



Bureau Waardenburg
Ecologie & Landschap

Natuurtoets Windpark Willem- Annapolder

Toetsing in het kader van de Wet natuurbescherming en
Natuurnetwerk Nederland

Y.N. Radstake
M. Boonman
H.A.M. Prinsen



Natuurtoets Windpark Willem-Annapolder

Toetsing in het kader van de Wet natuurbescherming en Natuurnetwerk Nederland

Y.N. Radstake MSc, drs. M. Boonman & drs. H.A.M. Prinsen

Status uitgave: Eindrapport

Rapportnummer: 20-076
Projectnummer: 19-0933
Datum uitgave: 28 mei 2020
Projectleider: Drs. H.A.M. Prinsen
Naam en adres opdrachtgever: Pondera
Amsterdamseweg 13
6814 CM Arnhem
Referentie opdrachtgever: Gunning per mail, P. Janssen, d.d. 26-11-2019
Akkoord voor uitgave: drs. C. Heunks
Paraaf:

Graag citeren als: Radstake, Y.N., M. Boonman & H.A.M. Prinsen, 2020. Natuurtoets Windpark Willem-Annapolder. Toetsing in het kader van de Wet natuurbescherming en Natuurnetwerk Nederland. Rapport 20-076. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Trefwoorden: Natuurtoets, windpark, Wet natuurbescherming, Natuurnetwerk Nederland

Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv.

Opdrachtgever hierboven aangegeven vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Pondera

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag worden vervaelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, digitale kopie of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Lid van de branchevereniging Netwerk Groene Bureaus. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is gecertificeerd door EIK Certificering overeenkomstig ISO 9001:2015. Bureau Waardenburg bv hanteert als algemene voorwaarden de DNR 2011, tenzij schriftelijk anders wordt overeengekomen.



Bureau Waardenburg
Ecologie & Landschap

Bureau Waardenburg, Varkensmarkt 9 4101 CK Culemborg, 0345 51 27 10, info@buwa.nl, www.buwa.nl



Voorwoord

Zeeuwind is voornemens om in de gemeente Kapelle het bestaande Windpark Willem-Annapolder, bestaande uit tien windturbines, op te schalen naar een nieuw windpark met 4-5 windturbines. De bouw en het gebruik van dit windpark kan effecten hebben op beschermde soorten planten en dieren, beschermde natuurgebieden en Natuurnetwerk Nederland.

Pondera heeft Bureau Waardenburg opdracht verstrekt om de effecten op beschermde natuurwaarden in beeld te brengen en aan te geven op welke wijze negatieve effecten kunnen worden beperkt.

Dit rapport is te beschouwen als de oriëntatiefase van de habitattoets, zoals omschreven in de Wet natuurbescherming (artikelen 2.7 t/m 2.9) en vormt een “nee, tenzij-toets” ten aanzien van Natuurnetwerk Nederland.

Aan de totstandkoming van dit rapport werkten mee:

H.A.M. Prinsen	projectleiding, eindredactie
M. Boonman	rapportage vleermuizen
Y.N. Radstake	rapportage overige onderdelen

Genoemde personen zijn door opleiding, werkervaring en zelfstudie gekwalificeerd voor de door hen uitgevoerde werkzaamheden. Het project is uitgevoerd volgens het kwaliteitshandboek van Bureau Waardenburg. Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg is ISO gecertificeerd.

Vanuit Pondera werd de opdracht begeleid door de heer Paul Janssen. Wij danken hem voor de prettige samenwerking.

Disclaimer

De studie betreft een beoordeling van de huidige aanwezigheid van beschermde soorten planten en dieren. Deze beoordeling is gebaseerd op bronnenonderzoek, veldonderzoek en deskundigenoordeel. Veldonderzoek is altijd een momentopname. Bureau Waardenburg waarborgt dat het onderzoek is uitgevoerd door deskundige onderzoekers volgens de gangbare standaardmethoden. Het bureau is niet aansprakelijk voor waarnemingen van soorten door derden en waarnemingen die na afronding van de studie bekend worden gemaakt.



Inhoud

Voorwoord	3
1 Inleiding	7
1.1 Aanleiding en doel	7
1.2 Leeswijzer	7
2 Inrichting windpark en plangebied	8
2.1 Inrichting windpark	8
2.2 Plangebied	9
2.3 Huidige situatie	9
3 Aanpak beoordeling in het kader van natuurwetgeving en -beleid	11
3.1 Natura 2000-gebieden	11
3.2 Soortenbescherming	12
3.3 Natuurnetwerk Nederland	12
3.4 Provinciaal natuurbeleid	13
4 Beschermde gebieden en afbakening onderzoek	14
4.1 Natura 2000-gebieden in de omgeving	14
4.2 Afbakening effectbepaling en -beoordeling Natura 2000-gebieden	14
4.3 Natuurnetwerk Zeeland	20
4.4 Overige beschermde gebieden	22
5 Materiaal en methoden	24
5.1 Brongegevens	24
5.2 Effectbepaling en –beoordeling Natura 2000-gebieden	25
5.3 Effectbepaling en –beoordeling soortenbescherming	31
5.4 Effectbepaling NNN en overige beschermde gebieden	35
6 Vogels in en nabij het plangebied	36
6.1 Broedvogels	36
6.2 Niet-broedvogels	38
6.3 Seizoenstrek	42
7 Vleermuizen in en nabij het plangebied	44
7.1 Betekenis plangebied voor vleermuizen	44
7.2 Activiteit op rotorhoogte	44
8 Overige beschermde soorten in en nabij het plangebied	47
8.1 Amfibieën	47
8.2 (Grondgebonden) zoogdieren	47
8.3 Flora, ongewervelden, vissen en reptielen	47
9 Effecten op vogels	48



9.1	Effecten in de aanlegfase	48
9.2	Aanvaringsslachtoffers in de gebruiksfase	49
9.3	Verstoring in de gebruiksfase	54
9.4	Barrièrewerking in de gebruiksfase	55
10	Effecten op vleermuizen	56
10.1	Effecten in de aanlegfase	56
10.2	Effecten in de gebruiksfase	57
11	Effectbeoordeling Natura 2000-gebieden	60
11.1	Beoordeling van effecten op habitattypen	60
11.2	Beoordeling van effecten op soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn	60
11.3	Beoordeling van effecten op broedvogels	60
11.4	Beoordeling van effecten op niet-broedvogels	61
11.5	Cumulatieve effecten	62
12	Effectbeoordeling beschermde soorten	63
12.1	Vogels	63
12.2	Vleermuizen	65
12.3	Overige beschermde soorten	71
13	Effectbepaling en –beoordeling NNN en overige beschermde gebieden	72
13.1	Natuurnetwerk Nederland	72
13.2	Overige beschermde gebieden	72
14	Conclusies en aanbevelingen	74
14.1	Natura 2000-gebieden (Wnb Hoofdstuk 2)	74
14.2	Beschermde soorten (Wnb Hoofdstuk 3)	74
14.3	Natuurnetwerk Nederland	75
14.4	Overig provinciaal natuurbeleid	75
15	Voorkeursalternatief (VKA)	76
15.1	Effecten VKA ten opzichte van eerdere varianten	76
15.2	Natura 2000-gebieden (Wnb Hoofdstuk 2)	76
15.3	Beschermde soorten (Wnb Hoofdstuk 3)	77
15.4	Natuurnetwerk Nederland	78
15.5	Overig provinciaal natuurbeleid	78
	Literatuur	79
Bijlage I	Wettelijk kader	83
Bijlage II	Instandhoudingsdoelstellingen Natura 2000-gebieden	89
Bijlage III	Windturbines en vogels	95
Bijlage IV	Windturbines en vleermuizen	103
Bijlage V	Effecten van luchtvaartverlichting	112
Bijlage VI	Flux-Collision Model	117



Bijlage VII	Wnb-ontheffing onderbouwing vogels	120
Bijlage VIII	Aeriusberekening	133



1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

Zeeuwind is voornemens om in de gemeente Kapelle het bestaande Windpark Willem-Annapolder, bestaande uit tien windturbines, op te schalen naar een nieuw windpark met 4-5 windturbines. De bouw en het gebruik van dit windpark kan effecten hebben op beschermde natuurwaarden. In voorliggend rapport worden de effecten van twee inrichtingsalternatieven beschreven. Hierbij is rekening gehouden met de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) en natuurbeleid en is onderzocht hoe de bouw en het gebruik van de geplande windturbines zich verhoudt tot:

- Natura 2000-gebieden (Hoofdstuk 2 van de Wnb);
- beschermde soorten (Hoofdstuk 3 van de Wnb);
- het Natuurnetwerk Nederland (NNN);
- het provinciaal natuurbeleid.

Voor een nadere uitleg van het wettelijk kader, zie bijlage 1. In voorliggend rapport is geen aandacht besteed aan eventuele overtreding van verbodsbepalingen genoemd in Hoofdstuk 4 van de Wnb: 'Houtopstanden, hout en houtproducten' (voorheen de Boswet).

In dit rapport wordt verslag gedaan van bronnen- en/of veldonderzoek¹, bepaling van de effecten op beschermde natuurgebieden (Natura 2000-gebieden), beschermde soorten planten en dieren en op het NNN en provinciaal beleidsmatig beschermde natuurgebieden en mogelijkheden voor mitigatie van deze effecten.

Het doel is te bepalen of de ingreep kan leiden tot overtredingen van de wetten en regels die zien op bescherming van de natuur. Als dat het geval is, wordt bepaald onder welke voorwaarden ontheffing (Hoofdstuk 3 van de Wnb), vergunning (Hoofdstuk 2 van de Wnb) en/of toestemming (NNN) kan worden verkregen en of mitigatie of compensatie nodig is. In het kader van Hoofdstuk 2. Natura 2000-gebieden van de Wnb, is dit rapport te beschouwen als een oriëntatiefase (voortoets).

1.2 Leeswijzer

De hoofdstukken 2 t/m 5 bevatten een omschrijving van het project, het plangebied, de aanpak van de beoordeling van effecten van het windpark in het kader van de natuurwetgeving, de beschermde gebieden in (de omgeving van) het plangebied en van de toegepaste methoden en gebruikte bronnen. Vervolgens zijn in de hoofdstukken 6, 7 en 8 het gebiedsgebruik en de verspreiding van vogels, vleermuizen en overige beschermde soorten in en nabij het plangebied beschreven. In hoofdstukken 9 en 10 worden de effecten van de ingreep op vogels en vleermuizen bepaald. De effecten worden in hoofdstukken 11 t/m 13 beoordeeld in het kader van relevante natuurwetgeving. De overkoepelende conclusies en aanbevelingen zijn beschreven in hoofdstuk 14.

¹ Voor informatie over waarnemingen van soorten is de Nationale Database Flora en Fauna in februari 2020 geraadpleegd.



2 Inrichting windpark en plangebied

2.1 Inrichting windpark

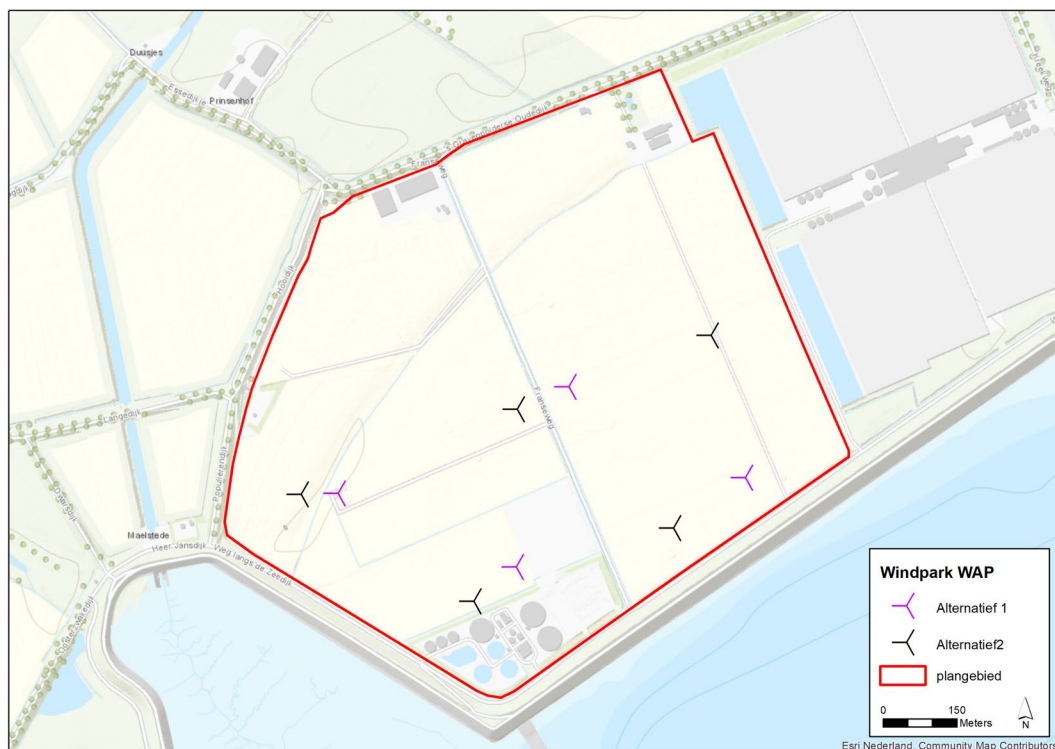
Het plangebied van Windpark Willem-Annapolder (hierna: Windpark WAP) ligt in de gemeente Kapelle in de provincie Zeeland, aan de rand van Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. De voorgenomen activiteit betreft de bouw en aanleg van een nieuw windpark, inclusief de daarbij behorende infrastructuur en aansluitend de exploitatie hiervan. Het bestaande windpark van 10 turbines zal worden vervangen door 4 tot 5 moderne windturbines, elk met een vermogen van 3 tot 5 MW.

Voor het nieuwe Windpark WAP worden twee inrichtingsalternatieven onderzocht en binnen ieder alternatief twee varianten met verschillende turbineafmetingen (Tabel 2.1, Figuur 2.1). De alternatieven verschillen van elkaar door het aantal windturbines (4 of 5). De tussenafstand in alternatief 1 bedraagt circa 380-400 m, bij alternatief 2 circa 440 m.

Het uitgangspunt in voorliggende natuurtoets is dat voor de aanleg van Windpark WAP en de (tijdelijke) toegangswegen geen gebouwen worden gesloopt, geen bomen worden gekapt of bosschages worden verwijderd en geen sloten of andere wateren worden gedempt of vergraven.

Tabel 2.1 De specificaties van Windpark WAP met twee inrichtingsalternatieven en twee varianten per alternatief. Tevens is de huidige situatie opgenomen.

Alternatief	aantal turbines	Ashoogte (m +NAP)	Rotordiameter (m)	Tiphoogte (m +NAP)	Tiplaagte (m +NAP)
1A	4	115	150	190	40
1B	4	91,5	117	150	33
2A	5	127	126	190	64
2B	5	87	126	150	24
Huidig	10	70	52	96	44



Figuur 2.1 *Ligging plangebied Windpark WAP met beide inrichtingsalternatieven.*

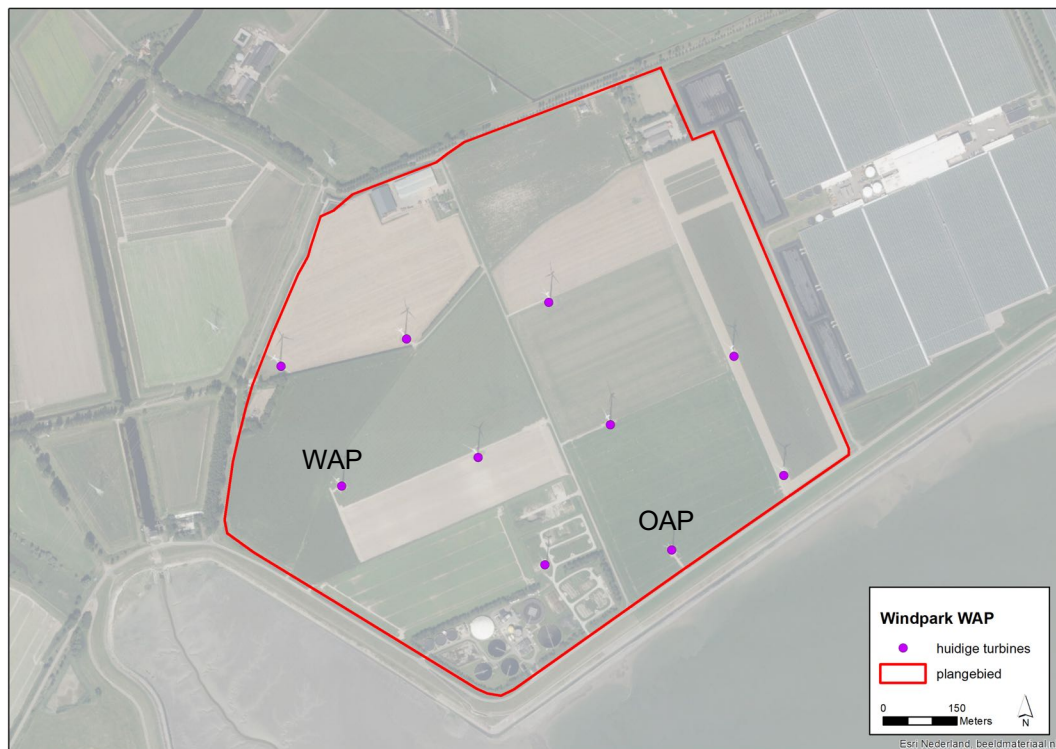
2.2 Plangebied

2.2.1 Windpark Willem-Annapolder

Het plangebied van Windpark WAP ligt in de gemeente Kapelle aan de rand van Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. In de polder bevindt zich aan de oostkant een groot glastuinbouwcomplex (Seasun). In de zuidwesthoek is een rioolwaterzuiveringsinstallatie aanwezig en in het westen bevindt zich een meet- en regelstation van Gasunie. De A58 en de spoorlijn ligt ten noorden van de polder, tussen de Willem-Annapolder en het dorp Kapelle. Ook loopt hier een 380 kV hoogspanningsverbinding van Tennet (deze wordt overigens in de nabije toekomst verwijderd). Ten noordwesten van het plangebied ligt de kern van 's-Gravenpolder en ten noorden de lintbebouwing van Eversdijk. De ruimere omgeving kenmerkt zich door polders, dorpen en de Westerschelde.

2.3 Huidige situatie

Het huidige Windpark WAP bestaat uit tien windturbines (Figuur 2.2). Deze windturbines hebben een vermogen van <1 MW, een ashoogte van circa 70 m en een diameter van circa 50 m. Aangenomen is dat de sloop van het oude windpark niet samenvalt met het in gebruik hebben van het nieuwe windpark, omdat dit praktisch niet haalbaar is (o.a. afstand tussen oude en nieuwe turbines), er is derhalve geen sprake van een dubbeldraaiperiode.



Figuur 2.2 De huidige situatie van Windpark Willem-Annapolder. Tevens zijn de twee windturbines WAP en OAP aangegeven waar in 2018 jaarrond slachtofferonderzoek heeft plaatsgevonden en waar vanuit de gondels en op traphoogte in zomer 2018 vleermuisactiviteit is gemonitord (Buijs 2020, Halters & Buijs 2020). De informatie uit deze onderzoeken is in voorliggende rapportage meegenomen.



3 Aanpak beoordeling in het kader van natuurwetgeving en -beleid

3.1 Natura 2000-gebieden

Gebiedsbescherming is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 2. Natura 2000-gebieden'. Voor een samenvatting van dit hoofdstuk uit de Wnb wordt verwezen naar bijlage 1 (Wettelijk kader).

Het plangebied grenst aan Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe en ligt in de omgeving van de Natura 2000-gebieden Yerseke & Kapelse Moer en Oosterschelde. Als de bouw of het gebruik van het windpark negatieve effecten heeft op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen (kortweg: IHD's) van Westerschelde & Saeftinghe, Yerseke & Kapelse Moer en/of Oosterschelde, is een vergunning op grond van de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) vereist. Ook kunnen maatregelen om negatieve effecten te voorkomen, te verminderen of te compenseren nodig zijn.

In voorliggend rapport zijn de resultaten van een oriëntatiefase van de habitattoets beschreven, dat wil zeggen een verkennend onderzoek naar de effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden. De centrale vraag van deze toetsing is: bestaat er een reële kans op significant negatieve effecten op het behalen van de IHD's van beschermde natuurgebieden of kan het optreden van significant negatieve effecten met zekerheid worden uitgesloten?

Meer in detail geeft deze rapportage antwoord op de volgende vragen:

- Welke beschermde natuurgebieden liggen binnen de invloedssfeer van het windpark? Wat zijn de IHD's voor deze natuurgebieden?
- Wat is de ligging van het plangebied ten opzichte van de habitattypen, de leefgebieden van soorten of andere natuurwaarden waarvoor de betreffende natuurgebieden zijn aangewezen? Welke functies heeft het plangebied en zijn invloedssfeer voor deze beschermde natuurwaarden?
- Welke effecten op beschermde natuurgebieden heeft de bouw en het gebruik van het geplande windpark?
- Wat zijn de effecten van het windpark als deze worden beschouwd in samenhang met andere activiteiten en plannen, met andere woorden, wat zijn de cumulatieve effecten?
- Kunnen significante effecten (inclusief cumulatieve effecten) met zekerheid worden uitgesloten?

De effecten van de ingreep worden getoetst aan de IHD's die voor gebied Westerschelde & Saeftinghe, Yerseke & Kapelse Moer en Oosterschelde gelden. Deze zijn ontleend aan de definitieve aanwijzingsbesluiten.



3.2 Soortenbescherming

De bescherming van soorten is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 3. soorten'. Voor een samenvatting van dit hoofdstuk uit de Wnb wordt verwezen naar bijlage 1 (Wettelijk kader).

Bij de realisatie van Windpark WAP moet rekening worden gehouden met het huidige voorkomen van beschermde soorten planten en dieren in het plangebied. Als de voorgenomen ingreep leidt tot het overtreden van verbodsbepalingen betreffende beschermde soorten, zal moeten worden nagegaan of een vrijstelling geldt of dat een ontheffing moet worden verkregen.

De effecten van de bouw en het gebruik van het windpark op beschermde soorten planten en dieren zijn in beeld gebracht en getoetst aan de verbodsbepalingen uit de Wnb. Daarbij is ingegaan op de volgende vragen:

- Welke beschermde soorten planten en dieren komen mogelijk of zeker voor in de invloedssfeer van het windpark?
- Welke effecten op beschermde soorten heeft de realisatie van het windpark?
- Kunnen deze effecten een wezenlijke negatieve invloed op de betrokken soorten hebben?
- Welke verbodsbepalingen worden overtreden en is hiervoor een ontheffing nodig?
- Is er mogelijk sprake van een effect op de Staat van Instandhouding (Svl) van de betrokken soorten?
- Welke maatregelen voor mitigatie en compensatie van schade aan beschermde soorten zijn noodzakelijk?

De Wet natuurbescherming onderscheidt bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

- Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Wnb § 3.1),
- Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Wnb § 3.2) en
- Beschermingsregime andere soorten (Wnb § 3.3).

Met het in werking treden van de Wet natuurbescherming (d.d. 1 januari 2017) is het beschermingsregime voor een aantal soorten veranderd dan wel vervallen. Ook zijn een aantal soorten beschermd die dat voorheen niet waren. Voor soorten vallend onder '*Beschermingsregime andere soorten*' kan de provincie een vrijstelling verlenen voor handelingen in het kader van de ruimtelijke inrichting of ontwikkeling van gebieden (Wnb Art. 3.10 lid 2a).

3.3 Natuurnetwerk Nederland

Het Natuurnetwerk Nederland (kortweg: NNN) is een Nederlands netwerk van bestaande en nieuw aan te leggen natuurgebieden. In het NNN liggen:

- Bestaande natuurgebieden, waaronder de 20 nationale parken;
- Gebieden waar nieuwe natuur wordt aangelegd;
- Landbouwgebieden, beheerd volgens agrarisch natuurbeheer;
- Ruim 6 miljoen hectare grote wateren, o.a. meren, rivieren en de Waddenzee.
- Alle Natura 2000-gebieden.



Voor gebieden die zijn begrensd binnen het NNN, ecologische verbindingzones en gebieden met agrarisch natuurbeheer, geldt een planologisch beschermingsregime. Ingrepen in deze gebieden zijn alleen toegestaan als ze geen negatieve effecten hebben op deze gebieden, of als negatieve effecten kunnen worden tegengegaan door het nemen van mitigerende maatregelen. Heeft een ingreep wel een significant negatief effect op de wezenlijke kenmerken en waarden van een gebied dat behoort tot het NNN, dan geldt het 'nee, tenzij-regime'. Een project kan dan alleen doorgaan als er geen reële alternatieven zijn en als sprake is van een groot openbaar belang. Als een ingreep wordt toegestaan moet de schade zoveel mogelijk worden beperkt door mitigerende maatregelen en moet de resterende schade door de initiatiefnemer worden gecompenseerd.

Voor de provincie Zeeland is sprake van externe werking met betrekking tot het NNN (hier Natuurnetwerk Zeeland, oftewel NNZ, genoemd).

Voor Windpark WAP is een toets uitgevoerd die antwoord geeft op de volgende vragen:

- Welke windturbines zijn in of nabij het NNZ gepland?
- Wat zijn de wezenlijke kenmerken en waarden van het NNZ ter plaatse?
- Is er sprake van een significante aantasting van die wezenlijke kenmerken en waarden (waar nodig rekening houdend met externe werking)?
- Wat zijn de mogelijkheden om een eventuele aantasting te beperken?
- Is er een noodzaak voor de compensatie van een eventuele aantasting van het NNZ?

3.4 Provinciaal natuurbeleid

Er liggen geen akkerfaunagebieden of ganzenopvanggebieden in de ruime omgeving van het plangebied. Wel liggen er enkele weidevogelgebieden en botanisch waardevolle graslanden in de omgeving van het plangebied. Weidevogelgebieden hebben als doel om rust te bieden aan weidevogels in het broedseizoen, en dienen ook als foerageergebied voor de oudervogels en de kuikens (BIJ12.nl). Botanisch waardevolle graslanden hebben als doel het behouden of helpen ontwikkelen van graslanden rijk aan grassen en kruiden (BIJ12.nl). In voorliggende natuurtoets worden eventuele effecten op deze gebieden beoordeeld.



4 Beschermde gebieden en afbakening onderzoek

4.1 Natura 2000-gebieden in de omgeving

Het plangebied van Windpark WAP maakt geen onderdeel uit van een Natura 2000-gebied. Het plangebied grenst aan Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe en verder liggen twee Natura 2000-gebieden in de ruime omgeving van het plangebied (Figuur 4.1). Het Natura 2000-gebied Yerseke & Kapelse Moer ligt op ca. 4 km afstand ten noordoosten van het plangebied. Het Natura 2000-gebied Oosterschelde ligt op ca. 8 km afstand ten noorden en oosten van het plangebied. Andere Natura 2000-gebieden liggen op meer dan 10 km afstand, buiten de invloedssfeer van de voorgenomen ingreep en worden derhalve in voorliggende rapportage buiten beschouwing gelaten.



Figuur 4.1 De ligging van het plangebied van Windpark WAP ten opzichte van nabijgelegen Natura 2000-gebieden.

4.2 Afbakening effectbepaling en -beoordeling Natura 2000-gebieden

In deze paragraaf wordt voor de soorten waarvoor de drie voornoemde Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied zijn aangewezen, beschreven of er (mogelijk) sprake is van een relatie met het plangebied. Wanneer dat het geval is wordt dat voor de desbetreffende soorten in hoofdstukken 6, 7 en/of 8 in meer detail beschreven. Voor de habitattypen waarvoor de drie voornoemde Natura 2000-gebieden zijn aangewezen is beschreven of deze (mogelijk) binnen de invloedssfeer van het windpark liggen. Wanneer geen sprake is van een relatie met het plangebied, of de habitattypen buiten de



invloedssfeer van het windpark liggen, zijn effecten van de bouw en het gebruik van Windpark WAP op voorhand uitgesloten, en worden de desbetreffende soorten en habitattypen in dit rapport verder niet meer in detail behandeld. Zie ook de afpeltabel in Tabel 4.1.

4.2.1 Habitattypen

Ruimtebeslag

Alle drie de Natura 2000-gebieden zijn aangewezen voor beschermde habitattypen (Tabel 4.1). Omdat de windturbines buiten de begrenzing van de Natura 2000-gebieden worden gebouwd, is met zekerheid geen sprake van verlies aan areaal van de beschermde habitattypen door ruimtebeslag. Daarnaast is er geen sprake van relevante emissie van schadelijke stoffen naar water en of bodem (voor stikstof, zie volgende paragraaf) of van veranderingen in grond- of oppervlaktewateren.

Externe werking

Weliswaar wordt in de aanlegfase gebruik gemaakt van vracht- en kraanwagens die stikstof kunnen uitstoten, maar vanwege de beperkte omvang van de werkzaamheden, de tijdelijkheid van de werkzaamheden, en gezien de relatief grote afstand tot de Natura 2000-gebieden Yerseke & Kapelse Moer en Oosterschelde, is de omvang van dergelijke emissie op deze gebieden verwaarloosbaar. Effecten op beschermde habitattypen van beide Natura 2000-gebieden als gevolg van externe werking zijn daarom niet aan de orde. Verslechtering van de kwaliteit van de natuurlijke habitattypen van beide Natura 2000-gebieden als gevolg van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP zijn daarom op voorhand met zekerheid uit te sluiten.

Vanwege de kleine afstand tot beschermde habitattypen van het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe (circa 150 m afstand) worden eventuele effecten door emissie van stikstof (externe werking) op beschermde habitattypen in voorliggende rapportage nader behandeld (Tabel 4.1).

4.2.2 Soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn

Ruimtebeslag

De Natura 2000-gebieden Westerschelde & Saeftinghe en Oosterschelde zijn aangewezen voor Habitatrichtlijnsoorten van Bijlage II (Tabel 4.1). De betreffende soorten zijn gebonden aan de Natura 2000-gebieden en komen niet of niet ver buiten deze gebieden voor. Er bestaat voor deze soorten daarom geen relatie met het plangebied. De geplande windturbines van Windpark WAP staan (ruim) buiten voornoemde Natura 2000-gebieden. Hierdoor is gedurende de *gebruiksfase* met zekerheid geen sprake van verstoring (inclusief sterfte) van de betrokken soorten of verslechtering van de kwaliteit van de natuurlijke habitats van deze soorten in de Natura 2000-gebieden als gevolg van het gebruik van het windpark.



Externe werking

Gedurende de *aanlegfase* worden de funderingen van de windturbines mogelijk gerealiseerd door middel van heiwerkzaamheden. Dit kan potentieel leiden tot verstoring van onder meer de aangewezen soorten vissen en gewone zeehond in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Vanwege de beperkte omvang van de werkzaamheden, de afstand van 150 m of meer tot de waterlijn (waardoor trillingen door de grond niet ver tot in de Westerschelde zullen reiken) en de tijdelijkheid van de werkzaamheden, is de omvang van dergelijke additionele verstoring verwaarloosbaar. Tijdelijke of permanente effecten op de zwemblaas (vissen) of het gehoor (zeehonden) zijn uit te sluiten: dieren moeten langdurig, zeer dicht onder de kust in de nabijheid van de heillocatie verblijven om tijdelijk effecten op het gehoor te ondervinden. Vissen en zeezoogdieren zijn voortdurend in beweging en zullen het als hinderlijk ervaren onderwatergeluid al zijn ontvlucht voordat effecten op het gehoor kunnen optreden.

Effecten op beschermde soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn van voornoemde Natura 2000-gebieden zijn op voorhand uitgesloten en worden niet nader behandeld in voorliggend rapport (Tabel 4.1).

4.2.3 **Broedvogels**

De Natura 2000-gebieden Westerschelde & Saeftinghe en Oosterschelde zijn aangewezen voor een aantal broedvogelsoorten (Tabel 4.1). Het gaat om de volgende tien broedvogelsoorten: bruine kiekendief, kluut, bontbekplevier, strandplevier, zwartkopmeeuw, grote stern, visdief, noordse stern, dwergstern en blauwborst.

Westerschelde & Saeftinghe

De broedvogelsoort **blauwborst** is in het broedseizoen strikt gebonden aan de directe omgeving van de nestlocatie (Van der Vliet *et al.* 2011). Vanwege deze binding aan de nestlocatie voert de blauwborst geen vliegbewegingen uit tot buiten het betreffende Natura 2000-gebied, waardoor geen binding bestaat met het plangebied. (Significant) verstorende effecten (inclusief sterfte) van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP op het behalen van de IHD van deze broedvogelsoort in Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe is op voorhand met zekerheid uit te sluiten. De blauwborst wordt verder buiten beschouwing gelaten (Tabel 4.1).

De **grote stern** en **dwergstern** hebben een grotere actieradius, waardoor beide soorten vanuit Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe in theorie tot in het plangebied kunnen komen (30 km en 5 km resp; Van der Vliet *et al.* 2011). Echter, de broedkolonies van zowel de grote stern als dwergstern bevinden zich binnen de Westerschelde respectievelijk op de Hooge Platen en in Waterdunen (Arts *et al.* 2017, 2018 & 2019). Deze afstand is groter dan de actieradius van de dwergstern, en ligt voor de grote stern tegen de bovengrens aan. Overige broedkolonies binnen andere Natura 2000-gebieden in het Deltagebied liggen ver buiten de actieradius van beiden soorten, naar het noorden nabij de Slikken van Flakkee en Scheelhoek (Arts *et al.* 2017, 2018 & 2019). Daarnaast foerageert de grote stern voornamelijk in de monding van de Westerschelding (Buijs 2020). Hierdoor hebben beide soorten met zekerheid geen binding met het plangebied.



(Significant) verstorende effecten (inclusief sterfte) van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP op het behalen van de IHD's van de grote stern en dwergstern in Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe zijn op voorhand met zekerheid uit te sluiten. Deze twee soorten worden verder buiten beschouwing gelaten (Tabel 4.1).

De **bruine kiekendief**, **kluut**, **bontbekplevier**, **strandplevier**, **zwartkopmeeuw** en **visdief** hebben ook een grotere actieradius (tussen 3 en 30 km), waardoor deze soorten in theorie tot in het plangebied kunnen komen (Van der Vliet *et al.* 2011). Het gebiedsgebruik en vliegbewegingen van deze broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe en de potentiële relatie met het plangebied wordt in hoofdstuk 6 in meer detail beschreven en effecten van het windpark hierop worden beoordeeld in voorliggende rapportage (Tabel 4.1).

Oosterschelde

De **bruine kiekendief**, **kluut**, **bontbekplevier**, **strandplevier**, **noordse stern** en **dwergstern** hebben allen een actieradius tussen de drie en zeven kilometer (Van der Vliet *et al.* 2011). Deze actieradius is kleiner dan de afstand tussen het Natura 2000-gebied Oosterschelde en het plangebied. Deze broedvogelsoorten zullen hierdoor niet vanuit het Natura 2000-gebied tot in het plangebied voorkomen. (Significant) verstorende effecten (inclusief sterfte) van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP op het behalen van de IHD's van deze broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Oosterschelde zijn op voorhand met zekerheid uit te sluiten. Deze soorten worden verder buiten beschouwing gelaten (Tabel 4.1).

De **grote stern** heeft een grotere actieradius (30 km), waardoor deze soort vanuit Natura 2000-gebied Oosterschelde in theorie tot in het plangebied kan komen (Van der Vliet *et al.* 2011). De foerageergebieden liggen echter vooral binnen de Oosterschelde zelf of op de aangrenzende Noordzee. Hierdoor heeft de grote stern geen binding met het plangebied. (Significant) verstorende effecten (inclusief sterfte) van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP op het behalen van de IHD van de grote stern in Natura 2000-gebied Oosterschelde zijn op voorhand met zekerheid uit te sluiten. De grote stern wordt verder buiten beschouwing gelaten (Tabel 4.1).

De **visdief** heeft ook een grotere actieradius (12 km), waardoor deze soort in theorie tot in het plangebied kan komen (Van der Vliet *et al.* 2011). Het gebiedsgebruik en vliegbewegingen van de visdief in Natura 2000-gebied Oosterschelde en de potentiële relatie met het plangebied wordt in hoofdstuk 6 in meer detail beschreven en effecten van het windpark hierop worden beoordeeld in voorliggende rapportage (Tabel 4.1).

4.2.4 Niet-broedvogels

Alle drie de Natura 2000-gebieden zijn aangewezen voor niet-broedvogelsoorten (Tabel 4.1). In deze paragraaf wordt afgebakend voor welke niet-broedvogelsoorten een mogelijke relatie bestaat met het plangebied.



Westerschelde & Saeftinghe

Het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe is aangewezen voor 31 niet-broedvogelsoorten (zie Tabel 4.1).

De niet-broedvogelsoort **fuut** is buiten het broedseizoen strikt gebonden aan het betreffende Natura 2000-gebied (Van der Vliet *et al.* 2011). Vanwege deze binding voert de fuut geen vliegbewegingen uit tot buiten het betreffende Natura 2000-gebied, waardoor geen binding bestaat met het plangebied. (Significant) versturende effecten (inclusief sterfte) van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP op het behalen van de IHD van de niet-broedvogelsoort fuut in Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe zijn op voorhand met zekerheid uit te sluiten. De fuut wordt verder buiten beschouwing gelaten (Tabel 4.1).

Alle overige 30 kwalificerende niet-broedvogelsoorten hebben een grotere actieradius, waardoor deze soorten vanuit Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe in theorie tot in het plangebied kunnen komen (Van der Vliet *et al.* 2011). Het gebiedsgebruik en vliegbewegingen van deze 30 niet-broedvogelsoorten in dit Natura 2000-gebied en de potentiële relatie met het plangebied wordt in hoofdstuk 6 in meer detail beschreven en effecten van het windpark hierop worden beoordeeld in voorliggende rapportage (Tabel 4.1).

Oosterschelde

Het Natura 2000-gebied Oosterschelde is aangewezen voor 37 niet-broedvogelsoorten (zie Tabel 4.1).

De niet-broedvogelsoorten **dodaars, fuut, kuifduiker, rotgans, bergeend, krakeend, pijlstaart, slobbeend, brilduiker, meerkoet, bontbekplevier, strandplevier, drieteen-strandloper, tureluur, zwarte ruit, groenpootruiter en steenloper** hebben een actieradius die kleiner is dan de afstand tussen het betreffende Natura 2000-gebied en het plangebied (tussen 0 en 8 km, Van der Vliet *et al.* 2011). Deze niet-broedvogelsoorten zullen hierdoor niet tot in het plangebied voorkomen. (Significant) versturende effecten (inclusief sterfte) van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP op het behalen van de IHD's van deze niet-broedvogelsoorten in Natura 2000-gebied Oosterschelde zijn op voorhand met zekerheid uit te sluiten. Deze soorten worden voor dit Natura 2000-gebied verder buiten beschouwing gelaten (Tabel 4.1).

De overige 20 niet-broedvogelsoorten hebben een grotere actieradius, waardoor deze soorten vanuit Natura 2000-gebied Oosterschelde in theorie tot in het plangebied kunnen komen (Van der Vliet *et al.* 2011). Het gebiedsgebruik en vliegbewegingen van deze 20 niet-broedvogelsoorten in dit Natura 2000-gebied en de potentiële relatie met het plangebied wordt in hoofdstuk 6 in meer detail beschreven en effecten van het windpark hierop worden beoordeeld in voorliggende rapportage (Tabel 4.1).



Yerseke & Kapelse Moer

Het Natura 2000-gebied Yerseke & Kapelse Moer is aangewezen voor de niet-broedvogelsoorten **kolgans** en **smient**. Beide niet-broedvogelsoorten hebben een actieradius die groter is dan de afstand tussen het betreffende Natura 2000-gebied en het plangebied (30 en 11 km resp.), waardoor deze soorten in theorie tot in het plangebied kunnen komen (Van der Vliet *et al.* 2011). Het gebiedsgebruik en vliegbewegingen van de kolgans en smient in Natura 2000-gebied Yerseke & Kapelse Moer en de potentiële relatie met het plangebied wordt in hoofdstuk 6 in meer detail beschreven en effecten van het windpark hierop worden beoordeeld in voorliggende rapportage (Tabel 4.1).

4.2.5 Samenvatting

In Tabel 4.1 is een overzicht opgenomen van de habitattypen, habitatsoorten, broedvogelsoorten en niet-broedvogelsoorten waarvoor Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied zijn aangewezen met argument of effecten van het windpark wel of niet in het rapport worden behandeld.

Tabel 4.1 Overzicht van habitattypen, habitatsoorten, broedvogelsoorten en niet-broedvogelsoorten waarvoor Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied zijn aangewezen met argument of effecten van Windpark WAP wel of niet in het rapport worden behandeld.

Instandhoudingsdoelstelling	Westerschelde & Saeftinghe (0 km)	Yerseke & Kapelse Moer (ca. 4 km)	Oosterschelde (ca. 8 km)
Habitattypen			
H1110B Permanent overstromde zandbanken (Noordzee-kustzone)	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	nvt
H1130 Estuaria	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	nvt
H1160 Grote baaien	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1310A Zilte pioniersbegroeiingen (zeekraal)	Ja, mogelijk effect onderzoeken	Nee, (ruim) buiten plangebied	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1310B Zilte pioniersbegroeiingen (zeevetmuur)	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1320 Slijkgrasvelden	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1330A Schorren en zilte graslanden (buitendijks)	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1330B Schorren en zilte graslanden (binnendijks)	Ja, mogelijk effect onderzoeken	Nee, (ruim) buiten plangebied	Nee, (ruim) buiten plangebied
H2110 Embryonale duinen	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	nvt
H2120 Witte duinen	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	nvt
H2130A Grijze duinen (kalkrijk)	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H2160 Duindoornstruwelen	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	nvt
H7140B Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden)	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H7210 Galigaanmoerassen	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
Habitatsoorten			
H1014 Nauwe korfslak	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	nvt
H1095 Zeepril	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	nvt
H1099 Rivierpril	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	nvt
H1103 Fint	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1340 Noordse woelmuis	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1351 Bruinvis	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1364 Grijze zeehond	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1365 Gewone zeehond	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
H1903 Groenknolorchis	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	nvt
Broedvogels			
A081 Bruine kiekendief	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A132 Kluut	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A137 Bontbekplevier	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A138 Strandplevier	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A176 Zwartkopmeeuw	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	nvt
A191 Grote Stern	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A193 Vsidief	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A194 Noordse Stern	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A195 Dwergstern	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A272 Blauwborst	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	nvt



Tabel 4.1 (vervolg)

Instandhoudingsdoelstelling	Westerschelde & Saeftinghe (0 km)	Yerseke & Kapelse Moer (ca. 4 km)	Oosterschelde (ca. 8 km)
Niet-broedvogels			
A004 Dodaars	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A005 Fuut	Nee, (ruim) buiten plangebied	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A007 Kuifduiker	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A017 Aalscholver	nvt	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A026 Kleine Zilverreiger	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A034 Lepelaar	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A037 Kleine Zwaan	nvt	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A041 Kolgans	Ja, mogelijk effect onderzoeken	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt
A043 Grauwe Gans	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A045 Brandgans	nvt	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A046 Rotgans	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A048 Bergeend	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A050 Smient	Ja, mogelijk effect onderzoeken	Ja, mogelijk effect onderzoeken	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A051 Krakeend	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A052 Wintertaling	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A053 Wilde Eend	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A054 Pijlstaart	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A056 Slobeend	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A067 Brilduiker	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A069 Middelste Zaagbek	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A075 Zearend	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	nvt
A103 Slechtvalk	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A125 Meerkoet	nvt	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A130 Scholekster	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A132 Kluut	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A137 Bontbekplevier	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A138 Strandplevier	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A140 Goudplevier	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A141 Zilverplevier	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A142 Kievit	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A143 Kanot	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A144 Drieteenstrandloper	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A149 Bonte Strandloper	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A157 Rosse Grutto	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A160 Wulp	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Ja, mogelijk effect onderzoeken
A161 Zwarte Ruiter	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A162 Tureluur	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A164 Groenpootruiter	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied
A169 Steenloper	Ja, mogelijk effect onderzoeken	nvt	Nee, (ruim) buiten plangebied

4.3 Natuurnetwerk Zeeland

Uit kaartmateriaal van de provincie Zeeland² blijkt dat het plangebied buiten het Natuurnetwerk Zeeland ligt, maar wel grenst aan het NNZ (zie Figuur 2.1). Hierdoor is geen sprake van areaalverlies. Wel kan sprake zijn van aantasting van natuurwaarden door verstoring.

Voor de gebieden die behoren tot het NNZ geldt een provinciaal beschermingsregime (Omgevingsverordening Zeeland 2018). Tevens geldt voor het NNZ externe werking binnen een afstand van 100 m. Dit betekent dat onderzocht moet worden of de aanleg en het gebruik van het windpark effecten kan hebben op het NNZ, ondanks dat het buiten de begrenzing ligt van het NNZ. Het NNZ nabij het plangebied betreft de beheertypen:

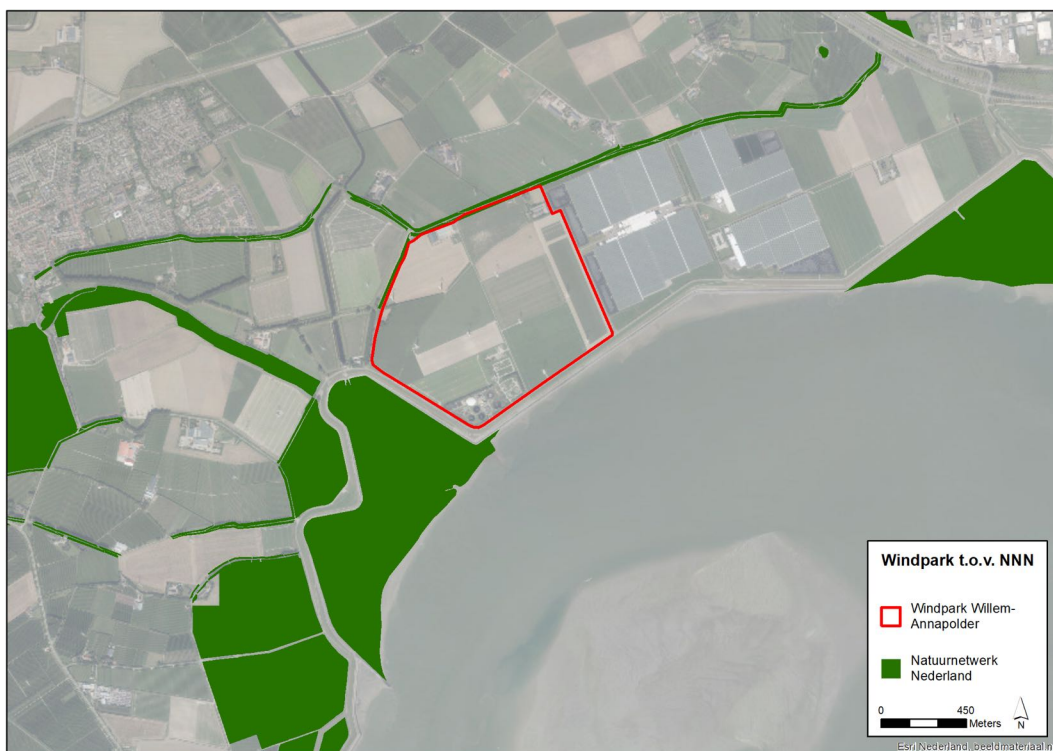
- N01.01 Zee en wad;
- N04.02 Zoete plas;
- N05.01 Moeras;
- N09.01 Schor of kwelder;
- N12.01 Bloemdijk;

² <https://flamingo.bij12.nl/zeeland-kaarten-viewer/app/AtlasZeeland>



- N12.02 Kruiden- en faunairijk grasland;
- N12.04 Zilt- en overstromingsgrasland;
- N12.06 Ruigteveld.

Aantasting door overdraai is uit te sluiten, aangezien de windturbines binnen het plangebied op meer dan 150 m van het dichtstbijzijnde NNZ beheertype staan. Hieronder wordt een korte kenschets van de natuurwaarden per NNZ beheertype gegeven:



Figuur 4.2 De ligging van de plangebieden ten opzichte van het Natuurnetwerk Zeeland.

Beheertype N01.01 Zee en wad omvat het water en de niet begroeide droogvallende zand- en slikplaten die door de zee overstroemd worden. Het komt voor langs de gehele kust en met name in de Waddenzee en het Deltagebied (BIJ12.nl). Kwalificerende soorten fauna bestaan uit zeezoogdieren, vissen en kreeftachtigen, waaronder de bruinvis, botervis en langspriet (BIJ2.nl).

Beheertype N04.02 Zoete plas komt vooral voor in het lage deel van Nederland. Het gaat hier om grote en kleine wateren met voedselrijk, vrij helder, stilstaand water, waarin waterplanten groeien en verlanding vanaf de oever plaatsvindt (BIJ12.nl). Kwalificerende soorten flora zijn o.a. brede waterpest, langstengelig fonteinkruid en zittende zannichellia. Kwalificerende soorten fauna bestaat uit vissen en libellen, waaronder de bittervoorn, rivierdonderpad en zeelt voor de vissen en de kanaaljufter, azuurwaterjufter en paardenbijter voor de libellen (BIJ12.nl).

Beheertype N05.01 Moeras komt voor op de overgang van zoet water naar land. Moeras ontstaat in stilstaand voedselrijk, zoet water achter de duinen, in overstromingsvlakten van



rivieren en beken of in kwelgebieden langs de randen van de zandgronden en in beekdalen (BIJ12.nl). Kwalificerende soorten flora zijn o.a. klein blaasjeskruid, vleeskleurige orchis en zomerklokje. Kwalificerende soorten fauna bestaat uit broedvogels en libellen, waaronder de baardman, grote karekiet en purperreiger voor de broedvogels en de donkere waterjuffer, gevlekte witsnuitlibel en vroege glazenmaker voor de libellen (BIJ12.nl).

Beheertype N09.01 Schor of kwelder zijn laaggelegen zandige of slikkige gronden onder invloed van getijde met pioniergemeenschappen, ruigten en graslanden van zoutminnende en zouttolerante vegetaties. De laagste delen worden dagelijks overstroomd door zeewater, de hoogste delen slechts af en toe (BIJ12.nl). Kwalificerende soorten flora zijn o.a. bitterling, klein slijkgras en zilte zegge. Kwalificerende soorten fauna bestaat alleen uit broedvogels, waaronder de bergeend, lepelaar en visdief (BIJ12.nl).

Beheertype N12.01 Bloemdijk zijn vooral oude dijken die bestaan uit kalkhoudende, zandige klei. Ze hebben hun waterkerende functie vaak verloren en worden extensief begraaasd of gehooïd (BIJ12.nl). Kwalificerende soorten flora zijn o.a. aardaker, harige ratelaar en zeegroene zegge. Kwalificerende soorten fauna bestaat alleen uit dagvlinders, waaronder de argusvlinder, bruin zandoogje en zwartsprietdikkopje (BIJ12.nl).

Beheertype N12.02 Kruiden- en faunarijk grasland omvat graslanden die kruidenrijk zijn, maar niet tot de schraallanden, vochtig hooiland, zilt grasland en overstromingsgrasland of glanshaverhooiland behoren. Het grasland wordt meestal extensief beweïd of gehooïd en niet of slechts licht bemest (BIJ12.nl). Kwalificerende soorten flora zijn o.a. bochtige klaver, klein vogelpootje en zwarte zegge. Kwalificerende soorten fauna bestaat alleen uit dagvlinders, waaronder de argusvlinder, bruin zandoogje en zwartsprietdikkopje (BIJ12.nl).

Beheertype N12.04 Zilt- en overstromingsgrasland bestaat uit vegetaties met grassen, russen en kruiden op vochtige zandveen of kleigronden. Het komt veel voor in Zeeland waar het vaak gaat om laaggelegen stukken grond, inlagen, direct achter een dijk die onder invloed van zout water staan dat onder de dijk door stroomt (BIJ12.nl). Kwalificerende soorten flora zijn o.a. aardbeiklaver, getand vlosgras en zulte. Kwalificerende soorten fauna bestaat alleen uit broedvogels, waaronder de gele kwikstaart, kluut en zomertaling (BIJ12.nl).

Beheertype N12.06 Ruigteveld heeft een dominantie of in mozaïek voorkomende ruigtevegetaties, die meestal ontstaan zijn na grootschalige ingrepen, zoals na drooglegging of plotselinge sterke extensivering na een intensief grasland- of akkerbeheer (BIJ12.nl). Kwalificerende soorten fauna bestaat alleen uit broedvogels, waaronder de bosrietzanger, nachtegaal en sprinkhaanzanger (BIJ12.nl).

4.4 Overige beschermde gebieden

In de directe omgeving van het plangebied liggen enkele kleine gebieden die aangewezen zijn als weidevogelgebied (Figuur 4.3). Belangrijke aantallen weidevogels komen voor in agrarisch beheerde graslanden. Hierbij gaat het zowel om de minder als meer kritische soorten (BIJ12.nl). De kwalificerende soorten broedvogels van weidevogelgebieden zijn:



gele kwikstaart, graspieper, grutto, kemphaan, krakeend, kuifeend, kwartel, kwartelkoning, paapje, slobbeend, tureluur, veldleeuwerik, watersnip, wintertaling, wulp en zomertaling (BIJ12.nl).

Daarnaast zijn er ook enkele botanisch waardevolle graslanden in de omgeving van het plangebied aanwezig (Figuur 4.3). Door intensivering van de landbouw zijn veel van de graslanden rijk aan kruiden en grassen verarmd qua soortenrijkdom. Veel karakteristieke soorten zijn verdwenen of teruggedrongen tot marginale delen van het grasland, zoals in de slootkanten. Botanisch waardevol grasland wordt aangewezen om bestaande kruidenrijke graslanden te behouden of graslanden met natuurpotentie te helpen ontwikkelen. De biotische kwaliteit wordt bij botanisch waardevol grasland uitgedrukt in kwalificerende flora. Enkele plantensoorten die hieronder vallen zijn borstelkrans, gewone vogelmelk en vleeskleurige orchis (BIJ12.nl).



Figuur 4.3 De ligging van het plangebied van Windpark WAP ten opzichte van de provinciaal beleidsmatig beschermde weidevogelgebieden en botanisch waardevolle graslanden.



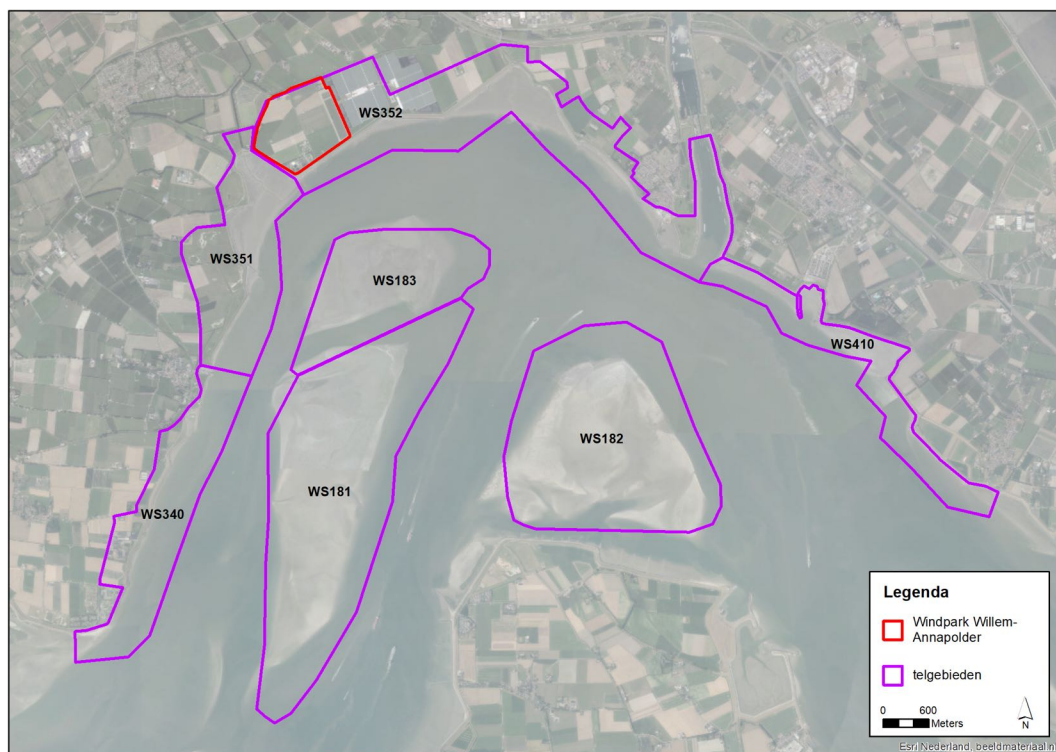
5 Materiaal en methoden

5.1 Brongegevens

5.1.1 Vogels

Watervogeltellingen plangebied e.o.

Bij Rijkswaterstaat zijn de meest recent beschikbare gegevens verkregen van watervogeltellingen van de (water)vogeltelgebieden in de omgeving van het plangebied van Windpark WAP (Figuur 5.1). Het gaat om de seizoenen 2014/2015 tot en met 2018/2019. Een seizoen loopt van juli tot en met juni van het volgende jaar. De geleverde dataset omvat de getelde aantallen per maand.



Figuur 5.1 De telvakken rondom het plangebied van Windpark WAP van watervogeltellingen waar gegevens van gebruikt zijn in voorliggende studie (Bron: RWS).

Veldonderzoek vogels in het plangebied

In 2017 tot en met 2019 is het plangebied van Windpark WAP onderzocht op de aanwezigheid van (niet-)broedvogels (Buijs 2020). De geleverde dataset omvat de aanwezige soorten, aantallen en vliegbewegingen. Daarnaast is in 2018 jaarrond éénmaal per week slachtofferonderzoek verricht onder twee van de bestaande windturbines van Windpark WAP (zie figuur 2.2, Buijs 2020). Al deze informatie is betrokken bij de effectbepaling in voorliggende natuurtoets.



Overige waarnemingen vogels plangebied e.o.

Bij de NDFF (maart 2020) zijn gegevens verkregen van waarnemingen van vogels in de ruime omgeving van het plangebied. Het gaat om waarnemingen van de afgelopen vijf jaar.

5.1.2 Gegevens van andere soorten

NDFF

Voor een actueel overzicht van beschermde soorten die in de omgeving van het plangebied van Windpark WAP voorkomen is de NDFF geraadpleegd (februari 2020). Het gaat om gegevens van de afgelopen vijf jaar. Daarnaast is, voor zover nodig, gebruik gemaakt van achtergronddocumentatie en andere informatiebronnen (zie literatuurlijst en verwijzingen in de tekst). De detailgegevens uit de NDFF zijn met toestemming van BIJ12 in dit rapport opgenomen. Het gebruik ervan voor andere toepassingen dan deze studie is niet toegestaan.

Veldonderzoek vleermuizen

In 2018 is het plangebied van Windpark WAP onderzocht op de aanwezigheid van vleermuizen en hun gebiedsgebruik (Halters & Buijs 2020). De geleverde dataset omvat waarnemingen van vleermuizen en het gebiedsgebruik van de aanwezige vleermuissoorten. Vanuit de nacelle van twee windturbines is de vleermuisactiviteit gemeten in het rotorbereik. Een volledige beschrijving van het onderzoek is beschreven in Halters & Buijs (2020).

5.2 Effectbepaling en –beoordeling Natura 2000-gebieden

5.2.1 Bepaling van effecten op soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn

De aanleg- en gebruiksfase van Windpark WAP leiden niet tot effecten op soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn (§4.2.2). In de rapportage zal het onderdeel effecten op soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn niet nader worden onderzocht.

5.2.2 Bepaling van effecten op vogels

De bouw en het gebruik van Windpark WAP kan effect hebben op vogels die gedurende enige fase van hun levenscyclus in de omgeving van het plangebied verblijven (zie bijlage 3 voor een algemeen overzicht van de effecten van windturbines op vogels). Daarmee kan het windpark ook effect hebben op vogels die een deel van hun tijd in Natura 2000-gebieden doorbrengen. In de effectbepaling voor de gebruiksfase in hoofdstuk 9 zijn de volgende zaken opgenomen:

- De aantallen aanvaringsslachtoffers (§9.2);
- De versturende effecten van windturbines op lokaal rustende en foeragerende vogels (§9.3);
- De mogelijke barrièrewerking van de opstelling voor passerende lokale vogels (§9.4).

De aantallen slachtoffers en de mate van verstoring en barrièrewerking zijn zo veel mogelijk (en voor zover relevant) per soort en per alternatief gekwantificeerd. Hierbij wordt



onderscheid gemaakt tussen de effecten in de huidige situatie, de toekomstige situatie na opschaling en het verschil tussen beide.

Het effect van de obstakelverlichting op de windturbines op vogels is in deze studie niet nader beschouwd. Uit eerder literatuuronderzoek (Lensink & van der Valk 2013, samengevat in bijlage 5) is vast komen te staan dat luchtvaartverlichting op windturbines, zoals toegepast in Nederland, niet leidt tot extra risico's voor vogels.

Aanvaringsslachtoffers

Voor de bepaling van het aantal aanvaringsslachtoffers is gebruik gemaakt van bestaande kennis over slachtofferaantallen bij windparken in Nederland, België, Duitsland en andere (West-)Europese landen (Winkelman 1989, 1992, Musters *et al.* 1996, Baptist 2005, Schaut *et al.* 2008, Everaert 2008, Krijgsveld *et al.* 2009, Krijgsveld & Beuker 2009, Beuker & Lensink 2010, Brenninkmeijer & van der Weyde 2011, Verbeek *et al.* 2012, Klop & Brenninkmeijer 2014, Langgemach & Dürr 2020). In deze studies is gecorrigeerd voor factoren zoals zoek efficiëntie, verdwijnen van lijken door aaseters, het aantal zoekdagen en type zoekgebied. Op basis van deze kennis, gecombineerd met kennis van de vliegactiviteit van soorten in het plangebied, is op basis van deskundigenoordeel het toekomstige aantal slachtoffers in Windpark WAP bepaald.

Voor sommige soort(groep)en is uit onderzoek in bestaande windparken een aanvaringskans beschikbaar. Voor deze soorten kan het aantal aanvaringsslachtoffers berekend worden met behulp van het Flux-Collision Model (Kleyheeg-Hartman *et al.* 2018). De aanvaringskansen (kans dat een langs vliegende vogel botst met een windturbine) zijn gebaseerd op studies in o.a. de Wieringermeer, de Sabinapolder en in België (o.a. Everaert 2008; Fijn *et al.* 2012, data uit Verbeek *et al.* 2012). De aantallen slachtoffers uit deze studies zijn te vertalen naar nieuw geplande windparken, indien rekening gehouden wordt met de windturbineomvang (ashoogte, rotordiameter), windturbineconfiguratie, locatie (landschapstype), vogelaanbod (flux) en betrokken soorten. Deze factoren zijn geformaliseerd in een berekeningswijze die soort(groep)specifiek is en waarvoor kennis over het vogelaanbod (flux) noodzakelijk is (Flux-Collision Model; versie maart 2016, zie bijlage 6 voor details en Kleyheeg-Hartman *et al.* 2018). De uitkomst van de berekeningen wordt bepaald door de combinatie van de dimensies van het windpark en de eigenschappen en het gedrag van de desbetreffende vogelsoort. Voor Windpark WAP zijn zulke slachtofferberekeningen uitgevoerd voor de **grauwe gans** en **kokmeeuw**.

Voor soort(groep)en waarvoor geen aanvaringskans beschikbaar is, kunnen geen modelberekeningen met het Flux-Collision Model worden uitgevoerd. Voorbeelden van soortgroepen waarvoor dit geldt zijn roofvogels en reigerachtigen. Voor soorten uit deze soortgroepen is een inschatting van het aantal aanvaringsslachtoffers in Windpark WAP gemaakt, op basis van informatie over 1) aantallen vliegbewegingen over het plangebied, 2) vlieggedrag en 3) aantallen slachtoffers gevonden in slachtofferonderzoeken in Europa. Voor Windpark WAP waren geen soorten aanwezig waarvan geen aanvaringskansen beschikbaar zijn en waarvan het risico dermate hoog geacht wordt dat een inschatting gemaakt moet worden van additionele sterfte.



De berekeningen zijn deels gebaseerd op aannames omdat op sommige punten gedetailleerde en locatiespecifieke informatie van betrokken soorten niet voorhanden is. Deze aannames zijn altijd op zo'n manier gedaan dat in alle gevallen met zekerheid het worst case scenario is getoetst. Dit geldt voor het aantal vogels dat bij het windpark rondvliegt, uitwijkt voor het windpark, en de berekende 1%-mortaliteitsnorm (zie ook hieronder bij flux, uitwijking en 1%-mortaliteitsnorm).

Aanvaringskansen

Kokmeeuw

Voor de kokmeeuw zijn aanvaringskansen beschikbaar uit acht verschillende windparken. Voor Windpark WAP is het aantal slachtoffers met het Flux-Collision Model berekend met aanvaringskansen uit vier van deze windparken, namelijk Windpark Sabinapolder (0,0055%), Windpark Slufterdam (0,0021%), Windpark Boudewijnkanaal (0,019%) en Windpark Kleine Pathoekeweg (0,019%) (Everaert 2008, Verbeek *et al.* 2012, Prinsen *et al.* 2013). Het in dit rapport gepresenteerde aantal aanvaringsslachtoffers betreft het gemiddelde van de vier uitkomsten berekend met de aanvaringskansen uit deze vier referentiewindparken. De afzonderlijke windparken tellen even zwaar mee in de berekening van het gemiddelde (Tabel 5.1).

De aanvaringskansen die in Windpark Oosterbierum (Winkelman 1992), Windpark Zeebrugge (Everaert *et al.* 2002), Windpark Kluizendok en in Windpark De Put (Everaert 2008) voor (kleine) meeuwen zijn bepaald, zijn buiten beschouwing gelaten. De windturbines in Windpark Oosterbierum en Windpark Zeebrugge zijn (veel) kleiner dan de windturbines in de andere referentiewindparken en in de windparken die vandaag de dag worden gebouwd. Deze twee aanvaringskansen zijn daardoor minder representatief dan de aanvaringskansen uit de andere vier referentiewindparken. Correctie voor deze sterk afwijkende dimensies zou resulteren in een minder betrouwbare berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers. De aanvaringskansen die bepaald zijn in Windpark Kluizendok en Windpark De Put (beide in België) zijn buiten beschouwing gelaten, omdat het onderzoek in deze windparken te beperkt is geweest om voldoende zekerheid te bieden over de betrouwbaarheid van de berekende aanvaringskansen (beperkt aantal turbines beschouwd en/of een lage onderzoeksinspanning).

Grauwe gans

Ganzen worden zelden als aanvaringsslachtoffer gevonden vanwege hun kleine aanvaringskansen (Hötter *et al.* 2006, Fijn *et al.* 2007, Fijn *et al.* 2012, Verbeek *et al.* 2012). Fijn *et al.* (2007) vonden bij twee windparken in de Wieringermeer geen aanvaringsslachtoffers onder toendrarietganzen, ondanks de dagelijkse aanwezigheid van enkele duizenden vogels nabij de windparken. Voor ganzen wordt een aanvaringskans van 0,0008% gehanteerd, zoals is vastgesteld in Windpark Sabinapolder (data uit Verbeek *et al.* 2012)(Tabel 5.1). Dit is de enige soortgroep-specifieke aanvaringskans die voor ganzen beschikbaar is en heeft daardoor de voorkeur boven de theoretische aanvaringskansen die voor ganzen en zwanen samen is vastgesteld in de Wieringermeer (Fijn *et al.* 2007).



Bepaling soortspecifieke flux

Voor de berekening van de flux kokmeeuw en grauwe gans is uitgegaan van gegevens over verspreiding en aantallen in (de omgeving van) het plangebied en hun vlieggedrag (Buijs 2020 en RWS-gegevens, zie ook hoofdstuk 6). De fluxen zijn berekende op basis van getelde aantallen vogels in de nabijgelegen watervogelmonitoringgebieden WS351 en WS352 (zie figuur 5.1). Hiervan is telkens het gemiddelde per maand over de periode 2014/2015 tot en met 2018/2019 gebruikt om de dagelijkse flux (intensiteit vliegbewegingen) per maand te bepalen, waarbij dus rekening is gehouden met het seizoensverloop van elke soort.

Op basis van Buijs (2020) is voor de kokmeeuw aangenomen dat tot 25% van de getelde kokmeeuwen in WS351 (waar in het zomerhalfjaar een broedkolonie aanwezig is, zie hoofdstuk 6) tweemaal daags richting plangebied vliegen, waar ze vooral komen drinken en baden in de waterbassins bij de kassen en op de rioolwaterzuivering. Voor WS352 is 10% gehanteerd, omdat het merendeel van dit telgebied zich ver ten oosten van het plangebied uitstrekt en tijdens het veldonderzoek er weinig vliegbewegingen van kokmeeuwen vanuit die richting gezien zijn (Buijs 2020).

Voor grauwe gans is aangenomen dat 75% van de getelde vogels in telgebied WS352 tweemaal daags heen en weer pendelt tussen binnendijkse agrarische gebieden en slaapplekken op de Westerschelde en daarbij richting het plangebied vliegt. Het plangebied neemt verhoudingsgewijs een groot deel van het agrarisch grondoppervlak in binnen het telgebied en tijdens het veldonderzoek zijn jaarrond grotere aantallen grauwe ganzen in het plangebied waargenomen (Buijs 2020), wat een relatief hoog percentage rechtvaardigt.

De alternatieven verschillen qua lay-out niet veel van elkaar, voor beide alternatieven is daarom gerekend met dezelfde fluxen weergegeven in Tabel 5.1.

Uitwijking

Kokmeeuw

Voor de kokmeeuw is een geringe uitwijking aangehouden; zowel in windparken op zee (Krijgsveld *et al.* 2011) als in windparken op de Eerste Maasvlakte (Prinsen *et al.* 2013) vertoonden grote en kleine meeuwen nauwelijks uitwijking en vlogen ze veelal door het windpark heen. In de natuurtoets is de 18% overgenomen die empirisch door Krijgsveld *et al.* (2011) voor meeuwen in een uitgebreide meerjarige studie naar het effect van de windturbines op zee op (o.a.) vogels is vastgesteld.

Grauwe gans

Voor de grauwe gans is aangenomen dat slechts een gering deel (20%) van de berekende flux in de toekomst zal uitwijken voor de windturbines. Het merendeel van de flux vindt namelijk al binnen of in de directe omgeving van het windpark plaats, zodat van uitwijking nauwelijks sprake is. Ook tijdens het veldonderzoek is regelmatig waargenomen dat grauwe ganzen door het bestaande windpark heen vliegen van en naar slaapplekken op de Westerschelde (Buijs 2020). In onderzoek in de Wieringermeer (Fijn *et al.* 2007) en op zee voor de kust van Engeland (Plonczkier & Simms 2012) zijn voor ganzen overigens



uitwijkpercentages van respectievelijk 81% en ruim 94% vastgesteld. De gehanteerde 20% betreft daarom een worst case scenario.

Aandeel vogels op rotorhoogte

In een berekening met het Flux-Collision Model wordt gecorrigeerd voor een mogelijk verschil in het aandeel van de flux op rotorhoogte tussen het referentiwindpark en het te toetsen windpark (Kleyheeg-Hartman *et al.* 2018). Voor kokmeeuw is het aandeel vogels op rotorhoogte afgeleid van metingen aan vlieghoogtes van kokmeeuwen in het broedseizoen in Windpark Slufter (Gyimesi *et al.* 2013). Per alternatief/variant is berekend welk aandeel van deze in het veld gemeten vlieghoogtes in het plangebied op rotorhoogte plaats zou vinden. Voor de grauwe gans waren dergelijke gegevens niet voorhanden, maar is op basis van Buijs (2020) dezelfde verdeling aangehouden als voor de kokmeeuw. Voor de kokmeeuw en grauwe gans betreft dit een worst case scenario, omdat voor lokale vliegbewegingen over het algemeen geldt dat het aandeel vogels op lage hoogte (in dit geval onder de rotoren) veel hoger is dan het aandeel vogels dat op grotere hoogte (in dit geval de rotoren of daarboven) vliegt (Fijn *et al.* 2007, Verbeek *et al.* 2012).

Tabel 5.1 *Aanvaringskansen, flux richting windpark (totaal aantal vliegbewegingen), en percentage macro-uitwijking (voor het gehele windpark). 1 = Prinsen *et al.* (2013), 2= Everaert (2008), 3= Verbeek *et al.* (2012).*

soort	Aanvaringskans (%)	flux per seizoen (n vluchten)	macro-uitwijking (%)
grauwe gans	0,0008 ³	26.084	20
kokmeeuw	0,0055 ³	97.434	18
	0,0021 ¹		
	0,019 ²		
	0,019 ²		

Verstoring

Verstoring van vogels kan zowel in de aanlegfase als in de gebruiksfase van Windpark WAP plaatsvinden. Door de bouw en de aanwezigheid van windturbines wordt de kwaliteit van het leefgebied aangetast. De mate van verstoring wordt daarom afzonderlijk voor zowel de aanlegfase als de gebruiksfase getoetst. In de gebruiksfase verschilt de verstoringsafstand (de afstand waarover windturbines effect hebben op de kwaliteit van het leefgebied) van windturbines voor foeragerende en/of rustende vogels tussen soortgroepen en varieert van honderd tot enkele honderden meters (zie bijlage 3). Ook voor broedende vogels verschilt de verstoringsafstand van windturbines in de gebruiksfase tussen soorten. Voor veel soorten bedraagt de verstoringsafstand voor broedende vogels (veel) minder dan 100 meter (in de gebruiksfase).

Binnen de verstoringsafstand wordt de kwaliteit van het leefgebied aangetast door de fysieke aanwezigheid van de windturbines. Uit onderzoek blijkt dat grotere windturbines geen evenredig groter of kleiner verstorend effect hebben (Scheckerman *et al.* 2003). In de soortspecifieke beoordeling van de verstoring is hier rekening mee gehouden en is gewerkt met een voor de desbetreffende soort toepasselijke verstoringsafstand. De



verstoring in het gebied wat binnen de verstoringafstand ligt is niet 100% (Krijgsveld *et al.* 2008).

Barrièrewerking

Voor het inschatten van de mate waarin barrièrewerking een probleem voor vogels vormt is gebruik gemaakt van literatuur en eigen waarnemingen uit veldonderzoek (o.a. Beuker *et al.* 2009, Fijn *et al.* 2007, 2012). Op grond hiervan en informatie over de dimensies van de geplande windturbineopstellingen is ingeschat of vogels de windturbine opstellingen zullen kruisen of omvliegen, en de mate waarin dat per inrichtingsalternatief valt te verwachten. Een meer gedetailleerde kwantificering van barrièrewerking is, met name bij grote windturbines met ook grotere tussenafstanden, nog niet mogelijk omdat er nog geen onderzoek over beschikbaar is.

5.2.3 Toelichting op het begrip significantie in relatie tot sterfte door aanvaringen

In het kader van de Wnb moet beoordeeld worden of het gebruik van Windpark WAP op zichzelf, of in samenhang met andere plannen en projecten in de omgeving, (significant) negatieve effecten kan hebben op de nabijgelegen Natura 2000-gebieden (in het kader van Wnb gebiedenbescherming) en/of sprake kan zijn van een effect op de gunstige staat van instandhouding (GSI; in het kader van de Wnb soortenbescherming).

De basis hiervoor wordt gevormd door het 1%-criterium (verder 1%-mortaliteitsnorm) van het Ornis Comité (zie kader hieronder). Volgens dit criterium kan iedere tol van minder dan 1% van de totale jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie (gemiddelde waarde) als kleine hoeveelheid worden beschouwd (zie kader hieronder). Wanneer de voorspelde sterfte onder deze 1%-mortaliteitsnorm blijft kan een effect op het behalen van de IHD's in Natura 2000-gebieden of de GSI van de betrokken populatie met zekerheid uitgesloten worden. Bij de beoordeling is tevens rekening gehouden met de huidige staat van instandhouding van deze populaties.

Notabene: deze 1%-mortaliteitsnorm wordt hier niet gebruikt om het begrip 'significantie' uit te leggen. Het wordt hier gebruikt om een ordegrootte van effecten aan te geven waarbij zeker geen significante effecten op zullen treden, omdat de sterfte procentueel zeer laag is ten opzichte van de jaarlijkse sterfte. Een veilige 'eerste zeef' dus. De Afdeling Bestuursrechtspraak van de Raad van State achtte dit een acceptabele werkwijze³. Een grotere sterfte dan 1% (in cumulatie met andere projecten) noodzaakt een aanvullende toetsing om te bepalen of de IHD en/of de GSI voor de desbetreffende soort in gevaar kan komen. Een dergelijke toetsing kan bijvoorbeeld bestaan uit het doorrekenen van de effecten (additionele sterfte) op de betrokken populatie met behulp van een populatiemodel, zoals uitgevoerd voor effecten van offshore windparken op kleine mantelmeeuwen (Lensink & van Horssen 2012) en recent voor 13 zeevogelsoorten op de Noordzee (Potiek *et al.* 2019).

³ Zie uitspraak ABRS van 1 april 2009 in zaaknr. 200801465/1/R2, uitspraak ABRS van 29 december 2010 in zaaknr. 200908100/1/R1 en de uitspraak ABRS van 8 februari 2012 in zaaknr. 201100875/1/R2.



Berekening 1%-mortaliteitsnorm

De 1%-mortaliteitsnorm is het aantal vogels dat 1% van de jaarlijkse sterfte van de te toetsen populatie representeert. Deze norm is soortspecifiek aangezien de populatiegrootte en de mortaliteit (de twee variabelen die de 1%-mortaliteitsnorm bepalen) voor alle soorten anders is. De norm wordt als volgt berekend:

$$1\text{-mortaliteitsnorm (\# vogels)} = (\text{jaarlijkse sterfte} * \text{grootte van de te toetsen populatie}) * 0,01$$

Voor de gegevens over de jaarlijkse sterfte per soort is gebruik gemaakt van de website van de BTO (<http://www.bto.org/about-birds/birdfacts>), of van resultaten uit soort-specifiek onderzoek vastgelegd in (wetenschappelijke) artikelen of rapporten. Voor soorten waarvoor geen gegevens met betrekking tot de jaarlijkse sterfte beschikbaar zijn, wordt gebruik gemaakt van de gegevens van een (sterk) gelijkende soort. In de berekeningen is de jaarlijkse sterfte van adulte vogels gebruikt, omdat hier meer over bekend is en omdat deze sterfte lager is dan die van juveniele vogels. Hierdoor valt de 1%-mortaliteitsnorm iets lager uit waardoor met zekerheid het worst case scenario getoetst is. Als populatiegrootte zijn recente telgegevens gebruikt, waarbij voor niet-broedvogels het aantal exemplaren wordt gebruikt en voor broedvogels het aantal paren maal twee.

Informatie over de omvang van de flyway-populaties is voor de watervogels afgeleid van de Waterbird Population Estimates uit 2012 (WPE5 zoals gepresenteerd op wpe.wetlands.org) en voor de overige soorten (voornamelijk roofvogels en zangvogels) uit het boek *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status* (Birdlife International 2004). De omvang van de landelijke (broed)voelpopulaties is afgeleid uit de Vogelatlas (Sovon 2018) of van recentere tellingen uitgevoerd in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM; afgeleid van www.sovon.nl). Voor de omvang van een broedpopulatie wordt het aantal broedparen met twee vermenigvuldigd. Ook dit is weer een worst case scenario omdat op die manier geen rekening wordt gehouden met de jonge en/of niet-broedende vogels in een populatie.

5.3 Effectbepaling en –beoordeling soortenbescherming

5.3.1 Overige soorten

De toetsing van de mogelijke effecten van Windpark WAP op beschermde soorten betreft een effectbepaling en -beoordeling op hoofdlijnen op basis van de huidige aanwezigheid van beschermde soorten planten en dieren in het plangebied, de functie van het plangebied en de directe omgeving voor deze soorten en de voorgenomen ingreep. De toetsing is opgesteld op basis van:

- Huidige ter beschikking staande kennis en informatie (bronnenonderzoek);
- Inschattingen van deskundigen.

5.3.2 Vleermuizen

De bouw en het gebruik van Windpark WAP kan effect hebben op vleermuizen die gedurende enige fase van hun levenscyclus in de omgeving van het studiegebied verblijven (zie bijlage 4 voor een algemeen overzicht van de effecten van windturbines op vleermuizen). Het verwijderen van bomen of de sloop van gebouwen tijdens de bouwphase



kan effect hebben op verblijfplaatsen van vleermuizen. Omdat voor de opschaling van Windpark WAP hier geen sprake van zal zijn, richt de effectbepaling zich op de gebruiksfase. Tijdens de gebruiksfase kunnen vleermuizen slachtoffer worden als gevolg van een aanvaring met een draaiend rotorblad of barotrauma. In de effectbepaling staat het aantal verwachte aanvaringsslachtoffers centraal (hoofdstuk 10). Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen het aantal slachtoffers in de huidige situatie, de toekomstige situatie na opschaling en het verschil tussen beide.

Voor vleermuizen is verstoring of barrièrewerking tijdens de gebruiksfase niet aan de orde. Dit aspect wordt daarom voor vleermuizen niet nader beschouwd.

Aanvaringsslachtoffers

Het aantal aanvaringsslachtoffers is bepaald aan de hand van het aantal geregistreerde vleermuizen vanuit de gondel van twee (bestaande) windturbines in WAP (zie figuur 2.2).

Hiervoor is gebruik gemaakt van het zogenoemde BMU model "*BCGondel Chiroptera*" dat in Duitsland is ontwikkeld (Brinkmann *et al.* 2011). Het model is goed te gebruiken met de dataset van Windpark WAP omdat de gebruikte instellingen van de batcorders gelijk zijn aan die gebruikt in het BMU project. Ook het type windturbine (ashoogte, rotordiameter) komt goed overeen. Het model gebruikt behalve het aantal opgenomen vleermuizen ook de windsnelheid om het aantal slachtoffers te berekenen. Het gebruik van de windsnelheid in het model is van belang omdat bij zeer lage windsnelheden de rotorbladen zeer langzaam draaien (of stil staan) en geen slachtoffers veroorzaken, terwijl aanwezige vleermuizen op dat moment wel door de detector worden opgenomen. De windsnelheid op ashoogte is bepaald vanuit de energieproductie van het Windpark WAP (aangeleverd door Zeeuwind) omdat directe meetgegevens van de windsnelheid niet beschikbaar zijn. De gebruikte windsnelheid is minder nauwkeurig dan bij een directe meting omdat de power curve van een individuele windturbine niet altijd identiek is aan de opgave van de fabrikant. Daarnaast vindt beneden de startwindsnelheid (3 m/s) geen energieproductie plaats waardoor het niet mogelijk is de exacte windsnelheid weer te geven in het bereik tussen 0 en 3 m/s. Er is bij deze windsnelheden alleen gedurende vrijloop (*idling phase*) een beperkte kans op slachtoffers. Voor de berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers is uitgegaan van een worst case scenario met betrekking tot de windsnelheid. Voor de categorie 0-3 m/s is gerekend met 2 m/s.

Voor de berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers voor de toekomstige windturbines is dus gebruik gemaakt van het aantal berekende slachtoffers van de twee onderzochte (bestaande) windturbines. De dimensies (ashoogte, rotordiameter) van de toekomstige turbines zullen echter groter zijn dan de huidige turbines. Er is geen reden om aan te nemen dat het aantal slachtoffers zal toe- of afnemen bij opschaling van windturbines. Het tekstkader (hieronder) gaat hier uitgebreid op in.



Masthoogte, rotor diameter en vleermuisslachtoffers

Het effect van het opschalen van windturbines op het aantal vleermuisslachtoffers is niet eenduidig. Vleermuisactiviteit, gemeten vanuit de nacelle van windturbines, neemt significant af met toenemende hoogte (Brinkmann *et al.* 2011). De activiteit op gondelhoogte hangt samen met het aantal slachtoffers (Brinkmann *et al.* 2011). Wanneer de rotordiameter constant is, kan daarom aangenomen worden dat ook het aantal slachtoffers afneemt met toenemende ashoogte. De risicosoorten komen echter nog altijd (in geringe mate) voor op grotere hoogte (>100 m). Hier staat tegenover dat grotere turbines een groter oppervlak hebben dat door de rotorbladen wordt bestreken. Met toenemende rotordiameter en gelijkblijvende ashoogte is dus een toename van het aantal slachtoffers te verwachten. De kans op slachtoffers is het grootst bij windturbines met een grote rotordiameter en een geringe ashoogte. In de regel neemt de rotor diameter altijd toe met toenemende ashoogte waardoor de twee parameters niet onafhankelijk van elkaar beoordeeld kunnen worden. Deze twee genoemde effecten werken in tegengestelde richting waardoor het effect van opschaling niet eenduidig is. Precies om deze reden wordt een verband tussen vleermuisslachtoffers aan de ene kant en rotordiameter, minimale tiphoogte en ashoogte aan de andere kant door sommigen onderzoekers wel en door andere onderzoekers niet gevonden (Barclay *et al.* 2007; Seiche *et al.* 2008; Rydell *et al.* 2010). Door zeer kleine windturbines (waar doorgaans geen slachtoffers vallen) toe te voegen aan de analyse kan een positief verband tussen ashoogte en het aantal slachtoffers worden gevonden (Rydell *et al.* 2010). Deze conclusie kan niet doorgetrokken worden naar de repowering van de veel grotere windturbines die momenteel plaatsvindt. Hierbij is geen of zelfs een negatief effect van ashoogte op het aantal slachtoffers zichtbaar (Nagy *et al.* 2018). De huidige consensus is dan ook dat repowering niet tot een hoger aantal slachtoffers per turbine leidt tenzij er sprake is van een geringe tiplaaagte (Nagy *et al.* 2018). In Nederland kan die situatie zich voordoen wanneer nieuwe windturbines met grote rotordiameter geplaatst worden in gebieden waar een hoogtebeperking geldt zoals op Goeree-Overflakkee en nabij vliegvelden.

Toetsingskader

De vraag is aan de orde of het geschatte aantal slachtoffers van invloed is op de staat van instandhouding (Svl) van vleermuissoorten.

Staat van instandhouding (Svl)

Het risico op aantallen slachtoffers in de gebruiksfase wordt getoetst aan de Svl van de relevante vleermuissoorten. De Svl van een populatie wordt volgens de Habitatrichtlijn als gunstig beschouwd als:

- uit populatie dynamische gegevens blijkt dat de soort nog steeds een levensvatbare component is van de natuurlijke habitat waarin hij voorkomt, en dat vermoedelijk op langere termijn zal blijven, en
- het natuurlijk verspreidingsgebied van de soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden, en
- er een voldoende groot habitat bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populatie van de soort op lange termijn in stand te houden.

Voor de landelijke Svl is gebruik gemaakt van het *European Topic Centre on Biological Diversity, report on Article 17 of the Habitats Directive*. De rapportage geeft tevens de omvang van referentiepopulaties weer. Dit is te beschouwen als de minimale populatie-omvang van een soort op basis van beschikbare gegevens en deskundigen oordeel. De lokale instandhouding is in de voorliggende rapportage gebaseerd op de landelijke



referentiepopulatie. Bij de desbetreffende soort (zie hieronder) is weergegeven hoe deze is bepaald. Om een eerste indicatie te krijgen voor de effecten van sterfte op populaties wordt gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm (zie paragraaf 5.2.4). In de voorliggende rapportage zijn de berekende/geschatte risico's gerelateerd aan de 'lokale populatie' en vergeleken met 1%-mortaliteitsnorm van deze populatie.

Populaties

Het gaat in de Habitatrichtlijn en de Wnb om de bescherming van de soort. De vraag is op welk niveau de Svl bepaald of beoordeeld moet en kan worden, m.a.w. wat is de relevante populatie?

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

De vleermuizen die in het plangebied voorkomen, met uitzondering van de ruige dwergvleermuis, kennen in Nederland een populatiestructuur als volgt. Vrouwtjes vormen in de zomer kraamgroepen, variërend in grootte van enkele exemplaren tot vele honderden. In die groepen worden de jongen grootgebracht tot ze vliegvlug zijn. Kraamgroepen maken gedurende een jaar gebruik van verschillende verblijven, die kilometers uiteen kunnen liggen. In de nazomer vallen de kraamgroepen uiteen, waarna het paringsseizoen begint. De vrouwtjes blijven vaak in dezelfde kraamgroep, bij sommige soorten is dat sterk het geval, bij andere veel minder (Dietz *et al.* 2011). De jonge mannetjes zwermen meer uit. De mannetjes zitten soms in hetzelfde leefgebied of op kleine afstand van de kraamgroepen. In het najaar bezetten de mannetjes van soorten territoria, waarin ze een paarverblijf hebben. Deze paarverblijven liggen soms in concentraties. Bij andere soorten wordt er vermoedelijk vooral gepaard in of bij zwermlocaties, die niet zelden ook dienstdoen als winterverblijf. Zoals hierboven beschreven zijn vleermuispopulaties aldus netwerkpopulaties, waarbij lokale kraamgroepen meer of minder sterk verbonden zijn met andere kraamgroepen in het netwerk. Het is vaak niet goed mogelijk om daarin duidelijk grenzen te trekken. Binnen een netwerkpopulatie zijn er doorgaans delen waar meer (vliegvlugge) jongen geproduceerd worden dan nodig is voor de instandhouding (*sources*) en plekken waar er minder jongen groot komen dan nodig om de groep in stand te houden (*sinks*). Dit wordt gecompenseerd door uitwisseling (emigratie/immigratie).

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



De kennisdocumenten voor de hier besproken vleermuizen geven aan dat voor het beoordelen van het effect op de gunstige staat van instandhouding uitgegaan moet worden van de lokale populatie. Zij geven tevens aan dat het zeer moeilijk te bepalen is in hoeverre de gunstige staat van instandhouding wordt aangetast (BIJ12, 2017a,b,c). Populaties van vleermuizen zijn moeilijk te begrenzen. Soorten als gewone dwergvleermuis en rosse vleermuis leven in netwerkpopulaties. De soortenstandaard van beide soorten gaat met name in op het beoordelen van effecten op de functionaliteit van voortplantingsplaatsen of vaste rust- of verblijfplaatsen.

De populatie van de ruige dwergvleermuis bestaat uit in ons land verblijvende mannetjes en daarnaast vrouwtjes die tijdelijk ons land binnen trekken. De soortenstandaard vermeldt dat het in veel gevallen effectiever is uit te gaan van een minimaal aantal dieren waaruit de lokale populatie kan bestaan en daarvanuit te redeneren wat het effect is op de lokale populatie (BIJ12, 2017b). Deze laatste benadering is ook geschikt om het effect van sterfte in het algemeen te beoordelen. Deze aanpak wordt daarom in dit rapport voor alle drie de soorten toegepast.

De kennisdocumenten geven geen eenduidige indicatie voor een populatieomvang. In deze natuurtoets is daarom op basis van beschikbare literatuur voor relevante soorten beargumenteerd wat de omvang van de lokale populatie is voor het beoordelen van effecten op de gunstige staat van instandhouding.

5.4 Effectbepaling NNN en overige beschermde gebieden

Het plangebied van Windpark WAP maakt geen onderdeel uit van het NNZ, wel grenst het aan het NNZ. Voor het NNZ geldt dat rekening moet worden gehouden met externe werking (Omgevingsverordening Zeeland 2018). Dit betekent dat onderzocht moet worden of de aanleg en gebruik van het windpark effecten kan hebben op de omvang en/of de kwaliteit van het NNZ.

Daarnaast liggen er in de omgeving enkele kleine gebieden die aangewezen zijn als weidevogelgebied of botanisch waardevolle graslanden. Ook voor deze beschermde gebieden zal gekeken worden of de kwaliteit en omvang gewaarborgd blijven met de aanleg en gebruik van het windpark.



6 Vogels in en nabij het plangebied

6.1 Broedvogels

6.1.1 Broedvogels in het plangebied

Broedvogels van de Rode Lijst

Van de Rode Lijst is de patrijs vastgesteld als broedvogel binnen het plangebied van Windpark WAP. In de omgeving van het plangebied broedt de graspieper (NDFF 2020, Buijs 2020). De patrijs en graspieper zijn beiden grondbroeders.

Jaarrond beschermde nesten

Binnen het plangebied broeden geen vogels waarvan de nesten jaarrond beschermd zijn. In de ruimere omgeving broeden o.a. de buizerd en huismus (NDFF 2020, Buijs 2020). De huismus is sterk gebonden aan gebouwen, zoals de boerderijen ten noorden van het plangebied.

Koloniebroedvogels

Binnen het plangebied en in de directe omgeving komen geen broedkolonies van koloniebroeders zoals reigers, meeuwen of aalscholvers voor (NDFF 2020, Buijs 2020). Het plangebied van Windpark WAP biedt ook geen potentieel broedgebied voor koloniebroeders.

Wel is in de natte polders binnendijks van de Inlaagdijk van Hoedekenskerke op circa 1,5 km ten zuidwesten van het plangebied een gemengde broedkolonie van kokmeeuwen en zwartkopmeeuwen bekend, welke in 2019 bijna 1.000 paar kokmeeuw en enkele tientallen paren zwartkopmeeuwen telde (RWS 2020, NDFF 2020). Zwartkopmeeuwen zijn niet waargenomen maar kunnen wel incidenteel meevliegen met kokmeeuwen die foerageren binnen het zoekgebied van de WAP naar gelang de landbouwkundige activiteiten (Buijs 2020). Ook drinken grote groepen kokmeeuwen regelmatig in de waterbassins van de kassen en foerageren ze op de RWZI.

In voornoemde polder bij Hoedekenskerke zijn ook broedkolonies aanwezig van kluut (80 broedpaar in 2019) en visdief (200-400 paar in 2019), maar deze soorten worden niet binnen het plangebied waargenomen (NDFF 2020, RWS, Buijs 2020).

Akkerbroedvogels

In en in de ruime omgeving van het plangebied broeden enkele paartjes van o.a. kieviten en scholeksters (NDFF 2020, Buijs 2020).

6.1.2 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden in relatie tot het plangebied

Bruine kiekendief

Binnen het plangebied komen geen territoria voor van de bruine kiekendief (NDFF 2020, RWS, Buijs 2020). In de 's Gravenpolderse Weel, in de verruigde rietgorzen, is wel een territorium vastgesteld van de bruine kiekendief. Bruine kiekendieven hebben een relatief



grote actieradius, maar zijn met name overdag actief en vliegen daarbij weinig op risicohoogte. Tijdens het veldwerk uitgevoerd door Buijs (2020) is in 2017 en 2019 tweemaal een bruine kiekendief op lage hoogte (10-15 m) jagend waargenomen in het plangebied.

Kluut

In het plangebied komen geen kluten voor, het beschikt niet over geschikt foerageer- of rustgebied. Vooral buitendijks in de Biezelingsche Ham zijn foeragerende kluten aanwezig en deze broeden in de natte polders binnendijks van de Inlaagdijk van Hoedekenskerke op circa 1,5 km ten zuidwesten van het plangebied (NDFF 2020, RWS, Buijs 2020).

Bontbekplevier

In het plangebied zijn geen nesten van bontbekplevieren vastgesteld. Het plangebied van Windpark WAP beschikt niet over geschikt foerageer- of rustgebied. Wel is buitendijks langs de Zeedijk en de nabijgelegen dijken elk jaar een enkel broedgeval bekend. Daarnaast bevinden zich enkele nesten in de natte polders binnendijks van de Inlaagdijk van Hoedekenskerke op circa 1,5 km ten zuidwesten van het plangebied (NDFF 2020, RWS, Buijs 2020). De Biezelingsche Ham wordt als foerageergebied en hoogwatervluchtplaats gebruikt.

Strandplevier

In en in de directe omgeving van het plangebied zijn geen waarnemingen bekend van de strandplevier (NDFF 2020, RWS, Buijs 2020). Het plangebied van Windpark WAP beschikt niet over geschikt foerageer- of rustgebied. Foeragerende strandplevieren zijn te vinden buitendijks ten zuidoosten van Hansweert (NDFF 2020).

Zwartkopmeeuw

In het plangebied broeden geen zwartkopmeeuwen en het plangebied beschikt ook niet over geschikte rustplaatsen. De laatste jaren broeden er wel zwartkopmeeuwen ten westen van het plangebied in de natte polders binnendijks van de Inlaagdijk van Hoedekenskerke (op circa 1,5 km ten zuidwesten van het plangebied NDFF 2020, RWS). Het gaat hierbij om enkele tientallen broedparen. Andere kolonies van zwartkopmeeuw bevinden zich in havengebied van Terneuzen en op de Hooge Platen in de Westerschelde.

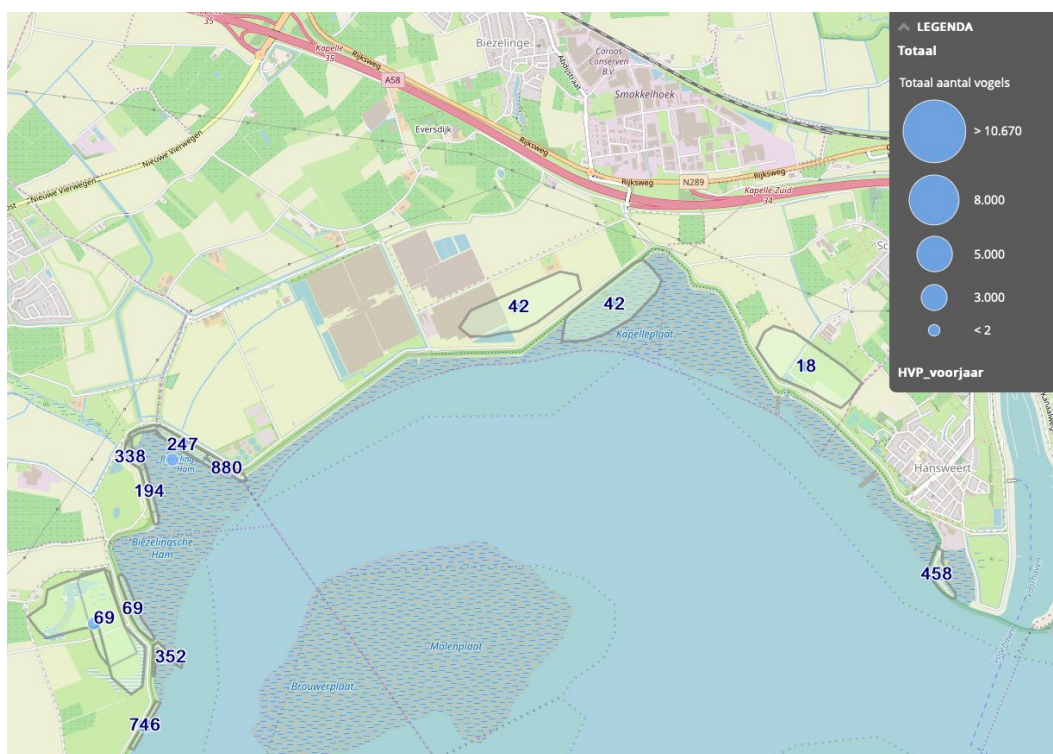
Visdief

In het plangebied zijn geen nesten van visdieven vastgesteld. Het plangebied van Windpark WAP beschikt niet over geschikt foerageer- of rustgebied. Waarnemingen van visdieven worden voornamelijk boven het water van de Westerschelde en in de Biezelingsche Ham gedaan, boven het plangebied zijn ze niet vastgesteld (NDFF 2020, RWS, Buijs 2020). In de natte polders binnendijks van de Inlaagdijk van Hoedekenskerke op circa 1,5 km ten zuidwesten van het plangebied bevindt zich een broedkolonie visdieven met circa 200-400 broedpaar (NDFF 2020, RWS).



6.2 Niet-broedvogels

In en in de ruime omgeving van het plangebied van Windpark WAP zijn geen slaappleatsen bekend van niet-broedvogelsoorten (NDFF 2020, sovon.nl). Wel zijn enkele hoogwater-vluchtplaatsen (HVP's) aanwezig in de omgeving van het plangebied (Figuur 6.1). Buitendijks gaat het om de randen van de Biezelingsche Ham en iets verder naar het oosten de randen van de Kapelleplaat. Binnendijks zijn er HVP's aanwezig in de natte polders binnendijks van de Inlaagdijk van Hoedekenskerke, in de polders binnendijks van Weg langs de Zeedijk en binnendijks van de Schoorse Zeedijk (RWS). In de dataset van RWS (zie Figuur 6.1) zijn de soorten goudplevier en kievit niet opgenomen. Van beide soorten rusten in het plangebied regelmatig groepen op de akkers in het uiterst westelijke deel van het plangebied direct achter de zeedijk (Buijs 2020). Niet alle HVP's worden jaarrond gebruikt, het kan bijvoorbeeld zo zijn dat bepaalde soorten alleen tijdens het voorjaar op een HVP verblijven. In onderstaande paragrafen wordt meer in detail gekeken naar het gebruik van de HVP's per niet-broedvogelsoort.



Figuur 6.1 Ligging van HVP's (grijze contouren met daarin gecentreerd de gesommeerde gemiddelde maxima voor alle soorten vogels over de teljaren 2010-2015 voor het voorjaar) in de nabijheid van het plangebied. Gegevens zijn beschikbaar per kwartaal (Bron: RWS).

6.2.1 Niet-broedvogels in het plangebied

Meeuwen

De kleine mantelmeeuw, stormmeeuw, zilvermeeuw en kokmeeuw komen allen in het plangebied voor, maar alleen de kokmeeuw is talrijk te noemen. Het gaat gemiddeld om enkele individuen voor de eerste drie soorten, alleen bij de kokmeeuw liggen de aantallen



veel hoger (Tabel 6.1). De kokmeeuwen komen vooral voor bij de rioolwaterzuivering in het zuiden en de waterbassins nabij de kassen in het oosten van het plangebied. De kokmeeuw wordt hier met grotere aantallen de hele dag door waargenomen, waarbij het plangebied met regelmaat wordt doorkruist. De meeste vliegbewegingen vinden plaats tussen de 0 en 80 m hoogte. Tijdens het slachtofferonderzoek zijn drie dode kokmeeuwen gevonden, welke slachtoffer zijn geworden van een aanvaring met een windturbine (Buijs 2020).

Tabel 6.1 Gemiddelde seizoensmaxima van meeuwensoorten voor de seizoenen 2014/2015 t/m 2018/2019 uit de telvakken WS351 & WS352 (Bron: RWS).

Soort	WS351	WS352
Kleine mantelmeeuw	0,8	12,4
Kokmeeuw	631,6	618
Stormmeeuw	1,8	12,8
Zilvermeeuw	88,6	239,8

6.2.2 Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden in relatie tot het plangebied

Aalscholver

De aalscholver komt sporadisch in het plangebied voor (NDFF 2020). Tijdens veldonderzoek zijn in het plangebied geen aalscholvers of vliegbewegingen van aalscholvers vastgesteld (Buijs 2020). Waarnemingen zijn vooral bekend buitendijks, waarbij echter ook hier de gemiddelde seizoensmaxima niet hoog zijn (Tabel 6.2).

Kleine zilverreiger & Lepelaar

De lepelaar en kleine zilverreiger komen niet, respectievelijk sporadisch in het plangebied voor (NDFF 2020). Hierbij gaat het bij de kleine zilverreiger om een enkel foeragerend exemplaar (Buijs 2020). In de directe omgeving van het plangebied komen beide soorten voor in de Biezelingsche Ham en de lepelaar komt ook voor in de natte polders binnendijks van Inlaagdijk van Hoedekenskerke. De kleine zilverreiger komt alleen in kleine aantallen voor, terwijl de lepelaar in het telvak net west van het plangebied (WS351) in grotere getalen aanwezig is. In het telvak waar het plangebied onderdeel van uitmaakt, zijn geen of slechts een enkele lepelaar of kleine zilverreiger geteld (Tabel 6.2).

Zwanen & ganzen

De kleine zwaan komt niet in of in de directe omgeving van het plangebied voor. Tijdens tellingen en veldonderzoek is de soort ook niet vastgesteld in of nabij het plangebied (Tabel 6.2, Buijs 2020, NDFF 2020). De ganzensoorten kolgans, grauwe gans en brandgans komen wel in de omgeving van het plangebied voor, waarbij alleen de grauwe gans jaarrond in het plangebied aanwezig is. De brandgans is niet vastgesteld in het plangebied en van de kolgans zijn slechts enkele vliegbewegingen vastgesteld tijdens veldonderzoek. De kolgans komt in lage aantallen voor in de natte polders binnendijks van Inlaagdijk van Hoedekenskerke, terwijl de brandgans hier in grote groepen van circa 1.000 individuen



aanwezig is. De grauwe gans komt ook in grote groepen voor in de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke, maar ook op de Biezelingsche Ham. De grauwe ganzen die tijdens tellingen en het veldonderzoek zijn vastgesteld, pendelen op lage hoogtes (0-80 m) tussen het plangebied en slaapplaatsen op de Westerschelde (Tabel 6.2, NDFF 2020, Buijs 2020). Tijdens het slachtofferonderzoek is tweemaal een aanvaringsslachtoffer van een grauwe gans nabij een windturbine aangetroffen (Buijs 2020).

Eenden

De middelste zaagbek, pijlstaart en slobbeend komen niet in het plangebied voor (NDFF 2020, Buijs 2020). Wel zijn ze in lage aantallen waargenomen in de omgeving van het plangebied, waarbij ze in het telvak waar het plangebied onderdeel van uitmaakt slechts in zeer lage aantallen buitendijs zijn geteld. In de Biezelingsche Ham en/of in de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke zijn de pijlstaart en slobbeend in hogere aantallen aanwezig (Tabel 6.2, NDFF 2020). Ook de smient komt niet in het plangebied voor (NDFF 2020, Buijs 2020). Deze soort komt wel in grote getalen voor in de Biezelingsche Ham en in de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke, waarbij het om groepen van enkele honderdtallen gaat (Tabel 6.2).

De kraakeend komt zo nu en in zeer lage aantallen in het plangebied voor, hierbij gaat het om enkele vogels die in het zuiden van het plangebied nabij de waterzuivering verblijven. Daarnaast is tijdens veldonderzoek een enkele overvliegende kraakeend op lage hoogte door het plangebied gevlogen (Tabel 6.2, Buijs 2020). Ditzelfde geldt voor de wintertaling welke slechts tweemaal overvliegend door het plangebied is geteld op lage hoogte. Wel verblijven er groepen van een honderdtal wintertalingen in de Biezelingsche Ham en in de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke (Tabel 6.2, NDFF 2020).

De wilde eend komt met enige regelmaat in lage aantallen foeragerend in het plangebied voor in de sloten nabij de waterzuivering in het zuiden en de kassen in het oosten. In de omgeving van het plangebied zijn de aantallen wilde eenden hoger, met groepen van enkele honderdtallen ten noorden van het plangebied, in de Biezelingsche Ham en in de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke (Tabel 6.2, NDFF 2020, Buijs 2020).

De bergeend komt af en toe in het plangebied voor, waarbij de hoogste aantallen geteld worden in het voorjaar en de zomermaanden, wat duidt op broedvogels. Daarnaast wordt de omgeving van het plangebied gebruikt als hoogwatervluchtplaats, zoals de Biezelingsche Ham, binnendijs langs de Weg langs de Zeedijk ten oosten van het plangebied en de Kapelle Plaat. Verder worden de platen in de Westerschelde ten zuiden van het plangebied gebruikt door ruiende bergeenden. Daarnaast zijn ze in grote getalen aanwezig rondom het plangebied, voornamelijk in de Biezelingsche Ham en ook in de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke. Ook op de Kapelle Plaat ten oosten van het plangebied zijn bergeenden in grote aantallen aanwezig (Tabel 6.2, NDFF 2020). Tijdens veldonderzoek zijn enkele keren overvliegende bergeenden geteld die door het plangebied vlogen (Buijs 2020).



Roofvogels

In de omgeving van het plangebied komt de zeearend niet voor en de slechtvlak komt slechts sporadisch voor met een enkele waarneming per jaar (Tabel 6.2; RWS, NDFF 2020). Tijdens het veldonderzoek is de slechtvalk foeragerend vastgesteld boven de Biezelingsche Ham en sporadisch binnen het plangebied (Buijs 2020).

Steltlopers

De steltlopersoorten kluut, bontbekplevier, strandplevier, zilverplevier, kanoet, drieteenstrandloper, rosse grutto, zwarte ruiter, tureluur, groenpootruiter en steenloper komen niet in het plangebied voor (NDFF 2020, Buijs 2020). Van deze soorten komt de strandplevier slechts sporadisch in de directe omgeving van het plangebied voor. Ook de groenpootruiter, steenloper, zwarte ruiter, bontbekplevier en kanoet komen in zeer lage aantallen voor in het telvak waar het plangebied onderdeel van uitmaakt (Tabel 6.2). Deze soorten komen wel in de Biezelingsche Ham en in de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke voor, maar in lage aantallen. De kluut, zilverplevier, drieteenstrandloper, rosse grutto en tureluur worden in grotere aantallen geteld, ook in het telvak waar het plangebied onderdeel van uitmaakt (Tabel 6.2). Deze soorten foerageren in grote groepen van tientallen tot honderdtallen buitendijs onder andere ten zuiden van het plangebied langs de Zeedijk, op de Kapelle Plaat en ook buitendijs richting Hansweert. Ook deze soorten gebruiken de Biezelingsche Ham en de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke om te foerageren. Deze plekken worden door sommige van deze steltlopersoorten ook gebruikt als hoogwatervluchtplaats.

De goudplevier komt tijdens sommige winters in het plangebied voor, waar zij overdag rusten in groepen op de akkers. De belangrijkste aantallen zitten helemaal in het westelijk deel van het plangebied direct achter de zeedijk en pendelen vanaf deze akkers naar de buitendijkse slikken op Biezelingsche Ham, zodat het windpark niet wordt doorkruist (Buijs 2020). Verder komen ze voor in de Biezelingsche Ham en de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke (Tabel 6.2, NDFF 2020).

De scholekster komt in het plangebied voornamelijk voor tijdens hoogwater, waar ze in kleine groepen van een tiental tot enkele tientallen foerageren nabij de kassen in het oosten en de waterzuivering in het zuiden van het plangebied (Buijs 2020). Ook maken zij gebruik van de hoogwatervluchtplaats buitendijs aan de zuidwestpunt van het plangebied. In de omgeving van het plangebied komen ze vooral in grote aantallen voor in de Biezelingsche Ham en de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke (Tabel 6.2, NDFF 2020).

De kievit komt met regelmaat in en in de directe omgeving van het plangebied voor. Het kan hierbij gaan om groepen van honderdtallen. Hierbij vliegen ze vaak zeer laag over de dijk tussen de Westerschelde en het plangebied (Buijs 2020). Verder komen ze in grote aantallen voor in polders ten noorden van het plangebied, in de Biezelingsche Ham en de natte polders binnendijs van Inlaagdijk van Hoedekenskerke (Tabel 6.2, NDFF 2020).

Tijdens tellingen zijn zeer grote aantallen bonte strandlopers geteld, hierbij gaat het altijd om waarnemingen buitendijs, voornamelijk nabij Hansweert en in de Biezelingsche Ham.



Binnen het plangebied komen ze niet voor. Tijdens het najaar en de winter bevindt zich een belangrijke hoogwatervluchtplaats nabij Hansweert, waar duizenden bonte strandlopers worden geteld. Daarnaast is er een kleine HVP aanwezig buitendijks aan de zuidwestpunt van het plangebied (Tabel 6.2, NDFF 2020, Buijs 2020).

De wulp komt met hoogwater met enige regelmaat in het zuidelijke deel van het plangebied voor, nabij de waterzuivering (Buijs 2020). Wulpen komen met grote aantallen voor in de Biezelingsche Ham, in de natte polders binnendijks van Inlaagdijk van Hoedekenskerke en ook buitendijks van de Zeedijk (Tabel 6.2, NDFF 2020). Op de Biezelingsche Ham bevindt zich jaarrond een HVP en in het najaar en de winter is er ook een kleinere HVP aanwezig binnendijks ten noorden van de Kapelle Plaat.

Tabel 6.2 Gemiddelde seizoensmaxima van kwalificerende niet-broedvogelsoorten voor de seizoenen 2014/2015 t/m 2018/2019 uit de telvakken WS351 & WS352 (Bron: RWS).

Soort	WS351	WS352	Soort	WS351	WS352
Aalscholver	12	9	Scholekster	865	159
Kleine zilverreiger	2	1	Kluut	180	26
Lepelaar	39	0	Bontbekplevier	17	13
Kleine zwaan	0	0	Strandplevier	0	1
Kolgans	5	8	Goudplevier	42	61
Grauwe gans	697	228	Zilverplevier	352	78
Brandgans	528	0	Kievit	342	109
Bergeend	1.250	104	Kanoet	91	0
Smient	464	45	Drieteenstrandloper	57	268
Krakeend	48	2	Bonte strandloper	1.934	888
Wintertaling	151	2	Rosse grutto	148	38
Wilde Eend	555	196	Wulp	412	96
Pijlstaart	18	2	Zwarte ruiter	57	6
Slobeend	45	5	Tureluur	238	12
Middelste zaagbek	<0,5	<0,5	Groenpootruiter	12	<0,5
Zeearend	0	0	Steenloper	7	20
Slechtvalk	1	<0,5			

6.3 Seizoenstrek

Veel vogelsoorten trekken jaarlijks van broed- naar overwinteringsgebied en *vice versa*. Deze trek vindt vooral plaats in het voor- en najaar en wordt daarom geclassificeerd als



seizoenstrek (LWVT/Sovon 2002). In het algemeen vindt seizoenstrek plaats op hoogten boven de 150 m, maar bij tegenwind kan de vlieghoogte van vogels op trek afnemen tot beneden de 100 m (Buurma *et al.* 1986).

Gestuwde trek is een fenomeen dat zich in Nederland vooral langs de kust afspeelt (LWVT/SOVON 2002). Om een vlucht over zee te vermijden passen vogels op trek hun route aan en gaan evenwijdig aan de kust vliegen. Tot op maximaal een kilometer afstand van de kust is stuwing merkbaar (vooral stuwing in de eerste 200 m). Langs de kust maken in de lagere luchtlagen zangvogels het merendeel uit van de gestuwde trek. In het binnenland treedt gestuwde trek in beperktere mate op langs het Markermeer en IJsselmeer. Op kleinere schaal kan verdichting plaatsvinden langs rivieren en andere potentiële barrières. Dit speelt zowel in het voorjaar als in het najaar ook bij het plangebied waar overdag sprake kan zijn van enige gestuwde trek van zangvogels die de dijk volgen (Buijs 2020). 's Nachts is er minder stuwing dan overdag (Buurma & van Gasteren 1989). Bovendien vliegen vogels gedurende de nacht gemiddeld hoger dan overdag (LWVT/SOVON 2002).



7 Vleermuizen in en nabij het plangebied

7.1 Betekenis plangebied voor vleermuizen

Soortenspectrum

Tijdens het onderzoek in 2018 op grondhoogte zijn acht vleermuissoorten vastgesteld in het plangebied: gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis, laatvlieger, watervleermuis, meervleermuis, kleine dwergvleermuis en grootoorvleermuis spec. Voor een uitgebreide beschrijving van de resultaten wordt verwezen naar Halters & Buijs (2020). De gewone dwergvleermuis is in het plangebied de meest voorkomende vleermuissoort. Andere soorten die regelmatig zijn waargenomen zijn ruige dwergvleermuis en vervolgens laatvlieger, rosse vleermuis en watervleermuis. Meer-vleermuis, grootoorvleermuis spec. en kleine dwergvleermuis zijn slechts incidenteel waargenomen.

Foerageergebieden, vliegroutes, verblijfplaatsen

De meeste vleermuizen zijn waargenomen in beschut gebied: in de luwte van groene hagen, bomenrijen en/of dijken. In het westelijk deel van het plangebied is langs de populierendijk een windsingel aanwezig waar veel vleermuizen foerageren en langs vliegen. Voor vleermuizen kan deze vliegroute een wezenlijke functie vervullen omdat de windsingel verbonden is met het gemaal Maelstede. Bij het gemaal en woonhuis net ten westen van het plangebied is een zomer- of kraamverblijfplaats van gewone dwergvleermuizen aanwezig bestaande uit 10 à 15 dieren. Vermoedelijk is ter plaatse sprake van een kraamkolonie/zomerverblijfplaats gewone dwergvleermuizen. Tijdens het voorjaar/zomer zijn binnen het plangebied geen waarnemingen gedaan van verblijfplaatsen. Mogelijk zijn deze wel in de boerderijen/gebouwen en/of bomen met holten (waaronder de windsingel langs de populierendijk) net buiten het plangebied aanwezig.

Migratie

Het overgrote deel van de vleermuiswaarnemingen heeft betrekking op soorten waarbij lange afstandsmigratie niet voorkomt. Van de vleermuissoorten waarvan lange afstandsmigratie bekend is, zijn de ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis regelmatig in het studiegebied waargenomen. De rosse vleermuis is met name waargenomen in de periode *voorafgaand* aan de najaarsmigratie (juli, begin augustus). Deze dieren kunnen afkomstig zijn van bekende verblijfplaatsen nabij Bergen op Zoom. Een aanzienlijk deel van de waarnemingen van ruige dwergvleermuizen zal echter wel betrekking hebben op migrerende dieren omdat ze zich concentreren gedurende de najaarsmigratie periode. Er zijn geen aanwijzingen voor de aanwezigheid van een belangrijke (gestuwde) migratieroute in het plangebied.

7.2 Activiteit op rotorhoogte

Soortensamenstelling en verschillen per locatie

In totaal zijn 1.666 geluidsopnames van vleermuizen gemaakt, verzameld vanuit de gondels van twee onderzochte windturbines in het plangebied van Windpark WAP (zie



figuur 2.2, Halters & Buijs 2020). Het ging hierbij voornamelijk om gewone dwergvleermuis (66%) en ruige dwergvleermuis (26%; *Pipistrellus* sp. is hierbij naar rato over de twee soorten verdeeld). De overige 8% bestaat bijna volledig uit rosse vleermuis. De tweekleurige vleermuis is slecht een enkele keer mogelijk waargenomen en de laatvlieger is niet waargenomen.

Beide detectors hebben gedurende dezelfde periode, vanuit hetzelfde type windturbine gefunctioneerd. Na montage in de gondel zijn de microfoons gekalibreerd, waardoor de geregistreerde activiteit van vleermuizen rond beide turbines precies vergeleken mag worden.

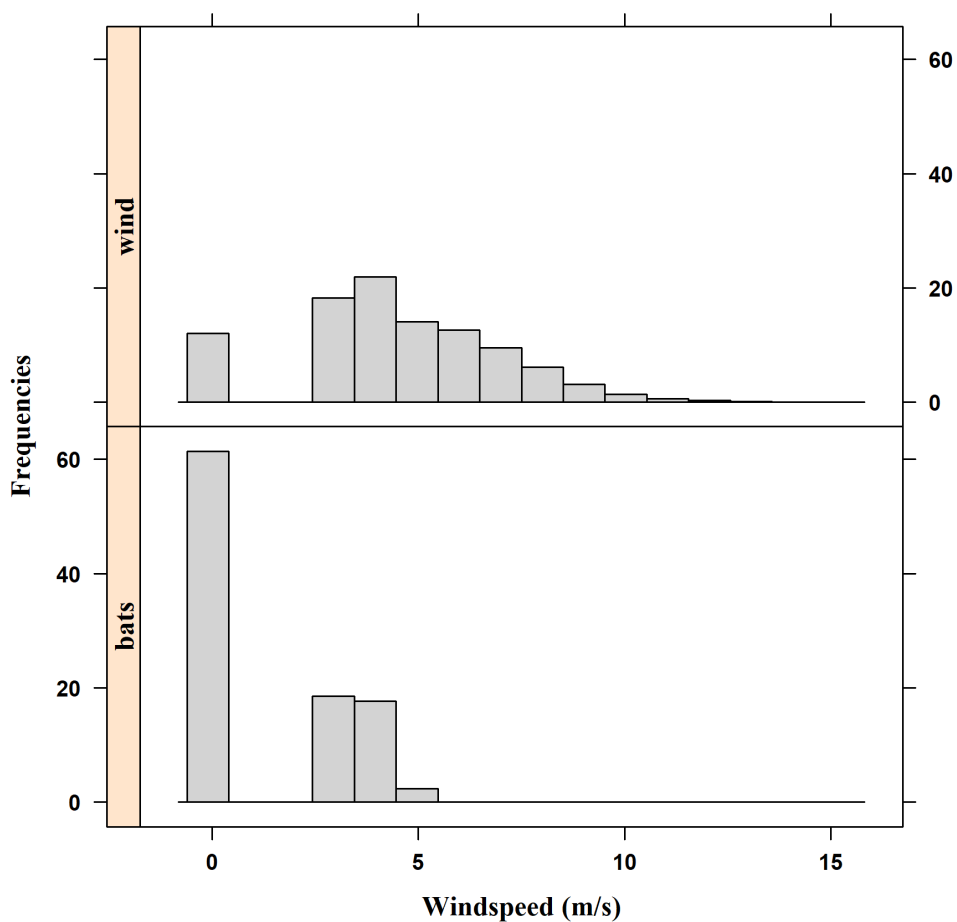
Vanuit de windturbine die is aangeduid als WAP (zie figuur 2.2) zijn meer dan tweemaal zoveel vleermuisopnames gemaakt dan vanuit OAP, een verschil dat verklaard wordt door de nabijheid van een windsingel bij WAP. Daarnaast zijn verhoudingsgewijs meer ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen waargenomen in OAP.

Het aantal waarnemingen is niet hetzelfde als het aantal individuen. Dezelfde vleermuizen kunnen meerdere keren zijn opgenomen. Ook de soortensamenstelling is geen exacte weergave van de werkelijke soortensamenstelling. Soorten verschillen namelijk in de maximale afstand waarop ze nog door een detector kunnen worden opgenomen. Hierop zal later nader worden ingegaan.

Activiteit in relatie tot weersomstandigheden, seizoen en nachttijd

De vleermuisactiviteit op gondelhoogte is onderzocht in relatie tot de weersomstandigheden, tijd van het jaar en de tijd van de nacht. De gegevens van beide locaties zijn hiervoor samengevoegd. Halters & Buijs (2020) laten zien dat er beneden de 11 graden Celsius nagenoeg geen sprake van vleermuisactiviteit is. De tijd van het jaar waarin de meeste vleermuisactiviteit plaatsvindt ligt tussen 15 juli en 15 oktober waarbij de hoogste piek in augustus plaatsvindt. Vleermuizen zijn alleen 's nachts waargenomen. Gedurende de eerste helft van de nacht is de activiteit hoger dan de tweede helft.

In Halters & Buijs (2020) ontbreekt een analyse van de windsnelheid. Deze is uitgevoerd door Bureau Waardenburg. In Figuur 7.1 is de vleermuisactiviteit weergegeven in relatie tot de windsnelheid (op ashoogte). Vleermuisactiviteit is vooral vastgesteld bij lage windsnelheid terwijl hogere windsnelheden veelvuldig voorkwamen gedurende de onderzochte periode. Boven de 4,5 m/s vonden nog 13 opnames (< 1% van totaal 1.666 opnames) plaats gedurende 6 tijdsintervallen van 15 minuten. Boven de 5,5 m/s is geen vleermuisactiviteit vastgesteld.



Figuur 7.1 Frequentieverdeling van windsnelheid tijdens de onderzoeksperiode (boven) en tijdens de periodes (15 minuten intervallen) met geregistreeerde vleermuizen (onder, N=1.666). De balk boven de 0 m/s geeft de frequentie weer van windsnelheden lager dan 3 m/s.



8 Overige beschermde soorten in en nabij het plangebied

8.1 Amfibieën

In de ruime omgeving van het plangebied zijn waarnemingen bekend van rugstreeppad (§3.2 Wnb Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn), bastaardkikker, bruine kikker, gewone pad en kleine watersalamander (allen §3.3 Wnb Beschermingsregime andere soorten, NDFF 2020). Voor de bastaardkikker, bruine kikker, gewone pad en kleine watersalamander geldt een vrijstelling in de provincie Zeeland bij ruimtelijke ingrepen. De rugstreeppad is o.a. waargenomen ten zuidoosten van het plangebied, nabij Hansweert en ten zuidwesten nabij Hoedekenskerke (NDFF 2020).

8.2 (Grondgebonden) zoogdieren

In de ruime omgeving van het plangebied zijn waarnemingen bekend van bruinvis (§3.2 Wnb Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn), bunzing, egel, haas, huisspitsmuis, konijn, wezel en gewone zeehond (§3.3 Wnb Beschermingsregime andere soorten; NDFF 2020). Voor de bruinvis en gewone zeehond geldt dat deze zich alleen bevinden in de Westerschelde (NDFF 2020). Voor de overige soorten geldt een vrijstelling in de provincie Zeeland bij ruimtelijke ingrepen.

8.3 Flora, ongewervelden, vissen en reptielen

In (de ruime omgeving van) het plangebied zijn geen beschermde soorten flora, ongewervelden, vissen en reptielen aanwezig (NDFF 2020). In het plangebied zijn geen geschikte biotopen aanwezig voor deze beschermde soorten. De aanwezigheid van beschermde soorten flora, ongewervelden, vissen en reptielen in het plangebied kan daarom met zekerheid worden uitgesloten.



9 Effecten op vogels

In dit hoofdstuk wordt op basis van beschikbare kennis over aanwezigheid, gebiedsgebruik en gedrag een overzicht gegeven van de effecten op vogels als gevolg van de bouw en het gebruik van de te onderzoeken inrichtingsalternatieven van Windpark WAP (in vergelijking tot de huidige situatie met tien kleinere windturbines). De volgende effecten op vogels kunnen in theorie optreden (zie bijlage 3):

- aantasting van nesten in de aanlegfase;
- verstoring in de aanlegfase;
- verstoring in de gebruiksfase;
- sterfte in de gebruiksfase;
- barrièrewerking in de gebruiksfase.

De effecten zijn zoveel mogelijk gekwantificeerd. Bij deze kwantificering moet echter in acht worden genomen dat, hoewel ze gebaseerd zijn op het meest recente onderzoek, de nodige aannames gedaan zijn en dat ruime marges realistisch zijn rondom de gepresenteerde aantallen. Dat betekent dat de aantallen in absolute zin niet 100% nauwkeurig zijn, maar wel zeer goed bruikbaar om een ordegrootte van effecten te geven. De aannames in de berekeningen zijn op zo'n manier gedaan dat in alle gevallen met zekerheid het worst case scenario is getoetst (zie hoofdstuk 5).

9.1 Effecten in de aanlegfase

Tijdens de aanleg van Windpark WAP zijn verschillende effecten op vogels mogelijk. Het gaat om verstoring als gevolg van geluid, beweging en trillingen. Er moeten 4-5 windturbines met bijbehorende infrastructuur worden gerealiseerd. Hierdoor wordt geregeld heen en weer gereden met vrachtwagens en personenauto's, gewerkt met draglines en grote kranen, mogelijk worden funderingen voor de windturbines geheid, en in het veld wordt heen en weer gelopen door landmeters en bouwers. Zo kunnen bouwwerkzaamheden leiden tot de verstoring van vogels en de vernietiging of verstoring van hun nesten en/of eieren. Op beperkte schaal kunnen deze werkzaamheden ook (tijdelijk) habitatverlies opleveren voor vogels. De effecten in de aanlegfase op nesten en/of eieren van vogels worden, in het kader van de soortbescherming in Wnb, nader beschreven in §12.1. Hieronder wordt ingegaan op verstoring in de aanlegfase van de vogels zelf.

9.1.1 Broedvogels

Het plangebied van Windpark WAP zal tijdens de aanlegfase deels verstoord worden. Hier broeden hooguit kleine aantallen algemene soorten (zie hoofdstuk 6). Tijdens de werkzaamheden en de voorbereiding daarvan dient vernietiging van nesten die in gebruik zijn door vogels voorkomen te worden. Bij aanwezigheid van nesten dient te worden bepaald of de werkzaamheden van dien aard zijn dat ze tijdelijk moeten worden uitgesteld. Voor het broedseizoen kan geen standaardperiode worden aangegeven. Het broedseizoen verschilt namelijk per soort. Globaal moet rekening gehouden worden met de periode



maart tot half augustus. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

9.1.2 Niet-broedvogels

De versturende invloed op rustende en foeragerende vogels die uitgaat van de hiervoor genoemde activiteiten moet minstens zo groot worden ingeschat als die van de aanwezigheid van de beoogde windturbines, maar bestrijkt een groter gebied. Daar staat tegenover dat het een tijdelijke verstoring betreft, die alleen optreedt in de periode waarin de werkzaamheden worden uitgevoerd.

Voor vogels is het mogelijk om elders in (de directe omgeving van) het plangebied een alternatieve foerageer- of rustplek te benutten als ze tijdens een bepaalde fase tijdens de bouw van het windpark op een bepaalde plek tijdelijk verstoord worden. Zo zijn er voldoende vergelijkbare agrarische gebieden in de directe omgeving aanwezig die tijdelijk benut kunnen worden als alternatief. De buitendijkse hoogwatervluchtplaatsen op en aan de voet van de dijk rondom de noordelijke helft van de Biezelinsche Ham (zie figuur 6.1) en de foerageergebieden op de slikken binnen dit deel van de Biezelingsche Ham ondervinden mogelijk wel hinder van heiwerkzaamheden. Het betreft hier echter een tijdelijk effect; een periode van hooguit enkele maanden waarin niet gedurende de hele dag en hele week geheid wordt. Bij tijdelijke verstoring kunnen de vogels die hier overtijnen of foerageren ook tijdelijk uitwijken naar nabijgelegen alternatieve hoogwatervluchtplaatsen of slikgebieden, bijvoorbeeld in de zuidelijke helft van de Biezelingsche Ham of rond de Kapelleplaat. Er is daarom geen sprake van wezenlijke verstoring: vogels zullen de ruime omgeving van het plangebied niet verlaten zodat in dit geval ook geen verslechtering van de kwaliteit van het leefgebied optreedt. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

9.2 Aanvaringsslachtoffers in de gebruiksfase

9.2.1 Globaal overzicht van het aantal aanvaringsslachtoffers

Op basis van resultaten van slachtofferonderzoeken in bestaande windparken is voor Windpark WAP een inschatting te maken van de totale jaarlijkse vogelsterfte als gevolg van aanvaringen met de windturbines. Gemiddeld vallen in Nederland en België in een windpark ongeveer 20 vogelslachtoffers per turbine per jaar (Winkelman 1989, 1992, Musters *et al.* 1996, Baptist 2005, Schaut *et al.* 2008, Everaert 2008, Krijgsveld *et al.* 2009, Krijgsveld & Beuker 2009, Beuker & Lensink 2010, Brenninkmeijer & van der Weyde 2011, Verbeek *et al.* 2012, Klop & Brenninkmeijer 2014). Afhankelijk van onder andere het aanbod aan vogels en de intensiteit van vliegbewegingen in de omgeving van het windpark, de configuratie van het windpark en de afmetingen van de windturbines, varieert dit aantal van minimaal een enkel tot maximaal enkele tientallen slachtoffers per turbine per jaar.

Het rotoroppervlak van de geplande windturbines die voorzien zijn voor Windpark WAP is ruim anderhalf tot ruim tweemaal groter dan de grootste turbines waarvan in Nederland en België tot nu toe resultaten van slachtofferonderzoek beschikbaar zijn. Een duidelijk



verband tussen het aanvaringsrisico en turbinekarakteristieken ontbreekt. Het aantal slachtoffers wordt vooral bepaald door factoren in de omgeving van de windturbine (Hötter *et al.* 2006, Everaert 2014, Grünkorn *et al.* 2016). Bij de nu geplande turbines is onder de rotorbladen circa 24 tot 64 m ruimte, afhankelijk van de variant (ter vergelijking: in de huidige situatie bedraagt die 44 m). Daardoor zal een aanzienlijk deel van lokale vliegbewegingen onder het rotorvlak plaatsvinden en dus buiten de 'risicozone'. Daarnaast is de ruimte tussen grotere turbines ook groter (ca. 300-500 m), waardoor vogels makkelijker tussen de turbines door kunnen vliegen dan eertijds tussen de kleinere turbines van bijvoorbeeld 0,5 MW en zodoende een passage van het rotorvlak kunnen vermijden. Op basis van deskundigenoordeel wordt voor toekomstig Windpark WAP een gemiddeld aantal slachtoffers per windturbine per jaar voorspeld in vergelijking met wat bij voornoemde slachtofferonderzoeken is gevonden. Ten opzichte van de referenties, die vooral in vogelrijke kustgebieden zijn gelegen, vliegen binnen het plangebied gemiddeld vergelijkbare aantallen vogels tijdens met name de seizoenstrek. Van de aanwezigheid van aantrekking van vogels binnen het plangebied in de vorm van broed-, foerageer- en rustgebied is nagenoeg geen sprake. Lokale vliegbewegingen worden voornamelijk verwacht van vogels die uitwisselen tussen foerageergebieden in het binnenland en buitendijkse rust- of slaappleatsen. Het is daarom waarschijnlijk dat het aantal slachtoffers in Windpark WAP maximaal rond het voornoemde gemiddelde van 20 slachtoffers per windturbine per jaar zal liggen (deskundigenoordeel)⁴.

Voor het gehele windpark bedraagt de **jaarlijkse voorspelde sterfte 80 (variant 1A en 1B) tot 100 vogelslachtoffers (variant 2A en 2B)**, afhankelijk van het aantal windturbines en dus het inrichtingsalternatief. Deze sterfte bedraagt ongeveer de helft van de verwachte sterfte (200 vogelslachtoffers op jaarbasis) in het gehele huidige windpark. Dit betreft voornamelijk vogels op seizoenstrek en in beperkte mate lokale vogelsoorten met veel lokale vliegbewegingen, vooral meeuwen en ganzen.

Bovenstaande schatting van ordegrrootte aantal aanvaringsslachtoffers (vele tientallen exemplaren) voorziet niet in een verdeling van het aantal slachtoffers over verschillende soortgroepen. Wel kan op basis van het voorkomen van soorten in het plangebied (hoofdstuk 6), het gebiedsgebruik door deze soorten en beschikbare kennis over aanvaringskansen van verschillende soortgroepen (bijlage 3), een inschatting gemaakt worden van de soorten die naar verwachting relatief vaak of juist minder vaak slachtoffer zullen worden van een windpark in het plangebied.

Tijdens eerder slachtofferonderzoek in vergelijkbare habitats in Nederland zijn vooral eenden, meeuwen en zangvogels als aanvaringsslachtoffer gevonden (Krijgsveld & Beuker 2009, Krijgsveld *et al.* 2009, Beuker & Lensink 2010, Brenninkmeijer & van der Weyde 2011, Verbeek *et al.* 2012, Klop & Brenninkmeijer 2014). Op basis van deze onderzoeken, het slachtofferonderzoek in het bestaande windpark Willem-Annapolder (Buijs 2020) en de kennis over de vogelsoorten in en nabij het plangebied, is het te verwachten dat bij de

⁴ Tijdens jaarrond wekelijks slachtofferonderzoek in 2018 bij 2 van de 10 bestaande windturbines (Buijs 2020) zijn in totaal zeven aanvaringsslachtoffers gevonden (2 grauwe ganzen, 3 kokmeeuwen, 1 houtduif en 1 kauw). De zoekintensiteit was onvoldoende om kleine (zang)vogels te vinden, zodat over het *totaal* aantal slachtoffers op basis van dit onderzoek in het bestaande windpark weinig te zeggen valt.



windturbines van Windpark WAP vooral ganzen, meeuwen en zangvogels slachtoffer zullen worden van een aanvaring met de geplande windturbines. Ganzen en meeuwen vooral in het winterhalfjaar en zangvogels tijdens seizoenstrek in voor- en najaar. Hieronder worden per soortgroep de risico's beschreven.

9.2.2 Broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Het plangebied wordt niet of nauwelijks gebruikt door broedvogelsoorten waarvoor de nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn aangewezen en die ook uit die gebieden afkomstig zijn (hoofdstuk 6). Op basis hiervan is uitgesloten dat het plangebied door meer dan een (zeer) klein tot verwaarloosbaar deel van de betrokken populaties dagelijks gebruikt zal worden als vliegroute. Rekening houdend met de fluxen van betrokken broedvogelsoorten, de sowieso geringe aanvaringskansen voor een individuele vogel (bijlage 3) en vliegbewegingen die voor de genoemde soorten merendeels bij daglicht plaatsvinden (wanneer de windturbines goed zichtbaar zijn) en vaak beneden rotorhoogte, is uit te sluiten dat voor kwalificerende broedvogelsoorten, zoals sterns en zwartkopmeeuw, sprake is van meer dan incidentele sterfte (<1 exemplaar per soort per jaar in het gehele windpark). De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect en verschillen hierin ook niet van de huidige situatie.

9.2.3 Overige broedvogels

Kolonievogels

Het plangebied wordt, met uitzondering van kokmeeuw, niet gebruikt door koloniebroeders (zie hoofdstuk 6). Op basis hiervan is uitgesloten dat het plangebied door meer dan een klein tot verwaarloosbaar deel van de betrokken populaties dagelijks gebruikt zal worden als vliegroute. Voor deze koloniebroeders is met zekerheid geen sprake van meer dan incidentele sterfte (<1 exemplaar per soort per jaar in het gehele windpark). Dit vanwege de relatief lage fluxen van deze broedvogelsoorten, de sowieso zeer geringe aanvaringskansen voor een individuele vogel (zie bijlage 3) en de vliegbewegingen die van deze soorten merendeels bij daglicht plaatsvinden (wanneer de windturbines goed zichtbaar zijn) en beneden rotorhoogte. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect en verschillen hierin ook niet van de huidige situatie. Voor effecten op **kokmeeuw** wordt verwezen naar paragraaf 9.2.4 (niet-broedvogels).

Broedende roofvogels

De verschillende soorten roofvogels (buizerd, bruine kiekendief) die in de omgeving van het plangebied broeden, hebben een relatief grote actieradius, maar zijn met name overdag actief en worden in Noordwest-Europa relatief weinig gevonden als aanvarings-slachtoffer (Langgemach & Dürr 2020, Hötter *et al.* 2013). Er kan wel sprake zijn van een verhoogd aanvaringsrisico in de nabijheid (tot circa 300 m) van de nestlocatie als gevolg van vliegbewegingen op grotere hoogte, o.a. tijdens baltsvluchten, prooiovergabe, territoriale conflicten en verjagen van predatoren (Langgemach & Dürr 2020). Gezien de afwezigheid van broedgevallen dichtbij de geplande windturbines, zullen aanvaringen van o.a. buizerd (of één van de andere voornoemde soorten roofvogels) met één van de geplande windturbines van Windpark WAP hooguit incidenteel plaatsvinden (<1 exemplaar



per soort op jaarbasis in het gehele windpark). Op basis van het bovenstaande worden roofvogels die broeden in de omgeving van het plangebied hoogstens incidenteel slachtoffer van een aanvaring met een windturbine in het plangebied. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect en verschillen hierin ook niet van de huidige situatie.

Overige broedvogels

In en nabij het plangebied komen vooral algemene soorten van het open agrarische landschap voor. Voor veel van deze soorten is het aanvaringsrisico verwaarloosbaar klein, omdat hun actieradius beperkt is en ze geen dagelijkse vliegbewegingen tussen slaapplaats en foerageergebied in de donkerperiode maken en dus weinig risicovolle vliegbewegingen door het geplande windpark maken. Plaatselijke broedvogels zijn meestal ook goed bekend met de omgeving en de risico's ter plaatse. Dergelijke soorten zullen hooguit incidenteel slachtoffer worden van een aanvaring met een windturbine in het plangebied. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect en verschillen hierin ook niet van de huidige situatie.

Van het totaal aantal aanvaringslachtoffers dat voor de windturbines op jaarbasis is voorzien zal een zeer beperkt aandeel lokale broedvogels (alle soorten samen) betreffen. Voor alle broedvogelsoorten in en nabij het plangebied gaat het op jaarbasis om incidentele slachtoffers (<1 per soort per jaar in het gehele windpark). De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect en verschillen hierin ook niet van de huidige situatie.

9.2.4 Niet-broedvogels uit Natura 2000-gebieden

Voor niet-broedvogelsoorten waarvoor de Natura 2000-gebieden Westerschelde & Saeftinghe, Yerseke & Kapelse Moer en/of Oosterschelde zijn aangewezen en die tevens een relatie hebben met het plangebied (hoofdstuk 4), zou een toename van de sterfte als gevolg van realisatie van Windpark WAP een negatief effect kunnen hebben op de grootte van de populaties in deze Natura 2000-gebieden. Zoals beschreven in hoofdstuk 6 heeft het plangebied geringe betekenis voor soorten waarvoor doelen zijn opgesteld voor voornoemde Natura 2000-gebieden. Wel verblijft de **grauwe gans** met enige regelmaat in het plangebied, waar de soort op de akkers foerageert of passeert tijdens slaaptrek van en naar de Westerschelde. Deze passages vinden op basis van de positionering van het windpark ten opzichte van hun vliegroute voornamelijk in het westelijke deel van het plangebied plaats (Buijs 2020). Tijdens het slachtofferonderzoek in 2018 zijn bij twee onderzochte windturbines in het bestaande windpark in totaal 2 aanvaringslachtoffers onder grauwe gans gevonden (Buijs 2020). Om die reden is voor deze Natura 2000-soort een soortspecifieke berekening gemaakt van het aantal aanvaringslachtoffers (Tabel 9.1). Voor aannames in de berekening, wordt verwezen naar paragraaf 5.2.2. Het berekende aantal aanvaringslachtoffers voor Windpark WAP komt voor de **grauwe gans** voor alle varianten uit op incidentele sterfte (<1 slachtoffer per jaar in het gehele windpark). Het model voorspelt overigens ook voor de huidige situatie incidentele sterfte⁵.

⁵ Tijdens het slachtofferonderzoek in 2018 zijn echter 2 grauwe ganzen gevonden (Buijs 2020). Zonder aanvullend onderzoek is het niet duidelijk of dit om incidenten gaat of dat het in dit windpark om jaarlijkse sterfte gaat en in



9.2.5 Overige niet-broedvogels

Van het totale aantal aanvaringsslachtoffers die voor het windpark op jaarbasis wordt geschat, zal een beperkt aantal lokaal verblijvende niet-broedvogels betreffen. De bulk van de slachtoffers betreft vogels op seizoenstrek die geen binding met het plangebied hebben (zie volgende paragraaf). Voor het merendeel van de niet-broedvogelsoorten in en nabij het plangebied gaat het op jaarbasis om incidentele slachtoffers. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect. Niet-broedvogelsoorten waarvoor op jaarbasis één of meerdere slachtoffers vallen, zijn soorten die overdag geregeld in hogere luchtlagen verkeren, zoals meeuwen. Tijdens het slachtofferonderzoek in 2018 zijn bij twee onderzochte windturbines in het bestaande windpark in totaal 3 aanvaringsslachtoffers onder kokmeeuw gevonden (Buijs 2020).

Voor de **kokmeeuw** zou een toename van de sterfte als gevolg van het gebruik van de beoogde windturbines een effect kunnen hebben op de grootte van de populatie. Om die reden is met behulp van het Flux-Collision Model (Kleyheeg-Hartman *et al.* 2018, zie ook bijlage 5) voor de kokmeeuw een soortspecifieke berekening gemaakt van het aantal slachtoffers. Voor aannames in de berekening wordt verwezen naar paragraaf 5.2.2. De kokmeeuw passeert het plangebied tijdens vliegbewegingen van en naar de waterbassins in het oosten van het plangebied en potentieel ook tijdens vliegbewegingen naar de waterzuivering in het zuiden van het plangebied. Hierbij loopt de kokmeeuw het risico om slachtoffer te worden van aanvaring met een windturbine. Het berekende aantal aanvaringsslachtoffers voor Windpark WAP komt voor de **kokmeeuw** uit op een maximaal aantal slachtoffers van 8 per jaar in het gehele windpark, afhankelijk van alternatief/variant. In alternatief 2A vallen de minste slachtoffers, in 2B de meeste (Tabel 9.1). In variant 2A bevindt de tiplaagte zich op 64 m hoogte, terwijl in variant 2B de tiplaagte met 24 m hoogte een stuk dichterbij de grond is en dus meer vogels op rotorhoogte zullen vliegen. Ten opzichte van de huidige situatie vallen er varianten 1A en 2A minder slachtoffers onder de kokmeeuw.

Tabel 9.1 *Berekend aantal aanvaringsslachtoffers (bovengrens van berekende range) bij de geplande windturbines van Windpark WAP voor de niet-broedvogelsoorten kokmeeuw en de grauwe gans.*

Variant	1A	1B	2A	2B	huidig
kokmeeuw	6	7	2	8	7
grauwe gans	< 1	< 1	< 1	1	<1

9.2.6 Seizoenstrekken

Seizoenstrek vindt over het algemeen op grote hoogte plaats waardoor het aanvaringsrisico voor vogels op seizoenstrek met de windturbines dan relatief laag is. Bepaalde weersomstandigheden, zoals sterke tegenwind of mist, kunnen er wel voor zorgen dat de

de modelberekening verkeerde aannames zijn gedaan (bijvoorbeeld aandeel van vliegbewegingen op rotorhoogte, te lage gehanteerde aanvaringskans).



vlieghoogte van deze vogels afneemt, waardoor het risico op een aanvaring toeneemt. Vanwege het relatief grote aantal vogels dat tijdens seizoenstrek het plangebied passeert, zullen tijdens dergelijke risicovolle omstandigheden meerdere vogels met de windturbines kunnen botsen, vooral in het donker wanneer de windturbines minder goed zichtbaar zijn.

Op jaarbasis vallen naar schatting 80-100 aanvaringsslachtoffers onder vogels (zie hiervoor). Het overgrote deel van deze slachtoffers zal vallen onder vogels tijdens hun seizoenstrek. Het gaat hierbij om tientallen soorten, op basis van deskundigenoordeel (zie bijvoorbeeld ook trektelpost 't Hellegat aan de overzijde van de Westerschelde op trektellen.nl) trekken jaarlijks minimaal vele tientallen soorten over het plangebied. Voor algemene soorten, die in zeer grote aantallen het plangebied passeren, zoals lijsters, roodborst en spreeuw, kunnen op jaarbasis per soort maximaal een tiental individuen slachtoffer worden van een aanvaring met de geplande windturbine. Voor schaarse soorten, die in kleine aantallen het plangebied passeren, zoals kwartel en ransuil, zal jaarlijks <1 individu slachtoffer worden van een aanvaring met de windturbine. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect. Ten opzichte van de huidige situatie (met op jaarbasis naar schatting circa 200 vogelslachtoffers) zal de jaarlijkse sterfte per soort in het gehele windpark overigens (iets) lager zijn.

9.3 Verstoring in de gebruiksfase

Ten gevolge van het geluid, de beweging en/of de fysieke aanwezigheid van (draaiende) windturbines kunnen vogels verstoord worden. Door de verstorende werking is het leefgebied in de directe omgeving van windturbines minder geschikt. Hierdoor kunnen vogels een bepaald gebied rond de windturbine c.q. het windpark verlaten. De verstoringafstand verschilt per soort. Ook de mate waarin vogels verstoord worden verschilt tussen soorten. Dergelijke effecten zijn met name aangetoond voor rustende vogels, maar ook voor foeragerende watervogels (zie bijlage 3).

9.3.1 Verstoring broedvogels

Uit onderzoek is gebleken dat windturbines in het algemeen slechts in beperkte mate een verstorende invloed hebben op vogels die broeden (zie bijlage 3). Bij veel soorten zijn in het geheel geen verstorende effecten in de broedperiode aangetoond, en waar dat wel het geval is zijn de effectafstanden geringer dan die buiten de broedperiode. Doordat vogels doorgaans in ruimtelijk verspreide territoria voorkomen zijn de aantallen beïnvloede vogels daarnaast veelal kleiner in vergelijking met buiten het broedseizoen. Het plangebied heeft weinig betekenis als broedgebied voor vogels.

De (zeer) beperkte verstoringseffecten in de gebruiksfase van het windpark zullen de gunstige staat van instandhouding van landelijk algemene(re) broedvogelsoorten niet beïnvloeden. Maatgevende verstoringseffecten, waarbij vogels permanent een gebied verlaten, zijn uitgesloten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect en verschillen hierin ook niet van de huidige situatie.



9.3.2 Verstoring niet-broedvogels

Het plangebied van Windpark WAP wordt door kleine aantallen vogels gebruikt. Grote aantallen watervogels bevinden zich voornamelijk buitendijks op de Biezelingsche Ham net ten westen van het plangebied (§6.2). Windturbines kunnen tot op ruim 400 m afstand een versturende werking hebben op niet-broedvogels (zie bijlage 3). In theorie betekent dit dat een klein deel van de Biezelingsche Ham door de twee meest westelijk geplande windturbines kan worden verstoord en dat dit gebied door vogels kan worden gemedend. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect. In het geval van Windpark WAP betekent dit echter geen verandering ten opzichte van de huidige situatie, aangezien in de huidige situatie op min of meer dezelfde twee locaties reeds windturbines aanwezig zijn die een vergelijkbaar versturend effect zullen hebben, aangenomen dat de omvang van de nieuwe windturbines niet duidelijk leidt tot een ander verstoringseffect (zie bijlage 3). Er is dus geen sprake van additionele verstoringseffecten waarbij een deel van de aanwezige vogels hun verspreidingspatroon aanpassen.

De (zeer) beperkte verstoringseffecten in de gebruiksfase van het windpark zullen de gunstige staat van instandhouding van landelijk algemene(re) niet-broedvogelsoorten niet beïnvloeden. Maatgevende verstoringseffecten, waarbij vogels permanent een gebied verlaten, zijn uitgesloten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

9.4 Barrièrewerking in de gebruiksfase

In algemene zin is er sprake van een effectieve barrière als vogels door een windparkopstelling hun voedsel- of rustgebied niet of moeilijk kunnen bereiken. Voor de 4-5 windturbines van Windpark WAP geldt dat noord-zuid en west-oost verplaatsingen zowel om de windturbines als tussen de windturbines door kunnen plaatsvinden. Vogels die het Windpark WAP willen passeren kunnen echter, vanwege de beperkte lengte van het windpark en de grote tussenruimte tussen de windturbines, om of over het windpark heen vliegen, zonder dat dit tot grote energetische verliezen leidt. Foerageervluchten van o.a. ganzen kunnen bovendien tientallen kilometers lang zijn en de extra inspanning voor het eventuele omvliegen vallen in het niet bij de energetische kosten van de normale dagelijks foerageer- en slaapvluchten. Er is geen sprake van barrièrewerking waarin foerageergebieden of slaapplaatsen onbereikbaar worden. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect en verschillen hierin ook niet van de huidige situatie.



10 Effecten op vleermuizen

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de mogelijke effecten van het windpark op vleermuizen en of sprake is van overtreding van verbodsbepalingen van de Wnb. Alle soorten vleermuizen zijn beschermd onder Wnb artikel 3.5 (Habitatrichtlijn soorten).

Voor achtergrondinformatie over de effecten van windturbines op vleermuizen wordt verwezen naar bijlage 4. De volgende effecten op vleermuizen kunnen in theorie optreden:

- aantasting van verblijfplaatsen in gebouwen of bomen in de aanlegfase (inclusief doorsnijding van vliegroutes en vernietiging essentieel foerageergebied);
- verstoring van verblijfplaatsen in de aanlegfase;
- verstoring van verblijfplaatsen in de gebruiksfase;
- sterfte in de gebruiksfase.

In hoeverre deze effecten in praktijk in Windpark WAP aan de orde zijn wordt besproken in de volgende paragrafen.

10.1 Effecten in de aanlegfase

10.1.1 Verblijfplaatsen

Voor het opschalen van het windpark worden geen gebouwen gesloopt of bomen gekapt. Aantasting van verblijfplaatsen kan daarom op voorhand worden uitgesloten. Tijdens het veldwerk van Halters & Buijs (2020) in het plangebied van Windpark WAP in 2018 is vastgesteld dat potentiële verblijfplaatsen binnen de effectafstand van de turbinelocaties ontbreken. Hierdoor kan ook verstoring van verblijfplaatsen worden uitgesloten tijdens het saneren van de oude windturbines en de bouw van nieuwe windturbines. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

10.1.2 Foerageergebieden en vliegroutes

Langs de populierendijk aan de westzijde van het plangebied vinden veel vliegbewegingen van vleermuizen plaats. Veel dieren foerageren hier en mogelijk gebruiken dieren de dijk ook als vliegroute. Omdat de kap van bomen niet is voorzien en de werkzaamheden overdag uitgevoerd worden zijn effecten op de functionaliteit van de vliegroute uit te sluiten.

De geplande turbines staan in open agrarisch gebied en hebben een zeer beperkt ruimtebeslag. Geen van de windturbines gaat ten koste van essentieel foerageergebied van vleermuizen. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.



10.2 Effecten in de gebruiksfase

10.2.1 Sterfte door aanvaringen

Aanvaringsslachtoffers windturbines

Het aantal aanvaringsslachtoffers is geschat aan de hand van het aantal geregistreerde vleermuizen vanuit de gondel van twee (bestaande) windturbines (Tabel 10.1). Hiertoe is gebruik gemaakt van het zogenoemde BMU model "BCGondel Chiroptera" dat in Duitsland is ontwikkeld (Brinkmann *et al.* 2011).

Tabel 10.1 Het aantal aanvaringsslachtoffers (alle vleermuissoorten) per onderzochte windturbine voor een geheel jaar berekend met het BMU model "BCGondel Chiroptera" (Brinkmann et al. 2011). BHI = betrouwbaarheidsinterval. Zie figuur 2.2 voor locaties van windturbines OAP en WAP.

Locatie	Aantal	95 % BHI (onder- en bovengrens)	
Windturbine OAP	4.0	2.3	6.6
Windturbine WAP	5.8	3.0	10.8

Ruimtelijke verschillen

Het aantal slachtoffers is voor windturbine WAP wat hoger dan voor windturbine OAP. Mogelijk wordt dit verschil veroorzaakt door de nabijheid van een windsingel bij windturbine WAP (zie figuur 2.2). De windsingel kan een geleidende functie hebben waardoor vleermuizen eerder bij de windturbine terecht komen dan in open landschap. Aangenomen is dat windturbine WAP representatief is voor windturbines in het plangebied nabij hoog opgaande begroeiing. Dit is voor de geplande (toekomstige) turbines het geval bij windturbine 3 van alternatief 1 en nummer 4 van alternatief 2 (beiden nabij de waterzuivering). Windturbine OAP is representatief voor de windturbines in volledig open landschap oftewel alle overige windturbines van beide alternatieven. In de huidige situatie staan drie windturbines nabij hoog opgaande begroeiing.

Verschillen per alternatief

In tekstkader 1 in hoofdstuk 5 is beschreven dat bij opschaling geen eenduidig effect op het aantal slachtoffers is te verwachten. Hierbij wordt aangenomen dat bij opschaling zowel de ashoogte als de rotorlengte toenemen. Beide hebben een tegengesteld effect op het aantal slachtoffers. De vier varianten zijn echter niet isometrisch geschaald ten opzichte van elkaar. Alternatief 2B heeft een lagere ashoogte dan alternatief 2A en 1B maar een gelijke of zelfs grotere rotorlengte. Er is dus sprake van een grotere 'rotor swept area' dichtbij de grond. Het aantal te verwachten slachtoffers zal bij alternatief 2B daarom naar verwachting hoger kunnen liggen dan bij de drie andere varianten. Hoeveel hoger is op basis van de huidige kennis niet goed te bepalen. In Tabel 10.2 is dit effect opgenomen als in een relatieve ranking. Alternatief 2A heeft een iets groter effect dan alternatief 1A en 1B simpelweg door het grotere aantal geplande windturbines.



Tabel 10.2 *Aantal vleermuisslachtoffers per variant van Windpark WAP, van de huidige (te saneren) windturbines en geplande windturbines. Onder relatieve ranking wordt een ranking gegeven van de te verwachte sterfte, B wil zeggen een grotere kans op slachtoffers dan A maar kleiner dan C (zie tekstdeel boven tabel).*

Variant	aantal WT	Aantal slachtoffers per jaar	Relatieve ranking
1A	4	18	A
1B	4	18	A
2A	5	22	B
2B	5	22	C
Huidige situatie	10	45	D

Soortensamenstelling

De soortensamenstelling van de slachtoffers is niet gelijk aan de vanuit de gondels of vanaf de voet van de turbines geregistreerde opnames. Vleermuissoorten verschillen namelijk in de geluidsterkte en de frequentie die ze gebruiken. Dit heeft gevolgen voor de maximale afstand waarop de soorten nog te detecteren zijn. Om hiervoor te corrigeren is gebruik gemaakt van de detectie coëfficiënten van open landschap van Barataud (2012). Deze correctiemethode is aanbevolen door Eurobats. De gecorrigeerde soortensamenstelling staat in Tabel 10.3.

Tabel 10.3 *Aantal opnames, correctie coëfficiënten en gecorrigeerde soortensamenstelling. De nyctaloiden zijn naar rato verdeeld over rosse vleermuis en tweekleurige vleermuis. Pip spec over gewone en ruige dwergvleermuis.*

Soort	Aantal opnames	Correctie coëfficiënten	Gecorrigeerde soortensamenstelling (%)
rosse vleermuis	140	0.25	2,7
tweekleurige vleermuis	1	0.31	<<1
gewone dwergvleermuis	1.104	0.83	70,5
ruige dwergvleermuis	419	0.83	26,8

Op basis van de gecorrigeerde soortensamenstelling is voor de verschillende varianten en de huidige situatie het verwachte aantal slachtoffers per soort bepaald (Tabel 10.4). Hierin is de tweekleurige vleermuis weggelaten, gezien het uiterst incidentele voorkomen van de soort in het plangebied.



Tabel 10.4 Samenstelling van soorten aanvaringsslachtoffers vleermuizen per variant van Windpark Willem Annapolder. < 1 = niet jaarlijks te verwachten.

variant	aantal slachtoffers per jaar	gewone dwergvleermuis	ruige dwergvleermuis	rosse vleermuis
1A	18	13	5	<1
1B	18	13	5	<1
2A	22	16	6	1
2B	22	16	6	1
Huidige situatie	45	32	13	1



11 Effectbeoordeling Natura 2000-gebieden

In hoofdstuk 4 en 6 is beargumenteerd welke broed- en niet-broedvogelsoorten uit de nabijgelegen Natura 2000-gebieden Westerschelde & Saeftinghe, Yerseke & Kapelse Moer en Oosterschelde een binding hebben met het plangebied of het plangebied regelmatig passeren. De effecten (verstoring en/of verslechtering) op deze vogelsoorten zijn beschreven in hoofdstuk 9 en worden hieronder in het kader van de Wnb (onderdeel gebiedenbescherming) beoordeeld. In §5.2.3 is het begrip significantie nader toegelicht.

11.1 Beoordeling van effecten op habitattypen

Het plangebied ligt buiten Natura 2000-gebieden. Er is geen sprake van ruimtebeslag en derhalve geen effect op omvang van beschermde habitattypen.

De Natura 2000-gebieden Westerschelde & Saeftinghe, Yerseke & Kapelse Moer en Oosterschelde zijn aangewezen voor beschermde habitattypen. Gedurende de aanleg van het windpark kan tijdelijk een beperkte hoeveelheid stikstof vrijkomen. Omdat het om een tijdelijke en beperkte hoeveelheid stikstof zal gaan, is de verwachting dat de additionele emissie door toedoen van de bouw van Windpark WAP niet leidt tot significant negatieve effecten op voornoemde Natura 2000-gebieden. Verslechtering van de kwaliteit van de natuurlijke habitats in Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe als gevolg van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP is uit te sluiten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect. Voor het VKA zal met behulp van het rekenprogramma Aerius een nadere berekening en beoordeling worden uitgevoerd van de stikstofdepositie als gevolg van de bouw van het windpark (zie hoofdstuk 15).

11.2 Beoordeling van effecten op soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn

Er is geen sprake van effecten op soorten van Bijlage II van de Habitatrichtlijn van de Natura 2000-gebieden Westerschelde & Saeftinghe en Oosterschelde (zie hoofdstuk 4). Effecten op het behalen van de IHD's van de betrokken soorten van Bijlage II van de Habitatrichtlijn zijn voor deze Natura 2000-gebieden met zekerheid uitgesloten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

11.3 Beoordeling van effecten op broedvogels

Uit hoofdstuk 4 en 6 blijkt dat voor alle broedvogelsoorten waarvoor de omliggende Natura 2000-gebieden zijn aangewezen geen sprake is van een relatie met het plangebied. Significante effecten op het behalen van de IHD's voor broedvogelsoorten in de nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.



11.4 Beoordeling van effecten op niet-broedvogels

Van de niet-broedvogelsoorten waarvoor de Natura 2000-gebieden Westerschelde & Saeftinghe, Yerseke & Kapelse Moer en Oosterschelde zijn aangewezen, hebben de meeste van deze soorten geen binding met het plangebied. Wel passeert de grauwe gans het plangebied met enige regelmaat (hoofdstuk 6).

11.4.1 Aanlegfase

In de aanlegfase is maatgevende verstoring (effect op draagkracht van het gebied) uitgesloten. Significant versturende effecten van de aanleg van Windpark WAP op het behalen van de IHD's van niet-broedvogels in de nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uitgesloten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

11.4.2 Gebruiksfase

In §9.2.4 is voor de gebruiksfase een overzicht gepresenteerd van de berekende aantallen aanvaringsslachtoffers van de grauwe gans die het plangebied regelmatig passeert en mogelijk binding heeft met het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe.

Voor de grauwe gans worden slechts incidenteel slachtoffers op jaarbasis berekend voor alle varianten. Dit aantal aanvaringsslachtoffers ligt ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm van de betrokken populatie in het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe (Tabel 11.1). De additionele sterfte is derhalve te beschouwen als 'een verwaarloosbaar kleine kans op sterfte als gevolg van het project'⁶. Versturende effecten (inclusief sterfte) van het gebruik van Windpark WAP op de populaties niet-broedvogels waarvoor doelen zijn opgesteld voor de nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn met zekerheid uit te sluiten.

Tabel 11.1 Berekend aantal aanvaringsslachtoffers bij de geplande windturbines in Windpark WAP voor de niet-broedvogelsoort grauwe gans waarvoor het nabijgelegen Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe is aangewezen. De 1%-mortaliteitsnorm van de huidige populatie in het Natura 2000-gebied is gebaseerd op het maximaal maandgemiddelde in het Natura 2000-gebied (sovon.nl) bij gebrek aan gegevens over slaapplaatsgebruik.

Variant	Ordegrootte slachtoffers	Westerschelde & Saeftinghe 1%-norm	Populatie*
1A, 1B, 2A, 2B	< 1	27	15.853

* Gebaseerd op het maximaal maandgemiddelde over de seizoenen 2013/2014 t/m 2017/2018 (Bron: sovon.nl).

⁶ Zie uitspraak van ABRS van 8 februari 2012 in zaaknr. 201100875/1/R2



11.5 Cumulatieve effecten

Afbakening

In een cumulatiestudie hoeft alleen rekening te worden gehouden met projecten waarvoor een vergunning in het kader van de Wnb is afgegeven en die nog niet (volledig) zijn gerealiseerd⁷. Daarnaast hoeft ook alleen gecumuleerd te worden met projecten die eenzelfde 'type' effect sorteren, op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen waar het te toetsen project ook een effect op heeft (Heijligers 2014).

Cumulatie

Uit voorgaande blijkt dat als gevolg van het geplande Windpark WAP hooguit verwaarloosbare effecten (in de vorm van verstoring, inclusief additionele sterfte, verslechtering is uitgesloten) zullen optreden op de niet-broedvogelsoort grauwe gans waarvoor de nabijgelegen Natura 2000-gebieden zijn aangewezen. Hieronder wordt onderzocht of de hiervoor genoemde hooguit geringe effecten van Windpark WAP in cumulatie met de effecten van andere plannen en projecten in de omgeving alsnog kunnen leiden tot het optreden van significant versturende effecten.

In de omgeving van het Windpark WAP bestaan twee andere projecten, waarvoor recent toestemming in het kader van de Wnb (gebiedenbescherming) is aangevraagd, maar die nog niet tot uitvoering zijn gebracht en die tot dezelfde effecten (vogelsterfte of wezenlijke verstoring) kunnen leiden als Windpark WAP. Dit betreft voor het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe de windparken C.RO en Damen Shipyards in het Sloehaven-gebied bij Vlissingen. In deze twee windparken worden geen effecten op de grauwe gans voorzien (Jonkvorst 2020), zodat ook in cumulatie de additionele sterfte ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm blijft.

Ten oosten van Windpark WAP bestaan plannen voor de realisatie van twee nieuwe windturbines, genaamd Windpark Landmanslust en opschaling van de bestaande twee windturbines ten zuiden van Kapelle (Windpark Kapelle-Schore). Hoewel op dit moment nog geen besluitvorming heeft plaatsgevonden, is het mogelijk dat beide ontwikkelingen gelijktijdig met Windpark WAP de ruimtelijke procedures doorlopen en zijn deze volledigheidshalve in deze beschouwing meegenomen. Voor beide ontwikkelingen worden hooguit geringe effecten op grauwe gans voorzien (Radstake 2020) die, opgeteld met de hooguit geringe effecten van Windpark WAP, met zekerheid niet leiden tot een overschrijding van de 1%-mortaliteitsnorm.

Een significant negatief effect op het behalen van de IHD voor grauwe gans van Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe is ook in cumulatie met zekerheid uitgesloten.

⁷ Zie uitspraak van ABRS van 16 april 2014 in zaaknr. 201304768/1/R2



12 Effectbeoordeling beschermde soorten

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de beoordeling van de effecten van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP op soorten die beschermd zijn in het kader van de Wnb (onderdeel soortenbescherming). De aanwezigheid en het gebiedsgebruik van beschermde soorten is beschreven in hoofdstuk 8. De effecten op vogels zijn eerder beschreven in hoofdstuk 9 en komen daarom hieronder maar kort aan bod.

12.1 Vogels

12.1.1 Effecten in de aanlegfase

Het plangebied van Windpark WAP kan potentieel broedgebied bieden voor soorten zoals Kievit, patrijs of graspieper. Dit betekent dat bij werkzaamheden in het broedseizoen niet met zekerheid uitgesloten kan worden dat nesten van bijvoorbeeld grondbroedende vogels vernietigd of beschadigd zullen worden. Hiermee kunnen verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.1 lid 2 van de Wnb overtreden worden. Tijdens de werkzaamheden en de voorbereiding daarvan dient vernietiging van nesten van vogels voorkomen te worden. Overtreding van verbodsbepalingen kan voorkomen worden door buiten het broedseizoen te werken. Wanneer toch in het broedseizoen gewerkt moet worden is dit mogelijk indien door een ecoloog ter zake kundig is vastgesteld dat met deze werkzaamheden geen in gebruik zijnde nesten van vogels worden vernietigd of beschadigd. Ook is het mogelijk om voor aanvang van het broedseizoen te voorkomen dat vogels in het plangebied gaan broeden door het habitat rondom de windturbines, de toegangswegen en kraanopstelplaatsen ongeschikt te maken als broedlocatie. Voor het broedseizoen kan geen standaardperiode worden aangegeven. Het broedseizoen verschilt immers per soort. Globaal moet rekening gehouden worden met de periode maart tot en met half augustus.

In de ruime omgeving van het plangebied komen enkele jaarrond beschermde nesten van o.a. buizerd en huismus voor (zie hoofdstuk 6). De geplande windturbines staan op ruime afstand van deze nesten. Nesten van deze soorten komen in de omgeving van het plangebied alleen in bomen en gebouwen voor. Ten behoeve van de realisatie van de windturbines worden geen gebouwen gesloopt of bomen gekapt. Vernietiging of verstoring van jaarrond beschermde nesten en de functionele leefomgeving van deze soorten is niet aan de orde. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

12.1.2 Effecten in de gebruiksfase

Op jaarbasis vallen naar schatting 80-100 aanvaringsslachtoffers onder vogels, afhankelijk van het alternatief (alle soorten tezamen). Voor de broedvogels in en nabij het plangebied worden jaarlijks alleen incidentele slachtoffers voorzien. Voor bijna alle niet-broedvogelsoorten in en nabij het plangebied gaat het op jaarbasis om incidentele slachtoffers (o.a. Kievit). Niet-broedvogelsoorten waarvoor op jaarbasis één of meerdere slachtoffers vallen, zijn soorten die overdag geregeld in hogere luchtlagen verkeren, in dit geval de kokmeeuw



(hoofdstuk 8). Tenslotte worden onder vogelsoorten die in zeer grote aantallen passeren tijdens de seizoenstrek (o.a. lijsters, roodborst en spreeuw) per soort maximaal een tiental slachtoffers voorzien. Voor schaarse soorten, die in kleine aantallen het plangebied passeren, zoals ransuil of kwartel, zal jaarlijks <1 individu slachtoffer worden van een aanvaring met de windturbines.

De landelijke populaties van alle voornoemde broedvogels, niet-broedvogels of seizoenstrekken bestaan uit vele tienduizenden tot honderdduizenden individuen of meer, waardoor de gunstige staat van instandhouding (hierna: GSI) niet in het geding kan komen. Voor alle betrokken soorten gaat het om minder dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de relevantie populatie. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

Hieronder valt ook de kokmeeuw, waarvan berekend is dat er maximaal 8 exemplaren per jaar slachtoffer worden van Windpark WAP, afhankelijk van het alternatief/variant. De Nederlandse populatie kokmeeuwen bestaat in de wintermaanden gemiddeld uit 92.000-118.000 individuen (sovon.nl). Het aantal aanvaringsslachtoffers (met een jaarlijkse sterfte van 0.1) ligt ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel 12.1). De berekende sterfte is derhalve te beschouwen als 'een verwaarloosbaar kleine kans op sterfte als gevolg van het project'. Daarmee is uitgesloten dat de sterfte zal leiden tot een aantasting van de GSI (hierbij is nadrukkelijk nog geen rekening gehouden met saldering met de berekende sterfte van 7 kokmeeuwen per jaar in het huidige windpark).

Tabel 12.1 Berekend aantal aanvaringsslachtoffers bij de geplande windturbines van Windpark WAP voor de niet-broedvogelsoort kokmeeuw. Berekeningen zijn uitgevoerd met het Flux-Collision Model (zie bijlage 5 en hoofdstuk 5 voor toelichting).

	Berekend aantal slachtoffers	Nederlandse winterpopulatie	1%-mortaliteitsnorm
1A	6	92.000 - 118.000	92-118
1B	7	92.000 - 118.000	92-118
2A	2	92.000 - 118.000	92-118
2B	8	92.000 - 118.000	92-118

De aantallen aanvaringsslachtoffers onder lokaal, regionaal of landelijk schaarse of zeldzame vogelsoorten (inclusief Rode Lijstsoorten) zijn verwaarloosbaar klein. Voor dergelijke soorten is sprake van hooguit incidentele sterfte (<1 per soort per jaar in het gehele windpark). De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect. In hoofdstuk 15 is ter onderbouwing van een Wnb-ontheffingsaanvraag voor het VKA nader uitgewerkt welke vogelsoorten (mogelijk) slachtoffer worden van een aanvaring met het windpark, om welke aantallen dit naar schatting gaat en of dit de GSI van de betrokken soorten in het geding brengt.



12.2 Vleermuizen

Door exploitatie van de geplande (toekomstige) windturbines in Windpark WAP kan sterfte van de volgende vleermuissoorten optreden: gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis. Rekening houdend met de verwijdering van de bestaande turbines zal de sterfte echter afnemen door het geplande initiatief. In de huidige situatie is namelijk sprake van een groter aantal windturbines waarbij meer slachtoffers vallen dan in de toekomstige situatie (zie hoofdstuk 10).

Het opzettelijk doden van vleermuizen betreft een overtreding van verbodsbepalingen genoemd in artikel 3.5 lid 1 van de Wnb en daarom is ontheffing nodig. Ter onderbouwing van een ontheffingsaanvraag dient een lijst met soorten opgesteld te worden, waarvoor meer dan incidentele sterfte wordt voorzien. Hierbij kan rekening gehouden worden met saldering van de aanvaringsslachtoffers van het bestaande (te verwijderen) windpark. Tevens dient een inschatting gemaakt te worden van de ordegrrootte van de sterfte per soort. Om de ontheffing te kunnen verkrijgen dient daarnaast te worden aangetoond dat de GSI van de betrokken vleermuissoorten niet in het geding komt.

Voor alle vleermuissoorten die in het plangebied voorkomen, wordt (rekening houdend met saldering van het aantal slachtoffers door verwijdering van de bestaande turbines) geen additionele sterfte verwacht. Effecten op de GSI zijn daarom niet aan de orde. Volledigheidshalve wordt hieronder in beeld gebracht wat de effecten zijn van het geplande windpark, zonder rekening te houden met saldering.

12.2.1 Effect op GSI van Windpark WAP zonder saldering

Het effect van het aantal aanvaringsslachtoffers op de GSI van de betrokken soorten wordt hieronder beschreven. Bij de effectbeoordeling is uitgegaan van de resultaten in Tabel 10.4, waarbij **geen** rekening is gehouden met saldering.

Gewone dwergvleermuis

De gewone dwergvleermuis is in Nederland veruit de meest algemene vleermuissoort. De landelijke staat van instandhouding (Svl) wordt als gunstig beschouwd. De omvang van de populatie wordt geschat op minimaal 300.000 dieren, maar is waarschijnlijk aanzienlijk groter (bron: *European Topic Centre on Biological Diversity*).

Om inzicht te krijgen in het effect van de additionele sterfte op de Svl van de lokale populatie van de gewone dwergvleermuis, moet in beeld gebracht worden hoe groot de populatie van de gewone dwergvleermuis ter plekke is (BIJ 12, 2017a). Hieronder wordt de populatie op basis van literatuur (zie kader 3) ruimtelijk afgebakend op basis van een cirkelvormige *catchment area*.

Hoe groot het gebied is waaruit de dieren samen komen (oftewel de lokale populatie volgens een netwerkstructuur, zie kader 3) is niet met zekerheid bekend. Op basis van de huidige kennis betreft de bovengrens hiervan een cirkelvormig gebied met een straal van circa 50 km (zie kader 3). Afhankelijk van bijvoorbeeld de 'connectiviteit' van landschaps-



elementen, waarlangs vleermuizen zich verplaatsen, zal dit in de ene richting vanuit een verblijfplaats groter of kleiner kunnen zijn dan in een andere richting, zodat gemiddeld sprake zal kunnen zijn van een kleinere afstand waarbinnen uitwisseling tussen verschillende verblijfplaatsen plaatsvindt. In open landschappen in Nederland, waar de connectiviteit tussen verschillende verblijfplaatsen mogelijk lager is dan in hiervoor genoemde voorbeelden uit Duitsland, zal het totale gebied kleiner kunnen zijn. Voorzichtigheidshalve hanteren wij daarom als ondergrens een cirkelvormig gebied met een straal van 30 km (Tabel 12.2). De verschillende *catchment areas* in Tabel 12.2 zijn bedoeld om een gevoel te krijgen voor het schaalniveau waarop effecten optreden.

Kader 3. Populatiestructuur

Zoals ook bij andere Europese vleermuizen het geval is, krijgen gewone dwergvleermuizen hun jongen in kraamgroepen van vrouwtjes. De kraamgroepen bestaan uit 50 tot meer dan 100, soms zelfs oplopend tot 250 vrouwtjes (Dietz *et al.* 2007). Simon *et al.* (2004) vonden gemiddeld 88 vrouwtjes per kraamgroep. Deze zijn in een netwerkstructuur met elkaar verbonden.

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

Bij de berekening wordt verder uitgegaan van de eerdergenoemde schatting van de Nederlandse populatiegrootte van minimaal 300.000 exemplaren. Dat komt overeen met een gemiddelde dichtheid van ca. 9 vleermuizen per vierkante kilometer (landoppervlak). Dit komt overeen met andere waarden uit de literatuur. De dichtheid van gewone dwergvleermuis is 8 adulten/km² in overwegend open terrein in het noorden van Engeland en Schotland (Speakman *et al.* 1991, Jones *et al.* 1991). Er is uitgegaan van een jaarlijkse natuurlijke sterfte van ca. 20% (Sendor & Simon 2003) ofwel ongeveer een vijfde. Om te bepalen of een effect op de populatie mogelijk zou kunnen zijn is tenslotte gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm (zie §5.2.4).

Tabel 12.2 laat het effect van de berekende sterfte zien voor verschillende groottes van de catchment area. Voor de lokale populatie is de sterfte door de nieuwe windturbines lager dan de 1%-mortaliteitsnorm. Een effect van het windpark op de Svl van de lokale populatie van de gewone dwergvleermuis is daarmee op voorhand uit te sluiten. Effecten op regionale en landelijke populatie zijn ook uitgesloten.



Tabel 12.2 Bijdrage van sterfte van Windpark WAP aan de totale sterfte van de gewone dwergvleermuis, voor verschillende stralen r van de catchment area (in km) en een gemiddelde dichtheid van 9 vleermuizen/km². De sterfte is weergegeven voor alternatief 1 en 2, de varianten zijn per alternatief niet onderscheidend.

	$r = 30$ km	$r = 40$ km	$r = 50$ km
Landoppervlak (km ²)	1.670	2.730	4.100
Aantal gewone dwergvleermuizen ⁸	15.030	24.570	36.900
Jaarlijkse sterfte (20%)	3.006	4.914	7.380
1% grens	30	49	74
Sterfte in WP Willem Annapolder	13/16	13/16	13/16

Ruige dwergvleermuis

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

Het aantal aanwezige dieren varieert sterk in de loop van het jaar. In de eerste helft van de zomer is het aantal relatief laag. Er worden in Nederland (vrijwel) geen ruige dwergvleermuizen geboren. Er is de afgelopen 25 jaar slechts één kraamverblijfplaats van de soort in Nederland gevonden (Jisp, NH; Kapteyn 1995). De meeste kraamverblijven van de ruige dwergvleermuis zijn bekend van de Baltische staten, alsmede het voormalige Oost-Duitsland, Polen en Wit-Rusland (Dietz *et al.* 2007). Aan het eind van de zomer en begin van de herfst trekken de dieren in zuidwestelijke richting. De ruige dwergvleermuizen die als slachtoffer zijn gevonden in Duitse windparken waren allen afkomstig uit Estland of Rusland (Voigt *et al.* 2012). Het is waarschijnlijk dat dit ook voor de Nederlandse slachtoffers geldt. Over Nederland vindt (massaal) trek plaats. Daarnaast overwinteren ook ruige dwergvleermuizen in Nederland. Slachtoffers in windparken zijn met name gevonden in het najaar, tijdens de balts- en trekperiode (Brinkmann *et al.* 2011). Dan passeren grote aantallen ruige dwergvleermuizen waarvan het grootste deel slechts korte tijd in Nederland verblijft. De trek door Nederland vindt vermoedelijk vooral plaats in een brede zone (50 – 100 km) langs de kust. Een deel vliegt gestuwd over de Afsluitdijk naar het Robbenoordbos en andere delen van Noord-Holland. Een ander deel vliegt waarschijnlijk langs de oostelijke zijde van IJsselmeergebied en langs de grote rivieren naar zuidwest Nederland. Ook vindt breedfronttrek plaats over grote delen van Nederland waaronder de grote meren.

⁸ Ter vergelijking: Simon *et al.* (2004) noemen een aantal van ca. 60.000 vrouwtjes in een straal van 40 km rond het kasteel van Marburg, dus 120.000 dieren met mannetjes en zelfs 180.000 inclusief jongen. Jansen *et al.* (2011) noemen 10.000 – 65.000 dieren per massazwermverblijf.



Volgens het kennisdocument dienen effecten van ruimtelijke ontwikkelingen op de ruige dwergvleermuis getoetst te worden aan de lokale populatie (BIJ12, 2017b). Zoals hierboven is aangegeven, is het eigenlijk niet goed mogelijk om een lokale populatie (in de zin van een helder te onderscheiden groep dieren) geografisch goed af te bakenen. Door Bureau Waardenburg wordt de lokale populatie daarom op de volgende wijze ingevuld.

Als lokale populatie wordt het aantal dieren genomen dat zich in een cirkel met een zekere afstand van het plangebied bevindt, de *catchment area*. Gelet op de doortrekpatronen en de schaal waarop de trek plaatsvindt, nemen wij een gebied met een straal van 30 km als grond voor de lokale populatie.

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

Voor de berekening wordt daarom uitgegaan van een Nederlandse populatiegrootte van 100.000 exemplaren. Dit komt overeen met een dichtheid van 3,0 ruige dwergvleermuizen per km² (100.000 dieren gelijkmatig over het Nederlandse landoppervlak verspreid). De jaarlijkse natuurlijke sterfte is 33% (Schmidt 1994). Net als bij de gewone dwergvleermuis is gebruik gemaakt van het 1%-mortaliteitsnorm voor het bepalen van een mogelijk effect (zie §5.2.4).

Tabel 12.3 *Bijdrage van sterfte Windpark WAP aan de totale sterfte van de ruige dwergvleermuis, voor verschillende stralen r van de catchment area (in km) en een gemiddelde dichtheid van 3,0 vleermuizen/km². De sterfte is weergegeven voor alternatief 1 en 2, de varianten zijn per alternatief niet onderscheidend.*

	r = 30	r = 40	r = 50
	km	km	km
Landoppervlak (km ²)	1.670	2.730	4.100
Aantal ruige dwergvleermuizen	5.010	8.190	12.300
Jaarlijkse sterfte (33%)	1.653	2.703	4.060
1% grens	17	27	41
Sterfte in WP W. Annapolder	5/6	5/6	5/6

Zoals weergegeven in Tabel 12.3 bedraagt de berekende sterfte van ruige dwergvleermuizen door Windpark WAP minder dan 1% van de natuurlijke sterfte. Een negatief effect op de Svl kan worden uitgesloten.



Rosse vleermuis

In Duitsland is de rosse vleermuis het meest frequent aangetroffen vleermuisslachtoffer in windparken. Onder de tientallen openbaar gerapporteerde vleermuisslachtoffers die tot op heden in Nederland zijn gevonden is er echter slechts een enkele rosse vleermuis. De reden voor dit verschil is nog onduidelijk.

De rosse vleermuis komt in grote delen van Nederland voor, maar doorgaans in lage dichtheden. Op grond van een afname in de waargenomen verspreiding is de soort op de Nederlandse Rode Lijst (2006) geplaatst in de categorie kwetsbaar. De omvang van de populatie wordt geschat op minimaal 4.000 en maximaal 6.000 voortplantende dieren (bron: *European Topic Centre on Biological Diversity*, Zoogdiervereeniging VZZ 2007).

In Nederland worden jongen geboren en vindt paring plaats. De meeste Nederlandse rosse vleermuizen lijken hier ook te overwinteren. Een beperkt deel trekt weg in ZZW richting (Bels 1952). Daarnaast is het waarschijnlijk dat dieren uit Noordoost Europa in Nederland overwinteren. De winters zijn daar te koud om veilig in boomholtes te kunnen overwinteren. Uit recent onderzoek aan rosse vleermuis slachtoffers in Duitse windparken is gebleken dat de herkomst niet alleen lokaal is. Bijna een derde (28%) van de dieren kwam uit het noordoostelijk deel van Europa (Rusland, Baltische Staten, Wit-Rusland; Lehnert *et al.* 2014).

Volgens het kennisdocument dienen effecten van ruimtelijke ontwikkelingen op de rosse vleermuis getoetst te worden aan de lokale populatie (BIJ12, 2017c). De standaard geeft niet weer hoe die lokale groep afgebakend dient te worden. Door Bureau Waardenburg wordt de lokale populatie daarom op de volgende wijze ingevuld.

Rosse vleermuizen leggen in vergelijking met andere vleermuissoorten grote afstanden af. Ze foerageren tot op meer dan 10 km afstand van hun verblijfplaats (Kapteyn 1995) en wisselen regelmatig van verblijfplaats. Hierdoor worden gebieden zoals het Gooi en Kennemerland doorgaans als populatie benoemd waarbinnen tellingen simultaan uitgevoerd moeten worden om dubbeltellingen te voorkomen (Kapteyn 1995). Voor bijvoorbeeld het Gooi is de populatiegrootte geschat op 700 – 1.000 dieren aan de hand van zulke tellingen. Voor het grootste deel van Nederland is echter onduidelijk hoeveel dieren er verblijven. Landelijk wordt het aantal dieren geschat op 4.000 – 6.000 (Limpens *et al.* 1997).

Als schatting voor de lokale populatie hanteren wij het aantal dieren dat zich in een cirkel met een zekere afstand van het plangebied bevindt, de *catchment area*. Gelet op de afstanden waarbinnen uitwisseling plaatsvindt, nemen wij een gebied met een straal van 30 km als grond voor de lokale populatie. Binnen dit gebied valt het westelijk deel van de Brabantse Wal (grofweg ten westen van Breda). Hier bevinden zich diverse oude landgoederen met name aan de westrand van de Brabantse Wal waar veel verblijfplaatsen van rosse vleermuizen voorkomen. Hier bevinden zich naar verwachting tenminste enkele honderden rosse vleermuizen. Daarnaast zijn ook op Walcheren en in Zeeuws-Vlaanderen verblijfplaatsen van rosse vleermuis bekend maar hier gaat het om minder dan honderd dieren.



Om het effect op de lokale populatie te bepalen gaan we ervan uit dat net als in Duitsland bijna een derde deel van de slachtoffers betrekking heeft op dieren uit het noordoostelijk deel van Europa (Rusland, Baltische Staten, Wit-Rusland; 28%, Lehnert *et al.* 2014). De jaarlijkse natuurlijke sterfte is 44% (Heise & Blohm 2003). Net als bij de andere soorten is gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm voor het bepalen van een mogelijk effect (zie §5.2.4).

Tabel 12.4 *Bijdrage van sterfte van Windpark WAP aan de totale sterfte van de rosse vleermuis, voor straal $r = 30$ km van de catchment area en de landelijke populatie schatting. De sterfte is weergegeven voor alternatief 1 en 2, de varianten zijn per alternatief niet onderscheidend.*

	Lokale populatie ($r = 30$ km)	Landelijk
Populatie rosse vleermuizen	300	4.000-6.000
Jaarlijkse sterfte (44%)	132	1.800-2.600
1% grens	1	18-26
Sterfte in Windpark W.Annapolder	<1	

Tabel 12.4 laat zien dat de jaarlijkse berekende sterfte onder de lokale populatie als gevolg van de toekomstige turbines iets lager zal zijn dan de 1%-mortaliteitsnorm. Een negatief effect op de Svl kan worden uitgesloten.

Samenvatting effect op Svl vleermuizen

Voor gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis is de berekende sterfte in het toekomstige Windpark WAP lager dan de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel 12.5). Hierbij is nadrukkelijk geen rekening gehouden met salderen met de sterfte in het huidige windpark met tien windturbines (zie hoofdstuk 10 voor getallen). Effecten op de gunstige staat van instandhouding zijn bij deze soorten uit te sluiten.

Tabel 12.5 *Overzicht van de lokale populatiegroottes en 1%-mortaliteitsnormen waaraan het aantal voorspelde aanvaringsslachtoffers van vleermuizen in het kader van de Wnb is getoetst. De sterfte is weergegeven voor alternatief 1 en 2, de varianten zijn per alternatief niet onderscheidend.*

	Populatie omvang	1%-Mortaliteits-norm	aantal slachtoffers
gewone dwergvleermuis	15.000	30	13/16
ruige dwergvleermuis	5.000	17	5/6
rosse vleermuis	300	1	<1

12.2.2 Reductie van het aantal slachtoffers

De effectbeoordeling laat zien dat het aantal slachtoffers niet zal leiden tot effecten op de GSI, ook wanneer geen rekening wordt gehouden met saldering. Desondanks kunnen er



redenen zijn om het aantal vleermuisslachtoffers te reduceren. Bijvoorbeeld omdat in cumulatie met andere initiatieven effecten kunnen optreden.

Indien men het wenselijk acht het aantal aanvaringsslachtoffers te verlagen dan is het verhogen van de startwindsnelheid (cut-in speed) hiervoor de meest effectieve methode (Arnett *et al.* 2009). De draaisnelheid van de rotorbladen dient teruggebracht worden naar maximaal 1 rpm wanneer de windsnelheid op ashoogte beneden de 5,5 m/s ligt (paragraaf 7.1). Deze maatregel is uitsluitend nodig op die momenten waarop vleermuizen in het rotorbereik te verwachten zijn.

- tussen zonsondergang en zonsopkomst
- tussen 15 juli en 15 oktober (Halters & Buijs)
- bij temperatuur op ashoogte boven de 11 graden Celsius (Halters & Buijs)
- omstandigheden zonder neerslag

12.3 Overige beschermde soorten

12.3.1 Amfibieën

Nabij het plangebied komt de rugstreeppad voor en het plangebied is geschikt voor de rugstreeppad. Het plangebied beschikt over sloten met geschikt habitat voor deze soort. Voor de aanleg van het windpark en (tijdelijke) toegangswegen worden geen sloten gedempt of vergraven, hierdoor blijft het belangrijkste leefgebied voor de rugstreeppad onaantast. Effecten van Windpark WAP op beschermde soorten amfibieën zijn met zekerheid uitgesloten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

In het plangebied komen ook algemene soorten amfibieën voor, zoals de bastaardkikker, bruine kikker, gewone pad en kleine watersalamander. Voor deze soorten geldt echter een vrijstelling in de provincie Zeeland bij een ruimtelijke ingreep.

12.3.2 (Grondgebonden) zoogdieren

In de directe omgeving van het plangebied komen buitendijks de bruinvis en gewone zeehond voor. Deze leven in de wateren van de Westerschelde en door het ontbreken van open wateren in het plangebied, komen deze soorten niet voor binnen het plangebied. Effecten van Windpark WAP op de beschermde soorten bruinvis en gewone zeehond zijn met zekerheid uitgesloten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

In en nabij het plangebied komen ook de algemene soorten grondgebonden zoogdieren bunzing, egel, haas, huisspitsmuis, konijn en wezel voor. Voor deze soorten geldt echter een vrijstelling in de provincie Zeeland bij een ruimtelijke ingreep.



13 Effectbepaling en –beoordeling NNN en overige beschermde gebieden

13.1 Natuurnetwerk Nederland

De windturbines van Windpark WAP worden niet geplaatst binnen de grenzen van het NNZ. Ruimtebeslag door de bouw van Windpark WAP is uitgesloten.

Voor het NNZ geldt externe werking binnen een afstand van 100 m en dient onderzocht te worden of de bouw en het gebruik van het windpark effecten heeft. De windturbines kunnen in theorie gevolgen hebben voor de wezenlijke waarden en kenmerken van het NNZ in de directe omgeving van de betreffende turbines, bijvoorbeeld als gevolg van verstoring.

Windturbines kunnen leiden tot verstoring, waarbij zowel visuele als auditieve verstoring van belang zijn (bijvoorbeeld door overdraai). Bij Windpark WAP is geen sprake van overdraai boven het NNZ, hiervoor staan de windturbines te ver van het NNZ (Figuur 4.2). Verstoring van planten, libellen, dagvlinders, kreeftachtigen, zeezoogdieren en vissen is op voorhand uit te sluiten, windturbines kunnen wel een verstorend effect hebben op broedvogels. De beheertypes N05.01 Moeras, N09.01 Schor of kwelder, N12.04 Zilt- en overstromingsgrasland en N12.06 Ruigteveld hebben kwalificerende soorten broedvogels.

In de gebruiksfase geldt voor broedvogels dat bij veel soorten in zijn geheel geen verstorende effecten in de broedperiode zijn aangetoond, en waar dit wel geval is, zijn effectafstanden geringer dan die buiten de broedperiode. Voor broedvogels van het open gebied zijn geringe verstoringsafstanden aangetoond tot maximaal 50-100 m (bijlage 3). Voor broedvogels van bos en halfopen gebied zijn geen of in slechts beperkte mate effecten van windturbines vastgesteld, waarbij de verstoringsafstanden tijdens het broedseizoen ook zeer beperkt zijn (bijlage 3). De windturbines van Windpark WAP staan op meer dan 150 m van het dichtstbijzijnde NNZ af. Verstoring van broedvogels door de bouw en het gebruik van het windpark is hierdoor uit te sluiten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

13.2 Overige beschermde gebieden

In de ruime omgeving van het plangebied liggen enkele kleine gebieden die aangewezen zijn als weidevogelgebied of botanisch waardevol grasland.

Op circa 3 km afstand van het plangebied van Windpark WAP ligt een weidevogelgebied. Voor weidevogels wordt tijdens het broedseizoen een maximale verstoringsafstand aangehouden 200 m (zie bijlage 3). De afstand tussen het weidevogelgebied en het plangebied is ruim groter dan deze verstoringsafstand. Verstorende effecten van de bouw en gebruik van Windpark WAP op het functioneren van het weidevogelgebied zijn daarom met zekerheid uit te sluiten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.



Het dichtstbijzijnde botanisch waardevol grasland grenst aan het plangebied, aan het westelijke deel. Dit soort graslanden zijn aangewezen om bestaande kruidenrijke graslanden te behouden of te helpen ontwikkelen. De biotische kwaliteit bij botanisch waardevol grasland wordt uitgedrukt in kwalificerende soorten flora. Aangezien er bij de aanleg en het gebruik van Windpark WAP geen sprake is van ruimtebeslag kunnen negatieve effecten op dit gebied worden uitgesloten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.



14 Conclusies en aanbevelingen

14.1 Natura 2000-gebieden (Wnb Hoofdstuk 2)

(Significant) negatieve effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) van alle habitattypen en soorten van Bijlage II Habitatrichtlijn, broedvogels en niet-broedvogels van Natura 2000-gebieden in de omgeving zijn uitgesloten (zie H9 en H11). De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

14.2 Beschermde soorten (Wnb Hoofdstuk 3)

14.2.1 Broedvogels

Tijdens de werkzaamheden dient beschadiging en/of vernietiging van nesten en eieren te worden voorkomen. Dit kan door buiten het broedseizoen te werken. Het broedseizoen verschilt per soort. Voor het broedseizoen wordt in het kader van de Wnb geen standaard periode gehanteerd. Globaal moet rekening worden gehouden met de periode half maart tot en met half augustus.

Indien de werkzaamheden binnen dit seizoen zijn gepland kunnen deze worden uitgevoerd indien is vastgesteld dat met de werkzaamheden geen in gebruik zijnde nesten worden beschadigd of vernietigd. De kans hierop wordt verkleind door voorafgaand aan het broedseizoen het plangebied ongeschikt te maken voor broedende vogels. Voorafgaand aan de werkzaamheden dient door een ecologisch deskundige vastgesteld te worden dat er geen nesten met eieren of jongen in het beïnvloedingsgebied van de werkzaamheden aanwezig zijn. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

14.2.2 Sterfte van vogels

Het gebruik van Windpark WAP leidt tot een voorzienbare jaarlijkse sterfte van de soorten grauwe gans, kokmeeuw en vogelsoorten op seizoenstrek. Voor de betrokken soorten wordt aanbevolen om voor het VKA een ontheffing aan te vragen voor artikel 3.1 lid 1 van de Wet natuurbescherming. In de ontheffingsaanvraag dient nog nader te worden onderbouwd dat de voorziene additionele sterfte geen effect heeft op de gunstige staat van instandhouding (voor het VKA wordt dit nader uitgewerkt in hoofdstuk 15). Aangezien het om algemene soorten gaat, zijn effecten op de gunstige staat van instandhouding van betrokken vogelsoorten uitgesloten (zie ook hoofdstuk 15). De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

14.2.3 Sterfte van vleermuizen

De geplande windturbines veroorzaken jaarlijks sterfte onder gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis. Dit is een overtreding van artikel 3.5 lid 1 van de Wet natuurbescherming waarvoor ontheffing nodig is. De gunstige staat van instand-



houding van deze soorten is niet in het geding, ook wanneer geen rekening wordt gehouden met het verwijderen van de bestaande windturbines. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

14.2.4 Overig beschermde soorten

Het overtreden van verbodsbepalingen in artikel 3.10 lid 1 van de Wnb voor de rugstreeppad, kan worden voorkomen door het niet dempen of vergraven van de sloten in het plangebied. Indien voornoemde werkzaamheden wel nodig zijn in de aanlegfase van het windpark, dient nader veldonderzoek naar de aanwezigheid van de rugstreeppad uit te wijzen of deze soort door de ingreep geraakt wordt en hoe overtreding van verbodsbepalingen kan worden voorkomen. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

14.3 Natuurnetwerk Nederland

Het plangebied maakt geen onderdeel uit van het NNZ. Het NNZ kent externe werking tot 100 m. Het is echter uitgesloten dat Windpark WAP een (negatief) effect heeft op de wezenlijke kenmerken en waarden van de betrokken gebieden. Een 'Nee, tenzij' toets is niet nodig. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

14.4 Overig provinciaal natuurbeleid

Het plangebied bestaat niet uit akkervogelgebieden, ganzenopvanggebieden of weidevogelgebieden. In de omgeving zijn wel enkele kleine weidevogelgebieden en botanisch waardevol graslanden aanwezig, maar deze liggen (ruim) buiten de verstoringssafstand van het windpark. Effecten van de bouw en gebruik van Windpark WAP op weidevogelgebieden en botanisch waardevol graslanden zijn uitgesloten. De alternatieven/varianten zijn niet onderscheidend voor dit aspect.



15 Voorkeursalternatief (VKA)

Het voorkeursalternatief (VKA) is inmiddels gekozen, en betreft inrichtingsalternatief 1 met dezelfde turbineposities (zie figuur 2.1), maar met 105 m ashoogte en 150 m rotordiameter (180 m tiphoogte). In dit hoofdstuk wordt beknopt ingegaan op de effecten van het VKA op natuur. Voor aanvullende achtergrondinformatie over zowel de gebruikte methoden als de inhoud over de bepaling en beoordeling van effecten wordt verwezen naar de voorgaande hoofdstukken. Derhalve wordt hier voornamelijk ingegaan op de onderdelen van het VKA die inhoudelijk relevant zijn en/of anderzijds onderscheidend zijn ten aanzien van de bevindingen uit de vergelijking van de twee inrichtingsalternatieven en de huidige situatie.

15.1 Effecten VKA ten opzichte van eerdere varianten

Ten opzichte van de eerder onderzochte inrichtingsvarianten 1A, 1B, 2A en 2B leidt het VKA **niet** tot andere effecten op Natura 2000-gebieden, Natuurnetwerk Nederland, provinciaal beleidsmatig beschermde gebieden of, in het kader van de Wet natuurbescherming beschermde dier- en plantensoorten.

Voor deze aspecten gelden dezelfde conclusies als de inrichtingsalternatieven (zie hoofdstuk 14). Hieronder wordt daarom kortheidshalve alleen stilgestaan voor aspecten die voor onderbouwing van de Wnb-vergunning en/of -onthefing van belang zijn.

15.2 Natura 2000-gebieden (Wnb Hoofdstuk 2)

(Significant) negatieve effecten van het VKA op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen van alle habitattypen en soorten van Bijlage II Habitatrichtlijn, broedvogels en niet-broedvogels van Natura 2000-gebieden in de omgeving zijn uitgesloten.

Stikstof depositie in aanlegfase

Bij de realisatie van Windpark WAP zal sprake zijn van tijdelijke en beperkte stikstofemissies als gevolg van bouwwerkzaamheden en bijbehorende transport-bewegingen. Om de mogelijke gevolgen van deze (tijdelijke) stikstofemissies op beschermde Natura 2000-gebieden in kaart te brengen is een Aerius-berekening uitgevoerd (Bijlage 8). Met het Aerius-model is berekend of er sprake is van stikstofdepositie op stikstofgevoelige habitats. Uit de uitgevoerde Aerius-berekening blijkt dat in de aanlegfase van Windpark WAP dat jaarlijks ca. 328 kg NO_x vrijkomt. Dit resulteert in een stikstofdepositie in het Natura 2000-gebied 'Westerschelde & Saeftinghe' van maximaal 0,05 mol/ha/jaar. Op andere Natura 2000-gebieden is geen sprake van stikstofdepositie op stikstofgevoelige habitats.

Wanneer ingezoomd wordt in de berekening dan blijkt dat voor de hexagonen (deellocaties), waarop stikstofdepositie plaatsvindt, de achtergronddepositiewaarde onder de kritische depositiewaarden (KDW) ligt. Hoewel de betrokken habitattypen een verschillende KDW kennen komt op de relevante hexagonen de achtergronddepositie in combinatie met de depositie van de berekende bronnen niet boven de KDW van het betreffende habitatype uit (Bijlage 8). Dit betekent dat de additionele emissie door toedoen



van de bouw van Windpark WAP niet leidt tot significant negatieve effecten op deze locaties. Verslechtering van de kwaliteit van de natuurlijke habitats in Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe als gevolg van de aanleg en het gebruik van Windpark WAP is met zekerheid uit te sluiten.

Sterfte onder kwalificerende vogelsoorten

Het VKA resulteert hooguit in incidentele sterfte onder vogelsoorten (broedvogels en niet-broedvogels). Voor de grauwe gans wordt net als voor de in voorliggende hoofdstukken onderzochte inrichtingsalternatieven <1 slachtoffer per jaar in het gehele windpark berekend (zie hoofdstuk 9 voor effectbepaling en hoofdstuk 11 voor cumulatie studie).

15.3 Beschermde soorten (Wnb Hoofdstuk 3)

15.3.1 Broedvogels in de aanlegfase

Tijdens de werkzaamheden dient beschadiging en/of vernietiging van nesten en eieren te worden voorkomen. Dit kan door buiten het broedseizoen te werken. Het broedseizoen verschilt per soort. Voor het broedseizoen wordt in het kader van de Wnb geen standaard periode gehanteerd. Globaal moet rekening worden gehouden met de periode half maart tot en met half augustus.

Indien de werkzaamheden binnen dit seizoen zijn gepland kunnen deze worden uitgevoerd indien is vastgesteld dat met de werkzaamheden geen in gebruik zijnde nesten worden beschadigd of vernietigd. De kans hierop wordt verkleind door voorafgaand aan het broedseizoen het plangebied ongeschikt te maken voor broedende vogels. Voorafgaand aan de werkzaamheden dient door een ecologisch deskundige vastgesteld te worden dat er geen nesten met eieren of jongen in het beïnvloedingsgebied van de werkzaamheden aanwezig zijn.

15.3.2 Sterfte van vogels in de gebruiksfase

Het gebruik van Windpark WAP leidt tot een voorzienbare jaarlijkse sterfte van de 15 lokale vogelsoorten die binding hebben met het plangebied en 126 vogelsoorten op seizoenstrek. In totaal gaat het voor het VKA op jaarbasis naar schatting om 80 aanvaringsslachtoffers in het gehele windpark. In bijlage 7 is een overzicht gegeven van de lijst van de betrokken vogelsoorten waarvoor sterfte in het windpark voorzienbaar is en wordt beschreven hoe deze lijst tot stand is gekomen. In bijlage 7 wordt tevens onderbouwd dat de voorzienbare sterfte voor geen van de betrokken soorten een effect kan hebben op de gunstige staat van instandhouding. Voor de betrokken soorten wordt aanbevolen een ontheffing aan te vragen voor artikel 3.1 lid 1 van de Wet natuurbescherming. In bijlage 7 is geen rekening gehouden met de saldering met het te verwijderen bestaande windpark. Indien dit wel wordt meegenomen is per saldo een afname van het aantal aanvaringsslachtoffers te verwachten voor het VKA.



15.3.3 Sterfte van vleermuizen in de gebruiksfase

Het VKA leidt jaarlijks tot circa 18 vleermuisslachtoffers in het gehele windpark, dit is verdeeld over drie soorten: gewone dwergvleermuis (n=13), ruige dwergvleermuis (n=5) en rosse vleermuis (n=<1). Dit vormt een overtreding van artikel 3.5 lid 1 van de Wet natuurbescherming waarvoor ontheffing nodig is. De gunstige staat van instandhouding van deze soorten is niet in het geding, voor de onderbouwing hiervan wordt verwezen naar hoofdstuk 12. In bovenstaande aantallen is geen rekening gehouden met de saldering met het te verwijderen bestaande windpark. Indien dit wel wordt meegenomen is per saldo een afname van het aantal aanvaringsslachtoffers onder vleermuizen te verwachten voor het VKA.

15.3.4 Overig beschermde soorten

Het overtreden van verbodsbepalingen in artikel 3.10 lid 1 van de Wnb voor de rugstreeppad, kan worden voorkomen door het niet dempen of vergraven van de sloten in het plangebied. Dit is nu als uitgangspunt voor het project aangenomen. Indien voornoemde werkzaamheden wel nodig zijn in de aanlegfase van het windpark, dient nader veldonderzoek naar de aanwezigheid van de rugstreeppad uit te wijzen of deze soort door de ingreep geraakt wordt en hoe overtreding van verbodsbepalingen kan worden voorkomen. Eventuele maatregelen zijn in de praktijk goed uitvoerbaar.

15.4 Natuurnetwerk Nederland

Het plangebied maakt geen onderdeel uit van het NNZ. Het NNZ kent externe werking tot 100 m. Het is echter uitgesloten dat het VKA voor Windpark WAP een (negatief) effect heeft op de wezenlijke kenmerken en waarden van de betrokken gebieden. Een 'Nee, tenzij' toets is niet nodig.

15.5 Overig provinciaal natuurbesluit

Het plangebied bestaat niet uit akkervogelgebieden, ganzenopvanggebieden of weidevogelgebieden. In de omgeving zijn wel enkele kleine weidevogelgebieden en botanisch waardevol graslanden aanwezig, maar deze liggen (ruim) buiten de verstoringssafstand van het windpark. Effecten van de bouw en gebruik van het VKA voor Windpark WAP op weidevogelgebieden en botanisch waardevol graslanden zijn uitgesloten.



Literatuur

- Arnett, E.B., M. Schirmacher, M. Huso & J.P. Hayes, 2009. Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities. Annual report to the Bats and Wind energy Cooperative. Bat conservation International, Austin, TX.
- Arts, F.A., M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly, K.D. van Straalen, M. Sluijter & P. A. Wolf, 2019. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2018. Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 19.07. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2019-05, Vlissingen.
- Arts, F.A., K.D. Hoekstein, S.J. Lilipaly, M.S.J. van Straalen, M. Sluijter & P. A. Wolf, 2018. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2017. Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 18.14. Delta Project Management Rapportnr. 2018-04. DPM, Vlissingen Rapportnr. 2018-04. DPM, Vlissingen.
- Arts, F.A., S.J. Lilipaly, M.S.J. Hoekstein, K.D. van Straalen, P.A. Wolf & L. Wijnants, 2017. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2016. Rapport Rijkswaterstaat – Centrale Informatievoorziening. Rapport BM 17.19. Delta Project Management, Vlissingen.
- Baptist, H., 2005. Vogelslachtofferonderzoek Roggenplaat, rapportage 2004-2005. Rapport 2005/3. Ecologisch Adviesbureau Henk Baptist, Kruisland.
- Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruver, 2007. Variation in bird and bat fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. Can. J. Zool. 85:381-387.
- Bels, L., 1952. Fifteen years of bat banding in the Netherlands. Publicaties van het Natuurhistorisch genootschap in Limburg. Reeks V, Maastricht.
- Beuker, D. & R. Lensink, 2010. Monitoring windpark windturbines Echteld. Onderzoek naar aanvaringsslachtoffers onder lokale en trekkende vogels. Rapport 10-033. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Beuker, D., W. Lengkeek, R.C. Fijn & H.A.M. Prinsen, 2009. Duikenden nabij Windpark Lely, Medemblik. Beknopt veldonderzoek naar gedrag en voedsel- beschikbaarheid. Rapport 09-142, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- BIJ12, 2017a. Kennisdocument gewone dwergvleermuis *Pipistrellus pipistrellus*. [www.bij12.nl > assets](http://www.bij12.nl/assets)
- BIJ12, 2017b. Kennisdocument ruige dwergvleermuis *Pipistrellus nathusii*. [www.bij12.nl > assets](http://www.bij12.nl/assets)
- BIJ12, 2017c. Kennisdocument rosse vleermuis *Nyctalus noctula*. [www.bij12.nl > assets](http://www.bij12.nl/assets)
- Birdlife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Birdlife Conservation Series no. 12. Birdlife International, Cambridge (UK).
- Brinkmann R., O. Behr, I. Niemann & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Volume 4. Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Brenninkmeijer, A. & C. van der Weyde, 2011. Monitoring vogelaanvaringen Windpark Delfzijl-Zuid 2006-2011. A&W rapport 1656. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Faenwâlden.
- Buijs, R.J., 2020. Vogelonderzoek WAP. BEC, memonummer 200124-001. Buijs Eco Consult B.V.
- Buurma, L.S., R. Lensink & L. Linnartz, 1986. De hoogte van breedfronttrek overdag boven Twente, een vergelijking van visuele en radarwaarnemingen in oktober 1984. Limosa 60: 169-182.
- Buurma, L.S. & H. van Gasteren, 1989. Trekvogels en obstakels langs de Zuid-Hollandse kust. Provincie Zuid-Holland, DWEB, DRG, Den Haag.



- Cryan, P. M., P.M. Gorresen, C.D. Hein, M.R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1406672111>.
- Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill, 2011. Handbuch der Fledermause Europas und Nordwestafrikas. Kosmos naturfuhrer, Stuttgart.
- Dürr, T., 2013. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg. Stand 25.09.2013. www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/.../wka_fmaus.xls.
- European Topic Centre on Biological Diversity, 2018. Report on Article 17 of the Habitats Directive. <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd>. Geraadpleegd in 2020.
- Everaert, J., 2008. Effecten van windturbines op de fauna in Vlaanderen. Onderzoeksresultaten, discussie en aanbevelingen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (rapportnr. INBO.R.2008.44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Everaert, J., 2014. Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. Bird Study 1-11.
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, W. Tijssen, H.A.M. Prinsen & S. Dirksen, 2012. Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick's Swans *Cygnus columbianus* wintering near a wind farm in the Netherlands. Wildfowl 62: 97–116.
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, H.A.M. Prinsen, W. Tijssen & S. Dirksen, 2007. Effecten op zwanen en ganzen van het ECN windturbines testpark in de Wieringermeer. Aanvaringsrisico's en versterking van foeragerende vogels. Rapport 07-094, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Grünkorn, T., J. Blew, T. Coppack & O. Krüger, G. Nehls, A. Potiek, M. Reichenbach, J. von Rönn, H. Timmermann & S. Weitekamp, 2016. Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS.
- Gyimesi, A., J.C. Hartman, D. Beuker, L.S.A. Anema & H.A.M. Prinsen, 2013. Vliegbevingen van kolonievogels bij (toekomstige) windparken op de Eerste en Tweede Maasvlakte. Veldonderzoek naar flux, vlieghoogtes en aanvaringsslachtoffers. Rapport 12-194. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Halters, S.J.M.P. & R.J. Buijs, 2020. Rapportage vleermuisonderzoek windenergiegebied Willem Anna Polder Kapelle. BEC projectnr. 200124. Buijs Eco Consult B.V.
- Heijligers, W., 2014. Voortoets, cumulatietoets en passende beoordeling. Een weg vol valkuilen. Toets (01), pp: 6-10.
- Heise, G. & T. Blohm, 2003. Zur Altersstruktur weiblicher Abendsegler (*Nyctalus noctula*) in der Uckermark. Nyctalus (N.F.) 9:3-13.
- Hötter, H., K.-M. Thomsen & H. Köster, 2006. Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats. Facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hutterer, R., T. Ivanova, C. Meyer-Cords & L. Rodrigues, 2005. Bat migrations in Europe, a review of banding data and literature. Naturschutz und Biologische Vielfalt 28:1-162.
- Jones, G.E., J.D. Altringham & R. Deaton, 1991. Distribution and population densities of seven species of bats in northern England. J. Zool. Lond. 240: 788-798.
- Jonkvorst R.J., 2020. Natuurtoets Windpark C.RO, gemeente Vlissingen. Toetsing in het kader van de Wet natuurbescherming en Natuurnetwerk Nederland. Rapport 20-041. Bureau Waardenburg, Culemborg.



- Kapteyn, K., 1995. Vleermuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Schuyt & Co, Haarlem.
- Kleyheeg-Hartman, J.C., K.L. Krijgsveld, M.P. Collier, M.J.M. Poot, A.R. Boon, T.A. Troost & S. Dirksen, 2018. Predicting bird collisions with wind turbines: Comparison of the new empirical Flux Collision Model with the SOSS Band model. *Ecological Modelling* 387, 144–153.
- Klop, E., & A. Brenninkmeijer, 2014. Monitoring aanvaringsslachtoffers Windpark Eemshaven 2009-2014. Eindrapportage vijf jaar monitoring. A&W-rapport 1975. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Faenwâlden.
- Krijgsveld, K.L., K. Akershoek, F. Schenk, F. Dijk, H. Schekkerman & S. Dirksen, 2009. Collision risk of birds with modern large wind turbines: reduced risk compared to smaller turbines. *Ardea* 97(3): 357-366.
- Krijgsveld, K.L. & D. Beuker, 2009. Vogelslachtoffers bij windpark Anna Vosdijk op Tholen. Onderzoek naar aanvaringen onder trekkende steltlopers en overwinterende smienten. Rapport 09-072. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K.L., R.R. Smits & J. van der Winden, 2008. Verstoringgevoeligheid van vogels. Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. Rapport 08-173. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Langgemach, T. & T. Dürr, 2020. Informationen über Einflüsse der Windenergie-nutzung auf Vögel. Stand 7. Januar 2020, Aktualisierungen außer Fundzahlen hervorgehoben. Landesamt für Umwelt Brandenburg. Staatliche Vogelschutzwarte, Buckow.
- Lehnert, L.S., S. Kramer-Schadt, S. Schönborn, O. Lindecke, I. Niermann et al., 2014. Wind farm facilities in Germany kill Noctule Bats from near and far. *PLoS ONE* 9(8): e103106. doi:10.1371/journal.pone.0103106.
- Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers, 1997. Atlas van de Nederlandse vleermuizen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Lensink, R. & M. van der Valk, 2013. Effecten van luchtvaartverlichting aan windturbines op vogels en vleermuizen. Notitie in project 12-278. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink, R. & P.W. van Horssen, 2012. Een matrixmodel om effecten op een populatie te voorspellen van slachtoffers door windturbines. Rapport 11-198. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- LWVT/Sovon, 2002. Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem.
- Musters, C.J.M., M.A.W. Noordervliet & W.J.T. Keurs, 1996. Bird casualties caused by an wind energy project in an estuary. *Bird Study* 43, 124-126.
- Nagy, M., B. Almasi, O. Behr, N. Ohlendorf, A. Schneider, F. Stiller, F. Korner-Nievergelt, 2018. Der Effekt der Eigenschaften von Windenergieanlagen auf das Kollisionsrisiko von Fledermäusen. In: Behr, O., Brinkmann, R., Hochradel, K., Mages, J., Korner-Nievergelt, F., Reinhard, H., Simon, R., Stiller, F., Weber, N., Nagy, M., (2018). Bestimmung des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen in der Planungspraxis- Endbericht des Forschungsvorhabens gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (Förderkennzeichen 0327638E). O. Behr et al. Erlangen / Freiburg / Ettiswil.
- Potiek, A., M.P. Collier, H. Schekkerman & R.C. fijn, 2019. Effects of turbine collision mortality on population dynamics of 13 bird species. Rapport 18-342. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Radstake, Y., 2020. Natuurtoets drie windparklocaties gemeente Kapelle. Achtergronddocument voor het planMER. Notitie met kenmerk 19-0933/20-03512/HeiPr. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Rodrigues, L., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, J. Goodwin & C. Harbusch, 2008. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Eurobats Publication Series No. 3. UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn.



- Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261-274.
- Schaut, C., K. Aper & C. Derde, 2008. Aanvaring van vogels met MW-windturbines in de haven van Antwerpen. Rapport 2008-CS1. Fortech Studie bvba, Vrasene.
- Schekkerman, H., L.M.J. van de Bergh, K. Krijgsveld & S. Dirksen, 2003. Effecten van moderne, grote windturbines op vogels. Onderzoek naar verstoring van watervogels bij het windpark Eemmeerdiik. Alterra, Wageningen.
- Schmidt, A., 1994. Phanologisches Verhalten und Populationseigenschaften der Rauhaufledermaus *Pipistrellus nathusii*, In Ostbrandenburg. *Nyctalus* 5: 77-100.
- Seiche, K., 2008. Fledermause und windenergieanlagen in Sachsen 2006. Report to Freistaat Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie. Ww.smul.sachsen.de/lfug
- Sendor T. & M. Simon, 2003. Population dynamics of the pipistrelle bat: effects of sex, age and winter weather on seasonal survival. *J. An. Ecol.* 72: 308–320.
- Simon, M., S. Huttenbugel & J. Smit-Viergutz, 2004. Ecology and conservation of bats in villages and towns. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* Heft 77.
- Sovon Vogelonderzoek Nederland (Sovon), 2018. Vogelatlas van Nederland; broedvogels, wintervogels en 40 jaar verandering. Kosmos Uitgevers, Utrecht/Antwerpen.
- Speakman, J.R., P.A. Racey, C.M. Catto, P.I. Webb, S.M. Swift & A.M. Burnett 1991. Minimum summer populations and densities of bats in N.E. Scotland, near the northern borders of their distributions. *J. Zool.* 225:327-345.
- Steunpunt Natura 2000, 2010. Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Versie 27 mei 2010. RegieBureau Natura 2000, Utrecht.
- Verbeek, R.G., D. Beuker, J.C. Hartman & K.L. Krijgsveld, 2012. Monitoring vogels Windpark Sabinapolder. Onderzoek naar aanvaringsslachtoffers. Rapport 11-189. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Vliet, R.E. van der, 2011. Maximale foerageerafstanden op een rij gezet voor 97 beschermde vogelsoorten. *Toets* 04:11.
- Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niermann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: a plea for international regulations. *Biol. Conserv.* 153: 80–86.
- Winkelman, J.E., 1989. Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringsslachtoffers en verstoring van pleisterende eenden ganzen en zwanen. RIN-rapp. 89/15. RIN, Arnhem.
- Winkelman, J.E., 1992. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 1. Aanvaringsslachtoffers. RIN-rapp. 92/2. IBN-DLO, Arnhem.
- Zoogdiervereniging VZZ, 2007. Basisrapport voor de Rode Lijst Zoogdieren volgens Nederlandse en IUCN-criteria. VZZ rapport 2006.027. Tweede, herziene druk. Zoogdiervereniging VZZ, Arnhem.



Bijlage I Wettelijk kader

Inleiding

Vanaf 1 januari 2017 is de Wet natuurbescherming (kortweg: Wnb) in werking. Deze wet vervangt de Flora- en faunawet, de Natuurbeschermingswet 1998 en de Boswet. Met de inwerkingtreding van de Wnb zijn de provincies het bevoegde gezag voor de ontheffing- en vergunningverlening voor plannen en projecten en voor het vaststellen van vrijstellingsregelingen. Bij provincie overschrijdende projecten is dit de minister van EZ.

Deze bijlage vat het wettelijk kader samen voor toetsing van ruimtelijke ingrepen en andere handelingen. In paragraaf 1.2 komen algemene bepalingen van de wet aan de orde. Gebiedsbescherming is in de wet beschreven in 'Hoofdstuk 2 Natura 2000-gebieden' en is hier samengevat in paragraaf 1.3. De bescherming van soorten is in de wet beschreven in 'Hoofdstuk 3 Soorten' en in deze bijlage samengevat in paragraaf 1.4. De bescherming van bomen en bos is in de wet beschreven in 'Hoofdstuk 4 Houtopstanden, hout en houtproducten' en is hier samengevat in paragraaf 1.5. Andere onderdelen van de Wnb zoals jacht, schadebestrijding, overlastbestrijding, faunabeheer en omgang met exoten maken geen deel uit van deze bijlage.

Algemene bepalingen

Art 1.10 De Wet natuurbescherming is gericht op:

- het beschermen en ontwikkelen van de natuur, mede vanwege de intrinsieke waarde, en het behouden en herstellen van de biologische diversiteit;
- het doelmatig beheren, gebruiken en ontwikkelen van de natuur ter vervulling van maatschappelijke functies, en
- het verzekeren van een samenhangend beleid gericht op het behoud en beheer van waardevolle landschappen, vanwege hun bijdrage aan de biologische diversiteit en hun cultuurhistorische betekenis, mede ter vervulling van maatschappelijke functies.

Art 1.11 Een ieder neemt voldoende zorg in acht voor Natura 2000-gebieden, bijzondere nationale natuurgebieden en voor in het wild levende dieren en planten en hun directe leefomgeving. Deze zorgplicht houdt in elk geval in dat handelingen waarvan redelijkerwijs verwacht mag worden dat ze nadelige gevolgen kunnen hebben voor een Natura 2000-gebied, een bijzonder nationaal natuurgebied of voor in het wild levende dieren en planten achterwege blijven, dan wel dat noodzakelijke maatregelen worden getroffen om negatieve gevolgen te voorkomen, of voor zover die gevolgen niet kunnen worden voorkomen ze beperkt of ongedaan worden gemaakt.

Art 1.12 Gedeputeerde staten van de provincies dragen zorg voor:

- het nemen van de nodige maatregelen voor de bescherming, de instandhouding of het herstel van biotopen en leefgebieden in voldoende gevarieerdheid voor alle van nature in het wild levende vogelsoorten en planten en dieren en hun habitats van bijlagen II, IV en V bij de Habitatrichtlijn en habitattypen van bijlage I van de Habitatrichtlijn;



- het behoud of het herstel van een gunstige staat van instandhouding van de met uitroeiing bedreigde of speciaal gevaar lopende van nature in het wild voorkomende dier- en plantensoorten;
- de totstandkoming en instandhouding van een samenhangend landelijk ecologisch netwerk, genaamd Natuurnetwerk Nederland.

Gedeputeerde staten kunnen gebieden buiten het Natuurnetwerk Nederland aanwijzen die van provinciaal belang zijn vanwege hun natuurwaarden of landschappelijke waarden, met inachtneming van hun cultuurhistorische kenmerken. Deze gebieden worden aangeduid als 'bijzondere provinciale natuurgebieden' en 'bijzondere provinciale landschappen'.

Natura 2000-gebieden

De Wnb heeft tot doel het beschermen en in stand houden van Natura 2000-gebieden.

Relevante wettelijke bepalingen

De beoordeling van projecten en andere handelingen wordt geregeld in artikel 2.7 tot en met artikel 2.9. Aanwijzingsbesluiten geven de instandhoudingsdoelstellingen ten aanzien van de leefgebieden voor vogels van de Vogelrichtlijn, de natuurlijke habitats en de habitats van soorten van de Habitatrichtlijn. De instandhoudingsmaatregelen zijn voor elk gebied beschreven in het beheerplan. Tevens beschrijft het beheerplan welke handelingen en ontwikkelingen in het gebied en daarbuiten het bereiken van de instandhoudingsdoelstellingen niet in gevaar brengen. Voor het uitvoeren van plannen of projecten kan GS de verplichting opleggen tot preventieve of herstelmaatregelen. Dit is niet van toepassing indien voor het plan of project een (omgevings)vergunning is verleend.

Beoordeling van plannen en projecten

Art. 2.7 Voor een plan dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van een Natura 2000-gebied, en dat afzonderlijk of in combinatie (in cumulatie) met andere plannen of projecten significante gevolgen kan hebben voor een Natura 2000-gebied, is een **passende beoordeling** noodzakelijk.

Er is een **vergunning** nodig van GS voor projecten of andere handelingen die de kwaliteit van de natuurlijke habitats of de habitats van soorten in dat gebied kunnen verslechteren of een significant verstorend effect kunnen hebben op de soorten waarvoor dat gebied is aangewezen. De bevoegdheid ten aanzien van de vergunningverlening ligt bij GS van de provincie waarin het project wordt uitgevoerd.

Er geldt een **uitzondering op de vergunningprocedure** op grond van de Wet natuurbescherming: als via een andere wettelijke bepaling een passende beoordeling verplicht is (bijvoorbeeld op grond van de Tracéwet of de Spoedwet wegverbreding) voor de besluitvorming.



Art. 2.9 Géén vergunning is nodig:

- Als het project of de handeling is opgenomen in een Natura 2000-beheerplan of in een vastgesteld programma voor Natura 2000-gebieden (zoals de PAS). Voorwaarde is dat 1) ten aanzien van het plan of het programma een passende beoordeling van projecten is uitgevoerd waaruit de zekerheid is verkregen dat het project de natuurlijke kenmerken van het Natura 2000-gebied niet zal aantasten, en 2) dat het bestuursorgaan dat het plan of programma heeft vastgesteld, tevens bevoegd gezag is voor vergunningverlening of dat dit bestuursorgaan heeft ingestemd heeft met het plan of programma.
- Als het project of de handeling al bestond of bekend was op de referentiedatum 31 maart 2010 of later als het gebied later is aangewezen (ook wel bekend als bestaand gebruik).
- Als het project of de handeling behoort tot door PS bij verordening aangewezen categorieën van gevallen.

Toelichting op begrippen

Habitattoets

De habitattoets is de verzamelnaam van toetsingen van effecten van plannen en projecten op de realisatie van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. In beginsel worden de effecten van plannen en projecten op Natura 2000-gebieden 'passend beoordeeld'. Als er kans is op significant negatieve effecten en mitigerende maatregelen bij de beoordeling zijn betrokken wordt gesproken over een '**passende beoordeling**'. Om procedurele redenen kan er voor worden gekozen om een **oriëntatiefase** – soms ook wel '**voortoets**' genoemd – te doorlopen. De inhoudelijke studie is in de oriëntatiefase in grote lijnen identiek aan een passen de beoordeling, echter mitigerende maatregelen zijn bij de oriëntatiefase niet bij de beoordeling betrokken. Als de conclusie is dat significante negatieve effecten niet op voorhand kunnen worden uitgesloten en maatregelen nodig zijn om significant negatieve effecten met zekerheid te voorkomen, zal alsnog een passende beoordeling nodig zijn.

Mitigerende maatregelen

Mitigerende maatregelen zijn maatregelen ter voorkoming of beperking van het (mogelijke) effect van het project of andere handeling en deze maatregelen zijn onlosmakelijk verbonden zijn met een project / andere handelingen

Cumulatieve effecten

Voor de habitattoets geldt uitdrukkelijk dat voor elke activiteit onderzocht moet worden of er mogelijke significante effecten zijn als gevolg van de activiteit afzonderlijk en in combinatie met andere plannen en projecten. In het laatste geval moeten de gezamenlijke ofwel cumulatieve effecten beoordeeld worden in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied. Het gaat daarbij om alle plannen en projecten die op bestuurlijk niveau zijn goedgekeurd en die nog niet (volledig) zijn gerealiseerd.



Significantie

Van significante effecten kan sprake zijn als ten gevolge van het plan of project realisatie van de instandhoudingsdoelstellingen wordt bemoeilijkt of onmogelijk wordt gemaakt. In de Leidraad bepaling Significantie is het begrip 'significante gevolgen' toegelicht.⁹

Externe werking

Ook activiteiten buiten het Natura 2000-gebied kunnen vergunningplichtig zijn als die activiteiten negatieve effecten op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen voor het gebied (kunnen) veroorzaken. Dit wordt de 'externe werking' van de bescherming genoemd.

Soorten

Verbodsbepalingen

De Wnb onderscheid bij de bescherming van soorten drie beschermingsregimes:

Art. 3.1 Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn

- 1 Het is verboden opzettelijk in het wild levende vogels (VR artikel 1) te doden of te vangen.
- 2 Het is verboden opzettelijk nesten, rustplaatsen en eieren van vogels als bedoeld onder 1 te vernielen of te beschadigen, of nesten van vogels weg te nemen.
- 3 Het is verboden eieren van vogels als bedoeld onder 1 te rapen en deze onder zich te hebben.
- 4 Het is verboden vogels als bedoeld onder 1 opzettelijk te storen.
- 5 Het verbod, opzettelijk storen, is niet van toepassing indien de storing niet van wezenlijke invloed is op de staat van instandhouding van de desbetreffende vogelsoort.

Het ministerie heeft een lijst gemaakt van soorten vogels die hun nest doorgaans het hele jaar door of telkens opnieuw gebruiken. Deze nesten zijn jaarrond beschermd¹⁰. Voor andere soorten geldt dat de nesten alleen beschermd zijn wanneer zij (in het broedseizoen) in gebruik zijn.

Art. 3.5 Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn

- 1 Het is verboden in het wild levende **dieren** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage II, VvBonn Bijlage I) opzettelijk te doden of te vangen.
- 2 Het is verboden dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te verstoren.
- 3 Het is verboden eieren van dieren als bedoeld onder 1 in de natuur opzettelijk te vernielen of te rapen.
- 4 Het is verboden voortplantingsplaatsen of rustplaatsen van dieren als bedoeld onder 1 te beschadigen of te vernielen.
- 5 Het is verboden **planten** (HR bijlage IV, VvBern Bijlage I) in hun natuurlijke verspreidingsgebied opzettelijk te plukken, te verzamelen, af te snijden, te ontwortelen of te vernielen.

⁹ Leidraad bepaling significantie. Nadere uitleg van het begrip 'significante gevolgen' uit de Natuurbeschermingswet. Publicatie Steunpunt Natura 2000, versie 27 mei 2010.

¹⁰ Zie de Aangepaste lijst jaarrond beschermde vogelnesten ontheffing Flora- en faunawet ruimtelijke ingrepen, ministerie van LNV, augustus 2009.



Art. 3.10 Beschermingsregime andere soorten

- 1 Het is verboden in het wild levende **zoogdieren, amfibieën, reptielen, vissen, dagvlinders, libellen en kevers** van de soorten, genoemd in de bijlage bij de Wet, onderdeel A, natuurbescherming opzettelijk te doden of te vangen.
- 2 Het is verboden de vaste voortplantingsplaatsen of rustplaatsen van dieren als bedoeld onder 1 opzettelijk te beschadigen of te vernielen.
- 3 Het is verboden **vaatplanten** genoemd in de bijlage, onderdeel B, bij de Wet natuurbescherming, in hun natuurlijke verspreidingsgebied opzettelijk te plukken, te verzamelen, af te snijden, te onwortelen of te vernielen.

Ontheffingen en vrijstellingen

Gedeputeerde staten kunnen een ontheffing verlenen van verboden die gelden voor Beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn (Art 3.3), Beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn (Art 3.8) en Beschermingsregime andere soorten (Art 3.10 lid 2). Provinciale staten en de Minister kunnen bij verordening vrijstelling verlenen van deze verboden (Art 3.3, Art 3.8)

Een ontheffing of een vrijstelling wordt uitsluitend verleend als aan de volgende voorwaarden is voldaan:

- er bestaat geen andere bevredigende oplossing,
- er is voldaan aan een in Art 3.3 dan wel Art 3.8 genoemd belang,
- er is geen sprake van een verslechtering van de (gunstige) staat van instandhouding van de desbetreffende soort.

Aan een ontheffing kunnen voorwaarden worden gesteld om schade te beperken of te compenseren zodat er geen afbreuk wordt gedaan aan de Svl.

Art 3.3, Art 3.8 De verboden voor zijn niet van toepassing op handelingen ten behoeve van instandhoudingsmaatregelen en handelingen in het kader van een Natura 2000-beheerplan of een vastgesteld programma (zoals bijvoorbeeld de PAS).

Art. 3.10 Voor soorten vallend onder 'Beschermingsregime andere soorten' kan de provincie een vrijstelling verlenen voor handelingen in het kader van de **ruimtelijke inrichting of ontwikkeling** van gebieden en **bestendig beheer of onderhoud**.

Art. 3.31 De hierboven genoemde verboden onder de drie beschermingsregimes zijn niet van toepassing op handelingen die zijn beschreven in en aantoonbaar worden uitgevoerd overeenkomstig een door Onze Minister goedgekeurde **gedragscode** en die plaatsvinden in het kader van bestendig beheer of onderhoud en ruimtelijke ontwikkeling en inrichting.

Houtopstanden

Hoofdstuk 4, paragraaf 4.1 van de Wnb regelt de verbodsbepalingen ten aanzien van houtopstanden. De Wet natuurbescherming beschermt houtopstanden met een oppervlakte van minimaal 1000 m² en rijbeplantingen die bestaan uit meer dan 20 bomen (art. 1.1).



Art. 4.1 De bepalingen in § 4.1 hebben o.a. geen betrekking op houtopstanden binnen de bebouwde kom, op erven of in tuinen, wegbeplantingen, beplanting langs rijkswegen, boomsingels en in het geval van het dunnen van een houtopstand.

Art. 4.2 Het is verboden een houtopstand geheel of gedeeltelijk te vellen of te doen vellen, met uitzondering van het periodiek vellen van vriend- of hakhout, zonder voorafgaande melding daarvan bij gedeputeerde staten.

Art. 4.3 Als een houtopstand geheel of gedeeltelijk is geveld, met uitzondering van het periodiek vellen van vriend- of hakhout, geldt een plicht tot herbeplanten van dezelfde grond binnen drie jaar na het vellen.

Art. 4.4 De bepalingen in § 4.1 zijn eveneens niet van toepassing als het vellen van houtopstanden en herbeplanten wordt gerealiseerd overeenkomstig een door Onze Minister goedgekeurde gedragscode.

In de artikelen van § 4.1 zijn meer uitzonderingen aangegeven.



Bijlage II Instandhoudingsdoelstellingen Natura 2000-gebieden

Westerschelde & Saeftinghe

<u>Habitattypen</u>	Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling oppervlakte	Doelstelling kwaliteit
H1110 Permanent overstroomde zandbanken (Noordzee-kustzone)	-	=	=
H1130 Estuaria	--	>	>
H1140B Slik- en zandplaten (Noordzee-kustzone)	+	=	=
H1310A Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal)	-	>	=
H1310B Zilte pionierbegroeiingen (zeevetmuur)	+	=	=
H1320 Slijkgrasvelden	--	=	=
H1330A Schorren en zilte graslanden (buitendijks)	-	>	>
H1330B Schorren en zilte graslanden (binnendijks)	-	=	=
H2110 Embryonale duinen	+	=	=
H2120 Witte duinen	-	=	=
H2130A Grijze duinen (kalkrijk)	--	=	=
H2160 Duindoornstruwelen	+	=	=
H2190B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	-	=	=

<u>Habitatsoorten</u>	Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling omvang leefgebied	Doelstelling kwaliteit leefgebied	Doelstelling populatie
H1014 Nauwe korfslak	-	=	=	=
H1095 Zeeprik	-	=	=	>
H1099 Rivierprik	-	=	=	>
H1103 Fint	--	=	=	>
H1351 Bruinvis	-	=	=	=
H1364 Grijze zeehond	-	=	=	=
H1365 Gewone zeehond	-	=	>	>
H1903 Groenknolorchis	--	=	=	=



<u>Broedvogelsoorten</u>		Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling omvang leefgebied	Doelstelling kwaliteit leefgebied	Omvang populatie
A081	Bruine Kiekendief	+	=	=	20
A132	Kluut	-	=	=	2.000
A137	Bontbekplevier	-	=	=	100
A138	Strandplevier	--	=	=	220
A176	Zwartkopmeeuw	+	=	=	400
A191	Grote Stern	--	=	=	6.200
A193	Visdief	-	=	=	6.500
A195	Dwergstern	--	=	=	300
A272	Blauwborst	+	=	=	450

<u>Niet-broedvogelsoorten</u>		Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling omvang leefgebied	Doelstelling kwaliteit leefgebied	Omvang populatie
A005	Fuut	-	=	=	100
A026	Kleine Zilverreiger	+	=	=	40
A034	Lepelaar	+	=	=	30
A041	Kolgans	+	=	=	380
A043	Grauwe Gans	+	=	=	16.600
A048	Bergeend	+	=	=	4.500
A050	Smient	+	=	=	16.600
A051	Krakeend	+	=	=	40
A052	Wintertaling	-	=	=	1.100
A053	Wilde Eend	+	=	=	11.700
A054	Pijlstaart	-	=	=	1.400
A056	Slobeend	+	=	=	70
A069	Middelste Zaagbek	+	=	=	30
A075	Zeearend	+	=	=	2
A103	Slechtvalk	+	=	=	8
A130	Scholekster	--	=	=	7.500
A132	Kluut	-	=	=	540



A137	Bontbekplevier	+	=	=	430
A138	Strandplevier	--	=	=	80
A140	Goudplevier	--	=	=	1.600
A141	Zilverplevier	+	=	=	1.500
A142	Kievit	-	=	=	4.100
A143	Kanoet	-	=	=	600
A144	Drieteenstrandloper	-	=	=	1.000
A149	Bonte Strandloper	+	=	=	15.100
A157	Rosse Grutto	+	=	=	1.200
A160	Wulp	+	=	=	2.500
A161	Zwarte Ruiter	+	=	=	270
A162	Tureluur	-	=	=	1.100
A164	Groenpootruiter	+	=	=	90
A169	Steenloper	--	=	=	230

Yerseke en Kapelse Moer

<u>Habitattypen</u>		Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling oppervlakte	Doelstelling kwaliteit
H1310A	Zilte pioniersbegroeiingen (zeekraal)	-	=	=
H1330B	Schorren en zilte graslanden (binnendijks)	-	=	=

<u>Niet-broedvogelsoorten</u>		Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling omvang leefgebied	Doelstelling kwaliteit leefgebied	Omvang populatie
A041	Kolgans	+	=	=	1.700
A050	Smient	+	=	=	410



Oosterschelde

<u>Habitattypen</u>		Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling oppervlakte	Doelstelling kwaliteit
H1160	Grote baaien	-	=	>
H1310A	Zilte pionierbegroeiingen (zeekraal)	-	>	=
H1310B	Zilte pionierbegroeiingen (zeevetmuur)	+	=	=
H1320	Slijkgrasvelden	--	=	=
H1330A	Schorren en zilte graslanden (buitendijks)	-	=	=
H1330B	Schorren en zilte graslanden (binnendijks)	-	>	=
H2130A	Grijze duinen (kalkrijk)	--	=	=
H2160	Duindoornstruwelen	+	=	=
H7140B	Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden)	-	>	>
H7210	Galigaanmoerassen	-	=	=

<u>Habitatsoorten</u>		Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling omvang leefgebied	Doelstelling kwaliteit leefgebied	Doelstelling populatie
H1103	Fint	--	=	=	=
H1340	Noordse woelmuis	--	>	=	>
H1351	Bruinvis	-	=	=	=
H1364	Grijze zeehond	-	=	=	=
H1365	Gewone zeehond	-	=	>	>

<u>Broedvogelsoorten</u>		Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling omvang leefgebied	Doelstelling kwaliteit leefgebied	Omvang populatie
A081	Bruine Kiekendief	+	=	=	19
A132	Kluut	-	=	=	2.000
A137	Bontbekplevier	-	=	=	100
A138	Strandplevier	--	>	>	220
A191	Grote Stern	--	=	=	4.000
A193	Visdief	-	=	=	6.500



A194	Noorse Stern	+	=	=	20
A195	Dwergstern	--	=	=	300

<u>Niet-broedvogelsoorten</u>		Landelijke staat van instandhouding	Doelstelling omvang leefgebied	Doelstelling kwaliteit leefgebied	Omvang populatie
A004	Dodaars	+	=	=	80
A005	Fuut	-	=	=	370
A007	Kuifduiker	+	=	=	8
A017	Aalscholver	+	=	=	360
A026	Kleine Zilverreiger	+	=	=	20
A034	Lepelaar	+	=	=	30
A037	Kleine Zwaan	-	=	=	
A043	Grauwe Gans	+	=	=	2.300
A045	Brandgans	+	=	=	3.100
A046	Rotgans	-	=	=	6.300
A048	Bergeend	+	=	=	2.900
A050	Smient	+	=	=	12.000
A051	Krakeend	+	=	=	130
A052	Wintertaling	-	=	=	1.000
A053	Wilde Eend	+	=	=	5.500
A054	Pijlstaart	-	=	=	730
A056	Slobeend	+	=	=	940
A067	Brilduiker	+	=	=	680
A069	Middelste Zaagbek	+	=	=	350
A103	Slechtvalk	+	=	=	10
A125	Meerkoet	-	=	=	1.100
A130	Scholekster	--	=	=	24.000
A132	Kluut	-	=	=	510
A137	Bontbekplevier	+	=	=	280
A138	Strandplevier	--	=	=	50
A140	Goudplevier	--	=	=	2.000
A141	Zilverplevier	+	=	=	4.400



A142	Kievit	-	=	=	4.500
A143	Kanoet	-	=	=	7.700
A144	Drieteenstrandloper	-	=	=	260
A149	Bonte Strandloper	+	=	=	14.100
A157	Rosse Grutto	+	=	=	4.200
A160	Wulp	+	=	=	6,400
A161	Zwarte Ruiter	+	=	=	310
A162	Tureluur	-	=	=	1.600
A164	Groenpootruiter	+	=	=	150
A169	Steenloper	--	=	=	580



Bijlage III Windturbines en vogels

Onderzoek naar effecten van windturbines op vogels heeft drie verschillende typen effecten laten zien, namelijk aanvaringen van vliegende vogels, habitatverlies of verstoring van broedende, foeragerende of rustende vogels en barrièrewerking voor vliegende vogels.

Aanvaringen

Vogels kunnen door aanvaringen met de rotorbladen en mast of door luchtwervelingen in het zog achter de windturbine gewond raken of sterven. Het aantal aanvaringen is afhankelijk van de intensiteit van vliegbewegingen en het aanvaringsrisico.

Vliegintensiteit

Het aantal slachtoffers wordt in belangrijke mate bepaald door de vliegintensiteit van vogels op rotorhoogte (Desholm *et al.* 2006). Variatie in deze vliegintensiteit wordt veroorzaakt door het aantal vogels dat in het gebied voorkomt of doorkruist, de soortensamenstelling van deze vogels, hun vlieggedrag en vlieghoogte en mate van uitwijking (Hötter *et al.* 2006; Gove *et al.* 2013; Grünkorn *et al.* 2016). Het aantal slachtoffers varieert daarmee sterk per locatie. Zo vallen in en nabij vogelrijke gebieden, zoals wetlands en nabij broedkolonies, significant meer slachtoffers dan in en nabij minder vogelrijke gebieden (Hötter *et al.* 2006; Everaert 2014; Grünkorn *et al.* 2016).

Een deel van het aantal aanvaringsslachtoffers wordt gevormd door vogels op de jaarlijkse seizoenstrek in voorjaar en najaar, doordat dan sprake is van de verplaatsing van tientallen miljoenen individuen en dus een hoge vliegintensiteit (Erickson *et al.* 2014). Afhankelijk van de weersomstandigheden, zullen de meeste vogels op seizoenstrek een windpark op grote hoogte passeren, maar tijdens tegenwind vliegt een deel hiervan ook op rotorhoogte. Hierdoor kan het percentage 's nachts trekkende zangvogels onder aanvaringsslachtoffers variëren van nihil (Grünkorn *et al.* 2016), tot 9% op een Duits eiland in de Oostzee (Welcker *et al.* 2016), 13% in de Eemshaven (Klop & Brenninkmeijer 2014) en 29% in de Wieringermeer (Krijgsveld *et al.* 2009). Deze onderzoeken suggereren dat 's nachts langstrekkende vogelsoorten niet per sé een groter aanvaringsrisico hebben dan overdag actieve vogelsoorten. Een groot deel van de lokale vogels vliegt laag, vaak zelfs onder rotorhoogte, maar bepaalde soortgroepen, zoals roofvogels, meeuwen, duiven en zwaluwen vliegen regelmatig op rotorhoogte en worden ook vaker slachtoffer (Grünkorn *et al.* 2016). Kiekendieven vormen een uitzondering onder de roofvogels omdat ze maar een beperkt deel van de tijd op rotorhoogte vliegen en daarom van alle soorten roofvogels het minst vaak aanvaringsslachtoffer van windturbines worden (Whitfield & Madders 2006; Hötter *et al.* 2013; Oliver 2013).

Het verschil in het aantal aanvaringsslachtoffers tussen soorten wordt voor een groot deel ook bepaald door de mate van uitwijking voor windturbines. Ganzen en kraanvogels mijden zowel het hele windpark (macro-uitwijking) als individuele turbines (micro-uitwijking: Fijn *et al.* 2012; Grünkorn *et al.* 2016). Ook steltlopers, waaronder de soorten kievit en wulp, worden relatief weinig als aanvarings-slachtoffer gevonden, waarschijnlijk vanwege hun sterke uitwijkgedrag (Hötter *et al.* 2006; Winkelman *et al.* 2008). Daarentegen houden



bijvoorbeeld roofvogels en meeuwen, en soorten zoals wilde eend, houtduif, veldleeuwerik en spreeuw, zich meer op in en nabij windparken dan andere soorten en worden daardoor ook vaker slachtoffer van een aanvaring met een windturbine (Everaert 2014; Morinha *et al.* 2014; Grünkorn *et al.* 2016).

Aanvaringsrisico

Het aanvaringsrisico is de kans op aanvaring met een windturbine voor een vogel die door een windpark vliegt. Dit aspect is minder goed onderzocht dan het aantal slachtoffers zelf. In het algemeen wordt aangenomen dat het aanvaringsrisico het hoogst is tijdens de nacht en onder slechte zichtomstandigheden (mist, regen). Winkelman (1992) berekende een gemiddeld aanvaringsrisico van 0,02% voor alle vogels (niet soortspecifiek) die overdag en 's nachts het windpark passeerden. Voor de soorten die alleen 's nachts passeerden bedroeg dit gemiddeld 0,17%. Krijgsveld *et al.* (2009) vonden voor drie windparken in Nederland een gemiddeld aanvaringsrisico voor nachttactieve soorten van 0,14% (niet soort-specifiek). Voor sommige dagactieve soorten, zoals meeuwen-, stern- en enkele roofvogelsoorten, zijn echter ook relatief hoge aanvaringsrisico's vastgesteld (Everaert *et al.* 2002; Krijgsveld *et al.* 2009; Langgemach & Dürr 2020). Dit komt mogelijk doordat deze soorten overdag al vliegend op zoek gaan naar voedsel, en dan meer op de grond onder hen gefocust zijn dan op de omgeving die voor hen ligt (Martin 2011).

Aantal aanvaringen

Het aantal aanvaringsslachtoffers per turbine per jaar vertoont veel variatie, zowel binnen een windpark als tussen windparken onderling. In België varieerde het aantal slachtoffers in acht windparken bijvoorbeeld tussen 0 en de 45 vogelslachtoffers per turbine per jaar, met een maximum van 125 en een *overall* gemiddelde van 21 slachtoffers per turbine per jaar (Everaert 2014). De grote variatie in het aantal slachtoffers per turbine wordt ook geïllustreerd door een recent onderzoek in de Eemshaven, een 'hot spot' voor vogels op seizoenstrek en lokale vogels die dagelijks heen en weer vliegen van en naar de Waddenzee. Op deze locatie met 66 onderzochte windturbines varieerden de aantallen slachtoffers per windturbine tussen de 1 en 213 vogels per jaar (Klop & Brenninkmeijer 2014). Voornoemde voorbeelden betroffen windparken in veelal vogelrijke gebieden in de kuststreek met veel vliegbewegingen van watervogels, koloniebroedende vogelsoorten en/of vogelsoorten op seizoenstrek. In windparken met lagere aantallen vliegbewegingen van vogels, zoals in het binnenland, liggen de gemiddelde aantallen slachtoffers beduidend lager, beneden de 10 vogelslachtoffers per turbine per jaar (Zimmerling *et al.* 2013; De Lucas & Perrow 2017).

Onderzoek bij windparken met windturbines van $\geq 1,5$ MW heeft aangetoond dat de slachtofferaantallen per windturbine vergelijkbaar of kleiner zijn met de aantallen bij kleinere windturbines (Krijgsveld *et al.* 2009; Smallwood & Karas 2009). Het aantal aanvaringen per windturbine neemt dus niet lineair met het rotoroppervlak toe. Dit impliceert een vermindering van het aantal aanvaringsslachtoffers met een toename van de omvang van windturbines (Smallwood 2013; Everaert 2014). Daarnaast is er geen lineair verband tussen turbinehoogte en het aantal aanvaringen (Barclay *et al.* 2007; Erickson *et al.* 2014). Grotere windturbines staan verder uit elkaar en de rotoren draaien op grotere hoogte boven



de grond en vaak ook langzamer, waardoor vogels er makkelijker tussendoor en onderdoor kunnen vliegen, zoals in bovengenoemde studies het geval was.

Effecten op populatieniveau

Effecten op populatieniveau zijn voor de meeste soorten niet aan de orde (Zimmerling *et al.* 2013; Erickson *et al.* 2014; Grünkorn *et al.* 2016). Aanwijzingen voor populatie-effecten zijn tot nu toe vooral gevonden voor langzaam reproducerende soorten, wanneer die in relatief hoge aantallen aanvaringsslachtoffer worden. Voorbeelden hiervan zijn sommige zeevogelsoorten (Stienen *et al.* 2007) en roofvogelsoorten (Bellebaum *et al.* 2013; Dahl *et al.* 2013; Grünkorn *et al.* 2016). In het algemeen geldt dat effecten op populatieniveau verwacht kunnen worden wanneer een windpark gesitueerd is op een locatie met veel vliegbewegingen van soorten die een hoog aanvaringsrisico kennen, zoals in bovengenoemde studies het geval was. Een passende locatiekeuze, zowel van het windpark als van de individuele windturbines daarbinnen, is daarmee een belangrijke factor om negatieve effecten op vogelpopulaties te verkleinen (Balotari-Chiebao *et al.* 2016; Grünkorn *et al.* 2016).

Verstoring

Verstoringsreacties kunnen zich uiten in verandering in locatiekeuze, fysiologie en gedrag. Door de aanwezigheid van de windturbine en/of het geluid en de beweging van de draaiende rotorbladen, of door de verhoogde menselijke aanwezigheid (doorgaans voor onderhoud), kan een bepaald gebied rond de windturbine c.q. het windpark in lagere dichtheden worden benut, of als habitat in zijn geheel verloren gaan. Een dergelijke verstoring kan effect hebben op de reproductie en de overleving van individuen, met als gevolg veranderingen in populatieomvang (Whalen 2015; Zwart *et al.* 2015; Hötter 2017).

Factoren die een rol spelen bij verstoringseffecten

De verstoringssafstand en de mate waarin vogels verstoord worden verschilt per soort, seizoen, locatie en functie van het gebied voor de vogels en is ook afhankelijk van de omvang en lay-out van het windpark. Verder geldt dat in de meeste gevallen niet alle vogels binnen de beschreven verstoringssafstanden verdwijnen, maar dat de aantallen lager zijn in vergelijking met soortgelijke gebieden zonder de verstoringssbron. Voor de meeste soorten wordt aangenomen dat buiten het broedseizoen de verstoringssafstand toeneemt met de omvang van het windpark. Voor ganzen, smient, kievit en goudplevier is deze relatie statistisch significant (Hötter 2017). Sommige studies tonen aan dat vogels gewend kunnen raken aan windturbines (Madsen & Boertmann 2008; Fijn *et al.* 2012), terwijl bij andere juist een afname in vogeldichtheden in de tijd is geconstateerd (Hötter 2017). Daarnaast is voor verschillende soorten, waaronder verschillende zangvogel- en roofvogelsoorten, aangetoond dat ze niet of weinig beïnvloed worden door de aanwezigheid van de windturbines (Hötter *et al.* 2013; Stevens *et al.* 2013; Hale *et al.* 2014; Hernández-Pliego *et al.* 2015). Grotere, langzaam draaiende turbines zouden, doordat ze rustiger lijken, een minder verstoringseffect kunnen hebben. Ze zijn echter veel groter, hetgeen even goed tot meer verstoring kan leiden. Een studie bij 1 MW turbines duidde in ieder geval niet op een verstoring die wezenlijk anders was dan bij kleinere turbines (Schekkerman *et al.* 2003). Ook in een omvangrijke meerjarige studie in Schotland (met 18 windparken en 12 referentie gebieden) kon geen verband worden gevonden



tussen de omvang van de windturbines op de mate van verstoring (Pearce-Higgins *et al.* 2012). Volgens laatstgenoemde auteurs kan tijdens de bouwfase van een windpark meer verstoring optreden dan tijdens de operatiefase.

Broedvogels

In de gebruiksfase hebben windturbines in het algemeen een beperkte versturende invloed op broedvogels (Pearce-Higgins *et al.* 2009; Hötter 2017). Bij veel soorten zijn in het geheel geen versturende effecten in de broedperiode aangetoond, en waar dat wel het geval is, zijn de effectafstanden geringer dan die buiten de broedperiode. Doordat vogels in het broedseizoen doorgaans in ruimtelijk verspreide territoria voorkomen zijn de aantallen beïnvloede vogels daarnaast veelal kleiner dan buiten het broedseizoen.

De meeste soorten roofvogels vertonen geen vermijding van windparken. In verschillende studies konden geen statistisch aantoonbare effecten worden gevonden van windturbines op het aantal nesten, nestplaatskeuze en/of foerageer-en -areaal in het broedseizoen (Bellebaum *et al.* 2013; Hötter *et al.* 2013; Hernández-Pliego *et al.* 2015; Balotari-Chiebaou *et al.* 2016; Grünkorn *et al.* 2016).

Steltlopers die in de open agrarische gebieden van NW-Europa broeden (o.a. kievit, wulp en scholekster), mijden windparken veelal tot maximaal 100 m (Steinborn *et al.* 2011; Steinborn & Steinmann 2014). Voor broedende zangvogels in dezelfde gebieden (o.a. veldleeuwerik, gele kwikstaart, roodborsttapuit) zijn tot nu toe geen of slechts geringe (< 50 m) verstoringseffecten vastgesteld (cf. Pearce-Higgins *et al.* 2012). Alleen voor de graspieper laten verschillende onderzoeken uiteenlopende resultaten zien en kan op basis hiervan niet worden uitgesloten dat de soort tot circa 100 m verstoord wordt (Steinborn *et al.* 2011).

Voor broedvogels van bos en halfopen gebied zijn geen of in slechts beperkte mate effecten van windturbines op de aantallen en ruimtelijke verspreiding vastgesteld (Garcia *et al.* 2015; Reichenbach *et al.* 2015). De dichtheid van vogels in de directe omgeving van windturbines in bossen verschilde niet van die in nabijgelegen ongestoorde referentiegebieden. Tijdens de aanleg vond wel een tijdelijke terugval in aantal territoria plaats, maar in de gebruiksfase namen alle soorten weer in aantal toe (Garcia *et al.* 2015). Daarnaast werd een (niet significant) verstoringseffect op vijf soorten spechten (maar niet de algemene grote bonte specht) gevonden tot 250 m afstand (Reichenbach *et al.* 2015).

Foeragerende en rustende vogels buiten het broedseizoen

Onder een aantal vogelsoorten van agrarische gebieden (o.a. zaadeters, kraaiachtigen en leeuweriken) konden ook buiten het broedseizoen geen significante verstoringseffecten van windturbines worden vastgesteld (Devereux *et al.* 2008; Steinborn *et al.* 2011). Echter, voor veel vogelsoorten zijn wel versturende effecten van windturbines buiten de broedperiode vastgesteld. Als maximum verstoringafstand van windturbines op niet-broedende vogels wordt over het algemeen 600 m gebruikt (Birdlife Europe 2011), maar dit is sterk soort-specifiek en bedraagt meestal kleinere afstanden. De gemiddelde verstoringafstand voor zwanen-, ganzen- en enkele steltloperssoorten, zoals wulp, kievit en goudplevier, ligt bijvoorbeeld tussen 150-400 m (Hötter *et al.* 2006; Steinborn *et al.*



2011; Langgemach & Dürr 2020). Voor de meeste andere soort(groep)en die buiten het broedseizoen in groepen rusten of foerageren (o.a. eenden, meeuwen, duiven, spreeuw), vormen verstoringsafstanden van 100-200 m veelal de bovengrens (Winkelman 1989; Hötter *et al.* 2006; Steinborn *et al.* 2011). Alle voornoemde soortgroepen vertonen soms gewinning voor windparken. Zo is bij kleine rietganzen in een tienjarige studie vastgesteld dat de vogels steeds dichtbij windturbines zijn gaan foerageren en op een gegeven moment tussen de windturbines verbleven (Madsen & Boertmann 2008). Verder lijkt de omvang van het effect ook afhankelijk te zijn van het voedselaanbod. Bijvoorbeeld, voor brandganzen en kleine zwanen is vastgesteld dat beide soorten een grotere afstand tot de windturbines aanhouden aan het begin van de winter, wanneer meer voedsel beschikbaar is, dan aan het eind van de winter (Percival 2005; Fijn *et al.* 2012). Ook is aangetoond dat een relatief grotere verplaatsing van vogels kan optreden als in de directe omgeving alternatieve foerageergebieden aanwezig zijn. Zo vermeed ongeveer 75% van de kieviten een graslandpolder na de plaatsing van vier windturbines en verbleef in een nieuw aangelegd natuurgebied enkele kilometers verderop (Beuker & Lensink 2010).

Barrièrewerking

Bij nadering van een windpark passen vrijwel alle vogels hun vliegroutes aan, ofwel door het gehele windpark, ofwel door individuele turbines te vermijden. Dit gedrag vermindert weliswaar de kans op een aanvaring, maar kan leiden tot een verhoogd energieverbruik. De reacties zijn afhankelijk van het type windturbine en de omvang van het windpark, en verschillen ook binnen een soort en tussen soorten. Als het windpark in een groot cluster of in een lange lijn is opgesteld, kan het door de verhoogde vlieggkosten voor vogels een barrière in een vliegroute worden. Dit zou kunnen leiden tot het onbereikbaar of onbruikbaar worden van foerageer- of rustgebieden, hiervan zijn tot dusver in onderzoeken geen bewijzen gevonden (Hötter 2017). Om barrièrewerking te minimaliseren kunnen windparken zo ontworpen worden dat lange lijnopstellingen van turbines voorkomen worden of op bepaalde afstanden met openingen onderbroken worden. Het opschalen van windparken heeft een gunstig effect, omdat bij een toename van de turbineomvang de tussenafstand tussen turbines ook groter wordt (Smallwood & Karas 2009; Everaert 2014).

Literatuurlijst

- Balotari-Chiebao, F., J.E. Brommer, T. Niinimäki & T. Laaksonen, 2016. Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. *Animal Conservation* 19(3): 265-272.
- Barclay, R.M.R., E.F. Baerwald & J.C. Gruver, 2007. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 85(3): 381-387.
- Bellebaum, J., F. Korner-Nievergelt, T. Dürr & U. Mammen, 2013. Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation* 21(6): 394-400.
- Beuker, D. & R. Lensink, 2010. Monitoring windpark windturbines Echteld. Onderzoek naar aanvaringslachtoffers onder lokale en trekkende vogels. Rapport 10-033. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Birdlife Europe, 2011. Meeting Europe's Renewable Energy Targets in Harmony with Nature. The RSPB, Sandy, UK.



- Dahl, E.L., R. May, P.L. Hoel, K. Bevanger, H.C. Pedersen, E. Røskoft & B.G. Stokke, 2013. White-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) at the Smøla wind-power plant, Central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. *Wildlife Society Bulletin* 37(1): 66-74.
- De Lucas, M. & M.R. Perrow, 2017. Birds: collision. in M.R. Perrow (Ed.). *Wildlife and Wind Farms-Conflicts and Solutions, Volume 1: Onshore: Potential Effects*. Blz. 57. Pelagic Publishing. Exeter, UK.
- Desholm, M., A.D. Fox, P.D.L. Beasley & J. Kahlert, 2006. Remote techniques for counting and estimating the number of bird-wind turbine collisions at sea: a review. *Ibis* 148: 76-89.
- Devereux, C.L., M.J.H. Denny & M.J. Whittingham, 2008. Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 45(6): 1689-1694.
- Erickson, W.P., M.M. Wolfe, K.J. Bay, D.H. Johnson & J.L. Gehring, 2014. A comprehensive analysis of small-passerine fatalities from collision with turbines at wind energy facilities. *PloS one* 9(9): e107491.
- Everaert, J., 2014. Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. *Bird Study* 61(2): 220-230.
- Everaert, J., K. Devos & E. Kuijken, 2002. Windturbines en vogels in Vlaanderen. Voorlopige onderzoeksresultaten en buitenlandse bevindingen. Rapport 2002.3. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Fijn, R.C., K.L. Krijgsveld, W. Tijssen, H.A.M. Prinsen & S. Dirksen, 2012. Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering near a wind farm in the Netherlands. *Wildfowl* 62: 91-116.
- Garcia, A.D., G. Canavero, F. Ardenghi & M. Zambon, 2015. Analysis of wind farm effects on the surrounding environment: Assessing population trends of breeding passerines. *Renewable Energy* 80: 190-196.
- Gove, B., R. Langston, A. McCluskie, J.D. Pullan & I. Scrase, 2013. Windfarms and birds: an updated analysis of the effect of wind farm on birds, and best practice guidance on integrated planning and impact assessment. BirdLife International on behalf of the Bern Convention, Strasbourg.
- Grünkorn, T., J. Blew, T. Coppack & O. Krüger, G. Nehls, A. Potiek, M. Reichenbach, J. von Rönn, H. Timmermann & S. Weitekamp, 2016. Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS
- Hale, A.M., E.S. Hatchett, J.A. Meyer & V.J. Bennett, 2014. No evidence of displacement due to wind turbines in breeding grassland songbirds. *The Condor* 116(3): 472-482.
- Hernández-Pliego, J., M. de Lucas, A.-R. Muñoz & M. Ferrer, 2015. Effects of wind farms on Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in southern Spain. *Biological Conservation* 191: 452-458.
- Hötter, H., 2017. Birds: displacement. in M.R. Perrow (Ed.). *Wildlife and wind farms, conflicts and solutions. Volume 1 Onshore: Potential Effects*. Pelagic Publishing. Exeter, UK.
- Hötter, H., K.-M. Thomsen & H. Köster, 2006. Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats. Facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötter, H., O. Krone & G. Nehls, 2013. Greifvogel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt. Naturschutz und



- Reaktorsicherheit. Michael-Otto-Institut im NABU, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhusen, Berlin, Husum.
- Klop, E. & A. Brenninkmeijer, 2014. Monitoring aanvaringsslachtoffers Windpark Eemshaven 2009-2014, Eindrapportage vijf jaar monitoring. A&W-rapport 1975. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Krijgsveld, K.L., K. Akershoek, F. Schenk, F. Dijk, H. Schekkerman & S. Dirksen, 2009. Collision risk of birds with modern large wind turbines: reduced risk compared to smaller turbines. *Ardea* 97(3): 357-366.
- Langgemach, T. & T. Dürr, 2020. Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. Landesamt für Umwelt Brandenburg, Nennhausen.
- Madsen, J. & D. Boertmann, 2008. Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms. *Landscape ecology* 23(9): 1007-1011.
- Martin, G.R., 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153(2): 239-254.
- Morinha, F., P. Travassos, F. Seixas, A. Martins, R. Bastos, D. Carvalho, P. Magalhães, M. Santos, E. Bastos & J.A. Cabral, 2014. Differential mortality of birds killed at wind farms in Northern Portugal. *Bird Study* 61(2): 255-259.
- Oliver, P., 2013. Flight heights of Marsh Harriers in a breeding and wintering area. *British Birds* 106: 405-408.
- Pearce-Higgins, J.W., L. Stephen, A. Douse & R.H.W. Langston, 2012. Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. *Journal of Applied Ecology* 49(2): 386-394.
- Pearce-Higgins, J.W., L. Stephen, R.H.W. Langston, I.P. Bainbridge & R. Bullman, 2009. The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology*.
- Percival, S.M., 2005. Birds and wind farms - what are the real issues? *British Birds* 98: 194-204.
- Reichenbach, M., R. Brinkmann, A. Kohnen, J. Köppel, K. Menke, H. Ohlenburg, H. Reers, H. Steinborn & M. Warnke, 2015. Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald. Abschlussbericht 30.11.2015. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie
- Schekkerman, H., L.M.J. van de Bergh, K.L. Krijgsveld & S. Dirksen, 2003. Effecten van moderne, grote windturbines op vogels. Onderzoek naar verstoring van watervogels bij het windpark Eemmeerdiijk. Alterra, Wageningen.
- Smallwood, K.S., 2013. Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. *Wildlife Society Bulletin* 37(1): 19-33.
- Smallwood, K.S. & B. Karas, 2009. Avian and Bat Fatality Rates at Old-Generation and Repowered Wind Turbines in California. *Journal of Wildlife Management* 73(7): 1062-1071.
- Steinborn, H. & P. Steinmann, 2014. 13 Jahre später – wie entwickeln sich die Wiesenvogelbestände im Windpark Hinrichsfehn? ARSU GmbH, Oldenburg.
- Steinborn, H., M. Reichenbach & H. Timmerman, 2011. Windkraft – Vögel – Lebensräume. Ergebnisse einer siebenjährigen Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesenvögel. ARSU GmbH
- Stevens, T.K., A.M. Hale, K.B. Karsten & V.J. Bennett, 2013. An analysis of displacement from wind turbines in a wintering grassland bird community. *Biodiversity and Conservation* 22(8): 1755-1767.
- Stienen, E.W.M., J. van Waeyenberge, E. Kuijken & J. Seys, 2007. Trapped within the corridor of the Southern North Sea: The potential impact of offshore windfarms and seabirds. in M. de



- Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer (Ed.). *Birds and wind farms. Risk assessment and mitigation*. Quercus. Madrid.
- Welcker, J., M. Liesenjohann, J. Blew, G. Nehls & T. Grünkorn, 2016. Nocturnal migrants do not incur higher collision risk at wind turbines than diurnally active species. *Ibis* 159(2): 366-373.
- Whalen, C.E., 2015. Effects of Wind Turbine Noise on Male Greater Prairie-Chicken Vocalizations and Chorus. Dissertations & Theses in Natural Resources. Paper 127.
- Whitfield, D.P. & M. Madders, 2006. Deriving collision avoidance rates for red kites *Milvus milvus*. Natural Research Information Note 3. Natural Research Ltd, Banchory, UK.
- Winkelman, J.E., 1989. Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringsslachtoffers en verstoring van pleisterende eenden ganzen en zwanen. RIN-rapp. 89/15. RIN, Arnhem.
- Winkelman, J.E., 1992. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 1. Aanvaringsslachtoffers. RIN-rapp. 92/2. IBN-DLO, Arnhem.
- Winkelman, J.E., F.H. Kistenkas & M.J. Epe, 2008. Ecologische en natuurbeschermingsrechtelijke aspecten van windturbines op land. Alterra, Wageningen.
- Zimmerling, J.R., A.C. Pomeroy, M.V. d'Entremont & C.M. Francis, 2013. Canadian Estimate of Bird Mortality Due to Collisions and Direct Habitat Loss Associated with Wind Turbine Developments. *Avian Conservation and Ecology* 8(2): 10.
- Zwart, M.C., J.C. Dunn, P.J.K. McGowan & M.J. Whittingham, 2015. Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. *Behavioral Ecology*. arx128.



Bijlage IV Windturbines en vleermuizen

Algemeen

Ruim de helft van de Europese soorten vleermuizen is als slachtoffer van windturbines gevonden (Dürr 2020). Vleermuissoorten die relatief vaak als slachtoffer worden aangetroffen zijn *aerial hawkers*. Het betreft met name soorten die in open omgeving op grotere hoogte jagen. In Nederland lopen vooral gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis, bosvleermuis, laatvlieger en tweekleurige vleermuis risico. Een aantal van deze soorten (bosvleermuis, tweekleurige vleermuis) is echter zeldzaam en tot dusver nog niet/nauwelijks als slachtoffer in Nederlandse windparken aangetroffen. In Nederland zijn de grootste aantallen slachtoffers gemeld voor gewone dwergvleermuis en ruige dwergvleermuis. In Duitsland daarentegen is de rosse vleermuis de meest frequent aangetroffen vleermuissoort in windparken, terwijl van de tientallen vleermuis-slachtoffers in Nederland tot dusver slechts één rosse vleermuis was. De reden voor dit verschil is nog onduidelijk. De laatvlieger komt in hogere luchtlagen relatief weinig voor en wordt daarom ondanks zijn grote verspreidingsgebied vrij weinig als slachtoffer gevonden in windparken (Dürr 2020). In Nederland is de soort eveneens slechts eenmaal aangetroffen als slachtoffer in een windpark. Zowel mannetjes als vrouwtjes en zowel adulte als onvolwassen dieren worden als slachtoffer gevonden (Brinkmann & Schauer-Weissahn 2004). Jonge dieren zijn bij de rosse vleermuis oververtegenwoordigd (Lehnert *et al.* 2014), bij andere soorten is dat niet aangetoond.

Slachtoffers treden vooral op in de nazomer en herfst, ook bij niet-migrerende soorten (Arnett *et al.* 2007, Rydell *et al.* 2010a, Brinkmann *et al.* 2011). In deze periode trekken een groot aantal ruige dwergvleermuizen en in mindere mate ook rosse vleermuizen door ons land. Daarnaast komen waarschijnlijk insecten in die tijd van het jaar geregeld op grote hoogte voor en verzamelen zich dan rond objecten zoals windturbines (Rydell *et al.* 2010b). Dit verklaart tevens de aantrekkende werking die windturbines hebben op vleermuizen (Cryan *et al.* 2014).

Aanvaringsrisico

Vleermuizen komen om het leven door direct trauma als gevolg van een aanvaring met een draaiend rotorblad maar ook door de sterke onderdruk die zich achter een draaiend rotorblad bevindt (barotrauma; Baerwald *et al.* 2008, Grodsky *et al.* 2011). Sterfte komt vooral voor bij windsnelheden (op gondelhoogte) tussen de 3 en 5 m/s (Korner-Nievergelt *et al.* 2013). Bij hogere windsnelheden neemt de activiteit van vleermuizen sterk af. Ze zoeken dan luwe plekken op en vliegen niet meer op hoogte. Bij zeer lage windsnelheden draaien de rotorbladen te langzaam om slachtoffers te veroorzaken. Schattingen van het aantal slachtoffers kunnen oplopen tot enkele tientallen slachtoffers per windturbine per jaar.

De windparken met het grootste aantal slachtoffers staan op beboste heuvelruggen die evenwijdig aan de trekrichting lopen en in de kustzone (Rydell *et al.* 2010a). In Nederland zijn behalve de bossen en de kustzone ook de oevers van de grote meren risicolocaties



(Boonman *et al.* 2011) maar er is in Nederland nog weinig systematisch onderzoek naar de effecten van windturbines op vleermuizen gedaan (Limpens *et al.* 2013).

Windturbines in bossen hebben een verhoogd risico op slachtoffers (Rydell *et al.* 2010a). Met name in loofbossen zijn vleermuizen relatief talrijk. Daarnaast zorgt bos voor een verhoogde vlieghoogte (Bach & Bach 2009). Ook voor turbines die dichtbij bomen of hagen zijn geplaatst geldt een verhoogd risico op slachtoffers (Eurobats Advisory Committee 2005). Deze structuren in het landschap vormen vlieg- en foerageerroutes voor vleermuizen.

In open gebieden worden weinig of geen slachtoffers gevonden (Brinkmann & Schauer-Weissahn 2004, Rydell *et al.* 2010a). In Nederland is in de intensief gebruikte agrarische gebieden gemiddeld genomen sprake van één slachtoffer per turbine per jaar (Limpens *et al.* 2013). In de kustzone of de oevers van grote meren kunnen meer dan 10 slachtoffers per turbine per jaar optreden (Boonman *et al.* 2011). In windparken op zee zal het aantal slachtoffers lager liggen door het ontbreken van niet-migrerende soorten zoals de gewone dwergvleermuis maar ook hier is het optreden van slachtoffers niet uit te sluiten (Boonman *et al.* 2014).

Er is vermoedelijk geen duidelijk effect van opschaling in windturbinegrootte omdat twee effecten een rol spelen die in tegengestelde richting werken. De activiteit neemt af met toenemende hoogte (Brinkmann *et al.* 2011) maar tegelijkertijd neemt de bestreken oppervlakte door rotorbladen sterk toe omdat hogere turbines ook langere rotorbladen hebben. Moderne windturbines met een zeer grote ashoogte kunnen daarom ook slachtoffers veroorzaken (waarnemingen Bureau Waardenburg).

Veldonderzoek ter bepaling van de omvang van het risico

In bestaande windparken kan het aantal slachtoffers bepaald worden door het zoeken naar dode vleermuizen onder windturbines (Boonman *et al.* 2013). Daarnaast kan het aantal slachtoffers berekend worden door de geluiden die vleermuizen maken op te nemen vanuit de gondel van windturbines. Aan de hand van het aantal opnames en de windsnelheid kan het aantal slachtoffers berekend worden (Brinkmann *et al.* 2011, Korner-Nievergelt *et al.* 2013).

Voorafgaand aan de bouw van windparken is het veel moeilijker om het aantal slachtoffers te bepalen dat na realisatie zal gaan optreden. Er is namelijk geen (statistisch) significant verband tussen de activiteit van vleermuizen op grondhoogte gedurende de pre-constructie fase en het aantal slachtoffers tijdens de exploitatie (Hein *et al.* 2013, Heist 2014). Om die reden is het verstandiger om uit te gaan van literatuuropgaven van het aantal slachtoffers in vergelijkbare gebieden. Zulke opgaven variëren echter geregeld (bijvoorbeeld 0-3 slachtoffers / turbine).

Door metingen van de activiteit van vleermuizen kan bekeken worden of er risicosoorten in een gebied voorkomen en of sprake is van veel of weinig activiteit. Onderzoek vanaf grondhoogte kan namelijk bruikbaar zijn om te bepalen welke literatuuropgaven het meest realistisch zijn voor een gepland windpark. Activiteit van vleermuizen is immers in alle



gevallen hoger op grondhoogte dan op gondelhoogte wanneer bossen buiten beschouwing worden gelaten (Bach & Bach 2009, Brinkmann *et al.* 2011, Amorim *et al.* 2012, Limpens *et al.* 2013). Ook tijdens de migratie lijken ruige dwergvleermuizen een vlieghoogte te verkiezen waarop ze vanaf de grond goed waar te nemen zijn met een batdetector (Suba 2014). Door onderzoek vanaf de grond wordt de activiteit van vleermuizen dus niet stelselmatig onderschat.

Het is mogelijk om een soortspecifieke correctie uit te voeren voor de vlieghoogte via Roemer *et al.* (2017). Zij hebben in beeld gebracht welk deel van de tijd vleermuizen zich op grotere hoogte (onderste deel van rotorbereik van moderne windturbines) ophouden. Bij toepassing van deze correctie dient echter tevens gecorrigeerd te worden voor de verschillen in detectieafstand tussen soorten om te voorkomen dat soorten overschat worden die over grotere afstanden kunnen worden waargenomen. Soorten die op grotere hoogte vliegen gebruiken namelijk geluid dat ver reikt zodat deze soorten de grootste detectieafstand hebben.

Voor het verschil in trefkans wordt gecorrigeerd door gebruik te maken van de maximale detectieafstanden van Barataud (2015). Het aantal geluidsopnames wordt gedeeld door deze afstand.

Voor de soortspecifieke correctie voor vlieghoogte wordt het (gecorrigeerd) aantal opnames (op grondhoogte) met het tijdsaandeel dat wordt gefoerageerd binnen rotorbereik vermenigvuldigd (zie tabel A). Merk op dat bij nul-waarnemingen een dergelijke correctie niet mogelijk is. Voor laagvliegende soorten zoals watervleermuis foerageert minder dan een procent van de tijd op deze hoogte, maar rosse vleermuis doet dat bijna de helft van de tijd. De gewone dwergvleermuis is op grondhoogte de meest talrijke soort maar brengt maar een tiende deel van de tijd op grotere hoogte door. Vleermuissoorten die het grootste deel van de tijd op grotere hoogte doorbrengen zouden tijdens onderzoek op grondhoogte over het hoofd gezien kunnen worden. Bij de Nederlandse soorten is het risico hierop het grootst bij de tweekleurige vleermuis die 90% van de tijd op grotere hoogte doorbrengt. Deze soort kent echter in open landschap een hoge detectiekans (70 m in open landschap en 50 m in halfopen landschap: Barataud 2015) zodat deze soort toch nauwelijks kan worden gemist.

Tabel A: soortspecifieke detectieafstand en tijdsaandeel dat bij foerageren binnen rotorbereik wordt doorgebracht.

Soort	Detectieafstand (m) (Barataud 2015)	Tijdsaandeel binnen rotorbereik (fractie) (Roemer <i>et al.</i> 2017)
kleine <i>Myotis</i> (o.a. franjestaart, water- en meervleermuis)	15	0.003
gewone grootvleermuis	23	0.005
gewone dwergvleermuis	35	0.113
ruige dwergvleermuis	35	0.267
laatvlieger	40	0.127
rosse vleermuis	100	0.427
bosvleermuis	70	0.664
tweekleurige vleermuis	70	0.903



Bepaling en beoordeling van effecten

Het effect van additionele sterfte

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

Effecten op gunstige staat van instandhouding

Bepaling en beoordeling van effecten van sterfte op de gunstige staat van instandhouding (GSI) van strikt beschermde habitatrichtlijnsoorten vindt idealiter plaats op het niveau van de lokale populatie. In navolging van het EU Gidsdocument over de toepassing van de Habitatrichtlijn (Europese Commissie 2007) wordt een populatie hier beschouwd als een groep van ruimtelijk gescheiden populaties van dezelfde soort in hetzelfde gebied in dezelfde tijdsperiode die (mogelijk) onderling contact hebben (metapopulaties).

Bij vleermuizen is het bepalen van de lokale populatiegrootte om diverse redenen zeer moeilijk. Bij migrerende soorten varieert het aantal dieren dat zich in een gebied bevindt sterk door het jaar heen. Daarnaast leven de meeste vleermuissoorten in netwerkpopulaties zonder duidelijke ruimtelijke begrenzingen. Ook bij soorten die niet migreren, verplaatsen dieren zich regelmatig tussen verblijfplaatsen. Hierdoor is de lokale populatie zeer moeilijk te begrenzen en is de grootte daarmee moeilijk te bepalen. Het meest effectief lijkt het om uit te gaan van een minimaal aantal dieren waaruit de lokale populatie kan bestaan en vervolgens te redeneren wat het effect is op de lokale populatie. Omdat vrijwel alle Nederlandse vleermuissoorten in een netwerkpopulatie leven, is de grootte van deze netwerkpopulatie (c.q. metapopulatie) bepalend voor de grootte van de lokale populatie. De afstanden die door vleermuizen regelmatig overbrugd worden (bijvoorbeeld in de nazomer wanneer veel soorten paarplaatsen opzoeken) zijn bruikbaar voor het afbakenen van het gebied dat nog tot de lokale populatie gerekend kan worden. Dieren die dezelfde paargebieden delen hebben namelijk een gemeenschappelijke genenpool. Het gebied van een netwerkpopulatie is de kleinste geografische eenheid waarop een populatie zinvol gedefinieerd kan worden. Het kan aanzienlijk groter zijn dan dat van een lokale kraamgroep. De vrouwtjes van een kraamgroep hebben in de kraamtijd namelijk een beperkte *home range* omdat ze regelmatig terug moeten keren naar hun verblijfplaats om de jongen te zogen.

Hoe groot het gebied is waaruit de dieren samen komen (oftewel de lokale populatie volgens een netwerkstructuur) is niet met zekerheid bekend. Bij de gewone dwergvleermuis is bekend dat afstanden van 50 km regelmatig overbrugd worden (zie tekstkader). Afhankelijk van bijvoorbeeld de 'connectiviteit' van landschapselementen, waarlangs vleermuizen zich verplaatsen, zal dit in de ene richting vanuit een verblijfplaats groter of kleiner kunnen zijn dan in een andere richting, zodat gemiddeld sprake kan zijn van een kleinere afstand waarbinnen uitwisseling tussen verschillende verblijfplaatsen plaatsvindt. In open landschappen in Nederland, waar de connectiviteit tussen



verschillende verblijfplaatsen mogelijk lager is dan de in het tekstkader genoemde studies uit Duitsland, kan het totale gebied kleiner zijn. *Worst case* wordt daarom als ondergrens een cirkelvormig gebied met een straal van 30 km gehanteerd.

Op basis van de gerapporteerde Nederlandse populatiegrootte en het oppervlak van Nederland (minus de grote wateren / zee) kan de populatiedichtheid worden bepaald (zie tabel B). De lokale populatiegrootte wordt bepaald door een *catchment area* te hanteren met een straal van 30 km.

Kader

Zoals ook bij andere Europese vleermuizen het geval is, krijgen gewone dwergvleermuizen hun jongen in kraamgroepen van 50 tot meer dan 100 (soms zelfs oplopend tot 250) vrouwtjes (Dietz *et al.* 2011). Simon *et al.* (2004) vonden gemiddeld 88 vrouwtjes per kraamgroep. Genetisch gezien zijn kraamgroepen lokaal met elkaar verbonden in een netwerkstructuur via uitwisseling van vrouwtjes (Simon *et al.* 2004), dispersie van jonge dieren en uitwisseling in de overwinterings- / paarverblijven. Volgens ringonderzoek zijn de populaties in Midden-Europa gestructureerd rond grote overwinteringsverblijven. Afhankelijk van bijvoorbeeld de connectiviteit van landschapselementen waarlangs de vleermuizen zich verplaatsen, zijn deze dieren afkomstig uit een gebied (de *catchment area*) tot circa 50 kilometer van deze verblijven (Simon *et al.* 2004, Dietz *et al.* 2011). Deze afstand kan dus in de ene richting vanuit een verblijfplaats groter of kleiner zijn dan in een andere richting, zodat gemiddeld sprake kan zijn van een kleinere afstand waarbinnen uitwisseling tussen verschillende verblijfplaatsen plaatsvindt. Simon *et al.* (2004) vonden geen toename in de genetische verschillen tussen groepen gewone dwergvleermuizen tot op een afstand van ca. 40 kilometer (maar grotere afstanden werden niet onderzocht). Dat wijst er op dat tenminste op deze schaal er regelmatige genetische uitwisseling plaatsvindt, en dat deze vleermuizen dus tot één lokale deelpopulatie moeten worden gerekend. Aangenomen wordt dat deze populatiestructuur ook in Nederland bestaat, ook al omdat vanwege de openheid van het Nederlandse landschap de connectiviteit tussen verschillende verblijfplaatsen mogelijk lager is dan de Duitse voorbeelden van Simon *et al.* (2004) en Dietz *et al.* (2011). Ook in Nederland zijn grote (massa-)overwinteringsverblijven bekend, zoals in Utrecht, Fort Honswijk en Tilburg. Deze liggen hemelsbreed ca. 13 km en ca. 44 km uiteen. Om deze reden wordt de lokale populatie tot op het niveau van massa-overwinteringsverblijven annex zwerm- en voortplantingsplaatsen beschouwd.

Tabel B: Schattingen en soorteigenschappen van vier vleermuissoorten in Nederland. Populatiegrootte op basis van European Topic Centre on Biological Diversity (2018). Gemiddelde dichtheid in Nederland op basis van een gemiddelde verspreiding over een landoppervlak van 33.893 km².

Soort	Populatiegrootte	Dichtheid	Jaarlijkse sterfte
gewone dwergvleermuis	300.000	9	20% (Sendor & Simon 2003)
ruige dwergvleermuis	100.000	3	33% (Schmidt 1994)
laatvlieger	25.000	0,7	16% (Chauvenet <i>et al.</i> 2014)
rosse vleermuis	6.000	0,2	44% (Heise & Blohm 2003)



Effectbeoordeling voor populaties

Er is nog weinig bekend over effecten van aantallen aanvaringsslachtoffers op populatieniveau. Bij enkele slachtoffers per turbine per jaar kan het totaal aantal (geschatte) slachtoffers bij grote windparken aanzienlijk oplopen. Bij effectbeoordelingen is bij zowel vogels als vleermuizen het gebruik van het 1% mortaliteitscriterium gangbaar¹¹. Hierbij wordt uitgegaan van een drempelwaarde van 1% van de natuurlijke sterfte. Indien het aantal slachtoffers onder deze waarde blijft zijn effecten op populatieniveau op voorhand uit te sluiten. Vleermuissoorten die vaak als slachtoffer worden aangetroffen in windparken zijn soorten met een relatief hoge natuurlijke sterfte. De migrerende soorten ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis hebben in vergelijking met andere vleermuissoorten een korte levensduur maar brengen gemiddeld genomen meer jongen per jaar groot. Dit is een logische strategie voor deze soorten die tijdens hun lange afstandsmigratie een grotere sterftekans hebben. Ruige dwergvleermuizen en een flink deel van de rosse vleermuizen die slachtoffer worden in windparken komen uit het noordoosten van Europa (Voigt *et al.* 2012, Lehnert *et al.* 2014). Populatie-effecten zijn met name bij ruige dwergvleermuis waarschijnlijk niet direct waarneembaar in Nederland.

Maatregelen

Er bestaan vleermuisvriendelijke algoritmen waarmee het aantal slachtoffers tot 80-90 % omlaag gebracht kan worden met een bijbehorend verlies aan energieopbrengst van minder dan 1% (Lagrange *et al.* 2013). De algoritmen maken gebruik van het gegeven dat vleermuizen vrijwel alleen bij lage windsnelheid (op gondelhoogte) in windparken voorkomen. Gedurende de omstandigheden waarin de kans op slachtoffers het hoogst is (hoge temperatuur, zomer, nacht) wordt de startwindsnelheid verhoogd en ervoor gezorgd dat de rotorbladen langzaam draaien (< 1 rpm) of stilstaan. Voor de startwindsnelheid van een windturbine kan een vaste waarde worden ingesteld (vaak 5 m/s). In Canada en de V.S. heeft dit geleid tot een reductie van 60-80 % van het aantal slachtoffers met een bijbehorend verlies aan energieopbrengst van 2% (Arnett *et al.* 2009, Baerwald *et al.* 2009). Andere methodes die gebruik maken van een variabele startwindsnelheid aangestuurd door de tijd van de nacht en temperatuur zijn effectiever (Lagrange *et al.* 2013). In Duitsland is een algoritme ontwikkeld waarmee het aantal slachtoffers gereduceerd kan worden tot een vooraf gekozen waarde (bijvoorbeeld 1 slachtoffer/turbine/jaar; Brinkmann *et al.* 2011). De beste resultaten worden bereikt wanneer het algoritme gebaseerd is op de gemeten activiteit van vleermuizen in het windpark zelf.

Er zijn diverse andere methodes uitgetest om het aantal slachtoffers te verlagen (*acoustic deterrent*, radar, de kleur en textuur van een windturbine veranderen; Horn *et al.* 2008, Nicholls & Racey 2009, Long *et al.* 2010). De meeste van deze methodes zijn niet effectief gebleken om het aantal slachtoffers te verlagen. Het verjagen van vleermuizen door middel van geluid (*acoustic deterrent*) is bij veel soorten effectief (tot 50% reductie) maar kan andere soorten (*Eastern red bat*) juist aantrekken en heeft daarbij juist een verhoging van het aantal slachtoffers veroorzaakt (Hein 2018).

¹¹ Uitspraak Europese Hof m.b.t. criterium ORNIS-comité HvJ EG 9 december 2004, zaak C-79/03, Commissie / Spanje; uitspraak van de ABRS in zaak 201107460/1/R1 m.b.t. vleermuizen.



Literatuur

- Amorim, F., H. Rebelo & L. Rodrigues, 2012. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. *Acta Chiropterologica* 14: 439-457.
- Arnett, E.B., W.K. Brown, W.P. Erickson, J.K. Fiedler, B.L. Hamilton, T.H. Henry, A. Jain, G.D. Johnson, J. Kerns, R.R. Koford, C.P. Nicholson, T.J. O'Connell, M.D. Piorkowski & R.D. Tankersley Jr., 2007. Patterns of bat fatalities at wind farms in North America. *J. Wildl. Manage.* 72: 61-78.
- Arnett, E.B., M. Shirmacher, M. Huso & J.P. Hayes, 2009. Effectiveness of changing wind turbine cut-in speed to reduce bat fatalities at wind facilities. Annual report to the bats and wind energy cooperative. Bat Conservation International Austin, TX, USA.
http://www.batsandwind.org/pdf/Curtailment_2008_Final_Report.pdf
- Bach, L. & P. Bach, 2009. Fledermausaktivität in und über einem Wald am Beispiel eines Naturwaldes bei Rotenburg/Wumme (Niedersachsen). Vortrag Fachtagung Fledermausschutz im Zulassungsverfahren für Windenergieanlagen, Berlin, 30.3.2009. Landesvertretung Brandenburgs beim Bund, Berlin.
- Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Klug & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Curr. Biol.* 18: 695-696.
- Baerwald, E.F., J. Edworthy, M. Holder & R.M.R. Barclay, 2009. A large scale mitigation experiment to reduce bat fatalities at wind energy facilities. *J. Wildl. Manage.* 73: 1077-1081.
- Barataud, M. 2015. Acoustic ecology of European bats. Species identification, study of their habitats and foraging behaviour. Biotope, Mèze / Museum national d'Histoire naturelle, Paris.
- Boonman, M., D. Beuker, M. Japink, K.D. van Straalen, M. van der Valk & R.G. Verbeek, 2011. Vleermuizen bij windpark Sabinapolder in 2010. Rapport 10-247. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Boonman, M., H.J.G.A. Limpens, M.J.J. La Haye, M. van der Valk & J.C. Hartman, 2013. Protocollen vleermuisonderzoek bij windturbines. Rapport 2013.28. Zoogdiervereeniging / Bureau Waardenburg, Nijmegen / Culemborg.
- Boonman, M., M.P. Collier & M.J.M. Poot, 2014. Cumulative effects of offshore wind farms in the Southern North Sea on bats. Notitie 14-408/14.07021/MarPo Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Brinkmann, R. & H. Schauer-Weissahn 2006. Survey of possible operational impacts on bats by wind facilities in Southern Germany. Final report submitted by the Administrative District of Freiburg, Department of Conservation and Landscape management and supported by the foundation Naturschutzfonds Baden-Württemberg. Brinkmann Ecological Consultancy, Gundelfingen/Freiburg, Germany.
- Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich, 2011. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen, volume 4. Umwelt und Raum. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Chauvenet, A.L.M., A.M. Hutson, G.C. Smith & J.N. Aegerter, 2014. Demographic variation in the U.K. Serotine bat: filling gaps in knowledge for management. *Ecol. Evol.* 4: 3820-3829.
- Cryan, P.M., P.M. Gorresen, C.D. Hein, M.R. Schirmacher, R.H. Diehl, M.M. Huso, D.T.S. Hayman, P.D. Fricker, F.J. Bonaccorso, D.H. Johnson, K. Heist & D.C. Dalton, 2014. Behavior of bats at wind turbines. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111: 15126-15131.
- Dietz, C., O. von Helversen & D. Nill 2011. Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. Kosmos Naturführer, Stuttgart.



- Dürr, T., 2020. Fledermausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg. Stand 7. Januar 2020. www.lugv.brandenburg.de/media_fast/4055/wka_fmaus_de.xls.
- Eurobats Advisory Committee, 2005. 10th Meeting of the Advisory Committee. Report of the intersessional working group on wind turbines and bat populations. Eurobats Secretariat, Bonn, Deutschland.
- European Topic Centre on Biological Diversity, 2018. Report on Article 17 of the Habitats Directive. <http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/>. Geraadpleegd in 2018.
- Europese Commissie, 2007. Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43/EEC.
- Grodsky, S.M., M.J. Behr, A. Gendler, D. Brake, B.D. Dieterle, R.J. Rudd & N.L. Walrath, 2011. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *J. Mammal.* 92: 917-925.
- Hein, C.D. 2018. Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent in reducing bat fatalities at wind energy facilities. Research on bat detection and deterrence technologies. NWCC Webinar 14 March 2018.
- Hein, C.D., J. Gruver & E.B. Arnett, 2013. Relating pre-construction bat activity and post-construction bat fatality to predict risk at wind energy facilities: a synthesis. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International, Austin, TX, USA.
- Heise, G. & T. Blohm, 2003. Zur Altersstruktur weiblicher Abendsegler (*Nyctalus noctula*) in der Uckermark. *Nyctalus* (N.F.) 9: 3-13.
- Heist, K., 2014. Assessing bat and bird fatality risk at wind farm sites using acoustic detectors. Dissertation. University of Minnesota, Saint Paul, MN, USA.
- Horn, J.W., E.B. Arnett, M. Jensen & T.H. Kunz, 2008. Testing the effectiveness of an experimental acoustic bat deterrent at the Maple Ridge wind farm. Report to the bats and wind energy cooperative. Bat Conservation International Austin, TX. <http://www.batsandwind.org/wp-content/uploads/2007ThermalImagingFinalReport-1.pdf>
- Korner-Nievergelt, F., R. Brinkmann, I. Niemann & O. Behr, 2013. Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PLoS One* 8(7): e67997.
- Lagrange, H., P. Rico, Y. Bas, A.-L. Ughetto, F. Melki & C. Kerbiriou, 2013. Mitigating bat fatalities from wind-power plants through targeted curtailment: results from 4 years of testing CHIROTECH®. Book of abstracts CWE, Stockholm.
- Lehnert, L.S., S. Kramer-Schadt, S. Schönborn, O. Lindecke, I. Niemann & C.C. Voigt, 2014. Wind farm facilities in Germany kill Noctule Bats from near and far. *PLoS One* 9(8): e103106.
- Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Dirksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Wind turbines and bats in the Netherlands - measuring and predicting. Rapport 2013.12, Zoogdierverseniging & Bureau Waardenburg.
- Long, C.V., J.A. Flint & P.A. Lepper, 2010. Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? *Eur. J. Wildl. Res.* 57: 323-331.
- Nicholls, B. & P.A. Racey, 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.
- Roemer C., T. Disca, A. Coulon & Y. Bas, 2017. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. *Biol. Conserv.* 215: 116-122.



- Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica* 12: 261-274.
- Rydell, J., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010b. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? *Eur. J. Wildl. Res.* 56: 823-827.
- Schmidt, A., 1994. Phanologisches Verhalten und Populationseigenschaften der
Rauhautfledermaus *Pipistrellus nathusii* in Ostbrandenburg. *Nyctalus (N.F.)* 5: 77-100.
- Sendor T. & M. Simon, 2003. Population dynamics of the pipistrelle bat: effects of sex, age and winter weather on seasonal survival. *J. Anim. Ecol.* 72: 308-320.
- Simon, M., S. Huttenbugel & J. Smit-Viergutz, 2004. Ecology and conservation of bats in villages and towns. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft* 77.
- Suba, J., 2014. Migrating Nathusius's pipistrelles *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera: Vespertilionidae) optimise flight speed and maintain acoustic contact with the ground. *Environ. Exp. Biol.* 12: 7-14.
- Voigt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Niemann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: a plea for international conservation. *Biol. Conserv.* 153: 80-86.



Bijlage V Effecten van luchtvaartverlichting windturbines op vogels en vleermuizen

Vogels en verlichting

Inleiding

Vogels gebruiken verschillende natuurlijke fenomenen om zich tijdens de voorjaars- en najaarstrek te oriënteren en om te navigeren (zie voor overzicht Alerstam 1990, Berthold 1998): de sterrenhemel, het aardmagnetisch veld en zonsopkomst en zonsondergang in relatie tot daglengte. Verlichting ten behoeve van de luchtvaart zou kunnen interfereren met waarnemingen door vogels van de sterrenhemel en zo tot desoriëntatie kunnen leiden. Uit de literatuur zijn incidenten bekend waarbij rond verlichte objecten grote aantal slachtoffers onder vogels vallen. Deze onderzoeken kunnen worden gebruikt om het mogelijke risico voor vogels van luchtvaartverlichting op windturbines te duiden.

Waargenomen effecten

Uit de eerste helft van de twintigste eeuw zijn uit Europa (ook Nederland) verschillende nachten bekend waarin grote aantallen vogels zich dood vlogen tegen vuurtorens (Verheijen 1980, 1981). De kans op dergelijke incidenten is het grootst tijdens maanloze nachten (rond nieuwe maan). Door aanpassingen in de verlichting (afscherming tot begrensde bundel, plaatsen rekken rond de top (rustmogelijkheid) en bijlichten vanaf de grond) komen dergelijke incidenten in Nederland niet meer voor.

In de jaren negentig is aan het licht gekomen dat fel verlichte boorplatforms op de Noordzee tijdens donkere nachten grote aantallen trekvogels kunnen aantrekken en desoriënteren die vervolgens rondom het platform rondjes blijven vliegen (en door uitputting uiteindelijk in zee kunnen belanden) (Van de Laar 2007). Vervolgens is door gerichte experimenten aangetoond dat wanneer de verlichting wordt gedempt en wit licht wordt vervangen door groen licht, trekkende vogels boven de Noordzee niet meer worden gevangen door de platformverlichting (Poot *et al.* 2008).

Uit de Verenigde Staten is een groot aantal incidenten rond hoge zendmasten (TV) bekend waarbij tijdens één nacht grote aantallen slachtoffers onder trekkende vogels vallen (overzichten in Hebert *et al.* 1995, Trapp 1998). Deze masten variëren in hoogte tussen 100 en 600 m en zijn gemarkeerd door luchtvaartverlichting (rood). De aantallen slachtoffers variëren van enkele tot vele duizenden vogels. Uit Europa zijn geen opgaven van nachten met substantiële aantallen slachtoffers rond zendmasten bekend (samenvatting van alle gegevens te vinden in Lensink & Dirksen 1998). Experimenteel is vervolgens aangetoond dat desoriëntatie onder vogels optreedt bij lichtsterktes boven 30kW; dit is vergelijkbaar met 36.000 candela of meer. Nachtverlichting op windturbines heeft in het algemeen slechts een sterkte van 2.000 candela (topverlichting) of 50 candela (mastverlichting).



De meest voorkomende soorten in de lijsten met slachtoffers behoren tot de ‘Amerikaanse zangers’ en minder tot de ‘vireo’s’ en ‘Amerikaanse lijsters’. Deze drie groepen specifiek in de nacht trekkende vogelsoorten komen in Europa niet voor. Van eenden, ganzen en zwanen, die ook massaal ’s nachts kunnen trekken, zijn veel minder slachtoffers vastgesteld. Enerzijds lijkt dit een gevolg van de talrijkheid van de verschillende soorten in de lucht (dichtheid) in de VS, anderzijds is een verband met een mogelijk verschil in gebruikte oriëntatiemechanismen niet uitgesloten. Dit laatste zou kunnen verklaren waarom uit Europa (waar de drie eerdergenoemde families ontbreken) geen nachten met grote aantallen slachtoffers bekend zijn.

Een analyse van de nachten met grote aantallen slachtoffers (in de VS) leert dat deze samenvallen met gunstige omstandigheden voor het ondernemen van een trekvlucht in het gebied van herkomst waarbij de stroom vogels in de loop van de nacht een front ontmoet en vermoedelijk lager (onder de wolken) gaat vliegen. De meest waarschijnlijke hypothese is dat deze vogels zich dan door de luchtvaartverlichting laten misleiden en rond de zendmast blijven vliegen en verongelukken door aan aanvaring met een tuidraad. Ook hier geldt dat de grootste kans op aanvaringen gedurende donkere maanloze nachten is. Voorts komt uit de analyse bovendien dat slachtoffers vooral worden gevonden onder zendmasten die hoger dan 200 m zijn. Rond de eeuwwisseling heeft gericht onderzoek laten zien dat witte luchtvaartverlichting op zendmasten nauwelijks tot desoriëntatie leidt (Gauthreaux 1999).

Vleermuizen en verlichting

Inleiding

Er zijn twee typen reacties van vleermuizen op verlichting denkbaar:

- aantrekking;
- verstoring.

Het is mogelijk dat lichten insecten aantrekken, die als prooidieren voor vleermuizen aantrekkelijk zijn (Limpens *et al.* 2007). Het is ook mogelijk dat de (knipperende) lichten ultrasone geluiden produceren, die vleermuizen aantrekken (Arnett *et al.* 2008). Aantrekking zou kunnen leiden tot een hoger aantal vleermuisslachtoffers onder vleermuizen.

Het is evengoed mogelijk dat vleermuizen worden afgestoten door de verlichting van windturbines, aangezien veel soorten vleermuizen geacht worden lichtschuw te zijn (Limpens *et al.* 1997, Kuijper *et al.* 2008). Ook ultrasone geluiden kunnen verstorend zijn (Arnett *et al.* 2008). Afstoting dan wel verstoring zou kunnen leiden tot een lager aantal vleermuisslachtoffers maar ook tot verlies van foerageergebied en/of barrière-werking.

Waargenomen effecten

Bij Amerikaans onderzoek is gezocht naar verschillen in aantallen vleermuisslachtoffers tussen windturbines zonder verlichting en turbines met knipperende witte, knipperende rode en continu rode verlichting. De verlichting was “*aviation lighting*”, dus verlichting



vanwege de vliegveiligheid. Daarbij werden geen statistisch significante verschillen gevonden in aantallen slachtoffers (Arnett *et al.* 2005, Arnett *et al.* 2008, GAO, 2005, Johnson *et al.* 2003, Winkelman *et al.* 2008). De auteurs geven zekerheidshalve aan dat continue witte verlichting niet is onderzocht. Er zijn geen aanwijzingen, dat een dergelijke verlichting wel van invloed zou zijn op de aantallen gedode vleermuizen dan wel het aanvaringsrisico van vleermuizen (Kunz *et al.* 2007a, b). Eurobats (Rodrigues *et al.* 2008) beveelt overigens wel aan hier nader onderzoek naar te doen. De conclusie die hieruit getrokken kan worden is dat navigatieverlichting geen effect heeft op het aanvaringsrisico van vleermuizen. Er zijn ons geen Europese onderzoeken bekend waarin het effect van verlichting op het aanvaringsrisico van navigatieverlichting is onderzocht. Er zijn ons evenmin redenen bekend waarom de conclusie van het Amerikaanse onderzoek niet overgenomen zou kunnen worden.

Voor verlichting op betonning ten behoeve van de veiligheid van de scheepvaart geldt hetzelfde als voor verlichting ten behoeve van het vliegverkeer: deze zou kunnen aantrekken of afstoten. Hierbij geldt wel steeds dat scheepvaartverlichting zich juist boven de waterspiegel bevindt. Bij aantrekking blijven vleermuizen dan nog steeds weg uit het vlak van de rotor. Bij afstoten blijven de dieren op grotere afstand van de opstelling. Daarnaast is scheepvaartverlichting alleen relevant voor soorten die boven groot open water kunnen foerageren, zoals watervleermuis en meervleermuis.

Overige verlichting

Winkelman *et al.* (2008) wijzen nog op de mogelijke effecten van verlichting van windturbines, anders dan navigatieverlichting, zoals verlichting op gebouwen of langs onderhoudswegen. Deze verlichting zou geminimaliseerd moeten worden, om effecten op vleermuizen te minimaliseren. Hiermee zou mogelijk het risico voor vleermuizen verminderd kunnen worden, omdat verschillende soorten (waaronder de risicosoorten rosse vleermuis, ruige dwergvleermuis en gewone dwergvleermuis) graag bij kunstmatige verlichting foerageren omdat deze insecten kan aantrekken.

Conclusies ten aanzien van luchtvaartverlichting op windturbines

De luchtvaartverlichting wordt op windturbines meestal bovenop de as (topverlichting, deze is naar beneden toe afgeschermd) geplaatst, en aan de mast (mastverlichting).

De sterkte van de verlichting op de masten is vele malen zwakker dan die van een vuurtoren of een platform op zee (cf. Poot *et al.* 2008). Een risico zoals voorheen voor vuurtorens of platforms gold, is derhalve niet aan de orde. De masten zullen door hun relatief zwakke verlichting niet als een heldere ster functioneren die op tientallen kilometers afstand zichtbaar is in een verder donkere omgeving. Door Bruinzeel & Van Belle (2009) is voor grote goed verlichte platforms een effectafstand bij zeer goed zicht van 4.500 m becijferd en bij zeer slecht zicht van enkele honderden meters. Daarnaast zijn in de omgeving van de masten meestal nog vele verlichtingsbronnen langs wegen, op boerderijen en enkele bewoningskernen aanwezig, waardoor de focus op de masten wegvalt.



De verlichting op windturbines wordt aangebracht op een hoogte waarop ook uit de Verenigde Staten geen gevallen van massale incidenten met vogelslachtoffers bekend zijn. De kans op desoriëntatie van trekkende vogels door de verlichting aan de turbine, waardoor de vogels slachtoffer worden van een aanvaring met de draaiende rotor, wordt minimaal geacht. De luchtvaartverlichting op windturbines heeft derhalve geen effect op vogels.

Uit de beschikbare onderzoeken en kennis komt naar voren dat luchtvaartverlichting op windturbines niet leidt tot extra risico's voor vleermuizen.

De conclusie is dat de aanwezigheid van verlichting op moderne windturbines geen negatieve effecten op vogels en vleermuizen teweegbrengt.

Literatuur

- Alerstam T. 1990. Bird migration. Cambridge University Press, Cambridge.
- Arnett E.B., W.P. Erickson, J.W. Horn & J. Kerns 2005. Relationships between Bats and Wind Turbines in Pennsylvania and West Virginia: An Assessment of Fatality Search Protocols, Patterns of Fatality, and Behavioral Interactions with Wind Turbines A Summary of Findings from the Bats and Wind Energy Cooperative's 2004 Field Season. Bats and Wind Energy Cooperative (BWEC), Austin.
- Arnett E.B., W. K. Brown, W. P. Erickson, J. K. Fiedler, B. L. Hamilton, T. H. Henry, A. Jain, G. D. Johnson, J. Kerns, R. R. Koford, C. P. Nicholson, T. J. O'Connell, M. D. Piorkowski & R. D. Tankersley 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North-America. *Journal of Wildlife Management* 72(1): 61-78.
- Berthold P. (ed.) 1993. Orientation and navigation in birds. Birkhausen Verlag, Basel.
- Bruinzeel L.W. & J. van Belle 2010. Additional research on the impact of conventional illumination of offshore platforms in the North Sea on migratory bird populations. Report 1439, Altenburg & Wymenga bv, Veenwouden.
- GAO (United States Government Accountability Office), 2005. WIND POWER Impacts on Wildlife and Government Responsibilities for Regulating Development and Protecting Wildlife. Report to Congressional Requesters. Rapportnr. GAO05-906. GAO, Washington, D.C.
- Gauthreaux S. jr. 1999. Presentation Cornell University september 1999. Windturbines and avian collision, Cornell, Ithaca, USA.
- Hartman J.C., F. van Vliet & K.L. Krijgsveld 2012. Natuurtoets opschaling Windpark Wagendorp, Gemeente Hollands Kroon; Oriëntatiefase in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 en quick scan in het kader van de Flora- en faunawet. Rapport 12-123, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Hebert E., E. Reese & L. Mark. 1995. Avian collision and electrocution: an annotated bibliography. Report P700-95-001, California Energy Commission.
- Horn J.W., E.B. Arnett & T.H. Kunz 2008. Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *Journal of Wildlife Management* 72(1): 123-132.
- Johnson G. D., W. P. Erickson, M. D. Strickland, M. F. Shepherd, D. A. Shepherd, and S. A. Sarappo 2003. Mortality of bats at a large-scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota. *American Midland Naturalist* 150: 332-342.



- Kunz T.H., E.B. Arnett & W.P. Erickson 2007a. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research, needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and Environment* 5(6): 315-324.
- Kunz T.H., E.B. Arnett, W.P. Erickson, A.R. Hoar, G.D. Johnson, R.P. Larkin, M.D. Strickland, R.W. Thresher & M.D. Tuttle 2007b. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5 (6): 315–324.
- Kuijper D.P.J., J. Schut, D. van Dullemen, H. Toorman, N. Goossens, J. Ouweland & H.J.G.A. Limpens 2008. Experimental evidence of light disturbance along the commuting routes of pond bats (*Myotis dasycneme*) *Lutra* 51 (1): 37-49.
- Lensink, R. & M. van der Valk 2013. Effecten van luchtvaartverlichting aan windturbines op vogels en vleermuizen. Notitie in project 12-278. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Lensink R. & S. Dirksen 1998. Hoge zendmasten en het aanvaringsrisico voor vogels. Notitie project 98-072, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Limpens H., H. Huitema & J. Dekker 2007. Vleermuizen en windenergie. Analyse van effecten en verplichtingen in het spanningsveld tussen vleermuizen en windenergie, vanuit de ecologische en wettelijke invalshoek. VZZ rapport 2006.50. Zoogdierverseniging VZZ, Arnhem.
- Poot H., B.J. Ens, H. de Vries, M.A.H. Donners, M.R. Wernand & J.M. Marquenie 2008. Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology & Society* 13(2): 47 online www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art47.
- Rodrigues, L., L. Bach, M.-J. Dubourg-Savage, J. Goodwin & C. Harbusch (2008). Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. EUROBATs Publication Series No. 3 (English version). UNEP/EUROBATs Secretariat, Bonn.
- Trapp J. 1998. Bird kills at towers and other man-made structures: an annotated partial bibliography (1960-1998). Report, U.S. Fish and Wildlife Service, Virginia.
- Van de Laar F.J.T. 2007. Green light to birds; investigation into the effect of bird-friendly lighting. Report NAM locatie L15-FA-1 . NAM Assen, The Netherlands.
- Verheijen F.J. 1978. Orientation based on directivity, a directional parameter of the animals radiant environment. In K. Schmidt-Koenig & W.T. Keeton (eds.). *Animal migration navigation and homing*, pp. 431-440. Springer Verlag, Berlin.
- Verheijen F.J. 1980. The moon: a neglected factor in studies on collision of nocturnal migrant birds with tall lighted structures and with aircraft. *Vogelwarte* 30: 305-320.
- Verheijen F.J. 1981. Bird kills at tall lighted structures in the USA in the period 1935-1973 and kills at a Dutch lighthouse in the period 1924-28 show similar lunar periodicity. *Ardea* 69: 199-203
- Winkelman J.E., F.H. Kistenkas & M.J. Epe 2008. Ecologische en natuurbeschermings-rechtelijke aspecten van windturbines op land. Alterra-rapport 1780. Alterra, Wageningen.



Bijlage VI Flux-Collision Model

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 door veldonderzoek naar flux en aanvaringsslachtoffers in een ander al bestaand 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:

$$c = b * h * (1 - a_macro) * h_cor * (r/r_ref) * (e/e_ref) * p_cor * p$$

Waarin:

c	=	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 het aandeel vogels op rotorhoogte tussen het te beoordelen windpark en het referentiewindpark
r	=	fractie van het vlak waarin de rotoren draaien, dat bedekt wordt door de rotor (berekend voor 1 turbine)
r_ref	=	fractie van het vlak waarin de rotoren draaien, dat bedekt wordt door de rotor in het referentiewindpark (berekend voor 1 turbine)
e	=	gemiddeld aantal turbines dat per passage van het windpark gepasseerd wordt
e_ref	=	gemiddeld aantal turbines dat per passage van het referentiewindpark gepasseerd wordt
p_cor	=	correctie van de aanvaringskans voor het verschil in het formaat van de rotor (en daaraan gerelateerde rotorsnelheid en breedte van de rotorbladen) tussen het referentiewindpark en het te beoordelen windpark
p	=	aanvaringskans

b, h en a_macro

De factoren b, h en a_macro bepalen samen de vogelflux door het windpark. De vogelflux (b) betreft het totaal aantal vogels dat in een bepaalde tijdsperiode (jaar, maand, dag) over de locatie van het (geplande) windpark vliegt. Afhankelijk van de manier waarop de flux (b) is gemeten of ingeschat (zowel in het plangebied als in het referentiewindpark), wordt gebruik gemaakt van de factoren h en a_macro om de totale flux op een bepaalde locatie naar beneden bij te stellen tot de flux die daadwerkelijk door het windpark vliegt. Als de flux van vogels (b) tot op grote hoogte boven het windpark bekend is (bijvoorbeeld inclusief seizoenstrek), kan met de factor h aangegeven worden welke fractie van deze flux



(ongeveer) op turbinehoogte passeert. Vaak is de vogelflux bepaald in een (nul)situatie zonder windturbines. In een situatie met windturbines zal over het algemeen een deel van de flux uitwijken voor de turbines door om het windpark heen te vliegen. De fractie van de flux die op deze manier uitwijkt voor het windpark wordt aangegeven met de factor a_{macro} . De factoren h en a_{macro} betreffen dus altijd getallen tussen 0 en 1. In sommige gevallen heeft de flux (b) al specifiek betrekking op het windpark en is in dit getal ook al rekening gehouden met uitwijking. In dat geval kan voor h 1 en voor a_{macro} 0 ingevuld worden.

h_{cor}

De factor a_{macro} omvat geen uitwijking onder de rotoren door, want deze uitwijking is al verwerkt in de aanvaringskans omdat deze (over het algemeen) berekend is op basis van de vogelflux door het totale referentiewindpark. Wanneer echter het aandeel vogels op rotorhoogte in het te beoordelen windpark sterk afwijkt van het aandeel vogels op rotorhoogte in het referentiewindpark is het wenselijk om hiervoor te corrigeren.

Voorbeeld: In windparken met kleine turbines (waaronder sommige referentiewindparken) is de flux over het algemeen evenredig over het verticale vlak van het windpark verdeeld. In windparken met grotere turbines (waar bijvoorbeeld veel vliegbewegingen van lokale vogels plaatsvinden) kan het echter zo zijn dat relatief meer vogels onder de rotoren door vliegen dan door het vlak waar de rotoren in draaien. Wanneer er in het te beoordelen windpark relatief gezien weinig vogels door de rotoren vliegen, zal de aanvaringskans die in het referentiewindpark is vastgesteld (waar een groter aandeel van de vogels op rotorhoogte vloog) te hoog zijn en dus omlaag gecorrigeerd moeten worden.

h_{cor} wordt berekend volgens de volgende formule:

$$h_{cor} = \frac{\text{fractie van de flux op rotorhoogte}}{\text{fractie van de flux op rotorhoogte in referentiewindpark}}$$

De fractie van de flux op rotorhoogte in het te beoordelen windpark betreft het aandeel van de flux die volgt uit de berekening ($b * h * (1 - a_{macro})$). Er hoeft hier dus niet nogmaals gecorrigeerd te worden voor vogels die (hoog) over het windpark heen vliegen.

r en r_{ref}

Deze twee factoren worden op dezelfde manier berekend op basis van de configuratie en afmetingen van het te beoordelen windpark (r) en het referentiewindpark (r_{ref}). De formule is voor beide factoren als volgt:

$$r_{ref} = \frac{\text{rotoroppervlak}}{(\text{rotordiameter} * \text{gemiddelde afstand tussen turbines})}$$

e en e_{ref}

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_{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. 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_{ref} vaak berekend als de wortel van het totaal aantal turbines.

p_{cor}

Met deze factor wordt gecorrigeerd voor het verschil in rotoroppervlak (en de daaraan gerelateerde rotorsnelheid en breedte van de rotorbladen) tussen de turbines van het te beoordelen windpark en de turbines van het referentiewindpark. 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:

$$p_{cor} = 0,9785 * (O / O_{ref})^{-0,26}$$

Waarin:

O = rotoroppervlak van de windturbines van het te beoordelen windpark (m²)
O_{ref} = rotoroppervlak van de windturbines van het referentiewindpark (m²)

p

Deze factor betreft de aanvaringskans die voor de betreffende soort(groep) is vastgesteld in een referentiewindpark. Indien voor een soort(groep) meerdere aanvaringskansen beschikbaar zijn wordt met al deze aanvaringskansen het aantal aanvaringssslachtoffers berekend en wordt in de rapportage de gemiddelde uitkomst gepresenteerd. Sommige in de literatuur beschikbare aanvaringskansen zijn gebaseerd op een te beperkt onderzoek m.b.t. flux of aantallen slachtoffers, waardoor de onzekerheidsmarge te groot wordt. Deze aanvaringskansen worden door Bureau Waardenburg daarom niet gebruikt in het Flux-Collision Model. De gebruikte aanvaringskans(en) worden in de rapportage gepresenteerd.

Literatuur

Band, W., M. Madders & D.P. Whitfield, 2007. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In De Lucas, M., Janss, G. & Ferrer, M., eds. Birds and Wind Power. Barcelona., Spain: Lynx Edicions.

Troost, T., 2008. Estimating the frequency of bird collisions with wind turbines at sea. Guidelines for using the spreadsheet 'Bird collisions Deltares v1-0.xls'. Appendix to report Z4513. Deltares, Delft.



Bijlage VII Wnb-ontheffing onderbouwing vogels

Het VKA voor Windpark WAP bestaat uit vier windturbines, waardoor voor het gehele windpark de jaarlijks voorspelde sterfte 80 vogelslachtoffers bedraagt (zie §9.2.1 in natuurtoets). Dit betreft voornamelijk vogels op seizoenstrek en in beperkte mate lokale vogelsoorten met veel lokale vliegbewegingen, vooral meeuwen en ganzen. Hieronder wordt voor deze vogelsoorten aangegeven hoeveel slachtoffers per soort er tijdens de looptijd van het windpark voorzien zijn en of dit van invloed is voor de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soort.

Methodiek soortenselectie

Bij een windturbine sterven ieder jaar gemiddeld enkele tot tientallen vogels als gevolg van een aanvaring met de draaiende rotor. Deze slachtoffers behoren meestal tot verschillende vogelsoorten. Het opzettelijk doden van vogels is bij wet verboden (artikel 3.1 lid 1 Wet natuurbescherming). Voor ieder nieuw te bouwen windpark dient daarom voor de vogelsoorten waarvan sterfte in het geplande windpark voorzienbaar is, ontheffing aangevraagd te worden vanwege overtreding van deze verbodsbepaling. De lijn van de provincie Zeeland is dat sterfte voorzienbaar is als het aannemelijk is dat er tijdens de looptijd van het project een aanmerkelijke kans bestaat dat één of meer slachtoffers van de desbetreffende soort vallen (zie hieronder bij soortenlijst voor de ontheffingsaanvraag). Bij de afweging of de sterfte van een soort in het geplande windpark voorzienbaar is spelen vier factoren een belangrijke rol:

- de aanwezigheid van de soort in (de omgeving van) het plangebied;
- de functie die het plangebied voor de soort vervult;
- de omvang van het geplande windpark, en;
- de gevoeligheid van de soort voor aanvaringen met windturbines.

Met dit laatste wordt de combinatie van de morfologie (uiterlijke kenmerken) en het (vlieg)gedrag van een soort bedoeld, die van invloed is op de kans dat een vogel bij passage van een windpark of windturbine slachtoffer wordt van een aanvaring.

Vogelslachtoffers in een windpark kunnen betrekking hebben op 'lokale vogels' of op 'trekvogels', waarbij sommige soorten tot beide groepen kunnen behoren. Lokale vogels betreffen die vogels die in het plangebied broeden, overwinteren of anderszins gedurende langere tijd van het gebied gebruik maken. De trekvogels hebben geen specifieke relatie met het plangebied, maar vliegen één- of tweemaal per jaar over het plangebied wanneer zij onderweg zijn van hun broedgebieden in het noorden naar hun overwinteringsgebieden in het zuiden. Hiervoor hanteert Bureau Waardenburg de term seizoentrek om onderscheid te maken met bijvoorbeeld dagelijkse slaaptrek.

Opstellen soortenlijst voorzienbare sterfte

Voor de samenstelling van de lijst met vogelsoorten waarvoor de sterfte in een gepland windpark voorzienbaar is, maakt Bureau Waardenburg gebruik van een gestandaardiseerde selectiemethodiek. Deze methodiek houdt rekening met de hiervoor besproken vier (hoofd)factoren die van invloed zijn op het aanvaringsrisico van



vogelsoorten in het windpark en houdt tevens rekening met de twee groepen: lokale vogels en vogels op seizoenstrek. Dit onderscheid is van belang, omdat dit bepalend is voor de populatieomvang waaraan de voorziene sterfte wordt getoetst.

Stap 1: Onderscheid in vogelsoorten die redelijkerwijs als aanvaringsslachtoffer in Nederland verwacht mogen worden en soorten waarvan in geen enkel windpark in Nederland slachtoffers voorzienbaar zijn.

Deze eerste selectiestap heeft betrekking op zowel lokale vogels als vogels op seizoenstrek.

- | | |
|-------------|--|
| 1.a – Input | Nederlandse avifauna (521 soorten, per 1 januari 2019). |
| 1.b | Wegstreden van 218 soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $\leq 10x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen ¹² , zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase. |
| 1.c | Wegstreden van 32 zeldzame soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $< 100x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen ¹ , waarvan het voorkomen zeer verspreid is over Nederland en zonder dat Nederland een onderdeel vormt van een functionele jaarcyclus fase. |

Het resultaat van stap 1 is een lijst van **271 soorten** (soorten 1a (521) minus soorten 1b (218) minus soorten 1c (32)) die talrijk genoeg zijn om redelijkerwijs ergens in Nederland aanvaringsslachtoffer te kunnen worden. Dit resultaat wordt ook wel de landelijke groslijst genoemd.

Uit deze lijst met 271 vogelsoorten wordt vervolgens de soortenlijst voor het geplande windpark samengesteld. Voor ieder windpark betekent dit dat er nog een (groot) aantal soorten af zal vallen, afhankelijk van de locatie en omvang van het geplande windpark. Deze tweede en tevens laatste selectiestap bestaat uit twee delen (A en B) die samen resulteren in een lijst met soorten waarvoor geadviseerd wordt om ontheffing aan te vragen. Stap 2A heeft betrekking op de lokale vogels en stap 2B op de vogels op seizoenstrek. Sommige soorten zullen zowel na stap 2A als na stap 2B overblijven. Dat betekent dat bij deze soorten zowel onder lokale vogels als onder vogels op seizoenstrek sprake is van voorzienbare sterfte in Windpark WAP. De sterfte van deze soorten wordt daarom zowel aan de omvang van de relevante lokale populatie(s) getoetst als aan de flyway-populatie.

¹² Het aantal waarnemingen van een soort in Nederland is beschouwd als een goede afspiegeling van het daadwerkelijk voorkomen. Dus soorten met weinig waarnemingen zijn daadwerkelijk zeldzaam.



Stap 2A: Selectie van vogelsoorten waarvan aanvaringsslachtoffers onder lokale vogels in de gebruiksfase van Windpark WAP in het plangebied, voorzienbaar zijn.

- 2A.a – Input Landelijke groslijst met 271 soorten (als resultaat van stap 1).
- 2A.b Wegstrepen van soorten die de afgelopen 5 jaar niet of nauwelijks (gemiddeld ≤ 10 ex/jaar) in het plangebied aanwezig waren, omdat:
- het soorten betreft die geen binding hebben met het habitatype(n) dat in het plangebied voorkomt (bijvoorbeeld zeevogels die niet of zelden boven land aanwezig zijn), of;
 - het soorten zijn die landelijk (zeer) schaars en verspreid voorkomen en hooguit incidenteel in het plangebied verblijven.
- Soorten die in deze stap worden weggestreept, komen in zulke lage aantallen in het plangebied voor dat slachtoffers in het geplande windpark niet voorzienbaar zijn.
- 2A.c Wegstrepen van soorten die in het plangebied voorkomen, maar waarvan de kans op aanvaring zeer klein is, omdat:
- het soorten zijn die (in de broedtijd) sterk aan een specifiek habitat gebonden zijn en niet op risicovolle hoogte rondvliegen, of;
 - het soorten zijn die buiten de broedtijd weinig risicovolle vlieg-bewegingen in relatie tot windparken kennen (bijvoorbeeld soorten die vrijwel uitsluitend op lage hoogte, onder het bereik van de rotoren, vliegen).
- Voor soorten die in deze stap worden weggestreept, is de aanvaringskans dermate klein dat sterfte in het geplande windpark niet voorzienbaar is.

Resultaat van stap 2A is een lijst met 15 soorten waarvan sterfte onder lokale vogels (bijvoorbeeld broedvogels of wintervogels) gedurende de gebruiksfase van het geplande Windpark WAP voorzienbaar is.

Stap 2B: Selectie van vogelsoorten waarvan aanvaringsslachtoffers onder vogels op seizoenstrek in de gebruiksfase van Windpark WAP in het plangebied voorzienbaar zijn.

Van de vogels die in het voorjaar en najaar over Nederland trekken, is in grote lijnen bekend welke routes ze volgen. Sommige vogels trekken in een breed front over ons land, andere soorten volgen vooral de kust of vliegen juist vooral over het oosten van ons land. Ook bestaat voor de meeste soorten een grof idee van de aantallen vogels die jaarlijks over ons land trekken. Voor sommige soorten gaat het om maximaal enkele honderden exemplaren, maar voor andere soorten kan het om miljoenen vogels gaan. Om de aanpak binnen deze selectiestap verder te standaardiseren is Nederland opgedeeld in vier regio's (figuur B1). Voor ieder van deze regio's is volgens onderstaand selectie criterium (2B.b) bepaald van welke soorten bij exploitatie van een windpark in deze regio in de gebruiksfase van het windpark sterfte onder trekvogels voorzienbaar is.



2B.a – Input

Landelijke groslijst (zie resultaat stap 1).

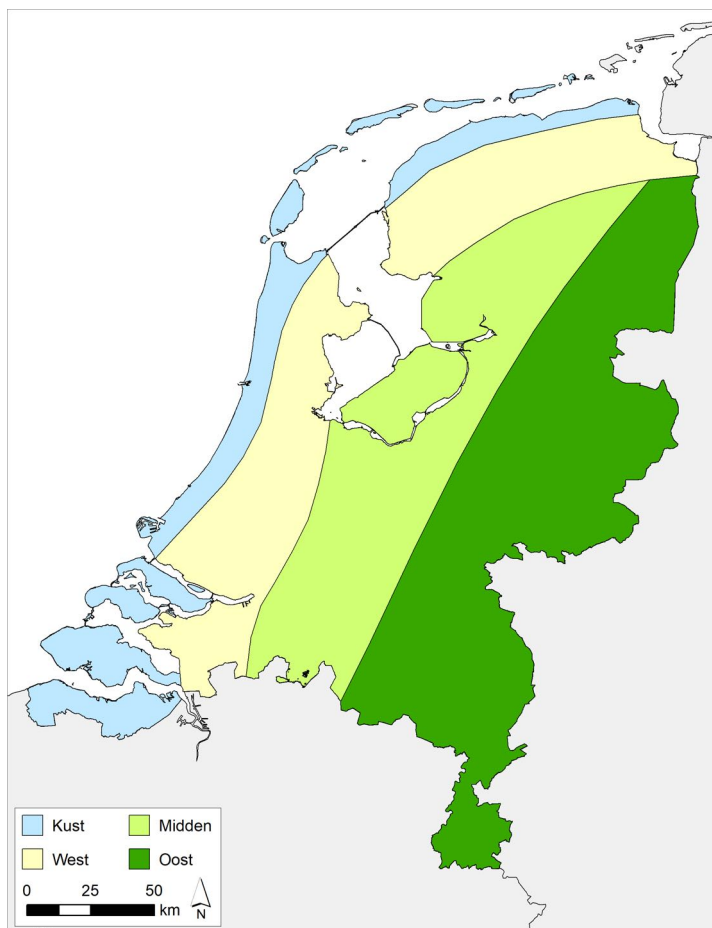
2B.b

Wegstrepen van soorten die de afgelopen 5 jaar niet of slechts in kleine aantallen (gemiddeld ≤ 1000 ex/jaar) op seizoenstrek over de desbetreffende regio gevlogen zijn, omdat:

- het soorten zijn die überhaupt niet of nauwelijks (over Nederland) trekken, of;
- het soorten zijn die hoofdzakelijk over andere delen van Nederland trekken (zie figuur 1).

Soorten die in deze stap worden weggestreept trekken in zulke lage aantallen over de regio waarin het plangebied ligt dat slachtoffers in het geplande windpark niet voorzienbaar zijn.

Het resultaat van stap 2B is een lijst met **126** soorten waarvan sterfte onder vogels op seizoenstrek gedurende de gebruiksfase van het geplande windpark in een bepaalde regio voorzienbaar is.



Figuur B1 *Indeling van Nederland in vier regio's: Kust, West, Midden en Oost. Voor iedere regio is aan de hand van selectiestap 2B een standaardlijst samengesteld met vogelsoorten waarvan sterfte in een windpark in de desbetreffende regio's onder trekkende exemplaren van die soort voorzienbaar is, omdat de soort in voldoende hoge aantallen over de regio trekt.*



Om te bepalen hoeveel exemplaren van een soort gemiddeld per jaar over de verschillende regio's vliegen is gebruik gemaakt van het boek 'Vogeltrek over Nederland' (LWVT/SOVON 2002), aangevuld met informatie van trektellen.nl (telposten voor de dagtrek en ringstations voor de nachttrek).

Inschatten van de sterfte

Voor iedere soort op de lijst wordt voor alle populaties waarvan sterfte van de desbetreffende soort wordt voorzien, een inschatting gemaakt van de omvang van de jaarlijkse sterfte in het windpark. In sommige gevallen zal voor één soort dus meerdere malen een inschatting gemaakt worden van de sterfte in het windpark, bijvoorbeeld voor de broedvogelpopulatie en de populatie op seizoenstrek. Voor een windpark in agrarisch gebied zou voor bijvoorbeeld de kievit sterfte voorzienbaar kunnen zijn voor lokale broedvogels, voor lokaal overwinterende vogels en voor vogels op seizoenstrek. In dat geval wordt voor de kievit voor alle drie de populaties waarvan slachtoffers voorzien worden een inschatting van de jaarlijkse sterfte gemaakt; waarbij het totaal aantal slachtoffers op jaarbasis over deze drie groepen wordt verdeeld.

Om eenduidigheid in de ontheffingsaanvragen te waarborgen, wordt de voorziene sterfte ingeschat in de volgende klassen: <1, 1-2, 3-6, 7-15, 16-50, 51-100, 101-300, >300 ex/jaar. Deze getallen betreffen de sterfte in het gehele windpark per hiervoor genoemde relevante populatie van die soort per jaar. Voor sommige soorten zijn mogelijk resultaten van modelberekeningen van de aantallen slachtoffers beschikbaar (zie hoofdstuk 5 in de natuurtoets). Deze resultaten helpen bij het indelen van de sterfte in de bovengenoemde klassen. Voor het inschatten van de omvang van de sterfte is de talrijkheid en verspreiding van de soort in het plangebied van belang, evenals de functie die het plangebied voor de soort vervult. Daarnaast spelen ook de omvang, configuratie en locatie van het windpark een rol.

Soortenlijst voor de ontheffingsaanvraag

De provincie Zeeland spreekt van voorzienbare sterfte als gedurende de looptijd van het project (gebruiksfase van het windpark) het optreden van één of meer slachtoffers van een soort niet met zekerheid kan worden uitgesloten. Daarom wordt geadviseerd om voor de gehele soortenlijst resulterend uit selectiestappen 1, 2A en 2B ontheffing aan te vragen, inclusief de soorten waarvoor <1 slachtoffer per jaar wordt voorzien.

Vaststellen van de betrokken populatie(s)

Voor de soorten op de lijst resulterend uit stap 2B (vogels op seizoenstrek) wordt de voorziene sterfte getoetst aan de omvang van de zogenoemde *flyway*-populatie. Dit betreft de populatie waartoe de vogels behoren die over Nederland trekken. Voor veel soorten is de precieze omvang van deze *flyway*-populatie niet bekend. In dat geval wordt een inschatting gemaakt van de minimale omvang van deze populatie, zodat met zekerheid een *worst-case* scenario wordt getoetst (omdat een bepaalde sterfte voor een kleine populatie een groter effect heeft dan voor een grote populatie).

Voor de soortenlijst als resultaat van stap 2A (lokale vogels) wordt nader bepaald aan welke populatie de voorzienbare sterfte getoetst dient te worden. Dit kan bijvoorbeeld de broedpopulatie zijn, maar ook de populatie overwinterende vogels of vogels die zich in de nazomer voorbereiden op de trek. Voor sommige soorten kan in de loop van een jaar ook sprake zijn van sterfte onder vogels uit twee populaties (bijvoorbeeld de broedpopulatie en



de winterpopulatie). Per soort wordt beoordeeld of er sprake is van een geïsoleerde, duidelijk te begrenzen lokale (broed)populatie. Wanneer dat niet het geval is wordt de sterfte getoetst aan de landelijke populatie.

Toetsen van het effect op de GSI

1%-mortaliteitsnorm

Voor alle soorten (en alle betrokken populaties per soort) dient vervolgens het effect van de voorzienbare sterfte op de gunstige staat van instandhouding (hierna: GSI) van de betrokken populatie getoetst te worden. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de 1%-mortaliteitsnorm, wat gelijk staat aan 1% van de jaarlijkse sterfte van de betrokken populatie (zie paragraaf 5.2.3 in de natuurtoets voor toelichting en werkwijze).

Aanvaringsslachtoffers vogels bij te plaatsen nieuwe windturbines

Onder **15 lokale vogelsoorten** (stap 2A) worden gedurende de looptijd van het project één of meer slachtoffers voorzien in de gebruiksfase van Windpark WAP. Voor een selectie van deze soorten (grijs gans en kokmeeuw, zie hoofdstuk 5 van de natuurtoets), waarvan bekend is dat ze een binding hebben met het plangebied, is voor het voorkeursalternatief (VKA) een ordegrrootte van het jaarlijks aantal aanvaringsslachtoffers berekend met behulp van het Flux-Collision Model. Het gaat hierbij per soort om hooguit enkele aanvaringsslachtoffers per jaar (tabel B1). Aanvullend zijn op basis van verspreidingsgegevens, gebiedskenmerken en deskundigenoordeel inschattingen gemaakt van de additionele sterfte onder andere soorten lokale vogels (tabel B2) en onder seizoenstrekkingen (tabel B3).

Broedvogelsoorten

Akkerbroedvogels

In en nabij het plangebied komen vooral algemene soorten van het agrarische gebied voor. Kievit en scholekster broeden met enkele paren in en in de omgeving van het plangebied. Deze soorten vertonen in het broedseizoen 's nachts ook baltsvluchten en hebben dan een verhoogd risico op een aanvaring met een windturbine. Vanwege het geringe aantal broedparen nabij de windturbines gaat het gedurende de looptijd van het windpark om hooguit enkele aanvaringsslachtoffers onder lokale broedvogels (deskundigenoordeel) (tabel B2).

Roofvogels

Verschillende soorten roofvogels (o.a. buizerd en bruine kiekendief) die in de ruime omgeving van het plangebied broeden, hebben een relatief grote actieradius, maar zijn met name overdag actief en worden in NW-Europa weinig gevonden als aanvaringsslachtoffer, de buizerd is daarbij nog het algemeenst als slachtoffer. Het plangebied zelf heeft weinig betekenis voor deze roofvogelsoorten en er worden dan ook voor de buizerd hooguit incidenteel (hooguit enkele vogels gedurende de looptijd van het gehele windpark) slachtoffers voorzien (tabel B2).



Kolonievogels

Alleen de kleine mantelmeeuw en kauw maken tijdens het broedseizoen regelmatig vliegbewegingen over het plangebied. Het plangebied zelf heeft weinig betekenis voor deze soorten, waardoor gedurende de looptijd van het windpark hooguit enkele aanvaringslachtoffers worden voorzien (tabel B2).

Tabel B1 *Berekend aantal aanvaringslachtoffers per jaar voor het VKA van het nieuwe Windpark WAP voor twee niet-broedvogelsoorten (zie hoofdstuk 5 voor selectie). Berekeningen zijn uitgevoerd met het Flux-Collision model.*

Soort	Natura 2000 IHD?	VKA
Grauwe gans	ja	<1
Kokmeeuw	nee	7

Tabel B2 *Voorziene sterfte onder lokale vogels volgens stap 2A (aantal exemplaren per jaar en gedurende looptijd windpark van ca. 25 jaar) in de gebruiksfase van het nieuwe Windpark WAP. Voor soorten die regelmatig het plangebied passeren en waarvoor voldoende gegevens beschikbaar waren, zijn jaarlijkse aanvaringslachtoffers gemodelleerd via het Flux-Collision Model (zie tabel B1). Br = broedvogel, NBr = niet-broedvogel.*

Soort	Br / NBr	Sterfte in VKA		Soort	Br / NBr	Sterfte in VKA	
		Jaar	25 jaar			Jaar	25 jaar
Kauw	Br	<1	enkele	Stormmeeuw	NBr	<1	enkele
Kievit	Br	<1	enkele	Zilvermeeuw	NBr	<1	enkele
Kievit	NBr	<1	enkele	Kolgans	NBr	<1	enkele
Scholekster	Br	<1	enkele	Krakeend	NBr	<1	enkele
Scholekster	NBr	<1	enkele	Wilde eend	NBr	<1	enkele
Buizerd	Br	<1	enkele	Bergeend	NBr	<1	enkele
Kleine mantelmeeuw	Br	<1	enkele	Goudplevier	NBr	<1	enkele
				Wulp	NBr	<1	enkele

Lokale niet-broedvogelsoorten

Van het totaal aantal aanvaringslachtoffers die voor het windpark op jaarbasis wordt geschat, zal een beperkt aandeel lokaal verblijvende niet-broedvogels betreffen. Voor het merendeel van de lokale niet-broedvogelsoorten in en nabij het plangebied gaat het gedurende de looptijd van het windpark om uiterste incidenten. Voor deze soorten wordt de additionele sterfte als niet voorzienbaar beschouwd.

Niet-broedvogelsoorten die een binding hebben met de omgeving van het plangebied en die overdag geregeld in hogere luchtlagen verkeren, zoals ganzen, of in het donker foerageer- en slaaptrekluchten maken, zoals eenden en steltlopers, hebben echter wel enige kans om met een windturbine in Windpark WAP in aanvaring te komen. Voor deze soorten geldt dat gedurende de looptijd van het windpark mogelijk één of meerdere slachtoffers vallen (tabel B1 en B2).



Vogels op seizoenstrek

Onder **126 soorten** trekvogels (stap 2B) worden gedurende de looptijd van het project één of meer slachtoffers voorzien in de gebruiksfase van Windpark WAP (tabel B3). Deze vogels passeren het plangebied tijdens seizoenstrek en hebben geen binding met (de omgeving van) het plangebied.

Tabel B3 Voorziene sterfte onder vogels op seizoenstrek volgens stap 2B (aantal exemplaren per jaar en gedurende looptijd windpark van ca. 25 jaar) in de gebruiksfase van Windpark WAP.

Soort	Additionele sterfte		Soort	Additionele sterfte	
	Jaar	25 jaar		jaar	25 jaar
Rotgans	<1	enkele	Grote Stern	<1	enkele
Brandgans	<1	enkele	Bruine Kiekendief	<1	enkele
Grote Canadese Gans	<1	enkele	Sperwer	<1	enkele
Grauwe Gans	<1	enkele	Torenvalk	<1	enkele
Toendrarietgans	<1	enkele	Kauw	<1	enkele
Kleine Rietgans	<1	enkele	Zwarte Kraai	<1	enkele
Kolgans	<1	enkele	Goudhaan	<1	enkele
Eider	<1	enkele	Vuurgoudhaan	<1	enkele
Grote Zee-eend	<1	enkele	Pimpelmees	<1	enkele
Zwarte Zee-eend	<1	enkele	Koolmees	<1	enkele
Middelste Zaagbek	<1	enkele	Boomleeuwerik	<1	enkele
Bergeend	<1	enkele	Veldleeuwerik	<1	enkele
Topper	<1	enkele	Oeverzwaluw	<1	enkele
Slobeend	<1	enkele	Boerenzwaluw	<1	enkele
Smient	<1	enkele	Huiszwaluw	<1	enkele
Wilde Eend	<1	enkele	Tijftjaf	<1	enkele
Pijlstaart	<1	enkele	Fitis	<1	enkele
Wintertaling	<1	enkele	Zwartkop	<1	enkele
Fuut	<1	enkele	Tuinfluit	<1	enkele
Houtduif	<1	enkele	Braamsluiper	<1	enkele
Gierzwaluw	<1	enkele	Grasmus	<1	enkele
Koekoek	<1	enkele	Sprinkhaanzanger	<1	enkele
Waterral	<1	enkele	Spotvogel	<1	enkele
Waterhoen	<1	enkele	Bosrietzanger	<1	enkele
Meerkoet	<1	enkele	Kleine Karekiet	<1	enkele
Roodkeelduiker	<1	enkele	Rietzanger	<1	enkele
Blauwe Reiger	<1	enkele	Winterkoning	<1	enkele
Lepelaar	<1	enkele	Spreeuw	<1	enkele
Jan-van-gent	<1	enkele	Beflijster	<1	enkele
Aalscholver	<1	enkele	Merel	<1	enkele
Scholekster	<1	enkele	Kramsvogel	<1	enkele
Kluut	<1	enkele	Zanglijster	<1	enkele
Zilverplevier	<1	enkele	Koperwiek	<1	enkele
Goudplevier	<1	enkele	Grote Lijster	<1	enkele
Bontbekplevier	<1	enkele	Grauwe Vliegenvanger	<1	enkele



Kievit	<1	enkele	Roodborst	<1	enkele
Regenwulp	<1	enkele	Nachtegaal	<1	enkele
Wulp	<1	enkele	Blauwborst	<1	enkele
Grutto	<1	enkele	Bonte Vliegenvanger	<1	enkele
Rosse Grutto	<1	enkele	Gekraagde Roodstaart	<1	enkele
Steenloper	<1	enkele	Paapje	<1	enkele
Kanoet	<1	enkele	Roodborsttapuit	<1	enkele
Kemphaan	<1	enkele	Tapuit	<1	enkele
Drieteenstrandloper	<1	enkele	Heggenmus	<1	enkele
Bonte Strandloper	<1	enkele	Ringmus	<1	enkele
Oeverloper	<1	enkele	Gele Kwikstaart	<1	enkele
Witgat	<1	enkele	Noordse Kwikstaart	<1	enkele
Zwarte Ruiter	<1	enkele	Grote Gele Kwikstaart	<1	enkele
Groenpootruiter	<1	enkele	Witte Kwikstaart	<1	enkele
Tureluur	<1	enkele	Boompieper	<1	enkele
Houtsnip	<1	enkele	Graspieper	<1	enkele
Watersnip	<1	enkele	Oeverpieper	<1	enkele
Drieteenmeeuw	<1	enkele	Waterpieper	<1	enkele
Kokmeeuw	<1	enkele	Keep	<1	enkele
Dwergmeeuw	<1	enkele	Vink	<1	enkele
Zwartkopmeeuw	<1	enkele	Groenling	<1	enkele
Stormmeeuw	<1	enkele	Kneu	<1	enkele
Kleine Mantelmeeuw	<1	enkele	Grote Barmsijs	<1	enkele
Zilvermeeuw	<1	enkele	Kruisbek	<1	enkele
Grote Mantelmeeuw	<1	enkele	Putter	<1	enkele
Zwarte Stern	<1	enkele	Sijs	<1	enkele
Visdief	<1	enkele	Sneeuwgorst	<1	enkele
Noordse Stern	<1	enkele	Rietgorst	<1	enkele

Aantal slachtoffers en effect op de GSI

Additionele sterfte lokale vogels

Resultaat van stap 2A is voor Windpark WAP een lijst met **15 soorten** waarvan sterfte onder lokale vogels (broedvogels of wintervogels) gedurende de looptijd van het geplande windpark voorzienbaar is. Voor iedere soort ligt de geschatte of berekende sterfte in Windpark WAP ruim beneden de 1%-mortaliteitsnorm (tabel B4). Dit betekent dat voor alle soorten geldt dat de additionele sterfte veroorzaakt door het windpark gezien kan worden als een kleine hoeveelheid die niet zal leiden tot een negatief effect op de GSI van de desbetreffende populatie.



Tabel B4 Voorziene sterfte onder lokale vogels (aantal exemplaren per jaar) in de gebruiksfase van Windpark WAP. * = Berekend met het Flux-Collision Model, Br = broedvogel, NBr = niet-broedvogel.

Soort	BR / NBr	Sterfte in VKA (per jaar)	Populatie- grootte (in ex.)	Adulte sterfte	Jaarlijkse natuurlijke sterfte	1%- mortaliteits- norm
Kauw	Br	<1	250.000	0,31	76.500	765
Kievit	Br	<1	270.000	0,295	79.650	797
Kievit	NBr	<1	290.000	0,295	85.550	856
Scholekster	Br	<1	78.000	0,12	9.360	94
Scholekster	NBr	<1	180.000	0,12	21.600	216
Buizerd	Br	<1	27.000	0,1	2.700	27
Kleine Mantelmeeuw	Br	<1	210.000	0,087	18.270	183
Stormmeeuw	NBr	<1	390.000	0,14	54.600	546
Zilvermeeuw	NBr	<1	115.000	0,12	13.800	138
Kokmeeuw	NBr	7*	400.000	0,1	40.000	400
Grauwe gans	NBr	<1*	545.000	0,17	92.650	927
Kolgans	NBr	<1	925.000	0,276	255.300	2.553
Krakeend	NBr	<1	65.500	0,28	18.340	183
Wilde eend	NBr	<1	700.000	0,373	261.100	2.611
Bergeend	NBr	<1	87.500	0,114	9.975	100
Goudplevier	NBr	<1	92.500	0,27	24.975	250
Wulp	NBr	<1	180.000	0,264	47.520	475

Additionele sterfte vogels op seizoenstrek

Het resultaat van stap 2B is voor Windpark WAP een lijst met **126 soorten** waarvan sterfte onder vogels op seizoenstrek gedurende de looptijd van het geplande windpark in de kustregio voorzienbaar is, maar waarvoor de jaarlijkse sterfte <1 exemplaar in het gehele windpark bedraagt (tabel B5). Voor iedere soort ligt de geschatte of berekende sterfte in Windpark WAP ruim beneden de 1%-mortaliteitsnorm. Dit betekent dat voor alle soorten geldt dat de additionele sterfte veroorzaakt door het windpark gezien kan worden als een kleine hoeveelheid die niet zal leiden tot een negatief effect op de GSI van de desbetreffende populatie.

Tabel B5 Voorziene sterfte onder vogels op seizoenstrek (aantal exemplaren per jaar) in de gebruiksfase van Windpark WAP.

Soort	Additionele sterfte (per jaar)	Populatie- grootte (in ex.)	Adulte sterfte	Jaarlijkse natuurlijke sterfte	1%- mortaliteits- norm
Rotgans	<1	200.000	0.10	20.000	200
Brandgans	<1	770.000	0.09	69.300	693
Grote Canadese Gans	<1	52.100	0.28	14.380	144
Grauwe Gans	<1	610.000	0.17	103.700	1.037
Toendrarietgans	<1	160.000	0.17	27.360	274
Kleine Rietgans	<1	63.000	0.17	10.773	108



Kolgans	<1	1.200.000	0.28	331.200	3.312
Eider	<1	976.000	0.18	175.680	1.757
Grote Zee-eend	<1	450.000	0.16	72.000	720
Zwarte Zee-eend	<1	550.000	0.22	119.350	1.194
Middelste Zaagbek	<1	170.000	0.18	30.600	306
Bergeend	<1	300.000	0.11	34.200	342
Topper	<1	310.000	0.52	161.200	1.612
Slobeend	<1	40.000	0.42	16.800	168
Smient	<1	1.500.000	0.47	705.000	7.050
Wilde Eend	<1	4.500.000	0.37	1.678.500	16.785
Pijlstaart	<1	60.000	0.34	20.220	202
Wintertaling	<1	500.000	0.47	235.000	2.350
Fuut	<1	290.000	0.25	72.500	725
Houtduif	<1	1.000.000	0.39	393.000	3.930
Gierzwaluw	<1	1.000.000	0.19	192.000	1.920
Koekoek	<1	1.000.000	0.33	325.000	3.250
Waterral	<1	100.000	0.50	50.000	500
Waterhoen	<1	2.700.000	0.38	1.017.900	10.179
Meerkoet	<1	1.750.000	0.30	523.250	5.233
Roodkeelduiker	<1	150.000	0.16	24.000	240
Blauwe Reiger	<1	263.000	0.27	70.484	705
Lepelaar	<1	11.300	0.17	1.921	19
Jan-van-gent	<1	500.000	0.08	40.500	405
Aalscholver	<1	120.000	0.12	14.400	144
Scholekster	<1	820.000	0.12	98.400	984
Kluut	<1	73.000	0.22	16.060	161
Zilverplevier	<1	250.000	0.14	35.000	350
Goudplevier	<1	500.000	0.27	135.000	1.350
Bontbekplevier	<1	73.000	0.23	16.644	166
Kievit	<1	5.500.000	0.30	1.622.500	16.225
Regenwulp	<1	190.000	0.11	20.900	209
Wulp	<1	700.000	0.26	184.800	1.848
Grutto	<1	160.000	0.06	9.600	96
Rosse Grutto	<1	120.000	0.29	34.200	342
Steenloper	<1	100.000	0.14	14.000	140
Kanoet	<1	450.000	0.16	71.550	716
Kemphaan	<1	1.000.000	0.48	476.000	4.760
Drieteenstrandloper	<1	120.000	0.17	20.400	204
Bonte Strandloper	<1	1.330.000	0.26	345.800	3.458
Oeverloper	<1	1.500.000	0.16	234.000	2.340
Witgat	<1	1.000.000	0.16	156.000	1.560
Zwarte Ruiter	<1	60.000	0.26	15.600	156
Groenpootruiter	<1	190.000	0.26	49.400	494
Tureluur	<1	200.000	0.26	52.000	520
Houtsnip	<1	10.000.000	0.39	3.900.000	39.000
Watersnip	<1	2.500.000	0.39	975.000	9.750



Drieteenmeeuw	<1	6.600.000	0.12	778.800	7.788
Kokmeeuw	<1	3.700.000	0.10	370.000	3.700
Dwergmeeuw	<1	72.000	0.10	7.200	72
Zwartkopmeeuw	<1	50.000	0.16	8.000	80
Stormmeeuw	<1	1.200.000	0.14	168.000	1.680
Kleine Mantelmeeuw	<1	325.000	0.09	28.275	283
Zilvermeeuw	<1	1.300.000	0.12	156.000	1.560
Grote Mantelmeeuw	<1	330.000	0.07	23.100	231
Zwarte Stern	<1	500.000	0.15	75.500	755
Visdief	<1	640.000	0.10	64.000	640
Noordse Stern	<1	1.000.000	0.10	100.000	1.000
Grote Stern	<1	166.000	0.10	16.932	169
Bruine Kiekendief	<1	100.000	0.26	26.000	260
Sperwer	<1	500.000	0.31	155.000	1.550
Torenvalk	<1	100.000	0.31	31.000	310
Kauw	<1	1.000.000	0.31	306.000	3.060
Zwarte Kraai	<1	1.000.000	0.48	480.000	4.800
Goudhaan	<1	1.000.000	0.85	851.000	8.510
Vuurgoudhaan	<1	1.000.000	0.85	851.000	8.510
Pimpelmees	<1	1.000.000	0.47	468.000	4.680
Koolmees	<1	1.000.000	0.46	458.000	4.580
Boomleeuwerik	<1	500.000	0.40	200.000	2.000
Veldleeuwerik	<1	1.000.000	0.49	487.000	4.870
Oeverwaluw	<1	1.000.000	0.70	700.000	7.000
Boerenwaluw	<1	1.000.000	0.63	626.000	6.260
Huiswaluw	<1	1.000.000	0.59	590.000	5.900
Tijftjaf	<1	1.000.000	0.69	694.000	6.940
Fitis	<1	1.000.000	0.54	540.000	5.400
Zwartkop	<1	1.000.000	0.56	564.000	5.640
Tuinfluit	<1	1.000.000	0.50	500.000	5.000
Braamsluiper	<1	1.000.000	0.67	671.000	6.710
Grasmus	<1	1.000.000	0.61	609.000	6.090
Sprinkhaanzanger	<1	1.000.000	0.53	530.000	5.300
Spotvogel	<1	1.000.000	0.50	500.000	5.000
Bosrietzanger	<1	1.000.000	0.53	530.000	5.300
Kleine Karekiet	<1	1.000.000	0.53	530.000	5.300
Rietzanger	<1	1.000.000	0.78	776.000	7.760
Winterkoning	<1	1.000.000	0.68	681.000	6.810
Spreeuw	<1	1.000.000	0.31	313.000	3.130
Beflijster	<1	100.000	0.58	58.000	580
Merel	<1	1.000.000	0.35	350.000	3.500
Kramsvogel	<1	1.000.000	0.59	590.000	5.900
Zanglijster	<1	1.000.000	0.44	437.000	4.370
Koperwiek	<1	1.000.000	0.57	570.000	5.700
Grote Lijster	<1	1.000.000	0.38	379.000	3.790
Grauwe Vliegenvanger	<1	1.000.000	0.51	507.000	5.070



Roodborst	<1	1.000.000	0.58	581.000	5.810
Nachtegaal	<1	1.000.000	0.54	537.000	5.370
Blauwborst	<1	1.000.000	0.34	340.000	3.400
Bonte Vliegenvanger	<1	1.000.000	0.53	530.000	5.300
Gekraagde Roodstaart	<1	1.000.000	0.62	620.000	6.200
Paapje	<1	1.000.000	0.53	530.000	5.300
Roodborsttapuit	<1	1.000.000	0.68	681.000	6.810
Tapuit	<1	1.000.000	0.54	540.000	5.400
Heggenmus	<1	1.000.000	0.53	527.000	5.270
Ringmus	<1	1.000.000	0.57	567.000	5.670
Gele Kwikstaart	<1	1.000.000	0.47	467.000	4.670
Noordse Kwikstaart	<1	500.000	0.47	233.500	2.335
Grote Gele Kwikstaart	<1	100.000	0.47	46.700	467
Witte Kwikstaart	<1	1.000.000	0.52	515.000	5.150
Boompieper	<1	1.000.000	0.58	580.000	5.800
Graspieper	<1	1.000.000	0.46	457.000	4.570
Oeverpieper	<1	100.000	0.46	45.700	457
Waterpieper	<1	100.000	0.46	45.700	457
Keep	<1	1.000.000	0.41	411.000	4.110
Vink	<1	1.000.000	0.41	411.000	4.110
Groenling	<1	1.000.000	0.56	557.000	5.570
Kneu	<1	1.000.000	0.63	629.000	6.290
Grote Barmsijs	<1	1.000.000	0.58	575.000	5.750
Kruisbek	<1	1.000.000	0.54	537.000	5.370
Putter	<1	1.000.000	0.63	629.000	6.290
Sijs	<1	1.000.000	0.54	539.000	5.390
Sneeuwgorst	<1	100.000	0.37	37.000	370
Rietgorst	<1	1.000.000	0.46	458.000	4.580

Conclusie

Voor Windpark WAP geldt dat voor iedere soort (lokaal of seizoenstrek) sprake is van een voorzienbare sterfte die ruim beneden de 1%-mortaliteitsnorm ligt. Dit betekent dat voor alle soorten geldt dat de additionele sterfte veroorzaakt door Windpark WAP gezien kan worden als een kleine hoeveelheid die niet zal leiden tot een negatief effect op de GSI van de betrokken populaties. Wel wordt geadviseerd om voor de gehele soortenlijst resulterend uit selectiestappen 1, 2A en 2B ontheffing aan te vragen, inclusief de soorten waarvoor <1 slachtoffer per jaar wordt voorzien.



Bijlage VIII Aeriusberekening