

Effecten op vogels en vleermuizen van Windpark Haringvlietdam

Beoordeling in het kader van de Wet natuurbescherming





Effecten op vogels en vleermuizen van Windpark Haringvlietdam

Beoordeling in het kader van de Wet natuurbescherming

Status uitgave: Eindrapport, versie 8 september 2022

Rapportnummer: 21 097
Projectnummer: 21 0114
Datum uitgave: 8 september 2022
Project e der: [REDACTED]
Tweede ezer: [REDACTED]
Naam en adres opdrachtgever: dVerde Adv es B.V.
W emsp e n 2 4
5211AK's Hertogenbosch
Referent e opdrachtgever: Projectnummer 722210131, ondertekende overeenkomst
d.d. 24 maart 2021
Akkoord voor u tgave: [REDACTED]
Team e der Voge eco og e

Paraaf:

Graag c teren a s: [REDACTED], 2022. Effecten op voge s en vleermuizen van Windpark Haringvlietdam. Beoorde ng n het kader van de Wet natuurbescherm ng. Rapport 21.097. Bureau Waardenburg, Cu emborg.

Trefwoorden: aanvar ngss achtoffers, vleermuizen, Natura 2000 geb eden, windpark, Wet natuurbescherm ng

Bureau Waardenburg bv s n et aansprake jk voor gevo gschade, a smede voor schade we ke voortv oe t u t toepass ngen van de resu taten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv.

Opdrachtgever h erboven aangegeven vr jwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden n verband met deze toepass ng.

© Bureau Waardenburg bv / dVerde Adv es bv

D t rapport s vervaard gd op verzoek van opdrachtgever en s z jn e gendom. N ets u t d t rapport mag worden vreevoud gd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokop e, d g ta e kop e of op we ke andere w jze dan ook, zonder voorafgaande schr fte jke toestemm ng van de opdrachtgever h erboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een derge jke toestemm ng worden gebru kt voor en g ander werk dan waarvoor het s vervaard gd.

L d van de brancheveren gng Netwerk Groene Bureaus. Het kwa te tsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv s gecert fceerd door EIK Cert fcer ng overeenkomst g ISO 9001:2015. Bureau Waardenburg bv hanteert a s a gemene voorwaarden de DNR 2011, tenz j schr fte jk anders wordt overeengekomen.



Bureau Waardenburg
Ecologie & Landschap

Bureau Waardenburg, Varkensmarkt 9 4101 CK Cu emborg, 0345 51 27 10, nfo@buwa.n, www.buwa.n



Voorwoord

idverde Advies bv onderzoekt in opdracht van E-Connection de mogelijkheid voor het opschalen van het bestaande Windpark Haringvlietdam waarbij de bestaande zes windturbines worden vervangen door twee moderne windturbines. In het kader van de natuuronderzoeken heeft idverde Advies aan Bureau Waardenburg de opdracht verleend het aantal aanvaringsslachtoffers onder vogels en vleermuizen in het huidige en toekomstige windpark te berekenen en beoordelen in het kader van de natuurwetgeving.

Vanuit Bureau Waardenburg is het project uitgevoerd door:

[REDACTED]	Slachtofferberekeningen met FCM, rapportage
[REDACTED]	Digitaliseren gegevens, berekeningen met Band Model
[REDACTED]	Beoordeling effecten op vleermuizen
[REDACTED]	GIS bewerkingen en kaartmateriaal
[REDACTED]	Projectleiding en rapportage
[REDACTED]	Kwaliteitsborging

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 idverde Advies werd het project begeleid door [REDACTED]. Wij danken hem voor de prettige samenwerking.



Inhoud

Voorwoord	3
1 Inleiding	6
1.1 Aanleiding en doel	6
1.2 Leeswijzer	6
DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK	7
2 Inrichting windpark en plangebied	8
2.1 Inrichting windpark	8
2.2 Plangebied en onderzoeksgebied	9
2.3 Huidige situatie	10
3 Aanpak toetsing in het kader van natuurwetgeving	11
3.1 Natura 2000-gebieden	11
3.2 Soortenbescherming	12
4 Beschermde gebieden en afbakening onderzoek	13
4.1 Inleiding	13
4.2 Dagelijkse foerageerafstanden van vogelsoorten	13
5 Materiaal en methoden	18
5.1 Brongegevens vogels	18
5.2 Brongegevens vleermuizen	20
5.3 Effectbepaling en –beoordeling vogels	21
5.4 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen	23
DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN	25
6 Vogels in en nabij het plangebied	26
6.1 Aalscholver	26
6.2 Lepelaar	30
6.3 Ganzen	32
6.4 Bergeend	34
6.5 Middelste zaagbek	36
6.6 Overige eenden	37
6.7 Scholekster	39
6.8 Grote mantelmeeuw	41
6.9 Kleine mantelmeeuw	42
6.10 Zilvermeeuw	44
6.11 Stormmeeuw	48
6.12 Kokmeeuw	49
6.13 Grote stern	53



6.14	Visdief	56
6.15	Selectie van overige vogelsoorten	58
7	Vleermuizen in en nabij het plangebied	63
7.1	Verblijfplaatsen	63
7.2	Foerageergebieden en vliegroutes	63
7.3	Vleermuizen op hoogte	63
DEEL 3	EFFECTEN BEOORDEELD	65
8	Effectbepaling Natura 2000-gebieden	66
8.1	Inleiding	66
8.2	Aanvaringsslachtoffers vogels	66
9	Effectbeoordeling Natura 2000-gebieden	72
9.1	Beoordeling van sterfte broedvogels	72
9.2	Beoordeling van sterfte niet-broedvogels	74
9.3	Cumulatieve effecten	75
10	Effecten op vogels (soortenbescherming)	77
10.1	Globaal overzicht van het aantal aanvaringsslachtoffers	77
10.2	Aanvaringsslachtoffers onder lokale vogels	78
10.3	Aanvaringsslachtoffers onder seizoenstrekkingen	82
11	Effectbeoordeling vogels soortenbescherming	83
11.1	Beoordeling van sterfte door aanvaringen in gebruiksfase	83
12	Effecten op vleermuizen	85
12.1	Sterfte door aanvaringen	85
12.2	Effect van verwijderen zes bestaande windturbines	86
13	Effectbeoordeling vleermuizen	88
13.1	Beoordeling van sterfte door aanvaringen in gebruiksfase	88
13.2	Stilstandvoorziening	90
13.3	Slotoverweging	91
14	Conclusies	92
14.1	Natura 2000-gebieden (Wnb Hoofdstuk 2)	92
14.2	Beschermde soorten (Wnb Hoofdstuk 3)	92
	Literatuur	93
Bijlage I	Vogeltellingen door BEC	98
Bijlage II	Windturbines en vogels	99
Bijlage III	Windturbines en vleermuizen	106
Bijlage IV	Band model for cormorant	115
Bijlage V	Onderbouwing Wnb-ontheffing vogels	118



1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

idverde Advies B.V. onderzoekt in opdracht van E-Connection de mogelijkheid voor het opschalen van het bestaande Windpark Haringvlietdam waarbij de bestaande zes windturbines (aan de noordwestzijde van de dam) worden vervangen door twee moderne windturbines (aan de noordoostzijde van de dam) (Figuur 2.1). idverde Advies bereidt een natuurtoets voor en een aanvraag van een vergunning en ontheffing in het kader van de Wet natuurbescherming (Wnb). In het kader van de onderbouwing van de Wnb-vergunning en -ontheffing, heeft idverde Advies aan Bureau Waardenburg de opdracht verleend het aantal aanvaringsslachtoffers onder vogels en vleermuizen in het huidige en toekomstige windpark te berekenen en beoordelen.

In dit rapport wordt verslag gedaan van bronnenonderzoek, bepaling en beoordeling van de effecten op Natura 2000-gebieden (beperkt tot aanvaringsslachtoffers onder vogels) en beschermde soorten vogels en vleermuizen en, indien nodig, mogelijkheden voor mitigatie van deze effecten.

Het doel is te bepalen of de geplande windturbines kunnen 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 vergunning (Hoofdstuk 2 van de Wnb) en/of ontheffing (Hoofdstuk 3 van de Wnb) 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 onderdeel van een oriëntatiefase (voortoets).

1.2 Leeswijzer

Deel 1 (hoofdstukken 2 t/m 5) omschrijft het project, het plangebied, de aanpak van de bepaling en beoordeling van effecten van het windpark in het kader van de natuurwetgeving, de beschermde gebieden in (de omgeving van) het plangebied en de toegepaste methoden en gebruikte bronnen. Vervolgens wordt in **deel 2** (hoofdstukken 6 en 7) het gebiedsgebruik en de verspreiding van vogels en vleermuizen in en nabij het plangebied beschreven. In **deel 3** worden de effecten van het project op vogels en vleermuizen bepaald en beoordeeld. In hoofdstukken 8 en 9 wordt dit gedaan voor Natura 2000-gebieden, in hoofdstukken 10 t/m 13 voor beschermde soorten. De overkoepelende conclusies zijn tenslotte beschreven in hoofdstuk 14. Dit hoofdstuk is ook te lezen als de samenvatting van dit rapport.



DEEL 1 AFBAKENING VAN HET ONDERZOEK



2 Inrichting windpark en plangebied

2.1 Inrichting windpark

Het initiatief betreft het verwijderen van de zes bestaande windturbines aan de noordzijde van de N57 op de Haringvlietdam in de gemeente Hellevoetsluis en het plaatsen en in gebruik nemen van twee nieuwe windturbines aan de zuidzijde van de N57 (Figuur 2.1). De nieuwe windturbines hebben een ashoogte in de range van 115 - 130 m en rotordiameter in de range van 145 - 165 m. De zes bestaande windturbines hebben een ashoogte van 44 m en een rotordiameter van 48 m (Tabel 2.1).



Figuur 2.1 Voorziene posities van twee windturbines aan de noordoostzijde van de Haringvlietdam (Bron: Windpark Haringvlietdam). Op de foto zijn ook de zes bestaande windturbines zichtbaar aan de overkant van de weg op het buitentalud van de dam.

Er zijn voor het nieuwe windpark in deze effectbeoordeling twee windturbineafmetingen doorgerekend (de posities zijn in beide varianten identiek): een ecologisch *worst case*-scenario met een tiplaagte van 32,5 m en een scenario met windturbines met een tiplaagte van 57,5 m (Tabel 2.1). Ook is het aantal aanvaringslachtoffers onder vogels en vleermuizen van de bestaande zes windturbines doorgerekend.



Tabel 2.1 Onderzochte afmetingen van de twee nieuwe en zes bestaande windturbines op de Haringvlietdam.

Scenario	Ashoogte (m)	Rotordiameter (m)	Totaal hoogte (m)
worst case	115	165	32,5
scenario 2	130	145	57,5
bestaand	41	44	19

2.2 Plangebied en onderzoeksgebied

2.2.1 Plangebied

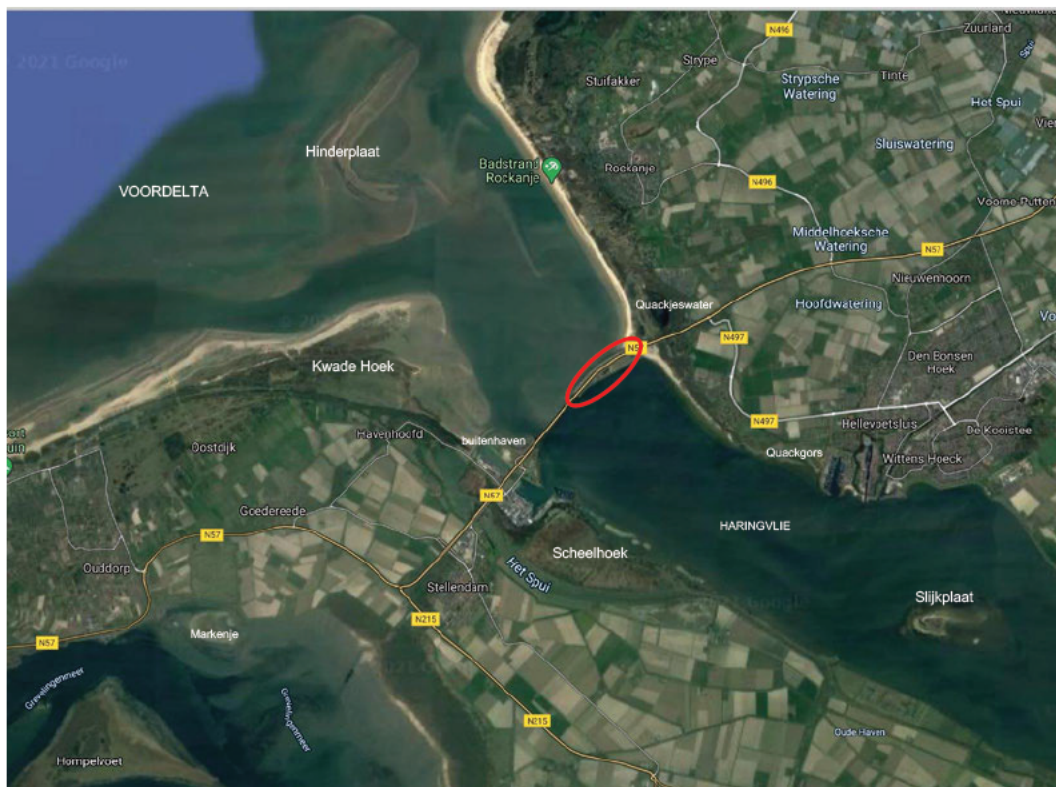
Het plangebied ligt in de gemeente Hellevoetsluis in de provincie Zuid-Holland (Figuur 2.2). Het plangebied wordt aan de noordzijde begrensd door de provinciale weg N57 en aan de zuidzijde door het Haringvliet.

De windturbinelocaties maken onderdeel uit van een openbaar toegankelijk gebied bij de aanzet van de Haringvlietdam waarvan een groot deel is geasfalteerd of bestaat uit kort gras met enkele lage bosschages. Er is geen hoger opgaande beplanting nabij de geplande windturbines aanwezig.

2.2.2 Onderzoeksgebied

Het onderzoeksgebied wordt bepaald door de reikwijdte van de effecten in de gebruiksfase van de twee windturbines op de Haringvlietdam. Met name in de gebruiksfase kunnen effecten tot ver buiten de begrenzing van het plangebied reiken. De begrenzing van het onderzoeksgebied wordt in belangrijke mate bepaald door de ligging van Natura 2000-gebieden ten opzichte van het geplande windpark. Effecten die tot ver buiten het plangebied kunnen reiken zijn in de gebruiksfase bijvoorbeeld effecten op vogels die vanuit Natura 2000-gebieden in de omgeving frequent vluchten naar of over het plangebied (kunnen) ondernemen.

De Haringvlietdam wordt in het broedseizoen dagelijks gepasseerd door o.a. grote aantallen meeuwen en sterns die vanuit de broedkolonies op de Scheelhoekeilanden en Slijkplaat in het Natura 2000-gebied Haringvliet uitwisselen met voedselgebieden in de Voordelta (Figuur 2.2). Daarnaast zijn er ook vogelsoorten die buiten het broedseizoen vanuit de nabijgelegen Natura 2000-gebieden het plangebied kunnen passeren. Een inperking van te behandelen Natura 2000-gebieden en soorten vindt in hoofdstuk 4 plaats.



Figuur 2.2 Kaart met enkele veelgebruikte toponiemen in dit rapport. Het plangebied is indicatief aangegeven met rode ovaal.

2.3 Huidige situatie

In de huidige situatie staan zes windturbines aan de noordzijde van de N57 op de Haringvlietdam (Figuur 2.1, Tabel 2.1). Deze windturbines worden verwijderd voor ingebruikname van de twee nieuwe windturbines aan de zuidzijde van de N57, er is geen sprake van een dubbeldraaiperiode.



3 Aanpak toetsing in het kader van natuurwetgeving

3.1 Natura 2000-gebieden

Gebiedsbescherming is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 2. Natura 2000-gebieden'.

De twee windturbines zijn in de omgeving van meerdere Natura 2000-gebieden gepland, waaronder de Natura 2000-gebieden Voornes Duin, Haringvliet en Voordelta. Als de bouw of het gebruik van de windturbines negatieve effecten heeft op het behalen van instandhoudingsdoelstellingen (kortweg: IHD's) van deze Natura 2000-gebieden, 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 beschreven van een onderzoek naar de effecten op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden. Het onderzoek beperkt zich tot het effect van **aanvaringsslachtoffers onder vogels**. Er zijn in de nabijheid geen gebieden aangewezen voor vleermuizen en andere effecten op Natura 2000-gebieden worden door idverde Advies in een separate natuurtoets uitgewerkt.

De centrale vraag van deze toetsing is: bestaat er een reële kans op significant negatieve effecten op het behalen van de IHD's (voor vogels) 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 de twee windturbines? Wat zijn de instandhoudingsdoelstellingen voor deze natuurgebieden (**beperkt tot vogels**)?
- Wat is de positie van de turbinelocaties ten opzichte van de leefgebieden van vogelsoorten waarvoor de betreffende natuurgebieden zijn aangewezen? Welke functies hebben de turbinelocaties en zijn invloedssfeer voor deze beschermde vogelsoorten?
- Tot welke aantallen aanvaringsslachtoffers onder vogelsoorten uit beschermde natuurgebieden leidt het gebruik van de twee geplande windturbines?
- Hoe groot zijn deze effecten 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 vogels voor de Natura 2000-gebieden binnen de invloedssfeer van het windpark (zullen) gelden. Deze zijn ontleend aan de (concept) aanwijzingsbesluiten, gepubliceerd op de website www.natura2000.nl.



3.2 Soortenbescherming

De bescherming van soorten is in de Wnb beschreven in 'Hoofdstuk 3. Soorten'.

Bij de realisatie van de twee windturbines 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.

In voorliggend rapport wordt het aantal **aanvaringsslachtoffers** onder vogels en vleermuizen in de gebruiksfase van de twee windturbines in beeld gebracht en getoetst aan de verbodsbepalingen uit de Wnb. Andere effecten op beschermde soorten tijdens de bouw en het gebruik van de twee windturbines worden door idverde Advies in een separate natuurtoets beschreven en beoordeeld.

In voorliggend rapport wordt ingegaan op de volgende vragen:

- Welke beschermde soorten vogels en vleermuizen komen mogelijk of zeker voor binnen de invloedssfeer van de windturbines?
- Tot welke aantallen aanvaringsslachtoffers onder vogels en vleermuizen leidt het gebruik van de twee geplande windturbines?
- Welke verbodsbepalingen worden hiermee overtreden en is hiervoor een ontheffing nodig?
- Is er mogelijk sprake van een effect op de Staat van Instandhouding (SVI) van de betrokken soorten?
- Welke maatregelen voor mitigatie en compensatie van schade aan beschermde soorten zijn noodzakelijk?



4 Beschermde gebieden en afbakening onderzoek

4.1 Inleiding

Nederland kent ruim 160 Natura 2000-gebieden. Deze gebieden zijn aangewezen onder de Europese Habitatrichtlijn en/of Vogelrichtlijn. Voor ieder Natura 2000-gebied zijn IHD's opgesteld voor de in dat gebied beschermde habitattypen, Habitatrichtlijnsoorten, broedvogels en/of niet-broedvogels. Vogels zijn zeer mobiel en kunnen daarom ook vanuit Natura 2000-gebieden buiten het plangebied binnen de invloedssfeer van het windpark terecht komen en dan nadelige effecten van de draaiende rotoren ondervinden. Daarom zullen alle IHD's van vogels die uit Natura 2000-gebieden het plangebied kunnen bereiken (volgend uit de afbakening in § 4.2) in dit rapport nader worden besproken.

In dit hoofdstuk wordt dus beschreven welke Natura 2000-gebieden binnen de invloedssfeer van de twee windturbines liggen en van welke IHD's van deze gebieden (hier **beperkt tot vogels**, er zijn in de nabijheid geen gebieden aangewezen voor vleermuizen) het doelbereik mogelijk in gevaar kan komen. Aan het einde van dit hoofdstuk is weergegeven op welke Natura 2000-gebieden en bijbehorende IHD's voor vogels effecten als gevolg van aanvaringen met de twee geplande windturbines niet op voorhand uitgesloten kunnen worden (Tabellen 4.1 en 4.2; Figuur 4.1).

In het vervolg van het rapport worden alle andere Natura 2000-gebieden en bijbehorende IHD's ten aanzien van vogels buiten beschouwing gelaten indien effecten op voorhand zijn uitgesloten.

4.2 Dagelijkse foerageerafstanden van vogelsoorten

Wanneer vogels uit Natura 2000-gebieden gebruik maken van het plangebied of hier frequent overheen vliegen, kunnen zij negatieve effecten ondervinden van de twee geplande windturbines. Dit kan leiden tot effecten op het doelbereik van de IHD's die voor deze soorten in Natura 2000-gebieden gelden. Aan de hand van de maximale foerageerafstanden van de betrokken vogelsoorten, gebaseerd op informatie uit o.a. Van der Vliet *et al.* (2011), is bepaald welke Natura 2000-gebieden en bijbehorende IHD's in deze zin binnen de invloedssfeer van het windpark liggen.

De soort met de grootste maximale foerageerafstand is de aalscholver in het broedseizoen (70 km). Binnen 70 km van het plangebied liggen (op volgorde van afstand tot het plangebied) de volgende Natura 2000-gebieden die zijn aangewezen onder de Vogelrichtlijn en waarvan één of meer van de kwalificerende soorten een maximale foerageerafstand heeft die groter is dan minimale afstand tussen het plangebied en het Natura 2000-gebied:

- Haringvliet aangrenzend ten zuidoosten van het plangebied;
- Voornes Duin aangrenzend ten noordwesten van het plangebied;
- Voordelta aangrenzend ten westen van het plangebied;
- Duinen Goeree & Kwade Hoek ca. 1,5 km ten zuidwesten van het plangebied;



- Grevelingen ca. 5 km ten zuiden van het plangebied;
- Krammer-Volkerak ca. 18 km ten zuidoosten van het plangebied;
- Oosterschelde ca. 18 km ten zuiden van het plangebied;
- Hollands Diep ca. 26,5 km ten oosten van het plangebied;
- Oude Land van Strijen op ca. 29 km ten noordoosten van het plangebied;
- Veerse Meer ca. 35 km ten zuidwesten van het plangebied;
- Biesbosch ca. 40 km ten oosten van het plangebied;
- Westerschelde & Saeftinghe ca. 42 km ten zuiden van het plangebied.

Voornoemde Natura 2000-gebieden zijn samen aangewezen voor 20 soorten broedvogels en voor 55 soorten niet-broedvogels (Tabel 4.1 en Tabel 4.2). Op basis van de maximale foerageerafstand van deze soorten in het broedseizoen, respectievelijk buiten het broedseizoen, en de minimale afstand tussen de Natura 2000-gebieden en het plangebied van de twee windturbines op de Haringvlietdam kan een eerste schifting gemaakt worden of vogelsoorten uit deze Natura 2000-gebieden een relatie met het plangebied van de twee windturbines kunnen hebben. In onderstaande tabellen zijn de soorten waarvan de maximale foerageerafstand groter is dan de minimale afstand tussen het Natura 2000-gebied en het plangebied, rood gekleurd. Ook de soorten waarvoor geen kwantitatieve foerageerafstand bekend is, zijn in onderstaande tabel rood gekleurd. Voor deze soorten wordt verder in dit rapport op basis van ecologische argumenten onderbouwd of ze een relatie kunnen hebben met het plangebied. Voor alle zwart gekleurde soorten is de maximale foerageerafstand kleiner dan de afstand tussen de Natura 2000-gebieden en het plangebied en kan een relatie met het plangebied en dus ook het optreden van (significante) effecten van de twee windturbines op voorhand met zekerheid uitgesloten worden. Deze soorten komen in relatie tot gebiedenbescherming daarom verder niet meer aan bod in dit rapport.

De ligging van Natura 2000-gebieden die later in dit rapport aan bod komen is weergegeven in Figuur 4.1. Voor Natura 2000-gebieden die niet in bovenstaande opsomming staan kunnen effecten als gevolg van aanvaringen met de twee windturbines op de vogelsoorten waarvoor deze gebieden zijn aangewezen op voorhand met zekerheid uitgesloten worden. Vogels uit deze gebieden maken gezien de grote afstand tussen het plangebied en de Natura 2000-gebieden met zekerheid geen gebruik van het plangebied van de twee windturbines.



Tabel 4.1

Overzicht van de soorten **broedvogels** waarvoor Natura 2000-gebieden in de ruime omgeving van de twee windturbines op de Haringvlietdam zijn aangewezen. Voor iedere soort is in de laatste kolom de maximale foerageerafstand weergegeven voor het broedseizoen. Een kruisje geeft aan dat het Natura 2000-gebied voor de desbetreffende soort als broedvogel is aangewezen. Een oranje gekleurd hokje geeft aan dat de minimale afstand tussen het Natura 2000-gebied en het plangebied kleiner is dan de maximale foerageerafstand. De roodgekleurde soorten komen later in dit rapport nog verder aan bod.

Soort	Haringvliet	Voornes Duin	Duinen Goeree & Kwade Hoek	Grevelingen	Krammer-Volkerak	Oosterschelde	Hollands Diep	Veerse Meer	Biesbosch	Westerschelde & Saefdinghe	Maximale foerageerafstand (km)	Bron
Minimale afstand tot plangebied (km)	0	0	1,5	5	18	18	26,5	35	40	42		
geoorde fuut		x									0 - gebiedsgebonden	1
aalscholver		x						x	x		70	1
roerdomp									x		0,4	1
kleine zilverreiger		x									10	1
lepelaar		x			x		x	x			40	1
bruine kiekendief	x			x	x	x			x	x	13	2
porseleinhoen									x		0 - gebiedsgebonden	1
kluut	x			x	x	x	x			x	5	1
bontbekplevier	x			x	x	x				x	3	1
strandplevier	x		x	x	x	x				x	3	1
zwartkopmeeuw	x				x					x	30	1
kleine mantelmeeuw								x			30	1
grote stern	x			x		x				x	54	3
visdief	x			x	x	x				x	30	3
noordse stern						x					30	3
dwergstern	x			x	x	x				x	11	3
ijsvogel									x		0 - gebiedsgebonden	1
blauwborst	x								x	x	0 - gebiedsgebonden	1
snor									x		0 - gebiedsgebonden	1
rietzanger	x								x		0 - gebiedsgebonden	1

1 Van der V. et al 2011

2 B j sma 1996

3 Thaxter et al 2012 (ge dt voor voge s d e op zee foerageren)



Tabel 4.2

Overzicht van de soorten **niet-broedvogels** waarvoor Natura 2000-gebieden in de ruime omgeving van de twee windturbines op de Haringvlietdam zijn aangewezen. Voor iedere soort is in de laatste kolom de maximale foerageerafstand weergegeven buiten het broedseizoen. Een kruisje geeft aan dat het Natura 2000-gebied voor de desbetreffende soort als niet-broedvogel is aangewezen. Een oranje gekleurd hokje geeft aan dat de minimale afstand tussen het Natura 2000-gebied en het plangebied kleiner is dan de maximale foerageerafstand. De roodgekleurde soorten komen later in dit rapport nog verder aan bod.

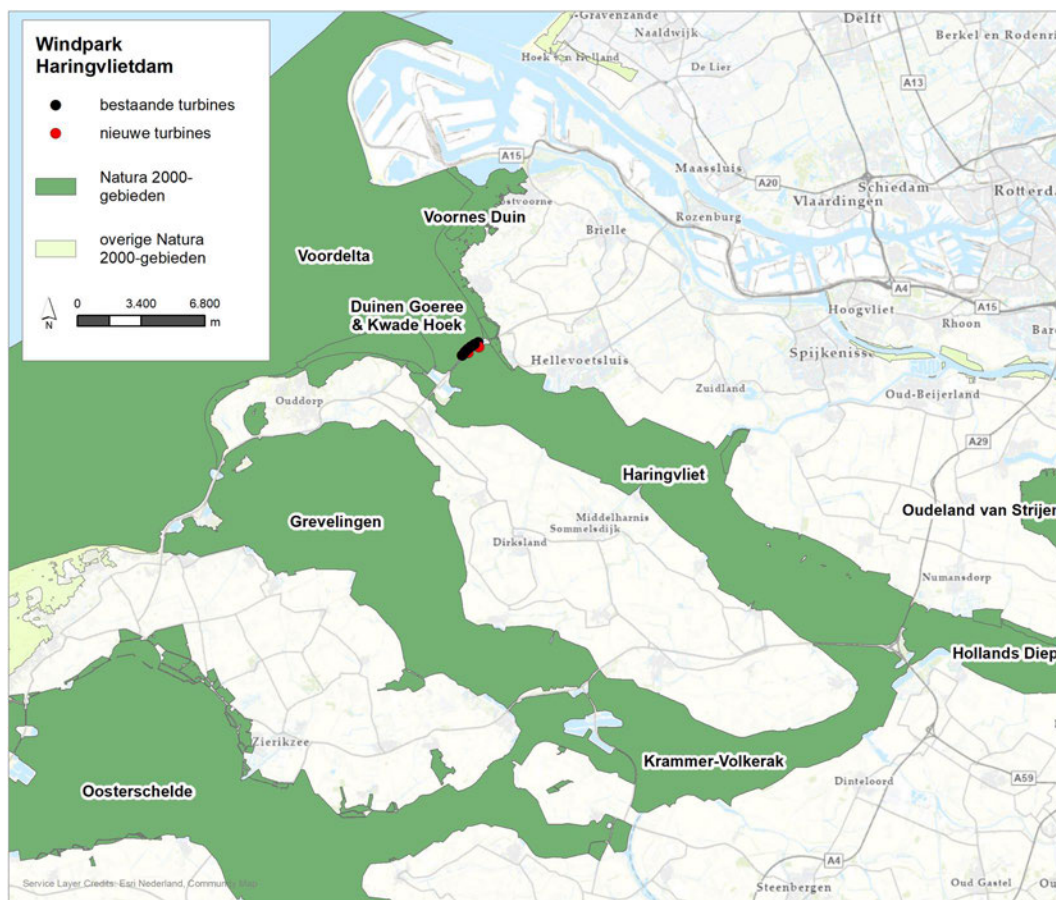
Soort	Haringvliet	Voordelta	Duinen Goeree & Kwade Hoek	Grevelingen	Krammer-Volkerak	Oosterschelde	Hollands Diep	Oudeland van Strijen	Biesbosch	Westerschelde & Saeflinghe	Maximale foerageerafstand (km)	Bron
Minimale afstand tot plangebied (km)	0	0	1.5	5	18	18	26,5	29	40	42		
roodkeelduiker		x									0 - gebiedsgebonden	1
dodaars				x		x					0 - gebiedsgebonden	1
fuut	x	x	x	x	x	x			x	x	0 - gebiedsgebonden	1
kuifduiker		x		x	x	x					0 - gebiedsgebonden	1
geoorde fuut				x							0 - gebiedsgebonden	1
aalscholver	x	x	x	x	x	x			x		20	1
kleine zilverreiger	x			x		x				x	15	1*
grote zilverreiger									x		15	1
lepelaar	x	x	x	x	x	x	x		x	x	15	1
kleine zwaan	x			x	x	x			x		12	1
kolgans	x			x			x	x	x	x	30	1
dwerggans	x							x			30	1*
grauwe gans	x	x	x	x	x	x	x		x	x	30	1
brandgans	x		x	x	x	x	x	x	x		30	1
rotgans				x	x	x					2	1
bergeend	x	x	x	x	x	x				x	3	1
smient	x	x		x	x	x	x	x	x	x	11	1
krakeend	x	x		x	x	x	x		x	x	5	1
wintertaling	x	x	x	x	x	x			x	x	9	1
wilde eend	x			x		x	x		x	x	26	1
pijlstaart	x	x	x	x	x	x			x	x	2	1
slobeend	x	x	x	x	x	x			x	x	1	1
tafeleend					x						15	1
kuifeend	x				x		x		x		15	1
topper	x	x									15	1
eider		x									0 - gebiedsgebonden	1
zwarte zee-eend		x									0 - gebiedsgebonden	1
brilduiker		x		x	x	x					5	1
nonnetje									x		5	1*
middelste zaagbek		x		x	x	x				x	5	1
grote zaagbek									x		5	1*
zeearend									x	x	70	NA
visarend	x				x				x		11	1
slechtvalk	x			x	x	x				x	70	NA
meerkooit	x			x	x	x			x		0 - gebiedsgebonden	1
scholekster		x	x	x	x				x		15	1
kluit	x	x	x	x	x	x			x		10	1
bontbekplevier		x	x	x	x	x			x		8	1
strandplevier				x		x			x		7	1
goudplevier	x			x		x			x		15	1
zilverplevier		x	x	x		x			x		10	1
kievit	x					x			x		15	1*
kanoet						x			x		20	1
drieteenstrandloper		x	x			x			x		1	1
bonte strandloper		x	x	x		x			x		12	1
grutto	x				x				x		70	NA
rosse grutto		x	x	x		x			x		15	1
wulp	x	x	x	x		1			x		24	2
zwarte ruiter						x			x		8	1
tureluur		x	x	x	x	x			x		2	1
groenpootruiter						x			x		8	1
steenloper		x		x		x			x		2	1
dwergmeeuw		x									0 - gebiedsgebonden	1
grote stern		x									70	NA
visdief		x									70	NA

1 Van der V et al. 2011

1* vergeijkbare soort uit deze familie Van der V et al. 2011

2 Gerritsen 2017

NA onbekend, 70 km als maximaal aangehouden



Figuur 4.1

Ligging van Natura 2000-gebieden in de (ruime) omgeving van de windturbine-locaties op de Haringvlietdam. Zie Tabel 4.1 en 4.2 voor de Natura 2000-gebieden waarvan het doelbereik van minimaal één IHD mogelijk effect kan ondervinden van de realisatie van de twee turbines. Biesbosch en Westerschelde & Seafinghe liggen niet in het kaartbereik maar respectievelijk verder ten oosten en ten zuiden van de windturbine-locaties.



5 Materiaal en methoden

5.1 Brongegevens vogels

Voor het berekenen van aantallen aanvaringsslachtoffers in een windpark is informatie nodig over o.a. het aanbod vogels per soort (flux) en de ruimtelijke en temporele verdeling van dit aanbod (waar bevinden zich belangrijke vliegroutes, wat is de hoogteverdeling en hoe verandert dit gedurende de dag?). Deze informatie is niet of slechts ten dele te herleiden uit bestaande vogeltelgegevens.

In 2018 en 2020 zijn door Buijs Eco Consult (kortweg: BEC) tweewekelijks of maandelijks gegevens verzameld van vliegbewegingen van vogels over het plangebied en de Haringvlietdam. Deze gegevens zijn voor 2018 gepresenteerd in een rapport (Buijs 2019), de gegevens van 2020/2021 zijn in voorliggend rapport ook verwerkt (zie hieronder). De waarnemingen bevatten informatie over vliegroutes en vlieghoogte van een groot aantal vogelsoorten. Alle informatie is door Bureau Waardenburg gedigitaliseerd en in een database omgezet en wordt voor een selectie van vogelsoorten (zie hieronder) in voorliggend rapport gepresenteerd.

Digitaliseren veldkaarten

Door BEC is het plangebied twee keer per maand bezocht in de periode april 2018 t/m november 2018 en ongeveer maandelijks in de periode eind april 2020 t/m begin februari 2021 (Bijlage 1). Tijdens de bezoeken zijn door een ervaren vogelteller gedurende circa twee à drie uur alle zichtbare vliegbewegingen van vogels over het plangebied en over de Haringvlietdam¹ per half uur periode gesommeerd op een kaart ingetekend, waarbij visueel tevens informatie over de vlieghoogte is verzameld. Er is op wisselende momenten gedurende de dag geteld waarbij tijdens een achttal tellingen ook slaaptrek van vogels is meegenomen (Bijlage 1). Bureau Waardenburg heeft alle veldkaarten gedigitaliseerd en omgezet in een database waarin:

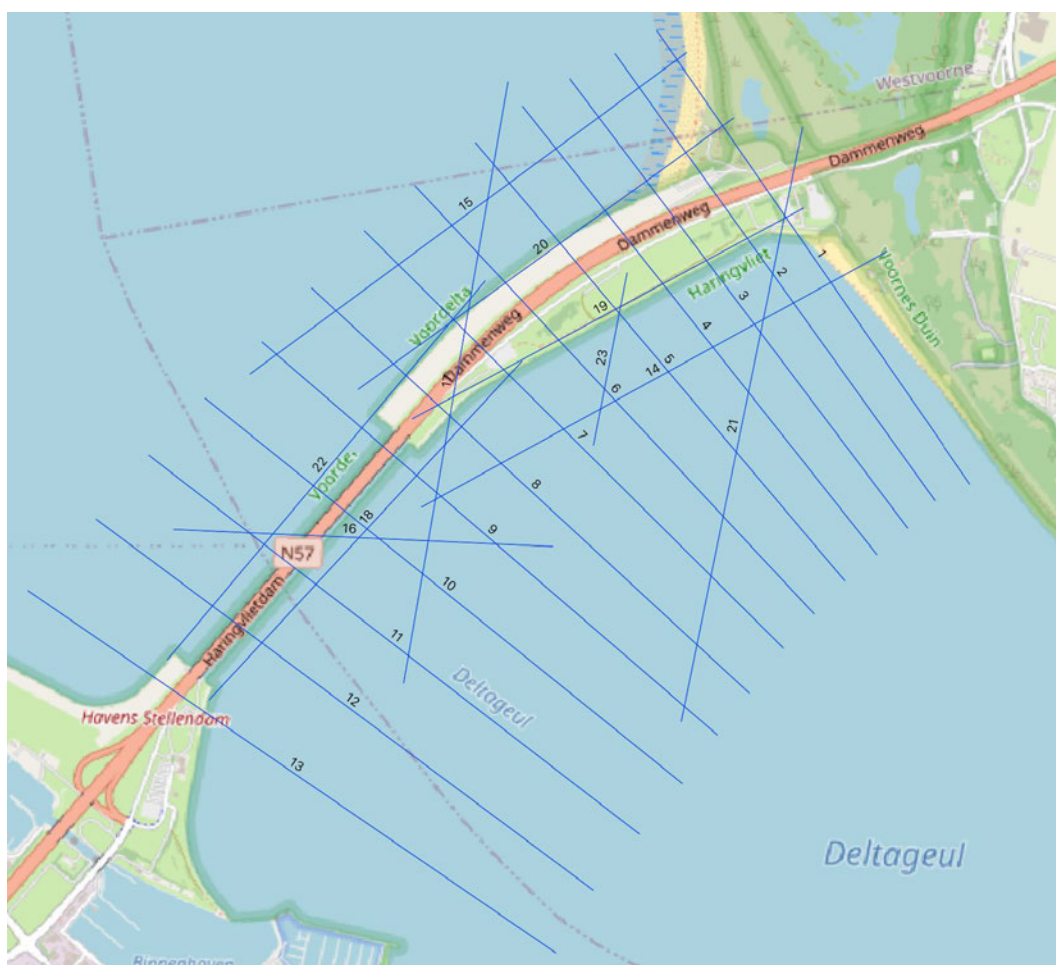
- De vliegroutes zijn omgezet in lijnen: hiertoe is het plangebied en de gehele Haringvlietdam/sluizen ingedeeld in sectoren van 200 - 250 m en is per sector een lijn loodrecht op de Haringvlietdam getrokken (Figuur 5.1). Tevens zijn enkele lijnen toegevoegd die veelvoorkomende vliegroutes parallel aan of schuin over de dam/sluizen beschrijven, zoals deze door BEC zijn waargenomen;
- Voor een selectie van soorten is per vliegbeweging de datum en tijd (interval in halve uren), het aantal exemplaren en de vlieghoogte in de database gekoppeld aan een lijn. De selectie van soorten wordt hieronder toegelicht;
- Alle in het veld op kaart vastgelegde vliegroutes van voornoemde selectie van soorten zijn toegekend aan een lijn die de vliegroute het best beschrijft;
- In de database is vervolgens een onderscheid gemaakt in passages gedurende het broedseizoen en buiten het broedseizoen, waarbij broedseizoen kortheids-halve voor de gehele selectie van soorten op april t/m augustus is gezet (in maart,

¹ De waarnemer stond herbij het plangebied. Dit betekent dat passages over het zuidelijke deel van de Haringvlietdam mogelijk zijn onderschat als gevolg van detectievervals op de afstand (>1,5 km).



wanneer aalscholver al nesten heeft, zijn door BEC geen waarnemingen verzameld);

- In de database is tevens een onderscheid gemaakt naar vliegroutes (lees: lijnen) over het plangebied (lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17, 19 t/m 21 en 23) en buiten het plangebied (alle overige lijnen) (zie Figuur 5.1);
- In de gegevens van BEC is geen vliegrichting aangegeven. Voor de berekening van het aantal slachtoffers in de vervolgstap met zogenoemde 'Collision Rate Models' is deze informatie ook niet nodig.



Figuur 5.1 Gehanteerde indeling met lijnen om de vliegroutes over het plangebied van Windpark Haringvlietdam en/of de Haringvlietsluizen te beschrijven. Naast een indeling van dertien lijnen om routes loodrecht over de dam/sluizen te beschrijven zijn ook tien lijnen gebruikt om veelvoorkomende vliegroutes parallel aan of schuin over de dam/sluizen te beschrijven.

Soortenselectie

Door BEC zijn van een groot aantal soorten vliegbewegingen genoteerd, inclusief soorten die tijdens de veldbezoeken in 2018 en 2020 slechts sporadisch over het plangebied of de Haringvlietsluizen vlogen, zoals vogels op seizoenstrek of toevallige passages van vogels die geen sterke binding hebben met het gebied in Figuur 5.1. Vanwege het geringe aantal



waargenomen vliegbewegingen is meer dan uiterst incidentele sterfte (ruim minder dan één slachtoffer per jaar in het gehele windpark) in het huidige en toekomstige windpark op voorhand uit te sluiten. Omdat het ook om landelijk algemene soorten (bijvoorbeeld zwarte kraai, spreeuw en lijsters) gaat, zijn effecten op de staat van instandhouding op voorhand uit te sluiten. Dergelijke soorten zijn niet opgenomen in de database en worden in voorliggende rapportage niet of hooguit kort besproken.

Tenslotte is het voor de vervolganalyse van belang om onderscheid te maken tussen **broedvogels** en **niet-broedvogels**, omdat de additionele sterfte in het windpark aan verschillende (deel)populaties dient te worden getoetst (bijvoorbeeld broedpopulatie in Natura 2000-gebied Voornes Duin, regionale/landelijke broedpopulatie en/of niet-broedpopulatie buiten Natura 2000-gebieden).

Overige gegevensbronnen

Naast de informatie van BEC uit 2018 en 2020 is ook de Nationale Database Flora en Fauna (NDFD) geraadpleegd voor vogelgegevens alsmede bestaande publicaties (zie referenties in de hoofdttekst) om de aanwezigheid en aantallen van vogels in de omgeving van het plangebied te beschrijven. De detailgegevens uit de NDFD zijn met toestemming van BIJ12 in dit rapport opgenomen. Het gebruik ervan voor andere toepassingen dan deze studie is niet toegestaan. Tenslotte is ook gebruik gemaakt van gegevens van een groot aantal gezenderde grote sterns die door Bureau Waardenburg in het kader van andere projecten zijn verzameld.

5.2 Brongegevens vleermuizen

Gebiedsgebruik vleermuizen

Onderzoek naar het gebiedsgebruik door vleermuizen is uitgevoerd tijdens vijf veldbezoeken in 2018 (Buijs & Halters 2019). Potentieel geschikte verblijfplaatsen, zoals bomen met holtes of gebouwen, ontbreken in het plangebied. Daarom lag de nadruk tijdens het veldonderzoek op het vaststellen van de functie van het gebied als foerageergebied en vlieg- of migratieroute voor vleermuizen. Voor een gedetailleerde beschrijving van de gebruikte apparatuur en weersomstandigheden tijdens de veldbezoeken wordt verwezen naar Buijs & Halters (2019).

Activiteit van vleermuizen op grotere hoogte

Aanvullend op het hiervoor beschreven veldonderzoek, zijn tussen 31 maart 2020 en 1 december 2020 de geluiden van vleermuizen automatisch opgenomen vanuit één van de zes bestaande windturbines aan de noordwestkant van de Haringvlietdam. Hiervoor is gebruik gemaakt van een batcorder (EcoObs) met het windturbine extensie pakket (Halters 2021). De batcorder is op een hoogte van 44 m geplaatst met een vertikaal gerichte microfoon. Voor een nadere beschrijving van de geluidsanalyse wordt verwezen naar Halters (2021).



5.3 Effectbepaling en –beoordeling vogels

De bouw en het gebruik van de twee windturbines kan effect hebben op vogels die gedurende enige fase van hun levenscyclus in (de omgeving van) het plangebied verblijven. Voorliggend rapport beperkt zich tot sterfte als gevolg van aanvaringen met de windturbines. Andere effecten van beide windturbines op vogels, zoals verstoring (zie bijlage II voor een algemeen overzicht van de effecten van windturbines op vogels), worden in een separate natuurtoets door idverde Advies uitgewerkt.

De aantallen slachtoffers zijn zo veel mogelijk (en voor zover relevant) per soort en per scenario gekwantificeerd. Bij deze kwantificering moet echter in aanmerking 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 goed bruikbaar om een ordegrrootte van effecten in te schatten. De aannames in de berekeningen zijn op zo'n manier gedaan dat in alle gevallen met zekerheid het *worst case-scenario* is getoetst.

5.3.1 Bepaling of berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers

Totaal aantal vogelslachtoffers – alle soorten samen

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, Everaert 2008, Schaut *et al.* 2008, Krijgsveld & Beuker 2009, Krijgsveld *et al.* 2009, Beuker & Lensink 2010, Brenninkmeijer & van der Weyde 2011, Verbeek *et al.* 2012, Klop & Brenninkmeijer 2014, 2020, Klop 2021, Langgemach & Dürr 2021). In deze studies is gecorrigeerd voor factoren zoals zoekefficiëntie, 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 huidige en het toekomstige aantal vogelslachtoffers (alle soorten samen) voor de zes bestaande windturbines respectievelijk de twee geplande windturbines bepaald.

Soortspecifieke aantallen slachtoffers

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, de Maasvlakte en in België (o.a. Everaert 2008, Fijn *et al.* 2012, Gyimesi *et al.* 2013; data uit Verbeek *et al.* 2012). De aantallen slachtoffers uit deze studies zijn te vertalen naar andere 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; 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.

In hoofdstuk 8 en 10 is beschreven voor welke soorten slachtofferberekeningen met het Flux-Collision Model zijn uitgevoerd en welke gegevens en aannames daarbij zijn gehanteerd. Voor andere 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 reigerachtigen en roofvogels. Voor soorten uit deze soortgroepen is een inschatting van het aantal aanvaringsslachtoffers voor de windturbines gemaakt, op basis van informatie over 1) aantallen vliegbewegingen over het plangebied, 2) vlieggedrag en 3) aantallen slachtoffers gevonden in slachtofferonderzoeken in Europa.

Ook voor **aalscholver** is geen aanvaringskans uit eerder onderzoek beschikbaar en kan geen berekening met het Flux-Collision Model worden gedaan. Dit is echter een soort waarvoor al wel regelmatig berekeningen met een ander model in *offshore* windparken zijn verricht, het zogenoemde SOSS Band model (Band 2012). Voor een vergelijking van beide modellen wordt korthedshalve verwezen naar Kleyheeg-Hartman *et al.* (2018). Als input in het Band model is gebruik gemaakt van informatie over: 1) aantallen vliegbewegingen van aalscholver over het plangebied (flux), 2) het vlieggedrag en enkele biometrische gegevens van aalscholver, 3) vlieghoogte en 4) de afmetingen en configuratie van het geplande windpark. In bijlage IV is de methode verder uitgeschreven.

5.3.2 Effectbeoordeling in relatie tot sterfte door aanvaringen

In het kader van de Wnb (Hoofdstuk 2 en 3) moet beoordeeld worden of de realisatie van de twee geplande windturbines op zichzelf of in samenhang met andere plannen en projecten in de omgeving, (significant) negatieve effecten kan hebben op het behalen van de IHD's van Natura 2000-gebieden of op de Staat van Instandhouding (Svi) van populaties van beschermde soorten.

De basis hiervoor wordt gevormd door het 1%-criterium (verder 1%-mortaliteitsnorm) van het Ornis Comité. 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 op de Svi van de betrokken populaties met zekerheid uitgesloten worden. Bij de beoordeling is ook rekening gehouden met de huidige staat van instandhouding van deze populaties.

Notabene: deze 1%-mortaliteitsnorm wordt niet gebruikt om het begrip 'significantie' uit te leggen. Het wordt 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 Bestuurs-



rechtspraak van de Raad van State achtte dit een acceptabele werkwijze². Een grotere sterfte dan 1% (in cumulatie met andere projecten) noodzaakt een aanvullende toetsing om te bepalen of de IHD en/of de Svl 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).

Berekening 1%-mortaliteit norm

De 1%-mortaliteit norm 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%-mortaliteit norm bepalen) voor alle soorten anders zijn. De norm wordt als volgt berekend:

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

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%-mortaliteit norm lager uit (worst case-berekening). Als populatiegrootte zijn recente gegevens gebruikt, waarbij voor niet-broedvogels het aantal exemplaren wordt gebruikt en voor broedvogels het aantal paren maximaal twee.

5.4 Effectbepaling en –beoordeling vleermuizen

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

- onderzoek naar gebiedsgebruik op maaiveldhoogte in 2018 (Buijs & Halters 2019);
- activiteitsmeting op hoogte in 2020 (Halters 2021);
- huidige ter beschikking staande kennis en informatie (bronnenonderzoek);
- deskundigenoordeel Bureau Waardenburg.

De berekening van het aantal vleermuislachtoffers is gebaseerd op het hierboven genoemde vleermuisonderzoek en slachtofferonderzoek in bestaande windparken in vergelijkbaar landschap (zie bijlage III).

Effect op de staat van instandhouding

Het verwachte aantal slachtoffers in de gebruiksfase wordt getoetst aan de staat van instandhouding van de relevante vleermuissoorten. De staat van instandhouding van een populatie wordt volgens de Habitatrichtlijn als gunstig beschouwd als:

² 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.



- 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 staat van instandhouding zijn de schattingen voor de Nederlandse populaties gebruikt als gegeven in *European Topic Centre on Biological Diversity* (2020). Deze schattingen zijn te beschouwen als de minimale populatieomvang van een soort op basis van beschikbare gegevens en deskundigenoordeel. De lokale instandhouding is in voorliggende rapportage berekend met deze data (bijlage III).

Om een eerste indicatie te krijgen van de effecten van sterfte op populaties wordt vaak de 1%-mortaliteitsnorm gebruikt (zie kader). In de voorliggende rapportage zijn de berekende/geschatte aantallen slachtoffers gerelateerd aan de 'lokale populatie' en vergeleken met 1% van de natuurlijke sterfte van de lokale populatie.

Voor de berekening van de 1%-mortaliteitsnorm wordt eenzelfde methode gebruikt als voor de 1%-mortaliteitsnorm voor vogels (uitgeleid bij effectbepaling voor vogels, zie vorige kader). De 1%-mortaliteitsnorm is ook officieel toegepast met betrekking tot vleermuizen. Zie hiervoor de uitspraak van de ABRS in zaaknr. 201107460/1/R1.



DEEL 2 AANWEZIGE NATUURWAARDEN



6 Vogels in en nabij het plangebied

6.1 Aalscholver

6.1.1 Aalscholver in het broedseizoen

Herkomst van aalscholvers in het plangebied

De meeste aalscholvers die tijdens het broedseizoen bij de Haringvlietdam worden gezien, zullen afkomstig zijn uit één van de twee kolonies in het aangrenzende Natura 2000-gebied Voornes Duin. Hier broedt de aalscholver in het Breede Water en in het Quackjeswater. Andere kolonies in de Delta liggen op grotere afstand, o.a. aan de noordzijde van de Brouwersdam (Boele *et al.* 2021, Sovon 2018).

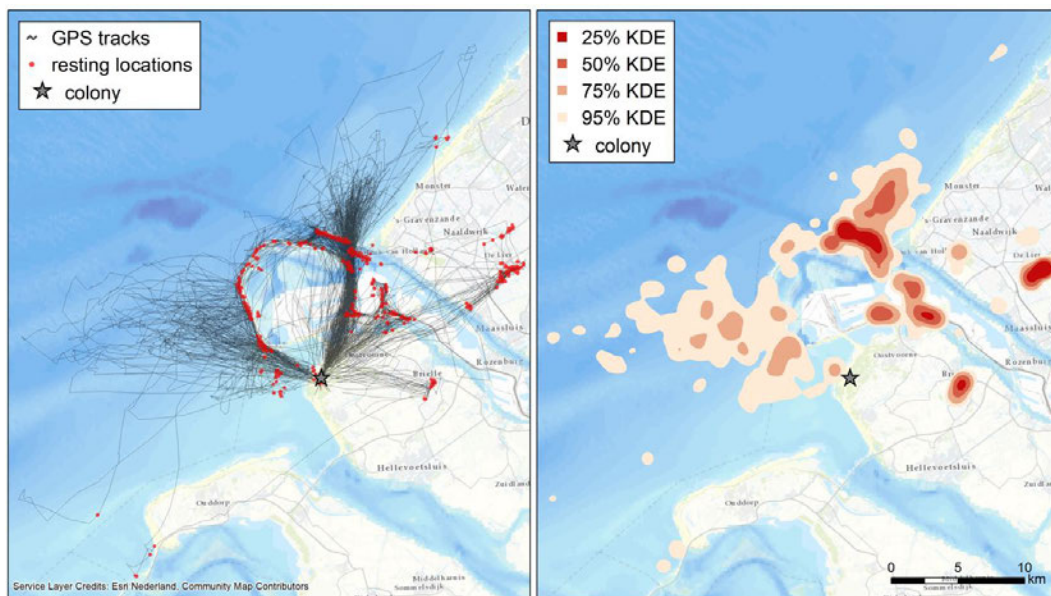
De kolonie aalscholvers in het Breede Water vestigde zich in 1984. Het aantal paren nam snel toe tot een maximum in 1998 van 1.510 broedparen. Sindsdien is het aantal paren in Voornes Duin afgenomen en nu ligt het aantal paren net boven de 1.000 (Tabel 6.1).

Tabel 6.1 Overzicht van het aantal broedparen van de aalscholver in Natura 2000-gebied Voornes Duin 2014-2018 (Bron: Netwerk Ecologische Monitoring (SOVON RWS CBS provincies); www.sovon.nl).

Vogelsoort	2014	2015	2016	2017	2018
aa scho ver	1.199	1.131	1.417	1.217	1.144

Aalscholvers foerageren in het broedseizoen tot op 70 kilometer afstand van de kolonie (Van der Vliet *et al.* 2011). De aalscholvers van het Voornes Duin foerageren zowel in de Natura 2000-gebieden Voordelta en Haringvliet als in andere wateren in de omgeving (Dirksen *et al.* 1989). Onderzoek door Fijn *et al.* (2014, 2021) aan gezenderde aalscholvers uit de kolonie in het Breede Water laat zien dat deze aalscholvers voornamelijk gebruik maken van foerageergebieden in de Voordelta ten westen van de kolonie en ten noorden van de Tweede Maasvlakte, o.a. in de monding van de Nieuwe-Waterweg. In de dataset uit 2012 van 11 gezenderde aalscholvers komt slechts één track in de nabijheid van het plangebied (Figuur 6.1).

Tijdens het veldonderzoek door BEC in 2018 en 2020 zijn daarentegen een groot aantal passages van aalscholvers over en in de omgeving van het plangebied vastgesteld. Dit betrof waarschijnlijk vooral aalscholvers uit de kolonie in het Quackjeswater op minder dan een kilometer van het plangebied.



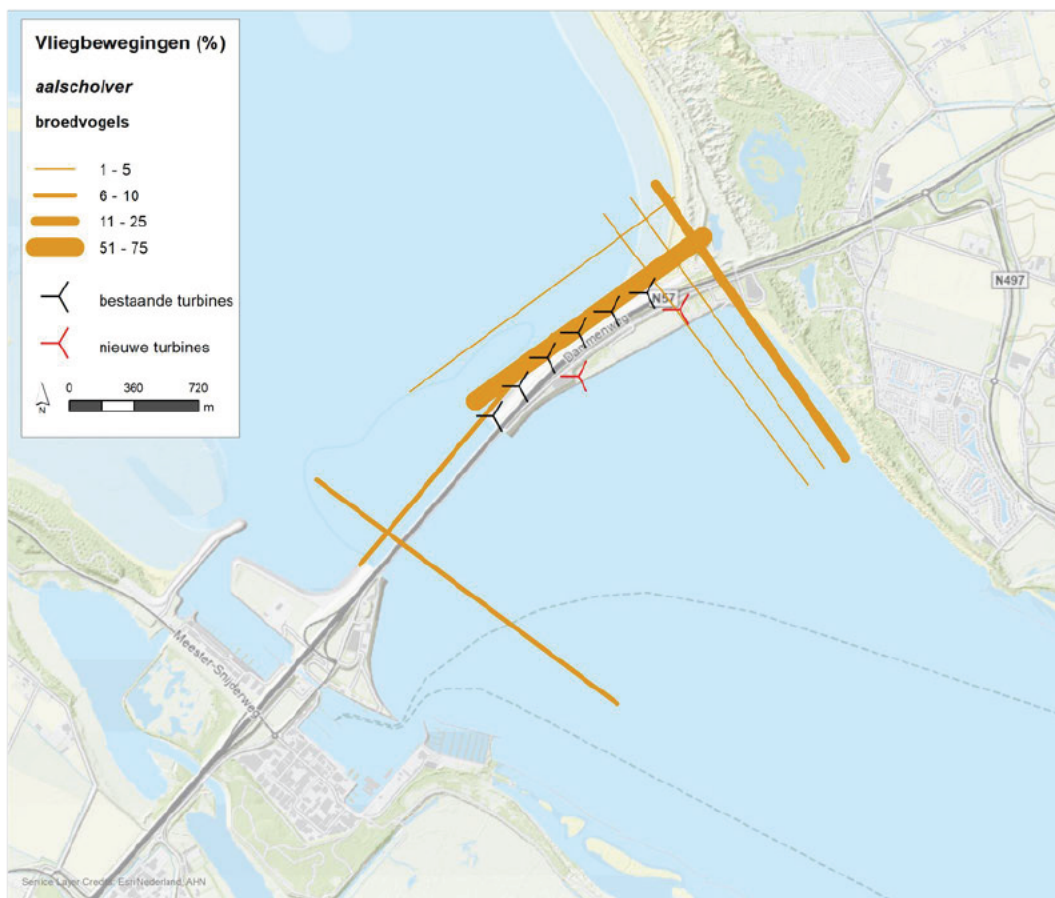
Figuur 6.1 Kaart met 264 foerageertochten van 11 gezenderde aalscholvers uit het Breede Water in 2012. Links worden de tochten weergegeven rechts in welke gebieden de meeste GPS-punten liggen (Fijn et al. 2021).

Vliegbewegingen in het broedseizoen

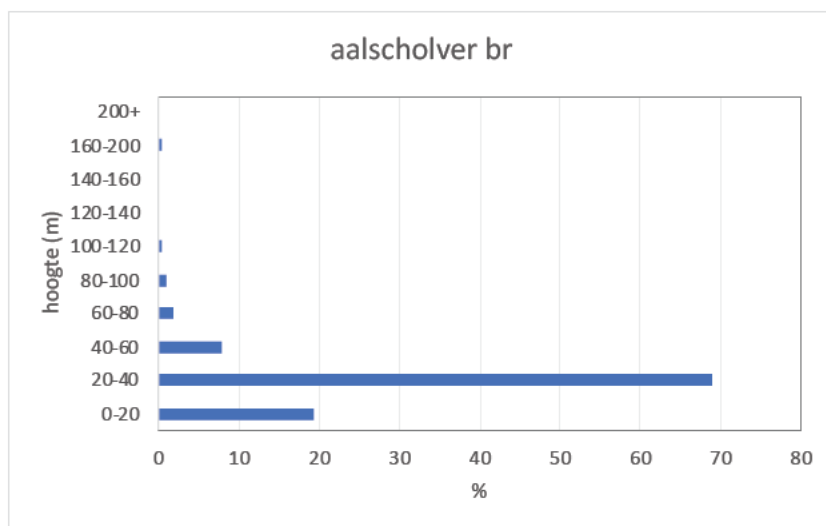
Tijdens veldwerk door BEC in het broedseizoen 2018 en 2020 zijn van 651 respectievelijk 596 aalscholvers (totaal 1.247) passages vastgelegd. De meeste vogels vlogen langs de noordzijde van de Haringvlietdam (62%) of langs de noordelijke oever van het Haringvliet (12%) en nauwelijks over de directe omgeving van de twee planlocaties (circa 5%) (Figuur 6.2).

Vlieghoogte tijdens het broedseizoen

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5). De meeste aalscholvers vlogen in het broedseizoen laag over het water of over de dam, meestal op een hoogte van minder dan 40 m (Figuur 6.3). In beide jaren vonden weinig passages (circa 7%) op rotorhoogte (50 – 200 m) plaats.



Figuur 6.2 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van aalscholver in het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 1.247 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.



Figuur 6.3 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van aalscholver in het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 1.025 exemplaren) over het plangebied op de Haringvlietdam. In dit diagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 19 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).



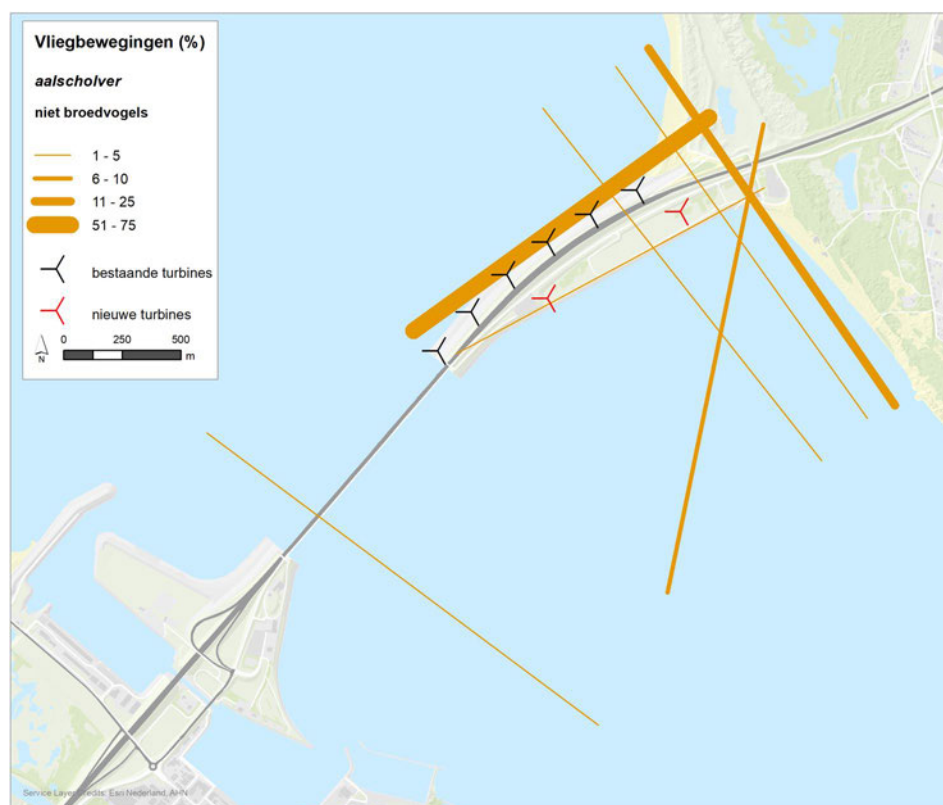
6.1.2 Aalscholver buiten het broedseizoen

Herkomst van aalscholvers in het plangebied

Ook buiten het broedseizoen vormt de monding van het Haringvliet een regionaal belangrijk doortrek- en overwinteringsgebied voor aalscholvers. In de periode 2013-2015 verbleven hier gemiddeld 250-500 vogels (Sovon 2018). Een belangrijke slaapplek, met een maximum van circa 2.250 exemplaren in de afgelopen vijf jaar, bevindt zich in het Quackjeswater in Voornes Duin. In dezelfde periode bevonden zich kleinere slaapplekken met enkele honderden exemplaren langs de zuidrand van Goeree-Overflakkee (Sovon.nl).

Vliegbewegingen buiten het broedseizoen

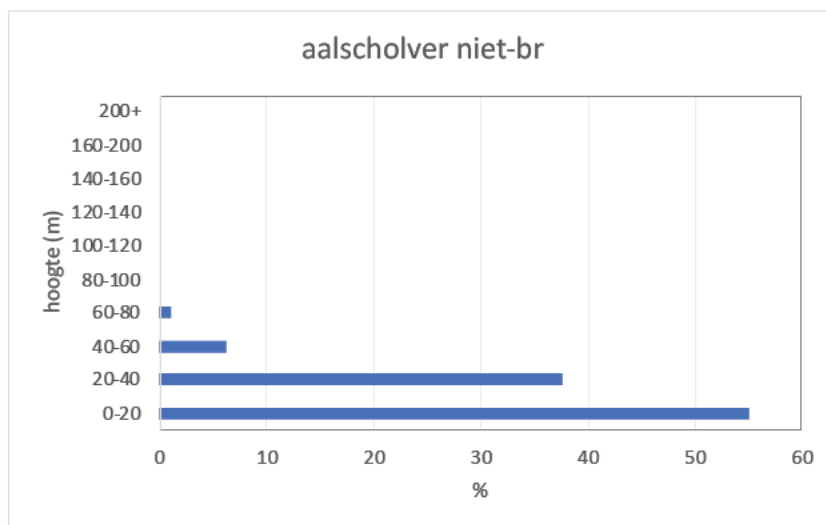
Tijdens veldwerk door BEC in 2018 en 2020 zijn in totaal van 1.405 aalscholvers buiten het broedseizoen passages vastgelegd. Figuur 6.4 laat de procentuele verdeling zien. Net als in het broedseizoen volgden de meeste vogels routes langs de noordzijde van de Haringvlietdam (74%) of langs de noordelijke oever van het Haringvliet (12%) en nauwelijks over de directe omgeving van de twee planlocaties (circa 3%).



Figuur 6.4 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van aalscholver buiten het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 1.405 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.

Vlieghoogte buiten het broedseizoen

De meeste aalscholvers vlogen ook buiten het broedseizoen laag over het water of over de dam, meestal op een hoogte van minder dan 40 m (Figuur 6.5). In beide jaren vonden weinig passages (circa 4%) op rotorhoogte (50 – 200 m) plaats.



Figuur 6.5 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van aalscholver buiten het broedseizoen in 2018 en 2020 ($n = 1.363$ exemplaren) over het plangebied op de Haringvlietdam. In dit diagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 19 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).

6.2 Lepelaar

Herkomst van lepelaars in het plangebied

Lepelaars zijn door BEC uitsluitend tijdens het broedseizoen gezien met als laatste datum 13 augustus in seizoen 2018 en 10 juni in seizoen 2020. Onderstaande bespreking beperkt zich daarom tot het broedseizoen. Het is aannemelijk dat alle voornoemde lepelaars afkomstig waren uit de broedkolonie in het Quackjeswater in Natura 2000-gebied Voornes Duin. De enige andere kolonie in de nabijheid bevindt zich sinds 2019 in de Vogelvallei op de Eerste Maasvlakte waar toen 26 broedparen broedden (Boele *et al.* 2021, Sovon 2018).

De lepelaar broedt met gemiddeld 234 paren in het Quackjeswater in Voornes Duin (Tabel 6.2). Het foerageergebied van deze lepelaars strekt zich uit over een groot gebied, waarbij de vogels uit het Quackjeswater in het begin van het seizoen met name in Midden-Delfland en recentelijk ook Tiengemeten hun voedsel zoeken. Ook de Kwade Hoek vormt een belangrijk foerageergebied voor de lepelaar, met name wat later in het seizoen als garnalen beschikbaar komen in de ondiepe wateren (provincie Zuid-Holland/Min. v. I&M 2016).

Tabel 6.2 Overzicht van het aantal broedparen van de lepelaar in Natura 2000-gebied Voornes Duin 2015-2019 (Bron: Netwerk Ecologische Monitoring (SOVON RWS CBS provincies); www.sovon.nl).

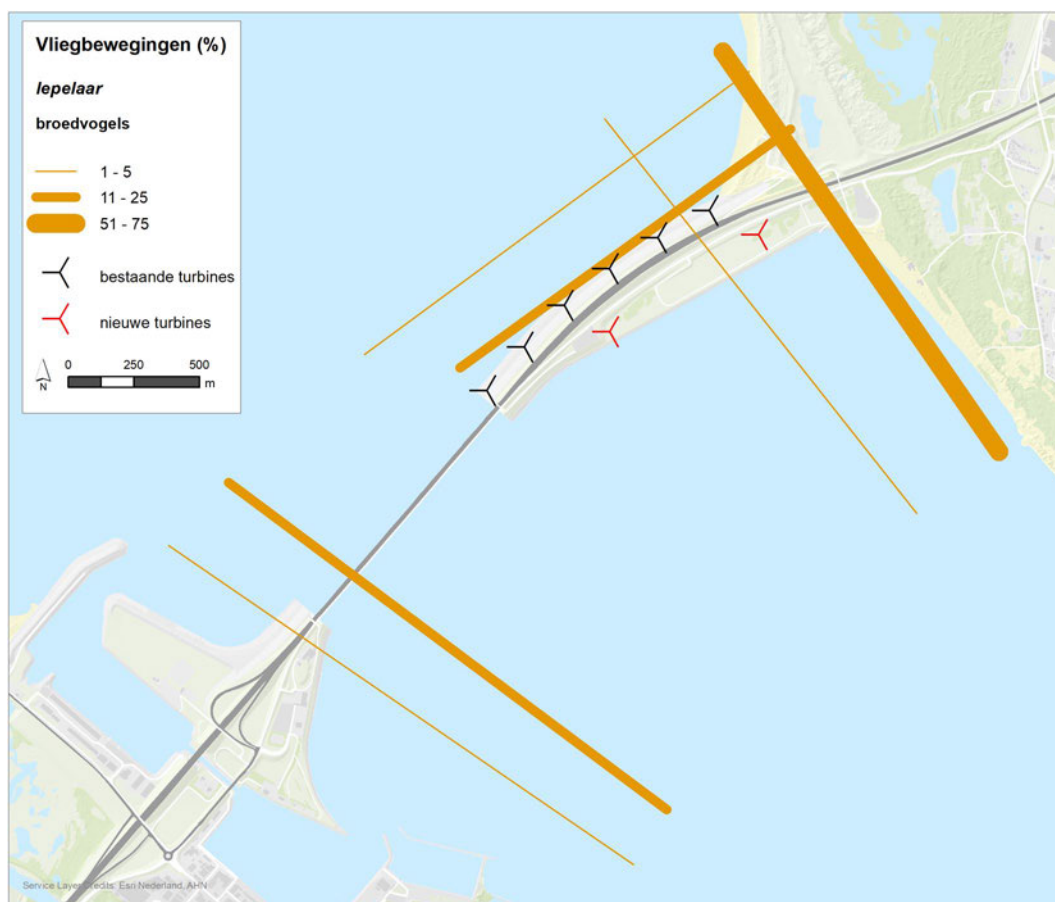
Vogelsoort	2015	2016	2017	2018	2019
lepelaar	214	173	270	277	237



Vliegbewegingen

Tijdens veldwerk door BEC in het broedseizoen 2018 en 2020 zijn van 108 respectievelijk 63 lepelaars (totaal 171) passages vastgelegd. Figuur 6.6 laat de procentuele verdeling zien.

De helft (50%) van de vliegbewegingen van lepelaars passeerde langs de noordoever van het Haringvliet, op honderden meters afstand van de twee geplande windturbines. Dit betreft o.a. vogels die foerageren op het Quackgors bij Hellevoetsluis en op de Slijkplaat in het Haringvliet (NDFF 2021). Een andere relatief veel gebruikte route (22% van de vliegbewegingen), vooral van vogels die foerageren op de Kwade Hoek of in de polders nabij Ouddorp op Goeree-Overflakkee, passeerde aan de noordkant van de dam over het water. Tenslotte zijn ook regelmatig passages (18% van de vliegbewegingen) over het zuidelijke deel van de Haringvlietdam gezien; mogelijk betrof dit vogels die uitwisselen tussen foerageergebieden op de Kwade Hoek en op de zuidelijke oever van het Haringvliet of vogels die tussen laatstgenoemde gebied en de kolonie pendelden. Over de directe omgeving van de twee planlocaties van de nieuwe windturbines zijn tijdens het veldonderzoek slechts drie vliegbewegingen (<2%) genoteerd, allen over of nabij de meest oostelijk geplande turbinelocatie (Figuur 6.6).

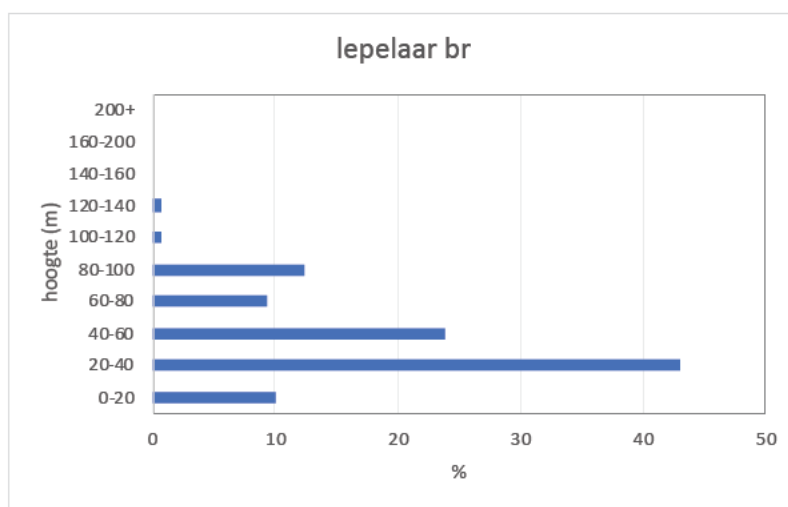


Figuur 6.6 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van lepelaar in 2018 en 2020 ($n = 171$ exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.



Vlieghoogte

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5). De meeste lepelaars vlogen in het broedseizoen laag over het water of over de dam, meestal op een hoogte van minder dan 40 m (Figuur 6.7). In beide jaren vonden weliswaar relatief veel passages (circa 35%) op rotorhoogte (50 – 200 m) plaats, maar zoals hiervoor beschreven betrof dit vrijwel uitsluitend vogels aan de noord- of oostzijde van de dam. De drie waargenomen passages over de planlocatie van de meest oostelijke turbine passeerden wel een hoogte van 80-120 m en dus op rotorhoogte.



Figuur 6.7 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van lepelaar in 2018 en 2020 ($n = 130$ exemplaren) over het plangebied op de Haringvlietdam. In dit diagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17-19 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).

6.3 Ganzen

Herkomst van ganzen in het plangebied

De omgeving van het plangebied is niet van betekenis voor ganzen; er bevinden zich geen belangrijke slaapplekken of foerageergebieden in de directe nabijheid. De dichtstbijzijnde ganzenlaapplekken bevinden zich op de Kwade Hoek en omgeving Scheelhoek op Goeree-Overflakkee en langs de noordrand van het Haringvliet op de Korendijkse Slikken en Tiengemeten (Sovon.nl, Radstake *et al.* 2017). Dit betreft vooral brandganzen en in mindere mate grauwe ganzen en kolganzen. Hoewel ganzen tot vele tientallen kilometers van de slaapplekken kunnen foerageren, zijn in de regio met name de graslanden rondom Ouddorp en Goedereede op Goeree-Overflakkee in trek, alsmede de buitendijkse gorzen langs het Haringvliet. Dit verklaart de afwezigheid van dagelijkse vliegbewegingen van ganzen over het plangebied en het relatief beperkt aantal waargenomen vliegbewegingen.

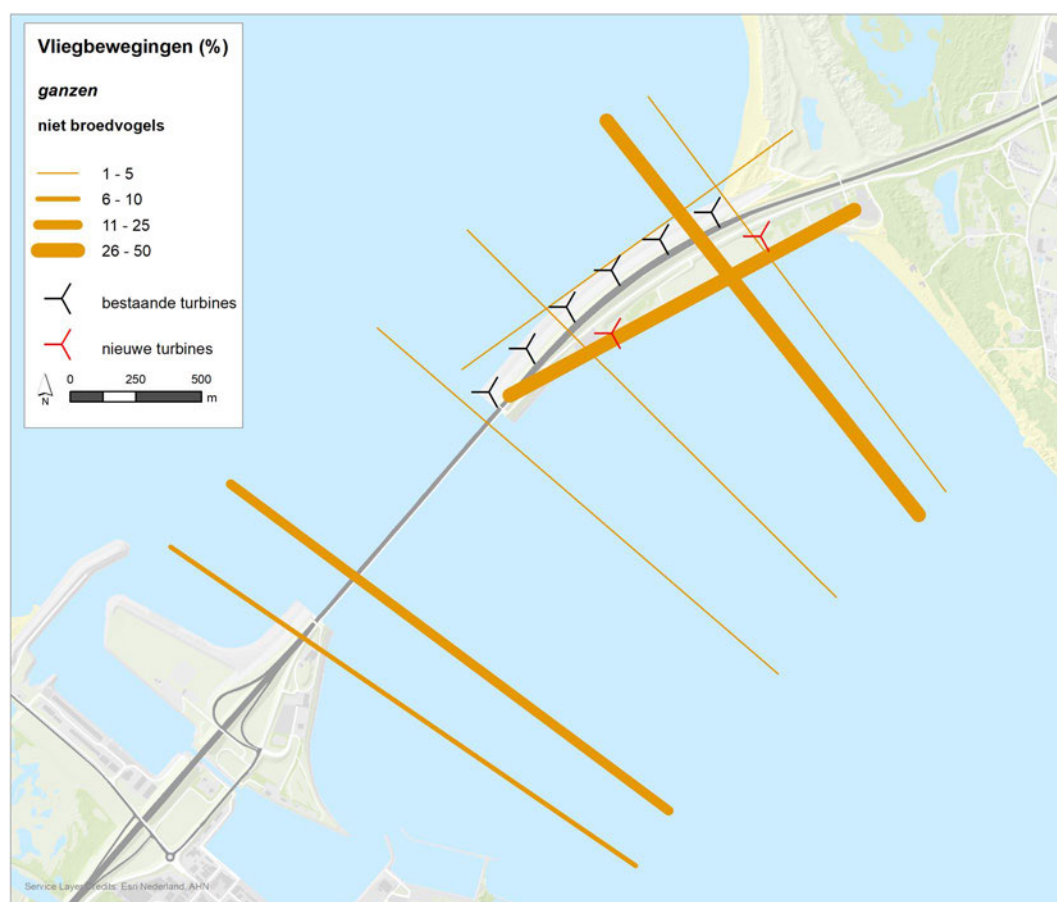
Door BEC zijn in 2018 en 2020 ganzen in bijna alle maanden van het jaar waargenomen. Het merendeel van de ganzen zal echter niet-broedvogels betreffen, inclusief vogels op seizoenstrek, zodat ganzen hier als niet-broedvogels worden behandeld. Het betreft vier



waarnemingen van brandganzen (n= 202 exemplaren), achttien waarnemingen van grauwe ganzen (n= 174) en éénmaal een passage van een groep van 72 kolganzen.

Vliegbewegingen

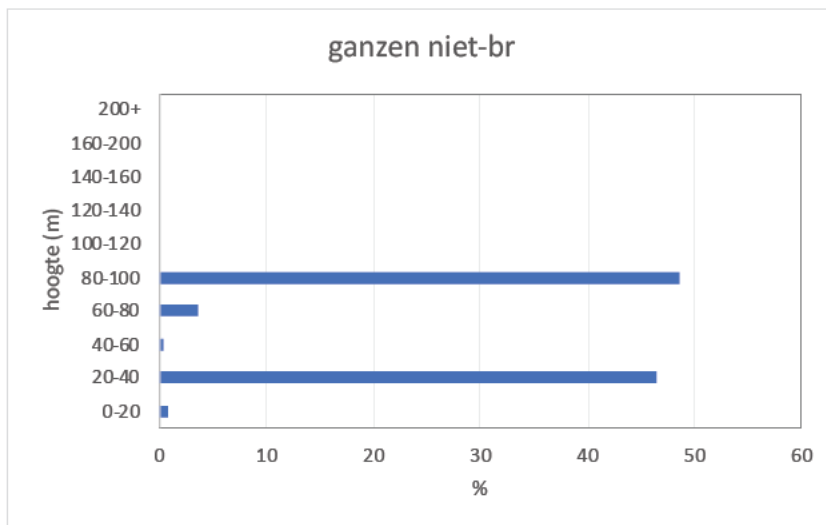
Tijdens veldwerk door BEC in 2018 en 2020 zijn in totaal 23 passages van bij elkaar 448 ganzen vastgelegd. Figuur 6.8 laat de procentuele verdeling zien. In totaal 70% van de vliegbewegingen passeerde de directe omgeving van de twee planlocaties, het resterende deel betrof vooral passages over het zuidelijke deel van de Haringvlietdam.



Figuur 6.8 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van ganzen in 2018 en 2020 (n= 448 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.

Vlieghoogte

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is alleen gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5). Ongeveer de helft van deze ganzen (53%) passeerden het plangebied op rotorhoogte (50 – 200 m, zie Figuur 6.9). De ganzen vlogen relatief hoog in vergelijking tot de meeste van de hier beschreven andere soorten. Ook buiten het plangebied (boven het Haringvliet) was dit patroon zichtbaar, oftewel boven water werd niet veel lager gevlogen. Mogelijk duidt dit op uitwisseling tussen verder uit elkaar gelegen gebieden.



Figuur 6.9 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van ganzen in 2018 en 2020 ($n = 333$ exemplaren) over het plangebied op de Haringvlietdam. In dit diagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).

6.4 Bergeend

Herkomst van bergeenden in het plangebied

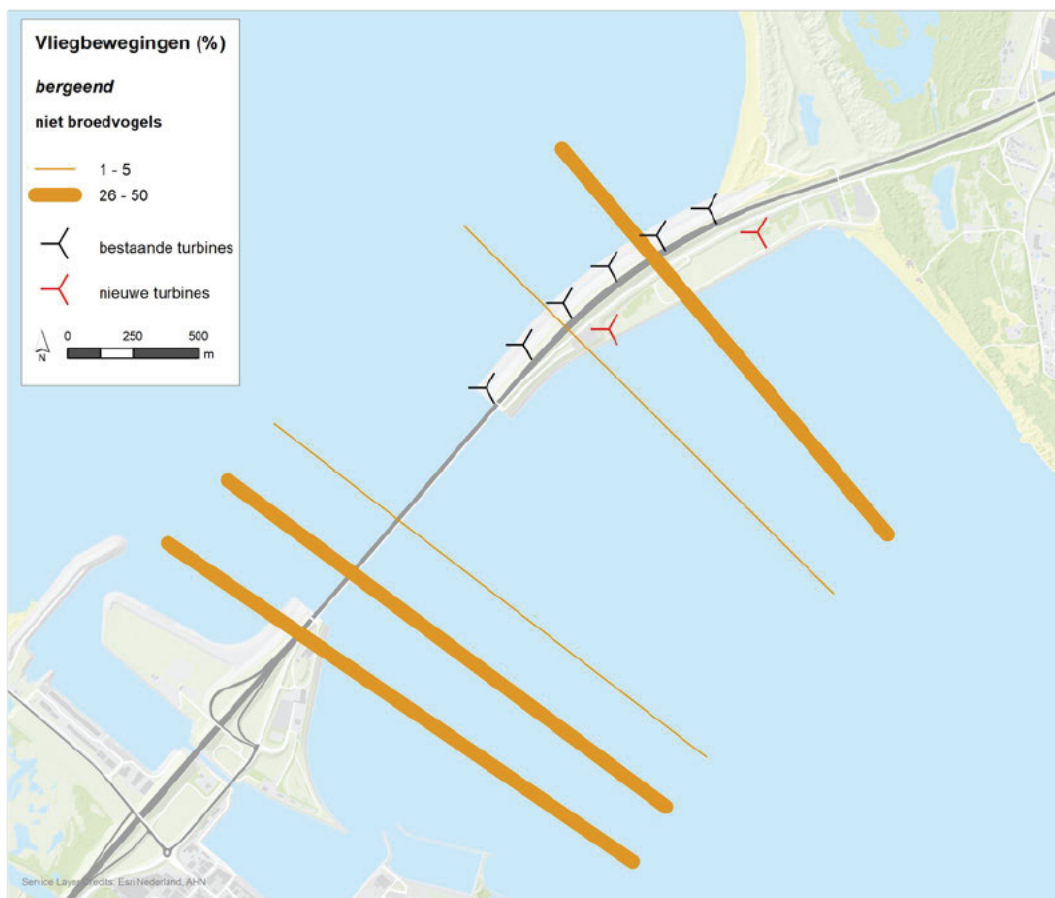
De omgeving van het plangebied is niet van betekenis voor bergeenden. Tijdens maandelijkse watervogeltellingen wordt de soort gemiddeld met hooguit enkele exemplaren vastgesteld in het aangrenzende deel van het Haringvliet (NDFF 2021). De belangrijkste concentraties bevinden zich buitendijks op de Kwade Hoek en het intergetijdengebied in de monding van het Haringvliet (o.a. Hinderplaat) waar met name in de (na)zomer vele duizenden exemplaren ruien (Hoekstein *et al.* 2020). In het Haringvliet wordt de soort met name langs de zuidoever aangetroffen, o.a. op de Scheelhoek (NDFF 2021).

Vliegbewegingen

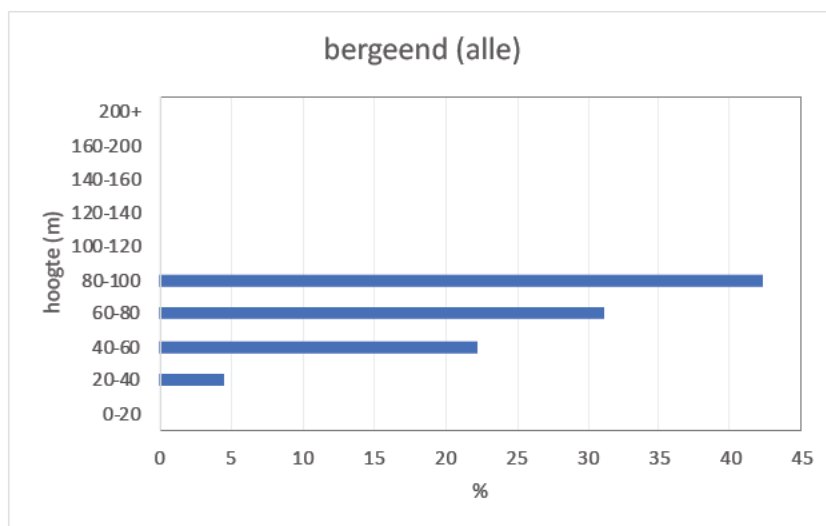
Vrijwel alle door BEC waargenomen vliegbewegingen van bergeenden betrof tweetallen in het voorjaar en vroege zomer in 2018. Waarschijnlijk betrof dit vliegbewegingen van lokale broedvogels uit de omgeving Scheelhoek richting Kwade Hoek. Buiten het broedseizoen zijn slechts twee passages genoteerd, waaronder 12 exemplaren tijdens een half uur in december 2020. In totaal zijn van slechts 45 bergeenden passages over de Haringvlietdam vastgelegd. Figuur 6.10 laat de procentuele verdeling zien (hierin zijn alle waarnemingen opgenomen). Er zijn slechts twee passages over het plangebied waargenomen: eenmaal een paartje in april 2020 en de eerdergenoemde 12 exemplaren in december 2020. Bijna 70% van de vliegbewegingen passeerde over het zuidelijke deel van de Haringvlietdam.

Vlieghoogte

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van alle waargenomen vliegbewegingen van bergeenden. Het merendeel van de bergeenden (85%) passeerden de Haringvlietdam op rotorhoogte (50 – 200 m, zie Figuur 6.11).



Figuur 6.10 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van bergeenden in 2018 en 2020 (n= 45 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.



Figuur 6.11 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van bergeenden in 2018 en 2020 (n= 45 exemplaren) over de gehele Haringvlietdam.



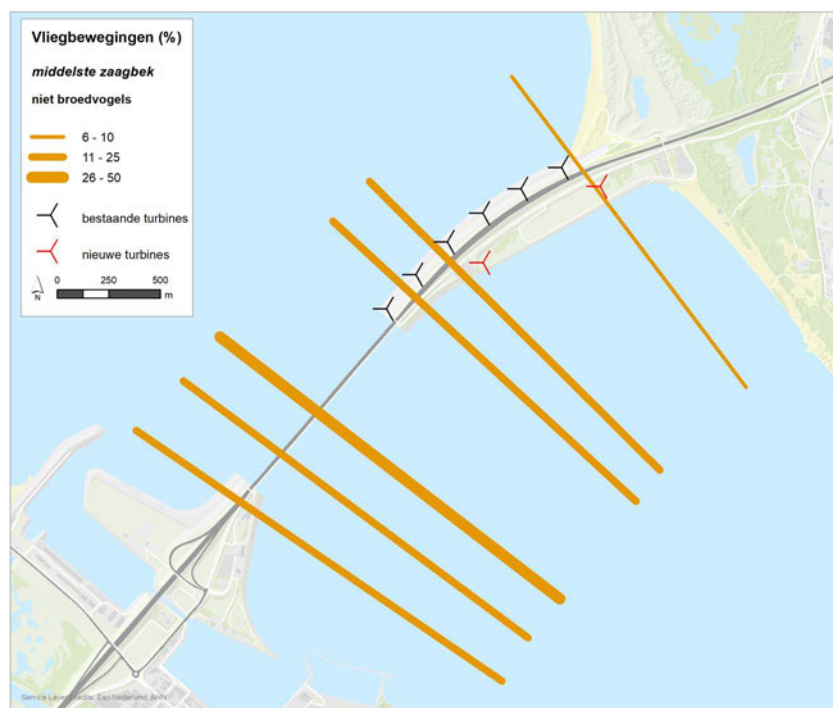
6.5 Middelste zaagbek

Herkomst van middelste zaagbek in het plangebied

De omgeving van het plangebied is van geringe betekenis voor middelste zaagbek. Tijdens maandelijkse watervogeltellingen in het aangrenzende deel van het Haringvliet wordt de soort gemiddeld met hooguit enkele of een tiental exemplaren vastgesteld (NDFF 2021). De belangrijkste concentraties middelste zaagbekken in de noordelijke Delta bevinden zich in het Grevelingenmeer (Sovon 2018). Dichter bij het plangebied is de monding van het Haringvliet (inclusief de buitenhaven van Stellendam) van betekenis voor de soort. Hier kunnen in het winterhalfjaar enkele honderden middelste zaagbekken verblijven (Hoekstein *et al.* 2020). Middelste zaagbekken hebben een voorkeur voor getijdenwateren en zoute of brakke meren, in recente jaren is echter een toename zichtbaar in het zoete Haringvliet (Sovon 2018).

Vliegbewegingen buiten het broedseizoen

Door BEC zijn in 2018 en 2020 met name in het voorjaar en zomer middelste zaagbekken waargenomen. Mogelijk betrof dit in de maanden juni tot en met augustus exemplaren van de kleine broedpopulatie in het Haringvliet en/of overzomeraars. In totaal zijn van 44 middelste zaagbekken passages over de Haringvlietdam vastgelegd. Figuur 6.12 laat de procentuele verdeling zien (hierin zijn alle waarnemingen opgenomen). Er zijn slechts vijf passages over het plangebied waargenomen, in groepjes van tussen twee en vijf exemplaren (gesommeerd in half uur perioden). Dit betreft 34% van de waargenomen vliegbewegingen van de middelste zaagbek over de Haringvlietdam.

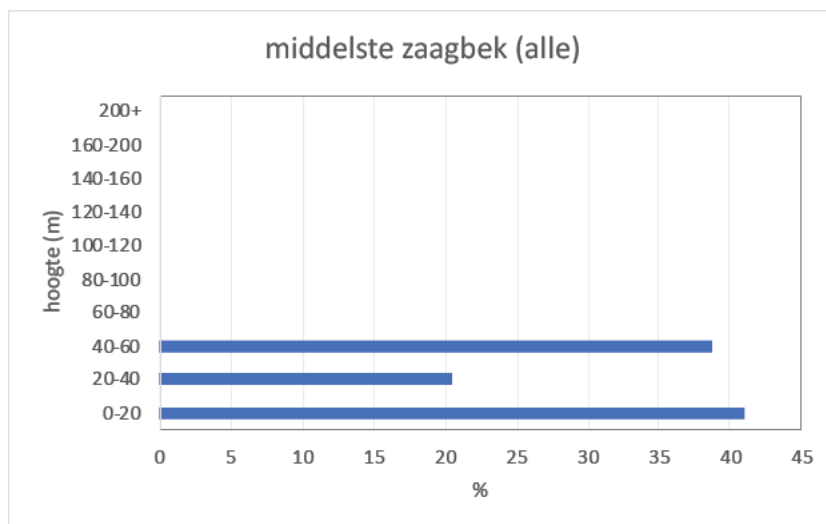


Figuur 6.12 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van middelste zaagbek in 2018 en 2020 ($n=44$ exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.



Vlieghoogte buiten het broedseizoen

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van alle waargenomen vliegbewegingen van middelste zaagbek. Ongeveer 20% van de middelste zaagbekken passeerden de Haringvlietdam op rotorhoogte (50 – 200 m, zie Figuur 6.13).



Figuur 6.13 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van middelste zaagbek in 2018 en 2020 (n= 44 exemplaren) over de gehele Haringvlietdam.

6.6 Overige eenden

Herkomst van overige eenden in het plangebied

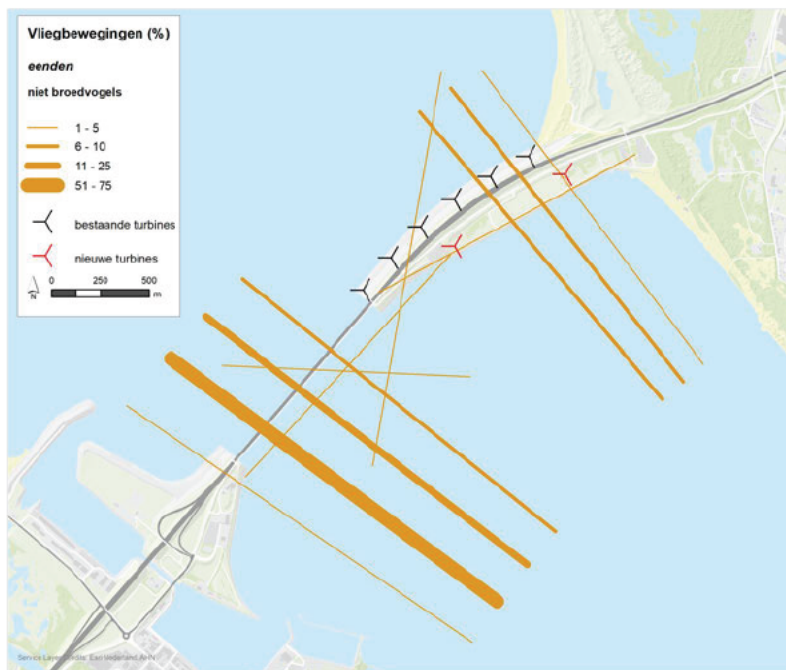
De omgeving van het plangebied is van geringe betekenis voor eenden. Tijdens maandelijkse watervogeltellingen in het aangrenzende deel van het Haringvliet worden de soorten wilde eend, krakeend, wintertaling, kuifeend en tafeleend gemiddeld met hooguit enkele of een tiental exemplaren vastgesteld (NDFF 2021). Bij uitzondering verblijven in deze hoek gemiddeld soms enkele tientallen krakeenden en kuifeenden. De belangrijkste concentraties eenden bevinden zich buitendijks in de omgeving van de Kwade Hoek (inclusief de buitenhaven van Stellendam) en het intergetijdengebied in de monding van het Haringvliet (o.a. Hinderplaat). Hier kunnen jaarrond honderden tot enkele duizenden wilde eenden, krakeenden, pijlstaarten, wintertalingen en kuifeenden verblijven (Hoekstein *et al.* 2020). Deze vogels zijn echter sterk gebonden aan deze gebieden, zodat weinig vliegbewegingen over het plangebied plaatsvinden.

Vliegbewegingen

Vrijwel alle door BEC waargenomen vliegbewegingen van overige eenden betrof individuen of kleine groepjes van maximaal vier exemplaren in het voorjaar en vroege zomer in 2018. Er is éénmaal in een half uur periode in juli 2018 passage van 12 eenden (niet op soort gedetermineerd) waargenomen. Buiten het broedseizoen zijn slechts drie passages genoteerd. Met uitzondering van de passage van twee krakeenden, zijn overigens alle overige eenden niet op soortnaam gebracht. In totaal zijn van slechts 76 eenden passages over de Haringvlietdam vastgelegd. Figuur 6.14 laat de procentuele verdeling zien (hierin zijn alle waarnemingen opgenomen). Er zijn slechts zes passages



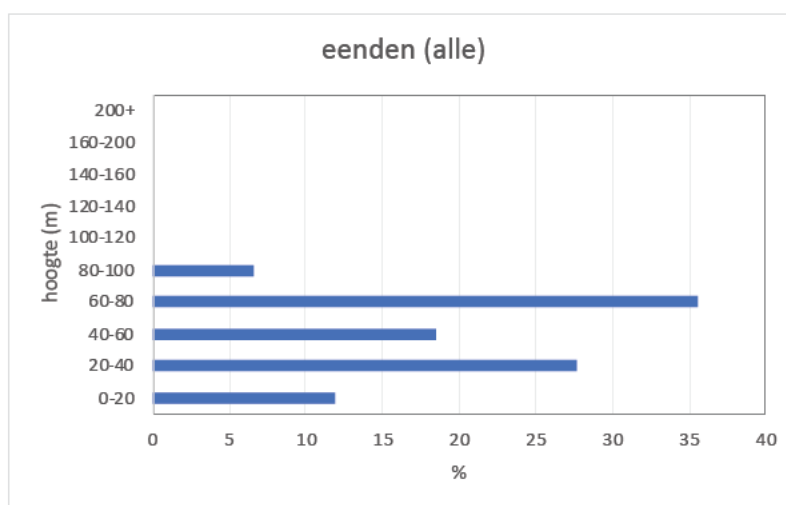
(18% van alle vliegbewegingen van eenden) over het plangebied waargenomen. De rest van de vliegbewegingen passeerde over het zuidelijke deel van de Haringvlietdam.



Figuur 6.14 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van overige eenden in 2018 en 2020 (n= 76 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.

Vlieghoogte

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van alle waargenomen vliegbewegingen van overige eenden. Ongeveer de helft van de eenden (51%) passeerden de Haringvlietdam op rotorhoogte (50 – 200 m, zie Figuur 6.15).



Figuur 6.15 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van overige eenden in 2018 en 2020 (n= 76 exemplaren) over de gehele Haringvlietdam.



6.7 Scholekster

Herkomst van scholekster in het plangebied

In de monding van het Haringvliet verblijven in de nazomer, najaar en winter gemiddeld enkele duizenden tot vele duizenden scholeksters (Hoekstein *et al.* 2020). In het algemeen foerageert de soort hier in het intergetijdengebied in de monding van het Haringvliet, zoals op de Hinderplaat en Kwade Hoek en verblijft bij hoogwater vooral op hoogwatervluchtplaatsen op o.a. de Kwade Hoek, het werkeiland van de Haringvlietssluisen bij Stellendam of de Westplaat bij Oostvoorne.

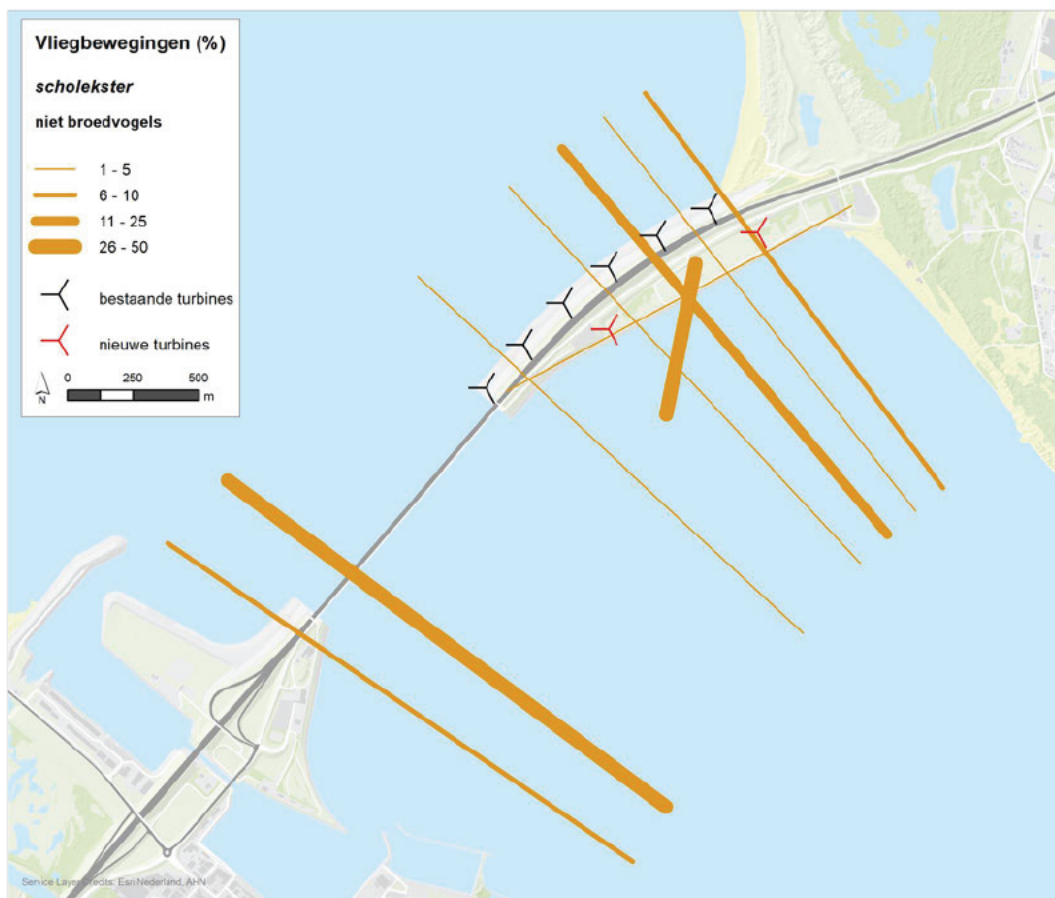
De omgeving van het plangebied is van relatief geringe betekenis voor de scholekster. Door BEC is wel enkele keren vastgesteld dat tijdens hoog water grotere groepen scholeksters (tot 300 exemplaren) in het plangebied zelf foerageren. Dit was uitsluitend tijdens of net na perioden met regenval, wanneer regenwormen beter beschikbaar zijn (Buijs 2019). Tijdens maandelijkse watervogeltellingen in het aangrenzende deel van het Haringvliet zijn gemiddeld hooguit enkele tientallen exemplaren vastgesteld op de noordoever van het Haringvliet (NDFF 2021). De waarnemingen van passages over de Haringvlietdam door BEC omvat vooral waarnemingen in het late voorjaar en zomer van kleine aantallen, mogelijk broedvogels uit de omgeving. In de winter 2020/2021 zijn wel enkele keren passages gezien van groepen scholeksters (maximaal 29 exemplaren in februari 2021).

Vliegbewegingen

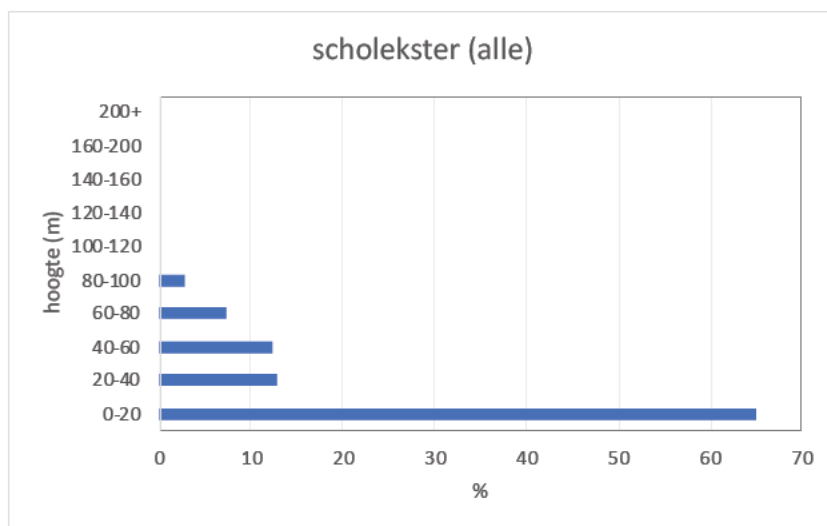
In totaal zijn van 180 scholeksters passages over de Haringvlietdam vastgelegd, waarvan 116 over het plangebied (65%, zie Figuur 6.16). Meer dan de helft hiervan betrof (gesommeerd over een half uur) 29, 10 en 29 exemplaren op 6 februari 2021. Alle andere waarnemingen betroffen individuen of kleine groepjes tot vijf exemplaren.

Vlieghoogte

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van alle waargenomen vliegbewegingen van scholekster. De soort passeert de Haringvlietdam voornamelijk op lage hoogte; slechts 16% vloog hierbij op rotorhoogte (50 – 200 m, zie Figuur 6.17).



Figuur 6.16 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van schoukster in 2018 en 2020 (n= 180 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.



Figuur 6.17 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van schoukster in 2018 en 2020 (n= 180 exemplaren) over de gehele Haringvlietdam.



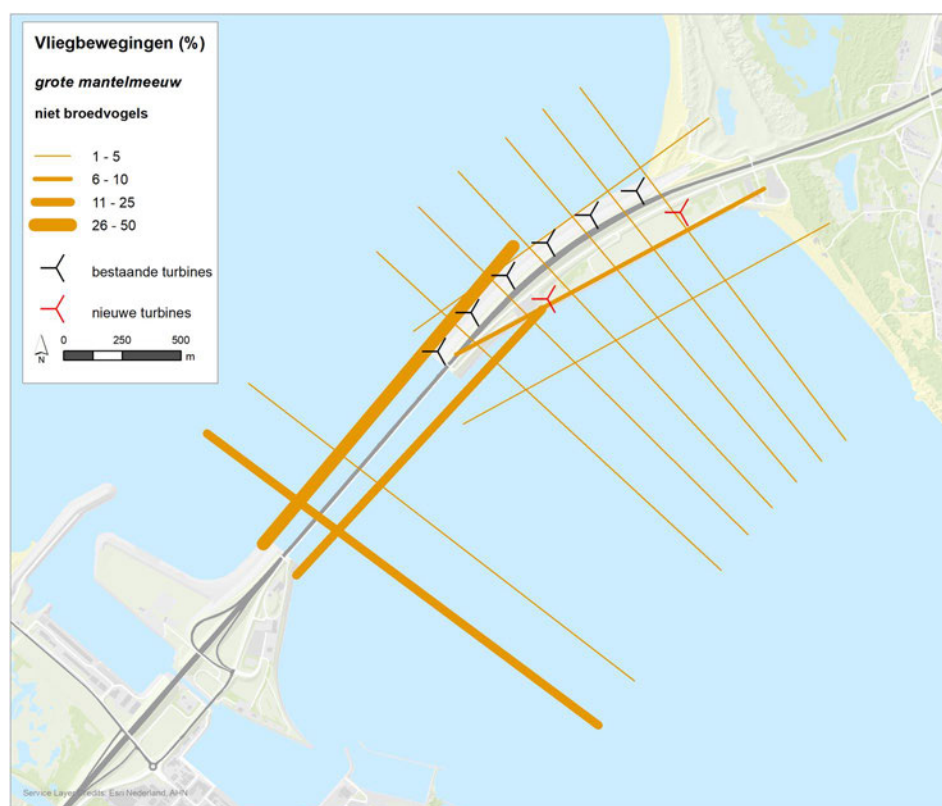
6.8 Grote mantelmeeuw

Herkomst van grote mantelmeeuw in het plangebied

De grote mantelmeeuw is een zeer schaarse broedvogel in Nederland (60-70 broedparen, Sovon 2018), waarvan het merendeel in de Delta broedt. Ondanks waarnemingen in het broedseizoen, zal het merendeel van de waarnemingen om niet-broedvogels gaan. In de nazomer en winterhalfjaar verblijven vele tientallen tot enkele honderden grote mantelmeeuwen in de monding van het Haringvliet (Sovon 2018). In het zoete deel van de Delta, inclusief het Haringvliet, is de soort veel schaarser.

Vliegbewegingen

In totaal zijn door BEC in 2018 en 2020 van 168 grote mantelmeeuwen passages over de Haringvlietdam vastgelegd. Het merendeel betrof losse individuen of kleine groepjes tot zes exemplaren. Figuur 6.18 laat de procentuele verdeling zien. Tweemaal is gesommeerd over een half uur een groter aantal waargenomen; 21 exemplaren in september 2018 respectievelijk 15 exemplaren in november 2018. Net als veel andere grote meeuwen (zie hieronder bij kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw) vlogen deze vogels allen op relatief lage hoogte en parallel aan de noordzijde van de Haringvlietdam, mogelijk gebruikmakend van lokale stuwing van wind om zo zonder veel energieverlies de oversteek over het Haringvliet te maken en/of te foerageren bij de sluizen. In totaal passeerde circa 40% van de vliegbewegingen de directe omgeving van de twee planlocaties.

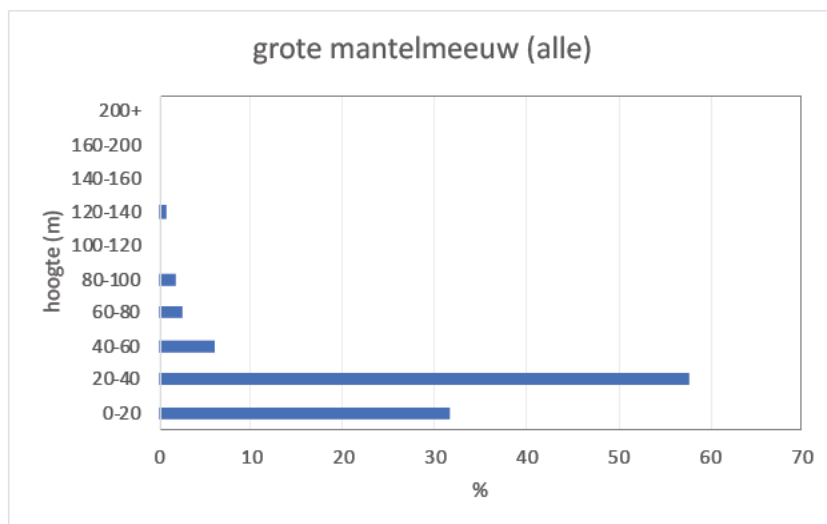


Figuur 6.18 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van grote mantelmeeuw in 2018 en 2020 (n= 168 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.



Vlieghoogte

De soort passeert de Haringvlietdam voornamelijk op lage hoogte; slechts 8% vloog hierbij op rotorhoogte (50 – 200 m, zie Figuur 6.19).



Figuur 6.19 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van grote mantelmeeuw in 2018 en 2020 (n= 168 exemplaren) over de gehele Haringvlietdam.

6.9 Kleine mantelmeeuw

Herkomst van kleine mantelmeeuw in het plangebied

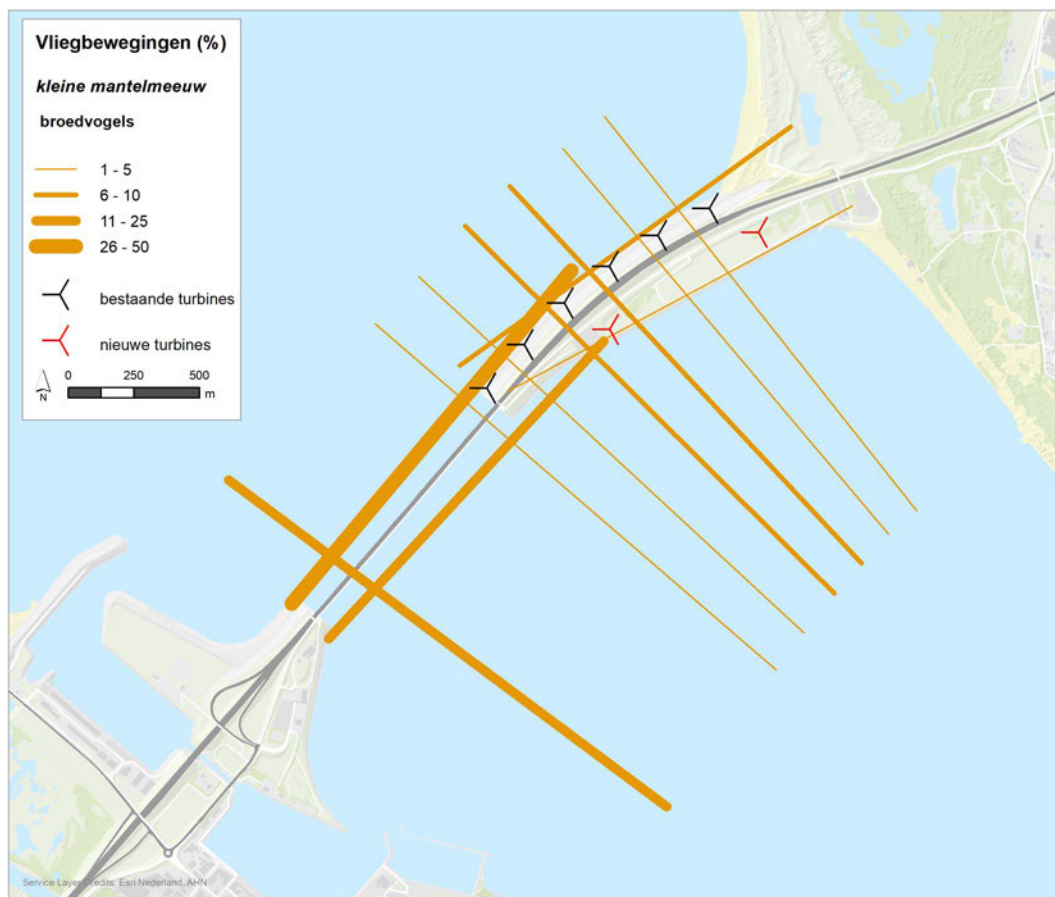
De dichtstbijzijnde broedkolonie bevindt zich op de Slijkplaat in het Haringvliet (633 broedparen in 2019, Lilipaly *et al.* 2020), maar in het broedseizoen kunnen oudervogels tot vele tientallen kilometers van de kolonie foerageren. Daarom is het goed mogelijk dat ook kleine mantelmeeuwen uit andere (veel grotere) kolonies in het noordelijk deel van de Delta bij de Haringvlietsluizen opduiken, zoals bijvoorbeeld uit de kolonies op de Ventjagersplaten in het oostelijk deel van het Haringvliet (1.632 paren in 2019). De kleine mantelmeeuw foerageert vaak op zee en is niet zo sterk kustgebonden als de zilvermeeuw. Daarom zullen naar verwachting weinig oudervogels uit de grote kolonies in de Europoort en/of op de Maasvlakte (totaal 19.900 broedparen in 2019) bij de Haringvlietdam foerageren. Ook de maandelijkse watervogeltellingen van de zoute wateren in de Delta laten zien dat het intergetijdengebied in de monding van het Haringvliet door relatief weinig (tientallen in voorjaar en zomer) kleine mantelmeeuwen wordt bezocht (Hoekstein *et al.* 2020). Buiten het broedseizoen vertrekt de soort relatief snel uit de kustzone (Hoekstein *et al.* 2020), dit wordt weerspiegeld door de waarnemingen van BEC in 2018 en 2020 waarin slechts zeven exemplaren buiten het broedseizoen zijn gezien.

Vliegbewegingen in het broedseizoen

Tijdens veldwerk door BEC in het broedseizoen 2018 en 2020 zijn van 234 kleine mantelmeeuwen passages over de Haringvlietdam vastgelegd. Figuur 6.20 laat de procentuele verdeling zien.



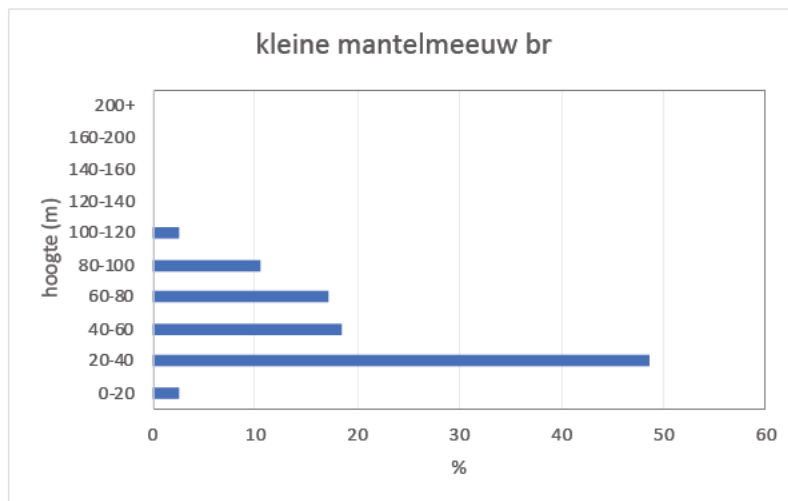
Het ging in alle gevallen om losse individuen of kleine groepjes tot maximaal elf exemplaren (gesommeerd over een half uur). Net als hiervoor beschreven bij grote mantelmeeuw vlogen veel kleine mantelmeeuwen parallel aan de Haringvlietdam (meer aan de noordzijde dan aan de zuidzijde) op relatief lage hoogte. In totaal circa 25% van alle vliegbewegingen passeerde de directe omgeving van de twee planlocaties.



Figuur 6.20 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van kleine mantelmeeuw in het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 234 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.

Vlieghoogte tijdens het broedseizoen

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5). Meer dan de helft van deze kleine mantelmeeuwen vloog in het broedseizoen laag over het water of over de dam, meestal op een hoogte van minder dan 40 m (Figuur 6.21). In totaal 40% passeerde het plangebied op rotorhoogte (50 – 200 m).



Figuur 6.21 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van kleine mantelmeeuw in het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 76 exemplaren) over het plangebied op de Haringvlietdam. In dit diagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 19 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).

6.10 Zilvermeeuw

6.10.1 Zilvermeeuw in het broedseizoen

Herkomst van zilvermeeuw in het plangebied

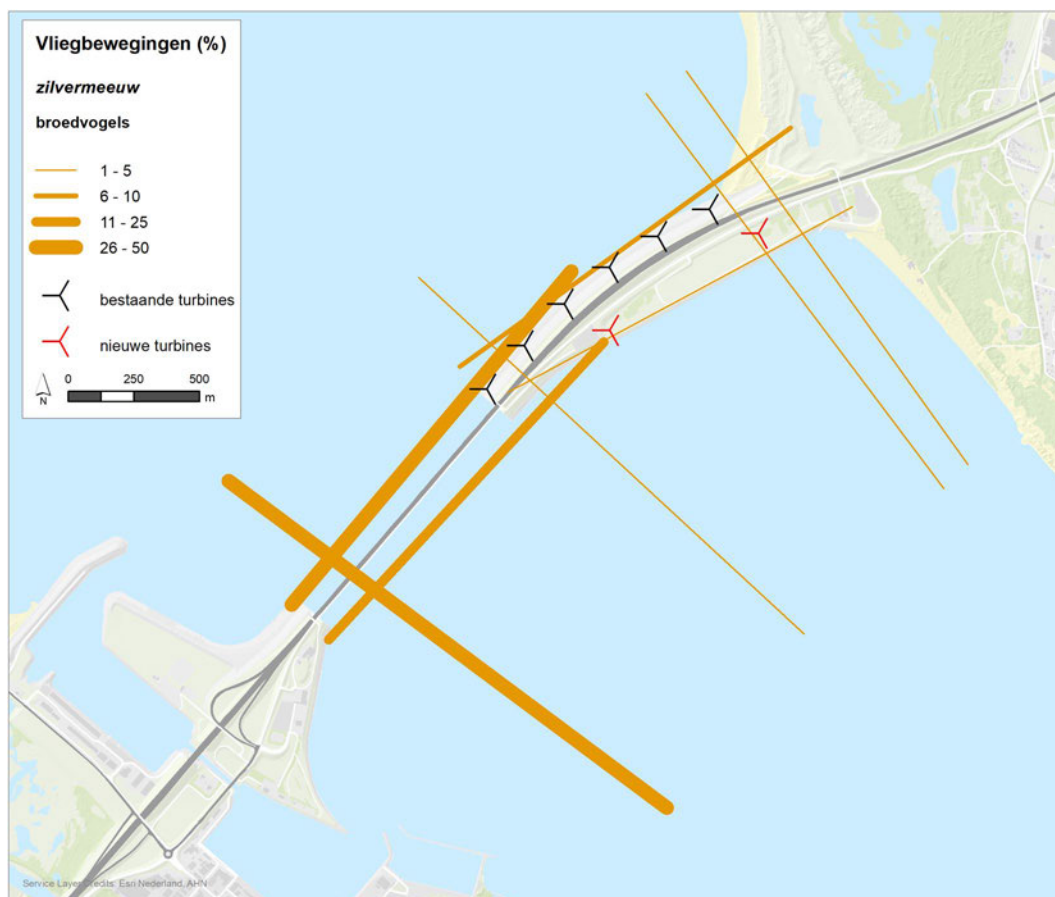
De grootste broedkolonie van de zilvermeeuw in de ruime omgeving van het plangebied bevindt zich op de Maasvlakte en in het Europoortgebied (samen 2.287 broedparen in 2019), terwijl verspreid over meerdere kolonies in de Grevelingen in 2019 totaal 3.116 paren tot broeden kwamen (Lilipaly *et al.* 2020). Dichter bij het plangebied bevindt zich een kleine kolonie op de Slijkplaat in het Haringvliet (28 broedparen) en op de Ventjagersplaten (78 broedparen). De zilvermeeuw is veel meer dan de kleine mantelmeeuw gebonden aan voedselgebieden in de kustzone en/of in het binnenland en dus minder een echte 'zeemeeuw'. Veel zilvermeeuwen foerageren in het intertidengebied in de monding van het Haringvliet. Tijdens de maandelijkse watervogeltellingen worden hier in voorjaar en zomer regelmatig enkele duizenden zilvermeeuwen geteld (Hoekstein *et al.* 2020). Dit verklaart dat bij de Haringvlietdam in het broedseizoen ongeveer drie keer zoveel passages van zilvermeeuwen zijn gezien dan van kleine mantelmeeuwen, terwijl laatstgenoemde soort een veel talrijkere broedvogel in de Delta is.

Vliegbewegingen in het broedseizoen

Tijdens veldwerk door BEC in het broedseizoen 2018 en 2020 zijn van 778 zilvermeeuwen passages over de Haringvlietdam vastgelegd. Figuur 6.22 laat de procentuele verdeling zien. Anders dan bij kleine mantelmeeuw, zijn in het broedseizoen regelmatig passages van groepen van enkele tientallen zilvermeeuwen waargenomen (maximale half uur som betrof 58 exemplaren).



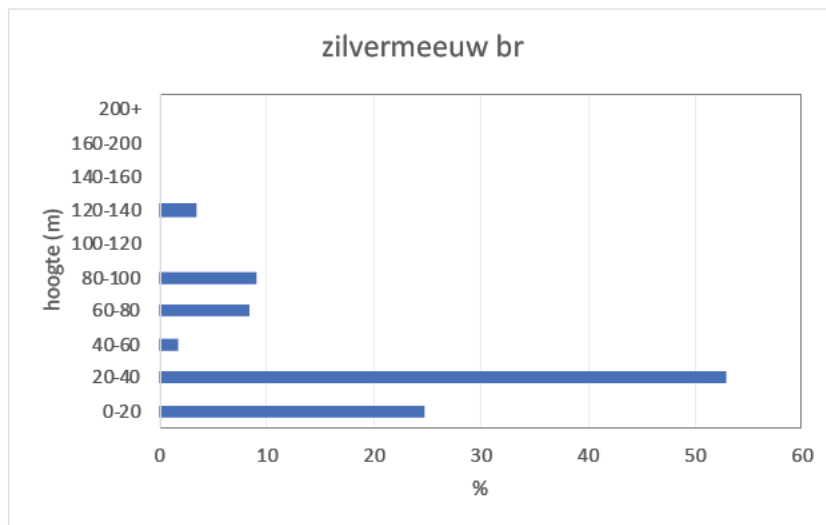
Net als hiervoor beschreven bij de twee soorten mantelmeeuwen vlogen de meeste zilvermeeuwen parallel aan de Haringvlietdam (meer aan de noordzijde dan aan de zuidzijde) op relatief lage hoogte. Ongeveer 26% van alle vliegbewegingen passeerde de directe omgeving van de twee planlocaties.



Figuur 6.22 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van zilvermeeuw in het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 778 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.

Vlieghoogte tijdens het broedseizoen

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5). Het merendeel van de zilvermeeuwen vloog in het broedseizoen laag over het water of over de dam, meestal op een hoogte van minder dan 40 m (Figuur 6.23). In totaal 21% passeerde het plangebied op rotorhoogte (50 – 200 m).



Figuur 6.23 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van zilverbmeeuw in het broedseizoen 2018 en 2020 ($n = 121$ exemplaren) over het plangebied op de Haringvlietdam. In dit diagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 19 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).

6.10.2 Zilverbmeeuw buiten het broedseizoen

Herkomst van zilverbmeeuw in het plangebied

Na het broedseizoen is sprake van een duidelijke toename van het aantal zilverbmeeuwen in het intertijdgebied in de monding van het Haringvliet. In de wintermaanden verblijven hier regelmatig vele duizenden zilverbmeeuwen, vooral langs de stranden op de kop van Goeree (Hoekstein *et al.* 2020). In het binnenland is de verspreiding in het Haringvliet en directe omgeving minder geconcentreerd en gaat het gemiddeld om tientallen tot enkele honderden exemplaren per $5 \times 5 \text{ km}^2$ (Sovon 2018). Slaapplaatsen waarvan recente tellingen beschikbaar zijn, liggen o.a. bij de Hompelvoet in de Grevelingen (gemiddeld enkele honderden) en aan de zuidzijde van de Brouwersdam (duizendtal)(Sovon.nl).

Vliegbewegingen buiten het broedseizoen

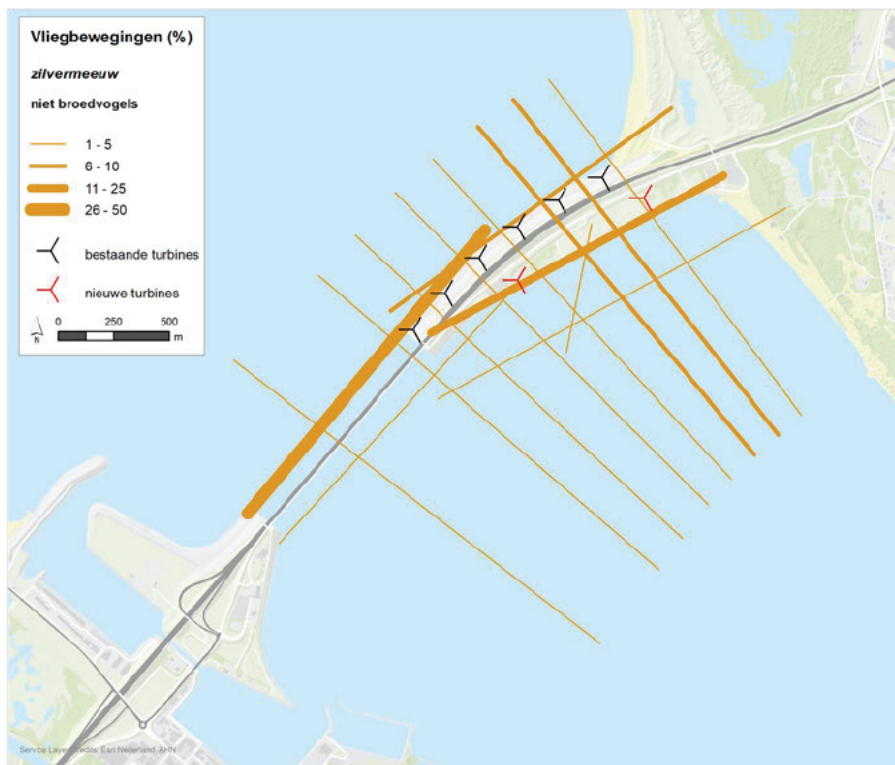
Tijdens veldwerk door BEC in 2018 en 2020 zijn buiten het broedseizoen van 545 zilverbmeeuwen passages over de Haringvlietdam vastgelegd. Figuur 6.24 laat de procentuele verdeling zien. In vergelijking tot het broedseizoen, vlogen er meer zilverbmeeuwen over het plangebied. Net als in het broedseizoen was regelmatig sprake van groepen van enkele tientallen zilverbmeeuwen (maximale half uur som betrof 51 exemplaren) die op lage hoogte en parallel aan de Haringvlietdam de oversteek maakten. Ongeveer 46% van alle vliegbewegingen passeerde de directe omgeving van de twee planlocaties.

Vlieghoogte buiten het broedseizoen

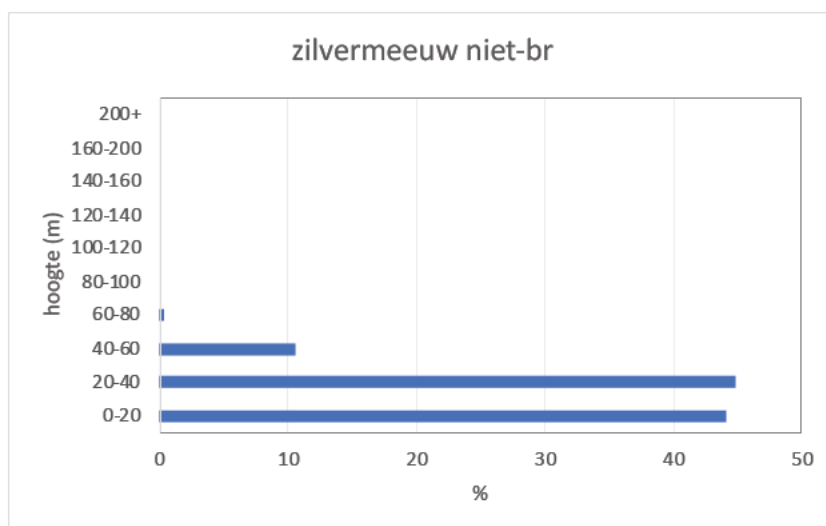
Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5). Het merendeel van de zilverbmeeuwen vloog buiten het broedseizoen laag



over het water of over de dam, meestal op een hoogte van minder dan 40 m (Figuur 6.25). Slechts 6% passeerde het plangebied op rotorhoogte (50 – 200 m).



Figuur 6.24 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van zilvermeeuw buiten het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 545 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.



Figuur 6.25 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van zilvermeeuw buiten het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 274 exemplaren) over het plangebied op de Haringvlietdam. In dit diagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 19 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).



6.11 Stormmeeuw

Herkomst van stormmeeuw in het plangebied

In de broedtijd zijn door BEC lage aantallen stormmeeuwen waargenomen, in totaal slechts 11 exemplaren in juli en augustus 2018, tegenover 52 exemplaren in het najaar en in de winter van 2018 en 2020. De dichtstbijzijnde broedkolonies liggen op de Hompelvoet en de Slikken van Flakkee-Zuid in het Grevelingenmeer (96 respectievelijk 86 paren in 2019) en op de Maasvlakte (61 paar in 2019) (Lilipaly *et al.* 2020). In het voorjaar en zomer foerageren enkele honderden stormmeeuwen in de monding van de Haringvliet, vooral in de omgeving van de Hinderplaat en Westplaat. Later in het najaar nemen deze aantallen toe tot enkele duizenden in de winter en wordt ook meer op de Kwade Hoek en op de stranden bij de Kop van Goeree gefoerageerd. Bij de Haringvlietdam verblijven daarentegen in de gehele periode veel lagere aantallen stormmeeuwen, slechts enkele tientallen (Hoekstein *et al.* 2020).

Vliegbewegingen

Tijdens veldwerk door BEC in 2018 en 2020 zijn van 63 stormmeeuwen passages over de Haringvlietdam vastgelegd. Figuur 6.26 laat de procentuele verdeling zien, uitgesplitst naar broedseizoen en buiten broedseizoen.

In het broedseizoen betrof het in alle gevallen losse individuen die vooral op lage hoogte de Haringvlietdam volgden en daarbij nauwelijks de planlocaties passeerden. Buiten het broedseizoen, toen stormmeeuwen regelmatig in kleine groepjes samen vlogen (maximale half uur som betrof 7 exemplaren), laten de vliegbewegingen een heel ander patroon zien, dat niet overeenkomt met de vliegpatronen van de andere hiervoor beschreven meeuwensoorten. Het gaat om uitwisseling tussen het Haringvliet en de monding van het Haringvliet met passages loodrecht op de Haringvlietdam, waarbij relatief veel stormmeeuwen (77% van alle vliegbewegingen) het plangebied passeerden. Een belangrijk deel hiervan betrof slaaptrek van of naar slaapplaatsen in of oostelijk van het Haringvliet.

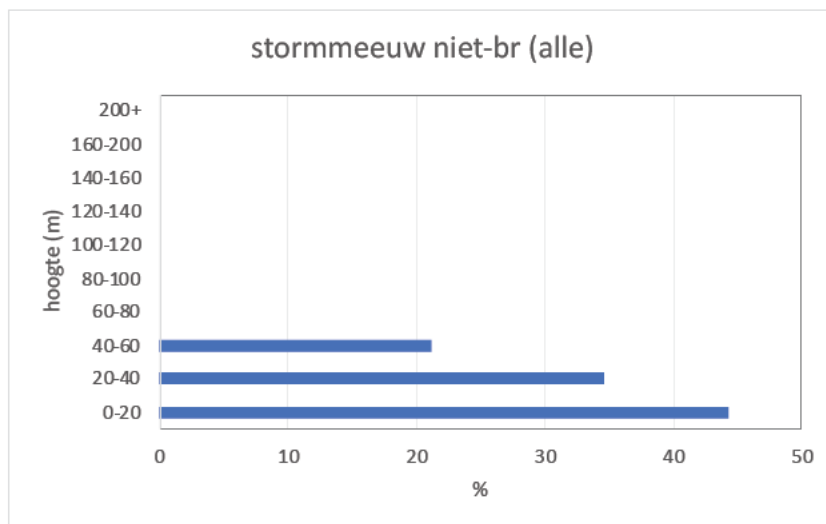


Figuur 6.26 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van stormmeeuw in 2018 en 2020. Links broedseizoen (n= 11 exemplaren) rechts buiten broedseizoen (n= 52 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.



Vlieghoogte

In het broedseizoen passeerden alle elf door BEC waargenomen stormmeeuwen op lage hoogte (alle beneden 40 m hoogte, en 80% zelfs lager dan 20 m hoogte). Buiten het broedseizoen passeerde de soort de Haringvlietdam ook op lage hoogte; slechts 10% vloog hierbij op rotorhoogte (50 – 200 m, zie Figuur 6.27).



Figuur 6.27 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van stormmeeuw buiten het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 52 exemplaren) over de gehele Haringvlietdam.

6.12 Kokmeeuw

6.12.1 Kokmeeuw in het broedseizoen

Herkomst van kokmeeuw in het plangebied

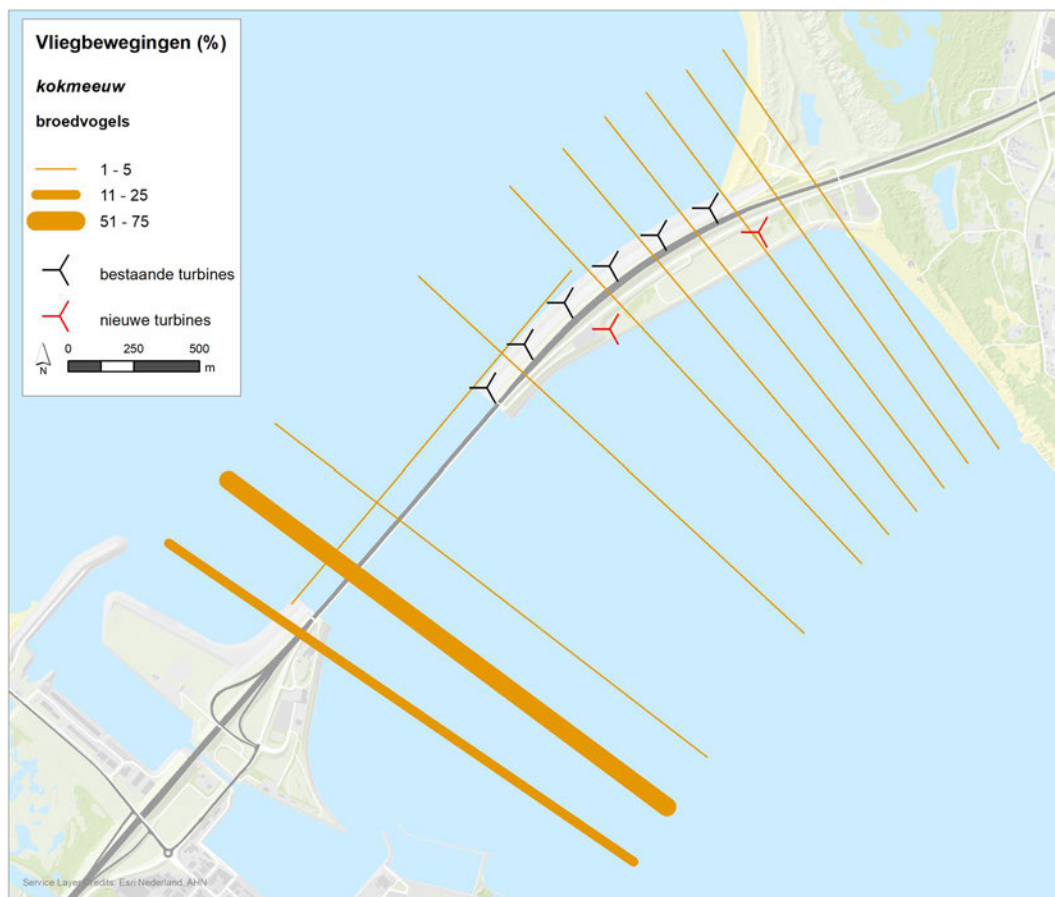
In het Haringvliet bevinden zich drie grote broedkolonies van kokmeeuw (Lilipaly *et al.* 2020): Scheelhoekeilanden (1.610 broedparen in 2019), Slijkplaat (2.857 broedparen) en Ventjagersplaten (1.675 broedparen). Zeker de oudervogels van de twee eerstgenoemde kolonies foerageren veelvuldig in het intergetijdengebied in de Haringvlietmonding. Hier worden 's zomers regelmatig vele duizenden kokmeeuwen geteld (Hoekstein *et al.* 2020). Dit alles resulteert in het broedseizoen in dagelijks een groot aantal passages over de Haringvlietdam.

Vliegbewegingen in het broedseizoen

Tijdens veldwerk door BEC in het broedseizoen 2018 en 2020 zijn van maar liefst 11.555 kokmeeuwen passages over de Haringvlietdam vastgelegd. In alle maanden binnen het broedseizoen (april t/m augustus) zijn veelvuldig passages van vele tientallen kokmeeuwen geteld, met maxima van 100 - 400 vogels gesommeerd over een half uur in 28 half uur perioden. Dit onderstreept het grote aantal dagelijkse pendelvluchten tussen broedkolonies in het Haringvliet en foerageergebieden in de Voordelta. Figuur 6.28 laat de procentuele verdeling zien. Hierbij valt op dat vrijwel alle passages (86%) over het zuidelijke deel van



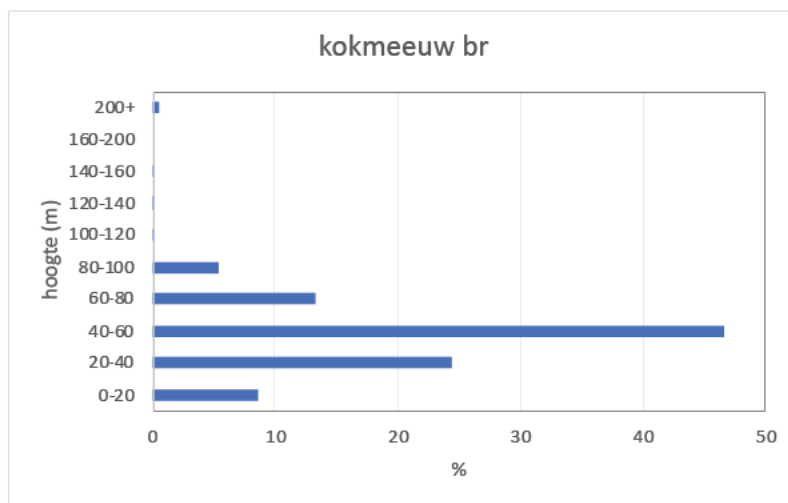
de Haringvlietdam gaan en slechts een beperkt aandeel (14%) over het noordelijke deel, inclusief het plangebied.



Figuur 6.28 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van kokmeeuw in het broedseizoen 2018 en 2020 (n= 11.555 exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.

Vlieghoogte tijdens het broedseizoen

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5). Iets minder dan de helft (circa 42%) van de kokmeeuwen vloog in het broedseizoen op rotorhoogte (50 – 200 m) over het plangebied (Figuur 6.29).



Figuur 6.29 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van kokmeeuw in het broedseizoen 2018 en 2020 ($n = 1.853$ exemplaren) over het plangebied op de Haringvlietdam. In dit diagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 19 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).

6.12.2 Kokmeeuw buiten het broedseizoen

Herkomst van kokmeeuw in het plangebied

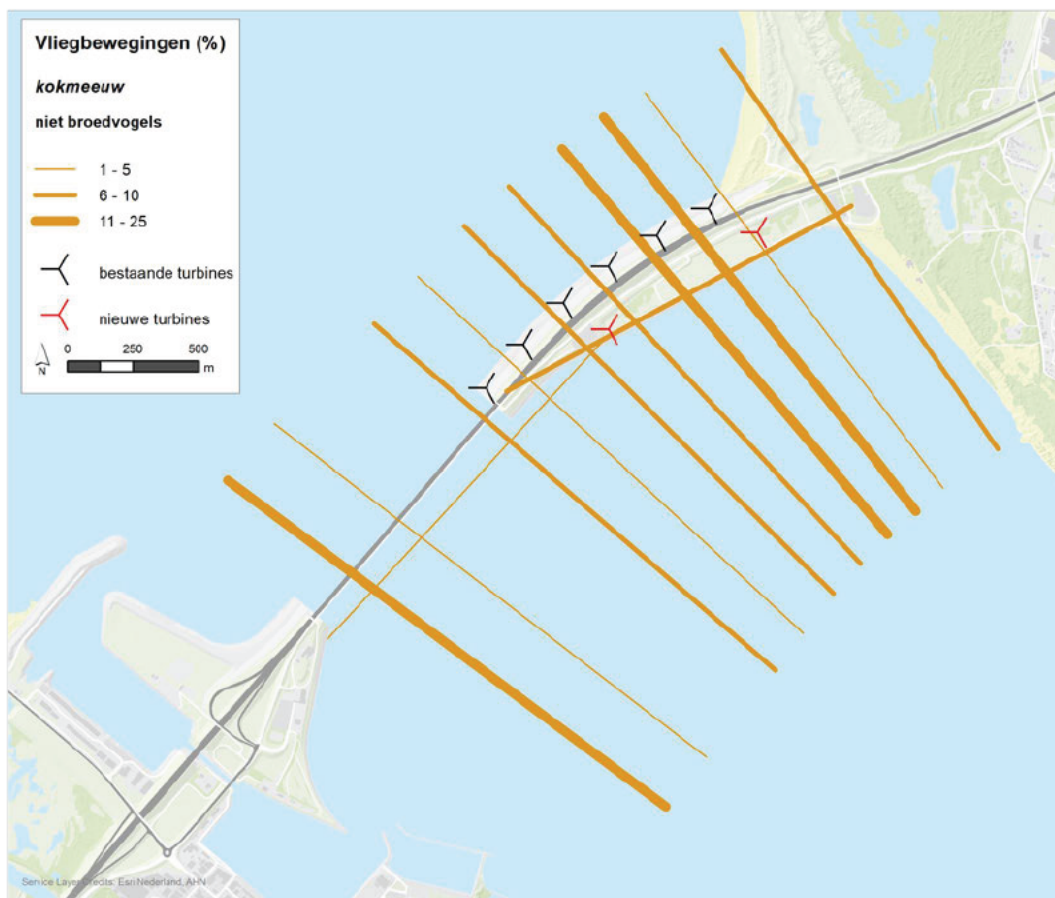
Na het broedseizoen is sprake van een duidelijke afname van het aantal kokmeeuwen in het intergetijdengebied in de monding van het Haringvliet. In de wintermaanden verblijven hier nog hooguit honderden kokmeeuwen (Hoekstein *et al.* 2020). In het Haringvliet en omliggende binnendijkse agrarische gebieden verblijven 's winters met name in het oostelijke deel vele honderden tot enkele duizenden kokmeeuwen per $5 \times 5 \text{ km}^2$ (Sovon 2018). De slaapplekken van deze meeuwen zijn niet goed bekend, maar bevinden zich waarschijnlijk op de binnenmeren in de Delta, zoals de Grevelingen en omgeving Ventjagersplaten.

Vliegbewegingen buiten het broedseizoen

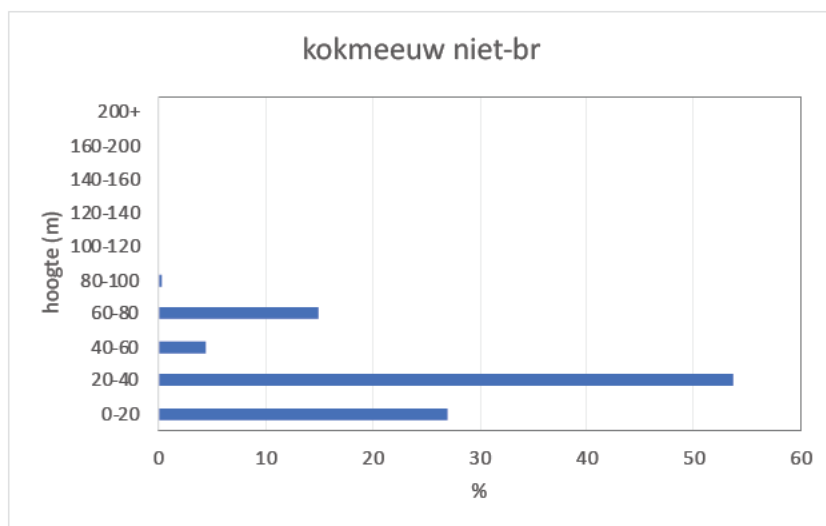
Tijdens veldwerk door BEC in 2018 en 2020 zijn buiten het broedseizoen van 1.029 kokmeeuwen passages over de Haringvlietdam vastgelegd. Figuur 6.30 laat de procentuele verdeling zien. Net zoals vastgesteld bij stormmeeuw, vlogen buiten het broedseizoen duidelijk meer kokmeeuwen over de directe omgeving van de twee planlocaties (63% van alle vliegbewegingen) dan tijdens het broedseizoen. Een belangrijk deel hiervan betrof slaaptrek van of naar slaapplekken in of oostelijk van het Haringvliet.

Vlieghoogte buiten het broedseizoen

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5). Het merendeel (circa 83%) van de kokmeeuwen vloog buiten het broedseizoen laag ($<40 \text{ m}$ hoogte) over het plangebied (Figuur 6.31).



Figuur 6.30 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van kokmeeuw buiten het broedseizoen 2018 en 2020 ($n = 1.029$ exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.



Figuur 6.31 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van kokmeeuw buiten het broedseizoen 2018 en 2020 ($n = 744$ exemplaren) over het plangebied op de Haringvlietdam. In dit diagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 19 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).



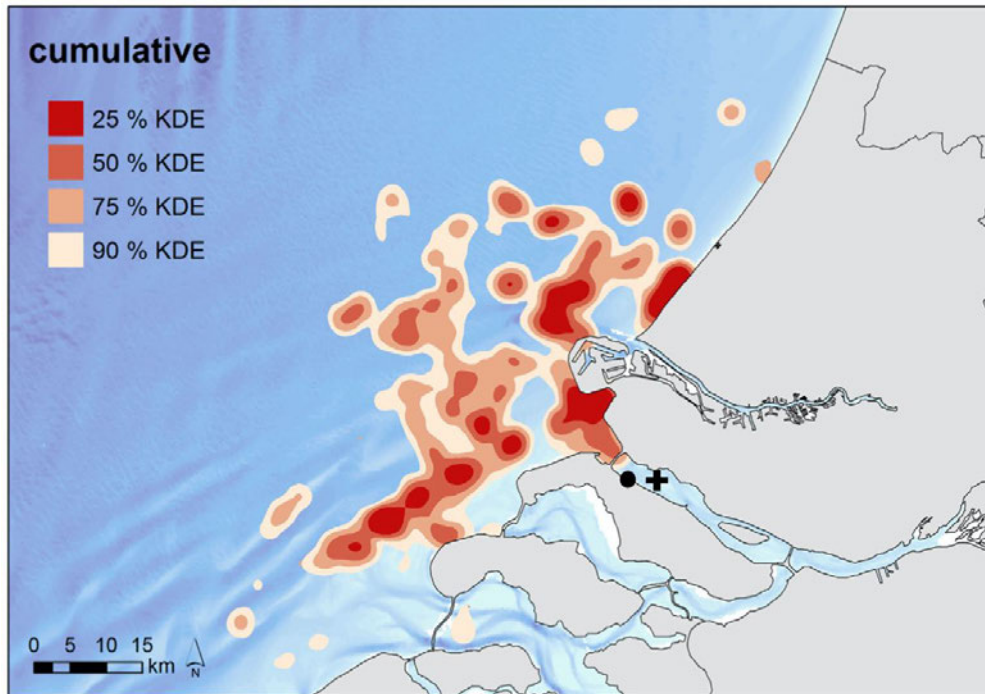
6.13 Grote stern

Herkomst van grote stern in het plangebied

De grote stern broedt verspreid over het Deltagebied in slechts enkele grote kolonies die geregeld van plaats wisselen. Om die reden is voor de grote stern dan ook een regiodoel opgesteld: behoud omvang en kwaliteit leefgebied met een draagkracht voor de populatie van het Deltagebied van ten minste 4.000 paren.

Het aantal broedparen van de grote stern in het Deltagebied fluctueert in recente jaren rond de 5.500 paren na een toename in de tweede helft van de jaren negentig. In het noordelijk Deltagebied wordt sinds 2017, in tegenstelling tot voorgaande jaren, niet meer op het eiland Marken in het Grevelingenmeer gebreed, maar op de Scheelhoekeilanden in het Haringvliet (2.583 paren in 2018, 2.864 paren in 2019 en 995 paren in 2020) en op de Slijkplaat (1.925 paren in 2020) (Lilipaly *et al.* 2020).

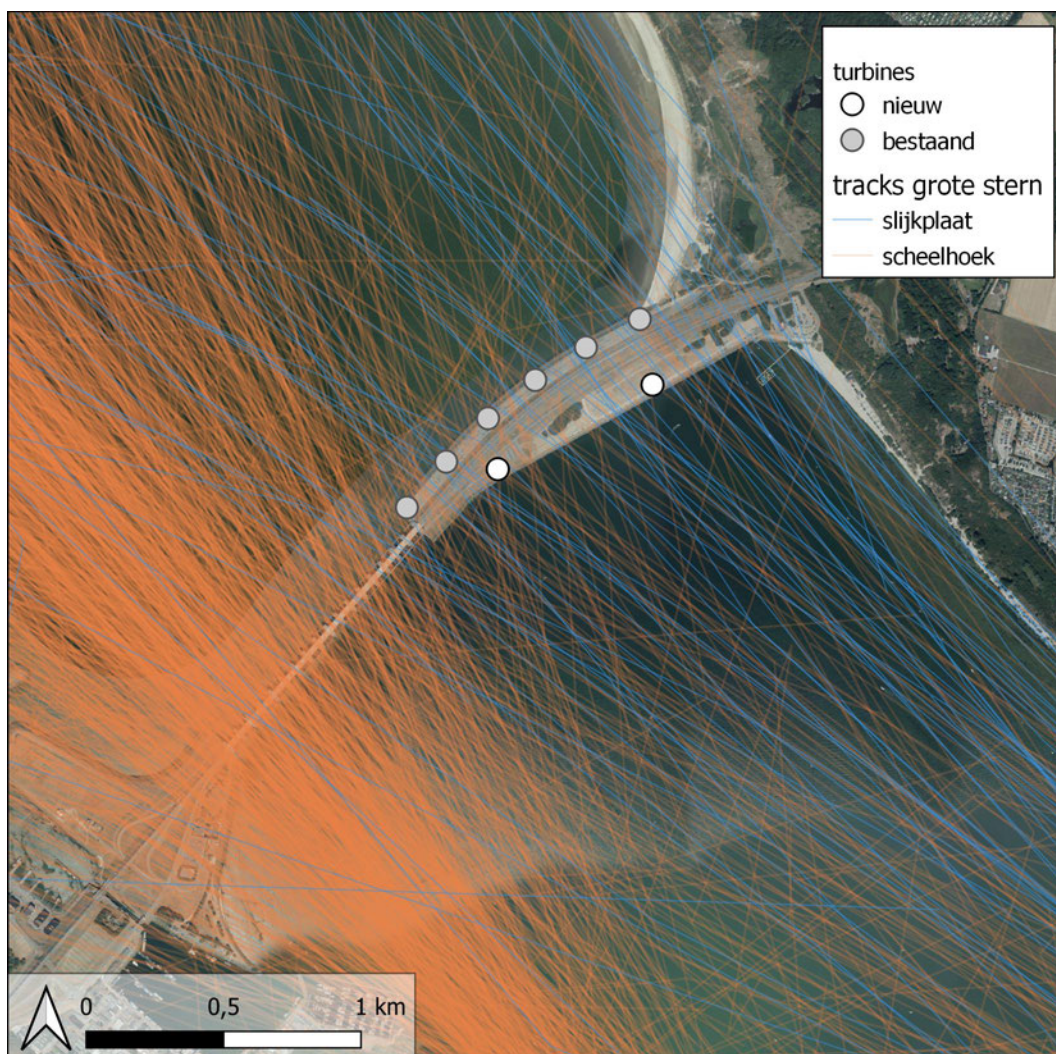
Aan de hand van vliegtuigtellingen en onderzoek aan gezenderde grote sterns is vastgesteld dat de vogels tot ver buiten de kolonies foerageren (Fijn *et al.* 2017). Foerageerlocaties van gezenderde grote sterns van de kolonie op de Scheelhoek zijn in de Voordelta o.a.: De Verklikkerplaat, Bollen van de Ooster, het zeegebied ten noorden van Ouddorp en het gebied rond de Hinderplaat in de monding van het Haringvliet. De sterns foerageren ook buiten de begrenzing van Natura 2000-gebied Voordelta, o.a. ver op zee en (ver) ten noorden van de Tweede Maasvlakte (Figuur 6.32).



Figuur 6.32 Meerjarig cumulatief beeld van foerageergebieden grote stern gebaseerd op dichtheid GPS- punten van in totaal 154 foerageervluchten door 21 gezenderde grote sterns uit de broedkolonies in het Haringvliet op Scheelhoekeilanden (zwarte stip) en Slijkplaat (zwart kruis). Gegevens zijn afkomstig van grote sterns gezenderd op de Scheelhoekeilanden in 2012 2013 en 2015 en op Slijkplaat in 2014 (Bron: Fijn et al. 2017).



Uit onderzoek aan gezenderde grote sterns uit de kolonies op de Scheelhoekeilanden (en op het eiland de Slijkplaat in het Haringvliet in 2014) is gebleken dat broedende grote sterns van deze kolonies dagelijks in grote aantallen de Haringvlietdam passeren. Het merendeel van de foerageervluchten (91% van de vogels gezenderd op de Scheelhoekeilanden) vindt plaats over het zuidelijke deel van de Haringvlietdam, maar er vliegen ook grote sterns uit deze kolonie (9%) over het plangebied (Figuur 6.33).



Figuur 6.33 Cumulatief beeld van vliegroutes (tracks) van gezenderde grote sterns van en naar broedkolonies op Scheelhoekeilanden (oranje) en Slijkplaat (blauw). Op de Scheelhoekeilanden zijn grote sterns gezenderd in 2012 ($n=7$) 2013 ($n=5$) 2015 ($n=5$) 2017 ($n=8$) en 2020 ($n=27$). Op de Slijkplaat alleen in 2014 ($n=8$) (Bron: Bureau Waardenburg).

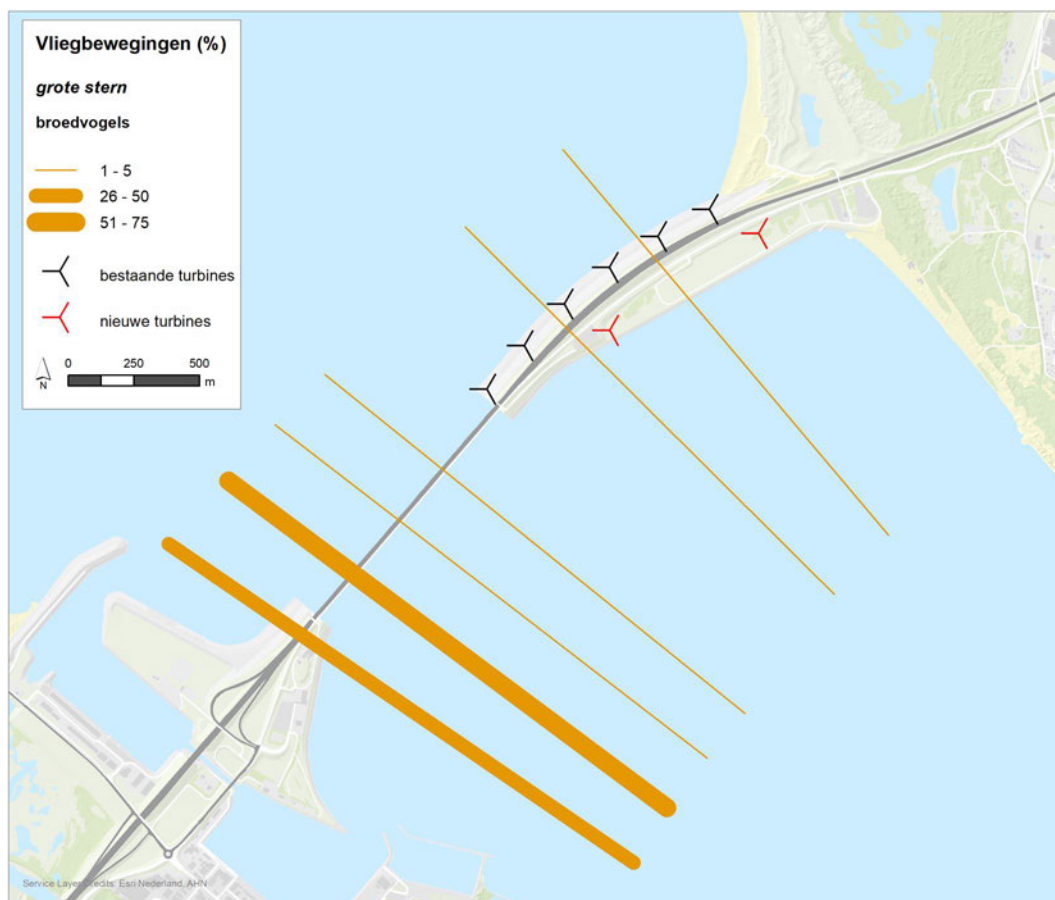
Vliegbewegingen

Grote sterns zijn door BEC vrijwel uitsluitend tijdens het broedseizoen gezien met slechts twee waarnemingen buiten de periode april – augustus, namelijk op 6 september 2018 (één exemplaar) en 2 september 2020 (179 exemplaren tijdens één uur waarnemen, vrijwel allen op zeer lage hoogte het plangebied passerend). Onderstaande bespreking beperkt



zich tot het broedseizoen, zodat voornoemde waarnemingen in september 2018 en 2020 buiten beschouwing zijn gelaten.

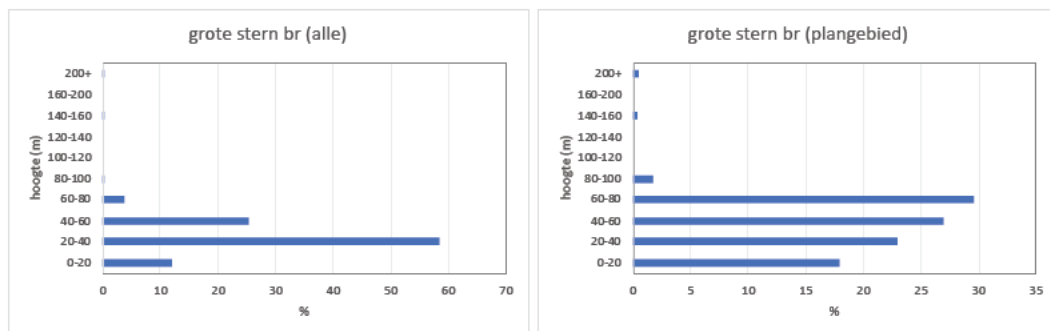
Tijdens veldwerk door BEC in het broedseizoen 2018 en 2020 zijn van 10.247 respectievelijk 1.093 grote sterns passages vastgelegd. Figuur 6.34 laat de procentuele verdeling zien. Maar liefst 90% van alle door BEC in het broedseizoen waargenomen vliegbewegingen van grote sterns passeerde het zuidelijke deel van de Haringvlietdam. Slechts 6% passeerde de directe omgeving van de geplande windturbines. Dit komt, zoals hiervoor beschreven, zeer goed overeen met het patroon dat de gezenderde grote sterns lieten zien (Figuur 6.33).



Figuur 6.34 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van grote stern in het broedseizoen 2018 en 2020 ($n = 11.340$ exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.

Vlieghoogte tijdens het broedseizoen

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5). Ongeveer de helft van de grote sterns (46%) passeerden het plangebied op rotorhoogte (50 – 200 m). Over het zuidelijke deel van de Haringvlietdam vlogen de sterns daarentegen voornamelijk op (zeer) lage hoogte (72% onder de 50 m, Figuur 6.35), soms rakelings over het wegverkeer (Buijs 2019).



Figuur 6.35 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van grote stern in het broedseizoen 2018 en 2020. Links alle ($n=11.340$) exemplaren rechts selectie van exemplaren ($n=631$) over het plangebied op de Haringvlietdam. In het rechterdiagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).

6.14 Visdief

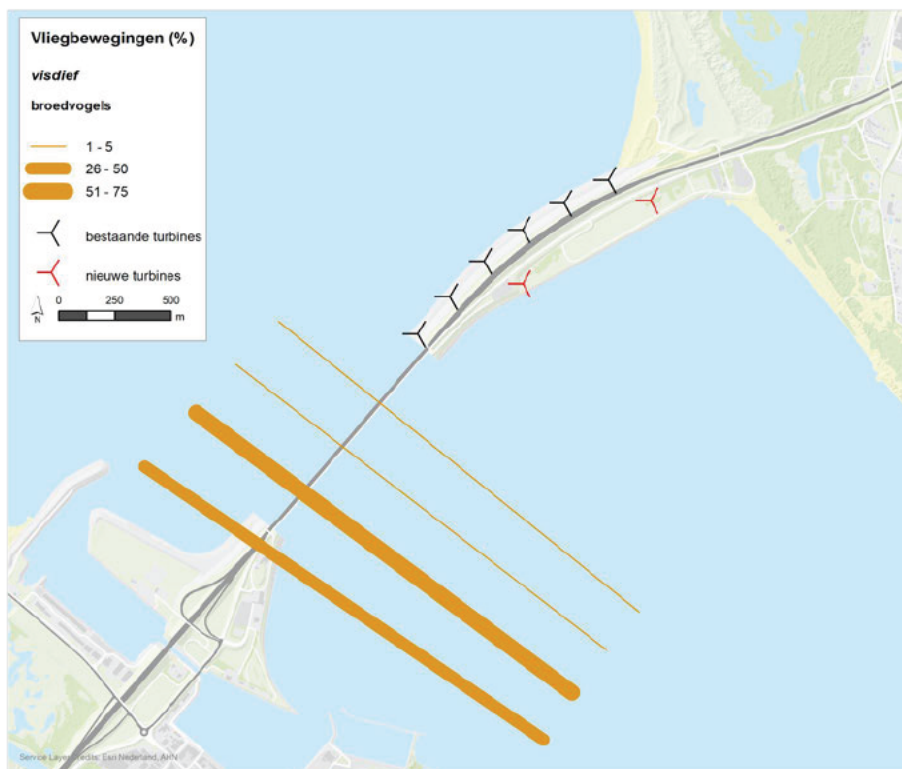
Herkomst van visdief in het plangebied

Het aantal broedparen van de visdief in het Deltagebied fluctueert in de laatste tien jaar rond de 5.000 paren, met 5.023 paren verdeeld over 76 kolonies in 2019 (Lilipaly *et al.* 2020). De grootste kolonie bevindt zich in de Slufter op de Maasvlakte (643 paren in 2019), maar dichterbij het plangebied bevinden zich ook flinke kolonies in het Haringvliet op de Scheelhoekeilanden (429 paren in 2019) en Slijkplaat (126 paren in 2019) en op het eiland Markenje in de Grevelingen (286 paren in 2019). De visdieven die in het broedseizoen 2018 en 2020 door BEC bij het plangebied zijn waargenomen, zullen vooral vanuit de kolonies in het Haringvliet afkomstig zijn. In het intergetijdengebied in de monding van het Haringvliet en vooral bij de Haringvlietssluis kunnen grote aantallen visdieven foerageren.

Vliegbewegingen

Visdieven zijn door BEC vrijwel uitsluitend tijdens het broedseizoen gezien met slechts zes waarnemingen buiten de periode april – augustus, namelijk op 6 september 2018 (twee exemplaren) en 2 september 2020 (82 exemplaren tijdens één uur waarnemen, vrijwel allen op zeer lage hoogte het plangebied passerend). Onderstaande bespreking beperkt zich tot het broedseizoen, zodat voornoemde waarnemingen in september 2018 en 2020 buiten beschouwing zijn gelaten.

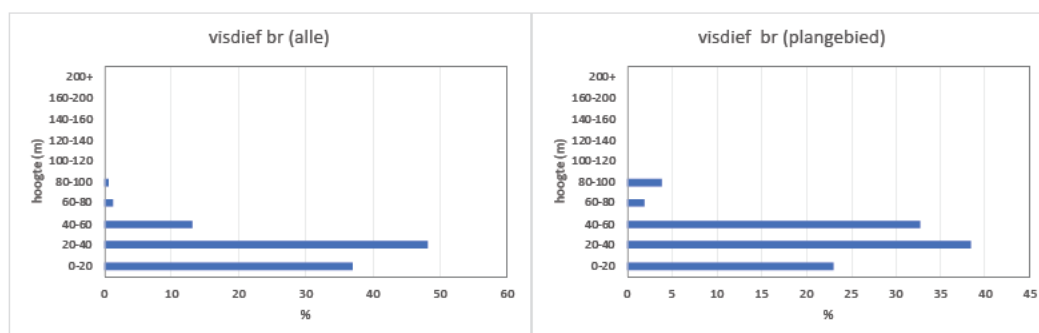
Tijdens veldwerk door BEC in het broedseizoen 2018 en 2020 zijn van 4.155 visdieven passages vastgelegd. Figuur 6.36 laat de procentuele verdeling zien. Bijna alle door BEC in het broedseizoen waargenomen vliegbewegingen van visdieven passeerde het zuidelijke deel van de Haringvlietdam. Slechts 52 individuen passeerden de directe omgeving van de geplande windturbines (<1% per vliegroute, daarom niet in Figuur 6.36 weergegeven).



Figuur 6.36 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van de vliegbewegingen van visdief in het broedseizoen 2018 en 2020 ($n = 4.155$ exemplaren). Vliegroutes met minder dan 1% van alle vliegbewegingen zijn niet weergegeven.

Vlieghoogte tijdens het broedseizoen

Voor het beschrijven van de vlieghoogte over het plangebied is gebruik gemaakt van een selectie van vliegbewegingen ($n = 52$ visdieven) die over of dicht langs het plangebied passeerden (zie hoofdstuk 5) tegenover alle visdieven samen. Ongeveer een kwart van de visdieven (circa 22%) passeerde het plangebied op rotorhoogte (50 – 200 m). Over het zuidelijke deel van de Haringvlietdam vlogen de sterns daarentegen bijna allemaal op (zeer) lage hoogte (92% onder de 50 m, Figuur 6.37).



Figuur 6.37 Procentuele verdeling (gebaseerd op aantal vogels) van vlieghoogten van visdief in het broedseizoen 2018 en 2020. Links alle ($n = 4.555$) exemplaren rechts selectie van exemplaren ($n = 52$) over het plangebied op de Haringvlietdam. In het rechterdiagram zijn de gegevens gebruikt van vliegroutes beschreven door de lijnen 1 t/m 8 en lijnen 17 19 t/m 21 en 23 (zie Figuur 5.1).



6.15 Selectie van overige vogelsoorten

In aanvulling op de soorten die hiervoor zijn besproken, worden in dit deel tenslotte nog een aantal vogelsoort(groep)en kort besproken die van betekenis kunnen zijn in het kader van de Wet natuurbescherming (zie ook hoofdstuk 3 en 4). Deze soorten zijn mogelijk relevant omdat ze vanuit nabijgelegen Natura 2000-gebieden het plangebied kunnen bezoeken en/of in relatief grote aantallen over het plangebied vliegen (bijvoorbeeld zangvogels op seizoenstrek). Tijdens het onderzoek door BEC in 2018 en 2020 zijn echter weinig vliegbewegingen van deze soorten over het plangebied waargenomen.

6.15.1 Reigers

Kleine zilverreiger

De Natura 2000-gebieden Voornes Duin en Haringvliet zijn o.a. aangewezen voor kleine zilverreiger als broedvogel respectievelijk niet-broedvogel. De soort broedde voorheen in het Quackjeswater met maximaal 75 nesten in 2008. Nadien zijn de aantallen sterk achteruitgegaan, met slechts twee broedparen in 2017 en 2018 en geen broedparen sinds 2019 (Boele *et al.* 2021, Sovon.nl). De soort foerageert nabij het plangebied vooral op het Quackgors aan de noordzijde van het Haringvliet en in het intergetijdengebied van de Kwade Hoek (NDFF 2021). Gezien de geringe aantallen zullen weinig kleine zilverreigers het plangebied passeren. Tijdens het onderzoek door BEC in 2018 en 2020 zijn geen vliegbewegingen van deze soort over het plangebied waargenomen.

Blauwe reiger

Tijdens het onderzoek door BEC in 2018 zijn in totaal 16 passages van blauwe reiger waargenomen (de gegevens van 2020 zijn voor voorliggend rapport niet op deze soort onderzocht). Het betrof vooral vogels die het Haringvliet overstaken, meer dan de helft vloog op rotorhoogte.

6.15.2 Fuut

Het Natura 2000-gebied Haringvliet is o.a. aangewezen voor fuut als niet-broedvogel. Tijdens maandelijkse watervogeltellingen in het aan het plangebied grenzende deel van het Haringvliet worden gemiddeld enkele of hooguit een tiental futen geteld (NDFF 2021). Futen worden zelden vliegend op grotere hoogte gezien. Desondanks zijn door BEC tijdens het veldonderzoek in totaal elf vliegende futen gezien, waarvan vijf exemplaren op rotorhoogte over het plangebied.

6.15.3 Roofvogels

Zeearend

De zeearend leeft in Nederland in structuurrijke, waterrijke gebieden en foerageert op vis, watervogels en aas. De directe omgeving van het plangebied bestaat vrijwel geheel uit open water of agrarisch gebied met relatief kleine aantallen watervogels en is daarom weinig aantrekkelijk voor de zeearend. De structuur- en watervogelrijke natuurgebieden op ruime afstand van het plangebied, zoals (van west naar oost) de platen in de monding van



het Haringvliet, de Kwade Hoek, de Scheelhoek, de buitendijkse gorzen langs het Haringvliet, zoals het Quackgors, de Korendijkse Slikken en het eiland Slijkplaat in het Haringvliet hebben voor de zeearend veel meer voedsel te bieden. Dit wordt weerspiegeld door het aantal waarnemingen van zeearenden in deze gebieden (Figuur 6.38).



Figuur 6.38 Waarnemingen ($n=829$) van zeearend in de jaren 2016 t/m 2020 in de ruime omgeving van de Haringvlietdam. Zonder gedetailleerde analyse is lastig in te schatten om hoeveel individuele vogels het gaat ongetwijfeld bevat dit figuur een groot aantal dubbeltellingen het geeft echter een goed beeld van de meest gebruikte gebieden door zeearend in de omgeving van de Haringvlietdam (Bron: NDFF 2021). NB: het buitendijkse natuurgebied de Korendijkse Slikken (zie tekst) ligt buiten deze kaart circa 4 km naar het oosten aan de noordrand van het Haringvliet.

In 2020 broedden drie paren zeearend in de Delta: op de Hellegatsplaten, Slikken van Heen (Krammer-Volkerak) en Markiezaat. Daarnaast wordt de noordelijke Delta in het broedseizoen, naast enkele subadulte vogels die in de Delta overzomeren, ook regelmatig bezocht door de twee broedparen uit de Brabantse Biesbosch en Dordtse Biesbosch. Na het eerste geslaagde broedpaar in Nederland in 2006 nam de soort vooral vanaf 2014 snel toe, inmiddels (situatie 2020) broeden 20 broedparen verspreid over de grote Nederlandse waterrijke natuurgebieden (van Rijn *et al.* 2021). Deze broedparen hebben in de afgelopen veertien jaar meer dan 100 jongen grootgebracht, verdere uitbreiding van het broedareaal en de populatie ligt daarom in het verschiet. Begin 2021 heeft een paar een nest gebouwd in het wilgenbos op de Korendijkse Slikken, buitendijks langs de noordrand van het Haringvliet op circa 13 km ten oosten van het plangebied. In mei werd bekend dat het nest twee jongen bevatte. Het is niet ondenkbaar dat op korte termijn, naast de broedparen op de Korendijkse Slikken en Hellegatsplaten, nog meer zeearenden zich vestigen in (de omgeving van) het Haringvliet en het aantal waarnemingen in de omgeving van het plangebied zal toenemen.



Incidenteel zal een zeearend vanuit of op weg naar eerdergenoemde watervogelrijke gebieden over het plangebied kunnen vliegen, maar er zijn tot nu toe geen aanwijzingen dat dit meer dan sporadisch gebeurt. De zeearend is een spectaculaire verschijning die bij de meeste vogelaars een bijzonder gevoel oproept. Het is daarom waarschijnlijk dat het merendeel van de veldwaarnemingen van deze soort wordt doorgegeven aan landelijke databases van vogelwaarnemingen. In Figuur 6.38 zijn 829 waarnemingen van een onbekend aantal individuele zeearenden weergegeven uit de jaren 2016 t/m 2020 (NDFF 2021). Dit geeft een actueel beeld van de jaarrond aanwezigheid en verspreiding van de soort in de ruime omgeving van het plangebied. Uit deze gegevens blijkt dat de zeearend zelden wordt waargenomen in de directe omgeving van het plangebied. Het gaat slechts om een paar waarnemingen in de afgelopen vijf jaar. Deels betreft dit een waarnemerseffect, het patroon laat namelijk ook zien waar veel vogelaars actief zijn (in dezelfde vogelrijke gebieden die ook door zeearend worden geprefereerd). Echter, ook tijdens meer dan 60 uur intensief waarnemen van vliegbewegingen van vogels over de Haringvlietdam in 2018 en 2020 is door BEC geen enkele zeearend waargenomen. Het plangebied ligt tenslotte op meer dan 13 km van het dichtstbijzijnde nest (op de Korendijkse Slikken). Dit is ruim buiten de afstand van 6 km waarbinnen veelal de bulk van de activiteit van de oudervogels in het broedseizoen plaatsvindt (Grünkorn & Nehls 2017). Ook zijn er geen aanwijzingen dat het plangebied in een corridor ligt tussen de twee hiervoor beschreven nestlocaties in het Haringvliet en watervogelrijke voedselgebieden buiten het Haringvliet, zoals de Kwade Hoek. Regelmatige voedselvuchten over het plangebied in het broedseizoen van dit broedpaar zijn daarom uitgesloten.

In 2019 is een meerjarig onderzoeksprogramma gestart waarin o.a. het vlieggedrag in windparken door gezenderde zeearenden wordt onderzocht. Een eerste analyse van de data van acht jonge vogels heeft laten zien dat deze 22% van de tijd dat ze in de lucht zijn op rotorhoogte vliegen (Werkgroep Zeearend Nederland 2021). Het is echter (nog) niet bekend hoeveel procent van die tijd ze ook daadwerkelijk in een windpark vlogen en daarmee een risico op aanvaring hadden. Omdat het aantal risicovolle vliegbewegingen van de zeearend in de huidige situatie over het noordelijk deel van de Haringvlietdam zeer beperkt is en de directe omgeving van het plangebied geen betekenis heeft voor de zeearend, zijn effecten op deze soort als gevolg van het risico op aanvaringen met de twee geplande windturbines vooralsnog nihil. Dit kan in de toekomst veranderen, mocht de toenemende landelijke trend zich de komende jaren voortzetten en/of een broedpaar zeearend zich in de directe omgeving (< 6 km) van het plangebied vestigen.

Bruine kiekendief

Het Natura 2000-gebied Haringvliet is o.a. aangewezen voor bruine kiekendief als broedvogel. De soort broedt in het westelijk deel van het Haringvliet in lage dichtheden (1-3 broedparen per 5*5 km², Sovon 2018), o.a. op het Quackgors en op de Scheelhoek. Oudervogels foerageren in de broedtijd met name binnendijs in het agrarisch gebied. Gezien de geringe aantallen in de omgeving van het plangebied zullen bruine kiekendieven slechts sporadisch het plangebied passeren. Tijdens het onderzoek door BEC in 2018 en 2020 is slechts één passage van een bruine kiekendief waargenomen; in juli 2018 stak een exemplaar het Haringvliet over op circa 100 m hoogte.



Slechtvalk

Het Natura 2000-gebied Haringvliet is o.a. aangewezen voor slechtvalk als niet-broedvogel. Net als de zeearend jaagt de slechtvalk vooral in watervogelrijke gebieden en kent de soort dus een vergelijkbare verspreiding met de meeste waarnemingen op de Kwade Hoek, de polders ten zuiden van Ouddorp en het buitendijkse gebied rondom het eiland Markenje in de Grevelingen en op de Korendijkse Slikken (NDFF 2021). Gezien de geringe aantallen in de omgeving van het plangebied zullen slechtvalken slechts sporadisch het plangebied passeren. Tijdens het onderzoek door BEC in 2018 en 2020 zijn in totaal zes slechtvalken waargenomen, waarvan de helft op rotorhoogte vloog.

6.15.4 **Meeuwen en sterns**

Naast de meeuwen- en sternsoorten die reeds hiervoor zijn beschreven, is het Natura 2000-gebied Haringvliet ook aangewezen voor zwartkopmeeuw en dwergstern als broedvogel.

In 2019 broedden in totaal 806 paren zwartkopmeeuw in het Haringvliet (Lilipaly *et al.* 2020) met kolonies op de Ventjagersplaten (443 paren), Slijkplaat (279 paren) en op de Scheelhoek-eilanden (87 paren). Anders dan de andere voornoemde meeuwensoorten, foerageert de zwartkopmeeuw in het broedseizoen voornamelijk in het binnendijkse agrarisch gebied, zodat weinig passages over de Haringvlietdam richting Voordelta zijn te verwachten. De NDFF bevat van afgelopen vijf jaren geen waarnemingen in of nabij het plangebied. Tijdens het onderzoek door BEC in 2018 en 2020 zijn in totaal 18 zwartkopmeeuwen waargenomen. Hiervan vlogen tien vogels over het plangebied, de helft daarvan op rotorhoogte.

De dwergstern broedt in het Haringvliet slechts in lage aantallen; in 2019 met 3 paren op Slijkplaat en 23 paren op de Scheelhoek-eilanden (Lilipaly *et al.* 2020). In de Grevelingen is de soort talrijker, met in 2019 grotere kolonies op Markenje (135 paren) en de Slikken van Flakkee (93 paren). Door BEC zijn in mei en juli 2018 telkens twee exemplaren gezien die beneden rotorhoogte over het plangebied vlogen.

6.15.5 **Seizoenstrek**

Inleiding

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 (Lensink *et al.* 2002). Overdag vindt langs de Noordzeekust veel stuwing van vogels op seizoenstrek plaats. Stuwing wordt omschreven als de reactie van trekkende vogels op het onderliggende landschap waarbij 'soortvreemde' landschappen die in de hoofdtrekrichting liggen worden gemeden (Alerstam 1990). De Haringvlietdam vormt bijvoorbeeld voor veel zangvogels een geleidend landschapselement, dat ze zo lang mogelijk volgen bij de oversteek van het Haringvliet en daarbij ook gebruik maken van de luwte aan de binnenzijde van de dam bij tegenwind (Buijs 2019).

In de nacht is er minder stuwing, waarbij de trekstroom parallel aan de kustlijn enkele kilometers breed is (Spaans & Van den Bergh 2001). In het voorjaar is de vogeltrek langs de



Zuid-Hollandse kust een stuk minder intensief en zowel overdag als 's nachts is dan duidelijk minder sprake van gestuwde trek dan in het najaar. Vogels die in het voorjaar over Nederland naar het noord(oost)en trekken zijn minder geneigd de kustzone te volgen, maar vliegen in een breed front over het binnenland (Lensink *et al.* 2002).

In het algemeen vindt seizoenstrek in het binnenland plaats op hoogten boven de 150 m, maar bij tegenwind en ook langs de kust kan de vlieghoogte van vogels op trek afnemen tot (ruim) beneden de 100 m. In een recente radarstudie op de Tweede Maasvlakte in najaar 2019 (Kleyheeg-Hartman & Potiek 2020a) vond een groot deel van de nachtelijke trek van zangvogels op rotorhoogte plaats (50 – 200 m). Ditzelfde bleek eerder ook al uit radarmetingen in het najaar van 2018 in de Eemshaven (Kleyheeg-Hartman & Potiek 2020b) en uit radarmetingen in de Wieringermeer in 2008 (Krijgsveld *et al.* 2009). Tijdens goede treknachten kunnen weliswaar veel vogels op grote hoogte buiten het bereik van windturbines overtrekken, maar dat neemt niet weg dat zeker in het najaar een belangrijk deel van de trek op dit soort kustlocaties op risicohoogte passeert. Deels kan dit worden verklaard door aankomst van trekvogels na een lange tocht over zee waarbij vogels lager gaan vliegen wanneer land in zicht komt (Eemshaven) of, in het geval van de Tweede Maasvlakte, wegtrek vanaf land in de eerste helft van de nacht waarbij vogels nog relatief laag vliegen.

Seizoenstrek omgeving plangebied

Seizoenstrek wordt in Nederland overdag op tal van telposten door vrijwilligers visueel gemonitord. Dit geeft uiteraard alleen een beeld van de vogeltrek op lage hoogte, omdat kleine zangvogels boven honderd meter hoogte nauwelijks meer met het blote oog te detecteren zijn. In najaar 2020 is regelmatig geteld vanaf een duintop in het Voornes Duin en zijn in 50 uur tellen in totaal meer dan 205.000 vogels op seizoenstrek geteld. Eenzelfde orde van grootte is vastgesteld op een telpost gesitueerd aan de zuidwestrand van Goeree aan de noordzijde van de Brouwersdam. In de jaren van 2018 en 2019 zijn op deze telpost Springertduin bij Ouddorp 289.000 respectievelijk 257.000 vogels geteld. De bulk bestond in alle gevallen uit een paar soorten: spreeuw, de lijstersoorten kramsvogel koperwiek en zanglijster en de kleine zangvogelsoorten graspieper en vink. Al deze soorten zijn met vele 10.000-den tot meer dan 100.000 exemplaren waargenomen tijdens deze steekproefsgewijze 'bemonstering' van de massale seizoenstrek in de kuststrook. Voor een volledig overzicht van soorten en aantallen wordt verwezen naar de website www.trektellen.nl.

Door BEC is in het najaar van 2018 en 2020 tijdens enkele uren ook steekproefsgewijs naar seizoenstrek over het plangebied gekeken. Ondanks het sterk anekdotische karakter van deze tellingen, komt ook daar het beeld naar voren van soms relatief sterke doortrek van voornoemde soorten over het plangebied, overigens vaak op (zeer) lage hoogten, waarschijnlijk omdat vooral bij tegenwind is waargenomen. Omdat hier niet stelselmatig onder verschillende weersomstandigheden is waargenomen en niet tijdens de vroege ochtenduren, waarin de trek meestal het sterkst is, zijn deze waarnemingen niet verder uitgewerkt.



7 Vleermuizen in en nabij het plangebied

7.1 Verblijfplaatsen

Potentieel geschikte verblijfplaatsen zoals bomen met holtes of gebouwen ontbreken in het plangebied. De eerste vleermuizen werden 's avonds op 45 minuten tot een uur na zonsondergang waargenomen (figuur 4.2 in Halters 2021). Dit duidt erop dat de verblijfplaatsen van deze vleermuizen op grote afstand van het plangebied liggen. Verblijfplaatsen van rosse vleermuis en watervleermuis zijn bijvoorbeeld bekend van landgoed Mildenburg en Olaertsduin op Voorne (Mostert 2012). Ten oosten van het plangebied in het Voornes Duin is tijdens het veldonderzoek door BEC regelmatig een baltsende ruige dwergvleermuis waargenomen. Hier is waarschijnlijk een paarplaats van de soort aanwezig (Buijs & Halters 2019).

7.2 Foerageergebieden en vliegroutes

Tijdens het onderzoek in 2018 zijn in totaal meer dan duizend waarnemingen van vleermuizen verzameld tijdens de vijf veldbezoeken. Het ging hierbij met name om gewone dwergvleermuizen, ruige dwergvleermuizen en rosse vleermuizen. Daarnaast zijn enkele laatvliegers en watervleermuizen en één meervleermuis of watervleermuis (*Myotis ongedetermineerd*) waargenomen. De meeste dieren foerageerden langs de oever van het Haringvliet en binnendijs ten oosten van het plangebied in het Voornes Duin.

Er zijn geen regelmatig gebruikte vliegroutes van vleermuizen vastgesteld. Er is sprake van diffuse migratie van ruige dwergvleermuis. Massale migratie van ruige dwergvleermuizen, zoals bijvoorbeeld bekend van de Afsluitdijk, is niet vastgesteld (Buijs & Halters 2019). Zo kan het totaal aantal waargenomen ruige dwergvleermuizen op de Haringvlietdam (264 opnames gedurende vijf bezoeken), op de Afsluitdijk tijdens de trek in de nazomer vrij gemakkelijk binnen een uur worden waargenomen.

7.3 Vleermuizen op hoogte

Vanuit één van de zes bestaande windturbines op de Haringvlietdam zijn tussen 31 mei en 1 december 2020 in totaal bijna 10.000 opnames van vleermuizen verzameld. Dit is uitzonderlijk veel voor een meting binnen het rotorbereik van een windturbine. Omdat de opnames handmatig zijn gecontroleerd is het grote aantal niet veroorzaakt door stoorgeluid dat door software ten onrechte als vleermuisgeluid is toegewezen. De activiteit van vleermuizen neemt af met toenemende hoogte. De beperkte hoogte van de nacelle (44 m) vormt een belangrijke verklaring voor het grote aantal opnames.

Het grootste deel van de waarnemingen had betrekking op de rosse vleermuis (n= 5.029). Er zijn daarnaast 2.837 waarnemingen verricht van laatvlieger, tweekleurige vleermuis of rosse vleermuis die niet met zekerheid gedetermineerd kon worden (verzamelnaam *Nyctaloide spec.*). In Tabel 7.1 zijn deze waarnemingen naar rato verdeeld over de drie



voornoemde soorten. De overige waarnemingen betroffen gewone dwergvleermuis (n= 1.042) en ruige dwergvleermuis (n= 443).

Tabel 7.1 *Aantal opnamen van vleermuizen op 44 m hoogte vanuit een bestaande windturbine op de Haringvlietdam in 2020. Waarnemingen van ongedetermineerde vleermuizen uit het geslacht nyctalus zijn naar rato verdeeld over de drie betrokken soorten rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis en laatvlieger. De ongedetermineerde Myotis betreft een meervleermuis of watervleermuis.*

Soort	N opnamen
rosse vleermuis	7.860
tweekleurige vleermuis	8
laatvlieger	8
ruige dwergvleermuis	443
gewone dwergvleermuis	1.042
<i>Myotis ongedetermineerd</i>	1

Het grootste deel van de rosse vleermuizen is in augustus waargenomen. Dit is een terugkerend patroon in vrijwel alle windparken in Nederland. Het is de tijd van het jaar waarin lokale dieren zich over grotere afstanden verplaatsen vanwege de paring bij volwassen dieren en de dispersie van jonge dieren die zich over een groter gebied verspreiden. In de kraamtijd (mei en juni) zijn echter ook relatief veel waarnemingen verricht. In de eerste helft van september is daarnaast ook nog redelijk veel activiteit van rosse vleermuizen gemeten. Het is niet duidelijk of dit migrerende dieren zijn of dieren die lokaal verblijven.

Wat verder opvalt is het lage aandeel ruige dwergvleermuis (4-5%). Dit percentage is in de regel beduidend hoger in windparken die op of langs een belangrijke migratieroute van ruige dwergvleermuizen staan. In de migratieperiode (september) is in ieder geval niet het zwaartepunt van de vleermuisactiviteit gemeten.



DEEL 3 EFFECTEN BEOORDEELD



8 Effectbepaling Natura 2000-gebieden

8.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt, in het kader van de Wnb (onderdeel gebiedenbescherming) en op basis van beschikbare kennis over gebiedsgebruik en vlieggedrag van vogels in het plangebied, een overzicht gegeven van het aantal aanvaringsslachtoffers in het huidige Windpark Haringvlietdam en bij de twee geplande windturbines. Dit wordt gedaan voor een selectie van vogelsoorten die kwalificeren voor nabijgelegen Natura 2000-gebieden. De aantallen zijn zoveel mogelijk gekwantificeerd. Bij deze kwantificering moet echter in aanmerking 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 goed bruikbaar om een ordegrrootte 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.

Visdief

De visdief is voor Natura 2000-gebied Voordelta aangewezen als niet-broedvogel. De instandhoudingsdoelstelling ziet op 'behoud omvang en kwaliteit leefgebied en behoud populatie' voor de *broedvogels* in nabijgelegen Natura 2000-gebieden en Deltawateren. In de toelichting op de instandhoudingsdoelstelling is gesteld dat als voorwaarde voor de aanleg en aanwezigheid van Tweede Maasvlakte voor de visdief compenserende maatregelen in het beheerplan zijn uitgewerkt. De instandhoudingsdoelstelling voor visdief is opgenomen om het foerageergebied (waar compenserende maatregelen zijn genomen) in kwaliteit en kwantiteit te behouden. In het Beheerplan Voordelta (2015-2021) (Min. v. I&M 2016) zijn een aantal maatregelen binnen de Natura 2000-begrenzing (instellen rustgebieden) opgenomen. De aanname in voorliggende analyse is dat sterfte onder visdief als gevolg van *aanvaringsslachtoffers* in het broedseizoen een (indirect) effect zou kunnen hebben op de kwaliteit en kwantiteit van het foerageergebied in de Voordelta. Aanvaringsslachtoffers onder broedende visdieven (afkomstig van de broedkolonies in het Haringvliet en die voornamelijk foerageren in de Voordelta), zijn daarom berekend en beoordeeld in het kader van gebiedenbescherming. Ondanks dat de IHD's voor de Voordelta zien op niet-broedvogels (de Voordelta kent geen IHD's voor broedvogels) wordt de compensatie-opgave in richting tot visdief algemeen geïnterpreteerd te gelden voor broedvogels in de Delta (buiten het broedseizoen is de visdief maar beperkt aanwezig en dan vooral als doortrekker, in het winterhalfjaar verblijft de visdief vooral in de kustwateren van Afrika).

8.2 Aanvaringsslachtoffers vogels

8.2.1 Soortenselectie

In hoofdstuk 4 is een eerste selectie gemaakt van vogelsoorten, waarvoor Natura 2000-gebieden in de ruime omgeving van het plangebied zijn aangewezen, die in theorie een



relatie met het plangebied kunnen hebben (zie rood gemarkeerde soorten in Tabel 4.1 en 4.2). Op basis van de analyse van gebiedsgebruik en vliegbewegingen van vogels in het plangebied in hoofdstuk 6, heeft het plangebied voor een groot aantal van deze vogelsoorten slechts een geringe betekenis en passeren deze soorten vanuit de betrokken Natura 2000-gebieden het plangebied hooguit incidenteel. Hieronder wordt de selectie van soorten toegelicht waarvoor berekeningen van het aantal aanvaringsslachtoffers is gemaakt.

Broedvogels

De kwalificerende broedvogelsoorten kleine zilverreiger, lepelaar, bruine kiekendief, kluut, bontbekplevier, strandplevier, zwartkopmeeuw, noordse stern en dwergstern passeren het plangebied niet of slechts in lage aantallen (hoofdstuk 6). Dit in combinatie met de waargenomen (veelal lage) vlieghoogte van die exemplaren die het plangebied wel passeerden en het feit dat deze soorten niet of in uiterst lage aantallen als aanvaringsslachtoffer in Nederland en NW-Europese windparken zijn vastgesteld (zie referenties in paragraaf 5.3.1), leidt tot de conclusie dat voor deze soorten hooguit sprake is van uiterst incidentele sterfte in zowel het huidige als in het toekomstige windpark (ruim minder dan één slachtoffer op jaarbasis in het gehele windpark). Voor deze soorten zijn daarom geen berekeningen van het aantal aanvaringsslachtoffers uitgevoerd.

Kwalificerende broedvogelsoorten uit Natura 2000-gebieden die wel met enige regelmaat het plangebied op rotorhoogte passeren zijn **aalscholver**, **grote stern** en **visdief**. Een toename van de sterfte als gevolg van realisatie van de twee geplande windturbines kan in theorie een negatief effect hebben op de grootte van de populaties in de betrokken Natura 2000-gebieden. Om dit te kunnen beoordelen is voor deze drie Natura 2000-soorten een soortspecifieke berekening gemaakt van het aantal aanvaringsslachtoffers in het huidige en in het toekomstige windpark.

Niet-broedvogels

Het merendeel van de in Tabel 4.2 rood gemarkeerde kwalificerende soorten niet-broedvogels (reigers, lepelaars, zwanen, ganzen, eenden, roofvogels, steltlopers en sterns) vertonen buiten het broedseizoen geen vliegbewegingen over het plangebied of slechts in (zeer) lage aantallen, omdat ze geen binding hebben met de omgeving van het plangebied of uitsluitend buitendijks in de Voordelta of op het Haringvliet voorkomen, bijvoorbeeld steltlopersoorten die voornamelijk op de Kwade Hoek foerageren en overtijen (zie hoofdstuk 6). Voor deze soorten is in voorliggende effectbepaling geen berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers uitgevoerd, omdat dit effect op basis van de verspreiding en het gedrag van de soort in zowel het huidige als in het toekomstige windpark nihil zal zijn (ruim minder dan één slachtoffer op jaarbasis in het gehele windpark).

Kwalificerende niet-broedvogelsoorten uit Natura 2000-gebieden die wel met enige regelmaat het plangebied passeren zijn **aalscholver** en **scholekster**. Een toename van de sterfte als gevolg van realisatie van de twee geplande windturbines kan in theorie een negatief effect hebben op de grootte van de populaties in de betrokken Natura 2000-gebieden. Om dit te kunnen beoordelen is voor deze twee Natura 2000-soorten een soort-



specifieke berekening gemaakt van het aantal aanvaringsslachtoffers in het huidige en in het toekomstige windpark.

8.2.2 Uitgangspunten en invoer in de berekeningen

De berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers is 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 bijvoorbeeld voor het aantal vogels dat bij het windpark rondvliegt, het aandeel vogels dat op rotorhoogte vliegt en het aandeel vogels dat uitwijkt voor het windpark. De getoetste windturbineafmetingen staan beschreven in hoofdstuk 2.

Voor **aalscholver** is geen aanvaringskans uit eerder onderzoek beschikbaar en kan geen berekening met het Flux-Collision Model worden gedaan. In voorliggende rapportage is daarom een berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers uitgevoerd met een ander rekenmodel dat veel voor *offshore* windparken wordt gebruikt, het zogenoemde SOSS Band model (Band 2012). Als input in het Band model is gebruik gemaakt van informatie over: 1) aantallen vliegbewegingen van aalscholver over het plangebied (flux), 2) het vlieggedrag en enkele biometrische gegevens van aalscholver, 3) vlieghoogte en 4) de afmetingen en configuratie van het geplande windpark. In bijlage IV wordt de methode toegelicht en zijn de aannames en inputgegevens beschreven. De resultaten worden in paragraaf 8.2.3 gepresenteerd.

Voor de soorten **scholekster**, **grote stern** en **visdief** zijn de slachtofferberekeningen uitgevoerd met het Flux-Collision Model. Hieronder worden de aannames en uitgangspunten van de berekeningen beschreven, waarna de resultaten worden gepresenteerd.

Aanvaringskans

Voor **scholekster** wordt een aanvaringskans van 0,02% gehanteerd, zoals vastgesteld voor steltlopers in Windpark Oosterbierum (Winkelman 1992). Het onderzoek in de Sep-proefwindcentrale in Oosterbierum is tot nu toe het enige onderzoek waarin aanvaringskansen voor steltlopers zijn bepaald. Winkelman (1992) heeft de aanvaringskansen op verschillende manieren berekend, uitgaande van uiteenlopende fluxen en verschillende, al dan niet gecorrigeerde, aantallen aanvaringsslachtoffers. De gehanteerde aanvaringskans van 0,02% is door Winkelman (1992) berekend op basis van het maximale werkelijke (oftewel gecorrigeerde) aantal aanvaringsslachtoffers. Dit is berekend op basis van de zekere, zeer waarschijnlijke en mogelijke slachtoffers. De flux die Winkelman (1992) heeft gebruikt voor de berekening van deze aanvaringskans, betreft het minimale aantal geschatte vliegbewegingen door (of net over) het windpark in de namiddag/avond, nacht en ochtend. Dit betreft waarschijnlijk een onderschatting van de werkelijke flux, omdat de fluxen in het onderzoek van Winkelman (1992) veelal visueel/auditief zijn gemeten, waardoor mogelijk vogels zijn gemist. De belangrijkste redenen voor het hanteren van specifiek deze aanvaringskans zijn: 1) Omdat de aanvaringskans berekend is op basis van het maximale werkelijke aantal slachtoffers, waarin ook de mogelijke aanvaringsslachtoffers zijn meegenomen, betreft de aanvaringskans met zekerheid een *worst-case*



scenario, 2) De flux waarop de aanvaringskans is gebaseerd (vliegbewegingen in de avond, nacht en ochtend) komt het best overeen met de manier waarop de flux over het algemeen in de slachtofferberekeningen voor de te beoordelen windparken wordt bepaald.

Voor sterns, zoals de **grote stern** en **visdief**, zijn aanvaringskansen beschikbaar uit twee verschillende windparken, namelijk Windpark Slufterdam (Gyimesi *et al.* 2013) en Windpark Zeebrugge (Everaert & Stienen 2007). Voor Windpark Haringvlietdam is het aantal slachtoffers met het Flux-Collision Model berekend met de beschikbare aanvaringskansen uit beide voornoemde windparken. Het in dit rapport gepresenteerde aantal aanvarings-slachtoffers betreft het gemiddelde van de uitkomsten berekend met de aanvaringskansen uit deze twee referentiewindparken. Voor Windpark Zeebrugge zijn vier aanvaringskansen beschikbaar, namelijk voor de jaren 2004 en 2005 en voor de soorten visdief en grote stern (Tabel 8.1). De berekening met het Flux-Collision Model is voor alle vier de aanvaringskansen uit dit onderzoek uitgevoerd. De vier uitkomsten zijn eerst met elkaar gemiddeld voordat ze in het totale gemiddelde zijn opgenomen. Zodoende tellen de twee windparken even zwaar mee.

Bepaling soortspecifieke flux

De totale soortspecifieke flux door het huidige en het toekomstige windpark (zie Tabel 8.1) is bepaald aan de hand van de resultaten van het veldwerk in 2018 en 2020, waarbij per soort een selectie is gemaakt van de vliegbewegingen over het plangebied (zie hoofdstuk 6). In alle gevallen is bij de berekening van de totale flux rekening gehouden met het aantal uur dat er op een dag vliegactiviteit van de betreffende soort zal zijn. Dit laatste verschilt tussen de maanden aangezien sprake is van een uitgesproken verschil in daglengte. Voor **grote stern** en **visdief** is gebruik gemaakt van de flux in het broedseizoen (april t/m augustus). Voor **scholekster** is de flux gemeten in maanden april t/m november geëxtrapoleerd naar de wintermaanden waarin weinig (in december tot en met februari) of geen (in maart) veldonderzoek heeft plaatsgevonden. Voor deze extrapolatie is gebruik gemaakt van het landelijke seizoenspatroon van de scholekster.

Uitwijking

De scholekster, grote stern en visdief passeren het plangebied met name tijdens foerageervluchten overdag. In de regel kijken vogels uit voor een windpark (bijlage II).

Voor de **scholekster** is er voorzichtigheidshalve rekening mee gehouden dat slechts 20% van de berekende dagelijkse flux over het plangebied in de toekomst zal uitwijken voor de windturbines en om of over de turbines heen vliegt. De meeste scholeksters die zijn waargenomen tijdens het veldonderzoek in 2018 en 2020 kwamen in het plangebied foerageren tijdens hoogwater.

Voor de **grote stern** is aangenomen dat 28% van de berekende dagelijkse flux over het plangebied in de toekomst zal uitwijken voor de twee windturbines, gebaseerd op de studie in Offshore Windpark Egmond aan Zee (OWEZ; Krijgsveld *et al.* 2011). Voor de **visdief** is uit de literatuur geen uitwijkingspercentage beschikbaar. Voor deze soort is daarom ook 28% uitwijking aangehouden, gelijk aan de vergelijkbare vogelsoort grote stern in het windpark OWEZ.



De gehanteerde uitwijkpercentages betreffen in veel gevallen een *worst case*-benadering aangezien bij bestaande windparken tot nu toe veel hogere uitwijkpercentages (80-98%) zijn gemeten voor een divers aantal soorten (o.a. Drachmann *et al.* 2020, Plonczkier & Simms 2012, Krijgsveld *et al.* 2011, Dirksen *et al.* 2007, Fijn *et al.* 2007, Fernley *et al.* 2006, Poot *et al.* 2001, Tulp *et al.* 1999).

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 referentiewindpark en het te toetsen windpark (Kleyheeg-Hartman *et al.* 2018). Voor alle soorten is het aandeel vogels op rotorhoogte afgeleid van metingen aan vlieghoogtes gedurende de veldonderzoeken door BEC (zie hoofdstuk 6). Per beschouwde windturbineafmeting (twee scenario's nieuwe turbines en bestaand windpark) is berekend welk aandeel van deze in het veld gemeten vlieghoogtes voor de drie soorten in het plangebied op rotorhoogte plaats zou vinden (Tabel 8.1).

Tabel 8.1 *Aanvaringskansen flux richting windpark (totaal aantal vliegbewegingen) percentage macro-uitwijking (voor het gehele windpark) en percentage op rotorhoogte. 1= Winkelman 1992 2 = Gyimesi *et al.* 2013 3 = Everaert & Stienen 2007.*

soort	aanvaringskansen (%)	flux per jaar (n vluchten)	macro- uitwijking (%)	aandeel op rotorhoogte worst-case / scenario 2 / bestaand (%)
scholekster	0,0200 ¹	8.970	20	29 / 12 / 33
grote stern	0,0015 ² ,	25.048	28	67 / 35 / 55
	0,0070 ³ ,			
	0,0050 ³ ,			
	0,0300 ³ ,			
	0,0060 ³			
visdief	zee grote stern	4.674	28	53 / 10 / 73

8.2.3 Resultaten

In Tabel 8.2 zijn voor de hiervoor genoemde soorten broedvogels en niet-broedvogels uit nabijgelegen Natura 2000-gebieden de berekende aantallen slachtoffers per jaar bij de bestaande zes windturbines en de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam weergegeven. Voor de soorten die geregeld over de planlocaties vliegen, namelijk aalscholver en grote stern (zie hoofdstuk 6), wordt (afgerond) in het *worst case*-scenario bij beide turbines samen voor iedere soort één à twee slachtoffers per jaar berekend. Voor de scholekster en visdief (en voor alle soorten in scenario 2) worden in de nieuwe situatie in



beide scenario's hooguit incidenteel slachtoffers voorzien (ruim minder dan één slachtoffer per jaar bij beide geplande turbines samen) (Tabel 8.2). In alle gevallen is de sterfte in het toekomstige windpark (veel) kleiner dan in het huidige windpark. De berekende sterfte wordt in hoofdstuk 9 beoordeeld in het licht van de IHD's die voor deze soorten gelden in de betrokken Natura 2000-gebieden.

Tabel 8.2 *Aantal berekende aanvaringsslachtoffers (in het bestaande windpark en twee varianten van twee nieuwe windturbines zie hoofdstuk 2) per jaar voor de relevante soorten broedvogels (brv) en niet-broedvogels (n-brv) uit Natura 2000-gebieden. Let op: aantallen zijn weergegeven met een getal achter de komma om onderscheid te kunnen maken in omvang van de incidentele sterfte (bijvoorbeeld 0,1 betekent 1 slachtoffer in 10 jaar tijd bij de twee turbines samen). Vanwege onzekerheden in de input gegevens (bijvoorbeeld flux en uitwijken) dient het resultaat gezien te worden als ordegrootte en niet als een exacte uitkomst.*

Soort	Turbine scenario's		
	Worst case	Scenario 2	Bestaand
aa scho ver (brv)	1,3	0,2	6,1
aa scho ver (n-brv)	1,8	0,3	9,3
scho ekster (n-brv)	0,2	0,1	0,3
grote stern (brv)	2,4	1,2	3,0
v s d e f (brv)	0,4	0,1	0,3



9 Effectbeoordeling Natura 2000-gebieden

9.1 Beoordeling van sterfte broedvogels

Van alle broedvogels waarvoor Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied zijn aangewezen, passeren alleen de **aalscholvers** die broeden in het Voornes Duin en de **grote sterns** die broeden in Natura 2000-gebieden Haringvliet en Grevelingen (mogelijk) met enige regelmaat het plangebied. Voor alle andere broedvogels waarvoor Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied zijn aangewezen is op voorhand meer dan incidentele sterfte op jaarbasis als gevolg van de geplande windturbines met zekerheid uit te sluiten (zie hoofdstuk 8). In voorliggende rapportage is de sterfte van **visdieven** die in het noordelijke deel van de Delta broeden beoordeeld in het kader van de gebiedenbescherming voor Natura 2000-gebied Voordelta (zie hoofdstuk 4 en 8).

9.1.1 Aalscholver (Voornes Duin)

Het berekende aantal aanvaringsslachtoffers in het broedseizoen bij beide windturbines samen bedraagt circa één aalscholver per jaar in het *worst case*-scenario en <1 exemplaar per jaar voor scenario 2. Dit betreft in een *worst case*-scenario allemaal aalscholvers uit het Natura 2000-gebied Voornes Duin. Om te beoordelen of dergelijke aantallen aanvaringsslachtoffers van invloed kunnen zijn op de populatie in het Natura 2000-gebied Voornes Duin, is eerst de bijbehorende 1%-mortaliteitsnorm bepaald (Tabel 9.1). In hoofdstuk 5 is de bepaling van de 1%-mortaliteitsnorm in detail beschreven.

Tabel 9.1 Berekend aantal aanvaringsslachtoffers voor aalscholvers die een binding hebben met het Natura 2000-gebied Voornes Duin vergeleken met de 1%-mortaliteitsnorm van de betrokken populatie. De 1%-mortaliteitsnorm is gebaseerd op het aantal broedpaar in Voornes Duin in de jaren 2014 t/m 2018 (Sovon.nl) vermenigvuldigd met 2 (aantal individuen in plaats van het aantal paren).

Gebied	Populatiegrootte	1%- mortaliteitsnorm	Sterfte bij twee windturbines	
			Worst case	Scenario 2
Voornes Duin	2.443	2,9	1,3	0,2

De jaarlijkse sterfte van de aalscholver in het broedseizoen in de gebruiksfase van beide windturbines ligt onder de 1%-mortaliteitsnorm van de betrokken populatie in Natura 2000-gebied Voornes Duin (Tabel 9.1). De additionele sterfte is derhalve te beschouwen als 'een verwaarloosbaar kleine kans'³ op effect op populatieniveau als gevolg van het project. Met andere woorden, een dergelijk aantal aanvaringsslachtoffers is een kleine hoeveelheid en niet van invloed op behoud van de omvang van deze populatie. Het windpark zal op zichzelf met zekerheid geen negatief effect hebben op het behalen van de IHD van deze soort in het Natura 2000-gebied Voornes Duin. Dit geldt voor beide getoetste windturbineafmetingen.

³ Zie uitspraak van ABRS van 8 februari 2012 in zaaknr. 201100875/1/R2



9.1.2 Grote stern (Haringvliet en Grevelingen)

Het berekende aantal aanvaringsslachtoffers van de grote stern in het broedseizoen bedraagt ruim twee exemplaren per jaar in het gehele windpark in het *worst case*-scenario en één exemplaar per jaar in scenario 2. Om te beoordelen of dergelijke aantallen aanvaringsslachtoffers van invloed kunnen zijn op de populaties in de Natura 2000-gebieden Grevelingen en Haringvliet, is eerst de bijbehorende 1%-mortaliteitsnorm bepaald (Tabel 9.2).

Tabel 9.2 *Berekend aantal aanvaringsslachtoffers voor **grote sterns** die een binding hebben met de Natura 2000-gebieden Grevelingen en Haringvliet vergeleken met de 1%-mortaliteitsnorm van de betrokken populatie. Conform de IHD van deze soort in deze gebieden is gewerkt met de populatiegrootte in de Delta (alleen kolonies binnen de gebieden Haringvliet Grevelingen Oosterschelde en Westerschelde & Saeflinghe) in de seizoenen 2014-2018 (Arts et al. 2019a), vermenigvuldigd met 2 (aantal individuen in plaats van het aantal paren).*

Gebied	Populatiegrootte	1% mortaliteitsnorm	Sterfte bij twee windturbines	
			Worst case	Scenario 2
reg odoe	11.068	11,3	2,4	1,2
De ta				

De jaarlijkse sterfte van de grote stern in de gebruiksfase van beide windturbines ligt ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm van de betrokken populatie van de gehele Delta (Tabel 9.2). Een dergelijk aantal aanvaringsslachtoffers is een kleine hoeveelheid en niet van invloed op behoud van de omvang van deze populatie. Het windpark zal op zichzelf met zekerheid geen negatief effect hebben op het behalen van de IHD van deze soort in de betrokken Natura 2000-gebieden. Dit geldt voor beide getoetste windturbineafmetingen.

9.1.3 Visdief (Voordelta)

Het berekende aantal aanvaringsslachtoffers van de visdief in het broedseizoen bedraagt in beide onderzochte scenario's <1 exemplaar per jaar. Om te beoordelen of dergelijke aantallen aanvaringsslachtoffers van invloed kunnen zijn op de populatie die gebruik kan maken van het bodembeschermingsgebied in de Voordelta (zie hoofdstuk 4 en 8), is eerst de bijbehorende 1%-mortaliteitsnorm bepaald (Tabel 9.3). Hierbij is aangenomen dat het merendeel van de visdieven die in het noordelijke deel van de Delta broeden in het Natura 2000-gebied Voordelta kunnen foerageren en gebruik kunnen maken van het bodembeschermingsgebied. NB: waarschijnlijk zullen vooral visdieven die in het Haringvliet broeden het plangebied regelmatig passeren, kolonies op bijvoorbeeld de Maasvlakte liggen waarschijnlijk op te grote afstand voor dagelijkse passages.



Tabel 9.3 Berekend aantal aanvaringsslachtoffers voor **visdieven** die een binding hebben met Natura 2000-gebied Voordelta vergeleken met de 1%-mortaliteitsnorm van de betrokken populatie. De populatiegrootte is gebaseerd op de aantallen die broeden op de Maasvlakte en in het Haringvliet Grevelingen en westelijke deel van de Oosterschelde in de seizoenen 2014-2018 (Arts et al. 2019a), vermenigvuldigd met 2 (aantal individuen in plaats van het aantal paren).

Gebied	Populatiegrootte	1% mortaliteitsnorm	Sterfte bij twee windturbines	
			Worst case	Scenario 2
Voordelta	7.199	7,2	0,4	0,1

De jaarlijkse sterfte van de visdief in de gebruiksfase van beide windturbines ligt ruim onder de 1%-mortaliteitsnorm van de betrokken populatie die gebruik kan maken van het noordelijke deel van de Voordelta (Tabel 9.3). Een dergelijk aantal aanvaringsslachtoffers is een kleine hoeveelheid en niet van invloed op behoud van de omvang van deze populatie. Het windpark zal op zichzelf met zekerheid geen negatief effect hebben op het behalen van de IHD van deze soort in het Natura 2000-gebied Voordelta. Dit geldt voor beide getoetste windturbineafmetingen.

9.2 Beoordeling van sterfte niet-broedvogels

Van alle niet-broedvogels waarvoor Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied zijn aangewezen, passeren alleen de **aalscholver** en **scholekster**, die een mogelijke binding hebben met het Natura 2000-gebied Voordelta en enkele andere Natura 2000-gebieden in de omgeving (zie hoofdstuk 4), met enige regelmaat het plangebied. Voor alle andere niet-broedvogels, waarvoor Natura 2000-gebieden in de omgeving van het plangebied zijn aangewezen, is sterfte bij de geplande windturbines op voorhand met zekerheid uit te sluiten (zie hoofdstukken 4 en 8).

9.2.1 Aalscholver (Haringvliet en Voordelta)

Het berekende aantal aanvaringsslachtoffers buiten het broedseizoen bij beide windturbines samen bedraagt bijna twee aalscholvers per jaar in het *worst case*-scenario en <1 exemplaar per jaar voor scenario 2. Het is niet bekend uit welke Natura 2000-gebieden aalscholvers in het plangebied afkomstig zijn (in theorie uit minimaal zes gebieden, zie Tabel 4.2). In dit hoofdstuk heeft de beoordeling van de sterfte zich beperkt tot de twee direct aan het plangebied grenzende Natura 2000-gebieden Haringvliet en Voordelta, beiden aangewezen voor aalscholver als niet-broedvogel, omdat het voor de hand ligt dat het merendeel van de aalscholvers die het plangebied buiten het broedseizoen passeren uit deze gebieden afkomstig is (zie hoofdstuk 6). Om te beoordelen of de berekende aantallen aanvaringsslachtoffers van invloed kunnen zijn op de populaties in beide Natura 2000-gebieden, is eerst de bijbehorende 1%-mortaliteitsnorm bepaald (Tabel 9.4). In hoofdstuk 5 is de bepaling van de 1%-mortaliteitsnorm in detail beschreven.



Tabel 9.4 Berekend aantal aanvaringsslachtoffers van **aalscholvers** die (mogelijk) een binding hebben met de Natura 2000-gebieden Haringvliet en/of Voordelta vergeleken met de 1%-mortaliteitsnormen van de betrokken populaties. De 1%-mortaliteitsnorm van de huidige populatie in beide Natura 2000-gebieden is gebaseerd op het gemiddelde getelde maandmaximum (na bijschattingen) in het Haringvliet (Sovon.nl) of het gemiddelde getelde seizoensmaximum in de Voordelta (Arts et al. in serie) beiden op basis van integrale gebiedstellingen in de seizoenen '14/'15 - '18/'19.

Gebied	Populatiegrootte	1%- mortaliteitsnorm	Sterfte bij twee windturbines	
			Worst case	Scenario 2
Haringvliet	2.228	2,7	1,8	0,3
Voordelta	2.155	2,6	1,8	0,3

De sterfte van de aalscholver (niet-broedvogels) in de gebruiksfase van de twee geplande windturbines ligt in het *worst case*-scenario onder de 1%-mortaliteitsnorm van de betrokken populaties uit het Natura 2000-gebied Haringvliet respectievelijk Voordelta (Tabel 9.4). Een dergelijk aantal aanvaringsslachtoffers is een kleine hoeveelheid en niet van invloed op behoud van de omvang van deze populatie⁴. Het windpark zal op zichzelf met zekerheid geen negatief effect hebben op het behalen van de IHD van deze soort in de Natura 2000-gebieden Haringvliet en Voordelta. Dit geldt ook voor andere Natura 2000-gebieden op grotere afstand (Tabel 4.2), waarvan slechts een gering deel van de aalscholvers in die gebieden dagelijks het plangebied zal passeren. Voorgaande conclusie geldt voor beide getoetste windturbineafmetingen.

9.2.2 Scholekster (Voordelta, Duinen Goeree & Kwade Hoek en Grevelingen)

Het berekende aantal aanvaringsslachtoffers van de scholekster buiten het broedseizoen bedraagt in beide onderzochte scenario's ruim <1 exemplaar per jaar (Tabel 8.2). Deze sterfte in het windpark heeft met zekerheid geen negatief effect op het behalen van de IHD van deze soort in de Natura 2000-gebieden Voordelta, Duinen Goeree & Kwade Hoek of Grevelingen, want de sterfte ligt in alle gevallen (ruim) onder de 1%-mortaliteitsnorm van de betrokken populaties⁴ (Tabel 9.5). Voorgaande conclusie geldt voor beide getoetste windturbineafmetingen.

9.3 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 gerealiseerd⁵. 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).

⁴ Het is overigens niet waarschijnlijk dat buiten het broedseizoen de aalscholvers/scholeksters strikt gebonden zijn aan één Natura 2000 gebied en de berekende sterfte zou derhalve beter verdeeld kunnen worden over alle betrokken Natura 2000 gebieden (waarbij er dan nog geen rekening mee is gehouden dat een onbekend aantal ook uit andere Natura 2000 gebieden in de omgeving afkomstig kan zijn, zie Tabel 4.2). Het toetsen aan de populatie van deze soorten in één Natura 2000 gebied, zoals in Tabel 9.4, geeft daarmee met zekerheid een *worst case* beoordeling.

⁵ Zie uitspraak van ABRS van 16 april 2014 in zaaknr. 201304768/1/R2



Cumulatie

Uit voorgaande blijkt dat als gevolg van de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam hooguit (zeer) geringe effecten (in de vorm additionele sterfte) zullen optreden op een selectie van broedvogel- en niet-broedvogelsoorten waarvoor Natura 2000-gebieden in de omgeving zijn aangewezen. Voor andere kwalificerende vogelsoorten zijn effecten sowieso uitgesloten (zie hoofdstuk 8).

De resultaten in hoofdstuk 8 hebben laten zien dat de sterfte van hierboven genoemde vogelsoorten in het bestaande windpark van zes windturbines op de Haringvlietdam (ruim) omvangrijker is dan in de toekomstige situatie met de twee geplande windturbines (dit geldt voor beide onderzochte windturbinaefmetingen). Onderdeel van het plan is dat de bestaande windturbines worden verwijderd vóór ingebruikname van de twee nieuwe windturbines, er geldt geen dubbeldraaiperiode. Per saldo is daarom sprake van een nul effect (scholekster en visdief) of mogelijk zelfs positief effect (aalscholver en grote stern) op de betrokken populaties. Een cumulatiestudie is daarom in het kader van de Wnb (onderdeel gebiedenbescherming) niet nodig.

Een significant negatief effect van sterfte in het windpark op het behalen van de IHD voor vogelsoorten van Natura 2000-gebieden in de ruime omgeving van het plangebied is, ook in cumulatie, met zekerheid uitgesloten.

Tabel 9.5 Berekend aantal aanvaringsslachtoffers van **scholeksters** die (mogelijk) een binding hebben met de Natura 2000-gebieden Grevelingen Voordelta en/of Duinen Goeree & Kwade Hoek vergeleken met de 1%-mortaliteitsnormen van de betrokken populaties. De 1%-mortaliteitsnorm van de huidige populatie in de Natura 2000-gebieden is gebaseerd op het gemiddelde getelde maandmaximum (na bijschattingen) in deze Natura 2000-gebieden (Sovon.nl) beiden op basis van integrale gebiedstellingen in de seizoenen '15/'16 - '19/'20.

Gebied	Populatiegrootte	1%- mortaliteitsnorm	Sterfte bij twee windturbines	
			Worst case	Scenario 2
Grevelingen	464	0,6	0,2	0,1
Voordelta	5.646	6,8	0,2	0,1
Duinen Goeree & Kwade Hoek	2.153	2,6	0,2	0,1



10 Effecten op vogels (soortenbescherming)

In dit hoofdstuk wordt, in het kader van de Wnb (onderdeel soortenbescherming) en op basis van beschikbare kennis over gebiedsgebruik en vlieggedrag van vogels in het plangebied, een overzicht gegeven van het aantal aanvaringsslachtoffers in het huidige Windpark Haringvlietdam en bij de twee geplande windturbines. De aantallen zijn zoveel mogelijk gekwantificeerd. Bij deze kwantificering moet echter in aanmerking 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 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.

10.1 Globaal overzicht van het aantal aanvaringsslachtoffers

Op basis van resultaten van slachtofferonderzoeken in bestaande windparken (zie hoofdstuk 5) is voor de bestaande zes en twee geplande windturbines op de Haringvlietdam 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. 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 twee geplande windturbines 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 minimaal 35 meter ruimte, afhankelijk van de gekozen afmetingen (zie Tabel 2.1). 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. 670 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 echter voor zowel de huidige zes als de twee toekomstige windturbines op de Haringvlietdam een vergelijkbaar aantal slachtoffers per windturbine per jaar voorspeld als gemiddeld bij voornoemde slachtofferonderzoeken in referentieparken is gevonden. Net als de meeste windparken die als referentie dienen, staan de windturbines op de Haringvlietdam in een vogelrijk kustgebied met relatief veel lokale vliegbewegingen en ook sterke seizoenstrek (zie hoofdstuk 6). Het is daarom waarschijnlijk dat het aantal slachtoffers bij de windturbines op de Haringvlietdam in



ordegrootte 20 slachtoffers per windturbine per jaar bedragen (deskundigenoordeel). Voor het huidige windpark bedraagt de **jaarlijkse voorspelde sterfte 120 vogels** en voor beide geplande windturbines samen bedraagt de **jaarlijkse voorspelde sterfte 40 vogels**.

Bovenstaande schatting van ordegrootte aantal aanvaringsslachtoffers voorziet niet in een verdeling van het aantal slachtoffers over verschillende soortgroepen. Wel kan op basis van de aanwezigheid van soorten in het plangebied, het gebiedsgebruik door deze soorten en beschikbare kennis over aanvaringskansen van verschillende soortgroepen, een inschatting gemaakt worden van de soorten die naar verwachting relatief vaak of juist minder vaak slachtoffer zullen worden van een aanvaring met windturbines in het plangebied.

Tijdens eerder slachtofferonderzoek in vergelijkbare habitats in Nederland zijn vooral eenden, meeuwen en zangvogels als aanvaringsslachtoffer gevonden (o.a. 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, recent slachtofferonderzoek in Windpark Noordoostpolder (Klop 2021) en de kennis over de vogelsoorten in en nabij het plangebied, is het te verwachten dat bij de windturbines op de Haringvlietdam vooral aalscholver, meeuwen, sterns en zangvogels slachtoffer zullen worden van een aanvaring met de windturbines. Aalscholver, meeuwen en sterns vooral in het broedseizoen en zangvogels tijdens seizoenstrek in voor- en najaar. Hieronder worden per soortgroep de risico's beschreven.

10.2 Aanvaringsslachtoffers onder lokale vogels

10.2.1 Soortenselectie

Voor de **aalscholver**, **scholekster**, **grote stern** en **visdief** is de slachtofferberekening reeds in hoofdstuk 8 beschreven. Voor grote stern en visdief ging het hierbij om slachtoffers in het broedseizoen (april t/m augustus) uit broedkolonies in nabijgelegen Natura 2000-gebieden. Buiten het broedseizoen zijn met name in september nog belangrijke aantallen passages van beide soorten over het plangebied waargenomen. In dit hoofdstuk wordt daarom in het kader van de Wnb (onderdeel soortenbescherming) voor **grote stern** en **visdief** ook het aantal slachtoffers buiten het broedseizoen berekend. Voor uitgangspunten voor beide soorten in de berekeningen zie hoofdstuk 8.

Andere lokale vogelsoorten die relatief veel in de omgeving van de bestaande en toekomstige windturbines op de Haringvlietdam rondvliegen zijn (zie hoofdstuk 6): **kleine mantelmeeuw**, **zilvermeeuw** en **kokmeeuw** in het broedseizoen (april t/m augustus) en **grote mantelmeeuw**, **zilvermeeuw** en **kokmeeuw** buiten het broedseizoen (september t/m maart). Voor deze soorten is per relevant seizoen een slachtofferberekening met het Flux-Collision Model gemaakt. De uitgangspunten voor deze berekening worden in de volgende paragraaf toegelicht.



Alle **andere lokale vogelsoorten** (o.a. ganzen, eenden, roofvogels en steltlopers) vertonen geen of weinig vliegbewegingen over het plangebied, omdat ze geen binding hebben met de directe omgeving van het plangebied of uitsluitend buitendijks in de Voordelta of op het Haringvliet voorkomen, bijvoorbeeld steltlopersoorten die voornamelijk op de Kwade Hoek foerageren en daar overtijnen (zie hoofdstuk 6). Voor deze soorten is in voorliggende effectbepaling geen berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers uitgevoerd, omdat dit effect op basis van de verspreiding en het vlieggedrag van de soort in zowel het huidige als in het toekomstige windpark op jaarbasis nihil zal zijn (ruim minder dan één slachtoffer op jaarbasis in het gehele windpark). In bijlage V wordt een opsomming gegeven van de lokale vogelsoorten waarvoor (incidentele) slachtoffers gedurende de gehele exploitatiefase van het windpark voorzienbaar zijn.

10.2.2 Uitgangspunten en invoer in de berekeningen

De berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers met het Flux-Collision Model is 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 bijvoorbeeld voor het aantal vogels dat bij het windpark rondvliegt, het aandeel vogels dat op rotorhoogte vliegt en het aandeel vogels dat uitwijkt voor het windpark. De getoetste windturbineafmetingen staan beschreven in hoofdstuk 2.

Aanvaringskansen

Voor de **kleine mantelmeeuw** zijn soortspecifieke aanvaringskansen beschikbaar uit Windpark Slufterdam en Windpark Distridam (Gyimesi *et al.* 2013). Beide aanvaringskansen zijn gebruikt voor de berekening van het aantal aanvaringsslachtoffers van de kleine mantelmeeuw in de scenario's voor windturbines op de Haringvlietdam (Tabel 10.1). Naast deze twee soortspecifieke aanvaringskansen is ook gebruik gemaakt van de generieke aanvaringskansen die in Windpark Sabinapolder voor meeuwen is bepaald (Verbeek *et al.* 2012). Het in dit rapport gepresenteerde aantal aanvaringsslachtoffers betreft het gemiddelde van de drie uitkomsten berekend met de aanvaringskansen uit deze drie referentiewindparken. De afzonderlijke windparken tellen even zwaar mee in de berekening van het gemiddelde.

Voor de **zilvermeeuw** is de soortspecifieke aanvaringskans gebruikt vastgesteld tijdens onderzoek in Windpark Slufterdam (Gyimesi *et al.* 2013). Naast deze soortspecifieke aanvaringskans uit Windpark Slufterdam is ook gebruik gemaakt van de generieke aanvaringskansen die in Windpark Sabinapolder voor meeuwen is bepaald (Verbeek *et al.* 2012) en van de aanvaringskansen die in de Belgische windparken Kleine Pathoekeweg en Boudewijnkanaal voor grote meeuwen zijn bepaald (Everaert 2008). Het in dit rapport gepresenteerde aantal aanvaringsslachtoffers betreft het gemiddelde van de vier uitkomsten berekend met de aanvaringskansen uit voornoemde vier geselecteerde referentiewindparken (Tabel 10.1). De afzonderlijke windparken tellen even zwaar mee in de berekening van het gemiddelde. Voor de **grote mantelmeeuw** is dezelfde aanvaringskans gehanteerd (qua grootte, vlieggedrag en seizoenspatroon sluit deze soort beter aan op zilvermeeuw dan op kleine mantelmeeuw).



Voor de **kokmeeuw** is gerekend met de soortspecifieke aanvaringskansen vastgesteld in vier windparken, namelijk Windpark Sabinapolder, Windpark Slufterdam, Windpark Boudewijnkanaal en Windpark Kleine Pathoekeweg (Everaert 2008, Verbeek *et al.* 2012, Gyimesi *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 (Tabel 10.1). De afzonderlijke windparken tellen even zwaar mee in de berekening van het gemiddelde.

Tabel 10.1 *Aanvaringskansen flux richting windpark (totaal aantal vliegbewegingen) percentage macro-uitwijking (voor het gehele windpark) en percentage op rotorhoogte. 1 = Verbeek *et al.* 2012; 2 = Gyimesi *et al.* 2013 3 = Everaert 2008. Voor overige bronnen zie tekst.*

soort	aanvaringskans (%)	flux per jaar (n vluchten)	macro-uitwijking (%)	aandeel op rotorhoogte worst-case / scenario 2 / bestaand (%)
k e ne mante meeuw	0,0055 ¹ ,	4.270	18	67 / 33 / 70
(brv)	0,0073 ² ,			
	0,0108 ²			
z vermeeuw (brv)	0,0055 ¹ ,	9.808	18	42 / 21 / 57
	0,0274 ² ,			
	0,0890 ³			
z vermeeuw (n-brv)	dem	17.807	18	28 / 2 / 59
grote mante meeuw	dem	3.287	18	32 / 6 / 66
kokmeeuw (brv)	0,0055 ¹ ,	69.181	18	75 / 25 / 73
	0,0021 ² ,			
	0,0219 ³			
kokmeeuw (n-brv)	dem	52.207	18	40 / 16 / 62
grote stern (n-brv)	z e tabe 8.1	4.260	28	67 / 35 / 55
v sd ef (n-brv)	z e tabe 8.1	1.653	28	53 / 10 / 73

Bepaling soortspecifieke flux

De totale soortspecifieke flux door het huidige en het toekomstige windpark (zie Tabel 10.1) is bepaald aan de hand van de resultaten van het veldwerk in 2018 en 2020, waarbij per soort een selectie is gemaakt van de vliegbewegingen over het plangebied (zie hoofdstuk 6). In alle gevallen is bij de berekening van de totale flux rekening gehouden met het aantal uur dat er op een dag vliegactiviteit van de betreffende soort zal zijn. Dit laatste verschilt tussen de maanden aangezien sprake is van een uitgesproken verschil in daglengte. Voor de flux in het broedseizoen is gebruik gemaakt van de flux in de maanden april t/m



augustus. Voor de flux buiten het broedseizoen is gebruik gemaakt van de flux in de maanden september tot en met maart, waarbij is gecorrigeerd (middels extrapolatie) voor de maanden waarin weinig (in december tot en met februari) of geen (in maart) veldonderzoek heeft plaatsgevonden. Voor deze extrapolatie is gebruik gemaakt van het landelijke seizoenspatroon van de betrokken soorten.

Uitwijking

Voor **alle meeuwensoorten** is een geringe uitwijking aangehouden; zowel in windparken op zee (Krijgsveld *et al.* 2011) als in windparken op de Eerste Maasvlakte (Gyimesi *et al.* 2013) vertoonden grote en kleine meeuwen nauwelijks uitwijking en vlogen ze veelal door het windpark heen. In voorliggende rapportage 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 (Tabel 10.1).

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 referentiewindpark en het te toetsen windpark (Kleyheeg-Hartman *et al.* 2018). Voor alle soorten is het aandeel vogels op rotorhoogte afgeleid van metingen aan vlieghoogtes gedurende de veldonderzoeken door BEC (zie hoofdstuk 6). Per beschouwde windturbineafmeting (twee scenario's nieuwe turbines en bestaand windpark) is berekend welk aandeel van deze in het veld gemeten vlieghoogtes voor deze soorten in het plangebied op rotorhoogte plaats zou vinden (Tabel 10.1).

10.2.3 Resultaten

In Tabel 10.2 zijn voor de hiervoor genoemde lokale soorten broedvogels en niet-broedvogels de berekende aantallen slachtoffers per jaar bij de bestaande zes windturbines en de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam weergegeven. Dit is aanvullend op de slachtofferberekeningen die in hoofdstuk 8 (Tabel 8.2) zijn gepresenteerd.

Voor de **zilvermeeuw** en **kokmeeuw**, die jaarrond in relatief grote aantallen over de planlocaties vliegen (zie hoofdstuk 6), wordt (afgerond) in het *worst case*-scenario bij beide turbines samen voor iedere soort twee respectievelijk vijf slachtoffers per jaar berekend (Tabel 10.2). Voor de kokmeeuw ligt dit aantal buiten het broedseizoen duidelijk lager, omdat deze soort dan ook minder talrijk over het plangebied vliegt. In scenario 2 met een kleiner rotoroppervlak op grotere hoogte zijn de berekende aantallen slachtoffers voor beide soorten de helft of meer lager dan in het *worst case*-scenario.

Voor de **kleine mantelmeeuw** (broedvogel) en niet-broedvogels **grote mantelmeeuw**, **grote stern** en **visdief** worden in de nieuwe situatie in beide scenario's hooguit incidenteel slachtoffers voorzien (ruim minder dan één slachtoffer per jaar bij beide geplande turbines samen) (Tabel 10.2). In alle gevallen is de sterfte in het toekomstige windpark (veel) kleiner dan in het huidige windpark. De berekende sterfte wordt in hoofdstuk 11 beoordeeld in het licht van de staat van instandhouding van de betrokken regionale of landelijke populaties.



Tabel 10.2 *Aantal berekende aanvaringsslachtoffers (in het bestaande windpark en twee varianten van twee nieuwe windturbines zie hoofdstuk 2) per jaar voor de relevante lokale soorten broedvogels (brv) en niet-broedvogels (n-brv). Let op: aantallen zijn weergegeven met een getal achter de komma om onderscheid te kunnen maken in omvang van de incidentele sterfte (bijvoorbeeld 0,1 betekent 1 slachtoffer in 10 jaar tijd bij de twee turbines samen). Vanwege onzekerheden in de input gegevens (bijvoorbeeld flux en uitwijken) dient het resultaat gezien te worden als ordegrrootte en niet als een exacte uitkomst.*

Soort	Turbine scenario's		
	Worst case	Scenario 2	Bestaand
kleine mantelmeeuw (brv)	0,2	0,1	0,4
zilvermeeuw (brv)	1,6	0,8	6,7
zilvermeeuw (n-brv)	2,0	0,1	10,9
grote mantelmeeuw (n-brv)	0,4	0,1	2,8
kokmeeuw (brv)	4,6	1,5	7,3
kokmeeuw (n-brv)	1,9	0,7	4,3
grote stern (n-brv)	0,4	0,2	0,5
versdelf (n-brv)	0,1	0,0	0,3

10.3 Aanvaringsslachtoffers onder seizoenstrekkers

Seizoenstrek vindt over het algemeen op grote hoogte plaats waardoor het aanvaringsrisico voor vogels op seizoenstrek met de windturbines dan relatief laag is. Zoals echter beschreven in hoofdstuk 6 kan onder bepaalde (weers)omstandigheden een substantieel deel van de trek op rotorhoogte plaatsvinden. Vanwege het relatief grote aantal vogels dat tijdens seizoenstrek het plangebied passeert, zullen dan meerdere vogels met de windturbines kunnen botsen, vooral in het donker wanneer de windturbines minder goed zichtbaar zijn.

Op jaarbasis vallen bij de twee nieuwe windturbines naar schatting 40 aanvaringsslachtoffers onder vogels, dit in vergelijking tot de geschatte 120 slachtoffers op jaarbasis in het bestaande Windpark Haringvlietdam (zie hiervoor). Het overgrote deel van deze slachtoffers zal vallen onder vogels tijdens hun seizoenstrek. Het gaat hierbij om vele tientallen soorten, op basis van deskundigenoordeel en gegevens gepresenteerd in hoofdstuk 6 trekken jaarlijks minimaal vele tientallen soorten over het plangebied. Voor algemene soorten, die in grote aantallen het plangebied passeren, zoals lijsters, roodborst en spreeuw, kunnen gedurende de looptijd van circa 30 jaar per soort enkele individuen slachtoffer worden van een aanvaring met de twee geplande windturbines. In bijlage V wordt de volledige soortenlijst en aantallen slachtoffers per soort gegeven. Voor schaarse soorten, die in kleine aantallen het plangebied passeren, zoals kwartel en ransuil, zijn slachtoffers gedurende de looptijd van het windpark uitgesloten, uiterste incidenten daargelaten. De beschouwde windturbineafmetingen zijn niet onderscheidend voor dit aspect.



11 Effectbeoordeling vogels soortenbescherming

In Hoofdstuk 3 van de Wnb is de bescherming van soorten geregeld. De in Nederland (in het wild) voorkomende vogelsoorten vallen allemaal onder het 'beschermingsregime soorten Vogelrichtlijn'. Hiervoor geldt o.a. de verbodsbepaling die in Artikel 3.1 lid 1 is vastgelegd:

"Het is verboden opzettelijk van nature in Nederland in het wild levende vogels van soorten als bedoeld in artikel 1 van de Vogelrichtlijn te doden of te vangen."

In dit hoofdstuk wordt beoordeeld in hoeverre als gevolg van het gebruik van de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam de verbodsbepaling in relatie tot het doden en/of verwonden van vogels overtreden wordt. Wanneer dit het geval is kan een Wnb-ontheffing voor het gebruik van de twee windturbines nodig zijn. Ter onderbouwing van een Wnb-ontheffingsaanvraag dient dan beoordeeld te worden in hoeverre de overtreding kan leiden tot een effect op de Staat van Instandhouding (hierna: Svl) van de betrokken populatie(s). Wanneer een effect op de GSI niet met zekerheid uitgesloten kan worden, dienen mitigerende of compenserende maatregelen genomen te worden om een Wnb-ontheffing te kunnen verkrijgen.

11.1 Beoordeling van sterfte door aanvaringen in gebruiksfase

Sterfte van vogels als gevolg van aanvaringen met windturbines wordt gezien als het opzettelijk doden van vogels en dus als een overtreding van de verbodsbepaling genoemd in Artikel 3.1 lid 1 van de Wnb (zie hiervoor). Omdat in ieder windpark (hoe klein ook) sprake is van aanvaringsslachtoffers onder vogels dient voor ieder nieuw te bouwen windpark ontheffing aangevraagd te worden voor het overtreden van deze verbodsbepaling.

Voor de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam wordt naast sterfte onder vogelsoorten met IHD's in Natura 2000-gebieden (aalscholver, scholekster, grote stern en visdief, zie hoofdstuk 8), onder lokale vogels ook meer dan incidentele sterfte voorzien onder een aantal meeuwensoorten (zie hoofdstuk 10 en bijlage V). Tenslotte worden onder vogelsoorten die in zeer grote aantallen passeren tijdens de seizoenstrek (o.a. lijsters, roodborst en spreeuw) gedurende de looptijd van beide windturbines per soort enkele slachtoffers voorzien (zie bijlage V). Voor schaarse soorten, die in kleine aantallen het plangebied op trek passeren, zoals ransuil of kwartel, gaat het om uiterste incidenten. Zodoende zijn voor deze laatstgenoemde soorten op voorhand geen effecten op populatieniveau te verwachten.

De landelijke populaties van alle voornoemde vogelsoorten bestaan uit duizenden tot honderdduizenden individuen of meer, waardoor de Svl niet snel in het geding kan komen. Voor alle betrokken soorten gaat het deze studie om minder dan 1% van de jaarlijkse natuurlijke sterfte van de relevante populatie. Dit is voor alle soorten nader uitgewerkt in bijlage V. Dit betekent dat voor alle soorten geldt dat de additionele sterfte veroorzaakt door de twee windturbines gezien kan worden als een kleine hoeveelheid die niet zal leiden tot



een negatief effect op de Svl van de desbetreffende populatie. De beschouwde windturbineafmetingen zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

Saldering

De zes bestaande windturbines veroorzaken naar schatting ongeveer 120 vogelslachtoffers per jaar (alle soorten samen). Dit is ruim meer dan het aantal van 40 slachtoffers per jaar voor de twee toekomstige windturbines. Het verwijderen van de zes oude windturbines vormt onderdeel van het initiatief en er is geen sprake van een dubbeldraaiperiode. Per soort is dus per saldo met zekerheid geen sprake van een toename van sterfte als gevolg van het initiatief, maar is in de meeste gevallen juist sprake van een duidelijke afname van de sterfte. Effecten op de Svl van vogelpopulaties zijn daarom met zekerheid uit te sluiten.

Sterfte in breder perspectief/cumulatie

Zoals in voorgaande paragraaf is weergegeven, zorgt het initiatief - waarin het verwijderen van zes oude windturbines is opgenomen - voor een vermindering van het totaal aantal vogelslachtoffers. Het is daarom niet zinvol om in breder perspectief naar de sterfte te kijken om te bepalen hoe de sterfte van vogels bij de twee nieuwe windturbines in samenhang met geplande windparken in de omgeving zich verhouden tot de 1%-mortaliteitsnorm. Het is namelijk uit te sluiten dat de geplande windturbines na saldering een bijdrage leveren aan een (negatief) cumulatief effect.



12 Effecten op vleermuizen

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;
- Sterfte in de gebruiksfase.

In een separate natuurtoets wordt door idverde Advies nader beschreven of sprake is van effecten op vleermuizen tijdens de bouw van het windpark, zoals hiervoor genoemde verstoring van verblijfplaatsen, en worden deze effecten beoordeeld. Voorliggend hoofdstuk beperkt zich tot sterfte in de gebruiksfase.

12.1 Sterfte door aanvaringen

12.1.1 Risicosoorten

De aanwezigheid van windturbines op plaatsen waar vleermuizen aanwezig zijn kan leiden tot het doden van vleermuizen als gevolg van aanvaringen met de rotorbladen. Niet alle vleermuissoorten lopen hierbij evenveel risico. Van gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis, rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis en laatvlieger is het voorkomen van aanvaringsslachtoffers in windparken bekend (Limpens *et al.* 2013, UNEP/EURO-BATS IWG 2019). Omdat deze soorten in het plangebied zijn waargenomen, is het optreden van aanvaringsslachtoffers bij de geplande windturbines niet op voorhand uit te sluiten.

De twee geplande windturbines op de Haringvlietdam komen op korte afstand te staan van de oever van het Haringvliet. Voor dergelijke locaties in de kustzone van Nederland geldt een verhoogd risico op vleermuissslachtoffers. Migrerende vleermuizen komen met name in de kustzone van Nederland voor en volgen daarbij oevers van grote wateren, dijken en dammen. De aantallen geregistreerde vleermuizen in 2020 bevestigen dit beeld ten dele. Er is sprake van een zeer hoge vleermuisactiviteit (op hoogte), maar het zwaartepunt hiervan ligt niet in de migratieperiode maar vooral in de maanden daarvoor. Er zijn weinig slachtofferonderzoeken uitgevoerd op vergelijkbare locaties. In Windpark Sabinapolder naast het Krammer-Volkerak zijn iets meer dan 10 slachtoffers per turbine per jaar aangetroffen (Boonman *et al.* 2011). In Windpark Noordoostpolder, met grote moderne windturbines in en direct naast het IJsselmeer, zijn in de periode 2015 - 2020 jaarlijks 4 - 7 slachtoffers per turbine per jaar gevonden (Klop 2021). Een *worst case* schatting van het aantal slachtoffers voor de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam is **15 slachtoffers per turbine per jaar**, gebaseerd op de grote hoeveelheid vleermuisactiviteit. De veronderstelling hierbij is dat (op basis van Buijs & Halters 2019 en Halters 2021) wel migratie van vleermuizen plaatsvindt, maar niet in grote mate zoals langs de dijken van de Noordoostpolder of bijvoorbeeld langs de Afsluitdijk. Voor de twee geplande windturbines wordt uitgegaan van maximaal 30 slachtoffers per jaar.



De soortensamenstelling die op hoogte is gemeten in een bestaande turbine op de Haringvlietdam benadert het beste de samenstelling van de slachtoffers (Roemer *et al.* 2017). De gemeten hoogte is representatief voor het onderste deel van het rotorbereik van de twee geplande windturbines. Omdat voor alle soorten de activiteit afneemt met toenemende hoogte zijn in het onderste rotorbereik ook de meeste slachtoffers te verwachten. De maximale reikwijdte van het geluid van vleermuizen verschilt per soort, met name doordat geluid van hogere frequentie (gewone dwergvleermuis) sterker door de atmosfeer wordt geremd dan geluid van lage frequentie (rosse vleermuis). Om de soortensamenstelling van de slachtoffers te bepalen is gecorrigeerd voor deze verschillen in detectieafstand (Tabel 12.1, voor rekenwijze zie bijlage III).

Tabel 12.1 Aantal opnamen van vleermuizen op 44 m hoogte vanuit een bestaande windturbine op de Haringvlietdam in 2020. Waarnemingen van ongedetermineerde vleermuizen uit het geslacht *nyctalus* zijn naar rato verdeeld over de drie betrokken soorten rosse vleermuis, tweekleurige vleermuis en laatvlieger. Tevens is de verwachte soortensamenstelling op hoogte weergegeven waarbij rekening is gehouden met detectieverschillen tussen soorten. Hiervoor is gecorrigeerd voor de maximale detectieafstand op basis van Barataud (2015). Voor de rekenwijze zie bijlage III.

Soort	N opnamen	Detectieafstand (m)	% verwachte vleermuizen
Rosse vleermuis	7.860	100	65
Tweekleurige vleermuis	8	50	0,1
Laatvlieger	8	40	0,2
Ruige dwergvleermuis	443	35	10
Gewone dwergvleermuis	1.042	35	25
<i>Myotis ongedetermineerd</i>	1	15	<0,1

Berekening van het totale aantal slachtoffers ($n = 30$, zie hiervoor) op basis van deze gecorrigeerde soortensamenstelling (Tabel 12.1) resulteert in circa 20 rosse vleermuizen, drie ruige dwergvleermuizen en circa zeven gewone dwergvleermuizen per jaar voor het gehele windpark. Tweekleurige vleermuis en laatvlieger zijn niet jaarlijks als slachtoffer te verwachten maar mogelijk wel incidenteel binnen de gehele exploitatieperiode van het windpark.

12.2 Effect van verwijderen zes bestaande windturbines

Hierboven is uiteengezet dat het verwachte totaal aantal slachtoffers onder vleermuizen voor de nieuwe geplande windturbines 15 exemplaren per turbine per jaar bedraagt. Deze schatting is deels gebaseerd op het slachtofferonderzoek in Windpark Sabinapolder waar destijds iets meer dan 10 slachtoffers per turbine werden gevonden. De geplande nieuwe turbines zijn uiteraard veel groter (ashoogte ongeveer 120 m en rotordiameter ongeveer 150 m). Hoewel het oppervlak dat door de rotorbladen bestreken wordt erg groot is, heeft dit slechts voor een beperkt deel betrekking op de luchtlaag waarin veel vleermuisactiviteit



voorkomt. Daarnaast zal de draaisnelheid van de toekomstige turbines lager zijn, hetgeen de kans op slachtoffers verlaagd. De verwachting is daarom (en op basis van eerdergenoemde aannames) dat het aantal slachtoffers wellicht iets hoger zal zijn dan in Windpark Sabinapolder maar niet veel hoger. Dit wordt ondersteund door Hötter *et al.* (2006), die slechts een zeer zwak effect van *repowering* op het aantal vleermuisslachtoffers vond, alsook de resultaten van recent meerjarig slachtofferonderzoek in Windpark Noordoostpolder (Klop 2021), waar onder moderne grote windturbines na correctie voor vindkans en predatie 4 - 7 slachtoffers per turbine per jaar werden gevonden.

De zes bestaande windturbines op de Haringvlietdam zijn iets kleiner dan de windturbines van Windpark Sabinapolder (rotordiameter 44 m tegenover 52 m in Sabinapolder) terwijl de rotor van beide typen volledig de luchtlaag bestrijkt waar vleermuisactiviteit het meest plaatsvindt. Vanwege dit iets kleinere rotoroppervlak is het deskundigenoordeel dat het aantal slachtoffers onder vleermuizen bij de bestaande zes windturbines per turbine iets kleiner zal zijn dan in Windpark Sabinapolder. Uitgaande van ongeveer acht slachtoffers per windturbine per jaar, worden ongeveer 50 vleermuizen (alle soorten samen) jaarlijks slachtoffer bij de zes bestaande windturbines.



13 Effectbeoordeling vleermuizen

In Hoofdstuk 3 van de Wnb is de bescherming van soorten geregeld. De in Nederland (in het wild) voorkomende vleermuissoorten vallen allemaal onder het 'beschermingsregime soorten Habitatrichtlijn' dat is beschreven in § 3.2 van de Wnb. Hiervoor geldt o.a. de verbodsbepaling die in Artikel 3.5 lid 1 is vastgelegd:

"Het is verboden in het wild levende dieren van soorten, genoemd in bijlage IV, onderdeel a, bij de Habitatrichtlijn, bijlage II bij het Verdrag van Bern of bijlage I bij het Verdrag van Bonn, met uitzondering van de soorten, bedoeld in artikel 1 van de Vogelrichtlijn, in hun natuurlijk verspreidingsgebied opzettelijk te doden of te vangen."

In dit hoofdstuk wordt beoordeeld in hoeverre als gevolg van het gebruik van de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam bovenstaande verbodsbepaling in relatie tot vleermuizen overtreden wordt. Wanneer dit het geval is kan een Wnb-ontheffing voor het gebruik van de twee windturbines nodig zijn. Ter onderbouwing van een Wnb-ontheffingsaanvraag dient dan beoordeeld te worden in hoeverre de overtreding kan leiden tot een effect op de Staat van Instandhouding (Svl) van de betrokken populatie(s). Wanneer een effect op de Svl niet met zekerheid uitgesloten kan worden, dienen mitigerende of compenserende maatregelen genomen te worden om een Wnb-ontheffing te kunnen verkrijgen.

13.1 Beoordeling van sterfte door aanvaringen in gebruiksfase

Effecten op vleermuizen beperken zich tot aanvaringsslachtoffers in de gebruiksfase (zie hoofdstuk 12).

Sterfte zonder saldering

De geplande windturbines leiden in gebruiksfase tot een verwachte sterfte van maximaal 30 vleermuizen per jaar in het gehele windpark. Het gaat om circa 20 rosse vleermuizen, zeven gewone dwergvleermuizen en drie ruige dwergvleermuizen. Het effect van sterfte van tweekleurige vleermuis en laatvlieger is in deze paragraaf niet meegenomen omdat dit niet jaarlijks optreedt maar slechts incidenteel binnen de gehele exploitatieperiode.

Gewone dwergvleermuis

Tabel 13.1 laat zien dat de additionele maximale sterfte van zeven exemplaren per jaar voor beide geplande windturbines op de Haringvlietdam onder de 1%-mortaliteitsnorm blijft. Een effect van het windpark op de Svl van de lokale populatie van de gewone dwergvleermuis is uitgesloten. Effecten op regionale en landelijke populatie zijn daarmee ook uitgesloten.



Tabel 13.1 *Beoordeling van de bijdrage van extra sterfte van het Windpark Haringvlietdam aan de totale sterfte van de gewone dwergvleermuis in een catchment area met straal van 30 km en een gemiddelde dichtheid van 12 vleermuizen / km² (zie bijlage III). Bij de berekening van de catchment area zijn grote oppervlaktewateren (Haringvliet Noordzee) binnen de straal van 30 km buiten beschouwing gelaten.*

Catchment area (km ²)	961
Aantal gewone dwergvleermuizen	11.537
Jaarlijkse sterfte 20%	2.307
1% mortaliteitsnorm	23
Maximale sterfte in windpark	7

Ruige dwergvleermuis

Tabel 13.2 laat zien dat de additionele maximale sterfte van vier exemplaren per jaar voor beide geplande windturbines op de Haringvlietdam onder de 1%-mortaliteitsnorm blijft. Een effect van het windpark op de Svl van de lokale populatie van de ruige dwergvleermuis is uitgesloten. Effecten op regionale en landelijke populatie zijn daarmee ook uitgesloten.

Tabel 13.2 *Beoordeling van de bijdrage van extra sterfte van het Windpark Haringvlietdam aan de totale sterfte van de ruige dwergvleermuis in een catchment area met straal van 30 km en een gemiddelde dichtheid van drie vleermuizen / km² (zie bijlage III). Bij de berekening van de catchment area zijn grote oppervlaktewateren (Haringvliet Noordzee) binnen de straal van 30 km buiten beschouwing gelaten.*

Catchment area (km ²)	961
Aantal ruige dwergvleermuizen	2.884
Jaarlijkse sterfte 33%	952
1% mortaliteitsnorm	10
Maximale sterfte in windpark	3

Rosse vleermuis

Tabel 13.3 laat zien dat de additionele maximale sterfte van 20 exemplaren per jaar voor beide geplande windturbines op de Haringvlietdam ver boven de 1%-mortaliteitsnorm ligt. Niet alle slachtoffers kunnen worden toegeschreven aan de lokale populatie. Volgens Lehnert *et al.* (2014) is 28% van de slachtoffers afkomstig uit Oost-Europa. Dit percentage zal voor de Haringvlietdam niet hoger zijn, omdat het zwaartepunt van de activiteit niet gedurende de migratieperiode plaatsvond. Wanneer we hiermee rekening houden dan is de sterfte (n= 14) die is toe te schrijven aan de lokale populatie nog altijd ver boven de 1% norm. Een effect van het windpark op de Svl van de lokale populatie van de rosse vleermuis is daarom niet op voorhand uit te sluiten.



Tabel 13.3 *Beoordeling van de bijdrage van extra sterfte van het Windpark Haringvlietdam aan de totale sterfte van de rosse vleermuis in een catchment area met straal van 30 km en een gemiddelde dichtheid van 0,12 vleermuizen / km² (zie bijlage III). Bij de berekening van de catchment area zijn grote oppervlaktewateren (Haringvliet Noordzee) binnen de straal van 30 km buiten beschouwing gelaten.*

Catchment area (km ²)	961
Aantal rosse vleermuizen	115
Jaarlijkse sterfte 44%	51
1% mortaliteitsnorm	1
Maximale sterfte in windpark	20

Sterfte met saldering

De zes bestaande windturbines veroorzaken naar verwachting ongeveer 50 vleermuis-slachtoffers per jaar. Dit is meer dan het maximale aantal slachtoffers voor de twee toekomstige windturbines (n= 30). Aangezien het verwijderen van de zes oude windturbines onderdeel vormt van het initiatief en geen sprake is van een dubbeldraaiperiode, zijn effecten op vleermuispopulaties uit te sluiten.

Sterfte in breder perspectief/cumulatie

Zoals in voorgaande paragraaf is weergegeven, zorgt het initiatief - waarin het verwijderen van zes oude windturbines is opgenomen - voor een vermindering van het totaal aantal vleermuis-slachtoffers. Het is daarom niet zinvol om in breder perspectief naar de sterfte te kijken om te bepalen hoe de sterfte van vleermuizen van het geplande windpark in samenhang met geplande windparken in de omgeving zich verhouden tot de 1%-mortaliteitsnorm. Het is namelijk uit te sluiten dat het geplande windpark een bijdrage kan leveren aan een (negatief) cumulatief effect.

13.2 Stilstandvoorziening

Als men het wenselijk acht het aantal vleermuis-slachtoffers te reduceren dan vormen de resultaten van Buijs (2021) daarvoor de beste aanknopingspunten. Vleermuisactiviteit op de Haringvlietdam is op hoogte aanwezig:

- Tussen zonsondergang en zonsopkomst;
- Tussen 1 mei en 1 oktober;
- Bij temperaturen boven de 10 graden Celsius;
- Bij windsnelheden beneden de 6 m/s.

Alleen als al deze omstandigheden zich voordoen dient de draaisnelheid van de rotor beperkt te worden tot maximaal 1 rpm. Met een dergelijke stilstandvoorziening zijn de aantallen slachtoffers met circa 80% te reduceren (zie bijlage III).

Wanneer de windturbines gebouwd zijn, kunnen metingen van de vleermuisactiviteit uitgevoerd worden in het rotorbereik. Aan de hand van die akoestische metingen kan de stilstandvoorziening verder verbeterd worden.



13.3 Slotoverweging

Het (opzettelijk) doden van vleermuizen is verboden, met inbegrip van voorwaardelijke opzet. Het per ongeluk doden van vleermuizen (bijvoorbeeld door windturbines) wordt beschouwd als een overtreding waarvoor ontheffing vereist is. Bij het hanteren van deze maat kan in onderhavige studie sprake zijn van overtreding van Wnb ten aanzien van de gewone dwergvleermuis, ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis waarvoor een ontheffing nodig is. Hierbij is uitgesloten dat de Svl van de lokale populaties in het geding komt wanneer het verwijderen van de zes bestaande windturbines wordt meegerekend (saldering).

Zonder saldering is de maximale sterfte bij de rosse vleermuis (lokale populatie) aanmerkelijk hoger dan de 1%-mortaliteitsnorm. De sterfte zou met ongeveer 93% verlaagd moeten worden om onder de norm te komen. Een stilstandvoorziening zou een groot deel van het actieve seizoen tot relatief hoge windsnelheid operationeel moeten zijn om zo'n hoog percentage te kunnen realiseren. De soort kwam overigens vroeger niet voor op Voorne en heeft zich tenminste tien jaar geleden gevestigd (Mostert 2012). Er heeft zich dus een populatie ontwikkeld ondanks de aanwezigheid van tal van windturbines binnen de actieradius van de soort op de Maasvlakte, in het Rotterdamse havengebied en de bestaande windturbines op de Haringvlietdam.



14 Conclusies

14.1 Natura 2000-gebieden (Wnb Hoofdstuk 2)

(Significant) negatieve effecten als gevolg van sterfte door aanvaringen op het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) van alle broedvogel- en niet-broedvogelsoorten van Natura 2000-gebieden in de omgeving zijn uitgesloten (zie hoofdstuk 9). De beschouwde windturbineafmetingen zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

14.2 Beschermde soorten (Wnb Hoofdstuk 3)

14.2.1 Sterfte van vogels

Het gebruik van de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam kan leiden tot een voorzienbare sterfte van 15 lokale vogelsoorten die binding hebben met het plangebied en 123 vogelsoorten op seizoenstrek (zie bijlage V). In totaal gaat het naar schatting op jaarbasis om maximaal 40 aanvaringsslachtoffers bij beide windturbines samen (ter vergelijking; bij de zes bestaande windturbines op de Haringvlietdam gaat het op jaarbasis naar schatting om 120 slachtoffers). De beschouwde windturbineafmetingen zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

In bijlage V is een overzicht gegeven van de lijst van de betrokken vogelsoorten waarvoor sterfte bij beide windturbines gedurende de looptijd voorzienbaar is en wordt beschreven hoe deze lijst tot stand is gekomen. In bijlage V wordt tevens onderbouwd dat de voorzienbare sterfte voor geen van de betrokken soorten een effect kan hebben op de staat van instandhouding, temeer omdat het effect van het verwijderen van de zes bestaande windturbines ruimschoots compenseert voor het effect van de twee nieuwe turbines (saldering) en geen sprake is van een dubbeldraaiperiode.

14.2.2 Sterfte van vleermuizen

De zes bestaande windturbines veroorzaken jaarlijks ongeveer 50 vleermuisslachtoffers. De geplande twee nieuwe windturbines leiden in de gebruiksfase tot een lagere verwachte sterfte van maximaal 30 vleermuizen per jaar bij beide turbines samen. Het gaat op jaarbasis om ongeveer 20 rosse vleermuizen, acht gewone dwergvleermuizen en drie ruige dwergvleermuizen en incidenteel om tweekleurige vleermuis en laatvlieger (hooguit enkele exemplaren per soort gedurende de looptijd van het windpark). De beschouwde windturbineafmetingen zijn niet onderscheidend voor dit aspect. Het is uitgesloten dat de staat van instandhouding van de lokale populaties in het geding komt, omdat het effect van het verwijderen van de zes bestaande windturbines ruimschoots compenseert voor het effect van de twee nieuwe turbines (saldering) en geen sprake is van een dubbeldraaiperiode.



Literatuur

- Aerstam, T., 1990. *Bird migration*. Cambridge University Press, Londen.
- Arts, F.A., M.S.J. Hoekstein, S.J. L. pay, K.D. van Straa en, M. Sujter, P. A. Wof, 2019a. Kustbroedvogels in het De tgeb ed n 2018. Rijkswaterstaat, Centra e nformat evoorz en ng Rapport BM 19.07. De tam eu Projecten Rapportnr. 2019-05, V ss ngen.
- Arts, F.A., S.J. L. pay, M.S.J. Hoekstein, K.D. van Straa en, M. Sujter & P. A. Wof, 2019b. Watervogels en zeezoogd eren n de Zoute De ta 2017/2018. Rijkswaterstaat, Centra e nformat evoorz en ng Rapport BM 19.08. De tam eu Projecten Rapportnr. 2019-04. De tam eu Projecten, V ss ngen.
- Arts, F.A., S.J. L. pay, M.S.J. Hoekstein, K.D. van Straa en, M. Sujter, P. A. Wof, 2018. Watervogels en zeezoogd eren n de Zoute De ta n 2016/2017. RWS, Centra e nformat evoorz en ng BM 18.13. De ta Project Management Rapportnr. 18-003. DPM, V ss ngen.
- Arts, F.A., S. L. pay & R.C.W. Strucker, 2016. Watervogels en zeezoogd eren n de Zoute De ta 2014/2015. RWS Centra e nformat evoorz en ng BM 16.09. De ta Project Management, Cu emborg / V ss ngen.
- Arts, F.A., S. L. pay & R.C.W. Strucker, 2015. Watervogels en zeezoogd eren n de Zoute De ta 2013/2014. RWS Centra e nformat evoorz en ng BM 15.08. De ta Project Management, Cu emborg / V ss ngen.
- Arts, F.A., S. L. pay & R.C.W. Strucker, 2014. Watervogels en zeezoogd eren n de Zoute De ta 2012/2013. RWS Centra e nformat evoorz en ng BM 14.11. De ta Project Management, Cu emborg / V ss ngen.
- Band, W., 2012. Using a co s on rsk mode to assess b rd co s on rks for offshore w ndfarms. SOSS, The Crown Estate, London, UK. www.bto.org/sc ence/wet and-and-mar ne/soss/projects.
- Bapt st, H., 2005. Voges achtofferonderzoek Roggenp aat, rapportage 2004-2005. Rapport 2005/3. Eco og sch Adv esbureau Henk Bapt st, Kru s and.
- Barataud, M., 2015. Acoust c ecology of European bats. Spec es Ident fcat on and Stud es of The r Hab tats and Forag ng Behav our. B otop e Ed t ons, Mèze; Nat ona Museum of Natura H story, Par s (co ect on Inventa res et b od vers té), 340 p.
- Beuker, D. & R. Lens nk, 2010. Mon tor ng w ndpark w ndturb nes Echte d. Onderzoek naar aanvar ngss achtoffers onder oka e en trekkende voges. Rapport 10-033. Bureau Waardenburg, Cu emborg.
- Boe e, A., J. van Bruggen, F. Hust ngs, A. van Keunen, K. Koff jberg, J.W. Vergeer & T. van der Me j, 2021. Broedvoges n Neder and n 2019. Sovon-rapport 2021/02. Sovon voges onderzoek Neder and, N jmegen.
- Boonman, M., D. Beuker, M. Jap nk, K.D. van Straa en, M. Van der Va k & R.G. Verbeek, 2011. Veermu zen b j w ndpark Sab napo der n 2010. Rapport 10-247, Bureau Waardenburg, Cu emborg.
- Brennkmejer, A. & C. van der Weyde, 2011. Mon tor ng voges aanvar ngen W ndpark De fz j -Zu d 2006-2011. A&W-rapport 1656. A tenburg & Wymenga eco og sch onderzoek, Feanwâ den.
- B j sma, R., 1996. Eco og sche At as van de Neder andse Roofvoges. Verde, verbeterde druk. Schuyt & Co, Haar em.
- Bu js, R.J., 2019. Rapportage voges te ngen w ndenergezoekegeb ed Har ngv etdam. Rapport b j projectnummer 190930. Bu js Eco Consu t bv, Hoogerhe de.



- Bujs, R.J. & S.M.J.P. Haters, 2019. Rapportage v eermu sonderzoek w ndenerg ezoekgeb ed Har ngv etdam. Rapport b j projectnummer 190927. Bujs Eco Consu t bv, Hoogerhe de.
- D rksen, S., A.L. Spaans & J. Van der W nden, 2007. Co s on r sks for d v ng ducks at sem -offshore w nd farms n freshwater akes: A case study. In: M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer (eds). B rds and w nd farms. R sk Assessment and M t gat on. B z. 275. Quercus. Madr d, Spa n.
- D rksen, S., T.J. Boudew jn & L.K. S ager, 1989. Voedse keus van aa scho vers n zeven Neder andse broedko on es n 1987/1988. Eco and-rapport 89-9. Bureau Eco and, Utrecht.
- Drachmann, J., S. Waagner, & H. Haan ng Ne sen, 2020. K m V ndmø epark - Mon ter ng af fug eko s oner år 1 og år 3 (2016/2017 og 2018/2019). <https://group.vattenfa.com/press-and-med a/newsroom/2020/b rds-are-good-at-avo d ng-w nd-turb ne-b ades>.
- Everaert, J., 2014. Co s on r sk and m cro-avo dance rates of b rds w th w nd turb nes n F anders. B rd Study 61(2): 220-230.
- Everaert, J., 2008. Effecten van w ndturb nes op de fauna n V aanderen. Onderzoeksresu taten, d scuss e en aanbeve ngen. Rapport INBO.R.2008.44. Inst tuut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brusse .
- Fern ey, J., S. Lowther & P. Wh tf e d, 2006. A rev ew of goose co s ons at operat ng w nd farms and est mat on of the goose avo dance rate. Report, Natura Research L m., West Coast Energy, Hyder Consu t ng.
- F jn, R.C., J.W. de Jong, J. Adema, P.W. van Horssen, M.J.M. Poot, S. van R jn, M.R. van Eerden & T.J. Boudew jn, 2021. GPS-track ng of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* revea s sex- spec f c d fferences n forag ng behav our and harder work for fema es at sea than n and. Geaccepteerd voor pub cat e, Ardea.
- F jn, R.C., J. de Jong, W. Courtens, H. Verstraete, E.W.M. St enen & M.J.M. Poot, 2017. GPS-track ng and co ony observat ons revea var at on n offshore hab tat use and forag ng eco ogy of breed ng Sandw ch Terns. Journa of Sea Research 127:203-211.
- F jn, R.C., S.H.M. van R jn, M.J.M. Poot, M.R. van Eerden, P.W. Van Horssen & T.J. Boudew jn, 2014. Verspre d ng & aant a en, broedeco oge, foerageer-eco oge en geb edsgebru k van aa scho vers u t het Breede Water. Onderzoek op bas s van te ngen, braakba ana yse en het gebru k van GPS- oggers. Rapport 13-254. Bureau Waardenburg, Cu emborg.
- F jn, R.C., K.L. Kr jgsve d, W. T jsen, H.A.M. Pr nsen & S. D rksen, 2012. Hab tat use, d sturbance and co s on r sks for Bew ck s Swans *Cygnus columbianus* w nter ng near a w nd farm n the Nether ands. W dfow 62: 97-116.
- F jn, R.C., K.L. Kr jgsve d, H.A.M. Pr nsen, W. T jsen & S. D rksen, 2007. Effecten op zwanen en ganzen van het ECN w ndturb nes testpark n de W er ngermeer. Aanvar ngsr s co s en verstor ng van foeragerende voges. Rapport 07-094. Bureau Waardenburg, Cu emborg.
- Gy mes , A., J.C. Hartman, D. Beuker, L.S.A. Anema & H.A.M. Pr nsen, 2013. V egbeweg ngen van ko on evoges b j (toekomst ge) w ndparken op de Eerste en Tweede Maasv akte. Ve donderzoek naar fux, v eghoogtes en aanvar ngss achtoffers. Rapport 12-194. Bureau Waardenburg, Cu emborg.
- Gerr tsen, G.J., 2017. De beteken s van Over jsse voor overw nterende wu pen. Voges n Over jsse : 33-43.
- Grünkorn, T. & G. Neh s, 2017. D stances between breed ng s tes and Wh te-ta ed Sea Eagles found dead near w nd turb nes n Sch esw g-Ho ste n. In: Hötke et a . 2017. B rds of prey and w nd farms: ana ys s of prob ems and poss b e so ut ons. Spr nger Internat ona Pub sh ng AG, Cham, Sw tzer and.
- Grünkorn, T., J. B ew, T. Coppack & O. Krüger, G. Neh s, A. Pot ek, M. Re chenbach, J. von Rönn, H. T mmermann & S. We tekamp, 2016. Erm tt ung der Ko s onsraten von (Gre f-)Vöge n und Schaffung p anungsbezogener Grund agen für de Prognose und Bewertung des Ko s



- s onsr s kos durch W ndenerg ean agen (PROGRESS). Energ eforschungsprogrammes der Bundesreg erung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS.
- Ha ters, S.M.J.P., 2021. Rapportage v eermu sonderzoek op rotorhoogte Har ngv etdam. Rapport b j projectnummer 210222. Bu js Eco Consu t bv, Hoogerhe de.
- He j gers, W., 2014. Voortoets, cumu at etoets en passende beoorde ng. Een weg vo va ku en. Toets 14(1): 6-10.
- Hoekste n, M.S.J., Arts, F.A., S.J. L pay, K.D. van Straa en, M. Su jter & P. A. Wo f, 2020. Watervoge s en zeezoogd eren n de Zoute De ta 2018/2019. R jkswaterstaat, Centra e nformat evoorz en ng Rapport BM 20.03. De tam eu Projecten Rapportnr. 2020-03. De tam eu Projecten, V ss ngen.
- Hötker, H., K.-M. Thomsen & H. Köster, 2006. Impacts on b od vers ty of exp o tat on of renewab e energy sources: the examp e of b rds and bats. Facts, gaps n know edge, demands for further research, and orn tho og ca gu de nes for the deve opment of renewab e energy exp o tat on. M chae -Otto-Inst tut m NABU, Bergenhusen.
- Keyheeg-Hartman, J.C. & A. Pot ek, 2020a. Se zoenstrek van voge s over de bu tencontour van de Tweede Maasv akte. Radaronderzoek n najaar 2019. Rapport 20-059. Bureau Waardenburg, Cu emborg.
- Keyheeg-Hartman, J.C. & A. Pot ek, 2020b. Ana yse nachte jke voge trek met behu p van 3D-voge radar: Showcase Eemshaven. Resu taten najaar 2018 en voorjaar 2019. Rapport 19-176. Bureau Waardenburg, Cu emborg.
- Keyheeg-Hartman, J.C., K.L. Kr jgsve d, M.P. Co er, M.J.M. Poot, A.R. Boon, T.A. Troost & S. D rksen, 2018. Pred ct ng b rd co s ons w th w nd turb nes: Compar son of the new emp r ca F ux Co s on Mode w th the SOSS Band mode . Eco og ca Mode ng 387: 144-153.
- K op, E., 2021. Eco og sche mon tor ng W ndpark Noordoostpo der. E ndrapportage 2015-2020. A&W-rapport 2343-21, A tenburg & Wymenga eco og sch onderzoek. Feanwâ den.
- K op, E. & A. Brenn nkme jer, 2020. Aanvar ngss achtoffers W ndpark Eemshaven najaar 2018 & voorjaar 2019. A&W-rapport 3189. A tenburg & Wymenga eco og sch onderzoek, Feanwâ den.
- K op, E. & A. Brenn nkme jer, 2014. Mon tor ng aanvar ngss achtoffers W ndpark Eemshaven 2009-2014. E ndrapportage v jf jaar mon tor ng. A&W-rapport 1975. A tenburg & Wymenga eco og sch onderzoek, Feanwâ den.
- Kr jgsve d, K.L. & D. Beuker, 2009. Voge s achtoffers b j w ndpark Anna Vosd jk op Tho en. Onderzoek naar aanvar ngen onder trekkende ste t opers en overw nterende sm enten. Rapport 09-072. Bureau Waardenburg, Cu emborg.
- Kr jgsve d, K.L., R.C. F jn, M. Jap nk, P.W. van Horssen, C. Heunks, M.P. Co er, M.J.M. Poot, D. Beuker & S. D rksen, 2011. Effect Stud es Offshore W nd Farm Egmond aan Zee. F na report on f uxes, f ght a t tudes and behav our of f y ng b rds. Rapport 10-219. Bureau Waardenburg, Cu emborg.
- Kr jgsve d, K.L., K. Akershoek, F. Schenk, F. D jk, H. Schekkerman & S. D rksen, 2009. Co s on r sk of b rds w th modern arge w nd turb nes: reduced r sk compared to sma er turb nes. Ardea 97(3): 357-366.
- Langgemach, T. & T. Dürr, 2021. Informat onen über E nf üsse der W ndenerg enutzung auf Vöge , Stand 10. Ma 2021. [https:// fu.brandenburg.de/s xcms/med a.php/9/Dokumentat on-Voege -W ndkraft.pdf](https://fu.brandenburg.de/s xcms/med a.php/9/Dokumentat on-Voege -W ndkraft.pdf)
- Lehnert, L.S., S. Kramer-Schadt, S. Schönborn, O. L ndecke, I. N ermann & C.C. Vo gt, 2014. W nd farm fac t es n Germany k Noctu e Bats from near and far. PLoS One 9(8): e103106.



- Lensink, R. & P.W. van Horssen, 2012. Een matrixmodel om effecten op een populatie te voorspellen van schotoffers door windturbines. Rapport 11-198. Bureau Waardenburg, Cuemborg.
- Lensink, R., H. van Gasteren, F. Hustings, L.S. Buurma, G. van Duin, L. Linnartz, F. Voge zang & C. Wtkamp, 2002. Vogetrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem.
- Lipay S.J., F.A. Arts, M.S.J. Hoekstein, K.D. van Straaten, M. Sijter, P. A. Wolf, 2020. Kustbroedvogels in het De Biegebied in 2019. Rijkswaterstaat, Centrale Informatievoorziening Rapport BM 20.04. De laatste Projecten Rapportnr. 2020-04, Vissingen.
- Limpens, H.J.G.A., M. Boonman, F. Korner-Nievergelt, E.A. Jansen, M. van der Valk, M.J.J. La Haye, S. Driksen & S.J. Vreugdenhil, 2013. Windturbines and bats in the Netherlands - Measurement and prediction. Rapport 2013.12, Zoogdierenvereniging & Bureau Waardenburg.
- Ministerie van Infrastructuur & Milieu, 2016. Beheerplan Natura 2000 Voorde tot 2015-2021 Ministerie van Infrastructuur & Milieu, Den Haag.
- Mostert, K., 2012. Nieuwe vestiging van rosse vleermuizen op Voorne.
<https://www.zoogdierenvereniging.nl/nieuws/2012/nieuwe-vestiging-van-rosse-vleermuizen-op-voorne>
- Musters, C.J.M., M.A.W. Noordervelst & W.J.T. Keurs, 1996. Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary. Bird Study 43: 124-126.
- Ponczner, P. & I.C. Simms, 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. Journal of Applied Ecology 49: 1187-1194.
- Poot, M.J.M., I. Tulp, L.M.J. van den Bergh, H. Schekkerman & J. Van der Winden, 2001. Effect van mist-situaties op vogelgedrag bij het windpark Eemmeer. Zijner aanwezigingen voor verhoogde aanvaringsrisico's? Rapport 01-072. Bureau Waardenburg, Cuemborg.
- Potek, A., M.P. Coor, H. Schekkerman & R.C. Fijn, 2019. Effects of turbine collisions on mortality on population dynamics of 13 bird species. Rapport 18-342. Bureau Waardenburg, Cuemborg.
- Provincie Zuid-Holland & Ministerie van Infrastructuur & Milieu, 2016. Beheerplan bijzondere natuurwaarden Voornes Duin. Provincie Zuid-Holland, Den Haag/Ministerie van Infrastructuur & Milieu, Den Haag.
- Radstake, Y.N., R.E. van der Velst & H.A.M. Prinsen, 2017. Natuurtoets Windpark Kroningswoud. Toetsing in het kader van de Wet natuurbescherming en Natuurnetwerk Nederland. Rapport 17-128. Bureau Waardenburg, Cuemborg.
- Roemer C., T. Dijkstra, A. Couon & Y. Bas, 2017. Bat flight monitored from windmills predicts mortality risk at wind farms. Biological Conservation. 215: 116-122.
- Van Rijn, S., A. van den Berg, P. de Boer, J. Dekker, S. Deuzeman, R. Keefstra & D. van Straaten, 2021. Broedende Zeearenden in Nederland in 2020. Takking 29: 54-60.
- Schaut, C., K. Aker & C. Derde, 2008. Aanvaring van vogels met MW-windturbines in de haven van Antwerpen. Rapport 2008-CS1. Fortech Studie bvba, Vrasene.
- Sovon Vogelonderzoek Nederland, 2018. Vogelstatus van Nederland. Broedvogels, wintervogels en 40 jaar veranderingen. Kosmos Uitgevers, Utrecht/Antwerpen.
- Spaans, A.L. & L.M.J. van den Bergh, 2001. De mogelijke hinder van een windparkopstelling langs de Suifdendam, Dordrecht en Sagdobbsteun op de Maasvlakte, gemeente Rotterdam, voor vogels, met toetsing van de effecten aan de beschermingsmaatregelen van de EG-habitatrichtlijn. A terra, afdeling ecologie en milieu, Wageningen.
- Thaxter, C.B., B. Lascelles, K. Sugar, A.S.C.P. Cook, S. Roos, M. Bolton, R.H.W. Langston & N.H.K. Burton, 2012. Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate Marine Protected Areas. Biological Conservation 156: 53-61



- Tuip, I., H. Schekkerman, J.K. Larsen, J. Van der Winden, R.J.W. van de Haterd, P.W. van Horssen, S. Dirksen & A.L. Spaans, 1999. Nocturnal flight activity of sea ducks near the wind park Tunø Knob in the Kattegat. Rapport 99.64. Bureau Waardenburg, Cuemborg.
- UNEP/EUROBATS IWG on wind turbines and bat populations. Report of the IWG to the 24th Meeting of the Advisory Committee, Skopje, North Macedonia, 1–3 April.; EUROBATS: Skopje, 2019; p 38.
- Verbeek, R.G., D. Beuker, J.C. Hartman & K.L. Krjgsveid, 2012. Monitoring vogels Windpark Sabnapolder. Onderzoek naar aanvaringssachtoffers. Rapport 11-189. Bureau Waardenburg, Cuemborg.
- Van der Velde, R., W. Heijgers & J. T. borghs, 2011. Maximale foerageafstanden: op een rij gezet voor 97 beschermde vogelsoorten. Toets 2011/4.
- Werkgroep Zeearend Nederland, 2021. Terreengebruik, dispersie en sterfte van jonge Zeearenden uit Nederland. Voortgangsrapport 2020.
- Wnke man, J.E., 1989. Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringssachtoffers en versterking van pesterende eenden ganzen en zwanen. RIN-rapport 89/15. RIN, Arnhem.
- Wnke man, J.E., 1992. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 1. Aanvaringssachtoffers. RIN-rapport 92/2. IBN-DLO, Arnhem.



Bijlage I Vogeltellingen door BEC

Door Buijs Eco Consult (BEC) is het plangebied twee keer per maand bezocht in de periode april 2018 t/m november 2018 en ongeveer maandelijks in de periode eind april 2020 t/m begin februari 2021.

Datum	Tijdstip	Type telling
11 apr 2018	12:40 – 14:40	passages
16 apr 2018	13:50 – 15:50	passages
23 apr 2018	13:50 – 15:50	passages
26 apr 2018	13:17 – 15:17	passages
07 me 2018	10:58 – 12:28	passages
15 me 2018	13:50 – 15:50	passages
24 me 2018	14:00 – 16:00	passages
31 me 2018	14:00 – 15:30	passages
04 jun 2018	10:30 – 12:30	passages
13 un 2018	13:50 – 15:20	passages
21 jun 2018	14:30 – 16:30	passages
29 un 2018	14:38 – 16:38	passages
03 ju 2018	11:30 – 13:30	passages
11 ju 2018	14:05 – 16:05	passages
19 ju 2018	08:15 – 10:15	passages
24 u 2018	07:30 – 09:30	passages
30 u 2018	07:50 – 09:50	passages
07 augustus 2018	12:40 – 14:40	passages
13 augustus 2018	08:15 – 10:15	passages
06 september 2018	14:05 – 16:05	passages
09 oktober 2018	10:10 – 12:10	passages, se zoenstrek
22 oktober 2018	07:20 – 10:20	passages, s aaptrek
02 november 2018	09:15 – 11:15	passages
29 november 2018	07:20 – 09:20	passages, s aaptrek
27 apr 2020	18:58 – 21:58	passages, s aaptrek
29 apr 2020	12:30 – 14:30	passages
27 me 2020	10:45 – 12:45	passages
10 un 2020	12:15 – 14:15	passages
12 u 2020	10:00 – 12:00	passages
02 september 2020	12:15 – 14:15	passages
30 september 2020	12:10 – 14:10	passages, se zoenstrek
14 oktober 2020	16:54 – 19:54	passages, s aaptrek
04 november 2020	15:10 – 18:10	passages, s aaptrek
11 november 2020	09:00 – 11:00	passages
02 december 2020	07:30 – 10:30	passages, s aaptrek
06 anuar 2021	14:53 – 17:53	passages, s aaptrek
06 februar 2021	08:15 – 10:15	passages, s aaptrek



Bijlage II 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 lucht-wervelingen 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 2015). 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). Voor genoemde 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 verstoringsafstand 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 verstoringsafstanden verdwijnen, maar dat de aantallen lager zijn in vergelijking met soortgelijke gebieden zonder de verstoringsbron. Voor de meeste soorten wordt aangenomen dat buiten het broedseizoen de verstoringsafstand 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-Chiebao *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 steltlopersoorten, zoals wulp, kievit en goudplevier, ligt bijvoorbeeld tussen 150-400 m (Hötter *et al.* 2006; Steinborn *et al.* 2011; Langgemach & Dürr 2015). Voor de meeste andere soort(groep)en die buiten het broedseizoen in groepen rusten of foerageren (o.a. eenden, meeuwen, duiven, spreeuw), vormen verstoringen-



afstanden van 100-200 m veelal de bovengrens (Winkelman 1989; Hötter *et al.* 2006; Steinborn *et al.* 2011). Alle voornoemde soortgroepen vertonen soms gewenning voor windparken. Zo is bij kleine rietganzen in een tienjarige studie vastgesteld dat de vogels steeds dichterbij 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

- Baatar-Chenbao, F., J.E. Brommer, T. N. N. & 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* 85(3): 381-387.
- Beckmann, J., F. Kerner-Nevergelt, 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. Echte d. Onderzoek naar aanvaringsschtoffers onder lokale en trekkende vogels. Rapport 10-033. Bureau Waardenburg, Cuemborg.
- BirdLife Europe, 2011. Meeting Europe's Renewable Energy Targets in Harmony with Nature. The RSPB, Sandy, UK.
- Dahl, E.L., R. May, P.L. Hoe, K. Bevinger, H.C. Pedersen, E. Røskoft & B.G. Stokke, 2013. White-tailed eagles (*Haliaeetus albicollis*) at the Smøla wind-power plant, Central Norway, acknowledge behavioural 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*. B.z. 57. Pergamon Publishing, Exeter, UK.



- Desholm, M., A.D. Fox, P.D.L. Beasley & J. Kahert, 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.
- Erckson, W.P., M.M. Wolfe, K.J. Bay, D.H. Johnson & J.L. Gehring, 2014. A comprehensive analysis of small passerine fatalities from collisions with turbines at wind energy facilities. *PoS 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. Kujken, 2002. Windturbines en vogels in Vlaanderen. Voorlopige onderzoeksresultaten en buitenlandse bevindingen. Rapport 2002.3. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Fijn, R.C., K.L. Krjgsveid, W. Tjensen, H.A.M. Prinsen & S. Drksen, 2012. Habitat use, disturbance and collision risks for Bewick's Swans *Cygnus cygnus* wintering near a wind farm in the Netherlands. *Wildfowl* 62: 91-116.
- García, 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. McCusker, 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. Bewe, T. Coppack & O. Krüger, G. Nehs, A. Potek, 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.
- Hae, A.M., E.S. Hatchett, J.A. Meyer & V.J. Bennett, 2014. No evidence of displacement due to wind turbines in breeding grass and songbirds. *The Condor* 116(3): 472-482.
- Hernández-Pégo, 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. Perrrow (Ed.). *Wildlife and wind farms, conflicts and solutions. Volume 1 Onshore: Potential Effects*. Peagc 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. *Machae-Otto-Institut m NABU, Bergenhusen*.
- Hötter, H., O. Krone & G. Nehs, 2013. Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. *Schussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Machae-Otto-Institut m NABU, Lebnz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Bundesinstitut SH, Bergenhusen, Berlin, Husum*.
- Kop, E. & A. Brenninkmeijer, 2014. Monitoring aanvaringsschtoffers Windpark Eemshaven 2009-2014, Enderapportage vijf jaar monitoring. A&W-rapport 1975. Atenburger & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâden.
- Krjgsveid, K.L., K. Akershoek, F. Schenk, F. Dijk, H. Schekkerman & S. Drksen, 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, 2015. Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. Landesamt für Umwelt Brandenburg, Nennhausen.
- Madsen, J. & D. Boertmann, 2008. Annual behavioural adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituated to wind farms. *Landscape ecology* 23(9): 1007-1011.
- Martín, G.R., 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153(2): 239-254.



- Mor nha, F., P. Travassos, F. Se xas, A. Mart ns, R. Bastos, D. Carva ho, P. Maga hães, M. Santos, E. Bastos & J.A. Cabra , 2014. D fferent a morta ty of b rds k ed at w nd farms n Northern Portuga . *B rd Study* 61(2): 255-259.
- O ver, P., 2013. F ght he ghts of Marsh Harr ers n a breed ng and w nter ng area. *Br t sh B rds* 106: 405-408.
- Pearce-H gg ns, J.W., L. Stephen, A. Douse & R.H.W. Langston, 2012. Greater mpacts of w nd farms on b rd popu at ons dur ng construct on than subsequent operat on: resu ts of a mu t -s te and mu t -spec es ana ys s. *Journa of App ed Eco gy* 49(2): 386-394.
- Pearce-H gg ns, J.W., L. Stephen, R.H.W. Langston, I.P. Ba nbr dge & R. Bu man, 2009. The d str but on of breed ng b rds around up and w nd farms. *Journa of App ed Eco gy*.
- Perc va , S.M., 2005. B rds and w nd farms - what are the rea ssues? *Br t sh B rds* 98: 194-204.
- Re chenbach, M., R. Br nkmann, A. Kohnen, J. Köppe , K. Menke, H. Oh enburg, H. Reers, H. Ste nborn & M. Warnke, 2015. Bau- und Betr ebsmon tor ng von W ndenerg ean agen m Wa d. Absch ussber cht 30.11.2015. Erste t m Auftrag des Bundesm n ster ums für W rtschaft und Energ e
- Schekkerman, H., L.M.J. van de Bergh, K.L. Kr jgsve d & S. D rksen, 2003. Effecten van moderne, grote w ndturb nes op voge s. Onderzoek naar verstor ng van watervoge s b j het w ndpark Eemmeer djk. A terra, Wagen ngen.
- Sma wood, K.S., 2013. Compar ng b rd and bat fata ty-rate est mates among North Amer can w nd-energy projects. *W d fe Soc ety Bu et n* 37(1): 19-33.
- Sma wood, K.S. & B. Karas, 2009. Av an and Bat Fata ty Rates at O d-Generat on and Repowered W nd Turb nes n Ca forna. *Journa of W d fe Management* 73(7): 1062-1071.
- Ste nborn, H. & P. Ste nmann, 2014. 13 Jahre später – w e entw cke n s ch d e W esenvoge bestände m W ndpark H nr chsfehn? ARSU GmbH, O denburg.
- Ste nborn, H., M. Re chenbach & H. T mmerman, 2011. W ndkraft – Vöge – Lebensräume. Ergebn sse e ner s ebenjähr gen Stud e zum E nf uss von W ndkraftan agen und Hab tatparametern auf W esenvöge . ARSU GmbH
- Stevens, T.K., A.M. Ha e, K.B. Karsten & V.J. Bennett, 2013. An ana ys s of d sp acement from w nd turb nes n a w nter ng grass and b rd commun ty. *B od vers ty and Conservat on* 22(8): 1755-1767.
- St enen, E.W.M., J. van Waeyenberge, E. Ku jken & J. Seys, 2007. Trapped w th n the corr dor of the Southern North Sea: The potent a mpact of offshore w ndfarms and seab rds. n M. de Lucas, G.F.E. Janss & M. Ferrer (Ed.). *B rds and w nd farms. R sk assessment and m t gat on*. Quercus. Madr d.
- We cker, J., M. L esenjohn, J. B ew, G. Neh s & T. Grünkorn, 2016. Nocturna m grants do not ncure h gher co s on r sk at w nd turb nes than d urna y act ve spec es. *lb s* 159(2): 366-373.
- Wha en, C.E., 2015. Effects of W nd Turb ne No se on Ma e Greater Pra e-Ch cken Voca zat ons and Chorus. D ssertat ons & theses n Natura Resources. Paper 127.
- Wh tfe d, D.P. & M. Madders, 2006. Der v ng co s on avo dance rates for red k tes *M vus m vus*. Natura Research Informat on Note 3. Natura Research Ltd, Banchory, UK.
- W nke man, J.E., 1989. Voge s en het w ndpark nab j Urk (NOP): aanvar ngss achtoffers en verstor ng van p e sterende eenden ganzen en zwanen. RIN-rapp. 89/15. RIN, Arnhem.
- W nke man, J.E., 1992. De nv oed van de Sep-proefw ndcentra e te Oosterb erum (Fr.) op voge s. 1. Aanvar ngss achtoffers. RIN-rapp. 92/2. IBN-DLO, Arnhem.
- W nke man, J.E., F.H. K stenkas & M.J. Epe, 2008. Eco og sche en natuurbescherm ngsrechte jke aspecten van w ndturb nes op and. A terra, Wagen ngen.
- Z mmer ng, J.R., A.C. Pomeroy, M.V. d'Entremont & C.M. Franc s, 2013. Canad an Est mate of B rd Morta ty Due to Co s ons and Direct Hab tat Loss Associated w th W nd Turb ne Deve opments. *Av an Conservat on and Eco gy* 8(2): 10.
- Zwart, M.C., J.C. Dunn, P.J.K. McGowan & M.J. Wh tt ngham, 2015. W nd farm no se suppresses terr or a defense behav or n a songb rd. *Behav ora Eco gy*. arv128.



Bijlage III 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 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 gevoerageerd binnen rotorbereik vermenigvuldigd (zie Tabel III.1). 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 III.1 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 grootoorvleermuis	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 verschillen-



de 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 III.2). 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 (Detz *et al.* 2011). Smon *et al.* (2004) vonden gemiddeld 88 vrouwtjes per kraamgroep. Genetisch gezien zijn kraamgroepen ook met elkaar verbonden in een netwerkstructuur vanuit samenwerking van vrouwtjes (Smon *et al.* 2004), diepers e van jonge dieren en samenwerking in de overwinterings- / paarverbanden. Volgens onderzoek zijn de populaties in Midden-Europa gestructureerd rond grote overwinteringsverbanden. 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 verbanden (Smon *et al.* 2004, Detz *et al.* 2011). Deze afstand kan dus in de ene richting vanuit een verblijfplaats groter of kleiner zijn dan in een andere richting, zodat gemiddelde sprake kan zijn van een kleinere afstand waarbinnen samenwerking tussen verschillende verblijfplaatsen plaatsvindt. Smon *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 erop dat tenminste op deze schaal er regelmatig genetische samenwerking plaatsvindt, en dat deze vleermuizen dus tot één enkele populatie 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 hoger is dan de Duitse voorbeelden van Smon *et al.* (2004) en Detz *et al.* (2011). Ook in Nederland zijn grote (massa-)overwinteringsverbanden bekend, zoals in Utrecht, Fort Honswijk en Tburg. Deze gogen hemspreid ca. 13 km en ca. 44 km uiteen. Om deze reden wordt de enkele populatie tot op het niveau van massa-overwinteringsverbanden annex zwerm- en voortplantingsplaatsen beschouwd.

Tabel III.2 Schattingen en soorteigenschappen van vier vleermuissoorten in Nederland. Populatiegrootte op basis van European Topic Centre on Biological Diversity (2021). Gemiddelde dichtheid in Nederland (aantal/km²) op basis van een gemiddelde verspreiding over een landoppervlak van 33.893 km².

Soort	Populatiegrootte	Dichtheid	Jaarlijkse sterfte
Gewone dwergvleermuis	400 000	12	20% (Sendor & Smon 2003)
Ruige dwergvleermuis	100 000	3	33% (Schmidt 1994)
Laatvleger	25 000	0,74	16% (Chauvenet <i>et al.</i> 2014)
Rosse vleermuis	4 000	0,12	44% (Hesse & Böhm 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 gangbaar⁶. 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 sterftেকans 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).

⁶ Uitspraak Europese Hof m.b.t. criterium ORNIS com tē HvJ EG 9 december 2004, zaak C 79/03, Comm ss e / 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. Federer, B.L. Hamilton, T.H. Henry, A. Jan, G.D. Johnson, J. Kerns, R.R. Koford, C.P. Nicholson, T.J. O'Connell, M.D. Porkowski & 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. Shermacher, 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/Curriculum_2008_Final_Report.pdf
- Bach, L. & P. Bach, 2009. Fledermausaktivitäten und über den Wald am Beispiel des Naturwaldes bei Rotenburg/Wumme (Niedersachsen). Vortrag Fachtagung Fledermausschutz im Zulassungsverfahren für Windenergieanlagen, Berlin, 30.3.2009. Landesvertretung Brandenburg beim Bund, Berlin.
- Baerwald, E.F., G.H. D'Amours, B.J. Kugler & R.M.R. Barclay, 2008. Barotrauma as a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Curr. Biol.* 18: 695-696.
- Baerwald, E.F., J. Edworthy, M. Hoeder & 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 the habits and foraging behaviour. Biotopie, Mèze / Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- Boonman, M., D. Beuker, M. Japink, K.D. van Straaten, M. van der Valk & R.G. Verbeek, 2011. Veehuizen bij windpark Sabnapolder in 2010. Rapport 10-247. Bureau Waardenburg, Cuemborg.
- Boonman, M., H.J.G.A. Lempens, M.J.J. La Haye, M. van der Valk & J.C. Hartman, 2013. Protocol veehuissonderzoek bij windturbines. Rapport 2013.28. Zoogdvereniging / Bureau Waardenburg, Nijmegen / Cuemborg.
- Boonman, M., M.P. Coorssen & M.J.M. Poot, 2014. Cumulative effects of offshore wind farms in the Southern North Sea on bats. Note 14-408/14.07021/MarPo Bureau Waardenburg, Cuemborg.
- Brinkmann, R. & H. Schauer-Wesshahn 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 Ecology 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. Heinen, M.R. Shermacher, R.H. Dehner, 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.
- Detz, C., O. von Heiden & D. Noll 2011. Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. Kosmos Naturführer, Stuttgart.



- Dürr, T., 2020. Federmausverluste an Windenergieanlagen. Daten aus der zentralen Fundkarte der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg. Stand 7. Januar 2020. www.ugv.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 Topical Centre on Biological Diversity, 2018. Report on Article 17 of the Habitats Directive. <http://bd.eonet.europa.eu/article17/reports2012/>.
- 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. Deterre, R.J. Rudd & N.L. Waerth, 2011. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. *J. Mammal.* 92: 917-925.
- Henn, 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.
- Henn, C.D., J. Gruver & E.B. Arnett, 2013. Relating pre-construction bat activity and post-construction bat fatality to predicted risk at wind energy facilities: a synthesis. A report submitted to the National Renewable Energy Laboratory. Bat Conservation International, Austin, TX, USA.
- Hesse, G. & T. Böhm, 2003. Zur Altersstruktur weiblicher Abendsegler (*Nyctalus noctula*) in der Uckermark. *Nyctalus* (N.F.) 9: 3-13.
- Hest, 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/2007ThermalImageFNaReport-1.pdf>
- Korner-Nievergelt, F., R. Brinkmann, I. Niermann & O. Behr, 2013. Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PLoS One* 8(7): e67997.
- Lagrange, H., P. Rico, Y. Bas, A.-L. Ughetto, F. Meek & C. Kerbrou, 2013. Monitoring 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. Lendecke, I. Niermann & C.C. Voigt, 2014. Wind farm fatalities in Germany kill Noctuid 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, Zoogdiervereniging & Bureau Waardenburg.
- Long, C.V., J.A. Felt & P.A. Lepper, 2010. Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? *Eur. J. Wildl. Res.* 57: 323-331.
- Nichols, B. & P.A. Racey, 2009. The adverse 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. Dijkstra, A. Couon & Y. Bas, 2017. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. *Biol. Conserv.* 215: 116-122.



- Ryde , J., L. Bach, M.J. Dubourg-Savage, M. Green, L. Rodrigues & A. Hedenström, 2010a. Bat mortality at wind turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiroptero log ca* 12: 261-274.
- Ryde , 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. Phänologische Verhalten und Populationsgemeinschaften 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. Huttenbuge & J. Smidt-Vergutz, 2004. Ecology and conservation of bats in villages and towns. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* Heft 77.
- Suba, J., 2014. Migrating *Nathusius* spp. *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera: Vespertilionidae) optimum flight speed and maximum acoustic contact with the ground. *Environ. Exp. Biol.* 12: 7-14.
- Vogt, C.C., A.G. Popa-Lisseanu, I. Nermann & S. Kramer-Schadt, 2012. The catchment area of wind farms for European bats: a plea for international conservation. *Biol. Conserv.* 153: 80-86.



Bijlage IV Band model for cormorant

The SOSS Band model (Band 2012) has been applied to estimate the potential number of collisions for cormorant (aalscholver) with six existing wind turbines and two planned wind turbines in Windfarm Haringvlietdam. This appendix presents the results and outlines how these have been derived using the SOSS Band model.

The SOSS Band model

The SOSS Band model has been developed for assessing bird collisions at offshore wind farms and is based around a theoretical model of a wind turbine and a bird. The model has been developed for offshore wind farms where no reference data on collisions can be gathered, but it can also be used at onshore wind farms. The probability of collision for a bird making a single transit through the rotor-swept area of an active wind turbine is calculated, which is then scaled up for the number of transits and number of turbines to give the number of collisions for the given period. Importantly, the model assumes no avoiding action by the bird, and avoidance action is applied at the end.

Model parameters

Collision rate modelling was carried out using the SOSS Band basic (option 1) model and for birds passing through in one direction (i.e., flights from land to sea and vice versa), due to the suitability of the flight height and bird abundance data. Collision rates were estimated for cormorant and for three variants of Windfarm Haringvlietdam.

Biometric data for cormorant were taken from Svensson *et al.* (1999) and flight speed from Alerstam *et al.* (2007). Nocturnal activity was taken from Garthe & Hüppop (2004) (Table IV.1). Avoidance rate was based on Cook *et al.* (2012).

Table IV.1 Input parameters related to cormorant as used in the SOSS Band model.

Parameter	Cormorant
Length (m)	0.855
Wingspan (m)	1.350
Flight speed (m/s)	15.2
Flying (0) or diving (1)	0
Nocturnal activity factor (1-5)	1
Avoidance rate	0.99

Wind farm data including turbine model, number of turbines, rotor radius, minimum rotor height, proportion of time in operation and pitch were provided by E-Connection (Table IV.2). Figures for rotation speed and maximum blade width were estimated based on similar turbines.



Table IV.2 Input parameters related to wind farm used in the SOSS Band model.

Parameter	Worst case		Scenario 2		Bestaand	
Turbine mode	165D		145D		Bonus600	
Latitude (decimaal degrees)	51,84		51,84		51,84	
Number of turbines	2		2		6	
Number of blades	3		3		3	
Rotor radius (m)	82,5		72,5		22	
Minimum rotor height (m)	35		55		18,6	
Maximum blade width (m)	4,3		4,2		1,6	
Rotation speed (rpm) ⁷	8,2		8,8		22,5	
Pitch (degrees)	5		5		5	
Proportion of time in operation per month	0,90	0,95	0,90	0,95	0,90	0,95

Flight height data were recorded at location during 2018 and 2020 by Buijs Eco Consult, both during as well as outside the breeding season (see results in chapter 6 of current report). For both seasons, data were categorised into height bands and the proportions at rotor height was taken as those in the relevant bands with a proportional correction being applied for those bands partly coinciding with rotor height (Table IV.3).

Table IV.3 Input parameters of cormorant related to wind farm used in the SOSS Band model.

Parameter	Worst case		Scenario 2		Bestaand	
	breeding	non breeding	breeding	non breeding	breeding	non breeding
	breeding	non breeding	breeding	non breeding	breeding	non breeding
Proportion at rotor height	0,29	0,17	0,06	0,03	0,83	0,52
Monthly flux (birds/km)						
Jan	0	26.146	0	26.146	0	26.146
Feb	0	416	0	416	0	416
Mar	3.445	0	3.445	0	3.445	0
Apr	6.889	0	6.889	0	6.889	0
May	4.747	0	4.747	0	4.747	0
Jun	14.946	0	14.946	0	14.946	0
Ju	16.939	0	16.939	0	16.939	0
Aug	1.741	0	1.741	0	1.741	0
Sep	0	13.733	0	13.733	0	13.733
Oct	0	29.341	0	29.341	0	29.341
Nov	0	12.189	0	12.189	0	12.189
Dec	0	34.420	0	34.420	0	34.420

⁷ Rotation speed used was the midpoint for the operation speeds provided. When only the maximum rotation speed was known this was adjusted based on the figures from the other turbines.



Hourly fluxes of cormorants passing through the existing and future line of wind turbines were converted into monthly fluxes per km. Fluxes for both the breeding season (March - August) and non-breeding season (September - February) were taken from data collected on-site (see chapter 6). In both seasons fluxes were based on hourly fluxes and on cormorant activity only during daylight hours (10 hours per day in April, 12 hours per day in May and 14 hours per day in June in breeding season and 6 hours per day in November, December and January, 8 hours in February, March and August, 10 hours in September, 12 hours in August and 14 hours in July for non-breeding season).

Results of the collisions rate modelling

The results of the collision rate modelling are shown in Table IV.4.

Table IV.4 Estimated number of collisions per season for each part of the wind farm.

	Worst case	Scenario 2	Bestaand
Breeding season (Apr - Aug)	1,3	0,2	6,1
Non breeding season (Sep - Mar)	1,8	0,3	9,3

References

- Alerstam, T., Rosén, M., Bäckman, J., Ericson, P.G.P. & Heden, O. (2007) Flight speeds among bird species: Aometric and phylogenetic effects. *PLoS Biol.* 5(8): e197. doi:10.1371/journal.pbio.0050197.
- Band, W. (2012) Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore wind farms. SOSS, The Crown Estate, London, UK. www.bto.org/science/wetland-and-marine/soss/projects.
- Cook, A.S.C.P., Johnston, A., Wright, L.J. & Burton, N.H.K. (2012) A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. BTO Research Report Number 618, BTO, Thetford, UK.
- Garthe, S. & Huppert, O. (2004) Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* (2004) 41, 724–734.
- Svensson, L., Grant, P.J., Muirney, K. & Zetterström, D. (1999) *Conservation Guide*. Harper Collins, London. ISBN 0 00 2197286.



Bijlage V Onderbouwing Wnb-ontheffing vogels

In voorliggende rapportage zijn de effecten van twee windturbineafmetingen doorgerekend voor de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam in gemeente Hellevoetsluis. Dit betreft een ecologisch *worst case*-scenario met een tiplaagte van 35 m en een rotor-diameter van 165 m en een tweede scenario met windturbines met een tiplaagte van 55 m en een rotordiameter van 145 m. Voor beide windturbines samen bedraagt de jaarlijks voorspelde sterfte **40 vogelslachtoffers** (zie §10.1). De beschouwde windturbineafmetingen zijn niet onderscheidend voor dit aspect. Het betreft voornamelijk vogels op seizoenstrek en in beperkte mate lokale vogelsoorten met veel lokale vliegbewegingen, zoals aalscholver, zilvermeeuw en kokmeeuw. Hieronder wordt voor deze vogelsoorten aangegeven hoeveel slachtoffers per soort tijdens de looptijd van het windpark voorzien worden en of dit van invloed is op de gunstige staat van instandhouding van de betreffende soort.

Methode 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 Zuid-Holland is dat sterfte voorzienbaar is als het aannemelijk is dat 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 bij de geplande windturbines voorzienbaar is spelen vier factoren een belangrijke rol:

- de aanwezigheid van de soort in (de omgeving van) de planlocaties;
- de functie die dit gebied 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 seizoens-trek. 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 seizoens-trek.

- | | |
|-------------|--|
| 1.a – Input | Nederlandse avifauna (521 soorten, per 1 januari 2019). |
| 1.b | Wegstrepen van 218 soorten die afgelopen 5 jaar gemiddeld $\leq 10x$ / jaar in Nederland zijn waargenomen ⁸ , zonder dat Nederland een onderdeel vormt van de functionele jaarcyclus fase. |
| 1.c | Wegstrepen 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 bij de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam. De sterfte van deze soorten wordt daarom zowel aan de omvang van de relevante lokale populatie(s) getoetst als aan de *flyway*-populatie.

⁸ 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 de twee windturbines op de Haringvlietdam 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 (broedvogels en niet-broedvogels) gedurende de gebruiksfase van de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam voorzienbaar is.

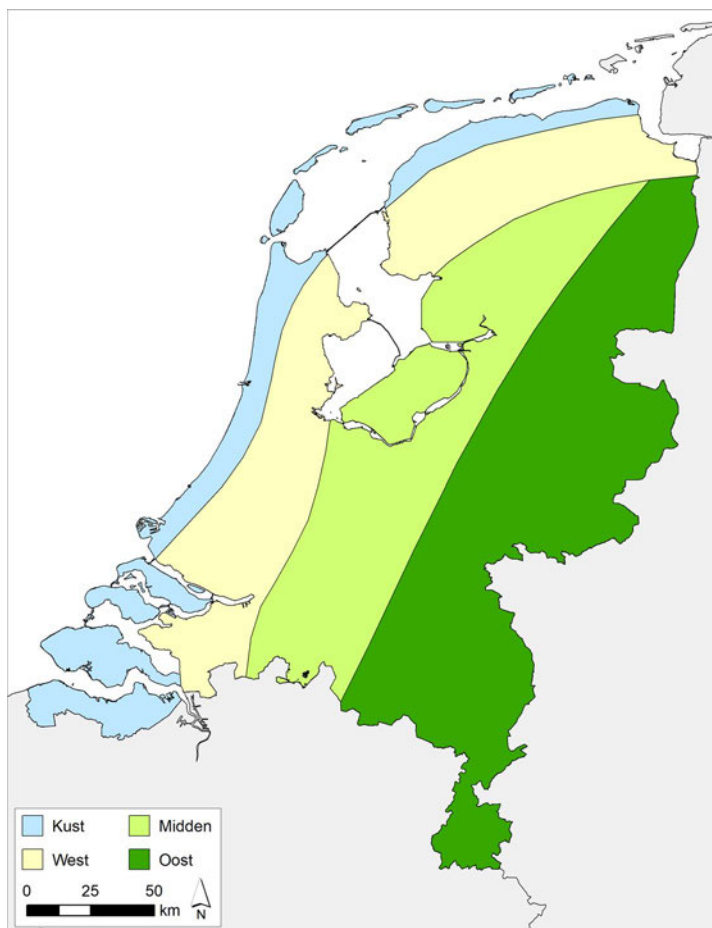
Stap 2B: Selectie van vogelsoorten waarvan aanvaringsslachtoffers onder vogels op seizoenstrek in de gebruiksfase van de twee windturbines in het plangebied voorzienbaar zijn.

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 V.1). 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 **123** soorten waarvan sterfte onder vogels op seizoenstrek gedurende de gebruiksfase van de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam voorzienbaar is.



Figuur V.1 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 8 en 10). In dat geval worden de berekende aantallen gebruikt en niet de voornoemde (grovere) aantalsklassen. 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 Zuid-Holland 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.

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 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 staat van instandhouding (hierna: Svl) 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 5.3.2 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 de twee windturbines op de Haringvlietdam. De beschouwde windturbineafmetingen zijn niet of nauwelijks onderscheidend voor dit aspect. Voor een selectie van deze soorten, waarvan bekend is dat ze een binding hebben met het plangebied, is voor beide windturbines samen een ordegrootte van het jaarlijks aantal aanvaringsslachtoffers berekend met behulp van het Flux-Collision Model. Het betreft de broedvogelsoorten aalscholver, kleine mantelmeeuw, zilvermeeuw, kokmeeuw, grote stern en visdief en de niet-broedvogelsoorten aalscholver, scholekster, grote mantelmeeuw, zilvermeeuw, kokmeeuw, grote stern en visdief (zie hoofdstuk 8 en 10). Het gaat hierbij per soort om hooguit een klein aantal aanvaringsslachtoffers per jaar (Tabel V.1). Aanvullend zijn op basis van verspreidingsgegevens, gebiedskenmerken en deskundigenoordeel inschattingen gemaakt van de additionele sterfte onder andere soorten lokale vogels (Tabel V.1) en onder seizoenstrekken (Tabel V.2).

Onder **123 vogelsoorten op seizoenstrek** (stap 2B) worden gedurende de looptijd van het project enkele tot enkele tientallen slachtoffers voorzien in de gebruiksfase van de twee windturbines (Tabel V.2). Deze vogels passeren het plangebied tijdens seizoenstrek en hebben geen binding met (de omgeving van) het plangebied. De beschouwde windturbineafmetingen zijn niet onderscheidend voor dit aspect.



Tabel V.1 Voorziene sterfte onder 15 lokale vogelsoorten volgens stap 2A (aantal exemplaren per jaar en gedurende looptijd windpark van ca. 25 jaar) in de gebruiksfase van de twee geplande windturbines. * Voor soorten die regelmatig het plangebied passeren en waarvoor voldoende gegevens beschikbaar waren zijn jaarlijkse aanvaringsslachtoffers gemodelleerd via het Flux-Collision Model zie hoofdstuk 8 en 10 voor uitgangspunten en resultaten van deze berekeningen. Br = broedvogel NBr = niet-broedvogel. **onderscheid in aantal slachtoffers tussen worst case-scenario respectievelijk scenario 2 (zie hoofdstuk 2 voor onderscheid turbineafmetingen).

Soort	Br / NBr	Sterfte bij twee windturbines	
		Jaar	25 jaar
Fuut	NBr	<1	1 2
Aa scho ver*	Br	1 of <1**	3 6
Aa scho ver*	NBr	2 of <1**	3 6
Grauwe Gans	NBr	<1	1 2
Brandgans	NBr	<1	1 2
Bergeend	Br	<1	1 2
Krakeend	NBr	<1	1 2
W de Eend	Nbr	<1	1 2
Scho ekster*	NBr	<1	1 2
Z vermeeuw*	Br	2 of 1**	7 15
Z vermeeuw*	NBr	2 of <1**	3 6
K e ne Mante meeuw*	Br	<1	1 2
Grote Mante meeuw*	NBr	<1	1 2
Stormmeeuw	NBr	<1	1 2
Kokmeeuw*	Br	5 of 2**	16 50
Kokmeeuw*	Nbr	2 of 1**	7 15
Grote stern*	Br	2 of 1**	7 15
Grote stern*	NBr	<1	1 2
V sd ef*	Br	<1	1 2
V sd ef*	Nbr	<1	1 2



Tabel B2 Voorziene sterfte onder 123 vogelsoorten op seizoenstrek volgens stap 2B (aantal exemplaren per jaar en gedurende looptijd windpark van ca. 25 jaar) in de gebruiksfase van de twee windturbines op de Haringvlietdam. De beschouwde windturbineafmetingen zijn niet onderscheidend voor dit aspect.

Soort	Additionele sterfte		Soort	Additionele sterfte	
	jaar	25 jaar		jaar	25 jaar
Rotgans	<1	1 2	Sperwer	<1	1 2
Brandgans	<1	1 2	Torenva k	<1	1 2
Grauwe Gans	<1	1 2	Kauw	<1	1 2
Toendrar etgans	<1	1 2	Zwarte Kraa	<1	1 2
K e ne R etgans	<1	1 2	Goudhaan	1 2	7 15
Ko gans	<1	1 2	Vuurgoudhaan	<1	1 2
E der	<1	1 2	P mpe mees	1 2	7 15
Grote Zee eend	<1	1 2	Koo mees	1 2	7 15
Zwarte Zee eend	<1	1 2	Boom eeuwer k	<1	1 2
M dde ste Zaagbek	<1	1 2	Ve d eeuwer k	<1	1 2
Bergeend	<1	1 2	Oeverzwa uw	<1	1 2
Topper	<1	1 2	Boerenzwa uw	1 2	7 15
S obeend	<1	1 2	Hu szwa uw	<1	1 2
Sm ent	<1	1 2	Tj ftjaf	<1	1 2
W de Eend	<1	1 2	F t s	<1	1 2
P j staart	<1	1 2	Zwartkop	<1	1 2
W nterta ng	<1	1 2	Tu nf u ter	<1	1 2
Fuut	<1	1 2	Braams u per	<1	1 2
Houtdu f	<1	1 2	Grasmus	<1	1 2
G erzwa uw	<1	1 2	Spr nkhaanzanger	<1	1 2
Koekoek	<1	1 2	Spotvoge	<1	1 2
Waterra	<1	1 2	Bosr etzanger	<1	1 2
Waterhoen	<1	1 2	K e ne Karek et	<1	1 2
Meerkoet	<1	1 2	R etzanger	<1	1 2
Roodkee du ker	<1	1 2	W nterkon ng	<1	1 2
B auwe Re ger	<1	1 2	Spreeuw	1 2	7 15
Lepe aar	<1	1 2	Bef jster	<1	1 2
Jan van gent	<1	1 2	Mere	1 2	7 15
Aa scho ver	<1	1 2	Kramsvoge	1 2	7 15
Scho ekster	<1	1 2	Zang jster	1 2	7 15
K uut	<1	1 2	Koperw ek	1 2	7 15
Z verp ev er	<1	1 2	Grote L jster	<1	1 2
Goudp ev er	<1	1 2	Grauwe V egenvanger	<1	1 2
Bontbekp ev er	<1	1 2	Roodborst	1 2	7 15
K ev t	<1	1 2	Nachtegaa	<1	1 2
Regenwu p	<1	1 2	B auwborst	<1	1 2
Wu p	<1	1 2	Bonte V egenvanger	<1	1 2
Grutto	<1	1 2	Gekraagde Roodstaart	<1	1 2
Rosse Grutto	<1	1 2	Paapje	<1	1 2
Steen oper	<1	1 2	Roodborsttapu t	<1	1 2



Soort	Additionele sterfte		Soort	Additionele sterfte	
	jaar	25 jaar		jaar	25 jaar
Kanoet	<1	1 2	Tapu t	<1	1 2
Kemphaan	<1	1 2	Heggenmus	<1	1 2
Dr eteenstrand oper	<1	1 2	R ngmus	<1	1 2
Bonte Strand oper	<1	1 2	Ge e Kw kstaart	<1	1 2
Oever oper	<1	1 2	Noordse Kw kstaart	<1	1 2
W tgat	<1	1 2	Grote Ge e Kw kstaart	<1	1 2
Zwarte Ru ter	<1	1 2	W tte Kw kstaart	<1	1 2
Groenpootru ter	<1	1 2	Boomp eper	<1	1 2
Ture uur	<1	1 2	Grasp eper	1 2	7 15
Houtsn p	<1	1 2	Oeverp eper	<1	1 2
Watersn p	<1	1 2	Waterp eper	<1	1 2
Dr eteenmeeuw	<1	1 2	Keep	<1	1 2
Kokmeeuw	<1	1 2	V nk	1 2	7 15
Dwergmeeuw	<1	1 2	Groen ng	<1	1 2
Zwartkopmeeuw	<1	1 2	Kneu	<1	1 2
Stormmeeuw	<1	1 2	Grote Barms js	<1	1 2
K e ne Mante meeuw	<1	1 2	Kru sbek	<1	1 2
Z vermeeuw	<1	1 2	Putter	<1	1 2
Grote Mante meeuw	<1	1 2	S js	<1	1 2
Zwarte Stern	<1	1 2	Sneeuwgor	<1	1 2
Noordse Stern	<1	1 2	R etgor	<1	1 2
Bru ne K ekend ef	<1	1 2			

Aantal slachtoffers en effect op de GSI

Additionele sterfte lokale vogels

Resultaat van stap 2A is voor de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam een lijst met **15 soorten** waarvan sterfte onder lokale vogels (broedvogels of wintervogels) gedurende de looptijd voorzienbaar is. Voor iedere soort ligt de geschatte of berekende sterfte bij beide windturbines samen ruim beneden de 1%-mortaliteitsnorm (Tabel V.3). Dit betekent dat voor alle soorten geldt dat de additionele sterfte veroorzaakt door de twee windturbines gezien kan worden als een kleine hoeveelheid die niet zal leiden tot een negatief effect op de GSI van de desbetreffende populatie.

Additionele sterfte vogels op seizoenstrek

Het resultaat van stap 2B is voor de twee windturbines op de Haringvlietdam is een lijst met **123 soorten** waarvan sterfte onder vogels op seizoenstrek gedurende de looptijd van het geplande windpark voorzienbaar is, maar waarvoor de jaarlijkse sterfte veelal <1 exemplaar in het gehele windpark bedraagt (tabel V.4). Voor iedere soort ligt de geschatte of berekende jaarlijkse sterfte bij de twee windturbines ruim beneden de 1%-mortaliteitsnorm. Dit betekent dat voor alle soorten geldt dat de additionele sterfte veroorzaakt door de windturbines gezien kan worden als een kleine hoeveelheid die niet zal leiden tot een negatief effect op de GSI van de desbetreffende populatie.



Tabel V.3 Voorziene sterfte onder lokale vogels (maximaal aantal exemplaren per jaar) in de gebruiksfase van de twee windturbines op de Haringvlietdam zie Tabel V.1. Br = broedvogel NBr = niet-broedvogel. Populatiegrootte gebaseerd op Sovon.nl behalve * gebaseerd op regionale broedpopulatie in de Delta (Arts et al. in serie) en **gebaseerd op doortrekkende populatie. Voor rekenmethode 1%-mortaliteitsnorm zie hoofdstuk 5.

Soort	Br / NBr	Sterfte bij twee windturbines (per jaar)	Populatie- grootte (in ex.)	Adulte sterfte	Jaarlijkse natuurlijke sterfte	1%- mortaliteits- norm
Fuut	NBr	<1	22.500	0,25	5.625	56
Aa scho ver	Br	1 of <1	41.200	0,12	4.944	49
Aa scho ver	NBr	2 of <1	33.500	0,12	4.020	40
Brandgans	NBr	<1	800.000	0,09	72.000	720
Grauwe Gans	NBr	<1	545.000	0,17	92.650	927
Bergeend	NBr	<1	87.500	0,114	9.975	100
Krakeend	NBr	<1	65.500	0,28	18.340	183
W de Eend	NBr	<1	700.000	0,373	261.100	2.611
Scho ekster	NBr	<1	180.000	0,12	21.600	216
Z vermeeuw	Br	2 of 1	31.156*	0,12	3.739	37
Z vermeeuw	NBr	2 of <1	115.000	0,12	13.800	138
K e ne Mante meeuw	Br	<1	83.708*	0,087	7.283	73
Grote Mante meeuw	NBr	<1	5.950	0,07	417	4
Stormmeeuw	NBr	<1	390.000	0,14	54.600	546
Kokmeeuw	Br	5 of 2	208.000	0,1	20.800	208
Kokmeeuw	NBr	2 of 1	400.000	0,1	40.000	400
Grote Stern	Br	2 of 1	12.266*	0,102	1.251	13
Grote Stern	NBr	<1	166.000**	0,102	16.932	169
V sd ef	Br	<1	10.359*	0,1	1.036	10
V sd ef	NBr	<1	640.000**	0,1	64.000	640



Tabel V.4 Voorziene sterfte onder vogels op seizoenstrek (aantal exemplaren per jaar) in de gebruiksfase van de twee windturbines op de Haringvlietdam.

Soort	Sterfte (per jaar)	Populatie- grootte (in ex.)	1%- mortaliteits- norm
Rotgans	<1	200.000	200
Brandgans	<1	770.000	693
Grauwe Gans	<1	610.000	1.037
Toendrar etgans	<1	160.000	274
K e n e R etgans	<1	63.000	108
Ko gans	<1	1.200.000	3.312
E der	<1	976.000	1.757
Grote Zee eend	<1	450.000	720
Zwarte Zee eend	<1	550.000	1.194
M dde ste Zaagbek	<1	170.000	306
Bergeend	<1	300.000	342
Topper	<1	310.000	1.612
S obeend	<1	40.000	168
Sm ent	<1	1.500.000	7.050
W de Eend	<1	4.500.000	16.785
P j staart	<1	60.000	202
W nterta ng	<1	500.000	2.350
Fuut	<1	290.000	725
Houtdu f	<1	1.000.000	3.930
G erzwa uw	<1	1.000.000	1.920
Koekoek	<1	1.000.000	3.250
Waterra	<1	100.000	500
Waterhoen	<1	2.700.000	10.179
Meerkoet	<1	1.750.000	5.233
Roodkee du ker	<1	150.000	240
B auwe Re ger	<1	263.000	705
Lepe aar	<1	11.300	19
Jan van gent	<1	500.000	405
Aa scho ver	<1	120.000	144
Scho ekster	<1	820.000	984
K uut	<1	73.000	161
Z verp ev er	<1	250.000	350
Goudp ev er	<1	500.000	1.350
Bontbekp ev er	<1	73.000	166
K ev t	<1	5.500.000	16.225
Regenwu p	<1	190.000	209
Wu p	<1	700.000	1.848
Grutto	<1	160.000	96
Rosse Grutto	<1	120.000	342
Steen oper	<1	100.000	140
Kanoet	<1	450.000	716



Kemphaan	<1	1.000.000	4.760
Dr eteenstrand oper	<1	120.000	204
Bonte Strand oper	<1	1.330.000	3.458
Oever oper	<1	1.500.000	2.340
W t gat	<1	1.000.000	1.560
Zwarte Ru ter	<1	60.000	156
Groenpootru ter	<1	190.000	494
Ture uur	<1	200.000	520
Houtsn p	<1	10.000.000	39.000
Watersn p	<1	2.500.000	9.750
Dr eteenmeeuw	<1	6.600.000	7.788
Kokmeeuw	<1	3.700.000	3.700
Dwergmeeuw	<1	72.000	72
Zwartkopmeeuw	<1	50.000	80
Stormmeeuw	<1	1.200.000	1.680
K e ne Mante meeuw	<1	325.000	283
Z vermeeuw	<1	1.300.000	1.560
Grote Mante meeuw	<1	330.000	231
Zwarte Stern	<1	500.000	755
Noordse Stern	<1	1.000.000	1.000
Bru ne K ekend ef	<1	100.000	260
Sperwer	<1	500.000	1.550
Torenvak	<1	100.000	310
Kauw	<1	1.000.000	3.060
Zwarte Kraa	<1	1.000.000	4.800
Goudhaan	1 2	1.000.000	8.510
Vuurgoudhaan	<1	1.000.000	8.510
P mpe mees	1 2	1.000.000	4.680
Koo mees	1 2	1.000.000	4.580
Boom eeuwer k	<1	500.000	2.000
Ve d eeuwer k	<1	1.000.000	4.870
Oeverzwa uw	<1	1.000.000	7.000
Boerenzwa uw	1 2	1.000.000	6.260
Hu szwa uw	<1	1.000.000	5.900
Tj ftjaf	<1	1.000.000	6.940
F t s	<1	1.000.000	5.400
Zwartkop	<1	1.000.000	5.640
Tu nf u ter	<1	1.000.000	5.000
Braams u per	<1	1.000.000	6.710
Grasmus	<1	1.000.000	6.090
Spr nkhaanzanger	<1	1.000.000	5.300
Spotvoge	<1	1.000.000	5.000
Bosr etzanger	<1	1.000.000	5.300
K e ne Karek et	<1	1.000.000	5.300
R etzanger	<1	1.000.000	7.760
W nterkon ng	<1	1.000.000	6.810



Spreeuw	1 2	1.000.000	3.130
Bef jster	<1	100.000	580
Mere	1 2	1.000.000	3.500
Kramsvoge	1 2	1.000.000	5.900
Zang jster	1 2	1.000.000	4.370
Koperw ek	1 2	1.000.000	5.700
Grote L jster	<1	1.000.000	3.790
Grauwe V egenvanger	<1	1.000.000	5.070
Roodborst	1 2	1.000.000	5.810
Nachtegaa	<1	1.000.000	5.370
B auwborst	<1	1.000.000	3.400
Bonte V egenvanger	<1	1.000.000	5.300
Gekraagde Roodstaart	<1	1.000.000	6.200
Paapje	<1	1.000.000	5.300
Roodborsttapu t	<1	1.000.000	6.810
Tapu t	<1	1.000.000	5.400
Heggenmus	<1	1.000.000	5.270
R ngmus	<1	1.000.000	5.670
Ge e Kw kstaart	<1	1.000.000	4.670
Noordse Kw kstaart	<1	500.000	2.335
Grote Ge e Kw kstaart	<1	100.000	467
W tte Kw kstaart	<1	1.000.000	5.150
Boomp eper	<1	1.000.000	5.800
Grasp eper	1 2	1.000.000	4.570
Oeverp eper	<1	100.000	457
Waterp eper	<1	100.000	457
Keep	<1	1.000.000	4.110
V nk	1 2	1.000.000	4.110
Groen ng	<1	1.000.000	5.570
Kneu	<1	1.000.000	6.290
Grote Barms js	<1	1.000.000	5.750
Kru sbek	<1	1.000.000	5.370
Putter	<1	1.000.000	6.290
S js	<1	1.000.000	5.390
Sneeuwgors	<1	100.000	370
R etgors	<1	1.000.000	4.580

Conclusie

Voor de twee geplande windturbines op de Haringvlietdam 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 de twee windturbines samen gezien kan worden als een kleine hoeveelheid die niet zal leiden tot een negatief effect op de GSI van de betrokken populaties. Nadrukkelijk wordt hierbij vermeld dat de toetsing in voorliggende bijlage geen rekening is gehouden met de sterfte van voornoemde soorten in het bestaande en te



saneren windpark van zes windturbines op de Haringvlietdam, oftewel er is geen rekening gehouden met saldering, die voor de meeste soorten tot 'negatieve' sterfte zal leiden (er vallen in de huidige situatie meer slachtoffers dan in de toekomstige situatie). 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.