Verstoring van vogels door recreatie



Literatuurstudie van verstoringsgevoeligheid en overzicht van maatregelen

Deel 1 Hoofdrapport

Vogelbescherming
NEDERLAND

Verstoring van vogels door recreatie

Literatuurstudie van verstoringsgevoeligheid en overzicht van maatregelen

Deel 1 Hoofdrapport

Colofon

Verstoring van vogels door recreatie. Literatuurstudie van verstoringsgevoeligheid en overzicht van maatregelen. Deel 1 Hoofdrapport.

Dit rapport is geschreven in opdracht van Vogelbescherming Nederland, Postbus 925, 3700 AX Zeist; 030 - 69 37 700, info@vogelbescherming.nl.

Wijze van citeren:
[redacted] (2022). Verstoring van vogels door recreatie. Literatuurstudie van verstoringsgevoeligheid en overzicht van maatregelen. Deel 1 hoofdrapport & deel 2 soortbesprekingen. Uitgave Vogelbescherming Nederland, Zeist.

Datum: 31 maart 2022
Erratum *d.d.* 24 juni 2022: Bijlage 3, figuur p.102 en foto p.111 gecorrigeerd.

Kader 'Effecten van geluid op vogels': [redacted]

Vormgeving en infographics: Designimals, [redacted]

Beeldredactie: [redacted]

Tekstredactie: [redacted]

Overname van teksten en figuren uit dit rapport is mogelijk met toestemming van Vogelbescherming Nederland en auteurs.







Inhoud

Voorwoord 6
Dankwoord 7
Samenvatting 8

1 INTRODUCTIE 11
1.1 Aanleiding 11
1.2 Doel en achtergrond van dit rapport 12
1.3 Ontwikkeling van recreatie in Nederland 13
1.4 Studies naar de effecten van recreatie 15
1.5 Leeswijzer 16

2 AANPAK, DEFINITIES EN ONDERZOEKSVRAAG 17
2.1 Relevante definities 18
2.2 Afbakening literatuurstudie 21
2.3 Aanpak literatuurstudie 22
2.4 Behandelde recreatievormen 23
2.5 Soortselectie en indeling biotopen 23

3 DE GEVOLGEN VAN VERSTORING VOOR VOGELS 24
3.1 Fysiologie en gedrag 26
3.2 Reproductie en overleving 30
3.3 Populatiegrootte 34
3.4 Draagkracht leefgebied 36

4 VERSTORINGSGEVOELIGHEID EN VERSTORINGSAFSTANDEN 45
4.1 Verschillen in verstoringsreacties 47
4.2 Tolerantie en gewenning 54
4.3 Vluchtafstanden 60
4.4 Verstoringsduur, -percentage en verplaatsing 63
4.5 Verstoringsgevoeligheid 66
4.6 Bufferzones 69

5 VERSTORING PER TYPE RECREATIE 95
5.1 Intensiteit, duur & frequentie 98
5.2 Voorspelbaarheid en gedrag van de recreant 98
5.3 Snelheid en geluid 100
5.4 Impact van recreatievormen vergeleken 100
5.5 Effect van de diverse recreatievormen 105

6 HOE BEPERKEN WE HET EFFECT VAN RECREATIE? 124
6.1 Strategie 1 – Zonering en slim combineren van functies 126
6.2 Strategie 2 – Voorlichting 132
6.3 Strategie 3 – Handhaving 135
6.4 Aanpak van en keuzes in maatregelen 136

Literatuurlijst 149

BIJLAGEN

Bijlage 1 Bronnen voor verstoringspercentage, verstoringsduuren verplaatsingsafstanden 182
Bijlage 2 Achtergrond bij berekening van verstoringsgevoeligheid 183
Bijlage 3 Bufferzones en verstoringsgevoeligheidvoor alle soortgroepen met bronnen 184
Bijlage 4 Achtergrond bij bepalen minimale naderingsafstanden 191
Bijlage 5 Effecten van recreatievormen vergeleken 195

KADERS

- Recreatiedruk en vogels op meren: case studies over draagkrachteffecten 39
- Effecten van geluid op vogels 75
- Muziekfestivals 83
- Vuurwerk 89
- Drones 120
- Wetgeving en verstoring 138
- Lezenswaardige literatuur 144

Voorwoord

Wat is dat toch heerlijk, om buiten in de natuur je hoofd te verzetten. Al wandelend over het strand snuif je de frisse lucht op, je kletst met je vrienden over van alles en nog wat. Meeuwen, scholeksters en drieteenstrandlopers vliegen op en je geniet van het schouwspel. Iedereen blij, je kunt er weer tegenaan in de komende werkweek.

Zo herkenbaar, dit! Door de coronacrisis trekken we meer dan ooit naar buiten, de natuur in. Naar het strand, het bos in, over de stille heide, het water op. Op de fiets, lekker op een kleedje in het warme zand, in een zeilboot, op je surfplank, met je loopclubje. We zijn met z'n allen in onze prachtige natuur op vele manieren actief – of juist niet, dat mag ook. Onze behoefte aan natuur is groot.

Maar we wonen in een dichtbevolkt land. Zeker: we hebben als mensen recht op ontspanning in de natuur, het is zo vanzelfsprekend. Natuur is goed voor lichaam en geest. Natuur verwondert, prikkelt, inspireert en heeft een positief effect op ons stressniveau. Maar natuur is méér dan een decor voor onze activiteiten. Onze leefomgeving is bijvoorbeeld ook de leefomgeving voor vogels waarvoor wij verantwoordelijkheid dragen, een verantwoordelijkheid die zelfs wettelijk is vastgelegd.

Recreatie werkt op allerlei manieren verstorend op vogels. En als vogels dezelfde taal zouden spreken, hadden ze zich al lang laten horen. Door verstoring worden ze genoodzaakt hun gedrag te veranderen. Daardoor worden ze van hun voedsel afgesneden, worden hun levenskansen verminderd en komt hun voorplanting in gevaar. Voor sommige vogelsoorten is recreatiedruk de belangrijkste factor voor hun achteruitgang. Dit rapport gaat precies over alle effecten die de diverse vormen van recreatie heeft op vogels. Het is een degelijke review van alle beschikbare kennis.

Het goede nieuws is dat we met de kennis uit dit rapport ook de effecten van recreatie op vogels kunnen verminderen. We kunnen op een verantwoorde manier genieten van vogels en natuur. Door rekening te houden met vogels, door te zoneren in tijd en ruimte, door begrip en draagvlak bij het grote publiek te krijgen. Het is op allerlei manieren mogelijk om recreatie te combineren met bescherming van vogels en natuur. Niet altijd en overal, maar wel vaak en op veel plaatsen. Volgens Vogelbescherming Nederland en de ANWB is het goed mogelijk om de stakeholders op het gebied van natuurbescherming en recreatie te verenigen. Met als gezamenlijk doel het delen van de ruimte, met respect voor natuur en vogels. Want een wereld zonder vogels is toch saaier, stiller, met minder kleur en beweging.

Floris van Hest
Directeur Vogelbescherming Nederland

Marga de Jager
Bestuursvoorzitter ANWB

Dankwoord

Veel Wetlandwachten van Vogelbescherming Nederland hebben ons op basis van hun ervaringen in het veld inzichten gegeven over de effectbeperkende maatregelen die gepresenteerd worden in dit rapport. Zij geven aan welke maatregelen ze tegenkomen in hun beschermingsgebied en hoe effectief die zijn.

Hoe de recreatiedruk in Nederland zich heeft ontwikkeld in de afgelopen jaren, kon mede inzichtelijk worden gemaakt doordat cijfers hierover ter beschikking werden gesteld door Rederij Doeksen, Stichting Het National Park De Hoge Veluwe, Pim Nouwens van Visit Veluwe, Erik Meijles van de Rijksuniversiteit Groningen en Marieke Kuipers van PWN.

Dirk van Straalen (DMP) voorzag ons van gegevens over verstoorde en onverstoorde wetlands in de Delta. Petra Manche hielp met de analyse van de gegevens van vogels in verstoorde en onverstoorde wetlands. Martin Poot las de soortteksten kritisch door en voorzag ze van waardevolle aanvullingen.

Hans Slabbekoorn schreef, als internationaal gerenommeerd deskundige op het gebied van de verstorende effecten van geluid op dieren, het kader in dit rapport over de effecten van geluid op vogels.

Binnen Vogelbescherming functioneerden de volgende personen als inhoudelijke begeleidingsgroep en/of hebben anderszins bijgedragen aan dit rapport: Marijke van de Staak, Leo Bruinzeel, Ruud van Beusekom, Astrid Doesburg, Harm Dotinga, Roef Mulder, Nico Korporaal en Noor van der Hoeven.

Dit rapport is in de eerste plaats een review. De inzichten die konden ontstaan in deze review zijn volledig afhankelijk van de vele onderzoeken naar verstoring door recreatie die daaraan ten grondslag liggen. We danken zowel de onderzoekers als de vele opdrachtgevers voor hun visie en inspanningen om het onderzoek te (laten) doen en voor het publiceren van de resultaten.

Samenvatting

Recreatiedruk en vogels

Voor wie buiten is, is verstoring een ongrijpbaar verschijnsel. Een vogel blijft gewoon zitten of hij vliegt weg, zonder dat dat direct verdere consequenties lijkt te hebben. Die enkele recreant (die ieder individu tenslotte is) is ook niet wat maakt dat verstoring zo'n belangrijk thema is voor vogels. Het venijn zit hem erin dat de permanente stroom aan mensen of activiteiten maakt dat vogels keer op keer hun natuurlijk gedrag onderbreken. Het is dan ook de hoge recreatie-intensiteit waardoor sprake is van vaak substantiële effecten.

Met het stijgende aantal mensen in het kleine Nederland, neemt de recreatiedruk in onze natuurgebieden gestaag toe. Dit effect wordt nog versterkt door de gestaag toenemende verstedelijking, waardoor een steeds groter aantal mensen op een steeds kleiner wordend oppervlak aan buitengebied haar ontspanning probeert te vinden. Voor natuurbeschermers is dit een lastig dilemma. Enerzijds is natuurbeleving belangrijk voor iedereen, en niet minder voor de natuur zelf die er indirect baat bij heeft wanneer mensen haar kennen en waarderen. Anderzijds heeft de hoge recreatiedruk forse invloed op vogelpopulaties.

Sinds de vorige versie van dit rapport (Krijgsveld *et al.* 2008) is veel nieuw onderzoek gedaan naar verstoring. Deze studies maken duidelijk dat recreatie in zijn huidige vorm op grote schaal grote negatieve effecten heeft op soortsamenstelling, verspreiding en aantallen van Nederlandse vogels. Dit kan beheerders inzichten geven om effectieve maatregelen te treffen om recreatie in goede banen te leiden, en zo effecten op vogels te beperken.

Doel rapport en nieuwe inzichten

In dit rapport geven we een geactualiseerd overzicht van de kennis over effecten die recreatie heeft op vogels, en van de maatregelen die ingezet kunnen worden om deze effecten te beperken. Op basis van de literatuur en deskundigenoordeel zijn inzichten in effecten toegepast op de Nederlandse biotopen en soorten. Verstoringsafstanden zijn daarbij geactualiseerd.

De belangrijkste verstoringsbronnen op een rij

- Waterrecreatie heeft een zeer grote impact, door de combinatie van grote verstoringsafstanden (waarbij hele oppervlaktes water leeg-verjaagd worden), lange verstoringsduren en hoge percentages verstoorde vogels;
- Op land hebben wandelen en fietsen op zich relatief weinig effect, maar is de impact vooral groot door de hoge intensiteit waarmee dit voor kan komen;
- Luchtrecreatie leidt tot de grootste vluchtafstanden, maar deze verstoring is doorgaans kort van duur en niet frequent, en onder die voorwaarden is de impact beperkt. Van langzamere vliegtuigen of verstoringsbronnen die op één plek in de lucht bewegen is de impact juist heel groot;
- Snellere, lawaaiiger en onvoorspelbaarder recreatievormen hebben een grotere impact. Denk aan speedboten, kitesurfers, helikopters (HS 5, kader geluid);
- Impact op vogels is groter naarmate het gebied opener is; de effecten reiken dan verder en

hebben zo een groter en langduriger verstorend effect. Op het water en op het strand reikt het effect van recreatie daardoor verder dan in het bos;
- Met name in open gebieden (kust, meren) waar verstoringsbronnen over grote afstanden worden opgemerkt, en in gebieden met een zeer hoge recreatiedruk (bossen, stranden) zijn de effecten van recreatie aanzienlijk (HS4).

De belangrijkste gevolgen op een rij

- Of recreatie wezenlijke gevolgen heeft, hangt af van vorm, duur en frequentie van de recreatie. Een tijdelijke verstoring heeft doorgaans weinig consequenties; alert zijn en opvliegen voor predatoren is immers aan de orde van de dag voor vogels (§4.1, 5.1);
- Recreatie in zijn huidige vorm heeft op grote schaal effecten op veel soorten in alle biotopen, resulterend in lagere aantallen en/of lager broedsucces. Hierdoor is de draagkracht voor vogels van veel recreatief druk bezochte gebieden in Nederland al substantieel verlaagd (§3.3 en 3.4, kader recreatiedruk en vogels op meren). Verstoring is dus een vorm van verslechtering van leefgebied;
- Voor broedende vogels bestaan effecten uit lagere broeddichtheden en broedsucces, o.a. door stress (meetbaar in hormoonconcentraties: §3.1) en predatie. Voor pleisterende vogels bestaan effecten uit verlaagde dichtheden en veranderd gebiedsgebruik; veroorzaakt door verminderde voedselopname, hoger energieverbruik en het verlaten van optimale rust- en foerageergebieden (§3.2).
- Gewenning is iets anders dan tolerantie. Bij gewenning leren individuele vogels door ervaring dat een verstoringsbron ongevaarlijk is, maken ze daardoor een andere inschatting van de situatie, en reageren om die reden niet meer. Bij tolerantie verdraagt de vogel het risico dat de mens vormt, omdat andere belangen zwaarder wegen. Maar omdat de vogel de recreant dan nog steeds als gevaarlijk beschouwt, kunnen nog steeds effecten optreden, bijvoorbeeld op het broedsucces of op de kans dat de vogel langere tijd in het gebied blijft. Hierdoor kan uiteindelijk de draagkracht van een gebied verslechteren. Bij gewenning treden deze negatieve effecten niet op. Het verschil tussen tolerantie en gewenning is dus belangrijk (§4.2).

De belangrijkste maatregelen op een rij

- Voorspelbaarheid in de bewegingen van mensen vergroten. Daarmee neemt de gevaarfactor af en kan gewenning toenemen, waardoor de verstorende effecten kleiner worden. Denk aan vaste routes en vaargeulen (§4.2, 5.2).
- Recreatievrije gebiedsdelen zijn nodig in de biotopen met de hoogste impact van recreatie, bijvoorbeeld in specifieke seizoenen en op specifieke locaties. Door gebieden efficiënt in te richten zodat recreanten niet overal komen, wordt ruimte geboden aan vogels/soorten die niet goed tegen verstoring kunnen. De Boschplaat op Terschelling, de Oostvaardersplassen en de Veluwe zijn hier een voorbeeld van (§6.1).
- Door minimale naderingsafstanden ofwel bufferzones aan te houden ten opzichte van vogelsoorten worden effecten voorkomen (§4.6);
- Drie strategieën leiden, onder voorwaarden toegepast en slim gecombineerd, tot vermindering van verstoring: zonering, communicatie/educatie en handhaving. Zonering is te realiseren door afsluiting in ruimte of in tijd, (on)aantrekkelijk maken van gebieden, en doordachte situering van functies (paden, recreatievormen, voorzieningen); communicatie is een effectief

middel om bewustzijn te vergroten en zo de impact van verstoring te verkleinen. Borden of flyers werken wanneer de informatie navolgbaar is en aangeeft wat waar waarom niet kan, maar ook waar het dan wél kan; handhaving is een belangrijke voorwaarde voor de effectiviteit van maatregelen. In de regel zijn al deze methoden nodig (HS 6);

- Effectieve maatregelen komen tot stand door eerst een analyse van het gebruik van het gebied (door zowel recreanten als vogels) te maken, en voor beide de gewenste doelen te bepalen.



Foto Chris van Rijswijk

Hoofdstuk 1 Introductie

1.1 Aanleiding

Mensen gaan om allerlei redenen de natuur in: een frisse neus halen, met de hond een lekkere wandeling maken, buiten sporten, mooie natuurfoto's maken of vogels kijken, gewoon even de benen strekken, of tot rust komen. De Nederlandse natuurgebieden zijn overwegend opengesteld voor publiek. Dat is ook belangrijk: elke persoon geniet op zijn eigen manier van het buiten zijn, groen en natuur zijn belangrijk voor ons welbevinden, en door de verbinding met de natuur ontstaat ook de behoefte deze te willen behouden (Zaradic *et al*. 2009, Marzluff & Swift 2017).

Nederland is echter een dichtbevolkt land. Per vierkante kilometer wonen er zo'n 500 mensen, en de mate van verstedelijking is navenant hoog. Het totale oppervlak aan beschermde en onbeschermde natuurrijke gebieden wordt met de toenemende verstedelijking in hoog tempo kleiner. De degradatie en fragmentatie van deze gebieden is niet alleen in Nederland maar wereldwijd de belangrijkste oorzaak van het verlies aan biodiversiteit (Newbold *et al*. 2015). De hoge bevolkingsdichtheid en toenemende verstedelijking betekenen een hoge en toenemende recreatiedruk in het buitengebied. Zeker in 2020, toen door het Corona-virus een hoop andere vrijetijdsbestedingen wegvielen en een vakantie in het buitenland ook niet mogelijk was, werden de Nederlandse natuurgebieden massaal opgezocht. Het bezoek aan natuurgebieden lag daardoor 25-40% hoger dan in de voorgaande jaren (zie §1.3).

Al die recreatie heeft verstorende effecten op de vaak kwetsbare natuur. In een groeiend aantal meta-studies zijn verstorende effecten van recreatie op dieren op grote schaal aangetoond (Steven *et al*. 2011, Larson *et al*. 2016, Bötsch *et al*. 2018, Doherty *et al*. 2021). Steven *et al*. bijvoorbeeld reviewden 69 wetenschappelijke studies naar de effecten van recreatie op vogels, waarvan maar liefst 61 een negatief effect aantoonden.

Met de toenemende recreatiedruk neemt daarom ook de noodzaak toe om recreatie op zo'n manier te sturen dat de impact op de natuur zo klein mogelijk blijft. Hiertoe is inzicht nodig in waar die effecten dan uit bestaan en wanneer en waarom ze optreden. In dit rapport reiken we op het gebied van vogels de kennis aan die hierover beschikbaar is.

1.2 Doel en achtergrond van dit rapport

Review van effecten op vogels

Dit overzichtsrapport betreft vele studies omtrent verstoring van vogels door recreatie. De belangrijkste resultaten van nationale en internationale studies worden erin besproken. Deze resultaten zijn geplaatst in het licht van de Nederlandse situatie, met voor Nederland belangrijke vogelsoorten en Nederlandse recreatievormen. Tevens wordt besproken hoe verstoring werkt; welke processen maken dat een vogel minder of meer verstoord wordt. De bevindingen zijn veralgemeniseerd en toegankelijk gemaakt in tabellen, waarmee per biotoop en per soortgroep inzicht verkregen kan worden in het te verwachten verstorende effect. Daarnaast vindt u een overzicht van maatregelen om verstoring door recreatie te beperken en hun effectiviteit. Het rapport is daarmee niet alleen een samenvattend document van wetenschappelijke kennis, maar ook een naslagwerk bij (de advisering voor) beheer en beleid.

Dit rapport is een geactualiseerde versie van twee voorgaande rapporten (Krijgsveld *et al*. 2004b, Krijgsveld *et al*. 2008) en vervangt de vorige versies.

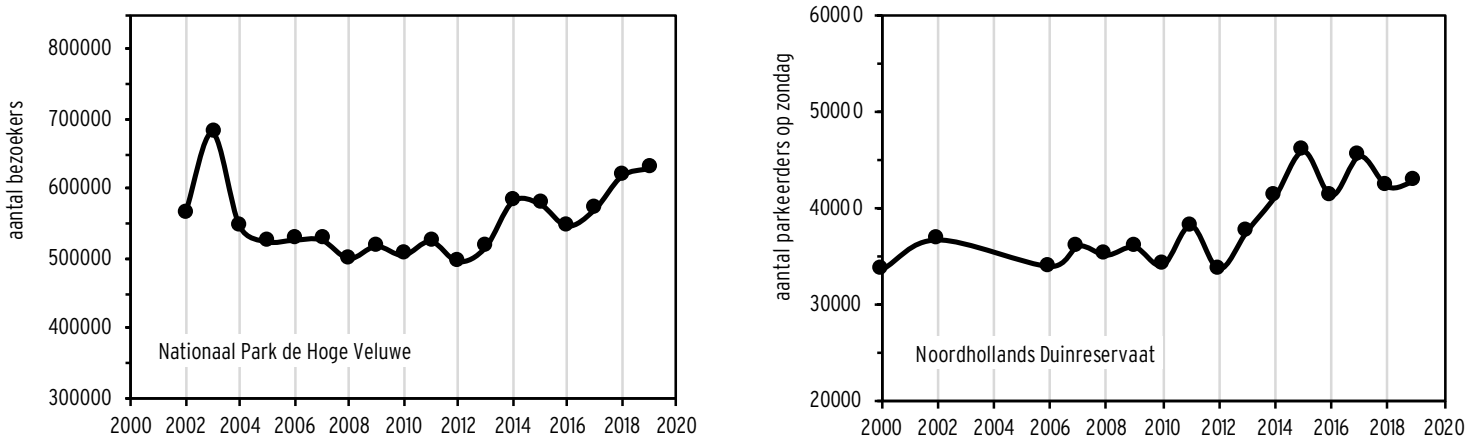
Toepassing en wijze van interpretatie verstoringsafstanden

De verzamelde kennis in deze uitgave is bedoeld als hulpmiddel om mogelijke effecten in te kunnen schatten van bestaande gebruiksvormen, van inrichting en beheer alsmede van nieuwe plannen en/of projecten met name op het gebied van recreatie. Om dit te faciliteren, hebben we de resultaten die beschreven zijn in de literatuur zoveel mogelijk vertaald naar algemeen toepasbare inzichten. De verstoringsafstanden die in het rapport zijn beschreven zijn echter gebaseerd op bestaand onderzoek in bestaande unieke situaties. De vorige rapportages werden veelvuldig gebruikt in natuurtoetsen en effectenstudies. Daarbij werden gepresenteerde soortspecifieke verstoringsafstanden geregeld als absolute waarden gehanteerd en los van andere ecologisch relevante factoren als verstoringsduur en -intensiteit, jaarcyclus en motivatie van de vogels. Deze studie geeft goede handvatten voor natuurtoetsen, maar de tabellen zijn niet bedoeld noch bruikbaar als 'kookboek' voor beoordelingen. **We wijzen er op dat de getallen altijd in de juiste context moeten worden gebruikt en dat het beter is om locatie-specifiek ecologisch onderzoek uit te voeren.**

1.3 Ontwikkeling van recreatie in Nederland

Balmford *et al*. (2015) berekenden dat jaarlijks maar liefst 8 miljard mensen een bezoek brengen aan de natuurparken in de wereld, waarvan 80% in de VS en Europa. Ook in Nederland, het dichtstbevolkte land van Europa op Malta na, leidt de hoge bevolkingsdichtheid ertoe dat de recreatiedruk in de natuurgebieden hoog is. En die druk neemt steeds verder toe. Het aantal recreanten in de Nederlandse natuurgebieden groeit gestaag.

Zeker in 2020, het jaar dat de wereld getroffen werd door het coronavirus, trokken we massaal de natuurgebieden in (Wandelnet factsheet corona 2020[1]). Op de **Veluwe** was het aantal overnachtingen op campings en in huisjes tijdens de zomervakantie 20-40% hoger in coronajaar 2020 dan in 2019 (gegevens VisitVeluwe.nl[2]). In de overige maanden was de bezetting vaak juist substantieel lager. Op de Hoge Veluwe was het in het coronajaar 2020 juist rustiger dan 'normaal' (zie fig 1.1). Dit kwam doordat veel van de reguliere bezoekers niet konden komen: het Kröller-Müller-museum was gesloten, bezoeken uit het buitenland waren onmogelijk, en middelbare scholen waren dicht (mond. med. Stichting Het Nationale Park De Hoge Veluwe). Ook op de Waddeneilanden was het rustiger dan normaal, waardoor bijvoorbeeld strandbroeders direct een hoger broedsucces hadden (Kleefstra 2020). In het Noordhollands Duinreservaat nam de recreatiedruk juist enorm toe; hier waren in 2020 30% meer bezoeken dan in 2019. Op alle mooie dagen in het voorjaar en de zomer was het daar zo druk als normaliter op zondagen (gegevens PWN[3]).



Figuur 1.1 Ontwikkeling recreatie Hoge Veluwe en Noordhollands Duinreservaat. Het aantal bezoekers op de Veluwe was lange tijd min of meer constant, maar toont de afgelopen 10 jaar een stijgende lijn en is in die tijd met 25% toegenomen. In de duinen is het aantal bezoeken sinds 2000 met ca. 30% toegenomen (bronnen: Veluwe: 2008-2020 Stichting het Nationale Park de Hoge Veluwe; 2002-2007 GOBT 2008 – toeristische cijfers Gelderland 2002-2007; Noordhollands Duinreservaat: PWN).

1 www.wandelnet.nl/feiten-cijfers

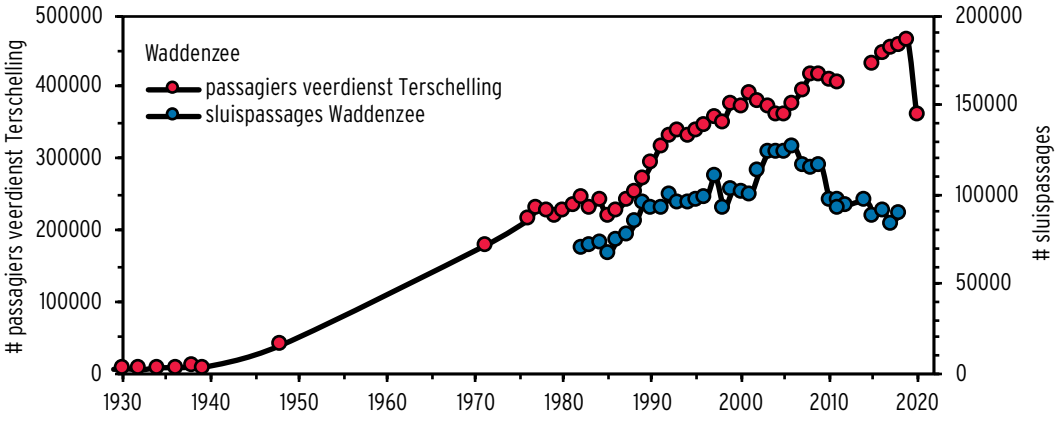
2 https://slider.toerismevan.nl/toerisme-in-gelderland-tijdens-corona/?slide=8

3 Puur Water & Natuur; gegevens met dank aan Marieke Kuipers, PWN.

Maar liefst twee derde van de Nederlanders (11 miljoen) wandelt voor hun plezier. De helft van de wandelaars vertrekt daarbij te voet vanuit huis, een kwart pakt de auto om naar een startpunt te rijden. De helft van de Nederlanders (8 miljoen) fietst voor hun plezier (Wandelnet, cijfers 2020[1]). Mensen wandelen en fietsen vooral in de omgeving van hun huis, wat betekent dat vooral rond de grote steden de recreatiedruk in de natuurgebieden hoog is (Langers 2018). Landelijk gebied en bos zijn daarbij verreweg de meest favoriete bestemmingen; landelijk gebied veelal doordeweeks omdat het dichtbij huis is, bos vooral in het weekend.

Bezoekersaantallen van verschillende natuurgebieden laten de groei in recreatie goed zien. Het aantal bezoekers op de **Hoge Veluwe** bijvoorbeeld neemt sinds 2012-2013 toe, en was in 2019 maar liefst 25% hoger dan 10 jaar eerder (fig. 1.1). In het Noordhollands Duinreservaat is het aantal bezoeken van 2000 tot 2019 toegenomen met 25% (fietsers) tot 40% (wandelaars). Dit gebied ontvangt jaarlijks maar liefst zo'n 5 miljoen bezoeken (fig. 1.1). Rond de Waddenzee is het beeld iets anders. Het aantal recreanten op Terschelling toont al decennia een gestaag stijgende lijn (fig. 1.2) (weergegeven aan de hand van het aantal passagiers dat per veerdienst naar Terschelling is vervoerd, in een prachtige langjarige dataset gepubliceerd door Sijtsma *et al.* 2008). Recreatie door vaarrecreanten op de Waddenzee zelf lijkt echter niet verder toe te nemen: sinds 2005 neemt het aantal passages door de sluizen van en naar de Waddenzee zelfs af (fig. 1.2). De verklaring hiervoor is dat passanten langer in de havens blijven liggen (Sijtsma *et al.* 2008, Kooistra 2019, Meijles *et al.* 2019). Daarmee neemt weliswaar de recreatie op de eilanden verder toe, maar ogenschijnlijk de vaarrecreatie op de Waddenzee niet.

Met de toenemende aantallen recreanten neemt ook de druk op de natuur toe, en daarmee de noodzaak om de kennis over de effecten van recreatie te actualiseren en de mogelijkheden in kaart te brengen om deze effecten te beperken.



Figuur 1.2 Ontwikkeling recreatie Waddengebied. Aantal passagiers op de veerdienst naar Terschelling (bron: 1930-2003 Sijtsma et al. 2008; 2003-2020 Rederij Doeksen), en aantal sluispassages door de 6 grote Waddenzeesluizen (bron: Meijles et al. 2019). Het aantal passagiers op veerdiensten vertoont een blijvend stijgende lijn. Ook het aantal eilandovernachtingen in de Waddenhavens neemt toe, ondanks het sinds 2007 dalende aantal sluispassages. Dit doordat boten langer in de havens blijven liggen.

1.4 Studies naar de effecten van recreatie

Met de toenemende recreatiedruk in natuurgebieden is ook het aantal studies naar de effecten van recreatie op de natuur toegenomen. De eerste studies naar de effecten van verstoring verschenen halverwege de jaren zestig, en namen snel toe in aantal tot een piek eind jaren tachtig. Keller vond in 1995 in een literatuuronderzoek 200 studies naar het effect van verstoring op vogels (Keller 1995). Mengak *et al*. onderzochten 25 jaar later de effecten van menselijke verstoring op uitsluitend steltlopers, en citeerden daarbij maar liefst zo'n 175 publicaties (Mengak *et al*. 2019). In 2016 onderzochten Larson *et al*. de effecten van recreatie wereldwijd op dieren, en analyseerden daarvoor 274 artikelen. In 93% daarvan werd een effect van recreatie gemeld, en 60% van die effecten betrof een negatief effect. Onder vogels (40% van de studies) kwamen vooral negatieve effecten op roofvogels en steltlopers veel voor (Larson *et al*. 2016). De hoeveelheid studies waarin voor vele soorten negatieve gevolgen van allerhande soorten verstoring wordt aangetoond is daarmee bijzonder groot.

Dankzij deze veelheid aan onderzoek neemt langzamerhand de kennis over verstoring toe, wat helpt om tot een goede oordeelsvorming te komen over de mogelijke invloed van recreatie op vogels. Desondanks blijft het van het grootste belang om in elke situatie goed na te denken over de impact die een verstoring op een vogel kan hebben: wat is de duur en intensiteit van de verstoring; zegt een verstoringsafstand wel iets over het effect dat de verstoring heeft op de lokale populatie?

Deze kennis kan worden toegepast in beoordelingen over bestaand of toekomstig recreatief gebruik, met name waar het gebieden betreft met een beschermde status, zoals speciale beschermingszones onder de Vogelrichtlijn. Met de huidige kennis dat recreatie wel degelijk negatieve effecten heeft op de soortsamenstelling, de verspreiding en de aantallen van vogels, noopt dit beheerders om maatregelen te treffen om recreanten in goede banen te leiden en zo effecten op vogels te beperken (zie HS 6).

11 Miljoen Nederlanders wandelen voor hun plezier. Vooral in de omgeving van hun huis. Daardoor is vooral rond steden de recreatiedruk in natuurgebieden hoog.

Foto Hans Peeters



1.5 Leeswijzer

Na deze inleiding en een methodisch hoofdstuk (HS 2) waarin de werkwijze, keuze van soorten, biotopen en recreatievormen uiteen worden gezet, is het rapport onderverdeeld in twee delen.

In **deel 1 (hoofdrapport)** behandelen we de effecten van recreatie op vogels in algemene zin:

- Gevolgen van verstoring voor vogels (HS 3);
- Factoren die de impact van verstoring bepalen (HS 4);
- Impact van de verschillende vormen van recreatie (HS 5), en tot slot;
- Hoe beperken we het effect van recreatie? (HS 6).

In **deel 2 (soortbesprekingen)** behandelen we de effecten van recreatie per biotoop. Voor de soorten waarvoor die biotopen van belang zijn, en met de recreatievormen die in die biotopen voorkomen:

- Indeling van soorten over biotopen en toelichting op de werkwijze (HS 7);
- Bos (HS 8);
- Hei, hoogveen & vennen (HS 9);
- Moeras (HS 10);
- Zoete meren (HS 11);
- Rivieren & beken (HS 12);
- Boerenland (HS 13);
- Kust, strand & duinen (HS 14);
- Zee & grote zoute wateren (HS 15).

Daarnaast behandelen we in zeven **kaders** een aantal specifieke onderwerpen die zijdelings aan verstoring door recreatie gerelateerd zijn:

- Recreatiedruk en vogels op meren: case studies over draagkrachteffecten;
- Lezenswaardige literatuur;
- Geluid;
- Muziekfestivals;
- Vuurwerk;
- Drones;
- Wetgeving en verstoring.



Foto Marc Guyt / Agami

Hoofdstuk 2
Aanpak, definities en onderzoeksvraag

Dit rapport bevat een overzicht van effecten van recreatie en van maatregelen om deze effecten te voorkomen of te beperken. Het overzicht is tot stand gekomen op basis van een review van de verstoringsliteratuur aangaande vogels, en geïnterpreteerd voor de Nederlandse vogelpopulatie en biotopen met de kennis en expertise van de auteurs.

Actualisatieslag

Het rapport is een geactualiseerde versie van twee voorgaande rapporten (Krijgsveld *et al.* 2004b, Krijgsveld *et al.* 2008), beide opgesteld in opdracht van Vogelbescherming Nederland. Dit rapport betreft een update; alle kennis uit het 2008-rapport is in de huidige versie opgenomen, en is geactualiseerd op basis van nieuwe literatuur. Het rapport vervangt daarmee het 2008-rapport.

Ten opzichte van de vorige versies is het volgende gewijzigd:

- Aanvulling met verschenen literatuur vanaf 2008. Sindsdien is veel gepubliceerd over het onderwerp, met veel voorbeelden waaruit blijkt dat recreatie een grote impact kan hebben op een veelheid aan soorten;
- Actualisatie naar huidige inzichten ten aanzien van o.a. effecten, verstoringsafstanden, gewenning en verstoringsgevoeligheid;
- Bespreking van effecten van nieuwe verstoringsbronnen: o.a. drones, vogelfotografen, suppen, paramotoren en paragliden;
- Actualisatie van kennis over relevante vogelsoorten op basis van de huidige beschermde status van de diverse vogelsoorten;
- Effecten van recreatie uitgewerkt per biotoop;
- Overzicht van mogelijkheden om effecten van recreatie te beperken, op basis van literatuur en ervaringen uit het veld;
- Inzicht in de impact van recreatie in belangrijke Nederlandse vogelgebieden op dit moment, aan de hand van een aantal case studies;
- Informatiekaders over verstoringsvormen die niet direct recreatie betreffen maar die hier wel aan gerelateerd zijn en die wel op vergelijkbare wijze verstorend kunnen zijn voor vogels, zoals drones, vuurwerk en muziekfestivals.

2.1 Relevante definities

Het begrip '**verstoring**' heeft aangaande vogels een ruime betekenis door de grote variatie in oorzaken en effecten van het verschijnsel. In deze review wordt onder verstoring verstaan:

'Alle reacties van gedragsmatige of fysiologische aard van vogels die het gevolg zijn van aanwezigheid van mensen'.

Feitelijk gaat het daarbij altijd om een **verstoringsbron** (zoals een wandelaar of een kitesurfer) die leidt tot een **verstoringsreactie** van een vogel of groep vogels. Voor de duidelijkheid en leesbaarheid van de tekst wordt dit onderscheid steeds zoveel mogelijk benoemd.

Het begrip **recreatie** omvat alle vrijetijdsbestedingen die worden uitgeoefend in natuurrijke omgevingen en daarmee potentieel in de nabijheid van vogels. In dit rapport is de recreant, al dan niet met een vervoermiddel, altijd de verstoringsbron.

Verstoringsreacties

De verstoringsreactie kan uiteenlopen van een verhoogde hartslag tot een permanent vertrek uit een gebied. Door deze reactie kan bij de vogels een verlies van tijd en energie optreden, mogelijk doorwerkend op reproductiesucces of overleving (zie fig. 3.1), wat uiteindelijk leidt tot een verminderde draagkracht van het leefgebied. Met de volgende indeling van verstoringsreacties duiden we de consequenties van verstoring:

1. Onrust: alle reacties van gedragsmatige of fysiologische aard van vogels die het gevolg zijn van aanwezigheid van recreanten;
2. Vertrek: alle reacties die leiden tot verplaatsingen van vogels die het gevolg zijn van

aanwezigheid van recreanten;
3. Verslechtering draagkracht leefgebied: permanente verslechtering van het leefgebied als gevolg van de aanwezigheid van recreanten; gebied wordt langdurig ongeschikt als foerageer- of rustgebied, broedsucces is lager en vestiging door broedende vogels is minder.

Maten voor verstoringsafstanden

Met **verstoringsafstand** wordt bedoeld: de afstand waarbinnen vogels negatieve effecten ondervinden van een naderende verstoringsbron. Meestal wordt de afstand bedoeld waarop vogels alert worden (alertafstand), of waarop ze opvliegen of wegvluchten (vluchtafstand, in het Engels *flight initiation distance* of FID). Algemeen wordt daarbij aangenomen dat vogels die heel dicht benaderd kunnen worden, het minst gevoelig voor verstoring zijn. Hoewel dit het geval kan zijn (bijvoorbeeld bij groepen foeragerende vogels), kunnen er andere processen meespelen waardoor juist het tegenovergestelde aan de orde is (bijvoorbeeld bij vogels die op een nest zitten en daarom pas op het allerlaatste moment weg zullen vluchten, zie §3.2 en 4.1). Een heel kleine verstoringsafstand betekent in die gevallen niet dat de vogel goed tegen verstoring kan, maar juist dat de verstoring grote gevolgen kan hebben voor de vogel. De vluchtafstand is voor niet-broedende vogels dan ook een toepasselijker maat voor verstoring dan voor vogels die ook eieren of kuikens moeten verdedigen. Voor die vogels kan beter een maat voor verstoringsafstand gebruikt worden waarin op zijn minst ook effecten op het broedsucces verdisconteerd zijn, zoals een bufferzone waarbuiten effecten verwaarloosbaar zijn. Informatie over vluchtafstanden kan dus niet geïnterpreteerd worden zonder andere factoren daarin te betrekken (zie HS 4 Verstoringsgevoeligheid en verstoringsafstanden).

Verstoringsafstand is feitelijk een zuiverder begrip dan vluchtafstand, omdat dat de afstand is waarbinnen een vogel verstoord raakt. De verstoringsafstand kan dan ook verstoring van vogels op nesten omvatten. Maar wat is de verstoringsafstand dan wel en hoe kwantificeer je die? Juist omdat verstoring op diverse wijze tot uiting kan komen, is een eenduidige verstoringsafstand moeilijk te definiëren. In een van zijn eerste artikelen beschreef Blumstein de alertafstand als goede maat voor fitness-gerelateerde effecten van verstoring (Blumstein *et al.* 2005). Deze maat was namelijk, samen met de verstoringsfrequentie, goed gecorreleerd met effecten die van invloed konden zijn op de fitness, zoals voedselopname. Ook Martínez-Abraín *et al.* concludeerden dat de alertafstand een goede afstand is om verstoring in een broedkolonie meeuwen te voorkomen (Martínez-Abraín *et al.* 2008a). Deze alertafstand is eigenlijk hetzelfde als de **detectieafstand**, namelijk de afstand waarbij de vogel voor het eerst een dreiging opmerkt. Feitelijk is dit een goeie parameter om verstoringseffecten te bepalen, omdat het zuiver weergeeft wanneer de vogel de verstoringsbron opmerkt. De alertafstand kan nuttig zijn om vast te stellen of de vogel hinder ondervindt van recreanten, vooral bij vogels die op een nest zitten, of in situaties waar voldoende voedselopname cruciaal is. In veel andere gevallen heeft het alert zijn echter heel weinig negatieve consequenties voor voedselopname, reproductief succes of overlevingskansen. Alertafstanden zijn bovendien minder eenduidig vast te stellen dan vluchtafstanden, en ervaring en afstemming tussen onderzoekers is hier dan ook van belang (Guay *et al.* 2013b). Het nadeel van alle gestandaardiseerde verstoringsafstanden is dat weliswaar aspecten als grootte van de vogel en openheid van het habitat erin zijn betrokken, maar niet per se de impact die de verstoring heeft op de vogel.

Verstoringsgevoeligheid betreft de mate waarin een verstoring effect heeft op overleving of reproductief succes van een vogel. Verstoringsgevoeligheid wordt bepaald door een combinatie van soortspecifieke eigenschappen (zoals verstoringsafstand) en locatie- en situatiespecifieke factoren (zoals fase in het broedseizoen, conditie van de vogel, openheid van het leefgebied). Veelvuldig wordt in natuurtoetsen de term verstoringsgevoeligheid gekoppeld aan een vogelsoort. Dan wordt bijvoorbeeld gesteld dat roerdompen verstoringsgevoeliger zijn dan blauwe reigers. Dat is inherent onjuist, omdat de verstoringsgevoeligheid afhankelijk is van locatie en situatie. Doorgaans bedoelt men dat de vluchtafstanden verschillend zijn of dat het permanent verlaten van leefgebieden bij de ene soort sneller optreedt dan bij de andere soort. Maar in de regel is deze afstand of reactie weliswaar soortspecifiek maar vooral ook locatie- en situatiespecifiek. Het landschap en zijn bewoners zijn erg bepalend voor de reactie op een stimulus (zie HS 3 Effecten van verstoring en §4.5 voor een kwantificatie van verstoringsgevoeligheid). In deel 2 van dit rapport (HS 7 t/m 15) is om deze reden een overzicht van verstorende effecten per biotoop (leefgebied; bv. bos, meren, kust & duinen) gemaakt. Hier wordt voor elk biotoop de impact van recreatieve verstoring besproken voor de soorten die in die biotoop voorkomen.

Parameters waarmee verstoring wordt bepaald

- fysiologische veranderingen
- verstoringsafstand
- percentage verstoorde vogels
- duur dat vogels verstoord zijn
- afstand van verplaatsing na een verstoring
- dichtheid foeragerende, pleisterende of broedende vogels
- broedsucces
- soortenrijkdom in een gebied
- type, frequentie, intensiteit, duur en gedrag van de verstoringsbron

Vooral het **percentage vogels** dat verstoord wordt en de **duur** dat ze verstoord zijn spelen hierin een grote rol die vaak ten onrechte genegeerd wordt. Ook de aard en het gedrag van de **verstoringsbron** heeft een grote invloed op de verstoringsafstand die eveneens vaak en ten onrechte genegeerd wordt.

Bij onderzoek naar de effecten van verstoring op **vogeldichtheid** of **soortenrijkdom**, wordt vaak geen rekening gehouden met het feit dat een gebied al verstoord kan zijn op het moment dat een beoordeling van een nieuwe verstoringsbron gedaan wordt. De aantallen vogels kunnen dan in de uitgangssituatie al verlaagd zijn. In dit proces kunnen bepaalde soorten uit een biotoop verdwijnen, terwijl ze wel afhankelijk zijn van deze biotoop. Of ze worden vervangen door andere, minder kritische soorten. Een heidegebied bijvoorbeeld herbergt een heel ander soortenspectrum dan een woonwijk, met heel andere eisen aan de leefomgeving. Om te kunnen bepalen of de aantallen verlaagd zijn door de verstoringsbron is het daarom noodzakelijk om te weten hoeveel vogels er in het betreffende gebied aanwezig zijn bij afwezigheid van verstoring. Meestal is dit niet bekend, en wordt het probleem opgelost door gebieden te selecteren die qua habitat vergelijkbaar zijn voor de betreffende soort (zie HS 6).

2.2 Afbakening literatuurstudie

De effecten van recreatie op vogels zijn zeer divers. Er is dan ook een grote hoeveelheid literatuur over dit onderwerp beschikbaar. Uit dit aanbod zijn die onderwerpen geselecteerd waarbij wordt ingegaan op de volgende aspecten:

- **De directe effecten van de diverse vormen van recreatie**. Hiermee wordt verstoring van vogels bedoeld die optreedt door de directe aanwezigheid en het gedrag van bijvoorbeeld wandelaars, motorboten en dergelijke in een gebied. Het onderzoek beperkt zich tot verstoring ten gevolge van visuele stimuli en geluid;
- **Maatregelen** om verstoring door recreatie te beperken. Doel hierbij is het geven van voorbeelden van effectieve verstoringsbeperkende maatregelen, en een handvat voor het uitwerken van zulke maatregelen in uiteenlopende leefgebieden.

Naast de effecten van 'pure recreatievormen' (zie §2.5), behandelen we enkele activiteiten en onderwerpen die raken aan recreatie, die aan populariteit hebben gewonnen en in de vorige versie niet aan bod zijn gekomen. Dat wat bekend is uit de literatuur over deze activiteiten/onderwerpen wordt in een aantal aparte kaders weergegeven:

- **Muziekfestivals in de open lucht**, openluchttheaters of -concerten. Dit is een activiteit die heel anders is dan wat wordt verstaan onder recreatie, waarbij mensen zich verpozen in de natuur. Omdat het aantal muziekfestivals in natuurrijke gebieden aanzienlijk is toegenomen de afgelopen jaren, en omdat veel van de effecten die op kunnen treden nauw verbonden zijn aan de effecten van recreatie, is in een kader aandacht besteed aan dit onderwerp. Het kader over effecten van geluid sluit hier nauw op aan;
- **Vuurwerk**. Deze activiteit gaat veelal samen met de hierboven genoemde festivals. Om een oordeel over het al dan niet toestaan van vuurwerk te kunnen geven, is inzicht in de effecten nuttig. Ook aan dit onderwerp is daarom een kader gewijd;
- **Drones** worden meer en meer in recreatieve zin gebruikt. Omdat drones veelal ook professioneel worden ingezet, gaat de beschikbare verstoringsliteratuur vaak over deze professionele toepassingen. De bestaande inzichten over de verstorende effecten van drones in al deze toepassingen wordt daarom toegelicht in een kader.



Inzicht in de effecten van vuurwerk helpt om te kunnen bepalen waar en wanneer het kan worden toegestaan.

Foto Pixabay

- In het kader '**Wetgeving en verstoring**' komt kort het juridisch aspect aan bod. Wat zegt de Nederlandse wetgeving over verstoring van vogels door recreatie? Dit is bedoeld om de juridische Nederlandse praktijk omtrent dit onderwerp te schetsen en geenszins als een uitputtend overzicht van jurisprudentie.

Buiten beschouwing laten we de verstorende effecten van onderstaande activiteiten, tenzij relevant in het kader van verstoring door recreatie:

- **Veranderingen in leefgebied** door fysiek contact (bijvoorbeeld beschadiging van (oever) vegetatie, nesten of vertroebeling van het water), door het toevoegen van stoffen (o.a. vervuiling, uitzetten vis, etensresten recreanten) of door ruimtebeslag/habitatverlies bij de aanleg van aan recreatie gerelateerde voorzieningen;
- **Onderzoeksactiviteiten**, waarbij bijvoorbeeld nesten actief worden opgezocht. Zie hiervoor bv. Götmark (1992) en Ibanez-Álamo *et al.* (2012);
- **Jacht.** Dit wordt kort besproken in §4.2 in het kader van sensitisatie. Incidenteel komt jacht aan de orde waar het gerelateerd is aan verstoring van vogels, zoals voor bufferzones van enkele ganzen- en eendensoorten;
- **Verlichting** is een vorm van verstoring, die ook wel optreedt in samenhang met recreatie (zoals verlichting van parkeerplaatsen, fiets- en wandelpaden. In een review van Spoelstra & Visser (2013) over effecten van licht op vogels staan veel nuttige referenties over dit onderwerp.

2.3 Aanpak literatuurstudie

Het rapport van 2008 is gebruikt als basisbron. Dit is aangevuld met literatuur over het onderwerp die sinds 2008 is verschenen (ruim 200 publicaties) of die sinds het vorige rapport is gevonden. In totaal 180 publicaties zijn gebruikt voor gegevens over vluchtafstanden (zie HS 4). Voor het vinden van literatuur is, naast kennis van de auteurs over nieuwe studies, gebruik gemaakt van online platforms en zoekmachines, zoals Research Gate, Web of Science, Google Scholar en Google zelf. Sinds 2008 hebben deze platforms een sterke ontwikkeling doorgemaakt, waarmee publicaties over het onderwerp relatief eenvoudig zijn te vinden. Voor de zoekopdrachten zijn met name Engelse en Nederlandse zoektermen gebruikt. Wetenschappelijke studies worden grotendeels in het Engels gepubliceerd en zijn daarmee goed afgedekt. Grijze literatuur daarentegen omvat vrijwel uitsluitend studies uit Nederland en Groot-Brittannië, in mindere mate aangevuld met rapportages uit de VS, Australië, België en Duitsland. Grijze literatuur uit andere delen van Europa ontbreekt door de taalbarrière vrijwel geheel.

Het overzicht van maatregelen om verstoring te beperken is, aanvullend op de literatuur, tot stand gekomen door informatie te verzamelen van wetlandwachten van Vogelbescherming Nederland. Zij hebben goede input geleverd over zowel een scala aan maatregelen in de Nederlandse praktijk als over de effectiviteit van die maatregelen.

2.4 Behandelde recreatievormen

Recreatie in Nederland kent vele vormen, eigenlijk zoveel als het landschap te bieden heeft. De meest voorkomende vormen van recreatie zijn in dit rapport behandeld, alsook recreatievormen die weliswaar niet per se veel voorkomen maar wel een grote impact kunnen hebben op vogels, bijvoorbeeld doordat ze in open habitats uitgeoefend worden.

Ook aan een aantal relatief nieuwe recreatievormen is aandacht besteed:

- kitesurfen
- drones
- jetski's
- mountainbikes en fatbikes
- geocaching
- natuurfotografie.

De effecten van de verschillende typen verstoringsbronnen zijn terug te vinden in HS 5, samen met de verschillen in effecten tussen die typen. Onder de biotopen (HS 8 t/m 15) worden de effecten van de diverse recreatievormen op de daar voorkomende vogelsoorten in detail behandeld.

2.5 Soortselectie en indeling biotopen

In HS 8 t/m HS 15 worden de effecten van recreatie op een groot aantal aandachtsoorten besproken, onderverdeeld naar de biotoop waar deze soorten voorkomen.

Er is gekozen voor een indeling naar biotoop, omdat de leefomgeving van een soort in sterke mate bepaalt welke recreatievormen er voorkomen en hoe de lokaal aanwezige soorten reageren op die verstoring (zie §2.1 kopje verstoringsgevoeligheid).

De gekozen biotopen onderscheiden zich door de recreatievormen die er voorkomen, door de gevoeligheid van het landschap (open of gesloten, toegankelijk of ontoegankelijk), en natuurlijk ook door de soorten die er voorkomen in verschillende periodes van het jaar (broedtijd versus winter).

Zowel de selectie van soorten als de indeling over de biotopen wordt besproken in HS 7. Kort samengevat worden alle rodelijstsoorten en vogelrichtlijnsoorten behandeld.



Foto Jouke Altenburg

Hoofdstuk 3
De gevolgen van verstoring voor vogels

Hoofdstuk samengevat

- Of recreatie wezenlijke gevolgen heeft, hangt af van vorm, duur en frequentie van de recreatie. Een tijdelijke verstoring heeft doorgaans weinig consequenties; alert zijn en opvliegen voor predatoren is immers aan de orde van de dag voor vogels;
- Wanneer door verstoring verlies aan draagkracht optreedt is sprake van wezenlijke verstoring. Dit is aan de orde wanneer door verstoring broedsucces en overlevingskansen afnemen, of de dichtheid van broedende, foeragerende of rustende vogels omlaag gaat. In algemene zin is dan sprake van verslechtering van het leefgebied;
- Voor broedende vogels kan verstoring leiden tot afname in dichtheid van broedparen en/of broedsucces, zoals door stress en toegenomen predatie. Ook wanneer foeragerende oudervogels verstoord worden kan het broedsucces afnemen doordat jongen niet genoeg voedsel krijgen of doordat ouders langer van het nest of de kuikens weg zijn;
- Buiten de broedperiode kan verstoring leiden tot verminderde voedselopname, hoger energieverbruik, en het verlaten van optimale rust- en foerageergebieden;
- Recreatie in zijn huidige vorm heeft op grote schaal effecten op veel soorten in alle biotopen, resulterend in lagere aantallen en/of lager broedsucces. Hierdoor is de draagkracht voor vogels van veel recreatief drukbezochte gebieden in Nederland al substantieel verlaagd;
- Met name in open gebieden (kust, meren) waar verstoringsbronnen over grote afstanden worden opgemerkt en waar vaak een zeer hoge recreatiedruk is, is dit het geval.

In dit hoofdstuk geven we een overzicht van de belangrijkste processen die bepalen of een vogel verstoord wordt, en waarom vogels verschillend reageren op recreatie. We geven daarbij inzicht in de gevolgen van verstoring voor vogels en vogelpopulaties. Verstoring kan op een viertal niveaus tot uiting komen (fig 3.1).

1. Fysiologische effecten en gedragsveranderingen
2. Reproductie en overleving
3. Populatiegrootte
4. Draagkracht leefgebied en biodiversiteit

In de volgende paragrafen behandelen we elk van deze niveaus meer in detail. **Kort samengevat** komt het hier op neer: verstoring van individuele vogels kan zichtbare en onzichtbare effecten hebben (fig 3.1). **Fysiologische reacties** van een dier zijn **onzichtbare effecten**, zoals een verhoogde hartslag of veranderde hormoonspiegels door stress. Vaak zijn deze effecten mild, en helpen ze het dier in een staat van paraatheid te komen in reactie op de verstoringsbron. Wanneer stress lang aanhoudt kan dit echter negatieve gevolgen hebben voor broedsucces of overleving. **Gedragsveranderingen** zijn **zichtbare effecten**, zoals opkijken, stoppen met foerageren, of wegvliegen van individuele vogels of van hele groepen vogels. Beide typen effecten zijn een **directe reactie** op de verstoringsbron en hebben op korte termijn vaak weinig consequenties voor individu of populatie. Volgend op deze directe reacties kunnen op de langere termijn echter ernstiger **indirecte gevolgen** optreden, zoals effecten op **verspreiding** en op **reproductie en overleving**, en daarmee uiteindelijk ook op de **populatiegrootte**. Wanneer broedsucces en overleving afnemen, en effecten op populatieniveau optreden, vermindert daarmee de **draagkracht** van het leefgebied voor die soort, en **verslechtert het leefgebied**. Al deze aspecten worden in de volgende paragrafen verder toegelicht.

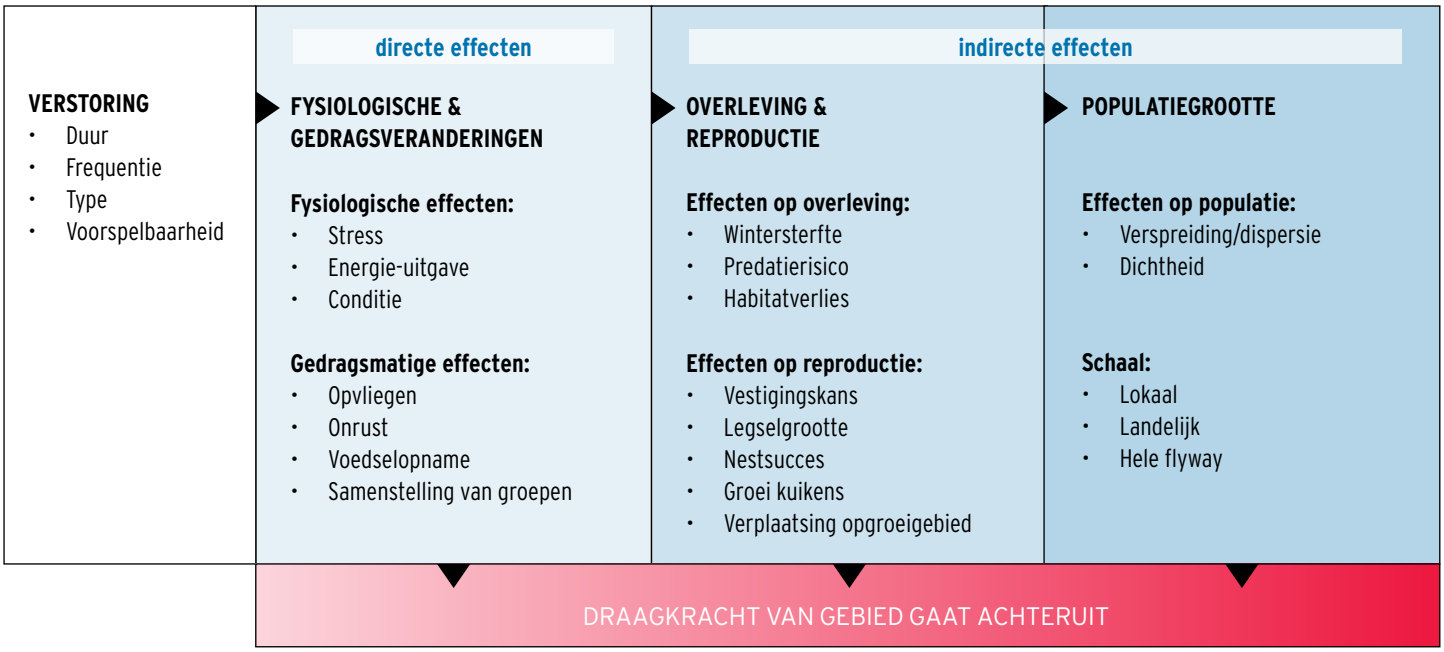


Fig 3.1 De manier waarop verstoring kan uitwerken op een individuele vogel of een populatie. Fysiologische en gedragsveranderingen werken door op reproductie en/of overleving en uiteindelijk op populatiegrootte. Directe effecten (fysiologische en/of gedragsmatige veranderingen) en indirecte effecten spelen hierin een rol. De aandachtsstreepjes geven aan welke processen daarbij van invloed zijn. Verstoring kan zo de draagkracht van een leefgebied voor vogels verminderen.

3.1 Fysiologie en gedrag

Fysiologische effecten

Verstoring induceert een stressreactie die zich kan uiten in een verandering in fysiologie en gedrag. Deze reactie is een belangrijk overlevingsmechanisme dat het dier in staat stelt om adequaat te reageren op gevaar (Wingfield & Kitaysky 2002) en zich zo te redden uit penibele situaties (Angelier *et al.* 2009). Voorbeelden van stressreacties zijn verhoogde **hartslag** of verhoogde concentraties **stresshormonen** zoals glucocorticoïden of corticosteroïden (Millspaugh & Washburn 2004). Initieel kan deze stressreactie dus geen kwaad. **Langdurige blootstelling** aan stressoren kunnen echter wel nadelige effecten hebben. Een verhoogde hartslag betekent namelijk ook een hogere energie-uitgave (Storch *et al.* 1999, Bisson *et al.* 2011, Haase *et al.* 2016). En langdurig verhoogde concentraties stresshormonen hebben allerlei cumulatieve effecten zoals dieetveranderingen, verlies aan gewicht of spiermassa door verhoogde energie-uitgave en ziektes (Blanchard *et al.* 2003, Wingfield 2018) en leiden op termijn tot negatieve effecten op lichaamscondities, voortplanting en overleving van adulten en/of kuikens (Breuner 2011, Strasser & Heath 2013, Bötsch *et al.* 2020). Bij langdurige, frequente of grote stress kunnen dus problemen ontstaan.

Stressreacties zijn daarmee een **goede indicator voor verstoring**. Ely *et al.* (1999) en ook Ackerman *et al.* (2004) lieten bijvoorbeeld heel mooi zien dat kolganzen een 3x tot ruim 4x zo hoge hartslag hadden als ze door een verstoring opvlogen dan in niet-verstoorde omstandigheden, en een 1,5 tot 2x zo hoge hartslag wanneer ze alert waren. In situaties waarbij een vogel geen ogenschijnlijke gedragsverandering laat zien (bijvoorbeeld omdat hij op de eieren blijft zitten) kan op basis daarvan verkeerd geconcludeerd worden dat de vogel niet verstoord wordt. Fysiologische parameters zijn in zulke situaties een betere maat om te oordelen of verstoring optreedt dan gedragsveranderingen. Op dezelfde manier kan de fysiologische reactie ook inzichtelijk maken of **gewenning** optreedt. De **hartslag** van vireo's bijvoorbeeld (een Amerikaanse zangvogel) was na een verstoring slechts heel kort verhoogd en zakte snel terug naar normaal, wat op gewenning duidt (Bisson *et al.* 2011). Bij Amerikaanse scholeksters werd een vergelijkbaar resultaat gevonden; bij eerste nadering van een verstoringsbron verhoogde de hartslag. Maar nadat de vogel vervolgens een inschatting had gemaakt of er gevaar was of niet, keerde de hartslag terug naar normaal (bij een overvliegend vliegtuig) of verliet de vogel het nest (bij een naderende wandelaar) (Borneman *et al.* 2014). Hüppop & Hagen (1990) lieten aan de hand van hartslagfrequentie zien dat scholeksters wenden aan allerlei recreatievormen, maar alleen dan wanneer die bronnen voorspelbaar voor ze waren. Tekenend is dit proces ook bij zeevogels op de Galapagos Eilanden, die bekend staan om hun grote mate van tamheid, waarbij bezoekers tot op enkele meters van broedende vogels kunnen komen. Het blijkt echter dat de hartslag van vogels die op minder dan achttien meter werden benaderd, toenam tot een factor vier (Jungius & Hirsch 1979).

Studies aan **stresshormonen** laten wat ingrijpender effecten van verstoring door recreatie zien dan die aan hartslagfrequenties. Auerhoenders bijvoorbeeld vermijden gebieden waar geskied en gewandeld wordt (Coppes *et al.* 2017). Vogels dichter bij deze verstoorde gebieden hadden hogere concentraties stresshormonen in het bloed dan vogels verder weg, wat potentieel gevolgen kan hebben voor conditie en overleving (Thiel *et al.* 2008a, Thiel *et al.* 2008b). Kuikens van kool- en pimpelmezen in een bos hadden minder antistoffen in hun bloed wanneer

ze aan meer recreatie waren blootgesteld, als gevolg van verhoogde corticosteron-niveaus. Hierdoor hadden deze mezen een slechter **uitvliegsucces** (Bötsch *et al.* 2020). Dat verhoogde concentraties stresshormonen iets zeggen over het optreden van verstoringseffecten, blijkt ook uit het feit dat ze samen met andere effecten van verstoring optreden, zoals opvliegen en langer foerageren om te compenseren voor foerageertijd die eerder verloren is gegaan door een verstoring (onderzoek door Tarjuelo *et al.* (2015) aan kleine trappen). Zeker bij **chronische stress** door permanente verstoring komen de consequenties van verhoogde concentraties stresshormonen aan het licht, zoals bij permanente blootstelling aan het geluid van wegverkeer (Strasser & Heath 2013) (zie kader over geluid). Overigens reageerden de pimpelmezen in het onderzoek van Bötsch *et al.* niet alleen op recreanten, maar op vergelijkbare wijze op koolmezen: de competitie om nestholtes genereerde voor de kleinere pimpelmezen ook veel stress. Dit geeft goed de moeilijkheden weer van het onderzoek naar de effecten van langdurige stress op dieren (Crespi *et al.* 2013).

Over het algemeen lijkt de impact van stress door verstoring **mild van aard**. Tegelijkertijd is er nog veel onbekend over de relaties tussen hormonen, voortplanting en overleving, en de voorbeelden geven aan dat zelfs kleine veranderingen in concentraties stresshormonen negatieve effecten kunnen hebben op **broedsucces en doorstroom** van vogels in verstoorde gebieden.

Gedragsveranderingen

Gedragsveranderingen zijn in het veld eenvoudiger vast te stellen dan fysiologische reacties. Ook effecten op broedsucces, overleving of populatiegrootte zijn veel moeilijker vast te stellen (zie fig. 3.1). Verreweg de meeste studies gaan daarom over verstoringsafstanden. Er verschijnen echter steeds vaker meta-analyses waarin effecten van recreatie op grote schaal geduid worden. Informatieve voorbeelden waarin verstoringsafstanden gebruikt worden om algemene patronen in verstoringsgevoeligheid te duiden zijn de studies van Blumstein *et al.* (2005), Møller (2008b), Møller *et al.* (2014), (Samia *et al.* 2017) en Dertien *et al.* (2021). Dit is mogelijk dankzij het groeiende aantal publicaties over verstoring van vogels, in combinatie met het beschikbaar komen van grote databestanden over gebiedsgebruik van zowel vogels als mensen, over verstedelijking en over beschikbaarheid van leefgebied (zie ook §3.3 over populatie-effecten).

De **verstoringsafstand** waarop vogels alert worden of opvliegen voor een verstoringsbron zegt veel over de impact van een verstoring. Als een foeragerende vogel niet stopt met foerageren bij een naderende verstoringsbron, wordt aangenomen dat er geen sprake is van verstoring. Door vast te leggen bij welke afstand de vogel wel alert wordt, en vooral bij welke afstand hij opvliegt, kan dus ook bepaald worden bij welke afstand verstoring uitgesloten kan worden. Er zijn ondertussen zeer veel verstoringsafstanden verzameld en gepubliceerd. Bij wijze van voorbeeld: Livezey *et al.* (2016) publiceerden een database met 2.177 vluchtafstanden van broedende vogels en 34.775 vluchtafstanden van niet-broedende vogels (zie ook §4.3 over verstoringsafstanden). Hoewel verstoringsafstanden soortspecifiek zijn, zijn ze ook **afhankelijk van heel veel andere factoren.** Denk aan wind, kou, openheid van het habitat, het soort verstoringsbron en het gedrag van die verstoringsbron, groepsgrootte, voedselbeschikbaarheid ter plekke, voedselbeschikbaarheid elders, territorialiteit en bovenal of de vogel op eieren of kuikens zit of niet. Verstoringsafstanden kunnen dus ook niet zonder meer gebruikt worden om te bepalen of een vogel in andere situaties wel of niet verstoord wordt, maar moeten altijd zorgvuldig

ecologisch geïnterpreteerd worden. De laatste jaren worden mede om die reden vaker **bufferzones** of **drempelwaardes** gebruikt, om effecten van verstoring te voorkomen; zie bijvoorbeeld de review van Dertien *et al.* (2021) over drempelwaarden om verstoring door recreatie te voorkomen. Bij bufferzones wordt een meer integrale beoordeling gemaakt van het effect van een verstoringsbron dan alleen op basis van een verstoringsafstand. In HS 4 gaat we in detail in op verstoringsafstanden.

Verstoring leidt tot minder foerageertijd en hogere energie-uitgaves. Voor ganzen kan dit tot problemen leiden, omdat ze veel tijd nodig hebben om te foerageren, en hun vliegkosten hoog zijn (zie §3.4).

Foto Herman Feenstra



De **voedselopname** kan worden beïnvloed door verstoring. Zowel verhoogde alertheid (vaker opkijken, alarmeren) als vluchtgedrag kan de verstoorde vogels confronteren met extra energie-uitgaven of met tijdverlies, waarvoor door extra voedselopname of extra foerageertijd gecompenseerd moet worden. Voedselopname is minder eenvoudig te bepalen dan een verstoringsafstand, maar is wel een gedragsverandering die gemeten kan worden in het veld. Soms worden modelmatige berekeningen van voedselopname en energiehuishouding van individuen toegepast om verstoringseffecten te bepalen (Nolet *et al.* 2016, Van der Kolk *et al.* 2020c). Grémillet *et al.* (1995) berekenden zo op basis van de energiehuishouding van aalscholvers de gevolgen van een verstoring van 30 minuten in een aalscholverkolonie: een extra voedselbehoefte van 23 gram vis per aalscholver, of maar liefst 23 kilo voor een doorsnee kolonie. Niet elke verstoring leidt evenwel direct tot een toename in energie-uitgave of voedselopname. Veel verstoringen kunnen door vogels worden opgevangen door tijdelijk intensiever te foerageren. Een voorbeeld hiervan is een populatie kleine trappen in Spanje, die na de weekenden, wanneer er altijd veel verstoring was door zowel jacht als recreatie, proportioneel meer tijd besteedden aan foerageren (Tarjuelo *et al.* 2015). Vogels in **getijdengebieden,** zoals in de Delta en de Waddenzee, zijn bijvoorbeeld gevoelig voor effecten op voedselopname, omdat ze alleen kunnen foerageren tijdens de laagwaterperiodes. Veel studies laten zien dat vogels minder foerageren in verstoorde dan in onverstoorde gebieden (zoals wulpen in Li *et al.* 2020). Afhankelijk van de omstandigheden kunnen soorten dit verlies al dan niet compenseren. Scholeksters in de Waddenzee bijvoorbeeld hadden weinig last van straaljageroefeningen op de Vliehors, behalve in vorstperioden in de winter, wanneer een hoge voedselbehoefte gepaard gaat met een lage voedselbeschikbaarheid. Onder die omstandigheden had een verstoring veel meer effect, wat de overlevingskansen kan verlagen (Van der Kolk *et al.* 2020c). Scholeksters en wulpen verhoogden

na verstoorde situaties de **snelheid waarmee ze prooien vangen** (Fitzpatrick & Bouchez 1998) en strandlopers gingen meer **'s nachts foerageren** (Burger & Gochfeld 1991). Hudson grutto's (*Hudsonian godwit*) daarentegen **foerageerden significant minder** in Chileense baaien bij een betrekkelijk lage recreatiedruk van honden en wandelaars, dan in rustige baaien (86% vs 81%; Navedo *et al.* 2019). Yasué (2005) liet een vergelijkbaar resultaat zien voor kleinere soorten steltlopers (kleinste strandloper (*least sandpiper*) en Amerikaanse bontbekplevier (*semipalmated plover*), en ook aan ganzen, reigers, rallen en aalscholvers zijn studies gedaan waaruit naar voren komt dat door recreatie een **verlies aan foerageertijd** kan optreden (zie bv. Riddington *et al.* 1996, Burger & Gochfeld 1998 en Velando & Munilla 2011).

Of zulke **verloren foerageertijd gecompenseerd** kan worden, is vooral afhankelijk van de **intensiteit, frequentie en duur van de verstoring** (zie HS 5), en ook van o.a. de **kwaliteit van het habitat** en de **conditie van de vogel**, helemaal als de vogel wegvliegt naar een ander gebied. Zo zijn scholeksters in de Waddenzee die vooral op wormen foerageren, gevoeliger voor tijdsverlies door o.a. verstoring dan scholeksters die vooral schelpdieren eten op de wadplaten. Inefficiente scholeksters zijn eerder beperkt in hun mogelijkheden om te compenseren voor verloren foerageertijd, en zijn daardoor kwetsbaarder voor de gevolgen van verstoring (Van der Kolk *et al.* 2020b). Vergelijkbare effecten van **foerageerstrategie** zijn gevonden voor wulpen in China (Li *et al.* 2020). Dergelijke effecten zijn zeker niet beperkt tot steltlopers in intergetijdengebieden. Ook alpenkraaien op een beschermd eiland voor de kust van Bretagne (Ouessant) hadden onvoldoende tijd om het verlies aan foerageertijd te compenseren. Door de hoge recreatiedruk besteedden zij maar liefst 50% minder tijd aan foerageren dan verwacht. In combinatie met het verlies aan foerageergebied door de recreatie, hadden met name de jonge alpenkraaien het moeilijk. Hun overleving was lager naarmate er meer recreanten op het eiland waren. Vooral in augustus stierven veel jonge alpenkraaien. In die periode zijn er veel uitgevlogen jongen die nog moeten leren om efficiënt te foerageren, en is tegelijkertijd de recreatiedruk in Frankrijk maximaal (Kerbiriou *et al.* 2009) (zie ook HS 4).

Door recreatie kunnen vogels bovendien worden **verdreven uit de betere foerageergebieden**. Wanneer vogels door verstoring een gebied vermijden en uitwijken naar een andere locatie, al dan niet tijdelijk, komen ze doorgaans terecht op een plek waar de voedselopname lager is. Omdat het voedselaanbod zelf er lager is of omdat er meer **concurrentie** is van andere vogels (Smit & Visser 1989, Velando & Munilla 2011). Dit kan dan weer gevolgen hebben voor de tijdsbesteding en de energiehuishouding van de vogels. Ook dit effect is voor veel soorten op veel plaatsen waargenomen, zij het in verschillende mate (Mitchell *et al.* 1988, Riddington *et al.* 1996, Mathers *et al.* 2000, Collop *et al.* 2016, Linssen *et al.* 2019, Van der Kolk *et al.* 2020c). Voor de effecten op **verspreiding** van vogels zie hierna onder populatiegrootte (§3.3).

3.2 Reproductie en overleving

Reproductie (broedsucces) en overleving zijn fitness-parameters die samen het aantal nakomelingen bepalen dat een vogel krijgt in zijn leven. Zij bepalen daarmee mede of de (lokale) populatie van de soort een **gunstige staat van instandhouding** heeft. De hiervoor besproken fysiologische en gedragsmatige effecten van verstoring kunnen zich vertalen in verlaagde reproductie en overleving. Op het moment dat dit gebeurt is sprake van **draagkrachtverlies** van een gebied. Aantonen dat (herhaalde) verstoring leidt tot veranderingen in deze schakels van de keten is minder eenvoudig dan het vaststellen van een verstoringsafstand. Het aantal studies hierover is dan ook navenant kleiner dan het aantal studies over verstoringsafstanden. De belangrijkste inzichten uit studies over broedsucces en overleving in relatie tot verstoring zijn hieronder samengevat. Zie voor meer informatie de bespreking van effecten onder de diverse biotopen en soortgroepen (HS 8 t/m 15).

Broedende vogels

Verlaagd broedsucces treedt met name op daar waar **intensieve recreatie** op **grote schaal** plaatsvindt in gebieden die voor vogels primair broedhabitat zijn. Het belangrijkste voorbeeld hiervan zijn onze stranden, dijken, duinen en kwelders, maar ook in bossen zijn dergelijke effecten waargenomen. Daarmee treft dit bij uitstek een aantal specifieke soortgroepen, namelijk steltlopers, sterns, roofvogels en zangvogels.



Strandbroeders hebben vrijwel geen onverstoord broedhabitat ter beschikking.

Foto Hans Peeters

Strandbroeders en andere kustbroedvogels die voor hun nestplaats afhankelijk zijn van stranden en strandjes, dijken, schorren en inlagen, hebben in Nederland vrijwel geen onverstoorde broedhabitat ter beschikking. Vrijwel alle stranden in Nederland zijn vrij toegankelijk, en de intensiteit van de recreatie is er bovendien hoog. Door deze enorme mate van toegankelijkheid in combinatie met de openheid van de habitat en de afhankelijk van de soorten van specifiek dit type habitat, heeft recreatie op deze groep vogels bij uitstek een substantieel effect op reproductie. Effecten betreffen verminderde kans op **vestiging** van broedparen, verlaagde aantallen **broedgevallen**, verlaagd **uitkomstsucces** van de eieren, slechtere **groei van de kuikens** en verlaagd **uitvliegsucces** van de jongen. Er is veelal ook een direct verband tussen recreatie en toegenomen **predatie**. Er zijn veel studies gepubliceerd waarin deze effecten worden aangetoond, waaronder een substantieel aantal over de Nederlandse kustgebieden (Tulp 1998, Verhulst *et al.* 2001, Majoor *et al.* 2002, Meininger & Graveland 2002, Majoor & Meininger 2005, Foppen *et al.* 2006). Als voorbeeld: broedende scholeksters op de kwelders van Schiermonnikoog verlaagden hun investering in de kuikens wanneer er wandelaars (onderzoekers) in hun territoria liepen. Verstoring van foeragerende adulten tijdens de eifase resulteerde in een vermindering van voedselopname en verminderde incubatieduur van de eieren. Verstoring van families met kuikens leidde ertoe dat minder voedsel aan de kuikens werd overgedragen (Verhulst *et al.* 2001). Op het onverstoorde eiland Griend

was het broedsucces van strand- en bontbekplevieren groter dan op stranden met recreatie op Terschelling en Vlieland (Tulp (1998). Toen in het coronajaar 2020 de recreanten in het vroege voorjaar wegbleven van Schier, namen de aantallen broedpogingen van strandbroeders toe (Kleefstra 2020). Zo ook neemt broedsucces toe wanneer maatregelen getroffen worden om verstoring te verminderen (bv. Faulhaber *et al.* 2016). Zie ook HS 14.

Dergelijke problemen door verstoring spelen niet alleen in Nederland maar voor **strandbroeders wereldwijd** (Leseberg *et al.* 2000, Lord *et al.* 2001, Ruhlen *et al.* 2003, Beale & Monaghan 2005, Colwell *et al.* 2005, Lafferty *et al.* 2006, McGowan & Simons 2006, Yasué & Dearden 2006, Liley & Sutherland 2007, Underhill-Day & Liley 2007, Borneman *et al.* 2016, Stien & Ims 2016, Mengak *et al.* 2019). Borneman *et al.* lieten zien dat uitkomstsucces en kuikenoverleving van Amerikaanse scholeksters daalden door de aanwezigheid van wandelaars en terreinwagens op het strand. Stien & Ims (2016) lieten zien dat door verstoring de predatie van eidernesten toenam, omdat de adult vaker van het nest was. Ook was predatie van eiderkuikens in crèches op het water hoger wanneer er in het opgroeigebied waterrecreatie plaatsvond (Åhlund & Götmark 1989, Keller 1991). De belangrijkste verstoringsbronnen bij dit alles zijn wandelaars en honden en dan vooral **loslopende honden** (zie ook HS 14). In het weekend, als de recreatiedruk het hoogst is, is de overleving van kuikens van strandbroeders (dwergplevier, *piping plover*) het laagst, o.a. doordat ze minder kunnen foerageren en naar minder geschikte foerageerhabitats uit moeten wijken; in de loop van de week ebt dit effect weer wat weg (DeRose-Wilson *et al.* 2018). Toegang tot onverstoord foerageerhabitat van goede kwaliteit heeft daarbij groot effect op groei en overlevingskansen van de kuikens (Stantial *et al.* 2021). Beperking van **toegankelijkheid** van stranden leidt vrijwel direct tot verbetering van broedsucces en herstel van populaties (Arts 2000, Herrier 2002, Colwell *et al.* 2005, Finney *et al.* 2005, Lafferty *et al.* 2006, Dana & Mark 2015). Om effecten te beperken zijn legio andere maatregelen uitgewerkt, die goed kunnen werken (zie HS 6).



Loslopende honden veroorzaken van alle vormen van landrecreatie de meeste verstoring. In het broedseizoen verstoren ze nesten en vangen kuikens. Daarbuiten jagen ze vogels op.

Foto Jouke Altenburg

Roofvogels en **zangvogels** die in **bossen** broeden vormen een andere groep waarvoor effecten door recreatie vanaf **wegen en paden** op broedsucces veelvuldig zijn aangetoond. Van Reijnen en Foppen lieten al in 1995 zien dat verkeerslawaai een wezenlijk effect op **zangvogels in het bos** kon hebben, in de vorm van lagere **soortenrijkdom**, lagere **dichtheid** van aantallen, hogere **doorstroom** en grotere **dispersie** van mannetjes; waarbij de habitatkwaliteit dus lager wordt door

het lawaai (Foppen & Reijnen 1994, Reijnen & Foppen 1994, 1995, Reijnen *et al.* 1995). Sindsdien is in allerlei studies aangetoond dat ook recreatie zulke effecten kan hebben langs wegen en wandelpaden, en op allerlei soorten vogels. Het nestsucces van bijvoorbeeld nachtzwaluwen en boomleeuweriken op de Veluwe was lager in opengestelde dan in voor publiek gesloten gebieden (Bijlsma 2006). In Engeland was door hoge recreatiedruk niet alleen het broedsucces van nachtzwaluwen lager, maar ook de broeddichtheid (Murison 2002, Langston *et al.* 2007). Provençaalse grasmussen kwamen op drukke plekken bij de ingang van wandelgebieden en bij parkeerplaatsen op heides later tot broeden en hadden vaker mislukte legsels, met name door wandelaars met loslopende honden (Murison *et al.* 2007). Veel van deze studies betreffen broedsucces en broedvogeldichtheid van zangvogels in het bos, waarbij lagere **vestigingskans** en toegenomen **predatie** door recreatie belangrijke oorzaken van verslechterd broedsucces zijn (Glądalski *et al.* 2016, Bötsch *et al.* 2017, Bötsch *et al.* 2018). Ook kan een vrouwtje **kleinere legsels** produceren (Dillon & Conway 2018, Hutfluss & Dingemanse 2019). Daarnaast kan de groei van kuikens door menselijke drukte achterblijven, wat naar voren kwam toen tijdens de coronapandemie in het voorjaar van 2020 het stadspark in Boedapest ineens 40% drukker was, en koolmeeskuikens daardoor veel lichter van gewicht waren (Seress *et al.* 2021).

Ook onder **roofvogels** kunnen dergelijke effecten optreden. Het incident waarbij vogelfotografen een nest rode wouwen zodanig verstoorden dat de jongen verlaten werden en stierven (Veluwe, juni 2020) is een extreem voorbeeld van een direct gevolg van verstoring op broedsucces (Van Rijn *et al.* 2021) (zie §5.5). Bij roofvogels komt het verstorende effect van recreatie doorgaans tot uiting in een lagere **dichtheid van nesten** nabij wegen en paden. Bovendien kan door intensieve recreatie in de omgeving het **foerageersucces** verslechteren, waardoor de kuikens niet voldoende voedsel krijgen, en het **uitvliegsucces** lager wordt (Van der Zande & Verstrael 1985, Krüger 2002, Arroyo & Razin 2006, Martínez-Abraín *et al.* 2010, Kettel *et al.* 2018, Perona *et al.* 2019). Er zijn ook aanwijzingen dat bij roofvogels recreatie leidt tot **stress**, met een slechter broedsucces tot gevolg (Strasser & Heath 2013). Sommige soorten roofvogels (zoals torenvalken, zie ook Van der Zande & Verstrael 1985) lijken hier gevoeliger voor dan andere, bijvoorbeeld slechtvalken.

Ook voor soorten die in **grasland,** in **hoogveen** en **heide** en op de **toendra** broeden is aangetoond dat struinen en ook recreatie over paden leidt tot een afname van broeddichtheden en broedsucces. Zie hiervoor §9.3.

Buiten de broedperiode

Effecten op overleving buiten de broedperiode zijn lastig aan te tonen, omdat sterfte doorgaans niet onmiddellijk optreedt, maar pas op langere termijn en in samenspel met een hoop andere variabelen. Verstoring verslechtert de overlevingskansen van individuen wanneer die verstoring plaatsvindt op een moment dat de vogel het al moeilijk heeft, zoals in de winter bij periodes met **strenge vorst**, als energiekosten hoog zijn en voedselbeschikbaarheid laag. Foeragerende scholeksters in de Baie de Somme in Frankrijk konden onder 'normale' voedselomstandigheden 1 tot 1,5 keer per uur verstoord worden zonder dat dit effect had op hun overleving. Onder slechte voedselomstandigheden (weinig kokkels en streng winterweer) konden de vogels echter slechts 0,2 tot 0,5 keer per uur verstoord worden voordat dit gevolgen had voor hun overleving (Goss-Custard *et al.* 2006). Voor overtijende scholeksters en rosse grutto's op

hoogwatervluchtplaatsen in de Waddenzee werd een vergelijkbaar resultaat gevonden; onder 'normale' weersomstandigheden hadden de lokale verstoringen weinig effect op energie-uitgave en overlevingskansen van de vogels. Maar bij periodes met strenge vorst konden verstoringen sneller resulteren in lagere overlevingskansen (Linssen *et al.* 2019, Van der Kolk *et al.* 2020a). Dergelijke effecten kunnen eveneens aan de orde zijn bij **verhoogde waterstanden** of bij een **sneeuwdek**. Ook tijdens de **seizoenstrek** kunnen effecten op overleving optreden, omdat de vogel dan zelf grote prestaties moet leveren, bovendien weinig energiereserves heeft en weinig tijd om te foerageren of uit te rusten. In dergelijke situaties kunnen enkele verstoringen per dag al voldoende zijn om effect te sorteren. De tijd en energie die het kost om enkele keren per dag extra op te vliegen, kan dan resulteren in een negatieve balans. Hierdoor kan de **wintersterfte** van soorten die hier overwinteren groter worden (Stillman *et al.* 2012). Vogels op doortrek naar het zuiden kunnen een tekort aan energie of rust oplopen waardoor ze de tocht minder succesvol voltooien. Vogels op **doortrek** naar de broedgebieden kunnen door verstoring mogelijk niet genoeg **opvetten** om een succesvol broedseizoen te hebben. Dit is met name voor **ganzen** berekend, die hoge vliegkosten hebben en relatief veel tijd nodig hebben om voldoende voedsel binnen te krijgen (Madsen 1995, Klaassen *et al.* 2006, Drent *et al.* 2007, Nolet *et al.* 2016). Maar ook voor zangvogels zijn de (voedsel)omstandigheden waarbij ze overwinteren van invloed op het broedsucces in de zomer daarna (bijvoorbeeld voor boerenzwaluwen (Saino *et al.* 2004) en Amerikaanse roodstaarten (Marra *et al.* 1998). Of verstoring hier voor zangvogels ook een rol in kan spelen is niet onderzocht. Daarnaast kan door verstoringen sprake zijn van een verhoogd **predatierisico**. En wanneer vogels door verstoring verjaagd worden uit hun foerageer- of rustgebieden, kan dit **habitatverlies** ook bijdragen aan verhoogde sterfte (Béchet *et al.* 2004). Vaak betreft het soorten als **zwanen, ganzen, steltlopers** en ook **kraanvogels** die in Nederland op **doortrek** zijn en hier **pleisteren**, en die zich verzamelen voor de trek op **verzamelplaatsen**, of **overwinteren**. Omdat deze soorten buiten het broedseizoen alle in open gebieden leven waar een verstoringsbron ver reikt, en bovendien in groepen opereren die allemaal gelijk reageren op een verstoringsbron, kunnen de effecten ook bij een lage verstoringsfrequentie al groot zijn.

Ganzen kunnen door verstoring te weinig opvetten.

Foto Hans Peeters



3.3 Populatiegrootte

De populatiegrootte van een soort kan kleiner worden door recreatie ofwel doordat de habitatkwaliteit verslechtert en dus de dichtheid aan vogels lager wordt, ofwel doordat de verspreiding van de vogels verandert. Dit kan plaatsvinden op verschillende populatieniveaus. Of effecten van recreatie invloed hebben op populatieniveau hangt o.a. af van de omvang van de verstoring, het habitattype en of er alternatieve gebieden in de nabije omgeving aanwezig zijn waar geen verstoring plaatsvindt.

Bij onderzoek naar de effecten van verstoring op vogeldichtheid in tijd, waarbij de aanwezige aantallen in het gebied voor en na de verstoring worden vastgesteld, is niet uit te sluiten dat de gemeten dichtheden door andere in tijd variërende factoren beïnvloed zijn. Of dat door eerdere verstoringen al veel vogels uit het gebied verdwenen zijn. Om te kunnen bepalen of de aantallen verlaagd zijn door de verstoring is het noodzakelijk om te weten hoeveel vogels er in het betreffende gebied aanwezig zijn **bij afwezigheid van verstoring**. Meestal is dit niet bekend, en wordt het probleem opgelost door gebieden te selecteren die qua habitat vergelijkbaar zijn voor de betreffende soort (zie HS 6).

De **schaal** waarop populatie-effecten optreden, kan variëren van lokaal tot landelijk en zelfs tot de hele flyway-populatie. Effecten op **lokale populaties** zullen het eerst optreden, omdat relatief geringe effecten op verspreiding of dichtheid hier al effect kunnen sorteren op de gehele lokale populatie. Effecten op **landelijke populaties** zijn aan de orde wanneer een soort landelijk op slechts een heel beperkt aantal plaatsen voorkomt. Dit maakt dat bijvoorbeeld sommige moerasbroedvogels kwetsbaar zijn, omdat moeras een vrij zeldzame habitat is in Nederland (zie Van der Winden (2002) over recreatie-effecten op de Nederlandse broedpopulatie zwarte sterns). Ook wanneer alle broedgebieden van een soort zwaar verstoord zijn kan de landelijke populatie onder druk komen te staan, zoals het geval is bij de strandbroeders (zie §3.2 reproductie strandbroeders hierboven). Voor deze groep is het goed mogelijk dat de gehele **flyway-populatie** negatief beïnvloedt wordt door recreatie op vrijwel alle stranden waar deze groep broedt.

Dichtheid

In de meeste gevallen betreft dit vermijding nabij paden en wegen, of nabij vaarroutes. Een deel van de vogels mijdt de nabijheid van recreanten. Hoe groter dit deel is hoe meer de dichtheid afneemt; en hoe groter de verstoringsafstand is hoe groter het gebied waarin de dichtheid afneemt. Dit onderstreept het belang van het minimaliseren van verstoringafstanden (zie §4.2 over het bevorderen van gewenning en HS 6 over het beperken van effecten).

Veel broedvogels hebben lagere dichtheden langs wegen en paden. Dit geldt in allerlei biotopen, of ze nu gesloten of open zijn, en of ze nu toegankelijk zijn of ontoegankelijk (Reijnen *et al.* 1995, Hootsmans *et al.* 2006, Bötsch *et al.* 2018). En het geldt voor een breed scala aan soortgroepen, van vele kleinere soorten zangvogels tot aan kraaien, hoenders, weidevogels, steltlopers en andere watervogels en roofvogels (Klein *et al.* 1995, Reijnen *et al.* 1996, Hootsmans *et al.* 2006, Martínez-Abraín *et al.* 2010, Tost *et al.* 2020). De dichtheid van boomleeuweriken op Engelse heidevelden bijvoorbeeld was maar liefst 50% lager in de drukst bezochte gebieden (Mallord *et al.* 2007b) Afscherming – zoals meer ondergroei langs een bospad – en zonering zorgt wel

voor een kleiner effect (Tost *et al.* (2020) en Goss-Custard *et al.* (2020), zie HS 6). De dichtheid neemt meer af en over een grotere afstand naarmate de recreatie-intensiteit groter is of de recreatievorm bedreigender (honden, geen vaste routes; zie bv Pearce-Higgins *et al.* (2007) over goudplevieren en grutto's langs een wandelroute in grasland).

Lagere dichtheden bij niet-broedvogels ontstaan op vergelijkbare wijze langs wegen en paden en routes, en vooral daar waar recreatie intensief is en onvoorspelbaar. Zhang *et al.* (2018) beschrijven hoe de dichtheid van watervogels in de uiterwaarden van de Yangtse-rivier lager was naarmate er meer menselijke activiteiten waren. Liley & Sutherland (2007) berekenden dat als er geen recreatie zou zijn langs een strand van 9 kilometer bij Norfolk in Engeland, dat de populatie bontbekplevieren dan maar liefst 85% groter zou zijn. Terwijl een verdubbeling van de recreatiedruk hier tot een afname van 25% zou leiden. Ook op het water zien we verlaagde dichtheden van watervogels rond bijvoorbeeld vaarroutes van schepen (Verdaat 2006, Schwemmer *et al.* 2011). Voedselaanbod en de mate van openheid van het landschap hebben veel invloed op het optreden van dergelijke dichtheidseffecten. Wanneer er meer voedsel in een gebied beschikbaar is, is het belang voor vogels om er te blijven groter, en zal de dichtheid aan vogels minder snel afnemen (Peters & Otis 2006). In biotopen die aantrekkelijk zijn voor mensen om te recreëren, wordt vaker een grotere afname aan vogeldichtheid waargenomen (Burton 2007).

Verspreiding

Verstoring kan ertoe leiden dat vogels permanent het gebied verlaten. Afhankelijk van de situatie (recreatiedruk, type recreatie, voedsel- of habitatbeschikbaarheid, competitie) kunnen dit gebieden dichterbij of verder weg zijn. Als gevolg van deze her-distributie kunnen populatie-effecten op grotere schaal optreden door een verstoring op één locatie.

Omdat **broedende vogels** gebonden zijn aan een specifieke locatie, zoeken zij doorgaans geen ander gebied op als ze al een nest hebben. Effecten op verspreiding van broedende vogels komt dan ook eerder tot uiting in dichtheden en in de kans dat een soort zich vestigt in een gebied, zoals bij strandbroeders. Wel zijn effecten waargenomen op de dispersie van jonge vogels. Foppen & Reijnen (1994) lieten in hun onderzoek naar de effecten van wegverkeer bijvoorbeeld zien dat jonge fitissen verder van hun geboortegrond vlogen in meer verstoorde situaties. Ook kan recreatiedruk een groot effect hebben op populatieniveau als die populatie een klein oppervlak beslaat. Een voorbeeld hiervan is de populatie alpenkraaien op het eiland Ouessant voor de kust van Bretagne, al genoemd onder §3.1. Het massale toerisme in augustus leidt er daar toe dat adulten en pas uitgevlogen jongen verjaagd worden uit hun reguliere foerageergebied, en daardoor niet genoeg voedsel weten te verzamelen (Kerbiriou *et al.* 2009). Omdat het eiland de enige plek langs de Franse kust is waar de alpenkraai nog broedt, heeft de hoge recreatiedruk er op populatieniveau effect.

Bij **niet-broedvogels** zijn effecten op verspreiding veelal onderzocht aan ganzen en steltlopers. Er zijn meerdere studies waarin ganzen die 's winters of op doortrek naar de broedgebieden ernstig werden verstoord, uitweken naar andere gebieden (Madsen 1995, Béchet *et al.* 2003, Kahlert 2003). Vaak was dat naar gebieden waar ze eerder succesvol hadden gefoerageerd, ook als dit tegen de trekrichting in was. Eveneens vaak betrof het gebieden die gesloten waren voor

publiek. Sensitisatie door jacht speelt in veel van deze onderzoeken een grote rol. Stetlopers kunnen hoogwatervluchtplaatsen (hvp's) tijdelijk of permanent verlaten als daar veel verstoring plaatsvindt. Kanoeten en rosse grutto's verlieten hun hvp in de monding van de Dee in Engeland toen de recreatiedruk hier toenam. Ze vlogen voortaan naar een hvp die 20 kilometer verderop lag, en even zoveel verder van hun foerageergebieden (Mitchell *et al.* 1988). Scholeksters op Vlieland verlieten kleinere hvp's nabij menselijke activiteit in de ochtend nadat de eerste mensen in het gebied langs kwamen, om uit te wijken naar een geïsoleerder liggende hvp op de Richel, en ook in periodes van het jaar dat er veel recreatie op het eiland was (Van der Kolk *et al.* 2020c, Van der Kolk *et al.* 2021a).

3.4 Draagkracht leefgebied

De draagkracht van een leefgebied verslechtert wanneer reproductie en overleving achteruitgaan. Wanneer de draagkracht terugloopt, is sprake van effecten van verstoring, omdat het gebied dan minder individuen van een soort kan herbergen. Uiteindelijk neemt dan de populatie-omvang in zo'n gebied af. Dergelijk verlies aan draagkracht is niet aan de orde op het moment dat vogels enkel een keer opvliegen of onrustig worden. De recreatiedruk is tegenwoordig echter op veel plaatsen zo groot en vooral zo alom aanwezig, dat de draagkracht van gebieden er wel degelijk door achteruitgaat (zie ook kader relatie recreatiedruk en vogels). De effecten op reproductie en overleving en op populatiegrootte, zoals geschetst in de voorgaande paragrafen, zijn hier de voorbeelden van.

Door deelgebieden af te sluiten op plekken met veel recreatie, kan de draagkracht voor vogels hier worden behouden. Zie HS 6.

Foto Karen Krijgsveld



Er zijn legio voorbeelden van **achteruitgang van vogelaantallen en verlies aan draagkracht** in gebieden door recreatiedruk (zie ook §3.3). Al in de jaren tachtig en negentig verschenen hier de eerste publicaties over, en sindsdien is de recreatiedruk substantieel toegenomen (zie §1.3). In deze periode groeide ook het besef (en de hoeveelheid bewijs) dat langs wegen en paden de vogels in lagere aantallen voorkwamen en dat dit het gevolg was van verstoring (zie §3.3). Steven *et al.* (2011) lieten in hun review zien dat recreatie een aantoonbaar effect had op de aantallen vogels in maar liefst 28 van de 33 studies.

Verlies aan draagkracht is **vooral aangetoond in open gebieden zoals kustgebieden en meren**. Henkens stelde midden jaren negentig al vast dat in het **IJmeer** minder watervogels aanwezig waren in periodes met veel recreatie, en dat deze vogels uitweken naar rustiger, onverstoorde gebieden buiten het IJmeer (Henkens 1996). Hoeveel meer recreatie dan toen is er nu in het IJmeer? Burton (2007) liet op elegante wijze met een aantal case studies zien dat aantallen vogels lager zijn en hun gedrag anders is nabij gebieden die door mensen gebruikt worden. Ook de kustbroedvogels, die wereldwijd massaal niet tot broeden komen of een sterk gereduceerd broedsucces hebben door de hoge recreatiedruk op stranden, zijn een goed voorbeeld van draagkrachtverlies (zie §3.2). Verlies aan draagkracht voor vogels door recreatiedruk is sindsdien **in allerlei gebieden voor allerlei soorten aangetoond**.

Wat **voorbeelden** hiervan: scholeksters mijden een hoogwatervluchtplaats op Vlieland waar veel recreatie plaatsvindt, en wel juist in die periodes dat daar veel recreanten zijn. Ze zoeken dan een onverstoorde hoogwatervluchtplaats op, die verder weg van de foerageergebieden ligt (Van der Kolk *et al.* 2021a). In Noordwest-Spanje waren de aantallen watervogels lager door waterrecreatie in een intergetijdengebied (Arizaga *et al.* 2020). De aantallen rode grutto's (*Hudsonian godwits*) in Chili waren lager in een baai met recreatie dan in een vergelijkbare baai zonder recreatie (Navedo *et al.* 2019). Door de hoge recreatiedruk waren stranden in Vancouver minder geschikt (sterk gereduceerde aantallen en meer vluchtbewegingen) voor steltlopers op trek tussen broed- en overwinteringsgebieden (Murchison *et al.* 2016), wat betekent dat de waarde van deze stranden als stop-over-site achteruitgaat door de hoge recreatiedruk. Ook voor de Engelse stranden werd dit verband al lang geleden vermoed (Pfister *et al.* 1992). In de estuaria van de Dee in Engeland is recreatie aangewezen als één van de belangrijkste factoren waardoor de vogelaantallen in het gebied afnemen (Mitchell *et al.* 1988, Still *et al.* 2015). Voor de Solent bij Southampton werd eveneens een dergelijke conclusie getrokken op basis van rekenmodellen: bijna 50% van dit intergetijdengebied was verstoord door recreatie, tot uiting komend in verminderde voedselopname en verlaagde overleving van de vogels daar (Stillman *et al.* 2012). De diversiteit aan steltlopers en waadvogels was lager op stranden en andere kustgebieden in Tunesië als daar recreatie plaatsvond (Hamza 2020). Kleine zwanen lieten bij een hoge recreatiedruk meer van het aanwezige voedsel staan (Gyimesi *et al.* 2012). Of grauwe ganzen potentiële ruigebieden in Denemarken gebruikten, werd vooral bepaald door de mate van verstoring die in deze gebieden plaatsvond (Kahlert 2003).

Hoewel verlies aan draagkracht van gebieden door recreatie vooral is aangetoond in open gebieden, treden dergelijke effecten ook op in meer **besloten habitat** zoals bos: de aantallen bosvogels (en ook de soortenrijkdom) in bossen met veel recreatie waren lager dan in bossen met lage recreatiedruk (Fernández-Juricic 2000, Coppes *et al.* 2017, Bötsch *et al.* 2018). Ook de bevinding van Bijlsma (2006) op de Veluwe, en van Murison (2002) in Engeland, dat het broedsucces van nachtzwaluwen en boomleeuweriken lager was in voor publiek opengestelde delen van de Veluwe dan in gesloten delen, en de broeddichtheid lager (Murison 2002 ten aanzien van de nachtzwaluw), is een goed voorbeeld van verlies aan draagkracht door recreatie.

De **nabijheid van steden** heeft een vergrotend effect op het verlies van draagkracht voor vogels in de omringende gebieden (Murison 2002, Liley & Clarke 2003, McKinney *et al.* 2006, Zhang *et al.* 2018, Weitowitz *et al.* 2019). Dat komt doordat het aantal mensen dat deze natuurgebieden bezoekt groter is. Door de hogere recreatiedruk wordt in deze gebieden een groter effect op

bijvoorbeeld broedsucces, nestdichtheid of vogelaantallen gemeten. Verstedelijking betekent dus niet alleen dat er minder habitat beschikbaar blijft, maar ook dat de resterende habitats nabij steden minder geschikt zijn voor vogels om te leven. Dit houdt in dat voor vogels die van deze gebieden afhankelijk zijn, maatregelen om effecten te verminderen heel belangrijk zijn (zie HS 6).

Dit effect op de draagkracht betekent dat vogels minder gebruik kunnen maken van gebieden waar een hoge recreatiedruk is, en dat deze **drukbezochte gebieden dus een lagere waarde** hebben voor vogels, puur omdat er meer recreatie is. Zulke effecten kunnen heel goed alleen in bepaalde seizoenen aan de orde zijn, zoals wanneer de recreatiedruk hoog is, of juist wanneer een specifieke groep vogels gebruik maakt van het gebied. Deze bevinding benadrukt het belang van het instellen van (tijdelijke) **rustgebieden** voor vogels en het treffen van **maatregelen** om de gevolgen van recreatie te beperken (zie HS 6).

Om te illustreren hoe **recreatie de vogelaantallen in Nederland beïnvloedt**, hebben we in het kader over recreatiedruk op meren een aantal voorbeelden uitgewerkt van situaties waar de aantallen watervogels op Nederlandse meren worden gestuurd door de intensiteit van recreatie op die meren.

In natuurtoetsen wordt vaak onderscheid gemaakt tussen **verstoring en verslechtering**. Er zijn daar zelfs aparte toetsen voor ontwikkeld (o.a. Heijligers 2014). Uit voorgaande blijkt echter dat dit juridische onderscheid ecologisch geen hout snijdt. Verstoring is hetzelfde als verslechtering omdat het bij verstoring in juridische zin feitelijk gaat om draagkrachtvermindering en niet of een vogel een keer opvliegt. Zie hiervoor ook het kader over wetgeving en verstoring.



Grote bonte specht. Foto Hans Peeters

KADER

Recreatiedruk en vogels op meren: case studies over draagkrachteffecten



Slobeend. Foto Hans Peeters

Veranderingen in gebiedsgebruik door recreatie?

In veel waterrijke gebieden is de recreatiedruk in de zomerperiode hoog. De intensieve recreatieve periode liep jarenlang min of meer vanaf april (Pasen) tot en met september. Tegenwoordig start het seizoen al vroeger en loopt langer door, omdat het weer dat toelaat. In intensief gebruikte gebieden kan de recreatiedruk er voor zorgen dat potentieel geschikte gebieden ongebruikt blijven. De vogels gaan pas naar die gebieden toe als het recreatieseizoen ten einde is. Dat leidt in natuurtoetsen geregeld tot een omgekeerde redenatie. Dan wordt op basis van de aantallen vogels die er zich de afgelopen jaren bevonden, geconcludeerd dat het recreatieseizoen geen of beperkte overlap vertoont met de periode dat '**wintervogels**' of '**niet-broedvogels**' aanwezig zijn. De conclusie is dan geregeld dat extra recreatieve ontwikkelingen (o.a. aanleg jachthavens) mogelijk zijn zonder dat er significant negatieve effecten optreden op het leefgebied van vogels waarvoor die gebieden zijn aangewezen. Maar klopt die redenatie? In feite zijn veel waterrijke gebieden in de zomer vanuit het perspectief van leefgebieden voor vogels 'overbelast'. Vogels kunnen er simpelweg niet terecht om te ruien, rusten of foerageren door de voortdurende onrust. De situatie is vergelijkbaar met een project dat de stikstofbelasting doet toenemen in een Natura 2000-gebied waar de stikstofbelasting al te hoog is, en dat daarom als significant negatief wordt geclassificeerd. Een extra haven, in een door recreatie overbelast gebied, zou in dit licht ook als een significant negatieve ontwikkeling kunnen worden geclassificeerd. De reeds ingezette verslechtering van het leefgebied neemt immers niet af door deze extra ontwikkelingen. En het proces herstellen (rust) wordt moeilijker omkeerbaar.

Om enige feitelijke onderbouwing te geven voor de veranderingen in gebiedsgebruik door vogels als gevolg van recreatie, presenteren we in dit hoofdstuk een aantal cases van seizoenspatronen van '**wintervogels**' ofwel van soorten die in Natura 2000-context als '**niet-broedvogels**' geclassificeerd zijn. We geven voorbeelden van enerzijds gebieden waar niet of nauwelijks recreatie (boten) aanwezig is en anderzijds gebieden die jaarrond geopend zijn.



Watervogels zoals aalscholvers die zich na het broedseizoen in groepen op meren verzamelen, worden daar vaak verstoord door waterrecreanten. Foto Hans Peeters

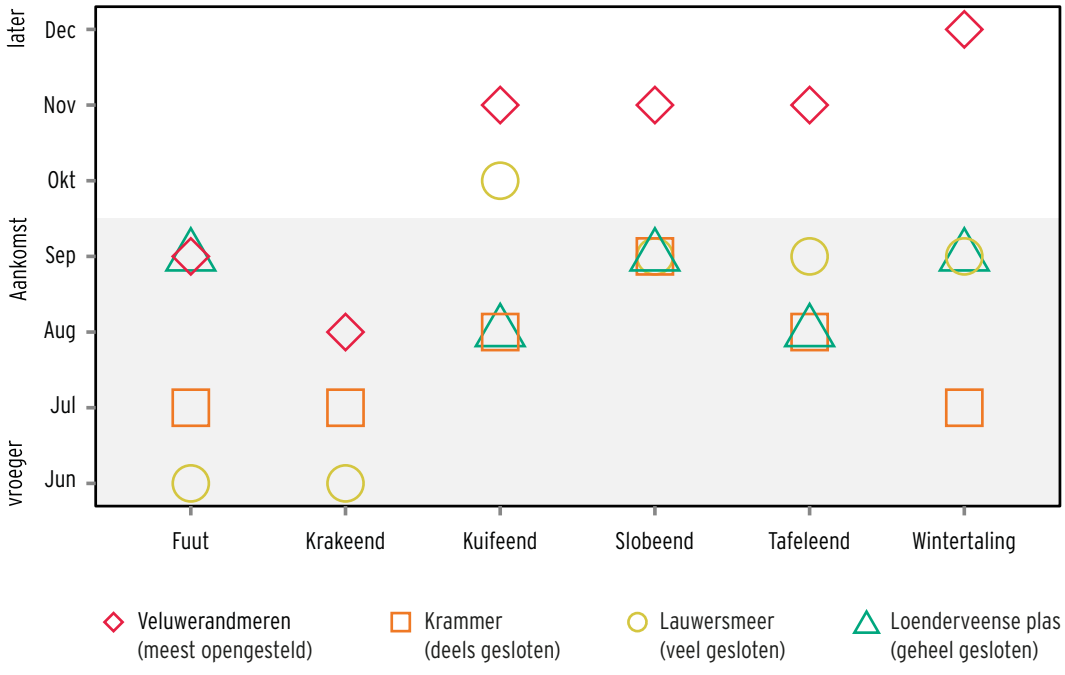
Kader samengevat

- De **timing** van aankomst in de nazomer van watervogels als fuut, tafeleend, wintertaling en krakeend verschilt tussen recreatief afgesloten en opengestelde wetlands.
- In **afgesloten gebieden** kunnen de aantallen vanaf juni toenemen en in augustus september pieken.
- In **opengestelde gebieden** pieken de aantallen later en zijn de aantallen lager dan in vergelijkbare gebieden die afgesloten zijn.
- Dit betekent dat gebieden met lage aantallen watervogels in de periode juni-oktober mogelijk **recreatief overbelast** zijn. Het is zaak deze mogelijkheid uit te sluiten alvorens geconcludeerd kan worden dat de gebieden *an sich* geen waarde hebben voor watervogels in die periode.

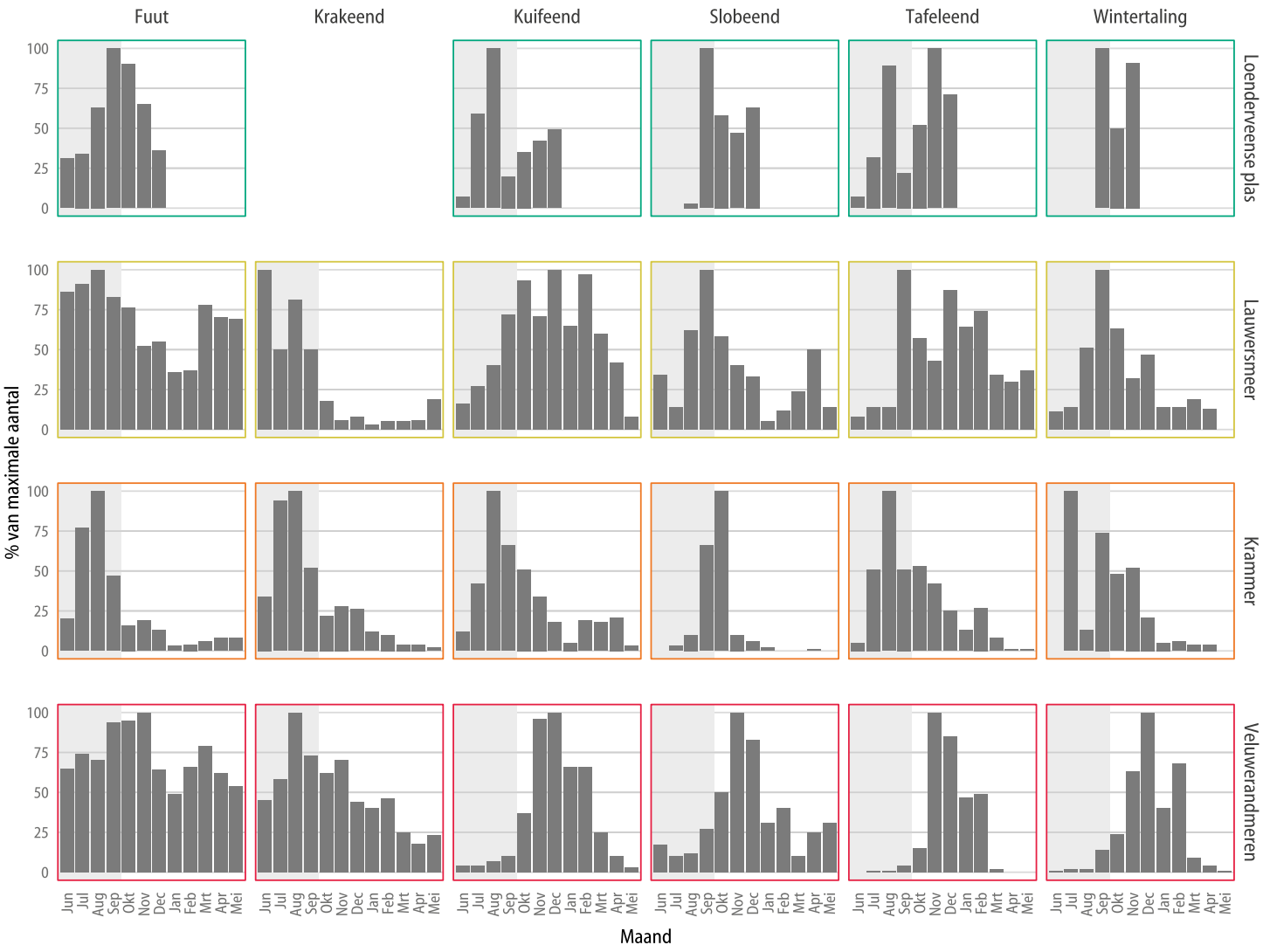
Veranderde timing van watervogels op meren met veel en weinig verstoring

De Nederlandse wetlands zijn jaarrond van belang voor vogels. Veel soorten gebruiken ze om te broeden, maar de gebieden worden ook voor andere functies gebruikt. Die functies kunnen overlappen in tijd en ruimte, omdat verschillende soorten vogels ze op verschillende manieren en momenten gebruiken (zie tekstblok slobeend). In de periode juni-september zijn meren en plassen van groot belang voor watervogels. Waterplanten en hun zaden alsmede plankton zijn dan immers overdadig aanwezig. Dat is een topperiode voor watervogels omdat ze profiteren van het uitbundige voedselaanbod. Eenden vervangen hun slagpennen en kunnen in die periode niet vliegen. Tijdens deze periode is het dus van groot belang dat ze zich in een rustige en voedselrijke omgeving bevinden. Wij vergelijken vier verschillende wetlands op het gebruik door watervogels: Krammer-Volkerak, Loenderveense Plas, Lauwersmeer en de Veluwerandmeren. De Loenderveense Plas is geheel afgesloten voor vaarverkeer en in het Krammer en Lauwersmeer zijn grote delen permanent afgesloten. In het Veluwemeer zijn relatief kleine stukken permanent afgesloten voor boten en is het merendeel vrij toegankelijk. Ze zijn onderling vergelijkbaar in waterdiepte en aanbod aan waterplanten, waardoor we een vergelijkbaar gebruik door de vogels verwachten. We presenteren informatie over vijf soorten vogels die de meren en plassen in Nederland jaarrond gebruiken en waarvan verschillende deelpopulaties doortrekken.

De aankomstdatum van de vijf eendensoorten is steevast later in de recreatief intensief en jaarrond gebruikte gebieden dan in de deels afgesloten gebieden (fig. A, B). Het sterkst is het effect zichtbaar bij de Veluwerandmeren waar alle soorten later en in lagere aantallen aanwezig zijn. Bij de overige gebieden hebben de verschillen tussen soorten te maken met voedselbeschikbaarheid, tradities, gevoeligheid voor onrust in een bepaalde situatie en risico op predatie. Dat veroorzaakt ook verschillen binnen een gebied (fig. C). Het zou daarom zeker nuttig zijn om van meer gebieden op een systematische wijze deze informatie te verzamelen en te bewerken.



Figuur A Aankomstdatum (gedefinieerd als de eerste maand waarin minimaal 65% van het seizoensmaximum aanwezig is) van 5 soorten watervogels in verschillende natuurgebieden. Met grijs is de intensieve recreatieperiode in de nazomer weergegeven. Watervogels komen op de drukbezochte Veluwerandmeren steevast later in het seizoen aan dan op meren die deels of geheel gesloten zijn voor vaarrecreatie.



Figuur B Seizoenspatronen van zes watervogelsoorten in deels afgesloten meren en in het hoofdzakelijk opengestelde Veluwerandmeer. Met grijs is de intensieve recreatieperiode in de nazomer weergegeven.



Veel eenden, zoals deze krakeenden, zoeken na het broedseizoen de Veluwerandmeren op om er in soms grote groepen te ruien, rusten en foerageren. Water-recreatie op zulke plaatsen verdrijft de vogels naar elders.

Foto Jan Lok



Slobeenden in gezelschap van kuifeenden en krakeenden op de Veluwerandmeren.

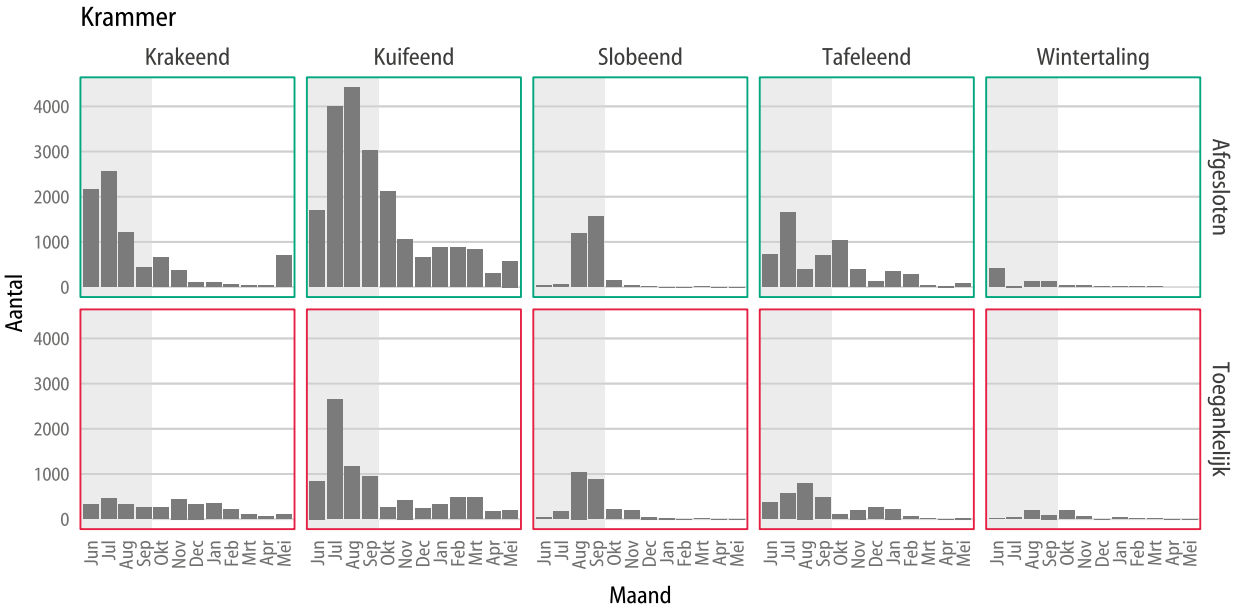
Foto Hans Peeters

Een voorbeeld van functioneel gebruik door slobeenden van wetlands

De slobeend kan als voorbeeld dienen voor de complexiteit van seizoenspatronen en het gebruik van wetlands door watervogels. Slobeenden broeden in Nederland, maar ons land wordt tijdens de trekperiode en in de winter ook gebruikt door slobeenden die noordelijker en oostelijker van ons land broeden. Dat betekent dat er in de wetlands zowel individuen van broedpopulaties aanwezig kunnen zijn, als pleisteraars die op doortrek zijn.

Slobeenden zijn jaarrond in Nederland aanwezig met kleine aantallen in de winter, hoge aantallen in de doortrekperiode en lagere aantallen bij aanvang van de broedperiode. Dat komt doordat individuen uit landen ten noorden van ons hier deels overwinteren en doortrekken. Maar het is nog ingewikkelder. Slobeendpopulaties die in West-Europa broeden, komen vroeger uit de overwinteringsgebieden naar hun broedgebied dan soortgenoten die noordelijker broeden. En de Nederlandse broeders zijn ook vroeger klaar met broeden en verzamelen zich dan in wetlands. Dus de timing van de verschillende deelpopulaties schuift in elkaar, waardoor het seizoenspatroon vertroebelt. En dan is het nog een stapje complexer. Want de mannetjes zorgen niet voor hun jongen en verzamelen zich duidelijk vroeger op ruiplaatsen dan de wijfjes. Dat geldt voor Nederlandse slobeendmannetjes al vanaf juni. In juni-augustus ruien slobeenden alle slagpennen tegelijk en kunnen dan dus niet vliegen. Ze zoeken daarom vanaf juni zeer rustige gebieden op omdat ze niet in staat zijn om weg te vliegen bij onrust. In een ongestoord wetland zijn zodoende hoge aantallen in het voorjaar gebaseerd op een mix van broedvogels en doortrekkers, vanaf juni verzamelen mannetjes van de Nederlandse populatie zich in rustgebieden. Daarna nemen de aantallen toe doordat de Nederlandse vrouwtjes en jongen er bij komen en slobeenden vanuit het buitenland zich voegen bij de Nederlandse individuen. In maanden oktober-november dalen de aantallen weer omdat de meeste slobeenden verder naar het zuiden gaan.

Dus in ongestoorde gebieden als Loenderveen, Krammer en Lauwersmeer zijn hoge aantallen aanwezig in de periode juni-augustus. Soms met twee pieken veroorzaakt door verschillende deelpopulaties. Vanaf september nemen de aantallen flink af door wegtrek naar het zuiden. In een recreatief druk gebruikt gebied als het Veluwemeer zijn de aantallen pas maximaal in november. Dat wordt dus veroorzaakt doordat de recreatie het gebied in de periode juni-september ongeschikt maakt.



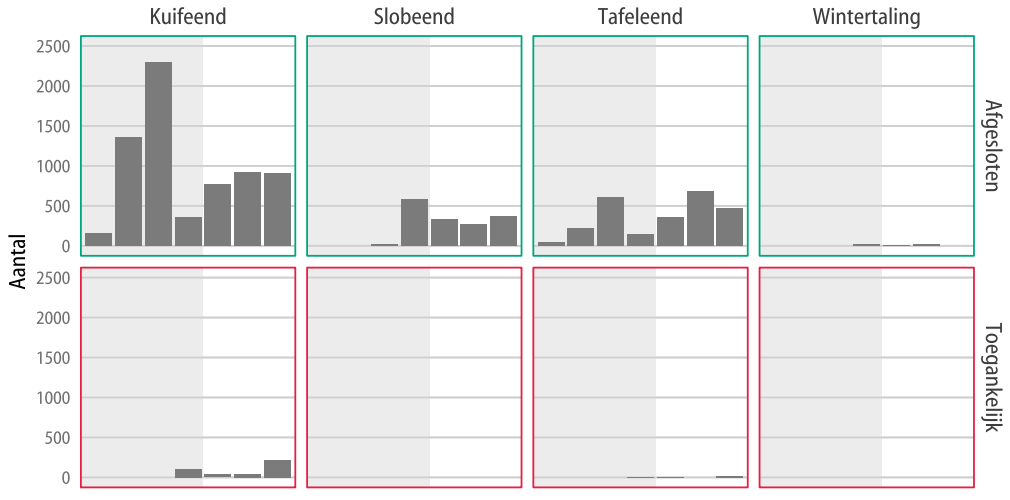
Uitgewerkt voorbeeld 1: Timing en aantallen in de Krammer

In de Krammer ligt een rustgebied voor watervogels, de Nieuwkooper eilanden, dat volledig is afgesloten voor recreatie. Ernaast ligt een gebied (Noorder-Krammer) dat geheel toegankelijk is voor boten. Omdat daar veel waterplanten groeien zijn er automatisch toch delen met minder boten omdat het fysiek lastig te bereiken is. Hoewel deze gebieden een vergelijkbaar oppervlak hebben, zijn de aantallen eenden in het afgesloten gebied veel hoger, in het bijzonder is dit herkenbaar voor kuifeend en krakeend (fig. C).

Figuur C Aantallen van verschillende eendensoorten per maand. Hierbij is het afgesloten gebied de Nieuwkooper eilanden en het (deels) toegankelijke gebied Noorderkrammer & Krammersche Slikken West. Beide gebieden hebben een vergelijkbare oppervlakte.

Uitgewerkt voorbeeld 2: Timing en aantallen in de Loosdrechtse Plassen

Ook in de omgeving van Loosdrecht zijn drie meren die vergelijkbaar zijn in abiotiek, waterplanten en oppervlak. Dat zijn de Wijde Blik, Spiegelplas en Loenderveense Plas. Al deze gebieden hebben redelijk helder water met waterplantenvelden in de ondiepe delen. De Loenderveense Plas is jaarrond afgesloten voor vaarverkeer en de andere twee zijn opengesteld. In de toegankelijke gebieden zijn slobeend en wintertaling volledig afwezig, terwijl deze wel voorkomen in het afgesloten gebied. Kuifeend en tafeleend zijn wel in beide gebieden aanwezig, maar in het gebied met recreatie bereiken deze soorten pas hun piek in december, terwijl dit in het afgesloten gebied een half jaar eerder is (fig. D). Ook in de Loosdrechtse Plassen zijn de effecten van vaarrecreatie dus goed herkenbaar.



Figuur D Seizoensverloop van de aantallen eenden (4 soorten) op plassen rond Loosdrecht. Hierbij worden twee gebieden onderscheiden waarbij het grootste verschil is dat het ene afgesloten is voor recreatie en het andere vrij toegankelijk. Vraagtekens geven aan dat er voor de betreffende maand geen telgegevens beschikbaar zijn. In het toegankelijke gebied zijn de vogelaantallen substantieel lager en komen vogels later aan.



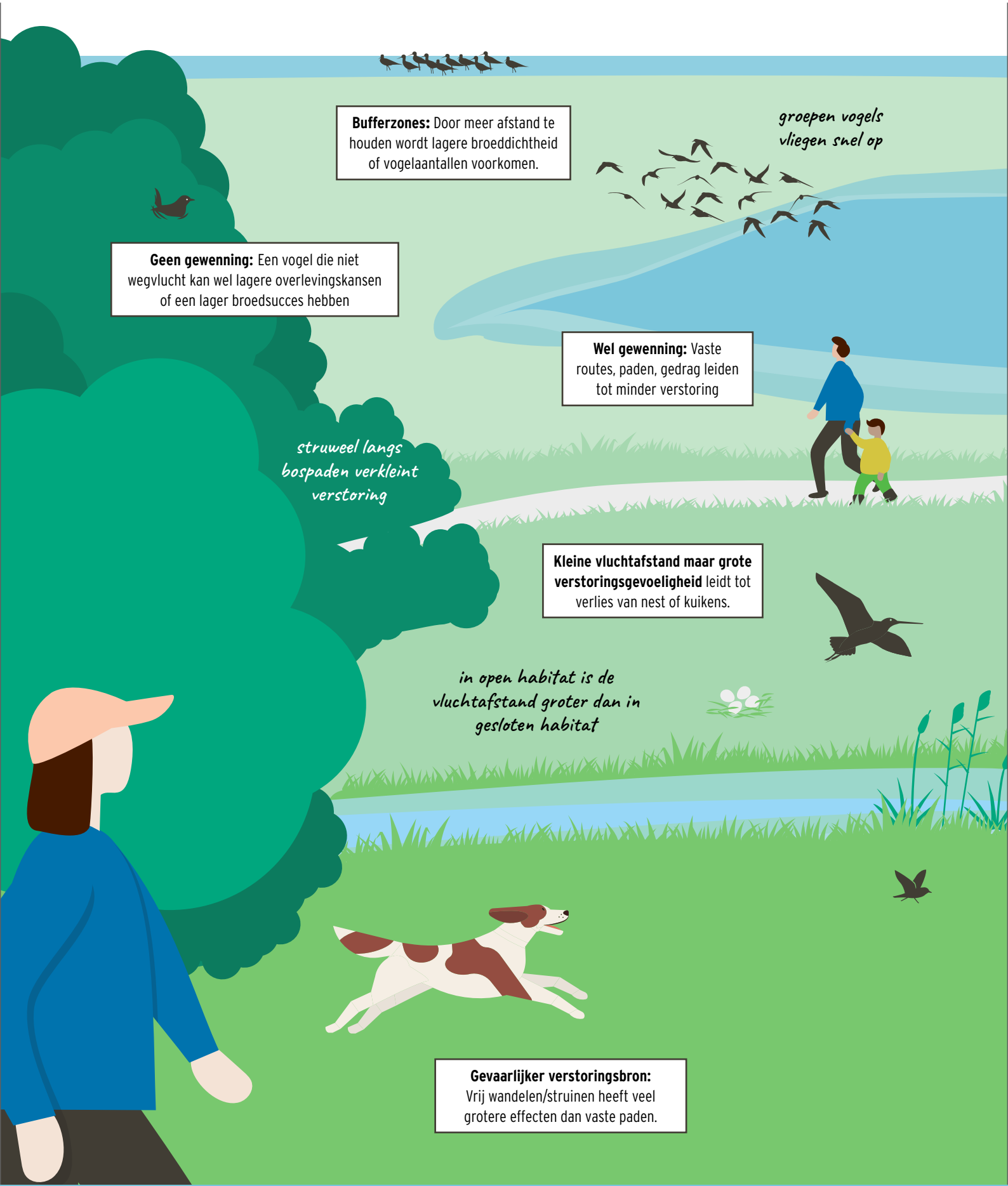
Foto Richard Diepstraten / Kina

Hoofdstuk 4
Verstoringsgevoeligheid en verstoringsafstanden

Hoofdstuk samengevat

- Vluchtafstanden zijn het best te begrijpen door de mens te zien als predator en de reactie van de vogel als een kosten-baten-afweging tussen vluchten of blijven: een gevaarlijker verstoringsbron leidt tot eerder opvliegen, terwijl een te verdedigen belang (kuikens, voedsel) leidt tot later opvliegen en grotere gevolgen.
- Vluchtafstanden zijn groter naarmate de vogelsoort groter is en de verstoringsbron frequenter of bedreigender. Bovendien verschillen ze met de leefwijze van de soort, de seizoenen, het habitat en het weer.
- Verstoringsgevoeligheid is groter als de verstoring grotere consequenties heeft (bijvoorbeeld nestverlies, verlies foerageertijd bij extreem winterweer).
- In natuurtoetsen is het zaak om niet alleen vluchtafstanden te gebruiken. Verstoring uit zich immers ook in verslechtering van broed- en foerageersucces en in verlaagde dichtheden.
- Bufferzones ofwel minimale naderingsafstanden kunnen verstoring voorkomen of beperken. Ze zijn groter dan vluchtafstanden omdat ze rekening houden met niet-zichtbare verstoring (broedsucces, broeddichtheid, aantallen vogels) en zijn daarmee effectiever om verlies aan draagkracht te beperken.
- Gewenning is wezenlijk anders dan tolerantie. Bij vogels die een verstoringsbron tolereren (dus die niet wegvluchten) kan sprake zijn van andere negatieve effecten.
- Gewenning is zeer effectief om de impact van recreatie op vogels te verminderen. Gewenning kan bevorderd worden door voorspelbaar gedrag van de recreant te regelen, zoals door de juiste inrichtingsmaatregelen.

Verstoringsafstanden: Effecten van omgeving



Hoe een vogel reageert op een verstoringsbron varieert sterk. Deze variatie is gerelateerd aan bijvoorbeeld de fase in de jaarcyclus en de conditie van de vogel, van de habitat en van het gedrag van de verstoringsbron. Het is dus niet mogelijk om **'de' vluchtafstand** van de soort te weten, want die is niet constant. Van belang is om de verstoring te relateren aan gevolgen voor broedsucces of overlevingskansen. En dus om die te koppelen aan de habitatkwaliteit. De vluchtafstand is daarin slechts één van de factoren. In dit hoofdstuk bespreken we welke factoren meespelen bij de verstoringsreactie van een vogel. We behandelen de inzichten in verstoringsafstanden van soorten, en geven een overzicht van verstoringsgevoeligheid van vogels en een minimale naderingsafstand.

4.1 Verschillen in verstoringsreacties

De kosten en baten van vluchten of blijven

Wanneer een vogel een naderende predator opmerkt, moet hij beslissen of hij blijft zitten of wegvlucht (Stankowich & Blumstein 2005). Bij deze beslissing speelt een **afweging** tussen het **risico om verwond of gedood** te worden enerzijds en de **nadelen van het vluchten** anderzijds (Ydenberg & Dill 1986). Het resultaat van die beslissing wordt doorgaans gemeten aan de vluchtafstand: dat is namelijk de afstand waarbij het risico van blijven groter wordt dan de voordelen ervan. Vogels zien ook de **mens als predator**, als een risico op verwonding of dood, en ze maken bij nadering van een mens dan ook dezelfde risico-afweging (Frid & Dill 2002, Beale & Monaghan 2004a). De verstoring die een mens veroorzaakt wordt daarom veelal gemeten aan de hand van de vluchtafstand voor die menselijke 'predatoren' (Blumstein 2006a, Livezey *et al.* 2016). Via dit principe kan verstoring ook worden verminderd: door minder de indruk te wekken een gevaarlijke predator te zijn, kunnen mensen helpen om de balans te verschuiven van vluchten naar blijven (zie §4.2 en HS 6).

Voor **vogels met eieren of jongen** omvat de beslissing om te vluchten of te blijven ook de zorg voor de nakomelingen. Het vluchtgedrag van de ouders beïnvloedt immers ook de overlevingskansen van de kuikens (Clark & Ydenberg 1990a, Lima 2009). De **kosten en baten voor zowel ouder als nakomelingen** moeten nu worden meegewogen. De resulterende vluchtafstand is die afstand waarbij het reproductief succes zo optimaal mogelijk is. Daar ligt een complexe kosten-baten-afweging aan ten grondslag, waarin zowel de **eigen overleving** van de ouder als de **overleving van de kuikens** meetelt (Clark & Ydenberg 1990b). En daar spelen allerlei factoren een rol in, zoals leeftijd, sekse, mate waarin de broedperiode gevorderd is, en ook mogelijk schadelijke omgevingstemperaturen (Biermann & Robertson 1981, Yasué & Dearden 2006, Dowling & Bonier 2018). Op individueel niveau wegen bovendien habitat, weersomstandigheden, conditie van ouders en kuikens, en ook ervaring en persoonlijkheid van de ouders mee (Dingemanse *et al.* 2010, Tost *et al.* 2020). Bovenstaande werd verwoord door De Jong *et al.* (2013) in een artikel over keuzes die broedende wulpen maken ten aanzien van vluchtafstanden. Vluchtafstanden van niet-broedende vogels zijn dus wezenlijk anders dan die van vogels op nesten.

De beslissing om wel of niet weg te vluchten is in essentie afhankelijk van vier aspecten:

- Investeringen in een locatie (zoals eieren of jongen, voedselterritorium, gebiedskennis);
- Voedselbeschikbaarheid en –behoefte;
- Aanwezigheid van alternatieve foerageer- of rustgebieden;
- Risico van predatie.

Deze factoren bepalen feitelijk de **vluchtafstand.** Ze worden in het vervolg van deze paragraaf nader besproken. Vooral predatierisico omvat vele aspecten die van invloed zijn op vluchtgedrag.

Verstoring uit zich echter in meer dan alleen opvliegen. Vogels die niet wegvluchten kunnen immers wel lagere overlevingskansen hebben of een lager broedsucces (zie HS 3). Een verstoringsafstand zou al deze aspecten moeten omvatten, en niet alleen of een vogel wegvliegt of niet. Met dit doel werken we in voorliggend rapport naar de **verstoringsgevoeligheid** van vogels toe (zie hiervoor §4.5).

Investeringen in een locatie

Vluchtgedrag treedt bij **vogels met eieren of jongen** veel minder op dan bij foeragerende of rustende vogels. Dit is logisch gezien het zwaarwegende belang van een succesvolle broedpoging (zie vorige paragraaf). Wanneer een oudervogel het nest verlaat stelt hij eieren of jongen bloot aan een verhoogde kans op predatie en aan de directe invloed van weersvariabelen zoals zon en neerslag. Dit betreft niet alleen vogels op nesten in bomen, maar ook grondbroeders als kiekendieven en boomleeuweriken, en nestvlieders als grutto's, kieviten en strandplevieren. Vluchtafstanden zijn voor deze groep vogels dan ook niet te vergelijken met die van niet-broedende vogels, want veel kleiner (zie Livezey *et al.* (2016), Ruddock & Whitfield (2007) en §4.3). **Vluchtafstanden zijn hier niet zonder meer te gebruiken**, omdat er sprake is van veel ernstiger verstoring wanneer een vogel van de kuikens of eieren vliegt dan wanneer een vogel opvliegt van een foerageer- of rustgebied. En ook wanneer geen sprake is van opvliegen van het nest, kan het broedsucces nog steeds lager zijn door verstoring, zoals duidelijk werd in een broedkolonie kaalkopooievaars (*wood stork*), waar intensieve waterrecreatie en wandelaars enkel tot schijnbaar irrelevante gedragsveranderingen in de ooievaars leidden zonder dat ze opvlogen, maar waar het broedsucces spectaculair lager was dan zonder verstoring (Bouton *et al.* 2005). Hier is het dus beter een andere maat dan de vluchtafstand te gebruiken om verstoring te voorkomen, zoals een bufferzone of een minimale naderingsafstand (zie §4.3 en 4.5).

De **fase in het broedseizoen** is ook van invloed op het vluchtgedrag. Nesten worden vooral vroeg in het seizoen verlaten, wanneer de eieren nog niet of nog maar net gelegd zijn. De ouder heeft dan nog relatief weinig in het legsel geïnvesteerd en heeft nog goede kansen op een vervolglegsel op een veiliger plek (Biermann & Robertson 1981, Keller 1995). Pas uitgevlogen jongen die al wel zelfstandig zijn, reageren door hun geringe ervaring vaak weer weinig op menselijke activiteiten en lijken daarmee toleranter voor verstoring.

Wat **voorbeelden** hiervan: broedsels van eiders mislukten vaker naarmate verstoring door bezoekers eerder in het broedseizoen plaatsvond (Bolduc & Guillemette 2003). Grauwe ganzen waren minder geneigd het nest te verlaten naarmate de eieren langer bebroed waren. De vogels namen dus meer risico (kleinere verstoringsafstand) naarmate de kans groter was dat de eieren uit zouden komen (Osiejuk & Kuczynski 2007). Watervogels op een nest lieten motorboten

wezenlijk dichterbij komen alvorens te vluchten dan niet-broedende soortgenoten op hetzelfde meer (Rodgers & Smith 1997) (o.a. grote zilverreiger, bruine pelikaan, slangenhalsvogel (*Anhinga)* en kaalkopooievaar (*woodstork)*). Hetzelfde gold voor sterns en meeuwen bij wandelaars op stranden (Mallory 2016). Broedende uilen in de VS vluchtten bij verstoringen door helikopters minder weg tijdens de eileg- en incubatiefase dan tijdens de uitvliegfase van de jongen (Delaney *et al*. 1999) (*Mexican spotted owl*). En ook Amerikaanse zeearenden die niet op het nest zaten vlogen vaker op dan wanneer ze wel op het nest zaten, en werden het meest verstoord bij het foerageren (Grubb & King 1991). Juveniele marmeralken (*marbled murrelets*) vluchtten later dan adulten weg voor bootjes van vogelkijktours (Bellefleur *et al*. 2009), en ook juveniele steltlopers (11 soorten) hadden kortere vluchtafstanden dan adulten op een *stop-over site* waar ze foerageerden (Koch & Paton 2014). Hier kan gewenning dan weer een rol spelen: subadulte Amerikaanse zeearenden waren juist sneller verstoord dan adulten, daar waar vaarbewegingen over een rivier zeer voorspelbaar waren, en waar adulten dus waarschijnlijk meer gewend waren aan de recreatie (Stalmaster & Kaiser 1997) (zie ook §4.2 gewenning).

Voedselterritoria zijn ook een investering in een locatie die maakt dat vogels zich minder snel zullen laten verjagen, zeker wanneer er bovendien veel concurrentie is om voedsel.



Deze papegaaiduikers op de Shetlandeilanden hebben een nest en vliegen daarom niet weg van de fotograaf. Door wat afstand te houden (afzetten met touwen) neemt het broedsucces in dergelijke kolonies echter toe (zie §14.5).

Foto Hans Peeters

Voedselbeschikbaarheid en -behoefte

In gebieden met **veel voedsel** blijven vogels langer zitten en is de verstoringsafstand dus kleiner (als alles verder hetzelfde is) dan in gebieden met minder voedsel. Het belang van blijven is in het voedselrijke gebied immers hoger. Hetzelfde geldt voor vogels met hogere **voedselbehoefte**, zoals trekvogels die net aankomen op een *stop-over-site* waar ze kunnen uitrusten en foerageren. Deze vogels laten zich weliswaar dichter benaderen, maar een verstoring heeft ook een groter effect en het is dus belangrijker om de verstoring te voorkomen: de individuen zijn in die situatie verstoringsgevoeliger (zie §4.5).

Wat **voorbeelden**: foeragerende vogels in getijdegebieden laten zich aan het begin van de laagwaterperiode, wanneer er nog een grote **motivatie** om te foerageren bestaat, moeilijker verstoren (kleinere verstoringsafstand) dan aan het eind van de laagwaterperiode wanneer al voor het grootste deel in de voedselbehoefte is voorzien (Fox *et al.* 1993, Marsden 2000). Omgekeerd vlogen steenlopers die in een bijvoer-experiment een betere conditie hadden gekregen, eerder en verder weg dan steenlopers die niet waren bijgevoerd (Beale & Monaghan 2004b). Amerikaanse zeearenden jaagden na aanvankelijke verstoringen vroeg op de dag snel verder, maar naarmate het aantal verstoringen in de **loop van de dag** toenam, wachtten ze steeds langer alvorens de jacht weer te hervatten. 's Ochtends is de motivatie om te foerageren groter; dan namen de vogels grotere risico's (Stalmaster & Kaiser 1998). Ook bij grote zilverreigers in Brazilië werd dit verband gevonden (Piratelli *et al.* 2015).

Vogels met hele kleine vluchtafstanden, die dus pas vluchten wanneer de verstoringsbron zeer dicht is genaderd, kunnen dus vogels zijn die nauwelijks in staat zijn om in hun dagelijkse **energiebehoefte** te voorzien. In zulke gevallen zijn de verstoringsafstanden substantieel kleiner dan gebruikelijk voor de soort of soortgroep. Voor deze vogels tellen de kosten van wegvluchten extra zwaar, omdat ze de extra energie-uitgave en het tijdverlies niet of nauwelijks kunnen compenseren. Deze situatie kan zich voordoen bij **extreme weersomstandigheden** zoals bij scholeksters in het Waddengebied en in het Exe-estuarium in Engeland (West *et al.* 2002, Van der Kolk *et al.* 2020a, Van der Kolk *et al.* 2020b). In dit soort situaties kan verstoring leiden tot verlaagde overlevingskansen (Van der Kolk *et al.* 2021b). Om effecten te verminderen kunnen maatregelen getroffen worden om juist onder dergelijke omstandigheden verstoring te voorkomen. Een voorbeeld hiervan is het tegengaan van zwaar verstorende activiteiten zoals jacht, maar potentieel ook van bijvoorbeeld wandelen met honden in gebieden met veel watervogels gedurende perioden met streng winterweer wanneer er sneeuw en ijs ligt (Ellis 2012) (zie ook §3.2 en HS 6).

Tot slot speelt **concurrentie om voedsel** een rol in dit verband. Wanneer vogels vanuit een verstoord gebied uitwijken naar een ander gebied, zij het aangrenzend of verder weg, dan voegen ze zich bij de daar reeds aanwezige vogels. De dichtheid aan vogels neemt daar toe en daarmee ook de competitie om voedsel. Voedsel raakt hierdoor mogelijk sneller op of de voedselopname per tijdseenheid wordt lager door de onderlinge competitie. De verstoorde vogels kunnen bovendien te maken krijgen met (al dan niet tijdelijke) voedselterritoria van andere individuen, wat kan leiden tot allerlei sociale interacties, met tijdverlies en lagere voedselopname als gevolg. De initiële verstoring kan dus langduriger en ingrijpender consequenties hebben dan alleen het wegvliegen van de oorspronkelijke foerageerplek. Bovendien kan door dergelijke processen de vluchtafstand afnemen; als nabijgelegen gebieden 'vol' zijn, zal de vogel langer op zijn eigen plek blijven omdat hij geen andere keus heeft. De verstoringsafstand is dan kleiner, maar de zorg is dat voedselopname door de verstoring afneemt. In dit geval is er geen zichtbaar effect van de verstoring, maar wel een fysiologisch effect (lagere voedselopname, meer stress). Hierdoor wordt de draagkracht van het gebied toch lager, wat zich op termijn zal uiten in verlaagde aantallen vogels. Het doel is hier dus om niet alleen naar vluchtafstanden te kijken, maar om bufferzones te voorspellen die groot genoeg zijn om ook dergelijke effecten op vogeldichtheden en draagkracht te voorkomen.

Alternatieve voedsel- of rustgebieden

Wanneer alternatieve voedsel- of rustgebieden niet aanwezig zijn in de nabije omgeving, of van veel slechtere kwaliteit zijn, blijven vogels langer in het verstoorde gebied dan wanneer alternatieve gebieden wel voorhanden zijn. Dit betreft niet alleen voedselgebieden maar ook rustgebieden en in mindere mate mogelijk ook broedgebieden (denk aan strandbroeders).

Generalisten hebben op vergelijkbare wijze meer uitwijkmogelijkheden en kunnen dus grotere vluchtafstanden hebben dan specialisten, die minder alternatieve opties hebben. De generalisten zijn daarnaast minder gevoelig voor de verstoring dan de specialisten (Beale & Monaghan 2004b).

Voorbeelden hiervan: Overwinterende rotganzen meden verstoorde gebieden nabij wegen in het begin van de winter, en foerageerden in de minder verstoorde gebieden. Aan het eind van de winter, nadat de voedselbronnen elders waren uitgeput, namen de ganzen de verstoorde gebieden echter wel in gebruik (Owens 1977). Eenzelfde gedrag werd waargenomen bij kleine zwanen die in eerste instantie windturbines meden, maar later in de winter toen voedsel schaarser werd niet meer (Fijn *et al.* 2012). Sneeuwganzen die werden bejaagd of verjaagd, hadden een verlaagde energie-opname doordat ze uitweken naar weliswaar minder verstoorde, maar ook minder voedselrijke habitats (Béchet *et al.* 2004). Deze voorbeelden betreffen alle ganzen, omdat aantallen vogels en voedselaanbod voor deze soortgroep relatief eenvoudig te bepalen zijn. Voor andere soortgroepen zullen echter dezelfde wetmatigheden gelden (denk aan steltlopers, andere watervogels).



Rotganzen op Terschelling mijden in het begin van de winter de verstoorde gebieden langs wegen. Pas in de loop van de winter, als er elders minder voedsel is, komen ze dichterbij wegen.

Foto Hans Peeters

Risico van predatie

Het risico om gepredeerd te worden is dé reden waarom vogels wegvluchten van recreanten. Heel veel van de verschillen in vluchtreacties van vogels zijn dan ook terug te voeren op het predatierisico dat ze ervaren wanneer een recreant in de buurt komt. De mate waarin een recreant als risico ervaren wordt, komt op drie fronten tot uiting:

1. Verstoringsbron (bijvoorbeeld type, intensiteit, duur & frequentie, voorspelbaarheid);
2. Habitat (bijvoorbeeld open of gesloten, vluchtmogelijkheden);
3. Vogel zelf (bijvoorbeeld lichaamsgrootte, relatieve hersengrootte, leeftijd, hoogte van positie, groepsgrootte).



Niet-aangelijnde hond rent enthousiast naar de vogels op een ven. Voor de vogels betekent dit: gevaar, wegwezen. In dit gebied geldt een aanlijnplicht, wat de eigenaars van de hond niet gezien hebben of negeren.

Foto Karen Krijgsveld

1. Gevaar van de **verstoringsbron**. Hoe gevaarlijker de verstoringsbron is in de belevenis van de vogel, hoe eerder hij ervan wegvlucht. Er zijn recreatievormen die een reëel gevaar vormen, met name **honden** en dan vooral als ze loslopen. Honden doden daadwerkelijk wel vogels (Williams *et al.* 2009, Glover *et al.* 2011, Doherty *et al.* 2016), maar ook het spelend achter een vogel aanjagen wordt door de vogel natuurlijk heel anders beleefd dan door de hond. Dit is ook de reden dat de vluchtafstand voor wandelaars met honden, zeker als ze loslopen, groter is dan zonder honden (zie §5.4). Naast honden gaat een gevaar uit van bijvoorbeeld verstoringsbronnen die veel **geluid** maken, die onverwachtse en snelle bewegingen maken, of die gericht op de vogel afkomen. Om deze reden ook leiden verstoringsbronnen die zich **in de lucht** bevinden tot grotere vluchtafstanden dan bronnen op de grond (cf. het risico van roofvogels). De duur en frequentie dat de verstoringsbron in de omgeving is, maken dat de dreiging langer duurt of intensiever is, waardoor ook een sterkere of langduriger reactie optreedt. En bovendien geldt dat hoe **onvoorspelbaarder** de verstoringsbron zich beweegt of gedraagt, hoe groter de dreiging is die ervan uitgaat, en hoe groter dus het effect. Deze relaties tussen vluchtafstand en verstoringsbron zijn onder andere uitgezocht door Stankowich & Blumstein (2005). Zij lieten aan de hand van een meta-analyse van een groot aantal in de literatuur gevonden gegevens (en soorten), zien dat de vluchtreactie groter werd naarmate een groter risico ervaren werd, zoals bij de snelheid van de predator (lees: verstoringsbron), alsook grootte en gerichtheid van nadering. Het is een logisch verband: een snelle reactie op een potentieel dodelijke predator is belangrijk voor de overleving (zie ook §4.3 verstoringsafstanden, HS 5 verstoringsbronnen).

2. Ten tweede is de **biotoop** van invloed op het risico dat de vogel ervaart. In een **open landschap** is de verstoringsbron over veel grotere afstand zichtbaar, en daar zijn de verstoringsafstanden dan ook groter. Watervogels hebben bijvoorbeeld op meren een grotere verstoringsafstand dan op rivieren, waarschijnlijk omdat verstoringen op meren vanaf grotere afstanden worden opgemerkt en vogels daarom eerder reageren, en mogelijk ook omdat groepen op meren in het algemeen groter zijn dan op rivieren (Mayer *et al.* 2019). De afstand waarop de verstoringsbron in beeld komt speelt hier ook mee, omdat het in de gaten houden van een predator ook kosten met zich meebrengt: de vogel kan minder opletten op eventuele andere predatoren in de buurt, en kan ook minder foerageren. Daardoor valt de beslissing om weg te vliegen eerder wanneer de zogenaamde start-afstand verder weg is, zoals in open landschappen het geval is (Blumstein 2003, Cooper & Blumstein 2014). Ook grotere afstand tot **beschutting** leidt tot een grotere vluchtafstand (Holmes *et al.* 1993, Hill *et al.* 1997, Stankowich & Blumstein 2005), en vogels die op een hogere plek zitten lijken zich veiliger te voelen, want zij vluchten later weg dan vogels die op de grond zitten (Swarthout & Steidl 2001, Fernández-Juricic *et al.* 2002, Chen *et al.* 2020).

3. Tot slot verschilt de vluchtreactie per **vogelsoort** en zelfs per **individuele vogel**. Het bekendste voorbeeld hiervan is dat vluchtafstand toeneemt met de **lichaamsgrootte** van de vogelsoort (Rodgers & Schwikert 2003, Blumstein 2006a, Koch & Paton 2014). Soorten met een relatief groter **hersenvolume** (geassocieerd aan slimheid, zoals kraaien) vluchten later (Samia *et al.* 2015a). Ditzelfde lijkt zelfs op te gaan voor verschillen tussen individuen van een soort: eidervrouwtjes met een grotere kop (ofwel relatief groot hersenvolume) waren beter in staat om risico's te evalueren, wat voordelig was in seizoenen met veel predatie, maar juist nadelig (want kostbaar) in seizoenen met weinig predatie (Öst & Jaatinen 2015). Daarnaast zijn **leeftijd en ervaring** van de vogel van invloed op de verstoringsafstand: juveniele dieren hebben (door een gebrek aan ervaring) kleinere vluchtafstanden (Koch & Paton 2014), en eerdere ervaringen met een verstoringsbron leidt tot grotere vluchtafstanden (Stankowich & Blumstein 2005, Glover *et al.* 2011). Allerlei andere individuele omstandigheden kunnen een rol spelen in hoe een predatierisico ervaren wordt. Zo was de kans op verstoord gedrag bij grauwe ganzen groter tijdens de **rui**, wanneer ze niet van een predator weg konden vliegen, dan voor de rui (Kahlert 2006). En het predatierisico verklaart ook waarom tijdens het jachtseizoen of in gebieden waar gejaagd wordt, de vluchtafstand van veel individuen, zowel de bejaagde als de onbejaagde, groter wordt (zie sensitisatie in §4.2). Ook **groepsgrootte** valt te scharen onder het risico van predatie: in grotere groepen is de vluchtafstand groter dan wanneer dezelfde soort alleen zit. Dit speelt meest onder watervogels. In een groep is het weliswaar veiliger, maar daar bepaalt ook de meest nerveuze vogel de vluchtafstand, omdat die het eerst opvliegt en daarbij de hele groep meeneemt. Minder verstoringsgevoelige individuen moeten wel mee opvliegen, anders blijven ze alleen over en zijn dan de *sitting duck* (Lehtonen & Jaatinen 2016). **Voorbeelden** hiervan: bij een kitesurf-event op de Grevelingen trad een lawine-effect op, waarbij duizenden vogels massaal en op steeds grotere afstand wegvluchtten van een colonne kitesurfers en schepen (Van Rijn *et al.* 2006). Grotere groepen ruiende grauwe ganzen hadden een grotere verstoringsafstand dan kleinere groepen (Kahlert 2006). Tegen de verwachting in echter vlogen grotere groepen sneeuwganzen minder ver weg dan kleinere groepen (Béchet *et al.* 2004). De auteurs geven als mogelijke verklaring dat in een grotere groep meer vogels zich niet bewust zijn van de oorzaak van het opvliegen, en ze daarom sneller geneigd zijn weer neer te strijken.

4.2 Tolerantie en gewenning

Tolerantie is niet hetzelfde als gewenning

Of vogels een verstoringsbron tolereren en in welke mate is variabel en hangt af van veel factoren (zie §4.1). Gewenning is slechts één van de factoren die bijdraagt aan tolerantie voor een verstoring.

Tolerantie voor verstoring zien we wanneer vogels benadering door mensen toelaten, zonder dat ze sterk zichtbaar reageren of wegvluchten. Zulke tolerantie (ook wel acceptatie) kan allerlei redenen hebben, zoals:

- Gewenningsprocessen;
- Selectieprocessen waarbij tolerantere individuen in een gebied blijven terwijl de minder tolerante individuen vertrekken;
- Verschillen met habitatcapaciteit elders, zoals voedselaanbod of voedselcompetitie, of broedgelegenheid;
- Investeringen ter plaatse in voortplanting, bijvoorbeeld eieren of kuikens of een territorium.

Gewenning (ook wel habituatie genoemd) zien we wanneer individuele vogels door ervaring leren dat een verstoringsbron ongevaarlijk is, op basis daarvan een andere inschatting van het gevaar maken en daarom niet meer reageren. Dus bij gewenning vertonen individuele vogels, na een herhaalde stimulus, een verminderde respons; het individu 'went' aan de verstoring. De meest effectieve manier om dit te bereiken is het vergroten van voorspelbaarheid van gedrag van de recreant (zie onder).

Gewenning wordt vaak verward met tolerantie. In het licht van de impact van een verstoring op een vogel zijn gewenning en tolerantie totaal verschillende dingen. Er kunnen allerlei redenen zijn waarom een vogel niet wegvliegt in reactie op een verstoringsbron. Wanneer er veel of vaak gevaar is, moet de vogel toch eten, en tolereert het meer risico (Lima & Bednekoff 1999). Wanneer er geen geschikte alternatieve habitat in de buurt is, kan de vogel nergens naartoe vluchten. Wanneer de habitat juist buitengewoon geschikt is, dan kan de vogel daar blijven ondanks fitness-kosten door de verstoring; denk aan een nest of een voedselniche. Dit concept is helder uitgelegd door Bejder *et al.* (2009) en Blumstein (2016).

Het **verschil tussen gewenning en tolerantie** is te begrijpen door de mens te zien als predator (Frid & Dill 2002). In het geval van tolerantie verdraagt de vogel het risico dat de mens vormt, omdat andere belangen zwaarder wegen. Er kunnen echter wel **nadelen aan zulke tolerantie** kleven, omdat de vogel de recreant nog steeds als gevaar ziet, en daarmee effecten op kunnen treden op bijvoorbeeld het broedsucces of op de kans dat de vogel langere tijd in het gebied blijft. Hierdoor kan uiteindelijk de draagkracht van een gebied verslechteren. In het geval van **gewenning** ziet de vogel de mens niet meer als gevaar, en treden deze negatieve effecten niet op. Het verschil tussen tolerantie en gewenning is dus belangrijk.

Gewenning aantonen is moeilijk, om bovenstaande redenen (Samia *et al.* 2015b). Vaak is niet duidelijk of vogels in een verstoord gebied blijven omdat ze gewend zijn aan de verstoring: de meest verstoringsgevoelige soortgenoten kunnen allang verdwenen zijn (Carrete & Tella 2017), zodat het aantal vogels dus al lager is door de verstoring. Om deze reden kan gewenning ook

alleen aan individuele vogels gemeten worden; in groepen kan er sprake zijn van selectie. Ook kan het zijn dat er geen alternatieve foerageer- of rusthabitat is. In dit geval vliegt de vogel weliswaar niet weg, maar zal zeker sprake zijn van een fysiologische respons (hartslag), van verminderd foerageren of een verhoogde energie-uitgave. Dit kan op termijn negatieve gevolgen hebben voor overleving in en draagkracht van een gebied. Bij daadwerkelijke gewenning is van deze negatieve effecten geen sprake (Bejder *et al*. 2009, Blumstein 2016). Studies waarin ook de hartslag gemeten is, kunnen daarmee ook meer uitsluitsel geven of er sprake is van gewenning (Ellenberg *et al*. 2013).

Hetzelfde speelt bij vluchtafstanden van broedende vogels. Een kleine vluchtafstand betekent in dit geval niet dat de vogel niet verstoringsgevoelig is, maar dat hij er een groot belang bij heeft op de plek (lees: het nest) te blijven. Bijvoorbeeld omdat het risico dat het nest wordt gepredeerd anders substantieel toeneemt (Dowling & Bonier 2018) (zie ook §3.2 over effecten van verstoring op broedende vogels).

Om deze redenen kan gewenning alleen aan individuele vogels gemeten worden. In groepen vogels kan er immers sprake zijn van selectie, waarbij de schuwste vogels al zijn verdwenen.

Wanneer treedt gewenning op?

Wanneer een bepaalde verstoringsbron herhaaldelijk verschijnt en daarbij geen werkelijke **dreiging** vormt, en zich bovendien **voorspelbaar** gedraagt, is het mogelijk dat vogels steeds minder reageren op de verstoringsbron. Er is dan sprake van gewenning. Wat hier gebeurt is dat vogels met de herhaling leren dat de verstoringsbron **gevaarloos** is, en op basis daarvan een andere inschatting van het gevaar maken. De kosten-baten-afweging verschuift, die de vogels maken van het gevaar van de verstoringsbron enerzijds en van de baten van het niet vluchten anderzijds (Lima & Bednekoff 1999, Frid & Dill 2002, Dowling & Bonier 2018) (zie §4.1). Voor een vogel brengt het reageren op een verstoringsbron kosten met zich mee; door niet te reageren als het niet echt nodig is, spaart de vogel deze kosten uit en kan misschien zelfs doorgaan met bijvoorbeeld foerageren of broeden. Om negatieve effecten van recreatie te beperken, is gewenning dus iets om na te streven.



Klein motorbootje vaart in de haven van Schiermonnikoog langs een hoogwatervluchtplaats van steenlopers. Met de hoge mate van voorspelbaarheid in het vaargedrag van de boten, die door de beperkte diepte naast de vaargeul eigenlijk nooit dichter bij de dam komen, trekken de steenlopers zich er niets van aan. In de zomer beperkt de hvp zich door de drukte tot de dam; in de winter geven de vogels de voorkeur aan de verlaten steigers.

Foto Karen Krijgsveld

Gewenning bevorderen

Het verdient aanbeveling om gewenning van vogels zoveel mogelijk te bevorderen, als het gaat over recreatie. De negatieve effecten van verstoring vallen dan immers weg: de vogels blijven in een gebied, blijven foerageren, broedsucces wordt niet meer negatief beïnvloed. Als bonus kan de recreant genieten van de meer zichtbare aanwezigheid van de vogels. Er zijn manieren om gewenning te bevorderen. Deze liggen in het weghalen van het 'gevaar' dat de recreant vormt vanuit het oogpunt van de vogel. Dit is ook de reden waarom vogels sterker reageren op mensen die recht op ze aflopen of dat vogels steevast wegvliegen op het moment dat je stopt om ze te bekijken (zie §5.2 over gedrag van de recreant). De beste manier om gewenning te bevorderen is door het gedrag van de recreant zo **voorspelbaar** mogelijk te maken en ervoor te zorgen dat recreanten in die voorspelbaarheid nooit een echt gevaar vormen (zie HS 6 over maatregelen).

Niet alle individuen van een soort, en niet alle soorten, zijn even goed in staat om te wennen aan verstoring door mensen. Dit blijkt uit een langjarige studie aan holenuilen die broeden in zowel ruderale als verstedelijkte gebieden in Argentinië (*burrowing owl*, een kleine wijdverbreide Amerikaanse uilensoort die lijkt op onze steenuil). De verstedelijkte uilen konden zeer goed tegen menselijke activiteiten, maar de uilen in ruderale gebieden konden er niet goed tegen en hadden veel sterker en langduriger verhoogde corticosteron-niveaus (een stresshormoon, zie §3.1). Deze verschillen waren blijvend van aard; de uilen in rustige gebieden bleven hun hele leven gestrest door verstoring (Carrete & Tella 2009, 2013, 2017, Palma *et al.* 2020). Ook zijn er verschillen tussen soorten en tussen seizoenen. In het broedseizoen bijvoorbeeld mijden vogelsoorten de verstedelijkte gebieden meer dan daarbuiten, en vooral de trekkende soorten mijden die gebieden, meer dan de soorten die jaarrond aanwezig zijn (onderzocht door Callaghan *et al.* (2021) in 237 vogelsoorten). Dit geeft aan dat tolerantie voor menselijke verstoring lager is in het broedseizoen. Vaak leidt juist inflexibiliteit in gedrag ertoe dat soorten zeldzaam worden. Het is dus goed mogelijk dat juist de soorten die we meer willen beschermen ook de soorten zijn die slechter tegen verstoring kunnen (Marzluff & Swift 2017). Welke vogelsoort dan goed zal reageren op maatregelen die gericht zijn op gewenning en welke niet, is iets om over na te denken als we effecten van recreatie proberen te mitigeren.

Voorbeelden van gewenning en tolerantie

Iedereen kent wel voorbeelden van vogels die totaal geen last lijken te ondervinden van ons mensen. Denk aan het koppel oehoes dat op een balkon een nest kuikens grootbracht onder het oog van de gelukkige bewoner. Of aan de ooievaars die tegenwoordig doodgemoedereerd samen in een veld staan of, net als aalscholvers, bovenop een straatlantaarn. Met zulke beelden in gedachten is het makkelijk voor te stellen dat vogels kunnen wennen aan situaties. Maar ook vanuit de gedachte dat het voor de overleving van een individu belangrijk is dat het gevaren in de omgeving accuraat in kan schatten, en daar niet meer tijd en energie in stopt dan noodzakelijk, is het logisch dat een vogel aan een situatie die geen gevaar oplevert kan wennen. In die zin zijn territoriale dieren die lange tijd op dezelfde plek leven wellicht meer geneigd om gewend te raken dan niet-territoriale dieren. Hierover zijn vooralsnog echter geen gegevens bekend.

Gewenning is moeilijk om aan te tonen, omdat vaak niet kan worden uitgesloten dat er andere zaken in het spel zijn en feitelijk alleen sprake is van tolerantie. Hieronder een paar voorbeelden van **gewenning**:

- Wanneer een hek de toegang van mensen tot een veld verhinderde, hadden vier soorten steltlopers die foerageerden op dit veld minder grote vluchtafstanden dan op een naastgelegen veld zonder zo'n hek (Ikuta & Blumstein 2003);
- Meeuwen die gewend waren aan grote aantallen mensen op een strand, kregen snel veel langere verstoringsafstanden op het moment dat die aantallen mensen afnamen (Webb & Blumstein 2005);
- Geen vogels, maar wel een erg mooi voorbeeld van gewenning: krabben raakten gewend aan een dummy roofdier dat steeds vanuit dezelfde kompasrichting aankwam, en gingen na verloop van tijd hun holletje niet meer in en verplaatsten zich deels ook niet meer naar het holletje toe (Raderschall *et al.* 2011);
- Hüppop & Hagen (1990) lieten aan de hand van hartslagfrequentie zien dat scholeksters gewenning vertoonden jegens recreatievormen, maar – net als bij de krabben – alleen dan wanneer die bronnen voorspelbaar voor ze waren;
- Alpenkraaien en alpenkauwen hadden kleinere verstoringsafstanden in drukker bezochte gebieden dan in rustiger gebieden. Bovendien hadden ze minder parasieten en lagere stress-niveaus, wat aangeeft dat er sprake is van gewenning (Jiménez *et al.* 2011). Kraaiachtigen behoren tot de slimste vogels die er zijn, en weten in meer gevallen voordeel te halen uit de aanwezigheid van mensen (Marzluff & Neatherlin 2006);
- Op de Galapagos was de verhoging in hartslag door verstoring groter bij zeevogels die verder weg van de drukke toeristenpaden broedden dan vogels dichter bij de paden (Jungius & Hirsch 1979);
- Wanneer wandelaars op een pad liepen, leidde dit tot minder opvliegen onder zangvogels dan wanneer mensen van het pad af rondstruinden (Smith-Castro & Rodewald 2010).



Alpenkauwen, hier in het Kleinwalsertal in Oostenrijk, hebben kleinere verstoringsafstanden in drukker bezochte gebieden.

Foto Hans Peeters

Voorbeelden van **tolerantie**, waar gewenning niet uitgesloten is maar waar evengoed andere processen aan de hand kunnen zijn:

- Plevieren op een druk bezocht strand zaten per dag meer op de eieren bij een gegeven recreatiedruk dan plevieren op een minder druk bezocht strand bij diezelfde recreatiedruk. Op het drukkere strand was de verstoringsafstand kleiner en het uitkomstsucces van de eieren hoger. De kuikenoverleving was echter lager, mogelijk doordat de kuikens minder voorzichtig waren voor passerende recreanten en daardoor vaker door honden gegrepen werden (Baudains & Lloyd 2007) (vale strandplevier, Zuid-Afrika). Hier kan sprake zijn van gewenning, maar als de ouders door de hoge recreatiedruk weinig andere keus hadden dan op de eieren te blijven zitten ondanks grote verstoringsdruk, dan is er sprake van tolerantie;
- Vogels in een verstedelijkte omgeving zijn toleranter voor verstoring en hebben een kleinere verstoringsafstand. De gedachte hierachter is dat het predatierisico lager is, waardoor de afweging tussen vluchten of blijven anders uitvalt (Samia *et al.* 2017);
- Futen op drie meren met een verschillende recreatiedruk, hadden een kleinere verstoringsafstand naarmate de recreatiedruk hoger was. Doordat de vogels minder snel van het nest gingen was het broedsucces van deze futen groter. Gemiddeld echter had een hogere recreatiedruk toch een nadelig effect, omdat op het drukkere meer het uiteindelijke uitvliegsucces lager was (Keller 1989). Een dergelijke relatie werd ook gevonden bij ijsduikers in Minnesota, VS (Titus & Vandruff 1981);
- Wilde zwanen nabij Glasgow in Schotland vertoonden minder alert gedrag naarmate ze vaker werden verstoord (Rees *et al*. 2005).

Sensitisatie

Ook het tegenovergestelde van gewenning kan optreden. In gebieden waar verstoring vaak een werkelijke dreiging vormt zijn de effecten van verstoring ook groter en vliegen vogels juist steeds vroeger en op grotere afstand op en weg. Bij een dergelijke toename van gevoeligheid voor verstoring wordt gesproken van sensitisatie (ook wel: facilitatie). (Platteeuw & Henkens 1997). Een voorbeeld is dat van koningsbuizerden (*ferruginous hawk*) in de VS, die opzettelijk zwaar verstoord werden op het nest, en daardoor in de loop van het onderzoek een steeds grotere vluchtafstand kregen (White & Thurow 1985). Een ander voorbeeld is dat auerhoenders in het Zwarte Woud in Duitsland veel grotere vluchtafstanden hadden in gebieden met een hoge recreatiedruk (met o.a. off-trail wintersport) dan in gebieden zonder recreatie (Thiel *et al.* 2008b). Raven in boerenland die vaak hun nesten kwijtraakten aan vernielingen (vervolging), kwamen al van hun nest op 450 meter afstand, terwijl raven die op geïsoleerdere plekken broedden en niet met dergelijke vernielingen te maken hadden, pas van hun nest kwamen op 90 meter afstand (Knight 1984). Vergelijkbare toenames in verstoringsafstanden traden op bij Amerikaanse strandplevieren (*snowy plover*), zwarte scholeksters en kelpmeeuwen (Zuid-Afrika) bij toenemende verstoringsdruk (Lafferty 2001a, Van de Voorde *et al.* 2015). Pinguïns in een kolonie die het voorgaande jaar intensief onderzocht en gefilmd was, hadden in het jaar daarna een veel sterkere verhoging van de hartslag dan pinguïns die eerder niet verstoord waren (Ellenberg *et al.* 2012) (*snares penguin* Nieuw-Zeeland). Het is dus zeker niet zo dat verstoring met weinig initieel effect op den duur altijd tot gewenning leidt. Zeker wanneer verstoring intensief is of sterke reacties opwekt, is het aannemelijk dat het verstorende effect juist groter wordt.

Jacht is bij uitstek een voorbeeld van sensitisatie, omdat het natuurlijk een reëel sterfterisico met zich meebrengt. Hierdoor verschuift de afweging tussen blijven of vluchten naar eerder vluchten. Jacht leidt daarmee tot een sterkere verstoringsreactie (grotere vluchtafstand, verder wegvliegen, later terugkeren); niet alleen onder de bejaagde individuen en soorten maar ook onder niet-bejaagde individuen en soorten (Knight 1984, Madsen 1985, Platteeuw 1987, Schneider-Jacoby 2001, Béchet *et al.* 2003, Béchet *et al.* 2004). Dit betreft met name watervogels op graslanden, omdat dit soorten zijn die in gebieden voorkomen waar gejaagd wordt en die ook zelf bejaagd worden. Om krooneenden in de Duitse Starnberger See te beschermen, werd om die reden de jacht in het gebied gestopt, teneinde te bewerkstelligen dat de eenden minder sterk reageerden op de recreanten in het gebied. Niet alleen aantallen krooneenden namen hierdoor toe, maar ook de aantallen van veel andere soorten watervogels (Schneider-Jacoby 2001). Ook vogels die uit gebieden komen waar gejaagd wordt, hebben grotere vluchtafstanden. Soorten die niet het hele jaar bejaagd worden, worden in de loop van het rustseizoen minder schuw. En de vluchtafstand voor jagers is groter dan voor andere wandelaars, zoals Rees *et al.* (2005) liet zien voor wilde zwanen. Een aansprekend voorbeeld van sensitisatie door jacht betreft kleine trappen in Spanje, die door verstoring door recreatie substantieel verhoogde niveaus van stresshormonen hadden, en wel vooral daar waar niet alleen recreatie was maar waar ook gejaagd werd (o.a. op de trappen). Tijdens de weekends, wanneer er extra veel recreatie was en meer gejaagd werd, waren de kleine trappen bovendien veel alerter en vlogen meer, wat na het weekend gecompenseerd werd door meer te foerageren (Tarjuelo *et al.* 2015). Voor meer inzicht in effecten van jacht verwijzen we naar de reviews van Madsen & Fox (1995) en Tamisier *et al.* (2003). Ten aanzien van de effecten van recreatie betekent dit dat wanneer in of rond een gebied gejaagd wordt, er rekening mee moet worden gehouden dat recreatie grotere verstoringen veroorzaakt dan in gebieden waar niet gejaagd wordt.


Foto Hans Peeters

Honden kunnen vogels eten en ook zij vormen daarmee een reëel sterfterisico voor vogels (zie §4.1 risico van predatie, §5.4 honden). Sensitisatie zal dus ook optreden in gebieden waar honden mogen loslopen.

Herkenning van individuen. Overigens zijn verschillende vogelsoorten (zoals meeuwen, kraaien) in staat om voor hun gevaarlijke personen of situaties van ongevaarlijke te onderscheiden, en tonen gerelateerd daaraan ook een ander gedrag (Drost 1968, Marzluff *et al.* 2010). Dit geldt bijvoorbeeld ook voor sterns die in staat bleken onderzoekers individueel te herkennen (Burger 1998), of voor ganzen die sterker reageerden op onderzoekers dan op werklieden in het veld (Gerdes & Reepmeyer 1993).

4.3 Vluchtafstanden

Factoren die de vluchtafstand beïnvloeden

De **vluchtafstand** (opvliegafstand, *flight initiation distance* of FID) is momenteel de meest gebruikte verstoringsafstand. Dit is immers relatief eenvoudig te meten en kwantificeren. Populaties van soorten met grote vluchtafstanden nemen bijvoorbeeld meer af, door de onrust waardoor ze minder goed foerageren of reproduceren (Moller 2008b).

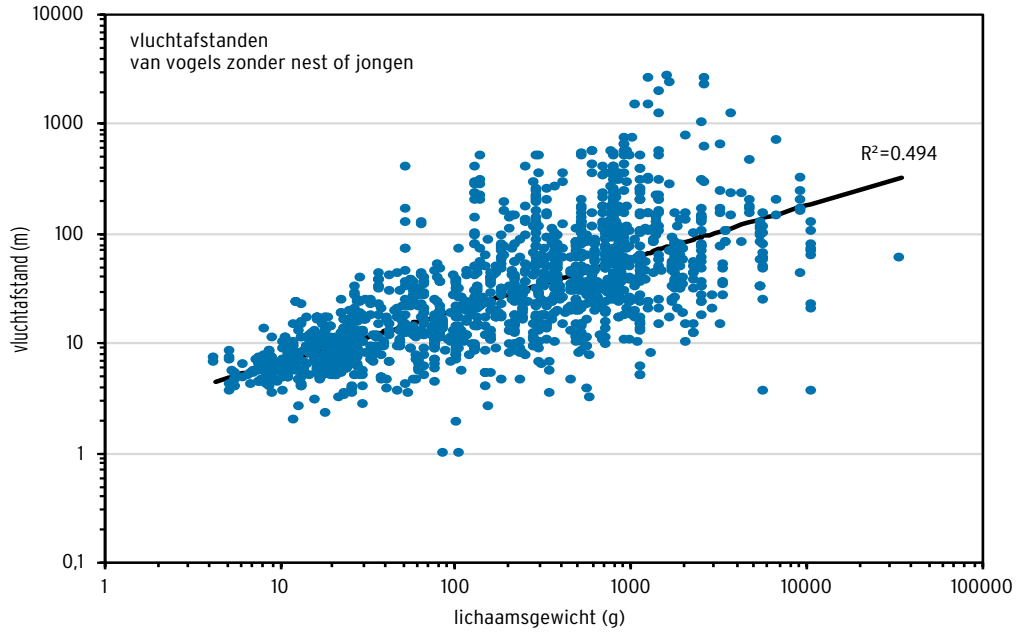
In de loop der jaren is een veelheid aan vluchtafstanden gemeten voor veel verschillende soorten vogels onder zeer uiteenlopende omstandigheden. Vooral de vluchtafstand van vogels op land voor **wandelaars** is veelvuldig gemeten: 75% van de bijna 2000 vluchtafstanden die voor dit rapport zijn verzameld, betreft vluchtafstanden voor wandelaars. De overige 25% omvat alle andere verstoringsbronnen, zowel op land (honden, fietsen, motorvoertuigen) als op water als in de lucht. Vluchtafstanden (of -hoogtes) voor verstoringsbronnen in de lucht zijn met slechts 3% het minst beschikbaar (op land 81%, op water 16%).

Een aantal **patronen** zijn hieruit af te leiden. Veel factoren zijn soortspecifiek en deels afhankelijk van de individuele omstandigheden en de omgeving, en deels ook van de verstoringsbron. Zie tabel 4.1. voor een overzicht. Twee aandachtspunten zijn van belang:

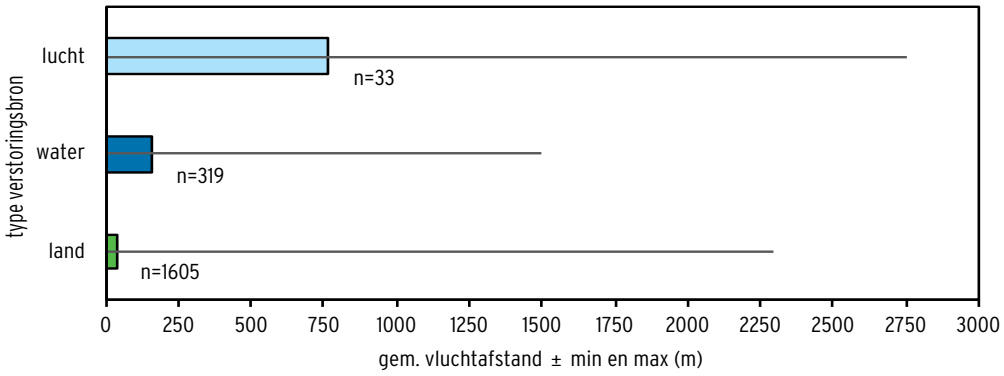
- Vluchtafstand is sterk gecorreleerd met **lichaamsgewicht** (fig 4.1). Hoe zwaarder en dus hoe groter de soort, hoe groter de vluchtafstand. Hier zit echter een enorme variatie in, zoals de figuur ook laat zien, waarin het belang van de andere factoren te zien is. Maar de lokale omstandigheden hebben een grote invloed op de vluchtafstand. Op grote hoogwatervluchtplaatsen langs de Waddenzee bijvoorbeeld vlogen kleinere soorten in de groepen vogels, zoals bonte strandlopers en rosse grutto's, juist eerder op dan de grotere soorten zoals wulpen (Van der Kolk *et al*. 2020c). Het idee is dat dit te maken had met de risico's waarmee de vogels zich geconfronteerd zien; op de betreffende hoogwatervluchtplaats was er weinig recreatie maar waren er met name roofvogels, die vooral op de kleinere soorten vogels jaagden. Op hoogwatervluchtplaatsen in *the Wash* in Engeland, die minder geïsoleerd waren van recreatie, vlogen de kleinere soorten juist later op dan de grotere soorten (Collop *et al*. 2016). Een groot of klein formaat is dus geen garantie dat de vluchtafstand groot of klein zal zijn; er spelen altijd ook andere, lokale factoren mee;
- **Luchtrecreatie** leidt tot de grootste vluchtafstanden, en **waterrecreatie** leidt tot grotere vluchtafstanden dan **recreatie op land** (fig 4.2, zie ook HS 5 over recreatievormen). Dit in tegenstelling tot het percentage verstoorde vogels en de verstoringsduur die juist voor waterrecreatie het grootst zijn. Vogelsoorten op het water zijn over het algemeen groter dan soorten op land, en zo lijkt er al snel een correlatie met lichaamsgewicht die mogelijk eerder is toe te schrijven aan leefgebied en recreatievorm dan aan het feit dat de vogel groter of zwaarder is. Ook binnen **soortgroepen** is dit verschil in effect tussen recreatievormen zichtbaar, maar wanneer we op soortgroepen inzoomen, wordt ook weer duidelijk hoe groot de variatie in vluchtafstanden is (fig. 4.3). Bovendien wordt dan zichtbaar dat sommige soortgroepen duidelijk minder snel lijken te vluchten voor verstoringsbronnen dan andere soortgroepen. Ook deze verschillen worden natuurlijk op zijn minst deels verklaard door lokale omstandigheden, zoals de openheid van het leefgebied, en daarmee door verschillen in recreatievormen die er voorkomen.

Tabel 4.1 Factoren die de vluchtafstand van vogels beïnvloeden. Onderverdeeld in soortspecifieke factoren, factoren die per individu variëren, afhankelijk zijn van de omgeving, en van de verstoringsbron.

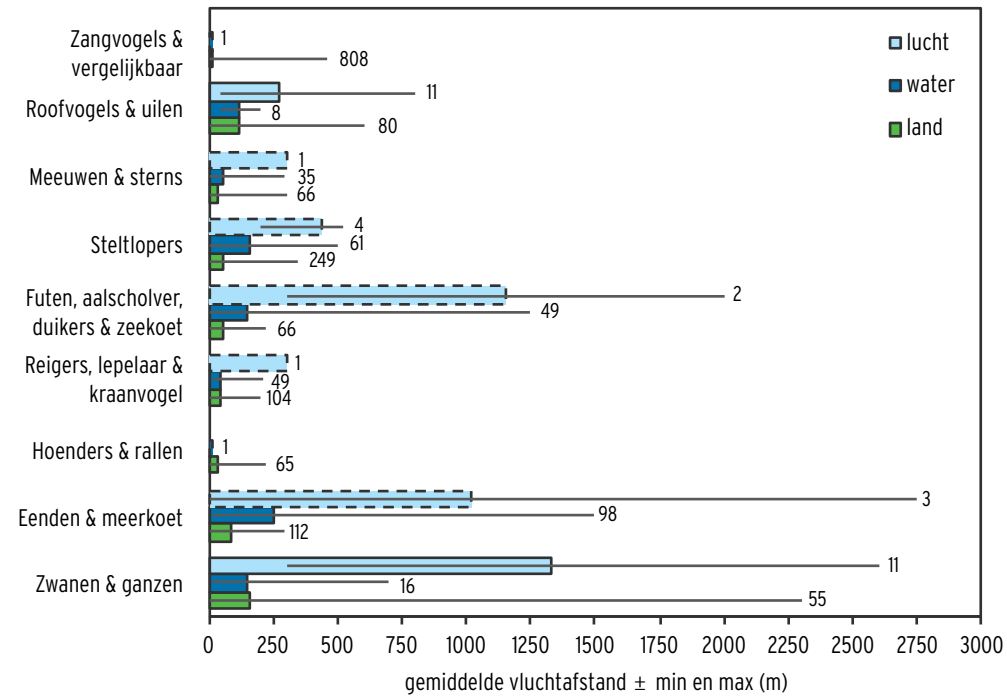
Factor	Toelichting	Bronnen
Soortspecifieke factoren		
lichaamsgrootte	Grotere vogelsoorten hebben grotere vluchtafstanden. Aangetoond in veel studies aan veel verschillende soorten. Zie figuur 4.1.	(Cooke 1980, Holmes et al. 1993, Spaans et al. 1996, Rodgers & Schwikert 2003, Blumstein 2006a, Glover et al. 2011, Koch & Paton 2014, Tätte et al. 2018)
dieet	Carnivore soorten hebben grotere vluchtafstanden dan herbivore soorten.	(Blumstein 2006a)
groepsgrootte	In grotere groepen is de vluchtafstand doorgaans groter dan in kleinere groepen.	(Thompson & Thompson 1985, Laursen et al. 2005, Kahlert 2006, Van Rijn et al. 2006, Glover et al. 2011, Lehtonen & Jaatinen 2016, Tätte et al. 2018, Mayer et al. 2019, Morelli et al. 2019)
Individuele factoren		
conditie	Vogels in slechte conditie, of met hogere voedselbehoefte door bijvoorbeeld slechte weersomstandigheden of tijdens de trek, hebben kleinere vluchtafstanden. De impact van een verstoring is op die momenten evenwel groter.	zie §4.1
ervaring en leeftijd	Eerdere ervaring met een verstoringsbron kan tot grotere vluchtafstanden leiden als de verstoring groot was, of andersom juist tot kleinere vluchtafstanden door gewenning. Juveniele vogels zonder ervaring met mensen hebben doorgaans kleinere vluchtafstanden dan volwassen (ervaren) vogels (zoals alken, diverse soorten foeragerende steltlopers). Ook hier kan gewenning een rol spelen.	Ervaring: (Lord et al. 2001, Stankowich & Blumstein 2005), zie §4.2 gewenning. Juvenielen: (Stalmaster & Kaiser 1997, Bellefleur et al. 2009, Koch & Paton 2014)
met nest of niet	De vluchtafstand van vogels op of bij nesten is kleiner dan die van vogels die geen nest verdedigen, maar zegt voor deze groep weinig over het al dan niet optreden van verstoring en kan daarom niet gehanteerd worden als afstand waarbuiten geen verstoring optreedt.	Zie §4.1 investeringen in een locatie, §4.5 verstoringsgevoeligheid
Omgevingsfactoren		
startafstand	Hoe groter de afstand van waaraf de verstoringsbron de vogel begint te naderen, hoe groter ook de afstand waarop de vogel de verstoringsbron opmerkt, en hoe groter de vluchtafstand. Hier speelt niet alleen de kans mee dat de verstoringsbron wordt opgemerkt, maar ook de afweging dat het tijdrovend is en aandacht vergt om de verstoringsbron zo lang in de gaten te houden. Reflecteert feitelijk de openheid van het leefgebied.	(Blumstein 2003, Glover et al. 2011, Tätte et al. 2018, Mayer et al. 2019, Chen et al. 2020) Zie §4.1 risico van predatie.
openheid leefgebied	Soorten in open habitats zoals stranden of meren vliegen in het algemeen eerder op dan soorten in gesloten habitats zoals bos. Vogels reageren minder op verstoring wanneer ze minder zichtbaar zijn vanaf het pad (bijvoorbeeld Spaanse keizerarend en korhoen).	Open habitats: (Hill et al. 1997, Stankowich & Blumstein 2005). (González et al. 2006, Tost et al. 2020).
beschutting	Hoe groter de afstand tot beschutting, hoe groter de vluchtafstand. Uitzonderingen: Als beschutting betekent dat de vogel de omgeving minder goed kan overzien, bijvoorbeeld door observatieschermen op té geringe afstand of in habitats van soorten die juist van openheid houden, kan het verstoringseffect juist groter worden doordat de vogel alerter wordt;Soms blijkt beschutting enkel van invloed op de afstand waarover gevlucht wordt, en niet op de vluchtafstand zelf. Deze verschillen zijn gerelateerd aan de biotopen van de onderzochte soorten en aan risico-afwegingen. Als de vogel bijvoorbeeld naar de verstoringsbron toe moet vliegen om beschutting te bereiken, zal door het predatierisico dat de vogel ervaart de verstoringsafstand groter zijn dan wanneer de vogel van de verstoringsbron weg kan vliegen om beschutting te bereiken.	Beschutting: (Stankowich & Blumstein 2005, Guay et al. 2013a) Overzicht: (Hockin et al. 1992). Afstand: (Tätte et al. 2018). Positie beschutting: (Kramer & Bonenfant 1997).
zithoogte	Hoe hoger een vogel zit, hoe kleiner de vluchtafstand. Feitelijk een vorm van beschutting.	(Holmes et al. 1993, Swarthout & Steidl 2001, Fernández-Juricic et al. 2002, Chen et al. 2020).
Factoren van de verstoringsbron		
type, gedrag, frequentie, aantal	De verstoringsbron zelf beïnvloedt in belangrijke mate de vluchtafstand, door o.a. type, snelheid of lawaai, frequentie van voorkomen, aantal. Zie figuur 4.2 en 4.3.	Zie HS 5 verstoringsbronnen



Figuur 4.1 Relatie tussen vluchtafstanden en lichaamsgewicht van vogels (zonder nest). Er is een duidelijk positief verband, maar tegelijkertijd ook een grote variatie, die kan worden toegeschreven aan de andere factoren die vluchtafstand bepalen (zie tabel 4.1). NB: schalen zijn logaritmisch weergegeven. 75% van de waarden betreffen vluchtafstanden voor wandelaars op land.



Figuur 4.2 Gemiddelde vluchtafstand van vogels voor verstoringsbronnen op land, op het water en in de lucht. Weergegeven zijn gemiddelde (gekleurd), minimum en maximum (foutbalken) vluchtafstand per type verstoringsbron, en het aantal gepubliceerde verstoringsafstanden. Minimum en maximum reflecteren de grote variatie in verstoringsafstanden. Verstoringsafstanden verschillen in grote mate, en zijn over het algemeen het grootst bij recreatiebronnen in de lucht en het kleinst bij recreatiebronnen op land. Zie ook HS 5.



Figuur 4.3 Gemiddelde vluchtafstand per soortgroep voor verstoringsbronnen op land (groen), op het water (helderblauw) en in de lucht (lichtblauw). Weergegeven zijn gemiddelde (gekleurde balk), minimum en maximum (foutbalken) vluchtafstand, en het aantal gepubliceerde vluchtafstanden (labels). Gemiddelden op basis van een steekproef van minder dan vijf studies zijn onbetrouwbaar en zijn gestippeld weergegeven.

Do's en dont's rond vluchtafstanden

Hoewel er veel aanwijsbare factoren zijn die de vluchtafstand beïnvloeden, is er binnen soorten ook sprake van **zeer grote variatie en afhankelijkheid** van moeilijk te duiden of te voorspellen lokale omstandigheden (Blumstein *et al.* 2003, Laursen *et al.* 2005, Martínez-Abraín *et al.* 2008b, Dertien *et al.* 2021). Om deze reden kan een vluchtafstand die is bepaald aan een soort onder een specifieke situatie dan ook nooit zonder meer toegepast worden in een andere situatie, maar is een analyse van de situatie door een ornitholoog noodzakelijk (zie ook kader over wetgeving en verstoring).

Vluchtafstand is bovendien niet hetzelfde als verstoring. Verstoring kan immers veel meer omvatten dan alleen een vluchtafstand, zoals wel blijkt uit het feit dat vogels op nesten minder geneigd zijn om weg te vliegen en desondanks wel degelijk ernstige gevolgen van verstoring kunnen ondervinden, ook zonder weg te vliegen (lager broedsucces, lagere dichtheden). Bovendien draait het bij verstoring van vogels uiteindelijk niet om het al dan niet opvliegen, maar om effecten op populatiegrootte en draagkracht van gebieden, waarbij meer komt kijken dan alleen de vluchtafstand (zie HS 3 over effecten van verstoring).

Bij het toepassen van vluchtafstanden is het derhalve **onvoldoende** om enkel waarden van vluchtafstanden voor de betreffende soort uit de literatuur toe te passen, maar dient rekening te worden gehouden met alle factoren die van invloed zijn op vluchtafstanden (zie tabel 4.1) en op verstoring in totaal. Om deze redenen wordt aangeraden om uit te gaan van de **verstoringsgevoeligheid** van vogelsoorten en individuen in een bepaalde jaarcyclusfase, in plaats van vluchtafstanden. Een middel hiervoor kan zijn om een **bufferzone** ofwel een minimale naderingsafstand te hanteren waarmee verstorende effecten worden voorkomen. In sommige gevallen komt deze afstand overeen met de vluchtafstand, in andere gevallen is hij groter. Dit is uitgewerkt in §4.5 en 4.6 en weergegeven in tabel 4.2.

4.4 Verstoringsduur, -percentage en verplaatsing

De impact van een verstoring wordt niet alleen bepaald door de vluchtafstand, maar ook door het percentage vogels dat verstoord wordt, hoe lang de verstoorde situatie voortduurt, en over welke afstanden de vogels wegvluchten, en of individuen terugkeren naar hun voorkeurslocatie. Om de gevolgen van recreatie goed in te kunnen schatten, zijn dus ook deze aspecten van belang. Immers, hoe meer vogels in een groep verstoord worden, en hoe langer vogels verstoord gedrag vertonen na een verstoring, hoe groter de kans dat de groep het gebied permanent zal verlaten en/of wezenlijke energetische kosten ondervindt van de verstoring. Dit bepaalt dus mede of de draagkracht van een gebied door de verstoring achteruitgaat of niet. Feitelijk is verstoring een vorm van verslechtering van het leefgebied.

Voorbeelden van dit soort studies geven goed weer hoe afhankelijk de resultaten zijn van de lokale omstandigheden. Kuikens van oeverlopers bijvoorbeeld drukten zich gemiddeld drie minuten wanneer een wandelaar passeerde, maar bij hoogfrequente verstoring kon deze periode oplopen tot maar liefst een half uur. Dit kan met name bij koude of regenachtige weersomstandigheden leiden tot een lagere voedselopname en bij jongen kuikens ook tot onderkoeling, met als gevolg een groter predatierisico en slechtere overlevingskansen (Yalden 1992). Kuikens van

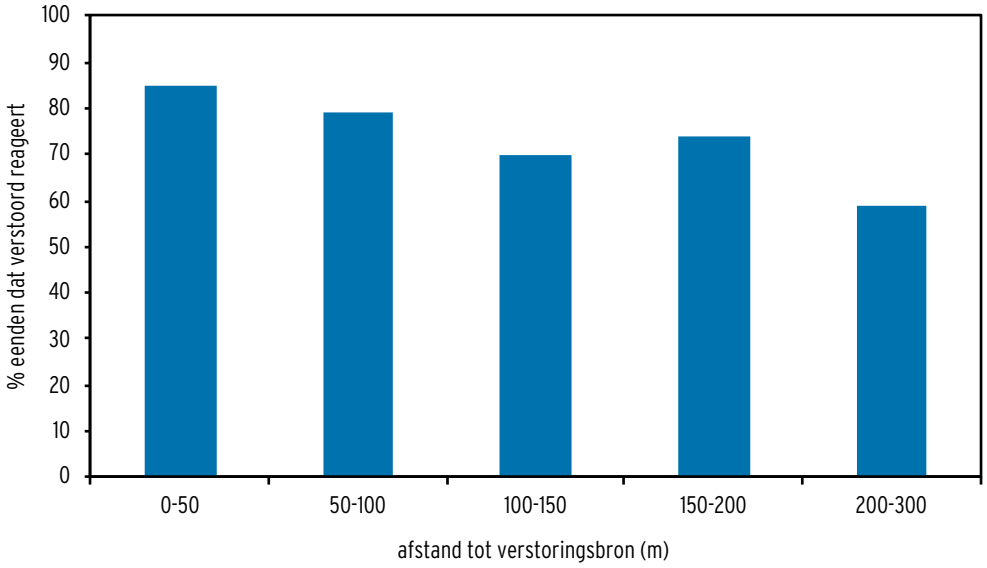
de middelste zaagbek bleven door verstoring langer te water (3- tot 25% langer) en wijfjes met tomen verplaatsten zich vaker en over grotere afstanden. Hierdoor nam de beschikbare tijd voor foerageren, rusten en poetsen af. Waterrecreatie had het meeste effect, met name windsurfers. De vogels reageerden twee keer zo vaak op snelle vaartuigen dan op wandelaars. Op vliegtuigen werd nog vaker gereageerd (helikopters en straaljagers), maar de verstoring door vliegtuigen was van korte duur, terwijl verstoring door vaartuigen langer tot zichtbare effecten leidde. Foerageergedrag werd na gemiddeld drie minuten hervat; rust- en poetsgedrag namen direct na de verstoring af, om tot negentig minuten na de verstoring gecompenseerd te worden (Kahlert 1994). Engelse scholeksters keerden gemiddeld 27 minuten na een verstoring terug, maar deden dat sneller naarmate ze een grotere voedselbehoefte hadden (in de winter) (Stillman & Goss-Custard 2002). Hoewel groepen overtijende scholeksters langs de Nederlandse Waddenzee zich normaliter niet tot maximaal zo'n 200 tot 400 meter verplaatsten bij verstoring, vlogen ze bij ongebruikelijke vliegbewegingen van transportvliegtuigen (groot, lawaaiig en laag overvliegend) weg uit het gebied naar een hoogwatervluchtplaats tien kilometer verderop (Linssen *et al.* 2019, Van der Kolk *et al.* 2020c). Bij groepen van verschillende soorten eenden in de VS reageerde tussen de 60 en 95% van de vogels op een verstoringsbron. Hoe verder weg de verstoringsbron, hoe kleiner het percentage vogels in de groep dat verstoord reageerde (Pease *et al.* 2005) (fig. 4.3). In een studie naar verstoring van watervogels door waterrecreatie (met name sportvissers in bootjes), werd gevonden dat vogels gemiddeld ca. vier minuten stopten met foerageren na een verstoring, en dat gemiddeld 66% van de vogels in een groep verstoord werd (Schummer & Eddleman 2003).

Gegevens over verstoringspercentages, verstoringsduur en verplaatsingsafstanden in de literatuur vertonen net als verstoringsafstand een enorme variatie. In grote lijnen gelden de volgende **wetmatigheden**:

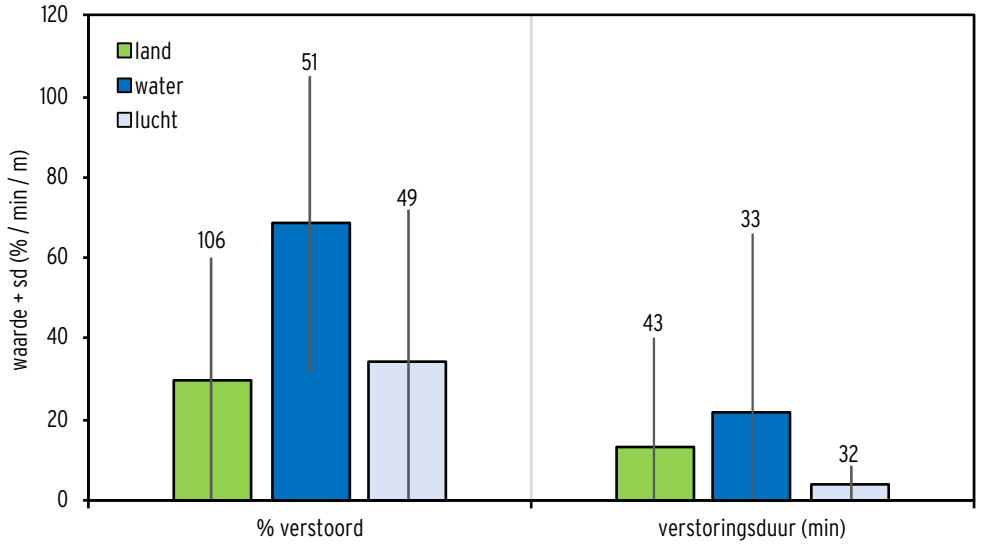
- Vooral het type **verstoringsbron** is van invloed op de mate van reactie;
- Hoe groter de **afstand tot de verstoringsbron** hoe kleiner het percentage vogels dat wegvlucht (zie bv. fig. 4.4) (Taylor *et al.* 1982, González *et al.* 2006, Sunde *et al.* 2009, Thorup *et al.* 2010);
- Hoe **langer of hoe vaker een verstoringsbron** aanwezig is, hoe groter het percentage vogels dat wegvlucht en hoe groter de impact (Yalden 1992);
- Hoe **bedreigender de verstoringsbron**, hoe groter het effect, op zowel percentage wegvluchtende vogels als verstoringsduur als verplaatsingsafstand (zie HS 5 over verschillen tussen verstoringsbronnen) (Van der Kolk *et al.* 2020c);
- **Waterrecreatie** leidt in het algemeen tot de grootste percentages verstoorde vogels en de langste verstoringsduur (fig. 4.5). Dit in tegenstelling tot vluchtafstanden, waar luchtrecreatie de grootste effecten teweegbrengt (zie fig. 4.2 en 4.3 in §4.3).



Waterrecreanten verstoren 2x zoveel vogels als wandelaars, over grotere afstanden en gedurende langere tijd. Waar op het water gerecreëerd wordt, verdwijnen watervogels. Foto Hans Peeters



Figuur 4.4 Verstoord percentage van groepen eenden in relatie tot de afstand tot de verstoringsbron. Hoe verder weg de verstoringsbron, hoe kleiner het percentage vogels dat reageert. Data uit Pease et al. 2005, voor diverse soorten Amerikaanse eenden.



Figuur 4.5 Percentage verstoorde vogels (links) en verstoringsduur (rechts) weergegeven voor recreatie op land (groen), op water (helderblauw) en in de lucht (lichtblauw, vooral vliegtuigen). Gemiddelde vluchtafstand per soortgroep voor verstoringsbronnen op land (groen), op het water (helderblauw) en in de lucht (lichtblauw). Weergegeven zijn gemiddelden (gekleurde balk), standaard deviaties (foutbalken), en het aantal gepubliceerde percentages/verstoringsduren (labels). Zie ook HS 5.

De volgende algemene waarden komen naar voren uit de literatuur (63 studies, zie bijlage 1 voor bronnen):

Percentage verstoorde vogels:

- Gemiddeld 40% maar met grote spreiding, waarbij vaak of 0% of 100% van de vogels;
- Voor vogels op nesten is het percentage beduidend lager dan voor foeragerende of rustende vogels (20 vs 50%), overeenkomstig verwachtingen (zie §4.1 investeringen in een locatie);
- Waterrecreatie leidt tot een hoger percentage verstoorde vogels dan recreatie op land en in de lucht (fig. 4.5).

Verstoringsduur:

- Gemiddeld 15 min, maar met grote spreiding (waardes tussen 1 minuut en 2 uur);
- Verstoringsduur is voor vogels op nesten niet lager dan voor foeragerende of rustende vogels, wat betekent dat als vogels van het nest gaan, ze ook enige tijd van het nest wegblijven;

- Waterrecreatie resulteert gemiddeld genomen in de langste verstoringsduren. Recreatie in de lucht (vliegtuigen) resulteert in de kortste verstoringsduren, doordat vliegtuigen doorgaans snel gepasseerd en weer verdwenen zijn (fig. 4.5).;
- Percentage verstoorde vogels ligt voor alle groepen water- en kolonievogels rond de 50% (range gemiddelde 35-65%). De verstoringsduur is opmerkelijk lang in de groep roofvogels & uilen bij nesten (1 u gemiddeld, echter kleine steekproef van 3 studies aan bruine kiekendief, Spaanse keizerarend en Mexicaanse gevlekte bosuil, met in totaal 5 series verstoringsbronnen; Fernández & Azkona 1993, Delaney *et al.* 1999, González *et al.* 2006).

Verplaatsingsafstand:
- Weinig over gepubliceerd en grotendeels beperkt tot watervogels. Afstanden zijn onderschat omdat verplaatsingsafstanden van vogels die gebieden verlaten doorgaans niet worden meegeteld;
- Gepubliceerde waarden liggen meest rond 100-350 m verplaatsing gemiddeld, maar kunnen substantieel groter zijn, afhankelijk van o.a. de aanwezigheid van alternatieve habitat (zoals alternatieve hoogwatervluchtplaatsen, waarbij de verplaatsingsafstand kan oplopen tot vele kilometers; Linssen *et al.* 2019) of van de intensiteit of mate van dreiging die van de verstoringsbron uitgaat.

Terugkeer naar voorkeurslocatie:
- Dit type reactie wordt doorgaans niet gepubliceerd in de vorm van een afstand of duur, maar als een verlaging van aantallen (zie §3.3 draagkracht en kader recreatiedruk op meren). Doorgaans is de kans op terugkeer kleiner naarmate de verstoring zwaarder is of frequenter optreedt.

4.5 Verstoringsgevoeligheid

Verstoringsgevoeligheid betreft de mate waarin een verstoring effect heeft op overleving of reproductief succes van een vogel, en daarmee op de draagkracht van een gebied voor de betreffende soort. Verstoringsgevoeligheid wordt bepaald door een combinatie van soortspecifieke eigenschappen en locatie- en situatiespecifieke factoren. Deze zijn hieronder uitgewerkt. Aan de hand hiervan wordt de verstoringsgevoeligheid van de doelsoorten van dit rapport bepaald. Voor willekeurige andere soorten kan de verstoringsgevoeligheid op dezelfde wijze bepaald worden; om die reden ook is de berekenwijze eenvoudig gehouden (zie bijlage 2 voor klassenindeling en berekenwijze).

1. Fysiologische – of gedragseigenschappen die maken dat een **soort** een grotere vluchtafstand heeft:
   - grootte soort (grotere soort = grotere vluchtafstand)
   - voorkomen in rust- of foerageergroepen
   - dieet: herbivoor, omnivoor/insectivoor/molluscivoor of carnivoor/piscivoor (carnivoor/piscivoor = grotere vluchtafstand, herbivoor = kleinere vluchtafstand)

2. Aspecten in relatie tot **habitat** die maken dat een verstoring meer **impact** heeft (zie ook §4.1):
   - grotere openheid van het leefgebied van de soort

Deze factoren (1 en 2) zijn met name bepalend voor de vluchtafstand. Ze komen naar voren uit een analyse van de momenteel beschikbare vluchtafstanden zoals verzameld uit de literatuur. Vooral groepsvorming en grootte van de soort wegen zwaar; de meeste variantie in de gegevens wordt verklaard door een model waarbij groepsvorming 3* wordt gerekend, soortsgrootte 2x, en dieet en openheid leefgebied beide 1x (GLM met log(vluchtafstand) als afhankelijke factor; beste model op basis van factoren die vooraf , onafhankelijk van situatie en verstoringsbron, te bepalen zijn; met $F_{13,1441}$=127.8, R^2=0.539).

3. Aspecten in relatie tot de situatie van **individuele vogels** die maken dat een verstoring meer impact heeft:
   - vogel is broedend

Hieronder zijn meer aspecten te noemen, zoals of de vogel op doortrek is (zie §4.1), maar deze zijn niet afhankelijk van de omstandigheden en dus niet op voorhand vast te stellen. Daarom wordt hier alleen meegewogen of de soort broedend is.

4. Aspecten van **recreatiebronnen** die maken dat een verstoring meer **impact** heeft, zijn met name (zie HS 5):
   - hoge intensiteit of frequentie (zoals hoge aantallen, lang op één plek, of de hele dag door)
   - hoge snelheid en veel lawaai
   - recreatie in open habitats (zoals op open water)
   - recreatiebronnen die een werkelijk gevaar vormen (zoals honden)
   - lage voorspelbaarheid van bewegingen van recreanten (struinen, niet op paden, niet in vaargeulen).

Deze aspecten hebben een grote invloed, maar zijn natuurlijk niet voor soorten op zich te bepalen, omdat elke soort met alle verstoringsbronnen geconfronteerd kan worden. Dit aspect is daarom geen deel van de weging van verstoringsgevoeligheid van soorten, ook al heeft het een groot effect op de mate van verstoring.

5. Tot slot kan een soort kwetsbaar zijn doordat die in zeer **lage aantallen** in Nederland voorkomt of doordat de **habitat beperkt** voorkomt. Hierdoor kan een verstoring sneller leiden tot effecten op populatieniveau. De doelsoorten die in dit rapport behandeld worden voldoen feitelijk allemaal aan dit criterium; zo niet vanwege de zeer beperkte aantallen in Nederland, dan wel vanwege het grote belang van Nederland voor de populatie. Dit aspect heeft weinig met verstoring op zich te maken, daarom wegen we het in dit overzicht niet mee. In de soortbeschrijvingen in HS 9 en verder worden deze populatie- en habitataspecten wel meegenomen.

Op basis van de eerste drie groepen aspecten bepalen we de verstoringsgevoeligheid. De vierde en vijfde groep aspecten wegen zwaar mee, maar staan los van de soort en dienen als aanvullend afwegingskader toegevoegd te worden, afhankelijk van de lokale situatie, waar het reden kan vormen om al dan niet aanvullende maatregelen te treffen om effecten te beperken.

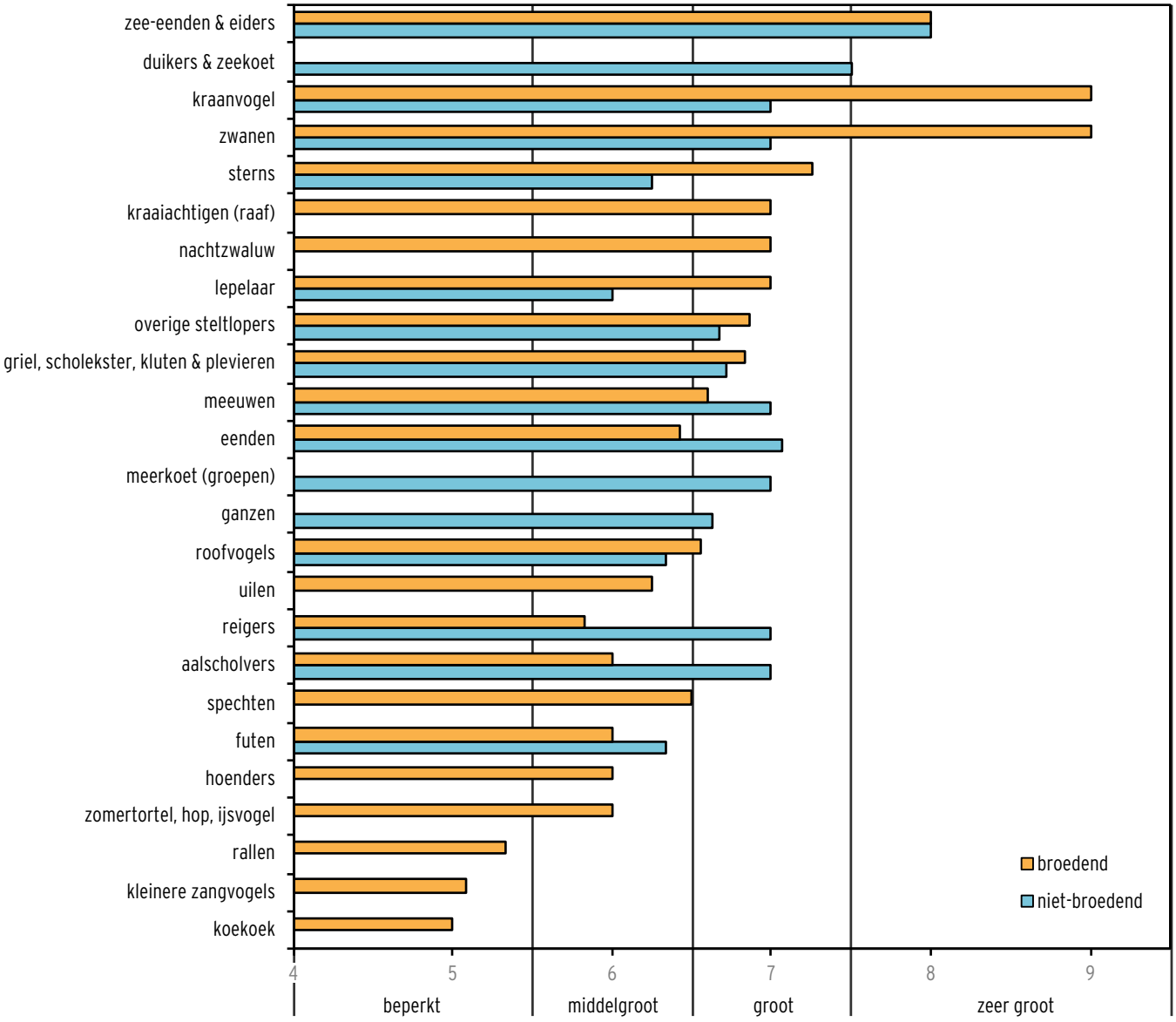
De verstoringsgevoeligheid is samenvattend als volgt bepaald. Verstoringsgevoeligheid is de optelsom van de waarden van de onderstaande factoren. Daarbij kunnen bijna alle waarden (behalve gewicht en dieet) anders zijn voor broedende soorten dan voor niet-broedende soorten; zoals eenden die individueel broeden, maar buiten het broedseizoen in grote groepen voorkomen.

Verstoringsgevoeligheid van een soort wordt bepaald door:

- 1x soortgevoeligheid (4 klassen: 1=klein, 4=zeer open)
  waarbij soortgevoeligheid=
  2x grootte/gewicht soort (5 klassen; 1 = kleinst, 5 = grootst)
  3x soort foeragerend of rustend in groepen (2 klassen: 0 niet / 1 wel)
  1x dieet (3 klassen: 0 herbivoor / 1 omnivoor, insectivoor of molluscivoor /
  2 carnivoor of piscivoor)
- 1x openheid van het leefgebied (4 klassen: 1=gesloten, 4=zeer open)
- 2x broedend (2 klassen: 0=niet broedend, 1=broedend)
- voor 15 soorten een punt erbij of eraf voor schuwheid.

Zie bijlage 2 voor toelichting en indeling klassen.

De resulterende waardes voor verstoringsgevoeligheid zijn weergegeven in fig. 4.6 en tabel 4.2, waar ze als gemiddelde (met minimum en maximum) zijn weergegeven voor de in dit rapport gedefinieerde hoofdgroepen. De waardes zijn nauwelijks meer afhankelijk van de vraag of al dan niet een vluchtafstand is bepaald is voor een specifieke soort. Daarmee komt de verstoringsgevoeligheid los te staan van de specifieke condities waaronder zo'n vluchtafstand is gemeten, en wordt daarmee breder toepasbaar. De verstoringsgevoeligheid geeft inzicht in de impact die een verstoring heeft op een vogel of op een lokale populatie, en kan in combinatie met de in tabel 4.2 (en bijlage 3) gepresenteerde bufferzones gebruikt worden. Daar staat tegenover dat de gevoeligheid is gebaseerd op generieke patronen, waardoor niet voor alle individuele soorten een even waarheidsgetrouwe waarde geproduceerd wordt. Het blijft tenslotte een inschatting gebaseerd op maar een paar parameters, waar bv recreatie-intensiteit of soortspecifieke gevoeligheden niet of slecht in zijn verwerkt. In de soortenbeschrijvingen in het tweede deel van dit rapport zijn daarom de gevoeligheden en aandachtspunten voor elk van de aandachtsoorten in meer detail uitgewerkt (zie HS7 voor overzicht van soorten). In tabel 7.2 is bovendien voor alle aandachtsoorten individueel de verstoringsgevoeligheid, bufferzone en range van vluchtafstanden weergegeven.



Figuur 4.6 Impact van recreatie op de verschillende soortgroepen van de aandachtsoorten, voor zowel broedende als niet-broedende vogels. Weergegeven zijn de gemiddelden van uitsluitend de doelsoorten van dit rapport. De volgorde op de y-as reflecteert de mate van impact, met onderaan de weinig gevoelige soortgroepen en bovenaan de zeer gevoelige soortgroepen. Classificatie verstoringsgevoeligheid: 4 en 5 beperkt; 6 middelgroot; 7 groot; 8 en 9 zeer groot.

4.6 Bufferzones

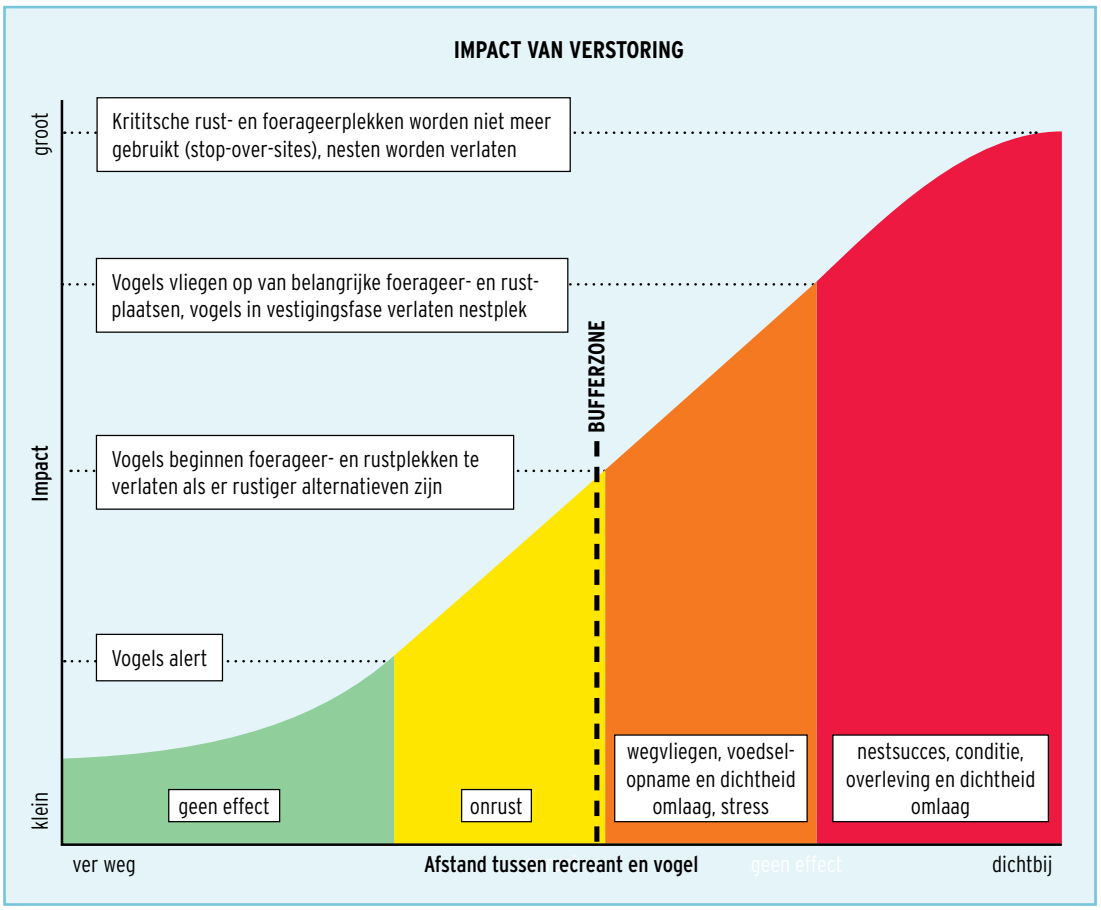
Zoals toegelicht in voorgaande paragrafen, zegt de vluchtafstand weinig over de impact die een verstoring heeft op vogels (zie met name §4.1 en 4.3 en ook HS 5). Om een zinvoller afstand ter beschikking te stellen, geven we naast de vluchtafstand de minimale naderingsafstand ofwel bufferzone. Deze lichten we hieronder toe.

Bufferzones

Om verstoring te voorkómen, moet in ieder geval vermeden worden dat vogels vluchten. Wanneer echter *sec* vluchtafstanden gehanteerd worden, is het risico groot dat toch verstoring optreedt.

Bijvoorbeeld omdat vogels allang voordat ze vluchten alert zijn en ophouden met foerageren. Ook is het in situaties waar veel recreatie plaatsvindt op een locatie die voor vogels van belang is, of in een tijd van het jaar dat vogels bij uitstek kwetsbaar zijn voor verstoring (bijvoorbeeld broedseizoen, trektijd), wenselijk een afstand te handhaven waarbij het broedsucces of broeddichtheden niet verslechteren, of waarbij vogels ongestoord kunnen slapen of foerageren. Er zijn helaas weinig kwantitatieve gegevens over de drempelwaardes waarboven recreatie, in al zijn vormen, effect heeft op broedsucces of broeddichtheid of op populatiegroottes (Dertien *et al.* 2021). Daarmee is het lastig om te bepalen bij welke recreatie-intensiteit het nodig is verstoring te voorkomen, en zal het vooral aankomen op het inzicht van bijvoorbeeld de lokale beheerder.

Er is in de loop der jaren een heel aantal methodes bedacht om zo'n bufferzone vorm te kunnen geven, voor allerlei verschillende situaties (bijlage 4). Deze zijn voor **niet-broedende vogels** bijna altijd gebaseerd op vluchtafstanden, waarbij uitgegaan wordt van een zeker percentage van de vogels dat opvliegt, bijvoorbeeld de afstand waarbij 90 of 95% van de groep niet opvliegt. Om te bepalen bij welke vluchtafstand dat dan het geval is, wordt de gemiddelde vluchtafstand plus een aantal keer de standaard deviatie (SD) gebruikt; bv. gem + 1.65xSD + 40m (Rodgers & Smith 1997, Rodgers & Schwikert 2002), of gem + 1 resp. 2 x SD (Laursen *et al.* 2005) om 84% resp. 98% van vluchtreacties te voorkomen. Met de standaard deviatie (SD) wordt een soort veiligheidsmarge ingebouwd om rekening te houden met variabele of onzekere vluchtafstanden. Hoe groter de steekproef, hoe kleiner de SD, en hoe meer de minimale naderingsafstand overeenkomt met de vluchtafstand. In onze database met vluchtafstanden is de zo berekende



De impact van verstoring. Het verband met de afstand tussen mens en vogel.

bufferzone vanzelfsprekend sterk gecorreleerd aan de vluchtafstand: Als we uitgaan van een bufferzone die gelijk is aan de vluchtafstand + 1.65xSD, dan is de relatie tussen de bufferzone en de gemiddelde vluchtafstand: bufferzone = 10^(0.982*log(vluchtafstand) + 0.276), met R^2=0.941; zie bijlage 4). Dit komt erop neer dat de bufferzone gemiddeld 1.8 keer zo groot is als de gemiddelde vluchtafstand in onze database (gemiddelde 1.8, minimum 1.0, maximum 8.8). Voor **broedende vogels** worden vaker alternatieve afstanden gezocht, vanwege het feit dat broedende vogels op grotere afstanden dan de vluchtafstand negatieve effecten ondervinden van verstoring (zie §4.2). Daarbij wordt regelmatig de alertafstand gehanteerd als minimale naderingsafstand (Grubb & King 1991, De Villiers *et al.* 2005, Martínez-Abraín *et al.* 2008a, Chatwin *et al.* 2013, Koch & Paton 2014). De alertafstand is sterk gecorreleerd aan de vluchtafstand, en is grofweg twee keer zo groot als de vluchtafstand (Eason *et al.* 2006, Taylor 2006, Whitfield *et al.* 2008). Maar vaak worden ook moeilijker te kwantificeren afstanden gehanteerd, zoals de afstand waarbij de dichtheid aan broedparen niet omlaag gaat, die waarbij het broedsucces niet verslechtert, of die waarbij 90% van acute nestdesertie wordt voorkomen (Åhlund & Götmark 1989, Schulz & Stock 1992, Sergio *et al.* 2003, Sunde *et al.* 2009, Spaul 2015).

Omdat de vluchtafstand verreweg het makkelijkst te meten is en daarom de parameter is die het vaakst beschikbaar is voor een soort of situatie (voorliggend review, Dertien *et al.* 2021), is het wenselijk een bufferzone te baseren op deze vluchtafstand. Op basis van de aanbevolen bufferzones uit de literatuur (bijlage 4), in combinatie met beschikbare kennis over de impact van verstoring, bevelen wij aan om als bufferzone en dus minimale naderingsafstand de volgende vuistregel te hanteren:

Bufferzone ofwel minimale naderingsafstand

Deze maat houdt geen rekening met verschillen tussen habitats of verstoringsbronnen, wat betekent dat de bufferzone nog altijd afhankelijk is van lokale omstandigheden, en niet per soort vaststaat.

niet-broedende vogels	=	1.8x gemiddelde vluchtafstand
broedende vogels	=	2x gemiddelde vluchtafstand

De resulterende bufferzones zijn samen met de verstoringsgevoeligheid weergegeven per soortgroep en per type recreatie in tabel 4.2. In tabel 7.2 en in de soortbesprekingen is voor alle aandachtsoorten individueel de verstoringsgevoeligheid, bufferzone en range van vluchtafstanden weergegeven. In bijlage 3 zijn deze waarden voor de volledigheid per familie en per recreatietype (land, lucht, water) weergegeven, op basis van in de literatuur gevonden vluchtafstanden.

Effectiviteit

De effectiviteit van het instellen van bufferzones of minimale naderingafstanden is groot. Faulhaber *et al.* (2016) laten bv. zien dat in gebieden waar bufferzones zijn ingesteld, de mate van verstoring afneemt en het broedsucces toeneemt. Zo was ook het percentage uitgekomen nesten van kaalkopooievaars (*wood storks*) groter op locaties waar boten op afstand werden gehouden (Bouton *et al.* 2005) en ook de dichtheid en het broedsucces van strand-broedende sterns en plevieren nam toe nadat bufferzones waren ingesteld (Lafferty *et al.* 2006, Medeiros *et al.* 2007).

Tabel 4.2 Bufferzone, vluchtafstand en verstoringsgevoeligheidsklasse weergegeven per soortgroep zoals gehanteerd in dit rapport. Waarden zijn weergegeven voor broedende vogels (oranje) en niet-broedende (blauw), en voor landrecreatie, waterrecreatie en luchtrecreatie. Vluchtafstanden afkomstig uit literatuurstudies, bufferzones en verstoringsgevoeligheid berekend als beschreven in §4.5 en 4.6. Gem, min en max van bufferzone en vluchtafstand i.v.m. schijnzekerheid afgerond naar bovenliggende 25-, 50- of 100-tal voor resp. 10-, 100- of 1000-tallen). Min en max zijn absolute min en absolute max gemeten in de betreffende soortgroep, en geven aan hoe groot de variatie is. Waarden voor aandachtssoorten individueel weergegeven in tabel 7.2.

Broedende vogels (niet-broedende vogels op volgende pagina)

"VERSTORINGSBRON" PER SOORTGROEP	BUFFERZONE (M)			VLUCHTAFSTAND (M)						"VERSTORINGS-GEVOELIGHEID (WAARDE)"		
	gem	min	max	gem	min	max	sd v gem	# obs	# studies	gem	min	max
Zwanen & ganzen												
land	200	25	500	100	25	250	84	316	15	9	8	9
water												
lucht										9	8	9
Eenden & meerkoet												
land	200	150	250	100	75	150	35		2	8	7	8
water												
lucht												
Hoenders & rallen												
land	200	75	450	100	50	250	72	44	6	7	6	7
water												
Reigers, lepelaar & kraanvogel												
land	75	50	75	50	25	75	5	90	6	7	6	8
water	50	50	100	25	25	50	10	337	9	6	5	8
lucht										7	6	8
Futen, aalscholver, duikers & zeekoet												
land	200	25	450	100	25	250	86	101	6	8	7	9
water	75	25	150	50	25	100	17	60	6	7	7	7
lucht										9	7	9
Steltlopers												
land	150	25	400	75	25	200	60	462	27	7	6	9
water	100	100	150	50	25	150	10	111	4	7	6	7
lucht										7	7	7
Meeuwen & sterns												
land	75	25	600	50	25	350	58	662	31	8	6	10
water	100	25	250	50	25	150	28	145	19	7	7	8
lucht										8	7	8
Roofvogels & uilen												
land	450	25	1200	200	25	1300	174	759	24	8	6	9
water										8	8	8
lucht	550	100	1600	300	25	800	282	41	11	8	7	9
Zangvogels & vergelijkbaar												
land	150	25	1000	75	25	500	97	676	23	5	4	7
water												
lucht												

Niet-broedende vogels op volgende pagina ››

Tabel 4.2 Niet-broedende vogels

Niet-broedende vogels (broedende vogels op vorige pagina)

"VERSTORINGSBRON" PER SOORTGROEP	BUFFERZONE (M)			VLUCHTAFSTAND (M)						"VERSTORINGS-GEVOELIGHEID (WAARDE)"			
	gem	min	max	gem	min	max	sd v gem	# obs	# studies	gem	min	max
Zwanen & ganzen													
land	350	25	4200	200	25	2300	361	1853	40	7	6	7
water	300	50	1300	150	25	700	167	37	16	7	6	7
lucht	2900	1200	4700	1600	400	4800	844	1328	8	7	6	7
Eenden & meerkoet													
land	150	25	550	100	25	1000	62	2088	110	6	6	8
water	500	50	2700	300	25	1500	245	934	96	7	6	8
lucht	5000	4950	5000	2800	500	5000			1	7	6	8
Hoenders & rallen													
land	50	25	200	50	25	150	22	1998	59	4	3	5
water	50	50	50	25	25	25		7	1			
Reigers, lepelaar & kraanvogel													
land	100	25	400	50	25	300	29	1146	95	6	4	7
water	100	50	400	75	25	350	36	1657	36	6	5	7
lucht												
Futen, aalscholver, duikers & zeekoet													
land	100	50	300	75	25	250	35	859	60	8	7	8
water	300	50	2300	200	25	1500	255	747	43	7	5	8
lucht	2100	550	3600	1200	200	2000	1202		2	7	7	7
Steltlopers													
land	150	25	700	75	25	650	63	5246	230	7	6	8
water	300	25	900	200	25	500	155	368	55	7	6	8
lucht	800	400	1000	450	150	900	159		4	7	7	8
Meeuwen & sterns													
land	100	25	250	50	25	450	27	1333	35	6	4	7
water	150	25	550	75	25	300	93	310	15	6	4	6
lucht												
Roofvogels & uilen													
land	200	25	850	100	25	900	78	863	59	6	4	7
water	250	100	400	200	25	500	61	525	8	7	7	7
lucht										7	7	7
Zangvogels & vergelijkbaar													
land	50	25	200	25	25	100	9	30170	782	3	2	5
water	25	25	25	25	25	25		2	1			
lucht												

Alternatieven

Nut en noodzaak van bufferzones zijn sterk afhankelijk van de intensiteit van de recreatie en van het type recreatie dat plaatsvindt. Bovendien varieert de verstoringsgevoeligheid tussen locaties. Een bufferzone of een minimale naderingsafstand is in veel gevallen wel heel nuttig om te hanteren, teneinde effecten te voorkomen. Ze zijn vooral van belang wanneer er veel recreatie of recreatie met veel effect is, of een locatie of periode die belangrijk is voor vogels, of bij aanwezigheid van zeer kwetsbare soorten of habitats. Ook als vogels een gebied massaal verlaten, zoals eenden op meren wel doen (zie kader recreatiedruk en vogels op meren), dan zijn bufferzones effectief. Als er weinig recreatie is, of minder sterk gegroepeerde vogels, dan zullen zulke maatregelen vaak niet nodig zijn. Ook hier geldt dat geen enkele situatie hetzelfde is, en dat advies van een vogelecoloog van belang is om een goede inschatting te maken van wat wel of niet van belang of effectief is in de betreffende situatie.

Een bufferzone kan gecombineerd worden met beperkingen in het gedrag van recreanten, zoals een stopverbod langs wegen op specifieke kwetsbare locaties (Henson & Grant 1991), of een snelheidsbeperking voor boten van vogelkijk-excursies bij grote groepen foeragerende zeekoeten (Ronconi & St. Clair 2002), en het volgen van voorspelbare vaste routes (McFadden *et al*. 2017) (zie verder HS 6 over maatregelen).

KADER

Effecten van geluid op vogels



Foto Hans Peeters

Geluid is om verschillende redenen belangrijk voor vogels (Kroodsma & Miller 1996, Catchpole & Slater 2008). Het is het medium om met elkaar te communiceren over korte maar soms ook relatief lange afstanden. Zang is vaak de manier om concurrenten op afstand te houden en een partner te vinden van de goede soort, en via variatie in de zang wordt informatie over kwaliteit, motivatie, en identiteit uitgewisseld (Collins 2004). Roepjes kunnen een rol spelen bij communicatie met jongen, tussen groepsgenoten, tijdens de trek, of bij aanwezigheid van gevaar, of voedsel. Ook het horen van het gevaar of voedsel zelf kan belangrijk zijn. Geluid is vooral cruciaal wanneer je elkaar moeilijk kunt zien, op dichtbegroeide plekken, in het donker, of tijdens bezigheden waarin de ogen bezig zijn met een andere taak, zoals bijvoorbeeld tijdens eten zoeken.

Auteur: Dr. Hans Slabbekoorn
Universitair hoofddocent, Instituut Biologie Leiden (IBL), Universiteit Leiden



Verstoring door geluid treedt op doordat het de communicatie tussen vogels overstemt en bemoeilijkt. Zang (zoals van deze winterkoning) maar ook alarm- en contactroepjes worden dan niet of minder goed gehoord.
Ffoto Hans Peeters

Gehoorbereik

De capaciteit van het gehoor van vogels is gerelateerd aan de functie: ze horen meestal het beste in de frequenties waarop ze communiceren (Dooling *et al.* 2000). Dit komt voor veel soorten overeen met de range van 2 to 4 kHz, waarop wij mensen ook het beste horen, al is onze range van goed horen nog iets groter, zowel aan de onder- als bovenkant (fig. A). Het bereik van vogels en mensen is wel breder dan nodig voor het eigen arsenaal aan zang, spraak en roepjes, en sommige soortgroepen overtreffen ons perceptueel: zo kunnen uilen niet meer frequenties horen, maar hebben ze een lagere gehoordrempel dan wij in de range van 0,5 tot 9 kHz; en horen duiven iets minder hoog dan wij, maar ze horen wel geluid dat onhoorbaar laag is voor ons (< 20 Hz, infrasoon geluid). Er zijn vogelsoorten, zoals sommige kolibries, die hogere geluiden maken dan wij kunnen horen (> 20 kHz, ultrasoon geluid), maar gek genoeg kon niet worden aangetoond dat ze dit zelf ook konden horen (Pytte *et al.* 2004).



Het feit dat vogels goed kunnen horen maakt ze kwetsbaar voor menselijk lawaai, vooral gemotoriseerd verkeer.

Foto Herman Feenstra

Maskering

Het belang van geluid voor vogels en het feit dat ze goed kunnen horen maakt ze ook kwetsbaar voor lawaai van menselijke activiteiten (Slabbekoorn & Ripmeester 2008, Halfwerk *et al*. 2018). Er zijn grofweg twee negatieve effecten te onderscheiden: maskering en verstoring.

Maskering van biologisch relevante geluiden kan er voor zorgen dat er veel energie moet worden gestoken in actief concurrenten weren, als communiceren met geluid niet werkt, of in actief scannen naar gevaar, wanneer het detecteren van gevaar op het gehoor niet voldoende is (Quinn *et al*. 2006). Maskering kan ook minder, of minder goede, partners opleveren, of problemen geven bij het vinden van voedsel dat niet meer gehoord en daarmee gelokaliseerd kan worden.

Maskering is het sterkst bij geluid dat voortdurend of langdurig klinkt en dat overlapt met het spectrale bereik dat door vogels wordt gebruikt. De menselijke activiteiten die hier het meest dominant mee verbonden zijn, zijn gerelateerd aan transport met allerlei gemotoriseerd verkeer (Reijnen & Foppen 2006, Slabbekoorn & Ripmeester 2008). De gevolgen voor vogels dragen waarschijnlijk bij aan de verlaagde diversiteit en dichtheid aan vogels langs snelwegen, in stedelijke gebieden, en andere industriële locaties (Francis *et al*. 2011, Newport *et al*. 2014, Halfwerk *et al*. 2018). Dit effect komt naar voren in goed gerepliceerde en gecontroleerde studies, maar is vaak lastig te detecteren via algemene monitoring wanneer er veel factoren variëren in een omgeving die goede en slechte invloeden op vogels kunnen hebben. Het effect van maskering op lagere overleving en reproductie is ook lastig te onderscheiden van de meer directe invloed van verstoring en verjaging.

Vogels kunnen ook maskering vermijden zonder weg te trekken uit een lawaaiige zone, wat blijkt uit zangpatronen die correleren met lawaainiveau (Slabbekoorn & Peet 2003, Slabbekoorn & den Boer-Visser 2006, Slabbekoorn 2013, Gil *et al*. 2015). Vogels kunnen voor of juist na het spitsuur van het verkeer zingen, ze kunnen harder zingen op dagen of tijden met meer verkeer, en veel soorten vermijden lage tonen bij luid verkeerslawaai dat het meest maskeert aan de onderkant van de gemiddelde frequentierange. Of deze veranderingen voorkomen dat er negatieve effecten zijn op overleving of reproductie is meestal niet duidelijk omdat er dan lastige data verzameld moeten worden over variatie in flexibiliteit in zang gekoppeld aan variatie in reproductief succes, terwijl er ook vaak nog andere factoren zijn die niet uit te sluiten zijn als alternatieve verklaringen.

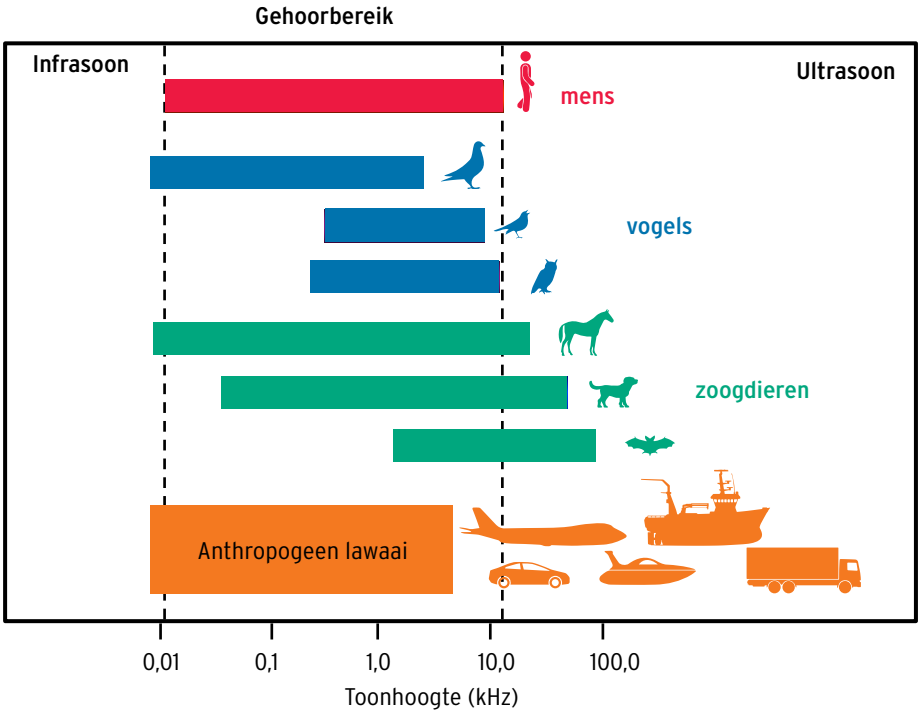
Verstoring

Verstoring door lawaaiige menselijke activiteiten kan zich uiten in het onderbreken of het slechter uitvoeren van belangrijke bezigheden of in het verjaagd worden en daarmee het tijdelijk of voorgoed verlaten van voedsel, nestgelegenheid, of schuilplekken. Dit is waarschijnlijk het effect dat het meest bijdraagt aan de verlaagde diversiteit en dichtheid aan vogels langs snelwegen, in stedelijke gebieden, en op andere industriële locaties (Reijnen & Foppen 2006, Slabbekoorn & Ripmeester 2008, Goodwin & Shriver 2011, Halfwerk *et al.* 2018). Lawaai is zeker niet de enige verstorende factor in dit soort door mensen veranderde leefomgevingen voor vogels. Wel is duidelijk aangetoond dat lawaai op zich een verjagende werking heeft (McClure *et al.* 2013, Liu *et al.* 2020), en die dus bovenop alle andere eventueel negatieve effecten van bijvoorbeeld wegen en verkeer komt, zoals visuele verstoring overdag en 's nachts, fijnstof en chemisch toxische effecten, en aanrijdingen.

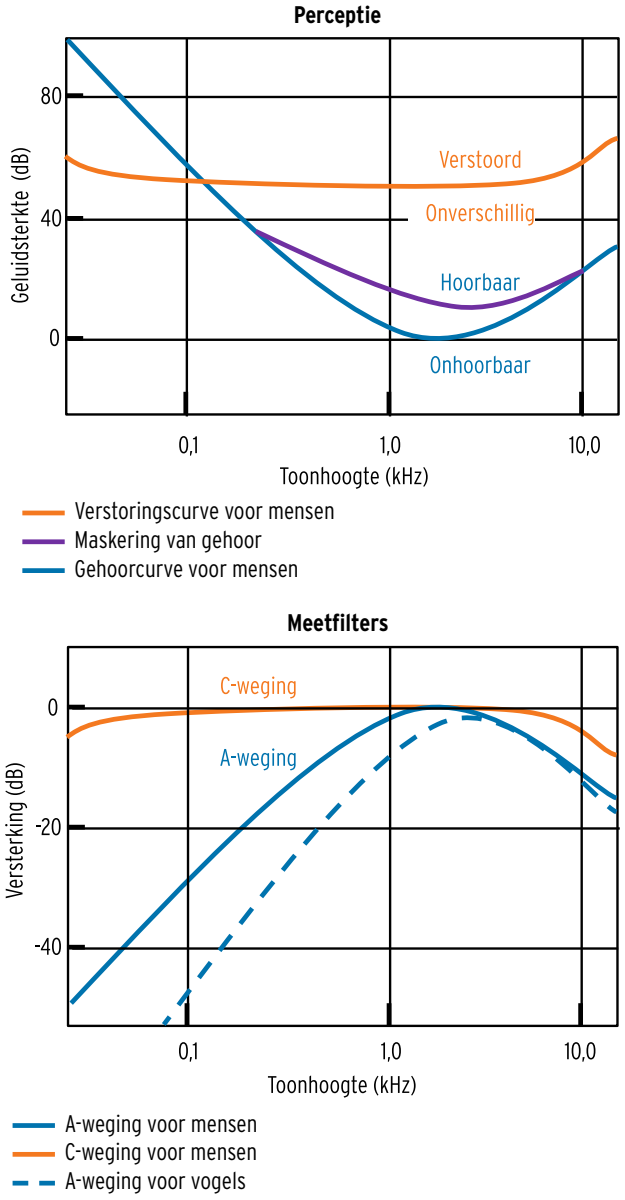
Verstoring kan ook minder opvallend zijn en leiden tot verhoogde stressniveaus, wat negatieve consequenties kan hebben voor de gezondheid en overleving van volwassen en jonge vogels (Blickley *et al.* 2012, Injaian *et al.* 2018) (zie ook §3.1 fysiologische effecten). In gevallen van blootstelling aan extreem harde geluiden, voor herhaalde of lange periodes (zoals bij het afsteken van vuurwerk, op militaire oefenterreinen of op vliegvelden), kan er ook gehoorschade optreden (Wolfenden *et al.* 2019), met de mogelijkheid tot negatieve gevolgen zoals bij maskering. In tegenstelling tot mensen, kunnen vogels weer herstellen van fysieke schade, in de dagen of weken na de blootstelling, door herstel van de geluidsgevoelige haarcellen in het binnenoor. Het negatieve effect voor individuele vogels en populaties zal echter opnieuw lastig terug te vinden zijn in monitoring-studies, omdat dove vogels niet onmiddellijk hoeven te verdwijnen en soms zelfs nadrukkelijker actief zijn met zingen en territoriaal gedrag.



Verstoringsafstanden voor helikopters zijn groot, en een groot percentage van de vogels vlucht. Naarmate de helikopter hoger vliegt is het effect veel kleiner. Foto Create Vista



Figuur A Het gehoorbereik van de mens uitgezet tegen dat van een aantal soortgroepen vogels (duiven, zangvogels, uilen) en zoogdieren (paarden, honden, vleermuizen). Het gehoorbereik van de mens is doorgetrokken in de verticale onderbroken lijnen om beter te kunnen vergelijken. Duiven en paarden zijn in staat infrasoon geluid te horen (lager dan door de mens hoorbaar). Andere vogels zijn doorgaans gevoelig binnen het bereik van mensen en ook nog eens in die range waar ook de mens het gevoeligst is. Een dB(A)-weging (zie fig. B) werkt daarom goed om het geluidsniveau voor mensen en de meeste vogels te meten. Paarden, honden, en vleermuizen horen ook ultrasoon geluid (hoger dan door de mens hoorbaar). Antropogeen lawaai is alle geluid door mensen geproduceerd en overlapt meestal het sterkst met de laagste helft van ons gehoorbereik en is hoorbaar voor alle dieren.



Figuur B. De relatie tussen horen, mogelijke verstoring en meetfilters voor geluidsniveaus.

In de **bovenste grafiek** is de gehoorcurve van de mens weergegeven. Boven het niveau van de In de bovenste grafiek is de gehoorcurve van de mens weergegeven. Boven het niveau van de blauwe curve is alle geluid hoorbaar, daaronder niet. Door omgevingsgeluid kunnen andere geluiden minder hoorbaar worden, omdat de drempel voor de hoorbaarheid hoger komt te liggen (maskering; paarse curve). Binnen het hoorbare bereik kunnen net hoorbare lage tonen even vervelend zijn als goed hoorbare hogere tonen. Laag geluid kan echter ook verstoring veroorzaken en fysieke effecten opwekken als het niet hoorbaar maar alleen voelbaar is. De oranje curve geeft de drempel weer waarboven geluid verstoort en waaronder het onverschillig laat. Deze curve kan hoger of lager liggen of andere vormen aannemen, afhankelijk van vele factoren (zoals bijvoorbeeld de toonhoogte van het omgevingsgeluid).

De **onderste grafiek** gaat over meetfilters bij geluidsmetingen. Bij de dB(A)-weging wordt het hele spectrum aan geluid gefilterd op basis van de gevoeligheid van het menselijk oor (doorgetrokken blauwe curve). Daarbij wordt de toonhoogte die we het beste horen het zwaarst meegewogen. De curve weerspiegelt dus de variatie in gevoeligheid bij de mens voor verschillende toonhoogten, met een lagere gevoeligheid voor de lagere en de hogere tonen. Voor vogels zou dit filter nog iets scherper mogen zijn aan de onderkant, want vogels zijn minder gevoelig dan mensen voor lage tonen (onderbroken blauwe curve), maar de dB(A)-weging is toch ook redelijk geschikt voor deze groep dieren. De dB(C)-weging corrigeert minder en reflecteert de variatie in de mogelijke verstoringsdrempel beter. Deze weging wordt daarom ook soms toegepast voor het vaststellen van mogelijke verstoring van mensen. Het is echter belangrijk om zich te realiseren dat deze curve ook heel anders kan lopen (bijvoorbeeld vanwege maskering of toonhoogte) en vaak onbekend is voor dieren.

Geluidsniveaus

Hoe hard lawaai klinkt wordt uitgedrukt in dB, gemeten met een geluidsdrukmeter. Meestal wordt een zogenaamde A-weging gekozen die is aangepast aan het gehoorbereik van de mens (fig. B), en die ook redelijk goed past bij wat de meeste vogels horen. Meetwaardes kunnen gemiddeldes of maxima zijn, en kunnen de uitkomst van snelle of langzame vernieuwing van de metingen zijn. Deze instellingen van de meetapparatuur beïnvloeden de absolute meetwaardes en zijn daarom altijd belangrijk om te vermelden. Het lawaainiveau kan worden bepaald voor een bepaalde locatie, waarbij bronniveau altijd op één meter van de bron gemeten moet worden. In stille woonwijken is het geluidsniveau vaak 45-50 dB(A), gelijk naast een snelweg 65-75 dB(A), bij industriële locaties 75-90 dB(A), en bij startbanen van vliegvelden gaat het om extreme waardes boven 100 dB(A) (Wolfenden *et al.* 2019). Geluid neemt af met 6 dB per verdubbeling van de afstand. Verstoring door lawaai hoeft echter niet gecorreleerd te zijn met hoe hard geluiden klinken (fig. A). Wel reiken harde geluiden verder en bereiken daardoor ook meer vogels: een drukke snelweg kan zo de vogelstand beïnvloeden tot 1.5-3 km (Reijnen & Foppen 2006).

Geluiden die onbekend zijn, die geassocieerd worden met gevaar (zoals naderende mensen of schoten van jagers), of die gewoon onverwacht en plotseling klinken, kunnen al verstorend werken zodra ze maar detecteerbaar zijn boven het achtergrondlawaai. Zo kan ook subtiele, ogenschijnlijk onschadelijke recreatie, broedende vogels verstoren in doorgaans stille gebieden (Hutfluss & Dingemanse 2019) (zie §3.2 reproductie). Het blaffen van een hond, het klinken van een fietsbel, of het lachen van kinderen kan zo broedsucces verminderen in bosgebieden met relatief lage recreatiedruk. Het werken met drempelwaardes in dB(A) ter bescherming van vogels is dus vaak weliswaar praktisch noodzakelijk, maar is meestal niet simpel te relateren aan de mogelijke verstoring.

Conclusie

Lawaai door menselijke activiteiten kan een negatieve invloed hebben op vogels door maskering en verstoring. Met name verkeerslawaai, maar ook meer of minder subtiele geluiden van recreatie in natuurgebieden zijn factoren die bijdragen aan verlaagde vogeldiversiteit en broeddichtheden. Via algemene monitoring is dit effect van lawaai meestal niet makkelijk aan te tonen of los te koppelen van andere negatieve factoren, en een drempelwaarde in dB(A) waarboven verstoring plaatsvindt zal variëren per soort, per geluid, en met de seizoens- en weersomstandigheden. Voor korte, eenmalige evenementen met veel lawaai is het daarom erg lastig om aan te geven of er onmiddellijke negatieve effecten te meten zullen zijn voor vogels. Denk hierbij aan vuurwerk met oud en nieuw (zie kader vuurwerk), motor- en autoraces, of muziekevenementen (zie kader muziekfestivals). Het is echter zeker dat de accumulatie van lawaai zal leiden tot habitatverslechtering en dat ieder extra evenement bij zal dragen aan een afname van de lokale vogelpopulatie op langere termijn.



Verkeerslawaai kan een negatieve invloed hebben op vogels door maskering en verstoring.
Foto Herman Feenstra

Geciteerde literatuur over geluid

Blickley JL, KR Word, AH Krakauer, JL Phillips, SN Sells, CC Taff, JC Wingfield & GL Patricelli (2012). Experimental chronic noise Is related to elevated fecal corticosteroid metabolites in lekking male greater Sage Grouse (Centrocercus urophasianus). Doi.org/10.1371/journal.pone.0050462. PLOS ONE 7: e50462.

Catchpole CK & PJB Slater (2008). Bird Song: Biological Themes and Variations. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Collins S (2004). Vocal fighting and flirting: the functions of birdsong. In: Marler P, Slabbekoorn H, editors. Nature's Music. Ch 2. Pp 39-79. Academic Press, San Diego.

Dooling RJ, B Lohr & ML Dent (2000). Hearing in Birds and Reptiles. In: Dooling RJ, Fay RR, Popper AN, editors. Comparative Hearing: Birds and Reptiles. Pp 308-359. Springer Verlag, New York, NY.

Francis CD, CP Ortega & A Cruz (2011). Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. Doi.org/10.1371/journal.pone.0027052. PLOS ONE 6: e27052.

Gil D, M Honarmand, J Pascual, E Pérez-Mena & C Macías Garcia (2015). Birds living near airports advance their dawn chorus and reduce overlap with aircraft noise. Doi.org/10.1093/beheco/aru207. Behavioral Ecology 26: 435-443.

Goodwin SE & WG Shriver (2011). Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. Doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01602.x. Conservation Biology 25: 406-411.

Halfwerk W, B Lohr & H Slabbekoorn (2018). Impact of Man-Made Sound on Birds and Their Songs. In: Slabbekoorn H, Dooling RJ, Popper AN, Fay RR, editors. Effects of Anthropogenic Noise on Animals. Pp 209-242. Springer, New York.

Hutfluss A & NJ Dingemanse (2019). Human recreation reduces clutch size in great tits Parus major regardless of risk-taking personality. Doi.org/10.1093/beheco/arz145. Behavioral Ecology 30: 1751-1760.

Injaian AS, CC Taff, KL Pearson, MMY Gin, GL Patricelli & MN Vitousek (2018). Effects of experimental chronic traffic noise exposure on adult and nestling corticosterone levels, and nestling body condition in a free-living bird. Doi.org/10.1016/j.yhbeh.2018.07.012. Hormones and Behavior 106: 19-27.

Kroodsma DE & EH Miller (1996). Ecology and Evolution of Acoustic Communication in Birds. Cornell University Press, Ithaca, NY.

Liu Q, H Slabbekoorn & K Riebel (2020). Zebra finches show spatial avoidance of near but not far distance traffic noise. Doi.org/10.1163/1568539X-bja10004. Behaviour 157: 333-362.

McClure CJW, HE Ware, J Carlisle, G Kaltenecker & JR Barber (2013). An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 280: 20132290.

Newport J, DJ Shorthouse & AD Manning (2014). The effects of light and noise from urban development on biodiversity: Implications for protected areas in Australia. Doi.org/10.1111/emr.12120. Ecological Management & Restoration 15: 204-214.

Pytte CL, MS Ficken & A Moiseff (2004). Ultrasonic singing by the blue-throated hummingbird: a comparison between production and perception. Doi.org/10.1007/s00359-004-0525-4. Journal of Comparative Physiology A 190: 665-673.

Quinn JL, MJ Whittingham, SJ Butler & W Cresswell (2006). Noise, predation risk compensation and vigilance in the chaffinch Fringilla coelebs. Doi.org/10.1111/j.2006.0908-8857.03781.x. Journal of Avian Biology 37: 601-608.

Reijnen R & RPB Foppen (2006). Impact of road traffic on breeding bird populations. In: Davenport J, Davenport JL, editors. The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment (Environmental Pollution; No 10). Pp 255-274.

Slabbekoorn H (2013). Songs of the city: noise-dependent spectral plasticity in the acoustic phenotype of urban birds. Doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.01.021. Animal Behaviour 85: 1089-1099.

Slabbekoorn H & A den Boer-Visser (2006). Cities change the songs of birds. Doi.org/10.1016/j.cub.2006.10.008. Current Biology 16: 2326-2331.

Slabbekoorn H & M Peet (2003). Birds sing at a higher pitch in urban noise. Nature 424: 267.

Slabbekoorn H & EAP Ripmeester (2008). Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. Molecular Ecology 17: 72-83.

Wolfenden AD, H Slabbekoorn, K Kluk & SR de Kort (2019). Aircraft sound exposure leads to song frequency decline and elevated aggression in wild chiffchaffs. Doi.org/10.1111/1365-2656.13059. Journal of Animal Ecology 88: 1720-1731.

KADER

Muziekfestivals



Foto VakantieZeeland.com

1000 festivals en het broedseizoen. Muziekfestivals in de open lucht zijn ongekend populair. Op de agenda van de DJ Guide[4] stonden in 2019 alleen in Nederland maar liefst 946 outdoor dance festivals gepland. Hiervan waren er zo'n 520 (55%) gepland in de piek van het broedseizoen tussen 15 maart en 15 juli. Nog eens 300 (in totaal 87%) waren gepland in de periode daarna tot 1 september, wanneer veel vogels een tweede of derde legsel hebben of nog jongen aan het voeren zijn. Het broedseizoen van soorten als uilen en reigers begint al in februari, wat betekent dat een nog hoger percentage festivals te maken heeft met broedende vogels. Dit betreft allerlei festivals, zoals kleine events bij cafés in binnensteden, maar ook grote meerdaagse festivals in parken, bossen, op stranden en in de duinen.

Effecten in het broedseizoen

Bij grote muziekfestivals komen zeer grote aantallen bezoekers samen op een beperkt oppervlak, in combinatie met een zeer hoge geluidsproductie. Hierdoor kan op allerlei manieren ernstige verstoring optreden, wanneer geen maatregelen worden getroffen om dit te voorkomen. Zeker omdat zo'n groot percentage festivals plaatsvindt in of direct na het broedseizoen (87%). Omdat deze festivals ook nog eens deels worden gepland in vogelrijke gebieden zoals in het bos, op het strand en in de duinen, is er sprake van een situatie waarin veel festivals potentieel zeer grote effecten op het broedsucces van vogels kunnen hebben.

Effecten (beperkt tot alleen vogels) die verwacht kunnen worden wanneer geen mitigerende maatregelen worden getroffen, zijn bijvoorbeeld:

- vertrapping van grondnesten
- nestverlies door betreding van bosschages door bezoekers
- nestverlating door het hoge geluidsvolume of frequent passeren door mensen
- sterfte van jongen door voedselgebrek of kou (meerdaagse festivals)
- sterfte van jongen doordat ze uit het nest springen
- verhoogde predatie doordat nesten of kuikens langer alleen worden gelaten



Wish Outdoor, Lowlands, Milkshake, Amsterdam Open Air, Dauwpop, Mysteryland, Into the Woods, Best Kept Secret, Paaspop, Kralingse Bos Festival, Zeezicht Festival, Down The Rabbit Hole, en Into The Great Wide Open. Dit is een greep uit de vele muziekfestivals in de open lucht in Nederland. Foto Karen Krijgsveld.

Effecten buiten het broedseizoen

Effecten buiten het broedseizoen zijn in de regel veel beperkter, omdat vogels dan makkelijker het verstoorde gebied kunnen verlaten. Ook dan kunnen er echter effecten optreden. Deze bestaan dan vooral daaruit dat lokale vogels uit hun territorium of habitat verjaagd worden, en/of niet of minder kunnen foerageren, en/of geen alternatieve habitat voorhanden hebben.

4 https://gdpr.djguide.nl/events.p/festivals/2019/



Ondanks het enorme aantal festivals, is er maar zeer beperkt onderzoek gedaan naar de effecten op natuur. Dwergstern bij nest.

Foto Johan Krol

Onderzochte effecten

Ondanks het enorme aantal festivals, is er maar zeer beperkt onderzoek gedaan naar de effecten ervan op natuur, ook op internationaal niveau (zie review Dirksen & De Fouw (2016). Doorgaans blijft het bij een *quick scan* of natuurtoets waarbij op basis van aanwezige soorten en habitats wordt ingeschat wat de mogelijke effecten zijn en worden mitigerende maatregelen voorgesteld. Effecten die besproken worden betreffen vaak ook enkel de onderliggende aspecten van muziekfestivals: verstoring door geluid, door verlichting en door de aanwezigheid van mensen en betreding van habitat, en soms ook door vuurwerk (zie hiervoor ook de kaders over geluid en over vuurwerk). Zonder uitzondering betreft het onderzoek in omstandigheden waarbij mitigerende maatregelen zijn getroffen om effecten te voorkomen. Die festivals waarvoor potentiële effecten onderzocht worden, zijn immers ook de festivals waar men inziet dat mitigerende maatregelen wenselijk of noodzakelijk zijn.

Bij geen van de muziekfestivals waar mitigerende maatregelen werden getroffen, en waar potentiële effecten onderzocht zijn, zijn wezenlijke effecten op broedvogels aangetoond. In alle gevallen waar broedende vogels aanwezig waren, had het festival geen negatief effect op het broedsucces. Let wel: daarbij waren zonder uitzondering (gerichte) maatregelen getroffen juist om dergelijke effecten te voorkomen. Deze effectstudies betreffen de volgende festivals:

- Dancefestival Amsterdam Open Air in het Gaasperpark (Krijgsveld *et al.* 2012, Jonkvorst & Krijgsveld 2013, Krijgsveld *et al.* 2014, Krijgsveld 2015);
- Muziekfestivals op vliegveld Twenthe (Reimerink & Van Hooff 2018);
- Openluchtconcerten in Marlay Park in Dublin, Ierland (Cawley 2015).

Aanvullend zijn voor een tweetal enigszins vergelijkbare evenementen (veel lawaai en veel mensen, maar zonder harde muziek) de effecten op broedvogels onderzocht. Ook hier werden, nadat mitigerende maatregelen waren getroffen, geen negatieve effecten vastgesteld. Het betreft:

- TT motorraces in Assen (Henkens *et al.* 2012b);
- Paardensport-evenement Breda Hippique (Krijgsveld & Beuker 2008).

Coördinatie van effectstudies en locaties

Het aantal effectonderzoeken is dus zeer beperkt, en bovendien beperkt tot situaties waar met mitigerende maatregelen effecten zijn voorkomen. Hierbij is relatief weinig nestonderzoek gedaan, wat eigenlijk het belangrijkste is, en wat het trekken van conclusies bemoeilijkt. Met name effecten op broedsucces van kleinere zangvogels zijn amper onderzocht. Hierdoor kunnen effecten die niet of nauwelijks zichtbaar zijn, zoals verlies van jongen, onopgemerkt zijn gebleven. Dirksen & De Fouw (2016) stelden in dit verband voor om de gemeentes hier een coördinerende en stimulerende rol in te laten spelen. "De gemeentes zouden voor onderzoek geschikte evenementen kunnen uitzoeken en daar veldonderzoek kunnen laten doen dat informatie oplevert die breder bruikbaar is dan voor de individuele evenementen." Op deze wijze kan een weloverwogener afweging worden gemaakt welke locaties zich in welke maanden lenen voor (muziek-) festivals.



Kerkuil.

Foto Hans Peeters



Goudvink. Foto Hans Peeters

Met goede maatregelen zijn veel effecten te voorkomen

Om effecten zoals verslechtering of verlies van broedsucces te voorkomen, zijn mitigerende maatregelen uiterst noodzakelijk. Daar is een heel scala aan maatregelen voor beschikbaar, die doorgaans eenvoudig te implementeren zijn (zie ook bovengenoemde studies voor details). De belangrijkste zijn:

- **Openingstijden** beperken. Bijvoorbeeld stilte, rust en donker na zonsondergang of na 23:00 uur om nachtactieve vogels (uilen) (en andere diersoorten) gelegenheid te geven te foerageren; en/of festivalterrein afgesloten houden voor alle activiteiten tot middaguur om dagactieve vogels de gelegenheid te geven te foerageren;
- **Toegankelijkheid** beperken: afsluiten van paden voor publiek daar waar veel of kwetsbare soorten broeden, nodeloze betreding en daarmee verstoring voorkomen door afschermen/afsluiten van broedbomen, locaties met struikgewas en oevers;
- **Inrichting** van podia (locatie, tent of open podium, muziekvolume), locatie van *food stands* en inrichting looproutes afstemmen op in het gebied voorkomende broedgevallen;
- **Verlichting** beperken qua intensiteit en tijd; niet op bomen en struikgewas richten, 's nachts uit.

Uitgangspunten

- Om effecten te beperken, niet alleen op vogels maar ook op andere fauna en van flora, zouden muziekfestivals in **natuurlijke omgevingen gemeden** moeten worden, en beperkt tot parken en de stedelijke omgeving. Kies dus voor habitats/landschapstypes die in zijn algemeenheid het minst kwetsbaar zijn (beter in parken dan in moerasgebieden) (Dirksen & De Fouw 2016).
- Een grotere **afstemming** tussen en binnen gemeentes waar en wanneer muziekfestivals in de buitenlucht worden toegestaan, zou helpen om effecten te beperken.
- Een dergelijke afstemming kan ook helpen om sturing te geven aan het aantal festivals dat in een gebied gehouden wordt. Er zijn groengebieden waar **jaarlijks meerdere evenementen/festivals** worden georganiseerd. Geleidelijk verandert de impact dan van incidentele verstoring naar meer verspreide of continue verstoring (Dirksen & De Fouw 2016).
- **Mijd het broedseizoen** in gebieden waar zeldzamere of kwetsbare soorten voorkomen.
- Om effecten te voorkomen is altijd een **beoordeling vooraf** nodig van de broedvogels in het gebied, uitgevoerd door een vogelecoloog. Daarmee wordt beoordeeld of het gebied zich leent voor een grootschalig festival. De ecoloog zou dus ook een advies moeten kunnen geven ten aanzien van de locatiekeuze.

Stappenplan

- **Stap 1: locatiekeuze en timing**. Uitzoeken of festival überhaupt mogelijk is op die plek en in die tijd van het jaar, of dat uitgeweken moet worden naar een andere plek of een ander moment. Immers, wanneer eenmaal vastligt waar en wanneer een festival gehouden wordt, kunnen effecten alleen nog maar beperkt of voorkomen worden door maatregelen te treffen. Met dergelijke maatregelen kunnen weliswaar veel, maar niet alle effecten gemitigeerd worden. Denk aan de aanwezigheid van zeldzame soorten op kwetsbare locaties, zoals uilen, roofvogels of kolonievogels als reigers en aalscholvers, waar het broedseizoen vaak al begint in februari of doorloopt tot in augustus.
- **Stap 2: lokale maatregelen om effecten te voorkomen of beperken**. Laat vogelecoloog lokale vogels in kaart brengen en maatregelen passend maken (zie boven) om effecten te voorkomen.



Blauwe reigers kunnen al in februari broeden. Met hun aanwezigheid dient dus rekening gehouden te worden. Foto Hans Peeters

Geciteerde literatuur over muziekfestivals

Cawley S (2015). Ecological impact assessment effects of outdoor concerts in 2015 on bats and waterfowl, Marlay Park, Co. Dublin. Scott Cawley, Dublin.

Dirksen S & J De Fouw (2016). Effecten van grootschalige commerciële evenementen en muziekfestivals in parken en groengebieden op natuurwaarden – review van literatuur. Rapport nr SjDE 16-01. Sjoerd Dirksen Ecology, Utrecht.

Henkens R, M Liefting, C Hallman & A van Kleunen (2012). Storen broedvogels zich aan het geluid van race-evenementen? Effect van de in 2010/2011 op het TT-Circuit Assen gehouden Superbike- en Superleague-evenementen op broedvogels in het Natura 2000-gebied Witterveld. Alterra-rapport 2288. Alterra, Wageningen.

Jonkvorst RJ & KL Krijgsveld (2013). Nacontrole broedvogels Amsterdam Open Air 2013. Bureau Waardenburg-notitie 13-327. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld KL (2015). Broedvogels en Amsterdam Open Air 2015. Bureau Waardenburg-notitie 15-068. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld KL & D Beuker (2008). Effecten van Breda Hippique 2008 op broedvogels. Broedvogelinventarisatie en gedragsobservaties. Bureau Waardenburg-rapport 08-133. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld KL, D Emond & D Beuker (2014). Ecologische effecten van Amsterdam Open Air 2014. Toetsing in het kader van de Flora-en faunawet inclusief broedvogel-en vleermuisinventarisatie. Bureau Waardenburg-rapport 14-142. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld KL, RJ Jonkvorst & F Van der Vliet (2012). Effecten van dancefestival Amsterdam Open Air op broedvogels. Bureau Waardenburg-rapport 12-115. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Reimerink J & A Van Hooff (2018). Natuurtoets soortenbescherming voor 12 evenementdagen evenementenlocatie vliegveld Twenthe. Toetsing van de effecten van 12 evenementdagen naast het regulier gebruik ten behoeve van het bestemmingsplan. Rapport met kenmerk R004-1250989JRE-kmi-V01. Tauw, Utrecht.

KADER

Vuurwerk



Foto Pixabay

Het afsteken van vuurwerk in de buurt van vogels veroorzaakt altijd substantiële verstoring. De ernst hiervan hangt af van type vuurwerk, afstand, seizoen en mate van blootstelling aan het vuurwerk. Vogels reageren vooral op de akoestische kant van vuurwerk, maar de visuele en akoestische stimuli hebben beide effect. Dit effect zit hem vooral in het onverwachtse ervan en waarschijnlijk ook in de gelijkenis met geweerschoten. Juist door het onverwachtse ontstaat een groot paniekeffect, met stress, een extreem hoog percentage opvliegen en ook sterfte als gevolg.



Door vuurwerk vliegen groepen watervogels massaal in paniek op.

Foto Jelle de Jong

Fysiologisch

De reactie op vuurwerk is bijna altijd zeer sterk. Het geluidsniveau van buitenvuurwerk ligt boven de 85 dB(A) (Van Apeldoorn & Smit 2006). Het piekgeluidsniveau ligt vrijwel altijd boven de 130 dB(A) en wordt vooral veroorzaakt door mortieren (Oudega *et al.* 2017). Vogels kunnen de drukgolven van hard geluid ook voelen in het middenoor en/of in de luchtzakken, wat volgens Stickroth een verklaring zou kunnen zijn voor de sterke reactie van vogels op vuurwerk. Het geluidsniveau (feitelijk de sterkte van de drukgolf) zou dan in belangrijke mate de impact op de vogel bepalen. Knallen hebben in deze zin een ander effect dan min of meer continu geluid. Het geluid lijkt natuurlijk ook erg op geweerschoten die voor vogels een directe link met sterfte oproepen, wat de sterke reactie ook goed kan verklaren.

Een mooi overzicht van de waargenomen effecten van vuurwerk, zowel in de winter als in het broedseizoen, is gemaakt door Stickroth (2015). Van deze Duitse publicatie is een uitvoerige Engelse samenvatting online beschikbaar (Stickroth 2019)[5]*. Het merendeel van onderstaande inzichten is ontleend aan deze twee publicaties.*



Foto Pixabay

5 Beschikbaar online: https://www.researchgate.net/publication/337033058_Effects_of_Fireworks_on_Birds_-A_critical_Overview

Gedragsreacties van vogels

Gerapporteerde reacties bestaan uit stressreacties (verhoogde hartslagfrequentie, concentraties stresshormonen, metabolisme) en een enorm scala aan gedragsveranderingen. Stickroth noemt verhoogde waakzaamheid (opletten, beschermen), waarschuwingsroepjes, contactroepjes, veel zenuwachtige bewegingen, zich drukken, en angstreacties. Vluchten is echter de meest waargenomen reactie, hetzij in nabije vegetatie, hetzij ver weg van het vuurwerk. Omdat dit vluchten in grote paniek gebeurt, zijn de gevolgen ernstiger dan bij 'normale' verstoringen die tot vluchten leiden. Jonge vogels die nog niet (goed) kunnen vliegen zijn daarbij extra kwetsbaar. Zo zijn er extreme gevallen waarbij jonge ooievaars en reigers uit het nest vielen of sprongen. Vervolgens kunnen zulke vogels gevonden worden door predatoren, verdwalen of worden verlaten. In paniek wegvliegen heeft de grootste negatieve effecten. De afstand waarover vogels wegvliegen is groot; vogels werden teruggevonden tot op 15 km afstand. Het percentage vogels dat terugkeert naar de oorspronkelijke locatie is laag, als ze al terugkeren, en het duurt lang voordat ze terugkeren. Van de gerapporteerde sterfgevallen is 90% gerelateerd aan deze paniek-vluchtreacties; doordat ze in de paniek en/of door het donker tegen obstructies aanvliegen (hoogspanningslijnen, gebouwen, bomen). Paniekreacties komen vooral voor bij soorten die in groepen leven, zoals eenden, ganzen, steltlopers, maar ook bij soorten in broedkolonies zoals reigers en aalscholvers. Van Apeldoorn & Smit (2006) vonden als belangrijkste gevolg van vuurwerk een afgenomen foerageertijd. Daarnaast traden cumulatieve effecten op wanneer de vogels ook de volgende dag werden verstoord door recreatieve activiteiten. Sensitisatie kan aan de orde zijn, als de betreffende vogels in hun jaarcyclus met jacht te maken hebben. Gewenning treedt niet op, door het zeldzame en onregelmatige karakter van vuurwerk.



Smienten gaan in paniek de lucht in bij luide knallen. Foto Hans Peeters

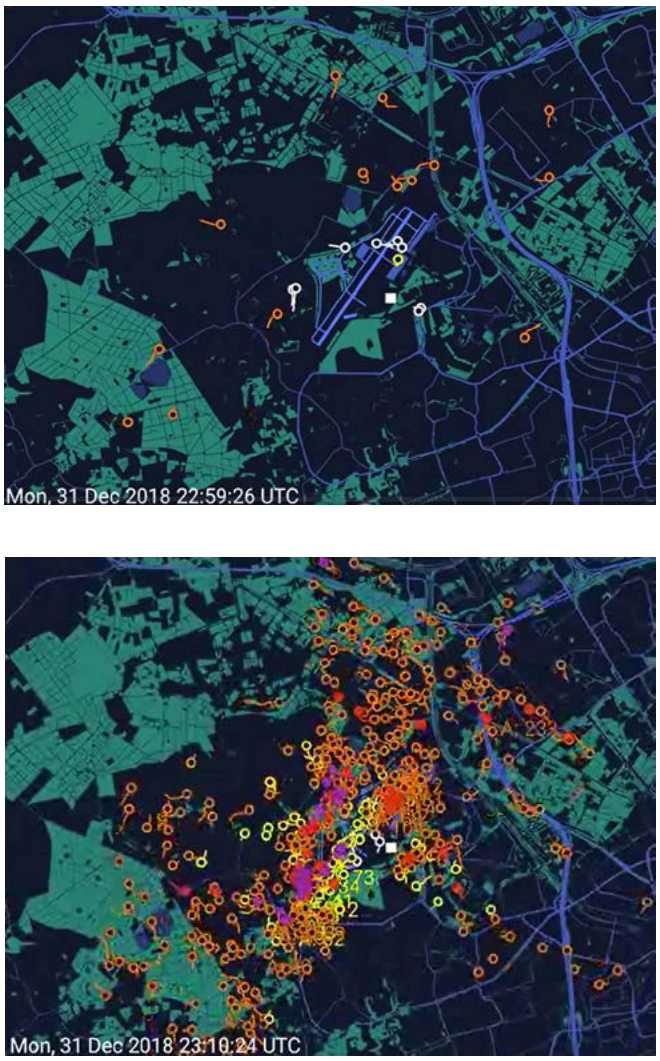
Afstand

De impact is afhankelijk van hoogte, hoeveelheid en afstand tot het vuurwerk, maar ook in de mate waarin het geluid over het terrein wordt gedragen. Water draagt het geluid verder, bomen dempen het geluid, gebouwen, duinen en heuvels reflecteren het geluid en brengen het zo ook verder. In open gebied zijn de verstorende effecten daardoor wezenlijk groter dan in bossen, en vogelsoorten in open gebieden zijn gevoeliger voor de effecten van vuurwerk dan soorten in bosgebieden. Daarbij is onbekend of het de soorten zijn in de open gebieden die gevoeliger zijn, of dat de mate van openheid van het gebied maakt dat het effect groter is voor de soorten die er voorkomen. Afstanden waarover effect optrad lagen gemiddeld op ruim 600 meter, met veel waarnemingen van vluchtreacties tot 1,5 en 3 kilometer (zie tabel 3 en figuren op p.120-121 in Stickroth 2015[6]). In Nederland werd verstoring door vuurwerk tot een afstand van 3 kilometer waargenomen bij wadvogels in Zeeland en bij grauwe ganzen op Texel. Lichte reacties werden waargenomen tot een afstand van 5,7 kilometer (Van Apeldoorn & Smit 2006).

6 Beschikbaar online: https://www.researchgate.net/publication/309464275_Stickroth_H_2015_Auswirkungen_von_Feuerwerken_auf_Vogel_-_ein_Uberblick_-_Ber_Vogelschutz_52_115-149

Oud en nieuw

Er is de laatste jaren veel inzicht gekomen in de effecten van vuurwerk op vogels door de opmars van weer- en vogelradars. Hiermee kunnen vliegbewegingen van vogels over grote afstand gevolgd worden, ook in het donker. De UvA host een **website** waarop de effecten van het vuurwerk op oud en nieuw kunnen worden bekeken: http://horizon.science.uva.nl/fireworks/. Kort na middernacht vliegen naar schatting honderdduizenden vogels in Nederland in paniek op (Shamoun-Baranes *et al.* 2011). Ze bereiken daarbij grote hoogtes, tot ruim 500 meter, terwijl de vlieghoogtes in die tijd van het jaar normaliter niet hoger dan 100 meter zijn. De verstoring duurt minstens 45 minuten. Hoewel op basis van de radarbeelden niet is te zeggen hoe lang individuen in de lucht blijven, wijzen de auteurs er wel op dat vele vogels meerdere kilometers weg vliegen. Ze vermelden dat de hoogste vlieginten-siteiten werden gemeten boven graslanden en waterrijke gebieden inclusief natuurgebieden, wat in de wintermaanden belangrijke rust- en foerageergebieden zijn voor watervogels. De effecten van zo'n massale nachtelijke verstoring liggen met name in disoriëntatie, risico van sterfte bijvoorbeeld door botsingen, en zware stress met mogelijk consequenties voor energiebudgetten en overleving. Dergelijke consequenties kunnen met name aan de orde zijn bij slechte weersomstandigheden zoals aanhoudende koudeperiodes en regen, en ook wanneer de volgende dag in cumulatie nog meer verstoring plaatsvindt. De verstoring met oud en nieuw is natuurlijk zo grootschalig omdat in het hele land overal tegelijkertijd vuurwerk wordt (werd) afgestoken.



Vogels in de lucht rond vliegveld Eindhoven met oud en nieuw, om 23:59 (boven) en 0:10 (onder). Data vogelradar Koninklijke Luchtmacht. Vogels weergegeven met gekleurde stipjes, waarbij kleur de grootte reflecteert. De startbaan is midden in de afbeelding links goed zichtbaar, ter referentie van schaal. Het zicht van de radar is beperkt tot ca. 2-5 kilometer, afhankelijk van lokale obstructies rond het vliegveld, zoals bos en gebouwen. Op grotere afstand zijn daardoor geen vogels waarneembaar.

Vuurwerk in broedseizoen

Ook bij muziekfestivals of bij andere feestelijke gelegenheden zoals Bevrijdingsdag en Koningsdag, wordt vuurwerk afgestoken. Dit is doorgaans in de zomerperiode wanneer vogels aan het broeden zijn of wanneer er veel jonge, kwetsbare vogels zijn. Stickroth vermeldt gevallen waar nesten zijn verlaten, of waar het nest zo lang alleen werd gelaten dat het broedsel verloren ging door predatie of slechte weersomstandigheden. Daarnaast kunnen eieren of kuikens vertrapt worden of uit het nest vallen of springen, vooral op het moment dat de ouder in paniek van het nest vlucht. Verlies aan jongen was bijvoorbeeld dertig keer zo hoog als normaal in een aalscholverkolonie (Weigand & McChesney 2008) en 35% tot 83% van het nestverlies trad op in de nacht van het vuurwerk (Stephensen *et al*. 2012, beide in Stickroth 2015). Broedkolonies lijken daarbij bijzonder kwetsbaar vanwege de paniekreactie die zich uitspreidt over de hele kolonie. Onder watervogels en kraanvogels zijn op langere termijn effecten waargenomen onder jonge vogels die van de groep verwijderd raken, en daardoor indirect verhoogde sterfte ondergaan.

Effecten op broedvogels zijn in Nederland onderzocht bij een vuurwerkshow die eind april midden op de Sloterplas bij Amsterdam werd gehouden. Daarbij werden geen effecten op de rondom broedende vogels waargenomen (Van Dam 2014). De afstand tussen vogels en vuurwerk was tweehonderd meter of meer doordat het vuurwerk midden op de plas werd afgestoken, en de onderzochte vogels bevonden zich in een druk bezocht recreatiegebied. Over water draagt geluid echter wel veel verder dan over land. Opvallend was verder dat daags na het vuurwerk de spreeuwen bijzonder veel voedselvluchten maakten naar hun jongen. Dit werd ook waargenomen tijdens en na een drukbezocht hippisch evenement bij spreeuwen die op het festivalterrein broedden (Krijgsveld & Beuker 2008). Mogelijk betreft dit compensatie voor verloren foerageertijd of toegenomen voedselbehoefte.



In broedkolonies zoals van deze lepelaars leidt de paniek die ontstaat bij vuurwerk tot risico op kuikenverlies.

Foto Harvey van Diek / Agami

Effecten in kaart brengen

Juist omdat de paniekfactor grote gevolgen kan hebben, volstaan simpele tellingen van aantallen vooraf en nadien niet. Om effecten goed in beeld te brengen zijn observaties tijdens het vuurwerk noodzakelijk. Technische middelen bieden hier een uitkomst, zoals de resultaten met vogelradars laten zien ten aanzien van het grootschalige vuurwerk met oud en nieuw. Bij kleinschaliger vuurwerk in het broedseizoen, kunnen nachtkijkers en vooral cameravallen en videosystemen uitkomst bieden.

Mitigatie

Om effecten te voorkomen of te verkleinen, is vooral **afstand** een belangrijke maatregel bij lokale vuurwerken. Daarbij moet gedacht worden aan een minimum van één tot twee kilometer afstand tot grote aantallen vogels of kwetsbare soorten (broedparen, rodelijstsoorten, verstoringsgevoelige soorten) (Stickroth 2015). Bij vogelgroepen wordt één kilometer geadviseerd; bij gevoelige soorten of in gebieden waar het geluid ver draagt of gereflecteerd wordt twee kilometer (zoals water, gebouwen, duinen). In bosrijke gebieden kan de afstand waarschijnlijk lager liggen, maar hierover zijn weinig gegevens bekend. Om vogels een kans te geven om te herstellen en te hergroeperen (en daarmee cumulatie te voorkomen), zou **verstoring door recreatie of jacht voorkomen** moeten worden op de dagen na oud en nieuw in vogelrijke of kwetsbare gebieden (Van Apeldoorn & Smit 2006). Ook bij lokale vuurwerken is dit een goede maatregel om effecten te verkleinen. Tot slot is de afwezigheid van **hoogspanningslijnen** in een ruime omgeving van het vuurwerk (2km) van belang om sterfte door aanvaringen te voorkomen.



Op de dagen na oud en nieuw zijn vogels veel onrustiger en in vogelrijke gebieden is extra rust dan wenselijk.

Foto Hans Peeters

Geciteerde literatuur over vuurwerk

Krijgsveld KL & D Beuker (2008). Effecten van Breda Hippique 2008 op broedvogels. Broedvogelinventarisatie en gedragsobservaties. Bureau Waardenburg-rapport 08-133. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Oudega H, R Van der Vliet, A Hooff & J Nagtegaal (2017). Kennisdocument en afwegingskader vuurwerk. Effecten van vuurwerk op beschermde soorten en gebieden Wet natuurbescherming. Tauw, Utrecht.

Shamoun-Baranes J, AM Dokter, H van Gasteren, EE van Loon, H Leijnse & W Bouten (2011). Birds flee en mass from New Year's Eve fireworks. Behavioral Ecology 22: 1173-1177.

Stickroth H (2015). Auswirkungen von Feuerwerken auf Vögel – ein Überblick. Berichte zum Vogelschutz 52: 115-149.

Stickroth H (2019). Effects of fireworks on birds – a critical overview. Extended abstract of original publication of 2015.

Van Apeldoorn RC & CJ Smit (2006). Vuurwerk en natuur. Effecten van evenementenvuurwerk op beschermde natuurwaarden in Zeeland. Alterra-rapport 1383. Alterra, Wageningen.

Van Dam B (2014). Vuurwerkshow Koningsdag 2014 te Sloterpark, Amsterdam. Effecten op broedende vogels en overige soorten. Tauw bv., Utrecht.

Weigand JF & GJ McChesney (2008). Seabird and marine mammal monitoring and response to a fireworks display at Gualala Point Island, Sonoma County, California, May to August 2007. Unpublished report. USDI Bureau of Land Management, California State Office / USDI Fish and Wildlife Service, San Francisco Bay National Wildlife Refuge Complex, Sacramento / Newark, VS.



Foto Arnold Meijer

Hoofdstuk 5
Verstoring per type recreatie

Hoofdstuk samengevat

- Het type en de intensiteit van recreatie bepalen hoe groot de impact op vogels is.
- Luchtrecreatie leidt tot de grootste vluchtafstanden.
- Waterrecreatie leidt tot de langste verstoringsduren.
- Op land hebben wandelen en fietsen op zich relatief weinig effect, maar is de impact vooral groot door de hoge intensiteit waarmee het voor kan komen.
- Impact op vogels is groter naarmate er meer recreatie is, of met snellere en/of lawaaiiger recreatievormen.
- Impact op vogels is groter naarmate het gebied opener is; de effecten reiken dan verder en hebben zo een groter en langduriger verstorend effect. Op het water en op het strand reikt het effect van recreatie dus verder dan in het bos.
- Impact op vogels is kleiner naarmate de voorspelbaarheid in bewegingen en gedrag van de recreant groter is.

Verstoring per type recreatie

Lucht: Grootste verstoringsafstanden, maar impact vaak beperkt door korte duur en infrequente voorkomen.



drones kunnen overal komen > regels volgen



veel lawaai en zichtbaar over grote afstand



kite-zones en vaargeulen maken zaken voorspelbaar en verkleinen effecten



snelheid en geluid betekenen veel verstoring, daarom in vaargeul blijven

Water: Zeer grote impact, door combinatie van grote verstoringsafstanden, lange verstoringsduren. Op veel wateren minder vogels door recreatie.



kano's, vissers en suppen hebben in ondiepe delen veel effect

Land: Impact van wandelen en fietsen vooral hoog door de hoge intensiteit, en niet zozeer door de activiteit zelf. Loslopende honden hebben de grootste impact.





vrij wandelen/struinen heeft veel grotere effecten dan vaste paden

Algemene effecten van recreatievormen. In dit hoofdstuk gaan we in op de algemene verschillen in effecten tussen recreatievormen. De reactie van vogels op een bepaalde verstoring hangt samen met het type recreatie (zoals wandelaar, speedboot), maar ook met het aantal recreanten dat op een plek is, of de situatie waarin vogels zich bevinden en de voor hen aanwezige alternatieven (zie ook §4.1 verschillen in verstoringsreacties).

Relatie met biotoop en vogelsoorten. Veel recreatievormen zijn gerelateerd aan een bepaalde biotoop (kano's op rivieren, kitesurfers op meren en aan de kust). De effecten die ze hebben zijn bovendien verschillend van biotoop tot biotoop, omdat er verschillende soorten voorkomen in verschillende typen habitats. Deze specifieke effecten behandelen we in de hoofdstukken met soortbeschrijvingen per biotoop (HS 7 t/m 15).

Verstoringsbronnen hebben diverse **aspecten die de impact bepalen** op de vogel. Ze worden hier benoemd en in de volgende paragrafen toegelicht.

- afstand tussen vogel en verstoringsbron
- intensiteit van verstoring
- duur en frequentie (continu of niet frequent; regelmatig of variabel)
- voorspelbaarheid van gedrag van de verstoringsbron
- snelheid en geluid van de verstoringsbron
- type verstoringsbron



Wandelaars met loslopende honden zijn vele malen verstorender dan wandelaars zonder honden. Bij aangelijnde honden is de verstoring veel beperkter.

Foto Hans Peeters

5.1 Intensiteit, duur & frequentie

Intensiteit. Een hogere intensiteit (dichtheid) aan recreanten leidt tot meer verstoring (Hootsmans *et al.* 2006, Bellefleur *et al.* 2009). Naarmate recreanten een groter deel van een gebied bezoeken, neemt in feite de intensiteit van de verstoring ook toe, en wordt het verstorende effect ook groter.

Duur en frequentie. Hoe langer een activiteit plaatsvindt op een bepaalde plek, hoe langer ook de vogels in dat gebied verstoord worden, en hoe groter de gevolgen van de verstoring zijn (zie bv. Ellenberg *et al.* 2013, Grubb & King 1991). Hetzelfde geldt voor de frequentie waarmee verstoring optreedt: hoe frequenter een verstoring optreedt, hoe groter het effect op de vogel. Arroyo & Razin (2006) lieten dit bijvoorbeeld zien voor lammergieren in de Franse Pyreneeën, die een lager broedsucces hadden naarmate de frequentie van menselijke activiteiten in de omgeving toenam. Veel kleine verstoringen kunnen zo zelfs een groter schadelijk effect hebben dan enkele grote verstoringen (aangetoond door West *et al.* (2002) voor fitness en populatiegrootte van scholeksters).

Hierbij valt ook te denken aan permanente versus incidentele verstoring, of de verstoring de hele dag door plaatsvindt of bijvoorbeeld alleen in de middag, het hele jaar door of alleen in een seizoen dat de aanwezige vogels juist wel of juist niet gevoelig zijn voor de verstoring.

Grootte en groepsgrootte. Hoe groter de groepen mensen, hoe meer deze als bedreigend ervaren worden door vogels. Grotere groepen recreanten veroorzaken op dezelfde afstand dus een groter verstorend effect dan kleinere groepen, en andersom resulteren grotere groepen mensen in een grotere verstoringafstand. Dit is ondertussen herhaaldelijk aangetoond, meest voor groepen wandelaars (Beale & Monaghan 2004a, Geist *et al.* 2005, Remacha *et al.* 2011), maar ook voor bijvoorbeeld langs rijdende auto's (González *et al.* 2006). Daar staat natuurlijk wel tegenover dat het meer verstorend is als de hele dag door steeds enkele mensen passeren dan wanneer al die mensen in één keer tegelijk passeren (Mallord *et al.* 2007b, Murison *et al.* 2007). Verstoringsbronnen die groter zijn lijken ook een groter effect te hebben dan kleinere. Dit wordt vooral gerapporteerd over boten (Ronconi & St. Clair 2002, Stankowich & Blumstein 2005).

5.2 Voorspelbaarheid en gedrag van de recreant

Voorspelbaarheid van vaste routes en afgesloten gebieden. Hoe **voorspelbaarder** mensen zich gedragen, hoe kleiner het verstorende effect dat ze hebben. Dit komt doordat ze dan minder of helemaal niet als gevaar, als potentiële predator, worden gezien door de vogel (zie §4.2 gewenning). Dit levert een krachtig middel om verstoring door mensen te verminderen (zie ook HS 6), door het organiseren van vaste routes en afgesloten gebieden. **Verstorende effecten zijn kleiner** wanneer een (voorspelbare) **vaste route** wordt gevolgd, zoals langs paden (Finney *et al.* 2005), een betonde vaargeul (Burger 1998, McFadden *et al.* 2017), of een vaste route van vliegtuigen (Van der Kolk *et al.* 2020c). De vermijdingsafstand van broedende goudplevieren bijvoorbeeld verminderde van 200 naar 50 meter nadat een pad was ingericht door de graslanden, en mensen dat pad gingen volgen (Finney *et al.* 2005). Broedsucces en broedvogeldichtheid zijn in het algemeen ook hoger in gebieden waar recreanten op de paden blijven dan daar waar

mensen mogen (of honden) mogen **struinen** (Pearce-Higgins *et al.* 2007). Maar ook wanneer mensen niet voorbij een zekere lijn komen, zoals een hek waar men niet voorbij mag, of een deel van een meer dat door verbodsborden is **afgesloten** voor vaartuigen (zie voorbeelden in §4.2 bevorderen van gewenning). Steltlopers en reigers, die door een afzetting afgeschermd werden van grote aantallen recreanten, gedroegen zich gelijk aan vogels in onverstoord habitat (Ikuta & Blumstein 2003). De vogels achter deze obstructies en naast de paden leren dat passerende recreanten niet voorbij hek of borden komen, en dat er geen gevaar van ze uitgaat. En daarmee nemen de verstoorde reacties vaak spectaculair af.

Aankijken en stilstaan. Een ander aspect hiervan betreft het **gedrag** van de recreant. Vogels reageren scherp op tekenen van gevaar die van een recreant uitgaan. In de perceptie van de vogels betekent dit dat **recht toelopen op** een groep vogels, recht naar een vogel kijken, of stoppen langs een route resulteert in eerder wegvluchten (grotere vluchtafstand). Om die reden hebben fotografen en vogelaars, die natuurlijk altijd juist recht naar de vogels kijken en vaak op ze af lopen, een groter effect dan gangbare wandelaars (Koepff & Dietrich 1986, Eichelmann 1993, Yosef 1997, Geist *et al.* 2005, Stankowich & Blumstein 2005, Eason *et al.* 2006, Smith-Castro & Rodewald 2010). Spreeuwen hervatten bijvoorbeeld het foerageren eerder en hadden een hogere voedselconsumptie wanneer mensen afgewend waren van de vogel en niet naar ze keken (Carter *et al.* 2008). Roodborstlijsters (*American robins*) vlogen later weg van mensen die langs ze liepen en niet naar de vogel keken, dan van mensen die naar de vogel kijkend rechtstreeks op ze afliepen (Eason *et al.* 2006). Om deze reden ook fungeren auto's voor vogelaars als goede observatiehutten (Guay *et al.* 2014). Op vergelijkbare wijze leidt ook **stoppen** tot opvliegen, zoals een auto die stopt langs de weg, fietsers die afstappen, een wandelaar die stilstaat (Stolen 2003, NH Fish & Game Department 2017). Spaul (2015) liet zien dat, juist wanneer mensen van hun fiets of motor stapten, om even rond te kijken of om een eindje te gaan wandelen, dan steenarenden wegvlogen van hun nest. En dwergsterns gingen pas van het nest op het moment dat mensen uit hun auto's stapten (Hillman *et al.* 2015). Dit effect geldt voor bijna alle vogelsoorten en individuen.

Recht toelopen op een groep vogels en recht naar een vogel kijken (vogelaars!) betekent gevaar en resulteert in eerder wegvluchten. Met een bochtje eromheen lopen en onopvallend kijken helpt dus verstoring te verminderen.

Foto Marc Guyt - Agami



5.3 Snelheid en geluid

Snelheid. Over het algemeen geldt dat verstoringsbronnen die sneller bewegen, meer verstoring teweeg brengen. Dit komt waarschijnlijk doordat objecten die sneller naderen als bedreigender worden ervaren. Er zijn veel publicaties waarin dit aangetoond wordt, in allerlei situaties (Burger 1981a, Frid & Dill 2002, Stankowich & Blumstein 2005, Fernández-Juricic *et al.* 2007, Glover *et al.* 2011, Schlacher *et al.* 2013). Zowel zwarte zeekoeten als marmeralken (*marbled murrelets*) als Kittlitz alken vluchtten op grotere afstanden en in grotere aantallen weg voor toeristenboten die sneller voeren (Ronconi & St. Clair 2002, Agness *et al.* 2008, Bellefleur *et al.* 2009), en een verlaging van de snelheid leidde samen met een minimale naderingsafstand tot een substantiële vermindering van verstoring.

Geluid. Geluid is een belangrijke factor in het al dan niet optreden van verstoring. Diverse studies geven aan dat wanneer een verstoringsbron geluid produceert, het verstorende effect vele malen groter is dan bij vergelijkbare bronnen die geen geluid produceren. Om die reden (en omdat ze vaak buiten de vaargeul varen) hebben bijvoorbeeld jetski's een groter verstorend effect dan minder lawaaiige motorboten op broedkolonies van sterns, en verstoren luidruchtige groepen wandelaars vogels meer en van grotere afstand (Burger 1998, Burger & Gochfeld 1998). Bij overwinterende steltlopers en eenden in een Engels estuarium leidde behalve een snel bewegend object ook geluid tot een disproportioneel aantal verstoringen van de vogels (Ravenscroft *et al.* 2007). Voor lammergieren in de Franse Pyreneeën waren menselijke activiteiten (tot maar liefst 1,5 kilometer afstand) waarbij veel geluid werd geproduceerd de belangrijkste oorzaak van laag broedsucces (Arroyo & Razin 2006). Maar ook geluid *an sich* heeft een verstorend effect. Neem het geluidsexperiment in het bos, waardoor er meer zingende vogels langs de paden zaten en de bezoekers bovendien meer waardering kregen voor de vogels om hen heen (zie kader lezenswaardige literatuur). Ook de coronapandemie heeft laten zien dat vogels qua zangactiviteit sterk reageren op lawaai: tijdens de lockdown werden vogels in Spaanse steden minder schuw. Hun zang werd vooral veel meer dan anders direct na zonsopgang gehoord, een tijdstip dat in het onderzoeksgebied normaliter samenvalt met de drukke en lawaaiige ochtendspits (Gordo *et al.* 2021). Geluid van vliegtuigen dat werd afgespeeld over speakers leidde tot alert gedrag (65 dB) of opvliegen (90 dB) bij een kolonie kuifsterns, waarbij het percentage vogels dat reageerde groter werd naarmate het geluid harder werd. Ook brilsterns reageerden op het geluid, al bij een iets lager geluidsniveau (Brown 1990). Chronisch geluid, zoals van wegverkeer, kan ook allerlei effecten hebben; zie §5.5 wegverkeer. Barber *et al.* (2009) reviewden de effecten van chronisch geluid op o.a. vogels. Voor een overzicht van effecten van geluid op vogels zie het kader over geluid.

5.4 Impact van recreatievormen vergeleken

Impactverschillen recreatie lucht, water of land

Er bestaat een groot verschil in de mate waarin vogels reageren op verschillende typen verstoringsbronnen. Dit is gerelateerd aan het gevaar dat ervaren wordt bij nadering van deze verstoringsbronnen (zie §4.1). Over het algemeen reageren vogels bijzonder sterk op verstoringsbronnen die veel lawaai maken en/of die zich snel verplaatsen. Daarnaast speelt voorspelbaarheid een rol.

Uit §4.3 kwam naar voren dat de **vluchtafstanden** van vogels het grootst zijn voor recreatievormen in de **lucht** en het kleinst voor recreatie op land (zie fig. 4.2 in §4.3). Het verschil is groot: over het geheel genomen is de vluchtafstand voor verstoringsbronnen in de lucht 10 tot 20 keer zo groot als voor die op land, en 3 tot 10 keer zo groot als voor die op water. Vluchtafstanden van vogels voor recreatievormen op water zijn 1 tot 4 keer zo groot als die op land. Dit hangt nauw samen met de soorten vogels die voorkomen in die gebieden, en bovendien met de openheid ervan. Denk bijvoorbeeld aan grote groepen rustende eenden op het open water, versus kleine zangvogels in het bos.

Daar staat tegenover dat luchtvaartuigen vaak veel sneller weer uit een gebied verdwenen zijn dan wandelaars of dan boten. De **verstoringsduur** van een vliegtuig is daardoor heel beperkt, wat de grote vluchtafstand compenseert. In dit opzicht zijn de effecten van **waterrecreatie** groter, omdat ze het langst aanhouden en ook de grootste percentages vogels beïnvloeden (fig. 4.5 in §4.4). Dit hangt samen met de doorgaans grote openheid van de habitat waar waterrecreatie plaatsvindt. Objecten die snelheid combineren met gevaar vanuit de lucht, zoals kitesurfers, worden als zeer bedreigend ervaren.

De impact van een recreatievorm hangt dus niet alleen af van het type, maar ook van de vraag hoe lang een recreant in één specifiek gebied aanwezig is, en hoe open dat gebied is.

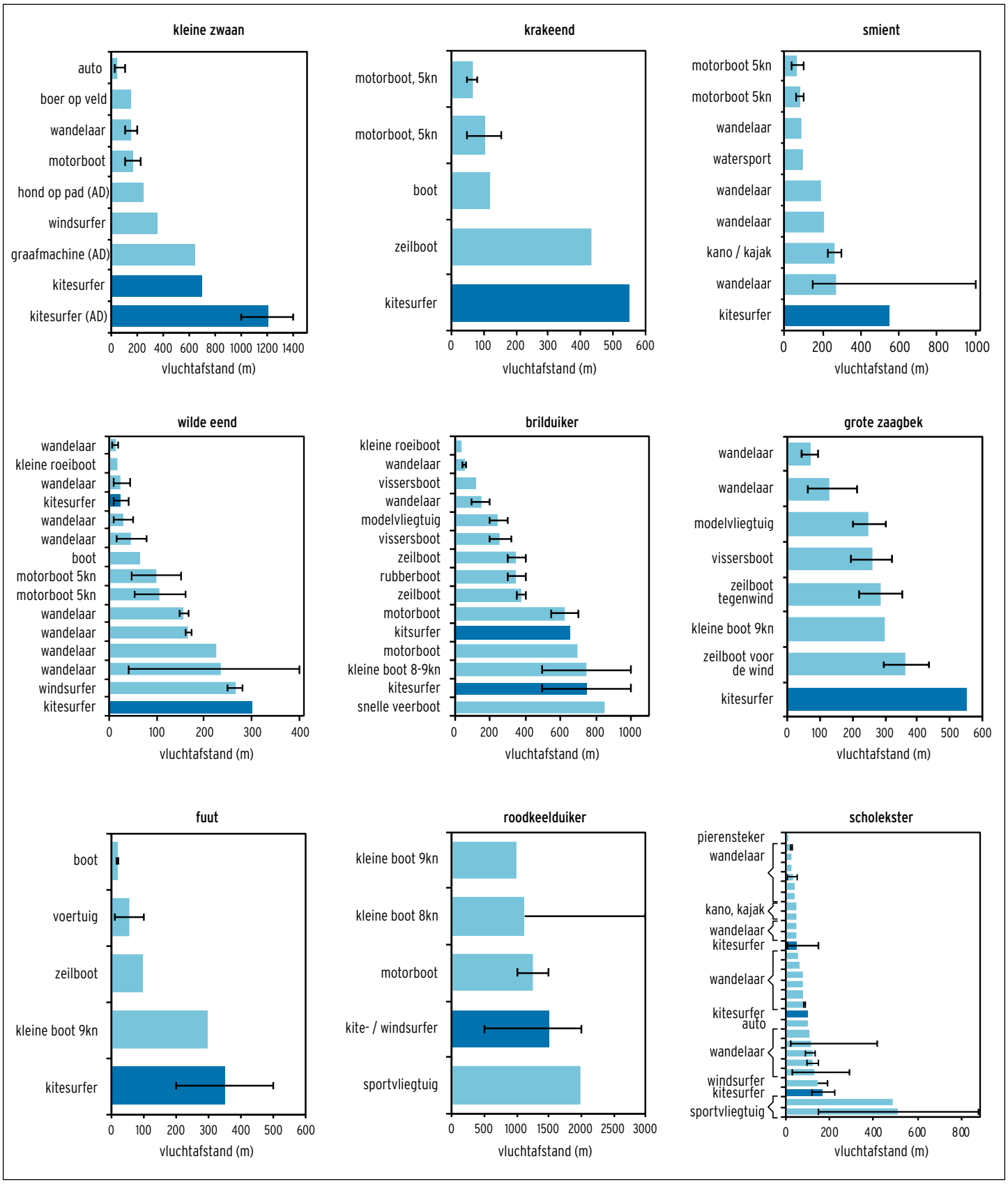


Aalscholver die uitrust langs een vaargeul.

Foto Karen Krijgsveld

Impact recreatievormen vergeleken

Een harde vergelijking tussen de effecten van de verschillende typen recreatie is lastig te maken. In het gros van de studies wordt slechts één type recreatievorm bestudeerd. Van de studies die we gevonden hebben waarin vluchtafstanden zijn gerapporteerd, behandelt 75% (n=136) slechts één type verstoringsbron. Een mooie uitzondering hierop geeft Krüger (2016) in zijn review over effecten van kitesurfen, waarbij hij per vogelsoort de gevonden vluchtafstanden voor verschillende recreatievormen weergeeft, en kitesurfen steevast uit de bus komt als recreatievorm met de grootste of bijna grootste vluchtafstand (zie fig 5.1). De vergelijking van impact van verschillende recreatievormen blijft daarnaast toch vooral kwalitatief. Om de verschillen te kunnen duiden, hebben we op basis van de literatuur samengevat **welke recreatievormen grotere effecten** hebben en welke kleinere (tabel 5.1).



Figuur 5.1 Vluchtafstanden van diverse soorten vogels voor verschillende recreatievormen, op basis van verschillende onderzoeken binnen de soort. Kitesurfen (donkerblauw) komt steevast als één van de meest verstorende activiteiten uit de bus. Overgenomen uit Krüger (2016, p.41[7]), met toestemming van de auteur.

7 Pdf online, bv: www.researchgate.net/publication/322365014_On_the_effects_of_kitesurfing_on_waterbirds_-_a_review

De mate van verstoring die een bepaalde recreatievorm met zich meebrengt kan bovendien tot op zekere hoogte **voorspeld** worden aan de hand van de fysieke eigenschappen van de recreatievorm. Deze eigenschappen zijn gerelateerd aan de intensiteit, duur en voorspelbaarheid van de recreatie, die in de voorgaande paragrafen zijn besproken. Zo blijkt dat een hogere geluidsproductie leidt tot een sterkere verstoring. Ook een hogere mate van onvoorspelbaarheid leidt tot een sterkere verstoring. Samen met de snelheid, de verblijfsduur in een gebied en de zichtbaarheid van de verstoringsbron, vormen deze factoren de belangrijkste fysieke variabelen die bepalen hoe verstorend een recreatievorm is.

groter	<------ verstorend effect ------>	kleiner
landrecreatie >	**waterrecreatie** >	**luchtrecreatie**
hoogste frequentie	lange verstoringsduur	hoog % reactie en grote afstand, maar korte duur en lage intensiteit)

Landrecreatie		
groter	**<------ verstorend effect ------>**	**kleiner**
hond > hond aangelijnd > hardloper > wandelaar > fietser > stilstaande auto > rijdende auto		

Waterrecreatie		
groter	**<------ verstorend effect ------>**	**kleiner**
kitesurfer > windsurfer > snel lawaaiig motorvaartuig (zoals waterski, speedboot) > motorboot > roeiboot, zeilboot, kano		
Waarbij geldt: Vaartuigen buiten vaarroutes > vaartuigen die binnen routes blijven; ook indien kano/kajak		

Luchtrecreatie		
groter	**<------ verstorend effect ------>**	**kleiner**
helikopter, langzaam lawaaiig transportvliegtuig, sportvliegtuig; alle buiten vaste route > helikopter > groot burgerluchtvaartvliegtuig > klein burgerluchtvaartvliegtuig > sportvliegtuig op route > straaljager > zweefvliegtuig		
Waarbij geldt: luchtvaartuig buiten vaste route of lawaaiig of laagvliegend > luchtvaartuig op vaste route of stiller of hoger vliegend.		

Tabel 5.1 Vergelijking van effecten van verschillende recreatievormen, op basis van studies waarin dit onderling is vergeleken.

> staat voor 'groter effect dan'. Toelichting zie tekst. Zie bijlage 5 voor overzicht van onderliggende studies.

Om een inschatting te maken van de impact van de verschillende verstoringsbronnen, is bepaald in welke mate ze voldoen aan elk van deze variabelen. Hiertoe is voor elke verstoringsbron een waarde toegekend aan elk van de variabelen (tabel 5.2). De waarden zijn bepaald op basis van de fysieke eigenschappen en het gedrag van de recreatievormen, in combinatie met de gepubliceerde relatieve effecten (tabel 5.1). Dit betreft een grove karakterisering, en de verschillende variabelen bestaan daarom steeds uit een beperkt aantal klassen. De totale impact van een verstoringsbron is vervolgens berekend door de waarden te sommeren. Deze impact kan gebruikt worden als indicatie voor het te verwachten effect op vogels. Het werkelijke verstorende effect hangt natuurlijk ook af van andere factoren, zoals afstand tussen verstoringsbron en vogels, de frequentie van de verstoring, het aantal en soort vogels dat aanwezig is, en de verstoringsgevoeligheid van deze vogels.

Tabel 5.2 Gradatie van impact van de verschillende recreatievormen. De totale impact (rechterkolom) wordt bepaald door de sommatie van een aantal factoren die bepalend zijn voor het verstorende effect. Deze factoren zijn: geluidsproductie, mate van onvoorspelbaarheid, snelheid, duur van het verblijf in een gebied, mate van zichtbaarheid, en intensiteit van de recreatievorm. Hoe hoger de waarde, hoe groter het verstorend effect. N.B. dit betreft een veralgemenisering, waardoor lokaal andere waarden kunnen gelden en dus een andere impact.

recreatievorm	geluids-productie[1]	onvoorspel-baarheid[2]	snelheid[3]	duur verblijf[4]	zichtbaar-heid[5]	conflict rustgebied	intensiteit /freq	impact totaal
Lucht[6]								
helikopter	4	2	2	0	2	0	0	**10**
sportvliegtuig	3	2	2	0	2	0	0	**9**
paramotor/ultralight	2	3	1	1	2	0	0	**9**
luchtballon	1	3	1	1	2	0	0	**8**
glijschermvliegen	0	3	1	1	2	0	0	**7**
zeppelin	1	2	1	1	2	0	0	**7**
zweefvliegtuig	0	2	1	0	2	0	0	**5**
Water								
speedboot	3	3	2	2	1	0	1	**12**
waterscooter/jetski	3	3	2	2	1	1	1	**12**
kitesurfer	0	3	2	2	2	1	1	**11**
windsurfer	0	3	2	2	1	1	1	**10**
motorboot	2	0	1	1	1	0	2	**7**
zeilboot	0	2	1	1	1	0	2	**7**
kano/kajak	0	2	0	2	1	1	1	**7**
roeiboot	0	1	0	1	1	1	1	**5**
Land								
hond	0	4	0	2	0	0	3	**9**
vogelaar	0	3	0	2	0	0	1	**6**
wandelaar	0	1	0	2	0	0	3	**6**
fatbiker	0	3	1	1	0	1	0	**6**
mountainbiker	0	2	1	1	0	0	1	**5**
ruiter te paard	0	1	1	1	0	1	0	**4**
fietser	0	0	0	1	0	0	3	**4**
auto	1	0	1	1	0	0	1	**4**

1 combinatie van geluid geproduceerd en gemiddelde reikwijdte van het geluid
2 hoe minder een route gevolgd wordt en hoe onverhoedser een bron kan verschijnen, hoe hoger de waarde
3 gemiddelde snelheid waarmee een locatie genaderd / gepasseerd wordt
4 combinatie van snelheid en al dan niet volgen van een vaste route
5 combinatie van grootte en hoogte van de bron, en openheid habitat (water)
6 hoe groter de vlieghoogte, hoe lager de impact

5.5 Effect van de diverse recreatievormen

In deze paragraaf geven we een beknopte samenvatting van de effecten van verschillende vormen van recreatie die in Nederland gebezigd worden. Effecten worden in meer detail besproken in de hoofdstukken over effecten per biotoop en de soortbeschrijvingen aldaar (HS 8 t/m 15). Mitigatiemogelijkheden van de effecten staan in HS 6 beschreven.

Landrecreatie

Effecten in open landschap (van bijvoorbeeld fietsers) zijn groter dan in besloten landschap. Effecten treden op omdat het aantal recreanten zeer hoog kan zijn, de hele dag aan kan houden, en omdat landrecreanten overal kunnen komen. Het is een vorm van recreatie die snel kan leiden tot overtreding van geboden of verboden, wanneer bijvoorbeeld recreanten over hekjes klimmen en gaan picknicken nabij een broedplek van een bedreigde vogel.



Zolang de fietser doorfietst blijft de scholekster zitten. Het fietspad levert zo een vorm van voorspelbaarheid, die helpt om verstoring te verminderen.

Foto Karen Krijgsveld

Wandelen

Wandelen is doorgaans een relatief rustige en stille activiteit, die op zich weinig verstoring veroorzaakt. Effecten treden vooral op door de hoge aantallen en voortdurende aanwezigheid die wandelaars in een gebied kunnen hebben. In die gevallen treden effecten op als verlaagde dichtheden van vogels langs paden, en ook verlaagd broedsucces. Dit is in Nederland zeer veel aan de orde, gezien de hoge bevolkingsdichtheid en het feit dat wandelen (samen met fietsen) de meest beoefende activiteit is. Wanneer dan ook de dichtheid van paden in een gebied hoog is, kan verstoring toch een groot significant effect hebben.

Hoe voorspelbaarder wandelaars zich gedragen, hoe minder verstoring ze veroorzaken. Afwijken van een pad, stil blijven staan, naar een vogel toelopen, en lawaai maken, leiden ertoe dat een wandelaar of groep wandelaars meer verstoring veroorzaakt. In gebieden waar buiten paden gewandeld wordt, zijn de verstorende effecten van wandelaars daarom ook groot. **Struinen** is dan ook een recreatievorm met veel effect, omdat het onvoorspelbaar is en er geen rustige delen in een gebied zijn. Bovendien kan dwars door een broed- of foerageerterritorium gestruind worden. Ook in open gebieden zoals op stranden en langs open water is het effect van

wandelaars groter. Hierin is via effectieve maatregelen goed te sturen (zie HS 6). Het gros van het onderzoek naar effecten van recreatie op vogels, betreft onderzoek naar de effecten van wandelaars (ca. 70%). De voorbeelden van effecten zijn dan ook legio (zie HS 3 over effecten van verstoring, en de voorgaande paragrafen in dit hoofdstuk).

Inzichten over de effecten van wandelaars zijn uitgewerkt in §3.3 en onder de diverse biotopen (m.n. bos HS 8 en hei HS 9).

Hardlopen

Dit is een specifieke groep wandelaars die steeds talrijker wordt in natuurgebieden. Wanneer hardlopers op paden in het bos rennen, veroorzaken ze slechts weinig meer verstoring dan wandelaars, omdat ze weliswaar meer snelheid hebben, maar ook sneller voorbij zijn en doorgaans stil zijn, in tegenstelling tot veel reguliere wandelaars. Hardlopers veroorzaken meer verstoring dan wandelaars in die zin dat ze vaak geen oog voor hun omgeving hebben en bijvoorbeeld op het strand dwars door rustende vogelgroepen rennen omdat ze graag op het harde zand lopen. Meer en meer zijn er evenementen of wedstrijden/uitdagingen waar hardlopers lange afstanden lopen op terreinen waar anders relatieve rust heerst; zoals op de Vliehors, Boschplaat en oostzijde van Schiermonnikoog op de Waddeneilanden.

Honden

Wandelaars met honden, en dan vooral met loslopende honden, hebben een sterk verstorend effect op vogels. In alle studies waarin het verstorende effect van honden is onderzocht, hadden wandelaars met honden een groter verstorend effect dan wandelaars zonder hond en ook groter dan andere recreatievormen (bv. Van der Zande 1984, Taylor *et al.* 2005). Zoals al gezegd in §4.1 over predatie, vormen honden een reëel gevaar voor vogels, omdat ze graag spelend achter vogels aan jagen en daarbij ook wel vogels willen doden en nesten prederen; in allerlei soorten en maten en op allerlei plaatsen (Pearce-Higgins & Yalden 2003, Williams *et al.* 2009, Glover *et al.* 2011, Doherty *et al.* 2016). Dit is ook de reden dat de impact van wandelaars met honden, vooral als ze loslopen, groot is (tabel 5.1 en 5.2). Goeie reviews, specifiek over de verstorende impact van honden, zijn geschreven door Taylor *et al.* (2005)[8] en Weston & Stankowich (2014)[9]. De effecten zijn met name groot voor kustbroedvogels op stranden omdat honden daar bij uitstek veel loslopen (zie ook voorbeelden in §3.2 en zie §14.3) maar ook voor andere grond-broedende soorten zoals hoenders, nachtzwaluw en leeuweriken, die op de hei of in veengebieden broeden (Langston *et al.* 2007). Ook groepen foeragerende of rustende watervogels kunnen massaal opvliegen voor honden. Daarbij kan het effect van de verstoring van wandelaars met hond maar liefst twee keer zo groot zijn als van wandelaars zonder hond (Ravenscroft *et al.* 2007). Maar zelfs in een besloten habitat als het bos heeft het wandelen met een hond grote impact: Banks & Bryant (2007) namen langs wandelpaden in bossen een afname waar van 35% in diversiteit en 40% in aantallen vogels na passage van een wandelaar met hond. Dit effect was twee keer zo groot als dat van wandelaars zonder hond, en trad op tot een afstand van tenminste vijftig meter (breedte tot waar gekeken is). Vooral vogels laag bij of op de grond vluchtten. In drukke recreatiegebieden op heide was het percentage mislukte legsels hoger en kwamen vogels tot

8 http://publications.naturalengland.org.uk/publication/65013

9 https://wilderness-society.org/wp-content/uploads/2019/04/Dogs-as-agents-of-disturbance-Michael-A.-Weston-and-Theodore-Stankowich.pdf

zes weken later tot broeden, waarbij loslopende honden de grootste verstoringsfactor waren (struweelsoorten zoals hier Provençaalse grasmus) (Murison *et al.* 2007). Aangelijnd is de mate van verstoring substantieel kleiner (referenties in Weston & Stankowich 2014).

Momenteel heeft bijna 1 op de 5 huishoudens in Nederland een hond, waarmee in totaal bijna 2 miljoen honden in Nederland leven[10]. Als deze honden 1 of 2 keer per week een fikse wandeling in bos of veld mogen maken met de baas, waarschijnlijk veelal in het weekend, dan betekent dit dat er wekelijks minstens zo'n 2 tot 4 miljoen honden door bossen, uiterwaarden, over heide en stranden hollen. In de gebieden rond steden en dorpen ligt dit aantal beduidend hoger, zowel omdat meer honden-uitlaters naar gebieden dicht bij huis gaan, als omdat de hond dicht bij huis vaker uitgelaten wordt (Underhill-Day & Liley 2007, Pouwels *et al.* 2020). In welke mate daarbij de hond wordt losgelaten in gebieden waar dit niet mag is niet bekend. Op de vraag van Vogelbescherming aan hun Wetlandwachten tegen welke verstorings-problemen ze in het veld aanliepen, kwamen echter bijzonder vaak de loslopende honden aan de orde.



Vogelfotografen nabij een zwarte sternkolonie kunnen veel onrust veroorzaken. Kuikens kunnen hun nesten verlaten en teveel afkoelen.

Foto Jan van der Winden

Vogelaars en vogelfotografen

Hoewel het verstorende effect van vogelaars en vogelfotografen in veel opzichten overeenkomt met dat van andere wandelaars of fietsers, is het verstorende effect van deze groep recreanten groter. Dit is omdat zij het liefst een vogel zo dicht mogelijk naderen, regelmatig van paden afwijken om een specifieke vogel op te zoeken, blijven stilstaan op één plek om de vogel te bekijken, en daarbij recht naar de vogel kijken. Dit zijn allemaal factoren die een vogel interpreteert als 'bedreigend' (zie ook §4.2, 5.2) (Klein 1993, Frid & Dill 2002). De aanwezigheid van observatieplatforms en van concentraties mensen bij broedkolonies had negatieve effecten op de aanwezige vogels in veertien van de vijftien studies die hiernaar zijn gedaan (Steven *et al.* 2011). Dit onderstreept het belang van een adequate inrichting van **vogelkijkhutten** en hun aanlooproutes (zie HS 6).

10 https://www.licg.nl/nieuws/coronacrisis-zorgt-voor-piek-in-huisdierbezit/

In periodes dat vogels verstoringsgevoelig zijn, zoals wanneer ze een nest willen bouwen of tijdens strenge vorstperiodes (denk aan houtsnippen), dan kan de aandacht van vogelaars en fotografen ernstige consequenties hebben voor de vogels.

Een ander aspect van vogelfotografie en vogelaars is dat op zeldzame soorten vogels vaak grote aantallen vogelaars en fotografen afkomen. Hierbij is het risico reëel dat de vogel te dicht benaderd wordt en wegvliegt. Dit scenario kan zich meermalen per dag en over meerdere dagen herhalen. Daarbij kan het voorkomen dat een nest verloren gaat (zie nieuwsbericht) of een verzwakte trekvogel bezwijkt. Ook is het tegenwoordig gangbaar om vogels voor eigen plezier met geluid te lokken. Dat zorgt voor ongewenste beïnvloeding van het gedrag en voor veelvuldig vliegen, vooral door jonge vogels.



Nieuwsbericht over het verlies van nestjongen van rode wouwen door een combinatie van fotografen, vogelaars en een drone[11]. Dit incident is beschreven door Van Rijn et al. (2021).

Geocaching

Bij geocaching gaat het erom een trofee te vinden die ergens verstopt ligt. Het verstopt zijn is een deel van de uitdaging, en in de natuur betekent dit dat er gezocht wordt buiten de paden, onder struiken of boomstronken, ofwel daar waar vogels leven. Dit is vooral in het broedseizoen een activiteit die lokaal behoorlijk wat verstoring teweeg kan brengen met risico van nestverlies. Als de aantallen geocachers in natuurgebieden beperkt blijven, is de frequentie waarmee op één specifieke plek gezocht wordt beperkt, en zal de impact meevallen.

Fietsen, mountainbiken en fatbikes

Fietsen is in het algemeen weinig verstorend, omdat fietsers zich rustig en voorspelbaar over paden voortbewegen, en relatief snel een locatie gepasseerd zijn. Effecten kunnen optreden wanneer fietspaden worden aangelegd in open gebieden of wanneer fietspaden langs locaties lopen met concentraties vogels. Denk bijvoorbeeld aan buitendijkse fietspaden in het Deltagebied, of fietspaden door open gebieden in de polders. Dit kan ertoe leiden dat vogels zulke gebieden verlaten. Dat kan ook tijdelijk het geval zijn, wanneer rustplekken op momenten met mooi fietsweer niet gebruikt kunnen worden.

Mountainbikers vormen hierin een aparte categorie. Voor deze groep fietsers is het een sport om in hoog tempo over kleine, moeilijke of niet-bestaande paadjes te fietsen. Deze snelheid en onvoorspelbaarheid, juist op doorgaans minder druk bezochte plekken, betekent dat mountainbikers relatief verstorender zijn dan andere fietsers. **Mountain-e-bikes** zijn hierbij een

11 https://nos.nl/artikel/2369148-zeldzame-rode-wouw-waarschijnlijk-dood-door-opdringerige-fotografen.html; 17 feb 2021

zorgelijke ontwikkeling, omdat hiermee de activiteit voor meer mensen toegankelijk wordt, met mogelijk een nog groter verstorend effect. Effecten treden vooral op bij MTB-routes in open terrein, moeras en water, en ook langs struwelen en bosranden (Sierdsema & Kampichler 2018). Het inrichten en gebruiken van paden voor en door deze doelgroep betekent een substantiële vermindering van verstorend effect ten opzichte van het mountainbiken vrij van paden. Zie ook het hoofdstuk Bos (HS 8), waar de meeste MTB-routes liggen.

Fatbikes geven met hun brede banden de mogelijkheid om over paden en terreinen te fietsen die voor reguliere fietsers en zelfs voor mountainbikers niet begaanbaar zijn. Ze begeven zich vaak op struinroutes, zoals bv. in rivieruiterwaarden, en op het strand en in de duinen. Het effect van deze groep fietsers onderscheidt zich van dat van andere fietsers dan ook vooral in deze andere terreinkeuze. Het potentieel verstorende effect is hoog vanwege de onvoorspelbaarheid en de mogelijkheid om plekken te bezoeken die anders rustig zijn. In het broedseizoen bestaat het risico van verstoring of zelfs vernieling van nesten van grondbroeders, als deze fietsers zich buiten de paden begeven (denk aan de duinen).

Paardrijden

Effecten van paardrijden zijn nauwelijks onderzocht. Als paardrijden al wordt genoemd, dan is het als één van de recreatievormen die bijdragen aan verstoring, bijvoorbeeld op stranden, en effecten zijn dan beperkt of niet opmerkelijk (Mitchell *et al*. 1988, Ravenscroft *et al*. 2007). Omdat paardrijden niet een heel algemene activiteit is, is de totale invloed ervan beperkt. Lokaal kan het wel een verstorende factor zijn, zoals op stranden waar de paarden in de regel ook door ondiep water galopperen en dan op plekken kunnen komen waar wandelaars niet lopen, waar ze dan groepen vogels kunnen opjagen. In bossen zijn vaak ruiterpaden aangelegd, die in het algemeen slecht toegankelijk zijn voor overige recreanten. Het directe effect van de ruiters op deze paden is onbekend, maar er gaat waarschijnlijk weinig dreiging vanuit voor zangvogels (Henkens *et al*. 2007). Anderzijds dragen deze paden, samen met alle andere paden die in het bos lopen, eraan bij dat het percentage onverstoord oppervlak verder afneemt (zie HS 6 maatregelen).

Ook voor ruiters zal gelden dat wanneer gereden wordt in open gebieden zoals op het strand en langs hoge concentraties vogels, er een effect op de aanwezige vogels zal zijn. Vluchtafstanden zijn niet goed gedocumenteerd, maar zullen naar verwachting vergelijkbaar zijn met die van hardlopers.



Ruiters zorgen voor veel onrust op stranden omdat ze op plekken komen, waar wandelaars minder komen vanwege de loopafstand of de geulen.

Foto Karen Krijgsveld

Gemotoriseerd verkeer

Gemotoriseerd verkeer heeft een beperkt verstorend effect. **Langs wegen** is (onder andere door de geluidsproductie) de dichtheid aan (broed)vogels lager, de doorstroom aan (broed)vogels hoger, en legselgrootte kleiner (Foppen & Reijnen 1994, Reijnen & Foppen 1994, Reijnen *et al.* 1995, Reijnen *et al.* 1996, Forman & Deblinger 2000, Burton *et al.* 2002a, Foppen *et al.* 2002, Barber *et al.* 2009, Goodwin & Shriver 2011, Halfwerk *et al.* 2011, Buxton *et al.* 2019). Ook foerageeractiviteit kan lager liggen (scholekster bij constructie-lawaai; (Burton *et al.* 2002b). De dichtheid van broedende weidevogels langs wegen nam met ca. 35% af boven een geluidsproductie van 40 dB(A) (Reijnen *et al.* 1996). Treinlawaai resulteerde in lagere dichtheden van broedende weidevogels als grutto, slobeend en veldleeuwerik. De drempelwaarde waarboven dit optrad bedroeg voor alle soorten ca. 45 dB(A). Gemiddeld lag de dichtheid aan steltlopers 50% lager bij geluidsbelastingen tussen 45 en 60 dB(A) (Tulp *et al.* 2002). Bovengenoemde effecten zijn groter naarmate de weg drukker is, zoals drukke hoofdverbindingswegen en snelwegen. Daar kan tot een kilometer afstand lagere dichtheid van bijvoorbeeld zangvogels optreden. Langs rustige B-wegen kan het effect vrijwel afwezig zijn (Forman *et al.* 2002). Ook langs natuurlijke habitats is mogelijk de impact groter (Foppen *et al.* 2002). Voor niet-broedvogels werden langs wegen lagere dichtheden vastgesteld van soorten als rotgans, kleine rietgans en wilde zwaan, soms slecht over heel beperkte afstanden (wilde zwaan tot 175 m) (Owens 1977, Gill *et al.* 1996, Rees *et al.* 2005). Geluid heeft daarbij op zichzelf een verstorende werking. Mogelijk komt dit tot uiting in de vorm van chronische stress (Flores *et al.* 2019) en verslechterde communicatie waardoor bijvoorbeeld alarmroepjes niet opgemerkt worden (Grade & Sieving 2016). In diverse studies is aangetoond dat de dichtheden aan vogels lager zijn in de buurt van geluidsbronnen, en dat het verstorende effect van een verstoringsbron toeneemt als hierbij ook geluid geproduceerd wordt (zie kader over geluid). Dooling & Popper (2007) en Barber *et al.* (2009) beoordeelden de effecten van chronisch geluid door wegverkeer. In het algemeen is het verstorende effect van gemotoriseerd verkeer echter kleiner dan dat van niet-gemotoriseerd verkeer en andere vormen van recreatie op land, zolang men niet uit de auto stapt (NH Fish & Game Department 2017) (zie §5.4). Vanuit de gedachte van gevaar en voorspelbaarheid is dit begrijpelijk (zie §4.2 gewenning). Om die reden fungeren auto's ook goed als observatiehutten (Guay *et al.* 2014).

Waar het **terreinwagens** en **off-road voertuigen** betreft, is het plaatje heel anders. In gebieden waar dit is toegestaan, is de bezetting van broedterritoria en ook het broedsucces lager, bijvoorbeeld van roofvogels (steenarend) (Steenhof *et al.* 2014, Spaul & Heath 2016). In Nederland komt deze activiteit weinig voor, behalve op de stranden (zie HS14 voor impact).

Waterrecreatie

Op het water is de verstoring door snel varende vaartuigen die veel lawaai maken in het algemeen groter dan door motorboten die langzamer varen en stiller zijn, en deze is weer groter dan die door stille zeilboten. Al is dit niet generiek: zeilboten met in de wind klapperende zeilen en snelle zeilboten zoals catamarans zijn verstorender dan rustig varende motorboten. Kano's en windsurfers leidden tot verstoring van een heel ander groep vogels, omdat ze op plaatsen komen waar het voor andere vaartuigen te ondiep is. Op zulke plaatsen foerageren vaak veel vogels of hebben ze zich teruggetrokken vanwege verstoring op het open water. Kitesurfers hebben een bijzonder groot verstorend effect omdat de kite in de lucht goed zichtbaar is, en deze zich onvoorspelbaar en zeer snel beweegt. Dat geldt in mindere mate ook voor foiling en surfen.

In het algemeen geldt ook hier dat wanneer vaartuigen zich voorspelbaar in een vaargeul voortbewegen, dat het effect in alle gevallen substantieel kleiner is dan wanneer ze zich daarbuiten begeven. Verstoringsafstanden zijn doorgaans groot op het open water met verre zichtlijnen, en ook de verstoringsduur is groot. In combinatie met de vaak hoge recreatiedruk en de grote toegankelijkheid van onze meren en plassen, leidt waterrecreatie ertoe dat soorten van meren of plassen verdwenen zijn, of pas arriveren wanneer het recreatieseizoen voorbij is of nog niet begonnen (zie kader over recreatiedruk en vogels op meren).

Kitesurfen

Kitesurfen is één van de meest verstorende watersportactiviteiten. Krüger (2016) verzamelde zeventien studies over de effecten van kitesurfen op vogels en analyseerde de resultaten. De studies geven een heel consistent beeld, hoewel ze onder verschillende omstandigheden op verschillende locaties en aan verschillende soorten zijn gemeten. Op basis van de analyses van Krüger ligt de vluchtafstand voor kitesurfers tussen de 200 (scholekster) en 1500 meter (roodkeelduiker, fluitzwaan *tundra swan* VS). In alle gevallen was kitesurfen een sterke verstoringsbron, die alle in de buurt aanwezige soorten voor langere tijd verjaagt, met grote vluchtafstanden (zie fig. 5.1). Van de watergebonden sporten zijn alleen snelle en lawaaiige boten zoals speedboten en jet-ski's meer verstorend dan kitesurfers. Dit is vooral omdat kitesurfers aan een oever gebonden zijn en hooguit enkele kilometers (doorgaans een paar honderd meter) van deze oever of landingsplaats kunnen surfen, waardoor het oppervlak dat verstoord wordt beperkter blijft. Kitesurfers zijn bovendien alleen bij harde wind actief.

Het aanwijzen en markeren van specifieke kitesurflocaties op het water helpt goed om effecten te verminderen. Meer vogels in de omgeving blijven zitten zolang alleen binnen het gemarkeerde gebied gekitesurft wordt, en de vluchtafstanden nemen af. Als onverhoopt buiten het gemarkeerde gebied wordt gekitesurft, neemt de verstoringsafstand sterk toe en gaan in een wijdere omgeving alsnog grote aantallen vogels op de wieken. Voorspelbaarheid en naleving van regels is ook hier dus van belang (zie HS 6 maatregelen). Om effecten op vogels te voorkomen adviseert Krüger om kitesurfen alleen toe te staan buiten natuurbeschermingsgebieden, en een ruime bufferzone aan te houden rond vogelrijke gebieden. Daarbij moet gedacht worden aan een gebied van 1,5 tot 7 keer de vluchtafstand, afhankelijk van vogelsoort en situatie (zie ook §4.6 minimale naderingsafstanden).



Kitesurfer verjaagt grote groep vogels op de Waddenzee, wanneer hij buiten de aangewezen kitesurfzone komt (Königshafen op Sylt) en richting een hoogwatervluchtplaats surft (bij Uthörn).

Foto Hans-Ulrich Rösner

Windsurfen en foiling

Het verstorende effect van windsurfen zit hem in de snelheid van de activiteit, in combinatie met het feit dat de surfer over het hele meer kan surfen en daarbij door de geringe diepgang overal kan komen. Dit resulteert in een extra mate van verstoring ten opzichte van andere vaartuigen, ondanks het feit dat windsurfen een stille sport is en het zeil niet hoog de lucht ingaat zoals bij kitesurfen het geval is. Het instellen van begrensde windsurfgebieden is een zeer effectieve maatregel om effecten substantieel te beperken (zie HS 6). Daarbij is de locatie dan van belang, zodat het niet in rust- of foerageergebieden van vogels ligt.

Tegenwoordig is 'foiling' (bij surfers en zeilers) in opmars. Effectonderzoeken naar deze activiteit zijn er nog niet, maar waarschijnlijk is de verstoring vergelijkbaar met die van windsurfen.

Speedboten, jetski's en andere snelle motorvaartuigen

Deze groep vaartuigen komt in bijna alle onderzoeken naar de verstorende effecten van waterrecreatie uit de bus als de meest verstorende activiteit, na kitesurfen en windsurfen. Dit heeft te maken met het feit dat vogels eerder verstoord reageren op snelle en op lawaaiige verstoringsbronnen. Bovendien varen deze boten vaak buiten de vaargeul en in grillige patronen. Ook door deze onvoorspelbaarheid hebben ze een groot verstorend effect op vogels.

Overige motorboten

Grotere motorjachten volgen normaliter de vaargeulen, o.a. omdat ze een te grote diepgang hebben om daarbuiten te varen. Doorgaans varen ze bovendien in een min of meer rustig tempo. Daarmee is hun verstorende effect beperkt. Kleinere motorbootjes hebben een groter effect dan deze grotere motorjachten wanneer ze zich buiten de vaargeul begeven. Daarmee worden ze onvoorspelbaarder voor vogels, en komen ze bovendien meer in hun leefgebied (foerageer- en rustgebieden).



Jetski's zijn met hun lawaai, snelheid en vaargedrag een zware verstoringsbron voor alle lokaal aanwezige vogels.

Foto Karen Krijgsveld

Zeilboten

De effecten van zeilboten op vogels lopen uiteen met het gedrag ervan. Enerzijds is het een stille en rustige activiteit, die dan relatief weinig verstoring veroorzaakt. Dit is zeker het geval wanneer ze de vaargeulen volgen, zoals vaak het geval is bij grotere zeilboten op grotere wateren of rivieren (zie §4.2 gewenning en §5.2 gedrag recreant). Anderzijds kunnen zeilboten onverwachts flink wat lawaai maken wanneer bijvoorbeeld bij overstag gaan het zeil staat te klapperen. Ook zijn er typen zeilboten, zoals catamarans, die zeer snel zijn en daarmee qua verstoring vergelijkbaar zijn met kitesurfen of windsurfen. Op grotere wateren varen veel zeilschepen zonder zeil op de motor, zoals Henkens (2008) al constateerde, omdat wind, tij of tijd niet goed uitkomen. Daarmee veranderen deze schepen feitelijk in motorboten (zie boven).

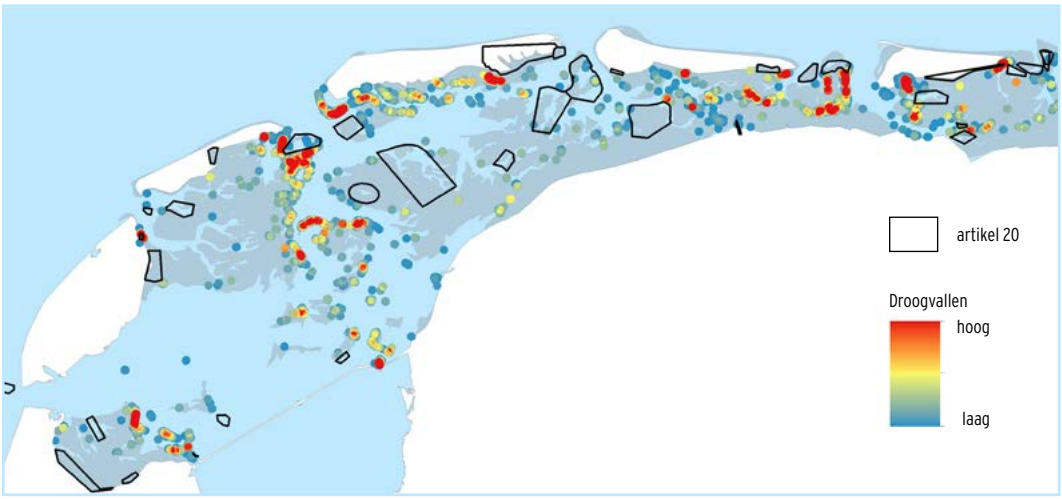
Kleinere zeilbootjes op binnenmeren gebruiken vaker het gehele water, zeilen sneller en komen daarbij ook in ondiepere delen. Vergeleken met gemotoriseerde kleine vaartuigen is hun effect geringer (zie §5.4), maar vanwege het grote bereik kunnen deze zeilbootjes over een groot gebied vogels verjagen. De mate waarin dit optreedt hangt in grote mate af van de intensiteit van recreatie in een gebied. Afsluiten van voor vogels belangrijke gebieden, al is het maar in bepaalde periodes van het jaar, is hier een effectieve maatregel (zie HS 6 maatregelen).

Droogvallende platbodems

Droogvallen is een nevenactiviteit van zeilen op de getijdewateren in de Delta en op de Waddenzee. Bij laagwater zijn grote aantallen steltlopers, meeuwen, eenden en andere soorten afhankelijk van de droogvallen platen om te foerageren. Rond drooggevallen schepen wordt bijna standaard een wandeling over de plaat gemaakt. Deze plaatsen worden verlaten door de foeragerende vogels. In de Waddenzee zijn vele plaatsen waar drooggevallen wordt (fig. 5.2). Door een breed (uit)gedragen en goed nageleefde 'Erecode voor Wadliefhebbers'[12] worden de effecten van het droogvallen op de Waddenzee beperkt. De manier om deze samenwerking te bereiken is beschreven Kooistra (2019) (zie ook HS 6 maatregelen).



Drooggevallen schepen van de bruine vloot onder de Richel. Om verstoring door de grote groepen passagiers te beperken is een Waddenwachter op de Richel actief in de zomermaanden. Foto Karen Krijgsveld



Figuur 5.2 Puntdichtheidskaart van boten die zich tijdens laag water op het wad laten droogvallen in het Waddengebied in het vaarseizoen 2018. Binnen de grenzen van de (ook aangegeven) artikel 20-gebieden is droogvallen niet toegestaan. Bron: Meijles et al. 2019, met toestemming van de auteur.

12 https://www.ikpasophetwad.nl/ik-pas-op-het-wad/campagne/

Kanoën / kajakken / roeien

Kano's en roeiboten hebben in het algemeen minder effect dan snelle boten, omdat ze stil zijn en rustig varen. Het nadeel van deze typen recreatie is echter dat ze uit te voeren zijn op locaties met zeer ondiep water, vlak langs oevers en in gebieden met waterplanten, waar het effect lokaal juist zeer groot kan zijn omdat juist daar grote aantallen vogels kunnen zitten, en verstoring door andere groepen waterrecreanten afwezig is. Kano's en kajaks zijn daarom vaak toch verstorender dan sloepen, die minder buiten de vaargeulen komen. Ook hebben kanoërs de neiging om aan te leggen aan oevers waar anders geen mensen komen. Daarmee hebben ze een forse impact op de laatste resterende rustige delen van wateren.

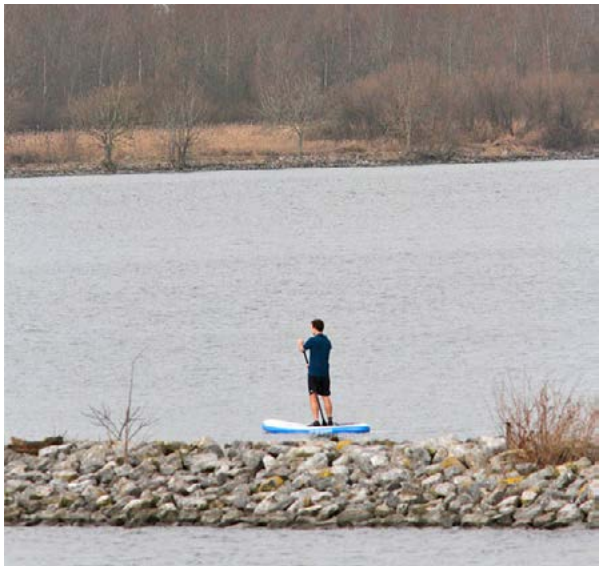


Kajakkers in januari in de Baai van Ballast in het IJmeer. De eenden die in deze periode in grote aantallen overwinteren in dit Natura 2000-gebied, vlogen alle op en weg op het moment dat de kajakkers het gebied in peddelden. Met de zachtere winters en de steeds beter wordende kleding, breidt de verstoring zich uit over een steeds langere periode van het jaar. Dit in combinatie met een toenemend aanbod aan faciliteiten nabij steden, zoals een kanovereniging op IJburg.
Foto wetlandwacht Vogelbescherming Nederland

Op rivieren en beken kunnen kano's 's zomers in hoge aantallen voorkomen, wat substantiële effecten kan hebben op soorten die leven in de oevers van dit biotoop, en dan met name op ijsvogels. Vestigingskans en uitvliegsucces gaan sterk achteruit op plaatsen met veel kanoërs, o.a. doordat de vogels gestoord worden bij het foerageren, en daardoor minder vis naar de jongen brengen. Ottburg & Henkens (2012) geven hier een uitgebreid overzicht van. Met fysieke zonering in de vorm van boeien of drijvers en gecombineerd met handhaving, kunnen rust- en foerageergebieden van vogels beschermd worden (zie HS 6, zonering en handhaving).

Suppen en waterfietsen

Bovenstaande komt zeker tot uiting bij suppers ofwel bordpeddelaars. Wanneer deze groep recreanten zich in natuurrijke gebieden begeeft, veroorzaken ze veel verstoring omdat ze vaak vlak langs de waterkant varen, in ondiepe gebieden waar veel vogels kunnen zitten. Een voordeel is misschien dat de afstand die ze af kunnen leggen, beperkter is dan van kajakkers of roeiboten, en ze daardoor minder ver gebieden in kunnen dringen. Dit voordeel wordt echter teniet gedaan wanneer faciliteiten zoals verhuurbedrijven dicht bij vogelrijke gebieden worden gesitueerd (zie foto). Dit voordeel is evenmin aan de orde bij de moderne waterfietsen die momenteel op de markt komen en die, vergelijkbaar met suppen, veel buiten de bebouwde gebieden en in vogelrijke ondiepe wateren kunnen komen. Ook hier geldt dat met fysieke zonering gecombineerd met handhaving, rust- en foerageergebieden van vogels beschermd kunnen worden. Daarnaast is een weloverwogen keuze in positionering van startlocaties hier van belang (zie HS 6, zonering en handhaving).



Supper die op Natura 2000-gebied het IJmeer langs een luwtedam peddelt en daarbij alle vogels wegjoeg. De dam is aangelegd als natuurcompensatiemaatregel voor de bouw van IJburg, speciaal voor rustende watervogels. Fysieke zonering kan hier soelaas bieden.
Foto wetlandwacht Vogelbescherming Nederland

Schaatsen

In die gevallen dat de Nederlandse wateren zo dichtvriezen dat er geschaatst kan worden, zijn alle natuurgebieden vrij toegankelijk voor de schaatsers. Op het ijs zelf zijn dan weinig vogels die verstoord kunnen worden, behalve in de schaarse windwakken, maar wel in de rietvelden, weilanden en andere biotopen die aan het ijs grenzen. Omdat watervogels in deze periodes niet of moeilijk aan eten kunnen komen (want onbereikbaar door het ijs) en van veel energie verstoken zijn om warm te blijven, is dit voor hen een extra kwetsbare periode. Bovendien verzamelen veel soorten zich juist op die plaatsen waar nog open water is. Als schaatsers overal in een gebied toegang hebben, kan dat een grote impact hebben met in het ergste geval zelfs dodelijke afloop voor individuele dieren. Het spannen van een lint om een gebied af te zetten kan helpen om schaatsers te weren en de vogels zo wat rust te geven (zie HS 6, zonering en handhaving).

Sportvissen

Daar waar sportvissen niet wordt gedaan vanuit een bootje (zie aldaar), betreft het ofwel vissen vanaf de oever, ofwel wadend vissen. Sportvissers op de oever zoeken vaak stevige oevers op die niet al te hoog of dicht begroeid zijn, opdat ze goed bij het water kunnen. Ze blijven vervolgens langere tijd op een kleine plek; waardoor rond die plek vogels zullen verdwijnen. De impact zal doorgaans beperkt zijn, omdat deze vissers stil zitten en vaak rustig zijn.

Wadend vissen of vissen vanuit *belly boats* is een heel ander en betrekkelijk nieuw fenomeen in Nederland, met een potentieel veel grotere impact. Deze sportvissers lopen individueel in waadpakken door het water langs de oevers, in ondiepere delen van het water. Hier blijven ze langere tijd, en kunnen daarbij grote aantallen vogels verstoren die ook in deze ondiepe delen vertoeven. Vooral wanneer deze vissers gebieden ingaan die voor de overige waterrecreanten gesloten zijn (waar ze vaak toestemming voor hebben), is de verstoring groot doordat juist in die gebieden zich grote aantallen watervogels op kunnen houden.



Wadend vissen verstoort enorm.

Foto Jan van der Winden

Luchtrecreatie

Omdat vliegtuigen vanaf een grote afstand zichtbaar zijn, is de reactie hierop vaak groter dan op verstoringsbronnen die zich over land begeven. Vogels vluchten vanaf grote afstanden weg, en een groot percentage van de vogels vlucht. Omdat een vliegtuig echter doorgaans ook snel voorbij en weer verdwenen is, is de verstoringsduur doorgaans kort. In die gevallen is het effect kleiner dan van verstoringsbronnen op de grond die langer in een gebied aanwezig zijn. Het komt echter ook voor dat de vogels door de verstoring wegvliegen naar een ander gebied, dat niet dezelfde kwaliteit hoeft te hebben, of waar ze wachten tot ze terug durven. Uit de literatuur komen grote verschillen in effecten naar voren. In sommige studies hebben wandelaars een veel grotere impact dan helikopters, in andere studies hebben helikopters de grootste impact. Dit heeft vaak te maken met vlieghoogte, wat de impact substantieel beïnvloedt. Ook nemen effecten sterk af wanneer vliegtuigen zich in een vaste route over een gebied verplaatsen (bv. Van der Kolk *et al.* 2020c). Bij studies waar dit het geval is, worden substantieel kleinere effecten

gemeten dan waar dit niet het geval is. Daarbovenop komen dan nog verschillen in openheid van habitat, en verschillen in geluidsproductie. En natuurlijk verschillen in gedrag van de recreant: een helikopter die langdurig boven een klein gebied cirkelt, heeft een veel groter verstorend effect dan een helikopter die langs een rechte lijn langs- en voorbijvliegt. Dit alles maakt dat het effect van vliegtuigen niet goed te generaliseren is.

In de lucht is het verstorende effect van luchtvaartuigen dus in belangrijke mate gekoppeld aan de horizontale afstand tot de verstoringsbron, de vlieghoogte, de tijd dat in een gebied verbleven wordt, de geluidsproductie, en aan de mate waarin langs een vaste, voorspelbare route wordt gevlogen.

Vliegtuigen algemeen

Hoogte en afstand. Vliegtuigen passeren vogels op een zekere hoogte en afstand. Een vliegtuig dat slechts honderd meter hoog vliegt kan wel tien kilometer ten westen van een groep eenden vliegen, waardoor van een verstoring geen sprake zal zijn. Andersom kan een vliegtuig dat recht over de groep eenden vliegt, wel een kilometer hoog vliegen, waardoor van een verstoring ook geen sprake meer zal zijn. Door de combinatie van hoogte en afstand treedt verstoring al dan niet op. Er is het nodige onderzoek gedaan naar de grenzen in hoogte en afstand waarbij een vliegtuig nog wel en geen verstoring meer veroorzaakt. Door deze opzet wordt bekend bij welke afstand en hoogte geen reactie meer waargenomen wordt.

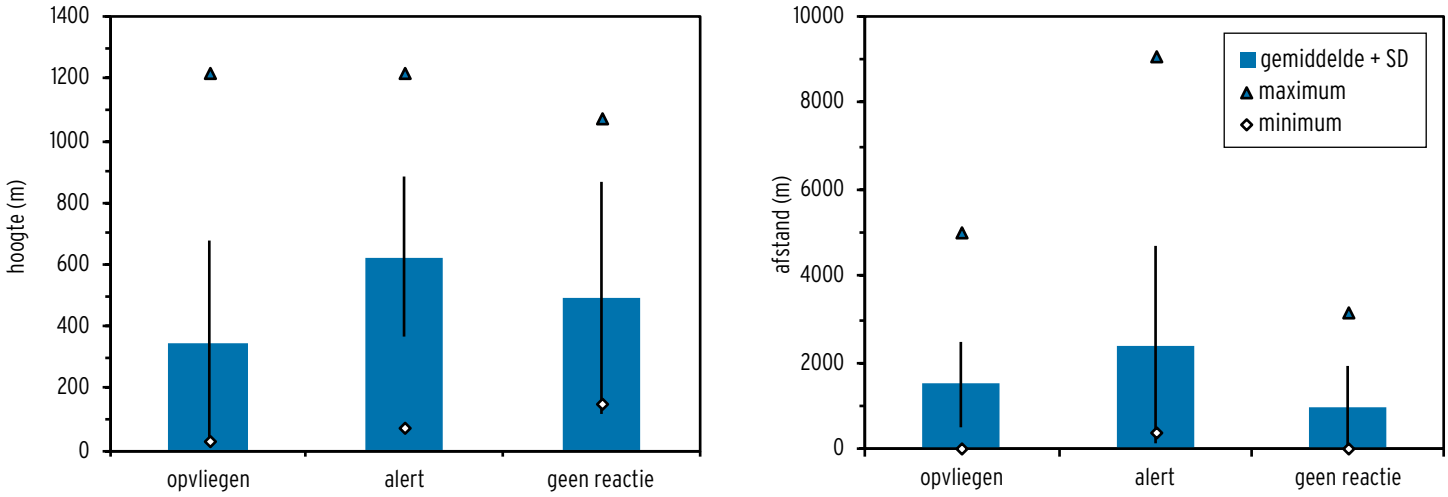


Hoe hoger het vliegtuig, hoe kleiner de verstoring. Foto Martin Poot

Verstorende effecten van vliegtuigen kunnen optreden tot grote afstanden en hoogtes; deze zijn veel groter dan bij waterrecreatie en recreatie op land. De in de literatuur aangetroffen maximale vlieghoogte waarbij gedragsveranderingen werden waargenomen bedroeg 3100 meter, voor vluchtafstanden was dit 3200 meter (Owen 1973, Berger 1977). Afstand komt uit verschillende studies naar voren als de belangrijkste voorspeller van de verstoringsreactie (Awbrey & Bowles 1990, Grubb & King 1991, Delaney *et al*. 1999, Ward *et al*. 1999) (Awbrey & Bowles in Delaney *et al*. 1999). Lensink *et al*. (2005) concludeerden op basis van beschikbare literatuur (zie bv. Jensen 1990, Miller *et al*. 1994, Komenda-Zehnder 2003, maar ook Lensink *et al*. 2017) dat bij een afstand van twee kilometer of meer en een hoogte van één kilometer of meer (≡ 3000 ft) van passerende vliegtuigen, verstoringen uitgesloten zijn. Daarbinnen kunnen, afhankelijk van omstandigheden, wel verstorende effecten optreden. Heunks *et al*. (2007) stelden op basis van de literatuur vast dat verstorende effecten gemiddeld genomen tot een vlieghoogte van 350 (vluchten) tot 625 meter (alert) optreden, en dat boven een hoogte van 1.2 kilometer geen effecten meer optreden. Qua horizontale afstanden concludeerden zij dat verstorende effecten gemiddeld genomen optraden tot een afstand van 1.5 (vluchten) tot 2.4 kilometer (alert), met een maximum tot 9 kilometer afstand (alert) (fig. 5.2). Er is in hun overzicht geen sprake meer van effecten op hoogtes boven gemiddeld 500 meter en op een afstand van meer dan gemiddeld één kilometer (alert of wegvliegen). Er is dus een behoorlijke overlap in hoogtes en afstanden waarbij al dan niet nog verstorende effecten worden waargenomen. Het is logisch dat

er zoveel variatie is; het betreft immers een heel scala aan biotopen en vogelsoorten. Sommige studies zijn gedaan in zeer open habitat aan grote groepen vogels die geen menselijke activiteit gewend waren, andere zijn gedaan aan individuele vogels in halfopen habitat op locaties waar veel menselijke activiteit was.

Over het algemeen kan op basis van deze bevindingen gesteld worden dat boven een hoogte van één kilometer effecten uitgesloten zijn, en onder hoogtes van 300 à 350 meter (≡ ca. 1000 ft) vogels vaker vluchten. Bij een afstand van meer dan 2 à 2,5 kilometer zijn effecten ook uitgesloten, terwijl binnen een kilometer afstand vaker vluchtreacties optreden. Op hoogtes minder dan een kilometer is al dan niet optreden van effecten afhankelijk van factoren als horizontale afstand tot de vogels, frequentie van vluchten, vlieggedrag van het vliegtuig, type vliegtuig (bijvoorbeeld drone of paramotor), en de lokale situatie. Van der Kolk *et al*. (2020c) vonden dat sportvliegtuigen op 450 meter hoogte over hoogwatervluchtplaatsen op de Waddeneilanden uitsluitend een verstoring teweegbrachten onder de overtijende vogels wanneer ze afweken van hun reguliere vliegroute, en bijvoorbeeld de vloedlijn gingen volgen. De minimaal toegestane vlieghoogte van sportvliegtuigen op land is 300 meter; overal het algemeen vluchten vogels onder zulke vliegtuigen niet weg, hoewel alerte reacties of andere hinder wel zullen optreden, zeker in vogelrijke gebieden (zoals kraanvogels Fochteloërveen). Ook hier geldt dat om effecten te minimaliseren, vaste vliegroutes worden aanbevolen.



Figuur 5.2 Afstand en hoogte van overvliegende vliegtuigen waarbij vogels opvlogen, alert waren, dan wel geen reactie vertoonden. Gegevens op basis van literatuur, alle gevonden waardes gecombineerd. Gemiddelde = gemiddelde van alle gevonden waardes, minimum = minimum waarde die gevonden is, maximum = maximum waarde die gevonden is, sd = standaard deviatie rond het gemiddelde, de hoge sd-waardes geven aan dat er veel variatie in de afstanden bestaat. Bron: Heunks et al. (2007).

Geluid en zicht. Zowel het geluid dat een vliegtuig produceert als het feit dat hij over grote afstand in de lucht zichtbaar is, spelen een rol in het optreden van verstoring van vogels door vliegtuigen. Hoogte en afstand bepalen samen zowel aan hoeveel geluid een vogel wordt blootgesteld alsook hoe zichtbaar een luchtvaartuig voor de vogel is. Zicht en geluid samen bepalen hoe bedreigend een vogel het luchtvaartuig ervaart. In de meeste studies die gewijd zijn aan de effecten van vliegtuigen en vliegverkeer op vogels, wordt geen onderscheid gemaakt tussen deze visuele en auditieve aspecten. Reviews over geluidseffecten van vliegtuigen op dieren zijn geschreven door Manci *et al*. (1988) (veel frequentiebereiken) en Pepper *et al*. (2003). Zie ook kader over geluid. Ward & Stehn (1989) namen waar dat ganzen vaker opvlogen in reactie op geluid dan op zicht; Loosjes nam juist het tegenovergestelde waar (Loosjes 1974). Broedende steenarenden in de VS hadden geen veranderd gedrag of lager broedsucces ondanks grote aantallen passerende helikopters; wat gerelateerd kan zijn aan het feit dat helikopters vooral laagfrequent geluid produceerden, onder het gehoorbereik van de arenden (Grubb *et al*. 2010). De verstoring wordt over het algemeen echter groter naarmate het geluidsniveau waaraan de vogels worden blootgesteld groter is (zie kader geluid; en bijvoorbeeld Delaney *et al*. 1999, Brown 1990, Van der Kolk *et al*. 2020). Hoewel hard geluid ook via drukgolven in het binnenoor en in de luchtzakken ervaren wordt (zie Stickroth, p.127), is daarbij van belang dat het gehoorbereik van vogels tussen de 2 en 4 kHz ligt (zie kader geluid), en dat veel vliegtuigen (zoals helikopters) vooral veel geluid produceren in frequenties die daaronder liggen.

Reacties van soorten na blootstelling aan bepaalde geluidsterktes (dB) verschillen sterk tussen soorten. Dit is deels afhankelijk van de fysieke beperkingen van het gehoorbereik. Het gehoorbereik is een venster van geluidsfrequentie en geluidssterkte waarbinnen dieren het gevoeligst zijn voor geluiden, en kan sterk verschillen tussen soorten. Geluid kan tot verstoring leiden wanneer het binnen het gehoorbereik valt. In een onderzoek aan Mexicaanse gevlekte bosuilen werd vastgesteld dat geluid van frequenties buiten het gehoorbereik vrijwel niet tot verstoringsreacties leidden (Delaney *et al*. 1999). Indien de frequentie (Hz) van de onderzochte geluidsbron binnen het gehoorbereik van de soort viel, werden bij lagere geluidssterktes (dB) juist sterkere verstoringsreacties gevonden (Delaney *et al*. 1999). Om bovengenoemde redenen is het niet mogelijk om een algemeen geldend niveau van geluidbelasting door vliegtuigen voor soortgroepen aan te geven waarboven verstoring op zal treden.

Helikopters

Helikopters produceren veel lawaai, vliegen vaak laag, en duiken vaak op onverwachte plaatsen op. Daarmee hebben helikopters doorgaans de grootste verstorende effecten van alle vormen van recreatie (zie §5.4). Wanneer op grotere hoogte wordt gevlogen en/of langs vaste routes, is dit verstorende effect kleiner.

Sportvliegtuigen

Sportvliegtuigen vliegen vaak vrij laag, net boven de minimale vlieghoogte op ca. 300 meter. Wanneer ze daarbij een vaste vliegroute volgen, is het verstorende effect zeer beperkt (Van der Kolk *et al*. 2020c). De vlieghoogte is echter ook zo beperkt dat wanneer van de vliegroute afgeweken wordt, enige verstoring op kan treden door het onvoorspelbare karakter. Dit zal met name plaatsvinden in vogelrijke, open gebieden.

Zweefvliegen en glijschermvliegen (deltavliegers en paragliders)

Zweefvliegtuigen hebben doorgaans weinig verstorend effect, omdat ze stil zijn en vrij hoog vliegen. Voor vliegen met een glijscherm en zonder motor geldt naar verwachting eveneens zeer weinig effect. Dit effect wordt groter naarmate de vlieghoogte afneemt.

Paramotorvliegen en ultralights

Vliegen met een glijscherm, voortgestuwd door een motor, zoals bij paramotorvliegers, lijkt wel zeer grote verstorende effecten te hebben. Dit valt ook te verwachten op basis van het feit dat het vliegtuig lawaai maakt, en bovendien lager vliegt dan niet-gemotoriseerde glijschermvliegers. De laatste worden in Nederland vaak omhoog gebracht tot zo'n 300 à 500 meter hoogte met een vliegtuig, en glijden dan langzaam omlaag. Terwijl paramotors zelf vanaf de grond omhoog kunnen vliegen, zich horizontaal kunnen verplaatsen, en vaak vrij laag (50-100 m hoog) vliegen. Op het Veluwemeer is waargenomen dat een paramotor op een afstand van 1300 meter een grote groep kleine zwanen de lucht in jaagde (mond. med. Martin Jansen).



Groep kleine zwanen op het Veluwemeer vlucht weg voor een naderende paramotor op bijna twee kilometer afstand.

Foto Martin Jansen

Luchtballonnen

Wanneer ze op grote hoogte overvaren, zijn de effecten van luchtballonnen waarschijnlijk nihil. Op lagere hoogte kunnen de effecten lokaal evenwel groot zijn (Brown 1990). Dit is vooral het geval wanneer het geluid van de gasbrander klinkt, en wanneer de landing wordt ingezet. Daarbij wordt vaak een groot terrein op zeer geringe hoogte (<50 meter) overvaren. Daarbij gaat het gros van de aanwezige vogels over grote afstanden op de vlucht, wat in vogelrijke gebieden of bij kwetsbare broedgevallen een grote impact kan hebben. Om die reden is landen in of nabij natuurgebieden of vogelrijke gebieden onwenselijk (zie HS 6, afsluiten).

Luchtballonnen verjagen vrijwel alle vogels als ze bij het landen laag vliegen en ze de brander aan hebben. Op hoogte hebben ze weinig effect.

Foto Hans Peeters



KADER

Drones



Foto Hans Peeters

Het aantal drones in de lucht is de afgelopen jaren sterk toegenomen. Meer en meer mensen gebruiken ze, niet alleen om er voor de lol even mee gaan vliegen, maar ook in allerlei onderzoek waar ze op vernuftige wijze worden ingezet om gegevens te verzamelen. Ook de diversiteit in type drones neemt in in rap tempo toe; van klein tot groot en met multi-rotors of fixed-wings. Drones zijn een vloek en een zegen tegelijkertijd: enerzijds maken ze het mogelijk allerhande zaken vanuit de lucht te registreren en monitoren met veel minder verstoring dan wanneer dit door een persoon op de grond moet gebeuren of vanuit een vliegtuig. Anderzijds kunnen ze enorme verstoring veroorzaken doordat ze overal kunnen komen.

Effecten van drones

Het effect dat drones hebben op vogels, hangt – net als bij andere verstoringsbronnen – af van de eigenschappen van de drone zelf (geluid, vorm), van de afstand tot de vogels en de vlieghoogte, en van de manier waarop gevlogen wordt. Een drone die op geringe hoogte recht op een vogel afvliegt, is veel verstorender dan een drone die op enige hoogte een route vliegt die geen relatie heeft met de locatie van de vogels (Mulero-Pázmány *et al.* 2017). Bovendien hangt het effect af van de vogels zelf: grotere groepen en opener habitat resulteren in meer verstoring door drones. Broedende vogels tonen minder reactie, maar kunnen juist meer negatieve impact ondervinden van drones (Mulero-Pázmány *et al.* 2017). Zie hiervoor ook HS 3. De effecten van drones op vogels zijn uitgebreid in beeld gebracht in een aantal nuttige reviews: Jeninga & Van der Vliet (2019), Van Dijk *et al.* (2019).

Monitoring van vogels met drones in het broedseizoen

Voor onderzoekers zijn drones een nuttig hulpmiddel die het mogelijk maken om vogels te monitoren zonder in persoon al te dichtbij die vogels te hoeven komen. In het broedseizoen kunnen sommige vogelsoorten op deze manier goed geteld worden. Zoals bijvoorbeeld broedkolonies van sterns of meeuwen. Vergeleken met onderzoek waarbij een mens de kolonie in moet om te tellen, is een telling met een drone in veel gevallen minder verstorend; zie bijvoorbeeld Valle & Scarton (2020). Als de vogels van het nest verjaagd worden, is de vogel ook sneller terug op het nest dan wanneer te voet geteld wordt (Vas *et al.* 2015). Omdat drones een recent instrument zijn bij onderzoek is het wel zaak om meer te weten over soortspecifieke effecten, aangezien deze substantieel kunnen verschillen per soort (Mulero-Pázmány *et al.* 2017). Zo lijken scholeksters die broeden in graslanden sterker te reageren op een overvliegende drone dan grutto's (eigen waarneming), en reageren kluten in broedkolonies veel sterker dan kokmeeuwen.[13]



Vogels inventariseren met een drone.

Foto Hans Peeters

13 www.vogelbescherming.nl/actueel/bericht/broedvogels-tellen-met-een-drone

Monitoring van vogels met drones buiten het broedseizoen

Voor watervogels buiten het broedseizoen ligt de situatie iets anders dan voor broedvogels. De vogels reageren in die periode sterker op de verstoring (zie HS 3). Zeker wanneer het om groepen rustende vogels gaat, kan de hele groep bij nadering van een drone wegvliegen. Jarrett *et al.* (2020) lieten zien dat vooral watervogels in grote groepen langs de kust en op graslanden hierdoor een groter risico liepen op verhoogd energiegebruik, minder voedselopname en daarmee feitelijk habitatverlies. Hoe groter de groep vogels, hoe groter daarbij de kans op verstoring en hoe groter de verstoringsafstand. Dit kan consequenties hebben voor overlevingskansen wanneer de vogels hierdoor of in combinatie met andere verstoringsbronnen of door slechte weersomstandigheden te veel foerageertijd verliezen.

Recreatief vliegen met drones

Algemeen: In de recreatieve sfeer kunnen drones tot wezenlijke verstoring leiden, mede vanwege de ongecoördineerde en daarmee potentieel frequente toepassingen. Met een drone kun je immers leuke filmpjes maken, de drone kan overal komen en kan alles goed zien. In het algemeen zijn drone-vliegers echter niet specifiek bezig met het filmen van vogels. Over de effecten van recreatief gebruik van drones op vogels is weinig literatuur gevonden. Mulero-Pázmány *et al*. (2017) lieten zien dat dit type gebruik kleinere effecten had op vogels dan monitoring met drones en dan het recht op vogels afvliegen. Waarschijnlijk omdat in de meeste gevallen het vlieggedrag van de hobby-drone losstaat van de locatie van vogels, en de afstand tot de vogels voldoende groot is.



Zeearend op nest in de Biesbosch, hier op veilige afstand gefotografeerd. Foto Arnold Meijer / Agami

Filmen van nesten

Het grootste risico van recreatief gebruikte drones doet zich voor in het broedseizoen, en dan wel in drone-vliegers die bijvoorbeeld een mooie vogel hoog in zijn nest willen filmen en daarbij de vogels actief verstoren. In de zomer van 2020 werd bijvoorbeeld een paar rode wouwen op de Veluwe zo ernstig verstoord (ook dankzij veel te dicht naderende vogelfotografen) dat ze hun halfwas jongen in de steek lieten en het broedsel verloren ging. In het voorjaar van 2021 maakte een drone-vlieger een filmpje van een zeearend in Friesland die hoog in een boom op de eieren zat. Daarbij werd de zeearend tot twee keer toe van het nest gejaagd en achtervolgd door de drone (zie foto). Zulke incidenten, die plaatsvinden ondanks strikte regelgeving, geven aan dat ook hier voorlichting, handhaving en beperkingen belangrijk zijn (zie HS 6).

Regels om verstoring te voorkomen

In natuurgebieden of vogelrijke gebieden worden effecten op vogels voorkomen wanneer de dronevlieger zich aan een aantal logische regels houdt met betrekking tot de plaats waar gevlogen wordt (natuurgebied? concentraties vogels?) en wanneer (broedseizoen, trekseizoen, wintergroepen) en hoe lang er gevlogen wordt. Hiervoor zijn door Jeninga & Van der Vliet (2019) twee handzame stroomschema's opgesteld. Deze zijn opgenomen in de brochure van Rijkswaterstaat (2020) '*Drones en Natura 2000. Samen lossen wij dit op*', die o.a. te vinden is op de website van dronewatch.nl.

Effecten kunnen voorkomen worden door onderstaande regels te volgen (Jeninga & Van der Vliet 2019). Deze kunnen bijvoorbeeld in beheerplannen worden opgenomen.

- Boven nesten of verblijfplaatsen een minimale hoogte van 50 meter of meer boven de vogels aanhouden; voor fixed-wings 70 m.
- In het broedseizoen (1 mrt–15 aug) gebieden vermijden waar kwetsbare vogelsoorten broeden.
- Buiten het broedseizoen (1 okt–31 mrt) gebieden vermijden met hoogwatervluchtplaatsen, grote concentraties rustende of foeragerende watervogels, of grote slaapplaatsen.



Zeearend wordt in het voorjaar van 2021 door een drone van de eieren gejaagd. De aankomende drone is net zichtbaar tussen de bomen rechts. Foto It Fryske Gea[14]

14 https://www.dronewatch.nl/2021/04/02/natuurliefhebbers-boos-over-drone-bij-zeearendnest/

Geciteerde literatuur over drones

Jarrett D, J Calladine, A Cotton, MW Wilson & E Humphreys. 2020. Behavioural responses of non-breeding waterbirds to drone approach are associated with flock size and habitat. Bird Study 67: 190-196.

Jeninga SK & RE Van der Vliet. 2019. Handleiding drones boven Natura 2000-gebieden. BW-rapport 19-206. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Mulero-Pázmány M, S Jenni-Eiermann, N Strebel, T Sattler, JJ Negro & Z Tablado. 2017. Unmanned aircraft systems as a new source of disturbance for wildlife: A systematic review. PLoS ONE 12: e0178448.

Valle R & F Scarton. 2020. Feasibility of counting breeding Pied Avocets and Black-winged Stilts using drones. Wader Study Group Bulletin 120: 257-265.

Van Dijk R, R Klous, D Tuiter, R De Rooy & H Jaspers. 2019. Effecten van drones op Natura 2000-gebieden in Drenthe. Project 363389. Sweco.

Vas E, A Lescroël, O Duriez, G Boguszewski & D Grémillet. 2015. Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. Biology letters 11: 20140754.

Foto Marc Guyt / Agami

Hoofdstuk 6
Hoe beperken we het effect van recreatie?



Hoofdstuk samengevat

- Een effectieve manier om verstoring te beperken is door de voorspelbaarheid in de bewegingen van recreanten te vergroten.
- Door gebieden efficiënt in te richten zodat recreanten niet overal komen, wordt bovendien ruimte geboden aan vogels/soorten die niet goed tegen verstoring kunnen.
- Er zijn drie strategieën die, onder voorwaarden toegepast en slim gecombineerd, tot vermindering van verstoring leiden: zonering, communicatie/educatie en handhaving.
- Zonering is te realiseren door afsluiting in ruimte of in tijd, (on)aantrekkelijk maken van gebieden, en doordachte situering van functies (paden, recreatievormen, voorzieningen).
- Communicatie is een effectief middel om bewustzijn te vergroten en zo de impact van verstoring te verkleinen. Borden of flyers werken wanneer de informatie navolgbaar is en aangeeft wat waar waarom niet kan, maar ook waar het dan wél kan.
- Handhaving is een belangrijke voorwaarde voor de effectiviteit van maatregelen.
- Succesvolle cases bevatten een slimme combinatie van deze drie strategieën.
- Effectieve maatregelen komen tot stand door eerst een analyse van het gebruik van het gebied te maken, door zowel recreanten als vogels, en voor beide de gewenste doelen te bepalen.

In de spagaat tussen het vrij kunnen bezoeken van natuurgebieden enerzijds en de substantiele verstoring van vogels door de enorme recreatiedruk anderzijds, staat het behoud van leefgebied voor vogels (en net zo goed andere fauna) onder druk. Het is dan ook cruciaal om met gerichte maatregelen deze effecten zoveel mogelijk te beperken. In dit hoofdstuk bespreken we verschillende maatregelen en hun effect, en ook hoe te komen tot een optimale keuze voor maatregelen.

Dit hoofdstuk betreft een eerste verkenning en geen uitputtende studie. Er zullen in de praktijk meer maatregelen en methoden bestaan om de effecten van recreatie te mitigeren. Er bestaan dan ook veel andere mooie voorbeelden van uitgewerkte mitigatieplannen. Zo heeft de National Trust in Engeland een heel overzichtelijke set maatregelen uitgewerkt voor een heel scala aan habitattypen (National Trust 2000). Voor de noordwestelijke Veluwe is een prachtig zoneringsplan opgesteld waarin de rust voor natuur wordt samengebracht met ruimte voor de vele recreanten (De Ruyter 2020). En vlak onder Rotterdam ontstaat het Buijtenland van Rhoon: een polder waar op basis van zonering en doelgroepen de natuur (vogelpopulaties) hersteld wordt en waarbij recreatie een integrale plek krijgt.[15] Henkens *et al.* (2012a) ten slotte hebben maatregelen uitgewerkt voor Natura 2000-gebieden, in het spanningsveld tussen het behalen van natuurdoelen en de soms grootschalige recreatie.



In een interview voor het tijdschrift voor Wadvaarders vertelde de oud-directeur Fred Wouters van Vogelbescherming Nederland heel treffend over het afsluiten van delen van het Wad voor vaarrecreatie: "Ik voel me op het Wad altijd op bezoek bij de vogels, voor wie het Wad hun eigen huis is. Als bezoeker respecteer ik hun leefgebied. Vogels zijn afhankelijk van dit leefgebied, wadvaarders niet. Vogels hebben geen keuze, wadvaarders wel. Dus voor mij is het feit dat gebieden op het Wad afgesloten zijn of waar restricties voor gelden geen probleem. Integendeel. Het is uit allerlei onderzoek duidelijk dat vogels de dupe zijn van menselijk handelen. Dat ze daarvoor beschermd moeten worden is ook vanzelfsprekend en dat bescherming helpt is door onderzoek vastgesteld." (Berk 2009).

Voorspelbaarheid is een probate methode om verstoring te beperken (zie §4.2 gewenning). Een grote mate van voorspelbaarheid in de bewegingen van recreanten in een gebied, stelt vogels in staat zoveel mogelijk te wennen aan recreatieve activiteiten. Manieren om deze gewenning te bevorderen liggen in het weghalen van het 'gevaar' dat de recreant vormt vanuit het oogpunt van de vogel. De beste manier om gewenning te bevorderen is dan ook door het gedrag van de recreant zo voorspelbaar mogelijk te maken en door ervoor te zorgen dat recreanten in die voorspelbaarheid nooit een echt gevaar vormen (zie §4.2 jacht). **Voorbeelden**

- Vaste routes of locaties aanbieden waar niet van afgeweken kan worden.
- Een hek of sloot of balk of andere barrière plaatsen waar mensen nooit voorbij komen.
- Steeds op een vaste tijd van de dag een gebied bezoeken.
- Een gebied altijd vanuit dezelfde richting naderen.
- Steeds dezelfde vervoersmiddelen gebruiken.
- Geen mensen toelaten in een gebied die een daadwerkelijk gevaar vormen voor vogels, dus geen mensen met honden, geen jagers en evenmin enige menselijke activiteit die vogels als gevaarlijk beschouwen.

15 https://www.zuid-holland.nl/onderwerpen/landschap/projecten-rijke/groen-index/groenprojecten/buijtenland-rhoon/

Naast voorspelbaarheid is het van belang om gebieden zo in te richten dat er ook **onverstoorde gebieden** ontstaan. Veel van de maatregelen zijn hier dan ook op gericht.

Drie strategieën kunnen leiden tot grotere voorspelbaarheid en meer onverstoorde gebieden.

1. Zonering
2. Educatie
3. Handhaving

Deze behandelen we in de volgende paragrafen. Binnen deze strategieën presenteren we enkele maatregelen en methoden die geschikt zijn om het gewenste resultaat te behalen. Vaak is een combinatie nodig van strategieën, met hun specifieke maatregelen en methoden, om een gewenst effect te bereiken.

6.1 Strategie 1 – Zonering en slim combineren van functies

Om de impact van recreatie tegen te gaan of te verminderen wordt de intensiteit van recreatie in veel gebieden gezoneerd. Er zijn vele maatregelen inzetbaar om te zoneren. We werken hieronder drie daarvan uit:

- Gebieden (tijdelijk) afsluiten voor recreanten;
- Zicht op recreanten wegnemen;
- Toegang voor recreanten (on)aantrekkelijker maken.

Afsluitingen in ruimte en tijd

Wanneer een gebied zeer kwetsbaar is, is de enige manier om het te beschermen het afsluiten voor recreatie. Hetzij voor alle vormen van recreatie, als een gebied zeer kwetsbaar is, hetzij voor specifieke vormen zoals fietsers of honden. In drukbezochte gebieden is een voorwaarde voor succes om dan andere delen van het gebied wél open te stellen voor die vormen van recreatie; denk aan hondenlosloopgebieden, die een voorwaarde zijn om te bereiken dat de honden aangelijnd worden daar waar dat gevraagd wordt. Het afsluiten van gebieden is vooral een effectieve maatregel voor soorten van open landschappen, zoals bijvoorbeeld kustbroedvogels (Batey 2013).

Ook kan een gebied tijdelijk worden afgesloten, bijvoorbeeld van zonsondergang tot zonsopgang, in de ochtend, of gedurende het broedseizoen. Zo was er de eerste vijf uur van de ochtend geen toegang voor boten en andere waterrecreanten op plekken waar Amerikaanse zeearenden nestelden en foerageerden in Washington, VS. Dit was belangrijk voor het broedsucces van de zeearenden, omdat zij juist 's ochtends vroeg veel voedsel naar de kuikens brachten (Stalmaster & Kaiser 1997, 1998).



Obstakels. Een takkenbos sluit een sluiproute af, langs het hek en onder het prikkeldraad door.

Foto Karen Krijgsveld

Op de Veluwe werkt men met vier verschillende recreatiezoneringen (De Ruyter 2020).[16]

Zone A: Intensief recreatief gebruik. Dit is de drukste plek op de Veluwe met een hoog aantal voorzieningen.
Zone B: Matig intensief recreatief medegebruik. Deze gebieden kunnen worden gezien als het visitekaartje van de Veluwe. Er bevinden zich veel routes in deze gebieden, die beginnen in Zone A.
Zone C: Rustig gebied met extensief recreatief medegebruik. Deze gebieden zijn verder weg van parkeergelegenheden en andere voorzieningen. Deze zone is voornamelijk gericht op rustige en natuurgerichte recreatievormen. Hier kunnen mensen genieten van de 'stille, eindeloze Veluwe'.
Zone D: (Tijdelijk) afgesloten gebieden vanwege kwetsbare flora of fauna. Deze gebieden zijn het gehele jaar, of tijdens het broedseizoen, afgesloten voor alle recreatievormen. Wel kan het mogelijk zijn om de gebieden te bekijken, door middel van een uitkijktoren welke zich op de rand van het gebied kan bevinden of onder leiding van een boswachter.

Het afsluiten van gebieden kan gerealiseerd worden op verschillende manieren, al naar gelang het type habitat. Drie voorbeelden zijn hieronder uitgewerkt.

1. Omheining

Volledige afsluiting is mogelijk door middel van het omheinen van een gebied. Dit kan met behulp van een afrastering of een natuurlijke omheining. Er zijn veel voorbeelden te vinden van gebieden die succesvol ontoegankelijk zijn gemaakt met behulp van een afrastering. Dit principe wordt vaak toegepast op stranden, zowel in Nederland als in het buitenland, tijdens het broedseizoen van verschillende soorten vogels. Zo heeft het afsluiten van broedgebieden met een **touw** dat als afrastering diende, naast andere maatregelen zoals bijvoorbeeld het weghouden van predatoren en het plaatsen van informatieborden, geleid tot een substantieel succesvoller broedseizoen voor strandbroeders op stranden van Nederland, Portugal en Groot-Brittannië tot de Verenigde Staten en Australië. Interessante publicaties hierover zijn de overzichtspublicaties over het beschermen van de Amerikaanse strandplevier in de VS (Lafferty *et al.* 2006, Stinson 2016), van dwergstern-kolonies in Portugal (Medeiros *et al.* 2007), over de praktische kanten van het toepassen van afrasteringen in Groot-Brittannië (Babcock & Booth 2020), en natuurlijk de leidraad over bescherming van strandbroeders op de Nederlandse stranden (Meininger & Graveland 2002).

Wanneer gekozen wordt om broedgebieden te omheinen, is het aan te raden om twee zoneringsgebieden te onderscheiden: de **kernzone**, oftewel het daadwerkelijk broedgebied, en een **bufferzone** die als bescherming functioneert voor het broedgebied (Meininger & Graveland 2002) (zie ook HS 4 over bufferzones).

Wanneer gebieden voor langere tijd afgesloten moeten worden, kan ook **natuurlijke omheining** toegepast worden. Denk daarbij aan bijvoorbeeld dichte meidoornhagen die toegang tegengaan, of pleksgewijs weelderige begroeiing in sloten om het moeilijk te maken voor boten/kano's om door het water te manoeuvreren. Zulke begroeiing is structureler van aard dan omheiningen. Dicht struikgewas met doorns/stekels zal hier het efficiëntst zijn.

16 Zie voor een overzicht van deze aanpak ook: https://magazine.gelderland.nl/zonering-veluwe#!/recreatiezonering

2. Obstakels

Om gebieden af te sluiten is het ook mogelijk om te werken met (tijdelijke) obstakels. Hierdoor wordt het (tijdelijk) onmogelijk voor recreanten om een bepaalde, afgesloten, route te volgen. Boomstronken op een pad kunnen bijvoorbeeld mountainbikers hinderen om in het broedseizoen over een specifiek pad te fietsen. Deze methode kan ook toegepast worden om watergebieden af te sluiten. Zo is de toegang op kwetsbare plekken in moerasgebieden beperkt doordat er drijfbalken met kettingen aan houten palen zijn neergelegd.



Sloot in de Biesbosch afgesloten voor kanovaarders, om een nest van een visarend rust te geven. Foto Thomas van der Es, Staatsbosbeheer

3. Sloten

Sloten kunnen dienen om een gebied ontoegankelijk te maken voor wandelaars. Dit wordt als middel ingezet in bijvoorbeeld het Buijtenland van Rhoon, bij Rotterdam (Anonymous 2018).[17] Het is hierbij wel van belang dat de sloot breed genoeg is zodat het niet gemakkelijk is om eroverheen te springen. Ook moet beseft worden dat (veel) honden kunnen zwemmen en sloten dus niet, of beperkt, als afbakening tegen honden gebruikt kunnen worden. Om het gebied lokaal toegankelijk te maken, is het mogelijk om een draaibrug te plaatsen, die door een beheerder/wachter geopend en gesloten kan worden.

Zicht op recreanten wegnemen

Het is mogelijk om een gebied af te schermen met behulp van een natuurlijke, groene muur wanneer het niet gewenst is om gebieden volledig af te sluiten in ruimte en/of tijd, maar verstoring wel tot een minimum beperkt moet worden. Wanneer paden verscholen liggen, zullen vogels minder verstoord worden door de recreanten omdat die voor de vogels niet zichtbaar zijn. Deze maatregel wordt veel toegepast op paden naar uitkijkposten en vogelkijkhutten, zodat de kans kleiner is dat vogels opvliegen wanneer recreanten over het toegangspad lopen. Een mooi voorbeeld is het Fochteloërveen.[18] Hier is door middel van zogenaamde 'groene muren' van struikgewas en bomen de verstoringsafstand van eenden, ganzen en kraanvogels kleiner geworden. Dit resulteert niet alleen in minder verstoring en een groter foerageer- en broedgebied voor vogels, maar vergroot ook de kans dat recreanten bijzondere vogels zien. Ook in een onderzoek naar effecten van recreatie op korhoenders in Noord-Duitsland bleek dat, wanneer wandelaars op paden visueel waren afgeschermd door de vegetatie, de korhoenders aanzienlijk meer in de buurt van de paden bleven foerageren (Tost *et al.* 2020).



Om de vogels niet te verstoren is het pad naar de kijkhut in de Oostvaardersplassen afgeschermd. Foto Roy de Haas / Agami

17 Zie download op https://www.buijtenland-van-rhoon.nl/

18 Fochteloerveen.nl; 'Opslag bevordert rust en soortenrijkdom'. Zie https://www.hetfochteloerveen.nl/bescherming_vvlg.asp?Id=1363855090

Gebieden onaantrekkelijk of juist aantrekkelijk maken

Het (on)aantrekkelijk maken van gebieden kan ervoor zorgen dat mensen wel of juist niet zullen recreëren in een bepaald gebied. Op deze manier kunnen kwetsbaarder gebieden ontzien worden, zonder dat er gelijk een toegangsverbod geldt. Zo ook kunnen de minder kwetsbare gebieden zo ingericht worden dat hier de grootste aantallen recreanten naartoe komen. Er zijn verschillende methoden beschikbaar die ervoor kunnen zorgen dat een gebied al dan niet aantrekkelijk zal zijn voor recreanten. Denk hierbij aan bereikbaarheid, esthetiek, voorzieningen. Door **voorzieningen slim te combineren en te situeren**, kunnen bezoekersstromen goed gestuurd worden. Hieronder werken we een aantal voorbeelden uit.



Bepaalde plekken worden ingericht om publiek te trekken, met de bedoeling het op andere plaatsen te weren.

Foto Hans Peeters

1. Bezoekerscentra en uitkijkposten

Ontvangst- en bezoekerscentra zijn de drukste locaties in een natuurgebied. Hier is doorgaans een parkeerterrein en de mogelijkheid voor mensen om een kopje koffie te drinken of te winkelen. Ook beginnen hier vaak de recreatiepaden (wandel-, fiets- en ruiterpaden). Het is dus belangrijk om de locatie van een ontvangst- en bezoekerscentra zorgvuldig te kiezen in de minst kwetsbare gebieden. Zo heeft Staatsbosbeheer zijn bezoekerscentrum op de Sallandse Heuvelrug verplaatst naar de dorpsrand van Nijverdal. Hiervoor stond het bezoekerscentrum aan de rand van de centrale heide, wat een groot verstorend effect had op het centrale heidegebied en dus de korhoenpopulatie (De Bruijn *et al.* 2005). Dit effect geldt ook voor de uitkijkposten in een natuurgebied. Begin 2020 is een uitkijktoren van 22 meter hoog geopend in Nationaal Park De Groote Peel (zie foto hieronder). Sinds de opening van deze uitkijktoren is het aantal wandelaars in dit deel van de Groote Peel aanzienlijk toegenomen. Staatsbosbeheer werkt hier momenteel aan een zoneringsplan, waarbij de uitkijktoren in 'Zone B: Recreatief medegebruik' valt; een zone die het gehele jaar toegankelijk is met een beperkt aantal voorzieningen (Staatsbosbeheer 2017). Door een wandelroute te ontwikkelen tussen bezoekerscentrum en uitkijktoren, zal de recreatiedruk in het kerngebied in de Groote Peel naar verwachting afnemen. Het voordeel van het plaatsen van ontvangst- en bezoekerscentra op specifieke locaties, is dat andere delen van het gebied rustiger zijn. De plaatsing van uitkijktorens geeft recreanten bovendien de kans om gebieden die niet toegankelijk zijn toch te kunnen bekijken.



Uitkijktorens, zoals hier in het Fochteloërveen, geven uitzicht over gebieden die gesloten zijn voor publiek. Ze trekken ook veel publiek.

Foto Hans Peeters

2. Paden en routes

De situering van paden en routes is een zeer effectieve manier om mensen te sturen in een natuurgebied. De padendichtheid in een natuurgebied kan een groot effect hebben op vogels. Zo is de dichtheid aan vogels in bossen hoger wanneer er minder paden zijn (Thompson 2015), kan een lagere dichtheid aan paden een gunstig effect hebben op broedpopulaties van zangvogels, zoals boomleeuweriken (Mallord *et al.* 2007b) (zie HS 8). En ook in de duinen heeft het verwijderen van paden een gunstig effect op broedvogels. Broedende tapuiten in de Noordduinen bijvoorbeeld namen toe in aantal en hadden een hoger broedsucces na het verwijderen van paden (Van Turnhout & Majoor 2016) (zie HS 13). Op basis van een onderzoek op de Lemelerberg geven we hier een aantal aanbevelingen die nuttig zijn bij de indeling van paden in een natuurgebied (Van Dijk & Veldhoen 2011).

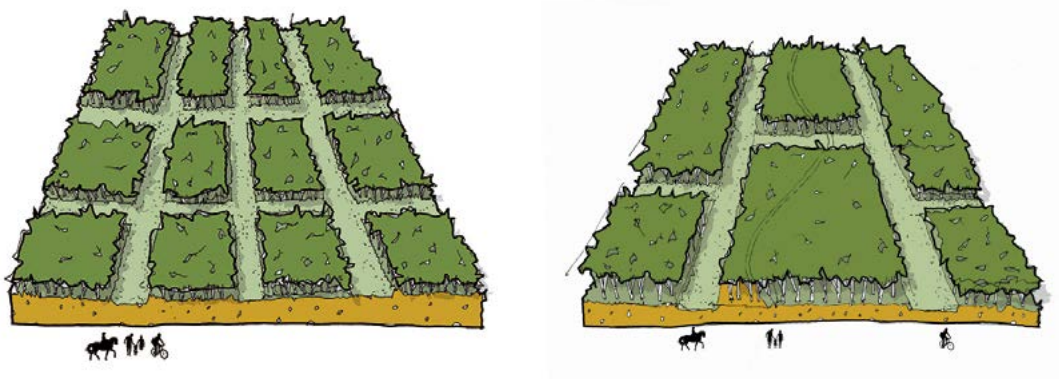
- Voorkom het doorkruisen van habitattypen zoveel mogelijk, door paden rondom een habitattype te plaatsen. Landschap Overijssel bijvoorbeeld heeft, naar aanleiding van het onderzoek op de Lemelerberg, een wandelpad in de Bergvennen vervangen door een twee keer zo lang wandelpad rondom het gebied. Hierdoor werd verstoring bij de poelen vermeden.
- Denk aan hoogteverschillen en plaats paden zoveel mogelijk verscholen. Een verscholen pad biedt recreanten veel afwisseling en heeft een minder verstorend effect op vogels.
- Leg niet alle paden aan in bosranden, ook al zijn bosranden zeer geliefd bij recreanten. De overgangszone van besloten gebied naar open terrein is voor veel vogels belangrijk foerageer- en broedgebied.
- In open gebieden waar geen paden zijn aangelegd, zoals in struingebieden in uiterwaarden, kan een pad zeer effectief zijn om uitwaaieren van het publiek over het gehele gebied te beperken (Pearce-Higgins *et al.* 2007)
- Monitor het effect geregeld en pas maatregelen hierop aan.
- Speel in op de wensen van de bezoeker: een padennetwerk dat tegemoet komt aan de wensen van de bezoeker wordt doeltreffender gebruikt (*positive visitor management*, Graf *et al.* 2018).



Met de inrichting van paden in een natuurgebied kan goed gestuurd worden waar mensen naartoe gaan.

Foto Hans Peeters

Door meer paden te situeren in de minder kwetsbare gebieden, zal het gros van de recreanten daar gaan lopen. Wanneer de padendichtheid lager is in de kwetsbare gebieden, zal dit op gelijke wijze resulteren in een lagere recreatiedruk (Pouwels *et al.* 2020). Een belangrijk middel om dit te realiseren is de maaswijdtebenadering (figuur 6.1). Hiermee kunnen rustige gebieden tussen de paden gerealiseerd worden. Het ontbreken van paden zal mensen minder uitnodigen om in bepaalde gebieden te recreëren. Paden en routes moeten dus zo ingedeeld worden, dat het recreanten verleidt om in de minder kwetsbare gebieden te gaan recreëren. Hierbij is handhaving en educatie wel van belang; zie hieronder. Gebieden rond ontvangst- en bezoekerscentra hebben door hun aantrekkende werking vaak een grotere padendichtheid; vandaar ook het belang dergelijke faciliteiten te positioneren in het minder kwetsbare deel van het gebied.



Figuur 6.1 Het maaswijdte-principe geeft inrichtingsvarianten voor toegang tot gebieden. Door de maaswijdte van een padennetwerk te variëren ontstaan er rustige delen in een terrein.
Bron: Bureau Peter de Ruyter landschapsarchitectuur

De afgelopen jaren is er aardig wat onderzoek gedaan naar het gedrag van recreanten in natuurgebieden (Korpilo *et al.* 2018, Pouwels 2019). Om inzicht te krijgen in de bewegingen van recreanten in een gebied, en hoe die te sturen, is door de Universiteit van Wageningen een tool ontwikkeld en ook een aantal eenvoudig inzetbare vuistregels (Pouwels *et al.* 2020). Daarmee kan uitgezocht worden hoe bijvoorbeeld de herinrichting van paden de publieksstroom zal beïnvloeden.

3. Parkeergelegenheden

Recreatie is intensiever in de buurt van parkeerplaatsen, en parkeerplaatsen trekken recreanten aan (Newsome *et al.* 2012, Pouwels *et al.* 2020). Door minder parkeergelegenheid te faciliteren, kan de recreatiedruk in een gebied dus verlaagd worden. Denk daarbij vooral ook aan de 'scharrelparkeerplaatsen' (kleine parkeerplaatsen). Wanneer er veel mogelijkheden zijn tot parkeren, zal het moeilijk worden om zonering succesvol toe te passen.



Vogelaars en dagjesmensen vergapen zich aan kraanvogels met hun jongen in het Fochteloërveen. Recreatie in het gebied resulteert in ernstige verstoring van de kraanvogels.

Foto Herman Feenstra

Voorwaarden voor succesvolle zonering

Voor een succesvolle zonering is het volgende van belang:

Slim combineren en/of situeren van functies

- Op Texelse stranden bijvoorbeeld bleek voor de bescherming van strandbroeders een afrasterend touw in combinatie met informatieborden een succesvoller werkwijze dan afbakening met uitsluitend borden (Staatsbosbeheer[19]).
- Handhaving.
- Duidelijke inrichting.

Voorlichting

- Het afsluiten van (broed)gebieden kan zeer succesvol zijn om de effecten van recreatie te mitigeren, mits er voorlichting plaatsvindt, door middel van bijvoorbeeld borden waarop duidelijk zichtbaar is waarom een gebied afgesloten is (Meininger & Graveland 2002).
- Aanbieden van alternatieve routes / locaties.

6.2 Strategie 2 – Voorlichting

Veelal vindt er onnodige verstoring plaats doordat recreanten niet goed weten welke effecten zij kunnen hebben op de natuur, welke geschreven en ongeschreven regels er daarom gelden, en welke effecten het kan hebben wanneer zij deze regels overtreden. Veel bezoekers zijn zich er zonder voorlichting niet van bewust dat ze zich bijvoorbeeld nabij een broedkolonie van meeuwen of sterns bevinden, of dat een tureluur zo aan het alarmeren is omdat de kuikens vlakbij zitten. Veel verstoring kan dus voorkomen worden door recreanten beter in te lichten. Eenvoudige voorlichting kan daarbij al veel effect hebben. Hiervoor zijn verschillende mogelijkheden, die we hieronder behandelen. Deze lijst is slechts een selectie van maatregelen die beschikbaar zijn, en pretendeert niet volledig te zijn. Ook merken we op dat het succes afhankelijk is van een combinatie van de gekozen maatregel en de kwaliteit van de uitvoering. Het is mogelijk een verbodsbord te plaatsen, maar als er niet gehandhaafd wordt, of het bord is niet duidelijk, dan werkt het niet. Een website kan prachtig zijn, maar als hij niet bezocht wordt door de juiste doelgroep, wordt het doel niet bereikt.



Verstoring door een windsurfer in de Gouwzee. Doordat niet alleen fysieke markering maar ook voorlichting en bovendien handhaving ontbreekt, zijn windsurfers en ook kitesurfers zich niet bewust dat surfen hier buiten de zomermaanden verboden is, en dat ze dan veel verstoring onder vogels veroorzaken.

Foto Gerard Hund

19 https://www.boswachtersblog.nl/texel/2017/04/13/strandbroeders-op-texel-krijgen-hulp-wandelaars-worden-om-hun-broedgebied-heen-geleid/

Borden

Het plaatsen van borden is een veel voorkomende maatregel tegen verstoring. Borden worden onder andere gebruikt om aan te geven welke gebieden niet toegankelijk zijn, door middel van een verboden-toegangsbord of een bord met een kaart met informatie. Helaas zijn er veel voorbeelden te noemen waar dit niet werkt. Redenen daarvoor kunnen zijn: onduidelijke taal, onduidelijke regels, plaatsing op een onlogische plek, verkeerde taal voor de doelgroep, en gebruikte taalstijl (is het een ge- of verbodsbord). Andere redenen voor het niet slagen van borden kunnen zijn het gebrek aan handhaving bij een verbodsbord of een verbodsbord dat niet duidelijk maakt waar het verbod geldt en waar niet. Op de foto hieronder staat hiervan een voorbeeld. Deze borden gaven aan welke gebieden verboden zijn voor loslopende honden. Ze stonden alleen bij de ingang van het terrein en waren zo onduidelijk dat het verwarrend was waar mensen nu wel of juist niet met hun hond konden lopen. In het terrein zelf ontbrak bovendien een fysieke markering rond het hondenlosloopgebied of rond het afgesloten gebied, én er vond geen handhaving plaats. Het resultaat was dat veel mensen de regels negeerden en met hun (niet aangelijnde) honden door de afgesloten gebieden liepen.

Wanneer borden te veel tekst bevatten of onduidelijk zijn, worden ze minder gelezen en begrepen. Om een overzichtelijk bord te maken, kan een (zeer) korte tekst of kunnen enkele afbeeldingen geplaatst worden, met daarnaast een QR-code die mensen kunnen scannen met hun telefoon. Na het lezen van de QR-code, opent op de telefoon een website waar informatie staat over het gebied en een toelichting waarom regels, zoals bijvoorbeeld een toegangsverbod of aanlijnplicht, zijn ingesteld in het gebied. Het is dan uiteraard belangrijk dat de website up-to-date is en nuttige informatie geeft (zie §6.3.3 Website). Zo gebruikt Natuurmonumenten in verschillende gebieden QR-codes om mensen te informeren over het gebied: in het Naardermeer geven QR-codes toegang tot informatie over de geschiedenis van het gebied.[20]



Onoverzichtelijk overzichtsbord in Gravenbol bij Wijk bij Duurstede, waaruit niet duidelijk is waar het nou wél en waar níet is toegestaan om met (aangelijnde of loslopende) honden te lopen. Ook ontbrak in het gebied zelf een fysieke begrenzing én werd er niet gehandhaafd, waardoor de regels massaal genegeerd werden. Het bord wordt momenteel vervangen, er komt een tweede bord en er komt een afrastering langs het natuurgebied.
Foto Wetlandwacht Vogelbescherming

Informatieve borden kunnen een positief effect hebben wanneer zij gecombineerd worden met andere strategieën en methoden, zoals bijvoorbeeld omheining of afrastering. Zo bleek in het Fochteloërveen dat een verbodentoegangsbord waar een goed onderhouden pad achter lag, juist mensen aantrok. De borden werkten daarentegen wel wanneer achter het bord begroeiing stond, zoals dicht struikgewas en bomen[21]. Daarnaast zijn borden effectiever wanneer ze voorzien zijn van een duidelijke uitleg/informatie waarom een gebied afgesloten is. Denk daarbij aan een korte tekst (eventueel in verschillende talen) en afbeeldingen/uitleg van bijvoorbeeld de broedende soort (Meininger & Graveland 2002). Ook wanneer borden aangeven wat wél mag in plaats van wat niet mag, zijn ze effectiever. Denk aan een bord waarop een alternatieve route staat aangegeven in plaats van enkel 'verboden toegang'.

20 https://buroniv.nl/projecten/357/historisch-rondje-naardermeer

21 Fochteloerveen.nl; 'Opslag bevordert rust en soortenrijkdom'.
Zie: https://www.hetfochteloerveen.nl/bescherming_vvlg.asp?Id=1363855090

Samengevat zijn de **voorwaarden voor slagen** van een bord:

- Duidelijke taal;
- Duidelijke regels;
- Plaatsing daar waar nodig en duidelijk zichtbaar;
- Juiste taal voor de doelgroep;
- Juiste taalstijl: is het een ge- of verbodsbord;
- Alternatieve routes/locaties beschikbaar en aangegeven;
- Handhaving.

Bijeenkomsten / voorlichting

Veel recreanten zijn zich niet bewust van de regels en al helemaal niet waarom deze regels bestaan. Om deze recreanten beter in te lichten, zijn boswachters en andere stafleden zeer waardevol. Wanneer zij bezoekers informeren over de effecten op de natuur, neemt het verstorend gedrag door deze bezoekers af (Klein 1993). Ook kunnen bijeenkomsten en voorlichtingsdagen georganiseerd worden. Tijdens deze bijeenkomsten kan informatie verstrekt worden omtrent het gebied en waar wel en niet gerecreëerd mag worden en waarom wel of niet. Hierbij is het bijvoorbeeld mogelijk om een film de gehele dag af te spelen in een bezoekerscentrum, een boswachter een presentatie te laten geven of cursussen (bijvoorbeeld fotografie, planten herkennen, libellen bekijken, e.d.) aan te bieden.



Natuurmonumenten geeft voorlichting vanuit een 'woonwagen' bij Utopia op Texel.

Foto Hans Peeters

Website

Een goede up-to-date website is zeer belangrijk om mensen te kunnen informeren. Van belang is ook dat de website duidelijk en simpel is en in verschillende formats te bekijken, dus zowel op een telefoon als op een tablet als op een laptop. Openingstijden en regels voor het natuurgebied moeten snel en zeer gemakkelijk te vinden zijn. Het creëren van een website van Waddenhavens, waarop duidelijk vermeld staat wat de regels zijn voor het gebied, heeft bijvoorbeeld een positief effect gehad op de Waddenzee. Recreatievaart is een belangrijke verstoringsbron op de Wadden, vooral voor vogels en zeehonden. Op de gezamenlijke website van de jachthavens rond de Waddenzee wordt nu ook informatie gegeven over veilig en verantwoord varen op de Waddenzee. De website is zeer overzichtelijk en wordt veel gebruikt, en daarmee worden ook de regels om verstoring te voorkomen beter gezien, beter begrepen, en beter nageleefd (www.waddenhavens.nl). Aan de informatie op deze websites ligt een gedragscode ten grondslag, en een onderliggend zeer succesvol proces van overleg tussen de betrokken partijen (Kooistra 2019). Zoals de directeur van Vogelbescherming Nederland het zei: "*Je moet veel meer uitleggen, de mensen betrekken bij de natuur- en vogelbescherming op het Wad. Je kunt veel begrip kweken met voorlichting, want alle wadvaarders zijn ten slotte ook vogel- en natuurliefhebber. En wat is beter dan voorlichting ter plekke?*" (Berk 2009).

Nieuwsbrief

Een nieuwsbrief is een mogelijkheid om mensen frequent te informeren over (veranderende) regels. Dit is het makkelijkst te realiseren door het sturen van een e-mail, waar mensen zich voor kunnen inschrijven, of door deze op de website te plaatsen. Deze nieuwsbrief kan meerdere malen per jaar verstuurd worden en kan, naast leuke weetjes, mogelijke routes en activiteiten, ook de regels bevatten. Ook kunnen zo kortere berichten verspreid worden. Zo deelt Vogelbescherming eens in de zoveel tijd een 'infosnack' over effectieve maatregelen om plevieren te beschermen (zie foto hieronder). Boswachters van Staatsbosbeheer schrijven nieuwsbrieven speciaal bedoeld voor die mensen die vaak in het gebied van de betreffende boswachter komen.

Campagnes

Campagnes om ergens aandacht voor te vragen kunnen opgezet worden om een groot publiek te bereiken. Staatsbosbeheer heeft bijvoorbeeld begin 2021 een campagne opgezet om op een opvallende manier mensen in te lichten dat vanaf 1 maart honden niet meer los mogen lopen in de Schoorlse Duinen. Daarbij zochten zij naar de leukste hond van Schoorl met behulp van de hashtag #deleukstehondvanSchoorl. Hierbij kon men kans maken op een professionele fotoshoot van de hond.[22] Dit is een leuke en informatieve manier om mensen te herinneren aan het broedseizoen van vogels en welke gevolgen het kan hebben als honden niet aangelijnd zijn. Zo ook hebben de natuurbeschermingsorganisaties in maart 2021 een grote gezamenlijk campagne gevoerd naar aanleiding van de overweldigende drukte in de natuurgebieden in 2020 door alle beperkingen vanwege het coronavirus. Bij deze campagne zijn in veel natuurgebieden borden en spandoeken geplaatst met de tekst 'Welkom in de kraamkamer van Moeder Natuur', en ook in de media is deze boodschap grootschalig afgegeven.[23] De organisaties willen op deze manier mensen erop attenderen dat de natuur en haar inwoners kwetsbaar zijn tijdens het broedseizoen. De boodschap aan alle bezoekers is om zich te gedragen alsof ze op kraamvisite bij familie/vrienden zijn.

6.3 Strategie 3 – Handhaving

De bovengenoemde maatregelen werken alleen als ze ook daadwerkelijk opgevolgd worden door recreanten. Hierbij speelt handhaving een belangrijke rol. Natuurgebieden worden beheerd en beschermd door boswachters en naleving van de regels controleren is dan ook een belangrijke taak van boswachters. Een boswachter mag recreanten alleen bekeuren of staande houden als hij of zij beschikt over een extra bevoegdheid als buitengewoon opsporingsambtenaar (BOA).

Het is essentieel dat er in gebieden frequent boswachters aanwezig zijn. In gebieden waar boswachters vaak in het terrein aanwezig zijn is er minder last van overtredingen (Greer *et al.* 2017). Daarbij is het een goede strategie voor handhavers om niet op vaste momenten aanwezig te zijn, maar onvoorspelbaar en ook op momenten in de vroege of late uren.

22 https://www.boswachtersblog.nl/schoorlseduinen/2021/01/07/boswachter-zoekt-hond/

23 https://www.staatsbosbeheer.nl/Over-Staatsbosbeheer/Nieuws/2021/03/campagne-kraamkamer-natuur

Voor begrip voor en naleving van regels is het van belang om handhaving altijd samen te laten gaan met voorlichting.

Daarnaast kunnen ook vrijwilligers helpen met het handhaven van de regels. Natuurmonumenten heeft verschillende vrijwilligers die zich bijvoorbeeld inzetten als Wad- en eilandwachters op de Richel, de Marker Wadden en Vlieland. Deze wachters geven voorlichting aan schippers over het gebied en de vogels daar en voorkomen op die manier (onbedoelde) verstoring.[24]

Maatregelen helpen alleen als ze ook gehandhaafd worden. Wandelaars krijgen een bekeuring, omdat ze hun honden los lieten lopen.

Foto Hans Peeters (foto in scène gezet)



6.4 Aanpak van en keuzes in maatregelen

Situatie en doelen in kaart brengen. Om te bepalen welke maatregelen effectief toegepast kunnen worden in een gebied, is het verstandig om eerst de situatie in kaart te brengen via een analyse van het gebruik van het gebied. Daarbij vormt een tiental vragen een hulpmiddel.

- Welke vormen van recreatie komen er voor?
- Waar, wanneer en hoe intensief vinden die plaats?
- Waar bevinden zich de belangrijke gebieden voor vogels?
- Welk deel van de populatie dient beschermd te worden en in welke mate?
- Wat zijn de ecologische behoeftes van de doelsoorten waaraan voldaan moet worden (qua foerageren, rusten, broeden)?
- Waarin liggen de kwetsbaarheden van vogels ten opzichte van recreatie?
- Wat zijn de te behalen doelen?
- Wat is de gewenste toekomstige situatie?
- Wat zijn harde randvoorwaarden voor rust?
- Wat zijn verenigbare gebruiksfuncties?

24 https://www.natuurmonumenten.nl/natuurgebieden/richel

Afhankelijk van de situatie kan het gebruik dan gescheiden worden in gebieden primair voor recreatief gebruik en primair voor vogels/overige fauna. Vervolgens kan het gebied met een combinatie van maatregelen ingericht worden. Voordat maatregelen geïmplementeerd worden, is het dus belangrijk om helder voor ogen te hebben wat de **gewenste toekomstige situatie** is en om de te behalen **doelen te definiëren** (Henkens *et al.* 2012a, Graf *et al.* 2018).

Op deze wijze kunnen de maatregelen worden afgestemd op zowel de recreatiedruk als op kwetsbare of belangrijke vogelsoorten. De aanleg van een duinovergang bijvoorbeeld kan gestuurd worden op de afstand tot kwetsbare broed- foerageer- of rustlocaties. Of kwetsbare locaties zoals af te schermen broedhabitats van strandbroedvogels kunnen worden ingericht op ruime afstand van die duinovergangen (Tratalos *et al.* 2013). Pouwels *et al.* (2017) ontwikkelden een krachtige methodiek voor beheerders om dit te bewerkstelligen, die bijvoorbeeld wordt ingezet om de verstoringsproblematiek in het Noordhollands Duinreservaat te verminderen.

Succesvolle strategieën voor behoud van goed broedsucces zijn met name inzet van borden, beheerders, en *exclosures*; voor behoud van dichtheden van niet-broedende vogels met name bufferzones en ook exclosures (Batey 2013) (zie §4.6). Er is nog maar weinig onderzoek gedaan naar de effectiviteit van effect-beperkende maatregelen. Allbrook & Quinn (2020) verhalen over het positieve effect van borden op het gedrag van mensen rond broedende jan-van-genten. En Levenhagen *et al.* (2021) lieten in een aantrekkelijk experiment zien dat maatregelen om geluidsniveaus te verminderen mensen meer open deed staan voor de natuur en het fluiten van de vogels overal om hen heen; tegelijkertijd resulteerde de toegenomen stilte in een hogere dichtheid vogels. De maatregel bestond uit niets meer dan informatieborden.

Financiën. Om hoge bezoekersstromen op langere termijn de baas te blijven, kan behalve maatregelen om draagkracht voor beschermende maatregelen bij het publiek te vergroten, ook gedacht worden aan maatregelen om met behulp van toegangskosten de financiële middelen te genereren om beschermende maatregelen te kunnen nemen. Dit beleid wordt in Canada reeds toegepast (Eagles 2014). In Nederland wordt het toegepast in het Noordhollands Duinreservaat. Enigszins vergelijkbaar is het vignet-systeem dat op de Utrechtse Heuvelrug wordt gebruikt voor mountainbikers, en waarmee tegen betaling een jaar lang gebruik gemaakt kan worden van de mountainbike-paden. Het implementeren van maatregelen om effecten van recreatie te beperken, en de handhaving op het naleven van regels, is een kostbare zaak waar maar weinig financiële middelen voor beschikbaar zijn.

KADER

Wetgeving en verstoring



Foto Hans Peeters

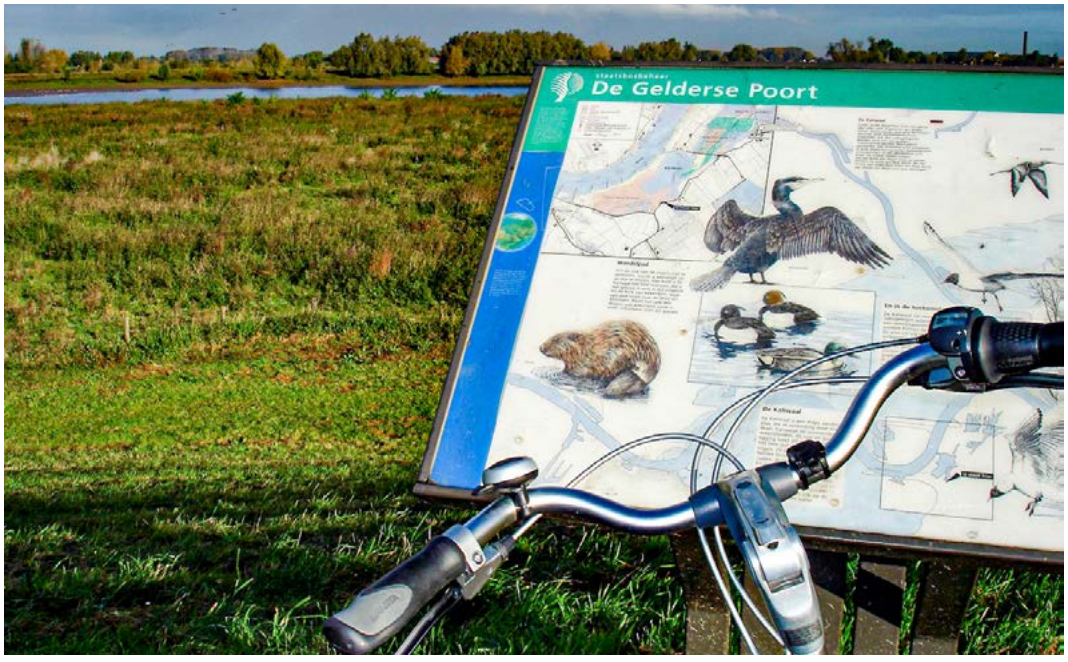
In dit kader schetsen we de juridische Nederlandse praktijk omtrent dit onderwerp. Het is geenszins bedoeld als een uitputtend overzicht van jurisprudentie.

Wet natuurbescherming

In de Wet natuurbescherming (Wnb) is de bescherming van leefgebieden van vogels geregeld (gebiedsbescherming van Natura 2000-gebieden) en ook de bescherming van individuele vogels, hun nesten en rustplaatsen, en populaties buiten beschermde leefgebieden (soortbescherming). In de Wnb is op verschillende wijzen geborgd dat het storen of verstoren van vogels of hun leefgebied niet is toegestaan. De wet is tweeledig: in hoofdstuk 2 wordt de **bescherming van leefgebieden** uitgewerkt en in hoofdstuk 3 de **bescherming van soorten** (zowel binnen als buiten de Natura 2000-gebieden).

Vereenvoudigd komt het er op neer dat in en bij Natura 2000-gebieden projecten niet zijn toegestaan die afzonderlijk of in combinatie met andere plannen of projecten significante gevolgen kunnen hebben voor vogelsoorten waarvoor een Natura 2000-gebied is aangewezen. Dat geldt zowel voor structurele als tijdelijke effecten. In het kader van het onderwerp recreatie gaat het hier om gevolgen die een **significant verstorende of verslechterende invloed** hebben op de betreffende vogelsoorten. Het bevoegd gezag kan onder voorwaarden een vergunning verlenen voor projecten met een effect op soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn gesteld.

Bovendien is in hoofdstuk 3 van de wet geregeld dat het niet is toegestaan vogels te storen, zowel binnen als buiten Natura 2000-gebieden, tenzij 'de storing niet van wezenlijke invloed is op de **staat van instandhouding** van de desbetreffende vogelsoort' (artikel 3.1). Daarbij ligt de bewijslast bij de initiatiefnemer, dus er moet een onderbouwing worden gegeven waarom de storing als 'niet van wezenlijke invloed' wordt beoordeeld. Bovendien is het opzettelijk vernielen of beschadigen van nesten en rustplaatsen verboden. Dit geldt voor de zogenaamde jaarrond beschermde nesten en voor rustplaatsen niet alleen in de broedperiode, maar ook daarbuiten. Een nest is ook jaarrond beschermd als de kans voldoende groot is dat de soort ernaar zal terugkeren.



In de Wet natuurbescherming is op verschillende wijzen geborgd dat vogels of hun leefgebied beschermd zijn tegen de negatieve gevolgen van verstoring.

Foto Hans Peeters

Het bevoegd gezag kan voor deze activiteiten ontheffing verlenen. Om af te mogen wijken van de verbodsbepalingen via een ontheffing of vrijstelling moet aan drie criteria zijn voldaan.

1. Ten eerste mag alleen van de verbodsbepaling afgeweken worden als er geen andere bevredigende oplossing voor de handeling mogelijk is.
2. Ten tweede moet tegenover de afwijking van het verbod een in de wet genoemd belang staan. De wet geeft voor de verschillende beschermingsregimes aan wat die belangen zijn zoals volksgezondheid of openbare veiligheid.
3. Tenslotte mag de ingreep niet leiden tot verslechtering van de staat van instandhouding van de soort.

Als aan deze drie vereisten voldaan is, kan een ontheffing worden verleend. Voor een aantal handelingen zijn bovendien vrijstellingen mogelijk, bijvoorbeeld in de vorm van een provinciale verordening of een gedragscode.



In een gedragscode kan geregeld worden hoe bij werkzaamheden verstoring van pleisteraars of nesten wordt voorkomen. Foto Hans Peeters

Uit de Wet natuurbescherming vloeit voort dat in ecologische effectbeoordelingen rekening moet worden gehouden met het **voorzorgbeginsel**. Hieruit volgt dat in beginsel moet worden uitgegaan van een worst-case-scenario, en dat een activiteit alleen wordt toegestaan als significante effecten (Natura 2000) dan wel verslechtering van de staat van instandhouding (bij ontheffing of vrijstelling) kunnen worden uitgesloten.



Verstoring mag niet van invloed zijn op de staat van instandhouding. De beheerder van dit gebied heeft dus een verantwoordelijkheid om te voorkomen dat windsurfers of andere recreanten in het najaar grote groepen watervogels verstoren.

Foto Gerard Hund

Belang van staat van instandhouding en draagkracht leefgebied

Verstoring door recreatie kan ertoe leiden dat een lokale vogelpopulatie achteruitgaat, bijvoorbeeld wanneer de duur en intensiteit van recreatie zeer hoog is, en/of wanneer recreatie in zeer open gebieden plaatsvindt waardoor over grote afstanden vogels worden verjaagd en ze niet terugkeren (zie HS 3). In deze gevallen kan de gunstige staat van instandhouding onder druk komen te staan, of kan de draagkracht van een leefgebied afnemen.

In de VS is het aantal Amerikaanse strandplevieren (*snowy plover*) in zo alarmerende mate afgenomen door recreatie op de stranden, dat de verstoring door recreatie van de broedhabitat van de soort als zodanig onderkend is en specifieke beschermde gebieden zijn aangewezen waar strenge wettelijke toegangsrestricties gelden (US Fish and Wildlife Service 2012). Dit is echter een extreme maatregel die feitelijk te laat komt, nadat de negatieve effecten al zijn opgetreden. Het is wel een goed voorbeeld, omdat ook op de Nederlandse stranden de kustbroedvogels al decennialang substantieel minder nesten hebben en in die nesten minder jongen grootbrengen door de hoge mate van toegankelijkheid van vrijwel alle Nederlandse stranden voor recreanten. Dergelijk verlies aan draagkracht van leefgebieden voor vogels is op veel meer plaatsen in Nederland aan de orde, ook in Natura 2000-gebieden (zie HS 6).

Om verslechtering van draagkracht te voorkomen kunnen maatregelen worden getroffen om effecten te voorkomen of beperken. Voorbeelden hiervan zijn uitgewerkt in HS 6.



Wereldwijd worden op stranden maatregelen getroffen om verstoring van strandbroeders te beperken. Hier voor zwartkopplevieren in Australië.

Foto Cath Bell

Juist en onjuist omgaan met verstoring in natuurtoetsen

Op juridisch vlak ligt het probleem bij beoordelingen van verstoringseffecten erin dat prognoses van effecten moeilijk te geven zijn omdat de dosis-effectrelaties complex zijn. Immers, de impact van een verstoringsbron op (een populatie) vogels hangt van een veelheid van factoren af, zoals seizoen, groepsgrootte, soortsamenstelling, habitatbeschikbaarheid, weersomstandigheden, voedselbeschikbaarheid, overige verstorende factoren, en duur, aard en intensiteit van de verstoring. Hoeveel onderzoek er ook gedaan wordt, er zal nooit een antwoord komen op de omvang van de effecten van alle individuele combinaties van deze factoren. Dat betekent dat er door een **ecoloog een inschatting van het effect** gegeven moet worden op basis van feitelijke informatie (bijvoorbeeld het aantal vogels dat beïnvloed kan worden door de activiteit) en de bijbehorende complexe omstandigheden. Uiteindelijk moet dat leiden tot een oordeel of het effect van verstoring een afname betekent van oppervlak of kwaliteit van het leefgebied van een vogelsoort.

Bij effectbeoordelingen en natuurtoetsen komt een aantal **misvattingen** in relatie tot verstoring geregeld voor.

1. Het feit dat vaak alleen naar de **(maximale) verstoringsafstanden** (lees: vlucht- of onrustafstanden) gekeken wordt en dat daarmee impliciet wordt aangenomen dat het gehele gebied daarmee ongeschikt leefgebied wordt. In de praktijk zijn er vele voorbeelden waaruit blijkt dat dit te simpel gesteld is. Het voordeel van deze methode is wel dat het een maximaal mogelijk effect weergeeft, hetgeen in overeenstemming is met het voorzorgsbeginsel (zie hierboven).
2. Omgekeerd wordt er in natuurtoetsen geregeld te snel verondersteld dat de mate van **gewenning** zo groot zal zijn dat er een veel lager effect zal zijn dan op basis van maximale afstanden aangenomen zou kunnen worden. Gewenning kan alleen onder specifieke omstandigheden optreden en voor lang niet alle vogelsoorten (zie §4.2).
3. Zeer gangbaar is ook de redenatie dat in gebieden waar – in de huidige situatie – **geen vogels aanwezig** zijn, deze ook niet 'verstoord kunnen worden', daarbij abusievelijk achterwege latend dat deze vogels mogelijk al vertrokken zijn uit het gebied door verstoring (zie kader recreatiedruk op meren). In het verlengde hiervan wordt vaak gesteld dat er voldoende **uitwijkmogelijkheden** zijn voor de vogels, zonder dat onderbouwd wordt waar deze uitwijkmogelijkheid dan is en of deze geschikt is. Dit geldt zowel bij verstoring van vogels in Natura 2000-gebieden als daarbuiten. Bovendien moet, als het om Natura 2000 gaat, het leefgebied geschikt gehouden worden voor de vogels, of ze er nu wel of niet zijn op dat moment.
4. Een andere ongelukkige werkwijze bij beoordelingen van effecten is het **opsplitsen van verstoringseffecten die vervolgens allemaal apart worden beoordeeld**. Dit is veroorzaakt door de effectenindicator[25] waarin globaal de typen oorzaken van verstoring worden samengevat. In vele natuurtoetsen wordt dit vervolgens als een kookboek toegepast en wordt getracht de effecten allemaal te splitsen en afzonderlijk te duiden. In de regel is de verstoring echter juist het gevolg van de **combinatie van deze factoren**. Zo heeft een varende boot immers een bepaald verstorend effect op watervogels omdat hij zichtbaar is (optische verstoring), herrie maakt (geluid), trillingen veroorzaakt, en omdat aan boord feest gevierd wordt met luide muziek en een zwalkende koers. In de regel is het effect van alle onderdelen samen groter dan het effect van de maximale variant. De juiste aanpak is dus om alle **verschillende onderdelen in samenhang te toetsen** in plaats van apart. M.a.w. het effect van een boot met drukke mensen aan boord met veel geluid is groter dan een boot die op vaste koers voorbijglijdt met enkel een stil voor zich uit kijkende stuurman aan de helmstok.



Knobbelzwanen voelen zich hier veilig achter de verbodentoegangsboeien en buiten de vaargeul.

Foto Karen Krijgsveld

25 https://www.synbiosys.alterra.nl/bij12/effectenindicatorsoorten2016.aspx

Verstoring versus verslechtering

In effectbeoordelingen gaat het erom te bepalen of het gebied minder geschikt wordt voor vogels als leefgebied (afname habitatkwaliteit of verslechtering leefgebied). Dus of een vogel opvliegt of onrustig wordt is niet per se relevant, maar wel of met de verstoring de **kwaliteit van het leefgebied** afneemt (zie ook §3.4 over draagkracht). Dit laatste dient zoveel mogelijk kwantitatief onderbouwd te worden. Door een juiste interpretatie van verstoringsafstanden, verstoringsduur, verstoringsintensiteit, typen verstoringsbronnen, diversiteit in soorten, groepsgroottes en gebruiksfuncties op basis van de kennis aangereikt in dit rapport, is een inschatting te maken van het effect. Het is derhalve nodig met ál deze factoren rekening te houden.



In beheerplannen kunnen maatregelen tegen verstoring door recreatie worden opgenomen.

Foto Hans Peeters

Verantwoordelijkheid voor naleving wet

Het bevoegd gezag draagt de verantwoordelijkheid voor het naleven van de Wet natuurbescherming. Dit betekent dat de provincies (Gedeputeerde Staten) eindverantwoordelijk zijn voor naleving van de wet in hun provincies, zowel ten aanzien van de Natura 2000-gebiedsbescherming als de soortbescherming. De Rijksoverheid (LNV) draagt de eindverantwoording voor de grote wateren, zoals de Waddenzee en het IJsselmeer.

Voor Natura 2000-gebieden wordt de bescherming geborgd door beheerplannen. Daarin kan bijvoorbeeld vastgelegd worden of een Natura 2000-gebied opengesteld wordt of blijft voor recreatie, en zo ja welke delen dan wel of niet, en op welke manier effecten gemitigeerd worden. Ook kan de toegang beperkt of verboden worden als dat nodig is gelet op de instandhoudingsdoelstellingen (art. 2.5 Wet natuurbescherming). Buiten Natura 2000-gebieden is er andere wet- en regelgeving die de mogelijkheid biedt om beperkingen op te leggen in natuurgebieden (bijvoorbeeld in het kader van NatuurNetwerk Nederland). Daarmee hebben terreineigenaren zoals Waterschappen, Defensie, particulieren, verenigingen (o.a. Natuurmonumenten) of Staatsbosbeheer de mogelijkheid om gebieden af te sluiten of de toegang te beperken.

In al deze gebieden wordt de inrichting, toegang en handhaving van regels uitgevoerd door de lokale terreineigenaren/beheerders. Zij zijn daarbij ook verantwoordelijk voor een adequate soortbescherming. De beheerder (zoals Rijkswaterstaat op het IJsselmeer, Staatsbosbeheer in veel rivier-uiterwaarden) heeft daarbij de verantwoordelijkheid om verstoring te voorkomen en op te treden tegen verstorende activiteiten (algemene zorgplicht, art 1.11 Wnb).

KADER

Lezenswaardige literatuur



Foto Carel Windt

In dit kader benoemen we een aantal publicaties die een belangrijke bijdrage leveren aan de huidige inzichten over de effecten van recreatie op vogels en manieren om die effecten te voorkomen, en die daarom interessant zijn om te lezen.

Reviews over effecten van recreatie op vogels

Twee **algemene reviews** waaruit blijkt dat het effect van recreatie op grote schaal is aangetoond in de wetenschappelijke literatuur. Vooral voor roofvogels en steltlopers zijn veel negatieve effecten gepubliceerd, en voor vogels in kustbiotopen en wetlands.

Larson CL, SE Reed, AM Merenlender & KR Crooks (2016). Effects of recreation on animals revealed as widespread through a global systematic review. PLOS ONE 11: e0167259.

Steven R, C Pickering & J Guy Castley (2011). A review of the impacts of nature based recreation on birds. Doi: 10.1016/j.jenvman.2011.05.005. Journal of Environmental Management 92: 2287-2294.

Over **roofvogels**. Overzicht van de effecten op broedende roofvogels op basis van 24 studies, waarin wordt aangetoond dat broeddichtheid van roofvogels lager is in de nabijheid van wegen en paden. Toename in afstand is gemiddeld 200 tot 800 meter toename in afstand (of 20-30% verder), tot maximaal 1400 meter voor grote roofvogelsoorten zoals arenden.

Martínez-Abraín A, D Oro, J Jiménez, G Stewart & A Pullin (2010). A systematic review of the effects of recreational activities on nesting birds of prey. Doi: 10.1016/j.baae.2009.12.011. Basic and Applied Ecology 11: 312-319.



Foto Hans Peeters

Over **strandbroeders** en verstoring op stranden. Zowel broedende vogels als doortrekkende en pleisterende vogels op hoogwatervluchtplaatsen. Twee mooie en zeer toepasbaar overzichten van de literatuur en van mogelijkheden om effecten van recreatie op het strand te verkleinen. Verstoring van deze groep vogels vindt op grote schaal plaats (recreatie op de stranden) en de impact is zeer groot (habitatverlies, geminimaliseerd broedsucces, cumulatie met andere factoren). Het maakt de al twintig jaar oude studie van Meininger & Graveland helaas nog steeds zeer actueel (zie ook HS14 verstoring van soorten van biotoop kust, duin en strand).

Mengak L, AA Dayer, R Longenecker & CS Spiegel. 2019. Guidance and best practices for evaluating and managing human disturbances to migrating shorebirds on coastal lands in the northeastern United States. U.S. Fish and Wildlife Service.

Meininger PL & J Graveland (2002). Leidraad ecologische herstelmaatregelen voor kustbroedvogels. Balanceren tussen natuurlijke processen en ingrijpen. RWS/RIKZ, Middelburg.



Om de enorme verstoring door honden in te dammen, hebben Taylor et al. maatregelen uitgewerkt. Zoals het aanbieden van interessante alternatieve routes waar de hond wél vrij mag rennen.

Foto Shutterstock

Over **kitesurfen**. Op basis van zeventien studies over de effecten van kitesurfen op vogels ontstaat het consistente beeld dat kitesurfen één van de sterkste verstoringsbronnen op het water is, die alle in de buurt aanwezige soorten voor langere tijd verjaagt. Alleen jetski's en speedboten waren in sommige gevallen meer verstorend (zie ook §5.5 kitesurfen).

Krüger T. 2016. On the effects of kitesurfing on waterbirds – a review. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) 36, Hannover. Oorspronkelijk verschenen in het Duits: *Krüger T. 2016. Zum Einfluss von Kitesurfen auf Wasser- und Watvögel – eine Übersicht. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) 36, Hannover.*

Over **honden**. Taylor *et al.* gaan in op verstorende effecten op vogels, waarbij ze aan een grote hoeveelheid literatuur refereren. Op pagina 128 geven ze een serie maatregelen om de effecten te verminderen/voorkomen, waaronder aanbevelingen hoe aanlijnen te promoten en educatie en zonering te realiseren. Weston *et al.* geven een algemene review waarin ook effecten op zoogdieren en amfibieën en reptielen aan bod komen, en waarin ze trachten de stand van zaken van honden in natuurgebieden schetsen. Ook zij bespreken de opties om de effecten in de hand te houden (zie ook §5.5 honden).

Taylor K, P Anderson, R Taylor, K Longden & P Fisher (2005). Dogs, access and nature conservation. English Nature Research Reports nr 649. English Nature, Peterborough.

Weston MA & T Stankowich (2014). Dogs as agents of disturbance. In: Gompper ME, editor. Free-ranging Dogs & Wildlife Conservation. Ch 4. Oxford University Press, Oxford.

Publicaties die een interessant licht werpen op recreatie en vogels

Natuurwaardering en natuurbescherming verenigen. Voor het behoud van natuur is het van groot belang dat mensen daar ervaring mee hebben. Alleen als ze een affiniteit met natuur hebben, zullen mensen haar willen beschermen. Ondanks de schade die recreatie berokkent op de natuur, is het dus op de lange termijn essentieel voor het behoud van die natuur om mensen toegang te blijven geven. Wat zijn dan de mogelijkheden om mensen op een positieve manier waardering voor natuur bij te brengen, en zo te helpen die te beschermen?

Marzluff JM & KN Swift. 2017. Connecting animal and human cognition to conservation. Current Opinion in Behavioral Sciences 16: 87-92.

Laat vogels aan mensen wennen. Beknopt maar volledig overzichtsartikel over de impact van recreatie op vogels, en hoe we deze impact kunnen verminderen. Blumstein kiest een mooie insteek: het doel is om gewenning te stimuleren, zodat vogels minder last van ons mensen hebben.

Blumstein DT (2016). Habituation and sensitization: new thoughts about old ideas. Animal Behaviour 120: 255-262.



Mensen worden stiller en genieten meer als ze geattendeerd worden op de zang van de vogels om hen heen.

Foto Hans Peeters

Luisteren naar vogelzang als mitigerende maatregel. Een elegante, positieve manier om mensen bewust te maken van de natuur om hen heen. Bezoekers werden middels borden geattendeerd op de geluiden van de natuur (vogelzang). Hierdoor werden de mensen stiller. Ze waardeerden de stilte en de geluiden van de natuur meer (vogelzang), en hadden een plezieriger bezoek. Als bonus waren er in de stille periodes ca. 6% meer vogels in de stillere gebieden. Door de borden tijdelijk en alternerend in verschillende gebieden te plaatsen, werden steeds tijdelijke stilte-gebieden gecreëerd, waardoor de effecten mooi experimenteel in kaart konden worden gebracht.

Levenhagen MJ et al. 2021. Ecosystem services enhanced through soundscape management link people and wildlife. People and Nature 3: 176–189.

De basis van verstoring: predatierisico. Hét basisartikel over hoe vogels verstoring door mensen ervaren. Vogels vluchten weg als ze bang zijn gepredeerd te worden, en als deze angst zwaarder weegt dan de reden dat ze ergens zaten (voedsel, jongen). Deze perceptie van predatierisico en het resulterend vluchtgedrag (zoals geformuleerd door Ydenberg en Dill in 1986) wordt door de auteurs toegepast op verstoring door mensen. Vanuit deze gedachte wordt het ineens kraakhelder hoe verstoring werkt en welke impact het waarom heeft (dit is uitgewerkt in §4.1). Het artikel wordt in vrijwel al het verstoringsonderzoek geciteerd.

Frid A & LM Dill. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. Conservation Ecology 6: art.11.



Foto Stef Waasdorp

Literatuurlijst

Ackerman JT, Takekawa JY, Kruse KL, Orthmeyer DL, Yee JL, Ely CR, Ward DH, Bollinger KS & Mulcahy DM (2004). Using radiotelemetry to monitor cardiac response of free-living Tule greater white-fronted geese (*Anser albifrons elgasi*) to human disturbance. Wilson Bulletin 116: 146-151.

Agness AM, Piatt JF, Ha JC & Vanblaricom GR (2008). Effects of vessel activity on the near-shore ecology of Kittlitz's Murrelets (*Brachyramphus brevirostris*) in Glacier Bay, Alaska. Doi.org/10.1525/auk.2008.06203. The Auk 125: 346-353.

Agness AM, Marshall KN, Piatt JF, Ha JC & Vanblaricom GR (2013). Energy cost of vessel disturbance to Kittlitz's Murrelets *Brachyramphus brevirostris*. Marine ornithology 41: 13-21.

Åhlund M & Götmark F (1989). Gull predation on eider ducklings *Somateria mollissima*: Effects of human disturbance. Doi.org/10.1016/0006-3207(89)90030-X. Biological Conservation 48: 115-127.

Allbrook DL & Quinn JL (2020). The effectiveness of regulatory signs in controlling human behaviour and Northern gannet (Morus bassanus) disturbance during breeding: an experimental test. Doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125915. Journal for Nature Conservation 58: 125915.

Angelier F, Holberton RL & Marra PP (2009). Does stress response predict return rate in a migratory bird species? A study of American redstarts and their non-breeding habitat. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 2009.

Anonymous (2018). Buijtenland van Rhoon Streefbeeld. Buijtenland van Rhoon, Rhoon.

Anthony RM, Anderson WH, Sedinger JS & McDonald LL (1995). Estimating populations of nesting brant using aerial videography. www.jstor.org/stable/3783199 Wildlife Society Bulletin 23: 80-87.

Arizaga J, Garaita R & Galarza A (2020). Leisure activities as a main threat for the conservation of waterbirds in an estuary in northern Iberia. Doi.org/10.32800/abc.2020.43.0243. Animal Biodiversity and Conservation: 243-253.

Arroyo B & Razin M (2006). Effect of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in the French Pyrenees. Biological Conservation 128: 276-284.

Arts FA (2000). Literatuuronderzoek naar effecten van recreatie en vegetatiesuccessie op kustbroedvogels. Culemborg.

Awbrey FT & Bowles AE (1990). The effects of aircraft noise and sonic booms on raptors; a preliminary model and a synthesis of the literature on disturbance. Noise and sonic boom impact technology technical operating report 12. Wright-Patterson Air Force Base, Ohio, VS.

Babcock M & Booth V (2020). Tern conservation best practice. Anti-predator fencing. Report LIFE14 NAT/UK/000394. Roseate Tern Life Project.

Baines D & Richardson M (2007). An experimental assessment of the potential effects of human disturbance on black grouse *Tetrao tetrix* in the North Pennines, England. Ibis 149: 56-64.

Banks PB & Bryant JV (2007). Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. Biology Letters 3: 611-613.

Baptist HJM & Meininger PL (1996). Vogels van de Voordelta 1975-95. Rapport RIKZ-96.018. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Barber JR, Crooks KR & Fristrup KM (2009). The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. Trends in Ecology & Evolution 25: 180-189.
Batey C (2013). The effectiveness of management options in reducing human disturbance to wetland and coastal birds. The Plymouth Student Scientist 6: 340-354.
Batten LA (1977). Sailing on reservoirs and its effects on water birds. Biological Conservation 11: 49-58.
Baudains TP & Lloyd P (2007). Habituation and habitat changes can moderate the impacts of human disturbance on shorebird breeding performance. Animal Conservation 10: 400-407.
Beale CM & Monaghan P (2004a). Human disturbance: people as predation-free predators? Journal of Applied Ecology 41: 335-343.
Beale CM & Monaghan P (2004b). Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice? Animal Behaviour 68: 1065-1069.
Beale CM & Monaghan P (2005). Modeling the effects of limiting the number of visitors on failure rates of seabird nests. Conservation Biology 19: 2015-2019.
Béchet A, Giroux JF, Gauthier G, Nichols JD & Hines JE (2003). Spring hunting changes the regional movements of migrating greater snow geese. Journal of Applied Ecology 40: 553-564.
Béchet A, Giroux JF & Gauthier G (2004). The effects of disturbance on behaviour, habitat use and energy of spring staging snow geese. Journal of Applied Ecology 41: 689-700.
Bejder L, Samuels A, Whitehead H, Finn H & Allen S (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. Marine Ecology Progress Series 395: 177-185.
Bélanger L & Bédard J (1989). Responses of staging greater snow geese to human disturbance. Doi.org/10.2307/3809202. Journal of Wildlife Management 53: 713-719.
Bellefleur D, Lee P & Ronconi RA (2009). The impact of recreational boat traffic on Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*). Doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.12.002. Journal of Environmental Management 90: 531-538.
Berger TR (1977). Northern frontier, northern homeland: the report of the Mackenzie Valley pipeline inquiry. Report nr IAND-CP32-25/1977-2; CE-04005. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, ON (Canada).
Berk M (2009). Elke vogelaar wil het liefst op plekken zijn waar het eigenlijk niet kan. Gesprek met Kees de Pater van Vogelbescherming Nederland. Wadvaarders Berichten 73: 7-9.
Biermann GC & Robertson RJ (1981). An increase in parental investment during the breeding season. Doi.org/10.1016/S0003-3472(81)80109-1. Animal Behaviour 29: 487-489.
Bijlsma RG (2006). Effecten van menselijke verstoring op grondbroedende vogels van Planken Wambuis. De Levende Natuur 107: 191-198.
Bijlsma RG (2008). Aanvallende roofvogels en mensen. De Takkeling 16: 208-218.
Bijlsma RG (2012). *Mijn Roofvogels*, 4 ed. Uitgeverij AtlasContact, Amsterdam.
Bisson IA, Butler LK, Hayden TJ, Kelley P, Adelman JS, Romero LM & Wikelski MC (2011). Energetic response to human disturbance in an endangered songbird. Doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00447.x. Animal Conservation 14: 484-491.
Blanchard P, Festa-Bianchet M, Gaillard J-M & Jorgenson JT (2003). A test of long-term fecal nitrogen monitoring to evaluate nutritional status in bighorn sheep. Doi.org/10.2307/3802705. Journal of Wildlife Management 67: 477-484.

Blickley JL, Word KR, Krakauer AH, Phillips JL, Sells SN, Taff CC, Wingfield JC & Patricelli GL (2012). Experimental chronic noise Is related to elevated fecal corticosteroid metabolites in lekking male greater Sage Grouse (*Centrocercus urophasianus*). Doi.org/10.1371/journal.pone.0050462. PLOS ONE 7: e50462.

Blumstein DT (2003). Flight-initiation distance in birds is dependent on intruder starting distance. Doi.org/10.2307/3802692 Journal of Wildlife Management 67: 852-857.

Blumstein DT, Anthony LL, Harcourt R & Ross G (2003). Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species-specific trait? Biological Conservation 110: 97-100.

Blumstein DT, Fernández-Juricic E, LeDee O, Larsen E, Rodriguez-Prieto I & Zugmeyer C (2004). Avian risk assessment: Effects of perching height and detectability. Ethology 110: 273-285.

Blumstein DT, Fernández-Juricic E, Zollner PA & Garity SC (2005). Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. Journal of Applied Ecology 42: 943-953.

Blumstein DT (2006a). Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. Animal Behaviour 71: 389-399.

Blumstein DT (2006b). The multipredator hypothesis and the evolutionary persistence of antipredator behavior. Ethology 112: 209-217.

Blumstein DT (2016). Habituation and sensitization: new thoughts about old ideas. Doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.05.012. Animal Behaviour 120: 255-262.

Boeker EL (1970). Use of aircraft to determine Golden eagle, *Aguila chrysaetos*, nesting activity. Southwestern Naturalist 15: 136–137.

Bolduc F & Guillemette M (2003). Human disturbance and nesting success of Common Eiders: interaction between visitors and gulls. Doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00178-7. Biological Conservation 110: 77-83.

Booms TL, Whitman JS & Gardner CL (2010). Utility of helicopters for Short-eared Owl nest searches and surveys. Doi.org/10.3356/JRR-10-11.1. Journal of Raptor Research 44: 247-248.

Borneman TE, Rose ET & Simons TR (2014). Minimal changes in heart rate of incubating American Oystercatchers (Haematopus palliatus) in response to human activity. Doi.org/10.1650/CONDOR-14-48.1. The Condor 116: 493-503.

Borneman TE, Rose ET & Simons TR (2016). Off-road vehicles affect nesting behaviour and reproductive success of American Oystercatchers *Haematopus palliatus*. Doi.org/10.1111/ibi.12358. Ibis 158: 261-278.

Bötsch Y, Tablado Z & Jenni L (2017). Experimental evidence of human recreational disturbance effects on bird-territory establishment. Doi.org/10.1098/rspb.2017.0846. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 284.

Bötsch Y, Tablado Z, Scherl D, Kéry M, Graf RF & Jenni L (2018). Effect of recreational trails on forest birds: human presence matters. Doi.org/10.3389/fevo.2018.00175. Frontiers in Ecology and Evolution 6.

Bötsch Y, Tablado Z, Almasi B & Jenni L (2020). Human recreation decreases antibody titre in bird nestlings: an overlooked transgenerational effect of disturbance. Doi.org/10.1242/jeb.210930. Journal of Experimental Biology 223: jeb.210930.

Bouton SN, Frederick PC, Rocha CD, Barbosa Dos Santos AT & Bouton TC (2005). Effects of tourist disturbance on Wood Stork nesting success and breeding behavior in the Brazilian Pantanal. Doi.org/10.1675/1524-4695(2005)28[487:EOTDOW]2.0.CO;2. Waterbirds 28: 487-497.

Bratton SP (1990). Boat disturbance of Ciconiiformes in Georgia estuaries. Doi.org/10.2307/1521578. Colonial Waterbirds 13: 124-128.

Breuner C (2011). Stress and Reproduction in Birds. In: Norris DO, Lopez KH, editors. *Hormones and Reproduction of Vertebrates Vol 4 Birds*. Ch 5. Pp 129-151. Academic Press, London.

Bright A, Reynolds G, Innes J & Waas J (2003). Effects of motorised boat passes on the time budgets of New Zealand dabchick, *Poliocephalus rufopectus*. Doi.org/10.1071/WR02049. Wildlife Research 30: 237-244.

Bright A, Waas JR & Innes J (2004). Correlations between human-made structures, boat-pass frequency and the number of New Zealand dabchicks (*Poliocephalus rufopectus*) on the Rotorua Lakes, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 28: 137-142.

Brown AL (1990). Measuring the effect of aircraft noise on sea birds. Doi.org/10.1016/0160-4120(90)90029-6. Environment International 16: 587-592.

Brown KM & Morris RD (1995). Investigator disturbance, chick movement, and aggressive behavior in ring-billed gulls. Wilson Bulletin 107: 140-152.

Bruderer B & Komenda-Zehnder S (2005). Einfluss des Flugverkehrs auf die Avifauna - Schlussbericht mit Empfehlungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 376. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Buehler D, TJ M, Fraser J & Seegar J (1991). Nonbreeding bald eagle communal and solitary roosting behavior and roost habitat on the northern Chesapeake Bay. Doi.org/10.2307/3809150. Journal of Wildlife Management 55: 273-281.

Burger J (1981a). The effect of human activity on birds at a coastal bay. Biological Conservation 21: 231-241.

Burger J (1981b). Behavioural responses of herring gulls *Larus argentatus* to aircraft noise. Doi.org/10.1016/0143-1471(81)90030-1. Environmental Pollution (Series A) 24: 177-184.

Burger J & Gochfeld M (1991). Human activity influence and diurnal and nocturnal foraging of sanderlings (*Calidris alba*). The Condor 93: 259-265.

Burger J & Gochfeld M (1993). Tourism and short-term behavioural responses of nesting Masked, Red-footed, and Blue-footed Boobies in the Galápagos. Doi.org/10.1017/S0376892900023043. Environmental Conservation 20: 255-259.

Burger J (1998). Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of common terns. The Condor 100: 528-534.

Burger J & Gochfeld M (1998). Effects of ecotourists on bird behaviour at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. Environmental Conservation 25: 13-21.

Burger J & Gochfeld M (2007). Responses of Emperor Penguins (*Aptenodytes forsteri*) to encounters with ecotourists while commuting to and from their breeding colony. Doi.org/10.1007/s00300-007-0291-1. Polar Biology 30: 1303-1313.

Burger J, Gochfeld M, Jenkins CD & Lesser F (2010). Effect of approaching boats on nesting black skimmers: using response distances to establish protective buffer zones. Doi.org/10.2193/2008-576. Journal of Wildlife Management 74: 102-108.

Burhans DE & Thompson FR (2001). Relationship of songbird nest concealment to nest fate and flushing behavior of adults. Doi.org/10.2307/4089774. The Auk 118: 237-242.

Burton N, Armitage MJ, Musgrove AJ & Rehfisch MM (2002a). Impacts of man-made landscape features on numbers of estuarine waterbirds at low tide. Doi.org/10.1007/s00267-002-2732-5. Environmental management 30: 857-864.

Burton NH, Rehfisch MM & Clark NA (2002b). Impacts of disturbance from construction work on the densities and feeding behavior of waterbirds using the intertidal mudflats of Cardiff Bay, UK. Doi.org/10.1007/s00267-002-2733-4. Environmental management 30: 865-871.

Burton NHK (2007). Landscape approaches to studying the effects of disturbance on waterbirds. Ibis 149: 95-101.

Buxton R, McKenna M, Brown E, Ohms R, Hammesfahr A, Angeloni L, Crooks K & Wittemyer G (2019). Varying behavioral responses of wildlife to motorcycle traffic. Doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00844. Global Ecology and Conservation 21: e00844.

Callaghan C, Cornwell W, Poore A, Benedetti Y & Morelli F (2021). Urban tolerance of birds changes throughout the full annual cycle. Doi.org/10.1111/jbi.14093. Journal of Biogeography.

Carney KM & Sydeman WJ (1999). A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. Doi.org/10.2307/1521995. Waterbirds 22: 68-79.

Carrete M & Tella JL (2009). Individual consistency in flight initiation distances in burrowing owls: A new hypothesis on disturbance induced habitat selection. Doi.org/10.1098/rsbl.2009.0739. Biology letters 6: 167-170.

Carrete M & Tella JL (2013). High individual consistency in fear of humans throughout the adult lifespan of rural and urban burrowing owls. Doi.org/10.1038/srep03524. Scientific Reports 3: 3524.

Carrete M & Tella JL (2017). Behavioral correlations associated with fear of humans differ between rural and urban burrowing owls. Doi.org/10.3389/fevo.2017.00054. Frontiers in Ecology and Evolution 5.

Carrier WD & Melquist WE (1976). The use of a rotor-winged aircraft in conducting nesting surveys of Ospreys in northern Idaho. sora.unm.edu/node/52626. Raptor Research 10: 77–83.

Carter J, Lyons NJ, Cole HL & Goldsmith AR (2008). Subtle cues of predation risk: starlings respond to a predator's direction of eye-gaze. Doi.org/10.1098/rspb.2008.0095. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 275: 1709-1715.

Catchpole CK & Slater PJB (2008). *Bird Song: Biological Themes and Variations*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Cawley S (2015). Ecological impact assessment effects of outdoor concerts in 2015 on bats and waterfowl, Marlay Park, Co. Dublin. Scott Cawley, Dublin.

Chan K, Dening J & Malinen M-L (2008). Can tern migrants coexist with urban development and estuarine recreational activities? In: Russo RE, editor. *Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration*. Nova Science Publishers, Inc.

Chatwin T, Joy R & Burger A (2013). Set-back distances to protect nesting and roosting seabirds off Vancouver Island from boat disturbance. In.

Chen X-M, Xie W-T & Shuai L-Y (2020). Flush early and avoid the rush? It may depend on where you stand. Doi.org/10.1111/eth.13073. Ethology 126: 987– 992.

Chokri MA & Selmi S (2011). Factors affecting colony size and reproductive success of little egret *Egretta garzetta* in the Sfax Salina, Tunisia. Doi.org/10.1675/063.034.0213. Waterbirds 34: 234-238.

Clark C & Ydenberg R (1990a). The risks of parenthood. I. General theory and applications. Doi.org/10.1007/BF02270712. Evol Ecol 4: 21-34.

Clark C & Ydenberg R (1990b). The risks of parenthood II. Parent-offspring conflict. Doi.org/10.1007/BF02270930. Evolutionary Ecology 4: 312-325.

Collins S (2004). Vocal fighting and flirting: the functions of birdsong. In: Marler P, Slabbekoorn H, editors. *Nature's Music*. Ch 2. Pp 39-79. Academic Press, San Diego.

Collop C, Stillman RA, Garbutt A, Yates MG, Rispin E & Yates T (2016). Variability in the area, energy and time costs of wintering waders responding to disturbance. Doi.org/10.1111/ibi.12399. Ibis 158: 711-725.

Colwell MA, Nelson Z, Mullin S, Wilson C, McAllister SE, Ross KG & LeValley RR (2005). Final Report: 2005 Snowy Plover breeding in coastal northern California, Recovery Unit 2. Mad River Biologists, Inc., and Humboldt State University Wildlife Department, Arcata.

Conomy JT, Collazo JA, Dubovsky JA & Fleming WJ (1998). Dabbling duck behavior and aircraft activity in coastal North Carolina. Doi.org/10.2307/3802567. Journal of Wildlife Management 62: 1127-1134.

Cooke AS (1980). Observations on how close certain passerine species will tolerate an approaching human in rural and suburban areas. Biological Conservation 18: 85-88.

Cooper WE, Jr. & Blumstein DT (2014). Novel effects of monitoring predators on costs of fleeing and not fleeing explain flushing early in economic escape theory. Doi.org/10.1093/beheco/art083. Behavioral Ecology 25: 44-52.

Coppes J, Ehrlacher J, Thiel D, Suchant R & Braunisch V (2017). Outdoor recreation causes effective habitat reduction in capercaillie *Tetrao urogallus*: a major threat for geographically restricted populations. Doi.org/10.1111/jav.01239. Journal of Avian Biology 48: 1583-1594.

Crespi EJ, Williams TD, Jessop TS & Delehanty B (2013). Life history and the ecology of stress: how do glucocorticoid hormones influence life-history variation in animals? Doi.org/10.1111/1365-2435.12009. Functional Ecology 27: 93-106.

Dalbeck & Heg D (2006). Reproductive success of a reintroduced population of Eagle Owls *Bubo bubo* in relation to habitat characteristics in the Eifel, Germany. Ardea 94: 3-21.

Dana MH & Mark AC (2015). Lifetime reproductive success of Snowy Plovers in coastal northern California. Doi.org/10.1650/CONDOR-15-18.1. The Condor 117: 473-481.

Davis S & Noble D (2007). Open access and breeding birds. BTO New 268: 8-9.

De Bruijn O, Dirks PHAM, Ten Den PGA, Klomphaar T & Veerbeek HG (2005). Twintig jaar strijd om het behoud van het korhoen op de Sallandse Heuvelrug. De Levende Natuur 106: 50-57.

De Jong A, Magnhagen C & Thulin C-G (2013). Variable flight initiation distance in incubating Eurasian curlew. Doi.org/10.1007/s00265-013-1533-6. Behavioral Ecology and Sociobiology 67: 1089-1096.

De Ruyter P (2020). Recreatiezonering Noordwest Veluwe. Een methodiek en mogelijke uitwerking gericht op de ontwikkeling van draagvlak. Bureau Peter de Ruyter Landschapsarchitectuur, Haarlem.

De Villiers MS, Cooper J & Ryan PG (2005). Individual variability of behavioural responses by Wandering Albatrosses (*Diomedea exulans*) to human disturbance. Doi.org/10.1007/s00300-004-0682-5. Polar Biology 28: 255-260.

Dear E, Guay P-J, Robinson R & Weston M (2014). Distance from shore positively influences alert distance in three wetland bird species. Doi.org/10.1007/s11273-014-9376-0. Wetlands Ecology and Management 23: 1-4.

Dehnhard N, Skei J, Christensen-Dalsgaard S, May R, Halley D, Ringsby T & Lorentsen S-H (2020). Boat disturbance effects on moulting common eiders *Somateria mollissima*. Doi.org/10.1007/s00227-019-3624-z. Marine Biology 167: 12.

Delaney DK, Grubb T, Beier P, Pater & Reiser (1999). Effects of helicopter noise on Mexican Spotted Owls. Doi.org/10.2307/3802487. Journal of Wildlife Management 63: 60-76.

Delaney DK, Pater LL, Melton RH, MacAllister BA, Dooling RJ, Lohr B, Brittan-Powell BF, Swindell LL, Beaty TA, Carlile LD & Spadgenske EW (2002). Assessment of training noise impacts on the red-cockaded woodpecker: final report. US Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Centre.

Delaney DK, Pater L, Carlile L, Spadgenske E, Beaty T & Melton R (2011). Response of red-cockaded woodpeckers to military training operations. Doi.org/10.1002/wmon.3. Wildlife Monographs 177: 1-38.

DeLuca WV, Studds CE, King RS & Marra PP (2008). Coastal urbanization and the integrity of estuarine waterbird communities: Threshold responses and the importance of scale. Biological Conservation 141: 2669-2678.

DeRose-Wilson AL, Hunt KL, Monk JD, Catlin DH, Karpanty SM & Fraser JD (2018). Piping plover chick survival negatively correlated with beach recreation. Doi.org/10.1002/jwmg.21552. Journal of Wildlife Management 82: 1608-1616.

Dertien J, Larson C & Reed S (2021). Recreation effects on wildlife: A review of potential quantitative thresholds. Doi.org/10.3897/natureconservation.44.63270. Nature Conservation 44: 51-68.

Dietrich K & Koepff C (1986). Wassersport im Wattenmeer als Störfaktor für brütende und rastende Vögel. Natur und Landschaft 61: 220-225.

Dillon KG & Conway CJ (2018). Nest predation risk explains variation in avian clutch size. Doi.org/10.1093/beheco/arx130. Behavioral Ecology 29: 301-311.

Dingemanse NJ, Kazem AJN, Réale D & Wright J (2010). Behavioural reaction norms: animal personality meets individual plasticity. Doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.013. Trends in Ecology & Evolution 25: 81-89.

Dirksen S, Witte RH & Leopold MF (2005). Nocturnal movements and flight altitudes of common scoters Melanitta nigra. Research north of Ameland and Terschelling, February 2004, for the baseline study Near Shore Windfarm. Rapport nr 05-062. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Dirksen S & De Fouw J (2016). Effecten van grootschalige commerciële evenementen en muziekfestivals in parken en groengebieden op natuurwaarden – review van literatuur. Rapport nr SjDE 16-01. Sjoerd Dirksen Ecology, Utrecht.

Doherty TS, Glen AS, Nimmo DG, Ritchie EG & Dickman CR (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. Doi.org/10.1073/pnas.1602480113. Proceedings of the National Academy of Sciences 113: 11261.

Doherty TS, Hays GC & Driscoll DA (2021). Human disturbance causes widespread disruption of animal movement. Doi.org/10.1038/s41559-020-01380-1. Nature Ecology & Evolution.

Dooling RJ, Lohr B & Dent ML (2000). Hearing in Birds and Reptiles. In: Dooling RJ, Fay RR, Popper AN, editors. *Comparative Hearing: Birds and Reptiles*. Pp 308-359. Springer Verlag, New York, NY.

Dooling RJ & Popper AN (2007). The effects of highway noise on birds. The California Department of Transportation Division of Environmental Analysis, Sacramento, CA.

Dowling L & Bonier F (2018). Should I stay, or should I go: Modeling optimal flight initiation distance in nesting birds. Doi.org/10.1371/journal.pone.0208210. PLOS ONE 13: e0208210.

Drent RH, Eichhorn G, Flagstadt A, van der Graaf AJ, Litvin KE & Stahl J (2007). Migratory connectivity in Arctic geese: spring stopovers are the weak links in meeting targets for breeding. Journal of Ornithology 148: S501-S514.

Drost R (1968). Dressur von Silbermöwen, *Larus argentatus*, auf akustische Signale. Vogelwarte 24: 185-187.

Dunnet GM (1977). Observations on the effects of low-flying aircraft at seabird colonies on the coast of Aberdeenshire, Scotland. Doi.org/10.1016/0006-3207(77)90057-X. Biological Conservation 12: 55-63.

Dunning JB, Jr. (2008). *CRC Handbook of Avian Body Masses*, 2nd ed. CRC Press, Taylor & Francis Groups, Boca Raton, USA.

Eagles PFJ (2014). Research priorities in park tourism. Doi.org/10.1080/09669582.2013.785554. Journal of Sustainable Tourism 22: 528-549.

Eason PK, Sherman PT, Rankin O & Coleman B (2006). Factors affecting flight initiation distance in American robins. Journal of Wildlife Management 70: 1796-1800.

Efroymson RA, Hodge Rose W, Nemeth S & Suter GW (2000). Ecological risk assessment framework for low-altitude overflights by fixed-wing and rotary-wing military aircraft. Report ORNL/TM-2000/289 ES-5048, Publication no 5010. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Ehrenburg A & Hootsmans MJM (2007). Broedvogels en recreatie in de Amsterdamse Waterleidingduinen: partners of een beheersprobleem? Limosa 80: 18-25.

Eichelmann U (1993). Fluchtdistanzen und Bestand von Stockente und Graureiher im Bereich des geplanten Nationalparks Donau-Auen. WWF & Nationalpark-Institutes Donau-Auen, Wenen, Oostenrijk.

Ellenberg U, Mattern T, Houston DM, Davis LS & Seddon PJ (2012). Previous experiences with humans affect responses of snares penguins to experimental disturbance. Journal of Ornithology 153: 621-631.

Ellenberg U, Mattern T & Seddon P (2013). Heart rate responses provide an objective evaluation of human disturbance stimuli in breeding birds. Doi.org/10.1093/conphys/cot013. Conservation Physiology 01.

Ellis MB (2012). Management of waterfowl shooting during periods of severe weather in the UK. Doi.org/10.32800/abc.2012.35.0171. Animal Biodiversity and Conservation 35: 171-174.

Ely CR, Ward DH & K.S. B (1999). Behavioral correlates of heart rates of free-living greater white-fronted geese. The Condor 1999: 390-395.

Erwin RM (1989). Responses to human intruders by birds nesting in colonies: experimental results and management guidelines. Doi.org/10.2307/1521318. Colonial Waterbirds 12: 104-108.

Faulhaber C, Schwarzer A, Malachowski K, Rizkalla C & Cox A (2016). Effects of human disturbance on shorebirds, seabirds, and wading birds: Implications for Critical Wildlife Areas. IHR 2016ą003. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Division of Habitat and Species Conservation & Florida Fish and Wildlife Research Institute, Tallahasse, Florida, VS.

Fernández-Juricic E (2000). Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. The Condor 102: 247-255.

Fernández-Juricic E (2001). Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. Biodiversity and Conservation 10: 1303-1316.

Fernández-Juricic E, Jimenez MD & Lucas E (2001). Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design. Doi.org/10.1017/S0376892901000273. Environmental Conservation 28: 263-269.

Fernández-Juricic E, Jimenez MD & Lucas E (2002). Factors affecting intra- and inter-specific variations in the difference between alert distances and flight distances for birds in forested habitats. Canadian Journal of Zoology 80: 1212-1220.

Fernández-Juricic E, Venier MP, Renison D & Blumstein DT (2005). Sensitivity of wildlife to spatial patterns of recreationist behavior: A critical assessment of minimum approaching distances and buffer areas for grassland birds. Biological Conservation 125: 225-235.

Fernández-Juricic E, Zollner PA, LeBlang C & Westphal LM (2007). Responses of nestling black-crowned night herons (*Nycticorax nycticorax*) to aquatic and terrestrial recreational activities: a manipulative study. Waterbirds 30: 554-565.

Fernández C & Azkona P (1993). Human disturbance affects parental care of Marsh harriers and nutritional status of nestlings. Journal of Wildlife Management 57: 602-608.

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

Finney SK, Pearce-Higgins JW & Yalden DW (2005). The effect of recreational disturbance on an upland breeding bird, the golden plover *Pluvialis apricaria*. Biological Conservation 121: 53-63.

Fitzpatrick S & Bouchez B (1998). Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach. Bird Study 45: 157-171.

Flemming SP, Chiasson RD, Smith PC, Austin-Smith PJ & Bancroft RP (1988). Piping plover status in Nova Scotia related to Its reproductive and behavioral responses to human disturbance. www.jstor.org/stable/4513359. Journal of Field Ornithology 59: 321-330.

Flores R, Penna M, Wingfield J, Cuevas E, Vásquez R & Quirici V (2019). Effects of traffic noise exposure on corticosterone, glutathione and tonic immobility in chicks of a precocial bird. Doi.org/10.1093/conphys/coz061. Conservation Physiology 7: coz061.

Foppen R & Reijnen R (1994). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway. Doi.org/10.2307/2404602. Journal of Applied Ecology 31: 95-101.

Foppen R, van Kleunen A, Loos W-B, Nienhuis J & Sierdsema H (2002). Broedvogels en de invloed van hoofdwegen, een nationaal perspectief. Een analyse van de gevolgen van wegverkeer voor broedvogels aan de hand van landelijke aantals- en verspreidingsgegevens. Onderzoeksrapport nr 2002/08. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Foppen RPB, Majoor FA, Willems FJ, Meininger PL, Van Houwelingen GC & Wolf PA (2006). Survival and emigration rates in Kentish *Charadrius alexandrinus* and ringed plovers *Ch. hiaticula* in the Delta area, SW-Netherlands. Ardea 94: 159-173.

Forman RT & Deblinger RD (2000). The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. Conservation Biology 14: 36-46.

Forman RTT, Reineking B & Hersperger AM (2002). Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. Environmental Management 29: 782-800.

Forshaw WD (1983). Numbers, distribution and behaviour of Pink-footed Geese in Lancashire. Wildfowl 34: 64-76.

Fox AD, Bell DV & Mudge GM (1993). A preliminary study of the effect of disturbance on feeding wigeon grazing on eel-grass *Zostera*. Wader Study Group Bulletin 68: 67-71.

Fox AD & Madsen J (1997). Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. Doi.org/10.2307/2404842. Journal of Applied Ecology 34: 1-13.

Francis CD, Ortega CP & Cruz A (2011). Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. Doi.org/10.1371/journal.pone.0027052. PLOS ONE 6: e27052.

Fraser JD, Frenzel LD & Mathisen JE (1985). The impact of human activities on breeding Bald Eagles in North-Central Minnesota. Doi.org/10.2307/3801676. Journal of Wildlife Management 49: 585-592.

Frid A & Dill LM (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. Conservation Ecology 6: art.11.

Fröhlich A & Ciach M (2019). Nocturnal noise and habitat homogeneity limit species richness of owls in an urban environment. Doi.org/10.1007/s11356-019-05063-8. Environmental Science and Pollution Research 26: 17284-17291.

Geist C, Liao J, Libby S & Blumstein D (2005). Does walker group size and orientation affect flight initiation distance in birds? Animal Biodiversity and Conservation 28.

Gerdes K & Reepmeyer H (1993). Zur räumlichen Verteilung überwinternder Saat- und Bleßgänse (*Anser fabalis* und *A. albifrons*) in Abhängigkeit von naturschädlichen und fördernden Einflüssen. Vogelwelt 104: 54-67.

Gil D, Honarmand M, Pascual J, Pérez-Mena E & Macías Garcia C (2015). Birds living near airports advance their dawn chorus and reduce overlap with aircraft noise. Doi.org/10.1093/beheco/aru207. Behavioral Ecology 26: 435-443.

Gill JA, Sutherland WJ & Watkinson AR (1996). A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. Doi.org/10.2307/2404948 Journal of Applied Ecology 33: 786-792.

Gillett WH, Hayward JL, Jr. & Stout JF (1975). Effects of human activity on egg and chick mortality in a glaucous-winged gull colony. Doi.org/10.2307/1366102. The Condor 77: 492-495.

Gittings T & O'Donoghue P (2016). Disturbance response of Red-breasted Mergansers *Mergus serrator* to boat traffic in Wexford Harbour. Irish Birds 10: 329-334.

Glądalski M, Bańbura M, Kaliński A, Markowski M, Skwarska J, Wawrzyniak J, Zieliński P, Cyżewska I, Mańkowska D & Bańbura J (2016). Effects of human-related disturbance on breeding success of urban and non-urban blue tits (Cyanistes caeruleus). Doi.org/10.1007/s11252-016-0543-3. Urban Ecosyst 19: 1325-1334.

Glover HK, Weston MA, Maguire GS, Miller KK & Christie BA (2011). Towards ecologically meaningful and socially acceptable buffers: Response distances of shorebirds in Victoria, Australia, to human disturbance. Doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.006. Landscape and Urban Planning 103: 326-334.

Gómez-Serrano MÁ (2020). Four-legged foes: dogs disturb nesting plovers more than people do on tourist beaches. Doi.org/10.1111/ibi.12879. Ibis n/a.

González LM, Arroyo BE, Margalida A, Sánchez R & Oria J (2006). Effect of human activities on the behaviour of breeding Spanish imperial eagles (*Aquila adalberti*): management implications for the conservation of a threatened species. Animal Conservation 9: 85-93.

Goodwin SE & Shriver WG (2011). Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. Doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01602.x. Conservation Biology 25: 406-411.

Gordo O, Brotons L, Herrando S & Gargallo G (2021). Rapid behavioural response of urban birds to COVID-19 lockdown. Doi.org/10.1098/rspb.2020.2513. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 288: 20202513.

Goss-Custard JD, Triplet P, Sueur F & West AD (2006). Critical thresholds of disturbance by people and raptors on foraging wading birds. Biological Conservation 127: 88-97.

Goss-Custard JD, Hoppe CH, Hood MJ & Stillman RA (2020). Disturbance does not have a significant impact on waders in an estuary close to conurbations: importance of overlap between birds and people in time and space. Doi.org/10.1111/ibi.12769. Ibis 162: 845-862.

Grade AM & Sieving KE (2016). When the birds go unheard: highway noise disrupts information transfer between bird species. Doi.org/10.1098/rsbl.2016.0113. Biology Letters 12.

Graf R, Signer C, Reifler-Bächtiger M, Wyttenbach M, Sigrist B & Rupf R (2018). Wildlife and humans in outdoor recreational areas near cities. Doi.org/10.5281/ZENODO.1168451. Swiss Academies Factsheets 13.

Greer K, Day K & McCutcheon S (2017). Efficacy and perception of trail use enforcement in an urban natural reserve in San Diego, California. Doi.org/10.1016/j.jort.2017.02.002. Journal of Outdoor Recreation and Tourism 18: 56-64.

Grémillet D, Schmid D & Culik B (1995). Energy requirements of breeding great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. Marine Ecology Progress Series 121: 1-9.

Grubb TG & King RM (1991). Assessing human disturbance of breeding Bald Eagles with classification tree models. Journal of Wildlife Management 55: 500-511.

Grubb TG, Bowerman WW & Dawson GA (1992). Responses of breeding Bald Eagles, Haliaeetus leucocephalus, to human activities in northcentral Michigan. Canadian Field Naturalist 106: 443-453.

Grubb TG, Delaney DK, Bowerman WW & Wierda MR (2010). Golden Eagle indifference to heli-skiing and military helicopters in Northern Utah. Doi.org/10.2193/2009-337. Journal of Wildlife Management 74: 1275-1285.

Guay PJ, Lorenz R, Robinson R, Symonds M, Weston M & Wright J (2013a). Distance from water, sex and approach direction influence flight distances among habituated black swans. Doi.org/10.1111/eth.12094. Ethology 119.

Guay PJ, McLeod E, Cross B, Formby A, Maldonado S, Stafford-Bell R, St J-T, Robinson, Mulder R & Weston M (2013b). Observer effects occur when estimating alert but not flight-initiation distances. Doi.org/10.1071/WR13013. CSIRO Wildlife Research 40: 289-293.

Guay PJ, McLeod E, Taysom AJ & Weston M (2014). Are vehicles 'mobile bird hides'? A test of the hypothesis that 'cars cause less disturbance'. Victorian Naturalist 131: 150-153.

Gutzwiller KJ, Krista LC, Marcum HA, Charles AW & Anderson SH (1998). Vertical distributions of breeding-season birds: is human intrusion influential? Wilson Bulletin 110: 497-503.

Gyimesi A, Franken MS, Feige N & Nolet BA (2012). Human disturbance of Bewick's Swans is reflected in giving-up net energy intake rate, but not in giving-up food density. Doi.org/10.1111/j.1474-919X.2012.01253.x. Ibis 154: 781-790.

Haase CG, Long AK & Gillooly JF (2016). Energetics of stress: linking plasma cortisol levels to metabolic rate in mammals. Doi.org/10.1098/rsbl.2015.0867. Biology Letters 12: 20150867.

Halfwerk W, Holleman LJM, Lessells CM & Slabbekoorn H (2011). Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. Doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01914.x. Journal of Applied Ecology 48: 210-219.

Halfwerk W, Lohr B & Slabbekoorn H (2018). Impact of Man-Made Sound on Birds and Their Songs. In: Slabbekoorn H, Dooling RJ, Popper AN, Fay RR, editors. *Effects of Anthropogenic Noise on Animals*. Pp 209-242. Springer, New York.

Hamza F (2020). Impacts of human activities on diversity of wintering waterbirds: assessment in Mediterranean coastal area. Doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105317. Ocean & Coastal Management 198: 105317.

Heijligers W (2014). Een weg vol valkuilen? Toets 1: 6-10.

Heinen F (1986). Untersuchungen Über den Einfluss des Flugverkehrs auf brütende und rastende Küstenvögel an ausgewählten Stellen des Niedersächsischen Wattenmeeres. Rapport. Universität Essen.

Henkens R, Broekmeyer MEA, Schotman AGM, Goossen CM & Pouwels R (2012a). Recreatie en Natuur. Kennis over effecten, kwetsbaarheid, handelingsperspectieven en monitoring van recreatie in Natura 2000-gebieden. Alterra-rapport 2334. Alterra, Wageningen.

Henkens R, Liefting M, Hallman C & van Kleunen A (2012b). Storen broedvogels zich aan het geluid van race-evenementen? Effect van de in 2010/2011 op het TT-Circuit Assen gehouden Superbike- en Superleague-evenementen op broedvogels in het Natura 2000-gebied Witterveld. Alterra-rapport 2288. Alterra, Wageningen.

Henkens RJHG (1996). Watersport en watervogels op het IJmeer: recreatieseizoenen 1994 en 1995. SBW-rapport nr 95-14. SBW Advies & Onderzoek / Rijkswaterstaat Directie IJsselmeergebied, Wageningen / Lelystad.

Henkens RJHG, De Molenaar JG & Ottburg FGWA (2007). Recreatief medegebruik van EVZ, HEN en SED in Waterschap Rijn en IJssel. Ecologische effecten en inpassingsbeoordeling. Alterra-rapport 1514. Alterra, Wageningen.

Henkens RJHG (2008). Kwalitatieve analyse van knelpunten tussen Natura 2000-gebieden en waterrecreatie. Werkdocument 119, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Alterra, Wageningen.

Henson P & Grant T (1991). The effects of human disturbance on trumpeter swan breeding behavior. Wildlife Society Bulletin 19: 248-257.

Herrier J-L (2002). De Baai van Heist: van verloren hoek tot eerste Vlaamse strandreservaat In: Mees, J. *et al*. (eds.) 2002 Academische studiedag: 5 Jaar strand-natuurreservaat 'De Baai van Heist' – De Vlaamse stranden: steriele zandbakken of natuurpatrimonium? VLIZ Special Publication 9: 1-12. Vlaams Instituut voor de Zee, Oostende.

Heunks C, Lubbe SK, Van Vliet F & Krijgsveld KL (2007). Effecten van militaire activiteiten in het Waddengebied op beschermde soorten en habitats. Overzicht van de literatuur en effectanalyse in het licht van de instandhoudingsdoeleinden. BW-rapport nr 07-073. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Heyland JD & Munro WT (1967). The use of helicopters in hunting waterfowl nests. Doi.org/10.2307/3798381. The Journal of Wildlife Management 31: 200-201.

Hill D, Hockin D, Price D, Tucker G, Morris R & Treweek J (1997). Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. Doi.org/10.2307/2404876 Journal of Applied Ecology 34: 275-288.

Hillman MD, Karpanty SM, Fraser JD & Derose-Wilson A (2015). Effects of aircraft and recreation on colonial waterbird nesting behavior. Doi.org/10.1002/jwmg.925. Journal of Wildlife Management 79: 1192-1198.

Hockin D, Ounsted M, Gorman M, Hill D, Keller V & Barker MA (1992). Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. Doi.org/10.1016/S0301-4797(08)80002-3. Journal of Environmental Management 36: 253-286.

Holm TE & Laursen K (2008). Experimental disturbance by walkers affects behaviour and territory density of nesting black-tailed Godwit *Limosa limosa*. Ibis 151: 77-87.

Holmes TL, Knight RL, Stegall L & Craig GR (1993). Responses of wintering grassland raptors to human disturbance. Wildlife Society Bulletin 21: 461-468.

Holthuijzen A, Eastland WG, Ansell AR, Kochert M, Williams RD & Young LS (1990). Effects of blasting on behavior and productivity of nesting Prairie Falcons. Wildlife Society Bulletin 18: 270-281.

Hootsmans MJM, Ehrenburg A & Wesenbeeck BK (2006). Invloed van recreatie op broedvogelverspreiding in de Amsterdamse Waterleidingduinen. Limosa 79: 139-146.

Hume RA (1976). Reactions of goldeneyes to boating. British Birds 69: 178-179.

Hüppop O & Hagen K (1990). Der Einfluß von Störungen auf Wildtiere am Beispiel der Herzschlagrate brütender Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). Vogelwarte 35: 301-310.

Hutfluss A & Dingemanse NJ (2019). Human recreation reduces clutch size in great tits *Parus major* regardless of risk-taking personality. Doi.org/10.1093/beheco/arz145. Behavioral Ecology 30: 1751-1760.

IbaneząÁlamo JD, Sanllorente O & Soler M (2012). The impact of researcher disturbance on nest predation rates: a metaąanalysis. Ibis 154: 5-14.

Ikuta LA & Blumstein DT (2003). Do fences protect birds from human disturbance? Biological Conservation 112: 447-452.

Injaian AS, Taff CC, Pearson KL, Gin MMY, Patricelli GL & Vitousek MN (2018). Effects of experimental chronic traffic noise exposure on adult and nestling corticosterone levels, and nestling body condition in a free-living bird. Doi.org/10.1016/j.yhbeh.2018.07.012. Hormones and Behavior 106: 19-27.

Jansen M (2011). Monitoring kitesurfzone Wolderwijd. Eindrapport.

Jarrett D, Calladine J, Cotton A, Wilson MW & Humphreys E (2020). Behavioural responses of non-breeding waterbirds to drone approach are associated with flock size and habitat. Doi.org/10.1080/00063657.2020.1808587. Bird Study 67: 190-196.

Jeninga SK & Van der Vliet RE (2019). Handleiding drones boven Natura 2000-gebieden. BW-rapport nr 19-206. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Jiménez G, Lemus JA, Meléndez L, Blanco G & Laiolo P (2011). Dampened behavioral and physiological responses mediate birds' association with humans. Doi.org/10.1016/j.biocon.2011.03.003. Biological Conservation 144: 1702-1711.

Jonkvorst RJ & Krijgsveld KL (2013). Nacontrole broedvogels Amsterdam Open Air 2013. BW-notitie 13-327. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Jorgensen JG, Dinan LR & Brown MB (2016). Flight initiation distances of nesting Piping Plovers (*Charadrius melodus*) in response to human disturbance. Doi.org/10.5751/ACE-00826-110105. Avian Conservation and Ecology 11: 5.

Jungius H & Hirsch U (1979). Herzfrequenzänderungen bei Brutvögeln in Galapagos als Folge von Störungen durch Besucher. Doi.org/10.1007/BF01643015. Journal für Ornithologie 120: 299-310.

Kahlert J (1994). Effects of human disturbance on broods of red-breasted mergansers *Mergus serrator*. Wildfowl 45: 222-231.
Kahlert J (2003). The constraint on habitat use in wing-moulting greylag geese *Anser anser* caused by anti-predator displacements. Ibis 145: E45-E52.
Kahlert J (2006). Factors affecting escape behaviour in moulting greylag geese *Anser anser*. Journal of Ornithology 147: 569-577.
Keller V (1995). Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel – eine Literaturübersicht. Der Ornithologische Beobachter 92: 3-38.
Keller VE (1991). Effects of human disturbance on Eider ducklings *Somateria mollissima* in an estuarine habitat in Scotland. Doi.org/10.1016/0006-3207(91)90120-X. Biological Conservation 58: 213-228.
Kerbiriou C, Le Viol I, Robert A, Porcher E, Gourmelon F & Julliard R (2009). Tourism in protected areas can threaten wild populations: from individual response to population viability of the chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. Journal of Applied Ecology 46: 657-665.
Kettel EF, Gentle LK, Quinn JL & Yarnell RW (2018). The breeding performance of raptors in urban landscapes: a review and meta-analysis. Doi.org/10.1007/s10336-017-1497-9. Journal of Ornithology 159: 1-18.
Kitchen KIM & Price M (2010). Tolerance of human disturbance by urban Magpie-larks. Australian Field Ornithology 27: 1-9.
Klaassen M, Bauer S, Madsen J & Ingunn T (2006). Modelling behavioural and fitness consequences of disturbance for geese along their spring flyway. Journal of Applied Ecology 43: 92-100.
Kleefstra R (2020). Broedvogelmonitoring op Schiermonnikoog in 2020. Sovon-rapport 2020/86. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
Klein ML (1993). Waterbird behavioral responses to human disturbances. www.jstor.org/stable/3783357 Wildlife Society Bulletin 21: 31-39.
Klein ML, Humphrey SR & Percival HF (1995). Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. Doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09061454.x. Conservation Biology 9: 1454-1465.
Knight RL (1984). Responses of nesting ravens to people in areas of different human densities. Doi.org/10.2307/1367010. The Condor 86: 345-346.
Knight RL & Knight SK (1984). Responses of wintering Bald Eagles to boating activity. Doi.org/10.2307/3801456. Journal of Wildlife Management 48: 999-1004.
Koch SL & Paton PWC (2014). Assessing anthropogenic disturbances to develop buffer zones for shorebirds using a stopover site. Doi.org/10.1002/jwmg.631. Journal of Wildlife Management 78: 58-67.
Koepff C & Dietrich K (1986). Störungen von Küstenvögeln durch Wasserfahrzeuge. Vogelwarte 33: 232-248. Vogelwarte 33: 232-248.
Komenda-Zehnder S, Cevallos M & Bruderer B (2003). Effects of disturbance by aircraft overflight on waterbirds – an experimental approach. Proceedings International Bird Strike Committee May 2003, Warschau, Polen.
Kong D, Møller AP & Zhang Y (2021). Disturbance and predation risk influence vigilance synchrony of black-necked cranes *Grus nigricollis*, but not as strongly as expected. Doi.org/10.1002/ece3.7196. Ecology and Evolution 11: 2289-2298.

Konter A (2014). Anthropogenic disturbances to Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* breeding along the river Sauer (Luxembourg/Germany): an analysis of their reactions to different disturbing factors and possible consequences at population level. Regulus Wissenschaftliche Berichte 29: 14-28.

Kooistra C (2019). Van protest naar samenwerking. Acht jaar actieplan vaarrecreatie Waddenzee. Vereniging van Waddenzeegemeenten en het Samenwerkingsverband van Waddeneilanden.

Korpilo S, Virtanen T, Saukkonen T & Lehvävirta S (2018). More than A to B: Understanding and managing visitor spatial behaviour in urban forests using public participation GIS. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.020. Journal of Environmental Management 207: 124-133.

Korschgen CE & Dahlgren RB (1992). Human disturbances of waterfowl: causes, effects, and management. Waterfowl Management Handbook 12; Fish and Wildlife Leaflet 13.2.15. US Fish & Wildlife Service, Washington D.C.

Kramer D & Bonenfant M (1997). Direction of predator approach and the decision to flee to a refuge. Animal Behaviour 54: 289-295.

Krijgsveld KL, Ottburg FGWA, van den Bergh L & van der Winden J (2004a). Kwaliteitseisen aan foerageergebieden van purperreigers in veenweiden. BW-rapport nr 03-242. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld KL, Van Lieshout SMJ, Van der Winden J & Dirksen S (2004b). Verstoringsgevoeligheid van vogels. Literatuurstudie naar de reactie van vogels op recreatie. Vogelbescherming Nederland, Zeist.

Krijgsveld KL & Beuker D (2008). Effecten van Breda Hippique 2008 op broedvogels. Broedvogelinventarisatie en gedragsobservaties. BW-rapport nr 08-133. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld KL, Smit RR & van der Winden J (2008). Verstoringsgevoeligheid van vogels. Update literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. BW-rapport nr 03-187. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld KL, Jonkvorst RJ & Van der Vliet F (2012). Effecten van dancefestival Amsterdam Open Air op broedvogels. BW-rapport nr 12-115. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld KL, Emond D & Beuker D (2014). Ecologische effecten van Amsterdam Open Air 2014. Toetsing in het kader van de Flora-en faunawet inclusief broedvogel-en vleermuisinventarisatie. BW-rapport nr 14-142. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Krijgsveld KL (2015). Broedvogels en Amsterdam Open Air 2015. BW-notitie 15-068. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Kroodsma DE & Miller EH (1996). *Ecology and Evolution of Acoustic Communication in Birds*. Cornell University Press, Ithaca, NY.

Krüger O (2002). Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: common buzzard Buteo buteo and goshawk *Accipiter gentilis*. Ecography 26: 523-532.

Krüger T (2016). On the effects of kitesurfing on waterbirds – a review. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) 36, Hannover.

Kury CR & Gochfeld M (1975). Human interference and gull predation in cormorant colonies. Doi.org/10.1016/0006-3207(75)90076-2. Biological Conservation 8: 23-34.

Kushlan JA (1979). Effects of helicopter censuses on wading bird colonies. Journal of Wildlife Management 43: 756-760.

Lafferty KD (2001a). Birds at a southern California beach: seasonality, habitat use and disturbance by human activity. Biodiversity and Conservation 10: 1949–1962.
Lafferty KD (2001b). Disturbance to wintering western snowy plovers. Biological Conservation 101: 315-325.
Lafferty KD, Goodman D & Sandoval CP (2006). Restoration of breeding by snowy plovers following protection from disturbance. Biodiversity and Conservation 15: 2217-2230.
Langers F (2018). Recreatie in groenblauwe gebieden. Actualisatie van CLO-indicator 1258 (Bezoek aan groenblauwe gebieden) op basis van data van het Continu Vrijetijdsonderzoek uit 2015. WOt-technical report 128. Wageningen Universiteit, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
Langston RHW, Liley D, Murison G, Woodfield E & Clarke RT (2007). What effects do walkers and dogs have on the distribution and productivity of breeding European nightjar *Caprimulgus europaeus*? Ibis 149: 27-36.
Larsen JK & Laubek B (2005). Disturbance effects of high-speed ferries on wintering sea ducks. 55: 101-118.
Larson CL, Reed SE, Merenlender AM & Crooks KR (2016). Effects of recreation on animals revealed as widespread through a global systematic review. Doi.org/10.1371/journal.pone.0167259. PLOS ONE 11: e0167259.
Laursen K, Kahlert J & Frikke J (2005). Factors affecting escape distances of staging waterbirds. Wildlife Biology 11: 13-19.
Lehtonen J & Jaatinen K (2016). Safety in numbers: the dilution effect and other drivers of group life in the face of danger. Doi.org/10.1007/s00265-016-2075-5. Behavioral Ecology and Sociobiology 70.
Lensink R, Dirksen S & van Lieshout SMJ (2005). Effecten op fauna, in het bijzonder vogels, als gevolg van verstoring door vliegtuigen en helikopters. BW-rapport nr 05-190. Bureau Waardenburg, Culemborg.
Lensink R, Steendam H & Krijgsveld KL (2007). Gedrag van watervogels in relatie tot vliegverkeer van en naar Groningen Airport Eelde. Onderzoek naar mogelijk verstorende effecten. BW-rapport nr 07-039. Bureau Waardenburg, Culemborg.
Lensink R, Steendam H & Krijgsveld KL (2017). Effecten van vliegverkeer op kolganzen en smienten? De Levende Natuur 118: 56-59.
Leseberg A, Hockey PAR & Loewenthal D (2000). Human disturbance and the chick-rearing ability of African black oystercatchers (*Haematopus moquini)*: a geographical perspective. Biological Conservation 96: 379-385.
Levenhagen MJ, Miller ZD, Petrelli AR, Ferguson LA, Shr YH, Gomes DGE, Taff BD, White C, Fristrup K, Monz C, McClure CJW, Newman P, Francis CD, Barber JR & Birch J (2021). Ecosystem services enhanced through soundscape management link people and wildlife. Doi.org/10.1002/pan3.10156. People and Nature 3: 176–189.
Li D, Zhang J, Liu Y, Lloyd H, Pagani-Núñez E & Zhang Z (2020). Differences in dietary specialization, habitat use and susceptibility to human disturbance influence feeding rates and resource partitioning between two migratory Numenius curlew species. Doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106990. Estuarine, Coastal and Shelf Science 245: 106990.
Liley D & Clarke RT (2003). The impact of urban development and human disturbance on the numbers of nightjar *Caprimulgus europaeus* on heathlands in Dorset, England. Biological Conservation 114: 219-230.

Liley D & Sutherland WJ (2007). Predicting the population consequences of human disturbance for Ringed Plovers *Charadrius hiaticula*: a game theory approach. Doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00664.x. Ibis 149: 82-94.

Lima S (2009). Predators and the breeding bird: Behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. Doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00085.x. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 84: 485-513.

Lima SL & Bednekoff PA (1999). Temporal variation in danger drives antipredator behavior: the predation risk allocation hypothesis. Doi.org/10.1086/303202. The American Naturalist 153: 649-659.

Linssen H, van de Pol M, Allen AM, Jans M, Ens BJ, Krijgsveld KL, Frauendorf M & van der Kolk H-J (2019). Disturbance increases high tide travel distance of a roosting shorebird but only marginally affects daily energy expenditure. Doi.org/10.1186/s40657-019-0171-8. Avian Research 10: 31.

Liu Q, Slabbekoorn H & Riebel K (2020). Zebra finches show spatial avoidance of near but not far distance traffic noise. Doi.org/10.1163/1568539X-bja10004. Behaviour 157: 333-362.

Livezey K, Fernández-Juricic E & Blumstein D (2016). Database and metadata of bird flight initiation distances worldwide to assist in estimating human disturbance effects and delineating buffer areas. Doi.org/10.3996/082015-JFWM-078. Journal of Fish and Wildlife Management 7: 181-191.

Loosjes M (1974). Over terreingebruik, verstoringen en voedsel van grauwe ganzen Anser anser in een brak getijdengebied. Limosa 47: 121-147.

Lord A, Waas JR, Innes J & Whittingham MJ (2001). Effects of human approaches to nests of northern New Zealand dotterels. Biological Conservation 98: 233-240.

Madsen J (1985). Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. Doi.org/10.1016/0006-3207(85)90004-7. Biological Conservation 33: 53-63.

Madsen J (1995). Impacts of disturbance on migratory waterfowl. Ibis 137: 567-574.

Madsen J & Fox AD (1995). Impacts of hunting disturbance on waterbirds – a review. Doi.org/10.2981/wlb.1995.0025. Wildlife Biology 1: 193-207.

Madsen J (1998). Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. Journal of Applied Ecology 35: 386-397.

Madsen J, Tombre I & Eide NE (2009). Effects of disturbance on geese in Svalbard: implications for regulating increasing tourism. Doi.org/10.1111/j.1751-8369.2009.00120.x. Polar Research 28: 376-389.

Majoor F & Meininger P (2005). In de Delta krijgen de bontbek- en de strandplevier nauwelijks jongen. Vogelnieuws 4: 6-7.

Majoor FA, Van Houwelingen G & Willems F (2002). Analyse van overlevings- en broedbiologische gegevens van bontbek- en strandplevier in de Delta. SOVON-onderzoeksrapport 2002/15. SOVON, Beek-Ubbergen.

Mallord JW, Dolman PM, Brown A & Sutherland WJ (2007a). Quantifying density dependence in a bird population using human disturbance. Oecologia 153: 49-56.

Mallord JW, Dolman PM, Brown AF & Sutherland WJ (2007b). Linking recreational disturbance to population size in a ground-nesting passerine. Journal of Applied Ecology 44: 185-195.

Mallory M (2016). Reactions of ground-nesting marine birds to human disturbance in the Canadian Arctic. Doi.org/10.1139/as-2015-0029. Arctic Science 2: 67-77.

Manci KM, Gladwin DN, Villella R & Cavendish MG (1988). Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: a literature synthesis. Rapport-nr NERC-88/29. U.S. Fish and Wildlife Service National Ecology Research Center, Fort Collins, Colorado.

Marcella TK, Gende SM, Roby DD & Allignol A (2017). Disturbance of a rare seabird by ship-based tourism in a marine protected area. Doi.org/10.1371/journal.pone.0176176. PLOS ONE 12: e0176176.

Marks JS & Hendricks P (1989). On the flushing behavior of incubating White Terns. Doi.org/10.2307/1368090. The Condor 91: 997-998.

Marra PP, Hobson KA & Holmes RT (1998). Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. Science 282: 1884-1886.

Marsden SJ (2000). Impact of disturbance on waterfowl wintering in a UK dockland redevelopment area. Environmental Management 26: 207-213.

Martínez-Abraín A, Oro D, Conesa D & Jiménez J (2008a). Compromise between seabird enjoyment and disturbance: the role of observed and observers. Doi.org/10.1017/S0376892908004748. Environmental Conservation 35: 104-108.

Martínez-Abraín A, Oro D, Jiménez J, Stewart G & Pullin A (2008b). What are the impacts of human recreational activity on the distribution, nest-occupancy rates and reproductive success of breeding raptors? Systematic Review Nr. 27. Centre for Evidence-Based Conservation, Conselleria de Medio Ambiente, Generalitat Valenciana, Esporles, Spanje.

Martínez-Abraín A, Oro D, Jiménez J, Stewart G & Pullin A (2010). A systematic review of the effects of recreational activities on nesting birds of prey. Doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.011. Basic and Applied Ecology 11: 312-319.

Marzluff JM & Neatherlin E (2006). Corvid response to human settlements and campgrounds: Causes, consequences, and challenges for conservation. Doi.org/10.1016/j.biocon.2005.12.026. Biological Conservation 130: 301-314.

Marzluff JM, Walls J, Cornell HN, Withey JC & Craig DP (2010). Lasting recognition of threatening people by wild American crows. Doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.12.022. Animal Behaviour 79: 699-707.

Marzluff JM & Swift KN (2017). Connecting animal and human cognition to conservation. Doi.org/10.1016/j.cobeha.2017.04.005. Current Opinion in Behavioral Sciences 16: 87-92.

Mathers RG, Watson S, Stone R & Montgomery I (2000). A study of the impact of human disturbance on Wigeon Anas penelope and Brent Geese Branta bernicla hrota on an Irish sea loch. Wildfowl 51: 67-81.

Mattes H & Meyer EI (2001). Kanusport und Naturschutz – Forschungsbericht über die Auswirkungen des Kanusports an Fließgewässern in NRW. Institut für Landschaftsökologie / Institut für Spezielle Zoologie, Westfälischen Wilhelms-Universität, Münster.

Mayer M, Natusch D & Frank S (2019). Water body type and group size affect the flight initiation distance of European waterbirds. Doi.org/10.1371/journal.pone.0219845. PLOS ONE 14: e0219845.

McClure CJW, Ware HE, Carlisle J, Kaltenecker G & Barber JR (2013). An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 280: 20132290.

McFadden TN, Herrera AG & Navedo JG (2017). Waterbird responses to regular passage of a birdwatching tour boat: Implications for wetland management. Doi.org/10.1016/j.jnc.2017.09.004. Journal for Nature Conservation 40: 42-48.

McGarigal K, Anthony R & Isaacs F (1991). Interactions of humans and Bald Eagles on the Columbia River Estuary. Wildlife Monographs 115: 1-47.

McGowan CP & Simons TR (2006). Effects of human recreation on the incubation behavior of American Oystercatchers. Wilson Journal of Ornithology 118: 485-493.

McKinney RA, McWilliams SR & Charpentier MA (2006). Waterfowl–habitat associations during winter in an urban North Atlantic estuary. Doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.002. Biological Conservation 132: 239-249.

McLeod E, Guay P-J, Taysom A, Robinson R & Weston M (2013). Buses, cars, bicycles and walkers: the influence of the type of human transport on the flight responses of waterbirds. Doi.org/10.1371/journal.pone.0082008. PloS one 8: e82008.

Medeiros R, Ramos JA, Paiva VH, Almeida A, Pedro P & Antunes S (2007). Signage reduces the impact of human disturbance on little tern nesting success in Portugal. Biological Conservation 135: 99-106.

Meeker AL, Marzluff JM & Gardner B (2021). Historical avifaunal change and current effects of hiking and road use on avian occupancy in a high latitude tundra ecosystem. Doi.org/10.1111/ibi.13034. Ibis.

Meijles E, Van der Veen E, Vroom M, Ens B & Sijtsma F (2019). Monitoring vaarrecreatie op de Waddenzee – seizoen 2018. Programma naar een Rijke Waddenzee, Leeuwarden.

Meininger PL & Graveland J (2002). Leidraad ecologische herstelmaatregelen voor kustbroedvogels. Balanceren tussen natuurlijke processen en ingrijpen. Rapport RIKZ/2002.046. RWS/RIKZ, Middelburg.

Mendenhall VM & Milne H (1985). Factors affecting duckling survival of Eiders *Somateria mollissima* in northeast Scotland. Doi.org/10.1111/j.1474-919X.1985.tb05051.x. Ibis 127: 148-158.

Mengak L, Dayer AA, Longenecker R & Spiegel CS (2019). Guidance and best practices for evaluating and managing human disturbances to migrating shorebirds on coastal lands in the northeastern United States. U.S. Fish and Wildlife Service.

Merkel FR, Mosbech A & Riget F (2009). Common eider *Somateria mollissima* feeding activity and the influence of human disturbances. Ardea 97: 99-107.

Milchev B, Georgiev V & Kovatschev A (2019). Breeding failures of the eagle owl *Bubo bubo*: pros and cons of nesting in natural and human-made structures in SE Bulgaria. North-Western Journal of Zoology 15: 75-83.

Miller MW, Jensen KC, Grant WE & Weller MW (1994). A simulation model of helicopter disturbance of moulting Pacific Black Brant. Doi.org/10.1016/0304-3800(94)90067-1. Ecological Modelling 73: 293-309.

Miller SG, Knight RL & Miller CK (1998). Influence of recreational trails on breeding bird communities. Doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0162:IORTOB]2.0.CO;2. Ecological Applications 8: 162-169.

Miller SG, Knight RL & Miller CK (2001). Wildlife responses to pedestrians and dogs. Wildlife Society Bulletin 29: 124-132.

Millspaugh JJ & Washburn BE (2004). Use of fecal glucocorticoid metabolite measures in conservation biology research: considerations for application and interpretation. Doi.org/10.1016/j.ygcen.2004.07.002. General and comparative endocrinology 138: 189-199.

Minaskuat Limited Partnership (2005). Jet, rotary and fixed-wing propeller driven aircraft effects on nesting Canada Geese (*Branta canadensis*). Project nr. IN00113. Minaskuat Limited Partnership, Happy Valley – Goose Bay, Canada.

Mitchell JR, Moser ME & Kirby JS (1988). Declines in midwinter counts of waders roosting on the Dee estuary. Doi.org/10.1080/00063658809476988. Bird Study 35: 191-198.
Møller AP, Nielsen JT & Garamzegi LZ (2007). Risk taking by singing males. Doi.org/10.1093/beheco/arm098. Behavioral Ecology 19: 41-53.
Møller AP (2008a). Flight distance and blood parasites in birds. Doi.org/10.1093/beheco/arn074. Behavioral Ecology 19: 1305-1313.
Møller AP (2008b). Flight distance and population trends in European breeding birds. Doi.org/10.1093/beheco/arn103. Behavioral Ecology 19: 1095-1102.
Møller AP & Erritzøe J (2010). Flight distance and eye size in birds. Doi.org/10.1111/j.1439-0310.2010.01754.x. Ethology 116: 458-465.
Møller AP, Samia DSM, Weston MA, Guay P-J & Blumstein DT (2014). American exceptionalism: population trends and flight initiation distances in birds from three continents. Doi.org/10.1371/journal.pone.0107883. PLOS ONE 9: e107883.
Møller AP, Liang W & Samia D (2019). Flight initiation distance, color and camouflage. Doi.org/10.1093/cz/zoz005. Current Zoology 65: 535–540.
Monie L (2011). Factors affecting alert distance and flight-initiation distance in Black Swans (*Cygnus atratus*) at Albert Park Lake, Victoria, Australia. Bachelor's thesis, Victoria University St Albans, Melbourne, Australia.
Morelli F, Benedetti Y, Díaz M, Grim T, Ibáñez-Álamo J, Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki M-L, Tätte K, Markó G, Jiang Y, Tryjanowski P & Moller A (2019). Contagious fear: Escape behavior increases with flock size in European gregarious birds. Doi.org/10.1002/ece3.5193. Ecology and Evolution 9: 6096–6104.
Morelli F, Laursen K, Svitok M, Benedetti Y & Møller AP (2021). Eiders, nutrients and eagles: Bottom-up and top-down population dynamics in a marine bird. Doi.org/10.1111/1365-2656.13498. Journal of Animal Ecology n/a.
Mori Y, Sodhi NS, Kawanishi S & Yamagishi S (2001). The effect of human disturbance and flock composition on the flight distances of waterfowl species. Journal of Ethology 19: 115-119.
Morrison ML, Young RJ, Romsos JS & Golightly R (2011). Restoring forest raptors: Influence of human disturbance and forest condition on Northern Goshawks. Doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00596.x. Restoration Ecology 19: 273-279.
Mosbech A & Glahder CM (1991). Assessment of the impact of helicopter disturbance on moulting Pink-footed Geese *Anser brachyrhynchus* and Barnacle Geese *Branta leucopsis* in Jameson Land, Greenland. Ardea 79: 233 - 237.
Mosbech A & Boertmann D (1999). Distribution, abundance and reaction to aerial surveys of post-breeding King Eiders (*Somateria spectabilis*) in Western Greenland. www.jstor.org/stable/40512230 Arctic 52: 188-203.
Mulero-Pázmány M, Jenni-Eiermann S, Strebel N, Sattler T, Negro JJ & Tablado Z (2017). Unmanned aircraft systems as a new source of disturbance for wildlife: A systematic review. Doi.org/10.1371/journal.pone.0178448. PLOS ONE 12: e0178448.
Müllner A, Linsenmair KE & Wikelski M (2004). Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*). Biological Conservation 118: 549-558.
Murchison C, Zharikov Y & Nol E (2016). Human activity and habitat characteristics influence shorebird habitat sse and behavior at a Vancouver Island migratory stopover site. Doi.org/10.1007/s00267-016-0727-x. Environmental Management 58.

Murison G (2002). The impact of human disturbance on the breeding success of nightjars *Caprimulgus europaeus* on heathlands in south Dorset, England. English Nature Research Reports No. 483. English Nature, Peterborough.
Murison G, Bullock JM, Underhill-Day J, Langston R, Brown AF & Sutherland WJ (2007). Habitat type determines the effects of disturbance on the breeding productivity of the Dartford Warbler *Sylvia undata*. Doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00660.x. Ibis 149: 16-26.

Naher H & Sarker N (2016). Nest and nest characteristics of common kingfisher (*Alcedo atthis*) and white-throated kingfisher (*Halcyon smyrnensis*) in Bangladesh. Doi.org/10.3329/bjz.v44i1.30180. Bangladesh Journal of Zoology 44: 99-109.
National Trust (2000). Recreational activities at National Trust properties: guiding principles and good practice. London.
Navedo JG, Verdugo C, Rodríguez-Jorquera IA, Abad-Gómez JM, Suazo CG, Castañeda LE, Araya V, Ruiz J & Gutiérrez JS (2019). Assessing the effects of human activities on the foraging opportunities of migratory shorebirds in Austral high-latitude bays. Doi.org/10.1371/journal.pone.0212441. PLOS ONE 14: e0212441.
Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, De Palma A, Díaz S, Echeverria-Londoño S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhusseini T, Ingram DJ, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia DLP, Martin CD, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW & Purvis A (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Doi.org/10.1038/nature14324. Nature 520: 45-50.
Newport J, Shorthouse DJ & Manning AD (2014). The effects of light and noise from urban development on biodiversity: Implications for protected areas in Australia. Doi.org/10.1111/emr.12120. Ecological Management & Restoration 15: 204-214.
Newsome D, Moore SA & Dowling RK (2012). *Natural Area Tourism: Ecology, Impacts and Management*, 2nd edition ed. Channel View Publications.
NH Fish & Game Department (2017). Planning trails for people and wildlife – literature review. New Hampshire Fish and Game Department, New Hampshire.
Nijland G (1997). Verkenning van de effecten van de kleine luchtvaart op de fauna. AD.ECO Ecologisch onderzoeks- en adviesbureau, Beemte.
Nisbet ICT (2000). Disturbance, habituation, and management of waterbird colonies. Waterbirds 23: 312-332.
Nolet BA, Kölzsch A, Elderenbosch M & van Noordwijk AJ (2016). Scaring waterfowl as a management tool: how much more do geese forage after disturbance? Doi.org/10.1111/1365-2664.12698. Journal of Applied Ecology 53: 1413-1421.
Noreikiene K, Öst M, Seltmann M, Boner W, Monaghan P & Jaatinen K (2017). Nest cover and faecal glucocorticoid metabolites are linked to hatching success and telomere length in breeding eiders (*Somateria mollissima*). Doi.org/10.1139/cjz-2016-0242. Canadian Journal of Zoology 95.

Osiejuk TS & Kuczynski L (2007). Factors affecting flushing distance in incubating female greylag geese *Anser anser*. Wildlife Biology 13: 11-18.
Öst M & Jaatinen K (2015). Smart and safe? Antipredator behavior and breeding success are related to head size in a wild bird. Doi.org/10.1093/beheco/arv093. Behavioral Ecology 26: 1371-1378.

Ottburg FGWA & Henkens RJHG (2012). Combinatie van vaarrecreatie en beekgebonden natuur in Noord-Brabant. Kennis over ecologische effecten van kano's en fluisterboten, kwetsbaarheid van flora en fauna en handelingsperspectieven voor beheerder en gebruiker. Alterra-rapport 2375. Alterra, Wageningen.

Oudega H, Van der Vliet R, Hooff A & Nagtegaal J (2017). Kennisdocument en afwegingskader vuurwerk. Effecten van vuurwerk op beschermde soorten en gebieden Wet natuurbescherming. Tauw, Utrecht.

Owen M (1973). The management of grassland areas for wintering geese. Wildfowl 24: 123-130.

Owens NW (1977). Responses of wintering brent geese to human disturbance. Wildfowl 28: 5-14.

Palma A, Blas J, Tella J, Cabezas S, Marchant T & Carrete M (2020). Differences in adrenocortical responses between urban and rural burrowing owls: poorly-known underlying mechanisms and their implications for conservation. Doi.org/10.1093/conphys/coaa054. Conservation Physiology 8: coaa054.

Paton D, Ziembicki M, Owen P & Heddle C (2000). Disturbance distances for water birds and the management of human recreation with special reference to the Coorong region of South Australia. University of Adelaide, Adelaide, Australie.

Pearce-Higgins JW & Yalden DW (2003). Golden Plover *Pluvialis apricaria* breeding success on a moor managed for shooting Red Grouse *Lagopus lagopus*. Bird Study 50: 170-177.

Pearce-Higgins JW, Finney SK, Yalden DW & Langston R (2007). Testing the effects of recreational disturbance on two upland breeding waders. Ibis 149: 45-55.

Pease ML, Rose RK & Butler MJ (2005). Effects of human disturbance on the behavior of wintering ducks. Wildlife Society Bulletin 33: 103-112.

Pepper CB, Nascarella MA & Kendall RJ (2003). A review of the effects of aircraft noise on wildlife and humans, current control mechanisms, and the need for further study. Environmental Management 32: 418-432.

Perona AM, Urios V & López-López P (2019). Holidays? Not for all. Eagles have larger home ranges on holidays as a consequence of human disturbance. Doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.010. Biological Conservation 231: 59-66.

Peters KA & Otis DL (2006). Wading bird response to recreational boat traffic: Does flushing translate into avoidance? Doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34[1383:WBRTRB]2.0.CO;2. Wildlife Society Bulletin 34: 1383-1391.

Pfister C, Harrington BA & Lavine M (1992). The impact of human disturbance on shorebirds at a migration staging area. Doi.org/10.1016/0006-3207(92)91162-L. Biological Conservation 60: 115-126.

Piratelli A, Favoretto G & Maximiano M (2015). Factors affecting escape distance in birds. Doi.org/10.1590/S1984-46702015000600002. Zoologia 32: 438-444.

Platteeuw M (1987). Effecten van geluidhinder door militaire activiteiten op gedrag en ecologie van wadvogels. RIN-rapport 86/13. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

Platteeuw M & Beekman JH (1994). Verstoring van watervogels door scheepvaart op Ketelmeer en IJsselmeer. Limosa 67: 27-33.

Platteeuw M (1995). De ecologische draagkracht van IJsselmeer en Markermeer in relatie tot het gebruik door de watersport. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Platteeuw M & Henkens R (1997). Possible impacts of disturbance to waterbirds: individuals, carrying capacity and populations. Wildfowl 48: 225-236.

Poot MJM, Prinsen HAM, Heunks C, Van Horssen PW, Boudewijn TJ & Dirksen S (2005). Evaluatierapportage: november 2004 t/m juni 2005. Perceel 4: Vogels. Nulmeting in het kader van Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam – MEP MV2. BW-rapport nr 05-170. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Pouwels R & Vos CC (2001). Recreatie en biodiversiteit in balans: een ruimtelijke benadering van functiecombinaties. Alterra-rapport 227. Wageningen.

Pouwels R, Sierdsema H, Foppen RPB, Henkens RJHG, Opdam PFM & van Eupen M (2017). Harmonizing outdoor recreation and bird conservation targets in protected areas: Applying available monitoring data to facilitate collaborative management at the regional scale. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.069. Journal of Environmental Management 198: 248-255.

Pouwels R (2019). A bird's-eye view of recreation. Improving the application of scientific knowledge and tools in collaborative decision-making processes. PhD-thesis, Wageningen University, Wageningen.

Pouwels R, Van Eupen M, Walvoort D & Jochem R (2020). Using GPS tracking to understand the impact of management interventions on visitor densities and bird populations. Doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102154. Applied Geography 116: 102154.

Price M (2003). Tolerance of a human observer by four ground-foraging bird species in urban and rural areas. Bachelor's thesis, Monash University, Melbourne, Australia.

Pytte CL, Ficken MS & Moiseff A (2004). Ultrasonic singing by the blue-throated hummingbird: a comparison between production and perception. Doi.org/10.1007/s00359-004-0525-4. Journal of Comparative Physiology A 190: 665-673.

Quinn JL, Whittingham MJ, Butler SJ & Cresswell W (2006). Noise, predation risk compensation and vigilance in the chaffinch *Fringilla coelebs*. Doi.org/10.1111/j.2006.0908-8857.03781.x. Journal of Avian Biology 37: 601-608.

Raderschall C, Magrath R & Hemmi J (2011). Habituation under natural conditions: Model predators are distinguished by approach direction. Doi.org/10.1242/jeb.061614. Journal of Experimental Biology 214: 4209-4216.

Ravenscroft N, Parker B, Vonk R & Wright M (2007). Disturbance to waterbirds wintering in the Stour-Orwell estuaries SPA. Wildside Ecology, Suffolk, England.

Rees EC, Bruce JH & White GT (2005). Factors affecting the behavioural responses of whooper swans (Cygnus c. cygnus) to various human activities. Biological Conservation 121: 369-382.

Reijnen MJSM, Foppen R & Meeuwsen H (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. Biological Conservation 75: 225-260.

Reijnen R & Foppen R (1994). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. Doi.org/10.2307/2404601. Journal of Applied Ecology 31: 85-94.

Reijnen R & Foppen R (1995). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. Doi.org/10.2307/2404646. Journal of Applied Ecology 32: 481-491.

Reijnen R, Foppen R, Braak CT & Thissen J (1995). The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. Doi.org/10.2307/2404428. Journal of Applied Ecology 32: 187-202.

Reijnen R & Foppen RPB (2006). Impact of road traffic on breeding bird populations. In: Davenport J, Davenport JL, editors. *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment (Environmental Pollution; No 10)*. Pp 255-274.

Reimerink J & Van Hooff A (2018). Natuurtoets soortenbescherming voor 12 evenementdagen evenementenlocatie vliegveld Twenthe. Toetsing van de effecten van 12 evenementdagen naast het regulier gebruik ten behoeve van het bestemmingsplan. Rapport met kenmerk R004-1250989JRE-kmi-V01. Tauw, Utrecht.

Remacha C, Pérez-Tris J & Delgado JA (2011). Reducing visitors' group size increases the number of birds during educational activities: Implications for management of nature-based recreation. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.006. Journal of Environmental Management 92: 1564-1568.

Riddington R, Hassall M, Lane SJ, Turner PA & Walters R (1996). The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of Brent Geese *Branta b. bernicla*. Doi.org/10.1080/00063659609461019. Bird Study 43: 269-279.

Roberts E (1966). Movements and flock behaviour of Barnacle Geese on the Solway Firth. The Wildfowl Trust 17: 36-45.

Roberts G & Evans PR (1993). Responses of foraging Sanderlings to human approaches. www.jstor.org/stable/4535122. Behaviour 126: 29-43.

Rodgers JA & Smith HT (1995). Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. Conservation Biology 9: 89-99.

Rodgers JA & Smith HT (1997). Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from human disturbance in Florida. Wildlife Society Bulletin 25: 139-145.

Rodgers JA & Schwikert ST (2002). Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. Conservation Biology 16: 216-224.

Rodgers JA & Schwikert ST (2003). Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by airboats in Florida. Waterbirds 26: 437-443.

Rodriguez-Prieto I, Fernández-Juricic E, Martín J & Regis Y (2008). Antipredator behavior in blackbirds: habituation complements risk allocation. Doi.org/10.1093/beheco/arn151. Behavioral Ecology 20: 371-377.

Ronconi R & St. Clair C (2002). Management options to reduce boat disturbance on foraging black guillemots (*Cepphus grylle*) in the Bay of Fundy. Doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00126-X. Biological Conservation 108: 265-271.

Ruddock M & Whitfield DP (2007). A review of disturbance distances in selected bird species. Natural Research (Projects) Ltd, Inverness, Scotland.

Ruhlen TD, Abbott S, Stenzel LE & Page GW (2003). Evidence that human disturbance reduces Snowy Plover chick survival. Journal of Field Ornithology 74: 300-304.

Saino N, Szép T, Ambrosini R, Romano M & Moller A (2004). Ecological conditions during winter affect sexual selection and breeding in a migratory bird. Doi.org/10.1098/rspb.2003.2656. Proceedings of Royal Society B: Biological Sciences 271: 681-686.

Samia D, Moller A & Blumstein D (2015a). Brain size as a driver of avian escape strategy. Doi.org/10.1038/srep11913. Scientific Reports 5.

Samia DSM, Nakagawa S, Nomura F, Rangel TF & Blumstein DT (2015b). Increased tolerance to humans among disturbed wildlife. Doi.org/10.1038/ncomms9877. Nature Communications 6: 8877.

Samia DSM, Blumstein DT, Díaz M, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J, Tätte K, Markó G, Tryjanowski P & Møller AP (2017). Rural-urban differences in escape behavior of European birds across a latitudinal gradient. Doi.org/10.3389/fevo.2017.00066. Frontiers in Ecology and Evolution 5.

Sandvik H & Barrett RT (2001). Effect of investigator disturbance on the breeding success of the black-legged kittiwake. Journal of Field Ornithology 72: 30-42.

Scarton F (2018). Flight initiation distances in relation to pedestrian and boat disturbance in five species of waders breeding in a Mediterranean lagoon. Revue d'Ecologie (Terre et Vie) 73: 375-384.

Schlacher TA, Weston M, Lynn D & Connolly R (2013). Setback distances as a conservation tool in wildlife-human interactions: testing their efficacy for birds affected by vehicles on open-coast sandy beaches. Doi.org/10.1371/journal.pone.0071200. PloS one 8: e71200.

Schneider-Jacoby M (2001). Auswirkung der Jagd auf Wasservögel und die Bedeutung von Ruhezonen. Laufener Seminarbeiträge , Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 1: 49-61.

Schulz R & Stock M (1992). Seeregenpfeifer und Touristen. Landesamt fur den Nationalpark / WWF-Wattenmeerstelle, Tonning / Hüsum.

Schummer ML & Eddleman WR (2003). Effects of disturbance on activity and energy budgets of migrating waterbirds in south-central Oklahoma. Journal of Wildlife Management 67: 789-795.

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.

Seress G, Sándor K, Vincze E, Pipoly I, Bukor B, Ágh N & Liker A (2021). Contrasting effects of the COVID-19 lockdown on urban birds' reproductive success in two cities. Doi.org/10.1038/s41598-021-96858-8. Sci Rep 11: 17649.

Sergio F, Pedrini P & Marchesi L (2003). Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. Doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00332-4. Biological Conservation 112: 351-362.

Sevink H & Bijlsma RG (2013). Hardlopers in het vizier: aanvallende Buizerds *Buteo buteo* in Nederland. De Takkeling 21: 57-64.

Shamoun-Baranes J, Dokter AM, van Gasteren H, van Loon EE, Leijnse H & Bouten W (2011). Birds flee en mass from New Year's Eve fireworks. Behavioral Ecology 22: 1173-1177.

Showler DA, Stewart GB, Sutherland WJ & Pullin AS (2010). What is the impact of public access on the breeding success of ground-nesting and cliff-nesting birds? CEE review 05-010 (SR16). University of East Anglia, Collaboration for Environmental Evidence: www.environmentalevidence.org/SR16.html, Norwich, England.

Sierdsema H & Kampichler C (2018). Invloed van mountainbikeroutes op broedvogels. Sovon-rapport 2018/67. SOVON, Nijmegen.

Sijtsma FJ, Werner GJ & Broersma L (2008). Recreatie en toerisme in het Waddengebied. Toekomstige ontwikkelingsmogelijkheden en hun effecten op economie, duurzaamheid en identiteit. Analyserapport behorende bij advies 2008/05. Rijksuniversiteit Groningen, Leeuwarden.

Skagen SK (1980). Behavioral responses of wintering Bald Eagles to human activity on the Skagit River, Washington. In: Knight RL, Allen GT, Stalmaster MV, Servheen CW, editors. Proc of the Washington Bald Eagle symposium. The National Conserv., Seattle, Washington. p 231-241.

Slabbekoorn H & Peet M (2003). Birds sing at a higher pitch in urban noise. Nature 424: 267.
Slabbekoorn H & den Boer-Visser A (2006). Cities change the songs of birds. Doi.org/doi.org/10.1016/j.cub.2006.10.008. Current Biology 16: 2326-2331.
Slabbekoorn H & Ripmeester EAP (2008). Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. Molecular Ecology 17: 72-83.
Slabbekoorn H (2013). Songs of the city: noise-dependent spectral plasticity in the acoustic phenotype of urban birds. Doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.01.021. Animal Behaviour 85: 1089-1099.
Slings Q (1999). Het effect van natuurgerichte recreatie op de broedvogelstand van het duingebied bij Egmond. PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Castricum.
Smit CJ & Visser GJM (1989). Verstoring van vogels door vliegverkeer, met name door ultra-lichte vliegtuigen. RIN-rapport 89/11. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel.
Smit CJ & Visser GJM (1993). Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. Wader Study Group Bulletin 68 (special issue): 6-19.
Smit CJ (2004). Vervolgonderzoek naar de gevolgen van de uitbreiding van het aantal vliegbewegingen van Den Helder Airport. Alterra-rapport 1025. Alterra, Wageningen.
Smith-Castro J & Rodewald A (2010). Behavioral responses of nesting birds to human disturbance along recreational trails. Doi.org/10.1111/j.1557-9263.2010.00270.x. Journal of Field Ornithology 81: 130-138.
Spaans B, Bruinzeel LW & Smit CJ (1996). Effecten van verstoring door mensen op wadvogels in de Waddenzee en de Oosterschelde. IBN-rapport 202. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
Spaul RJ (2015). Recreation disturbance to a shrub-steppe raptor: biological consequences, behavioral mechanisms, and management implications. MSc-thesis, Boise State University, Boise.
Spaul RJ & Heath JA (2016). Nonmotorized recreation and motorized recreation in shrub-steppe habitats affects behavior and reproduction of golden eagles (Aquila chrysaetos). Doi.org/10.1002/ece3.2540. Ecology and Evolution 6: 8037-8049.
Spoelstra K & Visser ME (2013). The impact of artificial light on avian ecology. In: Gil D, Brumm H, editors. Avian Urban Ecology: Behavioural and Physiological Adaptations. Ch 2. Oxford University Press, Oxford.
Staatsbosbeheer (2017). Recreatiezoneringsplan Peelvenen. Staatsbosbeheer, Ospel.
Stalmaster MV & Newman JR (1978). Behavioral responses of wintering Bald Eagles to human activity. Doi.org/10.2307/3800811. Journal of Wildlife Management 42: 506-513.
Stalmaster MV & Kaiser JL (1997). Flushing responses of wintering Bald Eagles to military activity. Doi.org/10.2307/3802130. Journal of Wildlife Management 61: 1307-1313.
Stalmaster MV & Kaiser JL (1998). Effects of recreational activity on wintering Bald Eagles. Wildlife Monographs 137: 1-46.
Stankowich T & Blumstein DT (2005). Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. Doi.org/10.1098/rspb.2005.3251. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 272: 2627-2634.
Stantial ML, Cohen JB, Darrah AJ, Farrell S & Maslo B (2021). Habitat-specific behavior, growth rate, and survival of piping plover chicks in New Jersey, USA. Doi.org/10.1002/ecs2.3782. Ecosphere 12: e03782.

Steenhof K, Brown JL & Kochert MN (2014). Temporal and spatial changes in golden eagle reproduction in relation to increased off highway vehicle activity. Doi.org/10.1002/wsb.451. Wildlife Society Bulletin 38: 682-688.

Steven R, Pickering C & Guy Castley J (2011). A review of the impacts of nature-based recreation on birds. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.005. Journal of Environmental Management 92: 2287-2294.

Stickroth H (2015). Auswirkungen von Feuerwerken auf Vögel – ein Überblick. Berichte zum Vogelschutz 52: 115–149.

Stickroth H (2019). Effects of fireworks on birds – a critical overview. Extended abstract of original publication of 2015.

Stien J & Ims RA (2016). Absence from the nest due to human disturbance induces higher nest predation risk than natural recesses in Common Eiders *Somateria mollissima*. Doi.org/10.1111/ibi.12338. Ibis 158: 249-260.

Still DA, Calbrade NA & Holt CA (2015). Review and analysis of changes in water-bird use of the Mersey Estuary SPA, Mersey Narrows & North Wirral Foreshore SPA and Ribble & Alt Estuaries SPA. BTO Research Report 648. British Trust for Ornithology.

Stillman RA & Goss-Custard JD (2002). Seasonal changes in the response of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to human disturbance. Journal of Avian Biology 33: 158-365.

Stillman RA, West AD, Clarke RT & Liley D (2012). The Solent disturbance and mitigation project phase II. Predicting the impact of human disturbance on overwintering birds in the Solent. Report to the Solent Forum. Footprint Ecology, Dorset, England.

Stinson DW (2016). Periodic Status Review for the Snowy Plover. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington.

Stock M (1992). Effects of man-induced disturbances on staging brent geese. Netherlands Institute for Sea Research 20: 289–293.

Stolen ED (2003). The effects of vehicle passage on foraging behavior of wading birds. Waterbirds 26: 429-436.

Storch S, Grémillet D & Culik B (1999). The telltale heart: a non-invasive method to determine the energy expenditure of incubating Great Cormorants Phalacrocorax carbo carbo. Ardea 87: 207-215.

Strasser EH & Heath JA (2013). Reproductive failure of a human-tolerant species, the American kestrel, is associated with stress and human disturbance. Doi.org/10.1111/1365-2664.12103. Journal of Applied Ecology 50: 912-919.

Sunde P, Odderskær P & Storgaard K (2009). Flight distances of incubating Common Buzzards *Buteo buteo* are independent of human disturbance. Doi.org/10.5253/078.097.0313. Ardea 97: 369-372.

Swarthout ECH & Steidl RJ (2001). Flush responses of Mexican spotted owls to recreationists. Doi.org/10.2307/3802910. Journal of Wildlife Management 65: 312-317.

Tablado Z & Jenni L (2017). Determinants of uncertainty in wildlife responses to human disturbance. Doi.org/10.1111/brv.12224. Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society.

Tamisier A, Béchet A, Jarry G, Lefeuvre JC & Le Maho Y (2003). Effects of hunting disturbance on waterbirds. A review of literature. Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie) 58: 435-449.

Tarjuelo R, Barja I, Morales MB, Traba J, Benítez-López A, Casas F, Arroyo B, Delgado MP & Mougeot F (2015). Effects of human activity on physiological and behavioral responses of an endangered steppe bird. Doi.org/10.1093/beheco/arv016. Behavioral Ecology 26: 828-838.

Tätte K, Møller AP & Mänd R (2018). Towards an integrated view of escape decisions in birds: relation between flight initiation distance and distance fled. Doi.org/10.1016/j.anbehav.2017.12.008. Animal Behaviour 136: 75-86.

Taylor IR (2006). Managing visitor disturbance of waterbirds on Australian inland wetlands. In: Taylor I, Murray P, Taylor S, editors. *Wetlands of the Murrumbidgee River Catchment: Practical Management in an Altered Environment*. Pp 150-157. Fivebough and Tuckerbil Wetlands Trust, Leeton, New South Wales.

Taylor K, Anderson P, Taylor R, Longden K & Fisher P (2005). Dogs, access and nature conservation. English Nature Research Reports nr 649. English Nature, Peterborough.

Taylor T, Reshkin M & Brock K (1982). Recreation land use adjacent to an active heron rookery: a management study. Proceedings of 1981 Indiana Academy of Science 91: 226-236.

Thiel D, Menoni E, Brenot JF & Jenni L (2007). Effects of recreation and hunting on flushing distance of capercaillie. Journal of Wildlife Management 71: 1784-1792.

Thiel D, Jenni-Eiermann S, Braunisch V, Palme R & Jenni L (2008a). Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. Journal of Applied Ecology 45: 845-853.

Thiel D, Jenni-Eiermann S & Jenni L (2008b). Effects of recreation activities on flushing behaviour, habitat use and stress physiology of Western Capercaillie. Ornithologische Beobachter 105: 85-96.

Thompson B (2015). Recreational trails reduce the density of ground-dwelling birds in protected areas. Doi.org/10.1007/s00267-015-0458-4. Environmental Management 55: 1181-1190.

Thompson DBA & Thompson MLP (1985). Early warning and mixed species association: the 'Plover's page' revisited. Doi.org/10.1111/j.1474-919X.1985.tb04851.x. Ibis 127: 559-562.

Thorup K, Sunde P, Jacobsen LB & Rahbek C (2010). Breeding season food limitation drives population decline of the Little Owl *Athene noctua* in Denmark. Ibis 152: 803-814.

Tijsen W (1994). Ganzen en helikopters in de Wieringermeer. Graspieper 14: 22-23.

Titus JR & VanDruff LW (1981). Response of the Common Loon to recreational pressure in the boundary waters Canoe Area, Northeastern Minnesota. Wildlife Monographs 78: 3-59.

Tost D, Strauß E, Jung K & Siebert U (2020). Impact of tourism on habitat use of black grouse (*Tetrao tetrix*) in an isolated population in northern Germany. Doi.org/10.1371/journal.pone.0238660. PloS one 15: e0238660.

Tratalos JA, Sugden R, Bateman IJ, Gill JA, Jones AP, Showler DA, Sutherland WJ & Watkinson AR (2013). The conflict between conservation and recreation when visitors dislike crowding: A theoretical and empirical analysis of the spatial distribution of recreational beach users. Doi.org/10.1007/s10640-013-9634-2. Environmental and Resource Economics 55: 447-465.

Trimper PG, Standen NM, Lye LM, Lemon D, Chubbs TE & Humphries GW (1998). Effects of low-level jet aircraft noise on the behaviour of nesting osprey. Doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00290.x. Journal of Applied Ecology 35: 122-130.

Tulp I (1998). Reproductie van Strandplevieren Charadrius alexandrinus en Bontbekplevieren Charadrius hiaticula op Terschelling, Griend en Vlieland in 1997. Limosa 71: 109-120.

Tulp I, Reijnders PJH, Ter Braak CJF, Waterman E, Bergers PJM, Dirksen S, Snep RPH & Nieuwenhuizen W (2002). Effect van treinverkeer op dichtheden van weidevogels. BW-rapport nr 02-034. Bureau Waardenburg, Culemborg.

Underhill-Day JC & Liley D (2007). Visitor patterns on southern heaths: a review of visitor access patterns to heathlands in the UK and the relevance to Annex I bird species. Ibis 149: 112-119.

US Fish and Wildlife Service (2012). Revised designation of critical habitat for the Pacific Coast population of the Western Snowy Plover; final rule. Federal register / vol. 77, no. 118 / Tuesday, June 19: 36728-36869.

Valkama J & Saurola P (2005). Mortality factors and population trends of the Eagle Owl *Bubo bubo* in Finland. Ornithol Anz 44: 81-90.

Valle R & Scarton F (2020). Feasibility of counting breeding Pied Avocets and Black-winged Stilts using drones. Wader Study Group Bulletin 120: 257-265.

Van Apeldoorn RC & Smit CJ (2006). Vuurwerk en natuur. Effecten van evenementenvuurwerk op beschermde natuurwaarden in Zeeland. Alterra-rapport 1383. Alterra, Wageningen.

Van Dam B (2014). Vuurwerkshow Koningsdag 2014 te Sloterpark, Amsterdam. Effecten op broedende vogels en overige soorten. Tauw, Utrecht.

Van de Voorde S, Witteveen M & Brown M (2015). Differential reactions to anthropogenic disturbance by two ground-nesting shorebirds. Doi.org/10.2989/00306525.2015.1029558. Ostrich 86: 43-52.

Van der Kolk H-J, Allen AM, Ens BJ, Oosterbeek K, Jongejans E & van de Pol M (2020a). Spatiotemporal variation in disturbance impacts derived from simultaneous tracking of aircraft and shorebirds. Doi.org/10.1111/1365-2664.13742. Journal of Applied Ecology 57: 2406-2418.

Van der Kolk H-J, Ens BJ, Oosterbeek K, Bouten W, Allen AM, Frauendorf M, Lameris TK, Oosterbeek T, Deuzeman S, de Vries K, Jongejans E & van de Pol M (2020b). Shorebird feeding specialists differ in how environmental conditions alter their foraging time. Doi.org/10.1093/beheco/arz189. Behavioral Ecology 31: 371-382.

Van der Kolk H-J, Krijgsveld KL, Linssen H, Diertens R, Dolman D, Jans M, Frauendorf M, Ens BJ & van de Pol M (2020c). Cumulative energetic costs of military aircraft, recreational and natural disturbance in roosting shorebirds. Doi.org/10.1111/acv.12546. Animal Conservation 23: 359-372.

Van der Kolk H-J, Ens B, Oosterbeek K, Jongejans E & van de Pol M (2021a). The hidden cost of disturbance: Eurasian Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) avoid a disturbed roost site during the tourist season. Doi.org/10.1111/ibi.13035. Ibis.

Van der Kolk H-J, Ens BJ, Frauendorf M, Jongejans E, Oosterbeek K, Bouten W & van de Pol M (2021b). Why time-limited individuals can make populations more vulnerable to disturbance. Doi.org/10.1111/oik.08031. Oikos.

Van der Meer J (1985). De verstoring van vogels op de slikken van de Oosterschelde. Nota 85.09. Deltadienst Milieu en Inrichting / Rijkswaterstaat, Middelburg.

Van der Winden J (2002). Disturbance as an important factor in the decline of black terns *Chlidonias niger* in the Netherlands. Vogelwelt 123: 33-40.

Van der Winden J, Krijgsveld KL, Inberg H & Fijn RC (2008). Beschermingsplan duin- en kustvogels. Basisrapport deel A: achtergronddocument. BW-project nr 05-641. Vogelbescherming Nederland, Zeist / Bureau Waardenburg, Culemborg.

Van der Zande AN (1984). Outdoor recreation and birds: Conflict or symbiosis? PhD-thesis, Leiden University, Leiden.

Van der Zande AN, Berkhuizen JC, van Latesteijn HC, ter Keurs WJ & Poppelaars AJ (1984). Impact of outdoor recreation on the density of a number of breeding bird species in woods adjacent to urban residential areas. Doi.org/10.1016/0006-3207(84)90018-1. Biological Conservation 30: 1-39.

Van der Zande AN & Vos P (1984). Impact of a semi-experimental increase in recreation intensity on the densities of birds in groves and hedges on a lake shore in the Netherlands. Doi.org/10.1016/0006-3207(84)90086-7. Biological Conservation 30: 237-259.

Van der Zande AN & Verstrael TJ (1985). Impacts of outdoor recreation upon nest-site choice and breeding success of the kestrel. Ardea 73: 90-99.

Van Dijk L & Veldhoen E (2011). Lemelerberg: Paden-structuur herzien om verstoring te verminderen. Vakblad Natuur Bos Landschap 9: 31-33.

Van Dijk R, Klous R, Tuiter D, De Rooy R & Jaspers H (2019). Effecten van drones op Natura 2000-gebieden in Drenthe. Project 363389. Sweco.

Van Manen W, van Diermen J, van Rijn SHM & van Geneijgen P (2011). Ecologie van de Wespendief *Pernis apivorus* op de Veluwe in 2008-2010, populatie, broedbiologie, habitatgebruik en voedsel. Natura 2000-rapport. Provincie Gelderland Arnhem NL / Stichting Boomtop www.boomtop.org Assen NL.

Van Rijn SHM, Krijgsveld KL & Strucker RCW (2006). Gedrag van vogels tijdens een kitesurfevenement in de Grevelingen. BW-rapport nr 06-251. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.

Van Rijn SHM, Bijlsma RG & Bijmold F (2021). De mogelijke rol van natuurfotografen bij de mislukking van een broedsel rode wouwen *Milvus milvus* op de ZW-Veluwe. De Takkeling 29-1.

Van Turnhout C (2009). Effecten van recreatie en de Tulpenrally op de broedpopulatie tapuiten in de Noordduinen. SOVON-informatierapport 2009/01. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Van Turnhout C & Majoor F (2016). Populatiedynamiek en bescherming van tapuiten in de Noordduinen in 2016. Sovon-rapport 2016/59. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Vas E, Lescroël A, Duriez O, Boguszewski G & Grémillet D (2015). Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. Doi.org/10.1098/rsbl.2014.0754. Biology Letters 11: 20140754.

Velando A & Munilla I (2011). Disturbance to a foraging seabird by sea-based tourism: Implications for reserve management in marine protected areas. Biological Conservation 144: 1167-1174.

Venema P (1988). Verstoring van ganzen in het Leekstermeergebied. Argus 13: 11-13.

Verdaat HJP (2006). Gebiedsgebruik, gedrag en verstoring van Roodkeelduikers (*Gavia stellata*) in de Voordelta. Afstudeerproject ter ondersteuning van de Nulmeting in het kader van het Monitoring en Evaluatie Programma, Project Mainport Rotterdam PMR - MEP MV2. BW-rapport nr 06-144. Bureau Waardenburg / Hogeschool Van Hall - Larenstein, Culemborg.

Verhulst S, Oosterbeek K & Ens BJ (2001). Experimental evidence for effects of human disturbance on foraging and parental care in oystercatchers. Doi.org/10.1016/s0006-3207(01)00084-2. Biological Conservation 101: 375-380.

Visser G (1986). Verstoringen en reacties van overtijende vogels op de Noordvaarder (Terschelling) in samenhang met de omgeving. RIN-rapport 86/17. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel.

Vos DK, Ryder RA & Graul WD (1985). Response of breeding great blue herons to human disturbance in Northcentral Colorado. Doi.org/10.2307/1521190. Colonial Waterbirds 8: 13-22.

Vos P (1986). Plankzeilen en watervogels op het Gooimeer. Interimrapport. Staatsbosbeheer, Utrecht.

Ward DH & Stehn RA (1989). Response of brant and other geese to aircraft disturbance at Izembek Lagoon, Alaska. Final Report of U.S. Fish and Wildlife Service. Alaska Fish and Wildlife Research Center to the Minerals Management Service, Outer Continental Shelf Region, Anchorage, Alaska.

Ward DH, Stehn RA & Derksen DV (1994). Response of staging Brant to disturbance at the Izembek Lagoon, Alaska. Wildlife Society Bulletin 22: 220-228.

Ward DH, Stehn RA, Erickson WP & Derksen DV (1999). Response of fall-staging Brant and Canada Geese to aircraft overflights in Southwestern Alaska. Doi.org/10.2307/3802522. The Journal of Wildlife Management 63: 373-381.

Watson JW (1993). Responses of nesting Bald Eagles to helicopter surveys. 21: 171-178.

Watson JW, Pierce DJ & Cunningham BC (1999). An active Bald Eagle nest associated with unusually close human activity. Doi.org/10.2307/3536932. Northwestern Naturalist 80: 71-74.

Webb NV & Blumstein DT (2005). Variation in human disturbance differentially affects predation risk assessment in western gulls. Doi.org/10.1650/7607. The Condor 107: 178-181.

Weigand JF & McChesney GJ (2008). Seabird and marine mammal monitoring and response to a fireworks display at Gualala Point Island, Sonoma County, California, May to August 2007. Unpublished report. USDI Bureau of Land Management, California State Office / USDI Fish and Wildlife Service, San Francisco Bay National Wildlife Refuge Complex, Sacramento / Newark, VS.

Weitowitz DC, Panter C, Hoskin R & Liley D (2019). The effect of urban development on visitor numbers to nearby protected nature conservation sites. Doi.org/10.1093/jue/juz019. Journal of Urban Ecology 5.

West AD, Goss-Custard JD, Stillman RA, Caldow RWG, Durell SEA le V & McGrorty S (2002). Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. Biological Conservation 106: 319-328.

Weston MA, McLeod EM, Blumstein D & Guay P (2012). A review of flight-initiation distances and their application to managing disturbance to Australian birds. Emu - Austral Ornithology 112: 269 - 286.

Weston MA & Stankowich T (2014). Dogs as agents of disturbance. In: Gompper ME, editor. *Free-ranging Dogs & Wildlife Conservation*. Ch 4. Oxford University Press, Oxford.

White CM & Sherrod SK (1973). Advantages and disadvantages of the use of rotor-winged aircraft in raptor surveys. Raptor Research 7: 97-104.

White CM & Thurow TL (1985). Reproduction of Ferruginous Hawks exposed to controlled disturbance. The Condor 87: 14-22.

Whitfield DP, Ruddock M & Bullman R (2008). Expert opinion as a tool for quantifying bird tolerance to human disturbance. Biological Conservation 141: 2708-2717.

Williams KJH, Weston MA, Henry S & Maguire GS (2009). Birds and beaches, dogs and leashes: Dog owners' sense of obligation to leash dogs on beaches in Victoria, Australia. Doi.org/10.1080/10871200802649799. Human Dimensions of Wildlife 14: 89-101.

Wingfield JC & Kitaysky A (2002). Endocrine responses to unpredictable environmental events: stress or anti-stress hormones? Doi.org/10.1093/icb/42.3.600. Integrative and comparative biology 42: 600-609.

Wingfield JC (2018). Environmental endocrinology: insights into the diversity of regulatory mechanisms in life cycles. Doi.org/10.1093/icb/icy081. Integrative and Comparative Biology 58: 790-799.

Wolfenden AD, Slabbekoorn H, Kluk K & de Kort SR (2019). Aircraft sound exposure leads to song frequency decline and elevated aggression in wild chiffchaffs. Doi.org/10.1111/1365-2656.13059. Journal of Animal Ecology 88: 1720-1731.

Wolff WJ, Reijnders PJH & Smit CJ (1982). Ecological effects of tourism in the Wadden Sea: : many questions, but few answers. In: G. Luck & H. Michaelis. *Proceedings of the Wadden Sea Symposium held on the Island Norderney.* Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (vol 275: 85-107). Münster-Hiltrup.

Yalden DW & Yalden PE (1989). The sensitivity of breeding golden plovers *Pluvialis apricaria* to human intruders. Bird Study 36: 49-55.

Yalden DW (1992). The influence of recreational disturbance on common sandpipers *Actitis hypoleucos* breeding by an upland reservoir, in England. Biological Conservation 61: 41-49.

Yalden PE & Yalden DW (1990). Recreational disturbance of breeding golden plovers *Pluvialis apricarius*. Biological Conservation 51: 243-262.

Yasué M (2005). The effect of human presence, flock size and prey density on shorebird foraging rates. Journal of Ethology 23: 199-204.

Yasué M & Dearden P (2006). The effects of heat stress, predation risk and parental investment on Malaysian plover nest return times following a human disturbance. Biological Conservation 132: 472-480.

Ydenberg RC & Dill LM (1986). The economics of fleeing from predators. In: Rosenblatt JS, Beer C, Busnel M-C, Slater PJB, editors. *Advances in the Study of Behavior*. Pp 229-249. Academic Press.

Yosef R (1997). Physical distances among individuals in flocks of greater flamingoes (*Phoenicopterus ruber*) are affected by human disturbances. Israel Journal of Zoology 43: 79-85.

Zaradic P, Pergams O & Kareiva P (2009). The impact of nature experience on willingness to support conservation. Doi.org/10.1371/journal.pone.0007367. PloS one 4: e7367.

Zhang Y, Fox A, Cao L, Jia Q, Lu C, Prins H & Boer WF (2018). Effects of ecological and anthropogenic factors on waterbird abundance at a Ramsar Site in the Yangtze River Floodplain. Ambio 48: 293-303.



Foto Hans Peeters

Bijlage 1
Bronnen voor verstoringspercentage, verstoringsduur en verplaatsingsafstanden

Béchet *et al.* (2004)
Bélanger & Bédard (1989)
Bellefleur *et al.* (2009)
Bijlsma (2006)
Borneman *et al.* (2016)
Bouton *et al.* (2005)
Brown (1990)
Bruderer & Komenda-Zehnder (2005)
Burger (1981a)
Burger & Gochfeld (1993)
Collop *et al.* (2016)
Conomy *et al.* (1998)
De Villiers *et al.* (2005)
Dehnhard *et al.* (2020)
Delaney *et al.* (1999)
Delaney *et al.* (2011),
incl. Delaney *et al.* (2002)
Fernandez & Azkona (1993)
Flemming *et al.* (1988)
Fraser *et al.* (1985)
Gittings & O'Donoghue (2016)
González *et al.* (2006)
Goss-Custard *et al.* (2006)
Grubb & King (1991)
Grubb *et al.* (2010)
Henson & Grant (1991)
Holmes *et al.* (1993)
Holthuijzen *et al.* (1990)
Jansen (2011)
Kahlert (1994)
Kahlert (2006)
Klein (1993)
Knight & Knight (1984)
Koepff & Dietrich (1986)
Kushlan (1979)
Lensink *et al.* (2007)
Linssen *et al.* (2019)
Lord *et al.* (2001)
McFadden *et al.* (2017)
McGarigal *et al.* (1991)
Minaskuat Limited Partnership (2005)
Nisbet (2000)
Owens (1977)
Pease *et al.* (2005)
Peters & Otis (2006)
Rees *et al.* (2005)
Riddington (1996)
Scarton (2018)
Schummer & Eddleman (2003)
Smit & Visser (1993)
Stalmaster & Kaiser (1997)
Stillman & Goss-Custard (2002)
Stock (1992)
Sunde *et al.* (2009)
Taylor *et al.* (1982)
Van der Kolk *et al.* (2020c)
van Rijn *et al.* (2006)
Venema (1988)
Visser (1986)
Vos *et al.* (1985)
Watson (1993)
Watson *et al.* (1999)
White & Thurow (1985)
Yalden & Yalden (1990)
Yalden (1992)

Bijlage 2
Achtergrond bij berekening van verstoringsgevoeligheid

Foerageergroep – soort foerageert of rust in grotere groepen
Klassen:
0 nee
1 ja

Grootte/gewicht – Gewicht is het gemiddelde gewicht van een man en een vrouw. Voor het rapport is gebruik gemaakt van gewichten volgens Dunning (2008), die vervolgens zijn geclassificeerd naar grootte. Daarbij is niet uitsluitend op gewicht gelet, maar ook op grootte (of hoogte) van de soort.
Klassen:
1 kleine zangvogels, kleine steltlopers, kleine sterns
2 kleine eenden, kleine reigers, kleine roofvogels, grote zangvogels, grote steltlopers, sterns, kleinere meeuwen, fuut
3 meeste eenden, kleinere aalscholvers, middelgrote reiger, middelgrote roofvogels, grote meeuwen, grootste steltloper (wulp), kleine ganzen
4 grote reigers, aalscholvers, middelgrote roofvogels (visarend), meeste ganzen
5 zwanen, grote roofvogels (zeearend, steenarend, lammergier), kraanvogel, grootste (= Australische) pelikaan

Dieet
Klassen:
0 (hoofdzakelijk) herbivoor
1 omnivoor, insectivoor of schelpdiereneter
2 (hoofdzakelijk) carnivoor, piscivoor, aaseter

Openheid biotoop: Biotoop kan voor broedvogels geslotener zijn dan voor niet-broedvogels; bijvoorbeeld voor meeuwen, steltlopers, sterns, sommige roofvogels.
Klassen:
0 gesloten (bos, ooibos, gesloten (riet)moerassen)
1 halfgesloten (parklandschap, riet, moeras, hoge ruigten, bebouwd, e.d.)
2 open (graslanden, landbouw, duinen, heide, lage vegetaties, oevers)
3 zeer open (meren, stranden, estuaria, wadplaten, zee)

Broedvogel: Een broedvogel of een niet-broedvogel betreffend.
Klassen:
0 nee
1 ja

Schuwheid/tamheid:
1 bijzonder schuwe soorten (zwarte specht, ijsvogel, brilduiker, slobeend, zomertaling, kleinst waterhoen, porseleinhoen, klapekster, griel)
-1 bijzonder niet-schuwe soorten (meerkoet, fuut, aalscholver, boerenzwaluw, huiszwaluw, huismus).

Bijlage 3
Bufferzones en verstoringsgevoeligheid voor alle soortgroepen met bronnen

Bufferzone en verstoringsgevoeligheid zijn in tabel 7.2 voor elke individuele aandachtsoort weergegeven, en per biotoop uitgewerkt in de betreffende soortteksten (HS 8 t/m 15).

In deze bijlage zijn bufferzones gepresenteerd zoals berekend op basis van 2000 vluchtafstanden van 575 soorten gepubliceerd in 180 studies. Waarden zijn weergegeven voor vluchtafstanden van broedende en bij niet-broedende vogels, en bij landrecreatie, waterrecreatie en luchtrecreatie, voor zover beschikbaar. Bij luchtrecreatie is vlieghoogte een belangrijker parameter dan horizontale afstand; zie daarvoor §5.5. Verstoringsgevoeligheid is berekend voor veel maar niet alle soorten (Europese wel, Australische en Amerikaanse minder). Waardes bufferzones zijn naar boven afgerond als beschreven in tabel 4.2; verstoringsgevoeligheid afgerond naar bovenliggende waarde. Voor berekening bufferzones zie §4.6; verstoringsgevoeligheid zie §4.5. Alle namen van Europese vogelfamilies zijn weergegeven in het Nederlands; die van uitsluitend Australische of Amerikaanse families niet (veel zangvogels).

Literatuurbronnen die hiervoor als basis hebben gediend zijn weergegeven onder de tabel. Hierin is ook de data van Livezey *et al*. (2016) gebruikt.

soortgroep rapport	familie wetensch./ Engels	familie Nederlands	verstoringsbron	broedend				niet-broedend			
				verstorings-gevoeligheid gem	bufferzone gem m	# observaties	# studies	verstorings-gevoeligheid gem	bufferzone gem m	# observaties	# studies
Zwanen & ganzen											
	Anatidae / ducks, geese, swans	**zwanen & ganzen**	land	9	200	316	15	7	350	1853	40
			water					7	300	37	16
			lucht	9				7	2500	1328	10
Eenden & meerkoet											
	Anatidae / ducks, geese, swans	**eenden**	land	8	200		2	7	200	2022	101
			water					7	500	909	87
			lucht	10	25		1	8	2800		2
	Rallidae / rails, crakes & coots	**meerkoeten**	land					7	150	66	9
			water					7	200	25	11
Hoenders & rallen											
	Megapodiidae / megapodes	**hoenders**	land						50	42	3
	Phasianidae / pheasants & allies		land	7	200	44	6	4	50	1507	27
	Rallidae / rails, crakes & coots	**rallen**	land					4	75	444	27
			water						50	7	1
	Turnicidae / buttonquail		land					4	25	5	2
Reigers, lepelaar & kraanvogel											
	Gruidae / cranes	**kraanvogels**	land					7	200	2	1
	Ciconiidae / storks	**ooievaars**	land		50	20	1	7	75	1	1
			water		50	60	1		75	31	2
	Threskiornithidae / ibises, spoonbills	**ibissen & lepelaars**	land	7	50	12	1	6	150	365	31
			water					6	100	305	11
	Ardeidae / herons, bitterns	**reigers & roerdompen**	land	8	75	74	5	6	100	829	64
			water	7	50	63	6	6	150	1420	27
			lucht	7					550		1
	Opisthocomidae / hoatzin		water	5	75	214	2				
Futen, aalscholver, duikers & zeekoet											
	Podicipedidae / grebes	**futen**	land	7	250		1	7	75	44	10
			water	7	150		1	7	250	85	15
	Alcidae / auks	**alken**	land	9							
			water					7	1200	20	3
			lucht	9							
	Gaviidae / loons	**duikers**	land	8	350		2				
			water					7	1100	1	3
			lucht					7	3600		1
	Sulidae / gannets, boobies	**genten**	land	9							
	Anhingidae / anhingas, darters		land						100	26	5
			water		75	29	2		150	222	5
	Phalacrocoracidae / cormorants, shags	**aalscholvers**	land		50	38	2	7	150	592	35
			water		75	17	2	7	150	250	14
			lucht	7				7	550		1
	Pelecanidae / pelicans		land		50	63	1	8	150	197	10
			water		25	14	1	8	100	169	3

soortgroep rapport	familie wetensch./ Engels	familie Nederlands	verstoringsbron	broedend				niet-broedend			
				verstorings-gevoeligheid gem	bufferzone gem m	# observaties	# studies	verstorings-gevoeligheid gem	bufferzone gem m	# observaties	# studies
Steltlopers											
	Burhinidae / stone-curlews, thick-knees	**grielen**	land					6	50	13	2
	Haematopodidae / oystercatchers	**scholeksters**	land	7	150	63	2	7	150	582	25
			water	7	100	62	1	7	200	85	9
			lucht	7				7	950		2
	Recurvirostridae / stilts, avocets	**kluten**	land	7	100	34	2	7	100	324	20
			water	7	150	29	2	7	200	15	7
	Charadriidae / plovers	**plevieren**	land	7	200	118	12	7	100	1050	53
			water	7				7	200	95	5
	Scolopacidae / sandpipers, snipes	**strandlopers & snippen**	land	7	100	247	11	7	150	3277	130
			water	7	100	20	1	7	400	173	36
			lucht					8	700		2
Meeuwen & sterns											
	Laridae / gulls, terns, skimmers	**meeuwen, sterns & schaarbekken**	land	8	75	476	30	6	75	1333	35
			water	8	100	145	19	6	150	310	16
			lucht	8				7	550		1
	Spheniscidae / penguins		land	10	50	186	1				
	Diomedeidae / albatrosses	**albatrossen**	land	9							
	Procellariidae / petrels, shearwaters, diving petrels	**stormvogels & pijlstorm-vogels**	lucht	7							
Roofvogels & uilen											
	Pandionidae / ospreys	**visarenden**	land	7	300		2	7	400	3	1
			water					7	150	147	3
			lucht	7							
	Accipitridae / kites, hawks, eagles	**havikachtigen, sperwer-achtigen & arendach-tigen**	land	8	550	402	14	6	200	520	35
			water	8				7	300	378	5
			lucht	9	850	6	6	7			
	Strigidae / owls	**uilen**	land	7	75	357	4	4	50	96	3
			lucht	7	100	35	2				
	Tytonidae / barn owls	**kerkuilen**	land	6	25		1				
	Falconidae / caracaras, falcons	**valken & caracaras**	land	7	350		3	6	150	244	20
			lucht	8	300		3				

soortgroep rapport	familie wetensch./ Engels	familie Nederlands	verstoringsbron	broedend				niet-broedend			
				verstorings-gevoeligheid gem	bufferzone gem m	# observaties	# studies	verstorings-gevoeligheid gem	bufferzone gem m	# observaties	# studies
Zangvogels & vergelijkbaar											
	Podargidae / frogmouths		land						25	2	1
	Caprimulgidae / nightjars	**nachtzwaluwen**	land	5	25		1	4	25	1	2
	Apodidae / swifts	**gierzwaluwen**	land					3	75	9	3
	Trochilidae / hummingbirds		land					3	25	54	2
	Cuculidae / cuckoos	**koekoeken**	land					3	50	90	9
	Columbidae / pigeons, doves	**duiven**	land					3	25	2250	36
	Upupidae / hoopoes	**hoppen**	land					3	50	34	3
	Coraciidae / rollers	**scharrelaars**	land					5	50	57	3
	Alcedinidae / kingfishers	**ijsvogels**	land					4	50	215	11
	Meropidae / bee-eaters	**bijeneters**	land					3	75	16	3
	Picidae / woodpeckers	**spechten**	land	5	250	8	1	4	50	172	10
	Cacatuidae / cockatoos		land						25	241	11
	Psittaculidae / Old World parrots		land						25	284	13
	Furnariidae / ovenbirds		land						50		2
	Menuridae / lyrebirds		land						25	26	1
	Ptilonorhynchidae / bowerbirds		land						25	114	7
	Climacteridae / Australasian treecreepers		land						25	31	3
	Maluridae / Australasian wrens		land						25	373	7
	Meliphagidae / honeyeaters		land						25	1170	49
			water						25	2	1
	Pardalotidae / pardalotes		land						25	7	1
	Acanthizidae / Australasian warblers		land						25	386	20
	Pomatostomidae / Australasian babblers		land						50	4	2
	Orthonychidae / logrunners		land						25	8	2
	Psophodidae / whipbirds		land						25	105	2
	Artamidae / woodswallows, butcherbirds & allies		land						50	443	15
	Campephagidae / cuckooshrikes		land						50	51	4
	Falcunculidae / shriketit		land						25	4	1
	Pachycephalidae / whistlers & allies		land						25	43	4
	Laniidae / shrikes	**klauwieren**	land	7	250	6	1	5	25	61	8
	Oriolidae / figbirds, orioles, turnagra	**wielewalen & vijgvogels**	land					2	50	88	5
	Dicruridae / drongos		land						50	9	1
	Rhipiduridae / fantails		land						25	332	11
	Monarchidae / monarchs		land						50	373	10
	Corvidae / crows, jays	**kraaiachtigen**	land	7	400	68	3	5	50	2445	43
	Corcoracidae / Australian mudnesters		land						50	18	2
	Paradisaeidae / birds-of-paradise		land						25	2	1
	Petroicidae / Australasian robins		land						25	277	8
	Paridae / tits, chickadees	**mezen**	land	4	50	77	2	2	25	1750	35
	Remizidae / penduline tits	**baardmezen**	land					3	25	4	1

soortgroep rapport	familie wetensch./ Engels	familie Nederlands	verstoringsbron	broedend				niet-broedend			
				verstorings-gevoeligheid gem	bufferzone gem m	# observaties	# studies	verstorings-gevoeligheid gem	bufferzone gem m	# observaties	# studies
Zangvogels & vergelijkbaar vervolg											
	Alaudidae / larks	**leeuweriken**	land	6	250	74	2	4	50	342	17
	Pycnonotidae / bulbuls		land						50	128	4
	Hirundinidae / swallows, martins	**zwaluwen**	land					3	25	452	18
	Cettiidae / cettia bush warblers & allies	**struikzangers**	land					3	25	16	1
	Aegithalidae / bushtits	**staartmezen**	land					3	25	116	8
	Phylloscopidae / leaf warblers & allies	**boszangers**	land					2	25	390	12
	Acrocephalidae / reed warblers & allies	**rietzangers**	land					3	25	153	11
	Locustellidae / grassbirds & allies	**(snor, sprinkhaanzanger)**	land					2	25	15	3
	Cisticolidae / cisticolas & allies	**(graszanger)**	land						25	83	3
	Sylviidae / sylviid babblers	**grasmussen**	land					3	25	1386	31
	Paradoxornithidae / parrotbills & allies	**diksnavelmezen**	land						25	10	1
	Zosteropidae / white-eyes		land						25	70	2
	Regulidae / goldcrests, kinglets	**goudhaantjes & vuur-goudhaantjes**	land					2	25	97	8
	Troglodytidae / wrens	**winterkoningen**	land					2	25	139	4
	Sittidae / nuthatches	**boomklevers**	land					2	25	47	5
	Certhiidae / treecreepers	**boomkruipers**	land					2	25	47	7
	Sturnidae / starlings, rhabdornis	**spreeuwen**	land					3	25	1081	18
	Turdidae / thrushes	**lijsters**	land	5	50	112	3	3	25	3640	46
	Muscicapidae / chats, Old World flycat-chers	**vliegenvangers**	land	6	200	16	2	3	25	566	41
	Cinclidae / dippers	**waterspreeuwen**	land					5	75	11	2
	Nectariniidae / sunbirds		land						25	7	1
	Passeridae / Old World sparrows, snow-finches	**mussen**	land					3	25	2440	21
	Estrildidae / waxbills, munias & allies	**prachtvinken (pestvo-gels)**	land						25	248	9
	Prunellidae / accentors	**heggenmussen**	land					3	25	233	7
	Motacillidae / wagtails, pipits	**kwikstaarten & piepers**	land	6	250	29	2	4	25	1353	33
	Fringillidae / finches, euphonias	**vinkachtigen**	land	4	25		1	3	25	2418	62
	Emberizidae / buntings	**gorzen**	land	5	200	13	1	4	25	1135	24
	Passerellidae / new world sparrows		land		25	202	2		25	1497	19
	Icteriidae / yellow-breasted chat		land		25	14	1				
	Icteridae / oropendolas, orioles, black-birds		land						75	390	7
	Parulidae / new world warblers		land		25	57	1		25	111	5
	Cardinalidae / cardinals & allies		land		25	50	2				
	Thraupidae / tanagers & allies		land						50		1

Literatuurbronnen voor de gebruikte vluchtafstanden

Ackerman *et al*. '04
Anthony *et al*. '95
Arroyo & Razin '06
Baines & Richardson '07
Baptist & Meininger '96
Batten '77
Bratton '90
Baudains & Lloyd '07
Beale & Monaghan '04a
Beale & Monaghan '04b
Béchet *et al*. '04
Bélanger & Bédard '89
Bellefleur *et al*. '09
Berger '77
Bijlsma '06
Bijlsma '12
Blumstein '03
Blumstein *et al*. '03
Blumstein *et al*. '04
Blumstein *et al*. '05 & Blumstein '06b
Blumstein '06
Boeker '70
Booms *et al*. '10
Borneman *et al*. '16
Bouton *et al*. '05
Bright *et al*. 03
Bright *et al*. 04
Brown '90
Bruderer & Komenda-Zehnder '05
Burger '81a
Burger & Gochfeld '81
Burger & Gochfeld '83
Burger & Gochfeld '88
Burger & Gochfeld '93
Burger & Gochfeld '07
Burger *et al*. '10
Burhans & Thompson '11
Carrete & Tella '17
Carrier & Melquist '76
Chen *et al*. '20
Collop *et al*. '16
Conomy *et al*. 1998
Cooke '80
de Jong *et al*. '13
de Villiers *et al*. '05
Dear *et al*. '14
Dehnhard *et al*. '20
Delaney '99
Delaney *et al*. '11, including Delaney *et al*. 2002
Dirksen *et al*. '05
Dunnet '77
Eason *et al*. '06
Efroymson '00
Eichelmann 2001
Erwin '89
Fernandez & Azkona '93
Fernández-Juricic *et al*. '01
Fernández-Juricic *et al*. '05
Finney *et al*. '05
Flemming *et al*. '88
Forshaw '83
Fraser *et al*. '85
Geist *et al*. '05
Gittings *et al*. 2016
Glover *et al*. '11
González *et al*. '06
Goss Custard *et al*. '06
Grubb & King '91
Grubb '92
Grubb *et al*. '10
Guay *et al*. '14
Gutzwiller *et al*. '98
Henkens '96
Henson & Grant '91
Heyland & Munro '67
Holmes *et al*. '93
Holthuijzen *et al*. '90
Hume '76
Hüppop & Hagen '90
Ikuta & Blumstein '03
Jansen '11
Kahlert '06
Kitchen *et al*. '10
Klein '93
Knight & Knight '84
Knight '84
Koch & Paton '14
Koepff & Dietrich '86

Kong *et al*. 2021
Kruger ‘16
Kury & Gochfield ‘75
Kushlan ‘79
Lafferty ‘01
Laursen *et al*. ‘05
Lensink *et al*. ‘07
Lensink *et al*. 17
Lord *et al*. ‘01
Madsen *et al*. ‘09
Marcella *et al*.’17
Marks & Hendricks ‘89
Martinez-Abrain *et al*. ‘08
Mayer *et al*.’19
McFadden *et al*. ‘17
McGarigal *et al*. ‘91
McLeod *et al*. ‘13
Meininger & Graveland ‘02
Miller *et al*. ‘94
Miller *et al*. ‘01
Minaskuat ‘05
Møller & Erritzøe ‘10
Møller ‘08a
Møller ‘08b
Møller *et al*. ‘07
Møller *et al*. ‘19
Monie ‘11
Morelli *et al*. ‘19
Mori *et al*. ‘01
Mosbech & Boertman ‘99
Mosbech & Glahder ‘91
Müllner *et al*. ‘04
Nijland ‘97
Nisbet ‘00
Osiejuk & Kuczynski ‘07
Owen ‘73
Owens ‘77
Paton *et al*. ‘00
Pease *et al*. ‘05
Peters & Otis ‘06
Platteeuw & Beekman ‘94
Platteeuw ‘95
Poot *et al*. ‘05
Price ‘03
Rees *et al*. ‘05
Riddington *et al*. ‘96
Roberts & Evans ‘93
Rodgers & Schwikert ‘02
Rodgers & Schwikert ‘03
Rodgers & Smith ‘95
Rodgers & Smith ‘97
Rodriguez-Prieto *et al*. ‘08
Ronconi & St. Clair ‘02
Ruddock & Whitfield ‘07
Scarton ‘18
Schulz & Stock ‘92
Schummer & Eddleman ‘03
Schwemmer *et al*. ‘11
Smit & Visser ‘93
Smith-Castro & Rodewald ‘10
Spaans *et al*. ’96
Spaul ‘15
Stalmaster & Kaiser ‘97
Stillman & Goss Custard ‘02
Stock ‘92
Sunde *et al*. ‘09
Swarthout & Steidl ‘01
Taylor *et al*. ‘82
Thiel *et al*. ‘07
Tijsen ‘94
Trimper *et al*. ‘98
van der Meer ’85
van der Zande & Verstrael ’85
van Rijn *et al*. ‘06
Venema ‘88
Verdaat ‘06
Visser ‘86
Vos ‘86
Vos *et al*. ‘85
Waardenburg ’76
Waardenburg ’77
Ward *et al*. ‘94
Ward *et al*. ‘99
Watson ‘93
Watson *et al*. ’99
Weston *et al*. ‘12
White & Sherrod ‘73
White & Thurow ‘85
Wolff *et al*. ’82
Yalden & Yalden ’89
Yalden & Yalden ‘90
Yalden ‘92

Bijlage 4
Achtergrond bij bepalen minimale naderingsafstanden

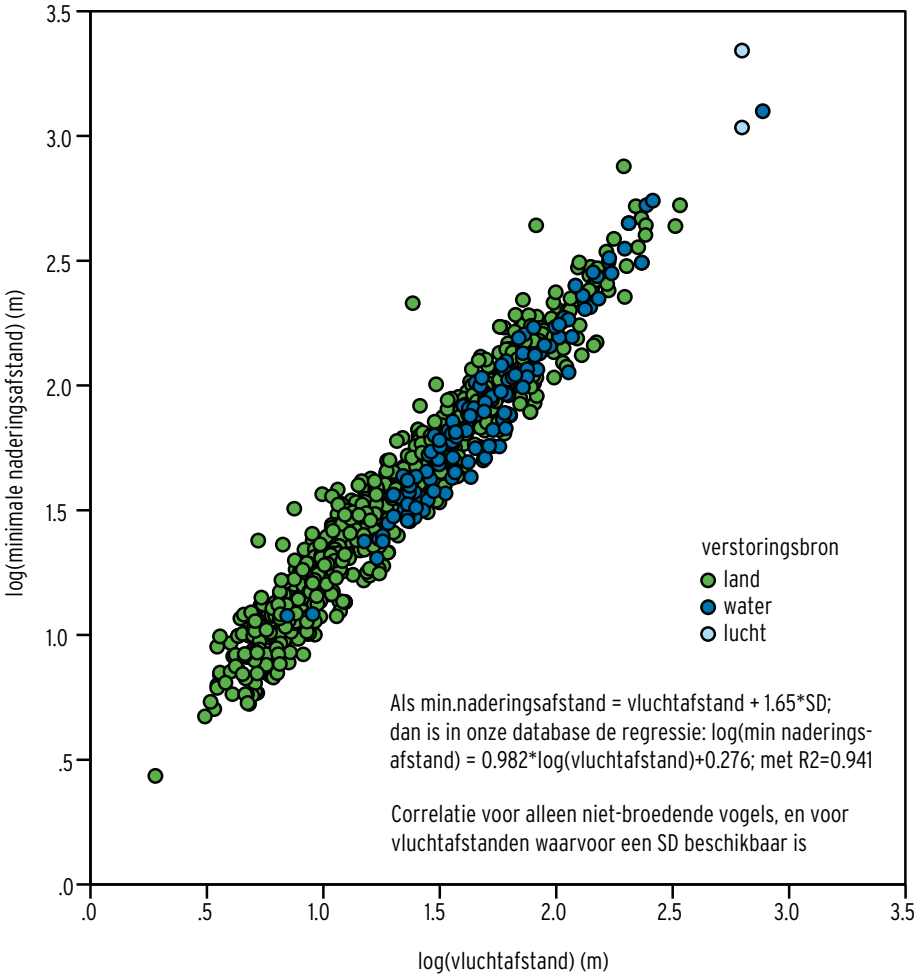
Overzicht van de werkwijzen en formules die gehanteerd zijn om tot een definitie van minimale naderingsafstanden (ofwel MAD, minimum approach distance) te komen. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen broedende en niet-broedende vogels. FID staat voor *flight initiation distance* ofwel vluchtafstand.

We bevelen aan om de volgende minimale naderingsafstanden te hanteren (toelichting zie §4.6):

- voor niet-broedende vogels: gemiddelde vluchtafstand + 1.65xSD;
- voor broedende vogels: 2x gemiddelde vluchtafstand.

niet-broedende vogels			
beoogd resultaat	**formule**	**soort**	**bron**
% 'beschermd' tegen recreanten	afstand en hoogte, zeer ruim om maximale flush-distances heen	Amerikaanse zeearend	Stalmaster & Kaiser (1997)
% 'beschermd' tegen recreanten	afstand waarop 95% vogels beschermd tegen recreanten	Amerikaanse zeearend	Stalmaster & Kaiser (1998)
%vlucht- of alert-reactie	afstand waarop 50-95% van populatie niet meer alert is of vlucht	Amerikaanse zeearend	McGarigal et al. (1991)
%vlucht- of alert-reactie	afstand waarop vogels niet alert reageren	zangvogels	Fernandez-Juricic et al. (2001, 2005)
%vlucht- of alert-reactie	afstand waarop 95% van vogels niet meer alert is of vlucht	zwanen, eenden, reigers, steltlopers	Taylor (2006)
% vlucht-reactie	mean FID + 1 or 2x SD afh van vereist niveau van bescherming; afstand waarop 84-98% geen flush-response heeft	steltlopers, eenden, meeuwen Waddenzee	Laursen et al. (2005)
% vlucht-reactie	afstand waarop 90% geen flush-response heeft	auerhoen	Thiel et al. (2007)
% vlucht-reactie	afstand waarop 90-99% geen flush-response heeft	Amerikaanse zeearend	Stalmaster & Newman (1978)
% vlucht-reactie	afstand waarop 90% geen flush-response heeft	diverse soorten roofvogels; valken, haviken, buizerds, arenden	Holmes et al. (1993)
% vlucht-reactie	afstand waarop 95% van vogels niet vlucht	Amerikaanse zeearend	Anthony et al. (1995)
% vlucht-reactie	afstand waarop vogels niet vluchten	eenden	Fox & Madsen (1997)
% vlucht-reactie	afstand waarop 100% van vogels niet vlucht	uilen	Delaney et al. (1999)
% vlucht-reactie	afstand waarop 80-95-99% geen flush-response heeft	uilen	Swarthout & Steidl (2001)
% vlucht-reactie	afstand en snelheid waarop 90% geen flush response heeft	zeekoeten	Ronconi & St. Clair (2002)
% vlucht-reactie	afstand waarop 75% van vogels niet vlucht	marmeralk	Bellefleur et al. (2009)
afstand waarop gros niet opvliegt of alert raakt	gem FID + 1 SD + 40 m	reigers, steltlopers, meeuwen, sterns	Rodgers & Smith (1997)
afstand waarop gros niet opvliegt of alert raakt	2 ∔ (gem FID∔1.6495 SD); plus voorspelbaarheid genereren door vaste routes	reigers, steltlopers, meeuwen, eenden	McFadden et al. 2017
minimaal oppervlak voor biotoop	minimale gemeten afstand/oppervlak om gezamenlijk roestende vogels te kunnen huisvesten	Amerikaanse zeearend	Buehler et al. (1991)
vluchtreactie minimaliseren	gem FID +1.6495 SD + 40 m	reigers, steltlopers, meeuwen, sterns	Rodgers & Swikert 2002
vluchtreactie minimaliseren	gem FID +1.6495 SD + 40 m	reigers, roofvogels	Rodgers & Schwikert (2003)

broedende vogels			
beoogd resultaat	**formule**	**soort**	**bron**
% alert gedrag voorkomen	afstand waarbij <30% vogels alert response toont	Amerikaanse zeearend	Grubb & King (1991)
% vlucht-reactie	afstand waarop 90% geen flush-response heeft; 95% max FIDs	black skimmer	Burger et al. (2010)
% vlucht-reactie	afstand waarop 95% geen flush-response heeft; 95% max FIDs	Amerikaanse zeearend	Anthony et al. (1995)
% vlucht-reactie	afstand waarbij 95% geen flush-response heeft	keizerarend	González et al. (2006)
% vlucht-reactie	% vlucht-reactie verkleinen	Amerikaanse zeearend	Watson (1993)
% vlucht-reactie	afstand waarop effect op nest attendance beperkt is tot ca 10-20%	gier	Arroyo & Razin (2006)
% vlucht-reactie	gem FID + 1.6495xSD + 40m; gelijk aan hun formule voor niet-brv	reigers, stern	Rodgers & Smith (1995)
90% van nestdesertie voorkomen	afstand waarbij 90% v nestdesertie voorkomen	Amerikaanse zeearend	Anthony et al. (1995)
90% van nestdesertie voorkomen	90% v nestdesertie voorkomen; grotere buffer als laag prooiaanbod of slechte conditie	ferruginous hawk	White & Thurlow (1985)
alert-reactie voorkomen	max alertafstand + 50 m. Combineren met borden om stoppende auto's en lawaai te voorkomen, en afschermende vegetatie rond parkeer- en observatieplaatsen	trompetzwaan	Henson & Grant (1991)
alert-reactie voorkomen	alert-afstand; zijnde 2xFID	meeuwen	Martinez-Abrain et al. (2008)
broedomstandigheden veilig stellen	broedhabitat ruim sluiten	buizerd	Sunde et al. (2009)
broedsucces niet verlagen	afstand waarbinnen verlaagd broedsucces optrad	strandplevier	Schulz & Stock (1992)
effect verder verkleinen dan vlucht-reactie	gem FID +1.6495 SD + 40 m; volgt Rodgers and Schwikert 2003 voor niet-brv, want is groter dan voor brv	wood stork	Bouton et al. (2005)
gedragsverandering voorkomen	afstand + 15m waarop gedragsresponse (alarm of agressie); bufferzone	albatros	de Villiers et al. (2005)
gewenning bevorderen	gewenning stimuleren door voorspelbaar regelmatige bezoeken	sterns	Nisbet (2000)
kuikenpredatie voorkomen nabij meeuwenkolonies	200 m van meeuwenkolonies geen boten meer	eider	Ahlund & Gotmark (1989)
'nadelige effecten' voorkomen	2*(mean FID + 1.6495 SD)	steltlopers	Koch & Paton 2014
nestdichtheid	paden nabij nesthabitat vermijden of effect op nestdichtheid te voorkomen	zwarte wouw	Sergio et al. (2003)
nestdichtheid	afstand waarbinnen nestdichtheid zichtbaar afneemt	boobies	Burger & Gochfeld (1993)
nestdichtheid en broedsucces, % vlucht-reactie	reductie nestdichtheid en broedsucces voorkomen; afstand waarbuiten 77%-100% v opvliegen wordt vookomen; in combi met stopverbod en zorgen dat mensen op paden bijven; vooral in begin broedseizoen	steenarend	Spaul 2015
'verstoring' voorkomen	broedhabitat ruim sluiten	sterns	Burger (1998)
'verstoring' voorkomen	restricted access, hond aan lijn, viewing facilities	korhoen	Baines & Richardson (2007)
'verstoring' voorkomen	gebied rond broehabitat sluiten	ganzen	Madsen et al. (2009)
'verstoring' voorkomen	mean FID + 2 SD	steltlopers	Scarton 2018
'verstoring' voorkomen	broedhabitat ruim sluiten	Amerikaanse zeearend	Fraser et al. (1985)
vlucht-reactie voorkomen	gem vluchtafstand	emperor penguin	Burger & Gochfeld (2007)
vlucht-reactie voorkomen	groter dan de grootste gemeten opvliegafstand (>dread distance')	sterns reigers	Erwin (1989)
vlucht-reactie voorkomen plus wat extra	max FID + 50 m	Amerikaanse blauwe reiger	Vos et al. (1985)



Samenhang tussen gemeten vluchtafstand (uit de literatuur) en de bijbehorende minimale naderingsafstand ofwel bufferzone; als bufferzone = vluchtafstand + 1.65xSD.

Bijlage 5
Effecten van recreatievormen vergeleken

Weergave van de gegevens en bronnen die ten grondslag liggen aan tabel 5.1.

groter								kleiner	
<------ verstorend effect ------>									
grootst effect	>	kleiner effect	>	kleiner effect	>	kleiner effect		bron	soort
Water									
roeiboot of kano buiten route	>	motor-, zeilboot binnen route						Dietrich & Koepff '86	diverse kustvogels
motorboot	>	kano, visser						Titus & van Druff '81	ijsduiker
motorboot	>	kayak/kano						Chatwin et al. '13	diverse zeevogels
windsurfer	>	kano						Koepff & Dietrich '86	diverse kustvogels
windsurfer	>	vissers-, motor-zeilboot						Madsen '98	watervogels
windsurfer	>	motorbootjes, vissersbootjes						Kahlert '94	middelste zaagbek
speedboot	>	andere vaartuigen						Ravenscroft et al. '07	steltlopers
waterscooter	>	andere motorboten						Burger '98	visdief
snelle lawaaiige boot	>	langzame stillere boot						Burger '98	visdief
motorboot	>	roeiboot						Stalmaster & Kaiser '97	Am. zeearend
lawaaiige kleine motorboot	>	zeilboot						Owens '77	rotgans
kitesurfer	>	windsurfer						Kruger, '16	diverse kustvogels
Lucht									
supersonisch vl.	>	groot burgervl.						Burger '81	diverse watervogels
modern groot burgervl.	>	oud groot burgervl.						Burger '83	genten
helikopter	>	sportvliegtuig	>>	straaljager				Stock '92	rotgans
helikopter	>	sportvliegtuig	>>	straaljager				Roberts '66	brandgans
helikopter	>	straaljager						Visser '86	diverse kustvogels
helikopter	>	straaljager	>	klein vl.				Grubb & Bowerman '97	Am. zeearend
helikopter	>	straaljager	>	sportvliegtuig	>	zweefvliegtuig		Heinen '86	kustvogels
helikopter	>	sportvliegtuig	>	groot vl.				Owen '73	ganzen
helikopter	>	sportvliegtuig						Forshaw '83	kleine rietgans
helikopter	>	sportvliegtuig						Ward '94	rotgans
helikopter	>	langzaam lawaaiig vliegtuig	>	overige vliegtuigen				Owens '77	rotgans
sportvliegtuig	>	helikopter						Kushlan '79	reigers
sport & militair vl.	>	helikopter						Grubb et al. '92	Am. zeearend
helikopter	>	klein burgervl.						Komenda Zehnder '03	watervogels
groot burgervl.	>	helikopter & sportvl.						Lensink et al. '05	diversen
sportvl.	>	zweefvliegtuig						Smit&Visser '89	kustvogels
militaire helikopter	>	civiele helikopter						Smit '04	kustvogels
helikopter	>	groot burgervl.	>	klein burgervl.	>	sportvliegtuig		Lensink et al. '17	kolgans, smient
transportvliegtuig, geen route	>	straaljager bommen gooiend	>	helikopter	>	straaljager voorsp. route		van der Kolk et al. '20	steltlopers

groter			<------ verstorend effect ------>			kleiner
grootst effect	> kleiner effect	> kleiner effect	> kleiner effect	bron	soort	
Land						
visser/jager	> wandelaar	> fietser	> auto	Rees et al. '05	wilde zwaan	
jager	> verjaging	> wandelaar, auto		Béchet et al. '04	sneeuwgans	
jager	> ecotourist/camper	> stilstaande auto, wandelen		Gonzalez et al. '06	keizerarend broedend	
hond	> wandelaar			Van der Zande et al. '84	vooral zangvogels	
hond	> anders op land			Lafferty '01b	strandplevier	
hond	> anders op land			Lord et al. '01	rosse plevier	
wandelaar met hond	> wandelaar			Taylor et al. '05	diverse	
wandelaar met hond	> wandelaar			Yalden & Yalden '90	goudplevier	
wandelaar met hond	> wandelaar			Ravenscroft et al. '07	steltlopers	
wandelaar met hond	> wandelaar			Glover et al. '11	steltlopers	
hond aangelijnd	> hardloper, wandelaar			Lord et al. '01	rosse plevier	
wandelaar	> fiets	> observatiebus	> snelle auto	Pease '05	eenden	
hardloper	> wandelaar			Glover '11	steltlopers	
landbouwvoertuig	> lawaai en geweerschoten	> wandelaar		White & Thurow '85	koningsbuizerd ferruginous hawk	
wandelaar	> auto			Stalmaster & Kaiser '97	Am. zeearend	
wandelaar	> auto			Holmes et al. '93	roofvogels	
wandelaar	> auto			Skagen '80	Am. zeearend	
wandelaar	> auto			Klein '93	diverse watervogels	
wandelaar	> auto			Guay '14	watervogels	
wandelaar	> auto			Gonzalez et al. '06	keizerarend	
wandelaar	> auto			Henson & Grant '91	trompetzwaan	
wandelaar	> voertuig zonder motor	> voertuig met motor		Larson et al. '16	diverse	
fietser	> auto			Stolen '03	reigers	
auto langzaam of stil	> auto doorrijdend			Stolen '03	reigers	
bus	> auto			Schlacher et al. '13	steltlopers, sterns	
Land / Water / Lucht						
wandelaar	> boot, auto			Stalmaster & Kaiser '97	Am. zeearend	
wandelaar = boot				Scarton '18	kustbroedvogels broedend	
wandelaar (frequentie)	> watersport (duur)	> vliegtuig		Grubb & King '91	Am. zeearend	
wandelaar	> vliegtuig			Fraser et al. '85	Am. zeearend	
wandelaar, auto	> sportvliegtuig of helikopter lager dan 650 m			Henson & Grant '91	trompetzwaan	
landrecreatie	> vliegtuigen op voorspelbare route			Lensink et al. '17	kolgans	
landrecreatie	> vliegtuig			Gonzalez et al. '06	keizerarend broedend	
vliegtuig	> visser, jager, wandelaar, auto			Rees et al. '05	wilde zwaan	
vliegtuig	> wandelaar			Owens '77	rotgans	
straaljagers, helikopters	> wandelaar, off-road vehicle			Bornemann et al. '16	scholekster broedend	
vaartuig	> helikopter			Stalmaster & Kaiser '97	Am zeearend	
windsurfer, motorbootjes	> wandelaar	> helikopter, straaljager (hoogste %)		Kahlert '94	middelste zaagbek broedend.	

