

# Vogels en verstoringsbronnen in de Rotterdamse Haven

Handreiking voor een  
beoordelingskader



Ruud Foppen &  
Maja Roodbergen

Sovon-rapport 2020/18





# Vogels en verstoringsbronnen in de Rotterdamse Haven

Handreiking voor een beoordelingskader

Ruud Foppen & Maja Roodbergen



Dit rapport is samengesteld in opdracht van het Havenbedrijf Rotterdam



## Colofon

© Sovon Vogelonderzoek Nederland 2020

Dit rapport is samengesteld in opdracht van het Havenbedrijf Rotterdam

*Wijze van citeren:* Foppen R.P.B. & Roodbergen M. 2020. Vogels en verstoringsbronnen in de Rotterdamse Haven. Handreiking voor een beoordelingskader. Sovon-rapport 2020/18. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

*Foto's omslag:* Roy Slaterus

*Opmaak:* John van Betteray, Sovon Vogelonderzoek Nederland

*ISSN-nummer:* 2212 5027

Sovon Vogelonderzoek Nederland

Toernooiveld 1

6525 ED Nijmegen

*e-mail:* [info@sovon.nl](mailto:info@sovon.nl)

*website:* [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)

Niets uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar worden gemaakt d.m.v. druk, fotokopie, microfilm, of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Sovon.

# Inhoud

Samenvatting	2
1. Inleiding	3
1.1. Achtergrond	3
1.2. Onderzoeksvragen	3
1.3. Aanpak en leeswijzer	3
2. Verstoringen	5
2.1. Potentiële verstoringen in de Rotterdamse Haven	5
2.2. Huidige praktijk beoordeling verstoringseffecten	6
3. Relevante vogelsoorten	9
4. Literatuurstudie	13
4.1. Verstoring door scheepvaart	13
4.2. Overige (statische) zichtverstoring	14
4.3. Verstoring door (geluid van) verkeer, infrastructuur en industrie	15
4.4. Lichtvervuiling en bebouwing	15
4.5. Gebiedsspecifieke studies (PMR-NCV)	16
5. Handreiking	19
5.1. Bepaling gevoelige soort(groep)-verstoringen combinaties	19
5.2. Handreiking inschatting effecten	20
6. Beschikbare vogelgegevens en verstoringen	31
6.1. Vogels	31
6.2. Verstoringen	33
7. Aanbevelingen toekomstig onderzoek	35
7.1. Kennislacunes	35
7.2. Uitvoeren specifiek verstoringsonderzoek	35
7.3. Analyseren bestaande data	36
7.4. Geformaliseerde expert-judgement (Delphi-methode)	37
7.5. Aanbevelingen dataverzameling, bewerking en gebruik	38
8. Conclusies	40
Literatuur	41
Bijlagen	43
Bijlage I. Overzicht van relevante soorten	43
Bijlage II. Watervogelgebieden en hun telfrequentie per jaar	49
Bijlage III. Verstoringafstanden	51
Bijlage IV. Effecten van schepen en scheepvaart	54
Bijlage V. Studies naar effecten van overige zichtverstoring	65
Bijlage VI. Studies naar effecten van geluid	71
Bijlage VII. Studies naar effecten van lichtvervuiling en bebouwing	76

## Samenvatting

In passende beoordelingen en effectstudies ten behoeve van ontwikkelingen in het Rotterdamse Havengebied vormt potentiële verstoring van vogels een belangrijk aandachtspunt. De effecten van potentiële verstoring dienen dan goed te worden onderbouwd en soms zijn bovendien al dan niet ingrijpende mitigerende maatregelen nodig om ervoor te zorgen dat toestemming kan worden verleend voor de activiteit. Dat kan gaan om zeer omvangrijke ontwikkelingen (zoals Maasvlakte 2), maar ook om beperktere zoals uitbreiding en ingebruikname van haventerrein of het baggeren van waterwegen.

Omdat het inschatten van de verstoringseffecten voor dergelijke activiteiten niet altijd eenvoudig is, wordt in dit rapport een verkenning gedaan naar een juridisch houdbare methode voor het inschatten van

effecten van potentieel verstorende werkzaamheden op vogels in het Rotterdamse havengebied. Middels een literatuurstudie is in kaart gebracht welke kennis en onderzoeken sinds de review van Krijgsveld *et al.* (2008) wereldwijd beschikbaar zijn gekomen om effecten van industrie-gerelateerde verstoringbronnen in te schatten. Vervolgens is op grond van de resultaten en al beschikbare kennis een handreiking opgesteld voor een mogelijke beoordelingsaanpak. Tot slot is in kaart gebracht welke vogeldata beschikbaar zijn en welke verstoringbronnen gekwantificeerd kunnen worden in het Rotterdamse havengebied om in een vervolgetraject een eventuele analyse naar verstoringseffecten en dosis-effectrelaties mogelijk te maken en worden aanbevelingen gedaan voor toekomstig onderzoek.

# 1. Inleiding

## 1.1. Achtergrond

In passende beoordelingen/effectstudies ten behoeve van ontwikkelingen in het Rotterdamse Havengebied vormt potentiële verstoring van vogels een belangrijk aandachtspunt. De effecten van potentiële verstoring dienen dan goed te worden onderbouwd en soms zijn bovendien al dan niet ingrijpende mitigerende maatregelen nodig om ervoor te zorgen dat toestemming kan worden verleend voor de activiteit. Dat kan gaan om zeer omvangrijke ontwikkelingen (zoals Maasvlakte 2), maar ook om beperktere activiteiten zoals uitbreiding en ingebruikname van haventerrein of het baggeren van waterwegen.

In het havengebied zijn er verschillende voor vogels mogelijk knellende verstoringen. Momenteel wordt bij passende beoordelingen/effectstudies ten behoeve van ontwikkelingen in het Rotterdamse Havengebied de mate van verstoring van vogels nog altijd in belangrijke mate gebaseerd op de studies van Reijnen *et al.* (1992) (voor verstoring door geluid), de Molenaar (2000) (voor verstoring door licht) en van Krijgsveld *et al.* (2008) (voor verstoring door zicht), dan wel latere hierop gebaseerde referenties. Zo zijn in het MER Bestemming Maasvlakte 2 voor verstoring door geluid van broedvogels de dosis-effectrelaties uit Reijnen *et al.*, (1992) gebruikt; voor niet-broedvogels is hiervoor een inschatting gemaakt op basis van expert judgement. Voor verstoring door licht werd uit voorzorg een drempelwaarde van 0,1 lux gehanteerd, gebaseerd op de achtergrondwaarde uit de Molenaar (2000). Reijnen *cs* beschrijven de invloed van verkeerslawaaï (snelwegen) op broedvogels voor verschillende typen leefgebied (bos, open terrein). Hoewel er inmiddels meer informatie beschikbaar is om verstoringen op vogels door geluid te beschrijven en te beoordelen blijkt bij het opstellen van effectstudies en bij bezwaar en beroep dat Reijnen *cs* het meeste houvast bieden. De Molenaar (2000) deed onderzoek naar slechts één broedvogelsoort en geeft geen dosis-effectrelaties en Krijgsveld *et al.* (2008) hebben vooral gekeken naar verstoringsafstanden bij verstoring door recreatie.

Het Havenbedrijf is op zoek naar een alternatieve benadering die rekening houdt met de complexiteit van het begrip verstoring en daarmee meer recht doet aan de verstoring door activiteiten in het havengebied. Deze benadering dient enerzijds redelijkerwijs voldoende wetenschappelijke zekerheid te geven dat een activiteit zich goed verhoudt tot de vigerende wet- en regelgeving en anderzijds gebaseerd zijn op de thans beschikbare wetenschappelijke kennis ter zake.

## 1.2. Onderzoeksvragen

Het Havenbedrijf Rotterdam heeft Sovon gevraagd een verkenning te doen naar een mogelijke alternatieve aanpak voor een juridisch houdbare methode voor het inschatten van effecten van potentieel verstoringende werkzaamheden op vogels in het Rotterdamse havengebied. Hierbij zijn de volgende vragen geformuleerd:

- 1) Uitvoeren/actualiseren literatuuronderzoek en databronnen. Welke recente studies/databestanden zijn er die een dosis-effectrelatie beschrijven tussen verstoringsbronnen vergelijkbaar met activiteiten in het havengebied en vogelpopulaties?
- 2) Is er op basis van de beschikbare kennis en literatuur een bruikbaar verstoringsmodel op te stellen als alternatief voor het nu vaak toegepaste geluidsverstoringsmodel (methode Reijnen)? En wat is er voor nodig om dat praktisch toepasbaar te maken?
- 3) Indien er onvoldoende informatie is, kan een analyse van beschikbare gegevens uit het havengebied zelf leiden tot bruikbare dosis-effectrelaties?
- 4) Welke mogelijkheden zijn er voor het genereren van een wetenschappelijk solide database voor het uitvoeren van een analyse?

## 1.3. Aanpak en leeswijzer

De in voorliggende studie gekozen aanpak bestaat uit:

- 1) Selectie verstoringsbronnen en relevante soorten. In hoofdstukken 2 en 3 wordt besproken welke verstoringsbronnen in de haven (kunnen) optreden (Hoofdstuk 2) en met welke vogelsoorten rekening moet worden gehouden bij ontwikkelingen in de haven (Hoofdstuk 3).
- 2) Literatuurstudie (Hoofdstuk 4). Het onderzoek van Krijgsveld *et al.* (2008) biedt handvaten voor het inschatten van verstoringseffecten van allerlei verstoringsbronnen op broed- en niet-broedvogels. De hieraan ten grondslag liggende literatuurstudie is inmiddels meer dan 10 jaar geleden uitgevoerd. In voorliggende studie wordt middels een literatuurreview in kaart gebracht welke kennis en onderzoeken wereldwijd inmiddels beschikbaar zijn om effecten van industrie-gerelateerde verstoringsbronnen in te schatten.
- 3) Handreiking (Hoofdstuk 5). Op grond van de nieuwe literatuurstudieresultaten en al beschikbare kennis (onder meer Krijgsveld *et al.*, Reijnen *cs*) wordt in hoofdstuk 5 een handreiking opgesteld voor een mogelijke beoordelingsaanpak per

- soortgroep-verstoringsbroncombinatie.
- 4) Bestaande gegevens (Hoofdstuk 6). In hoofdstuk 6 wordt in kaart gebracht welke gegevens van vogels en verstoringsbronnen beschikbaar zijn in het Rotterdamse havengebied om een eventuele analyse naar verstoringseffecten en dosis-effectrelaties mogelijk te maken.
- 5) Aanbevelingen toekomstig onderzoek (Hoofdstuk 7). In hoofdstuk 7 wordt eerst besproken wat de lacunes in kennis zijn, gebaseerd op de literatuurstudie. Vervolgens wordt bekeken wat de mogelijkheden zijn voor analyses van bestaande gegevens en worden aanbevelingen gedaan voor dataverzameling. Tot slot worden voorstellen gedaan voor nieuw op te zetten onderzoek.
- 6) Conclusies (Hoofdstuk 8).
-



## 2. Verstoringsbronnen

### 2.1. Potentiële verstoringsbronnen in de Rotterdamse Haven

De belangrijkste activiteiten in de Rotterdamse haven die kunnen leiden tot verstoring van vogels en daarmee kunnen conflicteren met de Wet natuurbescherming staan in tabel 2.1 weergegeven (bron: Havenbedrijf Rotterdam, met aanvullingen Sovon).

Niet alle in tabel 2.1 genoemde activiteiten zullen

afzonderlijk of in samenhang met andere activiteiten significante storende gevolgen hebben voor de instandhoudingsdoelstellingen van omliggende Natura 2000-gebieden of van wezenlijke invloed zijn op de staat van instandhouding van vogelsoorten. Activiteiten met een verwaarloosbaar effect kunnen in het vervolg van deze studie buiten beschouwing blijven. Om hier zicht op te krijgen zijn op basis van expert judgement door medewerkers van Sovon eerst de potentiële ingreep-effectrelaties in beeld ge-

Tabel 2.1. Beschrijving van het type werkzaamheden/activiteiten in het havengebied van Rotterdam voor zover die kunnen leiden tot verstoring van vogels en daarmee kunnen conflicteren met de Wet natuurbescherming.

Activiteit	Nadere typering
Industrie (gebruik)	Containeroverslag
Industrie (gebruik)	Bulk op- en overslag
Industrie (gebruik)	Overslag van olieproducten
Industrie (gebruik)	Distributie (loodsen)
Industrie (gebruik)	Energie
Industrie (gebruik)	Kunstlicht
Industrie (gebruik)	Fakkelen
Industrie (tijdelijk/aanleg)	Onderhoudsbaggerwerk
Industrie (tijdelijk/aanleg)	Projectbaggerwerk (meestal baggeren van ligplaatsen)
Industrie (tijdelijk/aanleg)	Baggeren buiten de haven (bijv. voor MV2)
Industrie (tijdelijk/aanleg)	Heien
Industrie (tijdelijk/aanleg)	Bouw van kademuuren en installaties (o.a. heien)
Industrie (tijdelijk/aanleg)	Kunstlicht
Opwekking duurzame energie	Windturbines
Wegverkeer	Vrachtverkeer
Wegverkeer	Overig verkeer
Spoor	Diesellocs
Spoor	Elektrisch
Spoor	Activiteiten op emplacementen
Scheepvaart	Varen (in de vaargeul of daarbuiten) en stilliggen)
Scheepvaart	Zeescheepvaart
Scheepvaart	Binnenvaart
Scheepvaart	Overig: loodsen, waterbus, etc.
Recreatie	Watersport waaronder kitesurfen

Tabel 2.2. Overzicht van de ingreep-effectrelaties van de activiteiten uit tabel 2.1 (x= relatie, (x)= beperkte relatie, ?= relatie onduidelijk). De in deze studie nader behandelde potentiële effecten zijn in blauw weergegeven.

Verstoringsbron	ruimte- beslag	Optische verstoring		Kunst- licht	geluid		onder- water- geluid	emissies naar	
		statisch	dynamisch		gelijkmatig	gepiekt		water	lucht
Industrie, aanleg	x	(x)	x	x	(x)	x	?		x
Industrie, permanent		x	x	x	(x)	(x)		x	x
Windturbines	(x)	x	x		(x)				
Wegverkeer	(x)	(x)	x	x	x				x
Spoorverkeer	(x)	x	x			x			x
Scheepvaart			x	(x)	x		?		x

bracht (tabel 2.2). Vervolgens is gemotiveerd welke potentiële effecten in deze studie nader beoordeeld worden.

**Ruimtebeslag** leidt tot verlies van leefgebied van vogels. De gevolgen daarvan kunnen worden beoordeeld op basis van veldinventarisaties en niet op basis van verstoringstudies. Indirect is ruimtebeslag wel relevant omdat de verstoringcontouren opschuiven; dit komt bij de hierna genoemde aspecten aan bod. Ruimtebeslag *an sich* blijft in deze studie verder buiten beschouwing.

**Optische verstoring** kan optreden doordat vogelsoorten die vrij zicht nodig hebben, waaronder verschillende soorten zeevogels, watervogels en steltlopers, hogere contouren waaronder gebouwen, silo's en windturbines gaan mijden (statische optische verstoring). Ook bewegingen van mensen en voertuigen of materieel kan leiden tot verstoringen, hoewel bij repeterende bewegingen gewinning kan optreden (dynamische optische verstoring). Optische verstoring wordt betrokken in het vervolg van deze studie.

**Kunstlicht** kan, met inbegrip van verstoring door fakkelen, onder andere leiden tot aantasting van rustgebieden van 's nachts slapende soorten (verschillende soorten waaronder Smienten en duikeenden slapen vooral overdag) of van foerageergebieden bij nacht-actieve vogelsoorten (Krijgsveld *et al.* 2008). Ook de predatiekans kan door verlichting toenemen en verlichting kan desoriënterend of aantrekkend werken op vogels, waardoor de kans op aanvaringen wordt vergroot. Verstoring door kunstlicht wordt betrokken in het vervolg van deze studie.

**Geluid** kan leiden tot verstoring door vogels, waarbij de gevolgen van piekgeluiden (waaronder veel industriegeluid) en gelijkmatige geluidsbelasting kunnen verschillen (Krijgsveld *et al.* 2008). Voor broedvogels zijn er sterke aanwijzingen dat het leidt tot dichtheidsafnames voor veel soortgroepen.

**Onderwatergeluid** door activiteiten in water of langs oevers (heien, intrillen damwanden e.d.) heeft een verstorend effect op zeezoogdieren en vissoorten met een zwemblaas (Heinis *et al.* 2007, Heinis 2009). Hoewel duikeenden en zeevogels tijdens het duiken op vis vermoedelijk ook onderwatergeluid kunnen waarnemen zijn er geen duidelijke aanwijzingen dat onderwatergeluid een belangrijk storend effect heeft op deze vogelsoorten. Verstoring door onderwatergeluid blijft in het vervolg van deze studie dan ook buiten beschouwing.

**Emissies** naar lucht (voor zover geen geluidemissies) van o.a. NO<sub>2</sub>, SO<sub>x</sub> en emissies naar het water van

verontreinigende stoffen waaronder zware metalen en thermische emissies kunnen belangrijke negatieve gevolgen hebben voor het leefgebied van vogels wanneer deze neerslaan (depositie) in omliggende natuurgebieden, respectievelijk het aquatische ecosysteem negatief beïnvloeden. Gevolgen van ontwikkelingen op de kwaliteit van leefgebieden van vogels en effecten die via de voedselketen kunnen verlopen (bijv. ophoping zware metalen in vissen die als prooi dienen voor watervogels) worden niet beschouwd als verstoringen en vallen daarmee buiten de scope van deze studie; zij komen in het vervolg van dit rapport niet meer aan bod.

## 2.2. Huidige praktijk beoordeling verstoringseffecten

Beschermde natuur en leefgebieden van beschermde soorten worden met name negatief beïnvloed door 1) oppervlakteverlies, 2) kwaliteitsverlies door emissies van vermestende, verzurende en verontreinigende stoffen die in de omgeving neerslaan (depositie), 3) ingrepen in hydrologie (verdroging) en 4) door verstoring. Waar oppervlakteverlies, depositie en verdroging gevolgen kunnen hebben voor alle beschermde natuur, heeft verstoring met name negatieve gevolgen voor vogels en zoogdieren. Bij zoogdieren, waaronder vleermuizen, zijn optische verstoring en lichtverstoring vaak aspectbepalend, terwijl geluidsverstoring vaak – maar niet altijd – de meest dominante verstoringbron is voor vogels (Krijgsveld *et al.* 2008). In veel mindere mate zijn andere soortgroepen gevoelig voor verstoring, zoals vissen met zwemblaas voor onderwatergeluid. Aanvullend op genoemde verstoringbronnen kan barrièrewerking voor alle faunagroepen een verstorende factor zijn, al wordt dit effect vaak in samenhang met oppervlakteverlies beschouwd.

De precieze verstoring is afhankelijk van aard en omvang van de verstoringbronnen en locatie-specifieke omstandigheden. Naast een gestapeld effect met andere bronnen van verstoring (externe cumulatie) kunnen de verschillende verstorende elementen van dezelfde verstoringbron ook in onderlinge samenhang leiden tot een versterkt negatief effect (interne cumulatie). De meeste havenactiviteiten zorgen voor meerdere typen verstoring (zie tabel 2.2), waarbij het van belang is te weten of en hoe effecten cumuleren. Omdat het uiteenrafelen van het effect van de verschillende verstoringbronnen complex en soms zonder intensieve effectstudies onmogelijk is, wordt in de praktijk vaak gewerkt met 'maatgevende verstoring'. Dit is de meest dominante en ver reikende verstoringbron. Door daarvan de effectafstand zo goed mogelijk te bepalen en het gebied daarbinnen

(in samenhang met andere verstoringsbronnen) – al dan niet na mitigatie - als verloren te beschouwen, ontstaat een robuuste worstcasesituatie. Dat wil uiteraard niet zeggen dat dit effect daarmee aanvaardbaar en vergunbaar is. Ook dat hangt af van locatiespecifieke omstandigheden en soortspecifieke aspecten.

Bij vogels is geluid vaak de maatgevende verstoringsbron. Daarbij is van belang dat alle van nature in Nederland voorkomende vogelsoorten bescherming genieten op grond van artikel 1 van Richtlijn 2009/147/EG (PbEU 2020, L 20) inzake het behoud van de vogelstand, ofwel de Vogelrichtlijn waarvan de bescherming is geïmplementeerd in de Wet natuurbescherming. Vogels hebben daarin een 'eigen' beschermingsregime (artikel 3.1). Dit artikel stelt in het vierde lid dat het verboden is opzettelijk te storen, al is (vijfde lid) dit verbod niet van toepassing indien de storing niet van wezenlijke invloed is op de staat van instandhouding van de desbetreffende vogelsoort. Initiatiefnemers van ruimtelijke ontwikkelingen dienen dus met bewijs te komen dat die wezenlijke invloed is uitgesloten.

Naast het soortbeschermingsregime is ook het gebiedsbeschermingsregime van de Wnb ex artikel 2.7 Wnb van groot belang bij de beoordeling van (geluids)verstoring. Van de ruim 160 Natura 2000-gebieden zijn er 84 (mede) onder de Vogelrichtlijn aangewezen, waarvan 63 voor broedvogels en 55 voor niet-broedvogels (er is overlap). De meeste van deze soorten gelden in meer of mindere mate als verstoringsgevoelig, met name voor geluid. Daarmee is geluidsverstoring bij toetsingen en vergunningverlening een belangrijk aandachtspunt, met name in die gevallen dat instandhoudings-doelstellingen voor vogels in een Natura 2000-gebied niet worden gehaald en/of de soort in kwestie zich in een (zeer) ongunstige staat van instandhouding bevindt. Dit stelt belangrijke eisen aan toetsingen en vergunningen, die op dit punt 'raad van state-proof' moeten zijn, wat wil zeggen dat er redelijkerwijs geen wetenschappelijke twijfel bestaat over de conclusies.

Zowel de uitvoerder als de beoordelaar van toetsingen worden ermee geconfronteerd dat vogels anders reageren op piekgeluiden dan op continu geluid. Ook broedvogels, foeragerende vogels en rustende vogels reageren daar verschillend op, en met name bij broedvogels lopen die effecten ook van soort tot soort uiteen. Tegelijkertijd geeft het gebruik van studies van Reijnen *cs* en daarop gebaseerde vervolgstudies naar de geluideffecten van wegverkeer, veelal aangeduid als 'methode Reijnen en Foppen', houvast bij rechterlijke toetsingen<sup>1</sup>. Alternatieve benaderingen waarbij drempelwaarden gebaseerd zijn op afstanden (Garniel *et al.* 2007) bieden dat houvast in de regel niet<sup>2</sup>. Daarmee is de aanvaardbaarheid van de methode Reijnen en Foppen bij ontstentenis van wetenschappelijk tegenbewijs onderdeel geworden van de vaste jurisprudentie. De aanvaardbaarheid wordt daarmee door appellanten ook steeds minder als bezwaar ingeroepen. Dat de in de methode Reijnen en Foppen gebruikte verkeersintensiteiten en spreidingsgedrag van geluid in de praktijk niet altijd (juist) worden gebruikt doet daar in zoverre niks aan af (maar zie de beschouwing over juiste gebruik van de methode in paragraaf 5.2).

Aan werken met worstcaseverstoringsafstanden om de vergunbaarheid van projecten en de vaststelling van plannen mogelijk te maken, zijn ook nadelen verbonden. De gevolgen voor de milieugebruiksruimte kunnen groot zijn in die gevallen dat andere verstoringsbronnen in de praktijk belangrijker zijn, bijvoorbeeld koplampen van auto's in een gebied met 's nachts voedselzoekende watervogels. Door feitelijke verstoringsbronnen gericht te mitigeren (in dit voorbeeld door afscherming) kunnen in de praktijk meer ontwikkelingen mogelijk zijn terwijl de gevolgen voor vogels effectief gemitigeerd kunnen worden. Er is dus veel voor te zeggen om niet te snel uit te gaan van geluid als maatgevende verstoringsbron maar de afzonderlijke verstoringsbronnen gericht te beoordelen. De interne cumulatie tussen de verschillende verstorende effecten van één verstoringsbron is dan wel een aandachtspunt.

<sup>1</sup> Bijvoorbeeld Bestemmingsplan A73-zuid van 13 november 2002, (ECLI:NL:RVS:2002:AF0231), Truckstar festival van 28 februari 2007 (ECLI:NL:RVS:2007:AZ9484), Buitenring Parkstad Limburg van 25 april 2012 (ECLI:NL:RVS:2012:BW3863), Kempenbaan-West van 20 april 2016 (ECLI:NL:RVS:2016:1060).

<sup>2</sup> Projectplan IJsseldelta Zuid van 24 december 2019 (ECLI:NL:RVS:2019:4360).



### 3. Relevante vogelsoorten

De vogelsoorten waarmee het Havenbedrijf Rotterdam bij ingebruikname van terreinen rekening moet houden zijn de vogelsoorten, zowel broed- als niet-broedvogels, van de omringende Natura 2000- gebieden met een instandhoudingsdoelstelling (in het vervolg Vogelrichtlijngebieden genoemd, hier de Voordelta, Duinen Goeree & Kwade Hoek en Voornes Duin). Naast het gebiedsbeschermingsregime is ook het soortbeschermingsregime relevant. Verstoring of vernietiging van nesten is in de regel niet toegestaan maar goed mitigeerbaar door verstorende activiteiten buiten het broedseizoen uit te voeren. Mitigatie is complexer in het geval van vogelsoorten met jaarrond beschermde nesten en broed- en niet-broedvogels van de Haven die een slechte landelijke staat van instandhouding hebben.

Activiteiten kunnen namelijk een wezenlijk effect hebben op de staat van instandhouding en daarmee op gespannen voet staan met artikel 3.1 van de Wet natuurbescherming, het beschermingsregime voor vogelsoorten. Een overzicht van de voor het haven-terrein relevante soorten broed- en niet-broedvogels is gegeven in tabellen 3.1 en 3.2 en bijlage I. Bij de niet-broedvogels zijn dit voornamelijk steltlopers, meeuwen en sterns (*Charadriiformes*), eenden en ganzen (*Anseriformes*), en futen (*Podicipediformes*), en bij de broedvogels voornamelijk zangvogels (*Passeriformes*), steltlopers, meeuwen en sterns en roofvogels (*Falconiformes*). De literatuurstudie (Hoofdstuk 4) richt zich dus vooral op deze soortgroepen en (andere) kust- en zeevogels.

Tabel 3.1. Relevante soorten broedvogels met de landelijke staat van instandhouding, (voor kwalificerende soorten) het vogelrichtlijngebied waarvoor de soorten kwalificerend zijn en het doelbereik (VD= Voornes Duin, DG= Duinen Goeree & Kwade Hoek), de taxonomische orde en de in hoofdstuk 5 gehanteerde soortgroep waartoe de soort is gerekend. Broedvogels van het haven-terrein met een positieve staat van instandhouding zijn niet opgenomen, behalve de Kleine Mantelmeeuw. Doelbereik: + gunstig, - ongunstig. Soorten met een ongunstig doelbereik in één of meerdere Vogelrichtlijngebieden zijn vet weergegeven.

Soort	Svl	VD	DG	orde	soortgroep
Aalscholver	+	+		<i>Suliformes</i>	Watervogel-kolonie
Bontbekplevier	-			<i>Charadriiformes</i>	Kust-steltloper
Braamsluiper	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Bruine Kiekendief	-			<i>Falconiformes</i>	Roofvogel
Buizerd	+			<i>Falconiformes</i>	Roofvogel
Eider	--			<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Ekster	--			<i>Passeriformes</i>	Zangvogels bos
Fitis	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogels bos
Fuut	-			<i>Podicipediformes</i>	Watervogel
<b>Georde Fuut</b>	<b>+</b>	<b>-</b>		<b><i>Podicipediformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
Graspieper	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-open
Grauwe Vliegenvanger	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Grote Lijster	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Havik	+			<i>Falconiformes</i>	Roofvogel
Heggenmus	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Houtduif	-			<i>Columbiformes</i>	Zangvogel-gesloten
Kauw	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Kievit	-			<i>Charadriiformes</i>	Weide-akkervogel
Kleine Mantelmeeuw	+*			<i>Charadriiformes</i>	Meeuw-stern
<b>Kleine Zilverreiger</b>	<b>+</b>	<b>-</b>		<b><i>Pelecaniformes</i></b>	<b>Watervogel-kolonie</b>
Kluut	--			<i>Charadriiformes</i>	Watervogel-kolonie
Kneu	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Koekoek	-			<i>Cuculiformes</i>	Zangvogel-gesloten
Kokmeeuw	-			<i>Charadriiformes</i>	Meeuw-stern
Lepelaar	+	+		<i>Pelecaniformes</i>	Watervogel-kolonie
Nachtegaal	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Patrijs	--			<i>Galliformes</i>	Weide-akkervogel
Ransuil	--			<i>Strigiformes</i>	Roofvogel

Soort	Svl	VD	DG	orde	soortgroep
Scholekster	--			<i>Charadriiformes</i>	Kust-steltloper
Slechtvalk	+			<i>Falconiformes</i>	Roofvogel
Slobeend	-			<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Spotvogel	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Staartmees	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Stormmeeuw	-			<i>Charadriiformes</i>	Meeuw-stern
<b>Strandplevier</b>	--		?	<b><i>Charadriiformes</i></b>	<b>Kust-steltloper</b>
Tapuit	--			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-open
Torenvalk	-			<i>Falconiformes</i>	Roofvogel
Tuinfluitier	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-gesloten
Veldleeuwerik	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-open
Visdief	--			<i>Charadriiformes</i>	Meeuw-stern
Waterhoen	-			<i>Gruiformes</i>	Watervogel
Wilde Eend	-			<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Witte Kwikstaart	-			<i>Passeriformes</i>	Zangvogel-open
Zilvermeeuw	-			<i>Charadriiformes</i>	Meeuw-stern

\* Kleine Mantelmeeuw heeft voorsnog een gunstige staat van instandhouding, maar is hier toch opgenomen omdat de landelijke aantallen de laatste jaren significant afnemen en omdat ca een kwart van de Nederlandse broedpopulatie op het haventerrein broedt.

Tabel 3.2. Relevante soorten niet-broedvogels met de landelijke Staat van Instandhouding, (voor kwalificerende soorten) het vogelrichtlijngebied waarvoor de soorten kwalificerend zijn en het doelbereik (DG= Duinen Goeree & Kwade Hoek, VD= Voordelta), de taxonomische orde en de in hoofdstuk 5 gehanteerde soortgroep waartoe de soort is gerekend. Niet-broedvogels van het haventerrein met een positieve staat van instandhouding zijn niet opgenomen. Doelbereik: + gunstig, - ongunstig. Soorten met een ongunstig doelbereik in één of meerdere Vogelrichtlijngebieden zijn vet weergegeven.

Soort	Svl	DG	VD	orde	soortgroep
<b>Aalscholver</b>	+	-	+	<b><i>Suliformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
Bergeend	+	+	+	<i>Anseriformes</i>	Watervogel
<b>Bontbekplevier</b>	+	-	+	<b><i>Charadriiformes</i></b>	<b>Steltloper</b>
Bonte Strandloper	+	+	+	<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Bosruiter	--			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Brandgans	+	+		<i>Anseriformes</i>	Watervogel
<b>Brilduiker</b>	+		-	<b><i>Anseriformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
Drieteenstrandloper	-	+	+	<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Dwergmeeuw	-		?	<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
<b>Eider</b>	--		-	<b><i>Anseriformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
<b>Fuut</b>	-	-	-	<b><i>Podicipediformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
Goudplevier	-			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Grauwe Franjepoot	?			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
<b>Grauwe Gans</b>	+	-	+	<b><i>Anseriformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
Grote Mantelmeeuw	-			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Grote Stern	--		?	<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Grote Zaagbek	-			<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Grote Zee-eend	-			<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Grutto	--			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
IJseend	-			<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Kanoet	-		?*	<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Kemphaan	--			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Kievit	-			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Kleine Mantelmeeuw	-			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
<b>Kluut</b>	-	-	-	<b><i>Charadriiformes</i></b>	<b>Steltloper</b>
<b>Krakeend</b>	+	?*	-	<b><i>Anseriformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
Kuifduiker	+		+	<i>Podicipediformes</i>	Watervogel

Soort	Svl	DG	VD	orde	soortgroep
Kuifeend	-		?*	<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Lepelaar	+	+	+	<i>Pelecaniformes</i>	Watervogel
Meerkoet	-			<i>Gruiformes</i>	Watervogel
Middelste Zaagbek	+		+	<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Nonnetje	-			<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Paarse Strandloper	-			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
<b>Pijlstaart</b>	-	-	+	<b><i>Anseriformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
Regenwulp	--			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Roodhalsfuut	-			<i>Podicipediformes</i>	Watervogel
Roodkeelduiker	-		?	<i>Podicipediformes</i>	Watervogel
<b>Rosse Grutto</b>	+	-	+	<b><i>Charadriiformes</i></b>	<b>Steltloper</b>
Rotgans	-			<i>Anseriformes</i>	Watervogel
<b>Scholekster</b>	--	-	+	<b><i>Charadriiformes</i></b>	<b>Steltloper</b>
<b>Slobeend</b>	+	+	-	<b><i>Anseriformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
<b>Smient</b>	+		-	<b><i>Anseriformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
Steenloper	--		+	<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Strandplevier	--			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Tafeleend	--		?*	<i>Anseriformes</i>	Watervogel
<b>Topper</b>	--		-	<b><i>Anseriformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
<b>Tureluur</b>	-	-	-	<b><i>Charadriiformes</i></b>	<b>Steltloper</b>
Visdief	--		?	<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Waterhoen	-			<i>Gruiformes</i>	Watervogel
Wilde Eend	--			<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Wintertaling	-	+	+	<i>Anseriformes</i>	Watervogel
Wulp	+	+	+	<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Zilvermeeuw	-			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Zilverplevier	+	+	+	<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
Zwarte Ruiter	--			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper
<b>Zwarte Zee-eend</b>	-		-	<b><i>Anseriformes</i></b>	<b>Watervogel</b>
Zwartkopmeeuw	?			<i>Charadriiformes</i>	Steltloper





## 4. Literatuurstudie

Op het internet en het Web of Science is gezocht naar literatuur over effecten van verstoring op vogels. Daarnaast zijn de referentielijsten van de gevonden literatuur gescreend op additionele bronnen. Hierbij lag de nadruk op dosis-effectrelaties, de in hoofdstuk 3 genoemde soort(groep)en en de in tabel 2.1 genoemde verstoringsbronnen met een duidelijke focus op studies in havengebieden.

Verstoringsbronnen door aanlegwerkzaamheden zijn tijdelijk van aard en worden daarom als minder relevant beschouwd in relatie tot de aanleg zelf (bijv. uiteindelijk habitatverlies). Recreatie-activiteiten zijn in potentie sterk verstorend op bijvoorbeeld watervogels maar zijn hier niet beschouwd omdat ze niet havengerelateerd zijn (terwijl ze wel op kleine schaal aan vooral de randen van het havengebied voorkomen).

Helaas is het zo dat er weinig haven-specifieke studies zijn gedaan op het gebied van verstoring (zie ook Hoofdstuk 7). Voor het inschatten van eventuele effecten kunnen we terugrijpen op studies naar verstoringen met vergelijkbare emissies. Indien daarbij generieke patronen voorkomen dan is het toepassen van de hierbij geconstateerde verstoringsafstanden of dosis-effectrelaties naar havenspecifieke bronnen gerechtvaardigd. Voor de effecten van verschillende vormen van activiteiten die visuele verstoring veroorzaken (waaronder wandelaars met en zonder honden en fietsers, maar ook gemotoriseerde voertuigen en al dan niet gemotoriseerde vaartuigen) wordt verwezen naar de review van Livezey *et al.* (2016). Zij geven alertafstanden, vluchtinitiatieafstanden en bufferafstanden (Minimum Approach Distances) voor verschillende soort(groep)en van zowel broed- als niet-broedvogels (bijlage III). Deze afstanden kunnen dus worden gehanteerd bij het bepalen van effecten van recreatie, maar ook van afzonderlijke voertuigen en schepen. Omdat scheepvaart een voor de haven belangrijke en specifieke activiteit is, wordt hier in §4.1 nader op in gegaan. In de daaropvolgende paragrafen worden kort de effecten van overige zichtverstoring (§4.2), van (geluid door) verkeer, industrie en infrastructuur (§4.3) en van licht en bebouwing (§4.4) besproken. Tot slot worden in §4.5 de in dit kader relevante resultaten beschreven van enkele studies naar de effecten van de aanleg van Maasvlakte 2 en/of van de daarbij uitgevoerde natuurcompensatie (PMR-NCV-studies). De samenvattingen van de besproken studies, alsook belangrijke figuren en tabellen worden in bijlagen III tot en met VII gegeven.

### 4.1. Verstoring door scheepvaart

Scheepvaart veroorzaakt vooral (dynamische) optische verstoring en verstoring door een continu geluid. In de gevonden literatuur wordt hier geen onderscheid in gemaakt.

Schepen veroorzaakten een toename in opvliegen (van 0 tot 30%) en daarmee een toename in energieverbruik van Kittlitz Alken in Glacier Bay (Alaska), waarbij grote en snelle schepen de grootste verstoring veroorzaakten. Er werden lagere dichtheden vastgesteld tijdens scheepspassages, maar deze herstelden zich gedurende de dag (Agness *et al.*, 2008). Niet-broeders vlogen sneller op dan broeders en verloren dus meer energie (30% toename bij gemiddeld scheepsscenario en >50% bij piek-scenario vs 10% en 30% toename bij broeders). Het piekscenario bestond in deze studie uit 72 schipbewegingen per dag; modelparameters (o.a. kansen op verstoring en op opvliegen) en modelresultaten worden gegeven in tabellen. Bij niet-broeders kwam een toename in aantal vaartuigen met 1 vaartuig per dag overeen met een toename in energieverbruik van 3.99 kJ (Agness *et al.* 2013).

Ook bij Grote Tafelenden leidde verstoring door schepen tot opvliegen en het tijdelijk verlaten van foerageergebieden (tot 60 minuten per verstoring en in totaal ca 50% van daglichtperiode). Ook hier had snelheid een negatieve invloed op opvlieggkans en – afstand (Kahl, 1991 in Asplund, 2000).

Koloniale watervogels vertoonden grotere verstoringsafstanden bij wandelaars dan bij motorboten (hetzelfde resultaat werd gevonden bij Zeearenden, Stalmaster & Kaiser, 1998 in Asplund 2000) en soorten die verstoring gewend waren hadden kleinere verstoringsafstanden (Rodgers and Smith, 1995). De auteurs bevelen een buffer zonder verstoring aan van 100 m bij *Ciconiiformes* en van 180 m bij sterns en schaarbekken. Na verstoring werd foerageren snel hervat door Zeearenden, tot ca 20 verstoringen, waarna foerageren minder snel werd hervat. Verstoring door schepen was groter op smalle dan op brede waterwegen (ook bij *Ciconiiformes*, Bratton, 1990). Door Stalmaster & Kaiser (1998, in Asplund 2000) wordt een bufferafstand van 400 m rondom foeragerende Zeearenden voorgesteld.

Verstoring door schepen (3,5-8,5 boten per dag) zorgde bij Grote Zee-eenden in Zuidwest-Finland voor langere zwemafstanden, verminderde foerageertijd en kleinere familiegroottes. Meeuwen vie-

len jongen 3.5 x vaker aan in verstoorde situaties (Mikola *et al.*, 1994).

In de studie van Bellefleur *et al.* (2009) vluchtten juveniele Marmeralken vaker, maar op kortere afstanden, dan adulte en zorgden meer en snellere schepen vaker voor verstoring en op grotere afstanden dan minder en langzamere schepen. Bij snelheden >28.8 kph verlieten Marmeralken het gebied.

De verstoringafstand bij cruise-schepen was bij Kittlitz Alk ca. 3.8 km, waarschijnlijk mede veroorzaakt door sociale facilitering door soortgenoten. Deze afstand was groter bij zij-oriëntering dan bij frontale benadering van schepen. De resulterende vluchtduur was niet afhankelijk van de afstand tot het schip, maar wel van het tijdstip waarop de verstoring plaatsvond (Marcella, 2014). Per schipbeweging werd minimaal 9.8-19.6% van de aanwezige alken verstoord (Marcella *et al.*, 2017).

Volgens Rodgers & Schwikert (2002) laten grotere soorten watervogels grotere vluchtafstanden zien. De auteurs stellen bufferafstanden voor van 180 m voor *Ciconiiformes*, 140 m voor sterns en meeuwen, 100 m voor steltlopers en 150 m voor Visarenden.

Verstoring door schepen kan bij Zeekoeten leiden tot het verlies van eieren en kuikens, vooral wanneer boten binnen 50 m van de kolonie naderen en er langere tijd verblijven (Rojek *et al.*, 2007).

De verstoringkans bij Zwarte Zeekoeten die in de buurt van de broedkolonie foerageerden werd beïnvloed door de afstand tot de kust (een grotere afstand gaf een grotere verstoringkans) en door de grootte en snelheid van en afstand tot schepen. Een buffer van 600 m tot de broedkolonie en een snelheidslimiet van 25 km/u zouden de verstoringkans reduceren tot 10% (Ronconi and Clair, 2002).

Gavia-soorten vermijden gebieden met intensief scheepverkeer. De vluchtafstand was positief gecorreleerd met de groepsgrootte; vogels in grotere groepen vluchtten verder weg (Schwemmer *et al.*, 2011). Volgens de auteurs trad er mogelijk gewinning op bij zee-eenden in gebieden met scheepvaart in vaste vaarroutes.

Fliessbach *et al.* (2019) berekenden een Disturbance Vulnerability Index voor verstoring door schepen van verschillende soorten aan de hand van de vluchtafstand, aandeel vluchtende vogels, aandeel zwemmende vogels voor verstoring, de vleugeloppervlakte, de flexibiliteit in habitatgebruik, biogeografische populatiegrootte, overleving en de Europese bedreigings- en beschermingsstatus. Zowel de parameter-

als de indexwaarden worden per soort gegeven. Zij deden hiervoor observaties aan vluchtafstanden in de Duitse Noord- en Oostzee.

Tot slot hebben Livezey *et al.* (2016) een database opgesteld met alert distances (AD), flight initiation distances (FID) en minimum approach distances (buffers, MAD) van zowel broed als niet-broedvogels bij nadering van verstoringbronnen, waaronder schepen (zie bijlage III).

Conclusie: voorgesteld wordt om de volgende drie bronnen te gebruiken voor het verkrijgen van een indicatie voor de mate van verstoring door scheepvaart: Livezey *et al.* (2016), Krijgsveld (2008) en Fliessbach *et al.* (2019) (bijlage IV). Het betreft in al deze gevallen vluchtafstanden en bij Livezey ook alertafstanden en bufferafstanden. Fliessbach geeft daarnaast ook gevoeligheid voor verstoring. De vluchtafstanden uit Fliessbach lijken het meest relevant waar het gaat om verstorende effecten van toegenomen zeescheepvaart, aangezien het hier specifiek om schepen in Noordwest-Europese zeeën en om voor Nederland relevante soorten gaat. Indien een soort(groep) niet in Fliessbach staat beschreven, en bij binnenvaart, kan de database van Livezey worden gebruikt, en dan met name de vluchtafstanden voor watervoertuigen. Livezey (bijlage III) kan worden gezien als een update van Krijgsveld en verdient daarom de voorkeur.

## 4.2. Overige (statische) zichtverstoring

Bruinzeel & Schotman (2011) geven in hun review aan verstoringafstanden bij weidevogels een overzicht van minimale, gemiddelde en maximale verstoringafstanden voor verschillende verstoringbronnen, zoals verschillende typen wegen, spoorlijnen, lijnvormige elementen, bebouwing, gaswinstations en windturbines (zie tabellen in bijlage V).

Ook Van der Vliet *et al.* (2010) geven maximale verstoringafstanden voor drie soorten weidevogels, gebaseerd op deels dezelfde studies, voor o.a. spoorwegen, verschillende typen wegen en bebouwing (bijlage V). Zij concluderen dat weidevogels zowel opgaande (bos, bebouwing) als 'vlakke' (weg, kanaal) elementen mijden, met een verstoringafstand tot wel 1 km voor snelwegen en bebouwd gebied. Hierbij bleek de Scholekster het minst gevoelig, dan de Kievit en dan de Grutto (bijlage V).

Conclusie: voor allerlei opgaande structuren waaronder gebouwen (industrie) kunnen verstoringsafstanden worden ingeschat voor weidevogels en soorten van open habitats op grond van de hiervoor besproken literatuur (bijlage V).

### 4.3. Verstoring door (geluid van) verkeer, infrastructuur en industrie

#### Geluidsbronnen met een continu gelijkmatig geluidniveau

Voor verstoringseffecten van verkeer worden in effectstudies standaard de drempelwaarden van 42 dB(A) en 47 dB(A) voor respectievelijk bos en open gebied uit het onderzoek van Reijnen *et al.* (1991, 1992, 1995) gebruikt.

Tulp *et al.* (2002), zie ook Waterman *et al.* (2004), hebben verstoringseffecten van spoorwegen op weidevogels vastgesteld. Zij vonden significant negatieve effecten van geluid op Zomertaling, Grutto en Veldleeuwrik en op alle weidevogels en steltlopers (uit het onderzoek) samen. De drempelwaarden voor geluid lagen tussen 42 dB(A) (Veldleeuwrik) en 49 dB(A) (Zomertaling), maar hadden grote betrouwbaarheidsintervallen. Zij adviseren voor de drempelwaarden de LAeq24 voor de totale groep aan onderzochte soorten weidevogels te gebruiken en deze bedraagt 45 dB(A).

In 2016 is daarnaast een review verschenen naar de effecten van geluid op (wilde) dieren (Shannon *et al.*, 2016). De auteurs geven hierin een overzicht van drempelwaarden van verschillende effecten van geluid per type geluidsbron (voor vogels: bijlage V). Zij maken hierbij onderscheid tussen de typen omgeving, transport (waaronder scheepvaart, vliegtuigen, treinen, verkeer), industrie (waaronder bouw, machines, energiewinning, heien) en militair. De uitkomsten bevestigen de invloed van chronische geluidbelasting op (veelal broedende) vogels over een heel breed scala aan soortgroepen, maar bieden weinig houvast voor het bepalen van effectafstanden/drempelwaarden als aanvulling op de studies van Reijnen *cs.* Tevens blijkt uit literatuur dat vogels soortspecifiek kunnen reageren op bepaalde frequenties. Zo blijken uilen gevoelig voor bepaalde (lage) toonhoogtes (Cutts *et al.* (2009).

#### Geluidsbronnen met een ongelijkmatig geluidniveau ('piekgeluid')

Er is bijna geen literatuur te vinden over de effecten van piekgeluiden, bijvoorbeeld uit de industrie, op vogels. Ervaringen met waargenomen effecten van militaire schietoefeningen, bijvoorbeeld op de Waddeneilanden, leren dat vogels opmerkelijk weinig effect vertonen (Smit & Visser 1993). Een review

van bestaande studies door Cutts *et al.* (2009) gericht op effecten van piekgeluid zoals heien op watervogels zoals foeragerende steltlopers geeft een indicatie van een drempelwaarde. Zij concluderen dat er geen of geringe effecten waarneembaar zijn onder de 70 dB(A) als maximumwaarde. Dit wordt bevestigd door een effectenevaluatie door RPS (2018). Hierbij dient in aanmerking te worden genomen dat beide studies zich richten op met name gedragsmatige effecten zoals alertheid en opvlieggedrag. Als richtsnoer voor mogelijke effecten kan het schema uit de Cutts-studie worden gehanteerd zoals weergegeven in Appendix VI en tabel 4.2 uit het RPS-rapport. Hieruit kan worden geconcludeerd dat redelijk grote effecten zijn te verwachten bij piekgeluiden >70 dB(A) en dat bij zeer hoge piekwaarden van geluid effectafstanden tot 400 meter worden geschat.

Conclusie: voorgesteld wordt om voor gelijkmatige lawaaibronnen zoals verkeer en gelijkmatig industriellawaai voor een aantal soortgroepen met broedende vogels uit te gaan van Reijnen *cs.* en Vegte *et al.* (2011) (bijlage VI). Voor ongelijkmatig industriellawaai dient vooralsnog de drempelwaarde van 70 dB(A) pieklawaai voor industrie uit Cutts *et al.* (2009)/RPS(2018) te worden gehanteerd (bijlage VI). Deze drempelwaarde is bepaald voor niet-broedende kustvogels (watervogels, steltlopers en meeuwen/sterns). Voor andere soortgroepen en broedende vogels konden geen effectstudies en daarmee drempelwaarden worden gevonden en deze hebben wij vooralsnog als onbekend geclassificeerd.

### 4.4. Lichtvervuiling en bebouwing

Verstoring door verlichting en bebouwing is niet specifiek voor de haven, maar omdat licht desoriënterend werkt op trekkende vogels en daarbij tot verhoogde mortaliteit kan leiden, trekvogels vaak de kust volgen en er in de haven meerdere hoge gebouwen/constructies staan, wordt in deze paragraaf nader op deze verstoringsbron ingegaan. De samenvattingen van de besproken studies, alsook belangrijke figuren en tabellen worden in bijlage VII gegeven.

Kunstmatige verlichting kan zorgen voor verschuivingen in de biologische klok, maar ook voor een toe- of afname in foerageertijd en (daarmee) leiden tot een mismatch tussen prooi en predator. Licht kan soorten aantrekken of juist afstoten en de soortensamenstelling en voedselwebstructuur veranderen (Zapata *et al.*, 2019).

Bovendien raken veel soorten nachtelijk trekkende vogels tijdens de trek gedesoriënteerd en worden ze

aangetrokken door sterke lichtbronnen en (daarmee) tot bebouwing (La Sorte *et al.*, 2017). McLaren *et al.* (2018) vonden een afname in aantallen vogels die een stop-over maakten met afstand van felle lichtbronnen, tot meer dan 250 km afstand.

Trekkende vogels aggregereerden in hoge dichtheden (tot wel 20x zo hoog) rondom de lichtbron, vertraagden hun vlucht, cirkelden om de lichtbron en riepen vaker, tot wel 4 km hoogte (Van Doren *et al.*, 2017). De aantrekking en desoriëntatie kan zorgen voor botsingen met objecten (oa. gas en olieplatforms (Ronconi *et al.* 2015)) vuurtorens, gebouwen, zendmasten en grote verlichte schepen (Montevecchi, 2006 & Longcore *et al.*, 2008)).

Bij zendmasten nam de mortaliteit toe met de hoogte van de mast, het gebruik van scheerlijnen (hoewel dit effect niet kon worden onderscheiden van het effect van hoogte, doordat de twee variabelen sterk correleren) en verlichting, waarbij wit, continu licht de meeste vogels aantrok (Longcore *et al.*, 2008).

Loss *et al.* (2014) geven in hun review gebaseerd op 23 studies in de VS schattingen van mortaliteit van 2 (lage gebouwen: 1-3 verdiepingen) tot ca 25 vogels per jaar per gebouw (middelhoge en hoge gebouwen: >3 verdiepingen), waarbij ze ook een ranking in soorten geven; steltlopers en meeuwen en sterns staan hoog op de ranglijst (en hebben dus een grote kans op botsing).

Soorten die gebruik maken van contactroepjes botsen vaker tegen gebouwen (Winger *et al.*, 2019). Ook pas uitgevlogen Procellariiformes (oa (Pijl)stormvogels) worden aangetrokken door kunstmatig licht en kunnen nabij kolonies massaal tegen gebouwen opvliegen/stranden ('fallout')(o.a. Guilford *et al.* 2019; Miles *et al.* 2010; Rodríguez *et al.*, 2014, 2015, 2017, 2012).

De Molenaar (2000) heeft de effecten van snelwegverlichting op gruttodichtheden en broedparameters bestudeerd. Hij vond dat de broeddichtheden tot 300 m van de verlichting (22500 lumen) met een factor 0,7 waren verlaagd en dat vogels die als eerste beginnen te nestelen hun nestlocatie verder van de lichtbron af kiezen dan vogels die later nestelen. Er werd geen invloed van verlichting op eivolume of predatiekansen van nesten gevonden. Het vermoeden bestond dat de effecten vooral werden veroorzaakt door luminantie (direct licht van de lichtbron) en niet door illuminantie (verlichting van het terrein), daarom is hier de sterkte van de gebruikte lichtbron gegeven in lumen. De studie geeft ook de lux-contouren, zij het maar tot 50m.

Santos *et al.* (2010) vonden dat steltlopers in kustgebieden die (deels) op zicht foerageren 's nachts vaker foerageerden in gebieden met lichtvervuiling en er 83% hogere opnamesnelheden bereikten dan in donkere gebieden. Zij waarschuwden echter dat lichtvervuiling steltlopers kan aantrekken naar gebieden van lage kwaliteit nabij urbanisatie en dat de lichtvervuiling het predatierisico van steltlopers kan vergroten.

Dominoni *et al.* (2013) laten in een experimentele studie zien dat chronische blootstelling aan een lage intensiteit licht (0,3 lux, komt ongeveer overeen met straatverlichting) 's nachts bij Merels een dramatisch negatieve impact heeft op de reproductieve activiteit (geen reproductieve activiteit meer in het 2<sup>e</sup> experimentele jaar) en de ruicyclus (verlaagde ruisnelheid).

De enige relevante studie die effectafstanden geeft voor effecten van licht is de Molenaar (2000). Deze studie is relevant voor broedende kuststeltlopers en weide- en akkervogels. Daarnaast geven Loss *et al.* (2014) gevoeligheidscores voor aanvaringen van soort(groep)en trekvogels met gebouwen (bijlage VII). Ook kan deze studie gebruikt worden voor het bepalen van aanvaringsrisico's met gebouwen. Voor het bepalen van aanvaringsrisico's met zendmasten kan de relatie tussen de hoogte van de zendmast en de mortaliteit uit Longcore *et al.*, (2008) worden gebruikt (bijlage VII). Uit de gevonden literatuur kunnen geen directe dosis-effectrelaties worden afgeleid. Voor de overige soort(groep)en die als gevoelig worden beoordeeld dient te worden teruggevallen op een expert-oordeel. Op basis hiervan kan als eerste worstcasebenadering voor de niet-onderzochte soortgroepen worden uitgegaan van een effectafstand van 300 meter (zie ook Vegte *et al.* (2011)).

#### 4.5. Gebiedsspecifieke studies (PMR-NCV)

Uit een statistische analyse van het voorkomen van Zwarte Zee-eenden in de Voordelta bleek dat voedselaanbod, diepte, stroomsnelheid en verstoring door scheepvaart van invloed waren op de verspreiding van de Zwarte Zee-eend in de Voordelta (Poot *et al.*, 2014, Tulp *et al.*, 2018). De hoogste aantallen Zwarte Zee-eenden werden in de winterperiode oktober-maart waargenomen in gebieden met weinig of geen scheepvaart. Volgens het gebruikte model waren de aantallen voorspelde zee-eenden vooral gevoelig voor de variabele 'verstoring', met name in het lage bereik (<5%, en in iets mindere mate 5-10%, van de tijd verstoord, Tulp *et al.*, 2018). Waarnemingen van Zwarte Zee-eenden in de

Voordelta sinds 1973, gegevens over het voedselaanbod en modelberekeningen gaven aan dat het gebied waar Maasvlakte 2 is aangelegd in het verleden geen rol heeft gespeeld als foerageer- en verblijfgebied voor de Zwarte Zee-eend en dat de potentiële functie van de Voordelta als foerageergebied niet is veranderd sinds de aanleg van Maasvlakte 2 en voldoende is voor het instandhoudingsdoel (Tulp *et al.*, 2018). Ook zijn er volgens deze studie geen aanwijzingen dat de functie van de Voordelta als foerageergebied voor de Grote Stern is veranderd, of dat het broedsucces van deze soort zou zijn afgenomen na aanleg van Maasvlakte 2. Dat laatste geldt ook voor de Visdief. Voor de broedkolonie van deze soort op het visdiefeiland in de Slufter had het gebied waar Maasvlakte 2 is aangelegd wél een essentiële foerageerfunctie, maar deze lijkt overgenomen door het kustgebied van Maasvlakte 2. De vliegafstand is echter langer geworden, wat volgens het rapport mogelijk een negatief effect heeft op het energiebudget (Tulp *et al.* 2018).

Een studie naar het effect van kitesurfers op het gebruik van de rust- en foerageergebieden van de Slikken van Voorne door enkele soorten steltlopers liet zien dat het in grote lijnen goed (of beter) gaat met Bonte strandlopers, Wulpen, Bergeenden, Bontbekplevieren, Drieteenstrandlopers, Rosse grutto's en Scholeksters, terwijl het met Kluten, Zilverplevieren en Tureluurs slecht gaat, wat mogelijk te maken heeft met vermindering van het slibgehalte. Er waren geen verschillen waargenomen tussen aantallen van deze steltlopers in aan- en afwezigheid van kitesurfers, behalve bij Tureluurs, waar een moeilijk te verklaren interactie tussen windrichting en kitesurfen gevonden werd.

Conclusie: de twee studies aan Zwarte Zee-eenden bevestigen de grote gevoeligheid van deze soort voor verstoring door schepen. Voor het bepalen van effecten van verstoring op Zwarte Zee-eenden kan het model opgesteld in Poot *et al.* (2014) worden gebruikt. Voor de overige soorten kunnen uit deze studies geen directe dosis-effectrelaties worden afgeleid.



## 5. Handreiking

### 5.1. Bepaling gevoelige soort(groep)-verstoringsbron combinaties

In dit hoofdstuk wordt een handreiking gedaan voor de handelwijze bij plannen om terreinen van de haven in gebruik te nemen en bij andere haven-gerelateerde activiteiten. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de conclusies uit het literatuurhoofdstuk. Allereerst wordt aangegeven voor welke verstoringsbronnen en welke soortgroepen effecten relevant zijn. In tabellen 5.1 en 5.2 staat een overzicht waarbij is aangegeven wat de verwachte impacts zijn voor iedere soortgroep-verstoringsbroncombinatie. Indien over een soort-verstoringsbroncombinatie geen informatie uit de hier beschreven literatuur voorhanden is kan voor de gevoeligheid van de soort worden teruggevallen op de Effectenindicator Natura 2000-gebieden (Broekmeijer, 2006), die vooral gebaseerd is op *expert judgement*. In deze Effectenindicator wordt slechts een kwalitatieve in-

dicatie gegeven van de te verwachten verstoringseffecten (niet gevoelig- gevoelig- zeer gevoelig), maar deze is gebruikt om een schifting te maken naar soortgroepen waarvoor een effectinschatting noodzakelijk is (gevoelig of zeer gevoelig).

Per soortgroep-verstoringsbroncombinatie met matige of ernstige verwachte impact is vervolgens in tabellen 5.3-5.7 en bijbehorende stroomschema's aangegeven op welke wijze en met welke bron effectgroottes kunnen worden ingeschat. Daarbij wordt ook een indicatie gegeven over de zekerheid waarmee deze uitspraken gepaard gaan en wordt aangegeven op welke wijze de effecten zijn ingeschat. Het kan gaan om verstoringsafstanden die aangeven op welke afstand de dichtheid is verlaagd maar ook om zogenaamde opvliegafstanden.

Tabel 5.1. Overzicht van de verwachte impacts voor iedere soortgroep-verstoringsbroncombinatie tijdens de broedperiode bedoeld om de relevante soortgroepen te selecteren. In groen de combinaties waarvoor geen effecten worden verwacht met daarbij de bron. In oranje de combinaties waarvoor effecten relevant zijn. Voor de uiteindelijke handreiking met effecten zie figuur 5.1-5.5 en tabellen 5.3-5.7. Voor de selectie van soortgroepen zie tabel 3.1.

Relevante soortgroep	Industrie-geluid (fig. 5.1)	Industrie-zicht (fig. 5.2)	Industrie-licht (fig 5.3)	Verkeer (fig. 5.4)	Scheepvaart (fig. 5.5)
Zangvogels-gesloten		Broekmeijer (2006)			Broekmeijer (2006)
Zangvogels-open					Broekmeijer (2006)
Kuststeltlopers-FOER	Broekmeijer (2006) voor con- tinu geluid		Broekmeijer (2006)		
	piekgeluid				
Kuststeltlopers-NEST					
Weide-akkervogel					Expert mening
Watervogel					
Watervogel-kolonie					
Roofvogel					
Meeuwen/Sterns FOER	Broekmeijer (2006) voor con- tinu geluid	Broekmeijer (2006)	Broekmeijer (2006)	Broekmeijer (2006)	
	piekgeluid				
Meeuwen/Sterns NEST	Broekmeijer (2006)			Broekmeijer (2006)	

Tabel 5.2. Overzicht van de verwachte impacts voor iedere soortgroep-verstoringsbroncombinatie buiten de broedperiode. In groen de combinaties waarvoor geen effecten worden verwacht met daarbij de bron. In oranje de combinaties waarvoor effecten relevant zijn. Voor de uiteindelijke handreiking met effecten zie figuur 5.1-5.5 en tabellen 5.3-5.7. Voor de selectie van soortgroepen niet-broedvogels zie tabel 3.2.

Relevante soortgroep	Industrie-geluid (fig. 5.1)	Industrie-zicht (fig. 5.2)	Industrie-licht (fig 5.3)	Verkeer (fig. 5.4)	Scheepvaart (fig. 5.5)
Watervogel/zeevogel	Broekmeijer (2006) voor continu geluid	Broekmeijer (2006)		Broekmeijer (2006)	
	piekgeluid				
Steltloper	Broekmeijer (2006) voor continu geluid	Broekmeijer (2006)		Broekmeijer (2006)	
	piekgeluid				
Nachttrekker	expert mening	expert mening		expert mening	expert mening

## 5.2. Handreiking inschatting effecten

### Geluid

Na de studies van Reijnen cs zijn slechts weinig 'harde' veldstudies uitgevoerd die komen tot drempelwaarden in afhankelijkheid van de dosiswaarde. Met eenzelfde methodiek zijn wel drempelwaarden voor railverkeer bepaald.

In de praktijk worden daarom de Reijnen cs studies nog steeds gebruikt en naar onze mening vormen ze ook een goede basis voor het inschatten van verwachte effecten.

We signaleren echter drie problemen bij de toepassing van de drempelwaarden voor de relatie tussen verkeerslawaaai en de dichtheden aan broedvogels zoals beschreven door Reijnen cs voor allerlei andere situaties met geluidsverstoring:

- (1) toepassing op verstoringssituaties die niet overeenkomen met de onderzochte situaties door Reijnen cs (wegen met een verkeersintensiteit >5000 voertuigen per etmaal). Als men te maken heeft met andere geluidsverstoringsbronnen dan moet de aard overeenkomen met verkeerslawaaai
- (2) de gevonden grenswaarden uit het verkeerslawaaai in dB(A), meestal uitgedrukt in een gemiddeld niveau per etmaal (LAeq, 24h), moeten 'vertaald' worden naar de grenswaarden die horen bij de geluidsbron
- (3) de doorvertaling van de waarden voor de onderzochte soort(groep)en naar andere soort(groep)en.

Ad (1). Indien de in te schatten situaties hiervan afwijken dan moeten de inschattingen met de nodige voorzichtigheid worden gedaan. Heeft men bijvoorbeeld met wegen te maken met een lagere intensiteit dan kan wellicht beter worden uitgegaan van de vluchtafstanden die bekend zijn voor

vogels als gevolg van een zichtverstoringsbron.

Heeft men te maken met een andere verstoringsbron zoals industrie dan moet de frequentieverdeling van de geluidsbron goed overeenkomen met de aard van het geluid van verkeer (breed frequentiespectrum). Zo niet dan dienen de uitspraken met een behoorlijke mate van onzekerheid te worden gedaan. Reijnen cs kan niet worden toegepast voor piekgeluid (zie onder).

Ad (2). De grenswaarden uit het verkeerslawaaai worden zowel in geluid als in afstand uitgedrukt. Indien er een decibel-grenswaarde wordt vermeld dan moet worden nagegaan hoe deze waarde is bepaald. Dat kan door middel van metingen in het veld of door zogenaamde geluidrekenmodellen. De veel gebruikte grenswaarden van Reijnen cs drukken de grenswaarde uit in een geluidniveau dat is bepaald met een rekenmodel. De invoervariabelen bestaan uit de etmaalaantallen verkeer en allerlei aan wegen en verkeer gerelateerde karakteristieken en bovendien een bepaalde bron- en ontvangerhoogte. Dat wil bijvoorbeeld zeggen dat deze geluidwaarden niet hoeven overeen te komen met werkelijk gemeten waarden en dat ze ook niet hoeven overeen te komen met uitkomsten van andere rekenmodellen. Een oplossing is om de gevonden grenswaarden met een rekenmodel te vertalen in afstanden die afhangen van de belangrijkste dosisparameters. Reijnen cs hebben daarvoor naast de verkeersintensiteit ook de gemiddelde snelheid gebruikt om afstanden te bepalen (zie Reijnen *et al.* 1992). Door Vegte *et al.* (2011) is voor industrielawaai een omrekening gemaakt van effectafstanden gehanteerd bij bedrijven met verschillende bronsterktes naar effectafstanden voor natuur, door te bepalen op welke afstand de bijbehorende 42 dB(A)-contour ligt (bijlage V). Deze dienen in principe alleen voor soorten van



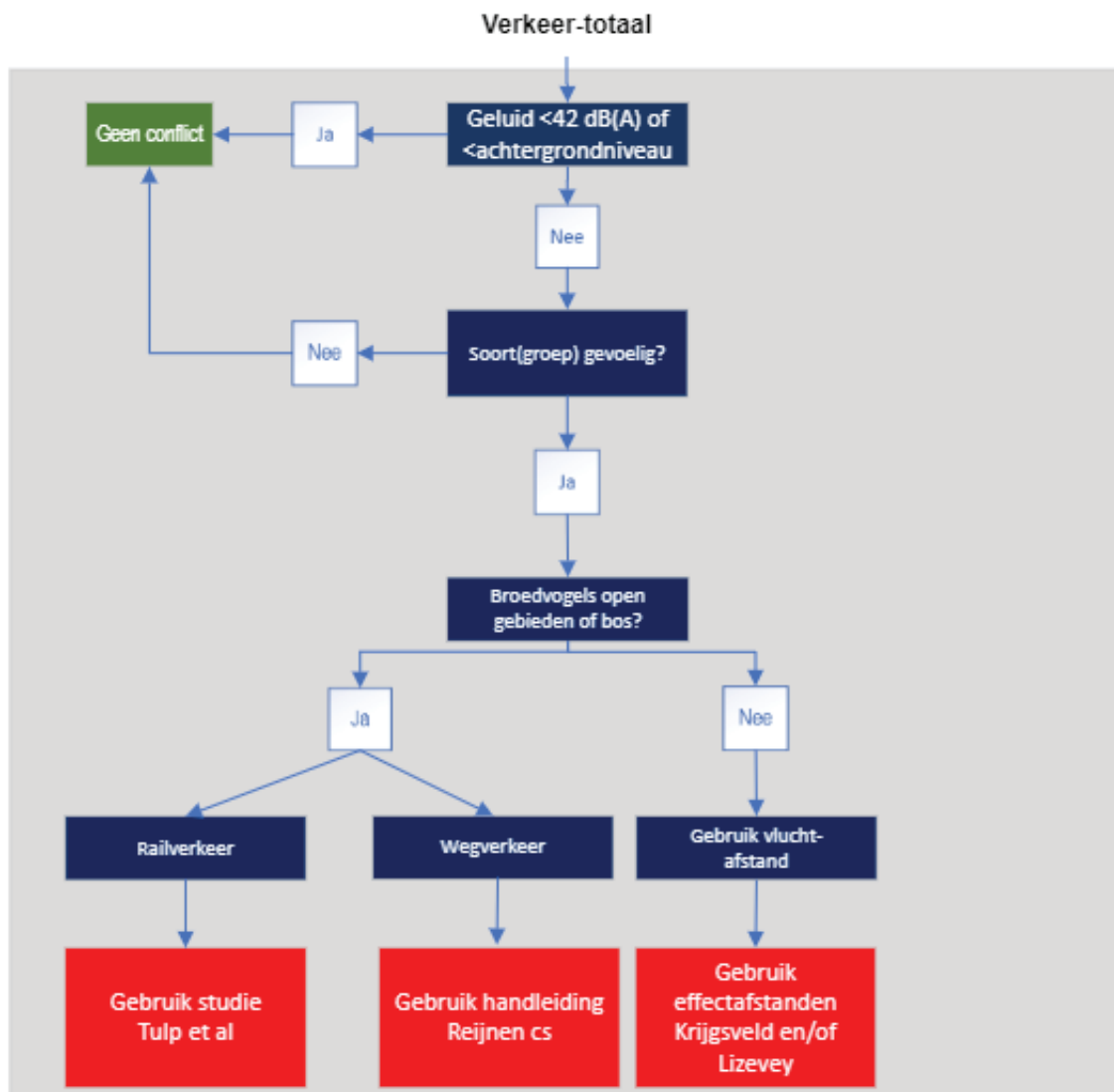
bos en open gebied en bij bedrijvigheid met continu geluid te worden gehanteerd.

Ad (3) De studies van Reijnen cs betroffen broedende bosvogels en broedende soorten van open gebieden, met name weidevogels. Voor twee situaties zijn extrapolaties eigenlijk niet mogelijk:

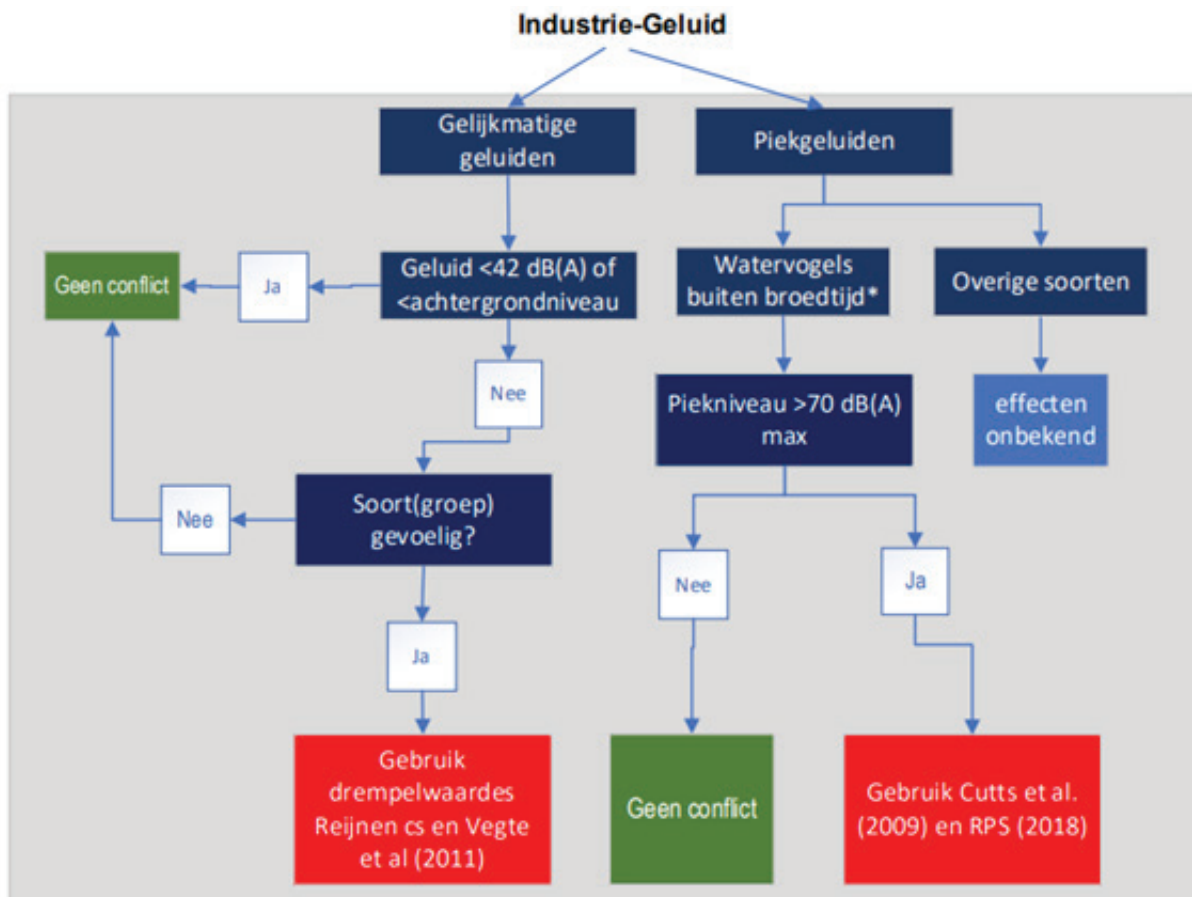
- Niet-broedvogels. De reactie van soorten buiten het broedseizoen zijn heel verschillend van die in het broedseizoen en daarom zijn de grenswaarden niet bruikbaar. De literatuur laat zien dat de gevoeligheid als veel minder groot wordt gezien. Omdat het ook niet gaat om een reactie op de populatiegrootte (aantal broedparen) is het daarom beter om de vluchtafstand voor voertuigen te gebruiken als maatgevende drempelafstand. Daarvoor kunnen zowel de indicaties in Krijgsveld (2008) als Livezey *et al.* (2016) gehanteerd worden. De hierin aangegeven effectafstanden voor autoverkeer liggen tussen de 50 en 150 meter voor niet-broedvogels.

- Kolonievogels. Broedende kolonievogels zijn niet door Reijnen cs onderzocht en de literatuur wijst op een lagere gevoeligheid voor geluidsverstoring. Voorgesteld wordt om te werken met de vluchtafstanden uit Krijgsveld en/of Livezey voor zover bekend.

Voor ongelijkmatig/piekgeluid kan de drempelwaarde van 70 dB (L<sub>Amax</sub>) uit Cutts *et al.* worden gebruikt. Deze is echter alleen bepaald voor niet-broedende kustvogels (watervogels, steltlopers en meeuwen/sterns) en is dus alleen voor deze soortgroepen bruikbaar (zie ook ad 3). Voor de overige soortgroepen zijn geen dosis-effectrelaties onderzocht voor piekgeluid. Omdat het doortrekken van de effecten van piekgeluid op niet-broedende watervogels naar andere soortgroepen van bijvoorbeeld broedende vogels op geen enkele wijze door literatuur wordt ondersteund en ook niet in de praktijk als zodanig wordt toegepast hebben we de inschatting voor andere soortgroepen als onbekend geclasse-



Figuur 5.1. Handreiking bepaling effecten van verkeer op vogels. Geluidniveaus uitgedrukt als etmaalgemiddelde zoals berekend met een model beschreven in Reijnen (1995) en Reijnen *et al.* (1992).



Figuur 5.2. Handreiking bepaling effecten van industrie-geluid op vogels. Geluidniveaus voor continu geluid uitgedrukt als etmaalgemiddelde (LAeq, 24h) zoals berekend met een model beschreven in Reijnen (1995) en Reijnen et al. (1992). Geluidniveaus voor piekgeluid uitgedrukt als het maximumpiekgeluid (LAm<sub>ax</sub>). \*met 'watervogels buiten broedtijd' worden bedoeld foeragerende groepen zoals eenden, ganzen, meeuwen, steltlopers.

ficeerd. Nieuw onderzoek zal hier nader inzicht in moeten geven.

In tabel 5.3. en 5.4 is per soortgroep aangegeven wat de meest geschikte aanpak is voor de inschatting van effecten en in figuur 5.1 en 5.2 is via stroomschema's aangegeven op welke wijze effecten kunnen worden ingeschat voor resp. de bronnen verkeer en industrielaawaai. Daarbij wordt eerst bepaald of in een bepaalde situatie en een bepaalde soortgroep überhaupt een effect denkbaar is (bronbelasting boven bepaalde drempel én soortgroep wordt gevoelig geacht) en wordt daarna aangegeven op grond van welke literatuurbronnen een effectinschatting kan worden gemaakt.

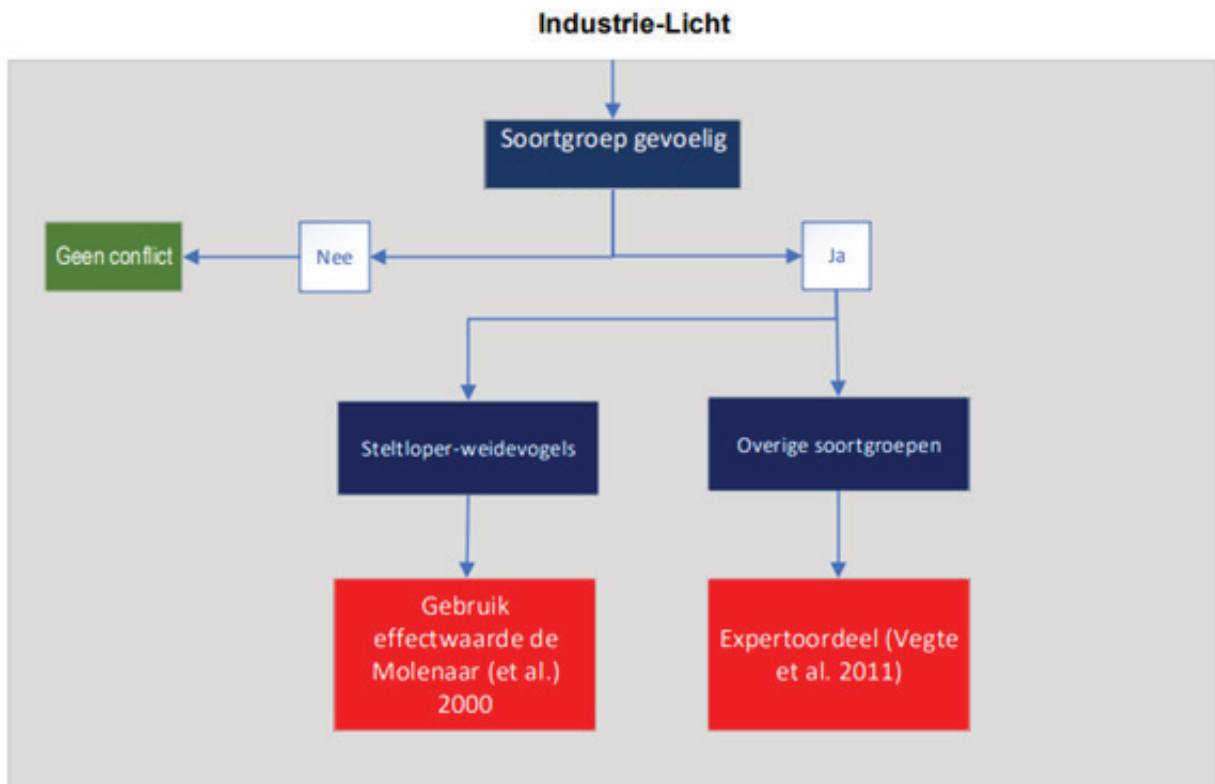
#### Industrie-Licht

Voor de effecten van licht zijn weinig literatuurgegevens beschikbaar. Voor broedende kustvogels en weidevogels kan worden uitgegaan van de studie die verricht is aan de grutto (de Molenaar *et al.* 2000), maar ook dit geeft slechts een grove indicatie van de effectafstanden. Voor andere soortgroepen, waaronder ook effecten aan trekkende zangvogels (hetgeen

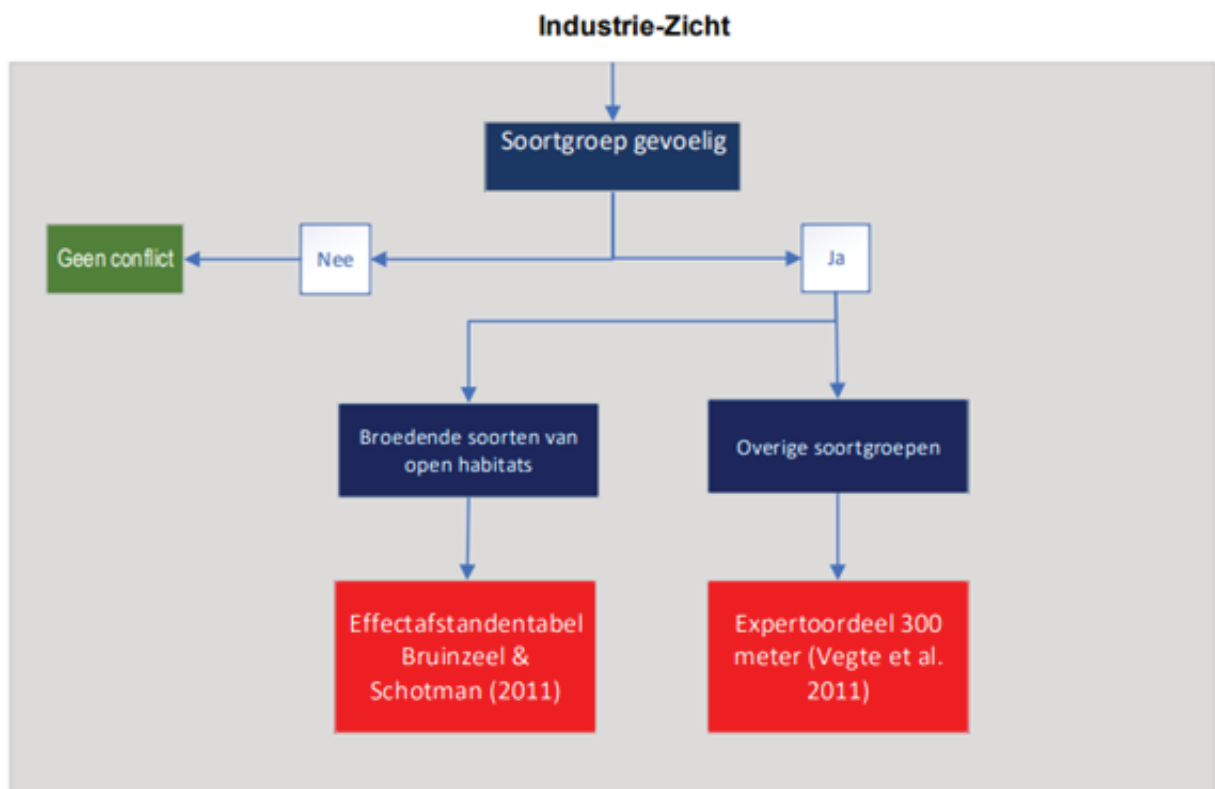
een heel specifieke situatie kan zijn) dient vooralsnog teruggevallen te worden op een expertoordeel (zie ook hoofdstuk 7). Vooralsnog wordt voorgesteld daarbij uit te gaan van een maximumeffectafstand van 300 meter (Vegte *et al.* 2011). In tabel 5.5 is per soortgroep aangegeven wat de meest geschikte aanpak is voor de inschatting van effecten en in figuur 5.3 is via een stroomschema aangegeven op welke wijze effecten kunnen worden ingeschat voor de effecten van licht door industrie.

#### Industrie-Zicht

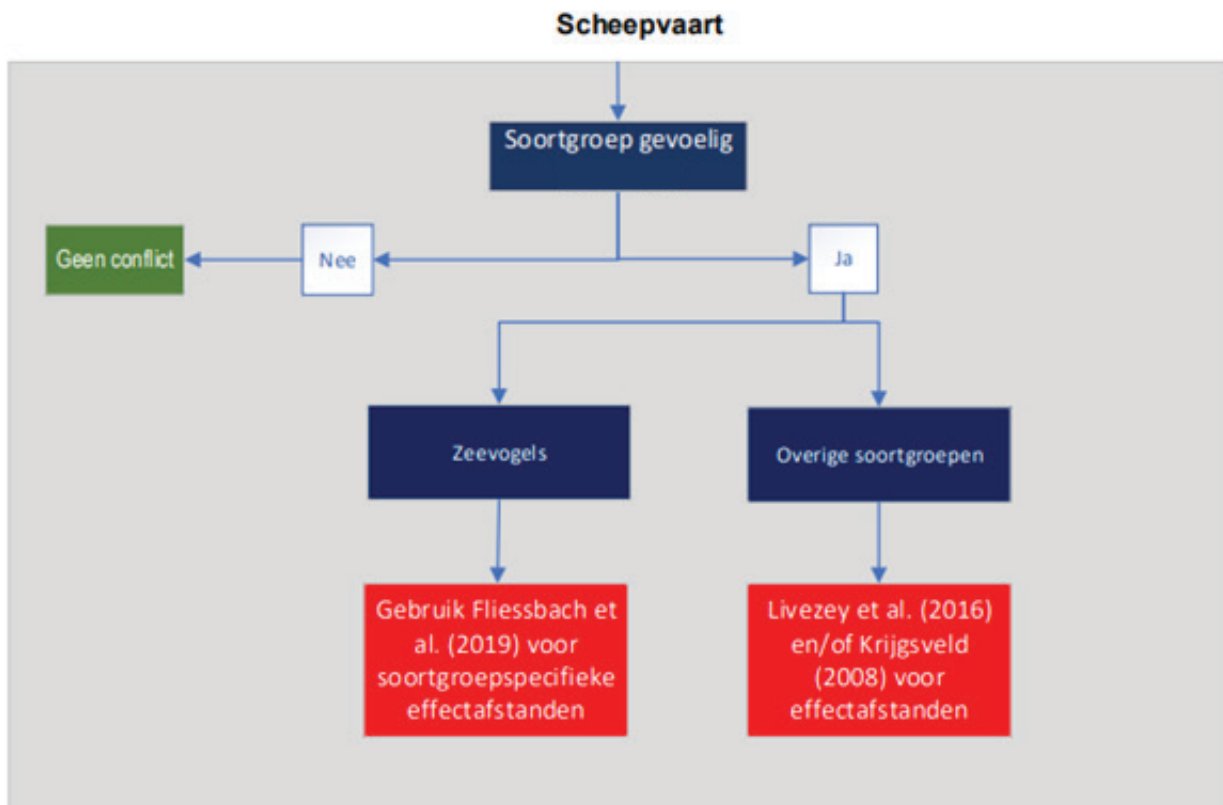
Voor broedende vogels van open landschappen zijn veel studies die een inschatting maken van de effectafstanden uit allerlei versturende elementen in het landschap zoals lijnvormige bosschages, infrastructuur, maar ook gebouwen. Voor een inschatting van de effecten van de aanwezigheid van (industriële) bebouwing op vogels kan hiervan worden uitgegaan. Uiteraard kan de aanwezigheid van industriële complexen gepaard gaan met andere verstoringseffecten zoals activiteit van mensen, licht en geluid maar deze worden hier niet in meegenomen. Voorgesteld wordt om uit te gaan van de in Bijlage



Figuur 5.3. Handreiking bepaling effecten van industrie-licht op vogels.



Figuur 5.4. Handreiking bepaling effecten van industrie-zicht op vogels van open habitats. Met overige soortgroepen worden o.a. foeragerende groepen watervogels bedoeld. Het betreft hier een worst-case benadering.



Figuur 5.5. Handreiking bepaling effecten van scheepvaart op vogels.

V, tabel 1 vermelde ‘midpoint’ waarden. De indicaties door Van Vliet & Wassen (2002) zijn in dit licht gezien minder relevant omdat het over een gering aantal soorten gaat. Voor overige soortgroepen van open habitats zoals foeragerende groepen watervogels kan als eerste conservatieve indicatie (=worst case) worden teruggevallen op de door Vegte *et al.* (2011) genoemde afstand (300 meter). Afhankelijk van de soort kan hier echter beredeneerd via een expert-oordeel van af worden gegaan. In tabel 5.6 is per soortgroep aangegeven wat de meest geschikte aanpak is voor de inschatting van effecten en in figuur 5.4 is via een stroomschema aangegeven op welke wijze optische effecten van industrie kunnen worden ingeschat.

#### Scheepvaart

Er zijn drie studies die relevant zijn, een die vooral gericht is op vogelgroepen en soorten die op zee foerageren (Fliessbach *et al.* 2019) en twee die over een veel bredere groep van soorten verstoringafstanden geven. In alle gevallen betreft het vluchtafstanden, dus verstoring waardoor soorten opvliegen. In tabel 5.7 is per soortgroep aangegeven wat de meest geschikte aanpak is voor de inschatting van effecten en in figuur 5.5 is via een stroomschema aangegeven op welke wijze effecten kunnen worden ingeschat voor scheepvaart.

Tabel 5.3. Aanbevolen wijze waarop effectgroottes per soortgroep kunnen worden ingeschat bij de verstoringsbron verkeers-totaal. Voor de indeling van soortgroepen zie tabellen 3.1 en 3.2. B = broedend, NB = niet-broedend.

Soortgroep	Welke waarden te gebruiken?	Uitdrukking effect	Zekerheid	Opmerking
Zangvogels-gesloten B	Tabellen met afstanden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992) voor wegverkeer en de geluiddrempelwaarde van 45 dB(A) uit Tulp <i>et al.</i> (2002) voor railverkeer	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/ goed	
Zangvogels-open B	Tabellen met afstanden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992) voor wegverkeer en de geluiddrempelwaarde van 45 dB(A) uit Tulp <i>et al.</i> (2002) voor railverkeer	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/ goed	
Kuststeltlopers NB	Livezey <i>et al.</i> (2016) en/of Krijgsveld 2008: effecten tot 150 meter	gevoeligheid	Redelijk/ goed	effectafstand in Livezey per familie, soortspecifieke effecten in Krijgsveld slechts globaal
Kuststeltlopers B	Tabellen met afstanden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992) voor wegverkeer en de geluiddrempelwaarde van 45 dB(A) uit Tulp <i>et al.</i> (2002) voor railverkeer	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/ goed	
Weide-akervogel B	Tabellen met afstanden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992) voor wegverkeer en de geluiddrempelwaarde van 45 dB(A) uit Tulp <i>et al.</i> (2002) voor railverkeer	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/ goed	
Watervogel B	Tabellen met afstanden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992) voor wegverkeer en de geluiddrempelwaarde van 45 dB(A) uit Tulp <i>et al.</i> (2002) voor railverkeer	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/ goed	
Watervogel-kolonie B	Livezey <i>et al.</i> (2016) en/of Krijgsveld 2008: effecten tot enige 100-en meters waarschijnlijk	gevoeligheid	onzeker	geen specifieke verstoring/vluchtafstanden door verkeer aangegeven
Roofvogel B	Tabellen met afstanden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992) voor wegverkeer en de geluiddrempelwaarde van 45 dB(A) uit Tulp <i>et al.</i> (2002) voor railverkeer	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/ goed	

Tabel 5.4. Aanbevolen wijze waarop effectgroottes per soortgroep kunnen worden ingeschat bij de verstoringbron industrie-geluid (zowel gelijkmatig als ongelijkmatig). Voor de indeling van soortgroepen zie tabellen 3.1 en 3.2. B = broedend, NB = niet-broedend.

Soortgroep	Type geluid	Welke waarden te gebruiken?	Uitdrukking effect	Zekerheid	Opmerking
Zangvogels-gesloten B	gelijkmatig	Bij continue lawaaibrong drempelwaarden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992), vertaling naar industriegeluid via Vegte, zie bijlage VI. onbekend	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/ goed	
Zangvogels-open B	piek	Bij continue lawaaibrong drempelwaarden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992), vertaling naar industriegeluid via Vegte, zie bijlage VI. onbekend	drempelwaarde voor dichtheidsafname	onzeker	
Kuststeltlopers B	gelijkmatig	Bij continue lawaaibrong drempelwaarden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992), vertaling naar industriegeluid via Vegte, zie bijlage VI. onbekend	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/ goed	
Kuststeltlopers NB	piek	Voor piekgeluiden 70dB(A) (L <sub>Amax</sub> ) voor maximum geluid volgens Cutts <i>et al.</i> (2009) en dosis-effect in RPS (2018)	drempelwaarde voor opvliegafstanden	onzeker	Effecten zijn gebaseerd op gedragsreacties bij niet broedende watervogels, inschatting is worst case
Meeuwen/sterns NB	piek	Voor piekgeluiden 70dB(A) (L <sub>Amax</sub> ) voor maximum geluid volgens Cutts <i>et al.</i> (2009) en dosis-effect in RPS (2018)	drempelwaarde voor opvliegafstanden	Redelijk/ goed	Effecten zijn gebaseerd op gedragsreacties bij niet broedende watervogels, inschatting is worst case
Watervogel-kolonie B	gelijkmatig	Bij continue lawaaibrong drempelwaarden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992), vertaling naar industriegeluid via Vegte, zie bijlage VI. onbekend	drempelwaarde voor dichtheidsafname	onzeker	watervogels zijn niet onderdeel van studie geweest binnen Reijnen project. Waarschijnlijk minder gevoelig
Weide-akkervogel B	gelijkmatig	Bij continue lawaaibrong drempelwaarden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992), vertaling naar industriegeluid via Vegte, zie bijlage VI. onbekend	drempelwaarde voor dichtheidsafname	onzeker	
Roofvogel B	gelijkmatig	Bij continue lawaaibrong drempelwaarden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992), vertaling naar industriegeluid via Vegte, zie bijlage VI. onbekend	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/ goed	
Watervogel B	piek	Bij continue lawaaibrong drempelwaarden uit Reijnen <i>et al.</i> (1992), vertaling naar industriegeluid via Vegte, zie bijlage VI. onbekend	drempelwaarde voor dichtheidsafname	onzeker	watervogels zijn niet onderdeel van studie geweest binnen Reijnen project
Watervogel NB	piek	Voor piekgeluiden 70dB(A) (L <sub>Amax</sub> ) voor maximum geluid volgens Cutts <i>et al.</i> (2009) en dosis-effect in RPS (2018)	drempelwaarde voor opvliegafstanden	onzeker	Effecten zijn gebaseerd op gedragsreacties bij niet broedende watervogels, inschatting is worst case

Tabel 5.5. Aanbevolen wijze waarop effectgroottes per soortgroep kunnen worden ingeschat bij de verstoringsbron industrie-zicht. Voor de indeling van soortgroepen zie tabellen 3.1 en 3.2. B = broedend, NB = niet-broedend.

Soortgroep	Welke waarden te gebruiken?	Uitdrukking effect	Zekerheid	Opmerking
Zangvogels-open B	Bruinzeel & Schotman (2011)	drempelwaarde voor dichtheidsafname	Redelijk/goed	
Kuststeltlopers NB	Expertoordeel bij Vegte et al. (2011) geven 300 m	drempelwaarde voor dichtheidsafname	onzeker	Worst case, waarden zijn mogelijk te hoog
Kuststeltlopers B	Bruinzeel & Schotman (2011)	drempelwaarde voor dichtheidsafname	redelijk/goed	
Weide-akkervogel B	Bruinzeel & Schotman (2011)	drempelwaarde voor dichtheidsafname	Redelijk/goed	
Watervogel B	Bruinzeel & Schotman (2011)	drempelwaarde voor dichtheidsafname	Redelijk/goed	
Watervogel-kolonie B	Expertoordeel bij Vegte et al. (2011) geven 300 m	drempelwaarde voor dichtheidsafname	onzeker	Worst case, waarden zijn mogelijk te hoog
Roofvogel B	Expertoordeel bij Vegte et al. (2011) geven 300 m	drempelwaarde voor dichtheidsafname	onzeker	Worst case, waarden zijn mogelijk te hoog
Meeuwen/Sterns B	Expertoordeel bij Vegte et al. (2011) geven 300 m	drempelwaarde voor dichtheidsafname	onzeker	Worst case, waarden zijn mogelijk te hoog

Tabel 5.6. Aanbevolen wijze waarop effectgroottes per soortgroep kunnen worden ingeschat bij de verstoringsbron industrie-licht. Voor de indeling van soortgroepen zie tabellen 3.1 en 3.2. B = broedend, NB = niet-broedend.

Soortgroep	Welke waarden te gebruiken?	Uitdrukking effect	Zekerheid	Opmerking
Zangvogels-gesloten B	De effectenindicator geeft een score gevoelig. Drempelwaarde dient te worden bepaald op grond van expertoordeel	drempelwaarde afstand met dichtheidsverlaging	onzeker	Expertoordeel: een eerste indicatie voor effectafstanden bij de score gevoelig is 300 meter (Vegt et al. 2011)
Zangvogels-open B	De effectenindicator geeft een score gevoelig. Drempelwaarde dient te worden bepaald op grond van expertoordeel	drempelwaarde afstand met dichtheidsverlaging	onzeker	Expertoordeel: een eerste indicatie voor effectafstanden bij de score gevoelig is 300 meter (Vegt et al. 2011)
Kuststeltlopers B	De studie van de Molenaar cs zou kunnen worden doorgetrokken naar deze soortgroep vanwege taxonomische verwantschap. Die studie levert effectafstand van ongeveer 250 meter bij snelwegverlichting van 22500 lumen. Zeer gevoelig volgens Loss et al	Gemeten effectafstanden op dichtheden	onzeker	Extrapolatie maakt inschatting onzeker
Weide-akker vogel B	Studie de Molenaar cs geeft voor brutto effectafstanden van 250 van een lichtbron van 22500 lumen en dit kan worden gebruikt als een goede indicatie voor deze groep	Gemeten effectafstanden op dichtheden	redelijk	Alleen voor brutto onderzoek
Watervogel B	De effectenindicator geeft een score gevoelig. Drempelwaarde dient te worden bepaald op grond van expertoordeel	drempelwaarde afstand met dichtheidsverlaging	onzeker	Expertoordeel: een eerste indicatie voor effectafstanden bij de score gevoelig is 300 meter (Vegt et al. 2011)
Watervogel-kolonie B	De effectenindicator geeft een score gevoelig	drempelwaarde afstand met dichtheidsverlaging	onzeker	Expertoordeel: een eerste indicatie voor effectafstanden bij de score gevoelig is 300 meter (Vegt et al. 2011)
Roofvogel B	De effectenindicator geeft een score gevoelig	drempelwaarde afstand met dichtheidsverlaging	onzeker	Expertoordeel: een eerste indicatie voor effectafstanden bij de score gevoelig is 300 meter (Vegt et al. 2011)
Meeuwen/Sterns B	De effectenindicator geeft een score gevoelig	drempelwaarde afstand met dichtheidsverlaging	onzeker	Expertoordeel: een eerste indicatie voor effectafstanden bij de score gevoelig is 300 meter (Vegt et al. 2011)
Watervogel NB	De effectenindicator geeft een score gevoelig; volgens Loss et al zijn futen, meeuwen & sterns zeer gevoelig en koeten & rallen en eenden & ganzen ongevoelig op basis van aantallen slachtoffers.	drempelwaarde afstand met dichtheidsverlaging	onzeker	Expertoordeel: een eerste indicatie voor effectafstanden bij de score gevoelig is 300 meter (Vegt et al. 2011)
Steltloper NB	De effectenindicator geeft een score gevoelig; ook zeer gevoelig (op basis van aantallen slachtoffers) volgens Loss et al	drempelwaarde afstand met dichtheidsverlaging	onzeker	Expertoordeel: een eerste indicatie voor effectafstanden bij de score gevoelig is 300 meter (Vegt et al. 2011)
Nachttrekker NB	De effectenindicator geeft een score gevoelig; Loss et al geven gevoeligheid op basis van aantallen slachtoffers per soort en soortgroep	drempelwaarde afstand met dichtheidsverlaging	onzeker	Expertoordeel: een eerste indicatie voor effectafstanden bij de score gevoelig is 300 meter (Vegt et al. 2011)



Tabel 5.7. Aanbevolen wijze waarop effectgroottes per soortgroep kunnen worden ingeschat bij de verstoringsbron scheepvaart. Voor de indeling van soortgroepen zie tabellen 3.1 en 3.2. B = broedend, NB = niet-broedend.

Soortgroep	Welke waarden te gebruiken?	Uitdrukking effect	Zekerheid	Opmerking
Kuststeltlopers B	Livezey: afstand van ongeveer 100 meter	vluchtafstand	redelijk	onduidelijk of hier ook grote zeeschepen onder vallen
Kuststeltlopers NB	Livezey geeft afstand van ongeveer 50 meter voor gemotoriseerde scheepvaart	vluchtafstand	redelijk	onduidelijk of hier ook grote zeeschepen onder vallen
Watervogel B	Krijgsveld en Fliessbach geven soortspecifieke afstanden, de laatste is meer specifiek voor schepen en geeft ook gevoeligheid	vluchtafstand	redelijk	
Watervogel-kolonie B	Livezey: voor Ciconiiformes worden afstanden tot 25 m genoemd, Fliessbach geeft soortspecifieke afstanden voor zeevogels specifiek voor schepen en geeft ook gevoeligheid	vluchtafstand	redelijk	
Roofvogel B	Krijgsveld geeft soortspecifieke afstanden	vluchtafstand	redelijk	onduidelijk of hier ook grote zeeschepen onder vallen
Meeuwen/Sterns NB	Voor soortspecifieke indicaties zie Krijgsveld, Broekmeijer geeft soorten als gevoelig	vluchtafstand	redelijk	onduidelijk of hier ook grote zeeschepen onder vallen
Watervogel NB	Zie Livezey voor soortgroepinfo (tot 150 m) en voor zeevogels soortspecifieke info door Fliessbach, deze geeft ook gevoeligheid	vluchtafstand	redelijk	
Steltloper NB	Livezey geeft aan 150 meter	vluchtafstand	redelijk	onduidelijk of hier ook grote zeeschepen onder vallen



## 6. Beschikbare vogelgegevens en verstoringsbronnen

Uit voorgaande hoofdstukken is gebleken dat voor veel soortgroep-verstoringsbron combinaties geen bruikbare dosis-effectrelaties beschikbaar zijn. Het Havenbedrijf wil dan ook graag weten wat de mogelijkheden zijn om dosis-effectrelaties te bepalen aan de hand van gegevens die op en om het haven-terrein worden verzameld. In dit hoofdstuk worden de bestaande gegevens van zowel broed- als niet-broedvogels als verstoringsbronnen beschreven, die gebruikt zouden kunnen worden voor analyses aan dosis-effectrelaties.

### 6.1. Vogels

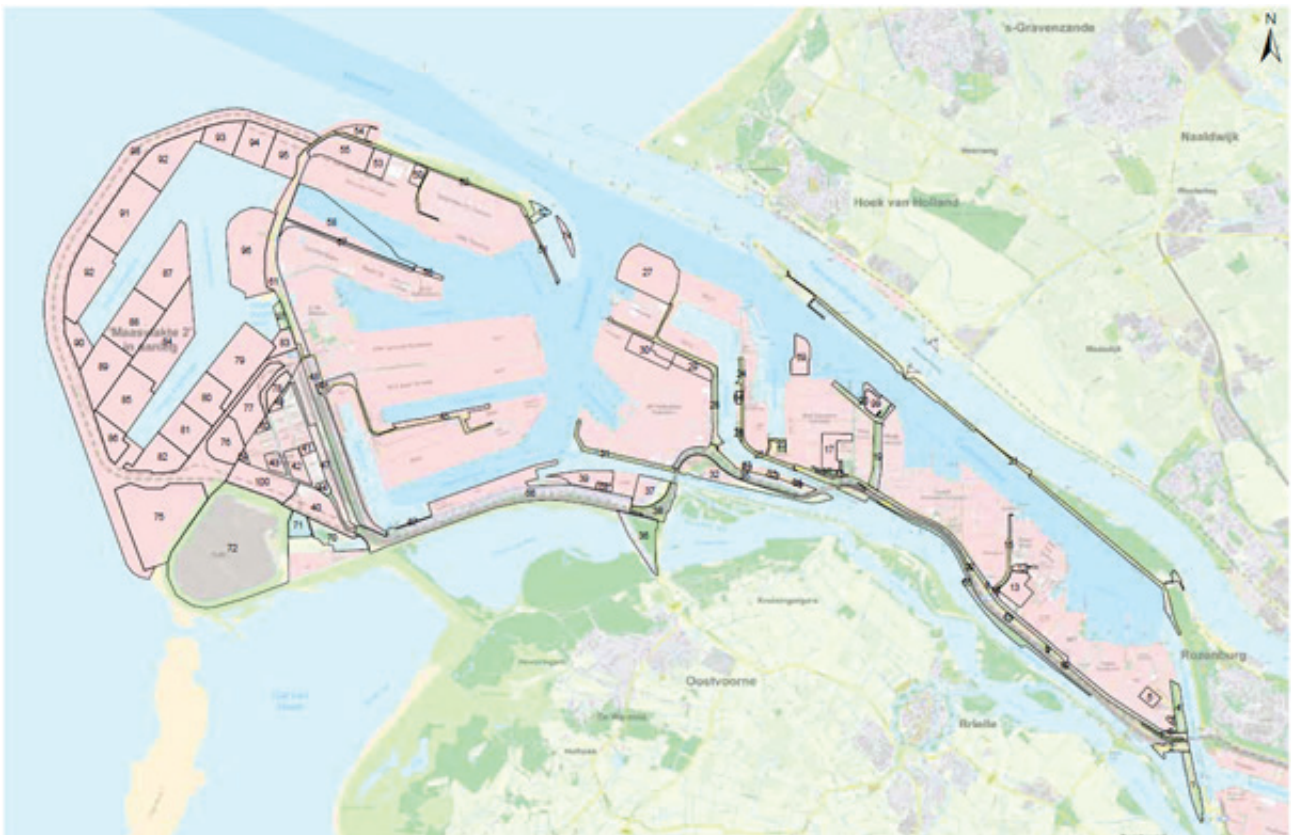
#### Broedvogels

Gegevens van broedvogels op het haven-terrein zijn in de periode 2009-2017 jaarlijks verzameld door Staro, in opdracht van het Havenbedrijf (Benders *et al.* 2017). Dit gebeurde door middel van territoriumkarteringen conform de richtlijnen van Sovon (Vergeer *et al.*, 2016). De monitoring vond plaats binnen alle groenstructuren en braakliggende terreinen van Havenbedrijf Rotterdam in Europoort en Maasvlakte (figuur 6.1). Dit zijn vooral Uitgeefbare terreinen (UT-terreinen), leidingstroken en enkele

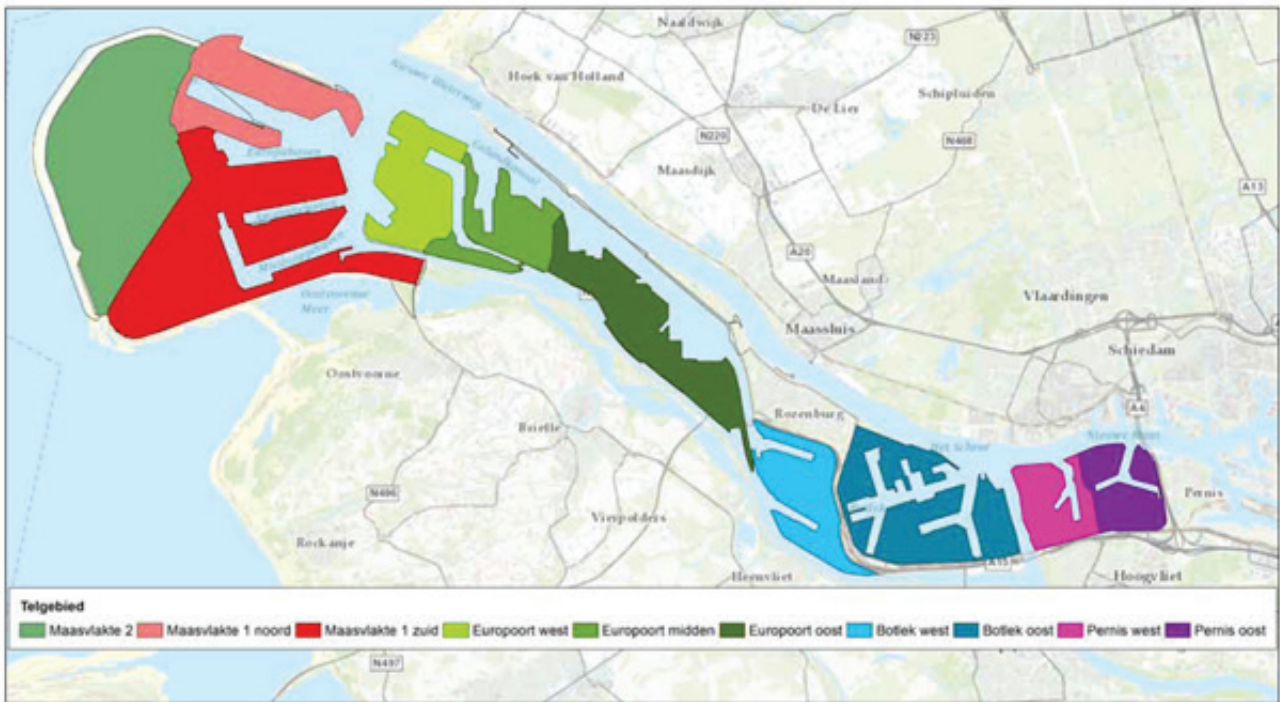
natuurgebieden. Overige terreinen (vooral bedrijventerreinen) werden bij deze monitoring niet meegenomen. Het geïnventariseerde gebied bestond uit 101 telgebieden, die elk vijf keer werden bezocht. De eerstvolgende vlakdekkende broedvogelinventarisatie zal in 2020 worden uitgevoerd (Benders *et al.*, 2019).

De resultaten van de inventarisaties zijn ingevoerd in de Waarneming.nl app en vervolgens ingelezen met het computerprogramma ArcGIS. Per soort zijn de stippenkaarten van afzonderlijke bezoeken geclusterd tot territoria. Voor kolonievogels zijn niet de territoria bepaald, maar werd het aantal broedpaar berekend.

Daarnaast worden sinds 2009 meeuwen (min of meer) integraal gekarteerd in het gehele havengebied (Europoort, Maasvlakte en Botlek, figuur 6.2), maar ook in terreinen die liggen in de Waalhaven en Dordrecht. Dit wordt sinds 2011 aangevuld met ring- en afleesonderzoek aan nestjongen en (in de meeste jaren ook) volwassen Kleine Mantelmeeuwen en Zilvermeeuwen op Maasvlakte en Europoort, om de plaatstrouw en de verplaatsingen van de meeuwen te monitoren. De ring- en afleesinspanning varieert tussen jaren en deelgebieden. Een overzicht van afle-



Figuur 6.1. Telplots van de broedvogelmonitoring in Europoort en Maasvlakte (Benders *et al.*, 2017).



Figuur 6.2. Overzicht telgebieden meeuwen (Benders et al., 2017).

zingen, terugmeldingen en geringde meeuwen is digitaal te raadplegen in het ORS (Benders et al., 2017).

Omdat nesten van soorten met jaarrond beschermde nesten niet mogen worden verstoord, wordt aanvullend binnen de zogenaamde Havenscan jaarlijks getracht ook alle mogelijke nestlocaties van deze soorten op te sporen. Dit gebeurt door alle bekende en vermoede territoria uit voorgaande jaren te bezoeken om vast te stellen of er werd gebroed, alsook in potentie geschikte nestlocaties en oude nesten van bijvoorbeeld Zwarte Kraai *Corvus corone*, omdat

dergelijke nesten door roofvogels en uilen kunnen worden gebruikt (Bakker et al., 2018).

Tot slot zijn er telgegevens beschikbaar van de broedvogels in de omringende Vogelrichtlijngebieden, meestal sinds 1990 (Meetnet Broedvogels Sovon in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring, zie bijlage VI) en worden in het gehele Deltagebied (inclusief Rotterdamse Haven) tellingen van kustbroedvogels uitgevoerd door Delta Project Management, in 2018 aangevuld met metingen aan broedsucces (Lilipaly et al., 2019).



Figuur 6.3. Telgebieden van niet-broedvogels uit het Meetnet Watervogels van Sovon. Voor teldekking zie bijlage II.

### Niet-broedvogels

Het havengebied is ingedeeld in 39 telgebieden uit het Meetnet Watervogels van Sovon (figuur 6.3, Hornman *et al.*, 2012). Bijna alle gebieden worden sinds 1996 minimaal 8 keer per jaar geteld, hoewel de tellingen in twee gebieden al in 1981 zijn begonnen en veel andere gebieden al sinds 1990 worden geteld (bijlage II). Van de Eerste Maasvlakte worden de Vogelvallei en de Slufter sinds 2008 (bijna) elk jaar maandelijks geteld. Het overige deel van de Eerste Maasvlakte (geteld in de jaren '90) en het industriegebied Moezelweg en omstreken (één keer per jaar geteld sinds 2016) worden nauwelijks gemonitord.

Gebieden in de Maasvlakte 2 worden sinds 2010 jaarlijks in januari geteld (met uitzondering van 2011).

Daarnaast zijn er tellingen van watervogels beschikbaar uit de omliggende Vogelrichtlijngebieden (Meetnet Watervogels van Sovon in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring, zie bijlage I).

## 6.2. Verstoringbronnen

De in tabel 6.1 gepresenteerde gegevens van verstoringbronnen zijn aangeleverd door het Havenbedrijf Rotterdam en zijn niet uitputtend. In de tabel is in de laatste kolom aangegeven in hoeverre de informatie bruikbaar is voor analyses naar verstoringseffecten. Om de bruikbaarheid goed te kunnen bepalen is daarnaast informatie nodig over de start en frequentie van de metingen/ registraties.

Tabel 6.1. Door het Havenbedrijf verzamelde gegevens van verstoringbronnen.

Verstoringsbron	Verstoringsduur	Gemeten grootheid	Gemeten eenheid	GIS-bestand?	Bruikbaarheid
Industrie	permanent	reservering geluidruimte	dB(A) (geen meting)	ja, polygoon	nee, zegt weinig over werkelijke verstoring
Industrie	permanent	aanwezigheid	verhuring, type activiteit	ja, polygoon	ja
Industrie	permanent	geluidproductie Maasvlakte	dB(A)	?	ja
Baggerschepen	tijdelijk	periode aanwezigheid	datum	ja, polygoon	ja
Windenergie	permanent	aanwezigheid	aanwezigheid	ja, lijn	ja, mits moment plaatsing bekend
Scheepvaart	permanent	aanmeren schepen	wijziging oevertype naar kademuur	ja, lijn	bepert, gebruiksintensiteit onbekend
Scheepvaart	permanent	aanmeren schepen	aanmerking als 'ligplaats'	ja, lijn	bepert, gebruiksintensiteit onbekend
Scheepvaart	permanent	varen	wijziging traject	ja, lijn	bepert, gebruiksintensiteit onbekend
Scheepvaart	permanent	varen	AIS-data (trajecten individueel schepen)	ja, lijn	ja (geanonimiseerd/geaggregeerd ivm AVG)
Treinverkeer	permanent	spoortraject	wijziging van spoortrajecten	ja, lijn	bepert, gebruiksintensiteit onbekend
Wegverkeer	permanent	wegen	wijziging wegvakken	ja, lijn	bepert, gebruiksintensiteit onbekend



## 7. Aanbevelingen toekomstig onderzoek

### 7.1. Kennislacunes

Uit de in dit rapport vermelde kennis op grond van literatuur blijkt dat er voor een belangrijk aandeel van potentiële verstoringseffecten voor de belangrijke soortgroepen in het havengebied van Rotterdam kennislacunes bestaan. Dit betreft in de eerste plaats studies naar de mogelijke effecten van de verstoringsbronnen ('leidt een verstoringsbron tot een effect op de populatie?') en in de tweede plaats studies bedoeld om de dosis-effect relaties te kwantificeren ('bij welke dosiswaarde treedt een effect op en welke relatie bestaat er tussen de mate van verstoring en de populatie?'). Belangrijke kennislacunes die we signaleren zijn:

- Effecten van geluid- en lichtverstoring op niet-broedvogels
- Effecten van verstoring door geluid van industrie en verkeer op koloniebroeders (meeuwen, sterns, Aalscholver, Lepelaar, reigerachtigen, Kluut) en soortgroepen met een specialistisch gehoor (zoals uilen).
- Effecten van piekgeluid door met name industriële activiteiten naar andere soortgroepen dan niet-broedende watervogels/meeuwen/sterns/steltlopers.
- Effecten van lichtverstoring op broedvogels (m.u.v. weidevogels), met name dosis-effectrelaties
- De cumulatieve effecten van verschillende verstoringsbronnen.

Vornoemde kennislacunes kunnen knellend zijn bij het vergunnen van activiteiten met negatieve gevolgen voor vogels en hun leefgebieden. Bij kennislacunes wordt in de regel immers gewerkt met een *worstcasescenario*, met name indien instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden in het geding zijn. Dat *worstcasescenario* kan zodanig streng zijn dat een activiteit niet of alleen na additionele mitigerende maatregelen ten uitvoer kan worden gebracht. In de navolgende paragrafen wordt aangegeven op welke wijze deze kennislacunes kunnen worden gevuld. Daarbij worden vier mogelijkheden uitgewerkt (1) het uitvoeren van nieuw onderzoek naar dosis-effectrelaties, (2) een bewerking van bestaande data, (3) een geformaliseerde wijze van *expert judgment* betreffende effecten van ingrepen ('Delphimethode'), waarbij (2) en (3) gezien moeten worden als een next best bij ontbreken van specifiek onderzoek.

### 7.2. Uitvoeren specifiek verstoringsonderzoek

Om het meest overtuigende bewijs te vinden voor het effect van een verstoring kan het beste een gericht verstoringsonderzoek worden opgezet waarbij nieuwe data worden verzameld over de relatie tussen een verstoringsbron en de ontwikkelingen in een vogelpopulatie. Voor het aantonen van een effect moet bij voorkeur een *Before-After-Control-Impact* (BACI)-studie worden opgezet, omdat een dergelijke onderzoeksopzet de grootste power (onderscheidend vermogen) heeft en de meest accurate resultaten oplevert (Christie *et al.*, 2019). De consequentie van een dergelijke experimentele opzet is een meerjarige studie waarbij zowel de nulsituatie dient te worden vastgesteld als ook minimaal één maar liefst meerdere jaren na een ingreep gekeken dient te worden naar de effecten. Om uit een BACI-studie dosis-effectrelaties af te leiden is het daarnaast nodig om met een variatie aan mate van verstoring door een bepaalde verstoringsbron te werken. Een goed voorbeeld van een dergelijke aanpak zijn de studies van Reijnen *cs* betreffende de effecten van verkeerslawaaï op broedvogels. Omdat dergelijke 'experimenten' niet in een lab, maar in een veldsituatie worden uitgevoerd dient, naast met toevalseffecten, rekening te worden gehouden met een inherente variatie in effecten als gevolg van overige factoren die mede de vogelbevolking bepalen. Daarom zal voor een goede wetenschappelijk aanvaardbare analyse een voldoende grote dataset dienen te worden verzameld over meerdere ingrepen. Praktisch gezien is het voor het type verstoringsbronnen op het haventerrein vaak lastig om een semi-experimentele situatie op te zetten met een dergelijk aantal, bijv. 15 ingrepen waarbij een fabrieksontwikkeling met mogelijke licht- en geluidsverstoring wordt onderzocht. De zeggingskracht van analyses aan verstoringseffecten op vogels binnen het haventerrein is afhankelijk van de ruimtelijke en temporele variatie in aantallen vogels en in de mate van en variatie in verstoring door verschillende verstoringsbronnen. Ook wanneer de verstoringsbronnen beter worden gekwantificeerd, wordt verwacht dat de variatie in verstoring te klein en de correlatie tussen verstoringsbronnen te groot is binnen het haventerrein om effecten te kunnen aantonen. Het is echter goed denkbaar dat wanneer ingrepen in meerdere havens op een BACI wijze worden verzameld, de spreiding in bijvoorbeeld geluidsniveaus voldoende zal zijn voor het opstellen van dosis-effectrelaties, omdat (onder andere) de mate van bedrijvigheid, het type bedrijven en de ligging tussen havens zullen verschillen. Het analyseren

van data van verstoringsbronnen en andere habitatmerken en vogelgegevens van meerdere havens vergroot de kans dat effecten van specifieke verstoringsbronnen en externe factoren geïdentificeerd en beoordeeld kunnen worden. Daarom wordt aanbevolen om samen met andere havens BACI-studies op te zetten naar effecten van verstoring van havengerelateerde activiteiten.

### 7.3. Analyseren bestaande data

Gezien het relatief kleine oppervlak van het haven-terrein, het gelijktijdig voorkomen van verschillende verstoringsbronnen (interne accumulatie en correlatie tussen verstoringsbronnen) en de beperkt beschikbare kwantitatieve gegevens van verstoringsbronnen, zijn dosis-effectrelaties met behulp van analyses van bestaande gegevens van het havengebied zelf moeilijk te onderzoeken. Toch is het aan te raden om bestaande gebiedsgegevens over de ontwikkeling van vogelpopulaties ook zonder een grootschalig opgezet onderzoek zoals beschreven in §7.2 goed in kaart te brengen en te analyseren. Dit kan worden gedaan in een ruimtelijke analyse, waarbij naast relevante omgevingsvariabelen ook kwantitatieve gegevens van verstoringsbronnen worden meegenomen. Als aanvulling daarop kunnen knikpunt-analyses worden uitgevoerd met gegevens van

telplots waar een verandering in de mate van verstoring van specifieke verstoringsbronnen is opgetreden (bijvoorbeeld door ingebruikname). Hierbij worden vogelaantallen en trends vóór en ná het optreden van de verandering met elkaar vergeleken. Eenzelfde aanpak is gehanteerd in een studie naar effecten van windturbineparken op broed- en niet-broedvogels (Sierdsema *et al.*, *in prep.*).

We achten het relevant om na te gaan of er na ruimtelijke ontwikkeling in het havengebied een trendbreuk optreedt in de vogelaantallen. Vooral de gegevens van de meeuwenkolonies lijken zich hier goed voor te lenen, aangezien deze in het gehele havengebied zijn verzameld en er bovendien individuen worden gekleurd (Benders *et al.* 2017, 2019). Een afname in aantallen na een ruimtelijke ontwikkeling kan zich direct voordoen (door verschuivingen) of na verloop van tijd (door een teruglopend broedsucces). Het verdient aanbeveling om aanvullend hierop kleurringgegevens te analyseren om te bepalen of broedvogels na verstoring door een ruimtelijke ontwikkeling verhuizen of niet en zo ja, hoe ver van de verstoorte kolonie ze zich dan vestigen. Dit zou goed aansluiten bij de huidige dataverzameling en analyses aan broed- en geboortedispersie. Interessant is in dit kader de vaststelling dat in 2017 bij een aantal bedrijven beduidend minder Kleine Mantelmeeuwen en Zilvermeeuwen zijn geteld; volgens Benders *et al.*

Tabel 7.1 Vogelmonitoring in verschillende havens in Nederland, België en Duitsland, zoals gevonden op het internet en binnen telgegevens van Sovon.

Haven	Broedvogels	Watervogels	Overig
Amsterdam	2 kleine telgebieden BMP, tellingen kolonievogels	niet geteld in 2019	
Moerdijk	jaarlijkse monitoring kustvogels door DPM	geteld in 2019	kleurringonderzoek aan meeuwen
Vlissingen	jaarlijkse monitoring kustvogels door DPM	geteld in 2019	kleurringonderzoek aan meeuwen
Delfzijl	3-jaarlijkse tellingen, BMP van havenscherm, jaarlijkse kolonievogeltelling inclus monitoring nestsucces	gedeeltelijk geteld in 2019	
Eemshaven	BMP in 2005, 2008, 2009), jaarlijkse kolonievogeltelling inclus monitoring nestsucces, broedvogelkarteringen in Emmapolder, oostlob Eemshaven en elders in de Eems-Dollard	geteld in 2019	trektellingen, tellingen slachtoffers windturbines (2009-2014)
Antwerpen	sinds 2003: territoriumkartering natuurkerngebieden, gebiedsdekkende telling Kluut & Geoorde Fuut, nesttellingen kolonievogels	waarschijnlijk geen tellingen	
Bremerhaven	waarschijnlijk lokale tellingen bij havenuitbreiding	worden geteld	monitoring kustbroedvogels in het kader van TMAP
Wilhelmshaven	waarschijnlijk lokale tellingen bij havenuitbreiding	worden geteld	monitoring kustbroedvogels in het kader van TMAP
Cuxhaven	waarschijnlijk lokale tellingen bij havenuitbreiding	worden geteld	monitoring kustbroedvogels in het kader van TMAP
Hamburg	waarschijnlijk lokale tellingen bij havenuitbreiding	worden geteld	



(2017) kwam dit (naast door het broedvrij houden) mogelijk door verstoring door werkzaamheden en door meer drukte op de terminal. Het zou interessant zijn deze anekdotische bevindingen te staven met analyses. De zeggingskracht van dergelijke analyses is sterk afhankelijk van de aantallen kolonies en hun ruimtelijke spreiding, de variatie in de grootte van de kolonies en het aantal keren en de ruimtelijke spreiding van momenten van ingebruikname van delen van de Haven. Daarnaast blijft onbekend welk effect ruimtelijke ontwikkelingen hebben op het broedsucces, omdat dit momenteel niet wordt gemeten (zie §7.3).

Een andere vorm van benutting van bestaande gegevens is via een meta-analyse van data met vergelijkbare verstoringsbronnen. Voor haven-specifieke verstoringsbronnen kan gekeken worden naar andere havens in Noordwest-Europa. Voorwaarde voor een dergelijke meta-analyse is dat ook in de andere havens vogels en verstoringsbronnen worden gemonitord en dat dit op een vergelijkbare manier plaatsvindt. Gedacht wordt hierbij aan de havens van Amsterdam, Moerdijk, Vlissingen, Delfzijl, Antwerpen en Hamburg en de Eemshaven, Bremerhaven, Wilhelmshaven en Cuxhaven. Een eerste zoekactie op vogelmonitoring in de verschillende havens lijkt uit te wijzen dat de meeste andere havens ook broedvogels van het haventerrein (laten) monitoren (tabel 7.1). In de havens in de zuidwestelijke delta worden kustvogels gemonitord door Delta Project Management (DPM). In de omgeving van Duitse havens aan de Waddenzee-kust vinden monitoringactiviteiten plaats met inbegrip van monitoring van broedsucces, (onder andere) in het kader van het Trilateral Monitoring and Assessment Program Wadden Sea (TMAP). Deze resultaten zijn beperkt ontsloten en gepubliceerd. In de meeste Nederlandse havens worden daarnaast recentelijk nog watervogeltellingen uitgevoerd door vrijwilligers in het kader van het Meetnet Watervogels. In Duitsland is dit waarschijnlijk ook het geval. Verder is onbekend welke verstoringsbronnen op welke manier worden gemonitord/geregistreerd door de verschillende havens. Binnen het korte tijdsbestek van de onderhavige studie kon een uitgebreidere inventarisatie en beoordeling op zeggingskracht (vergelijkingen, referenties) niet worden uitgevoerd.

Indien het niet-haven specifieke verstoringsbronnen zijn, bijvoorbeeld fabrieksaanleg, dan kunnen uiteraard ook gegevens van andere projecten buiten havens verzameld en geanalyseerd worden.

Idealiter zijn de gegevens die gebruikt worden op een BACI-achtige wijze verzameld. Zo niet dan dient nagegaan te worden of retrospectief de BACI aanpak

kan worden toegepast op de gegevens. Dan dient er dus een nul-situatie te worden gezocht en moeten er monitoringgegevens beschikbaar zijn voor een vergelijkbaar controlegebied. Een analyse kan dan plaatsvinden indien voldoende ingrepen zijn gemonitord. Een voorbeeld van een dergelijke aanpak wordt beschreven in Breeuwer *et al.* (2009).

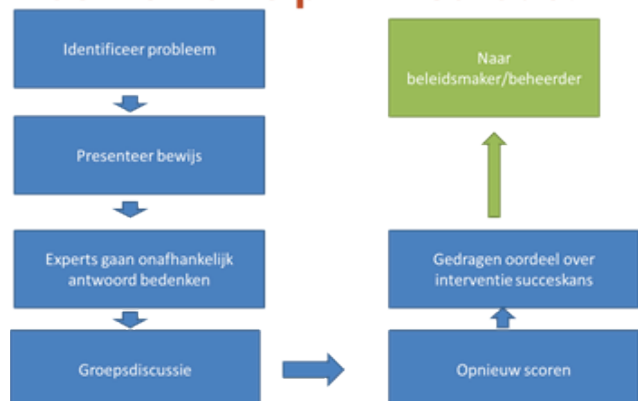
Watervogels variëren vaak sterk in aantallen, veel sterker dan broedvogels, waardoor het lastiger zal zijn om effecten van ingebruikname, laat staan specifieke verstoringsbronnen, van de natuurlijke fluctuaties te onderscheiden. Dat betekent dat er van meer ingreepsituaties (=locaties) gegevens nodig zijn om uitspraken te kunnen doen dan bij broedvogels.

#### 7.4. Geformaliseerde expert-judgement (Delphi-methode)

Indien geen of nauwelijks gegevens en wetenschappelijke analyses voorhanden zijn over effecten van bepaalde specifieke ingrepen dan is een gebruikelijke methode om via experts inschattingen te krijgen. Een goede methode om dit op een geformaliseerde manier te doen is de Delphi methode (Mukherjee *et al.*, 2015). Hierbij wordt via een aantal stappen de inschatting van experts geformaliseerd en zo nodig gekwantificeerd. Niet alleen de uitspraak over een bepaalde casus maar ook de onzekerheid waarmee die gepaard gaat wordt meegenomen bij het uiteindelijke oordeel (zie bijv. Canessa *et al.* 2015). In figuur 7.1 staat een eenvoudige stappenweergave van de Delphi-aanpak.

Belangrijke voorwaarde van het welslagen van een dergelijke aanpak is dat er zo weinig mogelijk met open vragen gewerkt wordt en dat via bijvoorbeeld

#### Hoe werkt Delphi- methode?



Figuur 7.1. Simpele weergave van de wijze waarop via een Delphi-methode een gedragen oordeel kan worden verkregen van experts.

het gebruik van operators (> <=) vergelijkingen worden gevraagd met gekende situaties bijvoorbeeld ‘is de verstoringafstand van fabriekslawaai groter/kleiner dan die bij verkeerlawaai bij dezelfde geluidbelasting?’

## 7.5. Aanbevelingen dataverzameling, bewerking en gebruik

### Vogels

Voordat er analyses kunnen worden uitgevoerd met de broedvogeldata uit het Havengebied dienen de gegevens te worden aangevuld en bewerkt. De omgrenzingen van de telgebieden dienen te worden toegevoegd en gekoppeld aan de telgegevens en de stippen van afzonderlijke bezoeken dienen te worden geclusterd tot territoria. Bovendien verschillen bestanden tussen jaren. Voor een jaar- en telgebied overschrijdende analyse zijn totaalbestanden nodig met per jaar per telgebied per soort het aantal territoria en jaarlijkse shapefiles (stippenkaarten) van

territoria. Dergelijke gegevens kunnen eenvoudig worden verkregen door de telgegevens in te voeren via Avimap en met behulp van Autoclustering samen te voegen tot territoria (Vergeer *et al.*, 2016, 2017).

Bij het kleurringonderzoek aan meeuwen verdient het aanbeveling om aanvullend broedsuccesgegevens te verzamelen, zodat naast effecten van verstoring op aantallen ook effecten op broedsucces kunnen worden bepaald. Zo kan ook worden bepaald of verplaatsingen als gevolg van ruimtelijke ontwikkelingen consequenties hebben voor het broedsucces van de kolonie.

In dit kader zou het interessant zijn om aan te sluiten bij plannen voor demografische monitoring van kustbroedvogels. Hiervoor is in opdracht van Vogelbescherming door Arts & Schekkerman (in press) een ‘blauwdruk’ geschreven. In deze blauwdruk wordt een plan van aanpak uitgewerkt voor de monitoring van het reproductiesucces en de overleving van kustbroedvogels en voor het in beeld krijgen van de factoren die deze beïnvloeden.

Tabel 7.2 Voorstel voor kwantificering van de verstoringbronnen uit tabel 2.1.

Activiteit	Nadere typering	Kwantificering
Industrie	Containeroverslag	aantal overgeslagen containers per dag
Industrie	Bulk op- en overslag	volume op/overgeslagen product per tijdseenheid
Industrie	Overslag van olieproducten	volume op/overgeslagen product per tijdseenheid
Industrie	Distributie (loodsen)	aantal vervoersbewegingen per dag
Industrie	Energie	
Industrie	Kunstlicht	lichtmeting (zie tekst)
Industrie	Fakkelen	tijdstip & duur fakkelen
Industrie tijdelijk/aanleg	Onderhoudsbaggerwerk	datum & duur baggeren, hoeveelheid gebaggerd materiaal
Industrie tijdelijk/aanleg	Projectbaggerwerk	datum & duur baggeren, hoeveelheid gebaggerd materiaal
Industrie tijdelijk/aanleg	Baggeren buiten de haven	datum & duur baggeren, hoeveelheid gebaggerd materiaal
Industrie tijdelijk/aanleg	Heien	datum & duur heien
Industrie tijdelijk/aanleg	Bouw van kademuuren en installaties	datum & duur werkzaamheden
Industrie tijdelijk/aanleg	Kunstlicht	datum & duur verlichting, lichtmeting (zie tekst)
Opwekking duurzame energie	Windturbines	datum plaatsing turbine, tijdstip & duur gebruik, windsnelheid, hoeveelheid geproduceerde energie per dag, (slachtoffers verzamelen)
Wegverkeer	Vrachtverkeer	aantal vervoersbewegingen per dag
Wegverkeer	Overig verkeer	aantal vervoersbewegingen per dag
Spoor	Diesellocs	aantal vervoersbewegingen per dag
Spoor	Elektrisch	aantal vervoersbewegingen per dag
Spoor	Activiteiten op emplacementen	in geluidsmeting opnemen (zie tekst)
Scheepvaart	Stilliggen	tijdstip/ datum aanwezigheid schepen
Scheepvaart	Varen in de vaargeul	aantal vaarbewegingen per dag
Scheepvaart	Varen buiten de vaargeul	vaarroute en -frequentie per type schip
Scheepvaart	Zeescheepvaart	aantal vaarbewegingen per dag
Scheepvaart	Binnenvaart	aantal vaarbewegingen per dag
Scheepvaart	Overig: loodsen, waterbus, etc.	aantal vaarbewegingen per dag
Recreatie	Kite surfen, recreatiescheepvaart etc.	tijdstip verstoring, aantal en type verstoringen per dag

De blauwdruk richt zich op de kustbroedvogels Kluut, Bontbekplevier, Strandplevier, Scholekster, Aalscholver, Lepelaar en Eider en alle soorten meeuwen en sterns; soorten die ook voor het Havenbedrijf Rotterdam relevant zijn.

Om effecten van een ruimtelijke ontwikkeling op broedvogels in de toekomst te kunnen bepalen is het wenselijk dat broedvogels jaarlijks worden gemonitord.

Om een indruk te krijgen van effecten van verlichting en hoge structuren (waaronder gebouwen, masten, windturbines) op trekkende vogels verdient het aanbeveling vogelslachtoffers te verzamelen nabij hoge verlichte structuren (en windturbines) in het havengebied. Dit kan voor wat betreft verlichting bij voorkeur de dag na nieuwe maan, in maart en april (voorjaarstrek) en in september, oktober en november (najaarstrek) worden gedaan.

### **Verstoring**

Om de mate van verstoring op vogels te kunnen bepalen, dienen verstoringsbronnen zo goed mogelijk gekwantificeerd te worden. Een voorstel voor kwantificering per verstoringsbron uit tabel 2.1 wordt gegeven in tabel 7.2. Belangrijk is om, waar mogelijk, de gegevens in een GIS te zetten, zodat ook ruimtelijke informatie van de verstoring wordt geregistreerd.

Om effecten van aanleg/ingebruikname en licht,

zicht en geluid in het algemeen te kunnen bepalen worden daarnaast de volgende aanbevelingen gedaan:

- 1) Registratie van datum (en locatie) van aanleg en ingebruikname, per activiteit. Daarbij dient informatie te worden opgenomen over het betreffende oppervlak en de hoogte (bij gebouwen/structuren) en de mate en type van licht- en geluidemissie (gelijkmatig/gepiekt/dag en/of nacht).
- 2) Geluidmetingen uitvoeren op strategische plekken in de haven (bijvoorbeeld met behulp van AudioMoths), om een kaart met geluidcontouren te kunnen maken. Hiervoor kan het geluid steekproefsgewijze worden gemeten, waarbij de benodigde meetfrequentie en -duur afhankelijk zijn van de variatie in geluidemissie, en de veranderingen hierin, bijvoorbeeld door veranderingen in gebruik. Uit deze metingen kan ook het tijdstip, de frequentie en geluidsterkte van piekgeluiden worden gehaald.
- 3) Felle lichtbronnen intekenen met lichtsterkte (luminantie in lumen) en lichtmetingen uitvoeren op strategische plekken (illuminantie in lux), om een kaart met lichtsterktecontouren te kunnen maken.
- 4) De mate van zichtobstructie in kaart brengen. Dit kan op een vergelijkbare (maar fijnmaziger) manier worden gedaan als bij de bepaling van de openheid van het landschap (Meeuwssen and Jochem, 2011). Zichtverstoring door beweging vereist gerichte observaties in het veld en kan niet globaal in kaart worden gebracht.

## 8. Conclusies

Het doel van deze studie was om een verkenning te doen naar een mogelijke alternatieve aanpak voor een juridisch houdbare methode voor het inschatten van effecten van potentieel verstorende werkzaamheden op vogels in het Rotterdamse havengebied. Op grond van de resultaten van de literatuurstudie kan gesteld worden dat er intussen nieuwe informatie beschikbaar is over dosis-effectrelaties en verstoringsafstanden (onder andere de studies van Shannon *et al.*, 2016, Livezey *et al.*, 2016, Fliessbach *et al.*, 2019 en Loss *et al.*, 2014), maar dat deze informatie beperkt is en dat er nog steeds grote kennislacunes bestaan, met name over effecten van verstoringsbronnen op niet-broedvogels en over effecten van licht, maar ook van geluid op andere soortgroepen dan bos- en weidevogels, en over cumulatieve effecten van verschillende verstoringsbronnen. De beschikbare kennis is verwerkt in een handreiking voor de handelwijze bij plannen om terreinen van de haven in gebruik te nemen.

Idealiter worden gerichte verstorings-effectstudies opgezet via de zogenaamde BACI opzet. Naar verwachting is dit echter een kostbare en langjarige studie. Om eventuele kennislacunes te vullen zijn er ook twee kortetermijnoplossingen mogelijk die ook minder kostbaar zijn (1) het analyseren van bestaande gegevens via een metastudie en (2) het inschatten van effecten via een geformaliseerde expert judgement procedure (Delphi-methode).

Verwacht wordt dat analyses van reeds beschikbare gegevens niet in staat zullen zijn om verstorings-effecten van specifieke verstoringsbronnen uit het havengebied aan te tonen of om bruikbare dosis-

effectrelaties te leveren. Wel achten we het relevant om na te gaan of er na ruimtelijke ontwikkeling in het havengebied een trendbreuk optreedt in de vogelaantallen en we zien met name kansen bij de analyse van meeuwenkolonies.

Het verdient aanbeveling om verstoringsbronnen zoveel mogelijk te kwantificeren (een voorstel hier toe wordt gedaan in §7.3) en naast de huidige vogelmonitoring ook vogelslachtoffers te verzamelen en broedsucces te meten in kolonies van meeuwen en sterns. Voor dit laatste kan worden aangesloten bij geplande demografische monitoring in het zuidwestelijke deltagebied.

De mogelijkheden voor onderzoek naar specifieke verstorings-effecten worden vergroot wanneer ook gegevens van andere havens kunnen worden opgenomen in een meta-analyse, maar daarvoor dienen in de verschillende havens vergelijkbare gegevens op een vergelijkbare (en kwantitatieve) manier te zijn verzameld.

We adviseren een nadere verkennende studie uit te voeren naar de beschikbare kwantitatieve (monitoring) data over broedvogels en niet-broedvogels en verstoringsbronnen in de haventerreinen van Nederland, Vlaanderen en Noordwest-Duitsland en in een vervolgstudie te bezien hoe deze data benut kunnen worden voor dosis-effectonderzoek dat voldoende robuust is om besluiten over ruimtelijke ontwikkelingen in havengebieden te ondersteunen. Het is daarvoor niet nodig dat alle havenautoriteiten daarin participeren; een studie naar enkele havens kan volstaan, mits de data in deze haventerreinen toereikend zijn.

## Literatuur

- AGNESS A.M., MARSHALL K.N., PIATT J.F., HA J.C. & VANBLARICOM G.R. 2013. Energy cost of vessel disturbance to kittlitz's murrelets *brachyramphus brevirostris*. *Marine Ornithology* 41, 13–21.
- AGNESS A.M., PIATT J.F., HA J.C. & VANBLARICOM G.R. 2008. Effects of Vessel Activity on the Near-Shore Ecology of Kittlitz'S Murrelets (*Brachyramphus Brevirostris*) in Glacier Bay, Alaska. *The Auk* 125, 346–353. DOI: 10.1525/auk.2008.06203.
- ASPLUND T.R. 2000. The Effects of Motorized Watercraft on Aquatic Ecosystems. University of Wisconsin., PUBL-SS-948-00. DOI: PUBL-SS-948-00.
- BAKKER G., ANDEWEG R.W.G. & DE ZWARTE N. 2018. Beschermde en bedreigde soorten Havengebied Rotterdam 2018. Rapportnr. 360., Rotterdam.
- BELLEFLEUR D., LEE P. & RONCONI R.A. 2009. The impact of recreational boat traffic on Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*). *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 531–538. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.12.002.
- BENDERS M., VAN DER STAAK E., ARTS N. & BUIJS R.-J. 2019. Monitoren broedvogels & Adviseren broedvrij houden 2019. Gemert.
- BENDERS M., VAN DER STAAK E. & BUIJS R.-J. 2017. Monitoren broedvogels & Adviseren broedvrij houden 2017. Gemert.
- BRATTON S.P. 1990. Boat Disturbance of *Ciconiiformes* in Georgia Estuaries. *Colonial Waterbirds* 13, 124. DOI: 10.2307/1521578.
- BREEUWER A., BERENDSE F., WILLEMS F., FOPPEN R., TEUNISSEN W., SCHEKKERMAN H. & GOEDHART P. 2009. Do meadow birds profit from agri-environment schemes in Dutch agricultural landscapes? *Biological Conservation* 142, 2949–2953. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.07.020.
- CANESSA S., GUILLERA-ARROIT C. & CONVERSE S.J. 2015. When do we need more data ? A primer on calculating the value of information for applied ecologists. *Methods in Ecology and Evolution* 6, 1219–1228. DOI: 10.1111/2041-210X.12423.
- CHRISTIE A.P., AMANO T., MARTIN P.A., SHACKELFORD G.E., SIMMONS B.I. & SUTHERLAND W.J. 2019. Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *Journal of Applied Ecology*, 2742–2754. DOI: 10.1111/1365-2664.13499.
- CUTTS N., PHELPS A. & BURDON D. 2009. Construction and Waterfowl: Defining Sensitivity, Response, Impacts and Guidance. Report to Humber INCA, 98.
- DE MOLENAAR J.G., JONKERS D.A. & SANDERS M.E. 2000. Wegverlichting en natuur: Lokale invloed van wegverlichting op een gruttopopulatie. Alterra-rapport no. 064, Alterra, Wageningen. Available from: <http://www2.alterra.wur.nl/Internet/Modules/pub/PDFFiles/Alterrarapporten/AlterraRapport64.pdf>
- DOMINONI D.M., QUETTING M. & PARTECKE J. 2013. Long-term effects of chronic light pollution on seasonal functions of European blackbirds (*Turdus merula*). *PLoS ONE*, 8, pp. 1–9. DOI: 10.1371/journal.pone.0085069.
- FLIESSBACH K.L., BORKENHAGEN K., GUSE N., MARKONES N., SCHWEMMER P. & GARTHE S. 2019. A ship traffic disturbance vulnerability index for Northwest European Seabirds as a tool for marine spatial planning. *Frontiers in Marine Science*, 6, pp. 1–15. DOI: 10.3389/fmars.2019.00192.
- KRIJGSVELD K. L., SMITS R. R. & VAN DER WINDEN J. 2008. Verstoringsgevoeligheid van vogels. Rapport nr. 08-173, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- LA SORTE F.A., FINK D., BULER J.J., FARNSWORTH A. & CABRERA-CRUZ S.A. 2017. Seasonal associations with urban light pollution for nocturnally migrating bird populations. *Global Change Biology* 23, 4609–4619. DOI: 10.1111/gcb.13792.
- LILIPALY S.J., WOLF P., SLUIJTER M., ARTS F.A., HOEKSTEIN M. S. J. & VAN STRAALLEN D. 2019. Broedsucces van kustbroedvogels in het Deltagebied in 2018. Rapportnr. 2018-09, Delta Project Management, Vlissingen.
- LIVEZEY K.B., FERNÁNDEZ-JURICIC E. & BLUMSTEIN D.T. 2016. Database of bird flight initiation distances to assist in estimating effects from human disturbance and delineating buffer areas. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 7, pp. 181–191. DOI: 10.3996/082015-JFWM-078.
- LONGCORE T., RICH C. & GAUTHREAUX S.A. 2008. Height, Guy Wires, and Steady-Burning Lights Increase Hazard of Communication Towers To Nocturnal Migrants: a Review and Meta-Analysis. *The Auk*, 125, pp. 485–492. DOI: 10.1525/auk.2008.06253.
- LONGCORE T., RICH C., MINEAU P., MACDONALD B., BERT D. G., SULLIVAN L. M., MUTRIE E., GAUTHREAUX JR. S.A., AVERY M.L., CRAWFORD R.L., MANVILLE II A.M., TRAVIS E.R. & DRAKE D. 2013. Avian mortality at communication towers in the United States and Canada: Which species, how many, and where? *Biological Conservation* 158, 410–419. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.09.019.
- LOSS S.R., WILL T., LOSS S.S. & MARRA P.P. 2014. Bird–building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and species vulnerability. *The Condor* 116, 8–23. DOI: 10.1650/condor-13-090.1.
- MADSEN J. 1998. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. *Journal of Applied Ecology*, 35, pp. 386–397. DOI: 10.1046/j.1365-2664.1998.00314.x.
- MARCELLA T.K. 2014. Cruise Ship Disturbance to

- Kittlitz's Murrelets (*Brachyramphus brevirostris*) in Glacier Bay National Park and Preserve, Alaska, 1–149.
- MARCELA T.K., GENDE S.M., ROBY D.D. & ALLIGNOL A. 2017. Disturbance of a rare seabird by ship-based tourism in a marine protected area. *PLoS ONE* 12, 1–23. DOI: 10.1371/journal.pone.0176176.
- MCLAREN J.D., BULER J.J., SCHRECKENGOST T., SMOLINSKY J.A., BOONE M., VAN LOON E., DAWSON D.K. & WALTERS E.L. 2018. Artificial light at night confounds broad-scale habitat use by migrating birds. *Ecology Letters* 21, 356–364. DOI: 10.1111/ele.12902.
- MEEUWSEN H.A.M. & JOCHEM R. 2011. Openheid van het landschap; Berekeningen met het model ViewScape. WOt-werkdocument 281, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- MIKOLA J., MIETTINEN M., LEHIKONEN E. & LEHTILÄ K. 1994. The effects of disturbance caused by boating on survival and behaviour of velvet scoter *Melanitta fusca* ducklings. *Biological Conservation* 67, 119–124. DOI: 10.1016/0006-3207(94)90356-5.
- MUKHERJEE N., HUGÉ J., SUTHERLAND W.J., MCNEILL J., VAN OPSTAL M., DAHDOUH-GUEBAS F. & KOEDAM N. 2015. The Delphi technique in ecology and biological conservation : applications and guidelines. *Methods in Ecology and Evolution* 6, 1097–1109. DOI: 10.1111/2041-210X.12387.
- POOT M.J.M., HEUNKS C., BOUDEWIJN T.J., DE JONG J., VAN HORSSSEN P.W., JAPINK M., *et al.* 2014. Deel B. Hoofdstuk 4 - Zee-eenden. *In: PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta. Eindrapport 2009-2013. Rapport Deltares 1200672-000-ZKS-0042.* Delft.
- REIJNEN M.J.S.M. 1995. Disturbance by car traffic as a threat to breeding birds in the Netherlands. Rijksuniversiteit van Leiden.
- REIJNEN M.J.S.M. & FOPPEN R.P.B. 1991. Effect van wegen met autoverkeer op de dichtheid van broedvogels. IBN-rapport 91/1, DLO-instituut voor Bos- en natuuronderzoek, Leersum.
- REIJNEN M.J.S.M., VEENBAAS G. & FOPPEN R.P.B. 1992. Het voorspellen van het effect van snelverkeer op broedvogelpopulaties. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.
- RODGERS J.A. & SCHWIKERT S.T. 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16, 216–224. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.00316.x.
- RODGERS J.A. & SMITH H.T. 1995. Set-Back Distances to Protect Nesting Bird Colonies from Human Disturbance in Florida. *Conservation Biology* 9, 89–99. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1995.09010089.x.
- RODRÍGUEZ A., BURGAN G., DANN P., JESSOP R., NEGRO J.J. & CHIARADIA A. 2014. Fatal attraction of short-tailed shearwaters to artificial lights. *PLoS ONE*, 9. DOI: 10.1371/journal.pone.0110114.
- RODRÍGUEZ A., GARCÍA D., RODRÍGUEZ B., CARDONA E., PAPPALÀ L. & PONS P. 2015. Artificial lights and seabirds: Is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels? *Journal of Ornithology* 156, 893–902. DOI: 10.1007/s10336-015-1232-3.
- RODRÍGUEZ A., HOLMES N.D., RYAN P.G., WILSON K.J., FAULQUIER L., MURILLO Y., RAINE A.F., PENNIMAN J.F., NEVES V., RODRÍGUEZ B., NEGRO J.J., CHIARADIA A., DANN P., ANDERSON T., METZGER B., SHIRAI M., DEPPE L., WHEELER J., HODUM P., GOUVEIA C., CARMOV., CARREIRA G.P., DELGADO-ALBURQUEQUE L., GUERRA-CORREA C., COUZI F.-X., TRAVERS M. & LE CORRE M. 2017. Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology* 31, 986–1001. DOI: 10.1111/cobi.12900.
- RODRÍGUEZ A., RODRÍGUEZ B., CURBELO Á.J., PÉREZ A., MARRERO S. & NEGRO J.J. 2012. Factors affecting mortality of shearwaters stranded by light pollution. *Animal Conservation* 15, 519–526. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2012.00544.x.
- ROJEK N.A., PARKER M.W., CARTER H.R. & MCCHESENEY G.J. 2007. Aircraft and vessel disturbances to Common Murres *Uria aalge* at breeding colonies in central California, 1997-1999. *Marine Ornithology* 35, 61–69.
- RONCONI R.A. & CLAIR C.C.S. 2002. Management options to reduce boat disturbance on foraging black guillemots (*Cepphus grylle*) in the Bay of Fundy. *Biological Conservation* 108, 265–271. DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00126-X.
- RPS 2018. Review of Effects of Construction Noise on Birds in SSSI near Springs Road Exploratory Wellsite Quality Management.
- SANTOS C.D., MIRANDA A.C., GRANADEIRO J.P., LOURENÇO P.M., SARAIVA S. & PALMEIRIM J.M. 2010. Effects of artificial illumination on the nocturnal foraging of waders. *Acta Oecologica*, 36, pp. 166–172. DOI: 10.1016/j.actao.2009.11.008.
- SCHWEMMER P., MENDEL B., SONNTAG N., DIERSCHKE V. & GARTHE S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: Implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21, 1851–1860. DOI: 10.1890/10-0615.1.
- SHANNON G., MCKENNA M.F., ANGELONI L.M., CROOKS K. R., FRISTRUP K.M., BROWN E., WARNER K.A., NELSON M.D., WHITE C., BRIGGS J., MCFARLAND S. & WITTEMYER G. 2016. A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews* 91, 982–1005. DOI: 10.1111/brv.12207.
- SIERDSEMA H., VAN ELS P. & VAN IRSEL J. 2019. Vogels van de Beerse Overlaat en analyse verstoring van vogels door windturbines. Sovon-rapport 2019/89. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- TULP I., PRINS T.C., CRAYMEERSCH J.A.M., IJFF S. & VAN DER SLUIS M.T. 2018. Syntheserapport PMR NCV. Rapport C014/18, Wageningen University & Research, Wageningen. DOI: ht-

- [tps://doi.org/10.18174/496768n](https://doi.org/10.18174/496768n) <https://doi.org/10.18174/496768>.
- VAN DOREN B.M., HORTON K.G., DOKTER A.M., KLINCK H., ELBIN S.B. & FARNSWORTH A. 2017. High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114, pp. 11175–11180. DOI: 10.1073/pnas.1708574114.
- VAN DER VEGTE F.G., DE JONG B., BRUINS SLOT R., LAGAS D. & POOS M. 2011. Onderbouwing effectafstanden bestaande handelingen Natura 2000 gebieden in Overijssel. Apeldoorn.
- VERGEER J.W., VAN DIJK A.J., BOELE A., VAN BRUGGEN J. & HUSTINGS F. 2016. Handleiding Sovon broedvogelonderzoek: Broedvogel Monitoring Project en Kolonievogels. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- WATERMAN E., TULP I. & REIJNEN R. 2004. Noise disturbance of meadow birds by railway noise. *In: Proceedings of Inter-noise 2004 International Congress and Exposition on Noise Control Engineering*. pp. 2–5.
- WINGER B.M., WEEKS B.C., FARNSWORTH A., JONES A.W., HENNEN M. & WILLARD D.E. 2019. Nocturnal flight-calling behaviour predicts vulnerability to artificial light in migratory birds, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286. DOI: 10.1098/rspb.2019.0364.
- ZAPATA M.J., SULLIVAN S.M.P. & GRAY S.M. 2019. Artificial Lighting at Night in Estuaries—Implications from Individuals to Ecosystems, *Estuaries and Coasts*, 42, pp. 309–330. DOI: 10.1007/s12237-018-0479-3.
- 

## Bijlagen

### Bijlage I. Overzicht van relevante soorten

met trendinformatie en instandhoudingsdoel per Vogelrichtlijngebied.

Gebiedsdoel: N2000 gebied waarvoor instandhoudingsdoel is geformuleerd, of soort uit havengebied met negatieve staat van instandhouding. Fun: functie (broeden, foerageren, slapen). Pop.NL: geschatte Nederlandse broedpopulatie, alleen weergegeven voor soorten zonder instandhoudingsdoel in de betreffende N2000 gebieden. Svl: landelijke Staat van Instandhouding. IHD: instandhoudingsdoel

Soort	Gebieds- doel	Fun	Trend																			IHD familie
			Aantal in	(12/)	(13/)	(14/)	(15/)	(16/)	(17/)	(18/)	(19)	Start	Trend	sinds	Pop.	NL	Svl					
				(12/)	(13/)	(14/)	(15/)	(16/)	(17/)	(18/)	(19)	Start	Trend	sinds	Pop.	NL	Svl					
Krakeend	(101) f	seiz. gem.	54	44	23	30	34	51	1990	++	+	+	Anatidae									
Kanoet	(113) f	seiz. gem.	266	94	6	219	96	48	1987	~	~	-	Scolopacidae									
Kuifeend	(113) f	seiz. gem.	160	264	160	356	213	268	1987	++	~	-	Anatidae									
Tafeleend	(113) f	seiz. gem.	77	110	101	274	110	191	1987	+	~	--	Anatidae									
Aalscholver	100 b	paren	987	1199	1131	1417	1217	1144	1990	0	~	+	1100 Phalacrocoracidae									
Geoorde Fuut	100 b	paren	2	2	3	2	1	2	1990	~	~	+	5 Podicipedidae									
Kleine Zilverreiger	100 b	paren	10	18	9	11	2	2	1994	++	--	+	15 Ardeidae									
Lepelaar	100 b	paren	93	191	214	173	270	277	1990	++	+	+	110 Threskiornithidae									
Strandplevier	101 b	paren	7	11	6	3	6	3	1990	+	~	--	220* Charadriidae									
Aalscholver	101 f	seiz. gem.	45	25	67	52	238	69	1988	0	~	+	250 Phalacrocoracidae									
Bergeend	101 f	seiz. gem.	76	296	236	465	525	893	1990	+	+	+	280 Anatidae									
Bontbekplevier	101 f	seiz. gem.	141	174	111	62	63	155	1990	0	0	+	130 Charadriidae									
Bonte Strandloper	101 f	seiz. gem.	1384	1184	2140	1029	1442	1655	1989	+	~	+	800 Scolopacidae									
Brandgans	101 f	seiz. gem.	452	622	472	370	303	495	1991	+	+	+	110 Anatidae									
Drieteenstrandloper	101 f	seiz. gem.	102	316	260	236	232	629	1990	++	++	-	80 Scolopacidae									
Fuut	101 f	seiz. gem.	16	13	17	16	9	14	1990	--	-	-	60 Podicipedidae									
Grauwe Gans	101 f	seiz. gem.	234	349	274	226	63	148	1989	+	~	+	240 Anatidae									
Kluut	101 f	seiz. gem.	116	177	138	136	168	200	1990	0	+	-	180 Recurvirostridae									
Lepelaar	101 f	seiz. gem.	30	28	32	35	24	100	1989	++	~	+	20 Threskiornithidae									
Pijlstaart	101 f	seiz. gem.	56	73	129	50	180	311	1989	0	~	-	200 Anatidae									
Rosse Grutto	101 f	seiz. gem.	292	169	99	13	11	19	1990	-	--	+	130 Scolopacidae									
Scholekster	101 f	seiz. gem.	627	520	505	500	532	1281	1989	-	-	--	790 Haematopodidae									
Slobeend	101 f	seiz. gem.	15	65	17	12	23	36	1989	+	~	+	20 Anatidae									
Tureluur	101 f	seiz. gem.	112	136	127	50	103	185	1990	-	-	-	390 Scolopacidae									
Wintertaling	101 f	seiz. gem.	389	743	663	224	1068	472	1990	~	~	-	530 Anatidae									
Wulp	101 f	seiz. gem.	571	612	499	475	672	561	1990	+	0	+	420 Scolopacidae									
Zilverplevier	101 f	seiz. gem.	299	266	212	201	206	288	1990	+	0	+	130 Charadriidae									
Brandgans	101 s	seiz. max.	3300	1200	7000	3500	4000	4100	1999	--	~	+	32400 Anatidae									
Grauwe Gans	101 s	seiz. max.	750	500	150	75	200	100	2012	--	--	+	Anatidae									
Aalscholver	113 f	seiz. gem.	368	453	693	770	679	785	1987	+	+	+	480 Phalacrocoracidae									
Bergeend	113 f	seiz. gem.	189	612	804	898	1327	1663	1987	+	++	+	360 Anatidae									
Bontbekplevier	113 f	seiz. gem.	271	131	137	83	198	119	1987	0	~	+	70 Charadriidae									
Bonte Strandloper	113 f	seiz. gem.	1301	801	686	1491	2262	2350	1987	0	++	+	620 Scolopacidae									
Brilduiker	113 f	seiz. gem.	134	127	102	134	63	98	1988	-	--	+	330 Anatidae									



Soort	Gebieds- doel	Fun	Aantal in													Pop. NL	Svl	IHD familie
			(12/)	(13/)	(14/)	(15/)	(16/)	(17/)	(18/)	(19)	(06/)	Trend	Trend					
			13	14	15	16	17	18	19	start	sinds	sinds	start	sinds				
Drieteenstrandloper	113	f	560	660	939	1575	1672	2515		1987	++	++	1987	++	-	350	Scolopacidae	
Dwergmeeuw	113	f	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.							-	Laridae		
Eider	113	f	1173	657	406	47	172	215		1980	++	-	1980	++	--	2500	Anatidae	
Fuut	113	f	74	81	123	149	69	93		1987	0	-	1987	0	-	280	Podicipedidae	
Grauwe Gans	113	f	341	493	93	68	53	322		1988	+	+	1988	+	+	70	Anatidae	
Grote Stern	113	f	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.							--	nvt	Laridae	
Kluut	113	f	91	71	87	172	155	253		1987	+	++	1987	+	-	150	Recurvirostridae	
Krakeend	113	f	141	63	98	83	39	104		1987	0	-	1987	0	+	90	Anatidae	
Kuifduiker	113	f	18	22	18	21	10	16		1987	++	-	1987	++	+	6	Podicipedidae	
Lepelaar	113	f	23	38	52	61	77	75		1987	++	++	1987	++	+	10	Threskiornithidae	
Middelste Zaagbek	113	f	185	214	274	236	174	281		1987	+	+	1987	+	+	120	Anatidae	
Pijlstaart	113	f	232	153	412	423	495	402		1987	+	+	1987	+	-	250	Anatidae	
Roodkeelduiker	113	f	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.							-	Podicipedidae		
Rosse Grutto	113	f	241	242	116	200	191	291		1987	0	+	1987	0	+	190	Scolopacidae	
Scholekster	113	f	2056	2788	3518	3289	3620	5500		1987	+	+	1987	+	--	2500	Haematopodidae	
Slobeend	113	f	41	87	64	52	58	131		1987	+	-	1987	+	+	90	Anatidae	
Smient	113	f	664	246	165	228	106	836		1987	0	-	1987	0	+	380	Anatidae	
Steenloper	113	f	179	123	132	127	109	195		1989	+	++	1989	+	--	70	Scolopacidae	
Topper	113	f	? seiz. gem.	? seiz. gem.	0	1	11	2		1987	--	--	1987	--	--	80	Anatidae	
Tureluur	113	f	251	133	233	189	182	345		1987	-	-	1987	-	-	460	Scolopacidae	
Visdief	113	f	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.	? seiz. gem.							--	nvt	Laridae	
Wintertaling	113	f	170	190	264	242	635	270		1987	0	++	1987	0	-	210	Anatidae	
Wulp	113	f	1088	1359	1497	2279	2054	2500		1987	+	+	1987	+	+	980	Scolopacidae	
Zilverplevier	113	f	176	267	131	194	350	328		1987	0	-	1987	0	+	210	Charadriidae	
Zwarte Zee-eend	113	f	3602	690	188	326	382	294		1986	-	-	1986	-	-	9700	Anatidae	
Grauwe Gans	113	s	? seiz. max.	? seiz. max.	? seiz. max.	? seiz. max.	? seiz. max.	? seiz. max.							+	70	Anatidae	
Bontbekplevier	Haven	b	?	?	?	?	?	?		2009			2009		340	nvt	Charadriidae	
Braamsluiper	Haven	b	?	?	?	?	?	?							18500	-	Sylvidae	
Bruine Kiekendief	Haven	b	?	?	?	?	?	?		2009			2009		NbW	nvt	Accipitridae	
Buizerd	Haven	b	?	?	?	?	?	?		2009			2009		NbW	nvt	Accipitridae	
Eider	Haven	b	?	?	?	?	?	?		2009			2009		3530	--	nvt	Anatidae
Ekster	Haven	b	?	?	?	?	?	?		2009			2009		55000	--	Corvidae	
Fitits	Haven	b	?	?	?	?	?	?		2009			2009		200000	-	Phylloscopidae	
Fuut	Haven	b	?	?	?	?	?	?		2009			2009		13500	-	Podicipedidae	

Soort	Gebieds- doel	Fun	Aantal in	(12/)	13	(13/)	14	(14/)	15	(15/)	16	(16/)	17	(17/)	18	(18/)	19	Trend sinds	Start trend start	(06/)	07	Pop. NL	Svl	IHD	familie
Graspieper	Haven	b	paren										24									67500	-		Motacillidae
Grauwe Vliegenvanger	Haven	b	paren										2									17500	-		Muscicapidae
Grote Lijster	Haven	b	paren										2									11000	-		Turdidae
Havik	Haven	b	paren										1	2009								NbW	-		nvt Accipitridae
Heggenmus	Haven	b	paren										42									20000	-		Prunellidae
Houtduif	Haven	b	paren										7									325000	-		Columbidae
Kauw	Haven	b	paren										80									125000	-		Corvidae
Kievit	Haven	b	paren										81									135000	-		Charadriidae
Kluut	Haven	b	paren										141	2009								6000	--		nvt Recurvirostridae
Kneu	Haven	b	paren										27									40000	-		Fringillidae
Koekoek	Haven	b	paren										1									6350	-		Cuculidae
Kokmeeuw	Haven	b	paren										270	2009								104000	-		nvt Laridae
Nachtegaal	Haven	b	paren										12	2009								6600	-		nvt Muscicapidae
Patrijs	Haven	b	paren										4									5000	--		Phasianidae
Ransuil	Haven	b	paren										1									2600	--		Strigidae
Scholekster	Haven	b	paren										81									39000	--		Haematopodidae
Slechtvalk	Haven	b	paren										1	2009								NbW	-		nvt Accipitridae
Slobeend	Haven	b	paren										0									6950	-		Anatidae
Spotvogel	Haven	b	paren										0									12500	-		Acrocephalidae
Staatmees	Haven	b	paren										2									25500	-		Aegithalidae
Stormmeeuw	Haven	b	paren										450	2009								3200	-		nvt Laridae
Tapuit	Haven	b	paren										1	2009								300	--		nvt Muscicapidae
Torenvalk	Haven	b	paren										3	2009								NbW	-		nvt Accipitridae
Tuinfluter	Haven	b	paren										14									110000	-		Sylviidae
Veldleeuwerik	Haven	b	paren										6									40000	-		Alaudidae
Visdief	Haven	b	paren										600	2009								15600	--		nvt Laridae
Waterhoen	Haven	b	paren										1									30000	-		Rallidae
Wilde Eend	Haven	b	paren										21									250000	-		Anatidae
Witte Kwikstaart	Haven	b	paren										34									90000	-		Motacillidae
Zilvermeeuw	Haven	b	paren										3900									33500	-		-
Bosruiter	Haven	f	seiz. max.										0	0	4	0	0	0	0				--	-	Scolopacidae
Drieteenstrandloper	Haven	f	seiz. max.										120	7	47	6	52	35					-	-	Scolopacidae
Dwergmeeuw	Haven	f	seiz. max.										6	0	14	0	0	0	0				-	-	Laridae
Eider	Haven	f	seiz. max.										5	6	4	15	120	60					--	-	Anatidae

Soort	Gebieds- doel	Fun	Aantal in												Pop. NL	Svl	IHD familie
			(12/)	(13/)	(14/)	(15/)	(16/)	(17/)	(18/)	(19/)	Start sinds	Trend					
			13	14	15	16	17	18	19	(06/)	sinds						
Fuut	Haven	f seiz. max.	164	118	239	211	134	127						-	Podicipedidae		
Goudplevier	Haven	f seiz. max.	0	2	1	0	0	0	0					-	Charadriidae		
Grauwe Franjepoot	Haven	f seiz. max.	0	0	1	0	0	1					?	Scolopacidae			
Grote Mantelmeeuw	Haven	f seiz. max.	317	459	312	408	122	229					-	Laridae			
Grote Stern	Haven	f seiz. max.	0	0	1	13	0	5					--	Laridae			
Grote Zaagbek	Haven	f seiz. max.	0	0	0	0	3	0					-	Anatidae			
Grote Zee-eend	Haven	f seiz. max.	0	0	2	1	0	0					-	Anatidae			
Grutto	Haven	f seiz. max.	0	1	0	0	0	0					--	Scolopacidae			
Ijseend	Haven	f seiz. max.	0	0	0	0	1	1					-	Anatidae			
Kanoet	Haven	f seiz. max.	0	0	0	0	1	0					-	Scolopacidae			
Kemphaan	Haven	f seiz. max.	0	12	0	0	3	0					--	Scolopacidae			
Kievit	Haven	f seiz. max.	1007	349	209	237	464	985					-	Charadriidae			
Kleine Mantelmeeuw	Haven	f seiz. max.	2736	5082	2959	4295	2619	2807					-	Laridae			
Kluut	Haven	f seiz. max.	219	427	574	440	396	642					-	Recurvirostridae			
Kuifeend	Haven	f seiz. max.	1625	1768	8386	2148	1140	1409					-	Anatidae			
Meerkoet	Haven	f seiz. max.	295	540	398	321	328	572					-	Rallidae			
Nonnetje	Haven	f seiz. max.	18	25	24	45	45	23					-	Anatidae			
Paarse Strandloper	Haven	f seiz. max.	0	2	0	0	0	0					-	Scolopacidae			
Pijlstaart	Haven	f seiz. max.	418	49	28	8	14	18					-	Anatidae			
Regenwulp	Haven	f seiz. max.	5	11	4	7	9	6					--	Scolopacidae			
Roodhalsfuut	Haven	f seiz. max.	0	0	0	1	0	0					-	Podicipedidae			
Roodkeelduiker	Haven	f seiz. max.	23	3	3	0	0	0					-	Podicipedidae			
Rotgans	Haven	f seiz. max.	0	1	0	0	2	0					-	Anatidae			
Scholekster	Haven	f seiz. max.	369	545	371	364	371	322					--	Haematopodidae			
Steenloper	Haven	f seiz. max.	12	22	17	19	8	7					--	Scolopacidae			
Strandplevier	Haven	f seiz. max.	0	0	1	0	0	0					--	Charadriidae			
Tafelend	Haven	f seiz. max.	936	1211	2025	577	825	824					--	Anatidae			
Topper	Haven	f seiz. max.	0	0	0	62	1	0					--	Anatidae			
Tureluur	Haven	f seiz. max.	59	241	89	33	227	250					-	Scolopacidae			
Visdief	Haven	f seiz. max.	105	197	199	840	869	878					--	Laridae			
Waterhoen	Haven	f seiz. max.	2	2	2	2	5	2					-	Rallidae			
Wilde Eend	Haven	f seiz. max.	1048	559	899	1393	755	1181					--	Anatidae			
Wintertaling	Haven	f seiz. max.	475	509	994	415	328	297					-	Anatidae			
Zilvermeeuw	Haven	f seiz. max.	2991	3938	3382	2685	3362	3380					-	Laridae			

Soort	Gebieds- doel	Fun	Aantal in											Pop. NL	Svl	IHD familie
			(12/)	(13/)	(14/)	(15/)	(16/)	(17/)	(18/)	(19/)	Trend sinds start	Trend sinds (06/)				
Zwarte Ruiter	Haven	f	1	5	1	0	0	5	1					--		Scolopacidae
Zwarte Zee-eend	Haven	f	0	0	80	2	0	0	0					-		Anatidae
Zwartkopmeeuw	Haven	f	1	1	0	1	4	4	4					?		Laridae

Bijlage II. Watervogelgebieden en hun telfrequentie per jaar

Gebied	'81	'82	'83	'84	'85	'86	'87	'88	'89	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'13	'14	'15	'16	'17	'18			
BR1582						4	6	6	8	8	8	7	8	7	8	8	10	12	12	12	12	12	12	11	10	8	8	8	7	8	8	7	8	8	8	8	8	8	8		
BR2140												2	4	1																											
BR2141															9	11	12	11	12	12	12	12	11	10	8	8	8	8	8	8	6	7	7	8	8	8	8	6	8		
BR2142															9	11	12	12	12	12	12	12	11	10	8	8	8	8	8	6	7	7	8	8	8	8	8	6	8		
BR2150									1	4	4	2	4	1																											
BR2151															9	11	12	12	12	12	12	12	11	10	8	8	8	8	8	6	7	7	8	8	8	8	6	8			
BR2152															9	11	12	12	12	12	12	12	11	10	8	8	8	8	8	6	7	7	8	8	8	8	7	8			
BR2160												2	4	10	11	12	12	12	12	12	12	12	11	10	8	8	8	8	6	7	7	8	8	8	8	7	8	6	7		
BR2170												1	4	1																											
BR2171															9	11	12	12	12	12	12	12	11	10	8	8	8	8	8	5	7	7	8	8	8	8	7	8			
BR2172															9	11	12	12	12	12	12	12	11	10	8	8	8	8	8	5	7	7	8	8	8	8	8	7	8		
BR2211							1	1	1	1	1	6	7	8	8	8	8	8	8	8	8	8	10	11	10	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2212		2										1	2	1	6	7	8	8	8	8	8	8	10	11	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10		
BR2221															2	3	2	1	1																						
BR2222															1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
BR2223															2	6	7	8	8	8	8	8	8	10	11	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2231															1	1	6	7	8	8	8	8	8	10	1	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2232															1	1	6	7	8	8	8	8	8	10	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2311															1	1	2	4	10	11	12	12	12	11	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2312															1	1	2	1	5	10	11	12	12	12	11	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2313																																									
BR2314															1	2	1	5	10	11	12	12	12	12	11	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2315															4	10	11	12	12	12	12	12	12	11	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2321															1	1	5	10	11	12	12	12	12	11	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2322															4	10	11	12	12	12	12	12	12	11	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
BR2331															4	10	11	12	12	12	12	12	12	11	10	8	8	7	8	4	7	7	6	8	8	6	8	8	6	8	
BR2332															4	10	11	12	12	12	12	12	12	11	10	8	8	7	8	4	7	7	6	9	7	6	8	8	6	8	
BR2333															4	10	11	12	12	12	12	12	12	11	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	8
BR2610															1	2	1	1	1	1																					
BR2620																																									
BR2630															1	2	1	1	1	1																					
NZ1461																																									
NZ14621																																									
NZ1463																																									
NZ1510																																									
NZ1531																																									
NZ1532																																									
NZ1541																																									
NZ1542																																									

Gebiedscode	Deel/Telgebied
BR1582	Oude Maas: brug Botlektunnel - Nieuwe Maas
BR2140	Nieuwe Maas: Maastunnel - km 1006
BR2141	Nieuwe Maas: Maastunnel - km 1006 (noordzijde)
BR2142	Nieuwe Maas: Maastunnel - km 1006 (zuidzijde), Waalhaven
BR2150	Nieuwe Maas: km 1006 - Beneluxtunnel
BR2151	Nieuwe Maas: km 1006 - Beneluxtunnel (noordzijde)
BR2152	Nieuwe Maas: km 1006 - Beneluxtunnel (zuidzijde)
BR2160	Nieuwe Maas: Eemhaven
BR2170	Nieuwe Maas: Beneluxtunnel - Vlaardingen, km 1013
BR2171	Nieuwe Maas: Beneluxtunnel - Vlaardingen, km 1013 (noordzijde)
BR2172	Nieuwe Maas: Beneluxtunnel - Vlaardingen, km 1013 (zuidzijde)
BR2211	Nieuwe Waterweg: mond Oude Maas km 1013 - Aalkeet
BR2212	Nieuwe Waterweg: Aalkeet - Maassluis km 1020
BR2221	Nieuwe Waterweg: Maassluis km 1020 - Oranjekanaal km 1026
BR2222	Nieuwe Waterweg: Oranjekanaal km 1026 - tot Maasmond
BR2223	Nieuwe Waterweg: Maasmond oost
BR2231	Calandkanaal: brug Rozenburg - 5e Petroleumhaven
BR2232	Calandkanaal: 5e Petroleumhaven - mond Beerkanaal
BR2311	Dintelhaven e.o.
BR2312	Hartelkanaal west
BR2313	Industriegebied Moezelweg e.o.
BR2314	Hartelkanaal west - midden
BR2315	Verlengde Hartelkanaal
BR2321	Hartelkanaal midden, Seinehaven
BR2322	Hartelkanaal oost
BR2331	3 <sup>e</sup> Petroleumhaven
BR2332	Botlek
BR2333	Brittanniëhaven
BR2610	Maasvlakte noord
BR2620	Maasvlakte zuidoost
BR2630	Beerkanaal
NZ1461	Vogelvallei
NZ14621	Overbruggingslokatie
NZ1463	Slufter, baggerdepot
NZ1510	Kust Maasvlakte totaal
NZ1531	2 <sup>e</sup> Maasvlakte, strand noord
NZ1532	2 <sup>e</sup> Maasvlakte, strand zuid
NZ1541	Maasvlakte, Tweede Maasvlakte, Alexiahaven
NZ1542	Maasvlakte, Tweede Maasvlakte, Amaliahaven

Voor de ligging van de telgebieden zie figuur 6.3.

### Bijlage III. Verstoringsafstanden

Verstoringsafstanden voor verschillende bronnen van visuele verstoring uit Livezey *et al.*, 2016 te gebruiken voor gemotoriseerd waterverkeer

U.S. Fish and Wildlife Service biologists determine effects from disturbance to threatened and endangered bird species, and staffs of federal and state agencies estimate these effects when delineating protective buffers around habitat of bird species of concern on land management areas. These efforts can be informed by the distances at which human activities cause birds to react or move away. To that end, here we present a database of published alert distances (distances at which birds exposed to an approaching human activity exhibit alert behavior), flight initiation distances (distances at which birds exposed to an approaching human activity initiate escape behavior), and minimum approach distances (distances at which humans should be separated from wildlife). The database distinguishes between nesting and nonnesting situations. The nesting database includes 578 alert distances and 2,177 flight initiation distances from 45 studies representing 11 orders, 27 families, and 49 species of birds. The nonnesting database comprises 1,419 alert distances and 34,775 flight initiation distances from 50 studies representing 19 orders, 89 families, and 650 species.

**Table 1.** Nesting bird flight initiation distances (FIDs) worldwide, weighted-mean FIDs, and an example of minimum approach distances (MADs) by source of disturbance and taxonomic order. Original published data were gathered from 2009 to 2015.

Disturbance	Order	<i>n</i> (families)	<i>n</i> (species)	<i>n</i> (FIDs) <sup>a</sup>	<i>n</i> (mean FIDs) <sup>b</sup>	Weighted mean FID (m)	MAD (m) <sup>c</sup>	
Pedestrian	Anseriformes	1	3	212	12	32.5	48.8	
	Charadriiformes	3	70	476	16	14.9	22.3	
	Ciconiiformes	3	7	106	7	31.2	46.8	
	Falconiformes	1	1	34	1	476.0	714.0	
	Galliformes	1	1	44	2	79.7	119.6	
	Passeriformes	6	6	442	5	8.4	12.6	
	Pelicaniformes	2	3	101	2	21.4	32.1	
	Sphenisciformes	1	1	186	1	22.8	34.2	
	Nonmotorized watercraft	Pelicaniformes	2	2	23	2	31.1	46.7
	Motorized watercraft	Charadriiformes	1	1	145	14	67.5	101.3
Ciconiiformes		2	7	123	7	17.2	25.9	
Opisthocomiformes		1	1	214	2	31.3	47.0	
Pelicaniformes		3	3	37	3	17.2	25.8	
Aircraft	Falconiformes	1	1	6	1	70.0	105.0	
	Strigiformes	1	1	28	1	55.0	82.5	
Total				2,177	76			

<sup>a</sup> *n* (FIDs) = total FIDs (per row in the database, i.e., per study, source of disturbance, and species) recorded for all species in this taxonomic order for this type of disturbance.

<sup>b</sup> In addition, the database (Supplemental Material Data S1) includes 12 mean FIDs without sample sizes: 11 for pedestrian, Charadriiformes and 1 for pedestrian, Pelicaniformes.

<sup>c</sup> Following Fox and Madsen (1997): MAD = 1.5 × mean FID; each site-specific core area (e.g., nesting colony, group of nest trees) would be encircled in a buffer with a width of 1 MAD. Core areas are “where all (or virtually all) the distributional effects of human disturbance are completely excluded” (Fox and Madsen 1977:5).

**Table 2.** Nonnesting bird flight initiation distances (FIDs) worldwide, weighted-mean FIDs, and an example of minimum approach distances (MADs) by source of disturbance and taxonomic order. Original published data were gathered from 2009 to 2015.

Disturbance	Order	<i>n</i> (families)	<i>n</i> (species)	<i>n</i> (FIDs) <sup>a</sup>	<i>n</i> (mean FIDs) <sup>b</sup>	Weighted mean FID (m)	MAD (m) <sup>c</sup>
Pedestrian	Anseriformes	1	21	1,120	61	47.4	71.0
	Apodiformes	1	1	9	3	38.0	57.1
	Caprimulgiformes	2	2	3	2	7.7	11.6
	Charadriiformes	7	68	4,244	143	28.1	42.2
	Ciconiiformes	3	25	1,015	68	36.8	55.3
	Columbiformes	1	15	1,101	27	14.2	21.2
	Coraciiformes	5	10	307	17	16.8	25.2
	Cuculiformes	1	6	90	9	20.7	31.0
	Falconiformes	2	17	246	24	89.7	134.5
	Galliformes	3	9	958	16	28.6	42.9
	Gruiformes	2	11	377	20	28.5	42.8
	Passeriformes	47	230	17,037	547	10.8	16.2
	Pelicaniformes	3	11	693	29	35.7	53.6
	Piciformes	1	4	113	8	14.3	21.4
	Podicipediformes	1	2	39	5	30.9	46.4
	Psittaciformes	2	17	525	24	11.3	17.0
	Strigiformes	1	1	94	2	5.1	7.7
	Struthioniformes	1	1	6	1	58.7	88.1
	Trochiliformes	1	1	54	2	6.8	10.2
	Pedestrian/dog <sup>d</sup>	Passeriformes	3	3	1,083	16	-
Dog	Charadriiformes	2	5	11	5	45.9	68.8
Bicycle	Anseriformes	1	8	64	8	74.4	111.6
	Ciconiiformes	1	1	5	1	58.3	87.5
	Gruiformes	1	3	6	3	68.5	102.8
	Pelicaniformes	3	5	25	5	54.4	81.6
Motorized vehicle	Podicipediformes	1	1	1	1	16.6	24.9
	Anseriformes	1	8	285	21	82.1	123.2
	Charadriiformes	5	13	289	16	22.3	33.5
	Ciconiiformes	2	9	94	19	62.1	93.1
	Falconiformes	2	6	164	6	79.7	119.5
	Gruiformes	1	5	86	10	58.2	87.3
	Pelicaniformes	2	5	74	12	46.8	70.2
	Podicipediformes	1	3	4	4	33.8	50.7
Nonmotorized watercraft	Anseriformes	1	3	14	4	42.0	62.9
	Charadriiformes	4	11	31	11	24.7	37.1
	Ciconiiformes	2	6	14	7	40.5	60.7
	Falconiformes	1	1	177	2	152.1	228.2
	Gruiformes	1	1	7	1	19.0	28.5
	Passeriformes	1	1	2	1	7.0	10.5
	Pelicaniformes	2	3	7	3	55.7	83.6
	Podicipediformes	1	1	2	1	26.0	39.0
Motorized watercraft	Anseriformes	1	3	17	3	98.4	147.6
	Charadriiformes	6	18	656	24	35.2	52.8
	Ciconiiformes	3	11	1,624	25	61.8	92.7
	Falconiformes	2	3	348	6	86.8	130.2
	Pelicaniformes	3	3	571	10	60.8	91.2
<b>Total</b>			<b>33,692</b>	<b>1,233</b>			

<sup>a</sup> *n* (FIDs) = total FIDs (per row in the database, i.e., per study, source of disturbance, and species) recorded for all species in this taxonomic order for this type of disturbance.

<sup>b</sup> In addition, the database (Supplemental Material Data S2) includes 23 mean FIDs without sample sizes: 3 for pedestrian, Anseriformes; 13 for pedestrian, Charadriiformes; 1 for dog, Charadriiformes; 4 for motorized vehicle, Charadriiformes; 2 for aircraft, Charadriiformes.

<sup>c</sup> Following Fox and Madsen (1997): MAD = 1.5 × mean FID; each site-specific core area (e.g., foraging area, roosting area) would be encircled in a buffer with the width of 1 MAD. Core areas are “where all (or virtually all) the distributional effects of human disturbance are completely excluded” (Fox and Madsen 1977:5).

<sup>d</sup> In addition, the database (Supplemental Material Data S2) includes 1,083 FIDs and 16 mean FIDs for three Passeriform species in response to pedestrians (on trail; off trail) and dogs (on leash, on trail; on leash, off trail; alone, on trail; alone, off trail) from one study (Miller et al. 2001). This study provided sample sizes for each species for all disturbances combined, and mean FIDs for each species for each type of disturbance, but did not report sample sizes for each species per type of disturbance, so weighted means could not be calculated. Adding these FIDs to the total above equals a grand total of 34,775 FIDs in the nonnesting database.



**Verstoringsafstanden op grond van expertoordeel als gevolg van optische verstoring (Vegte *et al.* 2011)**

Op grond van literatuur maken Vegte *et al.* (2011) een conservatieve (=worst case) inschatting van de effecten door optische verstoring door bedrijfsgebouwen op vogels en andere soortgroepen. De genoemde soorten betreffen met name Natura2000 soorten zoals kleine zwaan en ganzen (beide niet-broedvogels).

**Tabel 7**

Maximale effectafstanden  
optische verstoring

omschrijving	maximale effectafstand
Natura 2000 gebied met instandhoudingsdoelstellingen voor ganzen en/of kleine zwanen	600 meter (Nb. geldt ook voor foerageergebieden van de aangewezen populaties buiten het Natura 2000-gebied)
Natura 2000 gebied zonder instandhoudingsdoelstellingen voor ganzen en/of kleine zwanen maar wel doelen voor andere vogelsoorten en/of bever	300 meter
Overige Natura 2000 gebieden	0 meter

## Bijlage IV. Effecten van schepen en scheepvaart

Samenvattingen en belangrijkste figuren en tabellen van studies naar effecten van schepen en scheepvaart.

Fliessbach *et al.* (2019) Meest relevante studie voor effecten scheepvaart op zee

**TABLE 1** | Data sources and scoring of factors used in the DVI.

Factor	Source	Scoring
(a) % Escaping birds	Present study: experimental disturbance, German Seabirds at Sea database (years 2016 and 2017); total proportion of birds that either flushed or dived to escape within the transect	0–20%: 1 21–40%: 2 41–60%: 3 61–80%: 4 81–100%: 5
(b) Escape distance	Present study: experimental disturbance, German Seabirds at Sea database (years 2016 and 2017); distance from the vessel in m in the moment of flushing or diving	0–200 m: 1 201–400 m: 2 401–600 m: 3 601–800 m: 4 >800 m: 5
(c) % Swimming	Present study: German Seabirds at Sea database (data from 2000 to 2017); proportion of birds swimming within the transect	0–20%: 1 21–40%: 2 41–60%: 3 61–80%: 4 81–100%: 5
(d) Wing loading	Greenewalt, 1962; Guillemette, 1994; Alerstam <i>et al.</i> , 2007; FLIGHT 1.22 for Windows (Pennycuik, 2008)	<50 N/m <sup>2</sup> : 1 50–79 N/m <sup>2</sup> : 2 80–109 N/m <sup>2</sup> : 3 110–150 N/m <sup>2</sup> : 4 >150 N/m <sup>2</sup> : 5
(e) Habitat use flexibility	Garthe and Hüppop, 2004	1–5
(f) Biogeographic population size	Wetlands International, 2018 Northern gannet, Northern fulmar and Auks: BirdLife International (2017); excluding Greenland, individuals were multiplied by 1.5 and breeding pairs by 3 for consistency with Wetlands International	>3,000,000: 1 1,000,001–3,000,000: 2 500,001–1,000,000: 3 100,001–500,000: 4 ≤100,000: 5
(g) Adult survival rates	Horswill and Robinson, 2015	≤0.75: 1 0.751–0.80: 2 0.801–0.85: 3 0.851–0.90: 4 >0.90: 5
(h) European threat and conservation status <sup>1</sup>	BirdLife International, 2017	Non-SPEC: 1 Non-SPEC <sup>E</sup> : 2 SPEC3: 3 SPEC2: 4 SPEC1: 5

<sup>1</sup> Categories after BirdLife International (2017):

**TABLE 2 |** Escape distances of seabirds in the German North and Baltic Seas.

Species	Individual		Min	Max	Flock		
	Mean ± SD	N			Mean ± SD	Median	N
Common scoter	1,600 ± 777	9,417	40	3,200	1,015 ± 727	800	591
Unidentified loon	1,374 ± 416	64	340	2,000	1,281 ± 424	1,200	40
Red-breasted merganser	1,178 ± 617	193	120	2,000	681 ± 485	500	41
Red-throated loon	750 ± 437	31	250	1,700	702 ± 348	600	21
Unidentified auk	750 ± 379	4	200	1,000	667 ± 416	800	3
Arctic loon	721 ± 616	31	80	2,000	562 ± 450	450	18
Velvet scoter	474 ± 304	1,062	30	2,000	444 ± 307	350	241
Black guillemot	417 ± 186	6	180	700	417 ± 186	410	6
Razorbill	395 ± 216	53	30	900	330 ± 219	280	23
Long-tailed duck	389 ± 227	8,274	10	1,500	325 ± 235	250	604
Horned grebe	343 ± 255	33	30	1,100	325 ± 268	265	24
Great-crowned grebe	308 ± 248	58	50	900	288 ± 245	165	36
Common eider	277 ± 218	1,496	20	1,600	255 ± 195	200	290
Great cormorant	258 ± 215	187	30	1,500	287 ± 241	225	124
Red-necked grebe	221 ± 171	7	80	600	230 ± 186	175	6
Lesser black-backed gull	157 ± 105	51	30	500	159 ± 106	130	50
Herring gull	133 ± 83	115	15	300	110 ± 85	65	60
Northern gannet	127 ± 82	7	20	250	127 ± 82	120	7
Common murre	127 ± 110	86	15	500	137 ± 123	100	48
Mew gull	118 ± 113	12	20	400	118 ± 113	70	12
Black-headed gull	84 ± 70	9	20	250	86 ± 75	60	8
Great black-backed gull	79 ± 81	7	25	250	79 ± 81	40	7

Values presented for individuals and flocks for comparability reasons. Values for individuals calculated from value for flock, weighted by the number of individuals. Distances given in meters.

generally increases with flock size (Burger and Gochfeld, 1991; Mori et al., 2001; Kaiser et al., 2006; Schwemmer et al., 2011), we calculated the mean escape distance per individual for later use in the DVI. Escape distance per flock was also presented to allow comparisons with other studies. A considerable proportion of auks and loons cannot be identified to species level, especially at greater distances. If differences between species (e.g., red-throated loon) and their respective species group (loons) occurred, we presented both values separately to ensure that all behavioral observations were included. Only species with at least five observations were included in the analysis of escape distances. We calculated mean escape distances for a total of 22 species and species groups (loons and auks) based on 2,260 measurements. Statistical analysis was performed in R 3.2.4 using simple summary statistics (R Core Team, 2016; RStudio Team, 2016).

### Disturbance Vulnerability Index

We constructed the DVI for ship traffic to reflect the total costs of disturbance, defined by three components: (1) the probability of a disturbance event based on species' shyness; (2) the energetic costs of escape of each disturbance event; and (3) the costs on the population level based on status factors. We chose eight factors as indicators of the described components:

#### (1) Shyness:

- Proportion of escaping birds: species with a high proportion of escaping birds flush or dive more often to escape from ships.
- Escape distance: the affected area is larger for species with a long escape distance.

#### (2) Escape costs:

- Proportion of swimming birds: flying is energetically much more costly than swimming (floating), and a flushing event is thus proportionally more costly for birds that seldom fly than for frequently flying birds.
- Wing loading: species differ in the energy expenditure required for reactions such as flushing or diving because of morphological and physiological differences. Birds with a higher wing loading have higher energetic costs for flushing (Norberg, 1996).
- Habitat use flexibility: disturbance may displace birds from suitable habitat. Species relying on specific habitat features thus have higher costs than species with less specific habitat preferences.

#### (3) Population status:

- Biogeographic population size: energetic losses, displacement, and habitat loss may increase mortality and reduce reproduction. Species with small biogeographic populations are considered more vulnerable to additional losses.
- Adult survival rate: species with high adult survival rates are more affected by additional adult mortality than species with low adult survival rates (Sæther and Bakke, 2000).
- European threat and conservation status: species with a high conservation status are considered more vulnerable to any additional pressures.

Each factor was scored on a 5-point scale from 1 (low) to 5 (high). Factors (a–c) above were based on data collected in the

$$DVI = \frac{(a + b)}{2} \times \frac{(c + d + e)}{3} \times \frac{(f + g + h)}{3}$$

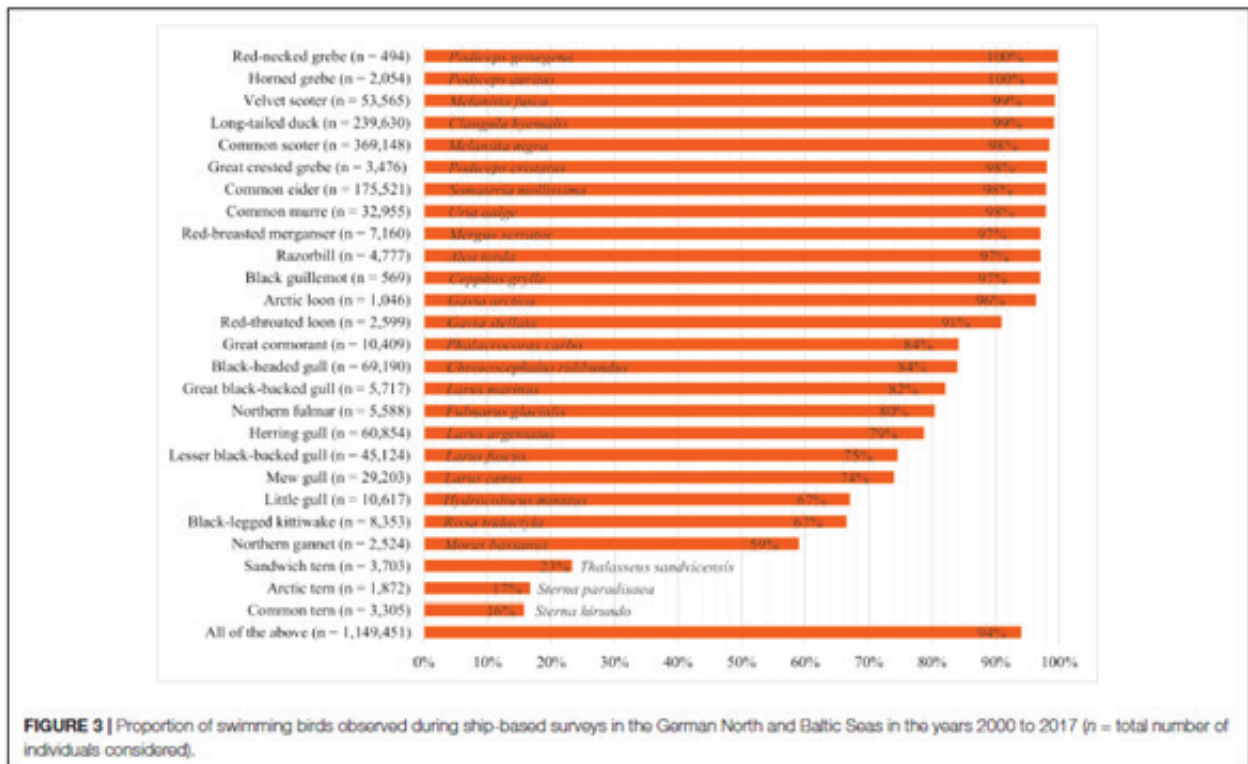


FIGURE 3 | Proportion of swimming birds observed during ship-based surveys in the German North and Baltic Seas in the years 2000 to 2017 (n = total number of individuals considered).

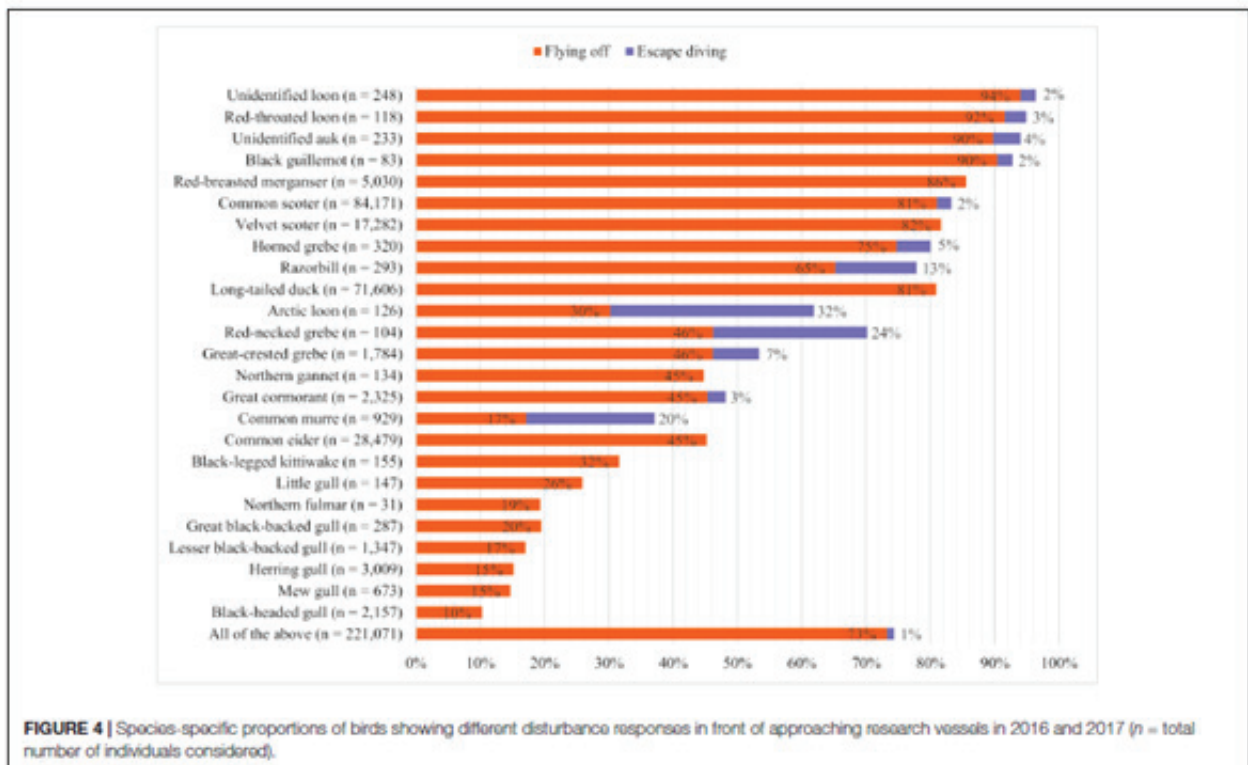


FIGURE 4 | Species-specific proportions of birds showing different disturbance responses in front of approaching research vessels in 2016 and 2017 (n = total number of individuals considered).

TABLE 3 | Factor scores and resulting Disturbance Vulnerability Index (DVI) values for 26 common European seabird species.

Bird species	a % Escaping	b Mean escape distance	c % Swimming	d Wing loading	e Habitat use flexibility	f Biogeographic population size	g Adult survival rate	h European threat and conservation status	Behavioral sensitivity ((a + b)/2) × ((c + d + e)/3)	Population sensitivity (f + g + h)/3	DVI
Red-throated loon	5	5	5	5	4	4	3	3	23.3	3.3	77.8
Black guillemot	5	3	5	4	5	4	4	4	18.7	4.0	74.7
Arctic loon	4	5	5	5	4	4	3	3	21.0	3.3	70.0
Velvet scoter	5	3	5	5	4	4	2	5	18.7	3.7	68.4
Red-breasted merganser	5	5	5	4	4	4	2	3	21.7	3.0	65.0
Razorbill	4	3	5	4	3	2	4	5	16.0	3.7	51.3
Horned grebe	4	2	5	4	5	5	1	5	14.0	3.7	51.3
Common eider	3	2	5	5	4	3	4	5	11.7	4.0	46.7
Common scoter	5	5	5	4	4	3	2	1	21.7	2.0	43.3
Long-tailed duck	5	2	5	4	4	2	1	5	15.2	2.7	40.4
Red-necked grebe	4	2	5	3	5	5	1	1	13.0	2.3	30.3
Great cormorant	3	2	5	3	3	3	4	1	9.2	2.7	24.4
Great crested grebe	3	2	5	4	4	4	1	1	10.8	2.0	21.7
Common murre	2	1	5	5	3	1	5	3	6.5	3.0	19.5
Northern gannet	3	1	3	3	1	3	5	2	4.7	3.3	15.6
Little gull	2	1	4	1	3	4	2	3	4.0	3.0	12.0
Great black-backed gull	1	1	5	2	2	4	5	2	3.0	3.7	11.0
Black-legged kittiwake	2	1	4	1	2	1	4	3	3.5	2.7	9.3
Northern fulmar	1	1	5	2	1	1	5	3	2.7	3.0	8.0
Sandwich tern	1	1	2	1	3	4	4	2	2.0	3.3	6.7
Lesser black-backed gull	1	1	4	1	1	4	4	2	2.0	3.3	6.7
Herring gull	1	1	4	2	1	1	3	4	2.3	2.7	6.2
Mew gull	1	1	4	1	2	2	3	2	2.3	2.3	5.4
Black-headed gull	1	1	5	1	2	1	3	2	2.7	2.0	5.3
Common tern	1	1	1	1	3	2	4	1	1.7	2.3	3.9
Arctic tern	1	1	1	1	3	2	3	1	1.7	2.0	3.3

### Verklarende tekst bij artikel van Fliessbach

Ship traffic in Northwestern European seas is intense and continuing to increase, posing a threat to vulnerable seabird species as a result of disturbance. However, information on species-specific effects of ship traffic on seabirds at sea is limited, and tools are needed to prioritize species and areas to support the integration of conservation needs in Marine Spatial Planning. In this study, we investigated the responses of 26 characteristic seabird species in the German North and Baltic Seas to experimental ship disturbance using large datasets collected as part of the Seabirds at Sea counts. We developed a Disturbance Vulnerability Index (DVI) for ship traffic combining indicators for species' shyness, escape costs, and compensatory potential, and analyzed the relationships among shyness, escape costs, and vulnerability. The DVI was calculated using the following eight indicators: escape distance, proportion of escaping birds, proportion of birds swimming prior to disturbance, wing loading, habitat use flexibility, biogeographic population size, adult survival rate, European threat and conservation status. Species-specific disturbance responses differed considerably, with common scoters (*Melanitta nigra*) and red-throated loons (*Gavia stellata*) showing the longest escape distances and highest proportions of escaping individuals. Red-throated loon, black guillemot (*Cepphus grylle*), Arctic loon (*Gavia arctica*), velvet scoter (*Melanitta fusca*), and red-breasted merganser (*Mergus serrator*) had the highest DVI values, and gulls and terns had the lowest. Contrary to theoretical considerations, shyness correlated positively with escape costs, with the shyest species also being the most vulnerable among the species studied. The strong reactions of several species to disturbance by ships suggest the need for areas with little or no disturbance in some marine protected areas, to act as a refuge for vulnerable species. This DVI can be used in combination with distribution data to identify the areas most vulnerable to disturbance.

## Overige studies (minder relevant)

(Agness *et al.*, 2008)

Summer breeding populations of Kittlitz's Murrelets (*Brachyramphus brevirostris*) have declined by 80-90% in southeastern Alaska during the past 25 years. Boating activities overlap considerably in space and time with Kittlitz's Murrelets in Glacier Bay, and disturbance could affect individuals by causing them to fly away from preferred foraging sites, thereby disrupting foraging bouts or resting periods. We observed the effects of vessel activity on Kittlitz's Murrelets at sea for each of three response variables (density, group size, and behaviors) in Glacier Bay. Response variables were characterized at three time-scales of inference: immediate (instantaneous response to vessel passage), short-term (response that persisted 30 min after vessel passage), and daily (response on days with different vessel traffic rates). Group size was not affected by vessel activity. By contrast, near-shore densities were suppressed temporarily by vessel passage but recovered within the day. Density effects did not persist at the daily time-scale and, therefore, did not result in persistent loss of foraging habitat for Kittlitz's Murrelets. Also, behavior was affected at both the immediate and daily time-scales, but not at the short-term time-scale, and may have affected Kittlitz's Murrelets by increasing the amount of time spent flying, which is energetically costly. Vessel passage caused a 30-fold increase in flight behavior (from 0% to 30%). Large and fast-moving vessels caused the greatest disturbance to Kittlitz's Murrelets, which has implications for management of vessel activity.

(Agness *et al.*, 2013)

We evaluated the energy cost of vessel disturbance for individual Kittlitz's Murrelets *Brachyramphus brevirostris* in Glacier Bay National Park and Preserve in Alaska, USA. We used Monte Carlo simulations to model the daily energy expense associated with flight from vessels by both breeding and non-breeding birds and evaluated risk based on both the magnitude of costs incurred and the degree to which the costs may be

TABLE 1  
Parameters used to develop breeding and non-breeding bird models

Model	Parameter			
	Static parameters <sup>a</sup>	Category	Probability of disturbance characteristic	Probability of flight
Breeding	Vessel speed	Fast / Medium	0.648	0.020
		Slow	0.352	See below "far at slow speed"
	Vessel approach distance	Far at slow speed	0.157	0.132
		Close at slow speed	0.843	0.000
Non-breeding	Vessel size	Cruise ship / Tour boat	0.219	0.656
		Small / Medium / Large recreational vessel	0.781	0.358
	Non-static parameters	Observed variable	Data source	Methods subsection <sup>b</sup>
Both models	Vessel rate	Vessel rate	Agness <i>et al.</i> 2008	Vessel traffic scenarios
	Vessel flight energy	Flight time	Agness unpubl. data	Flight energy from vessels
	Daily energy expenditure	Kittlitz's Murrelet mass	Piatt unpubl. data	Daily energy expenditure

<sup>a</sup> All static parameters were derived from field study by Agness *et al.* 2008.

<sup>b</sup> Additional details about distribution-based parameters are located in the following subsections of Methods.

TABLE 2  
Prediction of increased energy costs incurred by an average Kittlitz's Murrelet

Model	Vessel traffic scenario	Magnitude of energy increase (%); % days (n = 10 000) increases occurred			
		>0%	>10%	>30%	>50%
Non-breeding	Average	85.8	2.1	0.0	0.0
	Peak	100.0	100.0	95.7	15.9
Breeding	Average	25.6	0.0	0.0	0.0
	Peak	98.8	10.2	0.0	0.0

chronic. We used two scenarios of vessel disturbance for average- and peak-vessel traffic. Because they are more likely to fly away from vessels, non-breeding birds had a greater increase in energy expenditure when disturbed (up to 30% increase under the average scenario and >50% increase under the peak scenario) than breeders (up to 10% and 30% increases under the average and peak scenarios, respectively). Likewise, non-breeding birds were more likely to experience chronic increases in energy expense (i.e. a greater percentage of days with an increase in energy expenditure) than breeding birds. Our modeling

results indicated that breeding and non-breeding birds were both susceptible to fitness consequences (e.g. reduced reproductive success and survival) resulting from the energy cost.

We simulated peak vessel traffic based on 2004 vessel quotas established by GBNPP management, in which up to 36 vessels (two cruise ships, nine large tour boats and 25 private recreational motor vessels) were permitted to enter the waters of GBNPP each day during the summer season. We assumed all 36 vessels could potentially disturb a Kittlitz's Murrelet twice (72 disturbances) by traveling into and out of glaciated fjords frequented by Kittlitz's Murrelets in Glacier Bay (Piatt *et al.* 2010).

Vessel rate was most influential in the non-breeding model; a one-vessel increase in vessel rate was associated with an average increase in total energy costs of 3.99 kJ.

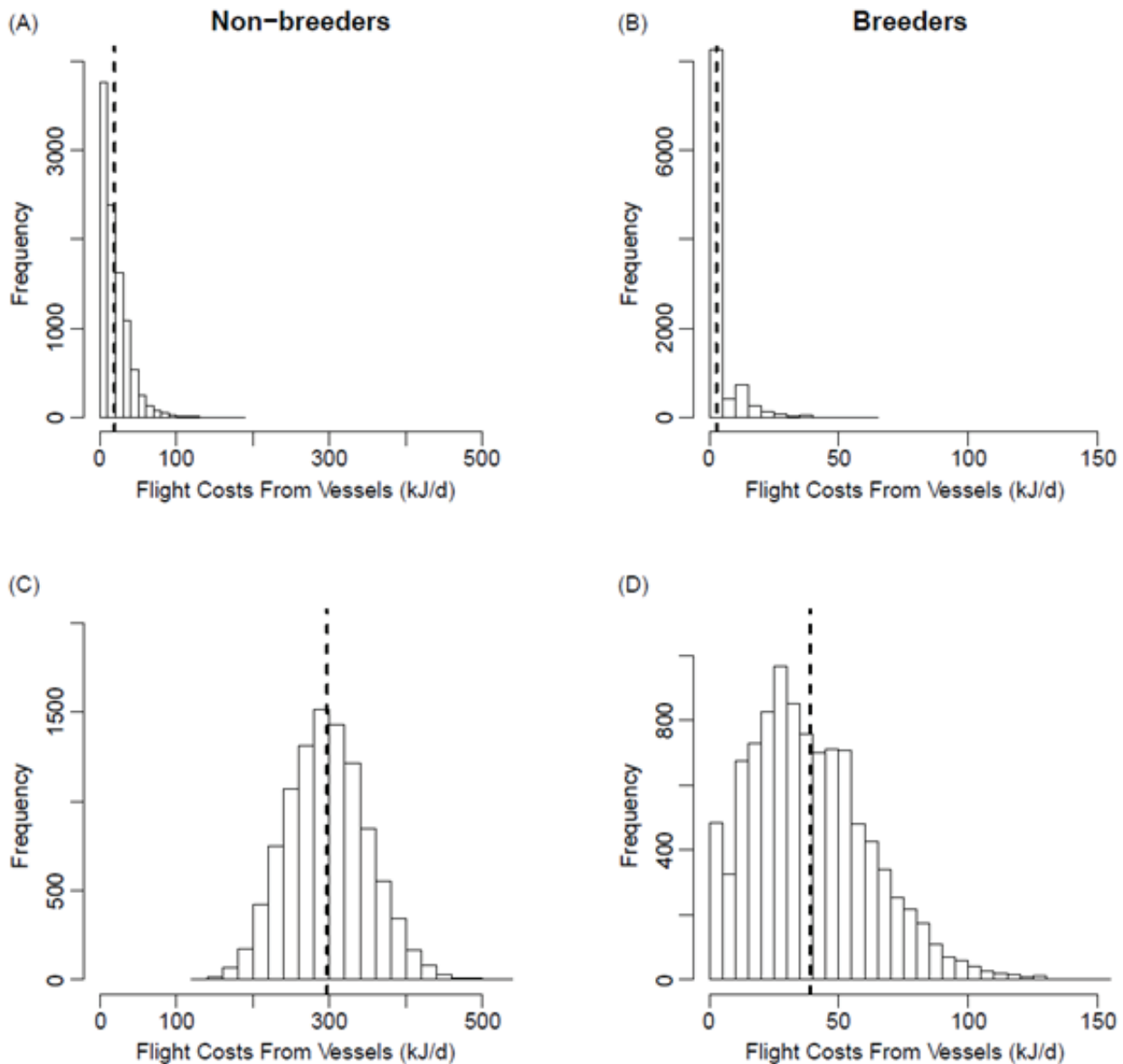


Fig. 2. Model simulations of energy costs of flight from vessels for (A) non-breeding birds under average vessel traffic; (B) breeding birds under average vessel traffic; (C) non-breeding birds under peak vessel traffic; and (D) breeding birds under peak vessel traffic.

(Asplund, 2000)

How might boats affect aquatic wildlife?

Boats may have direct impacts on wildlife through contact with propellers or disturbance of nests along the shoreline by excessive wave action. Disturbance by the fast movement of watercraft or even the presence of humans near feeding ground or breeding areas may prevent certain species, especially birds from being successful. Noise or harassment may cause some wildlife to vacate nests, leaving eggs or young vulnerable to predators. Indirect effects may include destruction of habitat or food source in littoral areas, or impaired water quality.

## Studies:

Kahl (1991) (in Asplund 2000) describes detailed observations of the response of canvasbacks to fishing and hunting boats at feeding areas. Disturbances caused the flock to flush and reduced the amount of time the birds spent at feeding areas, possibly increasing energy costs and delaying migration. High frequency of disturbance caused the birds to establish refuge areas in the middle of the lake where they remained for up to 60 min. per disturbance. Boating disturbance accounted for ~50% of daylight hours spent away from feeding areas. Canvasbacks were less likely to flush and flushed at closer distances in response to slower moving boats.

Rodgers and Smith (1995, 1997) (in Asplund 2000) directly measured the flushing response of 16 waterbird species exposed to 5 different human activities, including walking, ATV, motorboat, canoe, and automobile. The earlier study focused on nesting birds, while the latter focused on foraging and loafing birds. The authors found considerable variation in flushing distances among different species in response to the same activity (mean distances ranging from 5 to 35 m). In general, birds which were more habituated to human presence (gulls, terns) exhibited the least flushing distance. Walking and canoeing tended to flush birds at greater distances than motorized activity, perhaps due to the slower speeds and more time for birds to become aware of the disturbance. Nesting birds tended to allow closer approaches before flushing, likely because of the greater cost of leaving a nest versus a feeding area. In both studies, the authors recommend buffer zones of 100 m to protect most bird species, or mixed colonies of either nesting or foraging birds. This figure includes a 40 m “buffer” to account for alarm behaviors that do not result in an actual flush.

*(Rodgers and Smith, 1995) (zelfde minimale afstand van 100m in 1997)*

Breeding colonial waterbirds are particularly susceptible to human disturbance because of their high-density nesting habitats. Identified detriments to reproductive success include egg and nestling mortality, nest evasions reduced nestling body mass and slower growth, premature fledging and modified adult behavior. Fifteen species of colonial waterbirds nesting at 17 colonies in north and central Florida were exposed to three different human disturbance mechanisms (HDMs) in order to determine recommended set-back (RS) distances for protecting these mixed-species nesting assemblages. Both intraspecific and interspecific variation were observed in flushing response distances to the same human disturbance mechanism. In general colonial waterbirds exhibited greater average flush distances in reaction to a walking approach than to approaching motor boats. Recommended set-back distances were estimated using a formula based on the mean plus 1.6495 standard deviations of the observed flushing distances plus 40 meters  $\sim S = \exp(\# + 1.64950 + 40)$ . In general a recommended set-back distance of about 100 meters for wading bird colonies and 180 meters for mixed tern-skimmer colonies should be adequate to effectively buffer the sites we studied from human disturbance caused by approach of pedestrians and motor boats. We recommend follow-up studies to test our model at other breeding colonies.

Madsen (1998) (in Asplund 2000) studied the disturbance effects of a variety of recreational activities on coot, widgeon, and mute swan flocks in 2 Danish wetlands. Moving hunting boats caused the most disturbance in terms of flushing frequency (2 times per day on average) and disruption time (up to 75 minutes), compared to stationary boats, fishing, windsurfing, and sailing. However, windsurfing had the highest flushing distance of any activity (450-700 m). Widgeon and mute swan were disturbed much more easily than coots. Repeated disturbances during a day reduced foraging time by 13-33%. In terms of overall effects of recreational activity, birds were disturbed 16% of the daylight hours during the months of September and October.

*(Madsen, 1998)*

1. Potential human sources of disturbance, including fishing, sailing, windsurfing and different types of waterfowl hunting, are described and their effects on autumn-staging waterbirds, including mute swan, widgeon and coot, were examined at a coastal wetland in Denmark from 1985 to 1988.
2. Bird and human distributions were superimposed on the distribution of submerged vegetation and water depths to identify the extent of spatial overlap; likewise, seasonal and diurnal temporal overlap in bird abundance, and human activities were defined. Behavioural and distributional reactions of waterbirds to different human activities, in terms of escape distances, disruption of activity patterns and redistribution, were assessed to establish their relative effects.
3. Sailing and windsurfing showed little spatial overlap, and fishing partial spatial overlap with bird distributions; these activities almost ceased before the peak in autumn bird numbers. Hunting showed a high degree of spatial and temporal overlap with bird presence.
4. Birds responded to windsurfing at greatest distances, whereas hunting (especially from mobile punts) cau-



sed the longest disruptions to activities of waterfowl. In terms of behaviour and redistribution, wigeon was more affected by shooting than was mute swan or coot. One or two mobile shooting punts reduced wigeon numbers, whereas numbers were unaffected by the presence of up to 4-6 stationary punts; fishing boats had no effect on wigeon abundance.

5. Hunting, especially shooting from mobile punts, was identified as the most disturbing human activity in relation to staging waterfowl in this area. Similar results and conclusions were reached in another comparable study area. The results have implications for refuge designs and zoning of disturbing recreational activities.

(*Stalmaster and Kaiser, 1998; in Asplund 2000*)

Observed the effects of recreational activity on wintering bald eagles in a wildlife area in northwest Washington. They observed fewer eagles and less feeding activity during times of highest recreational use (weekends, early morning hours). Foot traffic disturbed individual eagles to a greater extent than motor boats (greater flushing responses and distances), but boat activity disturbed a greater proportion of the eagle population. Eagles resumed feeding relatively quickly after initial disturbances of the day, but were slow to resume after about 20 disturbances. Boat activity was more disturbing on narrow than on wide river channels. The authors estimate that feeding by eagles was reduced by 35% in the wildlife area because of recreational use and suggest limiting boat traffic within 400 m of eagles, especially during early morning hours.

Boat activity certainly causes many wildlife species to be disturbed from a variety of activities. For some species, this may represent just a temporary disturbance, with little long-term effect. For other species, or in cases where unique habitats are disturbed by high frequency or intensity of boat use, boat activity can have effects on the entire population. Migratory birds may require more protection as their energy needs can easily be disrupted by excessive disturbance. Manatees have been observed with scars and lesions from contact with boat propellers, but few other species likely receive this direct sort of impact.

(*Bratton, 1990*)

Resting and foraging Ciconiiformes along the shore of Cumberland Sound, Georgia, were less likely to respond to experimental small boat runs than *Ciconiiformes* in tidal creeks. Of groups of wading birds encountered on two routes along the wide channel adjoining the shore of the Sound, 15 of 99 groups (15.2%), and 44 of 129 groups (34.1%) altered their behavior or flushed in response to the boat. Along two narrower tidal creek routes with dense *Spartina alterniflora*, 148 of 201 groups (73.6%) and 114 of 137 groups (83.2%) responded. Birds in trees or on docks flushed less frequently than birds in the water, on the shore or in *Spartina*. Eighty-four of 195 groups (43.1%) of Snowy Egrets (*Egretta thula*) responded to the boat when in the water, along the shore or in *Spartina*. In comparison 82 of 132 groups (62.1%) of Great Egrets (*Casmerodius albus*), six of seven groups (85.7%) of Wood Storks (*Mycteria americana*), and 40 of 43 groups (93.0%) of White Ibises responded. Birds disturbed in the tidal creeks were more likely to leave the site where they encountered the boat and flew further than birds disturbed on the sound. On average, the boat was closer to the bank in the creeks, but birds in creeks were also more sensitive to the presence of the boat than birds on the sound shore. The data imply *Ciconiiformes* may experience more difficulty habituating to boat traffic in some habitats than in others.

(*Mikola et al., 1994*)

We studied the consequences of human disturbance and gull predation on brood survival of velvet scoter *Melanitta fusca* in the Archipelago of South-West Finland in 1990 and 1991. Each brood was exposed to disturbance by boats on average 8.5 times a day in 1990 and 3.5 times a day in 1991. Disturbance lengthened the swimming distances of ducklings and reduced the time used for feeding. Broods disturbed more frequently than average were smaller than those disturbed less frequently. At least 60% of ducklings died before the age of three weeks. The common predators of ducklings in the study area are the herring gull *Larus argentatus* and the great black-backed gull *Larus marinus*. The daily predation rate by gulls on velvet scoter ducklings was 4.7%, which means that 56% of ducklings are caught by gulls during the first three weeks. The frequency of gull attacks was 3.5 times higher in disturbed than in undisturbed situations.

(*Bellefleur et al., 2009*)

This study evaluated the impact of small boat traffic on reaction distances of Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*), in the marine waters of Pacific Rim National Park Reserve, British Columbia, Canada. Observers on moving boats recorded the minimum distance the boat came to murrelets

on the water, and any disturbance reaction (fly, dive, no reaction). Out of the 7500 interactions 11.7% flew, 30.8% dove and 58.1% exhibited no flushing reaction. Using a product-limit analysis, we developed curves for the proportion of Marbled Murrelets flushing (dive or flight) as a function of reaction distance. Overall, the majority of Marbled Murrelets waited until boats were within 40 m before reacting, with 25% of the population reacting at 29.2 m. A stepwise Cox regression indicated that age, boat speed, and boat density (loaded in that order), significantly affected flushing response. More juveniles flushed than adults (70.1 versus 51.7%), but at closer distances. Faster boats caused a greater proportion of birds to flush, and at further distances (25% of birds flushed at 40 m at speeds >29 kph versus 28 m at speeds <12 kph). A stepwise logistic regression on diving and flight responses indicated that birds tended to fly completely out of feeding areas at the approach of boats travelling >28.8 kph and later in the season (July and August). Other secondary variables included; boat density and time of day. Discussion focused on possible management actions such as the application of speed limits, set back distances, and exclusion of boat traffic to protect Marbled Murrelets.

(Marcella, 2014)

The Kittlitz's murrelet (*Brachyramphus brevirostris*), a small pursuit-diving seabird in the family *Alcidae*, occurs across much of coastal Alaska and parts of the Russian Far East. Glacier Bay National Park, located in Southeast Alaska, is believed to support approximately 37% of the worldwide breeding population of Kittlitz's murrelets during the summer months. Recent concern over apparent population declines in Alaska, coupled with the Park's dual mandate of resource preservation and visitation, led to this study. Cruise ships, although not the most numerous vessel type operating in Glacier Bay, have previously been identified as the vessel type eliciting the greatest disturbance response from Kittlitz's murrelets.

During the murrelet breeding seasons in 2011 and 2012, my field assistants and I collected focal observations of 4,251 *Brachyramphus* murrelets from the bow of cruise ships traveling through Glacier Bay. Identification of murrelets to species was hampered by both the distance at which murrelets responded to the approaching ship and the type of response to the ship (diving vs. flushing). For roughly 40% of focal observations of murrelets from cruise ships, the species of murrelet (Kittlitz's murrelet or marbled murrelet [*B. marmoratus*]) could not be identified. Apparent habitat partitioning by the two murrelet species in Glacier Bay resulted in 79% of identified murrelets in the upper section of the Bay (Upper Bay) being Kittlitz's murrelets, while 83% of identified murrelets in the lower section of the Bay (Lower Bay) were marbled murrelets. In the Upper Bay, cruise ships are predicted to disturb 61% of all murrelets within 850 m on either side of the cruise ship's course (i.e., elicited a flushing or diving response), whereas in the Lower Bay, cruise ships are predicted to disturb 72% of murrelets within 850 m of the ship's course.

Using Cox multistate models, I demonstrated that murrelets in the Upper Bay (predominantly Kittlitz's murrelets) were more likely to dive than flush in response to approaching cruise ships, whereas murrelets in the Lower Bay (predominantly marbled murrelets) were more likely to flush than dive. Also, murrelets in the Upper Bay responded to cruise ships by flushing or diving at shorter distances from the ship compared to murrelets in the Lower Bay. Murrelets in both areas of Glacier Bay generally reacted to cruise ships at greater distances when the ship approached indirectly, presumably because of the larger profile presented by a passing ship as opposed to a directly advancing ship. Absolute distance of the cruise ship from a focal murrelet was a strong predictor of murrelet disturbance response; no other management-relevant covariates that were measured during this study (e.g., ship velocity, distance to shore, whether a cruise ship had entered the Bay earlier that day) explained a significant proportion of the variation in murrelet response.

Inferences based on data collected on-board cruise ships were limited to murrelet disturbance responses that occurred within 1 km of the ship. This was because of limits to the distance from the ship at which behavioral responses could be observed and the *a priori* assumption that disturbance to murrelets by cruise ships was unlikely at distances greater than 1 km. Results from shipboard observations indicated that some proportion of murrelets encountered at the farthest distance we could make inferences were on occasion disturbed (point estimate at 850 m perpendicular distance from ship's course = 15-30% probability of flushing or diving). This suggests that disturbance of murrelets by cruise ships in Glacier Bay exceeded expected distance thresholds.

In order to investigate the effects of cruise ships on murrelet behavior at distances greater than 1 km, my assistants and I collected a total of 643 focal observations of Kittlitz's murrelets during 181 hours of observation from land-based observation sites in the Upper Bay during the 2012 field season. By combining these data with AIS and GPS ship tracks, I was able to append distance to the nearest cruise ship to each focal murrelet observation and search for patterns in murrelet behavior. By collecting data in this manner, I was able to avoid biasing the study based on pre-conceived notions of what constituted a threshold distance for cruise ships to disturb Kittlitz's murrelets. Using a segmented regression model within a logistic regression frame-

work, I found that Kittlitz's murrelets exhibited a disturbance threshold (defined as an increased incidence of flushing from the water) by cruise ships at distances of at least 1.6 km, and perhaps as great as 6.0 km, with a best estimate of threshold disturbance distance at 3.8 km from a cruise ship. When cruise ships were greater than 3.8 km from focal Kittlitz's murrelets, the baseline probability of murrelets flushing during a focal observation period was 12.5%. When cruise ships were less than 3.8 km from focal Kittlitz's murrelets, the probability of flushing increased logistically with decreasing distance to an estimated 48% for the closest approach distances. The unexpectedly long distances at which murrelet behavior was affected by cruise ships in Glacier Bay is most likely attributable to social facilitation by other disturbed murrelets, because similar numbers of murrelets flushed when cruise ships were approaching ( $n = 30$ ) as when they were receding ( $n = 27$ ). Once a Kittlitz's murrelet flushed from the water, the subsequent duration of flight did not vary with distance to the nearest cruise ship. Instead, the duration of Kittlitz's murrelet flight was associated with time of day.

The strong association between the proximity of cruise ships and the probability of a murrelet flushing, even at distances of several kilometers, demonstrates that Kittlitz's murrelets in Glacier Bay are susceptible to disturbance from cruise ships at distances greater than has previously been published for any seabird.

(*Marcella et al., 2017*)

Managers of marine protected areas (MPAs) must often seek ways to allow for visitation while minimizing impacts to the resources they are intended to protect. Using shipboard observers, we quantified the "zone of disturbance" for Kittlitz's and marbled murrelets (*Brachyramphus brevirostris* and *B. marmoratus*) exposed to large cruise ships traveling through Glacier Bay National Park, one of the largest MPAs in North America. In the upper reaches of Glacier Bay, where Kittlitz's murrelets predominated, binary logistic regression models predicted that 61% of all murrelets within 850 m perpendicular distance of a cruise ship were disturbed (defined as flushing or diving), whereas in the lower reaches, where marbled murrelets predominated, this percentage increased to 72%. Using survival analysis, murrelets in both reaches were found to react at greater distances when ships approached indirectly, presumably because of the ship's larger profile, suggesting murrelets responded to visual rather than audio cues. No management-relevant covariates (e.g., ship velocity, route distance from shore) were found to be important predictors of disturbance, as distance from ship to murrelet accounted for > 90% of the explained variation in murrelet response. Utilizing previously published murrelet density estimates from Glacier Bay, and applying an average empirical disturbance probability (68%) out to 850 m from a cruise ship's typical route, we estimated that a minimum of 9.8-19.6% of all murrelets in Glacier Bay are disturbed per ship entry. Whether these disturbance levels are inconsistent with Park management objectives, which include conserving wildlife as well as providing opportunities for visitation, depends in large part on whether disturbance events caused by cruise ships have impacts on murrelet fitness, which remains uncertain.

(*Rodgers and Schwikert, 2002*)

Outdoor recreation and ecotourism can have negative effects on wildlife species, so it is important to determine buffer zones within which activities near critical wildlife areas are limited. We exposed 23 species of waterbirds (*Pelecaniformes*, *Ciconiiformes*, *Falconiformes*, *Charadriiformes*) to the direct approach of a personal watercraft (PWC) and an outboard-powered boat to determine their flush distances. We used 11 sites with a mixture of low, moderate, and high amounts of human activity along the east and west coasts of Florida during September-November 1998 and April-June 1999. We detected considerable variation in flush distances among individuals within the same species and among species in response to both types of vessels. Average flush distances for the PWC ranged from 19.5 m (Least Tern [*Sterna antillarum*]) to 49.5 m (Osprey [*Pandion haliaetus*]), whereas average flush distances for the outboard-powered boat ranged from 23.4 m (Forster's Tern [*S. forsteri*]) to 57.9 m (Osprey). Larger species generally exhibited greater average flush distances for both types of watercraft. A comparison of the flush distances elicited by each watercraft indicated that only the Great Blue Heron (*Ardea herodias*) exhibited significantly larger flush distances (t test,  $p < 0.01$ ) in response to the approach of the PWC than in response to the outboard, whereas four species (Anhinga [*Anhinga anhinga*], Little Blue Heron/*Egretta caerulea*], Willet [*Catoptrophorus semipalmatus*], and Osprey) exhibited significantly larger flush distances (t test,  $p < 0.05$ ) in response to the approach of the outboard-powered boat than in response to the PWC. Eleven species (68.8%) showed no significant difference (t test,  $p > 0.05$ ) in their flush distances in response to the fast-moving PWC and the outboard-powered boat. Our data suggest that a single buffer-zone distance can be developed for both PWC and outboard-powered vessels. Buffer zones of 180 m for wading birds, 140 m for terns and gulls, 100 m for plovers and sandpipers, and 150 m for ospreys would minimize their disturbance at foraging and loafing sites in Florida.

(Rojek et al., 2007)

From 1997 to 1999, we documented aircraft and vessel disturbances of Common Murres *Uria aalge* at three central California breeding colonies: Castle-Hurricane Colony Complex, Devil's Slide Rock, and Point Reyes. Most aircraft disturbances occurred when flyovers were  $\leq 305$  m above sea level. Helicopters tended to cause more disturbance than fixed-wing aircraft did, likely because of higher noise levels. At Castle-Hurricane, low aircraft flyovers occurred 49% and 656% more frequently than at Devil's Slide Rock and Point Reyes respectively. Flyovers also resulted in flushing of adult murres more frequently at Castle-Hurricane (31% of flyovers) and Point Reyes (25%) than at Devil's Slide (4%). Boat disturbance to murres also was substantially higher at Castle-Hurricane than at the other two colonies, resulting in lost eggs and chicks. Most boat disturbances occurred when vessels approached within 50 m of active nesting areas and remained in the area for extended periods. The central California murre population declined extensively during the 1980s mainly because of mortality from gillnet fishing and oil spills. Although numbers increased at most colonies in the 1990s, the Castle-Hurricane Colony Complex only partly recovered - to about half of pre-decline numbers by 1997. Although population impacts are difficult to measure, disturbance effects are probably additive to impacts from continued mortality attributable to gillnet fishing and other factors that have led to slow recovery at this colony complex.

(Ronconi and Clair, 2002)

Boat disturbance of foraging black guillemots (*Cepphus grylle*) was studied at a breeding colony in the Bay of Fundy, Canada. Using observations from a cliff top, flushing behaviour was examined in relation to boat characteristics, guillemot behaviour, and environment conditions. The distance guillemots foraged from shore and the size, speed, and approach distance of boats were important factors predicting flushing probability. Guillemots foraged further from shore at low tide presumably making them more vulnerable to disturbance then. Using these results to identify the conditions that would minimize disturbance, management recommendations on boat speed and set-back distance were developed. At this site, a set-back distance of 600 m from shore with a speed limit of 25 km/h would reduce guillemot flushing probability to 10% most of the time. Although specific management options are proposed for this particular colony, the analytical approach used to identify an appropriate set back distance and some of the specific results are relevant to other locations and colonial waterbird species.

(Schwemmer et al., 2011)

Most anthropogenic influences on marine ecosystems, except for river-or terrestrial-borne pollution, involve some sort of vessel activity. Increasing anthropogenic activities mean that many countries are being forced to develop spatial planning schemes, while at the same time implementing conservation sites for sensitive species at sea. The effects of ship traffic on seabirds sensitive to human disturbance are currently too poorly understood to allow for the development of proper planning and conservation guidelines. We therefore used aerial surveys and experimental disturbance to elucidate the effects of passing ships on the distribution patterns, habitat loss, and species-specific flight reactions of birds, as well as the potential for habituation. Loons (*Gavia spp.*) showed clear avoidance of areas with high shipping intensity. Flush distances of four sea duck species differed significantly, with the longest distances recorded for Common Scoters (*Melanitta nigra*) and the shortest for Common Eiders (*Somateria mollissima*). Flush distance was positively related to flock size. Among all the sea duck species studied, the duration of temporary habitat loss was longest for Common Scoters. We found indications of habituation in sea ducks within areas of channeled traffic. However, it is questionable if habituation to free-ranging ships is likely to occur, because of their unpredictable nature. We therefore recommend that spatial planning should aim to channel ship traffic wherever possible to avoid further habitat fragmentation and to allow for habituation, at least in some species. Information on the effects of shipping on other seabird species and during different periods of the year is urgently needed, together with information on the effects of different types of boats, including recreational and fishing vessels.

## Bijlage V. Studies naar effecten van overige zichtverstoring

Samenvattingen en belangrijkste figuren en tabellen van studies naar effecten van overige zichtverstoring

Meest relevante literatuur: Bruinzeel & Schotman, 2011

In dit rapport is een samenvattende tabel (tabel 1) weergegeven met verstoringsafstanden door elementen in het landschap zoals ze gelden voor broedvogels van open landschappen zoals weidevogels.

**Tabel 1.**

Range (in meters) voor de minimale, gemiddelde en maximale verstoringsafstand gerubriceerd naar verstoringsbron (bron: bijlage 2). Ter vergelijking is de door de provincie gehanteerde verstoringsafstand opgenomen (bron: bijlage 1).

Verstorend object:	range aan minimale verstoringsafstanden (m)	range aan gemiddelde verstoringsafstanden (m). Tussen haakjes is de midpoint* over deze range aangegeven.	range aan maximale verstoringsafstanden (m)	door provincie gehanteerde verstoringsafstand (m)
Gemeentelijke wegen	0-100	50-228 (138)	800	50
Provinciale wegen	0-125	100-125 (113)	800	100
Auto (snel)wegen	0-150	150-300 (225)	800	150
Spoorlijn (intercity)	0-150	150	800	150
Spoorlijnen (lokaal)	0-25	100-150 (125)	800	100
Fietspad	0-25	50-100 (75)	100	50
Hoogspanningsleiding	0-100	100	800	100
Landschapsbepantingen	50-100	100-250 (175)	200-400	200
Lijnvormige bepantingen	50-100	100-250 (175)	200-400	200
Bos (> 0,5 ha)	50-100	100-400 (250)	250-800	400
Huizen (onbebouwde kom)	0-75	100-438 (268)	250-800	200
Huizen (bebouwde kom)	0-75	175-300 (238)	400	300
Rietland	50-200	50-250 (150)	800	200
Gaswinstation	-	250-400 (325)	-	200
Windturbines	-	100-250 (175)	-	200

\*onder de midpoint wordt verstaan het midden van een range aan getallen. Voor de getallen 10, 20, 50 en 100, wordt dit het getal (55) dat zich precies tussen 10 en 100 bevindt. Het gemiddelde voldoet hier niet omdat de schattingen niet onafhankelijk zijn.

Daarnaast is er een onderbouwende tabel die de diverse bronnen weergeeft op grond waarvan tabel 1 is samengesteld.

Literatuurverwijzingen van verstoringsafstanden, geordend naar type verstoring. Weergegeven is de gehanteerde afstand, het type verstoringsafstand (minimale, gemiddelde of maximale verstoringsafstand), de primaire bron (referentie) en de secundaire (originele) bron en/of de methode.

Categorie	afstand (m)	type	primaire bron	secundaire bron / methode
<b>Tertiaire weg</b>				
gedeeltelijk verharde weg/onverharde weg	0-25	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
particuliere weg/ontsluitingsweg	0	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
gedeeltelijk verharde weg/onverharde weg	50	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	expert beoordeling
tertiaire weg (landbouwontsluitingsweg)	100	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	expert beoordeling
tertiaire weg (landbouwontsluitingsweg)	50	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	Reijnen et al 1992, 1995
<b>Gemeentelijke wegen</b>				
straat	0-75	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
verharde weg (<7m)	0-25	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
gemeentelijke wegen (verhard)	40	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
gemeentelijke wegen (onverhard)	50	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
lokale weg	100	minimale verstoringsafstand	van Adrichem 2004	gis analyse
gemeentelijke wegen	50	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
verharde weg (<4m)	50	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	expert beoordeling
verharde weg (4>x<7m)	75	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	expert beoordeling
gemeentelijke wegen	50	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
gemeentelijke wegen	100	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	expert beoordeling
lokale weg	226	gemiddelde verstoringsafstand	van Adrichem 2004	gis analyse
gemeentelijke wegen	var	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	afhankelijk van intensiteit
wegen	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Provinciale wegen</b>				
hoofdverbinding-weg twee rijbanen	0-25	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
hoofdverbinding-weg >7 meter breed	75	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
hoofdverbinding-weg twee rijbanen	100-125	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
provinciale wegen	100	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
provinciale wegen	100	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	expert beoordeling
hoofdverbinding-weg >7 meter breed	125	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	expert beoordeling
hoofdverbinding-weg twee rijbanen	125	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	expert beoordeling
provinciale wegen	var	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	afhankelijk van intensiteit
wegen	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Auto(snel)weg (100-120km/u)</b>				
autoweg	0-25	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
autoweg twee rijbanen	150	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
autoweg	150	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
auto(snel)weg (100-120km/u)	150	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
autoweg	150	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	expert beoordeling
auto(snel)weg (100-120km/u)	300	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	expert beoordeling
auto(snel)weg (100-120km/u)	var	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	afhankelijk van intensiteit
autoweg	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Spoorlijn Leeuwarden - Zwolle</b>				
wegen/spoorlijn	0-25	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
spoorlijn (enkel of dubbel)*	150	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
spoorlijn Leeuwarden - Zwolle	150	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
spoorlijn Leeuwarden - Zwolle	150	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	expert beoordeling
wegen/spoorlijn	150	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	expert beoordeling

spoorlijn (druk en dubbelbaans)	150	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
spoorlijn	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Overige spoorlijnen in Fryslân</b>				
wegen/spoorlijn	0-25	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
spoorlijn (enkel of dubbel)*	150	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
spoorlijn (enkelbaans)	100	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
overige spoorlijnen in Fryslân	150	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
overige spoorlijnen in Fryslân	150	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	expert beoordeling
spoorlijn	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Fietspad</b>				
fietspad	0-25	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
fietspad	100	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
fietspad	50	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	beargumenteerd
fietspad	100	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	beargumenteerd
fietspad	100	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007, Schotman 2011	expert beoordeling
fietspad	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Hoogspanningsleiding</b>				
hoogspanningsleiding	0-25	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
hoogspanningsleiding	100	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
hoogspanningsleiding	100	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
hoogspanningsleiding	100	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	expert beoordeling
hoogspanningsleiding	100	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007, Schotman 2011	expert beoordeling
hoogspanningsleiding	100-250	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
hoogspanningsleiding	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Bosjes, landschapsbeplantingen</b>				
bomen/losse boom	50-100	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
bomenrij	50-100	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
opgaande begroeiing, losse boom	100	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
bomen	100	minimale verstoringsafstand	van Adrichem 2004	gis analyse
bosjes, landschapsbeplantingen	100	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	expert beoordeling
bosjes, landschapsbeplantingen	200	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
bomen	248	gemiddelde verstoringsafstand	van Adrichem 2004	gis analyse
bomen	250	gemiddelde verstoringsafstand	van't Veer & Scharringa 2008	berekend
bomen/bos/lijnelementen	250	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
bomen	175	maximale verstoringsafstand	van't Veer & Scharringa 2008	berekend
bosjes, landschapsbeplantingen	200-400	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	Schotman et al. 2007
bosjes, landschapsbeplantingen	250	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	van't Veer & Scharringa 2008
<b>Lijnvormige beplantingen</b>				
lijnvormige beplantingen (heg)	50-100	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
bomenrij (bomen/bos/lijnelementen)	100	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
lijnvormige beplantingen	100	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	expert beoordeling
lijnvormige beplantingen (heg)	100	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	expert beoordeling
lijnvormige beplantingen	200	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
bomenrij (bomen/bos/lijnelementen)	250	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
lijnvormige beplantingen	250	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	van't Veer & Scharringa 2008
lijnvormige beplantingen	200-400	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	Schotman et al. 2007
<b>Bos (&gt; 0,5 ha)</b>				
bos	50-100	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
bos	100	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
bos	100	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	beargumenteerd
bos (> 0,5 ha)	200	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	beargumenteerd
bos (bomen/bos/lijnelementen)	250	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
bos (> 0,5 ha)	400	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	beargumenteerd

bos (> 0,5 ha)	250	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	van 't Veer & Scharringa 2008
bos (> 0,5 ha)	200-400	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	Schotman et al. 2007
bos	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Huizen buiten bebouwde kom</b>				
gebouw/huis	0-75	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
gebouwen	75	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
gebouwen	100	gemiddelde verstoringsafstand	van Adrichem 2004	gis analyse
gebouwen	125	gemiddelde verstoringsafstand	van't Veer & Scharringa 2008	berekend
huizen buiten bebouwde kom	175	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	van 't Veer & Scharringa 2008
huizen buiten bebouwde kom	200	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	beargumenteerd
huizen	250	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
huizen buiten bebouwde kom	250	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	beargumenteerd
gebouwen	436	gemiddelde verstoringsafstand	van Adrichem 2004	gis analyse
huizen buiten bebouwde kom	250	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	Wymenga et al. 2001
gebouwen	300-400	maximale verstoringsafstand	van't Veer & Scharringa 2008	berekend
huizen buiten bebouwde kom	400	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	Schotman et al. 2007
gebouw/huis	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Bebouwde kom</b>				
bebouwde kom	175	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	van 't Veer & Scharringa 2008
bebouwde kom	250	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	beargumenteerd
huizen	250	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
bebouwde kom	250	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	Wymenga et al. 2001
bebouwde kom	300	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	beargumenteerd
bebouwde kom	300	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
bebouwde kom	400	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	Schotman et al. 2007
<b>Rietland (vanaf 2 meter breed)</b>				
riet	50-200	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
rietland (vanaf 2 meter breed)	50	gemiddelde verstoringsafstand	Oosterveld & Altenburg (2004)	beargumenteerd
riet	50	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	beargumenteerd
riet	250	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
riet	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
<b>Windturbines</b>				
windturbines	200	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
windturbines	200	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
windturbines	100-250	gemiddelde verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	expert beoordeling
<b>Gaswinstation (boorinstallatie)</b>				
gaswinstation (boorinstallatie)	250-400	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
<b>Dijk/wal/kade</b>				
dijk/wal/kade	0	minimale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
dijk/wal/kade	50	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	beargumenteerd
dijk/wal/kade	800	maximale verstoringsafstand	Schotman et al. 2007	regressie analyse
dijk/wal/kade	50	gemiddelde verstoringsafstand	Schotman 2011	expert beoordeling
dijk/wal/kade	50	minimale verstoringsafstand	Melman et al. 2005	gis analyse 95% populatie
<b>Overig (niet gebruikt)</b>				
wegverlichting	250-500	maximale verstoringsafstand	Wymenga et al. 2010	Molenaar et al. 2000
opgaande structuren	264	gemiddelde verstoringsafstand	Kleijn et al. 2009.	grutto, 75% dichtheid reductie, regressieanalyse GIS
opgaande structuren	250-600	maximale verstoringsafstand	Kleijn et al. 2009.	grutto, 100% dichtheid reductie, regressieanalyse GIS



### Beschrijving van de relevante delen uit het rapport van Bruinzeel & Schotman

De weidevogelgemeenschap wordt beïnvloed door menselijke en landschappelijke ingrepen en de kwantificering hiervan is door provincie Fryslân o.a. vastgelegd in een tabel met verstoringsafstanden, die functioneel een deel is van het werkplan weidevogels. De Provincie Fryslân heeft aan A&W en Alterra verzocht om de thans gehanteerde vuistregels aan een ijking te onderwerpen. Bij verstoringsafstanden kan onderscheid gemaakt worden in de minimale-, de gemiddelde- en de maximale verstoringsafstand. De provincie maakt onderscheid in verschillende verstoringsbronnen met bijbehorende verstoringsafstand. De verstoringsafstanden waarmee door de provincie gerekend wordt om de afname van “openheid en rust” te bepalen, zijn niet de maximale- en niet de minimale verstoringsafstanden, maar zijn gedefinieerd als vuistregels “waarbij de afstand waarop de dichtheid aan weidevogels sterk is verminderd”, deze vuistregels dragen zorg dat daarmee het totale getalsmatige effect aan habitatverlies wordt beschreven. Deze benadering komt het dichtst bij de gemiddelde verstoringsafstand.

Met literatuuronderzoek is voor elke van de door de provincie gedefinieerde verstoringsbronnen onderzocht hoe de gehanteerde afstand zich verhoudt tot de minimale-, de gemiddelde- en de maximale verstoringsafstand. Vervolgens zijn eisen geformuleerd, waar de aangehouden verstoringsafstand aan moet voldoen. Elke verstoringsafstand is vervolgens getoetst aan deze eisen. Voor de 15 verschillende verstoringsbronnen, voldeden er 11 aan alle gestelde eisen. Voor twee type verstoringsbronnen (gaswinstation en windturbines) was de informatie niet geheel toereikend. Twee verstoringsbronnen voldeden aan twee van de drie eisen. Echter van alle 15 verstoringen voldeden er 14 aan de belangrijkste eis, namelijk dat de schattingen zich binnen de bandbreedte van de gemiddelde verstoringsafstand bevindt. We concluderen dat de gehanteerde verstoringsafstanden hiermee geschikt gereedschap zijn om het habitatverlies voor weidevogels correct te voorspellen. Daarnaast concluderen we dat de schattingen die de provincie als vuistregels hanteert niet leiden tot een systematische over- of onderschatting. Geadviseerd wordt de huidige schattingen voor “gaswinstation” en “bos” aan te passen. De huidige schatting voor een gaswinstation is vermoedelijk te laag (hoewel de literatuur beperkt is) en de huidige schatting voor bos is vermoedelijk een overschatting. Op verzoek van de provincie is tevens een inschatting gemaakt van de verstorende werking van geplande 380kV hoogspanningsmasten. Deze masten hebben vrijwel zeker een grotere verstorende invloed dan de oude stijl hoogspanningsmasten. We adviseren de provincie minimaal een verstoringsafstand aan te houden die vergelijkbaar is met die van opgaande lijnbeplantingen (200m). Deze schatting is echter wel omgeven door onzekerheid. Daarnaast is er ook nog een grote onzekerheid die speelt rond gecombineerde verstoringbronnen. In deze specifieke situatie is dit belangrijk omdat het hier over een lang traject door de provincie gaat en er bij de tracébeslissing gericht wordt gezocht naar het combineren van landschapsvreemde elementen.

*(van der Vliet, van Dijk, & Wassen, 2010)*

In dit artikel worden effectafstanden gegeven specifiek voor een aantal weidevogelsoorten. In veel gevallen gaat het om lijnvormige elementen zoals infrastructuur. Relevant voor de effecten van Industrie-zicht zijn alleen de indicaties voor verstoringsafstanden rond gebouwen. Deze laten een behoorlijke range zien van 100 tot enige 100-en meters.

**Table 1.** Maximum disturbance distance (m) from landscape elements for three species of meadow bird in The Netherlands during the breeding season. (A) References do not distinguish between species; (B) References distinguish between species. Figures between parentheses indicate approximate car traffic density, in numbers per day. Species abbreviations: Oys = Eurasian Oystercatcher, Lap = Northern Lapwing, God = Black-tailed Godwit. View obstructing: 0 = no, 1 = yes. Traffic intensity: 0 and 1 = low, 2 = intermediate, 3 = high. - = no data available.

Landscape element <b>A</b>	View obstructing	Traffic intensity	Distance for three species combined			Reference
Forest edge	1	0	100			Altenburg & Wymenga 1987
Tree line, hedge	1	0	50			Altenburg & Wymenga 1987
Reed bed/reedy edge	1	0	50			Brandsma 1991
'group of trees'	1	0	250-350			van 't Veer & Scharringa 2008
High dam without tree line	1	0	50			Altenburg & Wymenga 1987
'building'	1	1	175			van 't Veer & Scharringa 2008
Edge village/city	1	1	100			Altenburg & Wymenga 1987
	1	1	> 500			Wind 1977
	1	1	1200			Veen 1973
Canal without tree line	0	0	50			Altenburg & Wymenga 1987
Cycle path without tree line	0	1	100			Altenburg & Wymenga 1987
Minor/municipal road	0	1	800-900			Veen 1973
Minor road with tree line	1	1	100			Altenburg & Wymenga 1987
Highway (5000-10,000)	0	2	150			Altenburg & Wymenga 1987
	0	2	1200			Veen 1973
Railway	0	2	650			Veen 1973

Landscape element <b>B</b>	View obstructing	Traffic intensity	Distance for species separately			Reference
			Oys	Lap	God	
Plantation	1	0	-	300	250	van der Zande <i>et al.</i> 1980
Single farm house	1	1	150-250	250-350	350-450	Wind 1978
			630	470-630	470-875	van der Zande <i>et al.</i> 1980
Minor/municipal road	0	1	0	480	720	van der Zande <i>et al.</i> 1980
			200-300	350-450	250-350	Wind 1978
Provincial road (5000)	0	2	0	750	750	van der Zande 1975
Provincial road (10,000)	0	2	550-650	600-700	>1000	Wind 1978
Provincial road (5000; with ribbon-development)	1	2	550-650	600-700	>1000	Wind 1978
Provincial road (5000; with scattered farms)	1	2	100-200	450-550	750-850	Wind 1978
Highway (5000-10,000)	0	2	0	625	625	van der Zande <i>et al.</i> 1980
			> 625	625	625	Verstrael <i>et al.</i> 1983
			1700	120	230	Reijnen <i>et al.</i> 1996
Highway (50,000)	0	3	0	2000	1000	van der Zande 1975, van der Zande <i>et al.</i> 1980
			3530	560	930	Reijnen <i>et al.</i> 1996
			-	1800-2100	1800-2100	Verstrael <i>et al.</i> 1983
Railway	0	2	-	250	375	Grontmij 1981

### Samenvatting van het artikel door Van Vliet *et al.* 2010

Meadow bird species in the Netherlands have shown a long-term decline in numbers. This has been generally attributed to agricultural intensification, but in addition an increase of disturbing elements may have played a role in the decline. In this review we compiled data from literature to explore to what extent breeding by meadow birds (Eurasian Oystercatcher *Haematopus ostralegus*, Northern Lapwing *Vanellus vanellus*, Black-tailed Godwit *Limosa limosa*) is limited by disturbing landscape elements. We considered elements that can be considered 'viewobstructing' (like trees or houses), and those that can be considered 'flat' (canal, road or railway). Our review shows that breeding birds keep a distance to both types of landscape elements, with distances ranging over 1 km for highways and village edges. Roads with high traffic intensity caused the largest disturbance. Eurasian Oystercatcher was most tolerant to the presence of landscape elements, and Black-tailed Godwit least tolerant.

## Bijlage VI. Studies naar effecten van geluid

Samenvattingen en belangrijkste figuren en tabellen van studies naar effecten van geluid.

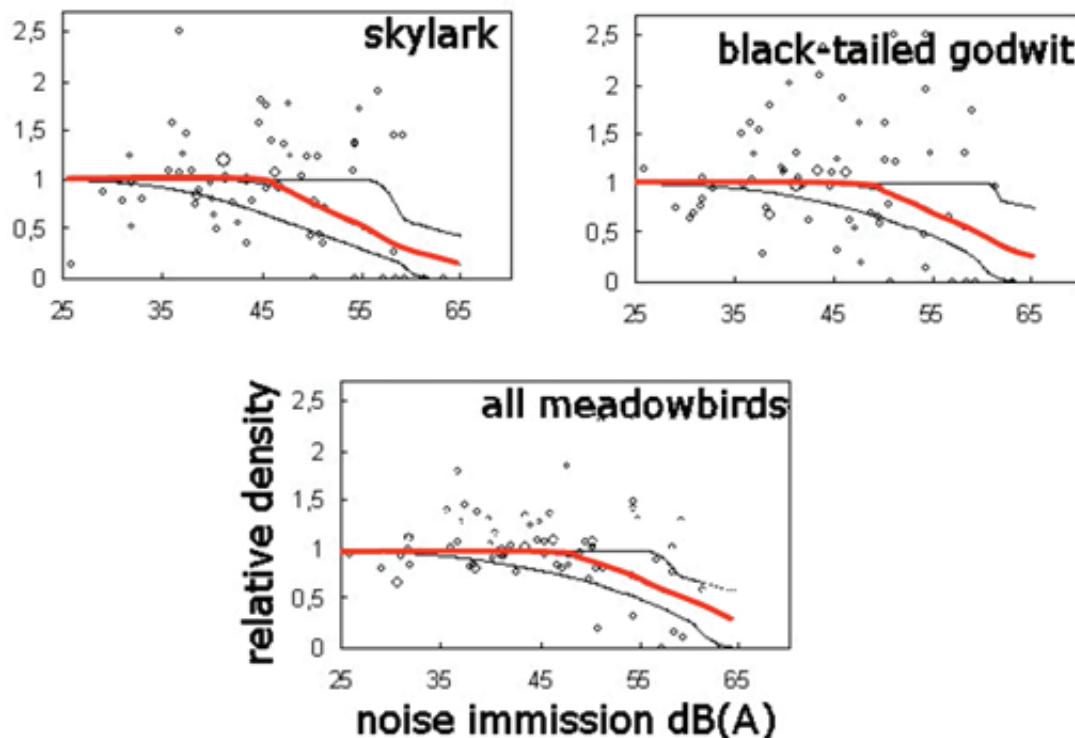
### Effecten Railverkeer

(Waterman et al., 2004) en Tulp et al. (2002)

The presence and use of a railway line in an open landscape may lead to disturbance of local bird populations. In order to determine whether there is a disturbance factor, and in order to quantify the disturbance the presence of 11 meadow bird species have been counted in 15 study areas near railroads in the Netherlands. A statistical relation has been developed between the noise load and Lmax and SEL. Some species appeared to be sensitive to the noise load. Quieter railway lines are showing less disturbance for these species than more busy railway lines. An application of the results will be described in order use the results of the study in Environmental Impact Assessments as well as for compensation of lost area.

...Noise immission, however had a significantly negative effect on the density of garganey, black-tailed godwit and skylark, as well as on all meadow birds together and all waders together. In the other species a negative trend was present, which showed most clearly in shoveler, oystercatcher and lapwing. However, the samples of these birds were too small to enable a correlation between noise exposure and the number of birds present. The threshold noise level from which densities were affected varied little between species: black-tailed godwit 45 dB(A), skylark 42 dB(A) and garganey 49 dB(A).

The uncertainty of these threshold levels are large, i.e. for black-tailed godwit the 90% confidence limits range from 30 to 57 dB(A).



**Figure 3** Relative density of birds in relation to noise load for two species and all meadow birds together. Relations are based on regression. The symbol size reflects their importance in regression. The middle red lines indicates the results of regression; the outer black lines the 90% confidence limits

... We feel the use of the LAeq,24h gives a good approximation for bird disturbance.

...The equivalent noise level is seen as a representative dose for all combined disturbance effects of a railway line, which especially takes into account the intensity of the use of the railroad.

Garganey	49 dB(A)
Black-tailed godwit	45 dB(A) (range 30-57)
Skylark	42 dB(A)
All meadow birds	44 dB(A)
All waders	45 dB(A)

**Table 3** Threshold levels for bird disturbance

(Vegte et al., 2011)

**Omrekening van effectafstanden van geluid voor industrie**

Tabel 2 bevat een overzicht van effectafstanden en bronsterktes die horen bij de geluidmaat 45 dB (A)  $L_{etmaal}$  (5m)), zoals genoemd in de uitgave van de VNG (kolom 1 en 2). Deze is vervolgens omgerekend naar effectafstanden met de geluidmaat  $L_{Aeq24uur}$  (1,5 m) (kolom 3).

De omrekening is gebaseerd op de volgende uitgangspunten:

- Half hard/half zacht bodemgebied tussen bron en ontvanger
- Bronhoogte 5 meter
- Bedrijf is in de avondperiode 5 dB(A) en in de nachtperiode 10 dB(A) stiller.

**Tabel 2**

Overzicht effectafstanden bij 45 dB(A)  $L_{etmaal}$  (5m) en 42 dB(A)  $L_{Aeq24uur}$  (1,5 m).

Bronsterkte op 5 m uitgedrukt als $L_{etmaal}$ (5m)	Effectafstand 1 (afstand waarbij de bron wordt gemeten als 45 dB(A) $L_{etmaal}$ (5m))	Effectafstand 2 (afstand waarbij de bron wordt gemeten als 42 dB(A) $L_{Aeq24uur}$ (1,5 m))
65 dB(A)	10	10
85 dB(A)	30	30
90 dB(A)	50	50
96 dB(A)	100	87
105 dB(A)	200	180
110 dB(A)	300	300
115 dB(A)	500	490
118 dB (A)	700	655
122 dB(A)	1000	940
127 dB(A)	1500	1480

Indien sprake is van een continu bedrijf (24 uur werkzaam) zullen de effectafstanden toenemen ten opzichte van een bedrijf dat enkel gedurende de dagperiode in bedrijf is.

De effectafstand van bedrijven kan ook toenemen indien er veel piek- of impuls geluid ten gehore worden gebracht.

Bij een bedrijfsterrein zullen meerdere bedrijven bij elkaar zijn gelegen. Dat betekent dat de geluidsbelasting (en dus ook de effectafstand) gaat toenemen. Dichtbij een bedrijventerrein, waarbij het effect van het meest nabijgelegen bedrijf dominant is, zal de cumulatie tot circa 5 dB(A) toenemen bij cumulatie van gelijksoortige bedrijven. Verder weg van een bedrijventerrein, waarbij het geluid van de afzonderlijke bedrijven niet meer te onderscheiden is, zal de cumulatie tot circa 10 dB(A) toenemen bij cumulatie van gelijksoortige bedrijven. De effectafstand verdubbelt ongeveer bij een verhoging van 6 dB(A) door cumulatie.

In tabel 3 zijn de maximale afstanden van de 42 dB(A) contour opgenomen vanaf een bepaald punt. Deze afstanden hebben wij gebaseerd op de effectafstand zoals deze per SBI-code in de lijst van de VNG zijn opgenomen (kolom effectafstand VNG systematiek).

Voor de beoordeling van bestaande handelingen kan met de afstanden in de kolom 'maximale reikwijdte 42 dB(A) contour' gewerkt worden. Een belangrijke opmerking hierbij is dat dit gaat om maximale afstanden. Concreet betekent dit dat de effectafstand bij een bedrijfsgebouw of loods maximaal 490 meter is maar dit kan ook 30 of 50 meter zijn. Per SBI-code kan op basis van de geluidsafstand in de lijst behorende bij de 'Uitgave Bedrijven en Milieuzonering handreiking voor maatwerk in de gemeentelijke ruimtelijke ordeningspraktijken (2009)' en tabel 3 een gedetailleerdere afstand toegekend worden.

Daarnaast moet opgemerkt worden dat er bij deze afstanden geen rekening is gehouden met cumulatie van geluid terwijl dit zeer waarschijnlijk wel aan de orde is.

Tabel 3

Maximale effectafstand  
geluid per categorie

Categorie bestaande handelingen	effectafstand VNG systematiek	Maximale reikwijdte 42 dBA contour
Bedrijfsgebouw/loods	500	490
Delfstoffen	700	655
Agrarische activiteiten	50	50
Gebouw/kantoor	100	87
Glastuinbouw ed.	30	30
Jachthaven	50	50
Lichte industrie	200	180
Middelzware industrie	300	300
Open accommodaties zonder geluid*	10	10
Open opslag/bedrijvigheid	1500	1480
Open sportaccommodaties	50	50
Open sportaccommodaties- met veel geluid**	1500	1480
RWZI	50	50
Visserij	100	87
Vuilstort	300	300

\* dit zijn bijvoorbeeld begraafplaatsen

\*\* dit zijn bijvoorbeeld schietbanen, motorcrossterreinen en modelvliegtuigvelden.

*Shannon et al. 2016: review geluidseffecten*

Global increases in environmental noise levels – arising from expansion of human populations, transportation networks, and resource extraction – have catalysed a recent surge of research into the effects of noise on wildlife. Synthesising a coherent understanding of the biological consequences of noise from this literature is challenging. Taxonomic groups vary in auditory capabilities. A wide range of noise sources and exposure levels occur, and many kinds of biological responses have been observed, ranging from individual behaviours to changes in ecological communities. Also, noise is one of several environmental effects generated by human activities, so researchers must contend with potentially confounding explanations for biological responses. Nonetheless, it is clear that noise presents diverse threats to species and ecosystems and salient patterns are emerging to help inform future natural resource-management decisions. We conducted a systematic and standardised review of the scientific literature published from 1990 to 2013 on the effects of anthropogenic noise on wildlife, including both terrestrial and aquatic studies. Research to date has concentrated predominantly on European and North American species that rely on vocal communication, with approximately two-thirds of the data set focussing on songbirds and marine mammals. The majority of studies documented effects from noise, including altered vocal behaviour to mitigate masking, reduced abundance in noisy habitats, changes in vigilance and foraging behaviour, and impacts on individual fitness and the structure of ecological communities. This literature survey shows that terrestrial wildlife responses begin at noise levels of approximately 40 dBA, and 20% of papers documented impacts below 50 dBA. Our analysis highlights the utility of existing scientific information concerning the effects of anthropogenic noise on wildlife for predicting potential outcomes of noise exposure and implementing meaningful mitigation measures. Future research directions that would support more comprehensive predictions regarding the magnitude and severity of noise impacts include: broadening taxonomic and geographical scope, exploring interacting stressors, conducting larger-scale studies, testing mitigation approaches, standardising reporting of acoustic metrics, and assessing the biological response to noise-source removal or mitigation. The broad volume of existing information concerning the effects of anthropogenic noise on wildlife offers a valuable resource to assist scientists, industry, and natural-resource managers in predicting potential outcomes of noise exposure.

Table 5. Biological responses to different noise-source categories by terrestrial taxa. Studies in this table are included in Fig. 3A

	Environmental	Transportation	Industrial	Military
<b>Birds</b>	Changes in frequency components of vocalisations [1–22]	Changes in frequency components of vocalisations [33–35]	60–65 dBA? 50 dBA#	45 dBA** Increase in vigilance and alert behaviour [64, 65]
	Changes in call rate and duration [14–18]	Increase in amplitude of vocalisations [36]	57 dBA#	52 dBA#
	Increase in amplitude of vocalisations [19–23]	Shifts in timing of vocalisations [37]	80 dBA? 80 dBA?	68 dBA#
	Shifts in timing of vocalisations [24]	Preference for roosting in quieter areas [38]	47 dBA**	48 dBA#
	Decreases in acoustic complexity of songbird community [25]	Reduction in reproductive success in presence of road noise [39]	68 dBA?	55 dBA# 45 dBA# 60 dBC?
	Decline in species diversity [26, 27]	Effects on physiology and development [40]	60 dBA†	50 dBC#
	Avoidance of noisy environments [28]	Changes in abundance, species richness, distribution and occupancy [41–43]	45 dBA* 70 dBA?	46 dBA? 45 dBA# 55 dBA**
	Decline in reproductive success [29, 30]		58 dBA* 43 dBA***	

**Symbols:** \* sound pressure level (SPL); \*\* equivalent continuous sound level (Leq or LAeq); † SPL max; ‡ sound exposure level (SEL); # average; ? unknown. See Appendices S1 and S2 for acoustic metric definitions. *A-weighting*, like the human ear, cuts off the lower and higher frequencies that the average person cannot hear. At higher sound levels (100 dB and above), the ear's response is flatter, as shown in the **G-weighting**. **L** (linear) or **unweighted** (also known as **Z-weighting**) is a flat frequency response of 10–20 kHz ±1.5 dB.

§ indicates studies where it was unclear if a frequency weighting function was applied.

[1] Pohl *et al.* (2012); [2] Seger-Fullam, Rodewald & Soha (2011); [3] Bermúdez-Cuamatzin *et al.* (2011); [4] Dowling, Luther & Marra (2012); [5] Bermúdez-Cuamatzin *et al.* (2009); [6] Mendes, Colino-Rabanal & Peris (2011); [7] Nemeth & Brumm (2010); [8] Hu & Cardoso (2010); [9] Proppé *et al.* (2012); [10] Slabbekoorn & Peet (2003); [11] Goodwin & Podols (2013); [12] Montagne, Danek-Gontard & Kunc (2013); [13] Nemeth & Brumm (2009); [14] Mockford & Marshall (2009); [15] Halfwerk & Slabbekoorn (2009); [16] Rios-Chelén *et al.* (2013); [17] Potvin, Parris & Mulder (2011); [18] Gross, Pasinelli & Kunc, (2010); [19] Redondo, Barrantes & Sandoval (2013); [20] Pohl *et al.* (2009); [21] Nemeth *et al.* (2013); [22] Wood & Yezerinac (2006); [23] Lowry, Lill & Wong (2012); [24] Fuller *et al.* (2007); [25] Pieretti & Farina (2013); [26] Patón *et al.* (2012); [27] Proppé *et al.* (2013b); [28] McLaughlin & Kunc (2013); [29] Kight *et al.* (2012); [30] González-Oreja *et al.* (2012); [31] Hage *et al.* (2013); [32] Shieh *et al.* (2012); [33] Halfwerk *et al.* (2011b); [34] Potvin & Mulder (2013); [35] Verzijden *et al.* (2010); [36] Brumm (2004); [37] Arroyo-Solis *et al.* (2013); [38] Zhang *et al.* (2012); [39] Halfwerk *et al.* (2011a); [40] Crino *et al.* (2013); [41] Arevalo & Newhard (2011); [42] Goodwin & Shriver (2011); [43] McClure *et al.* (2013); [44] Schaub *et al.* (2008); [45] Siemers & Schaub (2011); [46] Lengagne (2008); [47] Sun & Narins (2005); [48] Kaiser *et al.* (2011); [49] Bee & Swanson (2007); [50] Cunningham & Fahrig (2010); [51] Lampe *et al.* (2012); [52] Vargas-Salinas & Amézquita (2013); [53] Francis, Ortega, & Cruz (2011a); [54] Bickley *et al.* (2012b); [55] Schroeder *et al.* (2012); [56] Bayne *et al.* (2008); [57] Bickley *et al.* (2012a); [58] Francis, Ortega, & Cruz (2011c); [59] Francis *et al.* (2009); [60] Francis *et al.* (2012); [61] Powell *et al.* (2006); [62] Westlund *et al.* (2012); [63] Rasmussen *et al.* (2009); [64] Conomy *et al.* (1998); [65] Goudie & Jones (2004); [66] Krausman *et al.* (1998); [67] Maier *et al.* (1998); [68] Weisenberger *et al.* (1996).

Cutts *et al.* (2009) en RPS (2018): effecten van industrie(constructie) lawaai op watervogels

Gebaseerd op diverse literatuurstudies komen Cutts *et al.* (2009) tot de volgende ‘dosis-effect’ relaties voor effecten van industrielawaai op watervogels waarbij vooral pieklawaai is bekeken. Hieruit volgt de conclusie dat relevante effecten optreden (wegvliegen) bij piekgeluiden boven de 70dB (LA<sub>max</sub>). Tabel 4.2 uit het RPS-rapport geeft een indicatie voor de effecten van piekgeluiden olopende van 50 meter bij 71-80 dB(LA<sub>max</sub>) tot 400 meter bij 101-110 dB (LA<sub>max</sub>).

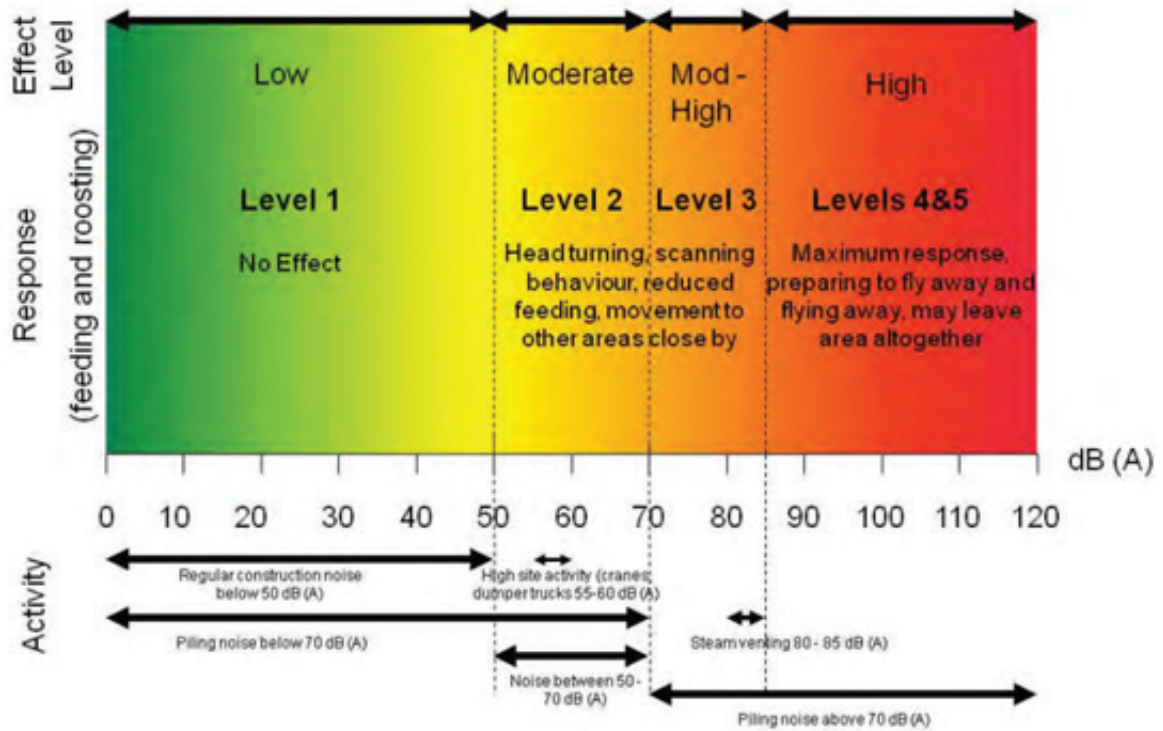


Figure 2: Waterbird response to construction disturbance

Table 4.2 Estimated harassment distance due to elevated action-generated sound levels for proposed actions affecting the northern spotted owl and marbled murrelet, by sound level

Baseline ambient sound level, dBA	Sound level at 15 m from sound source, dBA			
	Moderate (71 – 80 dBA)	High (81 – 90 dBA)	Very high (91 – 100 dBA)	Extreme (101 – 110 dBA)
Natural ambient ( $\leq 50$ dBA)	50 m	150 m	400 m	400 m
Very low (51 – 60 dBA)	0 m	100 m	250 m	400 m
Low (61 – 70 dBA)	0 m	50 m	250 m	400 m
Moderate (71 – 80 dBA)	0 m	50 m	100 m	400 m
High (81 – 90 dBA)	0 m	50 m	50 m	150 m

## Bijlage VII. Studies naar effecten van lichtvervuiling en bebouwing

Samenvattingen en belangrijkste figuren en tabellen van studies naar effecten van lichtvervuiling en bebouwing.

Geformaliseerde expert inschatting, (Vegte *et al.* 2011)

In hun rapport komen ze tot maximale reikwijdte (=worst case) inschattingen voor de effecten van licht op diverse soortgroepen. Voor vogels geldt een reikwijdte van 300 meter. Onduidelijk is echter welke onderbouwde bronnen hiervoor gebruikt zijn.

**Tabel 4**

Maximale reikwijdte  
lichteffecten per soortgroep

Soortgroep	Maximale reikwijdte effecten licht
Vogels	300 meter
Zoogdieren (excl. Meervleermuizen)	> 100 meter, maximaal 300 meter
Insecten	1.000 meter
Amfibieën	Tot enkele honderden meters
Planten	enkele meters



Meest relevante studie, de Molenaar, Jonkers, and Sanders 2000

Het onderzoek naar de invloed van wegverlichting op het brodegedrag en –succes van grutto's is uitgevoerd in het open weidegebied aan weerszijden van de A9 tussen Limmen en Akersloot. De grutto is gekozen als gidssoort voor weidevogels meer in het algemeen.

Het onderzoeksgebied beslaat 230 ha. Het behoort wat de gruttostand betreft met meer dan 50 broedparen/100 ha tot de beste van ons land.

Het onderzoek bestond uit een vergelijking van één en hetzelfde, in 1998 onverlicht en vervolgens in 1999 verlicht terrein direct langs de A9. Daartoe is de verlichting van de A9 in 1998 uitgeschakeld en in 1999 weer normaal ingeschakeld. Daarnaast is in 1998 een terreindeel onderzocht waar de autosnelweg, in het bijzonder het geluid van het wegverkeer geen invloed heeft. Er is vervolgens wegverlichting geplaatst in de vorm van 24 lichtmasten. Die is tijdens het voortplantingsseizoen in 1999 synchroon met de verlichting van de A9 ingeschakeld.

De bestaande invloed van de weg en het wegverkeer op de gruttostand zijn als gegeven beschouwd. Vastgelegd zijn de exacte plek van de in 1998 en 1999 opgespoorde nesten, hun afstand tot de weg en tot de verlichting, het aantal eieren per nest, de maten en – ter controle - de gewichten van de eieren, de datum van het leggen van het eerste ei per legsel en eventueel verlies van legfels. Naast een globale beschrijving van het onderzoeksgebied zijn alle percelen afzonderlijk nader gekarakteriseerd om rekening te kunnen houden met de nestplaatsvoorkeur van de vogels. Dit betrof de hoogte en de structuur van de grasmat, de ontwateringstoestand en het beheer (beweiding, bemesting e.d.).

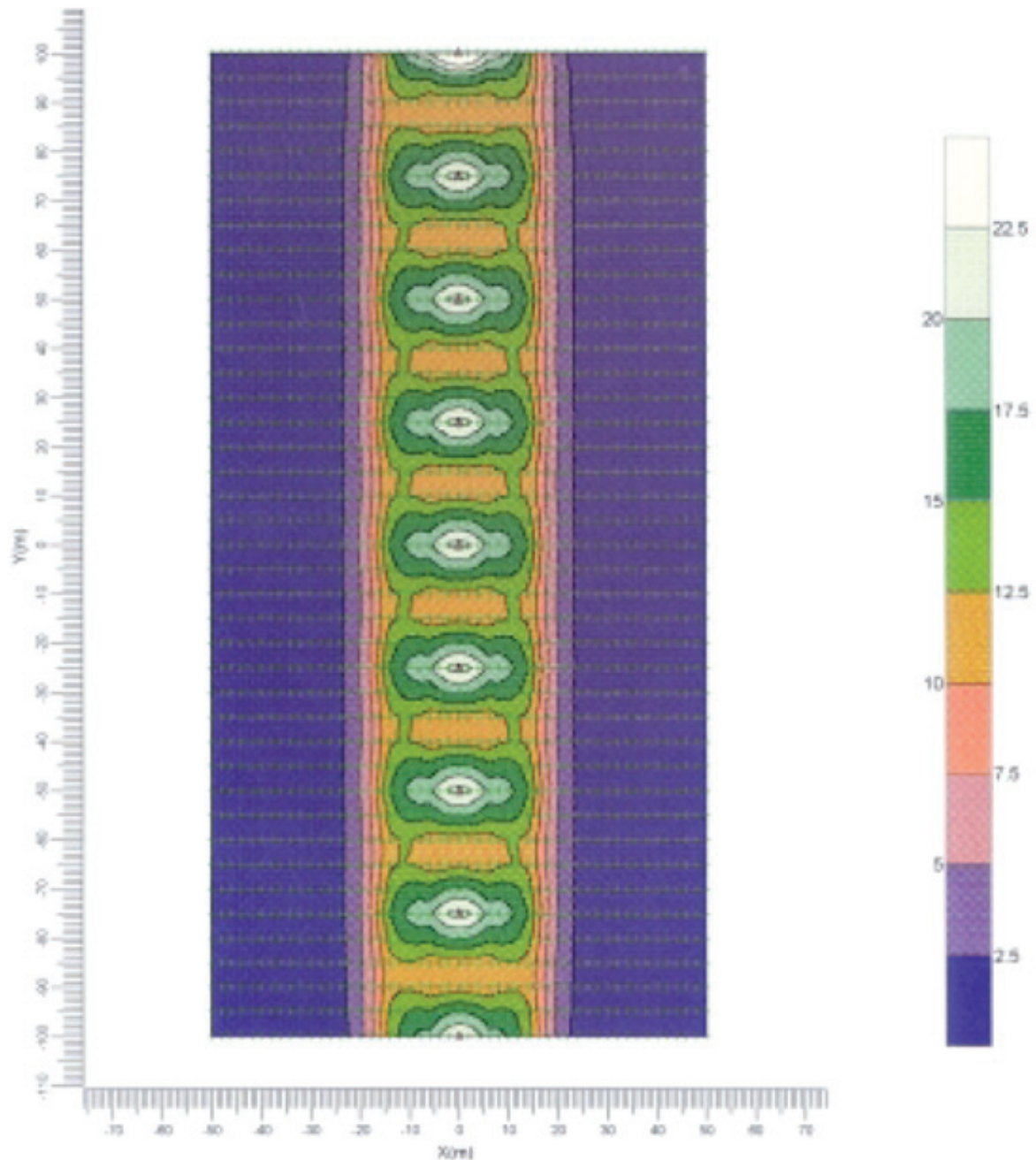
Wegverlichting blijkt een aantasting van de habitatkwaliteit voor de grutto te betekenen. Wegverlichting heeft een significant negatieve invloed op de geschiktheid als broedterrein, die zich lijkt uit te kunnen strekken over enige honderden meters afstand van de verlichting. Daarnaast blijken de vogels die als eerste beginnen te nestelen, hun nestplaats significant verder van de lichtbron af te kiezen dan vogels die later gaan nestelen. Een invloed van verlichting op het gemiddelde eivolume per nest, als indicatie voor het broedsucces en de conditie van de oudervogels, is in het onderzoek niet aangetoond. Evenmin is een invloed van verlichting op de predatie van gruttolegfels aangetoond.

Negatieve invloed van de weg (het wegverkeer) blijkt in dit onderzoek niet meetbaar. Blijkbaar kan deze invloed gecompenseerd worden door terrein factoren die mede de habitatkwaliteit bepalen. Dat de negatieve invloed van de verlichting minder door de geschiktheid van de terreingesteldheid wordt gecompenseerd, suggereert dat de invloed van de verlichting sterker zou kunnen zijn dan die van de weg (het wegverkeer) op zich.

Het onderzoek kan door de beperkte opzet niet meer dan indicaties leveren voor de mogelijke effecten van wegverlichting op de ontwikkeling van de gruttopopulatie in het onderzoeksgebied. Zulks te meer, daar de plaatstrouw van de grutto, de jaarlijkse variatie in de weersgesteldheid en daarmee samenhangend de terreingesteldheid aan het begin van het voortplantingsseizoen een belangrijke complicerende rol blijken te spelen.

Aanbevolen wordt om het onderzoek over een langere reeks van jaren en in meer gebieden te herhalen, en dan daarbij ook een algemene weidevogelsoort te betrekken die in mindere mate plaatstrouw vertoont.

De wegverlichting van de A9 is aangebracht in de middenberm. De kwalificatie van deze verlichting is als volgt. De lampen zijn aangebracht op 12 meter hoogte op een onderlinge afstand van 25 m. De lampen zijn van het type SOX 135W. Elke lamp heeft een vermogen van 159 Watt en een lichtstroom van 22500 lumen. Zij zijn aangebracht in armatuurtype SDP 252/135 (gegevens Werktuigbouwkundige Elektrotechnische Dienst van Rijkswaterstaat, Directie Noord-Holland). De verlichtingssterkte op oppervlak is weergegeven in figuur 4.1.<sup>5</sup>



**Figuur 4.1** Isolijndiagram van de verlichtingssterkte of illuminantie in lux, gemeten op oppervlak (horizontaal vlak; zie noot 1 bij § 1.3 en noot 5 bij § 4.8)

#### Minder relevante studies

(Zapata et al., 2019)

Artificial lighting at night (ALAN) produced by urban, industrial, and roadway lighting, as well as other sources, has dramatically increased in recent decades, especially in coastal environments that support dense human populations. Artificial Blightscape<sup>^</sup> are characterized by distinct spatial, temporal, and spectral patterns that can alter natural patterns of light and dark with consequences across levels of biological organization. At the individual level, ALAN can elicit a suite of physiological and behavioural responses associated with light-mediated processes such as diel activity patterns and predator-prey interactions. ALAN has also been shown to modify community composition and trophic structure, with implications for ecosystem-level pro-

cesses including primary productivity, nutrient cycling, and the energetic linkages between aquatic and terrestrial systems. Here, we review the state of the science relative to the impacts of ALAN on estuaries, which is an important step in assessing the long-term sustainability of coastal regions. We first consider how multiple properties of ALAN (e.g., intensity and spectral content) influence the interaction between physiology and behavior of individual estuarine biota (drawing from studies on invertebrates, fishes, and birds). Second, we link individual- to community- and ecosystem-level responses, with a focus on the impacts of ALAN on food webs and implications for estuarine ecosystem functions. Coastal aquatic communities and ecosystems have been identified as a key priority for ALAN research, and a cohesive research framework will be critical for understanding and mitigating ecological consequences.

*(La Sorte et al., 2017)*

The spatial extent and intensity of artificial light at night (ALAN) has increased worldwide through the growth of urban environments. There is evidence that nocturnally migrating birds are attracted to ALAN, and there is evidence that nocturnally migrating bird populations are more likely to occur in urban areas during migration, especially in the autumn. Here, we test if urban sources of ALAN are responsible, at least in part, for these observed urban associations. We use weekly estimates of diurnal occurrence and relative abundance for 40 nocturnally migrating bird species that breed in forested environments in North America to assess how associations with distance to urban areas and ALAN are defined across the annual cycle. Migratory bird populations presented stronger than expected associations with shorter distances to urban areas during migration, and stronger than expected association with higher levels of ALAN outside and especially within urban areas during migration. These patterns were more pronounced during autumn migration, especially within urban areas. Outside of the two migration periods, migratory bird populations presented stronger than expected associations with longer distances to urban areas, especially during the nonbreeding season, and weaker than expected associations with the highest levels of ALAN outside and especially within urban areas. These findings suggest that ALAN is associated with higher levels of diurnal abundance along the boundaries and within the interior of urban areas during migration, especially in the autumn when juveniles are undertaking their first migration journey. These findings support the conclusion that urban sources of ALAN can broadly effect migratory behavior, emphasizing (La Sorte et al., 2017) the need to better understand the implications of ALAN for migratory bird populations.

*(Van Doren et al., 2017)*

Billions of nocturnally migrating birds move through increasingly photopolluted skies, relying on cues for navigation and orientation that artificial light at night (ALAN) can impair. However, no studies have quantified avian responses to powerful ground-based light sources in urban areas. We studied effects of ALAN on migrating birds by monitoring the beams of the National September 11 Memorial & Museum's "Tribute in Light" in New York, quantifying behavioral responses with radar and acoustic sensors and modeling disorientation and attraction with simulations. This single light source induced significant behavioral alterations in birds, even in good visibility conditions, in this heavily photopolluted environment, and to altitudes up to 4 km. We estimate that the installation influenced  $\approx 1.1$  million birds during our study period of 7 d over 7 y. When the installation was illuminated, birds aggregated in high densities, decreased flight speeds, followed circular flight paths, and vocalized frequently. Simulations revealed a high probability of disorientation and subsequent attraction for nearby birds, and bird densities near the installation exceeded magnitudes 20 times greater than surrounding baseline densities during each year's observations. However, behavioral disruptions disappeared when lights were extinguished, suggesting that selective removal of light during nights with substantial bird migration is a viable strategy for minimizing potentially fatal interactions among ALAN, structures, and birds. Our results also highlight the value of additional studies describing behavioral patterns of nocturnally migrating birds in powerful lights in urban areas as well as conservation implications for such lighting installations.

*(McLaren et al., 2018)*

With many of the world's migratory bird populations in alarming decline, broad-scale assessments of responses to migratory hazards may prove crucial to successful conservation efforts. Most birds migrate at night through increasingly light-polluted skies. Bright light sources can attract airborne migrants and lead to collisions with structures, but might also influence selection of migratory stopover habitat and thereby acquisition of food resources. We demonstrate, using multi-year weather radar measurements of nocturnal migrants across the northeastern U.S., that autumnal migrant stopover density increased at regional scales with proximity to the brightest areas, but decreased within a few kilometers of brightly-lit sources. This finding implies

broad-scale attraction to artificial light while airborne, impeding selection for extensive forest habitat. Given that high-quality stopover habitat is critical to successful migration, and hindrances during migration can decrease fitness, artificial lights present a potentially heightened conservation concern for migratory bird populations.

...We found a monotonic decrease in departing bird densities with increasing distance from bright light sources, extending out to the maximum distance within the region (250 km)...

(Longcore *et al.*, 2008)

Communication towers. Overall, avian mortality increased with tower height.

...Most towers from which large bird kills have been reported have guy wires (but see Gregory 1975). Observational studies of birds in the vicinity of towers revealed that birds are much more likely to collide with the guy wires than with the tower itself (Brewer and Ellis 1958, Fisher 1966, Avery *et al.* 1976)....

neither tower height nor number of sets of guy wires explains remaining variation when the other variable is entered first because of the collinearity of tower height and number of sets of guy wires...

...From these studies, and the repeated identification of the importance of a dark phase for minimizing avian mortality, we conclude that removal of steady-burning lights and use of only synchronously flashing lights would reduce avian mortality at communication towers. To reduce avian mortality, it is also important that accessory structures at towers not have constant exterior lighting. Studies at wind turbines reveal greater bird kills at turbines near lighted structures (P. Kerlinger *et al.* unpubl. data). Avoidance of lights on accessory structures for towers in natural areas would also reduce adverse effects on other taxa (Longcore and Rich 2004, Rich and Longcore 2006).

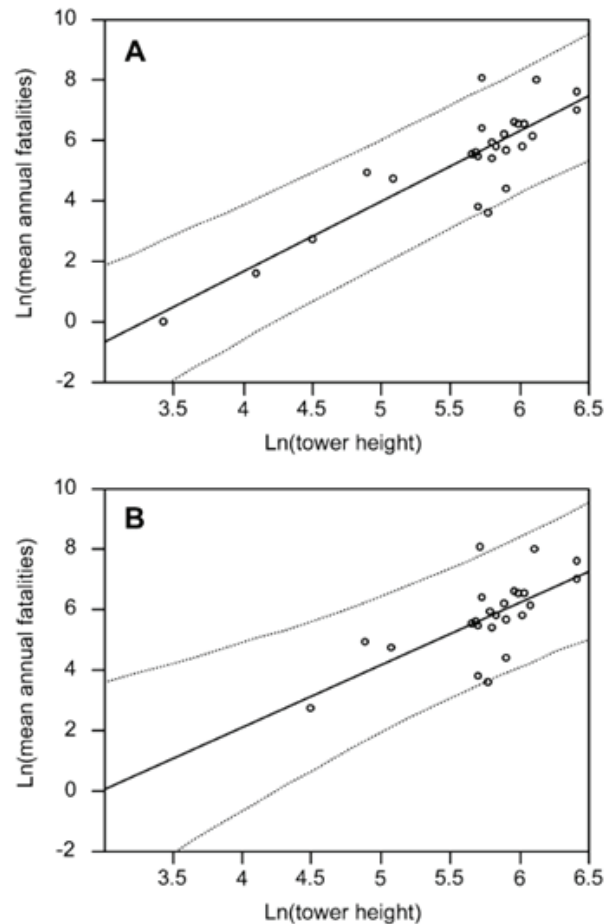


FIG. 1. Linear regression of ln-transformed mean annual avian mortality by ln-transformed tower height (m): (A) including all data points and (B) omitting two towers  $\leq 60$  m tall. Linear regression shown with 95% confidence intervals for individual values.

(Longcore *et al.*, 2013)

Birds migrating to and from breeding grounds in the United States and Canada are killed by the millions in collisions with lighted towers and their guy wires. Avian mortality at towers is highly variable across species, and the importance to each population depends on its size and trajectory. Building on our previous estimate of avian mortality at communication towers, we calculated mortality by species and by regions. To do this, we constructed a database of mortality by species at towers from available records and calculated the mean proportion of each species killed at towers within aggregated Bird Conservation Regions. These proportions were combined with mortality estimates that we previously calculated for those regions. We then compared our estimated bird mortality rates to the estimated populations of these species in the United States and Canada. Neotropical migrants suffer the greatest mortality; 97.4% of birds killed are *passerines*, mostly warblers (*Parulidae*, 58.4%), vireos (*Vireonidae*, 13.4%), thrushes (*Turdidae*, 7.7%), and sparrows (*Emberizidae*, 5.8%). Thirteen birds of conservation concern in the United States or Canada suffer annual mortality of 1–9% of their estimated total population. Of these, estimated annual mortality is  $>2\%$  for Yellow Rail (*Coturnicops noveboracensis*), Swainson's Warbler (*Limnothlypis swainsonii*), Pied-billed Grebe (*Podilymbus podiceps*),

**Table 3**

Per species avian annual mortality at communication towers in central and eastern North America, for species with >1% annual mortality from communication towers. Older names or lumped species groups are used to accommodate taxonomic changes. Status: BCC Birds of Conservation Concern in United States. SARA1 Endangered under Canada's Species at Risk Act, SARA2 Threatened, and SARA3 Special Concern.

Species	Family	North Am. population estimate	Est. annual mortality	Percent of population (%)	Status
Yellow Rail <i>Coturnicops noveboracensis</i>	Rallidae	25,000 <sup>a</sup>	2245	9.0	BCC/SARA3
Swainson's Warbler <i>Limothlypis swainsonii</i>	Parulidae	84,000 <sup>a</sup>	7473	8.9	BCC
Pied-billed Grebe <i>Podilymbus podiceps</i>	Podicipedidae	100,000 <sup>b</sup>	5589	5.6	BCC
Bay-breasted Warbler <i>Setophaga castanea</i>	Parulidae	3,000,000 <sup>a</sup>	165,257	5.5	BCC
Black-throated Blue Warbler <i>Setophaga caeruleascens</i>	Parulidae	2,000,000 <sup>a</sup>	98,578	4.9	
Golden-winged Warbler <i>Vermivora chrysoptera</i>	Parulidae	210,000 <sup>a</sup>	5276	2.5	BCC/SARA2
Kentucky Warbler <i>Geothlypis formosa</i>	Parulidae	1,100,000 <sup>a</sup>	27,441	2.5	
Worm-eating Warbler <i>Helmitheros vermivorum</i>	Parulidae	700,000 <sup>a</sup>	16,153	2.3	BCC
Prairie Warbler <i>Setophaga discolor</i>	Parulidae	1,400,000 <sup>a</sup>	30,401	2.2	BCC
Ovenbird <i>Seiurus aurocapilla</i>	Parulidae	24,000,000 <sup>a</sup>	498,714	2.1	
Scarlet Tanager <i>Piranga olivacea</i>	Cardinalidae	2,200,000 <sup>a</sup>	35,270	1.6	
Henslow's Sparrow <i>Ammodramus henslowii</i>	Emberizidae	80,000 <sup>a</sup>	1261	1.6	BCC/SARA1
Canada Warbler <i>Cardellina canadensis</i>	Parulidae	1,400,000 <sup>a</sup>	20,622	1.5	BCC/SARA2
Gray Catbird <i>Dumetella carolinensis</i>	Mimidae	10,000,000 <sup>a</sup>	139,050	1.4	
Seaside Sparrow <i>Ammodramus maritimus</i>	Emberizidae	110,000 <sup>a</sup>	1513	1.4	BCC
Louisiana Waterthrush <i>Parkesia motacilla</i>	Parulidae	260,000 <sup>a</sup>	3572	1.4	BCC/SARA3
Yellow-throated Vireo <i>Vireo flavifrons</i>	Vireonidae	1,400,000 <sup>a</sup>	17,402	1.2	
Common Yellowthroat <i>Geothlypis trichas</i>	Parulidae	32,000,000 <sup>a</sup>	386,484	1.2	
Connecticut Warbler <i>Oporornis agilis</i>	Parulidae	1,200,000 <sup>a</sup>	14,324	1.2	
Trumpeter Swan <i>Cygnus buccinator</i>	Anatidae	23,647 <sup>c</sup>	280	1.2	
Chestnut-sided Warbler <i>Setophaga pensylvanica</i>	Parulidae	9,400,000 <sup>a</sup>	108,634	1.2	
Black-and-white Warbler <i>Mniotilta varia</i>	Parulidae	14,000,000 <sup>a</sup>	149,485	1.1	
Hooded Warbler <i>Setophaga citrina</i>	Parulidae	4,000,000 <sup>a</sup>	41,551	1.0	
Blackburnian Warbler <i>Setophaga fusca</i>	Parulidae	5,900,000 <sup>a</sup>	60,487	1.0	
Blue-winged Warbler <i>Vermivora cyanoptera</i>	Parulidae	390,000 <sup>a</sup>	3852	1.0	BCC
Prothonotary Warbler <i>Protonotaria citrea</i>	Parulidae	1,800,000 <sup>a</sup>	17,645	1.0	BCC/SARA1
Philadelphia Vireo <i>Vireo philadelphicus</i>	Vireonidae	4,000,000 <sup>a</sup>	38,431	1.0	
Cape May Warbler <i>Setophaga tigrina</i>	Parulidae	3,000,000 <sup>a</sup>	28,731	1.0	

<sup>a</sup> Rich et al. (2004).

<sup>b</sup> Kushlan et al. (2002).

<sup>c</sup> North American Waterfowl Management Plan Committee (2004).

Bay-breasted Warbler (*Setophaga castanea*), Golden-winged Warbler (*Vermivora chrysoptera*), Worm-eating Warbler (*Helmitheros vermivorum*), Prairie Warbler (*Setophaga discolor*), and Ovenbird (*Seiurus aurocapilla*). Avian mortality from anthropogenic sources is almost always reported in the aggregate (“number of birds killed”), which cannot detect the species-level effects necessary to make conservation assessments. Our approach to per species estimates could be undertaken for other sources of chronic anthropogenic mortality.

(Winger et al., 2019)

Understanding interactions between biota and the built environment is increasingly important as human modification of the landscape expands in extent and intensity. For migratory birds, collisions with lighted structures are a major cause of mortality, but the mechanisms behind these collisions are poorly understood. Using 40 years of collision records of passerine birds, we investigated the importance of species' behavioural ecologies in predicting rates of building collisions during nocturnal migration through Chicago, IL and Cleveland, OH, USA. We found that the use of nocturnal flight calls is an important predictor of collision risk in nocturnally migrating passerine birds. Species that produce flight calls during nocturnal migration tended to collide with buildings more than expected given their local abundance, whereas those that do not use such communication collided much less frequently. Our results suggest that a stronger attraction response to artificial light at night in species that produce flight calls may mediate these differences in collision rates. Nocturnal flight calls probably evolved to facilitate collective decision-making during navigation, but this same social behaviour may now exacerbate vulnerability to a widespread anthropogenic disturbance. Our results also suggest that social behaviour during migration may reflect poorly understood differences in navigational mechanisms across lineages of birds.

(Loss et al., 2014)

Building collisions, and particularly collisions with windows, are a major anthropogenic threat to birds, with rough estimates of between 100 million and 1 billion birds killed annually in the United States. However, no current U.S. estimates are based on systematic analysis of multiple data sources. We reviewed the published literature and acquired unpublished datasets to systematically quantify bird–building collision mortality and species-specific vulnerability. Based on 23 studies, we estimate that between 365 and 988 million birds (median 1/4 599 million) are killed annually by building collisions in the U.S., with roughly 56% of mortality at low-rises, 44% at residences, and ,1% at high-rises. Based on 92,000 fatality records, and after controlling for

**TABLE 1.** Sampling coverage, number of buildings sampled, and mortality rates documented in studies meeting inclusion criteria for estimation of total annual U.S. mortality from bird–building collisions and/or calculation of species-specific collision vulnerability.

Building class	Location	Year-round sampling?	Used for mortality estimate?	Used for vulnerability analysis?	Buildings sampled	Mortality per building		Study
						Average	Range	
Residences (1–3 stories)	Alberta	Yes	Yes	No <sup>c</sup>	1,747	0.7	0–43	Bayne et al. 2012
	U.S. & Canada	No	Yes	Yes	1,165	0.85	0–21	Dunn 1993
	Duluth, MN	No	Yes	Yes	42	2.3 <sup>f</sup>	?	Bracey 2011
Low-rises	Illinois	Yes	Yes	No <sup>c</sup>	242	1.5	?	Weiss & Horn 2008
	Carbondale, IL	Yes	No <sup>a</sup>	Yes <sup>h</sup>	1	33.0	NA	Klem 1979
	Purchase, NY	Yes	No <sup>a</sup>	Yes <sup>h</sup>	1	26.0	NA	Klem 1979
	Richmond, VA	Yes	Yes	Yes	4	29.0	21–38	O’Connell 2001
	Cleveland, OH	Yes	Yes	Yes	18	15.1	?	Borden et al. 2010
	Elsah, IL	Yes	Yes	Yes	4	24.0	?	Hager et al. 2008
	Decatur, IL	Yes	Yes	Yes	11	7.5 <sup>f</sup>	?	Collins & Horn 2008
	Washington, DC	No	Yes	Yes	21–38 <sup>g</sup>	4.0	1–30	Lights Out DC 2010–2012
	Rock Island, IL	No	Yes	No <sup>d</sup>	20	2.6	0.3–52.1	Hager et al. 2013
	Decatur, IL	No	Yes	No <sup>d</sup>	11	4.8	?	Horn personal communication
	Murray, KY	No	Yes	No <sup>d</sup>	13	1.6	0–7	Somerlot 2003
	Stillwater, OK	Yes	No <sup>a</sup>	Yes	1	32.0	NA	O’Connell personal communication
	Rock Island, IL	Yes	No <sup>a</sup>	Yes	1	54.8	NA	Hager et al. 2008
	Chicago, IL	No	No <sup>a</sup>	Yes	1	1,028.0 <sup>g</sup>	NA	McCormick Place 1978–2012
	High-rises	Rochester, MN	No	No <sup>b</sup>	Yes	?	?	?
San Francisco, CA		Yes	No <sup>a</sup>	Yes	1	47.2 <sup>g</sup>	NA	California Academy of Sciences 2008–2012
Indianapolis, IN		No	Yes	Yes	48	3.3	1–14	Lights Out Indy 2009–2010
Atlanta, GA		No	Yes	Yes	53	8.4	0–40	Sexton 2006
Calgary, AB		No	Yes	Yes	15–36	5.5 <sup>g</sup>	1–89	Collister et al. 1996, 1997, Booth & Collister 1998
Baltimore, MD		No	Yes	Yes	16–48 <sup>g</sup>	7.1 <sup>g</sup>	1–81	Lights Out Baltimore 2008–2012
Twin Cities, MN		No	Yes	Yes	118	3.0 <sup>g</sup>	?	Project Birdsafe Minnesota 2007–2012
New York, NY		No	Yes	Yes	17–31 <sup>g</sup>	5.5 <sup>g</sup>	1–52	Project Safe Flight New York 2009–2011
Philadelphia, PA		No	Yes	Yes	10	13.2 <sup>g</sup>	?	Pennsylvania Audubon 2008–2011
Columbus, OH		No	Yes	No <sup>d</sup>	20 <sup>g</sup>	1.4	0–5	Lights Out Columbus 2012
Portland, OR		No	Yes	No <sup>d</sup>	21–44	1.0 <sup>g</sup>	?	Bird Safe Portland 2009–2011
Toronto, ON		No	Yes	Yes	74–194 <sup>g</sup>	17.4 <sup>g</sup>	1–535	Fatal Light Awareness Program 2000–2010
Winston-Salem, NC		No	Yes	Yes	16	3.6 <sup>g</sup>	0–10	Lights Out Winston-Salem 2011–2012
Toronto, ON		No	No <sup>a</sup>	Yes	1	157.0	NA	Ranford & Mason 1969
Chicago, IL		No	No <sup>b</sup>	Yes	?	?	?	Chicago Bird Collision Monitors 2002–2012
Milwaukee, WI	No	No <sup>b</sup>	Yes	?	?	?	Wisconsin Night Guardians 2007–2011	
Toronto, ON	No	No <sup>b</sup>	Yes	?	?	?	Fatal Light Awareness Prog. 2007, 2011	
New York, NY	No	No <sup>b</sup>	Yes	?	?	?	Klem 2009	

<sup>a</sup> Study excluded from total mortality estimate because sampling conducted at a single building.  
<sup>b</sup> Study excluded from total mortality estimate because number of buildings sampled not recorded and no information provided to calculate this number.  
<sup>c</sup> Study excluded from species estimates because species data not provided.  
<sup>d</sup> Study excluded from species estimates because sample size <100.  
<sup>e</sup> Number of buildings is an estimate based on the average of potential minimum and maximum (see text); range indicates year-to-year variation in number of buildings sampled.  
<sup>f</sup> Mortality rate is corrected for scavenger removal and searcher detection rates.  
<sup>g</sup> Mortality rate is an average per-building rate across all years of the study/monitoring program.  
<sup>h</sup> Study used for species risk assessment for building class but not assessment across all building classes (sample size <100).

population abundance and range overlap with study sites, we identified several species that are disproportionately vulnerable to collisions at all building types. In addition, several species listed as national Birds of Conservation Concern due to their declining populations were identified to be highly vulnerable to building collisions, including Golden-winged Warbler (*Vermivora chrysoptera*), Painted Bunting (*Passerina ciris*), Canada Warbler (*Cardellina canadensis*), Wood Thrush (*Hylocichla mustelina*), Kentucky Warbler (*Geothlypis formosa*), and Worm-eating Warbler (*Helmitheros vermivorum*). The identification of these five migratory species with

geographic ranges limited to eastern and central North America reflects seasonal and regional biases in the currently available building-collision data. Most sampling has occurred during migration and in the eastern U.S. Further research across seasons and in underrepresented regions is needed to reduce this bias. Nonetheless, we provide quantitative evidence to support the conclusion that building collisions are second only to feral and free-ranging pet cats, which are estimated to kill roughly four times as many birds each year, as the largest source of direct human-caused mortality for U.S. birds.

**TABLE 3.** Estimates of annual bird mortality caused by building collisions at U.S. buildings. For low-rises (and therefore, for the total mortality estimate), we generated two separate estimates of collision mortality, one using mortality rates based on all eight low-rise studies meeting our inclusion criteria and one based on a subset of four low-rise studies that sampled mortality year-round.

Building class	Mean no. of buildings in U.S.	Point estimate		95% CI	
		Total	Per building	Total	Per building
Residences (1–3 stories)	122.9 million	253.2 million	2.1	159.1–378.1 million	1.3–3.1
Low-rises	15.1 million	245.5 million <sup>a</sup>	16.3 <sup>a</sup>	62.2–664.4 million <sup>a</sup>	4.1–44.0 <sup>a</sup>
		409.4 million <sup>b</sup>	27.1 <sup>b</sup>	114.7–1,028.6 million <sup>b</sup>	7.6–68.1 <sup>b</sup>
High-rises	20,900	508,000	24.3	104,000–1.6 million	5.0–76.6
Total	138.0 million	507.6 million <sup>a</sup>	3.7 <sup>a</sup>	280.6–933.6 million <sup>a</sup>	2.0–6.8 <sup>a</sup>
		667.1 million <sup>b</sup>	4.8 <sup>b</sup>	349.9–1,296 million <sup>b</sup>	2.5–9.4 <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Estimate based on low-rise estimate using all eight studies meeting inclusion criteria.  
<sup>b</sup> Estimate based on low-rise estimate using subset of four year-round studies meeting inclusion criteria.

**TABLE 5.** Average vulnerability of bird groups to building collisions across all building types. Risk values indicate the factor by which a species has a greater chance (for positive residuals) or a smaller chance (for negative residuals) of mortality compared with a species with average risk.

Group	Residual	Risk
Hummingbirds and swifts	1.52	33.2
Grebes	1.04	11.0
Shorebirds	0.68	4.7
Kingfishers <sup>a</sup>	0.56	3.6
Waxwings	0.55	3.6
Warblers	0.54	3.4
Gulls and terns <sup>a</sup>	0.52	3.3
Nuthatches, tits, and creeper	0.50	3.1
Cuckoos	0.46	2.9
Mimic thrushes	0.41	2.6
Diurnal raptors	0.40	2.5
Cardinaline finches	0.36	2.3
Kinglets	0.36	2.3
Thrushes	0.25	1.8
Cardueline finches	0.23	1.7
Nightjars	0.16	1.4
Woodpeckers	0.15	1.4
Owls	0.10	1.3
Doves and pigeons	0.08	1.2
Sparrows	0.08	1.2
House Sparrow <sup>a</sup>	-0.15	1.4
Wrens	-0.20	1.6
Coots and rails	-0.24	1.7
Flycatchers	-0.41	2.6
Vireos	-0.55	3.6
Starling <sup>a</sup>	-0.56	3.6
Corvids	-0.61	4.1
Blackbirds, meadowlarks, and orioles	-0.64	4.4
Upland game birds	-0.77	5.9
Hérons	-1.05	11.3
Swallows	-1.07	11.6
Ducks and geese	-1.25	17.9
Gnatcatchers <sup>a</sup>	-1.68	48.1

<sup>a</sup>Values based on data from a single species.

(Dominoni et al., 2013)

Light pollution is known to affect important biological functions of wild animals, including daily and annual cycles. However, knowledge about long-term effects of chronic exposure to artificial light at night is still very limited. Here we present data on reproductive physiology, molt and locomotor activity during two-year cycles of European blackbirds (*Turdus merula*) exposed to either dark nights or 0.3 lux at night. As expected, control birds kept under dark nights exhibited two regular testicular and testosterone cycles during the two-year experiment. Control urban birds developed testes faster than their control rural conspecifics. Conversely, while in the first year blackbirds exposed to light at night showed a normal but earlier gonadal cycle compared to control birds, during the second year the reproductive system did not develop at all: both testicular size and testosterone concentration were at baseline levels in all birds. In addition, molt sequence in light-treated birds was more irregular than in control birds in both years. Analysis of locomotor activity showed that birds were still synchronized to the underlying light-dark cycle. We suggest that the lack of reproductive activity and irregular molt progression were possibly the results of i) birds being stuck in a photorefractory state and/or ii) chronic stress. Our data show that chronic low intensities of light at night can dramatically affect the reproductive system. Future studies are needed in order to investigate if and how urban animals avoid such negative impact and to elucidate the physiological mechanisms behind these profound long-term effects of artificial light at night. Finally we call for collaboration between scientists and policy makers to limit the impact of light pollution on animals and ecosystems.



In opdracht van:



Sovon Vogelonderzoek Nederland

Postbus 6521  
6503 GA Nijmegen  
Toernooiveld 1  
6525 ED Nijmegen  
T (024) 7 410 410

E [info@sovon.nl](mailto:info@sovon.nl)  
I [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)

