



Populatie-dynamisch model voor Grauwe Ganzen

Ontwikkeling model ten behoeve van evaluatie van aantalregulering

Alterra-rapport 2234
ISSN 1566-7197

David Kleijn, Hans Baveco, Berend Voslamber, Marieke de Lange en Dick Melman

Populatie-dynamisch model voor Grauw Ganzen

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van EL&I (voorheen LNV)
in het kader van Programma: BO-02-013-005: Actief soortenbeleid

Populatie-dynamisch model voor Grauwe Ganzen

Ontwikkeling model ten behoeve van evaluatie van aantalregulering

D. Kleijn, J.M. Baveco, B. Voslamber, H.J. de Lange en T.C.P. Melman

Alterra, Wageningen UR. Centrum Ecosystemen

Alterra-rapport 2234

Alterra, onderdeel van Wageningen UR
Wageningen, 2011

Referaat

D. Kleijn, J.M. Baveco, B. Voslamber, H.J. de Lange en T.C.P. Melman, 2011. *Populatie-dynamisch model voor Grauwe Ganzen; ontwikkeling model ten behoeve van evaluatie van aantalregulering*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2234. 56 blz.; 8 fig.; 3 tab.; 47 ref.

Dit tussenrapport beschrijft een deel van de werkzaamheden die in het kader van het onderzoeksproject 'Populatiebeheer overzomerende (Grauwe) ganzen' (BO-02-013-005) in 2009 en 2010 zijn uitgevoerd. Het aantal ganzen dat in Nederland broedt neemt de laatste decennia spectaculair toe. Dit toenemende aantal ganzen veroorzaakt een zodanige maatschappelijke overlast dat aantalregulerende maatregelen worden overwogen. Het is echter nog onduidelijk welk effect (omvang en ruimtelijke verspreiding van de populatie) de verschillende maatregelen hebben. Om hier meer inzicht in te krijgen is een ruimtelijk-expliciet, op individu gebaseerd, dichtheidsafhankelijk populatiemodel ontwikkeld voor de Grauwe gans. De basis van het model bestaat uit landelijke digitale kaarten met geschikte broed- en opgroeihabitats. Het model is geparameteriseerd met een combinatie van gegevens uit de literatuur en eigen analyses. De analyses zijn gebaseerd op een omvangrijk databestand met terugmeldingen van de enkele duizenden Nederlandse Grauwe ganzen die met halsbanden individueel herkenbaar zijn gemaakt. De mogelijkheden en beperkingen van het model zijn verkend door het doorrekenen van het effect van enkele eenvoudige beheersscenario's waarbij naast landelijke ook provinciale effecten in beeld zijn gebracht. Het model is op hoofdlijnen gereed maar parameterisatie en validatie moet nog plaats vinden voordat het gebruikt kan worden om het effect van in de praktijk toepasbare beheersscenario's te verkennen.

Trefwoorden: ganzen, natuurgebieden, overlevingskansen, populatiebeheer, ruimtelijk expliciet modelleren

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2011 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; info.alterra@wur.nl

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra-rapport 2234

Wageningen, november 2011

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Methoden	13
2.1 Modelstructuur	13
2.2 Basisgegevens	13
2.3 Geboortedispersie	17
2.4 Broeddispersie	18
2.5 Dispersie van nestlocatie naar opgroeilocatie	19
2.6 Dichtheidafhankelijke kuikenoverleving	19
2.7 Overleving van verschillende leeftijdsklassen	20
2.8 Koppeling beheersmaatregelen aan het model	20
2.9 Doorgerekende scenario's	22
3 Resultaten en discussie	25
3.1 Aantalsontwikkelingen bij ongestoorde populatiegroei	25
3.2 Effect van een beheersmaatregel op de populatiegroei	29
3.3 Conclusies	30
Referenties	33
Bijlagen	
1 Analyse van geboortedispersie	37
2 Dichtheidsafhankelijke kuikenoverleving	41
3 Overlevingskansen van Grauwe ganzen in Nederland	45
4 Effectiviteit van het onklaar maken van eieren	53
5 Afschot in de wintermaanden van in Nederland broedende Grauwe ganzen	55

Woord vooraf

Sinds de hervestiging van Grauwe gans (*Anser anser*) als broedvogel in Nederland groeit de landelijke populatie van deze soort razendsnel. Momenteel worden de overzomerende exemplaren van deze soort op veel plekken als een probleem gezien. Ganzen grazen het gehele jaar rond en zorgen voor aanzienlijke schade in de landbouw, terwijl er ook meer en meer aanwijzingen zijn dat schade aan andere natuurwaarden wordt toegebracht (Bakker, 2010; Brouwer en Van den Broek, 2010; Vulink et al., 2010). In reactie daarop hebben het ministerie van EL&I (destijds LNV) en het Faunafonds een aantal onderzoeksvragen uitgezet bij Alterra, die deze in samenwerking met SOVON Vogelonderzoek probeert te beantwoorden. De onderzoeksvragen richtten zich op:

- A. Het effect van overzomerende Grauwe ganzen op natuurwaarden anders dan weidevogels.
- B. Het effect van overzomerende Grauwe ganzen op weidevogels.
- C. De ontwikkeling van landbouwschade veroorzaakt door ganzen in de periode 2000-2009 en het aandeel dat overzomerende Grauwe ganzen hierin hadden zowel in de zomer als in de winter.
- D. Het effect dat een aantal beheersmaatregelen tegen Grauwe ganzen, toegepast op Texel, hadden op de ontwikkeling van de eilandpopulatie.
- E. Het, met een populatie-dynamisch model, berekenen van het te verwachten populatiebeperkende effect van verschillende maatregelen die nu worden ingezet tegen de Grauwe gans.

Dit rapport gaat in op onderwerp E, het ontwikkelen van een populatie-dynamisch model. Over de onderdelen A en B zijn publicaties beschikbaar, over C en D zijn publicaties in voorbereiding. Het onderzoek is begeleid door ir. Sander Smolders, ing. Rene Verhoeven (EL&I), mr. ing. Henk Revoort en drs. Frans van Bommel.

Het uitvoeren van aantalregulerende maatregelen bij ganzen is maatschappelijk omstreden. Het nemen van dergelijke maatregelen is alleen te verantwoorden wanneer duidelijk is wat de te verwachten effecten zijn en wanneer het dierenwelzijn niet of zo min mogelijk in het geding is. Maatschappelijke organisaties zijn al geruime tijd in overleg om tot een goede manier van beheersing van ganzenaantallen te komen. In mei 2011 hebben zeven organisaties die nauw bij de ganzenproblematiek zijn betrokken (de G7) een gezamenlijke zienswijze opgesteld (het ganzenakkoord, zie onder meer www.natuurmonumenten.nl). Het treffen van maatregelen wordt daarin ondersteund, ten minste, wanneer aan een aantal voorwaarden wordt voldaan. Het beschikken over onderbouwende kennis, verkregen uit wetenschappelijk onderzoek, is daar een onderdeel van. Het ontwikkelen van een populatie-dynamisch model, waarin het mogelijk is de effecten van de verschillende maatregelen door te rekenen en met elkaar te vergelijken past uitstekend bij de behoefte van de G7.

Een eerste versie van zo'n model is nu gereed en wordt in dit rapport beschreven. Een aantal functionaliteiten is gerealiseerd. Zo kan de ontwikkeling van een ongestoorde populatie in beeld worden gebracht. Effecten van het wegnemen van eieren, op landelijke en op provinciale schaal kunnen ook zichtbaar worden gemaakt. Deze resultaten maken duidelijk dat het model werkt. In deze vorm kan het gebruikt worden om het inzicht te verdiepen in het relatieve effect van de verschillende regulerende maatregelen: bijvoorbeeld, hoe verhoudt zich het wegnemen cq. ontklaar maken van eieren met het onttrekken van volwassen exemplaren? Of: over wat voor termijn moeten maatregelen worden getroffen om de populatie in omvang terug te doen nemen en daarna duurzaam op een bepaald niveau te houden?

Voordat het model in de praktijk kan worden toegepast voor het nemen dan wel staken van concrete maatregelen (welke aantallen te onttrekken, waar uit te voeren?), is een aantal vervolgstappen noodzaak. De

meest urgente zijn: kalibratie en validatie, inclusief gevoeligheidsanalyses. Voor een deel kunnen daarvoor bestaande gegevens worden gebruikt. Voor een ander deel moeten aanvullende gegevens verzameld worden. Het werk is dus niet af.

Het kunnen beschikken over populatiemodellen is voor beleidmakers aantrekkelijk, omdat het inzicht biedt in de mogelijke effecten van verschillende vormen van beleid voordat deze wordt uitgevoerd. Voor onderzoekers is het maken van populatiemodellen voor toepassing in de beleidspraktijk intrigerend: het dwingt te focussen op de kernfactoren die de omvang en ontwikkeling van populaties bepalen. Het ontwikkelen van modellen in deze context stimuleert een goede communicatie tussen beleid en onderzoekers. Er moet in gezamenlijkheid zicht worden gehouden op wat het model wel en niet moet kunnen. Het dwingt het beleid tot aanscherping van vragen (wat willen we in ieder geval weten) en de onderzoeker tot globalisering van zijn inzichten (hoe generaliseer ik, zonder de waarheid al te veel geweld aan te doen). Het is de natuurlijke spanning tussen wensen en praktische mogelijkheden. In het geval van dit project is deze spanning groter geweest dan gemiddeld. De Rijksfinanciering van het project is na het tweede jaar (van de drie die voorzien waren) stopgezet. Dit mede in verband met de decentralisatie van het natuurbesluit van het Rijk naar de Provincie.

Het onderzoek werd mede mogelijk gemaakt door de vele personen die geholpen hebben met vooral het veldwerk. Kell Eradus, Loes van den Bremer, Fred Cottaar, Leon Kelder, Ab van Dorp, Eric Menkveld, Eckard Boot, Vogelwerkgroep Texel, Wim Tijssen, Nico de Bruin en alle personen die we hier in de gauwigheid vergeten zijn: hartelijk dank voor jullie hulp.

Namens de auteurs,

Dick Melman

Samenvatting

In 2007 publiceerde het ministerie van LNV de zogenaamde Handreiking voor beleid van overzomerende ganzen (Ministerie van LNV, 2007). Hierin worden een aantal maatregelen beschreven die toegepast kunnen worden om de populatie van Grauwe ganzen (*Anser anser*) te controleren. De belangrijkste maatregelen zijn verjagen en weren, afschot, vangen en afmaken, het onklaar maken van de eieren en het ongeschikt maken van opgroeigebieden. Hoewel een groot deel van deze maatregelen al jarenlang wordt toegepast in Nederland is betrekkelijk weinig bekend van de effectiviteit van de maatregelen.

Het effect van verschillende beheersmaatregelen op de populatieontwikkeling van Grauwe ganzen is moeilijk empirisch vast te stellen. Ook het doen van voorspellingen van (middel)langetermijn effecten van maatregelen op de populatieontwikkeling is met alleen veldonderzoek niet mogelijk. In dit rapport wordt (de ontwikkeling van) een populatie-dynamisch model beschreven waarmee het effect van beheersmaatregelen op de aantalsontwikkeling en verspreiding van in Nederland broedende Grauwe ganzen geëvalueerd kan worden.

Het Grauwe ganzen model is een zogenaamd individu-gebaseerd (*individual-based*) populatie-dynamisch model waarin de belangrijkste gebeurtenissen in het leven van individuele ganzen gesimuleerd worden. Het model is ruimtelijk-expliciet zodat bepaald kan worden of effecten van beheersmaatregelen in een bepaald gebied of regio beïnvloed worden door de aanwezigheid van ganzen in omliggende gebieden waarin mogelijk geen maatregelen genomen worden. In het model zijn dichtheidsafhankelijke mechanismen ingebouwd (vooral kuikenoverleving) zodat de populatie op een realistische (en complexe) manier naar een maximum populatie-omvang toegroeit. Belangrijke processen in het model, zoals leeftijdsafhankelijke overleving en geboortedispersie, zijn geparameteriseerd met recente gegevens van in Nederland broedende Grauwe ganzen.

De eerste resultaten van het overigens nog ongekalibreerde en ongevalideerde model tonen aan dat het in staat is om inzichtelijk te maken wat het ruimtelijk expliciete effect is van ruimtelijk expliciet genomen maatregelen. Met andere woorden, er kan bijvoorbeeld worden doorgerekend wat het effect is van het onklaar maken van eieren in Noord-Holland op de populatieontwikkeling van Grauwe ganzen die in Zuid-Holland broeden. Dergelijke resultaten kunnen eenvoudig inzichtelijk worden gemaakt met behulp van grafieken of in kaarten met de verspreiding van ganzen over (delen van) Nederland.

De kwaliteit van de uitspraken die met dit model gedaan kunnen worden staat of valt met de kwaliteit van de relaties waarop het model gebaseerd is. In het huidige model zijn deze relaties weliswaar gebaseerd op empirische gegevens maar nog niet gekalibreerd of gevalideerd.

Bij het verder operationaliseren van het model moet vooral aandacht uitgaan naar een betere parameterisatie van de geboortedispersie. Dit kan eenvoudig gebeuren omdat momenteel veel meer gegevens beschikbaar zijn dan ten tijde van de oorspronkelijke analyse waarop de geboortedispersie nu gebaseerd is. Een moeilijker te realiseren, maar minstens even belangrijk proces dat beter moet worden geparameteriseerd is de dichtheidsafhankelijke kuikenoverleving. Daarnaast zijn gevoeligheidsanalyses nodig om vast te stellen welke processen de uitkomsten van het model het sterkst beïnvloeden. Een accurate parameterisatie van deze processen is extra belangrijk. Zonder deze 'kwaliteitstoets' is het niet zinvol om met het model eenduidige, harde uitspraken te doen over de feitelijke effecten van aantalregulerende maatregelen.

Een beperking van het model zoals dat hier beschreven is, is het ontbreken van voedselconcurrentie zowel tussen Grauwe ganzen onderling als tussen Grauwe ganzen en andere ganzen. Het model gaat er in feite van

uit dat de overleving van volwassen ganzen nooit beperkt wordt door voedselbeschikbaarheid. Dit is niet realistisch. Vooral in de winterperiode heeft voedselgebrek een negatief effect op de overlevingskansen van ganzen. Bij welke dichtheden dit optreedt is echter onbekend en hoe de competitieve interacties precies gaan verlopen weten we ook niet. Zeker is echter wel dat de omvang van de stabiele Nederlandse populatie Grauwe ganzen zoals het hier beschreven model aangeeft een (sterke) overschatting is van de draagkracht van Nederland voor de inheemse Grauwe ganzenpopulatie.

1 Inleiding

In 2007 publiceerde het ministerie van LNV de zogenaamde Handreiking voor beleid van overzomerende ganzen (Ministerie van LNV, 2007). Hierin worden een aantal maatregelen beschreven die toegepast kunnen worden om de populatie van Grauwe ganzen (*Anser anser*) te controleren. De belangrijkste maatregelen zijn verjagen en weren, afschot, vangen en afmaken, het onklaar maken van de eieren en het ongeschikt maken van opgroeigebieden. Hoewel een groot deel van deze maatregelen al jarenlang wordt toegepast in Nederland is betrekkelijk weinig bekend van de effectiviteit van de maatregelen. Het is wenselijk meer inzicht te krijgen in de effectiviteit van de maatregelen. Kennis hierover kan worden gebruikt bij de afweging welke maatregelen onder welke omstandigheden genomen moeten worden.

Het effect van verschillende maatregelen is in de praktijk moeilijk vast te stellen. In veel gebieden worden meerdere beheersmaatregelen naast elkaar toegepast waardoor de afzonderlijke effecten niet meer vast te stellen zijn. Het doen van voorspellingen van (middel)lange-termijn effecten van maatregelen op de populatieontwikkeling is met alleen veldonderzoek niet mogelijk. Het is ook niet haalbaar om met veldonderzoek uitspraken te doen over de regionale of landelijke ontwikkelingen van populaties. Er is daarom gekozen voor een modelmatige populatie-dynamische benadering van de problematiek. Populatie-dynamische modellen vormen een belangrijk instrument in wetenschappelijke studies. Ze stellen onderzoekers in staat om effecten van scenario's door te rekenen die in het veld niet te onderzoeken zijn omdat ze te complex zijn of omdat dit te duur wordt. Daarnaast kunnen met modellen onderbouwde voorspellingen worden gedaan van ontwikkelingen in de toekomst. Modellen zijn een geaccepteerd instrument om de populatieontwikkeling van ganzen te bestuderen en zijn voor een reeks van soorten toegepast (Schekkerman, et al., 2000; Gauthier en Lebreton, 2004; Hauser et al., 2007; Wisz et al., 2008). Over het algemeen maken populatie-dynamische studies gebruik van eenvoudige Leslie-matrix-achtige modellen (Hitchcock en Gratto-Trevor, 1997; Gauthier en Brault, 1998; Schekkerman et al., 2000; Gauthier and Lebreton, 2004; Hauser et al., 2007; Gauthier et al., 2007; Klok et al., 2010).

De meeste bestaande populatie-dynamische modellen bevatten geen dichtheidsafhankelijke terugkoppelings-mechanismen. Dit impliceert dat volgens dit soort modellen ganzenpopulaties ongehinderd doorgroeien ongeacht het aantal ganzen dat er in een gebied voorkomt. Dit is weinig realistisch. Naarmate populaties in omvang toenemen worden de benodigde voedselbronnen beperkend worden (Neal, 2004) waardoor overleving en/of reproductie zal verminderen (Caswell, 2001). Modellen waarin dit soort mechanismen zijn ingebouwd zijn niet-lineair waardoor populatiegroei niet langer simpelweg exponentieel verloopt maar op een veel realistischer (en complexer) manier naar een maximum populatieomvang toegroeit. Dichtheidsafhankelijke populatiegroei is waargenomen in de praktijk bij verschillende Nederlandse populaties Grauwe ganzen (Schekkerman et al., 2000; Van der Jeugd et al., 2006) en bij populaties van verschillende andere soorten ganzen buiten Nederland (Sedinger et al., 1998; Loonen et al., 1997; Cooch et al., 1989; Williams et al., 1993). De dichtheidsafhankelijkheid van populatiegroei beïnvloedt de effectiviteit van beheersmaatregelen in sterke mate (Van der Jeugd et al., 2006). Voor een goede beoordeling van de effectiviteit van beheersmaatregelen is het dus belangrijk dat dichtheidsafhankelijkheid op een realistische manier in de modellen zit. In een aantal bestaande modellen zit dichtheidsafhankelijke populatieregulatie weliswaar op een eenvoudige manier ingebouwd (Schekkerman et al., 2000; Hauser et al., 2007), maar dit was gebaseerd op eenvoudige vuistregels en daardoor weinig realistisch.

Om betrouwbare uitspraken te kunnen doen over het effect van beheersmaatregelen op regionaal en nationaal niveau is het belangrijk om niet alleen rekening te houden met dichtheidsafhankelijke populatieregulatie maar

ook met het ruimtelijk expliciete karakter van (effecten van) beheersmaatregelen. Maatregelen worden immers altijd in bepaalde broedpopulaties uitgevoerd die ruimtelijk gescheiden zijn van andere broedpopulaties. Uitwisseling van individuen tussen verschillende broedpopulaties kan echter altijd plaatsvinden. Populatie-modellen die niet ruimtelijk expliciet zijn gaan er van uit dat alle in Nederland broedende Grauwe ganzen behoren tot één en dezelfde gesloten populatie. In dit soort modellen wordt aangenomen dat beheersmaatregelen worden uitgevoerd op de gehele (Nederlandse) populatie. In werkelijkheid worden nooit maatregelen in geheel Nederland op dezelfde manier uitgevoerd. Met een populatie-dynamisch model dat niet ruimtelijk expliciet is kan ook niet bepaald worden of het effect van beheersmaatregelen in een bepaald gebied of regio (waar bijvoorbeeld sprake is van grote schade) beïnvloed wordt door de aanwezigheid van ganzen in omliggende gebieden. Als er bijvoorbeeld sprake is van een sterke mate van uitwisseling van ganzen tussen verschillende broedpopulaties kan de uitvoering van intensieve beheersmaatregelen in een gebied neerkomen op dweilen met de kraan open. Er zijn maar weinig ruimtelijk expliciete populatie-dynamische modellen gemaakt voor ganzen (Wisz et al., 2008). Over het algemeen beperken studies zich tot bepaalde gebieden, zoals bijvoorbeeld het noordelijke deltagebied (Scheekerman et al., 2000).

In dit rapport wordt (de ontwikkeling van) een ruimtelijk expliciet, populatie-dynamisch model beschreven waarmee het effect van beheersmaatregelen op de aantalsontwikkeling en verspreiding van in Nederland broedende Grauwe ganzen geëvalueerd kan worden. De initiële parameterisatie van het model is uitgevoerd met bestaande gegevens uit binnen- en buitenland en, waar mogelijk, met analyses van in Nederland broedende individueel herkenbare Grauwe ganzen. De mogelijkheden van het model worden kort geïllustreerd en bediscussieerd met het doorrekenen van een aantal eenvoudige beheersscenario's. Omdat het model nog niet voldoende gekalibreerd en gevalideerd is kunnen aan de resultaten van deze scenarioberekeningen nog geen conclusies verbonden worden voor wat betreft het beheer van de Nederlandse grauwe ganzenpopulatie.



Foto 1

Een individueel herkenbare Grauwe gans met halsband landt op Texel

2 Methoden

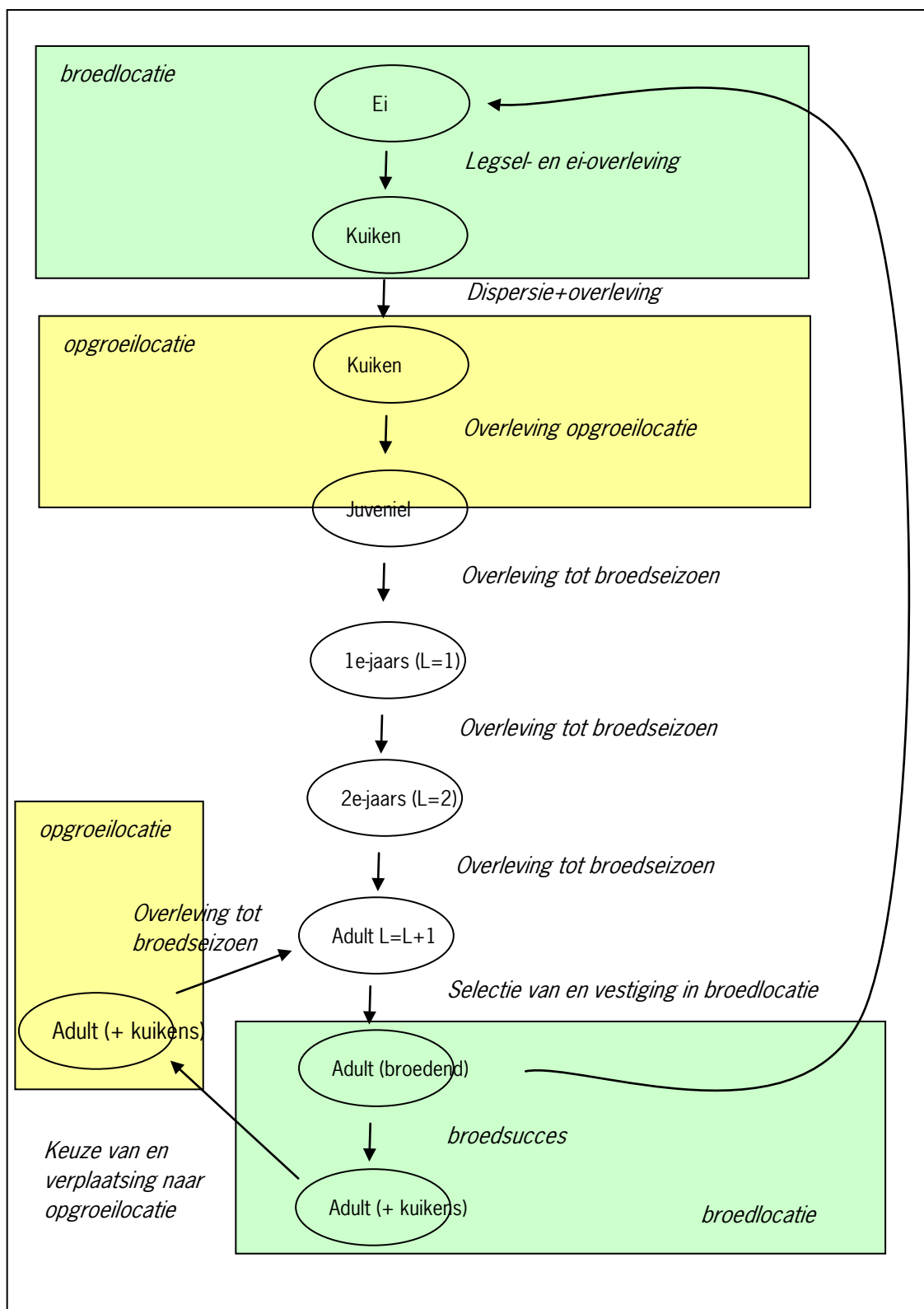
2.1 Modelstructuur

Het door Alterra ontwikkelde model voor Grauwe ganzen is een zogenaamd individu-gebaseerd (*individual-based*) populatie-dynamisch model waarin de belangrijkste gebeurtenissen in het leven van individuele ganzen gesimuleerd worden. Het model is ruimtelijk-expliciet en gebaseerd op twee GIS-bestanden die de ruimtelijke verdeling van respectievelijk de potentieel geschikte broedgebieden en de potentieel geschikte opgroeigebieden voor ganzenkuikens weergeven. De Ausgangssituatie waarmee het model begint te rekenen zijn de aantallen en ruimtelijke verdeling van broedparen Grauwe ganzen in de periode 1992-1994 (Van Dijk et al., 1994). Figuur 1 geeft weer welke processen door het model gesimuleerd worden. Kort samengevat berekent het model voor elke gans de kans dat het dier overleeft van jaar tot jaar en voor juveniele ganzen de kans dat deze zich op een bepaalde afstand van het geboorteplek vestigen. Daarnaast berekent het model voor iedere geslachtsrijpe gans de kans dat deze gaat broeden (afhankelijk van de beschikbaarheid van broedplekken). Vervolgens berekent het model voor ieder ei de kans dat deze uitkomt en vervolgens de kans dat het uitgekomen kuiken overleeft tot vliegvlugge leeftijd. Dit laatste is afhankelijk van de beschikbaarheid, de bereikbaarheid en de dichtheid van ganzenfamilies in het opgroei-habitat van ganzenkuikens. De exacte kansen, relaties en functies die in het model zijn gebruikt, worden hieronder beschreven.

2.2 Basisgegevens

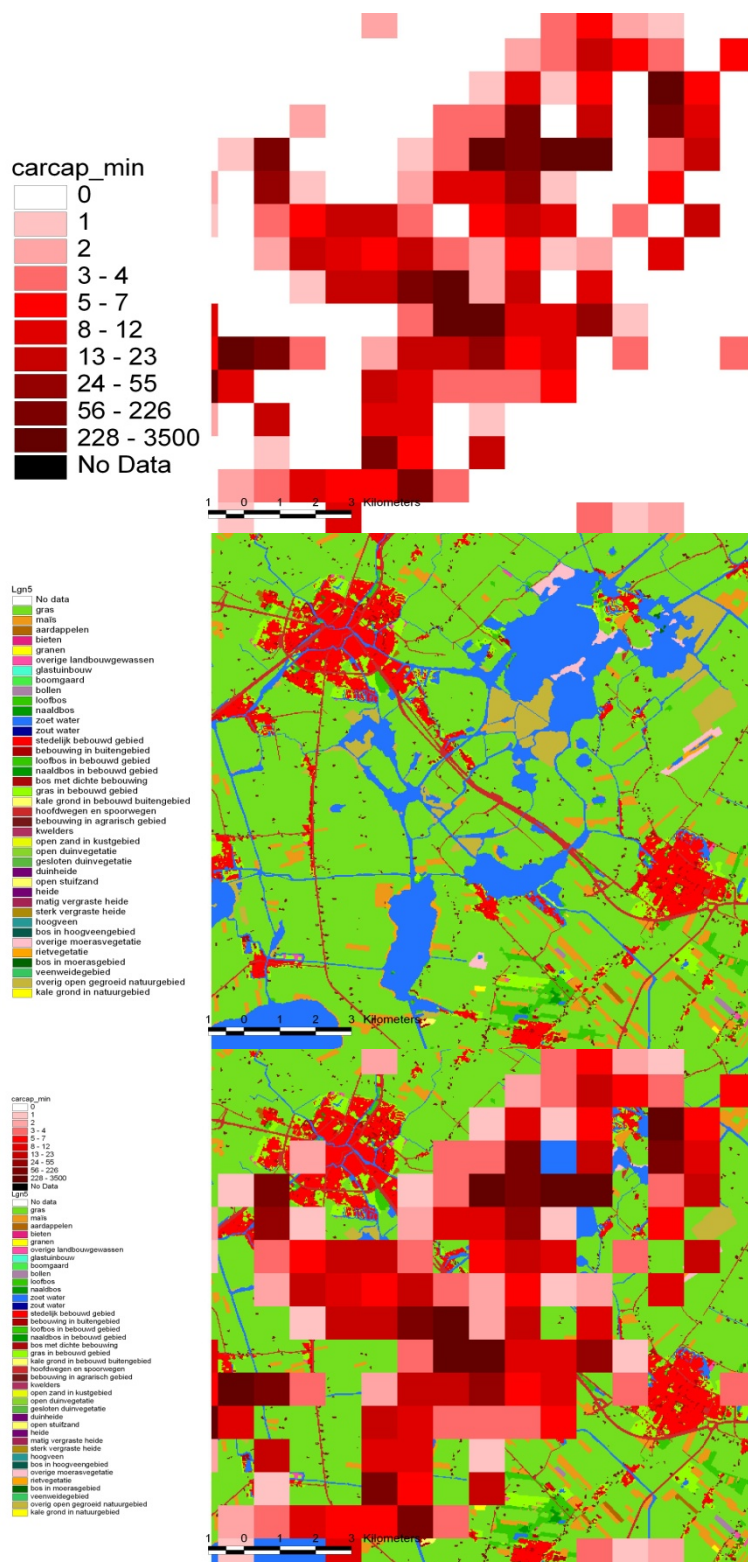
De informatie over de ruimtelijke verdeling in Nederland van habitatkwaliteit voor Grauwe ganzen bestaat uit twee GIS-bestanden met rasters van kilometerhokken. Deze GIS-bestanden zijn eerder gebruikt door Van der Jeugd et al. (2006). Het eerste bestand bevat informatie over ligging en grootte van potentiële broedgebieden. Potentiële broedgebieden omvatten (1) kleinere eilanden met een maximum oppervlak van 25 ha, (2) grote eilanden in de Wadden en het Delta-gebied, (3) rietmoeras, (4) moerasbos en (5) nat natuurlijk terrein grenzend aan water (Van der Jeugd et al., 2006). Voor de draagkracht in de potentiële broedgebieden is uitgegaan van één nest/ha in riet en nat bos/nat natuurlijk terrein en 35 nesten/ha op eilanden. Dit is de ondergrens van de dichtheden die door Van der Jeugd et al. (2006) gebruikt zijn. Het tweede bestand bevat informatie over de ligging en grootte van potentieel opgroei-habitat voor ganzenkuikens. Als opgroei-habitat komt in aanmerking een strook grasland van maximaal 50 m breed direct grenzend aan bij voorkeur zoet en brak water met een minimum oppervlakte van 0.2 ha (Van der Jeugd et al., 2006). De manier waarop de maximale dichtheid van Grauwe ganzen-families per ha kuikenopgroei-habitat werd bepaald wordt hieronder beschreven. Er is geen onderscheid gemaakt tussen natuurgrasland of intensief bemest grasland, hoewel dat wel invloed kan hebben op de overleving van kuikens. Voor een beschrijving van de informatie die gebruikt is om tot deze GIS-bestanden te komen, zie Van der Jeugd et al. (2006, p. 75).

Figuur 2 illustreert de samenhang tussen de geschatte draagkracht op basis van het rasterbestand met potentieel geschikt broedbiotoop en de landgebruik-klassen zoals die gegeven zijn in het Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN5; Hazeu, 2005). Op basis van de beschikbaarheid en draagkracht van potentieel broedgebied kan berekend worden dat er in geheel Nederland ruimte is voor 964.636 broedparen, mits er geen beperkingen worden opgelegd door in de omgeving beschikbaar oppervlakte opgroei-habitat (figuur 3). In Van der Jeugd et al. (2006) werd de uiteindelijke draagkracht voor Nederland bepaald door de oppervlakte opgroei-habitat, waarbij alleen de km-hokken opgroei-habitat meetelden waarvoor binnen een afstand van drie km broedhabitat aanwezig is.



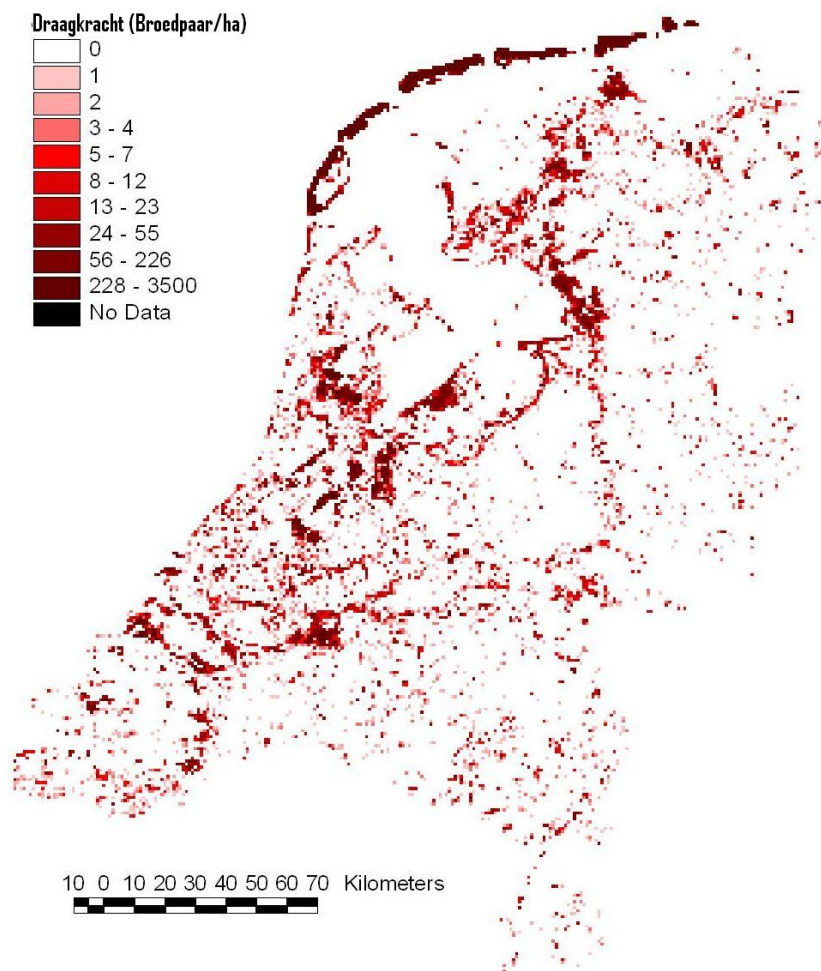
Figuur 1

Een schematische weergave van de levensloop van de Grauwe gans



Figuur 2

De schatting van het minimum aantal broedparen op basis van beschikbaar broedbiotoop (bovenste paneel), de ruimtelijke verspreiding van verschillende landgebruiksklassen (LGN5, middelste paneel) en dichtheid broedpaar weergegeven over de landgebruikskaart (onderste paneel)



Figuur 3

De ruimtelijke verdeling van de potentiële dichtheid broedpaar Grauwe ganzen per km-hok op basis van beschikbare broedbiotoop. De schatting is gebaseerd op één nest/ha in riet en nat bos/nat natuurlijk terrein en 35 nesten/ha op eilanden (Van der Jeugd et al. 2006) en is onafhankelijk van de aanwezigheid van opgroeihabitat voor kuikens

De aanname van Van der Jeugd et al. (2006) was dat één ha opgroeihabitat voldoende is voor één familie. Dit resulteerde in een landelijke schatting van minimaal 91.394 paren.

In het ruimtelijk expliciete, individual-base model dat in dit rapport beschreven wordt is een dergelijke a-priori opgelegde beperking in het aantal broedparen niet ingebouwd. Ten eerste is voor de snel uitdijende Nederlandse Grauwe ganzen-populatie nooit vastgesteld dat individuen afzien van broeden op beschikbare broedlocaties omdat binnen een bepaalde afstand van de broedlocatie geen of niet voldoende opgroeihabitat voor kuikens beschikbaar is. Ten tweede zijn in het in dit rapport beschreven model ruimtelijke relaties ingebouwd die er toe zouden moeten leiden dat het effectief gebruik van broedhabitat lager zal zijn dan het potentieel gebruik, bijvoorbeeld omdat broedparen er in bepaalde broedlocaties niet in zullen slagen om kuikens groot te brengen.

Als startwaarden voor de simulaties worden de aantallen en de ruimtelijke verdeling van de Grauwe gans in de periode 1992-1994 gebruikt. Voor deze periode was een landelijk databestand beschikbaar waarin voor 2.5 x 2.5 km² hokken (kwartblokken) de aantallen broedparen worden gegeven (Van Dijk et al., 1994). Deze

kwartuurblokwaarden zijn vervolgens toegekend aan het dichtstbijzijnde kilometerhok met de grootste draagkracht voor broedende Grauwe ganzen.

Voor validatie van de gesimuleerde aantalsontwikkeling en verspreiding is een databestand met aantal en verspreiding van Grauwe ganzen in juli 2009 gebruikt (Kleijn et al., 2010). In juli 2009 is geprobeerd land-dekkend alle ganzen te tellen, waarbij geen onderscheid werd gemaakt naar wel- of niet-broedvogels en juveniele en volwassen vogels. Dit leverde een GIS-bestand op in de vorm van een stippenkaart met aantallen getelde Grauwe ganzen. De getelde aantallen zijn vervolgens toegekend aan kilometerhokken. Voor validatie werden de in 2009 getelde aantallen geaggregeerd tot vijf kilometer hokken. Ook de door het model berekende aantallen per kilometerhok werden geaggregeerd tot vijf kilometer hokken. Hiermee kunnen vervolgens de berekende en waargenomen aantallen vergeleken worden op zowel één km als vijf km schaal.

Omdat de populatieontwikkeling van vrouwtjesganzen wordt gemodelleerd is een impliciete aanname van het model dat mannetjes en vrouwtjes ganzen zich hetzelfde gedragen en dat het effect van beheersmaatregelen, vergelijkbaar is voor mannetjes- en vrouwtjesganzen. In de praktijk blijkt dat niet altijd op te gaan (zie o.a. paragraaf 2.3), maar de verwachting is dat dit de resultaten niet sterk zal beïnvloeden.

2.3 Geboortedispersie

Grauwe ganzen kunnen al in hun tweede levensjaar gaan broeden, maar veel vogels beginnen pas op latere leeftijd. In een Zuid-Zweedse populatie werd 8% van de tweedejaars vogels met jongen waargenomen en zal dus zeker gebroed hebben. Onder vijf jaar oude vogels was dat percentage gestegen tot 57% (Nilsson en Persson, 1994). In de stabiele Ooijpolder-populatie nam het percentage broedvogels vrijwel lineair toe van 0% bij één jaar oude vogels tot 39% bij negen jaar oude vogels (B. Voslamber, ongepubliceerde resultaten). Het model gaat uit van de aanname dat alle ganzen van drie jaar of ouder gaann broeden als daar plek voor is. Er zijn momenteel geen studies beschikbaar die uit kunnen wijzen of deze aanname reëel is.

Geboortedispersie is het fenomeen dat individuen zich als broedvogel vestigen op een locatie die op een bepaalde afstand van de geboortelocatie ligt en is de belangrijkste drijvende kracht achter de kolonisatie van nieuwe gebieden. Net als bij andere ganzensoorten kan geboortedispersie bij Grauwe ganzen groot zijn, maar is deze over het algemeen beperkt vooral bij vrouwtjesganzen. Nilsson en Persson (2001) vonden in Zuid-Zweden dat alle 114 gehalsbande vrouwtjes Grauwe ganzen zich binnen zeven km van de geboorteplek vestigden. Mannetjesganzen vestigden zich veel verder, met een mediane dispersieafstand van 25 km. De mannetjesganzen die zich op de grootste afstanden vestigden werden aangetroffen op 115, 230 en 1050 km van de geboorteplek. Geboortedispersie is ook goed onderzocht bij de Brandgans *Branta leucopsis*. Onderzoek op Baltische eilanden voor de kust van Zweden toonde aan dat vooral mannetjes Brandganzen zich vestigen buiten de geboortekolonie. De kans op dispersie nam toe met grootte en zwaarte van de mannetjesganzen (Van der Jeugd, 2001). Er lijken kosten verbonden te zijn aan het zich vestigen in een vreemde kolonie. Ganzen in een onbekend broedgebied werden vaker aangevallen door soortgenoten die een territorium bezet hielden en begonnen daardoor pas later te broeden dan ganzen die in de eigen kolonie begonnen te broeden. Vogels die zich in een nieuwe kolonie vestigden kregen niet meer nakomelingen (Van der Jeugd, 2001). Binnen de eigen broedkolonie nestelen vrouwtjes Brandganzen vooral in de buurt van zussen die in hetzelfde jaar geboren werden, terwijl mannetjes brandganzen zich willekeurig verspreiden over de kolonie (Van der Jeugd et al., 2002). Bij Grauwe ganzen rusten vrouwtjesganzen significant dichter bij zusterganzen dan bij broers of niet-verwante ganzen (Frigerio et al., 2001). Of dit ook opgaat voor de nestlocatie is onbekend. Van der Jeugd en Litvin (2006) schatten dat in het Baltische gebied ongeveer 6.6% van de juveniele Brandganzen zich vestigen op grote afstand van de eigen broedkolonie. Deze bevindingen lijken ook op te gaan voor de in Nederland broedende Grauwe ganzen, maar de exacte percentages zijn onbekend.

Ook in Nederland blijkt geboortedispersie bij de meeste vogels beperkt te zijn (bijlage 1). Het aantal als juveniel geringde vrouwtjesganzen waarvoor waarnemingen beschikbaar waren in hun vierde levensjaar was, ten tijde van het analyseren, nog beperkt ($n = 43$). De gemiddelde dispersieafstand van deze groep was ongeveer 1.5 km en 41 van de 43 vogels werden binnen de vijf km waargenomen (bijlage 1). De resterende twee vogels werden in hun vierde levensjaar in de broedperiode op 5-10 km van de geboortelocatie waargenomen. Deze data kunnen worden weergegeven als een kansverdeling van de proportie terugmeldingen dat op een bepaalde afstand van de ring-plek is teruggezien (bijlage 1). Deze kansverdeling wordt goed beschreven door een lognormale verdeling van proportie terugmeldingen tegen afstand tot ring-plek (zie tabel 1 voor de coëfficiënten van deze verdeling). In het model wordt van deze lognormale verdeling gebruik gemaakt bij het random trekken van een geboortedispersie afstand voor iedere vrouwtjesgans die de geslachtrijpe leeftijd bereikt. Gemiddeld is deze afstand ongeveer 1.5 km. Door de vorm van deze verdeling zal een klein deel van de populatie van 3^e jaars vogels een dispersieafstand toegewezen krijgen die (veel) verder dan 1.5 km verwijderd kan zijn van de geboorte locatie. Uiteindelijk is besloten de maximaal mogelijke afstand voor geboortedispersie in het model op 25 km te zetten omdat in Nederland geen vestiging is waargenomen op afstanden groter dan 10 km. De uiteindelijk toegewezen broedlocatie is het potentieel geschikte broedgebied (km-hok) dat op een afstand ligt die de gekozen afstand het dichtst benadert (voorwaarde is dat de afstand kleiner of gelijk is aan de toegewezen afstand). Of er in dit potentieel geschikte broedgebied al ganzen broeden speelt geen rol bij de toekenning.

Tabel 1

Gebruikte parameterwaarden voor de ruimtelijke processen in het populatie-dynamische model van de Grauwe gans (keuze broed- en opgroeilocaties)

Parameter	Betekenis	Waarde
D_{fb}	Dispersie afstand in m (broedlocatie - geboortelocatie) voor 3 ^e jaars vogels	LogNormale verdeling met gemiddelde ($\ln(D)$) van 7.309 en st. dev. ($\ln(D)$) van 0.8454)
α_A	Coëfficiënt voor exponentiële afname van aantrekkelijkheid opgroeigebied met afstand	0.0001 m ⁻¹
R_c	Maximale afstand tussen broed- en (voorkeur-)opgroeilocatie	10 km
R_b	Maximale afstand waarbinnen gezocht wordt naar beschikbare nestlocaties, vanuit overvolle (voorkeur-)broedlocatie	5 km

2.4 Broeddispersie

Broeddispersie is het fenomeen dat broedvogels in verschillende jaren op verschillende locaties kunnen broeden. Voor zover bekend is broeddispersie zeer beperkt bij Grauwe ganzen. Nilsson en Persson (2001) vonden dat van de 642 gehalsbande mannetjes en 802 gehalsbande vrouwtjes Grauwe ganzen die al een keer in een gebied hadden gebroed, slechts veertien individuen zich over noemenswaardige afstand verplaatsten bij een nieuwe broedpoging. In geen enkel geval ging het om een afstand groter dan zes km. Ook bij de Canadese gans is broeddispersie over het algemeen beperkt tot verplaatsingen binnen het broedgebied (Lessels, 1985). Dit gaat niet op voor alle soorten ganzen. Een aanzienlijk deel van de broedparen van de in het arctische gebied broedende Ross' Gans (*Chen rossii*) (2-14% van de vrouwtjes en 12-38% van de mannetjes) broedt in een andere broedpopulatie dan die waarin het jaar daarvoor werd gebroed (Drake en Alisauskas, 2007).

In het populatie-dynamische model begint selectie van, en vestiging in een broedlocatie met de terugkeer naar de broedlocatie van het voorgaande broedseizoen. In het model wordt elke broedlocatie beschreven als een kilometerhok met een bepaalde draagkracht (aantal nesten per ha; zie paragraaf 2.2). Wanneer er in de broedlocatie waarnaar wordt teruggekeerd meer volwassen vrouwtjes aanwezig zijn dan er nestplaatsen beschikbaar zijn, dan gaat het teveel aan vrouwtjes in de directe omgeving op zoek naar nog beschikbare locaties. Deze vrouwtjesganzen worden random geselecteerd uit het totaal aantal vrouwtjesganzen dat in de broedlocatie wil gaan broeden. Dit is vermoedelijk een versimpeling van de werkelijkheid. Nilsson en Persson (1994) vonden dat broedparen die in het ene jaar succesvol eieren uitbroedden een grotere kans hadden om het daaropvolgende jaar ook succesvol te zijn dan ganzen die in het voorgaande jaar niet met kuikens waren waargenomen (respectievelijk 75% en 53%). Deze versimpeling zal de uitkomst van het model waarschijnlijk niet beïnvloeden. Bij het zoeken naar nog beschikbare broedlocaties door het overschot aan broedvogels wordt ervan uitgegaan dat de omgeving bekend is en dat dichtbijgelegen locaties de voorkeur hebben boven verafgelegen. De straal R_b waarbinnen gezocht wordt is gezet op vijf km (tabel 1, Nilsson en Persson, 2001). Wanneer binnen de straal R_b van de oorspronkelijk gekozen broedlocatie nergens een nest-plek beschikbaar is, wordt het vrouwtje verondersteld als niet-broedvogel in de oorspronkelijk gekozen broedlocatie te blijven. Wanneer binnen de straal R_b van de oorspronkelijk gekozen broedlocatie wel een nest-plek beschikbaar is, wordt daar ook gebroed. In het 'geheugen' van de gesimuleerde gans neemt de nieuwe broedlocatie nu de plaats in van de oude. In het volgende broedseizoen wordt deze broedlocatie het beginpunt van het vestigingsproces.

2.5 Dispersie van nestlocatie naar opgroeilocatie

Grauwe ganzen broeden bij voorkeur op goed verborgen locaties (op eilanden) tussen riet of ruigte of onder struiken of bomen, meestal op minder dan tien m van open water (Schekkerman et al., 2000). Deze plekken bieden dekking en beschutting tegen predatoren maar zijn ongeschikt om kuikens in groot te brengen. Hoogwaardig opgroei-habitat voor kuikens wordt gekenmerkt door korte eiwitrijke grasvegetaties grenzend aan open water (in het model op minder dan 50 m van open water) waar de familie bij gevaar naar toe kan vluchten. Er worden soms grote afstanden afgelegd. Afstanden van tien km of meer zijn daarbij niet ongebruikelijk (Dick, 1991; Visbeen, 1999 in Schekkerman et al., 2000). In het model wordt voor ieder kilometerhok met broedhabitat berekend welk kilometerhok binnen een straal van R_c km, gewogen naar afstand, het grootste oppervlak opgroei-habitat biedt. Voor R_c wordt een afstand van tien km gebruikt (tabel 1). Voor de weging van de aantrekkelijkheid van de gebieden is een exponentieel afnemende functie gebruikt; de aantrekkelijkheid neemt dus exponentieel af met afstand. De aantrekkelijkheid $A_{x,y}$ van een km-hok binnen afstand R_c wordt berekend als:

$$A_{x,y} = G_{x,y} \cdot e^{-\alpha_d A_{x,y}}$$

waarbij $G_{x,y}$ de hoeveelheid opgroei-habitat weergeeft in een km-hok dat aanwezig is binnen straal R_c , $D_{x,y}$ de afstand tot dit km-hok, en α_d de exponent waarmee het gewicht afneemt met de afstand. In tabel 1 zijn de gebruikte waarden te vinden. De keuze voor een bepaalde opgroeilocatie door een ganzenfamilie is willekeurig, met een kans die evenredig is met bovenomschreven aantrekkelijkheid $A_{x,y}$.

2.6 Dichtheidafhankelijke kuikenoverleving

Bij de Brandgans is aangetoond dat de overleving van kuikens dichtheidafhankelijk is, dat wil zeggen dat de overleving afneemt naarmate individuele kuikens minder of lagere kwaliteit voedsel ter beschikking hebben. Larsson en Forslund (1994) vonden bijvoorbeeld voor in het Baltische gebied broedende Brandganzen dat populatiegroei gereguleerd leek te worden door dichtheidsafhankelijke kuikensterfte. Bij toenemende

populatiegrootte bleef de legselgrootte en het uitkomstsucces gelijk, maar nam de kuikenoverleving drastisch af (Larsson en Forslund 1994). Dit werd vooral veroorzaakt door toegenomen voedselconcurrentie (Loonen et al., 1997). Ook bij in Zuid-Zweden broedende Grauwe ganzen werden aanwijzingen gevonden dat kuikenoverleving in gebieden met weinig en kwalitatief slecht kuikenopgroeihabitat beduidend lager was dan in gebieden met veel en kwalitatief goed kuikenopgroeihabitat (Nilsson en Persson, 1994; Nilsson et al., 1997).

In Nederland is vooralsnog niets bekend over de relatie tussen de beschikbaarheid van kuikenopgroeihabitat en de overleving van (Grauwe) ganzenkuikens. Om hier meer inzicht in te krijgen zijn gegevens geanalyseerd die door één van de auteurs (BV) in het kader van een ander onderzoek zijn verzameld in de Ooijpolder (bijlage 2). Deze analyse liet in twee jaar een sterk negatief verband zien tussen de kuikenoverleving en de dichtheid Grauwe ganzenfamilies in de kuikenopgroeihabitat. In het derde jaar werd echter een sterk positief verband gevonden tussen deze variabelen. Een gecombineerde analyse van de gegevens van alle drie de jaren liet geen significant verband zien (bijlage 2).

Alle feiten in aanmerking nemende is het aannemelijk dat dichtheidsafhankelijke kuikenoverleving ook bij Nederlandse Grauwe ganzen een belangrijk populatie-regulerend proces is. Bij gebrek aan een robuuste en empirisch onderbouwde relatie is er voorlopig voor gekozen om in het model gebruik te maken van een relatie waarbij kuikenoverleving lineair afneemt van 95% tot 0% bij dichtheden tussen 0 en 30 ganzenfamilies/ha. Ter vergelijking, Schekkerman et al. (2000) namen aan dat bij een dichtheid van 0.5 Grauwe ganzenfamilies per ha de lokale populatiegroei tot stilstand zou komen. De exacte relatie die gebruikt wordt in het model is:

$$S = S_{kmax} - c_s * N$$

waarbij N de dichtheid aan families op de opgroeilocatie is (families/ha). c_s is de factor die bepaalt hoe snel overleving achteruitgaat met toenemende dichtheid Grauwe ganzen. S_{kmax} is de maximale overleving (95%, zie tabel 2).

Het is zeer wenselijk dat met een gevoeligheidsanalyse wordt bepaald hoe sterk dichtheidsafhankelijke kuikenoverleving de uitkomsten van het model beïnvloedt. Mocht dit inderdaad één van de meest bepalende factoren zijn die de groei van Grauwe ganzen populaties beperkt (zie o.a. Van der Jeugd et al., 2006), dan is het buitengewoon belangrijk dat deze relatie beter gekwantificeerd wordt door empirisch onderzoek, hoewel dit niet eenvoudig is (zie bijlage 2).

2.7 Overleving van verschillende leeftijdsklassen

In tabel 2 wordt een overzicht gegeven van de in het model gebruikte parameterwaarden. De legselgrootte en de legseloverleving zijn overgenomen uit Schekkerman et al. (2000). De overige parameterwaarden zijn in 2010 geschat met gegevens van ganzen die tussen 1990 en 2009 van halsbanden zijn voorzien. Een uitgebreide beschrijving van de methode waarmee de jaarlijkse overlevingskansen zijn geschat staat in bijlage 3.

2.8 Koppeling beheersmaatregelen aan het model

De belangrijkste beheersmaatregelen die in de handreiking voor beleid voor overzomerende ganzen (Ministerie van LNV, 2007) worden onderscheiden zijn: onklaar maken van eieren, afschot, vangen en doden van ruiende ganzen en ongeschikt maken van opgroeihabitat (bijvoorbeeld door het plaatsen van kuiken-werende rasters). Tegen de overige maatregelen die genoemd worden in de handreiking (bevordering predatie, wisselend waterpeil) bestaat veel weerstand bij beheerders. Ze worden dan ook weinig toegepast en zijn (voorlopig) buiten beschouwing gelaten in dit rapport. Hieronder wordt voor de belangrijkste vier beheersmaatregelen

aangegeven hoe de maatregelen in het model verwerkt zitten. In alle gevallen kunnen de maatregelen ook op provincieniveau variëren.

Tabel 2

Gebruikte parameterwaarden voor overleving en reproductie. Legselgrootte en overleving uit Schekkerman et al. (2000). Voor de berekening van overlevingskansen van juveniele en volwassen Grauwe ganzen zie bijlage 3

Symbol	Parameter	Eenheid	Waarde
	Legselgrootte	eieren	5.9
	Overleving legsel	-	0.37
	Overleving 0-1 ^e jaars	-	0.816
	Overleving 1-2 ^e jaars	-	0.889
	Overleving >2 ^e jaars		0.889
S_{kmax}	Maximale kuikenoverleving opgroeilocatie	-	0.95
c_s	Coëfficiënt afname kuikenoverleving opgroeilocatie met dichtheid (families/ha)	familie/ha	0.032147

1. Schieten van ganzen.

Variabele: Aantal geschoten ganzen per provincie.

Periode: Grauwe ganzen kunnen jaar-rond worden geschoten. In het model wordt echter niet op dagbasis gerekend, maar bestaat het jaar uit een opeenvolging van gebeurtenissen ('events'). Afschot is één van die gebeurtenissen. In het model vindt afschot jaarlijks plaats na de berekening van overleving en vóór het kiezen van een broedlocatie. Daarmee wordt min of meer aangenomen afschot in de herfst en winter plaatsvindt. Omdat we het effect van afschot berekenen na het berekenen van de gewone overleving wordt ook aangenomen dat er geen compenserende effecten optreden (bijv. minder reguliere sterfte door schieten van de zwakste dieren).

Verdeling over leeftijdsklassen/broedstatus: Willekeurig. Het is weinig aannemelijk dat jagers onderscheid maken tussen jonge of oude, dan wel mannetjes of vrouwtjes ganzen. Uit onderzoek blijkt echter wel dat eerstejaars ganzen een grotere kans hebben om geschoten te worden, vermoedelijk uit onervarenheid. Uit oogpunt van eenvoud is in het model de kans op afschot gelijk voor alle ganzen.

2. Vangen en doden ganzen in ruiperiode

Variabele: a. Aantal gedode ganzen per provincie. b. Maximum aantal ganzen waar per provincie naar gestreefd wordt (rest wordt weggevangen).

Periode: 1 juni - 8 juli.

Verdeling over leeftijdsklassen en over broedende/niet-broedende ganzen: Willekeurig. Ervaringen met het vangen van grote groepen ganzen uit 2009 en 2010 suggereren dat in de meeste gebieden zowel niet-broeders als broedvogels met jongen ruiend voorkomen en gevangen worden. Groepen met uitsluitend broedvogels en jongen zijn vaak aanzienlijk kleiner waardoor het voor uitvoerders minder efficiënt is deze te vangen in de ruiperiode. Groepen met uitsluitend volwassen niet-broeders komen hier en daar wel voor (Zwanenwater bijv.), maar niet zodanig frequent en op voorspelbare plekken dat dit efficiënt in het model in te bouwen is.

3. Onklaar maken van de eieren

Variabele: De variabele bestaat in feite uit twee deelvariabelen:

Deelvariabele a. Het percentage gebieden (uurhokken) waar deze maatregel wordt uitgevoerd. Uit de enquête over het effect van Grauwe ganzen op natuurwaarden (Kleijn et al., 2011) komt naar voren dat 16 van 40 geïnterviewde beheerders eieren onklaar maken in hun gebied. Hieruit volgt dat 40% van de beheerders deze maatregel toepast. Dit percentage wordt voorlopig gebruikt in het model. Hierbij wordt

dus aangenomen dat Kleijn et al. (2011) een representatieve steekproef namen van Nederlandse beheerders met Grauwe ganzen in hun gebied. Daarnaast wordt aangenomen dat beheerders representatief zijn voor andere personen of organisaties (boeren, Rijkswaterstaat, gemeenten) die broedende Grauwe ganzen op hun terrein hebben. De eerste aanname lijkt verdedigbaar. De tweede aanname is vermoedelijk minder realistisch. Bij gebrek aan betere gegevens wordt desondanks in het model gewerkt met de schatting dat bij uitvoering van de maatregel, het onklaar maken van eieren plaats vindt in 40% van alle broedgebieden van Grauwe ganzen.

Deelvariabele b. Het percentage eieren dat niet uitkomt als gevolg van het onklaar maken. Dit percentage is alleen van toepassing in gebieden (uurhokken) waar eieren onklaar worden gemaakt. Het gaat hierbij om het percentage nesten dat daadwerkelijk gevonden wordt tijdens acties om eieren onklaar te maken. Daarnaast gaat het om de eventuele aanwezigheid van enclaves binnen broedgebieden waar eieren niet onklaar gemaakt (mogen) worden. Op basis van berekeningen met gegevens uit Texel wordt het percentage eieren dat daadwerkelijk onklaar gemaakt wordt in gebieden waar deze maatregel wordt uitgevoerd geschat op 64% (zie bijlage 4).

Periode: maart - april. Grauwe ganzen zitten ook wel voor en na deze maanden op de nesten maar het onklaar maken van de nesten beperkt zich meestal tot deze periode.

Verdeling over leeftijdsklassen/broedstatus: niet van toepassing.

4. Ongeschikt maken van opgroeihabitat (bijvoorbeeld door kuikenwerende rasters of het laten verruigen van gebieden).

Variabele: Het percentage van het kuikenopgroeihabitat dat door deze maatregel ongeschikt wordt gemaakt.

Periode: Eventueel jaar-rond, maar het effect treedt op in de kuikenperiode (april-juni). In het model wordt bijgehouden in welk gebied kuikenopgroeihabitat minder geschikt wordt gemaakt zodat de beheersmaatregel door de jaren heen consequent in dezelfde gebieden wordt uitgevoerd.

Verdeling over leeftijdsklassen/broedstatus: niet van toepassing.

2.9 Doorgerekende scenario's

Om een eerste indruk te krijgen van het functioneren van het model is de populatieontwikkeling berekend onder drie beheersscenario's:

- Scenario 1. Vanaf 2011 geen beheersmaatregelen meer; met andere woorden een ongestoorde populatiegroei.
- Scenario 2. Vanaf 2011 worden in geheel Nederland eieren onklaar gemaakt. Er worden geen andere beheersmaatregelen genomen.
- Scenario 3. Vanaf 2011 worden uitsluitend in de provincie Noord-Holland eieren onklaar gemaakt. In Noord-Holland worden geen andere beheersmaatregelen genomen. In de rest van Nederland worden geen beheersmaatregelen genomen.

Voor scenario 1 is de zowel de landelijke als de provinciale populatieontwikkeling geschat. Voor de twee overige beheersscenario's is uitsluitend de landelijke populatieontwikkeling geschat.

In het model is rekening gehouden met het jaarlijkse afschot van Grauwe ganzen. Het jaarlijks aantal geschoten ganzen afkomstig uit de in Nederland broedende populatie werd geschat op basis van afschotgegevens zoals samengevat in Kleijn et al. (2009) en het percentage zomerganzen dat zich in de wintermaanden in Nederland ophoudt (zie Kleijn et al., 2010). Overigens waren deze gegevens slechts beschikbaar tot en met 2007 (bijlage 5), zodat alleen het effect van afschot voor deze periode is meegenomen. Voor jaren waarvan geen afschotgegevens bekend zijn is dus aangenomen dat geen ganzen geschoten zijn.

In het model is geen rekening gehouden met het onklaar maken van eieren in de periode 1994-2011, terwijl dat in deze periode wel (grootschalig) plaatsvond.

3 Resultaten en discussie



bespreking van de onvolkomenheden die het model (nog) bevat.

In dit rapport wordt een ruimtelijk-expliciet populatie-dynamisch model beschreven waarmee de ontwikkeling van de Nederlandse broedpopulatie Grauwe ganzen gesimuleerd kan worden en waarmee de effectiviteit van verschillende beheersmaatregelen verkend kan worden. Het model zoals dat in dit rapport beschreven wordt, is functioneel maar is nog niet gekalibreerd of gevalideerd. De voorlopige resultaten die hieronder beschreven worden zijn gebaseerd op de eerste voorlopige parameterwaarden die gebruikt zijn voor bijvoorbeeld geboortedispersie, dichtheidsafhankelijke kuiken-overleving of leeftijdsafhankelijke overlevingskansen. De gepresenteerde resultaten dienen ter illustratie van de mogelijkheden die het model biedt en ter verkenning en

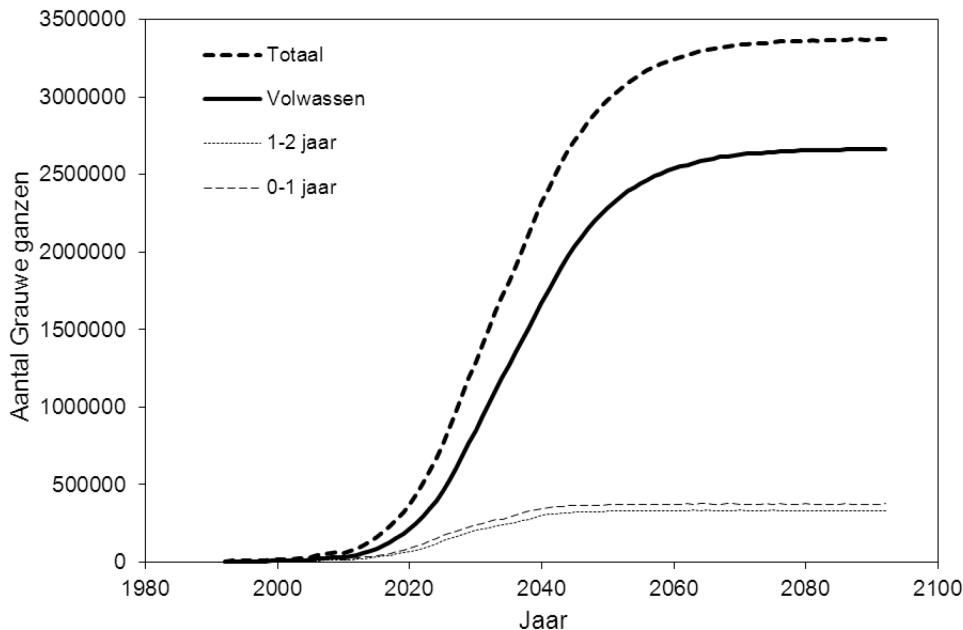
3.1 Aantalsontwikkelingen bij ongestoorde populatiegroei

De aantalsontwikkeling van de in Nederland broedende Grauwe ganzen zoals die door het model gesimuleerd worden tussen 1994 en 2094 staat weergegeven in figuur 4. Het gaat hier om populatiegroei zonder dat uitvoering van aantalregulerende beheersmaatregelen (Beheersscenario 1). Het effect van afschot van volwassen vogels kan echter niet geheel worden uitgesloten omdat deze waarschijnlijk de berekende overlevingskansen van eerstejaars en oudere ganzen (tabel 3) beïnvloed heeft. Zonder afschot zou de overleving van volwassen ganzen vermoedelijk hoger zijn geweest, hoewel dit niet met zekerheid te zeggen is. In de jaren 2000-2004, toen in het geheel geen ganzen geschoten zijn (bijlage 5), was de overleving van juveniele en volwassen ganzen merkwaardig genoeg niet noemenswaardig hoger dan voor of na die periode, toen aanzienlijke aantallen Grauwe ganzen werden geschoten.

Het model laat een karakteristieke groeicurve zien met een langzame initiële groeifase die tot ongeveer 2020 duurt. De snelle lineaire groei van de populatie vindt volgens het model plaats tussen 2020 en 2050. Daarna neemt de groei snel af totdat rond 2060 het maximum van ongeveer 3.4 miljoen Grauwe ganzen bereikt wordt. Dit laatste aantal is volgens het nog niet gekalibreerde of gevalideerde model het maximum aantal Grauwe ganzen dat in Nederland (zonder aanwezigheid van andere ganzen, zie hieronder) duurzaam kan voortbestaan bij het huidige aanbod aan habitat. Gedurende de gesimuleerde periode neemt het aandeel juveniele ganzen (0-1 jaar) in de populatie af van 48% in 1994 tot ongeveer 12% in 2094. In 2094 is de som van de jaarlijkse sterftekans van juveniele ganzen en volwassen ganzen ($12\% \cdot (1-0.816) + 88\% \cdot (1-0.889)$) = 12%, zie tabel 3 voor overlevingskansen) gelijk aan de jaarlijkse aanwas wat dus inderdaad een stabiele populatie oplevert.

Het door het model geschatte maximum aantal overzomerende Grauwe ganzen dat duurzaam in Nederland kan voorkomen is waarschijnlijk een overschatting van de werkelijke draagkracht van Nederland voor overzomerende Grauwe ganzen. De belangrijkste, draagkracht beïnvloedende factor die momenteel in het model ontbreekt is intra- en interspecifieke voedselconcurrentie. Momenteel zijn er weinig aanwijzingen dat in

Nederland voedselbeschikbaarheid de overlevingskansen van individuele Grauwe ganzen negatief beïnvloedt. Dit zal veranderen naarmate de aantallen overzomerende Grauwe ganzen (en andere in Nederland broedende ganzen zoals Brandgans en Canadese gans) toenemen. De belangrijkste bottleneck is vermoedelijk de winterperiode als de vegetatie niet groeit en zich nog eens meer dan twee miljoen wintergasten voegen bij de 95% van de in Nederland broedende Grauwe ganzen die hier ook overwinteren (Kleijn et al., 2010). Voedselgebrek zal de conditie en daarmee de overlevingskansen van zowel juveniele als volwassen Grauwe ganzen negatief beïnvloeden en dit komt in het model tot uiting in een kleinere stabiele populatieomvang.

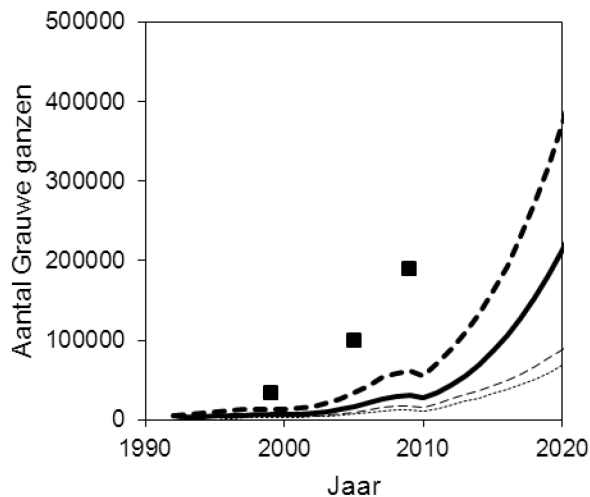


Figuur 4

De door het ruimtelijk expliciete populatie-dynamische model geschatte ontwikkeling van de in Nederland broedende Grauwe ganzen

Een tweede factor die zal hebben geleid tot een overschatting van de omvang van de stabiele populatie is het feit dat alle geschikte nesthabitat op de Waddeneilanden gekarakteriseerd is als broedgebied op eilanden met een bijbehorende maximale broeddichtheid van 35 nesten/ha. Dit leidt ertoe dat op de Waddeneilanden buitenproportioneel hoge dichtheden Grauwe ganzen worden voorspeld door het model. In werkelijkheid worden dit soort dichtheden op de Waddeneilanden niet waargenomen, en zijn waarschijnlijk ook niet realistisch.

Een vergelijking van de gesimuleerde populatieontwikkeling van de eerste 25 jaar met de resultaten van een aantal landelijke populatieschattingen die in deze periode gemaakt zijn laat zien dat het model momenteel de groeisnelheid van de populatie *onderschat*. De geschatte aantallen op basis van tellingen zijn aanzienlijk hoger dan de gesimuleerde aantallen (figuur 5). De onderschatting van de groeisnelheid kan door een aantal factoren veroorzaakt zijn. Ten eerste is in het model een conservatieve schatting voor de dichtheidafhankelijke kuiken-overleving gebruikt (vergeleken met de relaties die in 2006 en 2007 in de Ooijpolder werden gevonden; bijlage 2). Volgens het model komen er bijvoorbeeld bij dichtheden van meer dan dertig ganzenfamilies per hectare geen kuikens meer groot terwijl dat in werkelijkheid wel is waargenomen. Dit zal er toe leiden dat de groei van lokale populaties sneller zal afvlakken en de landelijke populatiegroei minder snel zal verlopen. De aard van de dichtheidafhankelijke kuikenoverleving zal waarschijnlijk ook de uiteindelijke omvang van de stabiele populatie beïnvloeden. Bij eenzelfde beschikbaarheid van broedgebieden zal een hogere kuikenoverleving immers tot een groter aantal niet-broedende ganzen leiden.



Figuur 5

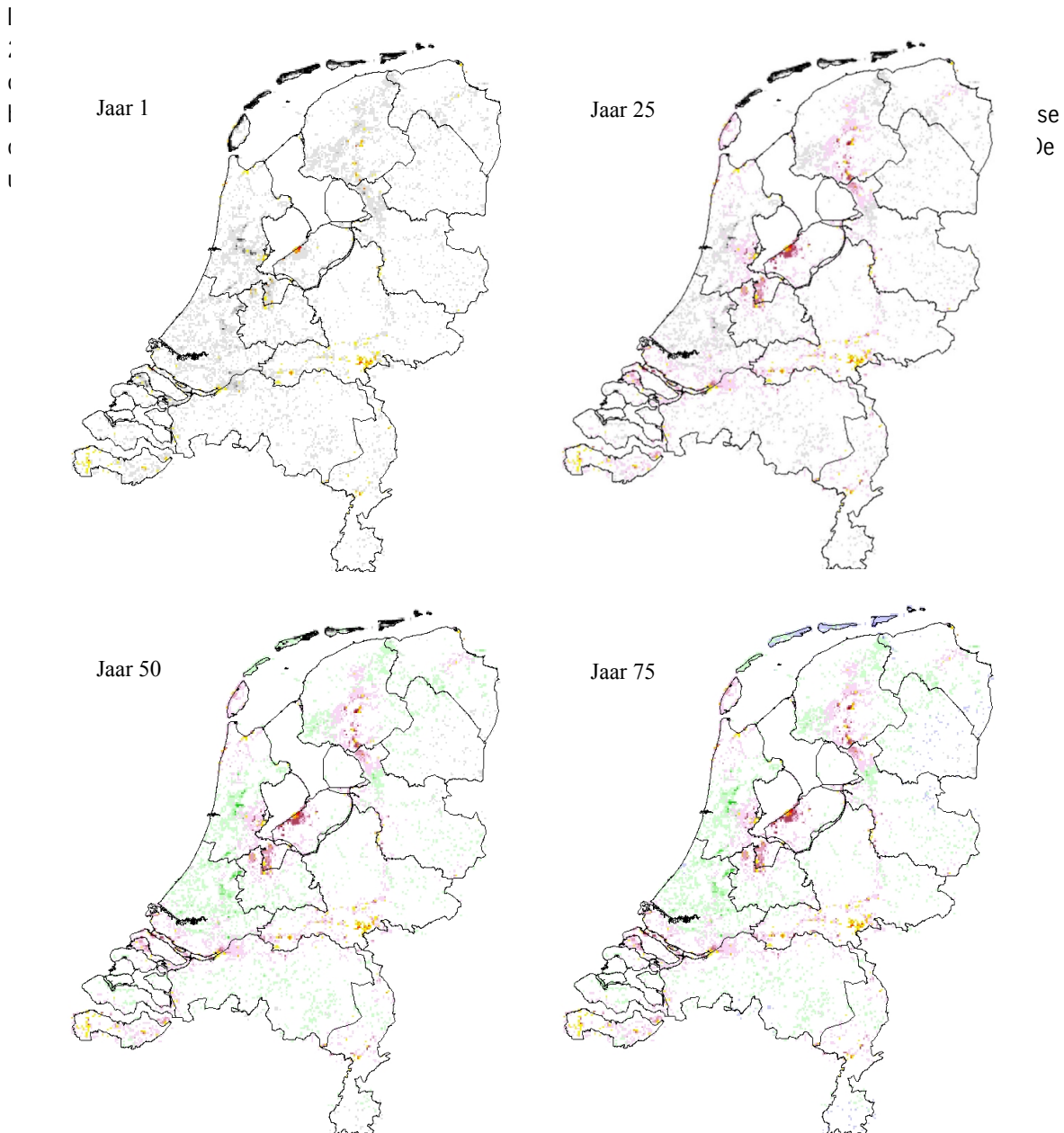
Een uitvergroting van de eerste 25 jaar van de door het ruimtelijk expliciete populatiedynamische model geschatte ontwikkeling van de in Nederland broedende Grauwe ganzen. De vierkantjes geven de aantallen weer die in die jaren geschat zijn op basis van veldonderzoek (Van der Jeugd et al., 2006; Kleijn et al., 2010).

Wat het relatieve belang is van de twee factoren voor de uiteindelijke populatieomvang is nog onduidelijk maar hier is vrij gemakkelijk achter te komen door middel van het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse.

Een tweede oorzaak van de onderschatting van de groeisnelheid is dat in de periode 1994-2007 afschot direct gesimuleerd is op basis van beschikbare afschotgegevens (bijlage 5). In deze periode werd elk jaar een in bijlage 5 vermeld aantal ganzen uit de populatie genomen nadat op basis van de jaarlijkse overlevingskansen was berekend welk aantal ganzen had overleefd van het een op het andere jaar. Pas na het doorrekenen van de populatieontwikkeling bij verschillende beheersscenario's werd gerealiseerd dat de effecten van afschot hiermee eigenlijk zowel direct als indirect in het model zitten. De overlevingskansen die gebruikt zijn in het model zijn berekend met terugmeldingen van Grauwe ganzen die in de periode 1990-2010 in Nederland voorkwamen (bijlage 3). Een deel van de sterfte van deze ganzen zal veroorzaakt zijn door afschot. Op deze wijze zitten de effecten van afschot dus zowel direct als indirect in het model en dit heeft vermoedelijk bijgedragen aan de onderschatting van de populatieontwikkeling van de Grauwe ganzen in het model. Bij verdere operationalisering van het model moet het effect van afschot als beheersmaatregel bij voorkeur dus losgekoppeld worden van het effect van afschot op de overlevingskansen van Grauwe ganzen.

Een derde oorzaak van de te laag geschatte groeisnelheid is vermoedelijk dat de gebruikte frequentieverdeling van geboortedispersie een onderschatting is van de werkelijke geboortedispersie. Dit is te zien in figuur 6, waarin de gesimuleerde kolonisatie van Nederland door de Grauwe gans is weergegeven. In het jaar 2019 (jaar 25) zijn grote delen van West- en Noord-Nederland nog niet gekoloniseerd. Zelfs na 50 jaar zijn, volgens het model, bepaalde delen van Nederland nog niet ontdekt door de Grauwe gans. In werkelijkheid zijn er anno 2011 nog maar weinig geschikte plekken in Nederland die nog niet door de Grauwe gans zijn gekoloniseerd. Bij geboortedispersie zijn vooral die dieren van belang die zich op grote afstand van de geboorteplek vestigen, ook al gaat het om een zeer klein aantal. De gebruikte frequentieverdeling was gebaseerd op slechts een beperkt aantal ($n = 43$) vrouwtjesganzen. De kans is dus groot dat de zeldzame dieren die zich wel op grote afstand van de geboorteplek vestigen gemist zijn. Een onderschatting van de geboortedispersie werkt sterk door in de initiële groeisnelheid van populaties omdat geboortedispersie de belangrijkste drijvende kracht is achter de kolonisatie van nieuwe gebieden. In deze nieuwe broedgebieden kunnen lokale populaties weer (tijdelijk) maximale groeisnelheden bereiken wat positief doorwerkt op de landelijke populatiegroei. De analyse

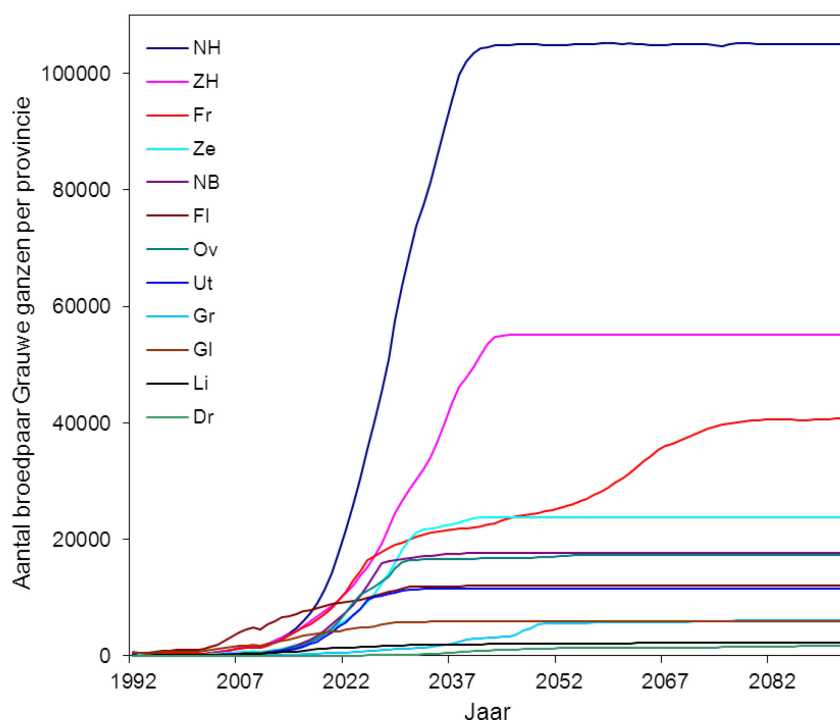
van de geboortedispersie was gebaseerd op terugmeldingen tot en met het broedseizoen van 2009. Inmiddels zijn we twee broedseizoenen verder. Het verdient dan ook aanbeveling om bij operationalisering van het model deze analyses te herhalen met deze grotere dataset om een betrouwbaardere schatting van de geboortedispersie te krijgen. Daarnaast kan met een gevoeligheidsanalyse onderzocht worden hoe de initiële groeisnelheid van de populatie afhangt van de gebruikte dispersiecurve. De uiteindelijke omvang van de stabiele populatie is niet afhankelijk van de aard van de dispersiecurve.



Figuur 6

De gemodelleerde ruimtelijke verspreiding van Grauwe ganzen in Nederland na 1, 25, 50 en 75 jaar. Jaar 1 geeft de uitgangssituatie weer zoals die is gegeven door Van Dijk et al. (1994) voor de periode 1992-1994. Verschillende kleuren geven weer welke uurhokken in welke perioden zijn gekoloniseerd. Grijs - potentieel geschikt habitat, Geel - uitgangssituatie, Rood – periode 1-25 jaar, Groen - periode 26-50 jaar, Blauw 51-75 jaar.

De ontwikkeling van de populatie en de uiteindelijke stabiele populatieomvang verschilt sterk per provincie (figuur 7). Noord-Holland steekt met kop en schouders boven de andere provincies uit met een stabiele populatie van meer dan 100.000 broedpaar. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het grote oppervlak waterrijke gebieden met zowel geschikt broedgebied als kuikenopgroei-habitat. Ook de ligging binnen deze provincie van Texel, het grootste Wadden eiland, zal aan de hoogte van de schatting hebben bijgedragen. In Zuid-Holland en Friesland worden uiteindelijk ook relatief grote broedpopulaties voorspeld. De trapsgewijze toename in Friesland wordt vermoedelijk veroorzaakt door stapsgewijze kolonisatie van verschillende Wadden eilanden door de Grauwe gans. In de overige provincies worden meer bescheiden broedpopulaties voorspeld. Figuur 7 geeft echter wel het aantal broedpaar weer en de werkelijke aantallen Grauwe ganzen (dus inclusief niet-broedvogels) zal aanzienlijk hoger zijn. Bij stabiele populaties voorspelt het model dat slechts ongeveer een kwart van de Grauwe ganzen jaarlijks aan broeden toe zal komen (zie figuur 8).



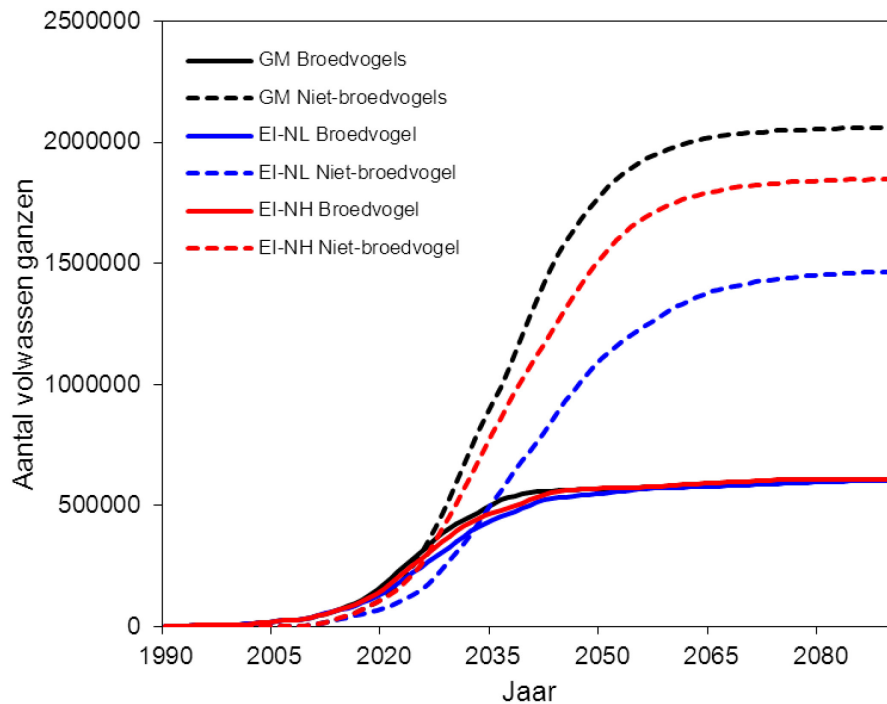
Figuur 7

De gesimuleerde ontwikkeling van de broedpopulaties Grauwe ganzen in verschillende Nederlandse provincies. In tegenstelling tot voorgaande figuren staat hier de ontwikkeling van het aantal broedpaar weergegeven

3.2 Effect van een beheersmaatregel op de populatiegroei

Het op landelijke schaal onklaar maken van eieren (scenario 2) heeft geen enkel effect op het door het model berekende aantal broedpaar Grauwe ganzen (figuur 8). Dit komt overeen met bevindingen van Van der Jeugd et al. (2006) die vonden dat het onklaar maken van eieren geen effect had op de groeisnelheid van broedpopulaties Grauwe ganzen. De simulaties laten echter zien dat het onklaar maken van eieren grote effecten heeft op het aantal niet-broedende Grauwe ganzen en daarmee het totaal aantal Grauwe ganzen dat in Nederland voor zal komen. Het consequent jaarlijks onklaar maken van eieren (in 40% van de gebieden met een effectiviteit van 64%; zie paragraaf 2.8) leidt, bij de huidige instellingen van het populatiemodel, tot een stabiele populatieomvang die 22% lager is dan zonder beheersmaatregelen. Ook de resultaten van Klok et al. (2010), die gebruik maken van een eenvoudiger, niet-ruimtelijk expliciet model waarin dichtheidsafhankelijke

kuikenoverleving is ingebouwd suggereren dat het onklaar maken van eieren aanzienlijke effecten kan hebben op de totale populatieomvang van Grauwe ganzen. Bij een voldoende hoog percentage onklaar gemaakte eieren, waarbij de maatregel alleen werd toegepast wanneer de totale populatie boven een bepaalde streefwaarde zat, daalde de door Klok et al. (2010) gesimuleerde populatieomvang tot het gewenste streefaantal. Of dergelijke hoge percentages uit te voeren zijn in de praktijk is echter de vraag.



Figuur 8

De gesimuleerde populatieontwikkeling van in Nederland broedende Grauwe ganzen bij drie verschillende beheersscenario's. GM - Geen maatregelen, EI - Onklaar maken van eieren in heel Nederland (zie § 2.8 voor beschrijving), EI-NH - Onklaar maken van eieren uitsluitend in Noord-Holland

Het uitvoeren van maatregelen in slechts een deel van het land leidt tot een effect dat proportioneel is aan de omvang van de populatie in dat deel van Nederland. Het consequent jaarlijks onklaar maken van eieren in uitsluitend Noord-Holland (scenario 3) leidt tot een stabiele landelijke populatieomvang die 7.9% lager is dan die zonder beheersmaatregelen. Het aandeel van Noord-Holland in de geschatte maximale Nederlandse populatiegrootte is ongeveer 35%. Het product van 35% en 22% is 7.9%. Dit suggereert dat, als we aannemen dat de modelresultaten correct zijn, er weinig reden is om aan te nemen dat maatregelen die in in het ene gebied worden genomen teniet worden gedaan door dispersie van ganzen van elders (import). In het model komt dat in belangrijke mate doordat geboortedispersie zeer beperkt is en broeddispersie niet voorkomt. De beperkte hoeveelheid beschikbare studies die deze processen empirisch onderzocht hebben bevestigen deze aannames over het algemeen (Nilsson en Person, 2001).

3.3 Conclusies

Dit rapport beschrijft een populatie-dynamisch model van in Nederland broedende Grauwe ganzen waarmee het effect van populatie regulerende maatregelen kunnen worden geëvalueerd. De toegevoegde waarde ten opzichte van eerdere exercities (Schekkerman et al., 2000, Klok et al., 2010) is dat het huidige model

ruimtelijk expliciet is en dat de belangrijkste processen (geboortedispersie, leeftijdsafhankelijke overleving, dichtheidsafhankelijke kuikenoverleving) geparameteriseerd zijn met recente gegevens van in Nederland broedende Grauwe ganzen.

In het hier beschreven model dienen ganzen nieuwe gebieden te koloniseren vanuit de al bezette leefgebieden. Dit proces zal tot een lagere populatiegroei leiden dan wanneer wordt aangenomen dat alle vrije broedlocaties onmiddellijk kunnen worden gevonden en bezet. Dichtheidsafhankelijke terugkoppelingen zijn ingebouwd in zowel de broed- als opgroeigebieden, waarbij opgroeigebieden geleidelijk minder geschikt worden voor kuikens naarmate het aantal families per ha opgroeihabitat toeneemt.

De eerste resultaten van het overigens nog ongekalibreerde en ongevalideerde model tonen dat het in staat is om inzichtelijk te maken wat het ruimtelijk expliciete effect is van ruimtelijk expliciet genomen maatregelen. Met andere woorden, er kan bijvoorbeeld worden doorgerekend wat het effect is van het onklaar maken van eieren in Noord-Holland op de populatieontwikkeling van Grauwe ganzen die in Zuid-Holland broeden. Dergelijke resultaten kunnen eenvoudig inzichtelijk gemaakt worden in grafieken met bijvoorbeeld populatietrends op relevante gebiedsniveaus of in kaarten met de verspreiding van ganzen over (delen van) Nederland.

De kwaliteit van de uitspraken die met dit model gedaan kunnen worden staan of vallen echter met de kwaliteit van de relaties waarop het model gebaseerd is. In het huidige model zijn deze relaties weliswaar gebaseerd op empirische gegevens, maar nog niet gekalibreerd of gevalideerd.

Bij het verder operationaliseren van het model moet vooral aandacht uitgaan naar een betere parameterisatie van de geboortedispersie. Dit is waarschijnlijk eenvoudig uitvoerbaar o.a. omdat gegevens zullen binnenkomen van de vele juveniele ganzen die in 2009 geringd zijn en die in 2012 de eerste broedpogingen zullen ondernemen. Een moeilijker te realiseren, maar minstens even belangrijk proces dat beter moet worden geparameteriseerd is de dichtheidsafhankelijke kuikenoverleving (bijlage 2). Daarnaast zijn gevoeligheidsanalyses nodig om vast te stellen welke processen de uitkomsten van het model het sterkst beïnvloeden. Een accurate parameterisatie van deze processen is extra belangrijk. Zonder deze 'kwaliteitstoets' is het niet zinvol om met behulp van het model eenduidige, harde uitspraken te doen over de feitelijke effecten van aantalregulerende maatregelen.

Een beperking van het model zoals dat hier beschreven is, is het ontbreken van voedselconcurrentie zowel tussen Grauwe ganzen onderling als tussen Grauwe ganzen en andere soorten ganzen. Het model gaat er in feite van uit dat de overleving van volwassen ganzen nooit beperkt wordt door voedselbeschikbaarheid. Dit is in de praktijk waarschijnlijk niet realistisch. Vooral in de winterperiode zal voedselgebrek een negatief effect hebben op de overlevingskansen of reproductief succes van ganzen. Bij welke dichtheden dit optreedt is echter onbekend en hoe de competitieve interacties precies zullen verlopen weten we ook niet. Zeker is echter wel dat de omvang van de stabiele Nederlandse populatie Grauwe ganzen zoals dat uit het hier beschreven model komt een (sterke) overschatting is van de draagkracht van Nederland voor de inheemse Grauwe ganzenpopulatie.

Referenties

- Bakker, E.S., 2010. Effect van zomerbegrazing door Grauwe ganzen op de uitbreiding van waterriet. *De Levende Natuur* 111: 57-59.
- Brouwer, E. en T.G.Y. van den Broek, 2010. Ganzen brengen landbouw naar het ven. *De Levende Natuur* 111: 60-62.
- Caswell, H., 2001. Matrix Population Models : Construction, Analysis and Interpretation. Hal Caswell – 2nd edition. Sinauer Associates Inc. Publishers. ISBN 0-87893-096-5.
- Cooch, E.G., D.B. Lank, R.F. Rockwell en F. Cooke, 1989. Long-Term decline in fecundity in a snow goose population: evidence for density dependence? *Journal of Animal Ecology* 58: 711-726.
- Dick, G., 1991. On the spatial distribution and social organisation of neck-banded Greylag Geese *Anser anser* in their breeding area of Lake Neusiedl, Austria. *Ardea* 79: 265-268.
- Drake, K.L. en R.T. Alisauskas, 2004. Breeding dispersal by Ross's geese in the Queen Maud Gulf metapopulation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27.1: 331-341.
- Ebbinge, B., H. van der Jeugd, G. Müskens en B. Voslamber, 2010. Kleurring- en Halsbandprogramma's bij ganzen. *De Levende Natuur* 111: 36-39.
- Frederiksen, M., R.D. Hearn, C. Mitchell, A. Sigfusson, R.L. Swann en A. Fox, 2004. The dynamics of hunted Icelandic goose populations: a reassessment of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 41: 315-334.
- Frigero, D., B. Weiss, B. en K. Kotrschal, 2001. Spatial proximity among adult siblings in greylag geese (*Anser anser*): evidence for female bonding? *Acta Ethologica* 3: 121-125.
- Gauthier, G. en J.-D. Lebreton, 2004. Population models for greater snow geese: a comparison of different approaches to assess potential impacts of harvest. *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 503-514.
- Gauthier, G. en S. Brault, 1998. Population model of the greater snow goose: projected impacts of reduction in survival on population growth rate. Chapter 4 in The Greater Snow Goose: report of the Arctic Goose Habitat Working Group. Arctic Goose Joint Venture Special Publication. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. and Canadian Wildlife Service, Ottawa, Ontario. 88pp.
- Gauthier, G., P. Besbeas, J.-D. Lebreton en B.J.T. Morgan, 2007. Population growth in snow geese: a modeling approach integrating demographic and survey information. *Ecology* 88: 1420-1429.
- Hauser, C.E., M.C. Runge, E.G. Cooch, F.A. Johnson en W.F. Harvey, 2007. Optimal control of Atlantic population Canada geese. *Ecological Modelling* 20: 27-36.
- Havekes, F. en M. Hoogkamer, 2008. Hoge jongenoverleving en adoptie in een stadspopulatie van de Grauwe Gans in Zoetermeer. *Limosa*, 81, 139-147.

- Hazeu, G.W., 2005. Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN5); Vervaardiging, nauwkeurigheid en gebruik. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1213.
- Hitchcock, C.L. en C. Gratto Trevor, 1997. Diagnosing a shorebird population decline with a stage-structured population model. *Ecology* 78 : 522-534.
- Hondshorst, L. en A. Voorbergen, A. 2005. Grauwe ganzen op Texel. Rapport, Hogeschool Larenstein, Velp.
- Kleijn, D., A.P.P.M. Clercx, R.J.M. van Kats en Th.C.P. Melman, 2011. Grauwe ganzen en natuurschade in reservaten - een analyse van de perceptie van beheerders. Alterra rapport 2165, Alterra, Wageningen.
- Kleijn, D., H.A.H. Jansman, J.G. Oord en B.S. Ebbinge, 2009. Evaluatie Opvangbeleid 2005-2008 overwinterende ganzen en smienten. Deelrapport 9. Effectiviteit verjaagmethoden in foerageergebieden met speciale aandacht voor verjaging met ondersteunend afschot. Alterra rapport 1792, Alterra, Wageningen.
- Kleijn, D., B. Voslammer en D. Melman, 2010. Ontwikkelingen in jaarrond landbouwschade door in Nederland overzomerende Grauwe ganzen gedurende de periode 2000-2009; tussenrapportage over activiteiten in 2009. Ongepubliceerd rapport, Alterra, Wageningen.
- Klok, C., C. van Turnhout, F. Willems, B. Voslammer, B. Ebbinge en H. Schekkerman, 2010. Analysis of population development and effectiveness of management in resident greylag geese *Anser anser* in the Netherlands. *Animal Biology* 60: 373-393.
- Larsson, K. en P. Forslund, 1994. Population dynamics of the barnacle goose *Branta leucopsis* in the Baltic area: density dependent effects on reproduction. *Journal of Animal Ecology* 63: 954-962.
- Larsson, K. en H.P. van der Jeugd, 1998. Continuing growth of Baltic barnacle Goose population: number of individuals and reproductive success in different colonies. In Mehlum, F., Black, J. & Madsen, J. (eds.) Research on Arctic Geese. Proceedings of the Svalbard Goose Symposium, Oslo, Norway, 23-26 September 1997. Norsk Polarinstitut Skrifter 200.
- Lebreton J.-D., K.P. Burnham, J. Clobert, en D.R. Anderson, 1992. Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.
- Lessels, C.M., 1985. Natal and breeding dispersal of Canada geese *Branta canadensis*. *Ibis*, 127, 31-41.
- Lindenberg, M.S., J.S. Sedinger, D.V. Derksen en R.F. Rockwell, 1998. Natal and breeding philopatry in a Black Brant, *Branta bernicla nigricans*, metapopulation. *Ecology* 79: 1893-1904.
- Loonen, M.J.J.E., K. Oosterbeek en R.H. Drent, 1997. Variation in growth of young and adult size in Barnacle geese *Branta leucopsis*: evidence for density dependence. *Ardea* 85: 177-192.
- Ministerie van LNV, 2007. Handreiking voor beleid ten aanzien van overzomerende ganzen. Ministerie van LNV, Den Haag. 17p.
- Neal, D., 2004. Introduction to population biology. Cambridge University Press. ISBN 0521825377.

- Nilsson, L. en H. Persson, 1994. Factors affecting the breeding performance of a marked Greylag Goose *Anser anser* in south Sweden. *Wildfowl* 45: 33-47.
- Nilsson, L. en H. Persson, 2001. Natal and breeding dispersal in the Baltic Greylag goose *Anser anser*. *Wildfowl* 52: 21-30.
- Nilsson, L., H. Persson en B. Voslammer, 1997. Factors affecting survival of young Greylag Geese *Anser anser* and their recruitment into the breeding population. *Wildfowl* 48: 72-87.
- Payne, R.W., D.B. Baird, M. Cherry, A.R. Gilmour, S.A. Harding, A.F. Kane, P.W. Lane, D.A. Murray, D.M. Soutar, R. Thompson, A.D. Todd, G. Tunnicliffe Wilson en S.J. Welham, 2002. Genstat for Windows, 6th edn. Oxford: VSN International.
- Pistorius, P.A., A. Follestad en F.E. Taylor, 2006. Declining winter survival and fitness implications associated with latitudinal distribution in Norwegian Greylag Geese *Anser anser*. *Ibis* 148: 114-125.
- Pistorius, P.A., A. Follestad, L. Nilsson en F.E. Taylor, 2007. A demographic comparison of two Nordic populations of Greylag Geese *Anser anser*. *Ibis* 149: 553-563.
- Schekkerman, H., C. Klok, B. Voslammer, C. van Turnhout, F. Willems en B.S. Ebbinge, 2000. Overzomerende grauwe ganzen in het noordelijk Deltagebied. Alterra-rapport 139, Alterra, Wageningen. SOVON Onderzoeksrapport 2000/06, SOVON, Beek-Ubbbergen.
- Sedinger, J.S., M.S. Lindberg, B.T. Person, M.W. Eichholz, M.P. Herzog en P.L. Flint, 1998. Density-dependent effects on growth, body size and clutch size in black brant. *The Auk* 115: 613-620.
- van Dijk A.J., F. Hustings en T. Verstrael, 1994. SOVON Broedvogelverslag 1992. SOVON-monitoringrapport 1994/03. SOVON, Beek-Ubbbergen.
- Van der Jeugd, H.P. en K.Y. Litvin, 2006. Travels and traditions: long-distance dispersal in the Barnacle Goose *Branta leucopsis* based on individual case histories. *Ardea* 94: 421-432.
- Van der Jeugd, H.P., 2001. Large Barnacle goose males can overcome the social costs of natal dispersal. *Behavioural Ecology* 12: 275-282.
- Van der Jeugd, H.P., B. Voslammer, C. van Turnhout, H. Sierdsema, N. Feige, J. Nienhuis en K. Koffijberg, 2006. Overzomerende ganzen in Nederland: grenzen aan de groei? Sovon-onderzoeksrapport 2006/02. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbbergen.
- Van Turnhout C., B. Voslammer, F. Willems en G. Van Houwelingen. 2003. Trekgedrag en overleving van Grauwe Ganzen *Anser anser* in de Ooijpolder. *Limosa* 76: 117-122.
- Voslammer, B., E. Knecht en D. Kleijn, 2010. Dutch Greylag Geese *Anser anser*: migrants or residents? *Ornis Svecica* 20: 207-214.
- Vulink, J.Th., M. Tosserams, J. Daling en H. van Manen, 2010. Begrazing door Grauwe ganzen is een bepalende factor voor ontwikkeling van oevervegetatie in Nederlandse wetlands. *De Levende Natuur* 111: 52-56.
- White G.C. en K.P. Burnham, 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement: 120-138.

Williams, T.D., E.G. Cooch, R.L. Jefferies en F. Cooke, 1993. Environmental degradation, food limitation and reproductive output: juvenile survival in lesser snow geese. *Journal of Animal Ecology* 62: 766-777.

Wisz, M., N. Dendoncker, J. Madsen, M. Rounsevell, M. Jespersen, E. Kuijken, W. Courtens, C. Verschuur en F. Cottaar, 2008. Modelling pink-footed goose (*Anser brachyrhynchus*) wintering distributions for the year 2050: potential effects of land-use change in Europe. *Diversity and Distributions* 14: 721-731.

Bijlage 1 Analyse van geboortedispersie

Geboortedispersie is het fenomeen dat individuen zich als broedvogel vestigen op een locatie die op een bepaalde afstand van de geboortelocatie ligt. In een meta-populatie zal de verdeling van deze afstanden bepalen welk deel zich in de eigen broedpopulatie vestigt en welk deel zich in een andere broedpopulatie vestigt of mogelijk een nieuwe broedgebied koloniseert. Geboortedispersie is daarmee een van de belangrijkste processen die verklaren hoe (snel) Grauwe ganzen Nederland koloniseren.

Ganzen zijn over het algemeen bijzonder trouw aan de geboorteplek. Bij ganzen zijn het vooral de mannetjes die zich op grotere afstanden van de geboortelocatie vestigen; een grotere natale dispersie van mannetjes dan vrouwtjes werd gevonden voor Brandgans (Van der Jeugd, 2001), Zwarte Rotgans *Branta bernicla nigricans* (Lindberg et al., 1998), Canadese gans *Branta canadensis* (Lessells, 1985) en Grauwe gans (Nilsson en Persson, 2001). Lindberg et al. (1998) vonden bij de Zwarte Rotgans dat geboorteplaatsstrouw toenam met de leeftijd van de gans. Dit had te maken met de grotere kans dat een oudere vogel al aan broeden was toegekomen (Lindberg et al., 1998). Interessant genoeg vonden ze ook dat geboorteplaatsstrouw afnam naarmate de broedpopulatie toenam in grootte. De dichtheid van de broedpopulatie zou daarmee (tenminste voor de Zwarte Rotgans) dus een belangrijke sturende factor kunnen zijn van het percentage ganzen dat zich op grotere afstand van de broedpopulatie vestigt. Of dit ook speelt bij de Grauwe gans is vooralsnog onbekend.

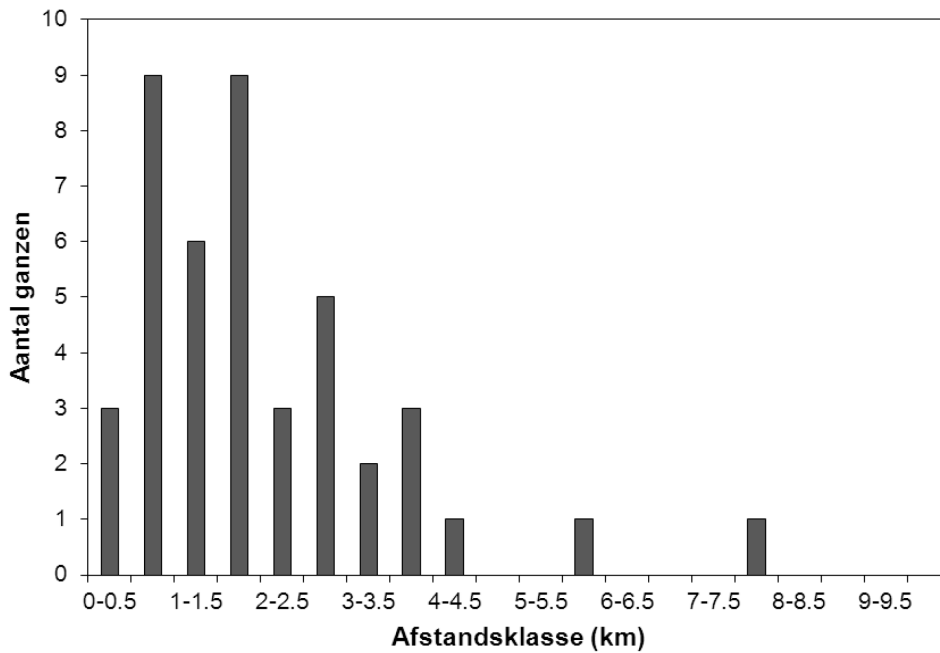
Nilsson en Persson (2001) vonden in Zuid-Zweden dat alle 114 gehalsbande vrouwtjes Grauwe ganzen zich binnen zeven km van de geboorteplek vestigden. Mannetjesganzen vestigden zich veel verder, met een mediane dispersieafstand van 25 km. De verste dispersers werden aangetroffen op 115, 230 en 1050 km van de geboorteplek. Voor in Nederland broedende Grauwe ganzen was tot nog toe weinig bekend over geboortedispersie. Voor een ruimtelijk expliciet populatiedynamische model is het daarnaast nodig dat geboortedispersie vervat wordt in een functie die de kans op vestiging relateert aan de afstand tot de geboorteplaats. Voor zover bekend is dit type informatie voor nog geen enkele soort gans beschikbaar.

In het kader van dit project is daarom de geboortedispersie geanalyseerd met terugmeldingen van de in Nederland individueel herkenbaar gemaakte Grauwe ganzen (zie Voslamber et al., 2010). Voor deze analyse werden uitsluitend individuen gebruikt die in Nederland als juveniel geringd waren. Van deze ganzen werden alle terugmeldingen geselecteerd die gedaan zijn in de belangrijkste broedperiode (de maanden maart-april) in de jaren na ringen. Van al deze terugmeldingen werd de afstand ten opzichte van de ringplek berekend en werd per gans en per jaar de terugmelding geselecteerd met de grootste afstand. Deze benadering gaat daarmee uit van twee aannames. Ten eerste, dat de juveniele ganzen zijn gevangen op een locatie die in de onmiddellijke nabijheid van de broedlocatie ligt. Dit wordt ondersteund door Dick (1991) die in de Neusiedler See op de grens van Oostenrijk en Hongarije vond dat verplaatsingen van Grauwe ganzenfamilies van broedlocatie naar foerageerlocatie exponentieel afnam met afstand tot broedlocatie. Verreweg de meeste verplaatsingen vonden plaats over minder dan twee kilometer. Ten tweede, dat in de maanden maart-april geslachte vogels zich in de onmiddellijke nabijheid van hun broedgebied ophouden.

Geboortedispersie werd uitsluitend berekend voor vrouwtjesganzen in hun vierde levensjaar omdat jongere ganzen over het algemeen nog geen nest plek veroverd hebben (Nilsson en Persson 1994) en zich gedurende de broedperiode buiten broedgebieden kunnen ophouden. Selectie van terugmeldingen van alle vrouwtjesganzen ouder dan drie jaar leverde slechts enkele extra ganzen op. Elke geselecteerde gans die in de maanden maart of april op meer dan 10 km van de geboorteplek werd waargenomen werd gecontroleerd

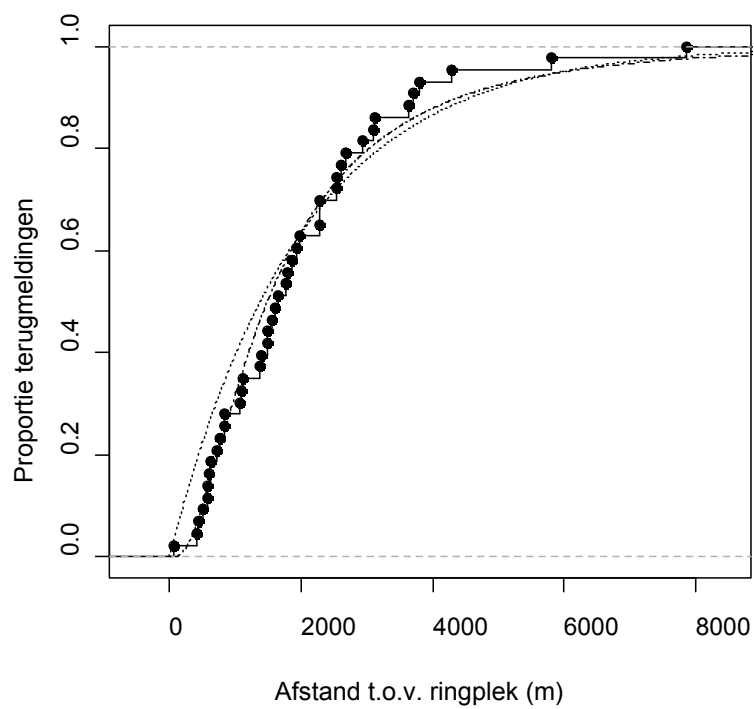
door één van de auteurs (BV) om ganzen die op basis van foutieve terugmeldingen of andere inconsistenties geselecteerd waren alsnog te verwijderen. Van de 231 vrouwtjesganzen die minimaal drie jaar voor uitvoering van deze analyse (februari 2010) als juveniel van een halsband werden voorzien werd van slechts 43 vogels een terugmelding gevonden in de periode maart-april van hun vierde levensjaar. Eenenviertig van deze vrouwtjesganzen werd teruggemeld op minder dan 5 km van de ringplek (figuur B1). De overige twee ganzen werden teruggemeld op afstanden tussen de 5 en 10 km.

In het model is gebruik gemaakt van de cumulatieve frequentieverdeling, waarbij bij toenemende afstand ten opzichte van de ringplek (x-as) de proportie ganzen dat is teruggezien (y-as) toeneemt tot maximaal 1 (alle ganzen teruggezien, figuur B2). Deze relatie werd het best beschreven door een lognormale verdeling.



Figuur B1

De frequentieverdeling van afstand ten opzichte van de ringplek waarop vrouwtjesganzen die als juveniel zijn geringd in hun vierde levensjaar zijn teruggemeld

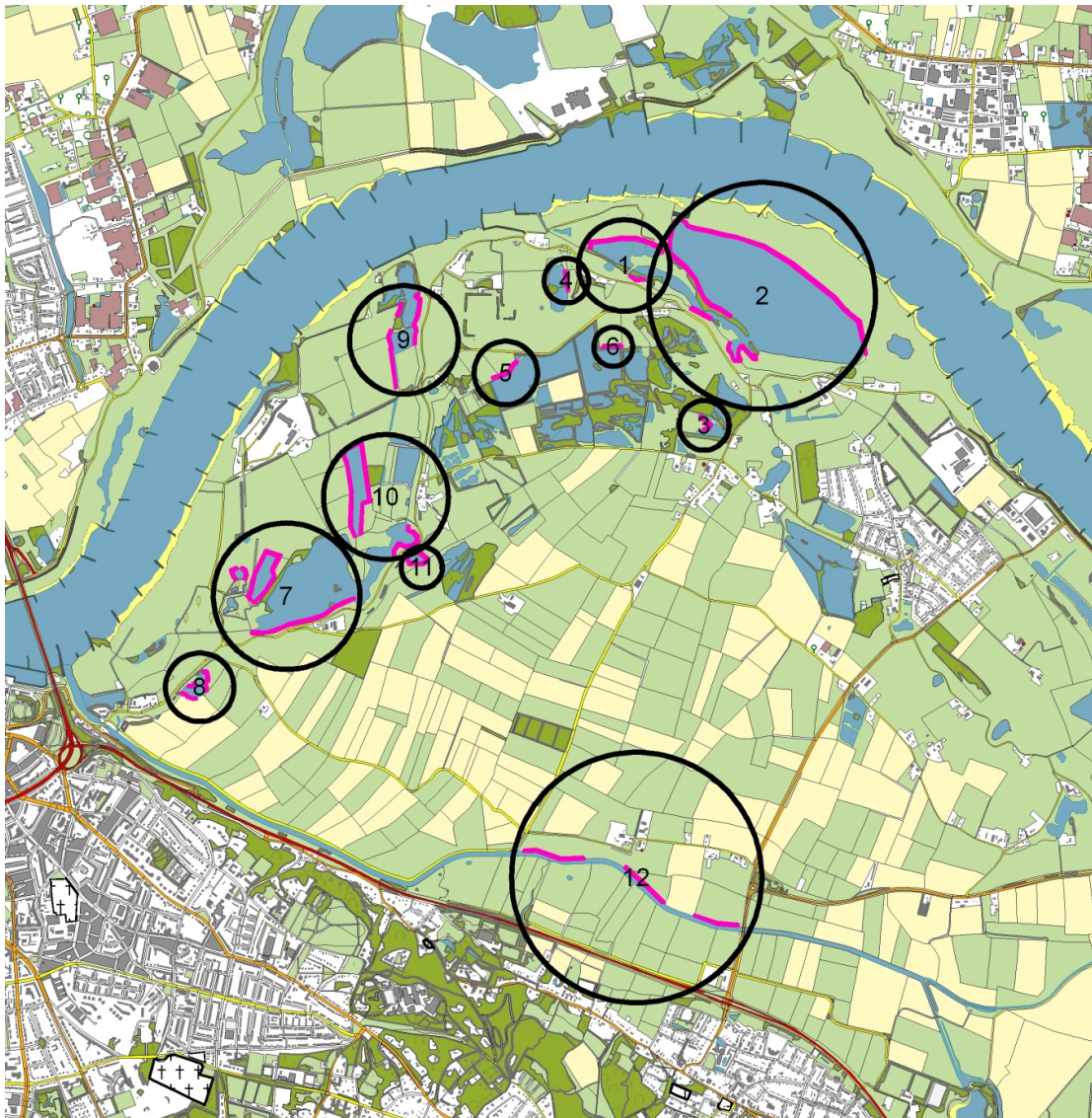


Figuur B2

De cumulatieve kansverdeling van terugmeldingen met toenemende afstand ten opzichte van de ringplek. De fijngestippelde trendlijn beschrijft de data met behulp van een exponentiele verdeling, de grof-gestippelde trendlijn met een lognormale verdeling

Bijlage 2 Dichtheidsafhankelijke kuiken-overleving

De relatie tussen de dichtheid van ganzenfamilies in kuikenopgroeihabitat en de overleving van ganzenkuikens kan gekwantificeerd worden door de overleving van kuikens van individueel herkenbare ganzen te monitoren in afhankelijkheid van de dichtheid ganzenfamilies in die gebieden. Het is vrijwel onmogelijk om betrouwbaar en reproduceerbaar de overleving te schatten van kuikens van ouderganzen die niet individueel herkenbaar zijn gemaakt. Dit zou in theorie kunnen als een kuikenopgroeihabitat volledig geïsoleerd is van alle andere



Figuur B2

De cumulatieve kansverdeling van terugmeldingen met toenemende afstand ten opzichte van de ringplek. De fijn gestippelde trendlijn beschrijft de data met behulp van een exponentiele verdeling, de grof-gestippelde trendlijn met een lognormale verdeling

kuikenopgroeihabitats zodat uitgesloten kan worden dat gedurende de kuikenperiode ganzenfamilies uit het gebied vertrekken of hier juist naar toe trekken. In de praktijk komen deze situaties zelden voor omdat Grauwe ganzen met hun kuikens regelmatig grote afstanden (>10 km) afleggen om bij geschikt kuikenopgroeihabitat te komen.

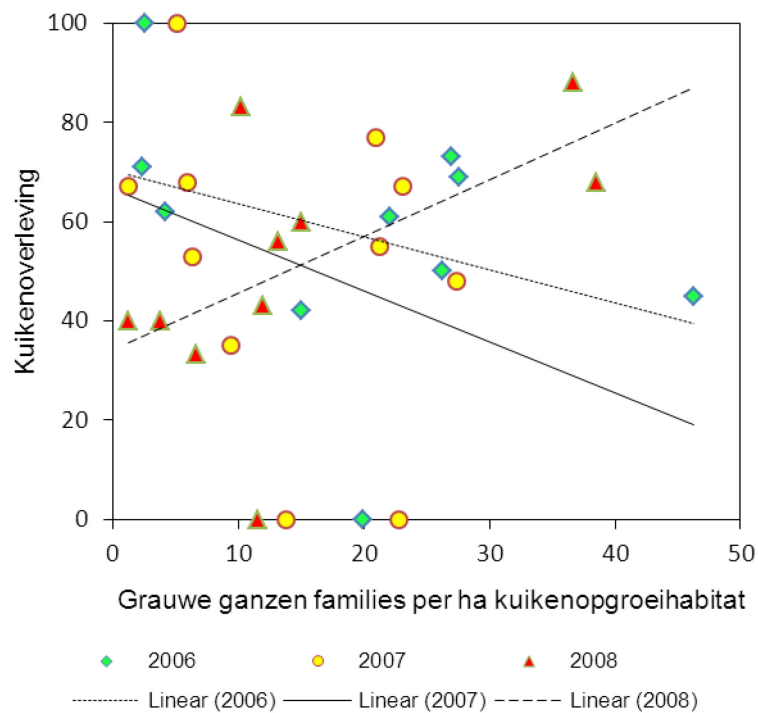
Ook in populaties met broedvogels met halsbanden is het in Nederland over het algemeen zeer moeilijk om kuikenoverleving betrouwbaar te schatten. In de meeste gebieden is slechts een (beperkt) deel van de broedpopulatie van halsbanden voorzien en jaarlijks komt slechts een deel van de gehalsbande ganzen tot broeden. Daarnaast worden op grote schaal eieren onklaar gemaakt in veel van de gebieden waar Grauwe ganzen met halsbanden voorkomen. Een deel van de legsels van de gehalsbande broedvogels komt daardoor niet uit. Het resultaat is dat er in Nederland vrijwel geen gebieden zijn waar voldoende gehalsbande oudervogels met kuikens rondlopen om op een betrouwbare manier de overleving van die kuikens te kunnen schatten.

Een uitzondering is de Grauwe ganzen populatie in de Ooijpolder. Deze populatie wordt door één van de auteurs, Berend Voslamber, al sinds 1997 intensief gevolgd. In de Ooijpolder zijn sinds 1997 meer dan 800 Grauwe ganzen van een halsband voorzien. Het gehele gebied wordt wekelijks geïnventariseerd op het voorkomen van ganzen met halsbanden. In de broedperiode wordt daarnaast bijgehouden hoeveel kuikens de individueel herkenbare oudervogels bij zich hebben en hoe dit verandert in de loop der tijd. In de periode 2006-2008 is, in het kader van een ander project, voor de belangrijkste kuikenopgroeigebieden in de Ooijpolder bijgehouden hoeveel ganzenfamilies zich in elk gebied ophielden, welke individueel herkenbare Grauwe ganzen families zich in welk gebied ophielden en welk deel van hun kuikens overleefde tot vlieg vlugge leeftijd. Daarnaast werd ook het lot van de kuikens van de niet individueel herkenbare ganzenfamilies gevolgd omdat op basis van de verplaatsingen van de families met halsbanden en de aantallen waargenomen families per deelgebied de indruk bestond dat families in Ooijpolder bijzonder trouw zijn aan hun opgroeigebied. Deze gegevens zijn, ten behoeve van het populatie-dynamische model geanalyseerd.

In totaal werden in elk van de drie studie jaren twaalf afzonderlijke deelgebieden onderscheiden op basis van waarnemingen waar welke individuele ganzenfamilies zich gedurende de kuikenperiode ophielden (figuur B3). Niet in elk jaar werden echter in alle deelgebieden voldoende families waargenomen om mortaliteit van kuikens betrouwbaar te kunnen schatten. Voor de berekening van het oppervlak kuikenopgroeihabitat werd uitsluitend de 10 m brede strook langs het water gebruikt omdat dit de zone was waarin verreweg het grootste deel van de kuiken werd waargenomen (B. Voslamber, persoonlijke waarnemingen). Het oppervlak kuikenopgroeihabitat in de verschillende deelgebieden was gemiddeld 0.61 ha (standaardfout = 0.21). Ganzenfamilies werden toegekend aan de gebieden waarin ze werden waargenomen in de eerste paar levensweken van de kuikens. In deze periode is de mortaliteit onder de kuikens over het algemeen het hoogst zodat in deze periode de grootste effecten van voedselconcurrentie verwacht mogen worden. De dichtheid ganzenfamilies per deelgebied werd berekend over de gehele kuikenperiode. De dichtheid ganzenfamilies varieerde tussen 1.2 en 46.2 families per ha (gemiddeld over de drie jaar 12.4 ± 3.89).

De resultaten werden geanalyseerd met behulp van binomiale regressieanalyse dat gebruik maakt van een logit-link functie (m.b.v. Genstat 13.3; Payne et al., 2002). Hierin was het percentage kuikens dat overleefde tot vliegvlugge leeftijd de responsvariabele. Verklarende variabelen waren jaar, dichtheid families en de interactie jaar-dichtheid families. Gemiddeld over alle deelgebieden was kuikenoverleving in 2006 significant hoger dan in 2007 en 2008 (respectievelijk 57.3, 51.8 en 51.1 %, $X^2_{2,17} = 4.65$, $P = 0.010$). Gemiddeld over alle jaren was kuikenoverleving niet significant gerelateerd aan de dichtheid families in de deelgebieden ($X^2_{1,17} = 1.05$, $P = 0.305$). Er was echter wel sprake van een significante interactie tussen jaar en dichtheid families ($X^2_{2,17} = 72.17$, $P < 0.001$). In 2006 en 2007 was kuikenoverleving significant negatief gerelateerd aan dichtheid families in de deelgebieden (respectievelijk $X^2_{1,8} = 31.25$, $P < 0.001$ en $X^2_{1,9} = 34.83$, $P < 0.001$; figuur B4). In 2008 werd echter een significant positief verband gevonden tussen kuikenoverleving en dichtheid

families ($X^2_{1,8} = 79.31$, $P < 0.001$; figuur B4). Waarom kuikenoverleving in de eerste twee jaar negatief en in het derde jaar positief gerelateerd was aan dichtheid ganzenfamilies is vooralsnog onbekend.



Figuur B4

De relatie tussen kuikenoverleving (%) en de dichtheid Grauwe ganzenfamilies in verschillende kuikenopgroeihabitats in de Ooijpolder in de jaren 2006-2008

Bijlage 3 Overlevingskansen van Grauwe ganzen in Nederland

Om inzicht te krijgen in de overleving van in Nederland broedende Grauwe ganzen zijn overlevingskansen berekend van de Grauwe ganzen die sinds 1990 op verschillende locaties zijn geringd (Voslamber et al., 2010). Data zijn afkomstig van de geese.org database (Ebbinge et al., 2010), die door Alterra, SOVON, en NIOO gezamenlijk wordt beheerd. Deze database wordt continu aangevuld door vrijwilligers die veldwaarnemingen van ganzen met halsbanden doorgeven. Het halsbanden gebeurt bij zowel jonge ganzen als bij volwassen ganzen. Van jongvolwassen ganzen is soms de leeftijd bij ringen nog te herkennen, in de meeste gevallen is dat echter niet mogelijk.

Uit de geese.org database zijn alle terugmeldingen opgevraagd van Grauwe ganzen die in Nederland van een halsband zijn voorzien waarbij onderscheid is gemaakt naar ganzen die als juveniel geringd zijn, en ganzen die als adult geringd zijn. Er is alleen gebruik gemaakt van terugmelding van ganzen met halsbanden. Ganzen met uitsluitend een metalen ring van het vogeltrekstation zijn dus buiten beschouwing gelaten. De data zijn eerst gecontroleerd en waarnemingen zijn per kalenderjaar samengevoegd (dus of een individu in een jaar wel of niet is waargenomen). Individuen met een gat van > vier jaar in de waarnemingen zijn extra gecontroleerd door één van de auteurs (BV, SOVON), en per individu is beoordeeld of een waarneming betrouwbaar was of dat deze waarschijnlijk berustte op een foutieve aflezing. Bij twijfel over juistheid van de terugmelding werd deze buiten beschouwing gelaten.

Uit initiële analyses bleek dat de terugmeldkans aanzienlijk verschilde tussen ringlocaties. Als verschillen in terugmeldkans tussen locaties te groot zijn, wordt een belangrijke aanname van de analyse (min of meer gelijke terugmeldkansen voor alle gehalsbandde ganzen) geweld aangedaan. Er is daarom voor gekozen om voor elk van de belangrijkste ringlocaties de overlevingskansen van ganzen afzonderlijk te analyseren. Hiervoor zijn alle beschikbare gegevens gebruikt van ganzen die tot en met 2009 zijn geringd en tot en met november 2010 zijn teruggemeld.

Voor het analyseren is gebruik gemaakt van het programma MARK waarbij onderscheid is gemaakt tussen ganzen die als adult zijn geringd en ganzen die als juveniel zijn geringd. Juvenielen zijn als cohort te volgen in de tijd en kans op overleving kan per jaarklasse berekend worden. Van ganzen die als adult geringd zijn kan alleen de overleving als adult worden berekend.

Methoden

Programma MARK

Schattingen van de jaarlijkse overlevingskansen van Grauwe ganzen zijn gemaakt met de software MARK (White en Burnham, 1999). Dit is een vrij beschikbaar programma, waarmee waarnemingskansen en overlevingskansen geschat kunnen worden van gemerkte individuen die op een later tijdstip weer worden waargenomen (levend of dood). Het programma wordt veel gebruikt voor het schatten van overlevingskansen van vogelpopulaties, soms ook voor zoogdierpopulaties. De overlevingskansen kunnen per leeftijdsklasse worden uitgesplitst en kunnen jaarafhankelijk of constant zijn. MARK is zeer flexibel in gebruik voor het vergelijken van de verschillende modellen. De overlevingskans wordt in MARK met het symbool Φ (Phi) weergegeven, de waarnemingskans met het symbool p .

Colly-Jormack-Seber (CJS) model

Aangezien de data van Grauwe ganzen bestaan uit terugmeldingen van levende individuen (*live recaptures*) is het Colly-Jormack-Seber (CJS) model het meest geschikt om de overlevingskansen uit te rekenen. Het standaard CJS-model is een tijdsafhankelijk model, waarin zowel de overlevingskans als de waarnemingskans per jaar kunnen variëren. Het model gaat uit van vier aannames:

1. Elk gemerkt individu in de populatie heeft een gelijke waarnemingskans (recapture).
2. Elk gemerkt individu in de populatie heeft een gelijke overlevingskans.
3. Markeringen (halsband) raken niet kwijt.
4. Alle vangsten en markeringen gebeuren gelijktijdig, en individuen worden meteen na markering losgelaten.

Er wordt vanuit gegaan dat de Grauwe ganzen data voldoen aan aanname 3 en 4. Het verlies van de halsband komt incidenteel voor, maar lijkt erg beperkt te zijn (Van Turnhout et al., 2003). Het vangen en markeren van vogels gebeurt niet helemaal tegelijkertijd, maar wel in een korte periode, zeker gezien de tijdschaal van jaren waarop de waarnemingen plaats vinden. Vooral de eerste twee aannames zijn belangrijk voor het CJS-model. In het geval van een leeftijdsafhankelijke overleving, dus verschillende overlevingskansen voor juvenielen en adulten, wordt niet voldaan aan de tweede aanname. MARK biedt dan de mogelijkheid om het model aan te passen (zie ook Lebreton et al., 1992).

Past het CJS-model bij de data?

Om te beoordelen of het CJS-model past bij de data is eerst een Goodness of Fit (GOF) test uitgevoerd. De GOF-test bestaat uit:

- Recapture test (Test 2): Deze test of de waarnemingskans afhangt van of een individu eerder al is waargenomen. De test is gevoelig voor korte-termijn effecten, en non-random emigratie. Het test of de data homogeen zijn ten aanzien van aanname 1.
- Survival test (Test 3): Test of de data homogeen zijn ten aanzien van aanname 2. De test is in 2 deeltesten opgesplitst:
 - Test 3.SR: hiermee wordt getest of overleving afhangt van wanneer het individu geringd is. Als er verschil in overleving tussen leeftijdsklassen is, dan is deze test significant. Vervolgens kan je het CJS-model aanpassen op een leeftijdsafhankelijk model.
 - Test 3.SM: hiermee wordt getest of wanneer een individu gezien wordt afhangt van wanneer het individu geringd is.

De drie testen worden gecombineerd in één GOF-test. Als de GOF-test niet significant is, dan passen de data bij het CJS model. Als de GOF-test wel significant is, kan er aan de hand van de drie deeltesten bekeken worden wat de onderliggende oorzaak is dat het model niet bij de data past. Het model gaat uit van homogene verdeling in de data, meestal is er ergens heterogeniteit (extra-binomiale variatie). Voor deze extra-binomiale variatie kan gecorrigeerd worden, mits de afwijking niet te groot is. Dit wordt gedaan door te corrigeren met een *variance inflation factor* $\hat{c}$. Deze $\hat{c}$ wordt berekend met behulp van de uitkomst van de GOF-test ($\hat{c} = X^2/df$). Vuistregel is dat als $\hat{c} < 3$ er nog gecorrigeerd kan worden. Als $\hat{c} > 3$, dan is er teveel binomiale variatie en zit je boven de grens van welke conclusies getrokken kunnen worden uit de data. Het corrigeren met $\hat{c}$ in MARK heeft alleen effect op de rangorde van de modellen (zie volgende paragraaf) en op de betrouwbaarheidsintervallen rond een parameter, niet op de parameter schattingen zelf. In een aantal gevallen worden toch de resultaten gepresenteerd van de parameterschattingen, ook al was de $\hat{c} > 3$.

Vergelijken modellen

Zoals eerder gezegd is het standaard CJS-model een tijdsafhankelijk model, zowel de overlevingskans als de waarnemingskans kunnen per jaar variëren. Dit wordt in MARK aangeduid met de toevoeging (t). Het standaard CJS-model kan in MARK op verschillende manieren aangepast worden. Bijvoorbeeld constante overleving of waarneming in de tijd. Dit wordt in MARK aangeduid met de toevoeging (.).

Als uit Test 3.SR blijkt dat de overleving leeftijdsafhankelijk is, kan dit in MARK aangepast worden. Er kunnen net zoveel leeftijdsklassen gedefinieerd worden als er waarnemingsjaren zijn. Leeftijdsafhankelijkheid kan alleen toegepast worden als de leeftijd bij ringen bekend is. In het geval van de Grauwe ganzen data zijn dit de individuen die als juveniel geringd zijn.

De verschillende modellen, dus wel of niet leeftijdsafhankelijkheid, en wel of niet tijdsafhankelijkheid, kunnen in MARK met elkaar vergeleken worden met behulp van een Akaike's Information Criterion (AIC). Dit is een methode om te beoordelen welk model het beste de data beschrijft, en tegelijkertijd de parameters het meest precies schat. Hoe meer parameters een model heeft, hoe beter de fit, maar hoe minder nauwkeurig de parameters zijn geschat. Het model met de laagste AIC waarde heeft de optimale set parameters (*most parsimonious model*), de beste fit met het minst aantal parameters. Vuistregel bij het selecteren van de beste modellen is dat modellen met een verschil in AIC van < 2 een vergelijkbare fit hebben. Of de modellen significant van elkaar verschillen kan aanvullend getest worden met een Likelihood Ratio Test.

Grauwe gans modellen

Voor dataset met als juveniel geringde Grauwe ganzen zijn de volgende drie series modellen doorgerekend, waarmee een jaarlijkse overlevingskans is geschat:

1. Overlevingskans opgesplitst in drie leeftijdsklassen (aangegeven met a3): juveniel (< 1 jaar), subadult (1-2 jaar), adult (> 2 jaar). Aangenomen is dat de waarnemingskans niet leeftijdsafhankelijk is. De overleving per leeftijdsklasse en de waarnemingskans zijn zowel tijdsafhankelijk als constant doorgerekend.
2. Overlevingskans opgesplitst in twee leeftijdsklassen (aangegeven met a2): juveniel (< 1 jaar) en adult (> 1 jaar). (In deze serie modellen is adult gelijk aan subadult plus adult in serie 1). De overlevingskans per leeftijdsklasse en de waarnemingskans zijn zowel tijdsafhankelijk als constant doorgerekend.
3. Geen leeftijdsafhankelijke overlevingskans. Dit is het standaard CJS-model. De overlevingskans en de waarnemingskans zijn zowel tijdsafhankelijk als constant doorgerekend.

Voor de adulten dataset is alleen de laatste serie modellen (gebaseerd op het standaard CJS-model) doorgerekend, omdat in deze dataset de verschillende leeftijdsklassen niet kunnen worden onderscheiden.

Welk model het beste de data kon beschrijven is bepaald met behulp van AIC waarde (zie vorige paragraaf). Het model met de laagste AIC waarde, en de modellen die daar < 2 verschil mee hadden zijn vervolgens getest met behulp van de *Likelihood Ratio Test* of er significante verschillen tussen de modellen waren.

2.3 Resultaten en discussie

Voor vier ringlocaties waren voldoende data uit voldoende jaren voorhanden om een uitgebreide analyse met MARK zinvol te maken: de Ooijpolder (Gelderland), de Deelen (Friesland), Tetjehorn (Groningen) en Oosterpoel (Noord-Holland). Verder is er voor een aantal locaties in Noord-Holland waar recent veel geringd is, de overleving voor 2009 berekend, simpelweg als percentage vogels dat in het kalenderjaar na ringen nog is waargenomen. Data van vogels die in 2010 geringd zijn konden daarom ten tijde van het uitvoeren van deze analyse (december 2010) nog niet gebruikt worden. Tabel B1 geeft de gebruikte aantallen per ringlocatie en periode. Hieruit blijkt duidelijk dat er van de Ooijpolder verreweg de meeste data beschikbaar zijn.

Per ringlocatie zijn met MARK de verschillende mogelijke modellen doorgerekend. Tabel B2 geeft een samenvatting van het beste model per ringlocatie en periode. De geschatte jaarlijkse overlevingskansen voor juveniele en adulte Grauwe ganzen in de loop der tijd zijn weergegeven in respectievelijk figuur B5 en B6. De jaarlijkse overlevingskansen voor juveniele Grauwe ganzen lijken sterk toe te nemen in de tijd. Lagen de meeste schattingen voor het jaar 2000 tussen de 0.7 en 0.8; na 2000 lagen de schatting gemiddeld rond de 0.9 (figuur B7). De geschatte overlevingskansen voor de volwassen Grauwe waren stabiel en lagen gedurende de gehele studieperiode rond de 0.9. Deze verschillen in trends tussen juveniele en volwassen Grauwe ganzen zijn verder niet statistisch getest.

Tabel B1

*Aantal geringde individuen per ringlocatie en per periode waar mee gerekend is. * te laag aantal om mee te rekenen*

Ringlocatie	Periode	n geringde juvenielen	n geringde adulten
Ooijpolder	1997-2009	406	270
De Deelen	1993-1995	46	26 *
	2006-2009	57	93
Tetjehorn	2005-2009	83	31
Oosterpoel	1996-1998	70	18 *
Texel	2009	22	22
Zwanenwater	2009	0	87
Westerlanderkoog	2009	65	183
Westzaan	2009	30	5 *

De overlevingskansen voor de Ooijpolder kunnen goed vergeleken worden met wat Van Turnhout et al. (2003) rapporteren. Zij vonden een overlevingskans van 0.73 voor juvenielen, en 0.85 voor adulten voor de periode 1997/1998 - 2001/2002 in de Ooijpolder. De overlevingskansen in deze dataset (periode 1997 - 2010) zijn iets hoger: gemiddeld voor juvenielen in de periode 1997-2001 een overlevingskans van 0.78, en voor adulten een constante overlevingskans van 0.88. Een mogelijke oorzaak van de hogere overlevingskans is de langere waarnemingsperiode. Individuen die na een of meer jaren van afwezigheid weer worden waargenomen, zorgen ervoor dat de overleving in de jaren van afwezigheid hoger wordt geschat. De schatting van de overlevingskans wordt dus beter naar mate er langer wordt waargenomen. Foutieve terugmeldingen kunnen echter ook zorgen voor hogere overlevingskansen. Als een halsbandcode verkeerd wordt afgelezen en de fout afgelezen code behoort toe aan een gans die inmiddels overleden is, dan leidt dit tot een overschatting van de overlevingskans. Hoe groter de database hoe groter de kans dat foutmeldingen onopgemerkt blijven. De kans is dus groot dat de werkelijke overlevingskansen van de Ooijpolderpopulatie ergens tussen de huidige schatting en die van Van Turnhout et al. (2003) inligt.

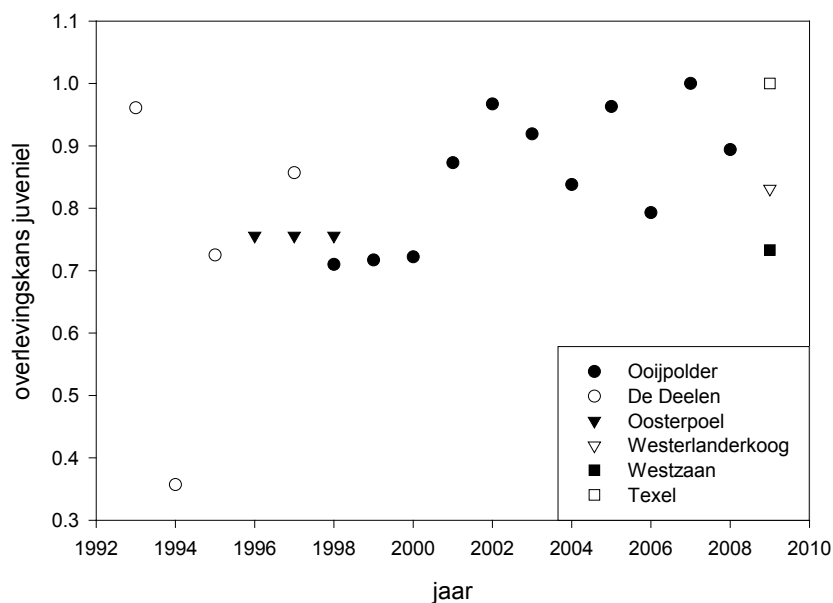
Ook vergeleken met andere studies zijn onze schattingen aan de hoge kant. Schekkerman et al. (2000; grotendeels gebaseerd op een subset van de gegevens die ook voor deze studie is geanalyseerd) rapporteren een overlevingskans voor de Grauwe gans van 0.75 voor juvenielen, 0.78 voor subadulten, en 0.79 voor adulten. In de analyse van Schekkerman et al. (2000) zijn de verschillende Nederlandse populaties samengevoegd, en loopt de onderzochte periode tot 2000. De schatting voor vooral de adulte overleving ligt lager dan in de onderhavige studie. Pistorius et al. (2006, 2007) hebben Scandinavische populaties Grauwe ganzen bestudeerd. Zij vonden lagere overlevingskansen: juveniele overlevingskans van 0.49 en 0.60 voor respectievelijk Noorwegen en Zuid-Zweden; adulte overlevingskans variërend tussen 0.71 en 0.77. Ook de op IJsland broedende en in het Verenigd Koninkrijk overwinterende Grauwe ganzen hebben lagere schattingen voor overlevingskansen: juvenielen 0.472 en volwassen vogels 0.727 (Frederiksen et al., 2004). Al deze overlevingskansen zijn lager dan de schattingen berekend in de onderhavige studie voor de Nederlandse populaties. Een mogelijke oorzaak voor dit verschil is dat een groter deel van de Scandinavische populaties overwintert in zuidelijker gelegen landen en dit over het algemeen gepaard gaat met hogere sterftekansen vooral door de veel langere trekweg soms meerdere duizenden kilometers. Mogelijk dat ook de hogere voedselkwaliteit in Nederland ten opzicht van zeker de Noorse populatie een rol speelt.

Tabel B2

Geschatte parameters per ringlocatie van het beste model. Onbetrouwbare waarden zijn cursief weergegeven. Voor de tijdsafhankelijke modellen is Phi jaar = kans om dat jaar te overleven; p jaar = kans om in dat jaar weer gezien te worden

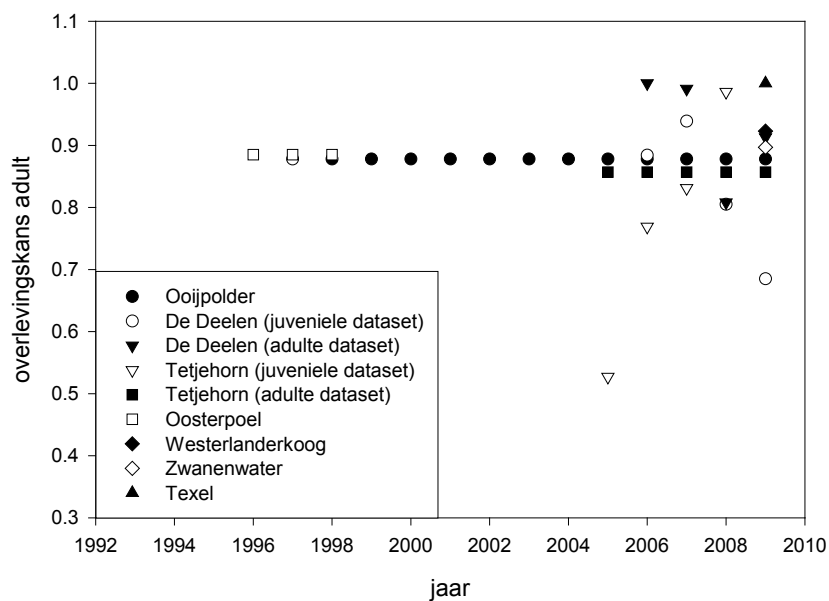
* Zijn locaties waarbij de overlevingskans voor 2009 handmatig is berekend

Ringlocatie	Deelset	Periode	Overlevingskans Phi		Waarnemingskans p		
Ooijpolder	juveniel	1997-2009	Phi juv 1997	0.857	p 1998	1.000	
			Phi juv 1998	0.710	p 1999	0.964	
			Phi juv 1999	0.717	p 2000	0.948	
			Phi juv 2000	0.722	p 2001	0.919	
			Phi juv 2001	0.873	p 2002	0.934	
			Phi juv 2002	0.967	p 2003	0.953	
			Phi juv 2003	0.919	p 2004	0.952	
			Phi juv 2004	0.838	p 2005	0.928	
			Phi juv 2005	0.963	p 2006	0.853	
			Phi juv 2006	0.793	p 2007	0.829	
			Phi juv 2007	1.000	p 2008	0.899	
			Phi juv 2008	0.894	p 2009	0.898	
			Phi juv 2009	1.000	p 2010	0.833	
			Phi subadult	0.947			
			Phi adult	0.878			
			adult	1997-2009	Phi	0.878	p
	De Deelen	juveniel	1993-1995	Phi juv 1993	0.961	p	0.725
				Phi juv 1994	0.357		
Phi juv 1995				0.725			
Phi adult				0.680			
juveniel		2006-2009	Phi 2006	0.884	p	0.965	
			Phi 2007	0.939			
			Phi 2008	0.805			
			Phi 2009	0.685			
adult		2006-2009	Phi 2006	1.000	p	0.850	
			Phi 2007	0.991			
			Phi 2008	0.808			
			Phi 2009	0.913			
Tetjehorn	juveniel	2005-2009	Phi 2005	0.527	p 2006	0.660	
			Phi 2006	0.769	p 2007	0.688	
			Phi 2007	0.831	p 2008	0.811	
			Phi 2008	0.986	p 2009	0.932	
			Phi 2009	0.939	p 2010	0.939	
	adult	2005-2009	Phi	0.857	p 2006	0.436	
					p 2007	0.513	
					p 2008	0.568	
					p 2009	0.946	
					p 2010	0.858	
Oosterpoel	juveniel	1996-1998	Phi juv	0.756	p	0.865	
			Phi adult	0.885			
Westerlanderkoog *	juveniel	2009	Phi juv	0.831			
	adult	2009	Phi adult	0.923			
Zwanenwater *	adult	2009	Phi adult	0.897			
Westzaan *	juveniel	2009	Phi juv	0.733			
Texel *	juveniel	2009	Phi juv	1			
	adult	2009	Phi adult	1			



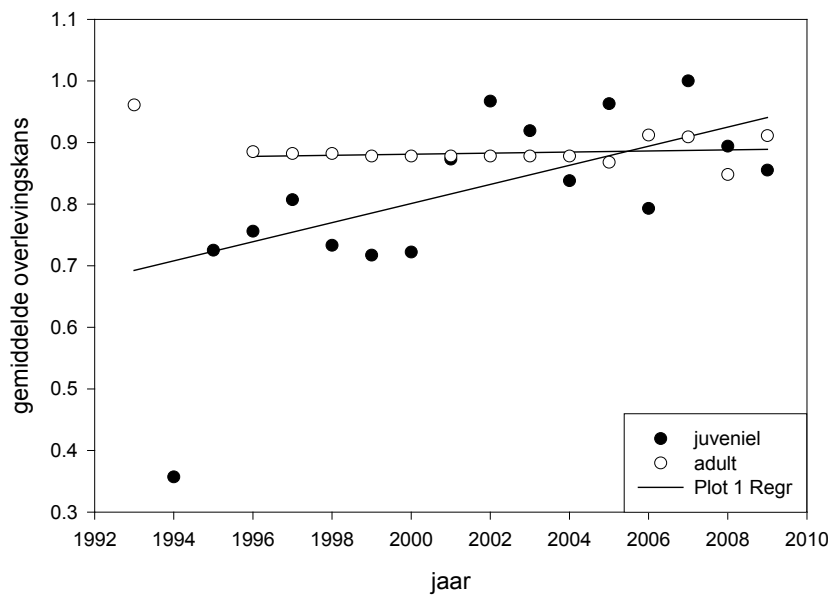
Figuur B5

Geschatte jaarlijkse overlevingskans van juveniele Grauwe ganzen berekend voor de verschillende ringlocaties



Figuur B6

Geschatte jaarlijkse overlevingskans van adulte Grauwe ganzen berekend voor de verschillende ringlocaties



Figuur B7

Geschatte overlevingskans voor juveniele en adulte Grauwe ganzen, gemiddeld over de verschillende ringlocaties. Lijnen zijn weergegeven ter illustratie van de trends en geven geen statistisch onderbouwde relaties weer.

Aandachtspunten en aanbevelingen

Waarnemingen zijn 'gratis' maar het beheer van de database en controle op afwijkende waarnemingen niet:

De database wordt gevuld door vrijwilligers die hun waarnemingen aan geringde ganzen doorgeven. Het enthousiasme en de betrokkenheid van deze vogelaars genereert een 'gratis' database. Bij het voorbereiden van de data voor de analyse bleek wel dat incidenteel waarnemingen niet correct zijn, meestal betrof het een foutieve aflezing van de halsbandring. De opvallende fouten zijn er nu handmatig uitgehaald, het is niet zeker of alle fouten eruit zijn gehaald. Kwaliteit van de uitkomsten van de analyse staat of valt met de kwaliteit van de gegevens.

Langlopend onderzoek loont:

De overlevingskans kan nauwkeuriger geschat worden als er meer jaren aan waarnemingen zijn. Hoe langer de periode, hoe hoger de overlevingskans geschat wordt, en hoe dichter deze bij de werkelijke overlevingskans ligt.

Meer is beter:

Hoe meer individuen per jaar worden geringd, hoe preciezer de overlevingskans geschat kan worden (met een kleinere fout en onbetrouwbaarheidsinterval).

De dataset van de Ooijpolder kan als voorbeeld dienen. Hier is vanaf 1997 jaarlijks een groot aantal juvenielen geringd. Recente ringlocaties zoals Westerlanderkoog en Texel hebben dezelfde potentie. Door het ringen van juvenielen kan de overlevingskans per leeftijdsklasse geschat worden. Met het ringen van volwassenen kan alleen de adulte overlevingskans geschat worden.

Bijlage 4 Effectiviteit van het onklaar maken van eieren

In 2009 zijn op geheel Texel, voor zover bekend, 7807 eieren onklaar gemaakt tussen 23 maart en 1 april (1e ronde) en tussen 6 en 25 april (2e ronde). In 2010 zijn op geheel Texel, voor zover bekend, 10348 eieren onklaar gemaakt tussen 22 maart en 2 april (1e ronde) en tussen 6 en 28 april (2e ronde). Op 8 juni 2009 en 21 juni 2010 is door medewerkers van Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer geheel Texel geïnventariseerd op het voorkomen van Grauwe ganzen waarbij in 2009 onderscheid werd gemaakt naar volwassen dieren zonder kuikens en families en het aantal kuikens die deze bij zich hadden. In 2009 werden er 140 families geteld met in totaal 802 jongen, gemiddeld dus 5.7 kuiken per familie. Dit aantal jongen is extreem hoog zeker als in gedachten genomen wordt dat de gemiddelde legselgrootte bij Grauwe ganzen rond de 6 eieren ligt (Scheckerman et al., 2000) en de overlevingskans van eieren en kuikens respectievelijk normaal gesproken 37% en 65.9% bedraagt (zie hieronder). Het is bekend dat Grauwe ganzen paren veelvuldig kuikens van andere paren 'adopter' (Havekes en Hoogkamer, 2008). Bij de schatting van het aantal eieren dat gemist wordt tijdens prikacties (maat voor de effectiviteit) wordt hieronder dan ook gebruik gemaakt van het aantal kuikens i.p.v. het aantal families. In juni 2009 werden in totaal 1942 volwassen Grauwe ganzen geteld. De 802 juveniele Grauwe ganzen vertegenwoordigen dus 29.2% van het totaal aantal getelde Grauwe ganzen. In juni 2010 werd uitsluitend het aantal volwassen en juveniele Grauwe ganzen geteld en dus geen families meer geteld. In 2010 werden 3564 volwassen en 1727 juveniele Grauwe ganzen geteld. In 2010 lag het percentage juveniele ganzen daarmee op 32.6%.

Van Texel zijn de volgende populatiedynamische parameters bekend:

Overlevingskans eieren (zonder maatregelen): 0.37 (Hondshorst en Voorbergen 2005; gebaseerd op uitsluitend SBB gebieden omdat indertijd in NM gebieden geraapt werd zodat het effect van predatie en rapen niet te scheiden was).

Overlevingskans kuikens: 0.659 (Hondshorst en Voorbergen 2005; gebaseerd op schattingen van de kuikenoverleving in 2005 in Hoogezandskil, de Petten/'t Stoar, Westerkolk (allen NM) en Groote Vlak Noord, Groote Vlak Zuid, Noordvlak, Mokbaai, de Nederlanden (SBB).

Effectiviteit prikken: 86% (Hondshorst en Voorbergen 2005). Dit percentage is bepaald op de klassieke manier en niet met behulp van de Mayfield methode en dus vermoedelijk een overschatting. Van de 255 geprikte eieren in gebieden van SBB kwamen er 35 alsnog uit. De door Hondhorst en Voorbergen (2005) onderzochte eieren waren onklaar gemaakt door middel van het éénzijdig doorprikken van de eischaal. Na 2005 is SBB overgegaan op tweezijdig prikken. In de berekeningen hieronder is er daarom vanuit gegaan dat de effectiviteit van het onklaar maken van de eieren 100% is.

De waarden voor legsel- en kuikenoverleving komen opvallend sterk overeen met parameterwaarden gevonden in andere populaties. Zo vinden Scheckerman et al. (2000) in de Ooijpolder van 1997-1999 een kuikenoverleving van 0.64 en Nilsson et al. (1997) in Zuid-Zweden een kuikenoverleving van 0.65.

Scheckerman et al. (2000) vinden een overlevingskans voor de eieren van 0,37 voor paren in de voornaamste kolonie op het eiland in de Ooijpolder (legsels van paren die broeden in de periferie hebben een lagere overlevingskans van 0.17).

Kuikens die op 8 juni 2009 geteld werden zijn het product van het overleven van de eifase en het overleven van de kuikenfase tot het moment van tellen. Dit betekent dat het aantal eieren dat gemist is tijdens de prikacties groter is dan het aantal nog levende kuikens dat op 8 juni geteld is. Een goede schatting kan

verkregen worden door het aantal getelde kuikens te delen door de overlevingskans van de eieren. Hetzelfde kan niet zonder meer gedaan worden met de overlevingskans van de kuikens. Enerzijds moet bedacht worden dat kuikenoverleving bepaald wordt tot het moment van vlieg vlug worden en de meeste kuikens op 8 juni nog niet vlieg vlug zijn. Anderzijds vindt de grootste sterfte onder ganzenkuikens plaats in de eerste weken na uitkomst van de eieren (Larsson en Van der Jeugd 1998); een fase die voor verreweg de meeste ganzenkuikens op 8 juni al gepasseerd is. In de hieronder beschreven schatting gaan we daarom toch uit van de kuikenoverleving zoals die gevonden is op Texel in 2005. 802 getelde ganzenkuikens op 8 juni 2009 komt daarmee overeen met een geschat aantal eieren van $802/0.37/0.659 = 3289$ eieren.

Op een geschat totaal aantal Grauwe ganzeneieren op Texel in 2009 van 11105 (7807 + 3298) betekent dit dat een geschat percentage van 29.7% van alle eieren gemist werd tijdens de prikacties in maart en april ($(3298/11105)*100\%$). Op vergelijkbare wijze komt 1727 getelde ganzenkuikens op 21 juni 2010 overeen met een geschat aantal eieren van $1727/0.37/0.659 = 7083$ eieren. Op een geschat totaal aantal Grauwe ganzeneieren op Texel in 2010 van 17431 (10348 + (7083)) betekent dit dat een geschat percentage van 40.6% van alle eieren gemist werd tijdens de prikacties in maart en april ($((7083)/17431)*100\%$).

Uit deze overwegingen volgt dat, het niet onklaar maken van eieren in 2009 en 2010 een geschat aantal van 4109 ($11105*0.37$) respectievelijk 6449 ($17431*0.37$) kuikens zou hebben opgeleverd (3.5-5 keer zo veel als het aantal dat nu als bijna vlieg vlugge vogel geteld is). Hiermee is echter niet zonder meer te berekenen wat de effectiviteit van de maatregel is geweest voor wat betreft het terugdringen van de reproductie van de Texelse Grauwe ganzen. Kuikenoverleving is dichtheidsafhankelijk (van der Jeugd et al. 2006). Concreet betekent dit dat, indien kuikenfoerageerhabitat beperkt is, de kuikenoverleving zal dalen naarmate er meer kuikens uit de eieren kruipen. Voor Texel is onduidelijk of de beschikbaarheid van kuikenfoerageerhabitat beperkend is maar het is zeer de vraag of van de 4109 of 6449 kuikens die zonder maatregelen aanwezig zouden zijn geweest eenzelfde percentage had overleefd tot het moment van tellen dan de geschatte 1225 ($802/0.659$) in 2009 of de geschatte 2621 ($1727/0.659$) in 2010 die met maatregelen uit de eieren zijn gekropen.

Benadrukt moet worden dat het hierboven genoemde percentage een schatting is. De betrouwbaarheid ervan hangt in sterke mate af van de betrouwbaarheid van de gebruikte waarden. Het rekenen met de kuikenoverlevingskans tot vlieg vlugge leeftijd voor een kortere periode (tot 8 juni 2009 of 21 juni 2010) zal hebben geleid tot een lichte overschatting van het percentage gemiste legsels. Ook het feit dat een onbekend aantal nesten al verloren is gegaan voor de eerste prikactie zal tot een lichte overschatting leiden omdat deze nesten wel worden meegerekend bij de gemiste eieren (via het percentage legseloverleving dat berekend is via de Mayfield methode; Hondshorst en Voorbergen 2005) maar niet bij het aantal onklaar gemaakte eieren.

De hierboven beschreven schatting van de effectiviteit van het onklaar maken van eieren geeft waarschijnlijk een conservatief beeld. Op Texel komen een aantal gebieden voor waar ganzen wel broeden maar die niet beheerd worden door Natuurmonumenten of Staatsbosbeheer (maar bijvoorbeeld door het Hoogheemraadschap). Hier worden over het algemeen geen eieren onklaar gemaakt (L. Tinga, persoonlijke mededelingen). Het is onbekend om hoeveel nesten het gaat maar het zal in ieder geval leiden tot een onderschatting van de effectiviteit van het onklaar maken van eieren.

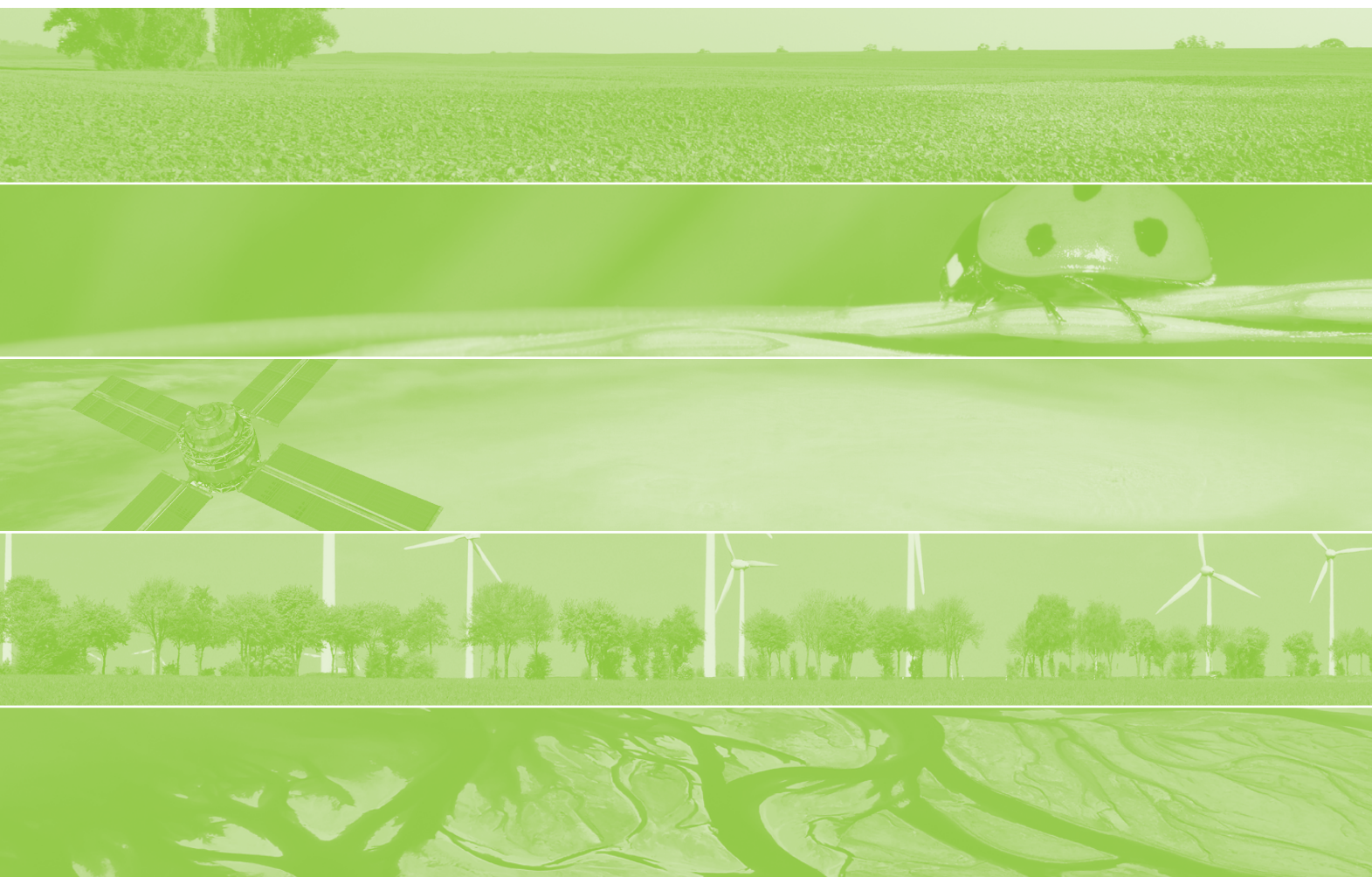
In het model wordt gewerkt met een percentage van 36% van de eieren dat gemist wordt in een gebied (ongeveer de gemiddelde waarde van de jaren 2009 en 2010).

Bijlage 5 Afschot in de wintermaanden van in Nederland broedende Grauwe ganzen

Tabel B5

Het geschatte afschot van in Nederland broedende Grauwe ganzen in de wintermaanden. Berekening gebaseerd op aantal geschoten Grauwe ganzen in de winter (Kleijn et al., 2009) en de deels geëxtrapoleerde percentages zomerganzen in de winteraantallen gegeven door Kleijn et al. (2010)

Winter (November)	Geschat afschot
1990	809
1991	583
1992	742
1993	1168
1994	1374
1995	2907
1996	3278
1997	3546
1998	3946
1999	1491
2000	0
2001	0
2002	0
2003	0
2004	0
2005	8203
2006	11473
2007	22312



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.