelling (max. 100 uur /turbine/jaar)
- vleermuizen stilstand-regeling op hoog-risico locaties, incl. monitoring slachtoffers en bat-detector (steekproef). Voldoende overige locaties (steekproef) ook monitoring bat-detector.
- ook o.a. studie, standaardisatie, centrale database ...

Het Rijk, de Provincies, de Nederlandse WindEnergie Associatie (NWEA), TenneT en natuurorganisaties (Vogelbescherming Nederland, Zoogdiervereniging en de Natuur en Milieufederaties) hebben de afgelopen jaren stevig en goed samengewerkt aan het traject Natuurinclusieve Energietransitie voor wind en hoogspanning op land (NIEWHOL). Met NIEWHOL nemen partijen betrokken bij de energietransitie hun verantwoordelijkheid en spannen zich in om negatieve effecten op vogels en vleermuizen te beperken.

Het doel van dit traject is om te komen tot afspraken waarmee wordt gezorgd voor zowel de doorgang van de ontwikkeling van windparken en hoogspanningsverbindingen op land, als voor een vermindering van de negatieve effecten ervan op de staat van instandhouding van kwetsbare vogels en vleermuizen. Meer windenergie is nodig om de klimaatdoelen te halen en zo mens en natuur – dus ook vogels en vleermuizen – te beschermen.

Hoewel er verschillende andere, zwaardere drukfactoren zijn, dragen windturbines en hoogspanningsverbindingen bij aan de verslechtering van de staat van instandhouding van vogel- en vleermuissoorten. Een aantal soorten is specifiek kwetsbaar voor windturbines en/of hoogspanningslijnen. Een verslechterende staat van instandhouding is in de eerste plaats nadelig voor het behoud en herstel van de betrokken soorten vogels en vleermuizen. Het is tevens nadelig voor de energietransitie, omdat in algemene zin de juridische ruimte om een nieuw windpark of hoogspanningslijn toe te staan, kleiner wordt naargelang de populaties afnemen. Omdat de negatieve effecten voorzienbaar zijn, is de Wet natuurbescherming (in 2022 opgaande in de Omgevingswet) hierop van toepassing, waarvoor Rijk en provincies bevoegd gezag zijn.

Partijen werken toe naar het sluiten van een akkoord over NIEWHOL. In aanloop daarnaartoe hebben alle betrokken partijen de bouwstenen voor een akkoord vastgesteld en nader uitgewerkt.

Voor Regionale Energiestrategie (RES)-partners:

Voor windontwikkelaars:

- Een stilstandvoorziening voor trekkende vogels van maximaal 100 uur per jaar per turbine of het equivalent hiervan in energieverlies. Voorwaarde is dat de stilstand ecologisch doelmatig is.
- Een standaard toepassing van stilstand voor vleermuizen onder bepaalde omstandigheden.

Er komt een monitoringsplicht van minstens drie jaar voor nieuwe windparken.

Partijen hebben een onderzoeksprogramma vastgesteld ten behoeve van vraagstukken waar nog onvoldoende kennis over beschikbaar is, waaronder mitigatie verbonden aan (innovatie-) technieken en methoden. Het doel is om enerzijds mitigatie zo effectief mogelijk te laten zijn en anderzijds negatieve effecten beter in beeld te krijgen. Het Rijk draagt de kosten voor dit onderzoek. Provincies nemen het verzamelen en analyseren van monitoringsgegevens van nieuwe windparken op zich.

Partijen zoeken naar meekoppelkansen in gebiedsprocessen voor pakketten met populatieversterkende maatregelen ten bate van voor windenergie kwetsbare vleermuis- en vogelsoorten. Meer concreet stellen Natuur en Milieufederaties met Zoogdiervereniging en Vogelbescherming Nederland hiertoe maatregelpakketten op alsmede handreikingen die implementatie helpen vergemakkelijken. Het Rijk draagt hiervan de kosten, provincies staan aan de lat om de maatregelpakketten in het bijzonder mee te koppelen in de gebiedsprocessen voortvloeiend uit de stikstofverbeteringsmaatregelen. De afspraken worden in een convenant opgenomen.

8 BIJLAGEN

8.1 RISICOATLASSEN VOGELS EN VLEERMUIZEN

De recentste versies van de risicoatlassen zijn raadpleegbaar als geoloket via de INBO website (<https://geo.inbo.be/windturbines>). Op vraag (info@inbo.be en/of joris.everaert@inbo.be) kunnen de ArcGIS bestanden ter beschikking worden gesteld. De beschikbare kaarten zijn niet gewijzigd in het kader van het hier voorliggende INBO update rapport. Voor vleermuizen is wel een wijziging van de inhoud voor uitwerking van de risicozones.

8.1.1 Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines

8.1.1.1 Materiaal en methode

De 'Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines' bevat deelkaarten en een syntheseskaart. Het zijn polygonen-kaarten die afgebakende gebieden weergeven. Voor de afbakeningen hebben we ons gebaseerd op gegevens van inventarisatieprojecten en andere relevante informatie over vogels. Volgende deelkaarten maken deel uit van de atlas:

- pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers (niet-broedvogels)
- slaapplekken (niet-broedvogels)
- broedkolonies (broedvogels)
- weidevogelgebieden (broedvogels)
- akkervogelgebieden (broedvogels)
- bijzondere broedvogel gebieden (broedvogels)
- voedseltrek (niet-broedvogels)
- slaaptrek (niet-broedvogels)
- seizoenstrek (niet-broedvogels)

De deelkaarten tonen diverse types gebieden, bufferzones rond die gebieden en trekzones waarin bepaalde soorten of soortgroepen aanwezig zijn. In deel 3 is hierover algemene ecologische informatie weergegeven. Aan elke polygoon is een risicoklasse toegekend die aangeeft in welke mate eventuele impact door windturbines te verwachten is. De syntheseskaart combineert alle deelkaarten. De risicoklasse van de polygonen in de syntheseskaart is telkens de hoogste score uit de onderliggende deelkaarten.

Beperkingen

Bij het gebruik van de risicoatlas vogels-windturbines is voorzichtigheid geboden. De deelkaarten zijn gemaakt aan de hand van de op dat moment beschikbare gegevens. Die zijn niet voor alle aspecten gebiedsdekkend voor Vlaanderen aanwezig. Mogelijk zijn ze ook onvoldoende volledig om de effecten goed te kunnen inschatten. De lokale situatie kan bovendien wijzigen in de tijd. Zo kunnen trekroutes zich verleggen of kunnen er vogelconcentratiegebieden bijkomen of verdwijnen. Bovendien beschikt het INBO niet over alle lokale en recente gegevens. Voor bepaalde deelkaarten (bv. pleister- en rustgebieden) zijn de gegevens verzameld volgens een vast protocol. Andere deelkaarten, zoals die van voedseltrek, slaaptrek en seizoenstrek, zijn gebaseerd op (losse) informatie van lokale ornithologen, gericht veldwerk enz., waarvoor niet steeds een vast protocol gevolgd werd. De risicoatlas is daardoor enkel een startpunt voor de effectbeschrijving en -beoordeling van geplande windturbines.

In de risicoatlas update van 2015 werden niet voor alle deelkaarten recente gegevens gebruikt. Meestal volstonden de oudere gegevens (versie 2011) om het potentieel risico aan te geven. Voor een risicoanalyse op projectniveau is het wel aangewezen recente gegevens te gebruiken.

8.1.1.2 Beschrijving van de risicoklassen

Om het risico van geplande windturbines op vogels eenvoudig weer te geven, zijn vier risicoklassen gemaakt (Tabel 16). De indeling steunt op een 'best professional judgement' beoordeling, rekening houdend met de mogelijke effecten die zijn beschreven in de literatuur. Om per deelkaart zoveel mogelijk gebruikte informatie weer te geven, werd gekozen om bij de gebieden en trekroutes, naast de risicoklassen, bijkomende classificatie/criteria weer te geven. Deze informatie kan nuttig zijn in de uiteindelijke keuze van zoekzones voor windturbines en in

de impactanalyse. Essentieel om weten is dat de criteria niet steeds voor alle soorten zijn toegepast (zie verdere uitleg per deelkaart).

Tabel 16 Beschrijving van de risicoklassen. Criteria voor indeling belangrijkheid, zie verder in deel 7.1.1.2 en 7.1.1.3.

Risicoklasse	Beknopte beschrijving
0 onvoldoende informatie	- Locaties die niet geclassificeerd zijn onder klasse 1-3.
1 mogelijk risico	- 1000 m bufferzones rond belangrijke gebieden. - Ruime bufferzones rond zeer belangrijke pleister- en rustgebieden en slaappleatsen (5000 m) en broedkolonies (4000 m), waar mogelijk lokale trek kan voorkomen.
2 risico	- Belangrijke gebieden. - Belangrijke lokale trekroutes en seizoenstrek.
3 groot risico	- Zeer belangrijke gebieden. - Zeer belangrijke lokale trekroutes en seizoenstrek.

Risicoklasse 0: onvoldoende informatie

Over de gebieden in deze klasse is onvoldoende informatie beschikbaar om de impact van windturbines hier te kunnen inschatten (zie 'beperkingen' in deel 7.1.1.1). De kans op een mogelijk tot groot risico is hier algemeen gezien kleiner dan bij de andere risicoklassen, maar een inschatting van het risico blijft noodzakelijk.

Risicoklasse 1: mogelijk risico

Negatieve effecten van windturbines op vogels kunnen in bepaalde gevallen nog tot op relatief grote afstand van de turbines optreden. Daarnaast kunnen rond belangrijke vogelgebieden lokale (vaak dagelijkse) vliegbewegingen voorkomen. We noemen dit 'bufferzones'. Verdere details zijn terug te vinden per deelkaart.

1000 m bufferzone rond alle risicoklasse 2 en - 3 gebieden

In enkele studies vond men voor sommige vogels zowel binnen als buiten de broedperiode verstoring tot ongeveer 850 m rond windturbines (Hötter *et al.*, 2006, Hötter, 2006, LAG-VSW, 2007, Everaert, 2008e, Winkelman *et al.*, 2008, Pearce-Higgins *et al.*, 2009). LAG-VSW (2007), Aarts & Bruinzeel (2009) en Piela (2010) adviseren voor verstoring rond belangrijke vogelgebieden vanuit het voorzorgsbeginsel een bufferzone van 1000 tot 1200 m.

In de Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines is een 1000 m bufferzone rond alle belangrijke vogelgebieden toegepast. Dergelijke bufferzone is niet alleen afgebakend omwille van verstoring, maar ook omdat er boven en rond deze vogelgebieden vaak veel vliegbewegingen zijn. Op basis van literatuurgegevens geeft Winkelman *et al.* (2008) de aanbeveling om minimaal 500 m te vrijwaren rond belangrijke gebieden voor ganzen en minimaal 400 m rond belangrijke gebieden voor watervogels en steltlopers. Voor bepaalde soorten en omstandigheden zal een kleinere bufferzone aanvaardbaar zijn of zal een grotere buffer aangewezen zijn. Een maximum verstoringsafstand van 300 m tot windturbines was een breed geaccepteerd getal voor de meeste broedvogelsoorten (vooral zangvogels), maar op bepaalde locaties met grote, moderne turbines (> 1 MW) werden ondertussen voor sommige soorten ook grotere verstoringsafstanden gevonden. Eventuele verdere studie (zie deel 4.8) zal moeten uitmaken welke buffer effectief aangeraden is op een specifieke locatie.

5000 m bufferzone rond pleister- en rustgebieden en slaappleatsen met risicoklasse 3, en 4000 m bufferzone rond broedkolonies met risicoklasse 3

Uit lokale gegevens van voedseltrek van vogels in Vlaanderen weten we dat er vanuit bepaalde zeer belangrijke vogelgebieden (criteria, zie verder per deelkaart) regelmatige vliegbewegingen zijn naar gebieden die niet in de risicoatlas zijn weergegeven. Dat kunnen andere vogelgebieden zijn, maar ook voedselgronden in bijvoorbeeld agrarisch gebied. Dergelijke trek is vaak erg geconcentreerd in een bepaalde zone en jarenlang ongeveer hetzelfde. Deze vliegbewegingen gaan vaak tot 5000 m of meer rond deze gebieden. Ook rond grote slaappleatsen van bijvoorbeeld meeuwen kunnen er tot een afstand van 5000 m of meer, massale bewegingen plaatsvinden, met de hoogste concentraties dicht bij de slaappleatsen. De slaaptrek kan erg geconcentreerd verlopen

////////////////////////////////////

De gekende lokale trek buiten de broedperiode is weergegeven in deelkaarten 'Voedseltrek' en 'Slaaptrek' maar vaak is deze trek niet bekend of onvoldoende in detail beschreven. LAG-VSW (2007) adviseert een bufferzone van 4000 m rond zeer belangrijke broedkolonies. Piela (2010) raadt een 5000 m bufferzone aan rond zeer belangrijke slaappleatsen.

In belangrijke gebieden zijn regelmatig lokaal belangrijke aantallen pleisterende, rustende of broedende vogels aanwezig. Dit omvat de 'lokale populatie' van vogels in een cluster die doorgaans uit meerdere deelgebieden bestaat waartussen regelmatig vliegbewegingen zijn. Er kan hierbij een onderscheid gemaakt worden op basis van mogelijke effecten op overwinterende, broedende of doortrekkende vogels (zie ook deel 4.7 en 4.8). Voor een 'belangrijk gebied' is een criterium gebruikt van '100-1000 vogels' voor niet-broedvogels (pleister- en rustgebieden, slaapplekken) en '10-100 broedparen' voor broedkolonies. Voor de weide- en akkervogelgebieden werd in kader van de afbakening van potentiële beheergebieden een meer uitgebreide methode gebruikt om de beste gebieden te selecteren.

Risicoklasse 3: groot risico

voor de rustgebieden, pleister- en slaappleatsen:

- 1000 tot 10000 vogels
- > 10000 vogels
- Aanwezigheid van minimaal 2 %* en 15 %* van Vlaamse winterpopulatie van een soort
- Aanwezigheid van Natura 2000 soorten (Bijlage I van de Vogelrichtlijn)
- Aanwezigheid van min. 1 %* van de totale biogeografische (NW-Europese) populatie

- Aantal broedparen (100 tot 1000 of >1000 broedparen)
- Aanwezigheid van min. 2 %* en 15 %* van de Vlaamse broedpopulatie van een soort
- Aanwezigheid van Natura 2000 soorten (Bijlage I van de Vogelrichtlijn)
- Aanwezigheid van soorten met een status 'met uitsterven bedreigd', 'bedreigd', 'kwetsbaar' en 'zeldzaam' (Rode Lijst van broedvogels in Vlaanderen)
- Aanwezigheid van min. 1 %* van de totale biogeografische (NW-Europese) populatie.

Omwillen van de meestal relatief kleine aantallen, is voor de 'bijzondere broedvogel gebieden' (zie 4.3.1.3) enkel het criterium 'minstens 2 % van de Vlaamse broedpopulatie' gebruikt, met bijkomende informatie over de aanwezigheid van Natura 2000-soorten en Rode-Lijstsoorten. Voor de weide- en akkervogelgebieden werd in het kader van de afbakening van potentiële beheergebieden een meer uitgebreide methode gebruikt om de beste gebieden te selecteren. Zeer belangrijke lokale trekzones zijn zones waarbij dagelijks naar schatting meer dan 2000 vogels overvliegen tijdens voedsel- en/of slaaptrek (zie ook verder). Dergelijke aantallen zijn voor de meeste in de deelkaarten behandelde soorten vaak gewestelijk tot internationaal belangrijk. Zeer belangrijke seizoenstrekzones zijn zones waar de hoogste aantallen te verwachten zijn en vaak ook sterk gestuwd. Verdere details zijn terug te vinden per deelkaart en in de bijlagen.

8.1.1.3 Deelkaarten

8.1.1.3.1 Deelkaart 'pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers'

De afbakening van gebieden gebeurde grotendeels aan de hand van de gegevens die gestandaardiseerd werden verzameld in het kader van de watervogeltellingen (INBO databank, zie ook www.inbo.be). Voor enkele pleistergebieden werd de informatie aangevuld met gegevens van lokale tellingen en losse gegevens (o.a. www.waarnemingen.be) van vooral steltlopers. Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de data in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens vrij volledig zijn in alle provincies.

Criteria voor afbakening en indeling van de pleister- en rustgebieden

Enkel tellingen tijdens het winterhalfjaar werden gebruikt. De weerhouden soorten horen bij de groep van watervogels (incl. steltlopers). Exoten (bv. Canadese gans), meeuwen, hoenders en rallen werden niet meegerekend. Dankzij de beschikbare maandelijkse wintertellingen is in de risicoatlas in eerste instantie gebruik gemaakt van het gemiddelde van de wintermaxima voor de periode 2000/2001-2009/2010, voor enkele vooral nieuwe gebieden aangevuld met losse waarnemingen en gegevens van lokale natuurstudiewerkgroepen (Tabel 17, Figuur 29).

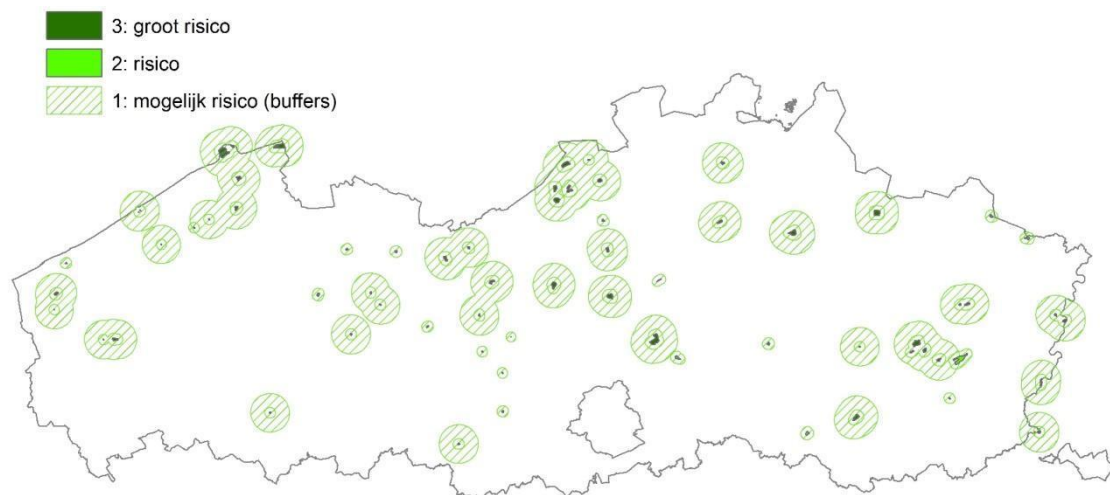
Voor de update van 2015 hebben we geen recente databankgegevens gebruikt om de cijfergegevens van de gebieden in de risicoatlas aan te passen. Er werden wel enkele correcties uitgevoerd aan de perimeters van sommige (nieuwe) gebieden inclusief toevoegingen en schrappingen met recente losse waarnemingen en gegevens van lokale natuurstudiewerkgroepen. Dit geeft nog steeds een goed actueel beeld van de waarde van een gebied.

Tabel 17 Criteria voor afbakening en indeling van pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers. * zie onder

Waarde	Criteria op basis van gemiddelde van wintermaximum-aantal	Risicoklasse
Gebieden		
Belangrijk	Regelmatig* 100-1000 vogels.	2
Zeer belangrijk	Regelmatig* minimaal 1000 vogels, of regelmatig* 2 % van Vlaamse winterpopulatie van een soort uit de lijst van respectievelijk de 20 en 10 meest voorkomende soorten (bijlage 8.2). Bijkomende info in de risicoatlas: • regelmatig* 1000 tot 10000 vogels • regelmatig* meer dan 10000 vogels • regelmatig* 1 % van de NW-Europese populatie van een soort • regelmatig* 15 % van Vlaamse winterpopulatie van een soort uit de lijst van resp. 20 en 10 meest voorkomende soorten • aanwezigheid van een Natura 2000-soort bij bovenstaande criteria.	3
Bufferzones rond gebieden		
	• 1000 m bufferzone rond alle gebieden. • 5000 m bufferzone rond zeer belangrijke gebieden.	1

////////////////////////////////////

Waarde	Criteria op basis van maximaal aantal	Risicoklasse
Gebieden		
Belangrijk	100-1000 vogels	2
Zeer belangrijk	minimaal 1000 vogels, of 2 % (> 10 ex.) van de Vlaamse maximale winterpopulatie (op de slaapplekken) van een soort. Bijkomende info in de risicoatlas: - 1000 tot 10000 vogels - meer dan 10000 vogels - 1 % van de NW-Europese populatie van een soort - 15 % (> 10 ex.) van de Vlaamse maximale winterpopulatie van een soort - aanwezigheid van een Natura 2000-soort bij bovenstaande criteria.	3
Bufferzones rond gebieden		
	- 1000 m bufferzone rond alle gebieden. - 5000 m bufferzone rond zeer belangrijke gebieden.	1



Figuur 31 Risicobepaling van de belangrijke en zeer belangrijke gekende broedkolonies van vogels inclusief de 1000 m en 4000 m bufferzones.

8.1.1.3.4 Deelkaart 'weidevogelgebieden'

Om de negatieve trend in de populaties van weidevogels tegen te gaan, kunnen landbouwers beheerovereenkomsten afsluiten (zie www.vlm.be). In ruil voor maatregelen (bv. later maaien) krijgen boeren een financiële vergoeding die de verminderde opbrengsten moet compenseren. Deze beheerovereenkomsten kunnen alleen ingezet worden in gebieden met een voldoende grote waarde voor weidevogels. In 2008 maakte het INBO een kaart met de belangrijkste weidevogelgebieden in Vlaanderen (Devos *et al.*, 2008). De VLM gebruikte die kaart om gebieden af te bakenen waar beheerovereenkomsten een zinvolle bijdrage aan het behoud van weidevogels kan betekenen. In 2014 verscheen een update van de weidevogelkaarten (Feys & Vermeersch, 2014). Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens vrij volledig zijn in alle provincies.

Weidevogelgebieden kunnen ook buiten het broedseizoen aantrekkelijk zijn voor pleisterende en rustende vogels. Bijvoorbeeld kieviten, wulpen en goudplevieren maken van deze gebieden gebruik tijdens de trek en/of om te overwinteren.

Criteria voor afbakening en indeling van de weidevogelgebieden

Voor deze deelkaart werd de weidevogelkaart (Feys & Vermeersch, 2014) overgenomen. Deze kaart toont de belangrijkste weidevogelgebieden op Vlaams niveau (beste 71.000 ha). De broedvogelsoorten waarmee de kaart van Feys & Vermeersch (2014) werd opgemaakt (Tabel 20, Figuur 32, zie ook bijlage 8.5) zijn ingedeeld in 3 groepen:

- zeer kritische soorten: tureluur, watersnip, zomertaling, kwartelkoning en paapje.
- kritische soorten: grutto, wulp en slobeend.
- minder kritische soorten: kievit, scholekster, graspieper, veldleeuwerik en gele kwikstaart.

Op basis van de aanwezigheid van deze soorten, best professional judgement inzake de waardebeoordeling van de gebieden (incl. status op Rode Lijst van Vlaamse broedvogels, zie Devos *et al.*, 2016) en een ruimtelijke analyse, werden uiteindelijk de gebieden afgebakend.

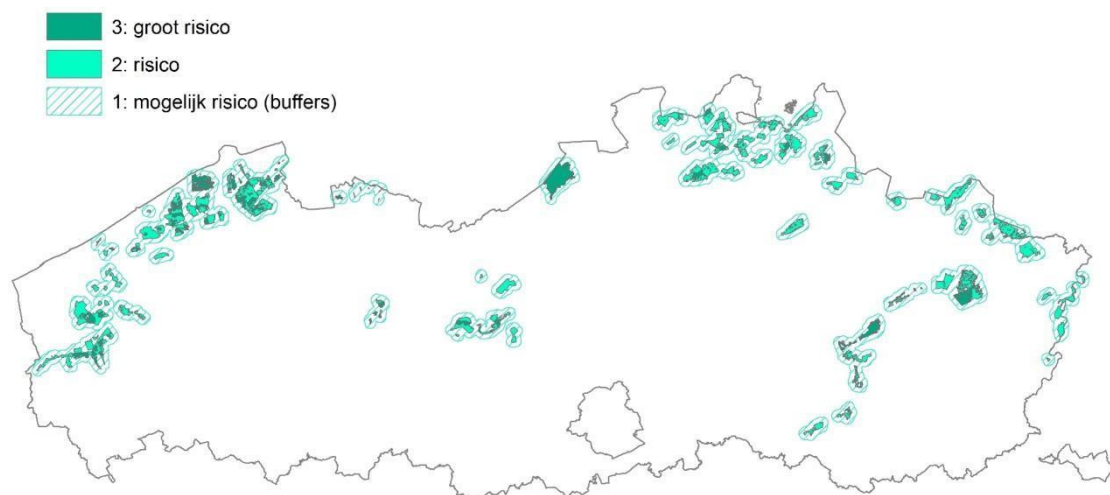
De gegevens van broedvogels zijn hoofdzakelijk afkomstig uit de Vlaamse Broedvogelatlas 2000-2002 (Vermeersch *et al.*, 2004), aangevuld met gegevens van lokale inventarisaties en overige veldkennis tot 2014 (Feys & Vermeersch, 2014).

Voor de indeling in de risicoatlas, werd gekozen om de weidevogelkerngebieden als 'zeer belangrijk' te classificeren en de overige gebieden als 'belangrijk'.

////////////////////////////////////

Tabel 20 Criteria voor indeling van de weidevogelgebieden in de risicoatlas (zie ook Feys & Vermeersch (2014)).

Waarde	Criterium: beste gebieden	Risicoklasse
Gebieden		
Belangrijk	Weidevogelgebieden op basis van Feys & Vermeersch (2014) met uitzondering van bijkomend afgebakende kerngebieden (zie 'zeer belangrijk' hieronder).	2
Zeer belangrijk	Weidevogelkerngebieden op basis van Feys & Vermeersch (2014).	3
Bufferzones rond gebieden		
	1000 m bufferzone rond alle gebieden.	1



Figuur 32 Risicobepaling van de belangrijke en zeer belangrijke weidevogelgebieden inclusief de 1000 m bufferzones.

8.1.1.3.5 Deelkaart 'akkervogelgebieden'

Om de negatieve trend in de populaties van akkervogels tegen te gaan, kunnen landbouwers beheerovereenkomsten afsluiten (zie www.vlm.be). Deze beheerovereenkomsten kunnen alleen gesloten worden binnen gebieden die daarvoor geselecteerd werden op basis van wetenschappelijke criteria. In 2009 maakte het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek een kaart met de belangrijkste akkervogelgebieden in Vlaanderen (Hens *et al.*, 2009). In 2014 verscheen een update van de akkervogelkaart (Feys & Vermeersch, 2014). Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens vrij volledig zijn in alle provincies.

Akkervogelgebieden kunnen ook buiten het broedseizoen aantrekkelijk zijn voor pleisterende en rustende vogels. Bijvoorbeeld kieviten, goudplevieren, houtduiven en spreeuwen gebruiken deze gebieden tijdens de trek en/of om te overwinteren.

Criteria voor afbakening en indeling van de akkervogelgebieden

Voor het maken van deze deelkaart werd de akkervogelkaart van Feys & Vermeersch (2014) overgenomen. Deze kaart toont de belangrijkste akkervogelgebieden in Vlaanderen. De broedvogelsoorten waarmee de kaart werd opgemaakt (Tabel 21, Figuur 33, zie ook bijlage 8.5), werden door Feys & Vermeersch (2014) ingedeeld in drie groepen:

////////////////////////////////////

Index II code 1. niet bedreigd/achteruitgaand: Kievit, gele kwikstaart, ringmus.
 Index II code 2. kwetsbaar: patrijs, veldleeuwerik.
 Index II code 3. bedreigd: geelgors, grauwe gors.

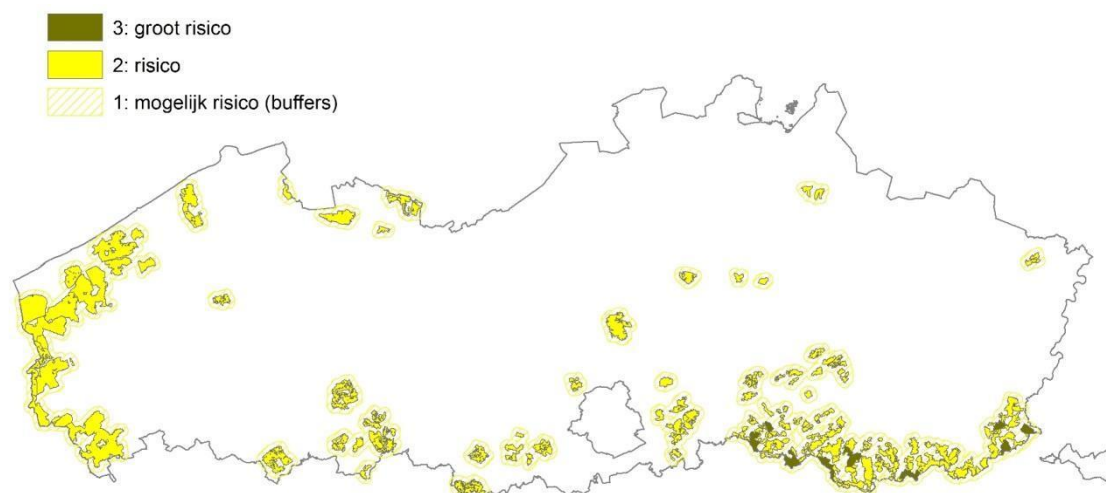
Met een broedvogelindex op basis van de status in de Vlaamse Rode Lijst, broeddichtheden, landschappelijke geschiktheid enz., selecteerde het INBO de beste gebieden (kerngebieden). Daarbij werd een onderscheid gemaakt tussen gewone en prioritaire kerngebieden. Deze laatste zijn zeer belangrijk voor prioritaire soorten zoals de grauwe gors. Bijkomend werden zogenaamde 'zoekzones' voor eventueel nieuwe beheergebieden geselecteerd. De aantallen liggen er lager en/of zijn gedaald (bv. door degradatie van het leefgebied), maar er is nog een potentieel aanwezig voor grote aantallen akkervogels.

De broedvogelgegevens zijn hoofdzakelijk afkomstig uit de Vlaamse Broedvogelatlas 2000-2002 (Vermeersch *et al.*, 2004), recentere gegevens van lokale en regionale inventarisaties en overige veldkennis tot 2014 (Feys & Vermeersch, 2014).

Voor de indeling in de risicoatlas, werd gekozen om de prioritaire kerngebieden als 'zeer belangrijk' te classificeren en de overige gebieden als 'belangrijk'.

Tabel 21 Criteria voor indeling van de akkervogelgebieden in de risicoatlas (zie ook Feys & Vermeersch (2014)). *= grauwe gors is een indicatorsoort voor zeer waardevolle, open akkervogelgebieden. Gebieden waar nog een zeer belangrijke populatie van grauwe gors aanwezig is, zijn automatisch ook zeer waardevol voor diverse andere akkervogelsoorten van het open landschap.

Waarde	Criterium: beste gebieden	Risicoklasse
Gebieden		
Belangrijk	Zoekzones en gewone kerngebieden, op basis van Feys & Vermeersch (2014)	2
Zeer belangrijk	Prioritaire kerngebieden, op basis van Feys & Vermeersch (2014)	3
Bufferzones rond gebieden		
	1000 m bufferzone rond alle gebieden	1



Figuur 33 Risicobepaling van de belangrijke en zeer belangrijke akkervogelgebieden inclusief de 1000 m bufferzones.

8.1.1.3.6 Deelkaart 'bijzondere broedvogel gebieden'

De opmaak van deze deelkaart gebeurde aan de hand van de gegevens uit het project 'Bijzondere Broedvogels Vlaanderen' (BBV) (INBO databank), aangevuld met gegevens uit het Broedvogelatlasproject 2000-2002 (Vermeersch *et al.*, 2004). Voor bepaalde nieuwe gebieden werden ook lokale gegevens tot 2014 gebruikt. Gebieden die zeer dicht bijeen liggen en ruimtelijk een geheel vormen, werden gecombineerd tot één groot gebied (bv. heide- en bosgebieden in Limburg). Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens matig volledig zijn in alle provincies.

Criteria voor afbakening en indeling van de bijzondere broedvogel gebieden

Uit de projectgegevens en overige tellingen tijdens het broedseizoen in de periode 2000 tot 2009, werden de broedvogelsoorten met de status 'met uitsterven bedreigd', 'bedreigd', 'kwetsbaar' of 'zeldzaam' (Rode Lijst van broedvogels in Vlaanderen) en/of die vermeld zijn in Bijlage I van de Vogelrichtlijn (Tabel 22, Figuur 34). De soorten die reeds voor de weide- en akkervogelkaarten en de broedkoloniekartaart werden gebruikt (zie bijlage 8.5), zijn niet weerhouden. Exoten zoals Canadese gans en nijlgans zijn ook niet weerhouden.

Voor deze deelkaart werden enkel die gebieden geselecteerd die meer dan 2 % van de geschatte Vlaamse broedpopulatie herbergden. In deze gebieden waren de betreffende bijzondere broedvogelsoorten tijdens het broedseizoen als broedverdacht of zeker broedend minstens 1 keer aanwezig in de periode 2000 tot 2009 (of voor nieuwe gebieden tot 2014). De onderstaande waarden tussen haakjes hebben respectievelijk betrekking op de populatieschatting van het aantal broedkoppels/territoria in Vlaanderen in 2007 (Vermeersch & Anselin 2009) en op de 2 % waarde van die populatie.

BBV soorten in de Rode Lijst

- Met uitsterven bedreigd: roerdomp (20, 1), woudaap (21, 1), grauwe kiekendief (1, 1), strandplevier (23, 1), kuifleeuwerik (7, 1), tapuit (7, 1), snor (11, 1), grote karekiet (2, 1), grauwe klauwier (28, 1).
- Bedreigd: zomertaling (160, 3), porseleinhoen (10, 1).
- Kwetsbaar: kluut (425, 8), nachtzwaluw (500, 10), boomleeuwerik (500, 10).

BBV soorten enkel in Bijlage I van de Vogelrichtlijn.

wespendief (220, 4), bruine kiekendief (90, 1), blauwe kiekendief (1, 1), slechtvalk (27, 1), steltkluut (1, 1).

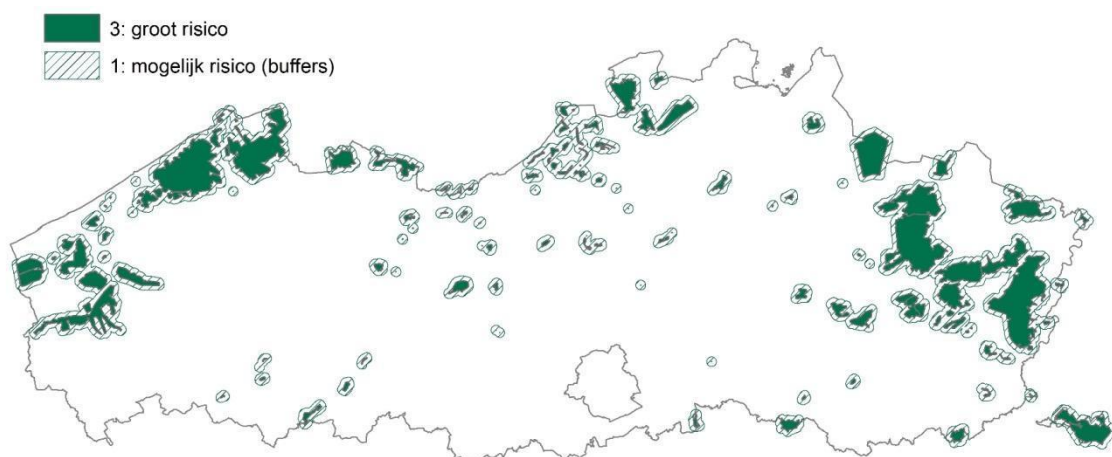
Overige BBV soorten met categorie 'zeldzaam' in de Rode Lijst van Devos *et al.* (2004).

bontbekplevier (8, 1), graszanger (87, 1), cetti's zanger (180, 3), baardmannetje (40, 1), buidelmees (1, 1).

Voor de update van 2015 hebben we geen recente gegevens gebruikt om de cijfergegevens van de gebieden in de risicoatlas aan te passen. Er werden wel enkele correcties uitgevoerd aan de perimeters van de gebieden inclusief toevoegingen en schrappingen.

Tabel 22 Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart 'bijzondere broedvogels'. Er werd gebruikgemaakt van vastgestelde maximale aantallen broedparen in de periode 2000 tot 2009 (voor bepaalde gebieden tot 2014).

Waarde	Criterium: de aanwezigheid van broedparen/territoria	Risicoklasse
Gebieden		
Zeer belangrijk	Aanwezigheid van minimaal 2 % van de huidige Vlaamse broedpopulatie/territoria van een soort. Bijkomende info in de risicoatlas: • Aanwezigheid van een Natura 2000-soort bij bovenstaand criterium. • Aanwezigheid van Rode-Lijstsoorten uit de categorieën met uitsterven bedreigd, bedreigd, kwetsbaar en zeldzaam (bij bovenstaand criterium).	3
Bufferzones rond gebieden		
	1000 m bufferzone rond alle gebieden	1



Figuur 34 Risicobepaling van de zeer belangrijke gebieden met bijzondere broedvogels en 1000 m bufferzones errond.

8.1.1.3.7 Deelkaart 'voedseltrek'

In de deelkaart 'voedseltrek' is enkel lokale trek opgenomen van vogels in en rond belangrijke pleister- en rustgebieden gedurende het winterhalfjaar. Het gaat hoofdzakelijk om trek van watervogels en steltlopers. De trekroutes werden afgebakend op basis van de vorige beleidsondersteunende vogelatlas (Everaert *et al.*, 2003), voor enkele gebieden aangevuld met nieuwe gegevens van lokale ornithologen en het INBO (tot 2014), resultaten van onderzoek bij eerder geplande windturbinelocaties enz.

De trekroutes zijn weergegeven als zones waarbinnen kan verwacht worden dat de meeste vogels vliegen. De breedte ervan is variabel en gebaseerd op tellingen, ruimtelijke eigenschappen (bv. langs waterlopen), afstand tot de pleister- en rustgebieden enz. In de meeste gevallen varieert de breedte tussen 1000 en 2000 m. In bepaalde zones werd een bredere corridor aangeduid omwille van een combinatie met andere, nabije trekroutes of door de aanwezigheid van verspreide trek over een breed front. Om een barrière-effect door windturbines op de voedselvluchten van duikenden te voorkomen, adviseerden Dirksen *et al.* (2007) en Winkelman *et al.* (2008) om t.h.v. dergelijke trekzones een open corridor met een breedte van minimum 1000 m te behouden. Afhankelijk van de soorten, vliegrichting, eventuele combinaties van meerdere vliegroutes en eigenschappen van het landschap, kan het aangewezen zijn om bredere zones vrij te houden.

Op basis van een ruwe inschatting van de volledigheid van de gegevens in vergelijking met de geschatte werkelijke situatie, kunnen we stellen dat de gegevens onvoldoende volledig zijn in alle provincies, met de laagste volledigheid in Limburg en Vlaams-Brabant.

Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart 'voedseltrek'

In tabel 23 en figuur 35 zijn de criteria weergegeven voor lokale voedseltrekroutes. De meeste beschikbare gegevens zijn van eenden, ganzen en steltlopers (zie ook soortgroepen in de pleister- en rustgebieden van watervogels en steltlopers in deel 7.1.1.3.1).

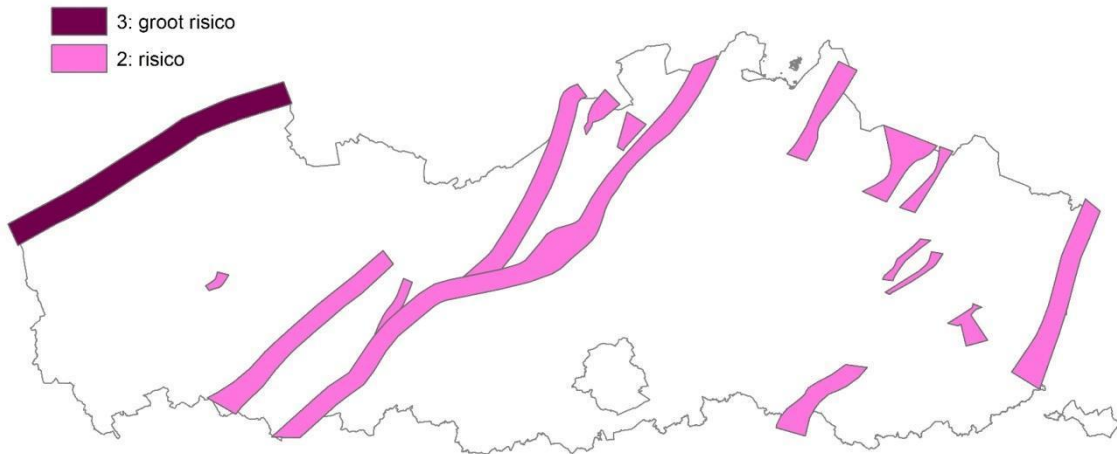
Tabel 23 Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart 'voedseltrek'.

Waarde	Criterium: het maximaal aantal vogels per 24 u.	Risicoklasse
Trekroutes		
Belangrijk	100-2000 (gebruikte klassen voor verdere detailinformatie: 100-500, 500-1000, 1000-2000)	2
Zeer belangrijk	Meer dan 2000 (gebruikte klassen: 2000-5000, 5000-10000)	3

////////////////////////////////////

Tabel 25 Criteria voor afbakening en indeling van de deelkaart seizoentrek.

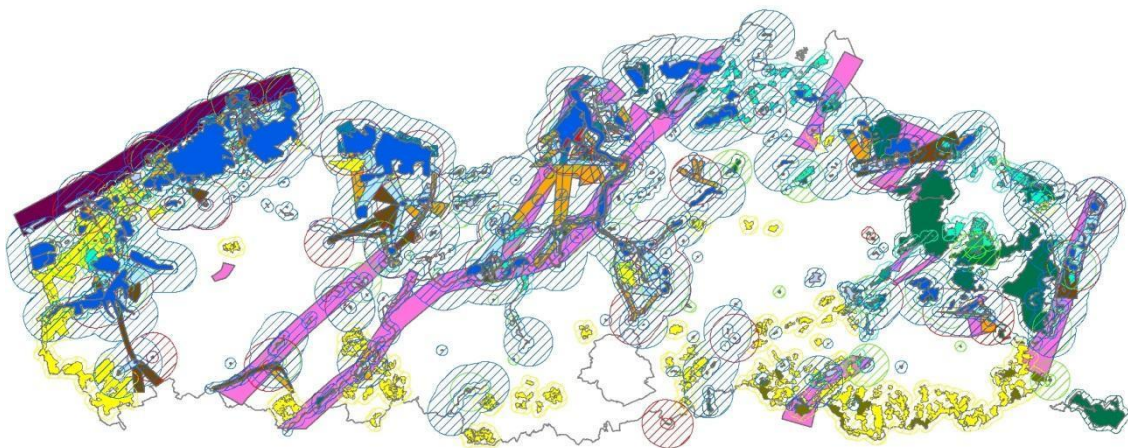
Waarde	Criteria	Risicoklasse
Trekroutes		
Belangrijk	Grote landschappelijk opvallende waterwegen (Schelde, Leie, Maas) en/of landschappen die gemakkelijk ruimtelijk gevolgd kunnen worden	2
Zeer belangrijk	Kuststrook	3



Figuur 37 Risicobepaling van de zones met gekende of te verwachten verhoogde seizoenstrek vogels (stuwtrek op macro- tot mesoniveau).

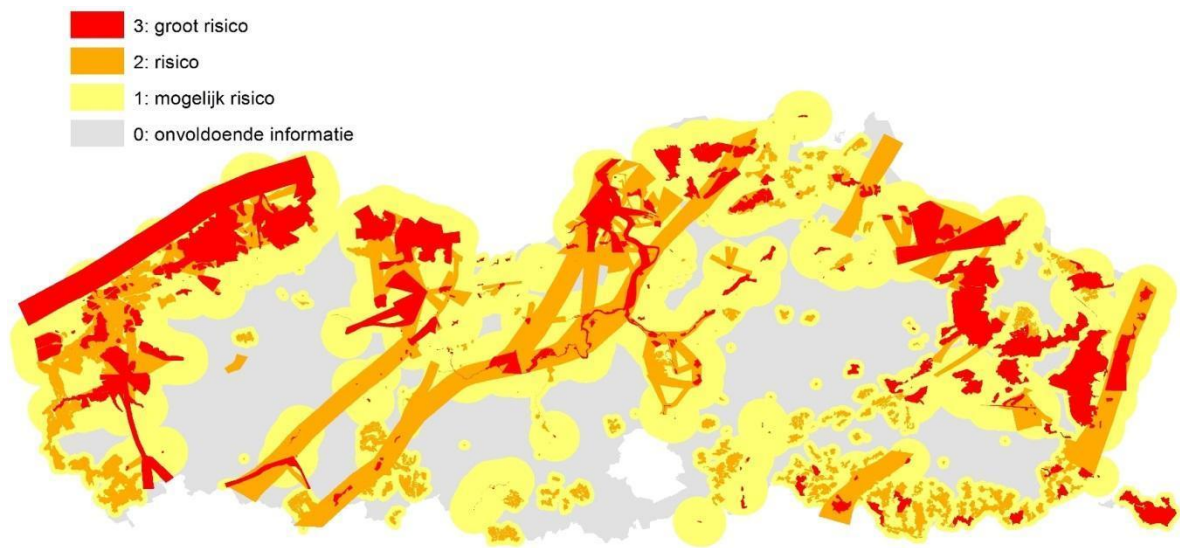
8.1.1.4 Synthesekaart

De deelkaarten kunnen elk apart en samen (Figuur 38) geraadpleegd worden in de risicoatlas. Het is aanbevolen om bij onderzoek i.f.v. projecten steeds de gegevens per deelkaart te raadplegen.

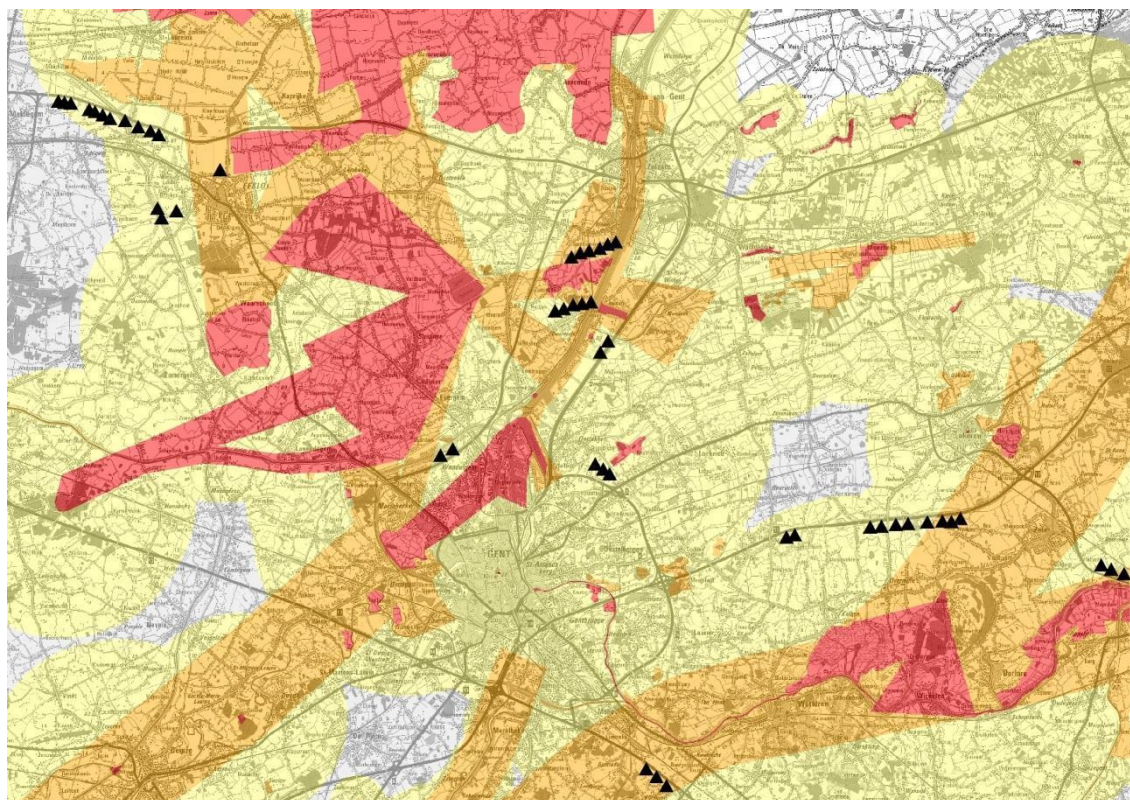


Figuur 38 Alle deelkaarten van de risicoatlas vogels samen weergegeven (boven elkaar voorgesteld).

De syntheseskaart (Figuur 39, 40) bestaat uit een combinatie van alle deelkaarten. De deelkaarten werden samengevoegd. De risicoklasse is steeds de hoogste klasse van de samenstellende kaarten.



Figuur 39 Syntheseskaart Vlaamse risicoatlas vogels-windturbines.



Figuur 40 Fragment van de risicoatlas vogels-windturbines uit de regio Gent. De zwarte driehoeken zijn bestaande turbines (toestand 2014). Boven: verschillende deelkaarten. Onder: syntheseskaart. Legende, zie figuur 18.

8.1.1.5 Attributentabel informatie van de kaarten

8.1.1.5.1 Pleister- en rustgebieden watervogels en steltlopers

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Gebiedsnaam of 'Bufferzone'	GEBIED	Gebiedsnaam, of in geval van 1 km en/of 5 km buffer rond pleister- en rustgebieden de naam "bufferzone"
Som van aantallen voor alle soorten	PGgwmax	Gemiddelde van de wintermaxima van het totaal aantal getelde watervogels en steltlopers in de winterperiodes 2000/2001 tot 2009/2010. Voor sommige nieuwe gebieden met meer actuele informatie op basis van de beschikbare gegevens.
Bijlage I Vogelrichtlijn soorten	PGn2000	Bijlage I-lijst soorten van de Vogelrichtlijn
Soorten met min. 1 % internationale populatie	PG1procent	Soorten die regelmatig met minstens 1 % van de biogeografische (NW-Europese) populatie worden vastgesteld in het gebied
Soorten met min. 2 % Vlaamse populatie	PGvl2pr	Soorten die regelmatig met 2 % van de Vlaamse winterpopulatie voorkomen in het gebied
Soorten met min. 15 % Vlaamse populatie	PGvl15pr	Soorten die regelmatig met 15 % van de Vlaamse winterpopulatie voorkomen in het gebied
Bufferzone (m)	PGbuffer	Afstand (1000 of 5000 m) van een bufferzone, in geval van "bufferzone" als gebiedsnaam
Risicoklasse	knelpunt	Risicoklasse 1, 2 of 3

8.1.1.5.2 Slaapplaatsen

Betekenis (benaming) in geoloket	Code in GIS tabel	Detail betekenis (indien van toepassing)
Gebiedsnaam of 'Bufferzone'	GEBIED	Gebiedsnaam, of in geval van 1 km en/of 5 km buffer rond de slaappleatsen de naam "bufferzone"
Som van aantallen voor alle soorten	SPaantal	Som van de vastgestelde maxima aantallen in de winterperiodes 2000/2001 tot 2009/2010. Voor sommige nieuwe gebieden met meer actuele informatie op basis van de beschikbare gegevens.
Soort 1	SPsoort1	soortnaam
Aantal voor soort 1	SPaantal1	Vastgesteld maxima aantal
Soort 2	SPsoort2	
Aantal voor soort 2	SPaantal2	
Soort 3	SPsoort3	
Aantal voor soort 3	SPaantal3	
Soort 4	SPsoort4	
Aantal voor soort 4	SPaantal4	
Soort 5	SPsoort5	
Aantal voor soort 5	SPaantal5	
Bijlage I Vogelrichtlijn soorten	SPn2000	Soorten van de Bijlage I-lijst van de Vogelrichtlijn

8.1.2.1 Materiaal en methode

- Foeragegedrag, en tot een bepaald niveau ook trekgedrag, wordt benaderd vanuit het landschap. We baseren ons hiervoor op de leefgebieden en risicozones errond zoals o.m. beschreven in Winkelman *et al.* (2008), Rydell *et al.* (2010), Rodrigues *et al.* (2015) en NatureScot *et al.*, 2021; SPW-ARNE, 2024). Het resultaat is een risicoatlas van potentieel belangrijke foerageergebieden en trekroutes.
- Winterverblijven zijn vrij goed gekend voor bepaalde soorten en locaties (bv. ijskelders, mergelgroeven), maar voorlopig onvoldoende gebiedsdekkend in Vlaanderen om via een risicoatlas voor elke lokatie een uitspraak te kunnen doen. Voor de bescherming van zeldzame soorten kan de exacte locatie van bepaalde verblijven niet publiek vrijgegeven worden. De informatie is daarom (voorlopig) niet geïntegreerd in de risicoatlas.
- Zomerkolonies (in hoofdzaak de zogenaamde kraamkolonies, zie 3.2.1) zijn minder goed gekend dan winterverblijfplaatsen. De beschikbare data in Vlaanderen is dermate beperkt dat deze (voorlopig) niet is opgenomen in de risicoatlas.
- Verplaatsingen tussen verblijfplaatsen en van en naar foerageergebied zijn slecht gekend en niet behandeld in de risicoatlas.

Er is in de risicoatlas (voorlopig) geen gebruik gemaakt van actuele verspreidingsgegevens. Die zijn onvoldoende gebiedsdekkend voor Vlaanderen aanwezig (zie boven). Bij het gebruik van de risicoatlas is voorzichtigheid geboden. De risicoatlas beperkt zich tot het aangeven, op schaal Vlaanderen, van 'potentieel leefgebied'. Maar ook met deze methode zijn er beperkingen in volledigheid. Leefgebieden en trekroutes kunnen ook buiten de hier afgebakende potentiële risicozones liggen. Er is immers een gebrek aan kennis over de verspreiding (zie deel 3.2). Het is onmogelijk om in een risicoatlas op niveau Vlaanderen de mate van een potentieel risico op projectniveau volledig aan te geven, omdat hiervoor een meer plaatselijke ruimtelijke analyse nodig is. Mede om die reden zijn oude bossen (risicoklasse 3 in tabel 20) nog niet opgenomen in de risicoatlas. De risicoatlas is dan ook enkel een startpunt voor de effectbeschrijving en -beoordeling van geplande windturbines.

Gekende risicovolle plaatsen op basis van de review publicaties Winkelman *et al.* (2008) en Rodriques *et al.* (2015) zijn:

- verblijfplaatsen van vleermuizen zoals voortplantings- en overwinteringslocaties, incl. zwermgedrag rond deze locaties (incl. buffer van 500 m);
- voedselgebieden zoals bosgebieden en wetlands (incl. buffer van 200 m);
- voor foerageren aantrekkelijke landschapselementen¹ zoals: bosjes, bosranden, laanbomen, waterpartijen, waterlopen en grote hagen (incl. buffer van 200 m);
- verbindings- en trekroutes¹ zoals: de randen van rivierdalen, rivierlopen, kustlijnen, landschapselementen als grote hagen en bomenrijen (incl. buffer van 200 m).

Er moet worden bemerkt dat ook langs snelwegen relatief veel vleermuizen aanwezig kunnen zijn op (lokale) vliegroutes. Een studie in Nederland kon geen significant verschil aantonen tussen vleermuisactiviteit van gewone dwergvleermuis en laatvlieger op 0-50 m versus 50-100 m afstand van snelwegen. Sommige soorten zullen snelwegen wel meer mijden, maar de gemiddelde soortensamenstelling was in het betreffende onderzoek ongeveer gelijk (Boonman & Smit, 2011).

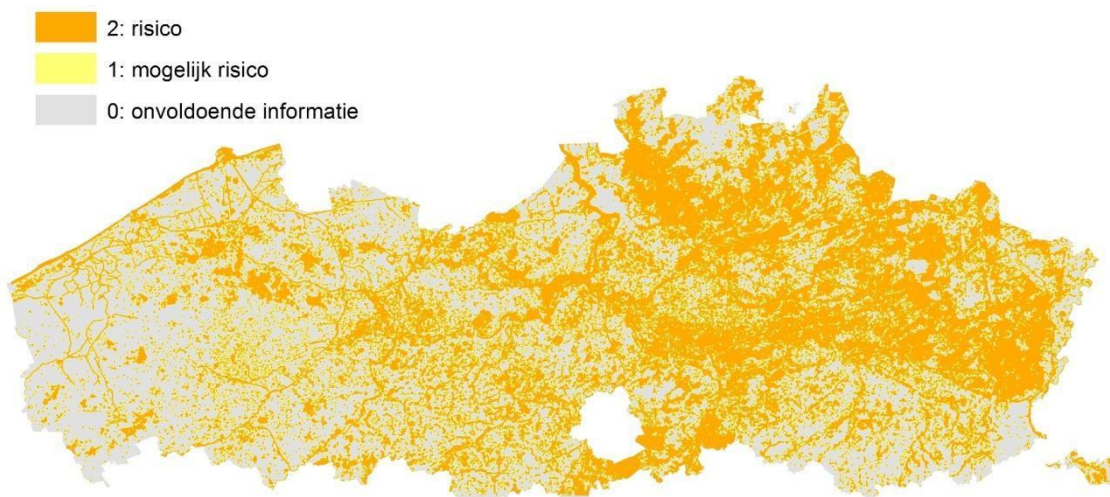
Criteria voor de gehanteerde risicoklassen in de Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines. Risicozone identificatie in rode kleur moet nog op projectniveau gebeuren (niet in huidige kaarten).

- (1) Data uit de 1 m² rasterkaart van de officiële Boswijzer 2013 (= op basis van 'hooggroen' in de Groenkaart 2013, meer bepaald bomen hoger dan 3 m).
- (2) Data op basis van de Biologische Waarderingskaart (BWK, versie 2.0).
- (3) Betekenis van 'verblijfplaatsen': exacte locatie (of zo exact mogelijk) van kraamkolonies, paarverblijfplaatsen en/of overwinteringsplaatsen (zie ook 3.2.1.).
- (4) De 'risicosoorten' voor mortaliteit zijn gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis, kleine dwergvleermuis, rosse vleermuis, bosvleermuis, laatvlieger, tweekleurige vleermuis en mopsvleermuis (Rodrigues *et al.* 2015, NatureScot *et al.* 2021, zie ook 4.8.3 en 4.9.3, en bijlage 8.8) maar gewone en ruige dwergvleermuis en laatvlieger zijn niet zeldzaam, en van kleine dwergvleermuis en tweekleurige vleermuis zijn nog geen (vaste) verblijfplaatsen bekend.
- (5) Omwille van verstoring (mogelijk betekenisvol effect op vleermuisactiviteit, zie 4.8.4 en 4.9.4). Minstens voor de in Vlaanderen bedreigde soorten bosvleermuis, vale vleermuis, meervleermuis, ingekorven vleermuis, bechsteins vleermuis, grijze grootoor en mopsvleermuis.
- (6) IUCN Rode Lijst zoogdieren in Vlaanderen, categorie 'kwetsbaar', 'bedreigd' of 'ernstig bedreigd' (Maes *et al.*, 2014).
- (7) Waterrijke gebieden volgens definitie in het Natuurdecreet: gebieden met moerassen, vennen, veen- of plasgebieden, natuurlijk of kunstmatig, blijvend of tijdelijk, met stilstaand of stromend water, zoet, brak of zout, met inbegrip van zeewater, waarvan de diepte bij eb niet meer is dan zes meter.
- (8) Hiervoor kan de Bosleeftijdskaart (geopunt.be) als eerste indicatie worden gebruikt met criterium bos met bomen die voor 1930 zijn ontstaan. Een terreinbezoek is wel noodzakelijk, want echte leeftijd van bomen komt niet altijd overeen met de Bosleeftijdskaart, en bepaalde parken zijn niet opgenomen in die kaart.

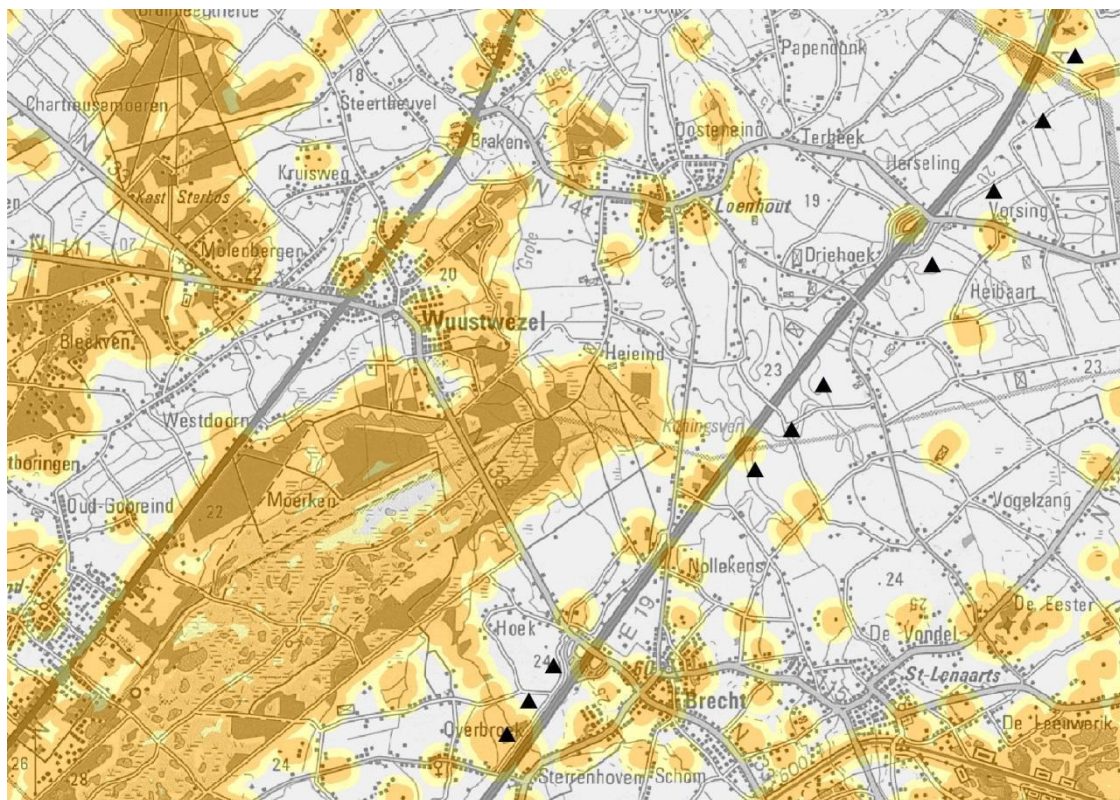
Pagina 171 van 208

8.1.2.3 Synthesekaart

De figuren 41 en 42 geven een beeld van de huidige beschikbare Vlaamse risicoatlas voor vleermuizen, exclusief de risicozone identificatie die op project- of planniveau moet gebeuren. Voor een bepaalde locatie wordt telkens de maximumscore weergegeven. Valt een locatie bijvoorbeeld onder risicoklasse 1 omwille van de nabijheid van een kanaal en tegelijk onder risicoklasse 2 omwille van de directe nabijheid van een bos langs dat kanaal, dan heeft de risicoklasse voor die locatie in de risicokaart klasse 2.



Figuur 41 Vlaamse risicoatlas vleermuizen-windturbines.



Figuur 42 Risicoatlas vleermuizen en bestaande turbines (zwarte driehoeken). Legende, zie figuur 20.

BROEDSEIZOEN IN PLEISTER- EN RUSTGEBIED

Tabel 27 De 20 en 10 respectievelijk meest voorkomende watervogel- en steltlopersoorten buiten de broedperiode in de gekende pleister- en rustgebieden. In de deelkaart 'pleister- en rustgebieden watervogels en steltlopers' werden voor de bepaling van het gemiddelde van alle soorten per gebied meer soorten meegenomen, nl. alle soorten ganzen, zwanen, reigers, eenden, overige watervogels en steltlopers, excl. exoten, meeuwen, hoenders en rallen. Exoten werden niet in beschouwing genomen/meegerekend. Hoewel de aantallen in onderstaande tabel niet meer actueel zijn, geven ze in het kader van een effectinschatting wel een goede indicatie (zie ook deel 4.3).

Soort	Gemiddelde 2000/2001- 2009/2010 in pleister- en rustgebieden Vlaanderen	Bijlage I lijst, Vogel- richtlijn	2 % norm Vlaamse winter- populatie in pleister- en rustgebieden	15 % norm Vlaamse winter- populatie in pleister- en rustgebieden	1 % norm biogeografische populatie (Wetlands International 2006)
dodaars	852		17	128	4.000
fuut	2.278		46	342	3.600
aalscholver	4.197		84	629	3.900
blauwe reiger	1.185		24	178	2.700
knobbelzwaan	618		12	93	2.500
kleine zwaan	280	x	6	42	200
toendrarietgans	1.942		39	291	6.000
kleine rietgans	30.391		608	4.559	420
kolgans	41.426		829	6.214	10.000
grauwe gans	16.037		321	2.406	5.000
bergeend	5.084		102	763	3.000
smient	74.076		1.482	11.111	15.000
krakeend	9.376		188	1.406	600
wintertaling	30.411		608	4.562	5.000
wilde eend	75.694		1.514	11.354	20.000
pijlstaart	2.611		52	392	600
slobeend	4.084		82	613	400
tafeleend	14.654		293	2.198	3.500
kuifeend	12.974		259	1.946	12.000
brilduiker	308		6	46	11.500
scholekster	2.620		52	393	10.200
kluut	487	x	10	73	730
goudplevier	4.854	x	97	728	7.500
kievit	46.486		930	6.973	20.000
bonte strandloper	3.128		63	469	13.300
kemphaan	1.575	x	32	236	12.500
watersnip	806		16	121	20.000
grutto	1.636		33	245	1.700
wulp	5.782		116	867	8.500
steenloper	1.319		26	198	1.500

8.3 MEEGENOMEN VOGELSOORTEN BUITEN BROEDSEIZOEN OP DE SLAAPPLAATSEN

Tabel 28 Vogelsoorten buiten het broedseizoen die mee werden opgenomen voor de deelkaart 'slaapplaatsen'. * = Bepaald op basis van watervogeltellingen en ganzentellingen in de pleister- en rustgebieden (INBO databank), geen bruikbare gegevens voorhanden van slaapplaatstellingen. Hoewel de aantallen in onderstaande tabel niet meer actueel zijn (tot 2010), geven ze in kader van een effectinschatting een goede indicatie.

Soort	Maximum op slaapplaatsen of pleister- en rustgebieden in Vlaanderen	Bijlage I lijst, Vogel-richtlijn	2 % norm Vlaamse populatie op slaapplaatsen	15 % norm Vlaamse populatie op slaapplaatsen	1 % norm biogeografische populatie (Wetlands International 2006)
aalscholver	5.582		112	837	3.900
kleine zwaan	578*	x	12	87	200
toendrarietgans	6.298*		126	945	6.000
kleine rietgans	37.941*		759	5.691	420
kolgans	55.592*		829	6.214	10.000
grauwe gans	23.079*		321	2.406	5.000
wulp	8.216		164	1.232	8.500
kokmeeuw	203.179		4.064	30.477	20.000
stormmeeuw	139.624		2.792	20.944	20.000
grote mantelmeeuw	860		17	129	1.800
kleine mantelmeeuw	662		13	99	5.500
zilvermeeuw	19.474		389	2.921	20.000

8.4 MEEGENOMEN VOGELSOORTEN VOOR DE BROEDKOLONIES

Tabel 29 Vogelsoorten tijdens het broedseizoen die mee werden opgenomen voor in de deelkaart 'broedkolonies'. * = De populatie van het totaal aantal individuen moet vergeleken worden met het aantal broedkoppels x3 (2 ouder vogels en gemiddeld 1 jong per nest). Hoewel de aantallen in onderstaande tabel niet meer actueel zijn (tot 2010), geven ze in het kader van een effectinschatting een goede indicatie.

Soort	Maximum aantal broedkoppels van kolonies Vlaanderen	Bijlage I lijst, Vogel-richtlijn	2 % norm Vlaamse populatie broedkoppels in kolonies	15 % norm Vlaamse populatie broedkoppels in kolonies	1 % norm biogeografische populatie (Wetlands International 2006)
aalscholver	1.227		25	184	3.900*
blauwe reiger	2.450		49	368	2.700*
kleine zilverreiger	36	x	1	5	1.300*
lepelaar	19	x	0	3	110*
ooievaar	60	x	1	9	930*
zwartkopmeeuw	1.120	x	22	168	6.600*
kokmeeuw	22.000		440	3.300	20.000*
kleine mantelmeeuw	4.748		95	712	5.500*
zilvermeeuw	2.570		51	386	20.000*
visdief	3.052	x	61	458	1.900*
grote stern	4.067	x	81	610	1.700*
dwergstern	224	x	4	34	490*

////////////////////////////////////

8.5 BROEDVOGELSOORTEN RISICOATLAS VOGELS-WINTURBINES

Tabel 30 Broedvogelsoorten van het bijzondere broedvogel (BBV) project, Rode Lijst* van broedvogels inclusief categorie 'zeldzaam', en bijlage I-lijst Vogelrichtlijn, die al dan niet werden meegenomen voor de opmaak van de deelkaarten Broedkolonies (BK), Weidevogelgebieden (WG), Akkervogelgebieden (AG) en Bijzondere Broedvogels (BV), excl. exoten. * = Rode-Lijstcategoriën 0 (uitgestorven), 1 (met uitsterven bedreigd), 2 (bedreigd), 3 (kwetsbaar) en Z (zeldzaam). Zie Devos et al. (2004).

Soort	BBV projectsoort	Rode Lijst	Bijlage I lijst	Niet meegenomen	Deelkaart
aalscholver	x				BK
roerdomp	x	1	x		BV
woudaap	x	1	x		BV
kwak	x	Z	x		BK
kleine zilverreiger	x	Z	x		BK
grote zilverreiger	x		x	x	
blauwe reiger	x				BK
ooievaar	x		x		BK
lepelaar	x		x		BK
zomertaling	x	2			BV
slobeend					WG
pijlstaart	x	Z		x	
wespendief	(x)		x		BV
rode wouw	x	Z	x	x	
zwarte wouw	x		x	x	
bruine kiekendief	x		x		BV
blauwe kiekendief	x		x		
grauwe kiekendief	x	1	x		BV
slechtvalk	x		x		BV
korhoen	x	0	x	x	
patrijs		3			AV
porseleinhoen	x	2	x		BV
kwartelkoning	x	1	x		WG
scholekster					WG
steltkluut	x	Z	x		BV
kluut	x		x		BV
kemphaan		0	x	x	
bontbekplevier	x	Z			BV
strandplevier	x	1			BV
kievit					WG-AG
watersnip	x	1			WG
grutto					WG
wulp					WG
tureluur	x	3			WG
zwartkopmeeuw	x		x		BK
kokmeeuw	x				BK
stormmeeuw	x	Z		x	
kleine mantelmeeuw	x	3			BK
zilvermeeuw	x				BK
visdief	x	3	x		BK
grote stern	x	1	x		BK
dwergstern	x	1	x		BK
noordse stern	x	Z		x	

8.6 MAXIMALE FOERAGEERAFSTANDEN VOGELRICHTLIJNSOORTEN

Tabel 31 De maximale foerageerafstanden (in km) voor 97 Nederlandse vogelrichtlijnsoorten in en buiten het broedseizoen, als hulpmiddel voor het bepalen van de grootte van het studiegebied (reikwijdte mogelijke effecten op de lokale populaties). Per soort per afstand is een bronvermelding gegeven (zie daarvoor in van der Vliet *et al.* (2011)). Het liggend streepje betekent dat de soort voor de betreffende periode geen instandhoudingsdoelstelling heeft. ND betekent no data; er is geen opgave voor afstand voor relevante instandhoudingsdoelstelling beschikbaar. Gebiedsgebonden houdt in dat soorten gebiedsgebonden zijn wanneer zij uitsluitend binnen hun voortlevingsgebied foerageren en dus geen pendelvuchten tussen verblijf- en foerageerplaatsen ondernemen; een aantal soorten is alleen in het broedseizoen gebiedsgebonden. Meer informatie in van der Vliet *et al.* (2011).

Soort	Foerageerafstand in broedseizoen	Foerageerafstand buiten broedseizoen
Aalscholver	70 (van Dam et al. 1995)	20 (van der Hut et al. 2007)
Bergeend	-	3 (van der Hut et al. 2007)
Blauwborst	0 – gebiedsgebonden	-
Blauwe kiekendief	5 (Brenninkmeijer et al. 2006)	-
Bontbekplevier	3 (van der Hut et al. 2007)	8 (van der Hut et al. 2007)
Bonte strandloper	-	12 (van der Hut et al. 2007)
Boomleeuwerik	0 – gebiedsgebonden	-
Brandgans	-	30 (Nolet et al. 2009)
Brilduiker	-	5 (van der Hut et al. 2007)
Bruine kiekendief	5 (Brenninkmeijer et al. 2006)	-
Dodaars	0 – gebiedsgebonden	0 – gebiedsgebonden
Draaihals	0 – gebiedsgebonden	-
Drieteenstrandloper	-	1 (van der Hut et al. 2007)
Duinpieper	0 – gebiedsgebonden	-
Dwerggans	-	ND
Dwergmeeuw	-	0 – gebiedsgebonden
Dwergster	5 (van der Hut et al. 2007)	-
Eider	15 (van der Hut et al. 2007)	0 – gebiedsgebonden
Fuut	-	0 – gebiedsgebonden
Geeuwde fuut	0 – gebiedsgebonden	0 – gebiedsgebonden
Goudplevier	-	15 (Gillings et al. 2005)
Grauwe gans	-	30 (Nolet et al. 2009)
Grauwe kiekendief	17 (Bijlsma 1993)	-
Grauwe klauwier	0 – gebiedsgebonden	-
Groenpootruiter	-	8 (van der Hut et al. 2007)
Grote karekiet	0 – gebiedsgebonden	-
Grote stern	30 (van der Hut et al. 2007)	-
Grote zaagbek	-	ND
Grote zilverreiger	ND	15 (Nienhuis 2007)
Grutto	-	ND

8.7 AANVARINGSKANS LOKALE VLEGBEWEGINGEN VOGELS

Tabel 32 De kolom '50-150 m' geeft de globale aanvaringskans voor lokale vliegbewegingen bij grote moderne windturbines (> 1 MW). Let wel, tijdens de seizoenstrek (niet meegenomen in de tabel) vliegen veel vogels uit andere groepen (zoals zangvogels) hoger dan 50 m. Waarden tussen haakjes betekenen dat de aanvaringskans (globaal gezien) onzeker is of eerder uitzonderlijk. De vlieghoogte kan echter verschillen al naargelang de soort, het gebied, de omgeving, de periode van het jaar en de weersomstandigheden. Bij twijfelgevallen over een mogelijk betekenisvol effect, zullen gerichte tellingen in kader van het project of plan meer duidelijkheid kunnen brengen. Verdere informatie over aanvaringskansen is terug te vinden in deel 4.8 en publicaties waaronder Drewitt & Langston (2006), Hötter et al. (2006), Hötter (2006), Winkelman et al. (2008), Everaert (2008e), Gove et al. (2013) en Everaert (2014).

Soortgroep	Vlieghoogtes lokale vliegbewegingen zowel binnen als buiten broedseizoen	
	0-50 m	50-150 m
zwanen	X	X
ganzen	X	X
eenden	X	X
patrijs, kwartel(-koning)	X	(X)
futen	X	(X)
aalscholver	X	X
reigers, ooievaars	X	X
roofvogels	X	X
rallen	X	(X)
kraanvogels	X	X
steltlopers	X	X
meeuwen	X	X
sterns	X	X
duiven	X	X
koekoek	X	(X)
uilen	X	(X)
nachtzwaluw	X	X
gierzwaluwen	X	X
ijsvogel	X	
spechten	X	(X)
leeuweriken, piepers	X	X
zwaluwen	X	X
kwikstaarten	X	
lijsters	X	X
meeste kleine zangvogels	X	
boomklevers	X	
klaauwieren	X	
ekster, gaai	X	
kraaien	X	(X)
spreeuw	X	X

////////////////////////////////////

8.8 AANVARINGSKANS VLEERMUIZEN

Tabel 33 Vlieghoogtes, algemene aanvaringskansen van de in Vlaanderen voorkomende vleemuizen. Inclusief vermelding van de status in Vlaanderen en van de Europese bescherming volgens de Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG), op basis van Winkelman *et al.* (2008), Rodrigues *et al.* (2015), Lefevre & Boers (2009), Europese Commissie (2010), Rydell *et al.* (2010)

Soortnaam	Vlieghoogte ook 50-200 m (< 50 m = alle soorten)	Risico (relatief) op sterfte door turbines	Aanwezig in Vlaams Gewest		Habitat- richtlijn, bijlage 2 en 4
			zomer	winter	
gewone grootoor	(X)	-	++	x	4
grijze grootoor	(X)	-	++	x	4
gewone dwergvleermuis	X	++	++	x	4
ruige dwergvleermuis	X	++	++	x	4
kleine dwergvleermuis	X	++	+		4
vale vleermuis	(X)	-	+	x	2,4
ingekorven vleermuis	(X)	-	++	x	2,4
franjestaat		-	++	x	4
watervleermuis	(X)	-	++	x	4
meervleermuis	(X)	$\pm$	++	x	2,4
gewone baardvleermuis		-	++	x	4
brandt's vleermuis	(X)	-	++	x	4
bechsteins vleermuis		-	++	x	2,4
rosse vleermuis	X	++	++	x	4
bosvleermuis	X	++	++	x	4
laatvlieger	X	+	++	x	4
tweekleurige vleermuis	X	++	+		4
mopsvleermuis	(X)	+	++	x	2,4

- In de kolom '50-200 m' geven de waarden tussen haakjes een onzekerheid weer. De vlieghoogte kan echter verschillen al naargelang het gebied, de omgeving, de periode van het jaar, de weersomstandigheden en de reactie van de vleermuizen op de windturbines (bv. aantrekking).
- Het aanvaringsrisico bij grote, moderne windturbines (> 1 MW) is overgenomen uit de review in Winkelman et al. (2008) aangevuld met informatie uit Rodrigues et al. (2015), met waarden: - = relatief laag risico, ± = mogelijk risico, += risico, +++ = hoog risico.
- Bij de kolom 'Aanwezigheid in Vlaams Gewest': x = overwinterend, + = voorkomend tijdens de zomer maar geen voortplanting, ++ = voorkomend tijdens de zomer en voortplanting vastgesteld (Lefevre & Boers, 2009; Everaert, 2015a,b).

9 REFERENCES

- Aarts B. & Bruinzeel L. (2009). De nationale windmolenrisicokaart voor vogels. SOVON-notitie 09-105. Samengesteld in opdracht van Vogelbescherming Nederland door SOVON Vogelonderzoek Nederland en Alterburg & Wymenga.
- Adriaensen F., Van Damme S., Van den Bergh E., Van Hove D., Brys R., Cox T., Jacobs S., Konings P., Maes J., Maris T., Mertens W., Nachtergale L., Struyf E., Van Braeckel A. & Meire P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. Universiteit Antwerpen (ECOB), Instituut voor Natuurbehoud, Vlaamse Gemeenschap (Afdeling Natuur), KU Leuven (Laboratorium Aquatische Ecologie). Rapportnummer: ECOBE 05-R82.
- AEWA (2015). Resolution 6.11. Addressing impacts of renewable energy deployment on migratory waterbirds. 6th SESSION OF THE MEETING OF THE PARTIES, 9-14 November 2015, Bonn.
- Ahlén I. (2003). Wind turbines and bats – a pilot study. Final report 11 December 2003. Dnr 5210P-2002-00473, P-nr. P20272-1. Department of Conservation Biology, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Sweden.
- Albouy S., Dubois Y. & Picq H. (2001). Suivi ornithologique des parcs éoliens du plateau de Garrigue Haute. ABIES bureau d'études et la LPO Aude, ADEME, Valbonne, France.
- Alvares del Villar D'Onofrio A. (2005). Foraging areas for Sandwich and Common Terns in Belgian marine waters. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in Ecological Marine Management. Vrije Universiteit Brussel en Universiteit Antwerpen.
- ANB (2018). Soortenbeschermingsprogramma voor Vleermuizen. Achtergronddocument (bijlage) bij het Ministerieel besluit houdende de vaststelling soortenbeschermingsprogramma voor vleermuizen (Chiroptera). Agentschap voor Natuur en Bos (ANB).
- Anderson A.M., Jardine C.B., Zimmerling J.R., Baerwald E.F., & Davy C.M. (2022). Effects of turbine height and cut-in speed on bat and swallow fatalities at wind energy facilities. *FACETS* 7: 1281–1297.
- Anselin A., Devos K., Vermeersch G., Stienen E. & Onkelinx T. (2013). Toelichting bij het opstellen van de rapportage in het kader van artikel 12 van de Vogelrichtlijn en status van vogelsoorten met instandhoudings-populatiedoelen en van typische vogelsoorten van Natura 2000 habitattypes. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO, INBO.R.2014.1567208.
- Arcadis (2018). Windmolenpark Haven Antwerpen rechteroever. Vleemo. Strategische Plan-MER.
- Arcadis (2021). Windenergieproject Wuustwezel-Brecht. Project-MER (PRMER-3241) Elicio, Mega Windy en Luminus. 15 augustus 2021.
- Arcadis (2022). Onderzoek ecologische effecten van kleine windturbines, regio Gooi en Vechtstreek, Regionale Energie Strategie (RES) regio Noord Holland Zuid (NHZ).
- Arnett E.B., ed. (2005). Relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of bat fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines. A final report submitted to the Bats and Wind Energy Cooperative. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA.
- 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., Barclay R.M.R. & Hein C.D. (2013). Thresholds for bats killed by wind turbines. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11:171-171.
- Arnett E.B. & May R.F. (2016). Mitigating Wind Energy Impacts on Wildlife: Approaches for Multiple Taxa," *Human-Wildlife Interactions* ; Vol. 10: Iss. 1, Article 5.

AVES environnement (2010). Parc éolien du Mas de Leuze, Saint-Martin-de-Crau. Etude de la mortalité des Chiroptères (17 mars – 27 novembre 2009). AVES environnement et le Groupe Chiroptères de Provence. Pour Energie du Delta.

Bach P., Bach L., Ekschmitt K. & Frey K. (2013). Bat activity at different wind facilities in Northwest Germany. Poster presentation. CWE conference in Stockholm 5-7 February 2013, and 3rd International Bat Meeting in Berlin 1-3 March 2013.

Balmori A. (2005). Possible effects of electromagnetic fields from phone masts on a population of White Stork (*Ciconia ciconia*). *Electromagnetic Biology and Medicine* 24:109-119.

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.

Barclay R., Baerwald E. & Gruver J. (2007). Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology* 85:381-387.

Barova S. & Streit A. (ed.) (2014). Action plan for the conservation of the bat species in the European Union 2014-2020. Report of the European Commission & EUROBATS. Draft version 24/02/2014.

Barré K., Le Viola I., Bas Y., Julliarda R. & Kerbirioua C. (2018). Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance. *Biological Conservation* 226:205–214.

Barré K., Froidevaux J.S.P., Sotillo A., Roemer C. & Kerbiriou C. (2023). Drivers of bat activity at wind turbines advocate for mitigating bat exposure using multicriteria algorithm-based curtailment. *Science of the Total Environment*, 866:161404.

Barrientos R., Martins R.C., Ascensão F., D'Amico M., Moreira F. & Borda-de-Água L. (2018). A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure driven mortality assessment studies. *Biological Conservation* 222: 146-153.

Bas Y., Kerbiriou C., Roemer C. & Julien J.F. (2020). Bat reference scale of activity levels. Version 2020-04-10 [refPF_Total_2020-04-10.csv]. Muséum national d'Histoire naturelle, France.

Behr O., Hochradel K., Mages J., Nagy M., Korner-Nievergelt F., Niermann I., Simon R., Stiller F., Weber N. & Brinkmann R. (2014). Bat-friendly operation algorithms: reducing bat fatalities at wind turbines in central Europe. Bats and Wind Energy Webinar. Webinar #1 in WREN Environmental Webinar Series, September 3, 2014.

Behr O., Brinkmann R., Hochradel K., Mages J., Korner-Nievergelt F., Niermann I., Reich M., Simon R., Weber N., Nagy M. (2017). Mitigating Bat Mortality with Turbine-Specific Curtailment Algorithms: A Model Based Approach. In 'Wind Energy and Wildlife Interactions' (pp. 135-160).

Behr O., Barré K., Bontadina F., Brinkmann R., Dietz M., Disca T., Froidevaux J., Ghanem S., Huemer S., Hurst J., Kaminsky S., Kelm V., Korner-Nievergelt F., Lauper M., Lintott P., Newman C., Peterson T., Proksch J., Roemer C. & Nagy M. (2023). Standardised and referenced acoustic monitoring reliably estimates bat fatalities at wind turbines: comments on 'Limitations of acoustic monitoring at wind turbines to evaluate fatality risk of bats'. *Mammal Review* 53.10.1111/mam.12310.

Belyaev, IY. (2005). Non-thermal Biological Effects of Microwaves. *Microwave Review* 11:13-29.

Bennett V. et al. (red) (2018). Texturizing Wind Turbine Towers to Reduce Bat Mortality. Final technical report. Texas Christian University. Project nr. DE-EE0007033 supported by the Department of Energy, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy (EERE).

Bernd D. (2021). Declines of two migratory bat species in the border triangle of Hesse, Baden-Wuerttemberg and Rhineland-Palatinate | Rückgänge zweier Wanderfledermausarten im Dreiländereck Hessen, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz. *Nyctalus* 19 (4-5), 343-355.

Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Halley, D., Hanssen, F., E., Hoel, P.L., Johnsen, L., Kvaløy, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Steinheim, Y. & Vang, R. (2009). "Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway" (BirdWind). Progress Re-port 2009. - NINA Report 505. 70 pp.

Bioinitiative (2007). The BioInitiative Report: A Rationale for a Biologically-based Public Exposure Standard for Electromagnetic Fields (ELF and RF). www.bioinitiative.org

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

Birdlife International (2005). Position Statement on Wind Farms and Birds. Adopted by the BirdLife Birds and Habitats Directive Task Force on 9 December 2005.

www.vlaanderen.be/inbo

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. Beheers eenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee, Brussel. [Construction and exploitation of a wind farm at the western port breakwater of Zeebrugge: Environmental Impact Assessment of the SPE-project. Management Unit of the North Sea Mathematical models, Brussels]

Boonman M. & Smit G. (2011). Randeffecten van snelwegen op vleermuizen. *Zoogdier* 22:18-20.

BOVA-ENVIRO (2021). Natuurtoets mbt de inplanting van drie bijkomende windturbines te Brecht-Wuustwezel. Natuurtoets - Passende Beoordeling – Toets aan het Soortenbesluit.

Brenninkmeijer A., Koopmans M. & van Dijk K. (2008). Vervolgmonitoring aanvaringsslachtoffers windpark Delfzijl-Zuid. Rapportage maart 2007 – juni 2008. Alterburg & Wymenga rapport 1058.

Brenninkmeijer A., Bolt N., Limpens H., Boonman M., Joop P., Prinsen H. & Epe M. (2021). Monitoringprotocol nieuwe windparken in Nederland (project NIEWHOL).

Brinkmann R., Korner-Nievergelt F., Behr O. & Niermann I. (2011c). Zusammenfassung der praxisrelevanten Ergebnisse und offene Fragen In: Brinkmann et al., 2011, p 425-457.

Buij R., Moonen S., Schaub T., Janssens K., Mañas J., Müsken G., van Rijn S. & van Straalen D. (2022). Het risico op aanvaringen met windturbines van zeearend en bruine kiekendief in Flevoland. Wageningen Environmental Research; rapport No. 3169.

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

- Froidevaux J.S.P., Zellweger F., Bollmann K. & Obrist M.K. (2014). Optimizing passive acoustic sampling of bats in forests. *Ecology and Evolution* 4(24): 4690–4700.
- Garthe S. & Hüppop O. (2004). Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41:724-734.
- Gaultier S.P., Blomberg A.S., Ijäs A., Vasko V., Vesterinen E.J., Brommer J.E. & Lilley T.M. (2020). The Role and Importance of the Baltic Sea Countries in the European Context of Power Transition and Biodiversity Conservation. *Environmental Science & Technology* 54(17):10385-10398.
- Gaultier S.P., Lilley T.M., Vesterinen E.J. & Brommer J.E. (2023). The presence of wind turbines repels bats in boreal forests. *Landscape and Urban Planning* 231: 104636
- Garvin J.C., Simonis J.L. & Taylor J.L. (2024). Does size matter? Investigation of the effect of wind turbine size on bird and bat mortality, *Biological Conservation* 291:110474.
- Gauthreau S.A. & Belser C.G. (1999). The behavioral responses of migrating birds to different lighting systems on tall towers. Proceedings of the Workshop 'Avian mortality at communication towers'. Cornell University, August, 11th, 1999.
- Gill J.P., Townsley, M. & Mudge, G.P. (1996). Review of the impacts of wind farms and other aerial structures upon birds. Scottish Natural Heritage Review. No. 21.
- Goislot (2021). Mortalité des chiroptères induite par les éoliennes dans le Nord-Ouest de la France: nombre de cas et distribution spatio-temporelle des espèces concernées. *Plume De Naturalistes* 5: 101–122.
- Goodman R. & Blank M. (2002). Insights into electromagnetic interaction mechanisms. *Journal of cellular physiology* 192:16-22.
- Gove B., Langston R.H.W., McCluskie A., Pullan J.D. & Scrase I. (2013). Windfarms and birds: An updated analysis of the effects of windfarms on birds, and best practice guidance on integrated planning and impact assessment. Report by Birdlife International on behalf of the Bern Convention. Council of Europe T-PVS/Inf(2013)15.
- Grontmij (2009). Afwegingskader voor windturbines vanuit faunistisch standpunt Haven van Antwerpen op de Linkerscheldeover en directe omgeving. Grontmij Belgium.
- Grünkorn T., Diederichs A., Stahl B., Poszig D. & Nehls G. (2005). Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen. Bio Consult SH, Endbericht März 2005. Im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein.
- Guest E.E., Stamps B.F., Durish N.D., Hale A.M., Hein C.D., Morton B.P., Weaver S.P. & Fritts S.R. (2022). An updated review of hypotheses regarding bat attraction to wind turbines. *Animals* 12:343.
- Hale A. & Bennett V. (2018). Texturizing wind turbine towers to reduce bat mortality. Project nr. DE-EE0007033. Presentation, NWCC Research Webinar, 12 March 2018.
- Harmata A.R., Podruzny K.M., Zelenak J.R. & Morrison M.L. (1999). Using marine surveillance radar to study bird movements and impact assessment. *Wildlife Society Bulletin* 27:44-52.
- Hartman S., Günther F., Lütke B., Hochradel K., Schauer-Weissahn H. & Brinkmann R. (2021). Berücksichtigung von Fledermäusen bei der Errichtung von Kleinwindenergieanlagen – Ein Experiment in Süddeutschland. BfN-Skripten 604
- Heath M.F., Evans M.I., eds. (2000). Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation. 1: Northern Europe. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 8).
- Heijligers W., van der Vliet R. & Wegstapel C. (2015). Toepassing van de 1%-norm bij ecologische beoordelingen. Vrijstellingsbesluit is een dooie mus. *Toets* 2015/4.

- Limpens H., Boonman M., Korner-Nievergelt F., Jansen E.A., van der Valk M., La Haye M., Dirksen S. & Vreugdenhil S.J. (2013). Wind turbines and bats in the Netherlands - Measuring and predicting. Report 2013.12, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg.
- Limpens H. & Schillemans M. (2016). SVI voor vleermuizen bepalen in concreet plangebied. Methodiek voor staat van instandhouding. *Toets* 2016/1.
- Long C.V., Flint J.A. & Lepper P.A. (2011). Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? *European Journal of Wildlife Research* 57:323-331.
- Long C.V., Lepper P.A. & Flint J.A. (2011a). Ultrasonic noise emissions from wind turbines: potential effects on bat species. IN: 10th International Congress on Noise as a Public Health Problem, 24th-28th July 2011, London. Proceedings of the Institute of Acoustics 33 (3) 907-913.
- Long C.V., Flint J.A., Lepper P.A. (2011b). Insect Attraction to Wind Turbines: Does Colour Play a Role? *European Journal of Wildlife Research* 57(2): 323-331.
- 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.
- MacLean I.M.D., Wright L.J., Showler D.A. & Rehfish M.M. (2009). A review of assessment methodologies for offshore wind farms. Report commissioned by COWRIE Ltd.
- Maes D., Baert K., Boers K., Casaer J., Criel D., Crevecoeur L., Dekeukeleire D., Gouw J., Gyselings R., Haelters J., Herman D., Herremans M., Huysentruyt F., Lefebvre J., Lefevre A., Onkelinx T., Stuyck J., Thomaes A., Van Den Berge K., Vandendriessche B., Verbeylen G & Vercayie D. (2014). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. De IUCN Rode Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bos-onderzoek INBO.R.2014.1828211. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Marques A.T., Batalha H., Rodrigues S., Costa H., Pereira M.J.R., Fonseca C., Mascarenhas M. & Bernardino J. (2014). Understanding bird collisions at wind farms: an updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation* 179:40-52.
- Marques A.T., Batalha H. & Bernardino J. (2021). Bird displacement by wind turbines: assessing current knowledge and recommendations for future studies. *Birds* 2: 460-475.
- Martin G.R. (2011). Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153:239-254.
- Masden E. & Cook A. (2016). Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 56:43-49.
- Mathews F., Swindells M., Goodhead R., August T.A., Hardman P., Linton D.M. & Hosken D.J. (2013). Effectiveness of search dogs compared with human observers in locating bat carcasses at wind-turbine sites: A blinded randomized trial. *Wildlife Society Bulletin* 37:34-40.
- May R., Hamre Ø., Vang R. & Nygård T. (2012). Evaluation of the DTBird video-system at the Smøla wind-power plant. Detection capabilities for capturing near-turbine avian behaviour. NINA Report 910.
- May R. (2015). A unifying framework for the underlying mechanisms of avian avoidance of wind turbines. *Biological Conservation* 190:179-187.
- May R., Reitan O., Bevanger K., Lorentsen S.-H. & Nygard T. (2015). Mitigating wind-turbine induced avian mortality: sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42:170-181.
- McKay R.A., Bischof R., Mathews F., van der Kooij J., Yoh N. & Eldegard K. (2024). Wind energy development can lead to guild-specific habitat loss in boreal forest bats. *Wildlife Biology* 2024: e01168.

- Merlet M., Soto D.X., Arthur L. & Voigt C.C. (2025). The trans-european catchment area of common noctule bats killed by wind turbines in France. *Sci Rep* 15, 1383.
- Mieco-effect & Sweco (2024). Methodiek aflijning broedvogelpopulatie en inschatten verstoringseffect. 4 juni 2024. Bijlage 9 in o.a. Sweco (2024). Windproject Tongeren-Vreeren. Project-MER (PR3599).
- Millon L., Julien J.F., Julliard R. & Kerbiriou C. (2015). Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering* 75:250-257.
- Millon L., Colina C., Brescia F. & Kerbiriou C. (2018). Wind turbines impact bat activity, leading to high losses of habitat use in a biodiversity hotspot. *Ecological Engineering* 112: 51-54.
- Minderman J., Pendlebury C.J., Pearce-Higgins J.W. & Park K.J. (2012). Experimental evidence for the effect of small wind turbine proximity and operation on bird and bat activity. *PLoS ONE* 7(7): e41177.
- Minderman J., Fuentes-Montemayor E., Pearce-Higgins J.W., Pendlebury C.J. & Park K.J. (2015). Estimates and correlates of bird and bat mortality at small wind turbine sites. *Biodiversity & Conservation* 24:467-482.
- Minderman J., Gillis M.H., Daly H.F. & Park K.J. (2017). Landscape-scale effects of single- and multiple small wind turbines on bat activity. *Animal Conservation* 20:455-462.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (2002). Dienstorder LIN 2002/9. Procedures beschermingsgebieden. Uitwerking departementale doelstelling 5 a geïntegreerd samenwerken. Departement LIN. Brussel, 15.05.2002
- Möllerström E., Gipe P., Beurskens J. & Ottermo F. (2019). A historical review of vertical axis wind turbines rated 100 kW and above. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 105:1-13.
- Moustakas A., Georgiakakis P., Kret E. & Kapsalis E. (2023). Wind turbine power and land cover effects on cumulative bat deaths. *Science of the Total Environment* 892:164536.
- Musters C.J.M., Noordervliet M.A.W. & ter Keurs W.J. (1996). Bird casualties by a wind energy project in an estuary. *Bird Study* 43:124-126.
- National Geographic (2015). Wind Industry Plans Serious Changes to Protect Bats. National Geographic news, 2 september 2015.
- Natural England (2009a). Bats and onshore wind turbines - Interim guidance. Technical Information Note TIN051.
- Natural England (2014). Bats and onshore wind turbines - Interim guidance. Technical Information Note TIN051. Third edition, Natural England. + Bats and single large wind turbines (2009) – Joint Agencies interim guidance. Technical Information Note TIN059.
- Natural England (2009b). Bats and single large wind turbines – Joint Agencies interim guidance. Technical Information Note TIN059.
- NatureScot (2017). Guidance – Recommended bird survey methods to inform impact assessment of onshore wind farms. NatureScot, Scotland's Nature Agency.
- NatureScot (2018). Guidance - Assessing the significance of impacts on bird populations from onshore wind farms that do not affect protected areas. NatureScot, Scotland's Nature Agency.
- NatureScot *et al.* (2021). Bats and onshore wind turbines - survey, assessment and mitigation. Report prepared jointly by NatureScot (Scottish Natural Heritage), Natural England, Natural Resources Wales, RenewableUK, Scottish Power Renewables, Ecotricity Ltd, the University of Exeter and the Bat Conservation Trust (BCT), with input from other key stakeholders.

Natuurpunt Studie (2024). Waarnemingen van gevonden vogels en vleermuizen met als kenmerk 'slachtoffer windmolen' in de online database www.waarnemingen.be.

Nicholls B. & Racey P.A. (2007). Bats Avoid Radar Installations: Could Electromagnetic Fields Deter Bats from Colliding with Wind Turbines?. *PLoS ONE* 2(3): e297
doi:10.1371/journal.pone.0000297

Nicholls B. & Racey P.A. (2009). The Aversive Effect of Electromagnetic Radiation on Foraging Bats—A Possible Means of Discouraging Bats from Approaching Wind Turbines. *PLoS ONE* 4(7): e6246. doi:10.1371/journal.pone.0006246

NIIEWHOL (2021). Bouwstenen voor het akkoord natuurinclusieve energietransitie wind en hoogspanning op land. Versie 25 juni 2021.
<https://www.regionale-energiestrategie.nl/leefomgeving/res+natuur/1888743.aspx>

NLT (2011). Naturschutz und Windenergie. Arbeitshilfe, Niedersächsischer Landkreistag.

Onkelinx T. & Carmen R. (2024). Onderzoeksprogramma 2021-2025 voor het uitvoeren van radaronderzoek naar de effecten van windturbines op vogels en vleermuizen. Analyse van vogeltracks nabij windturbines. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (55). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Onrubia A., Villasante J., Balmorí A., Sáenz de Buruaga M., Canales F. & Campos M.A. (2002). Estudio de la incidencia sobre la fauna -aves y quirópteros- del parque eólico de Elgea (Alava). Informe inédito de Consultora de Recursos Naturales, S.L. para Eólicas de Euskadi. Vitoria-Gasteiz.

O'Shea T.J., Cryan P.M., Hayman D.T.S., Plowright R.K., Streicker D.G. (2016). Multiple mortality events in bats: a global review. *Mammal Review* 46: 175-190.

Paelinckx D., 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.

Panagopoulos D. & Margaritis L. (2008). Mobile telephony radiation effects on living organisms. In "Harper AC., Buress RV. (eds). Mobile Telephones: Networks, Applications and Performance", p.107-149. Nova Science Publishers Inc.

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.

Peste F., Paula A., da Silva L.P., Bernardino J., Pereira P., Mascarenhas M., Costa H., Vieira J., Bastos C., Fonseca C., Pereira M.J.R. (2015). How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review* 51:10-22.

Petersen B.S. & Nøhr H. (1989). Konsekvenser for fluglelivet ved etableringen af mindre vindmøller. Rapport. Ornis Consult, København.

Piela A. (2010) Tierökologische Abstandskriterien bei der Errichtung von Windenergieanlagen in Brandenburg (TAK). Ein Beitrag zur Konfliktbewältigung im Spannungsfeld Vogel- und Fledermausschutz – Windenergie. *Natur und Landschaft* 85:51-60.

Poerink B.J., van Houten-Munten S., Dekker J. & van der Ende M. (2023). Monitoring aanvaringsslachtoffers vogels en vleermuizen kleine windturbines, onderzoeksjaar 2022. Ecosensys rapport 20230201. Onderzoek in opdracht van Provincies Groningen en Fryslân.

Scottish Natural Heritage (2009). Guidance on Methods for Monitoring Bird Populations at Onshore Wind Farms. Scottish Natural Heritage, versie januari 2009.

Scottish Natural Heritage (2010). Use of avoidance rates in the SNH wind farm collision risk model: guidance. September 2010.

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

Scottish Natural Heritage (2017). Recommended bird survey methods to inform impact assessment of onshore wind farms – guidance.

SEO / Birdlife (1995). Effects of wind turbine power plants on the avifauna in the Campo de Gibraltar region. Summary of final report commissioned by the Environmental Agency of the Regional Government of Andalusia.

SFPEM (2013). Méthodologie pour le diagnostic chiroptérologique des projets éoliens. Proposition de la SFPEM. Décembre 2012 & actualisation 2013. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, Groupe Chiroptères.

Shaffer J.A. & Buhl D.A. (2016). Effects of wind-energy facilities on breeding grassland bird distributions. *Conservation Biology* 30 (1) : 59-71.

Sierdsema H., van Els P. & van Irsel J. (2019). Vogels van de Beerse Overlaat en analyse versterking van vogels door windturbines. Sovon-rapport 2019/89. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Sierdsema H., Foppen R., van Els P., Kampichler C. & Stahl J. (2021). Achtergronddocument windenergie gevoeligheidskaart vogels. Sovon-rapport 2021/09. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Siriwardena G.M., Calbrade N.A., Vickery J.A. & Sutherland W.J. (2006). The effect of the spatial distribution of winter seed food resources on their use by farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 43(4):628-639.

Skalak S.L., Sherwin R.E. & Brigham R.M. (2012). Sampling period, size and duration influence measures of bat species richness from acoustic surveys. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 490-502.

Smales I. (2015). Fauna Collisions with Wind Turbines: Effects and Impacts, Individuals and Populations. What Are We Trying to Assess? In *Wind and Wildlife* (pp. 23-40). Springer Netherlands.

Smallwood K.S. & Thelander C.G. (2004). Developing methods to reduce bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. Final Report by BioResource Consultants to the California Energy Commission, Public Interest Energy Research-Environmental Area, Contract No. 500-01-019.

Smallwood K.S. & Thelander C.G. (2008). Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *Journal of wildlife management* 72:215-223.

Smallwood K.S. (2008). Personal communication with the author.

Smallwood K.S., Bell D.A. & Standish S. (2020). Dogs detect larger wind energy effects on bats and birds. *The Journal of Wildlife Management* 84(5): 852-864.

Sotillo A., le Viol I., Barré K., Bas Y. & Kerbiriou C. (2024). Context-dependent effects of wind turbines on bats in rural landscapes. *Biological Conservation* 295: 110647

Spaans A., Van Den Bergh L., Dirksen S. & van Der Winden J. (1998). Windturbines en vogels: hoe hiermee om te gaan? *De Levende Natuur* 99:115-121.

- 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. Bureau Waardenburg, Culemborg / Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.
- Spaans A. (2003a). Adviesnota betreffende de plaatsing van 2 windturbines te Diksmuide-Nieuwkapelle. Consultancy voor windenergie en vogelhinder, 14/02/2003, Arnhem.
- Spaans A. (2003b). Kanttekeningen bij de notitie Advies IN.A.2003.72 d.d. 10 april 2003 van het Instituut voor Natuurbehoud met betrekking tot de 'inplanting van 2 windturbines te Diksmuide Nieuwkapelle (project 'De Put'): Toelichting bij eerdere adviezen van het Instituut voor Natuurbehoud en reactie op de adviesnota van dhr. Spaans. Consultancy voor windenergie en vogelhinder, 15/04/2003, Arnhem.
- SPW-ARNE (2024). Procédures d'inventaire et mesures à prendre en faveur de la biodiversité dans le cadre des projets éoliens en Wallonie. Version : 2024.02. Service public de Wallonie (SPW) Agriculture, Ressources naturelles et Environnement.
- Stahl J., Gallego Zamorano J. & Boom C. (2025). Natuurinclusieve Energietransitie Wind en Hoogspanning op Land NIEWHOL- Onderzoek naar populatie effecten op vogels - Sovon rapport 2025/34, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- 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.
- Stienen E. (2007). Database van broedvogels in de haven van Zeebrugge en Baai van Heist. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Stienen E., Courtens W., Everaert J. & Van de Walle M. (2008). Sex-biased mortality of Common Terns in wind farm collisions. *The Condor* 110:154-157.
- Still D., Little B. & Lawrence S. (1996). The Effect of Wind Turbines on the Bird Population at Blyth Harbour, Northumberland. ETSU W/13/00394/REP.
- Strickland M.D., Arnett E.B., Erickson W.P., Johnson D.H., Johnson G.D., Morrison M.L., Shaffer J.A. & Warren-Hicks W. (2011). Comprehensive Guide to Studying Wind Energy/Wildlife Interactions. Prepared for the National Wind Coordinating Collaborative, Washington, D.C., USA.
- Sweco (2024). Windproject Tongeren-Vreren. Project-MER (PR3599).
- Tabassum-Abbasi, Premalatha M., Tasneem Abbasi & Abbasi S.A. (2014). Wind energy: Increasing deployment, rising environmental concerns, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 31: 270-288.
- Tatchley (2015). Wildlife impacts of and public attitudes towards small wind turbines. A thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy, Biological and Environmental Sciences, School of Natural Sciences, University of Stirling.
- Thess A.D. & Lengsfeld P. (2022). Side Effects of Wind Energy: Review of Three Topics—Status and Open Questions. *Sustainability* 14: 16186.
- Thomaes A., Terpelle I., Van Cauteren D., Van Krunkelsven E., Vanhoven W., Vervaecke H., & Van Den Berge K. (2016). Een neus voor de natuur: over de mogelijkheden van speurhonden in het natuurbehoud. *Natuur.Focus* 15(4): 166-170.

Vermeiren H., Everaert J. & Wieland A. (2023). Zachte winters bieden kansen om Mopsvleermuis in kaart te brengen. *Zoogdier* 34: 2-4.

Vlaamse regering (1995). Decreet van 05/04/1995 houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid, zoals gewijzigd in 2002, 2009, 2010.

Vlaamse Regering (2000). Omzendbrief: EME/2000/01. Omzendbrief EME/2000.01. Afwegingskader en randvoorwaarden voor de inplanting van windturbines. Belgisch Staatsblad, bl. 30220. Brussel, 01.09.2000.

Vlaamse regering (2002). Decreet houdende wijziging van het decreet van 21 okt. 1997 betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu. Belgisch Staatsblad 31.08.2002. ed.2, p. 38791-38811.

Vlaamse regering (2005). Besluit van de Vlaamse Regering houdende de definitieve vaststelling van het gebied « Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist » dat in aanmerking komt als speciale beschermingszone in toepassing van de Richtlijn 79/409/EEG van de raad van de Europese Gemeenschappen van 2 april 1979 inzake het behoud van de vogelstand. Belgisch Staatsblad, 12.09.2005. p. 39761-39766.

Vlaamse regering (2006). Omzendbrief: EME/2006/01- RO/2006/02. Afwegingskader en randvoorwaarden voor de inplanting van windturbines. Belgisch Staatsblad 24.10.2006, p. 56705-56713.

Vlaamse regering (2015). Conceptnota aan de Vlaamse Regering. Betreft: Realisatie van een 'Fast Lane' voor windenergie. VR 2015 2003 DOC.0246/1.

Voigt C.C., Popa-Lisseanu A.G., Niermann I. & Kramer-Schadt S. (2012). The catchment area of wind farms for European bats: a plea for international regulations. *Biological Conservation* 153:80-86.

Voigt C.C., Lehnert L.S., Petersons G., Adorf F. & Bach L. (2015). Wildlife and renewable energy; German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research*, DOI 10.1007/s10344-015-0903-y (online first).

Voigt C.C. (2021). Insect fatalities at wind turbines as biodiversity sinks. *Conservation Science and Practice*, 2021;3:e366.

Voigt C.C., Russo D., Runkel V. & Goerlitz H.R. (2021). Limitations of acoustic monitoring at wind turbines to evaluate fatality risk of bats. *Mammal Review* 51: 559-570.

Voigt C.C., Kaiser K., Look S., Scharnweber K. & Scholz C. (2022). Wind turbines without curtailment produce large numbers of bat fatalities throughout their lifetime: a call against ignorance and neglect. *Global Ecol. Conserv.* 37, e02149.

Voigt C.C., Bernard E., Huang J.C., Frick W.F., Kerbiriou C., MacEwan K., Mathews F., Rodríguez-Durán A., Scholz C., Webala P.W., Welbergen J. & Whitby M. (2024). Toward solving the global green-green dilemma between wind energy production and bat conservation. *Bioscience* 74(4):240-252.

Vos A. (2009). Onderzoek vogelslachtoffers windpark Eemshaven. Rapportage januari – mei 2009. Studentenrapport 2009. Alterburg & Wymenga.

VUB & ODE-Vlaanderen (2001). Windplan Vlaanderen 2001. Een onderzoek naar mogelijke locaties voor windturbines. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Natuurlijke Rijkdommen en Energie. CD-ROM, deel 1: Ruimtelijke Kaarten en Handleiding.

Waalse regering (2013). Referentiekader voor de plaatsing van windturbines in het Waalse gewest. Gewijzigd bij besluit Waalse regering op 11 juli 2013.

//

