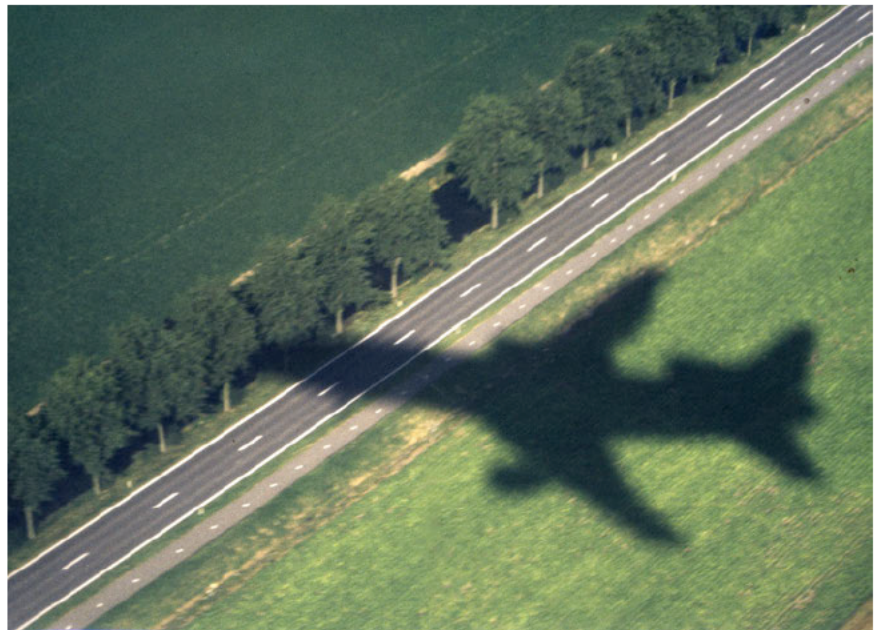


Effecten op fauna, in het bijzonder vogels, als gevolg van verstoring door vliegtuigen en helikopters

Overzicht van bestaande kennis



Bureau Waardenburg bv
Adviseurs voor ecologie & milieu

Effecten op fauna, in het bijzonder vogels, als gevolg van verstoring door vliegtuigen en helikopters

Overzicht van bestaande kennis

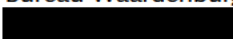


Bureau Waardenburg bv



Adviseurs voor ecologie & milieu

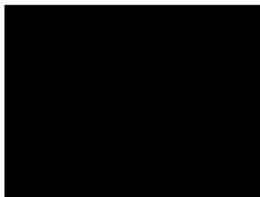
Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849

e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

opdrachtgever: Bureau Waardenburg
foto voorkaft: 

21 oktober 2005
rapport nr. 05-190

Status uitgave: eindrapport
Rapport nr.: 05-190
Datum uitgave: 21 oktober 2005
Titel: Effecten op fauna, in het bijzonder vogels, als gevolg van verstoring door vliegtuigen en helikopters
Samenstellers: 
Aantal pagina's inclusief bijlagen: 048
Project nr.: 05-999
Projectleider: 
Naam en adres opdrachtgever: Bureau Waardenburg bv
Referentie opdrachtgever: geen
Akkoord voor uitgave: Hoofd sector vogelecologie
Paraaf:



Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv; opdrachtgever vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Bureau Waardenburg bv.

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

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Bureau Waardenburg bv is door CERTIKED gecertificeerd overeenkomstig BRL 9990:2000 / ISO 9001:2000.



Bureau Waardenburg bv

Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg
Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849

e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

Voorwoord

In de afgelopen jaren zijn door Bureau Waardenburg verschillende projecten uitgevoerd waarin de effecten op vogels en andere fauna als gevolg van verstoring door vliegtuigen en helikopters centraal stonden. In dit verband zijn de volgende projecten relevant.

- verstoring van fauna door kleine burgerluchtvaart in opdracht van de ministeries van VROM en V&W 2000;
- verstoring van fauna door vliegverkeer van en naar Schiphol, een bijdrage in de MER Schiphol 2003 in opdracht van DG Luchtvaart (voorheen RLD) in 2001;
- verstoring van fauna door vliegverkeer op de luchtvaartterrein Lelystad en Maastricht; een bijdrage in de MER/PKB Lelystad en Maastricht, in opdracht van DG Luchtvaart in 2002 en 2005;
- verstoring van fauna door vliegverkeer van en naar vliegveld Eelde; beoordeling van effecten in relatie tot groene wet- en regelgeving, in opdracht van DG Luchtvaart in 2004;
- verstoring van fauna door vliegverkeer van en naar vliegveld Hilversum; beoordeling van effecten in relatie tot groene wet- en regelgeving; bijdrage in de Beslissing op Bezwaar, in opdracht van DG Luchtvaart in 2005.

In het eerstgenoemde project is een literatuurstudie uitgevoerd waarin alle bestaande kennis uit de formele en de grijze literatuur is samengevat. Naar aanleiding van interne discussies is deze studie in de twee volgende projecten op een aantal aspecten uitgebreid. Daarmee is een breed overzicht van bestaande kennis verkregen. Zie voor een overzicht van alle rapporten § 5.2.

Om in toekomstige rapportages niet iedere keer de volledige literatuurstudie op te hoeven nemen is besloten deze als een apart rapport uit te brengen, met daarin opgenomen een uitgebreide samenvatting. Deze samenvatting kan desgewenst in rapportages over dit thema worden opgenomen onder verwijzing naar het onderhavige rapport.

De literatuurstudie kwam binnen Bureau Waardenburg tot stand dankzij de inzet van [REDACTED] en [REDACTED]. In de verschillende projecten hadden wij contact en discussie met [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED], [REDACTED]. Het DG Luchtvaart (tegenwoordig DG Transport en Luchtvaart) gaf toestemming om de kennis die in voornoemde projecten verzameld was in dit separate rapport te bundelen. Allen worden bedankt voor hun inzet en bijdrage.

Inhoud

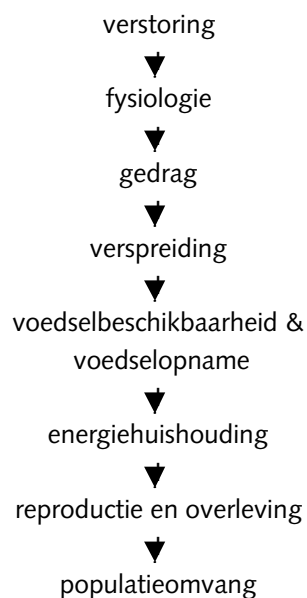
Voorwoord.....	3
Samenvatting.....	7
1 Inleiding.....	9
2 Materiaal en methoden.....	11
3 Relatie fauna en vliegverkeer.....	13
3.1 Mogelijke effecten van vliegverkeer.....	13
3.2 Model benadering.....	14
3.3 Effecten van verstoring.....	15
3.4 Tolerantie.....	21
3.5 Verstoring door geluid.....	25
3.6 Kritische hoogte en afstand voor effecten.....	27
3.7 Typen vliegverkeer.....	30
3.8 Conclusie.....	32
4 Epiloog.....	35
4.1 De huidige kennis.....	35
4.2 De ontbrekende kennis.....	36
5 Literatuur.....	37

Samenvatting

in het vervolg wordt ingegaan op mogelijke effecten op vogels en andere fauna als gevolg van verstoring door vliegverkeer. Onder verstoring wordt in dit verband verstaan het onderbreken van het natuurlijke gedrag als gevolg van een niet-natuurlijke oorzaak; bijvoorbeeld vliegverkeer of recreatie. Verstoring door bijvoorbeeld een predator is een *fact-of-life*. Verstoring van fauna kan, via een aantal stappen, een negatief effect hebben op de populatie(-omvang) van soorten.

Vliegverkeer veroorzaakt visuele en auditieve verstoring. In de meeste studies die gewijd zijn aan de effecten van vliegverkeer op dieren is geen onderscheid gemaakt tussen de visuele en auditieve aspecten van de passage van een vliegtuig (Busnel 1978). Vaak is het zeer lastig om visuele en auditieve aspecten van een verstoringbron te scheiden. Vooral nog bestaat het beeld dat verstoring door vliegtuigen een complex van factoren is dat is samengesteld uit visuele en auditieve componenten (Kempf & Hüppop 1996); die elkaar bovendien kunnen versterken.

Effecten van verstoring hebben verschillende verschijningsvormen. Effecten vooraan in de keten zijn eenvoudiger vast te stellen dan daarop volgende effecten. De meest direct waarneembare effecten zijn veranderingen van gedrag (alarm, opvliegen, vluchten, etc.). Deze primaire reacties kunnen een keten van oorzaak en gevolg in gang zetten, waardoor uiteindelijk de reproductie en de overleving van individuen kunnen afnemen. Dit kan er toe leiden dat de omvang van de populatie daalt (figuur 0.1).



Figuur 0.1 Effecten van verstoring op de fauna in een keten van oorzaak en gevolg.

De meeste van uitgevoerde onderzoeken gaan over de eerste stappen in de effectketen. Aan ganzen zijn enkele studies naar de effecten van verstoring verricht waarin is aangetoond dat verstoring kan leiden tot een verminderde voedselopname en daarmee een verminderde vetaanleg en aldus een verminderde overleving of een verminderde reproductie door adulten.

De 'verstoring gevoeligheid' van een vogel kan alleen begrepen worden op basis van kennis van onder andere de jaarcyclusfase, de voedselbehoefte en alternatieve locaties in relatie tot predatierisico en voedselbeschikbaarheid (Spaans *et al.* 1996). Tolerantie voor een bepaalde verstoring lijkt te worden bevorderd door een constant en voorspelbaar prikkelaanbod (regelmaat in tijd en ruimte). Bovendien moet de verstoring geen daadwerkelijke bedreiging vormen en daar evenmin op gelijken. Als voor het dier daarnaast de voordelen van het onderdrukken van anti-predator gedrag groter zijn dan de nadelen, zal tolerantie voor verstoring in veel gevallen optreden (Nijland 1997). Dit impliceert dat verstoring vooral getolereerd wordt door dieren die langere tijd achtereen in een bepaald gebied verblijven dan wel een bepaalde locatie regelmatig bezoeken. In gebieden waar de dieren slechts korte tijd verblijven (bijvoorbeeld tijdens de trek), is de tolerantie veelal kleiner (Platteeuw 1986).

Geluid is een belangrijke factor in verstoring van fauna. Zo is in Nederlands onderzoek in gebieden rond de Waddenzee aangetoond dat militaire schietoefeningen de verspreiding en aantallen van foeragerende en overtuigende vogels negatief beïnvloeden (van Eerden 1979, Visser 1987). Dat geluid een belangrijke rol speelt wordt ook ondersteund door de vele onderzoeken die gedaan zijn naar het effect van jacht als verstoringfactor (o.a. Owen 1993, Madsen 1993). Ook de negatieve effecten van auto- en treinverkeer op aantallen broedvogels worden mede in verband gebracht met de geluidsbelasting door dit verkeer (Reijnen 1996, Tulp *et al.* 2003)

Een toename in de vliegfrequentie vergroot de kans op negatieve effecten op organismen door verstoring. De sterkst verstorende effecten zijn te verwachten van helikopters, gevolg door straaljagers, klein verkeer en groot verkeer. Voorts hebben lawaaiige toestellen een sterker effect dan geluidsarme (Burger 1983).

Op grond van gepubliceerd onderzoek zijn bij vlieghoogtes lager dan 3.000 ft en op afstanden van minder dan 2 km verstorende effecten van vliegverkeer te verwachten. In gebieden met vlieghoogtes tussen 2.000 en 3.000 ft kan lichte verstoring worden verwacht en in gebieden met vlieghoogtes lager dan 2.000 ft ook zwaardere vormen.

Op basis van de huidige inzichten is het aannemelijk dat vogels en andere fauna welke in de omgeving van een vliegveld voorkomen, tolerantie en gewenning ten opzichte van vliegverkeer hebben. Waar de grenzen van de tolerantie in een sterk verstoorde omgeving van een vliegveld feitelijk liggen, is onbekend. Dergelijke kennis is gewenst om verder inzicht te krijgen in het voorkomen van vogels en andere fauna in relatie tot vliegverkeer, zeker in een verstedelijkt land als Nederland.

1 Inleiding

Wie in de nabijheid van een groep vogels een vliegtuig of helikopter ziet overvliegen kan verschillende reacties onder de vogels waarnemen:

- vogels onderbreken hun activiteit en kijken op om na passage hun oorspronkelijke bezigheid te vervolgen;
- vogels vliegen op om na passage van het vliegtuig of de heli weer terug te keren en hun oorspronkelijke bezigheid te vervolgen;
- vogels vliegen op om naar elders uit te wijken; na enige tijd keren zij terug;
- vogels vliegen op om naar elders uit te wijken en keren niet terug.

In deze reeks is een gradatie in het effect zichtbaar. Nu zal één keer opkijken niet direct gevolgen hebben. De vraag is in hoeverre het onderbreken van de natuurlijke activiteit gevolgen heeft voor de vogels (en andere fauna), in het bijzonder gevolgen voor de reproductie en de overleving. Dit zijn immers de parameters die de omvang van een (sub)populatie bepalen. Omgekeerd kan ook de vraag gesteld worden op welke afstand of hoogte vogels geen (zichtbare) reactie meer vertonen op de passage van vliegtuigen. Deze afstand zou als grenswaarde kunnen worden aangehouden indien verstoring door vliegverkeer voorkomen dient te worden.

De afgelopen jaren zijn de effecten op vogels en andere fauna als gevolg van verstoring door vliegtuigen en helikopters in de belangstelling gekomen. In dit rapport wordt de bestaande kennis over de relaties tussen vliegverkeer, fauna en verstoring op een rij gezet. Dit rapport vormt hiermee een bron van informatie voor hen die zich in deze thematiek wensen te verdiepen. Daarnaast geeft het de lacunes in de kennis, en kan daarmee de basis vormen voor verder onderzoek naar de gevolgen van verstoring door vliegverkeer voor vogels, zoogdieren en andere organismen. Zeker in een dichtbevolkt land, met een scala aan ruimtelijke claims voor uiteenlopende (verstoring) activiteiten, is dit wenselijk.

In de volgende hoofdstukken wordt ingegaan op verschillende aspecten van verstoring door vliegverkeer. In hoofdstuk 2 worden onze aanpak en bronnen verantwoord. In hoofdstuk 3 worden de verschillende mogelijke effecten besproken. In de ordening van besproken aspecten is een model voor de effectketen leidend (figuur 0.1). In hoofdstuk 4 wordt generale patronen uit de veelheid aan onderzoeken gedestilleerd. De bronnen zijn vermeld in het laatste hoofdstuk.

2 Materiaal en methoden

Voor deze studie is bestaande kennis over de relatie tussen vliegverkeer en (verstoring van) vogels en andere fauna in een literatuurstudie gerangschikt en toegankelijk gemaakt. De basis voor deze literatuurstudie bestond uit de bronnen die gebruikt zijn voor het rapport 'Relaties tussen de vlieghoogte van de kleine burgerluchtvaart en de verstoring van fauna – een overzicht van bestaande kennis' (Lensink & Dirksen 2000) alsmede 'Effecten van het vliegverkeer van en naar Schiphol op vogels en andere fauna in relatie tot de Vogelrichtlijn, de Habitatrichtlijn en de Natuurbeschermingswet en een vergelijkbare studie voor de vliegvelden Lelystad en Maastricht (Lensink *et al.* 2001, Lensink *et al.* 2002). In laatstgenoemde twee studies is meer aandacht besteed aan de mogelijke effecten van geluid. In deze studies is de internationale literatuur verrat tot en met 2002 voor zover deze in de database 'Biological Abstracts' was opgenomen en viel te traceren met trefwoorden die gerelateerd zijn aan verstoring en vliegverkeer. Hierbij kwam naar voren dat slechts een klein deel van de literatuur over verstoring ingaat op de rol van vliegtuigen en in het bijzonder de effecten van de grote burgerluchtvaart op fauna. Informatie uit de grijze literatuur (rapporten e.d.) is ook opgenomen.

Daarnaast is gebruik gemaakt van de inzichten die verwoord zijn in het rapport *Verstoringsgevoeligheid van vogels; literatuurstudie naar de reactie van vogels op recreatie* (Krijgsveld *et al.* 2004). Hierin is ook alle relevante literatuur aangaande effecten van vliegtuigen verwerkt. Voorts is kennis, voor zover relevant, over versturende effecten van autoverkeer (Reijnen 1996), treinverkeer (Tulp *et al.* 2003), windturbines (Witte *et al.* 2004) gewogen en zonodig meegenomen.

3 Relatie fauna en vliegverkeer

3.1 Mogelijke effecten van vliegverkeer

Om te komen tot een beschrijving en beoordeling van mogelijke effecten van vliegverkeer op fauna wordt in dit hoofdstuk ingegaan op de verschillende typen van verstoring door vliegverkeer. Tevens wordt geïnventariseerd op welke manieren verstoring het functioneren van organismen kan beïnvloeden. Verstoringsevoeligheid van een dier kan alleen beoordeeld worden in het licht van andere overwegingen waarvoor een organisme zich gesteld ziet. Hierbij kan een wisselende mate van tolerantie optreden. Bij het inschatten van de ernst van de verstoring door vliegverkeer dient rekening gehouden te worden met het type vliegtuig, de hoogte en afstand van de verstoringsbron, de geluidsbelasting van het organisme en de duur van de verstoring.

Onder verstoring wordt verstaan:

De reactie van een dier onder invloed van menselijke aanwezigheid in de ruimste zin des woord, waardoor deze zijn natuurlijke gedragspatroon niet voortzet. Verstoring kan tot uitdrukking komen in veranderingen in gedrag, fysiologie, aantallen, reproductie of overleving en kan aldus gevolgen hebben voor de populatieomvang (Platteeuw 1987, Cayford 1993).

Passerende vliegtuigen veroorzaken voornamelijk visuele en auditieve verstoring. In de meeste studies die gewijd zijn aan de effecten van vliegtuigen en vliegverkeer op dieren is geen onderscheid gemaakt tussen de visuele en auditieve aspecten van de passage van een vliegtuig (Busnel 1978). Vaak is het zeer lastig om visuele en auditieve aspecten van een verstoringsbron te scheiden. Vooralsnog bestaat het beeld dat verstoring door vliegtuigen een complex van factoren is dat is samengesteld uit visuele en auditieve componenten (Kempf & Hüppop 1996). De hieronder vermelde onderzoeksresultaten onderbouwen dit.

Visuele verstoring

In onoverzichtelijke landschappen horen vogels het geluid van een naderend vliegtuig vaak eerder dan dat ze het zien. Door Loosjes (1974) is waargenomen dat grauwe ganzen alert werden wanneer ze een vliegtuigje hoorden, maar pas opvlogen wanneer ze de geluidsbron konden zien. Zelfs de vrijwel geluidloze deltavliegers en hanggliders kunnen sterke vluchtreacties induceren, zoals voor gemzen, edelherten en steenbokken in de alpen is vastgesteld (Mosler-Berger 1994). Lorentz & Tinbergen wezen er al op dat vluchtgedrag voor silhouetten die op roofvogels lijken gedeeltelijk is aangeboren en daarnaast ook door aanleren wordt versterkt (Manning 1967). Uit bovenstaande kan worden afgeleid dat in verstoring van fauna door vliegtuigen zeker ook visuele aspecten een rol spelen.

Auditieve verstoring

Uit de studies van Weisenberg *et al.* (1996) en Krausman *et al.* (1998) aan bergschapen volgt dat de effecten van laagvliegende straaljagers voor het overgrote deel kunnen

worden toegeschreven aan de auditieve aspecten van deze verstoring. De dieren vertoonden in een experiment waarin het laagvliegen vanuit speakers werd nagebootst eenzelfde (mate van) reactie als in een experiment waarin de straaljagers daadwerkelijk laag overvlogen. Ook bij grote kuifstern kolonies in Australië werd een sterke verstoring waargenomen na het afspelen van geluiden van vliegtuigpassages op verschillende hoogtes (Brown 1990). In een studie van Ward *et al.* (1999) is een verschil in reactie aangetoond op lawaaiige en stille toestellen, ook binnen de groep van kleine vliegtuigjes.

3.2 Model benadering

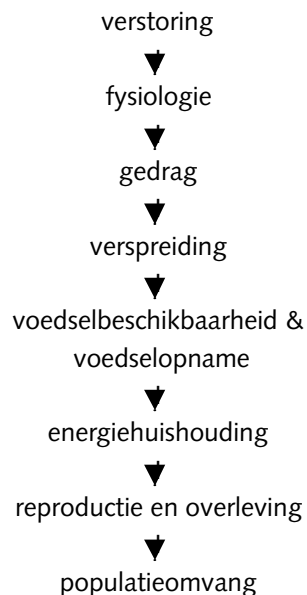
Om de relatie tussen het vliegverkeer van en naar een vliegveld en de mogelijke verstoring van fauna in beschermde gebieden te beschrijven, is de literatuur eerst gerangschikt naar mogelijke effecten in een logische reeks van gevolgen van verstoring. Dit noemen we een keten van oorzaak en gevolg, ofwel een effectketen.

Effecten van verstoring hebben verschillende verschijningsvormen. Effecten vooraan in de keten zijn eenvoudiger vast te stellen dan daarop volgende effecten. De meest direct waarneembare effecten zijn veranderingen van gedrag (alarm, opvliegen, vluchten, etc.). Deze primaire reacties kunnen een keten van oorzaak en gevolg in gang zetten, waardoor uiteindelijk de reproductie en de overleving van individuen kunnen afnemen. Dit kan er toe leiden dat de omvang van de populatie daalt (figuur 3.1).

Een verstoring induceert een stressreactie die zich onder andere kan uiten in een verandering in fysiologie (bijvoorbeeld verhoogde hartslag, wijzigingen in hormoonspiegels). Dat dit niet altijd resulteert in een waarneembare gedragsverandering kan geïllustreerd worden met de resultaten van een onderzoek naar zeevogels op de Galapagos eilanden. Deze staan bekend vanwege hun grote mate van tamheid, waarbij bezoekers tot op enkele meters van broedende vogels kunnen komen. Jungius & Hirsch (1979) toonden aan dat de hartslag van vogels die op minder dan 18 meter werden benaderd met een factor vier toe kon nemen. Deze vogels kennen bij een regelmatig bezoek van toeristen dus een sterk verhoogd stressniveau, zonder dat er visueel waarneembare reacties optreden. Aangezien er een positief verband bestaat tussen hartslag en energie uitgaven (Storch *et al.* 1999), resulteren deze niet-zichtbare effecten van verstoring in principe tot extra energie-uitgaven met mogelijk gevolgen voor reproductie en overleving.

Reacties die leiden tot een verandering van het gedrag zijn in het veld eenvoudiger vast te stellen dan de daaraan voorafgaande fysiologische. Hierbij kan gedacht worden aan bijvoorbeeld het alarmeren of vaker opkijken tijdens het foerageren (o.a. Coleman *et al.* 2003, Komenda-Zehnder *et al.* 2003). Het gevolg van verstoringen van gedrag door vogels betekent in eerste instantie tijdverlies en extra energieuitgaven. Deze beide kosten moeten met extra voedselopname gecompenseerd worden. Door een verstoring kan een dier ook tijdelijk uitwijken of de verstoorde locatie definitief verlaten. De voedselopname is op de alternatieve locatie over het algemeen lager, wat gevolgen heeft voor de energiehuishouding. Territoriale soorten foerageren buiten hun vaste voedselgebied vaak

niet verder (Smit & Visser 1989). Veranderingen in de energiehuishouding kunnen zich vertalen in gevolgen voor reproductie en overleving. Als verstoring leidt tot het verlaten van het nest of jongen vergroot dit de kans op predatie. Effecten van verstoring op reproductie en overleving vormen het ultieme criterium voor de beoordeling van verstoring. Samen bepalen ze namelijk de omvang van een populatie. Aantonen dat (herhaalde) verstoring kan leiden tot veranderingen in de laatste schakels van de keten, en daarmee de populatieomvang, is niet eenvoudig. Veel onderzoek richt zich dan ook op de eerste delen van de keten. Enkele studies hebben evenwel duidelijk gemaakt dat ook in de laatste stappen effecten zichtbaar kunnen worden (Madsen 1994, Verhulst *et al.* 2001).



Figuur 3.1 Effecten van verstoring op de fauna in een keten van oorzaak en gevolg.

3.3 Effecten van verstoring

In het scala van mogelijkheden van verstoring als gevolg van menselijke aanwezigheid, zijn vliegtuigen slechts een van de mogelijkheden. In het vervolg wordt per aspecten uit de effectketen de bestaande kennis samengevat. Vermoedelijk maakt het voor dieren weinig uit wie of wat de bron van de verstoring is, het effect zal hetzelfde zijn. Daarom wordt waar nodig en verantwoord ook literatuur gebruikt die op andere verstoringsbronnen dan vliegtuigen is gebaseerd.

Fysiologie

Vogels

In een fysiologisch onderzoek naar de effecten van vliegtuiggeluid op zilvermeeuwen en grote mantelmeeuwen wordt vermeld dat intens hoge geluidbelasting, met name op

vliegvelden, een ernstige mate van geluidsstress oproept. Daarbij wordt vermoedelijk het vermogen van de vogels om de geluidsbron te lokaliseren aangetast. Wanneer vogels niet in staat zijn om vliegtuigen auditief te lokaliseren, kan dit leiden tot aanvaringen met vliegtuigen. Dit is negatief voor de vliegveiligheid van de luchtvaart ter plaatse (Counter 1985).

Een ander fysiologisch effect is de, door veel onderzoeken vermelde, verhoging van de hartslagfrequentie onder invloed van de passage van een vliegtuig of helikopter. Dit werd onder andere vastgesteld voor Adelige pinguïn (Culik *et al.* 1990), verschillende zeevogels (Jungius & Hirsch 1979), eidereend (Gabrielsen 1987) en grutto (Dietrich *et al.* 1989 in Kempf & Hüppop 1995). Aangezien er een positief verband bestaat tussen hartslag en energieuitgaven (Storch *et al.* 1999), leiden deze niet-zichtbare effecten van verstoring in principe tot een verhoogde voedselbehoefte.

Zoogdieren

Door Weisenberg *et al.* (1996) zijn experimenten uitgevoerd naar de effecten van laagvliegende straaljagers op hartslag en gedrag van 'mule deer' en bergschaap. In het experiment werden 1 tot 7 passages per dag nagebootst, met geluidsniveaus tussen 92 en 112 dB. Gemiddeld lag de hartslag tijdens de passage 10-20% hoger dan daarvoor. Na 1 tot 3 minuten was deze weer terug op het oude niveau. Voorts werd onder beide soorten een evenredig verband gevonden tussen geluidsbelasting en de toename van de hartslagfrequentie. Gedragsreacties van beide soorten lagen in de zomer (30-45 sec) hoger dan in de nazomer en winter (15-30 sec). Binnen 4 minuten na de gesimuleerde passage keerden de dieren terug naar hun oorspronkelijke gedrag.

In een veldproef van Krausman *et al.* (1998) zijn de effecten van laagvliegende straaljagers (<500 m) op bergschapen onderzocht. In 15% van de gevolgde passages werd een verhoogde hartslag vastgesteld. Binnen 2 minuten na de gebeurtenis was de hartslag weer terug op het oude niveau. Voorts bleek in deze proef dat lage passages van straaljagers in de meeste gevallen geen invloed op het gedrag en de habitatkeus van de bergschapen hadden. In de gevallen dat wel een effect zichtbaar was, was dit van korte duur.

Gedrag

Vogels

Reacties als gevolg van verstoring door vliegtuigpassages kunnen variëren van opkijken tot het definitief verlaten van de verstoorde locaties. De gevolgen van dit gedrag voor verspreiding van dieren en de energiehuishouding komen in volgende paragrafen aan bod. Geluidsverstoringen kunnen daarnaast ook de communicatie beïnvloeden. Vogelzang is vooral van belang wanneer visueel contact tussen individuen onmogelijk is. Dit is met name het geval in bossen, 's nachts en bij communicatie over grote afstanden. Bosvogels hebben vaak een zang met een frequentie rond de 2 kHz. Door vogels in het open veld wordt vaak een frequentie rond de 4 kHz gebruikt. De gebruikte frequenties lijken aangepast te zijn aan de omstandigheden in het habitat, waardoor verstrooiing en het uitdoven van het geluid zoveel mogelijk wordt voorkomen (Krebs & Davies 1993).

De perceptie van geluiden wordt in meer of mindere mate beïnvloed door het achtergrondgeluid. Om de communicatie tussen vogels te verstoren, hoeft de intensiteit van vliegtuiggeluid niet hoog te zijn. De opgeslagen informatie in de zang is door toevoeging van tonen in dezelfde range van golflengtes gemakkelijk te vervormen. Dit zal het voor een andere vogel moeilijk maken om zijn soortgenoot te verstaan (Dooling 1985 in Veen 1987). In een studie onder pimpelmees, koolmees en vink (Bergen & Abs 1997) bleken de vogels in een verstoord stedelijk gebied 's morgens eerder met zingen te beginnen dan in het controle gebied. De auteurs verklaren dit verschil door de aanwezigheid van kunstlicht. Daarnaast speelt ook de verstoring door stedelijk geluid vermoedelijk een rol bij het vroeger ontwaken van vogels. In deze studie werd ook een negatieve correlatie gevonden tussen verstoring door wandelaars en zangactiviteit. Daarnaast is in het stedelijk gebied een verandering in frequentie en toonhoogte van de zang van koolmezen gevonden. De auteurs verklaarden dit als een aanpassing om het stedelijke lawaai te 'verstaan' (Slabbekoorn & Peet 2003, Katti & Warren 2004).

Zoogdieren

Mogelijk is het door de toegenomen geluidsdruk in open zee voor gewone vinvissen (*Balaenoptera physalus*) moeilijker geworden om over grote afstanden onder water met elkaar contact te houden (Shaw 1978 in Platteeuw 1986).

Verspreiding

Vogels

Er is een groot aantal studies bekend waarin de effecten van verstoring op de verspreiding van wad- en watervogels worden beschreven (Gunn & Livingston 1974, Owens 1977, Derksen *et al.* 1979, Madsen 1984, 1985, Belanger & Bedard 1989, Jensen 1990, Stock 1992, Davidson & Rothwell 1993a, Madsen 1994, Carney & Sydeman 1999, Mosbech & Boertmann 1999). In deze studies vormen vliegtuigen een belangrijke verstoringsbron. De verspreidingspatronen werden sterk beïnvloed door de mate van verstoring. De hoogste dichtheden van vogels zijn vastgesteld in (deel-)gebieden met de minste verstoring. Ook in studies waarin verstoring door vliegtuigen geen rol speelde, maar bijvoorbeeld wel van verkeer of van recreanten, zijn vergelijkbare effecten op broedende en pleisterende vogels vastgesteld (Van der Zande 1984, Madsen 1988, 1993, Mooij 1993, Spaans *et al.* 1996, Carney & Sydeman 1999, van de Kam *et al.* 2001).

Voor een aantal ganzensoorten is het effect van de mate van verstoring door vliegtuigen onderzocht. Door Owen (1977) is in een onderzoek aan rotganzen een gemiddeld verstoringsniveau van 0,68 gevallen per uur vastgesteld en door Stock (1992) in een onderzoek aan dezelfde soort van 2,19 gevallen per uur. De sneeuwganzen had in een studie van Prevett & MacInnes (1980) een verstoringsdruk van 1,4-2,6 gevallen per uur te verduren en in een studie van Belanger & Bedard (1989) van ruim 1 geval per uur. Zowel bij genoemde rotganzen als sneeuwganzen bleek dat bij een verstoringsdruk van meer dan 2 gevallen per uur, een deel van de vogels de volgende dag een andere pleisterplaats verkoos. Voor kleine rietganzen is een vergelijkbaar effect vastgesteld (Madsen 1985).

Zoogdieren

De grizzly beer als toppredator bleek in drie studies, bij nadering door een sportvliegtuig, in 20-25% van de gevallen een reactie te vertonen. Deze reactie bestond overwegend uit vluchten naar dekking (Young & McCabe 1997). Verdere consequenties konden niet worden aangetoond.

Voedselopname & voedselbeschikbaarheid

Vogels

Rond het thema voedsel en verstoring is het uitgangspunt dat bij verstoring van een foeragerende vogels, de voedselopname voor bepaalde tijd stopt. Hierdoor neemt de opname bij gelijke opname snelheid af. Dit zal in veel gevallen moeten worden gecompenseerd; of door langer op een dag te foerageren of meet voedsel per tijdseenheid op te nemen.

Door ondermeer Zwarts (1980) en Goss-Custard (1980) is aangetoond dat de voedselopname van steltlopers ten dele bepaald wordt door de dichtheid aan soortgenoten. Indien verstoorde vogels zich voegen bij soortgenoten in een ongestoord gebied zal de voedselopname dalen, vermoedelijk als gevolg van een toename in de interacties tussen vogels. Dit mechanisme zou gevolgen kunnen hebben voor de overleving van vogels (zie ook Goss-Custard 1994). Territoriale vogelsoorten wachten vaak tot de verstoring is verdwenen en zullen in de tussenliggende periode vaak in het geheel niet eten (Smit & Visser 1989). Herhaalde verstoringen bereiken daarom al snel een niveau dat ze door extra voedselopname gecompenseerd moeten worden. Daarnaast kan herhaalde verstoring tot problemen leiden voor soorten die een groot deel van de dag (lichtperiode) nodig hebben om in de energiebehoefte te voorzien of soorten die maar een bepaalde hoeveelheid voedsel per eenheid tijd kunnen verteren.

In Denemarken is door Madsen (1994) uitgebreid onderzoek gedaan naar de effecten van verstoring op de verspreiding van watervogels. Omdat jacht de belangrijkste verstoringfactor was, zijn eind jaren tachtig een aantal gebieden als jachtvrije reservaten aangewezen. Binnen korte tijd namen de aantallen pleisterende vogels enkele jaren achtereenvolgend toe. Bovendien werd het beschikbare voedsel langduriger en vollediger benut. Eerder was al aangetoond dat als gevolg van verstoring (jacht), vogels (met name smienten) in het najaar korter in Denemarken pleisterden dan op grond van de beschikbare hoeveelheid voedsel mocht worden verwacht (Madsen 1988). Door Stock (1992) zijn in de Duitse Waddenzee voor rotganzen vergelijkbare indicaties verkregen, alsmede door Belanger & Bedard (1989) voor sneeuwganzen in het Canadese wintergebied.

Energiehuishouding

Vogels

Pleisterende sneeuwganzen in Canada verloren door verstoring 4-51% van de beschikbare dagelijkse foerageertijd. Hierdoor werd per uur gemiddeld 2,9% minder energie opgenomen en 5,3 % meer energie besteed (Belanger & Bedard 1989).

Berekend is dat bij een verstoringsdruk van 0,5 verstoringsgevallen per uur sneeuwganzen 20,4% reserve inleveren (Davis & Wiseley 1974). Rotganzen in Engeland verloren als gevolg van geregelde verstoring 4,9-11,7% van de beschikbare foerageertijd en verhoogden hun dagelijkse energie uitgaven dien ten gevolge met gemiddeld 31% (Owen 1977, White-Robinson 1982). In een andere Engelse studie aan rotganzen (Riddington *et al.* 1996) bleek dat als gevolg van het door verstoring geïnduceerde vliegen, de vogels overdag gemiddeld 10% meer energie spendeerden, en op dagen met veel verstoring tot bijna 40%. Deze ganzen hadden in de winter vrijwel de volledige daglichtperiode nodig om in hun dagelijkse energiebehoefte te voorzien. Berekend is dat de extra-uitgaven niet meer tijdens daglicht gecompenseerd konden worden. Compensatie was alleen mogelijk indien de ganzen in de nacht ook een uur konden foerageren. In de vier hiervoor genoemde studies aan ganzen waren kleine vliegtuigen een belangrijke verstoringsbron. Door Stock (1992) is voor rotganzen een verband aangetoond tussen de tijd die aan verschillende gedragingen wordt besteed en de mate van verstoring. Een complicerende factor is dat effecten bij migrerende dieren pas op een later tijdstip in het jaar en in een ander deel van het verspreidingsgebied zichtbaar kunnen worden.

Door Schilperoord & Schilperoord-Huisman (1981) is onderzoek gedaan naar de gevolgen van verstoring op kleine rietganzen op een pleisterplaats in Friesland. Ook zij kwamen tot de conclusie dat verstoring tot verhoogde energie uitgaven leidde. De kleine rietganzen konden hiervoor compenseren door tot in het donker te foerageren en bijna een uur later naar de slaappleats te vliegen in vergelijking tot ganzen die niet waren verstoord.

Zoogdieren

In een studie aan het groothoornschaap hebben Stockwell *et al.* (1991) vastgesteld dat passages van helikopters boven de Grand Canyon een significant negatief effect hadden op de foerageefficiëntie van deze dieren. In vergelijking tot ongestoorde groepen groothoornschaapen werd minder tijd besteed aan eten.

Reproductie en overleving

Vogels

Een groot aantal studies gaat in op de negatieve gevolgen van verstoring op het reproductieve succes van watervogels. Carney & Sydeman (1999) geven hiervan een overzicht waarop gereageerd is door Nisbet (2000). Ook Krijgsveld *et al.* (2004) geeft een overzicht. Het grootste deel van de in deze reviews geraadpleegde artikelen betreft de effecten van onderzoekers zelf of die van recreanten. Een klein deel heeft de gevolgen van vliegverkeer als onderwerp.

Studies waarin wordt aangetoond dat een verminderde conditie als gevolg van een verstoring door vliegtuigen leidde tot een lagere reproductieve output zijn nauwelijks bekend. Effecten op het reproductieve succes worden voornamelijk aangetoond bij al aanwezige nesten, eieren of jongen. Onder bruine pelikanen kon een eenmalige verstoring vroeg in het broedproces leiden tot het verlaten van de nestplaats (Anderson

& Keith 1980). Wanneer vogels in paniek hun nest verlaten of gelijktijdig weer landen, kunnen eieren breken tijdens interacties met burens (Burger 1981). Verder is er voor verschillende soorten een positief verband aangetoond tussen de duur dat het nest verlaten is en de kans op predatie van eieren (Harvey 1971, Inglis 1977, Madsen *et al.* 1989). Ook staan niet-afgedekte eieren bloot aan de directe invloed van weersvariabelen zoals zon en neerslag en is er een verhoogde kans op embryo-sterfte. Onder witte pelikanen is vastgesteld dat verstoring door vliegtuigen negatieve gevolgen heeft voor de legselgrootte, het broedsucces en het nestsucces en dus op de totale reproductieve output (Bunnell *et al.* 1981). Ook voor strandplevieren is een negatief verband aangetoond tussen de mate van verstoring en het aantal geslaagde legsels (Schulz & Stock 1993). Voor scholeksters op het wad van Schiermonnikoog werd als gevolg van experimentele verstoring door mensen een verminderde voedseloverdracht van ouder op jong vastgesteld en dien ten gevolge een verminderde overleving van jongen (Verhulst *et al.* 2001). Ook de nesten van deze soort hadden als gevolg van verstoring een verminderde overleving.

Over de effecten van geluidstrillingen op eieren is weinig bekend. Eieren van kwartels blootgesteld aan een serie geluidstoten van 80 dB, kwamen sneller uit (Dufour 1971 in Veen 1987). Jonge kippen waarvan de eieren regelmatig blootgesteld werden aan geluidstoten van 100 dB ondervonden geen nadeel tussen het uitkomen en de groei tot volwassenheid (Bell 1972 in Veen 1987).

Zoogdieren

In Alaska zijn de gevolgen van verstoring door vliegtuigen op de reproductie van boskariboes onderzocht (Harrington & Veitch 1992). Hieruit is gebleken dat de overleving van kalveren in gebieden met frequent laag vliegende straaljagers lager is dan in gebieden zonder dergelijk vliegverkeer. Een van de onderliggende factoren is vermoedelijk dat vrouwtjes minder tijd beschikbaar hebben om hun jongen rustig te zogen (Gunn *et al.* 1985). In laatstgenoemde studie zijn de gevolgen van laagvliegende helikopters onderzocht. In een veldexperiment van Krausman *et al.* (1998) zijn aanwijzingen verkregen dat vrouwtjes bergschapen die een kalf hebben gevoeliger zijn voor verstoring door laagvliegende straaljagers dan vrouwtjes zonder kalf.

Er zijn niet veel studies waarin melding wordt gemaakt van de gevolgen van verstoring op de overleving van vogels of zoogdieren; deze effecten zijn reëel, maar moeilijk aan te tonen. Nijland (1997) vermeldt waarnemingen van schikreacties van dieren als gemzen en steenbokken waarbij deze soms het evenwicht verliezen en naar beneden storten. Zeehonden kunnen soms door verstoring hun jong uit het oog verliezen waardoor de overlevingskansen van het jong afnemen.

Populatieomvang

Vogels

Er bestaan maar weinig studies waarin wordt aangetoond dat verstoring een negatief effect heeft op de omvang van een populatie; vooral omdat een dergelijk effect moeilijk is aan te tonen. In Carney & Sydeman (1999) worden enkele gevallen genoemd waarin

de lokale afname van het aantal broedparen van enkele watervogelsoorten in verband wordt gebracht met een sterke mate van verstoring. Bijvoorbeeld de afname van Adelie pinguïns op druk bezochte en bevlogen plaatsen op Antarctica (Sladen & Leresche 1970, Culik *et al.* 1990, Wilson *et al.* 1991), aalscholvers in Washington (V.S., Henny *et al.* 1989) en jan van genten (Canada, Nettleship 1975). In deze studies blijft in het midden of de populatie als geheel achteruit is gegaan of dat het om lokale effecten gaat die elders gecompenseerd zijn. Onderzoek in de Zeeuwse Dalta laat zien dat de achteruitgang van veel kustbroedvogelsoorten mede bepaald wordt door de toename van verstoring door recreanten in de afgelopen decennia (Arts 2000).

Door Madsen (1994) is onderzoek verricht naar kleine rietganzen op een voorjaarspleisterplaats in het noorden van Noorwegen. Hier genereren de ganzen in enkele weken tijd een reserve die voldoende is om naar de broedgebieden op Spitsbergen te vliegen en eieren te leggen. In dit onderzoek zijn gegevens verzameld in jaren zonder verstoring door mensen en in jaren met intensieve verstoring. In het laatste geval vertrokken de ganzen duidelijk zichtbaar met minder reserves naar het noorden en keerden zij in het najaar vrijwel zonder jongen terug. In de jaren zonder verstoring waren de aangelegde reserves groter en werden de vogels in augustus met een significant groter aantal jongen teruggezien. Daarnaast bleef in een voorjaar met intensieve verstoring, een deel van het onderzoeksgebied vrij van verstoring. Ganzen die ongestoord hun voorjaarsreserve konden opbouwen, keerden in het najaar met significant meer jongen terug dan de ganzen die hun reserves op de verstoorte pleisterplaatsen opbouwden.

In studies aan kustbroedvogels in de Verenigde Staten (plevieren, sterns) is aangetoond dat onder invloed van frequente verstoring (voornamelijk recreatie) het broedsucces laag was (Page 1990, Saul 1982, Powell 1998). Wanneer door beleid en beheer de verstoring (vrijwel) werd uitgebannen, lag het succes van de twee onderzochte soorten aanzienlijk hoger. Het gevolg was dat de populatie weer toenam, terwijl deze daarvoor een kwakkelend bestaan leidde. De verstoringsintensiteit was vóór de maatregelen vermoedelijk zo hoog, dat onvoldoende jongen werden geproduceerd om de populatie in stand te houden. Daarna was de verstoring zo laag dat de reproductie weer boven de kritische grens kwam en de onderzochte soorten weer konden toenemen.

zoogdieren

Geen relevante referenties gevonden.

3.4 Tolerantie

bezien vanuit evolutionair oogpunt zijn er twee taken waar vogels zich dagelijks voor geplaatst zien. Naast het voorzien in de voedselbehoefte moet een vogel er permanent voor zorgen niet gepredeerd te worden. Het grootbrengen van zoveel mogelijk, ook weer reproductieve, nakomelingen is van belang op de langere termijn. Om dit te bereiken worden verschillende afwegingen gemaakt. In de evolutie hebben vogels allerlei gedragingen ontwikkeld om het predatierisico door natuurlijke predatoren te verminderen. De keuze van een vogel voor een bepaalde foerageerplek zal het resultaat

zijn van een afweging tussen de kosten (onder andere predatierisico, vlieggasten om er te komen) en de baten (voedselopname op die locatie). Er zal gekozen worden voor een locatie waar het predatierisico zich zo gunstig mogelijk verhoudt tot de opnamesnelheid die in die periode noodzakelijk is (Krebs & Kacelnik 1991). Deze kosten-batenanalyse bepaalt de verstoringsgevoeligheid van een vogel. Hierbij wordt aangenomen dat de reactie op verstoring een vorm van anti-predatie gedrag is. Dit betekent dat de verschillen in 'verstoringsgevoeligheid' van een vogel alleen begrepen kunnen worden op basis van kennis van onder andere de voedselbeschikbaarheid, voedselbehoefte, de alternatieve locaties en territoria (Spaans *et al.* 1996).

Bij onderzoek naar 'verstoringsgevoeligheid' van vogels wordt vaak gekeken naar opvliegafstand of worden aantallen en dichtheden van vogels in een verstoord en niet-verstoord gebied met elkaar vergeleken. Dat vogels zich dicht laten naderen of regelmatig in verstoord gebieden voorkomen, hoeft niet het gevolg te zijn van ongevoeligheid voor verstoring. Het kan samenhangen met bijvoorbeeld voedselschaarste of andere factoren (bijvoorbeeld een nest met eieren of kuikens) waarbij een groter risico wordt getolereerd.

Tolerantie voor een bepaalde verstoring lijkt te worden bevorderd door een constant en voorspelbaar prikkelaanbod (regelmaat in tijd en ruimte). Bovendien moet de verstoring niet een daadwerkelijke bedreiging vormen en ook niet lijken op situaties die een daadwerkelijke bedreiging vormen. Als voor het dier daarnaast de voordelen van het onderdrukken van anti-predator gedrag groter zijn dan de nadelen, zal tolerantie voor verstoring in veel gevallen optreden (Nijland 1997). Dit impliceert dat verstoring vooral getolereerd wordt door dieren die langere tijd achtereen in een bepaald gebied verblijven dan wel een bepaalde locatie regelmatig bezoeken. In gebieden waar de dieren slechts korte tijd verblijven (bijvoorbeeld tijdens de trek), is de kans op verstoringstolerantie kleiner (Platteeuw 1986). Daar staat tegenover dat tijdens de trek veel vogels genoodzaakt zijn bij te tanken, dus maar wat graag in een geschikt gebied zullen blijven.

Broedvogels

Met name in de broedtijd wordt door vogels veel geïnvesteerd in het verdedigen van een territorium, het leggen van eieren en het grootbrengen van jongen. Tijdens de broedtijd zullen vogels dan ook ten opzichte van verstoring een ander gedrag vertonen dan in de periode daarbuiten. In de vestigingsfase en het begin van de incubatiefase zijn vogels relatief kwetsbaar voor verstoring (Nisbet 2000, Platteeuw 1986). Een nestplaats zal dan ook verlaten worden als deze door verstoring als werkelijk gevaarlijk wordt ervaren. Later in de broedperiode wordt meer verstoring getolereerd. Verstoring leidt dan mogelijk tot fysiologische reacties als een verhoogde hartslag en wijzigingen in hormoonspiegels (stress), zonder dat uiterlijke gedragsveranderingen zichtbaar worden. Illustratief zijn in dit geval de resultaten van een onderzoek onder verschillende zeevogels op de Galapagos eilanden. Deze vogels staan bekend vanwege hun grote mate van tamheid, waarbij bezoekers tot op enkele meters van broedende vogels kunnen komen. Jungius & Hirsch (1979) toonden aan dat de hartslag van vogels die tot op minder dan 18 meter werden benaderd met een factor vier toe kon nemen. Ook de Mexicaanse gevlekte

bosuï vluchtte bij een gelijke verstoringstimulus significant minder vaak tijdens de eilegen- en broedfase dan in de periode waarin de jongen konden vliegen (Delaney *et al.* 1999). Wanneer een oudervogel het nest verlaat stelt het de jongen bloot aan een verhoogde kans op predatie en de directe invloed van weersvariabelen zoals zon en neerslag. Bovendien is er met name bij koloniebroeders een verhoogd risico dat de eieren breken wanneer vogels in paniek hun nest verlaten of later bij het gelijktijdig landen in interactie verwickeld raken met vogels van naburige territoria (Burger 1981).

In een vergelijking van hartslagfrequentie na blootstelling aan intense hoge geluidstrillingen lieten twee groepen meeuwen opmerkelijke verschillen zien (Counter 1984). Bij meeuwen afkomstig van een kolonie broedend op een vliegveld verdubbelde de hartslag in 1 seconde en keerde daarna snel terug naar het uitgangspunt. De controle groep meeuwen lieten na blootstelling een meer graduele stijging in hartslag zien tot 20% boven het normale niveau, waarna dit ook langer aanhield. De duiding van dit verschil bleef in dit onderzoek onbesproken; maar hangt vermoedelijk samen met gewenning.

Op basis van leerprocessen kunnen ook uitzonderlijke broedplaatsen worden gekozen, bijvoorbeeld op plaatsen met een grote geluidsdruk (vliegvelden) of vlak naast een drukke snelweg. Zo zijn op verschillende vliegvelden in de wereld kolonies sterns bekend, die direct langs een start- of landingsbaan broeden, dan wel op of nabij opstelplatforms: kleinste stern, bruine stern (V.S., Altman & Gano 1984), visdief (Schiphol, A. Klaver in Nijland 1997). Dit gedrag wordt in verband gebracht met een hoge mate van tolerantie voor veel geluid. De vogels blijven op hun nest zitten, ook al taxiën, starten en landen binnen enkele tientallen meters vliegtuigen. Voorstelbaar is dat dichtbij een startbaan verstoring door mensen veel geringer is dan elders. Hoge geluidsdruk zou in een dergelijke situatie gepaard gaan met een grote rust (Smit & Visser 1989).

Na afweging van diverse factoren wordt de beste locatie gekozen. Zo toonde onderzoek in Nederland door Reijnen *et al.* (1992) aan dat er minder broedvogelsoorten gevonden worden in de nabijheid van snelwegen. Het broedsucces voor de fitis langs snelwegen was erg laag in verhouding tot niet-verstoorde gebieden en de verblijftijd van de vogels erg kort (meestal maar één jaar). Men vermoedt dat geluidsbelasting hierbij de belangrijkste oorzakelijke factor was. De auteurs wijzen op het feit dat de dichtheid van vogels niet altijd een goede maat is om de kwaliteit van een habitat te meten. Naarmate de populatieomvang toeneemt zal een groter aantal vogels zich vestigen in het marginale habitat.

Niet-broedvogels

Ook niet-broedvogels maken afwegingen. Hierdoor kan de mate waarin ze reageren op verstoring van plaats tot plaats verschillen. Op plaatsen waar niet-broedvogels relatief tolerant zijn voor verstoring, lijken verschillende verklaringen mogelijk.

1. Voedselbehoefte is groot. Er kan sprake zijn van een slechte conditie, bijvoorbeeld na een trektocht of van voedselschaarste, bijvoorbeeld in de winter wanneer beschikbare

voedselbronnen een minimum bereiken. Vliegen kost in dergelijke situaties veel energie en zal zoveel mogelijk vermeden worden. De vogels accepteren dan een hoger predatierisico omdat vluchten de conditie alleen maar doet verslechteren. Verschillen in tolerantieniveau van een soort in bepaalde periodes van het jaar zouden hier mogelijk door verklaard kunnen worden. In een Engels winterkwartier van rotganzen verstoorden wandelaars, die op minder dan 100 m van foeragerende vogels passeerden, in de eerste helft van de winter deze vogels in meer dan 30% van de gevallen (Owens 1977). In de tweede helft van de winter daalde dit aandeel tot 12%.

2. Het gebied waar gefoerageerd wordt is veel voedselrijker dan de omgeving: verstoring zal dan langer worden geaccepteerd omdat er een hoge voedselopname tegenoverstaat. Het kan zijn dat de kosten om een alternatieve voedsellocatie te bereiken te hoog zijn. Ook dieren met een vast territorium zullen dit niet snel verlaten.

3. Er heeft selectie plaatsgevonden: minder 'tolerante soorten/individuen' hebben het gebied verlaten, alleen 'tolerante soorten/individuen' zijn overgebleven. Smit (1986) toonde aan dat bij verstoring door militaire schietoefeningen de diversiteit van de aanwezige vogelpopulatie in het onderzoeksgebied lager was. Ook ruiende vogels zijn zeer gevoelig voor verstoring. Zo reageerden ruiende rotganzen op 3,5 km afstand al op helikopters (Jensen 1990 in Miller *et al.* 1994).

Grote groepen vogels zijn eerder onrustig dan kleine groepen of solitaire individuen (Madsen 1985, Visser 1986, Belanger & Bedard 1989). Dit wordt vermoedelijk veroorzaakt doordat er in een grote groep meer vogels waakzaam zijn dan in een kleine groep en groepsleden zich sterk richten op de waakzaamste leden (Mathers 2001). Hierdoor zal er sneller sprake zijn van verstoord gedrag en van vlucht. Komen soorten in een groep gemengd voor dan reageert een dergelijke groep veelal als de meest gevoelige soort (Smit & Visser 1989). Daarnaast lijkt het juist door de opvallendheid van een grotere groep ook van belang om sneller te reageren op mogelijk onraad (Platteeuw 1986).

Een lage tolerantie voor een verstoring kan ook worden veroorzaakt door negatieve ervaringen met de verstoring. In geval van jacht is vluchten voor vogels zeer adaptief. Het is ook mogelijk dat er goede alternatieve locaties aanwezig zijn waarnaar zonder problemen (weinig energiekosten en/of interactie met soortgenoten) uitgeweken kan worden of dat een sterke binding met het verstoorde gebied ontbreekt. De mogelijkheid bestaat ook dat de conditie van het dier zodanig goed is, dat deze het zich kan permitteren om geen enkel predatierisico te lopen en dus vlucht. Deze opsomming is zeker niet volledig maar wil aantonen dat een lage tolerantie voor een verstoring niet per definitie als negatief beoordeeld moet worden. Het feit dat er verschillende interpretaties mogelijk zijn bij een zelfde onderzoeksresultaat en de complexiteit van het verstoringprobleem maakt het noodzakelijk om uiterst zorgvuldig met de resultaten van dit soort onderzoek om te gaan (Spaans *et al.* 1996).

3.5 Verstoring door geluid

Geluid is een hoorbare trilling, gekenmerkt door geluidsdruk en frequentie. Het geluidsdrukniveau wordt weergegeven in decibel (dB), een logaritmische maat. Een verandering van 10 dB geeft een 10-voudige toename in het geluidsniveau, 20 dB een 100-voudige toename (Kraan & Etten 1995). De geluidsstrekte kan op verschillende wijzen worden geregistreerd. In de hieronder volgende tekst wordt dB (A) gebruikt. Dit is een frequentieafhankelijke weging waarbij het hoogste geluidsniveau over 35 msec wordt gemiddeld.

Geluidsgolven die het trommelvlies bereiken worden bij de mens en ook bij veel gewervelde dieren door het trommelvlies versterkt. Voortdurende blootstelling aan een zeer hoog aantal decibels in de onmiddellijke omgeving kan gehoorbeschadigingen opleveren. Voor mensen ligt de bovengrens van wat het gehoor zonder schade kan verwerken op 85 dB (Waterman 2000). Geluidshinder zal in veel gevallen eerder optreden.

Geluidstrillingen worden daarnaast gekenmerkt door een bepaalde frequentie uitgedrukt in Hertz (Hz) of in kiloHertz (kHz). Het menselijk gehoor is het gevoeligst voor geluiden tussen 1 en 4 kHz. Geluid met een frequentie beneden de 20 Hz wordt infra-geluid genoemd. Van bepaalde soorten duiven staat vast dat ze frequenties in de range van 1 tot 10 Hz kunnen onderscheiden (Larkin 1996 in Oost *et al.* 1998). Over het gehoorbereik van verschillende diersoorten is weinig bekend. Vaststaat dat dit tussen soorten verschilt. Zo hebben koolmezen een gehoorbereik tussen 3,2-4,8 kHz, boomkruipers tussen 3,5-8,5 kHz en ligt het gehoorbereik voor de grote mantelmeeuw en zilvermeeuw vermoedelijk tussen de 1 en 3 kHz (Ryden 1978, Counter 1985).

Geluid *sec* is een belangrijke factor in verstoring van fauna. Zo is in Nederlands onderzoek in gebieden rond de Waddenzee aangetoond dat militaire schietoefeningen de verspreiding van foeragerende en overtijdende vogels beïnvloeden (van Eerden 1979, Visser 1987). Bij schietoefeningen op de Vliehors met geluidsstrektes tussen 68-100,2 dB bleken kanoetstrandlopers massaal te verdwijnen (Smit 1987). Dat geluid een belangrijke rol speelt wordt ook ondersteund door de vele onderzoeken die gedaan zijn naar het effect van jacht als verstoringfactor (o.a. Owen 1993, Madsen 1993).

MacKenzie *et al.* (1993) stelden kippen bloot aan geluiden tussen 60-110 dB. De vogels konden de geluiden uitschakelen door zich te verplaatsen naar een bepaalde locatie in de proefopstelling. De resultaten van dit onderzoek tonen aan dat kippen geluid tussen 105-110 dB proberen te vermijden. Daarnaast werden ook dierlijke en machinegeluiden van 90 dB actief ontweken.

Smit & Visser (1989) vermelden een onderzoek waarbij een positieve correlatie werd aangetoond tussen de hoeveelheid vliegtuiglawaai (meer dan 65 dB) en verstoring bij broedende scholeksters en bergeenden en overtijdende rotganzen en bergeenden.

In het eerder genoemde onderzoek van Reijnen *et al.* (1992, 1997) naar het effect van wegen met snelverkeer op broedvogelpopulaties werd bij 29 van de 41 onderzochte soorten in het bos en bij 8 van de 12 onderzochte soorten in het open weidegebied een effect vastgesteld. Men vermoedt dat lagere broedvogeldichtheden langs de weg in verband staan met de geluidsbelasting door verkeer. De waarde voor geluidsbelasting waarboven de broedvogeldichtheid voor bosvogels verlaagd is, ligt dan bij 43 dB en voor weidevogels bij 48 dB. In onderzoek naar effecten van (geluid van) treinen werden vergelijkbare waarden en effecten gevonden (Tulp *et al.* 2002).

Uit een aantal experimenten met zwarte eenden en carolina eenden hebben Conomy *et al.* (1998) geconcludeerd dat vogels aan de geluidbelasting van inkomend en uitgaand vliegverkeer kunnen wennen. De reactie van de dieren werd getest bij overvliegende militaire vliegtuigen. In een tweede experiment werden de dieren, met behulp van speakers, 5 keer per uur blootgesteld aan alleen het geluid (± 85.1 dB) van overvliegende vliegtuigen. De zwarte eenden namen gedurende het experiment af in gewicht (negatief effect van verstoring door vliegverkeer). Lichaamsgewichten van de carolina eenden werden niet gemeten (geen effect van vliegverkeer).

In iedere omgeving is een bepaalde hoeveelheid achtergrondgeluid aanwezig. Dit kan variëren van 25-35 dB in een bergachtig bosgebied (Delaney *et al.* 1999) tot 55-65 dB met pieken van zelfs 75 dB in zeevogelkolonies (Brown 1990, Burger 1981). Wanneer hier als gevolg van menselijk handelen extra geluid aan toegevoegd wordt, kan dit verstoring werken. Grote kuifsterns reageren op door speakers afgespeeld vliegtuiggeluid van 65 dB door opkijken en alert gedrag. Schrikreacties en vluchtgedrag waren bij vliegtuiggeluiden van 90-95 dB significant hoger dan in de controle groep. Voor de brilstern werd in een overeenkomstig onderzoek al bij een lagere geluidbelasting verhoogd vluchtgedrag waargenomen (Brown 1990). Wind en golven produceerden hier een achtergrondgeluid variërend van 55 tot 75 dB. De dieren werden blootgesteld aan vliegtuiggeluiden van 65 tot 95 dB. Geconcludeerd kan worden dat ieder geluid waargenomen boven de achtergrondruis uit, een reactie opleverde. Daarnaast werd het deel van de kolonie kuifsterns dat een reactie vertoonde groter bij hogere geluidsbelasting (Brown 1990).

Een verklaring voor de gevonden verschillen in reacties na blootstelling aan sterk uiteenlopende geluidssterktes kan gezocht worden in verschillen in verstoringstolerantie tussen soorten. Locatieafhankelijke verschillen in achtergrondgeluid spelen ook een rol. Hoe belangrijk daarnaast het type geluid is, blijkt uit de resultaten van een onderzoek aan Mexicaanse gevlekte bosuilen (Delaney *et al.* 1999). Individuele uilen werden afwisselend blootgesteld aan het geluid van helikopters en kettingzagen. De uilen vertoonden vluchtgedrag bij blootstelling aan helikoptergeluid van 92 dB. Voor het geluid van kettingzagen lag deze drempel al bij een geluidsterkte van 51 dB. De auteurs vermoeden dat dit verschil veroorzaakt wordt door verschillen in frequentie van het geluid. De frequentie range van het geluid van kettingzagen komt het meest overeen met de frequentie range waarin de Mexicaanse gevlekte bosuilen het gevoeligst zijn.

Helaas zijn maar van weinig diersoorten audiogrammen beschikbaar. Een audiogram is een grafische weergave van het gehoorbereik, waarbij de minimale waarneembare geluidssterkte (dB) is uitgezet tegen de bijbehorende frequentie (Hz). Deze audiogrammen zijn over het algemeen U-vormig (Richardson *et al.* 1995). Zo kan een geluid met bepaalde geluidssterkte, afhankelijk van de bijbehorende frequentie, wel of niet gehoord worden. Audiogrammen komen tot stand met behulp van gedragsexperimenten of door elektrofysiologisch onderzoek en deze zijn maar van weinig soorten beschikbaar. Uit de beschikbare informatie kan geconcludeerd worden dat de frequentie-range waarin dieren het meest gevoelig zijn, sterk kan verschillen tussen soorten. Om bovengenoemde redenen is het helaas niet mogelijk om een algemeen geldend geluidbelasting niveau aan te geven waarboven verstoring op zal treden.

3.6 Kritische hoogte en afstand voor effecten

Voor een overzicht van de in de literatuur gevonden kritische hoogtes en afstanden voor verstoring wordt verwezen naar bijlage 4.

Het verstoringsgeluid waaraan een dier wordt blootgesteld hangt af van verschillende factoren. Naast het eerder genoemde aanwezige achtergrondgeluid, zijn ook de duur, het frequentiespectrum en de sterkte van de geluidsbron zelf van belang. De omgeving van de geluidsbron zal ook een grote invloed hebben. Belangrijke parameters zijn de bodem, temperatuur en wind. Tenslotte zijn de hoogte en afstand van de geluidsbron mede bepalend voor het geluid op de plaats waar fauna zich bevindt. Hoger vliegen of op grotere afstand vliegen levert over het algemeen een reductie in geluidsbelasting op.

Onderzoek van Delaney *et al.* (1999) toont aan dat de verstoringsreactie zich beter door afstand tot de bron laat voorspellen dan door het geluidsniveau van de verstoringsbron. Het geluidsniveau van de helikopters, gecorrigeerd voor afstand, varieerde tussen de helikoptervluchten als gevolg van verschillende factoren, zoals onder andere, de snelheid van het toestel, de lading, de rotorstand en het weer. Ook Grubb & King (1991) vonden afstand als de belangrijkste voorspeller in hun model. Geluid kwam hierbij op de zesde plaats. Daarna volgen de duur van de verstoring, het visuele aspect, het aantal verstoringen en de stimuluspositie ten opzichte van het dier. Op welke manier het geluidsniveau in dit onderzoek bepaald werd, is echter niet geheel duidelijk.

In verschillende studies worden suggesties gegeven voor hoogtes en afstanden waar buiten verstoring, vaak gemeten als vluchtgedrag, beperkt blijft. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de tolerantie voor verstoring tussen soorten maar ook binnen soorten gedurende verschillende perioden in het jaar kan verschillen (zie ook paragraaf 4.4).

Broedende vogels

Door Grubb *et al.* (1992) is onderzoek gedaan naar de effecten van verstoring op het broedproces van zeearenden. Op grond van de verzamelde gegevens zijn met hulp van

een model simulaties uitgevoerd. Hieruit viel af te leiden dat 500 en 1200 m afstand kritische afstanden zijn voor verstoring van broedende zeearenden. Eerstgenoemde is de afstand waarbinnen vogels wegvliegen, laatstgenoemde de afstand dat vogels reacties vertonen. Deze bevindingen zijn in overeenstemming met eerder werk van eerstgenoemde auteur aan broedende zeearenden (Grubb & King 1991). Ook hierin was afstand tot de verstoringsbron de belangrijkste verklarende factor voor de waargenomen reacties van vogels en werden vergelijkbare kritische afstanden gevonden; hoe kleiner de afstand hoe groter het negatieve effect. In een vervolgstudie (Grubb & Bowerman 1997) is op basis van 19 onderzochte broedparen, berekend dat bij passages van vliegtuigen en helikopters op meer dan 600 m het aantal reacties van de vogels daalt tot 19% en dat wegvliegen als reactie niet voorkomt. Binnen 600 m werden meer reacties gezien, waaronder het verlaten van het nest.

Broedende Mexicaanse gevlekte bosuilen vertoonden alert gedrag wanneer helikopters zich op gemiddeld 403 m afstand bevonden. Op meer dan 660 m afstand werd geen reactie waargenomen (Delaney *et al.* 1999). Anthony *et al.* (1995) toonden aan dat het merendeel van broedende zwarte rotganzen op het nest blijft zitten, ondanks het overvliegen van een sportvliegtuigje op 140-155 m hoogte.

In een onderzoek naar de hartslagfrequentie van een broedend paar scholeksters op Helgoland (Duitsland) bleek als gevolg van een op 2 kilometer afstand passerend sportvliegtuig de hartslagfrequentie gedurende een halve minuut meer dan 30% hoger liggen (Hüppop & Hagen 1990).

Groepen vogels

Uit een extrapolatie van het door Nijland (1997) verzamelde materiaal van Rottumerplaat blijkt dat tot een vlieghoogte van 325 m (~1.000 ft) vrijwel iedere passage van een sportvliegtuig tot verstoring leidt. Boven een hoogte van 650 m (~2.000 ft) is er voornamelijk sprake van lichte verstoring. Bij vlieghoogtes van 1000 m (~3.000 ft) of meer wordt nauwelijks of geen verstoring verwacht (Lensink & Dirksen 2000). Dit komt overeen met de in de literatuur vermelde verstoringshoogtes.

Uit een onderzoek van Ward *et al.* (1999) kwam naar voren dat zowel rotganzen als Canadese ganzen op de meeste hoogtes en afstanden eerder verstoord werden door overvliegende helikopters dan door sportvliegtuigjes. Alleen bij minder dan 150 m hoogte of op meer dan 1,6 km afstand werd op beide typen vliegtuigen gelijk gereageerd. In 61% van de gevallen dat helikopters tussen de 915-1220 m overkwamen, vluchtten de rotganzen weg. Als belangrijke conclusie kwam uit deze studie naar voren dat de vluchtreactie van de ganzen afnam met de afstand tot de verstoringsbron, dit onafhankelijk van vliegtuigtype of geluidsproductie. Hoogte effecten daarentegen waren wel afhankelijk van vliegtuigtype en geluid. Men vermoedt dat, door het effect van geluidsweerkaatsing door wind en golven in het studiegebied, vliegtuigen vliegend tussen 305-760 m voor een hogere geluidsbelasting zorgen dan vliegtuigen die lager vliegen. De auteurs raden aan de afstand tot de vogels als belangrijkste criterium te nemen en adviseren hierbij een afstand van 1,6 km.

Baptist & Meininger (1996) merken op dat ganzen vaak al meer dan een kilometer voordat een toestel ze bereikt opvliegen en zijdelings verdwijnen.

Op grond van een studie aan rotganzen in een Engels overwinteringsgebied zijn door Owen (1977) de volgende conclusies geformuleerd. Kleine vliegtuigen die op een hoogte van minder dan 500 m passeerden op afstanden tot 1.500 m leidden vrijwel zonder uitzondering tot verstoring. Onder verstoring werd in dit geval verstaan dat vogels opschrikken en vervolgens 1 tot 2 minuten rond vliegen.

Vloog een vliegtuig of helikopter lager dan 330 m en langzaam, dan veroorzaakte dat bij steltlopers zowel in de trektijd als in de broedtijd grote onrust (Veen 1987). Baptist & Meininger (1984) zag vanuit vliegtuigen dat vliegen op een hoogte van 150 m altijd verstoord. Ook bij een hoogte van 300 m, zeker binnen een straal van 1 km, trad nog verstoring op.

Jensen (1990 in Miller *et al.* 1994) beschrijft een negatieve lineaire relatie tussen afstand en de duur van de verstoring van rotganzen. Daarnaast vond hij dat verstoring significant afnam wanneer helikopters boven de 1.070 m vlogen.

Een experimentele studie van Komender-Zehnder *et al.* 2003 aan de verstoringsgevoeligheid van overwinterende watervogels (kuifeend, tafeleend en meerkoet) op drie Zwitserse meren liet zien dat helikopters een sterker effect hadden dan kleine vliegtuigen, meer geluid van vliegtuigen ook meer verstoring veroorzaakte en zichtbare reacties bij vlieghoogten boven 600 m in de onderzochte groepen vogels niet meer werden waargenomen.

Ruiende vogels

Door Miller *et al.* (1994) en Miller (1994) is een model ontworpen en gebruikt, waarmee de effecten van vlieghoogte, vliegroute en vliegfrequentie van twee typen helikopters op het ruiproces van Pacifische rotgans konden worden gesimuleerd. De biologische parameters van het model werden ingevuld met in het veld vastgestelde waarden. Uit de simulaties volgde dat bij een vlieghoogte van 460 meter, via een route op minder dan 500 meter van ruiende groepen en met een hoge frequentie, bijna alle ganzen aan het einde van de ruiperiode het gewenste gewicht niet bereikten. Ongeveer 20% van de vogels bleef hier meer dan 20% onder. Dit impliceert dat deze vogels niet over de noodzakelijke reserves beschikten om succesvol naar de zuidelijke overwintergebieden te trekken en dus een verhoogde sterftekans hadden. Indien de vlieghoogte werd verhoogd, de route werd verlegd en de vliegfrequentie werd verlaagd, werden de effecten minder en kwam een groter deel van de ganzen wel op het gewenste gewicht. Simulaties van een 'stille' helikopter op een vlieghoogte boven 760 m en van een 'luidruchtige' helikopter boven 915 m lieten zien dat de verstoring dan zo gering is, dat nauwelijks meer gewichtsverliezen zouden optreden. Onder deze voorwaarden konden de rotganzen volgens het model succesvol ruïen en voldoende vet opslaan voor de trek naar zuidelijke overwinteringsgebieden.

Zoogdieren

Bij vlieghoogtes onder de 150 m zijn sterke vluchtreacties onder zoogdieren waargenomen, tussen de 200-400 m namen die af en tussen 400-600 m zijn geen zichtbare reacties waargenomen (Kempf & Hüppop 1996). Uit onderzoek van Born *et al.* (1999) blijkt dat op ijsschotsen rustende ringelrobben gevoeliger zijn voor verstoringen door laag vliegende helikopters dan voor verstoringen door sportvliegtuigen. De kritische afstand lag voor sportvliegtuigen op 500 m afstand en voor helikopters op 1500 m afstand. Verschillende onderzoeken naar verstoring van zeezoogdieren laten zien dat de verstoringafstand in het horizontale vlak vaak veel groter is dan in het verticale vlak (Richardson *et al.* 1995).

Tot slot

Afstand en hoogte tot de geluidsbron zijn mede bepalend voor het geluid op de plaats waar fauna zich bevindt. Hoogte en verstoringreactie zijn omgekeerd. In verschillende studies worden naast de hoogte waarop de verstoring vliegtuigen vlogen ook de afstand in het horizontale vlak tussen vliegtuig en de verstoorde fauna vermeld. Hieruit valt af te leiden dat de kritische afstand in het horizontale vlak groter is dan die in het verticale vlak. Dit fenomeen geldt voor vogels en voor zeezoogdieren. Bij zowel hoogte als afstand, speelt zowel het visuele aspect van verstoring als het auditieve een duidelijke rol. Op grond van het voor deze studie uitgevoerde literatuuronderzoek kan geconcludeerd worden dat binnen de horizontale afstand van 2.000 m en een hoogte van 1.000 m van passerende vliegtuigen verstoringen te verwachten zijn. Op grotere afstanden zijn geen effecten van vliegverkeer vastgesteld.

3.7 Typen vliegverkeer

De aan het type vliegtuig gerelateerde eigenschappen, zoals verschijningsvorm, snelheid (duur van de verstoring), de hoogte waarop gevlogen wordt en geluidsproductie, zijn bepalend voor de visuele en auditieve verstoring van fauna. In al deze eigenschappen verschillen kleine en grote burgerluchtvaart. Zo ziet het geluidsspectrum van een vliegtuig zonder rotor of propellor er anders uit dan het geluidsspectrum van vliegtuigen met rotor of propellor. In het geluidsspectrum van laatstgenoemde zijn tonen in de lage frequentie-range meer aanwezig. Het geluidsspectrum van supersonisch vliegende toestellen geeft weer een ander beeld (Richardson 1995). Helikopters produceren meestal meer geluid dan sportvliegtuigjes van gelijke grootte (Richardson 1995). Ook oudere en nieuwere typen vliegtuigen van de grote burgerluchtvaart verschillen in geluidsproductie. De vliegtuigsnelheid bepaalt mede de verstoringduur, een belangrijk aspect van verstoring. Ook de snelheid waarop gevlogen wordt, is gerelateerd aan het vliegtuigtype. Tenslotte is de hoogte waarop algemeen gevlogen wordt verschillend voor grote en kleine burgerluchtvaart. Vlieghoogtes en afstanden van vliegtuigen bepalen mede de geluidssterkte waaraan een dier op een bepaalde locatie wordt blootgesteld.

In een studie op J.F. Kennedy-airport (New York) is door Burger (1983) vastgesteld dat moderne (brede) vliegtuigen zoals de Boeing 747, L1011 en de DC10, relatief vaker in aanvaring komen met vogels dan de oudere (smallere) typen vliegtuigen (Boeing 707 &

727). Dit kan te maken hebben met de verschijningsvorm maar de belangrijkste factor lijkt het geluidsniveau van beide typen vliegtuigen te zijn. Door het stiller worden van de moderne vliegtuigen komt het geluidsniveau minder snel op een niveau waarop een vluchtreactie van vogels wordt geïnduceerd. De tijd die beschikbaar is voor vluchten wordt hierdoor korter.

Supersonische vliegtuigen, zoals de Concorde hebben een veel hoger geluidsniveau (101-116 dB) dan subsonische Boeings 707, 727 & 747, met een geluidsterkte tussen de 88-101 dB. Concordes induceerden dan ook over grotere afstanden en in hogere mate vluchtreacties van vogels (Burger 1981).

Door Stock (1992) is voor overwinterende rotganzen onderscheid gemaakt tussen de effecten van straaljagers, sportvliegtuigen en helikopters. Overvliegende straaljagers veroorzaakten de minste verstoring: gemiddeld vloog 60% van de vogels uit een groep op. Sportvliegtuigjes en helikopters waren in hun effect vergelijkbaar; ongeveer 80% van de vogels vloog op. Daarnaast hervatten de ganzen na verstoring door een straaljager gemiddeld na 1 minuut het foerageren, door een sportvliegtuig na 1,7 minuten en door een helikopter na 2,1 minuten. Door Roberts (1966) is vastgesteld dat brandganzen bij verstoring door helikopters en kleine sportvliegtuigen sterker reageren dan bij verstoring door straalvliegtuigen. Ook onder pleisterende kolganzen in Engeland is vastgesteld dat zij door laagvliegende helikopters zonder uitzondering opvlogen, bij nadering van sportvliegtuigen vrijwel zonder uitzondering en bij nadering van grotere vliegtuigen minder (Owen 1973). Kleine rietganzen in Engeland waren op pleisterplaatsen in Lancashire minder gevoelig voor verstoring dan in de drie hiervoor genoemde studies (Forshaw 1983). Voor laagvliegende helikopters kozen zij vrijwel zonder uitzondering het luchtruim, maar bij laag vliegende sportvliegtuigjes (<500 m hoogte) foerageerde een deel van de vogels uiterlijk onverstoord verder. Wel is in dit onderzoek een verschil tussen de mate van gevoeligheid tussen verschillende voedselgebieden vastgesteld.

Helikopters, vliegend op ± 220 m hoogte, veroorzaakten de langste vliegtijd onder rotganzen in vergelijking tot sportvliegtuigen vliegend op ± 610 m hoogte en 800 m afstand van de groep rotganzen (Ward *et al.* 1994). Als mogelijke oorzaken hiervoor werden de lage vliegsnelheid, de geringe hoogte en geluidsp productie en vorm van de helikopters genoemd.

De resultaten van het onderzoek van Kushlan (1979) wijken van eerder genoemde bevindingen af. In deze studie werden de gevolgen van het gebruik van een helikopter en een sportvliegtuig voor het tellen van reigerkolonies vergeleken. Daarbij werd op hoogtes van 60 en 120 m gevlogen. De mate van verstoring door de helikopter was in de meeste gevallen minder dan door het sportvliegtuig. Ook Grubb *et al.* (1992) namen al verstoringsreacties waar, wanneer sport- en militaire vliegtuigen op grote afstand overvlogen. Voor helikopters was de afstand waarop verstoring optreedt kleiner.

Heinen (in Smit & Visser 1989) nam bij verstoringen door straaljagers (n=25) in 84% van de gevallen een gedragsverandering waar, bij sportvliegtuigen (n=136) in 56%, bij

helikopters (n=13) in 100% en bij (motor)zweefvliegtuigen (n=28) in 50% van de gevallen.

Broedende zeearenden en hun reacties op straaljagers, kleine vliegtuigen en helikopters zijn onderzocht door Grubb & Bowerman (1997). Helikopters veroorzaakten de sterkste reactie (47%), gevolgd door straaljagers (31%) en vliegtuigjes (26%).

Broedvogels reageerden aanzienlijk minder op (motor) zweefvliegtuigen dan op sportvliegtuigen, hetgeen mogelijk samenhangt met verschillen in gedrag van deze vliegtuigtypen (Smit & Visser 1989). Overvliegende vliegtuigen roepen vermoedelijk minder reactie op dan rondcirkelende vliegtuigen (Miller & Gunn 1979), en naarmate de snelheid lager wordt, neemt de mate van verstoring vermoedelijk toe (Larkin 1996 in Nijland 1997).

Naast de eerder besproken studies, zijn er nog enkele die in de mate van verstoring door vliegtuigen onderscheid maken naar het type vliegtuig. De grote variatie in de wijze waarop de verschillende onderzoeken zijn opgezet, maakt het vergelijken van de resultaten en het daarna evalueren van verstoring door verschillende typen vliegtuigen lastig. De in de literatuur gevonden verstoringshoogtes en afstanden leveren een beeld op waarin de effectafstanden van grote vliegtuigen, helikopters en sportvliegtuigjes in dezelfde orde van grootte liggen. Binnen dit generale patroon reiken de effecten van grote vliegtuigen gemiddeld wat verder dan die van helikopters en sportvliegtuigjes (bijlage 2).

3.8 Conclusie

In dit hoofdstuk zijn de directe effecten van vliegverkeer op fauna besproken. Bij verstoring spelen auditieve en visuele aspecten een rol. Deze aspecten van vliegverkeer zijn moeilijk gescheiden van elkaar te onderzoeken. Daarentegen zijn er ook aanwijzingen voor cumulatieve effecten van verstoring (Koolhaas *et al.* 1993). Hiermee wordt bedoeld dat de respons op verschillende verstoringen sterker kan zijn dan de som van effecten van de afzonderlijke verstoringen.

Hoogte en afstand tot de geluidsbron zijn mede bepalend voor het geluid op de plaats waar fauna zich bevindt, maar ook voor het visuele aspect van verstoring. Verschillende studies concluderen dat met name afstand een kritische factor is bij het voorspellen van verstoringreacties (Delaney *et al.* 1999, Grubb & King 1991). Op grond van het uitgevoerde literatuuronderzoek kan worden geconcludeerd dat binnen een afstand van 2.000 m en een hoogte van 1.000 m (3.000 ft) van passerende vliegtuigen verstoringen zijn te verwachten. Boven de genoemde vlieghoogte zijn op basis van de beschikbare gegevens geen effecten meer te verwachten. Vliegtuigtypen met een lage geluidbelasting en die op grotere afstand en hoogte passeren, zullen fauna minder verstoren dan vliegtuigen met een hoge geluidbelasting en/of een geringe passageafstand.

Ieder geluid, waargenomen boven de achtergrondruis uit, kan een reactie opleveren. Deze reactie neemt toe naar mate de geluidbelasting groter is. Het is hierbij van belang om te weten dat de frequentierange waarin fauna gevoelig is, per soort verschilt. Zo kan geluid van 51 dB even sterk verstorend werken als een geluid van 92 dB, wanneer de bijbehorende frequentie van het type geluid overeenkomt met de frequentie waarin het gehoor van het dier het meest gevoelig is (Delaney *et al.* 1999). Vanwege de waargenomen verschillen in gevoeligheid tussen soorten en de beperkte kennis van de frequentiegevoeligheid van de meeste soorten, is het niet mogelijk een algemene drempelwaarde af te leiden waarboven de geluidbelasting verstorend werkt.

De mate van verstoring door de verschillende typen luchtverkeer hangt onder andere samen met de hoogte en afstand waarop gevlogen wordt, de manier van vliegen en de daarmee samenhangende geluidsbelasting en duur van de belasting. Wetenschappelijk onderzoek richt zich in dit verband meer op het verstoringseffect van sport- en militaire vliegtuigen en helikopters dan op de effecten van grote burgerluchtvaart op fauna. Er zijn geen aanwijzingen gevonden voor verschillen tussen grote en kleine burgerluchtvaart of militaire luchtvaart gelet op de mate van verstoring. Daarom worden de gegevens van de kleine burgerluchtvaart ook geldig geacht voor de grote burgerluchtvaart.

4 Conclusie

4.1 De huidige kennis

Veel van de geraadpleegde literatuur geeft een beeld van gevolgen van verstoring op de korte termijn; vooral de eerste stappen uit de keten van effecten (figuur 3.1) zijn onderzocht. Effecten op de lange termijn, die vooral gevolgen hebben voor de populatie, zijn weinig onderzocht. Daarnaast is een gebrek aan inzicht in fenomenen als tolerantie en gewenning geconstateerd. Vooral in gebieden met veel vogels, en veel menselijke activiteit, speelt dit vermoedelijk een grotere rol dan in de onherbergzame natuurgebieden waar een deel van het betere onderzoek zich heeft afgespeeld. In een dichtbevolkt land als Nederland is het vliegverkeer slechts een van de factoren die aanleiding kan zijn voor verstoring. Desondanks komt uit alle onderzoeken een generaal en eenduidig beeld naar boven omtrent effectafstanden.

Tussen de 2.000 en 3.000 ft treden volgens de uitgevoerde studies (ook in Nederland) overwegend milde vormen van verstoring op. Dit geldt voor zowel de broedtijd als de niet-broedtijd. Mogelijk is in kwetsbare situaties of perioden sprake van verhoogde stress of meer (op)vliegen. Dit kan leiden tot meer energie-uitgaven. In het algemeen zullen deze in eerste instantie door extra voedselopname gecompenseerd kunnen worden; boven een bepaalde grens is dit niet meer mogelijk en wordt de conditie van de vogel aangetast met mogelijk gevolgen voor reproductie en overleving. Uit het beschikbare onderzoek valt af te leiden dat het niet aannemelijk is dat bij lichte vormen van verstoring (vliegtuigen boven 2.000 ft) gebieden door vogels of andere fauna permanent geheel of gedeeltelijk worden verlaten. Bij deze vlieghoogtes zal mogelijke verstoring vooral kunnen optreden tijdens de start, met name vanwege de hogere geluidsbelasting.

Verstoringsbronnen kunnen de fysiologie of het gedrag van een individu beïnvloeden. Veranderingen hierin kunnen doorwerken in energiehuishouding, reproductie en overleving. Sterke verstoringen kunnen mogelijk resulteren in negatieve effecten op de populatieomvang. Deze zijn moeilijk aan te tonen. Veel onderzoek richt zich dan ook op korte termijn effecten op lagere schaalniveaus.

Dieren lijken 'kosten & baten' van bepaald gedrag af te wegen. Dit aspect dient bij een beoordeling van de ernst van een verstoring meegenomen te worden. Een bepaalde mate van verstoring wordt mogelijk getolereerd omdat er andere, zwaarder wegende, positieve aspecten tegenoverstaan. Zo zijn broedende vogels, kleine groepen of individuen, dieren in een slechte conditie en dieren die bekend zijn met de verstoringbron, meestal toleranter voor verstoring. Minder tolerant zijn vogels tijdens de ruiperiode, vogels in grote groepen, dieren in een goede conditie en dieren die onbekend zijn met de verstoringbron.

De tolerantiegrens voor verstoringen kan verschuiven door gewenning. Na regelmatige blootstelling aan een prikkel (in tijd en ruimte) zonder een reëel negatief effect, kan de reactie op een verstoring afnemen.

4.2 De ontbrekende kennis

De aan- of afwezigheid van vogels in een gebied is het gevolg van een groot aantal factoren. Van primair belang zijn de structuur en (vegetatie)samenstelling van het habitat. Factoren als verstoring zijn secundaire habitatfactoren. Op veel plaatsen in Nederland is het vliegverkeer een van de factoren. Ook andere vormen van transport (oa. Reijnen 1996, Tulp *et al.* 2001), verstedelijking en recreatie (Van der Zande 1984) kunnen negatief uitwerken op de geschiktheid van een gebied voor vogels. In dit opzicht hebben vogels in het verstedelijkte Nederland veel te verduren, maar ook blijken veel soorten zich tot op zekere hoogte te kunnen aanpassen. Hierdoor is het inschatten van effecten van vliegverkeer niet eenvoudig; effecten van andere factoren kunnen het beeld vertroebelen.

In deze rapportage is aangegeven dat het aantonen van effecten van verstoring door vliegverkeer uitgebreid en inventief onderzoek vraagt. Vooral uit de eerste schakels van oorzaak en gevolg van verstoring is kennis aanwezig. Deze kennis (hoofdstuk 4) lijkt in eerste instantie in tegenspraak met veel locaties in Nederland. Zelfs in de directe omgeving van vliegvelden kunnen beschermde soorten voorkomen. Deze ogenschijnlijk tegenspraak wordt mogelijk ingegeven door tolerantie. Het zou wenselijk zijn meer aandacht en onderzoek aan tolerantie en gewenning te besteden. Zo kunnen beter onderbouwde uitspraken worden gedaan over de gevolgen van verstoring door vliegverkeer op fauna in een sterk verstedelijkte omgeving. Dergelijk onderzoek zou zich over vlieghoogtes tussen 0 en 3.000 ft moeten uitstrekken. Enerzijds kan gekeken worden naar de veranderingen in tijd en ruimte in het voorkomen van fauna in relatie tot een verstoringsbron als vliegverkeer en anderzijds naar de mechanismen die tot tolerantie en gewenning leiden.

5 Literatuur

5.1 Geciteerde literatuur

- Altman R.L. & R.D. Gano 1984. Least Terns nest along side harrier jet pad. *J. Field Orn.* 55: 108-109.
- Arts F. 2000. Literatuuronderzoek naar de effecten van recreatie en vegetatiesuccessie op kustbroedvogels. Rapport OS-2000.822X, Rikz, Middelburg.
- Anderson D.W. & J.O. Keith 1980. The human influence on seabird nesting success: conservation implications. *Biol. Cons.* 18: 65-80.
- Anthony R.M., W.H. Anderson, J.S. Sedinger & L.L. McDonald 1995. Estimating populations of nesting Brant using aerial videography. *Wildl. Soc. Bull.* 23: 80-87.
- Baptist H.J.M. & P.L. Meininger 1996. Vogels van de Voordelta 1975-95. Rapport RIKZ-96.018. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg
- Belanger L. & J. Bedard 1989. Responses of staging Greater Snow Geese to human disturbance. *J. Wildl. Manag.* 53: 713-719.
- Bergen F. & M. Abs 1997. Etho-ecological study of the singing activity of the Blue Tit *Parus caeruleus*, Great Tit *Parus major* and Chaffinch *Fringilla coelebs*. *Journal fur Ornithologie* 138 (4): 451-467.
- Born E.W., F.F. Rigit, R. Dietz & D. Andriashek 1999. Escape responses of hauled Ringed Seals *Phoca hispida* to aircraft disturbance. *Polar Biol.* 21: 171-178.
- Brown A.L. 1990. Measuring the effect of aircraft noise on sea birds. *Environm. Int.* 16: 587-592.
- Bunnell F.L., D. Dunbar, L. Koza & G. Ryder 1981. Effects of disturbance on the productivity and numbers of White Pelicans in British Columbia - observations and models. *Col. Waterbirds* 4: 2-11.
- Burger J. 1981a. Behavioural responses of Herring Gulls *Larus argentatus* to aircraft noise. *Env. Poll. ser. A ecol biol* 24: 177-184.
- Burger J. 1981b. The effect of human activity on birds at a coastal bay. *Biol. Cons* 21: 231-241.
- Burger J. 1983. Jet aircraft noise and bird strikes: why more birds are being hit. *Env. Poll. ser. A ecol biol* 30: 143-152.
- Busnel R. G. 1978. Introduction. In Fletcher J.L. & R.G. Busnel (eds.) *Effects of noise on wildlife*, p 7-22. New York.
- Cayford J.T. 1993. Wader disturbance: a theoretical overview. *WSG Bulletin* 68: 3-5.
- Carney K.M. & W.J. Sydeman 1999. A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. *Col. Waterbirds* 22: 68-79.
- Coleman R.A., N.A. Salmon & S.J. Hawkins 2003. Sub-dispersive human disturbance of foraging Oystercatchers *Haemantopus ostralegus*. *Ardea* 91: 263-268.
- Conomy J.T., J.A. Collazo, J.A. Dubovsky & W.A. Flemming 1998. Dabbling duck behaviour and aircraft activity in coastal North Carolina. *J. Wildl. Manag.* 62: 1127-1134.
- Conomy J.T., J.A. Dubovsky, J.A. Collazo & W.J. Lemming 1998. Do Black Ducks and Wood Ducks habituate to aircraft disturbance. *J. Wildl. Manag.* 62: 1135-1142.
- Counter S.A., 1985. Brain-stem evoked potentials and noise effects in seagulls. *Comp Biochem. Physiol.* 81A: 837-845
- Culik B., D. Adelung & A.J. Woakes 1990. The effect of disturbance on the heart-rate and behaviour of Adelie Pinguins *Pygoscelis adeliae* during the breeding season. In K.R. Kerry & G. Hempel (eds.) *Antarctic ecosystems, ecological change and conservation*, p. 177-182. Springer, Berlin.

- Davidson N.C. & P.I. Rothwell (eds.) 1993a. Disturbance to waterfowl on estuaries. WSG Bulletin 68: 1-106.
- Derksen D.V. M.W. Weller & W.D. Eldridge 1979. Distributional ecology of geese molting near Teshekpuk Lake, National Petroleum Reserve-Alaska. In R.L. Jarvis & J.C. Bartonek (eds.). Management and biology of Pacific Flyway Geese, p. 189-207. Oregon State Univ. Book Stores, Corvallis Oregon.
- Delaney D.K., T.G. Grubb, P. Beier, L.L.Pater & M.H. Reiser 1999. Effects of helicopter noise on mexican spotted owls. Journal of Wildlife Management 63 (1): 60-76.
- Dunnet G.M. 1977. Observations on the effects of low-flying aircraft at seabird colonies on the coast of Aberdeenshire, Scotland. Biol. Cons. 12: 55-63.
- Forshaw W.D. 1983. Numbers, distribution and behaviour of Pink-footed Geese in Lancashire. Wildfowl 34: 64-76.
- Gabrielsen G. W. 1987. Reaksjoner på menneskelige forstyrrelser hos aerflug, svalbard rype og krykke I egg/ungeperioden. Vår Fuglefauna 10: 153-158.
- Goss-Gustard J.D. 1980. Competition for food and interference among waders. Ardea 68: 31-52.
- Goss-Gustard J.D. & M.E. Moser 1988. Rates of change in the numbers of Dunlin *Calidris alpina* wintering in British estuaries in relation to the spread of *Spartina anglica*. J. Appl. Ecol. 25: 95-109.
- Goss-Gustard J.D., R.W.G. Caldow, R.T. Clarke, S.E.A. le V. dit Durell, J. Urfi & D. West 1994. Consequences of habitat loss and change to populations of wintering migratory birds: predicting the local and global effects from studies of individuals. Ibis 137 (suppl.): 56-66.
- Groen N. M., J.J. Frieswijk & J. Bouwmeester 1995. Waarom broeden Visdieven *Sterna hirundo* op daken? Limosa 68: 65-72.
- Grubb T.G., W.W. Bowerman, J.P. Giesy & G.A. Dawson 1992. Responses of breeding Bald Eagles *Haliaeetus leucocephalis* to human activities in Northcentral Michigan. Can. Field Nat. 106: 443-453.
- Grubb T.G. & R.M. King 1991. Assessing human disturbance of breeding Bald Eagles with classification tree models. J. Wildl. Manag. 55: 500-511.
- Gunn W.W.H. & J.A. Livingston 1974. Disturbance to birds by gas compressor noise simulators, aircraft, and human activity in the Mackinzie Valley on the Northern Slope, 1972. Arctic Gas Biol. Rep. Series 14: 1-280.
- Harvey J.M. 1971. Factors affecting Blue Goose nesting success. Can J. Zool. 49: 223-234.
- Harrington F.H. & A. M. Veitch 1991. Calving success of Woodland Caribou exposed to low-level jet overflights. Arctic 45: 213-218.
- Hüppop O. & K. Hagen 1990. Der Einfluss von Störungen auf wildtiere am Beispiel der Herzschlagrate brütender Austernfischer *Haematopus ostralegus*. Vogelwarte 35: 301-310.
- Henny C.J., L.J. Blus, S.P. Thomson & U.W. Wilson 1989. Environmental contaminants, human disturbance and nesting of Double-crested Cormorants in North-western Washington. Col. Waterbirds 12: 198-206.
- Inglis I.R. 1977. The breeding behaviour of the Pink-Footed goose: behavioural correlates of nesting success. Anim. Behav. 25: 747-764.
- Jensen K.C. 1990. Responses of molting Pacific Black Brent to experimental disturbance in the Teshekpuk Lake Special Area, Alaska. Ph. D. Thesis, Texas A&M Univ. College Station Texas.
- Jungius H. & U. Hirsch 1979. Herzfrequenzänderungen bei Brutvögeln in Galapagos als Folge von Störungen durch Besucher. J. Orn. 120: 299-310.
- Katti M. & Warren P.S. 2004. Tits, noise and urban bioacoustics. TREE ????: ?-?.

- Kempf N. & O. Hüppop 1995. Behaviour of meadow birds towards aircraft close to an airport. WSG bulletin 76: 21.
- Kempf N. & O. Hüppop 1996. Auswirkung von Fluglärm auf Wildtiere: ein kommentierter Überblick. J. Orn. 137: 101-113.
- Komenda-Zehnder S., M. Cevallos & B. Bruderer 2003. Effects of disturbance by aircraft overflight on waterbirds – an experimental approach. Proceedings International Bird Strike Committee May 2003, Warsaw, Poland.
- Koolhaas A., A. Dekinga & T. Piersma 1993. Disturbance of foraging Knots by aircraft in the Dutch Waddensea in August-October 1992. WSG Bulletin 68-20-22.
- Kraan S. & Y. van Etten 1995. De onderkant van de Waddenzee - effecten van onderwater geluiden op het gedrag en functioneren van marine organismen in de Waddenzee. Waddenvereniging, Harlingen.
- Krausman P.R., M.C. Wallace, C.L. Hayes & D.W. DeYoung 1998. Effects of jet aircraft on Mountain Sheep. J. Wildl. Manag. 62: 1246-1251.
- Krebs J.R. & A. Kacelnik 1993. Decision-making. In J.R. Krebs & N.B. Davies (eds.) 1993. Behavioural ecology, p. 105-136, third edition. Blackwell Science, London.
- Krebs J. R. & N.B. Davies 1993. An introduction to Behavioral Ecology, 3rd ed. The Alden Press, Oxford.
- Krijgsveld K.L., S.M.J. van Lieshout, J. van der Winden & S. Dirksen 2004. Verstoringgevoeligheid van vogels, literatuurstudie naar de reacties van vogels op recreatie. Rapport Bureau Waardenburg 03-187, Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Lensink R. & S. Dirksen 2000. Relaties tussen de vlieghoogte van de kleine burgerluchtvaart en de verstoring van fauna -een overzicht van bestaande kennis. In U. van Rijn, R. Lensink, S. Dirksen, M. Goossen & A. van Elteren. Onderzoek verstoring fauna en recreatie door de kleine burgerluchtvaart, bouwstenen voor toekomstig beleid. Rapp. nr 00-31 Bureau Waardenburg BV, Culemborg.
- Lensink R., S.M.J. van Lieshout & S. Dirksen, 2001 Effecten van het vliegverkeer van en naar Schiphol op vogels en andere fauna in relatie tot Vogelrichtlijn, de Habitatrichtlijn en de natuurbeschermingswet; een bijdrage in MER Schiphol 2003. Rapport 01-033, Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Lensink R., R. van Eekelen & S.M.J. van Lieshout 2002. Effecten van veranderingen in het vliegverkeer van en naar de vliegvelden Maastricht en Lelystad in relatie tot de vigerende natuurwetgeving; Een bijdrage in het MER PKB luchtvaartterreinen Maastricht en Lelystad Rapport 02-124, Bureau Waardenburg, Culemborg..
- Loosjes M. 1974. Over terreingebruik, verstoringen en voedel van Grauwe Ganzen *Anser anser* in een brak getijdengebied. Limosa 47: 121-143.
- Maier J. A., S. M. Murphy, R.G. White, M. D. Smith, 1998. Responses of caribou to overflights by low-altitude jet aircraft. Journal of Wildlife Management 62 (2): 752-766.
- MacKenzie J.G., T.M. Foster & W. Temple 1993. Sound avoidance by hens. Behavioural Processes, 30:143-156.
- Madsen J. 1984. Study of the possible impact of oil exploration on goose populations in Jameson Land, East Greenland: a progress report. Norsk Polarinst. Skr. 181: 141-151.
- Madsen J. 1985. Impact of disturbance on field utilization of Pink-Footed geese in West Jutland, Denmark. Biol. Cons. 33: 53-64.
- Madsen J. 1988. Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting on movements. Dan. Rev. Game Biol. 9: 1-206.
- Madsen J. 1993. Experimental wildlife reserves in Denmark: a summary of results. WSG Bulletin 68: 23-28.

- Madsen J. 1994. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis* 137: 67-74.
- Madsen J., T. Bregnballe & F. Mehlum 1989. Study of the breeding ecology and behaviour of the Svalbard population of Light-bellied Brent Goose *Branta bernicla hrota*. *Polar Res.* 7: 1-21.
- Manning A. 1967. An introduction to Animal Behavior. E. Arnold Ltd., London.
- Mathers R.G., S. Watson, R. Stone & W.I. Montgomery 2001. 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.
- Miller M.W., K.C. Jensen, W.E. Grant & M.W. Weller 1994. A simulation model of helicopter disturbance of moulting Pacific Black Brant. *Ecol. Model.* 73: 293-309.
- Mrlik V. 1990. Disturbance of the roe deer (*Capreolus capreolus*) of southern Moravia. *Folia Zoologica* 39 (1): 25-35.
- Mitchell J. R., M.E. Moser & J.S. Kirby, 1988. Declines in midwinter counts of waders roosting in the Dee estuary. *Bird Study* 35:191-198.
- Mooij J.H. 1993. Development and management of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westphalia/Germany. *Vogelwarte* 37: 55-77.
- Mosler-Berger C. 1994. Störungen von Wildtieren: Umfrageergebnisse und literaturauswertung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Dokumentationsdienst, Bern.
- Nettleship D.N. 1975. A recent decline of Gannets *Morus bassanus* on Bonaventura Island, Quebec. *Can. Field Nat.* 89: 125-133.
- Nijland G. 1997. Verkenning van de effecten van de kleine luchtvaart op de fauna. Rapport AD.ECO, Ecologisch onderzoeks- en adviesbureau, Beemte.
- Nisbet I.C.T., 2000. Disturbance, habituation and management of waterbirds colonies. *Waterbirds* 23 (2): 312-332.
- Oost L., D.A. Jonkers & J.G. de Molenaar 1998. Literatuurstudie naar verstoring van natuur door luchtvaart, IBN rapport 379. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.
- Owen M. 1993. The UK shooting and wildfowl disturbance project. *WSG Bulletin* 68: 6-19.
- Owens N.W. 1973. The management of grassland areas for wintering geese. *Wildfowl* 24: 124-130.
- Owens N.W. 1977. Responses of wintering Brent Geese to human disturbance. *Wildfowl* 28: 5-14.
- Page G.W. 1990. Nesting success of Snowy Plovers in central coastal California in 1989 and 1990. Report, Point Reyes Bird Observatory, Stinson Beach, California.
- Platteeuw M. 1986. Effecten van geluidhinder door militaire activiteiten op gedrag en ecologie van wadvogels. RIN-rapport 86/13, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel.
- Platteeuw M., R.J.H.G. Henkens 1997. Possible impacts of disturbance to waterbirds: individuals, carrying capacity and populations. *Wildfowl* 48:225-236.
- Platteeuw M., R.J.H.G. Henkens 1997. Waterbirds and aquatic recreation at lake IJsselmeer, the Netherlands: the potential for conflict. *Wildfowl* 48: 210-224.
- Prevett J.P. & C.D. MacInnes 1980. Family and other social groups in Snow Geese. *Wildl. Monogr.* 71: 1-45.
- Powell A. 1998. Western snowy plovers and Californian Least Terns. In M.J. Mac, P.A. Opler, C.E. Puckett, J. Haecker & P.D. Doran (eds.). Status and trends of the nation's biological resources, p. 629-631. U.S. Department of the Interior, Reston, VA.
- Reijnen M.J.S.M. & J.B.M. Thissen 1987. Effects from road traffic on breeding-bird populations in woodland. Annual report RIN 1986: 121-132.

- Reijnen M.J.S.M., G. Veenbaas & R.P. B. Foppen 1992. Het voorspellen van het effect van snelverkeer op broedvogelpopulaties. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Dienst Weg- en Waterbouwkunde Rijkswaterstaat, Delft
- Richardson W.J., C.R. Greene Jr., C.I. Malme & D.H. Thomson 1995. Marine mammals and noise. Academic Press, New York.
- Riddington R., M. Hassels, S.J. Lane, P.A. Turner & R. Walters 1996. The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of Brent Geese *Branta b. bernicla*. *Bird Study* 43: 269-279.
- Roberts E.L. 1966. Movements and flock behaviour of Barnacle Geese on the Solway Firth. *Wildfowl* 17: 36-45.
- Rutter S.M., G.B. Scott & P. Moran 1993. Aversiveness of mechanical conveying to laying hens. *British Poultry Science* 34: 279-285.
- Ryden O. 1978. Differential responsiveness of Great Tit nestlings, *Parus major*, to natural auditory stimuli. *Z. Tierpsychol.* 46: 236-253.
- Ryden O. 1978. The significance of antecedent auditory experiences on later reactions to the 'seeet' alarm-call in Great Tit nestlings. *Z. Tierpsychol.* 47: 396-409.
- Saul S.M. 1982. Clam diggers and Snowy Plovers. *Washington Wildlife* 32: 28-30.
- Schilperoord L. & M. Schilperoord-Huisman 1981. De invloed van verstoring op gedrag en dagindeling van de Kleine Rietganzen in Zuidwest-Friesland. Doctoraalverslag R.U.G, Groningen.
- Schulz R. & M. Stock 1993. Kentish Plovers and tourists: competitors on sandy coasts. *WSG Bulletin* 68: 83-91.
- Slabbekoorn H. & M. Peet. 2003. Birds sings at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424: 267.
- Sladen W.L. & R.E. Leresche 1970. New and developing techniques in Antarctic ornithology. *Antarctic Ecol.* 1: 585-596.
- Smit C.J. 1986. Oriënterend onderzoek naar veranderingen in gedrag en aantallen wadvogels onder invloed van schietoefeningen. RIN-rapport 86/18, RIN, Texel.
- Smit C.J. & G. J.M. Visser 1989. Verstoring van vogels door vliegverkeer, met name door ultra-lichte vliegtuigen. RIN-rapport 89/11, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel.
- Spaans B., L. Bruinzeel & C.J. Smit, 1996. Effecten van verstoring door mensen op wadvogels in de Waddenzee en de Oosterschelde. IBN-rapport 202, Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen.
- Spanier E. 1980. The use of distress calls to repel night herons *Nycticorax nycticorax* from fish ponds. *J. of App. Ecology* 17: 287-294.
- Stock M. 1992. Effects of man-induced disturbance on staging Brent Geese. *Neth. Inst. Sea. Res. Publ. Ser. no. 20*: 289-293.
- Stock M. 1993. Studies on the effects of disturbance on staging Brent Geese: a progress report. *WSG Bulletin* 68: 29-34.
- Stockwell C.A., G.C. Bateman & J. Berger 1991. Conflicts in National Parks: a case study of helicopters a Bighorn Sheep time budgets at the Grand Canyon. *Biol. Cons.* 56: 317-328.
- Storch S., D. Grémillet & B.M. Culik 1999. The telltale heart: a non-invasive method to determine the energy expenditure of incubating Great Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo*. *Ardea* 87: 207-215.
- Trimper P.G., N.M. Standen, L.M. Lye, D. lemon, T.E. Chubbs & G.W. Humphries, 1998. Effects of low-level jet aircraft noise on the behaviour of nesting Osprey. *Journal of Applied Ecology* 35: 122-130.
- Tulp I, M.J.S.J. Reijnen, C. ter Braak, E. Waterman, P.J.M. Bergers, S. Dirksen, R.P.H. Snep & W. Nieuwenhuizen 2001. Verstoring van broedende weidevogels door

- treinverkeer. Rapport 02-034, Bureau Waardenburg-Alterra-dBvision-Biometris, Culemborg.
- Van de Kam J., T. Pierma, L. Zwarts & B.J. Ens 2001. Ecologische atlas van de wadvogels. Schuyt & Co., Haarlem.
- Van der Zande A.N. 1984. Outdoor recreation and birds: conflict or symbiosis. Thesis, Universiteit Leiden, Leiden.
- Van Eerden M.R. & C.J. Smit 1979. Het effect van schietoefeningen in het Lauwersmeergebied op het gedrag van watervogels. RIN-rapport 79/3, RIN, Texel.
- Van Tooren B., J. Dewyspelaere, R. de Wijs, K. Decler, M. de Wilde & J. Thissen 1998. Beschermde habitats en soorten in Nederland en Vlaanderen. DLN 99: 212-217.
- Van Veen R. 1987. Ultra-lichte vliegtuigen en vogels. Rapport 87-63, Wetenschapswinkel Biologie, Utrecht.
- Verhulst S., K. Oosterbeek & B.J. Ens 2001. Experimental evidence for effects of human disturbance on foraging and parental care in oystercatchers. Biol. Cons. 101: 375-380.
- Visser G.J.M. 1986. Verstoringen en reacties van overtuigende vogels op de Noordsvaarder (Terschelling) in samenhang met de omgeving. RIN-rapport 86/17, RIN, Texel.
- de Vries W. & N.J. Bakker 2003. Ecologisch onderzoek en verkenning flora- en faunawet op de locatie van een baanverlenging op de luchthaven Eelde. Rapport, Buro Bakker, Assen.
- Waterman E. 2000. http://utopia.knoware.nl/users/mier/faq_geluid.htm#composers
- Ward D.H., R.A. Stehn & D.V. Derksen 1994. Response of staging Brant to disturbance at the Izembek Lagoon, Alaska. Wildl. Soc. Bull. 22: 220-228.
- Ward D.H., R.A. Stehn, W.P. Erickson & D.V. Derksen 1999. Response of fall staging Brant and Canada Geese to aircraft overflights in southwestern Alaska. J. Wildl. Manag. 63: 373-381.
- Watson J.W. 1993. Responses of nesting Bald Eagles to helicopter surveys. Wildl. Soc. Bull. 21: 171-178.
- Weisenberger M.E., P.R. Krausman, M.C. Wallace, D.W. DeYoung & O.E. Maughan 1996. Effects of simulated jet aircraft noise on heart rate and behaviour of desert ungulates. J. of Wildl. Manag. 60:52-61.
- White-Robinson R. 1982. Inland and saltmarsh feeding of wintering Brent Geese in Essex. Wildfowl 33: 113-118.
- Wilson R.P., B. Culik, R. Danfeld & D. Adelung 1991. People in Antarctica – how much do Adelie Pinguins *Pygoscelis adeliae* care. Polar Biology 11: 363-370.
- Witte R.H., S.M.J van Lieshout & S. Dirksen 2004. Effecten van windturbines, een literatuur review. Rapport 04-???, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Young D.D. & T.R. McCabe 1997. Grizzly Bear predation rates on caribou calves in Northeastern Alaska. J. Wildl. Manag. 61: 1056-1066.
- Zwarts L. 1980. Intra- and inter-specific competition for space in estuarine birds in a one-prey situation. Proc. 17th Int. Ornithological Congress, Berlin 1978, p. 145-150.

5.2 Rapporten vliegverkeer en verstoring fauna door Bureau Waardenburg

- Lensink R. & R. van Eekelen. 2005. Effecten van veranderingen in het vliegverkeer van en naar luchtvaartterrein Maastricht in relatie tot de vigerende natuurwetgeving; Bijdrage in de Beslissing op Bezwaar (BOB). Rapport 05-134, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- van der Hut R.M.G., H.A.M. Prinsen, R. Lensink & S. Dirksen 2005. Effecten van het luchtvaartterrein Hilversum in relatie tot de vigerende natuurwetgeving; Bijdrage in de Beslissing op Bezwaar. Rapport 05-094, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.

- Lensink R., R. van Eekelen & S.M.J. van Lieshout 2005. Effecten van grote burgerluchtvaart van en naar vliegveld Lelystad in relatie tot de vigerende natuurwetgeving. Rapport 05-026, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Lensink R. & R. van Eekelen 2004. Effecten van de voorgenomen baanverlenging en uitbreiding van het gebruik van vliegveld Eelde in relatie tot de vigerende natuurwetgeving. Rapport 04-055, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Lensink R., R. van Eekelen & S.M.J. van Lieshout 2002. Effecten van veranderingen in het vliegverkeer van en naar de vliegvelden Maastricht en Lelystad in relatie tot de vigerende natuurwetgeving; Een bijdrage in het MER PKB luchtvaartterreinen Maastricht en Lelystad. Rapport 02-124, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Lensink R., S.M.J. van Lieshout & S. Dirksen 2001. Effecten van het vliegverkeer van en naar Schiphol op vogels en andere fauna in relatie tot de Vogelrichtlijn, de Habitatrichtlijn en de Natuurbeschermingswet. Een bijdrage in MER Schiphol 2003. Rapport 01-033, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Lensink R. & S. Dirksen 2000. Literatuurstudie naar verstoring van fauna door de kleine burgerluchtvaart. p. 40-75 in U. van Rijn, R. Lensink, S. Dirksen, M. Goossen & A. van Elteren (red.). Onderzoek verstoring fauna en recreatie door de kleine burgerluchtvaart, bouwstenen voor toekomstig beleid. Rapport 00-031, MerLijn-Bureau Waardenburg-Alterra, Den Haag-Culemborg-Wageningen.

Bijlage 1 Onderzoek naar verstoring door geluid.

soort	type geluid en effect	bron
Mexicaanse gevlekte bosuilen	helikopter 92 dB, vlucht kettingzaag 51 dB, vlucht	Delaney <i>et al.</i> 1999
Kanoetstrandlopers	68-100.2 dB, vlucht	Smit 1987
Kippen	Vermijden tonen van 105-110 dB en mechanische geluiden van 90dB Proberen blootstelling te vermijden	Mackenzie <i>et al.</i> 1993
Bos- en weidevogels	43-48 dB, invloed op broedvogeldichtheid	Reijnen <i>et al.</i> 1992
Zwarte eend & Carolina eend	± 85,1 dB, weinig reactie	Conomy <i>et al.</i> 1998
Grote kuifstern	65 dB alert, 90-95 dB vlucht	Brown 1990
Caribou	94-104 dB, vluchten	Maier <i>et al.</i> 1998
Desert mule deer	92,5-112,2 dB toename hartslag, later gewenning	Weisenberger <i>et al.</i> 1996
Osprey	66,3-95,5 dB, geen significant waarneembaar effect	Trimper <i>et al.</i> 1998
Night herons	Distress calls 68-81dB (10-15dB above ambient noise)	Spanier 1980
Bergschapen	85-105 dB, beperkt verschil in hartslag en gedrag	Krausman <i>et al.</i> 1998
Black Duck, American Wigeon, Gadwell, Green-winged Teal	80-109 dB, geen significant effect waarneembaar	Conomy <i>et al.</i> 1998
Kippen	meest gevoelig tussen 3-5kHz, 55-60 dB (5kHz) wordt dan als zeer luid ervaren	Rutter <i>et al.</i> 1993

Bijlage 2 Overzicht verstoringsafstanden in relatie tot waargenomen reacties; onderscheid in helikopters, sportvliegtuigjes, grote luchtvaart en algemeen.
B=broedend vogels, G=groep vogels, R=ruierende vogels, Z=Zoogdieren

Helikopter

Afstand (m)		Hoogte (m)				Bron
Vlucht	Alert	Geen visueel zichtbare reactie	Vlucht	Alert	Geen visueel zichtbare reactie	
45	403	>660				B Delaney 1999
	400					B Grubb 1992
		800				B Grubb 1992
		407				B Grubb 1992
	4400-8700		120			R Mosbech & Gladher 1991
	2600-9100		120			R Mosbech & Gladher 1991
	500					Z Stockwell 1991
	1000					G Tijsen
					>1070	G Jensen in Ward 1994
		>2000				G Ward 1999
			600-915			G Ward 1999
	3500					R Jensen in Miller 1994
					>760	R Miller 1994
					>915	R Miller 1994
			150	300	>350	Z Richardson 1995
	2000			<305		Z Richardson 1995
	>1600			>300		Z Richardson 1995
	>1600					Z Richardson 1995
				<305		Z Richardson 1995
	<1300			<150		Z Richardson 1995
1200		>1500				Z Born '99

Sportvliegtuig

Afstand (m)		Hoogte (m)				Bron
Vlucht	Alert	Geen visueel zichtbare reactie	Vlucht	Alert	Geen visueel zichtbare reactie	
		1500				B Grubb 1992
		800				B Grubb 1992
		>2000				G Ward 1999
				600-915		G Ward 1999
			305			Z Richardson 1995
			305	457	>610	Z Richardson 1995
	>1000			305-760		Z Richardson 1995
				<150		Z Richardson 1995
	<1000			>1000		Z Richardson 1995
				<305		Z Richardson 1995
	500-1000			<305		Z Richardson 1995
	>600		150			Z Born 1999
	2000					B Anthoney 1995
					140-155	Huppop & Hagen 1990
			500			G Belanger & Bedard 1989
70			30			Z Mrlík 1990
					150	B Dunnet 1977
			<150			G Stock 1992
			<152			Z Calef in Weisenberger 1996
			<100			Z Krausman in Weisenberger 1996

Vliegtuig (groot)

Afstand (m)

Hoogte (m)

Vlucht	Alert	Geen visueel zichtbare reactie	Vlucht	Alert	Geen visueel zichtbare reactie	Bron
		800				B Grubb 1992
		800				B Grubb 1992
	500					B Grubb 1992
				> 125		Z Krausmann et al. 1998
			75-300			G Brown 1990

Algemeen

Afstand (m)

Hoogte (m)

Vlucht	Alert	Geen visueel zichtbare reactie	Vlucht	Alert	Geen visueel zichtbare reactie	Bron
			150	200-400	400-600	Z Kempf & Huppopp 1996
2000						G Baptist in Nijland 1997
1500			500			G Owen 1993

Kolom **Bron**: B=broedend vogels, G=groep vogels, R=ruiende vogels, Z=Zoogdieren