

Een Veldleeuwerik zingt niet voor niets!

Schatting van kosten van maatregelen voor
akkervogels in de context van een veranderend
Gemeenschappelijk Landbouwbeleid

J.F.F.P. Bos
H. Sierdsema
H. Schekkerman
C.W.M. van Scharenburg

r a p p o r t e n



wot

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu



WAGENINGENUR

For quality of life

Een Veldleeuwerik zingt niet voor niets!

De reeks 'Wot-rapporten' bevat onderzoeksresultaten van projecten die kennisorganisaties voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT Natuur & Milieu) hebben uitgevoerd.

Dit rapport is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de WOT Natuur & Milieu en is goedgekeurd door Jennie van der Kolk (deel)programmameider WOT Natuur & Milieu.

WOT-rapport **107** is het resultaat van een onderzoeksopdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), gefinancierd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV). Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals Natuurbalans, Milieubalans en thematische verkenningen.

Een Veldleeuwerik zingt niet voor niets!

Schatting van kosten van maatregelen voor akkervogels in de context van een veranderend Gemeenschappelijk Landbouwbeleid

J.F.F.P. Bos

H. Sierdsema

H. Schekkerman

C.W.M. van Scharenburg

Rapport 107

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, juli 2010

Referaat

Bos, J.F.F.P., H. Sierdsema, H. Schekkerman & C.W.M. van Scharenburg, 2010. *Een Veldleeuwerik zingt niet voor niets! Schatting van kosten van maatregelen voor akkervogels in de context van een veranderend Gemeenschappelijk Landbouwbeleid*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 107. 242 blz. 94 fig.; 24 tab.; 187 ref.; 5 bijl.

Als gevolg van intensivering en schaalvergroting nemen de aan landbouw gebonden vogelsoorten op Europese schaal zowel in aantal als verspreiding af. Door hun verbondenheid met landbouw is het lot van akkervogels nauw gerelateerd aan de effecten van het Europese Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (GLB). Afhankelijk van de uitwerking van dit GLB na 2013 neemt de betekenis van gerichte betalingen aan de landbouw voor specifieke doelen, waaronder biodiversiteit, mogelijk toe. Binnen de context van een veranderend GLB enerzijds en biodiversiteitsdoelstellingen voor akkervogels anderzijds, verschaft dit rapport inzicht in de (kosten van) maatregelen die in de Nederlandse landbouw op landelijk niveau nodig zijn om biodiversiteitsdoelstellingen voor akkervogels te behalen. Alle maatregelen richten zich op het voorzien in de 'grote drie' voor akkervogels: broedgelegenheid en dekking, voldoende aanbod van toegankelijk zomervoedsel (insectenrijke habitats in nabijheid van nest) en voldoende aanbod van wintervoedsel (graankorrels, onkruidzaden). De geschatte kosten van de maatregelen bedragen minimaal enkele tientallen miljoenen tot maximaal €176 miljoen.

Trefwoorden: akkervogels, agrarisch natuurbeheer, Gemeenschappelijk landbouwbeleid, biodiversiteit

Abstract

Bos, J.F.F.P., H. Sierdsema, H. Schekkerman & C.W.M. van Scharenburg, 2010. *The Skylark's song doesn't come free of charge. Cost estimates of conservation measures for bird communities of arable farmland in the context of a changing Common Agricultural Policy*. WOt-report 107. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment, Wageningen. 242 pp.; 94 Figs.; 24 Tables; 187 Refs.; 5 Annexes.

Intensified agricultural methods and increases in the scale of farming operations have led to a decrease in farmland bird populations and range contractions all over Europe. Birds of arable farmland are closely tied to agriculture, and their fate is therefore greatly influenced by the effects of the Common Agricultural Policy (CAP). Depending on the design of the CAP after 2013, direct payments to farmers earmarked for specific purposes, including biodiversity, may become more important. Within the context of the changing CAP and biodiversity targets for farmland birds, this report examines conservation measures required in Dutch agriculture to meet these biodiversity targets, and the costs of these measures. All measures aim to provide arable farmland birds with 'the big three': nesting opportunities and cover, sufficient summer food (habitats rich in insects in close proximity to nest sites) and sufficient winter food (cereal grains, seeds of wild plants). The estimated costs of these measures would be at least a few tens of millions of Euros, with a maximum of 176 million Euros.

Key words: arable farmland birds, agri-environment schemes, Common Agricultural Policy, biodiversity

ISSN 1871-028X

Auteurs:

Jules Bos – Plant Research International; Henk Sierdsema en Hans Schekkerman – SOVON; Kees van Scharenburg – Provincie Groningen

©2010 Plant Research International

Postbus 16, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 48 60 01; fax: (0317) 41 80 94; e-mail: info.pri@wur.nl

SOVON Vogelonderzoek Nederland

Postbus 6521, 6503 GA Nijmegen
Tel: (024) 7 410 410; e-mail: info@sovon.nl

Provincie Groningen

Postbus 610, 9700 AP Groningen
Tel: (050) 316 49 11; fax: (050) 316 49 33; e-mail: info@provinciegroningen.nl

De reeks WOt-rapporten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit rapport is verkrijgbaar bij het secretariaat. **Het document is ook te downloaden via www.wotnatuurenmilieu.wur.nl.**

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 54 71; Fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden vervoelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Woord vooraf

Ver doorgevoerde intensivering en schaalvergroting van de landbouw heeft in heel Europa geleid tot een afname van populaties van vogelsoorten die met landbouw geassocieerd zijn. De cijfers blijven veelal onopgemerkt, maar zijn daarom niet minder dramatisch. In Nederland zijn aantallen van soorten als Zomertortel, Kneu, Ringmus, Huismus, Gele kwikstaart, Grutto, Patrijs en Paapje meer dan gehalveerd. De Veldleeuwerik behoorde in 1980 samen met Huismus en Merel nog tot de talrijkste broedvogels, maar is sindsdien letterlijk gedecimeerd en tegenwoordig zeldzamer dan de Grutto. Nog erger is het met Ortolaan en Grauwe gors: eerstgenoemde is als broedvogel uitgestorven en de Grauwe gors lijkt snel te volgen. Alle genoemde soorten hebben een sterke binding met boerenland. De oorzaken van hun gestage achteruitgang zijn dan ook daar te vinden, zoals uitgebreid beschreven in talrijke wetenschappelijke publicaties. Deze achteruitgang is al 30 jaar aan de gang en er zijn vooralsnog weinig aanwijzingen dat daar op korte termijn verandering in komt. De ontwikkelingen in Nederland staan niet op zichzelf: ook in de ons omringende landen doet de afname van boerenlandvogels zich voor. Zolang deze afname doorgaat, zolang ook zal de bescherming van boerenlandvogels aandacht blijven vragen van wetenschap, samenleving, beleid en politiek. Niet voor niets is de *'Farmland Bird Index'* gekozen als een *headline indicator for sustainable development* binnen de Europese Unie. Waar het om gaat is manieren te bedenken die de productiefunctie van landbouw verzoenen met de voorziening in andere publieke waarden, waaronder biodiversiteit. Het is onze stellige overtuiging dat boerenlandvogels daarbij een voorname rol zullen blijven spelen.

Dit WOT-rapport is een poging tot synthese van wat bekend is over het reilen en zeilen van akkervogels in 'moderne' landbouwlandschappen. In het kader daarvan hebben we analyses uitgevoerd van de factoren die het ruimtelijk voorkomen van akkervogels bepalen, en hebben we het voorkomen van de trends ruimtelijk gevisualiseerd. Tevens hebben we uitgebreid opgeschreven welke problemen de diverse soorten akkervogels ervaren en wat daar aan te doen valt. Uiteindelijk mondt dit uit in een overzicht van maatregelen die op landelijk niveau nodig zijn voor het stoppen van verdere achteruitgang van akkervogelpopulaties, inclusief een globale schatting van kosten van deze maatregelen. Omdat we het hebben over complexe ecologische processen, zijn de onzekerheden rondom deze schatting groot. We schromen niet daar bij herhaling op te wijzen en nodigen de lezer uit met een betere schatting te komen. Inherent aan synthesewerk is 'het overschrijven van werk van anderen'. Dat is geen schande als je juist door de synthese iets kan toevoegen. Of we daar in geslaagd zijn, laten we graag aan het oordeel van de lezer. Los daarvan hopen we dat de in dit rapport gebundelde kennis van pas komt bij beleidsmakers bij rijk, provincies en gemeenten en bij agrarische natuurverenigingen.

We willen graag Ben Koks, Jorna Arisz, Henk Jan Ottens en Chris Trierweiler (allen Werkgroep Grauwe Kiekendief) en Steven Kragten (Vogelbescherming Nederland) bedanken voor het kritisch doornemen van een eerder concept van dit rapport en het aandragen van aanvullende informatie. We zijn Henk van Zeijts en Mark van Veen (Planbureau voor de Leefomgeving), Jaap Schröder (PRI - Wageningen UR) en Jennie van der Kolk (WOT Natuur & Milieu) erkentelijk voor hun bijdragen aan de totstandkoming van dit rapport.

Jules Bos
Henk Sierdsema
Hans Schekkerman
Kees van Scharenburg

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	9
Summary	21
1 Inleiding	33
1.1 Achtergrond en probleemschets	33
1.2 Doelstellingen	34
1.3 Vraagstellingen en globale aanpak	34
1.4 Afbakening	36
1.5 Leeswijzer	37
2 Landbouw en landbouwgebonden avifauna in kort bestek	39
3 Het Nederlandse cultuurlandschap in heden en verleden	45
3.1 Het hedendaagse cultuurlandschap	45
3.2 Enkele historische ontwikkelingen sinds 1900	49
4 Beleidsopgaven akkervogels	55
4.1 Beleidsdoelstellingen	55
4.2 Operationalisering	57
5 Akkervogels in Nederland	61
5.1 Wat zijn akkervogels?	61
5.2 Abundantie, verspreiding en populatietrends	62
5.2.1 Bronnen en kaartbeelden	62
5.2.2 Grauwe kiekendief	66
5.2.3 Patrijs	67
5.2.4 Kwartel	69
5.2.5 Kwartelkoning	71
5.2.6 Scholekster	73
5.2.7 Kievit	75
5.2.8 Veldleeuwerik	76
5.2.9 Graspieper	78
5.2.10 Gele kwikstaart	80
5.2.11 Witte kwikstaart	80
5.2.12 Roodborsttapuit	82
5.2.13 Geelgors	86
5.2.14 Grauwe gors	88
6 Akkervogels en hun relaties met de omgeving	91
6.1 Grauwe kiekendief	91
6.2 Patrijs	95
6.3 Veldleeuwerik	99
6.4 Geelgors	106
6.5 Grauwe gors	108

7	Bouwstenen voor maatregelenpakketten: verkenningen op landschapsniveau	115
7.1	Habitatassociaties Nederlandse akkervogels	115
7.1.1	Inleiding	115
7.1.2	Methode	116
7.1.3	Resultaten	117
7.1.4	Discussie	121
7.2	Modellering op basis van demografische parameters	124
7.2.1	Methode	124
7.2.2	Patrijs	128
7.2.3	Veldleeuwerik	131
7.2.4	Geelgors	139
7.2.5	Grauwe gors	142
7.3	Een populatiemodel voor de Veldleeuwerik in Groningen	144
7.3.1	Inleiding	144
7.3.2	De Veldleeuwerik in Groningen	144
7.3.3	Hoe het tij te keren?	146
7.3.4	Discussie en conclusies	152
7.4	Synthese en discussie	154
8	Maatregelen op landelijk niveau: aard, oppervlakte en kosten	159
8.1	Uitgangspunten	159
8.2	Landelijke verspreiding en kerngebieden van Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors	162
8.3	Kosten per soortgerichte maatregel	169
8.3.1	Patrijs: onbespoten graanranden of ander insectenrijk habitat	169
8.3.2	Patrijs: hoogkwalitatief nesthabitat	171
8.3.3	Patrijs: structuur- en zadenrijke gewasstoppels	172
8.3.4	Veldleeuwerik: uitbreiding zomergraanteelt	172
8.3.5	Veldleeuwerik: brede akkerranden	174
8.3.6	Geelgors: overwinterende graanstoppels	179
8.3.7	Geelgors: wintervoedselgewassen	180
8.4	Synthese: van soortgerichte maatregelen naar een landelijk maatregelenpakket	181
9	Discussie en conclusies	193
9.1	Discussie	193
9.2	Conclusies	197
	Literatuur	199
Bijlage 1	Trendkaarten voor Nederlandse akkervogels	209
Bijlage 2	Resultaten van habitatassociatiemodellen	219
Bijlage 3	Overzicht van maatregelen voor akkervogels	229
Bijlage 4	Landgebruik in verspreidingsareaal binnen akker- en regionaal gemengd landbouwgebied en in kerngebieden van Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors	233
Bijlage 5	Landelijke verspreiding en dichtheden van gewasteelten	235

Samenvatting

Achtergrond en doelstellingen

Akkervogels hebben lang geprofiteerd van de opkomst van de landbouw in Europa, maar nemen de afgelopen decennia sterk in aantal af, zowel in 'oud' als in 'nieuw' Europa. Dit wordt alom toegeschreven aan intensivering en schaalvergroting van de landbouw, mede als gevolg van het in Europa gevoerde Gemeenschappelijke Landbouwbeleid (GLB). Als onderdeel van een al jaren voortgaand proces, krijgen hervormingen van het GLB in de komende jaren verder gestalte. Daarbij gaan stemmen op dat het GLB zal moeten 'vermaatschappelijken', waarmee wordt bedoeld dat steunbetalingen aan de landbouw in de toekomst gelegitimeerd kunnen worden door ze sterker te koppelen aan publieke belangen. Afhankelijk van de uitwerking van het GLB na 2013 betekent dit dat de betekenis van gerichte betalingen aan de landbouw voor stimulering van specifieke doelen, waaronder biodiversiteit, mogelijk gaat toenemen.

Binnen de context van een veranderend GLB enerzijds en biodiversiteitsdoelstellingen voor het landelijk gebied anderzijds wil het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) inzicht krijgen in de (kosten van) maatregelen die in de landbouw op landelijk niveau nodig zijn om biodiversiteitsdoelstellingen voor akkervogels te behalen. Dit onderzoek beoogt dit inzicht te verschaffen, gebruikmakend van de omvangrijke Europese wetenschappelijke literatuur over de invloed van eigenschappen van landbouwsystemen op populaties van akkervogels. Als representanten van de akkervogelgemeenschap wordt in deze studie een tiental soorten meegenomen, maar daarbinnen gaat speciaal de aandacht uit naar Grauwe kiekendief, Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors. Hoofddoelstellingen van het onderzoek zijn:

1. Op basis van de vigerende biodiversiteitsdoelstellingen inzicht geven in de beleidsopgaven voor akkervogels in het landelijk gebied.
2. Inzicht geven in de (kosten van) maatregelen die in het landelijk gebied nodig zijn om in de beleidsopgaven te kunnen voorzien. Daarbij gaat het zowel om de aard van de maatregelen als om de 'intensiteit' waarmee deze maatregelen in het landelijk gebied moeten worden geïmplementeerd.

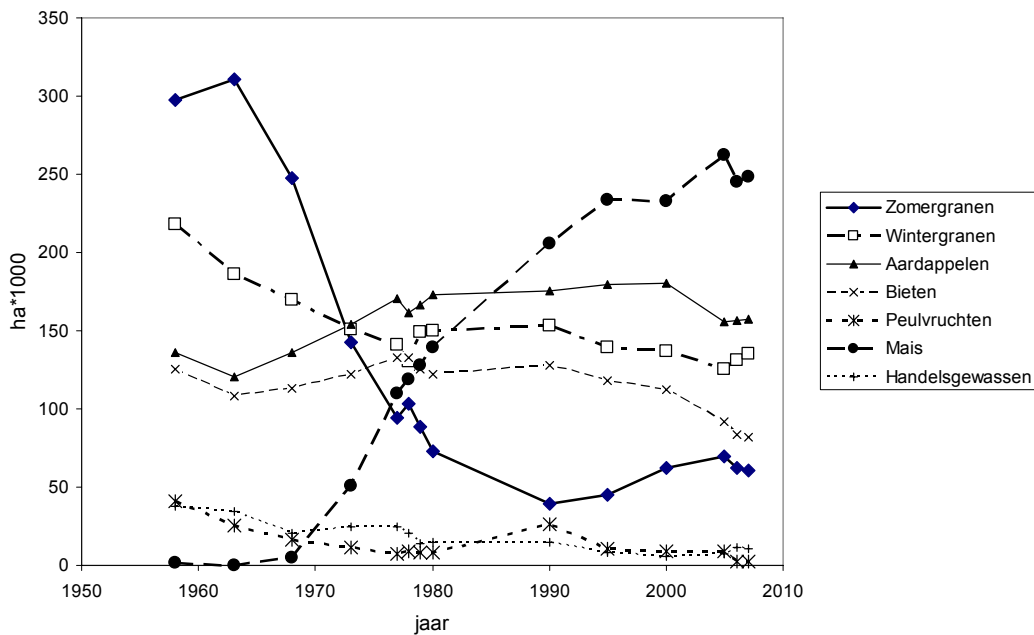
Dit onderzoek richt zich op akkervogelgemeenschappen in het landelijk gebied, dat wil zeggen associaties van vogelsoorten die gebonden zijn aan agrarische cultuurlandschappen voor zover beperkt tot akkerbouwgebieden en regionaal gemengde landbouwgebieden. Daarmee worden weidevogelassociaties en delen van het landelijk gebied met overwegend natuurgebied, grasland, fruitteelt en glastuinbouw buiten beschouwing gelaten. Vollegrondsgroenteteelt en bloembollenteelt worden wel onder de voor akkervogels relevante landgebruiksvormen geschaard.

Karakterisering landelijk gebied

De totale oppervlakte van het Nederlandse areaal cultuurgrond bedraagt ruim 1.9 miljoen hectare, waarvan 53% in gebruik is als grasland, 43% voor akkerbouw (incl. 13% snijmais), 5% voor opengrondstuintbouw en 0.5% voor glastuinbouw. Deze verdeling wijkt weinig af van die in 1990, maar ten opzichte van 1971 is het areaal akkerbouw met ca. 13% gedaald. Verwacht wordt dat het areaal akkerbouw in de toekomst verder zal afnemen. De Nederlandse akkerbouw kent in vergelijking met het buitenland een intensief bouwplan. Daar waar in andere landen granen domineren, bestaat het gemiddelde Nederlandse bouwplan voor een aanzienlijk deel uit aardappelen, suikerbieten en akkerbouwmatige groenten. Landschappelijk gezien bestaan er grote en voor akkervogels relevante verschillen tussen de diverse landbouwregio's, bijvoorbeeld wat betreft de schaal van het landschap en de daarin aanwezige gewasteeften. Een belangrijke scheidslijn is die tussen Hoog- en Laag-Nederland. Hoog-Nederland valt min of

meer samen met het droge en relatief kleinschalige zandgebied, Laag-Nederland omvat de nattere, meestal grootschaliger en meer open klei- en veengebieden. In de helft van de in statistieken onderscheiden veertien landbouwregio's zijn akkerbouwmatige teelten (inclusief maïs) de dominante landgebruiksvorm, in de andere helft is dat grasland. In regio's met veel veehouderij bestaat een groot deel van het areaal akkerbouwmatige teelten uit maïs. Er zijn vijf regio's waar het areaal zomer- en wintergranen groter is dan 20%: Bouwhoek & Hogeland, Veenkoloniën & Oldambt, IJsselmeerpolders, het Zuidwestelijk Akkerbouwgebied en Zuid-Limburg. Daarbinnen zijn wintergranen meestal dominant. Alleen in de Veenkoloniën nemen zomergranen een groter areaal in dan wintergranen.

Belangrijke veranderingen in de landbouw van na de Tweede Wereldoorlog betreffen de grootschalige introductie van kunstmest, chemische bestrijdingsmiddelen, mechanisatie en ruilverkavelingen. Als gevolg hiervan namen onkruid- en insectenpopulaties in de landbouw sterk af, waardoor de beschikbaarheid van voedsel voor vogels in de vorm van insecten en zaden jaarrond afnam. Een ander gevolg was het optreden van verschuivingen in gewasarealen vanaf midden jaren zestig. Meest in het oog springend daarbij is de afname van het areaal zomergranen in de periode 1965-1980 en een toename van het areaal maïs vanaf 1970 tot in de eerste jaren van deze eeuw (Figuur S.1). Door de afname van het areaal zomergranen nam het aandeel daarvan binnen het totale akkerbouwareaal af van ruim 30% in de periode vóór 1970 tot iets meer dan 10% nu. Het areaal wintergranen nam eveneens af. Deze afname hangt samen met het goeddeels verdwijnen van de roggeteelt in Nederland, gedeeltelijk gecompenseerd door een toename van de teelt van wintertarwe.



Figuur S.1: Ontwikkeling van gewasarealen van enkele belangrijke gewassen sinds de jaren zestig (bron: Land- en tuinbouwcijfers, diverse jaargangen).

Akkervogels: trends en oorzakelijke verbanden

Specifieke 'akkervogels' bestaan niet. De term is in zwang geraakt om een soortgroep aan te duiden waarvoor door intensivering van graslandgebruik het belang van graslanden in grote delen van Nederland sterk is afgenomen en dat van akkers toegenomen. Dat neemt niet weg dat akkervogels binnen hun leefgebied nog steeds gebruik maken van zowel akkers als graslanden. In plaats van 'akkervogels' zou het daarom beter zijn te spreken over

'boerenlandvogels', waarbinnen dan nog wel een onderscheid kan worden aangebracht tussen (a) de groep met een voorkeur voor graslanden, (b) voor akkers of (c) voor beide. Daarnaast zijn akkervogels onder te verdelen op basis van voorkomen in open landschappen of halfopen en meer besloten landschappen. Veel van de aan open landschappen gebonden soorten vinden hun oorsprong in natuurlijke biotopen als steppen, kwelders en natuurlijke graslanden. Dit betreft voornamelijk grondbroeders als Kievit, Kwartel, Grauwe gors, Gele kwikstaart en Veldleeuwerik. Soorten van halfopen en besloten landschappen (o.a. Geelgors, Ringmus, Patrijs, Zomertortel en Kneu) vertonen niet alleen binding met akkers en graslanden, maar ook met landschapselementen zoals bosjes, houtwallen, struweelhagen, ruigten, greppels en natte elementen.

Bezien over een lange termijn laten de meeste soorten een forse achteruitgang zien. Van enkele soorten gaat ook vandaag de dag deze achteruitgang nog steeds door (Patrijs, Scholekster, Kievit). Enkele andere soorten vertonen mogelijk een stabilisatie op een laag niveau (Veldleeuwerik, Graspieper, Gele kwikstaart, Witte kwikstaart). Eén soort is inmiddels als broedvogel uitgestorven (Ortolaan), een andere staat op het punt dat te doen (Grauwe gors). Positieve uitzonderingen zijn Grauwe kiekendief (toename dankzij habitatmaatregelen en intensieve nestbescherming), Geelgors (regionale toename sinds 1990) en Roodborsttapuit.

Elke soort heeft zo z'n eigen wensen en voorkeuren ten aanzien van nest- en schuilgelegenheid, zomervoedsel en wintervoedsel. Elke soort kan wel wat habitatverstoring verdragen, maar bij voortgaande verslechtering van de kwaliteit van de leefomgeving wordt die op een bepaald moment niet meer leefbaar en verdwijnt de soort. Waar de schoen wringt is voor elke soort anders.

- Sturende factoren voor de populatieontwikkeling van de Patrijs zijn kuikenoverleving, overlevingspercentage van nesten tot aan uitkomen en (winter)overleving van adulte en jonge vogels. Voor het voortbestaan van een patrijzenpopulatie is cruciaal dat kuikens in hun eerste levensdagen voldoende insecten kunnen vinden.
- Afnemende populaties van de Veldleeuwerik in akkerbouwgebieden worden toegeschreven aan een afgenomen aantal broedpogingen per paar per jaar en een verslechterde voedselsituatie in de broedgebieden. Door schaalvergroting en eenvormiger gewasrotaties is een veldleeuwerikpaar veel minder dan voorheen in staat om binnen de grenzen van het territorium te profiteren van verschillende gewassen in verschillende ontwikkelingsstadia voor opeenvolgende broedpogingen. Tegelijkertijd is sprake van een gebrek aan geschikte, insectenrijke vegetaties waarin efficiënt naar voedsel voor nestjongen kan worden gezocht. Er zijn veel aanwijzingen dat ook de omstandigheden in de winter aanmerkelijk zijn verslechterd, maar het is niet bekend welke gevolgen dit heeft voor de ontwikkeling van populaties.
- Het voorkomen van Geelgorzen in het landbouwgebied is sterk geassocieerd met niet al te grootschalige teelten van granen en hakvruchten, in combinatie met landschapselementen als heggen, houtwallen en andere bosschages of ruige en begroeide greppels en randen. Waar populaties afnemen, bestaat het sterke vermoeden dat verlaagde winteroverleving als gevolg van voedselgebrek een rol speelt, vooral in de late wintermaanden. De afname van het areaal overwinterende graanstoppels in het landschap speelt daarbij hoogstwaarschijnlijk een rol.
- Net als de Geelgors is ook de Grauwe gors verbonden met graanteelten, maar dan in meer open landschappen. Belangrijke oorzaken van de afname van populaties van de Grauwe gors in Nederland zijn intensivering van het graslandbeheer, de opkomst van maïsteelt en voedselgebrek in de winter. Waar Grauwe gorzen in landschappen met 'moderne' landbouw nog tot broeden komen, zoals in Vlaanderen, is mogelijk ook het aantal broedpogingen verlaagd, veroorzaakt door een gebrek aan zaden als gevolg van afnemende onkruidpopulaties in het landelijk gebied.

Beleidsopgaven akkervogels

Met het bereiken van het ijkjaar 2010 werd binnen de Europese Unie tijdens het schrijven van dit rapport beleidsmatig de balans opgemaakt over de toestand van de biodiversiteit en over de effectiviteit van het biodiversiteitsbeleid. Op 16 maart 2010 stelde de EU-Milieuraad vast dat biodiversiteitsdoelen voor 2010 niet zijn gehaald en dat grotere inspanningen nodig zijn. De Milieuraad formuleert als langetermijnvisie voor de EU dat de biodiversiteit en de ecosysteemdiensten die daaruit voortkomen uiterlijk in 2050 naar behoren moeten zijn hersteld en beschermd. Afgeleid van de 'visie 2050' formuleert de Milieuraad als hoofddoel dat het biodiversiteitsverlies en de achteruitgang van ecosysteemdiensten in de EU uiterlijk in 2020 tot staan moet zijn gebracht en, voor zover dit haalbaar is, ongedaan gemaakt. Eind 2010 zal de Europese Commissie daartoe een biodiversiteitactieplan presenteren. In het post-2010 denken van de Commissie spelen Natura 2000 en de onderliggende natuurrichtlijnen onverminderd een belangrijke rol. In aanvulling daarop staat het concept 'groene infrastructuur' centraal. Dit is een in het EU-beleid nieuw begrip, met name bedoeld voor een betere integratie van biodiversiteitsdoelen in andere beleidssectoren, waaronder landbouw. Met de nieuwe Europese post-2010 doelen is verder in dit rapport geen rekening gehouden; in plaats daarvan is uitgegaan van de wenselijkheid om verdere achteruitgang van de biodiversiteit per 2010 te stoppen, conform de pre-2010 doelen en vigerende nationale beleidsnota's.

Nederlandse doelstellingen voor biodiversiteit zijn ingebed in een internationaal kader. Behalve Europees beleid betreft dit vooral het door Nederland geratificeerde Biodiversiteitsverdrag. Het Nederlandse biodiversiteitsbeleid wordt verwoord in opeenvolgende natuurbeleidsnota's, nationale milieubeleidsplannen en in het ontwikkelingssamenwerkingbeleid. Concrete doelen zijn onder meer realisatie en duurzaam beheer van Natura 2000-gebieden en het stoppen van de achteruitgang van de biodiversiteit in 2010. De beleidsnota 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' voegt daar aan toe het streven naar duurzame condities in 2020 voor instandhouding van soorten en populaties die in 1982 van nature in Nederland voorkwamen. Doelen ten aanzien van in landbouwgebieden aanwezige biodiversiteit zijn beperkt uitgewerkt in bestaand beleid, waarbij het accent sterk op weidevogels ligt.

Provincies hanteren eveneens biodiversiteitsdoelen. In uitzonderlijke gevallen zijn doelen voor akkervogels op het provinciale niveau verder uitgewerkt dan op het nationale niveau. Zo hanteert de provincie Groningen als doelstelling 'het per 2010 stabiliseren van de populatie akkervogels en weidevogels op het niveau van 2006'.

Op pan-Europees niveau is een index ontwikkeld voor vogels van het boerenland: de Europese *Farmland Bird Index*. Deze index is een van de *headline indicators for sustainable development* binnen de EU, onderdeel van de Strategie voor Duurzame Ontwikkeling. De index wordt gebruikt voor het meten van de voortgang bij biodiversiteitsdoelen. Min of meer typische akkervogels die in de index zijn vertegenwoordigd zijn onder andere Patrijs, Kievit, Veldleeuwerik, Kneu, Geelgors en Grauwe gors. Als streven geldt dat de index na 2010 niet verder afneemt. Nederland hanteert twee nationale varianten van de Europese *Farmland Bird Index*, met dertien respectievelijk 27 soorten, waaronder Kievit, Veldleeuwerik, Gele kwikstaart, Ringmus en Geelgors.

In de geest van de *Farmland Bird Index* houdt onverkorte toepassing van Europese en nationale biodiversiteitsdoelstellingen op akkervogels in dat de verdere terugloop van omvang en verspreiding van populaties van de diverse soorten akkervogels per 2010 op alle schaalniveaus moet zijn gestopt. Daarnaast geldt het streven dat twee na 1982 uitgestorven akkervogelsoorten per 2020 weer 'duurzaam' moeten zijn teruggekeerd: Grauwe gors en Ortolaan.

Het streven naar duurzame populaties van soorten en populaties die in 1982 van nature in Nederland voorkwamen, vraagt om een nadere duiding van wat duurzame populaties zijn.

Hiervoor wordt de term '*minimum viable population*' (MVP) gebruikt. De literatuur is niet eenduidig over de aantallen die bij een MVP horen. Bij de kleinere zangvogels wordt uitgegaan van een 'veilige' minimale omvang van 50 reproducerende vrouwtjes in een kernpopulatie, bij een wat grotere soort als de Patrijs is dit 20. Een kernpopulatie is daarbij gedefinieerd als een populatie die slechts een geringe kans heeft om door normale demografische en niet-extreme milieuomstandigheden uit te sterven. De minimaal benodigde oppervlakte aaneengesloten leefgebied voor een kernpopulatie hangt af van de kwaliteit van het habitat voor de betreffende soort. Bij een goede habitatkwaliteit geldt een minimum oppervlak van 400 à 500 ha, bij een mindere kwaliteit is dat al snel het drie- of viervoudige. Het aantal kernpopulaties en de bijbehorende oppervlakte leefgebied dat landelijk gezien per soort nodig is, hangt af van beleidsdoelen, de kwaliteit van het leefgebied van de kernpopulaties, de kwaliteit van het leefgebied van omliggende deelpopulaties en soortspecifieke biologische kenmerken als reproductie-, dispersie- en/of kolonisatievermogen. Voor het stoppen van verdere terugloop van omvang en verspreiding van populaties op alle schaalniveaus, moet voor soorten als Veldleeuwerik en Patrijs qua ordegrootte landelijk worden gedacht aan enkele tientallen kernpopulaties.

Vereiste maatregelen: aard en intensiteit

Bij gelijke immigratie en emigratie zijn veranderingen in de omvang van een populatie primair de resultante van de balans tussen reproductie en sterfte. In geval van een afnemende populatie overtreft de langjarige sterfte de langjarige reproductie. Of vervolgens verhoogde sterfte dan wel verlaagde reproductie de dominante oorzaak van de afname is, is niet zomaar vast te stellen en kan bovendien veranderen in ruimte en tijd. Aan de primaire oorzaken kan een scala aan secundaire oorzaken ten grondslag liggen, zoals een verlaagde kuikenoverleving of een verhoogde sterfte gedurende het late winterhalfjaar.

Voor een aantal soorten zijn er sterke vermoedens welke demografische parameters momenteel het meest bepalend zijn voor de negatieve populatieontwikkeling. Dit geldt onder andere voor de Grauwe kiekendief, Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors, mede reden waarom die in dit rapport tot aandachtsoorten zijn gekozen.

Indien is vastgesteld welke demografische parameters zich het beste lenen voor sturing van de populatieontwikkeling in de gewenste richting, dient nagegaan te worden welke habitatmaatregelen daarvoor nodig zijn. Gebaseerd op de huidige '*bottlenecks*' en daarop afgestemde habitatmaatregelen voor Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors wordt in Tabel S.1 een overzicht gegeven van vereiste maatregelen en bijbehorende 'maatregelintensiteit' (oppervlakte aan maatregelen per eenheid oppervlak landbouwgrond) in het leefgebied. Er worden schattingen gegeven voor de situatie waarbij de gehele populatie in staat wordt gesteld van maatregelen te profiteren (en dus ook demografische parameters te verbeteren) en voor de situatie waarbij dat voor een minimaal deel van de populatie geldt, waarbij maatregelen worden geconcentreerd in gebieden met de hoogste dichtheden van de doelsoorten. Dit laatste vertoont parallellen met een kerngebiedenbenadering. Als maar een deel van de populatie kan profiteren van maatregelen, dan brengt dat met zich mee dat voor eenzelfde populatiegroei in de hele populatie demografische parameters in het beïnvloede deel van de populatie sterker zullen moeten toenemen dan wanneer ook de hele populatie in staat wordt gesteld te profiteren van maatregelen. Dit verklaart de hogere vereiste maatregelintensiteit bij implementatie van maatregelen in alleen gebieden met de hoogste dichtheden (Tabel S.1). Toepassing van maatregelen waarbij de hele populatie kan profiteren (landelijke benadering) resulteert in eenzelfde verondersteld netto-effect op de totale populatie als toepassing van diezelfde maatregel in alleen gebieden met hoge dichtheden bij hogere maatregelintensiteit (kerngebiedenbenadering). Er kan dus een keuze worden gemaakt tussen landelijke implementatie van maatregelen en concentratie van maatregelen in gebieden met hoge dichtheden. In dit rapport wordt die keuze niet gemaakt.

Tabel S.1: Maatregelen en benodigde maatregelintensiteit voor het bereiken van 1% populatiegroei op korte termijn. Bij landelijke implementatie wordt de gehele populatie blootgesteld aan maatregelen en in staat gesteld demografische parameters te verbeteren. Bij een kerngebiedenbenadering worden maatregelen geconcentreerd in gebieden met de hoogste dichtheden, zodanig dat in een minimaal deel van de populatie maximale demografische parameters bereikt worden. Daarvoor is binnen de kerngebieden een hogere maatregelintensiteit nodig dan wanneer de hele populatie in staat wordt gesteld te profiteren van maatregelen.

Soort en demografische parameter(s)	Maatregel	Vereiste maatregelintensiteit bij landelijke implementatie	Vereiste maatregelintensiteit bij implementatie in gebieden met hoogste dichtheden	Te bereiken deel van totale populatie
Patrijs, kuikenoverleving	Onbespoten graanranden of ander insectenrijk habitat	Ca. 3% van het areaal als insectenrijk habitat	Ca. 7.5% van het areaal als insectenrijk habitat	18%
Patrijs, uitkomstsucces nesten	Brede struweelhagen, heggen of randen/stroken met polvormende grassen	Ca. 4% van het areaal landbouwgrond als hoogkwalitatief nesthabitat	?	16%
Patrijs, overleving	Structuur- en zadenrijke gewasstopfels	?	?	14%
Veldleeuwerik, aantal broedpogingen	Vervanging van dominante gewassen door zomergranen	Aandeel zomergranen in landbouwgebied 5-10%	Aandeel zomergranen in landbouwgebied 15-20%	18%
Veldleeuwerik, uitgevlogen jongen per poging	Brede akkerranden	Ca. 5-10% van het areaal landbouwgrond	?	18%
Geelgors, overleving	Overwinterende graanstopfels	Ca. 10-15% van het areaal landbouwgrond	?	13%
Geelgors, overleving	Wintervoedselgewassen (m.n. ongeogste granen)	Ca. 1 à 2% van het areaal landbouwgrond	?	13%
Grauwe gors, overleving	Overwinterende graanstopfels, wintervoedselgewassen	?	?	25-30%
Grauwe gors, aantal broedpogingen, uitgevlogen jongen per poging	Extensieve zomergraanteelten, braak, grasachtige randen	?	?	9%

Maatregelintensiteiten in Tabel S.1 zijn afgeleid uit literatuuronderzoek en moeten worden gezien als *'best guesses'* met een grote onzekerheidsmarge. Ondanks dat alle maatregelen een deugdelijke onderbouwing kennen voor wat betreft werkingsmechanisme, bleek het in de meeste gevallen niet mogelijk een kwantitatief en direct verband te leggen tussen aard en intensiteit van de maatregel enerzijds en veranderingen van demografische parameters anderzijds. Dat kwantitatieve relaties veelal onbekend zijn, valt te verklaren uit het feit dat daarvoor intensief, meerjarig en duur onderzoek vereist is. Met de meeste maatregelen in Tabel S.1 is ook in Nederland ervaring opgedaan.

Voor zover gekwantificeerd resulteert elke maatregel binnen een soort – hetzij geïmplementeerd via een landelijke benadering, hetzij via een kerngebiedenbenadering – in eenzelfde verondersteld effect op de totale populatie. Binnen een soort zijn maatregelen dus te zien als alternatieven, maar aangrijpend op andere demografische parameters. Dit betekent dat de maatregelen binnen een soort in principe uitwisselbaar zijn. Indien alle maatregelen binnen een soort met de aangegeven intensiteit worden uitgevoerd, dan moeten de veronderstelde effecten daarvan leiden tot een populatiegroei die veel groter is dan van een enkele maatregel. Kwantificering van gecombineerde effecten van combinaties van maatregelen op demografische parameters en populatiegroei is zowel binnen als tussen soorten niet mogelijk.

Uiteindelijk gaat het niet om via maatregelen tot stand gebrachte veranderingen in demografische parameters of populatiegroeisnelheden, maar om veranderingen in absolute populatieaantallen op landelijk niveau. De gebruikte methoden laten het niet toe dat voorspellingen kunnen worden gedaan over via habitatmaatregelen beïnvloede absolute populatieaantallen.

Naar een landelijk maatregelpakket voor akkervogels

De maatregelen in Tabel S.1 zijn gekoppeld aan een specifieke soort en een specifieke demografische parameter: in die zin zijn het *soortgerichte maatregelen*. Om op landelijk niveau uitspraken te kunnen doen over kosten van maatregelen voor akkervogels dient de in generieke termen geformuleerde maatregelintensiteit van de soortgerichte maatregelen in Tabel S.1 vertaald te worden naar maatregelen voor het Nederlandse akker- en regionaal gemengde landbouwgebied als geheel. Daarbij wordt de Grauwe gors buiten beschouwing gelaten, omdat deze soort thans alleen op een specifieke locatie nog kans maakt zich als broedvogel te vestigen en een landelijk maatregelpakket voor deze soort daarom op korte termijn niet aan de orde is. Voor Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors moeten keuzes worden gemaakt tussen afzonderlijke soortgerichte maatregelen binnen een soort en moet rekening worden gehouden met de mate waarin de soorten profiteren van elkaars maatregelen ('ecologische overlap'). Uitgangspunt daarbij is dat maatregelen alleen in (delen van) het huidige verspreidingsgebied van de doelsoorten worden toegepast. Rekening houdend met bovengenoemde punten worden de absolute jaarlijkse kosten van een individuele maatregel berekend als het product van (1) de benodigde maatregelintensiteit per 100 ha landbouwgrond, (2) de kosten per ha van de betreffende maatregel en (3) de grootte van het landelijke verspreidingsareaal resp. de grootte van het kleinst mogelijke verspreidingsareaal in gebieden met de hoogste dichtheden.

In Tabel S.1 bleek het met name bij een kerngebiedenbenadering niet mogelijk een schatting te geven van de vereiste maatregelintensiteit (zie de vraagtekens in Tabel S.1). Als *proxy* voor de benodigde maatregelintensiteit in kerngebieden is uitgegaan van een vereiste maatregelintensiteit die twee keer zo hoog is als bij implementatie van maatregelen in het gehele verspreidingsareaal van een soort. Met deze aanvullende aanname kunnen ook globale schattingen gegeven worden van de kosten van maatregelen bij een concentratie van maatregelen in gebieden met hoge dichtheden. Het zal duidelijk zijn dat een deugdelijke onderbouwing hiervan ontbreekt.

Alle soortgerichte maatregelen in Tabel S.1 richten zich op het voorzien in een van de 'grote drie' voor akkervogels: broedgelegenheid en dekking, voldoende aanbod van toegankelijk zomervoedsel (dwz. insectenrijke habitats in nabijheid van nest) en voldoende aanbod van wintervoedsel (graankorrels, onkruidzaden). Gezien de behoeften van de behandelde soorten en de aard van de maatregelen bestaan er weinig conflicten tussen de maatregelen. Sterker nog, voor bijna alle soortgerichte maatregelen voor een soort geldt dat de andere soorten in principe kunnen meeliften, al is niet in kwantitatieve zin bekend in welke mate dat het geval zal zijn.

Om te komen tot een soortoverstijgend landelijk maatregelenpakket moet een keuze worden gemaakt tussen soortgerichte maatregelen binnen soorten. Ecologische en overwegingen met betrekking tot kosten van maatregelen en inpasbaarheid in de bedrijfsvoering kunnen daarbij een rol spelen.

Soortgerichte maatregelen worden relatief duur als 'vogelovriendelijke' gewasteelten volvelds moeten worden omgezet naar 'vogelvriendelijker' gewasteelten of wanneer landbouwgrond uit productie moet worden genomen. Tegelijkertijd bestaat er een aantal maatregelen met een gedegen onderbouwing in de literatuur voor wat betreft effectiviteit die, zelfs indien toegepast op ruime schaal, relatief lage kosten met zich meebrengen. Dit geldt met name voor onbespoten graanranden en de voor bepaalde regio's voorgestelde gedeeltelijke vervanging van wintergranen door zomergranen.

Bedrijfseconomische overwegingen daargelaten zijn de meeste soortgerichte maatregelen in principe goed inpasbaar in de bedrijfsvoering. Anders gezegd, er zijn niet bij voorbaat grote agronomisch-technische beletsels die invoering van maatregelen zoals onbespoten graanranden, brede akkerranden, overwinterende graanstopfels en opschaling van zomergraanteelt bij voorbaat onmogelijk maken. Een relatief ingrijpendere maatregel is de aanplant van struweelhagen, met onder andere consequenties voor perceelsgrootte en de toegankelijkheid van percelen voor machines. In dit licht moet de grootschalige aanplant van struweelhagen als nesthabitat voor de Patrijs niet als kansrijk worden gezien.

Na toepassing van deze en andere overwegingen op afzonderlijke soortgerichte maatregelen in Tabel S.1 komen we tot een landelijk maatregelenpakket en schattingen van totale jaarlijkse kosten als vermeld in Tabel S.2, daarbij onderscheid aanbrenghend tussen landelijke implementatie van maatregelen en implementatie in kerngebieden. Deze kosten bedragen €88,1 à 175,8 miljoen bij landelijke implementatie en €11,5 à 19,8 miljoen bij implementatie van maatregelen in gebieden met de hoogste dichtheden. De brede ranges houden verband met aangehouden bandbreedtes voor wat betreft maatregelintensiteit bij enkele van de voorgestelde maatregelen, vooral aandelen akkerranden en zomergraanteelten. Elke maatregel afzonderlijk heeft bewezen gunstige effecten op akkervogels, maar het is onzeker wat implementatie van alle maatregelen op de voorgestelde oppervlakten betekent voor absolute aantallen op populatieniveau.

Een constatering op grond van Tabel S.2 is dat concentratie van maatregelen in kerngebieden kosteneffectiever is dan spreiding van maatregelen over het gehele verspreidingsareaal van de behandelde soorten. De verklaring is dat bij concentratie van maatregelen in gebieden met hoge dichtheden gebruik gemaakt wordt van het gegeven dat het voorkomen van een deel van de populatie is geconcentreerd in een ruimtelijk beperkt areaal. Daarbij wordt de hoger benodigde maatregelintensiteit in kerngebieden meer dan goed gemaakt door het kleinere absolute areaal landbouwgrond waarop deze maatregelintensiteit gerealiseerd moet worden. Een methodologische kanttekening hierbij is wel dat in deze studie de omvang van het areaal kerngebieden is berekend als optelsom van individuele gridcellen van 250x250 meter met de hoogste dichtheden, zonder criteria te hanteren voor de minimum grootte van een kerngebied. Kerngebieden zoals gehanteerd in deze studie kunnen dus bestaan uit individuele cellen van 250x250 meter.

Tabel S.2: Soortoverstijgend maatregelenpakket voor akkervogels in het Nederlandse akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied. Bij landelijke implementatie wordt de gehele populatie blootgesteld aan maatregelen en in staat gesteld demografische parameters te verbeteren. Bij een kerngebiedenbenadering worden maatregelen geconcentreerd in gebieden met de hoogste dichtheden, zodanig dat in een minimaal deel van de populatie maximale demografische parameters bereikt worden. Daarvoor is binnen de kerngebieden een hogere maatregelintensiteit nodig dan wanneer de hele populatie in staat wordt gesteld te profiteren van maatregelen.

Maatregel	Maatregelintensiteit		Hectarebehoefte		Kosten per jaar	
	Landelijk	Kerngebied	Landelijk	Kerngebied	Landelijk	Kerngebied
Insectenrijk habitat: onbespoten graanranden en akkerranden	3% insectenrijk habitat	7.5% insectenrijk habitat	11.000 ha onbespoten graanranden in bestaande graanareaal 6700 ha akkerranden	1150 ha onbespoten graanranden in bestaande graanareaal 1400 ha akkerranden	€11,7 miljoen	€2,6 miljoen
Vervanging van regionaal dominerende gewassen door zomergranen	5-10% zomergranen	15-20% zomergranen	5% zomergranen: uitbreiding met 4600 ha 10% zomergranen: uitbreiding met 27800 ha	15% zomergranen: uitbreiding met 1700 ha 20% zomergranen: uitbreiding met 2600 ha	€4,9 à 21,0 miljoen	€1,0 à 1,5 miljoen
Aanleg brede akkerranden	5-10% brede akkerranden	10-20% brede akkerranden	5% akkerranden: 34.000 ha 10% akkerranden: 68.000 ha	10% akkerranden: 4000 ha 20% akkerranden: 8000 ha	€64,9 à 129,9 miljoen	€7,2 à 14,3 miljoen
Teelt wintervoedselgewassen	1-2% wintervoedselgewas	2-4% wintervoedselgewas	1% wintervoedselgewas: 4000 ha 2% wintervoedselgewas: 8000 ha	2% wintervoedselgewas: 400 ha 4% wintervoedselgewas: 800 ha	€6,6 à 13,2 miljoen	€0,7 à 1,4 miljoen
Totale kosten					€88,1 à 175,8 miljoen	€11,5 à 19,8 miljoen

Eerder werd geconstateerd dat duurzame (kern)populaties een bepaalde minimumomvang moeten hebben, zowel wat betreft het aantal individuen in de populatie als de omvang van het leefgebied. Bij het berekenen van de omvang van kerngebieden in deze studie is daarmee dus geen rekening gehouden. Als daar wel rekening mee zou zijn gehouden, dan zou de totale oppervlakte aan kerngebieden waarschijnlijk groter zijn dan nu berekend, en daarmee ook kosten van maatregelen in de kerngebiedenbenadering. Een andere kanttekening bij de kerngebiedenbenadering zoals gehanteerd in deze studie is dat deze moeilijk exact in deze vorm in praktijk zal zijn te brengen. Om allerlei redenen zal het lastig zijn om in aangewezen en in oppervlak beperkte kerngebieden maatregelen met de voorgeschreven hoge intensiteit te implementeren.

De consequentie van een verdunning van maatregelen in kerngebieden is dat de vereiste maximale waarden van demografische parameters niet worden gehaald. Het is daarom waarschijnlijk dat voor eenzelfde populatieontwikkeling het grote verschil in kosten tussen landelijke implementatie van maatregelen en implementatie in kerngebieden in werkelijkheid minder groot zal zijn dan hier berekend. Tegelijkertijd is het opportuun dat maatregelen voor akkervogels goedkoper en effectiever zijn naarmate met een eenzelfde oppervlak daarvan een groter deel van een populatie bereikt wordt. Met andere woorden, bij beperkte budgetten voor akkervogelbescherming is het efficiënter deze budgetten gericht in te zetten in gebieden met de hoogste dichtheden. De concentratie van maatregelen in gebieden met de hoogste dichtheden vergroot de kans dat populaties ter plekke zich kunnen ontwikkelen tot een bronpopulatie, waardoor duurzaam voortbestaan van populaties althans in deze kerngebieden is gewaarborgd. Analooq daaraan is een risico van het uitsmeren van maatregelen over een groot gebied dat per saldo geen enkele populatie in staat wordt gesteld zich te ontwikkelen van een *sink* tot een *source* en populaties dus zullen blijven afnemen, zij het mogelijk in een wat trager tempo dan voorheen.

Discussie

Recente hervormingen van het GLB zijn met name gericht op verdere liberalisering van landbouwmarkten en 'duurzame' plattelandontwikkeling. Als gevolg hiervan zullen inkomens in de Nederlandse grondgebonden landbouw in de komende jaren naar verwachting dalen. In die zin vormen de recente hervormingen van het GLB een extra impuls voor een voortgezette schaalvergroting in de landbouw. Als gevolg van afschaffing van de melkquotering, ontwikkelingen in het mestbeleid, de Europese bijmengplicht voor biobrandstoffen en de afbouw van ondersteuning van de teelt van zetmeelaardappelen en suikerbieten, zijn daarnaast verschuivingen in landgebruik te verwachten. De verwachting is dat in de periode 2006-2020 de oppervlakte akkerbouw met 10% krimpt en de melkproductie met 15% toeneemt. In Duitsland nam het areaal maïs tussen 2006 en 2008 met 20% toe, een gevolg van hoge prijzen en het toenemend gebruik van maïs als substraat voor mestvergisting. Vermoedelijk om dezelfde redenen als in Duitsland, vertoont ook in Nederland de prijs van snijmaïs een stijgende tendens, met een voorlopige piek in 2008. Indien de teelt van energiemais een hoge vlucht neemt, heeft dit consequenties voor akkervogelpopulaties, met name wanneer dit de graanteelten verder verdringt. Sinds 2008 wordt in Nederland energiemais als aparte categorie vermeld in CBS-statistieken, met in dat jaar een landelijk areaal van 1700 ha.

In afwezigheid van voor Nederlandse akkervogels gunstige 'autonome' grootschalige ontwikkelingen, dreigen akkervogels om een aantal redenen tussen de wal en het schip te vallen. Daaraan ten grondslag liggen de constatering dat akkervogels meestal voorkomen in gebieden die buiten de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) gelegen zijn en dat Nederland voor akkervogels – in tegenstelling tot weidevogels – geen internationale verantwoordelijkheid draagt. Er kan ook niet bij voorbaat van worden uitgegaan dat voor akkervogels belangrijke gebieden geheel dan wel gedeeltelijk samenvallen met 'landbouwgronden met hoge

natuurwaarden' (zgn. *HNV-farmland*) dan wel met 'maatschappelijk waardevolle gebieden' als bedoeld in de Houtskoolschets. Een gevolg van deze constatering is dat er voor akkervogels tot dusver relatief weinig beschermingsmaatregelen genomen worden. Verder kunnen akkervogels – alweer in tegenstelling tot weidevogels – zich niet speciaal in de warme belangstelling van de gemiddelde Nederlander verheugen en staan ze daarom niet op de politieke agenda. Hiermee zijn veel akkervogelpopulaties overgeleverd aan de economische wetten van een liberaliserende (landbouw)markt, zonder zelf een prijs te hebben. Een treffend voorbeeld hiervan deed zich in september 2007 voor, toen de Europese Commissie bekend maakte de verplichte braaklegging in 2008 op 0% te willen stellen. Dit besluit werd ingegeven door krapte op de graanmarkt en historisch hoge graanprijzen. Dat akkervogels in heel Europa baat hadden bij de braaklegging speelde bij dit besluit nauwelijks een rol.

Waar markten falen bij het borgen van publieke doelen, spreken economen van 'falende markten', hetgeen overheidsingrijpen zou rechtvaardigen. De Europese Commissie is zich hiervan bewust. Ze heeft bij herhaling moeten constateren dat biodiversiteitsdoelen niet worden gehaald en dat die doelen daarom beter geïntegreerd zouden moeten worden in de andere Europese beleidsterreinen, waaronder het GLB. Deze overwegingen maken het beschermen van akkervogels via het GLB niet tot een onlogische gedachte. De praktische overweging dat het GLB-instrumentarium om dit te doen al jarenlang bestaat (de zgn. *agri-environment schemes*), komt daar nog eens bij.

Dit rapport laat zien dat met relatief eenvoudige maatregelen wat gedaan kan worden aan het verlies van akkervogels binnen landbouwgebieden, al is niet bekend wat implementatie van de voorgestelde maatregelen met voorgestelde intensiteit betekent voor absolute aantallen akkervogels en mate van doelbereik. De maatregelen vergen een bedrag variërend van minimaal enkele tientallen miljoenen tot maximaal €176 miljoen per jaar. Deze bedragen stemmen overeen met minimaal ruim 1% en maximaal 17% van in 2008 aan Nederland toegekende GLB-subsidies.

Behalve boeren zijn ook andere beheerders in het landelijk gebied actief, zoals weg- en bermbeheerders, de waterschappen en de terreinbeherende organisaties. Het bij deze organisaties in beheer zijnde areaal kan potentieel een niet verwaarloosbare bijdrage leveren aan de voorziening in kwalitatief hoogstaand seminatuurlijk habitat voor akkervogels en andere in het landelijk gebied aanwezige soorten. Momenteel ontbreekt het aan inzicht in wat de beheersgrondslagen zijn voor het door genoemde organisaties beheerde gebied en in hoeverre rekening wordt gehouden met natuurwaarden in het algemeen en akkervogels in het bijzonder. Het is plausibel te veronderstellen dat er voor het beheer van bermen en andere lijnvormige elementen in het landschap (dijken, taluds, oevers etc.), vanuit het perspectief van flora en fauna veel te verbeteren valt, zonder dat dit hoge kosten vergt. Het is eveneens voorstelbaar dat terreinbeherende organisaties zoals de Landschappen een gering deel van hun terreinen bestemmen voor de teelt van wintervoedselgewassen zonder dat conflicten optreden met andere beheers- of gebruiksdoelinden. De teelt van wintervoedselgewassen is feitelijk een van de weinige mogelijkheden om buiten de reguliere landbouw om en meer in het domein van het klassieke natuurbeheer maatregelen voor akkervogels te treffen.

Conclusies

Specifieke 'akkervogels' bestaan niet. Wel is voor veel soorten akkervogels door intensivering van graslandgebruik het belang van graslanden afgenomen en dat van akkers toegenomen. Omdat een groot deel van Nederland uit cultuurland bestaat, is het aandeel van de totale populaties van akkervogels dat in akkerbouwgebieden broedt bij veel soorten groot.

Bezien over een lange termijn laten de meeste soorten een forse achteruitgang zien. Van enkele soorten gaat deze achteruitgang nog steeds door (Patrijs, Scholekster, Kievit). Enkele andere soorten vertonen mogelijk sinds kort een stabiele trend, met aantallen op een laag niveau (Veldleeuwerik, Graspieper, Gele kwikstaart, Witte kwikstaart). Eén soort is als broedvogel uitgestorven (Ortolaan), een andere staat op het punt dat te doen (Grauwe gors). Positieve uitzonderingen zijn Grauwe kiekendief (toename dankzij habitatmaatregelen en nestbescherming), Geelgors (toename sinds 1990) en Roodborsttapuit.

Elke soort stelt z'n eigen eisen aan onder meer nest- en schuilgelegenheid, zomervoedsel en wintervoedsel. Elke soort kan wel wat habitatverstoring verdragen, maar bij voortgaande verslechtering van de kwaliteit van de leefomgeving wordt die op een bepaald moment niet meer leefbaar en verdwijnt de soort. Waar de schoen wringt is voor elke soort anders. Soortspecifieke problemen zijn terug te voeren op ingrijpende veranderingen zoals die zich gedurende de afgelopen decennia in de Nederlandse landbouw hebben voorgedaan.

Onverkort toepassen van Europese en nationale biodiversiteitsdoelstellingen op akkervogels houdt in dat de verdere terugloop van omvang en verspreiding van populaties van akkervogels per 2010 op alle schaalniveaus moet zijn gestopt. In het rijksbeleid is dit doel niet verder kwantitatief uitgewerkt. Sommige provincies hanteren voor indicatorsoorten wel concrete aantalsdoelstellingen. Het streven naar 'duurzame condities in 2020 voor instandhouding van soorten en populaties die in 1982 van nature in Nederland voorkwamen' zou inhouden dat voor Ortolaan en Grauwe gors potentiële leefgebieden van enkele honderden hectare groot moeten worden ingericht, waarin ca. 50 broedparen moeten kunnen reproduceren.

In afwezigheid van voor Nederlandse akkervogels gunstige 'autonome' grootschalige ontwikkelingen in de landbouw, is een perspectief op behoud van huidige akkervogelpopulaties vanaf 2010 niet vanzelfsprekend. Als 'bedreigend' kunnen worden genoemd verdere schaalvergroting in de landbouw, afschaffing van melkquotering en de daaraan gekoppelde toename van de melkproductie en verdere expansie van de gras- of maïsteelt, al dan niet bestemd als substraat voor mestvergiftiging. Indien de teelt van gras of maïs (regionaal) fors in areaal toenemen, heeft dit consequenties voor (regionale) akkervogelpopulaties.

De in dit rapport voorgestelde maatregelen om verdere achteruitgang van populaties tegen te gaan zijn introductie van onbespoten graanranden in graanpercelen, aanleg van brede akkerranden, uitbreiding van teelt van zomergranen ten koste van regionaal dominerende gewassen en teelt van wintervoedselgewassen. De jaarlijkse kosten van de maatregelen bedragen €88,1 à 175,8 miljoen bij landelijke implementatie en €11,5 à 19,8 miljoen bij implementatie van maatregelen in gebieden met hoge dichtheden van de doelsoorten. De bandbreedtes houden verband met aangehouden bandbreedtes voor wat betreft aandelen akkerranden en zomergraanteelten. Vanwege de complexiteit van ecosysteemprocessen is het onzeker in hoeverre de voorgestelde maatregelen met de voorgestelde oppervlakten de verdere achteruitgang van populaties van akkervogels na 2010 daadwerkelijk tegengaan.

Het grote verschil in kosten tussen landelijke implementatie van maatregelen en implementatie in kerngebieden, beide met eenzelfde verondersteld netto effect op de populatieontwikkeling, zal om praktische en methodologische redenen in werkelijkheid minder groot zijn dan hier berekend. Tegelijkertijd is het opportuun dat maatregelen voor akkervogels effectiever zijn naarmate met eenzelfde oppervlak daarvan een groter deel van een populatie bereikt wordt.

De meeste akkervogelpopulaties in de diverse Nederlandse regio's zijn overgeleverd aan de economische wetten van een liberaliserende (landbouw)markt zonder zelf een prijs te hebben: er is sprake van marktfalen. Bescherming van akkervogels via het GLB is daarom niet onlogisch. Het GLB-instrumentarium om dat te doen bestaat al jarenlang.

Summary

Background and objectives

Whereas birds of arable farmland have long benefitted from the expansion of agriculture in Europe, their numbers have been declining in recent decades, both in the 'old' EU member states and in those which recently joined the EU. This decline is generally attributed to intensified farming methods and increases in the scale of farming operations, partly caused by the EU's Common Agricultural Policy (CAP). The CAP will be further amended in the next few years, as part of an ongoing reform process. Some have suggested that the CAP will have to adapt to the needs of society as a whole, which means that subsidies to agriculture might in the future be legitimised by linking them more closely to public interests. Depending on CAP design after 2013, this may result in greater significance of direct payments to agriculture to achieve specific objectives, including biodiversity.

Within the context of the changing CAP and biodiversity targets for rural areas, the Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL) needs information on conservation measures required at national scale in Dutch agriculture to meet the biodiversity targets for arable farmland bird communities, and the costs involved in these measures. The present study aimed to supply this information on the basis of the comprehensive European scientific literature on the influence of farming system characteristics on farmland bird populations. The study focused on ten species that were considered to be representative of the bird community of arable farmland, with special attention for Montagu's Harrier, Grey Partridge, Skylark, Yellowhammer and Corn Bunting. The main objectives of the study were to:

1. Examine policy tasks regarding birds of arable farmland in Dutch rural areas, given the current biodiversity targets.
2. Examine conservation measures required in rural areas to meet these policy tasks, and the costs involved, in terms of both the nature of the measures and the 'intensity' with which these have to be implemented in rural areas.

The study focused on bird communities of arable farmland, that is, associations of bird species that preferably inhabit agricultural landscapes, with distributions skewed toward arable and mixed farming areas. This means that it excluded associations of meadow birds, as well as parts of rural areas dominated by nature reserves, grassland, fruit cultivation and greenhouse farming, whereas field-grown vegetables and flower bulbs were included in our definition of land use forms relevant to arable farmland birds.

Characteristics of rural areas

The total surface area of cultivated land in the Netherlands is over 1.9 million hectares, 53% of which is in use as grassland and 43% as arable land (including 13% fodder maize), 5% for field-grown horticultural crops and 0.5% for greenhouse farming. This distribution has not changed much since 1990, but compared to 1971, the area under arable crops has decreased by about 13%, and is expected to decrease further in the future. Dutch arable farming is characterised by intensive crop rotation schemes. Whereas crop rotations in other countries are dominated by cereals, the average Dutch rotation scheme is characterised by larger proportions of potatoes, sugar beet and field-grown vegetables. There are, however, major differences between Dutch regions, which are relevant to birds of arable farmland, for instance as regards the scale of the landscape and the crops that are grown. A major distinction is that between the parts of the country below and above sea level. The more elevated parts of the country largely coincide with fairly dry, sandy soils and enclosed

landscapes, whereas the lower parts include mainly clay and peat soils with higher water tables and a more open, large-scale character. About half of the 14 farming regions distinguished in agricultural statistics are dominated by arable crops (including maize), while the other half are dominated by grassland. In regions with much livestock farming, a large part of the area under arable crops is sown with maize. Five of the farming regions grow summer and winter cereals on over 20% of their farming area: Bouwhoek & Hogeland, Veenkoloniën & Oldambt, IJsselmeerpolders, the 'Southwestern Arable Region' and Southern Limburg. These are mostly dominated by winter cereals; only the Veenkoloniën area has more summer than winter cereals.

Major changes in Dutch agriculture since WWII have included the large-scale introduction of mineral fertilisers, chemical pesticides, mechanisation and land consolidation schemes. These events have greatly reduced wild plant and insect populations on farmland, reducing the availability of seeds and insects as food for birds throughout the year. Another consequence were major shifts in crop areas since the mid-1960s. The most striking changes were the decrease in the number of hectares sown to summer cereals between 1965 and 1980, and the increase in the area used for maize cultivation between 1970 and the early years of the present century (Fig. S.1). The decrease in the summer cereals area meant that their share in the total farming area fell from over 30% before 1970 to a little over 10% now. The area under winter cereal cultivation also decreased, as rye crops virtually disappeared, though this was partly offset by an increase in winter wheat cultivation.

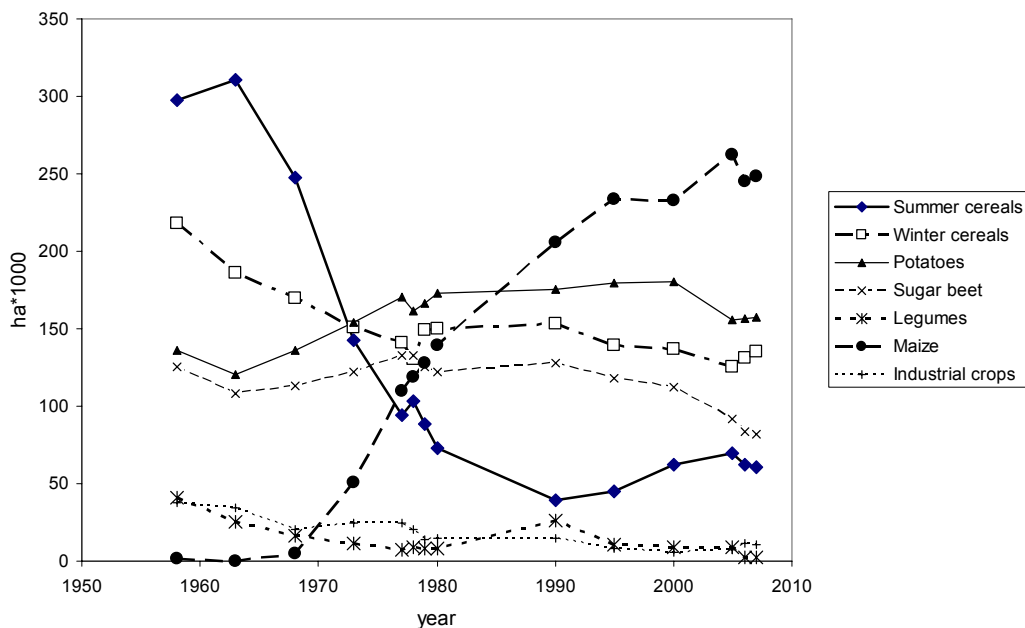


Figure S.1: changes in numbers of hectares for a number of major crops since the 1960s (source: Land- en Tuinbouwcijfers, various vols.)

Birds of arable land: trends and causal relationships

Birds that are exclusively linked to arable farmland actually do not exist; the term was coined to indicate a group of bird species for which arable farmland has become more important as a habitat, relative to grasslands, in large parts of the Netherlands, as a consequence of the advancing intensification of grassland management. Nevertheless, these 'birds of arable farmland' still use both grassland and arable land as resources within their distribution areas.

Hence, an ecologically more suitable name for this group of birds would be 'farmland birds', while distinguishing between a subgroup with a preference for grasslands, a subgroup with a preference for arable farmland and a subgroup with equal preferences for both. Birds of arable farmland can also be categorized on the basis of whether they occur in open landscapes or in semi-open and more enclosed landscapes. Many of the species of open landscapes have their original biotopes in steppes, salt marshes and natural grasslands. These include mainly ground-nesting birds like Lapwing, Quail, Corn Bunting, Yellow Wagtail and Skylark. Species of semi-open and enclosed landscapes (e.g. Yellowhammer, Tree Sparrow, Grey Partridge, Turtle Dove and Linnet) are not only associated with arable fields and grasslands, but also with other landscape elements, like patches of woodland, wooded banks, hedgerows, rough vegetation, ditches, wetlands, etc.

The current long-term trends are highly unfavourable for most species, and some species (Grey Partridge, Oystercatcher, Lapwing) continue to decline today, while some other species seem to be stabilising at low levels (Skylark, Meadow Pipit, Yellow Wagtail, Pied Wagtail). One species has ceased to breed in the Netherlands (Ortolan Bunting), while another (Corn Bunting) is on the verge of extinction. Favourable exceptions include Montagu's Harrier (increasing as a result of habitat measures and intensive nest protection schemes), Yellowhammer (increasing in some regions since 1990) and Common Stonechat.

Each species has its own requirements and preferences in terms of nest sites, cover, summer and winter food. Although each species can cope with some degree of habitat disturbance, continued deterioration of the habitat quality eventually makes it unsuitable, causing the species to disappear. The critical factors differ for different species.

- Decisive factors for Grey Partridge population development include chick survival, survival of nests until hatching and survival (including winter survival) of adults and young birds. A crucial factor for the survival of Grey Partridge populations is that the chicks find enough insects during their first days of life.
- Declining Skylark populations in arable regions have been attributed to fewer breeding attempts per pair per year and the deteriorated food situation in the breeding areas. The increased scale of farming operations and more uniform crop rotations mean that Skylarks have fewer opportunities to feed on different crops in different stages of development within their territory for successive breeding attempts. At the same time, there is now a lack of suitable, insect-rich vegetations where the parent birds can efficiently find food for their young. There are many indications that winter conditions have also considerably deteriorated, though the consequences for population development remain unknown.
- The distribution of Yellowhammers in farming areas is closely associated with relatively small-scale cultivation of cereals and root crops, in combination with landscape elements like hedgerows, wooded banks and other boscage, or rough vegetation in ditches and field margins. Where populations are declining, there are clear indications that the cause may lie in reduced winter survival rates due to lack of food, especially in the final months of winter. This is probably related to the reduced availability of overwintering cereal stubbles.
- Like the Yellowhammer, the Corn Bunting is associated with cereal crops, but in more open landscapes. Major causes of the decline of Corn Bunting in the Netherlands include more intensive grassland management, the increase of maize cultivation and lack of winter food. In places where Corn Buntings do still breed in landscapes with 'modern' farming methods, as in Flanders, the number of breeding attempts may have fallen as a result of lack of seeds due to declining weed populations in rural areas.

Policy tasks relating to birds of arable farmland

While this report was being written and with the arrival of the reference year 2010, EU policy evaluation was taking stock of the current situation as regards biodiversity and the

effectiveness of biodiversity policies. On 16 March 2010, the European Council of Environment Ministers established that the biodiversity targets for 2010 had not been met and that greater efforts were required. The Council's long-term vision for the EU is that biodiversity and the ensuing ecosystem services must be appropriately restored and safeguarded by 2050 at the latest. The Council's main goal, derived from this 2050 vision, is that biodiversity losses and the deterioration of ecosystem services in the EU must be halted by 2020 at the latest, and be reversed as far as feasible. To this end, the European Commission will present a biodiversity action plan at the end of 2010. The concept of Natura 2000 and the underlying ecological directives will retain a major role in the Commission's post-2010 ideas. A supplementary key concept is that of 'green infrastructure', a new concept in EU policy, which primarily aims at further integration of biodiversity goals in other policy sectors, including agriculture. This report does not take the new European post-2010 objectives into account, but is based on the aim to stop the further decline of biodiversity as of 2010, in agreement with the pre-2010 targets and the latest Dutch national policy memorandums.

Dutch biodiversity objectives are embedded in an international framework, consisting of European policies, and especially the Convention on Biological Diversity. The Dutch biodiversity policy has been laid down in successive nature policy memorandums, national environmental policy plans and policies on development cooperation. Specific goals include the implementation and sustainable management of Natura 2000 sites and halting biodiversity loss by 2010. The policy memorandum entitled 'Nature for people, people for nature' added the goal of achieving, by 2020, sustainable conditions for the conservation of species and populations that occurred naturally in the Netherlands in 1982. Biodiversity targets for farming areas have been translated into policy measures to a limited extent only, focusing mostly on meadow birds.

The provincial authorities in the Netherlands set their own policy goals, and in a few exceptional cases, the goals for birds of arable farmland have been more fully specified in provincial than in national policies. For instance, the Groningen provincial authorities have set the goal of 'stabilising the populations of birds of arable land and meadows at the 2006 level, as of 2010.'

At pan-European level, a *European Farmland Bird Index* has been developed, which is one of the 'headline indicators for sustainable development' in the EU, and part of the EU's Strategy for Sustainable Development. This index is used to measure progress in terms of biodiversity targets. Birds in this index that are more or less typical of arable farmland include Grey Partridge, Lapwing, Skylark, Linnet, Yellowhammer and Corn Bunting. The current goal is not to allow the index to decrease any further after 2010. Dutch authorities are using two national variants of this *European Farmland Bird Index*, including 13 and 27 species, respectively, such as Lapwing, Skylark, Yellow Wagtail, Tree Sparrow and Yellowhammer.

In terms of the *Farmland Bird Index*, full implementation of the European and national biodiversity targets for birds of arable farmland implies that any further decline in the size and distribution of populations of the various species has to be halted in 2010 at all scale levels. Another policy measure is to ensure the sustainable return of two birds of arable farmland that have become extinct in the Netherlands since 1982: Ortolan Bunting and Corn Bunting.

Implementing the goal of sustainable populations of species that occurred naturally in the Netherlands in 1982 requires further specification of the concept of 'sustainable populations.' This is done by means of the concept of 'minimum viable population' (MVP), but the literature is not unequivocal as to the numbers that define an MVP. A 'safe' MVP for small songbirds is assumed to be 50 reproducing females in a core population, compared to 20 for a larger

species like Grey Partridge. A core population is defined as a population which is unlikely to become extinct as a result of normal demographic and non-extreme environmental circumstances. The minimum area of uninterrupted habitat required for a core population depends on the quality of the habitat for the species concerned. If the habitat quality is good, a minimum area of 400 to 500 hectares would suffice, whereas a poor quality habitat easily needs to cover three to four times this area. The number of core populations and the corresponding habitat sizes that are required for each species in the country as a whole depend on policy goals, the quality of the habitats accommodating the core populations, the quality of the surrounding habitats accommodating non-core populations and biological characteristics of the species, such as reproductive, dispersal and colonisation capacity. Halting the further decline in the size and distribution of populations of species like Skylark and Grey Partridge at all scale levels in the Netherlands will probably require a few dozen core populations.

Conservation measures required: nature and intensity

Immigration and emigration rates being equal, changes in population size are determined by the balance between reproduction and mortality. A decreasing population size means that the long-term mortality rate exceeds the long-term reproductive rate. It is not easy to tell whether the dominant cause of a population decline is increased mortality or reduced reproduction, and the balance between these two can also vary in time and space. The primary causes may reflect a whole range of secondary causes, such as reduced chick survival or increased mortality during the late winter months.

For a number of species, researchers are relatively sure which demographic parameters largely determine the current negative population trend. These species include Montagu's Harrier, Grey Partridge, Skylark, Yellowhammer and Corn Bunting, which is one of the reasons why the present report focuses on these species.

After the demographic parameters that could be used to steer population development in the intended direction have been identified, the next step is to examine what habitat measures are needed to achieve this. Table 0.1 presents an overview of the measures required in the current distribution area of Grey Partridge, Skylark, Yellowhammer and Corn Bunting and the required 'intensity' of these measures (in terms of the surface area covered by the measures per surface area unit of farmland), based on the current 'bottlenecks' and corresponding conservation measures. The estimates are based on a situation in which the entire population is enabled to benefit from the measures (and hence improve its demographic parameters) and on a situation where only a minor part of the population benefits, with measures being concentrated in the areas with the highest densities of the target species. The latter is similar to a core area approach.

If only part of the population benefits from the measures, this means that the demographic parameters in that part of the population which is exposed to the measures will need greater improvement to achieve the same overall population growth than in the situation where the whole population benefits. This explains why the implementation intensity of measures has to be higher if they are implemented only in the areas with the highest densities (Table 0.1). The implementation of measures to benefit the entire population ('nationwide approach') results in the same presumed net effect on the total population that is achieved if the same measures are implemented with greater intensity but only in high-density areas (core area approach). This means that there is a choice between nationwide implementation of measures and implementation only in high-density areas.

This report does not make this choice.

Table S.1: Conservation measures and the intensity required to achieve a 1% population growth in the short term. Nationwide implementation implies that the entire population is exposed to the measures and is enabled to improve its demographic parameters. A core area approach implies that the implementation of measures is concentrated in areas with the highest densities, achieving maximum demographic parameters in a minimal part of the population. Achieving maximum demographic parameters requires a higher 'intensity' of the measures in the core areas than would be applied if the entire population were to benefit.

Species and demographic parameters	Measure	Intensity of measure required for 'nationwide' implementation	Intensity of measure required for implementation in areas with the highest density	Part of the population to be exposed
Grey Partridge, chick survival	Unsprayed cereal margins or other habitats rich in insects	About 3% of surface area as insect-rich habitat	About 7.5% of surface area as insect-rich habitat	18%
Grey Partridge, nest survival	Wide hedgerows, hedges or margins / strips of land with tussock-forming grasses	About 4% of the farmland area as high-quality nesting habitat	?	16%
Grey Partridge, adult and juvenile survival	Stubble on arable fields providing cover and seeds	?	?	14%
Skylark, number of breeding attempts	Replacing dominant crops by summer cereals	About 5-10% summer cereals in farmland	About 15-20% summer cereals in farmland	18%
Skylark, number of young leaving nest per attempt	Wide wildlife margins	About 5-10% of the farmland area	?	18%
Yellowhammer, survival	Overwintering cereal stubbles	About 10-15% of the farmland area	?	13%
Yellowhammer, survival	Food availability in winter (esp. unharvested cereals)	About 1-2% of the farmland area	?	13%
Corn Bunting, survival	Overwintering cereal stubble, winter food crops	?	?	25-30%
Corn Bunting, number of breeding attempts, number of young leaving the nest per attempt	Extensively managed summer cereal crops, set-aside fields, wildlife margins	?	?	9%

The intensities indicated in Table S.1 were derived from the literature, and should be regarded as 'best guesses' with a large margin of uncertainty. Although all of these measures are based on solid evidence in terms of their mechanism of action, it was in most cases impossible to prove a direct quantitative link between the nature and intensity of the measures on the one hand and changes in demographic parameters on the other. The reason why few quantitative relationships have been established is that this requires intensive, long-term and hence expensive research. Most of the measures included in Table S.1 have been applied in the Netherlands.

Insofar as quantitative relationships have been established, each measure should result in a similar presumed effect on the total population for a particular species, whether implemented nationwide or in a core area approach. This means that measures can be regarded as alternative options for a particular species, each addressing different demographic parameters, implying that the measures are, in principle, interchangeable within one species. If, for a single species, all measures are applied at the indicated intensity, their presumed overall effects should lead to a much larger population growth than if only one measure is applied. It is, however, impossible to quantify the combined effects of combinations of measures on demographic parameters and population growth, either within or across species.

Ultimately, what matters is not the changes in demographic parameters or population growth rates achieved by certain measures, but the changes in absolute population sizes at national level. The methods we used, however, do not allow predictions of the influence of habitat measures on absolute population sizes.

Towards a national set of measures for birds of arable land

Since the measures listed in Table S.1 were each linked to particular species and to specific demographic parameters, they were in that sense *species-specific measures*. Estimates of the costs of measures to conserve birds of arable farmland for the country as a whole can only be made by converting the intensity of the species-specific measures formulated in generic terms in Table S.1 into measures for the Dutch arable and mixed farming area as a whole. The Corn Bunting was excluded from these calculations, since the current situation of this species is such that it can only be expected to establish as a breeding bird in one specific region, so that a nationwide set of measures for this species is not useful in the short term. As regards Grey Partridge, Skylark and Yellowhammer, choices will have to be made between the various measures specifically aimed at each of them, while taking account of the degree to which each species can benefit from measures intended for the other species ('ecological overlap'). The choices are based on the principle that the measures are to be implemented only in the current distribution area of each target species. Based on the above, it is possible to calculate the absolute annual costs of each individual measure as the product of (1) the required intensity of the measure per 100 ha of farmland, (2) the costs of that measure per ha and (3) the size of the total national distribution area of the species ('nationwide approach') or the size of the smallest possible distribution area within the areas with the highest densities (core area approach).

Table S.1 shows that it is in many cases impossible to estimate the required densities of measures if a core area approach is used (see the question marks in the table). We have approximated the required intensity of measures in core areas by assuming twice the intensity required when the measures are implemented across the entire distribution area of the species. This supplementary assumption enables us to calculate rough estimates of the costs of measures if they are concentrated in areas with high population densities. Obviously, these estimates are not based on solid evidence.

All measures aimed at specific species listed in Table S.1 aim to provide birds of arable land with one of 'the big 3': nesting opportunities and cover, sufficient accessible summer food (i.e. habitats rich in insects in close proximity to nest sites) and sufficient winter food (cereal grains, seeds of wild plants). In view of the specific needs of the species discussed here and the nature of the conservation measures, the various measures rarely conflict. In fact, nearly all measures aimed at specific bird species also benefit other species, although there are no quantitative data to show by how much they will benefit.

Establishing a national set of measures for all species will require choices to be made between measures aimed at single species. These choices may be based on considerations about the costs of measures and their compatibility with farming and farmers' working routines.

Measures aimed at specific species will become relatively expensive if current 'bird-unfriendly' crops have to be replaced by more 'bird-friendly' crops across entire fields, or if production on farmland has to be terminated. At the same time, the literature offers examples of measures of proven effectiveness that are not very costly, even if applied on a relatively large scale, especially unsprayed cereal margins ('conservation headlands') and replacing winter cereals by summer cereals, as proposed for certain regions.

Leaving aside aspects of farm economics, most measures aimed at specific species are, in principle, well compatible with farm routines. In other words, there are no major agronomic or technical barriers that preclude the implementation of measures such as unsprayed cereal margins, wide wildlife margins, retaining cereal stubble over the winter months and increasing the cultivation of summer cereals. A measure with more far-reaching consequences is the planting of hedgerows, which has consequences for parcel size and the accessibility of fields for farm machinery. This implies that large-scale planting of such hedgerows as a nesting habitat for Grey Partridge is probably not a very viable option.

Applying these and other considerations to the individual species-oriented measures listed in Table 0.1 results in a set of national measures and in estimates of the total annual costs, which are presented in Table S.2, making a distinction between nationwide implementation of the measures and implementation in core areas only. The costs amount to 88.1 – 175.8 million Euros for nationwide implementation and to 11.5 – 19.8 million Euros for implementation in high-density areas only. The wide ranges in the values are caused by the bandwidths we used with regard to the intensity of implementation of some of the measures, especially wildlife margins and summer cereal cultivation. Each individual measure has proven favourable effects on birds of arable farmland, though it is unclear what consequences the implementation of all measures in the proposed areas would have for the absolute population numbers.

Table S.2 shows that concentrating measures in core areas is more cost-effective than spreading them across the entire distribution areas of these species. This is because concentrating the measures in high-density core areas makes use of the fact that part of the population is concentrated in a spatially limited area. The higher intensity of implementation of the measures in the core areas is thereby more than fully offset by the smaller absolute area of farmland required for their implementation. One methodological caveat in this respect is that our study calculated the total size of the core areas by adding up individual 250 x 250 m grid cells with the highest densities, without applying criteria for the minimum size of a core area. This means that core areas as used in this study partly consist of individual 250 x 250 m cells. It has been found before that sustainable core populations need to have a certain minimum size, in terms of both the numbers of individuals in the population and the surface area in which this population occurs.

Table S.2: Conservation measures for birds associated with arable and mixed farming areas in the Netherlands. Nationwide implementation implies that the entire population is exposed to the measures and is enabled to improve its demographic parameters. A core area approach implies that the implementation of measures is concentrated in the areas with the highest densities, achieving maximum demographic parameters in a minimal part of the population. Achieving maximum demographic parameters requires a higher 'intensity' of the measures in the core areas than would be applied if the entire population were to benefit.

Measure	Intensity of implementation		No. of hectares needed		Annual costs	
	Nationwide	Core area	Nationwide	Core area	Nationwide	Core area
Insect-rich habitats: unsprayed cereal margins and wildlife margins	3% habitat rich in insects	7.5% habitat rich in insects	11,000 ha unsprayed cereal margins in existing cereal fields	1150 ha unsprayed cereal margins in existing cereal fields	€11.7 million	€2.6 million
			6700 ha wildlife margins	1400 ha wildlife margins		
Replacing regionally dominant crops by summer cereals	5-10% summer cereals	15-20% summer cereals	5% summer cereals: 4600 ha expansion	15% summer cereals: 1700 ha expansion	€4.9 to 21.0 million	€1.0 to 1.5 million
			10% summer cereals: 27,800 ha expansion	20% summer cereals: 2600 ha expansion		
Establishing wide wildlife margins	5-10% wide wildlife margins	10-20% wide wildlife margins	5% wildlife margins: 34,000 ha	10% wildlife margins: 4000 ha	€64.9 to 129.9 million	€7.2 to 14.3 million
			10% wildlife margins: 68,000 ha	20% wildlife margins: 8000 ha		
Growing winter food crops	1-2% winter food crops	2-4% winter food crops	1% winter food crops: 4000 ha	2% winter food crops: 400 ha	€6.6 to 13.2 million	€0.7 to 1.4 million
			2% winter food crops: 8000 ha	4% winter food crops: 800 ha		
Total costs					€88.1 to 175.8 million	€11.5 to 19.8 million

The present study did not take this into account in calculating the size of core areas. If it had, the total surface area of the core areas would probably have been larger than we calculated now, which would also have resulted in higher estimates for the costs of measures implemented only in core areas. Another limitation of the core area approach used in the present study is that in practice it will be hard to realise in this exact form. There are various reasons why it will be difficult to implement the proposed measures with the required high intensity in specific core areas of limited size. The consequence of reduced intensity of implementation in core areas would be that the required maximum values of demographic parameters will not be achieved, making it likely that the large difference in costs – for the same population development – between nationwide implementation and implementation in core areas only will actually be smaller than was calculated here.

At the same time, a favourable finding is that measures for birds of arable farmland become cheaper and more effective as a larger part of the population is exposed using the same implementation coverage. In other words, as long as budgets for bird conservation on arable land are tight, it is more efficient to apply these measures specifically on the areas with the highest density. Concentrating the implementation in high-density areas increases the chances that local populations can develop into source populations, thus safeguarding the sustained existence of populations at least in these core areas. By contrast, spreading the implementation over a large area carries the risk that in the end none of the populations are enabled to develop from sink to source, so that populations will continue to decline, albeit perhaps at a lower rate than before.

Discussion

Recent CAP reforms mostly aim at further liberalisation of agricultural markets and 'sustainable' development of rural areas. These changes are expected to lead to lower incomes in Dutch land-based agriculture in the near future. In this sense, the recent CAP reforms provide an extra stimulus for further increases in the scale of farming operations. In addition, there will be policy-induced changes in land use, due to the abolishment of milk quotas, developments in manure policy, European regulations for compulsory blending of biofuels with conventional fuels and the gradual phasing out of support for starch potato and sugar beet cultivation. The total area of arable farmland is expected to decrease by 10% between 2006 and 2020, while milk production is expected to increase by 15%. In Germany, the area sown to maize increased by 20% between 2006 and 2008, as a result of high price levels and the increasing use of maize as a substrate for anaerobic manure digestion. Dutch price levels for fodder maize are also rising, probably for the same reason as in Germany, showing a peak in 2008. A major increase in the cultivation of maize for energy production would have consequences for birds of arable farmland, especially if maize were to further replace cereals. 'Energy maize' has been included as a separate category in the statistics published by Statistics Netherlands (CBS) since 2008, and the total area sown in the Netherlands in that year was 1700 ha.

In the absence of large-scale 'autonomous' developments that would benefit arable farmland birds, these birds run the risk of being largely neglected and hence may become further threatened for a number of reasons. Birds of arable farmland usually occur in areas outside the Dutch National Ecological Network. In addition, unlike the situation for meadow birds, the Netherlands does not have an international duty of responsibility for arable farmland birds. Nor can it be assumed that areas that are valuable for arable farmland birds coincide partly or wholly with High Nature Value farmland (HNV farmland) or with areas of 'high societal value' as referred to in the Dutch government's '*Houtskoolschets*' memorandum. As a result, conservation measures for birds of arable farmland have so far been limited. In addition, birds of arable farmland – again unlike meadow birds – do not enjoy a high level of interest among

the Dutch public, and hence do not feature on the political agenda. This means that populations of these birds are at the mercy of the laws of economics in a liberalising agricultural market, while not having a monetary value themselves. A striking example of this situation was seen in September 2007, when the European Commission announced that compulsory set-aside in 2008 would be 0%, a decision inspired by grain shortages on the world market and historically high grain prices. The fact that farmland birds throughout Europe benefitted from land set aside hardly played a role in this decision.

If markets fail to safeguard public goals, economists use the term 'failing markets', which would justify government intervention. The European Commission is aware of this, and has repeatedly reported that biodiversity targets are not being met and that these targets should be more fully integrated in other European policy areas, including the CAP. These considerations imply that there is a good case to be made for protecting farmland birds through the CAP, which is further supported by the practical consideration that CAP instruments to achieve this (the so-called agri-environment schemes) have been available for many years.

The present report shows that relatively simple measures can contribute to halting the loss of birds of arable farmland, although the effects of implementation of the proposed measures at the proposed intensity in terms of absolute numbers of birds and goal achievement remain unknown. The estimated annual costs of these measures would range from at least a few tens of millions of Euros to a maximum of 176 million Euros. These figures correspond to 1–17% of the CAP subsidies allocated to the Netherlands in 2008.

Not only farmers are active in rural areas, but also other land managing organisations, such as those maintaining road and roadside verges, regional water boards and organisations managing forests and nature reserves. The land that is managed by these agencies could make a substantial contribution towards providing high-quality semi-natural habitats for birds of arable farmland and other species of rural areas. There are currently insufficient data about the management principles used in areas managed by these organisations, or about whether they take account of ecological values in general and those relating to arable farmland birds in particular. It seems plausible that there is much room for improvement in the management of roadside verges and other linear landscape elements (dykes, slopes, banks, etc.) from the point of view of flora and fauna, without incurring high costs. It is also conceivable that some of the land management agencies allocate small parts of their land for the cultivation of winter food crops, without conflicts arising with their core management or land-use goals. Growing winter food crops is in fact one of the few options for introducing conservation measures for these birds outside the domain of conventional agriculture and more in that of traditional nature conservation management.

Conclusions

Birds that exclusively depend on arable farmland do not exist. The term 'arable farmland birds' was introduced to indicate a group of bird species for which grasslands have become less valuable as a result of intensified management, making arable farmland more important to them. Since large parts of the Netherlands consist of farmland, a high percentage of the total populations of many of these birds are actually breeding in regions dominated by arable farming.

The current long-term trends are highly unfavourable for most species, and some species (Grey Partridge, Oystercatcher, Lapwing) continue to decline, while some other species recently seem to be stabilising, though at low levels (Skylark, Meadow Pipit, Yellow Wagtail, Pied Wagtail). One species has ceased to breed in the Netherlands (Ortolan Bunting), while

another (Corn Bunting) is on the verge of extinction. Favourable exceptions include Montagu's Harrier (increasing as a result of habitat measures and nest protection measures), Yellowhammer (increasing in some regions since 1990) and Common Stonechat.

Each species has its own requirements in terms of nesting opportunities and cover, summer food and winter food. Although each species can sustain some degree of habitat disturbance, continued deterioration of habitat quality eventually makes it unsuitable, causing the species to disappear. The critical factors differ for different species. Problems affecting particular species derive from the drastic changes that have occurred in Dutch agriculture in recent decades.

Full implementation of the European and national biodiversity targets for birds of arable farmland implies that any further decline of the size and distribution of populations has to be halted in 2010 at all scale levels. This goal has not been further specified in the Dutch government's policy, although some provincial authorities do use specific targets in terms of numbers of indicator species. The goal of 'sustainable conditions in 2020 for the conservation of species and populations that occurred naturally in the Netherlands in 1982' would imply that potential habitats of several hundreds of hectares would have to be created for Ortolan Bunting and Corn Bunting, to allow about 50 breeding pairs to reproduce.

In the absence of large-scale 'autonomous' developments in Dutch agriculture that would favour arable farmland birds, it is not a foregone conclusion that current populations will be safe after 2010. Potential threats include further increases in the scale of farming operations, the abolishment of milk quotas and corresponding increase in milk production, and the further expansion of grass and maize cultivation, whether or not as a substrate for manure digestion. Substantial regional or national increases in the area sown to grass or maize would have consequences for populations of arable farmland birds.

The measures proposed in this report to counteract the further decline of populations include the introduction of unsprayed cereal margins ('conservation headlands'), wide wildlife margins, expansion of the area sown to summer cereals at the expense of other crops that are now regionally dominant, and cultivation of crops that can serve as winter food. The annual costs of such measures would amount to 88.1 – 175.8 million Euros for nationwide implementation and to 11.5 – 19.8 million Euros for implementation only in areas with high densities of target species. The ranges relate to the bandwidths that we applied in the percentage of land allocated to wildlife margins and the extent of summer cereal cultivation. In view of the complexity of ecosystem processes, however, it is unclear to what extent the proposed measures, implemented on the proposed land areas, could actually halt the further decline of arable farmland bird populations after 2010.

Practical and methodological considerations suggest that the large cost difference we calculated between nationwide implementation of conservation measures and implementation only in core areas, for the same presumed net effect on population development, will in reality be smaller. At the same time, it is obvious that measures become more effective as a larger part of the population is exposed using the same implementation coverage.

Populations of birds of arable farmland in the various regions of the Netherlands are at the mercy of the laws of economics in a liberalising agricultural market, while not having a monetary value themselves; in other words, this is a case of market failure. This means there is a good case to be made for protecting birds of arable farmland through the CAP, and the instruments to do so have been available for many years.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en probleemschets

Na eeuwenlange expansie van landbouw is momenteel een belangrijk deel van de Europese biodiversiteit gebonden aan de uitoefening van landbouw. Deze landbouwgebonden biodiversiteit staat op Europese schaal onder druk. Dit geldt ook voor de aan landbouw gebonden avifauna. Veel vogelsoorten hebben aanvankelijk sterk geprofiteerd van de expansie van landbouw, maar laten de afgelopen decennia een afnemende verspreiding en afnemende aantallen zien, zowel in 'oud' als in 'nieuw' Europa (Reif *et al.*, 2008; Herzon *et al.*, 2008; Donald *et al.*, 2006, 2001a). Wetenschappelijk is er consensus over dat intensivering en schaalvergroting van landbouw de afnemende verspreiding en aantallen voor een aanzienlijk deel verklaart (o.a. Donald *et al.*, 2006, 2001a; Newton, 2004; Chamberlain *et al.*, 2000a; Krebs *et al.*, 1999). Door hun verbondenheid met landbouw is het lot van 'boerenlandvogels' nauw gerelateerd aan de effecten van het in Europa gevoerde Gemeenschappelijke Landbouwbeleid (GLB).

Via subsidies en gegarandeerde prijzen was en is het GLB een van de drijvende krachten achter het proces van intensivering, schaalvergroting en specialisatie (o.a. Butler *et al.*, 2010; Stoate *et al.*, 2009; Bos & Schröder, 2009; Wretenberg *et al.*, 2007; Donald *et al.*, 2002a; Pain & Pienkowski, 1997). Vanaf de jaren tachtig is het GLB geleidelijk aan hervormd. Zo werden productiebeperkingen ingevoerd om een rem te zetten op inmiddels ontstane overschotten en kwam er meer aandacht voor milieuvriendelijk en markgericht produceren. Recentere GLB-hervormingen zijn vooral gericht op verdere liberalisering van landbouwmarkten en 'duurzame' plattelandontwikkeling. Ondanks de doorgevoerde hervormingen blijft intensivering van de landbouw op Europese schaal de grootste bedreiging voor de daarin aanwezige biodiversiteit (Stoate *et al.*, 2009). In sommige streken van Europa gaat intensivering op de ene plek gepaard met het opgeven van landbouw op andere plekken ('abandonment'). Jammerlijk is dat de gebieden die gevoelig zijn voor beëindiging van landbouwactiviteiten meestal gebieden zijn met een kleinschalige en/of extensieve landbouw, met dus ook een hoge biodiversiteitswaarde. In die zin vormen intensivering op de ene plek en beëindiging van landbouw op de andere twee zijden van eenzelfde medaille.

De hervorming van het GLB is voorlopig niet afgerond en krijgt in de komende jaren verder gestalte. Binnen en buiten Nederland gaan stemmen op dat het GLB zal moeten 'vermaatschappelijken'. Daarmee wordt bedoeld dat steunbetalingen aan de landbouw in de toekomst gelegitimeerd kunnen worden door ze sterker te koppelen aan publieke belangen. Afhankelijk van de uitwerking van het GLB na 2013 betekent dit dat de betekenis van gerichte betalingen aan de landbouw voor stimulering van specifieke doelen, waaronder biodiversiteit, mogelijk gaat toenemen.

Nederlandse doelstellingen voor biodiversiteit zijn afgeleid van Europese doelstellingen. De belangrijkste zijn realisatie en duurzaam beheer van Natura 2000-gebieden en het stoppen van de achteruitgang van de biodiversiteit in 2010. De nota 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' (LNV, 2000) voegt daar aan toe het streven naar duurzame condities in 2020 voor instandhouding van soorten en populaties die in 1982 van nature in Nederland voorkwamen. Impliciet hebben genoemde doelstellingen betrekking op biodiversiteit in het gehele landelijk gebied, dus ook op landbouwgebieden. Handhaving van biodiversiteit in het gehele landelijk gebied is echter maar beperkt uitgewerkt in bestaand beleid. Daarbij ligt het accent sterk op beheer van weidevogels. Andere sterk met landbouw verbonden vogelsoorten – in het

dagelijks spraakgebruik wel aangeduid als akkervogels – vormden lang een vergeten soortgroep, maar recent neemt de belangstelling vanuit beleid en onderzoek toe.

Oogmerk van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) is bij te dragen aan de kwaliteit van politiek-bestuurlijke afwegingen. Binnen de context van een veranderend GLB enerzijds en biodiversiteitsdoelstellingen voor het landelijk gebied anderzijds wil het PBL inzicht krijgen in de (kosten van) maatregelen die in de landbouw op landelijk niveau nodig zijn om biodiversiteitsdoelstellingen voor akkervogels te behalen. Vooralsnog ontbreekt het aan een dergelijk inzicht. Dit onderzoek beoogt in deze leemte te voorzien, daarbij gebruikmakend van de omvangrijke Europese wetenschappelijke literatuur over de invloed van eigenschappen van landbouwsystemen op populaties van akkervogels. Als representanten van de akkervogelgemeenschap wordt in deze studie een tiental soorten meegenomen, maar daarbinnen gaat speciaal de aandacht uit naar Grauwe kiekendief, Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors.

1.2 Doelstellingen

Op grond van het bovenstaande kent dit onderzoek twee hoofddoelstellingen:

1. Op basis van de vigerende biodiversiteitsdoelstellingen inzicht geven in de beleidsopgaven voor akkervogels in het landelijk gebied.
2. Inzicht geven in de (kosten van) maatregelen die in het landelijk gebied nodig zijn om in de beleidsopgaven te kunnen voorzien. Daarbij gaat het zowel om de aard van de maatregelen als om de 'intensiteit' waarmee deze maatregelen in het landelijk gebied moeten worden geïmplementeerd.

Waar mogelijk liggen aan de benoeming van aard van de maatregelen en kwantificering van de intensiteit waarmee ze ingezet moeten worden (eenvoudige) rekenregels ten grondslag. Samen vormen aard en intensiteit van de maatregelen de basis voor een kwantificering van de totale maatschappelijke kosten. Totale maatschappelijke kosten betreffen jaarlijkse kosten van alle op akkervogels gerichte bovenwettelijke maatregelen.

1.3 Vraagstellingen en globale aanpak

Kenmerken van akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebieden

Onderhavig onderzoek richt zich op akkervogelgemeenschappen in het landelijk gebied, dwz. associaties van vogelsoorten die gebonden zijn aan agrarische cultuurlandschappen voor zover beperkt tot akkerbouwgebieden en regionaal gemengde landbouwgebieden. Daarmee worden weidevogelassociaties resp. delen van het landelijk gebied met overwegend natuurgebied, grasland, fruitteelt en glastuinbouw buiten beschouwing gelaten. Vollegrondsgroenteteelt en bloembollenteelt worden wel onder de voor akkervogels relevante landgebruiksvormen geschaard. Om op landelijk niveau uitspraken te kunnen doen over kosten van maatregelen voor akkervogels in het landelijk gebied, worden akkerbouwgebieden en regionaal gemengde landbouwgebieden nader geïdentificeerd, inclusief een kaartbeeld waarop de geografische ligging van deze gebieden is aangegeven. Behalve een kaartbeeld, worden ook enkele voor akkervogelpopulaties relevante kenmerken van de verschillende landbouwregio's gerapporteerd. Daarnaast zal kort worden ingegaan op voor akkervogels relevante historische ontwikkelingen in de landbouw (verschuivingen in gewasarealen, aanwezigheid landschapselementen, ontwikkelingen van onkruidpopulaties, etc.).

Trends en huidige aantal en verspreiding van akkervogels in Nederland

Er komt een groot scala aan vogelsoorten voor in het landelijk gebied. De binding van deze soorten met het landelijk gebied loopt sterk uiteen. Zo komen sommige soorten bijna uitsluitend voor in landbouwgebieden, terwijl andere soorten ook in andere gebieden dan landbouwgebieden (bv. heidegebieden, duingebieden, parken en tuinen, etc.) voorkomen. Hieraan gekoppeld zijn ook ecologische relaties van de diverse soorten met de landbouw verschillend. Van een tiental tot akkervogelgemeenschappen te rekenen soorten zal een korte schets van het aantalverloop en verspreiding in de afgelopen decennia gegeven worden. Inzicht hierin is van belang als 'ijkpunt', namelijk om op een later moment te kunnen beoordelen of de achteruitgang van akkervogels is gestopt ten opzichte van dit ijkpunt.

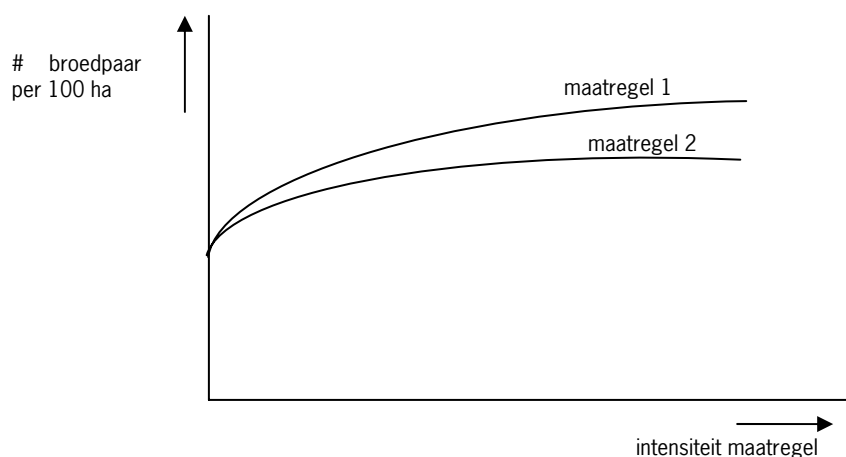
Een kaartbeeld van het huidige voorkomen van akkervogels geeft inzicht in welke regio's maatregelen het meest kosteneffectief kunnen worden ingezet (namelijk daar waar nu nog de grootste concentraties voorkomen). Een landsdekkend kaartbeeld met absolute dichtheden van akkervogels kan op kwantitatieve wijze gekoppeld worden aan kaartbeelden met landschapskenmerken, zoals kaartbeelden van de openheid van het agrarisch cultuurlandschap, grondgebruik, aandeel van diverse akkerbouwmatige gewassen en grootte van percelen. Kwantitatieve koppeling geschiedt door middel van regressiemodellen waarmee wordt nagegaan in hoeverre het voorkomen van akkervogels statistisch verklaard kan worden op grond van uiteenlopende landschapskenmerken. Modellen waarin statistische verbanden worden gelegd tussen het voorkomen van akkervogels en landschapskenmerken heten ook wel habitatassociatiemodellen. Ze geven inzicht in landschapskenmerken die 'er toe doen' en daarmee ook aanwijzingen voor potentieel effectieve maatregelen. Habitatassociaties worden alleen gedetailleerd onderzocht voor Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors.

Voor een aantal soorten is relatief veel bekend over de eisen die ze aan hun leefomgeving stellen en welke problemen ze ervaren in de huidige 'moderne' landbouwgebieden. Hiertoe behoren onder meer Grauwe kiekendief, Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors, mede reden waarom ze in deze studie gekozen zijn tot aandachtsoorten. Aan de hand van de uitgebreide literatuur over deze soorten wordt ingegaan op hun ecologie en de specifieke oorzaken van hun achteruitgang in de afgelopen decennia. Inzicht hierin is van belang om effectieve maatregelen te kunnen identificeren.

Maatregelen voor akkervogels

Uit de literatuur is een groot aantal maatregelen met positieve gevolgen voor akkervogels bekend. Maatregelen beïnvloeden de populatieontwikkeling van akkervogels via effecten op demografische parameters, met name sterfte en reproductie. Enkele maatregelen voor Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors zullen worden besproken, waar mogelijk met inbegrip van een uit de literatuur afgeleide inschatting van het effect op demografische parameters. Deze vier soorten stellen uiteenlopende eisen aan de omgeving, waardoor een breed en daardoor vollediger spectrum aan maatregelen voor akkervogels in de analyse betrokken zal worden. Veldleeuwerik, Patrijs en Geelgors kennen nog een relatief ruime verspreiding in Nederland. De Grauwe gors is als broedvogel nagenoeg uitgestorven, maar komt zeer lokaal nog wel als regelmatig overwinteraar voor.

Individuele maatregelen hebben een invloed op een of meerdere demografische parameters en daarmee op de populatieontwikkeling. Waarden van demografische parameters in een populatie worden niet alleen bepaald door de aard van de genomen maatregelen, maar ook door de intensiteit waarmee deze maatregelen in een gebied worden ingezet (Figuur 1.1). Aard van de maatregel, intensiteit van de maatregel en effect op demografische parameters vormen samen de basis voor eenvoudige 'rekenregels'. Effecten van maatregelen op demografische parameters op populatieniveau, en daarmee ook de onderliggende rekenregels, zijn met onzekerheid omgeven.



Figuur 1.1: Theoretisch effect van twee verschillende maatregelen op de dichtheid van broedvogels als functie van de 'intensiteit' waarmee een maatregel wordt ingezet.

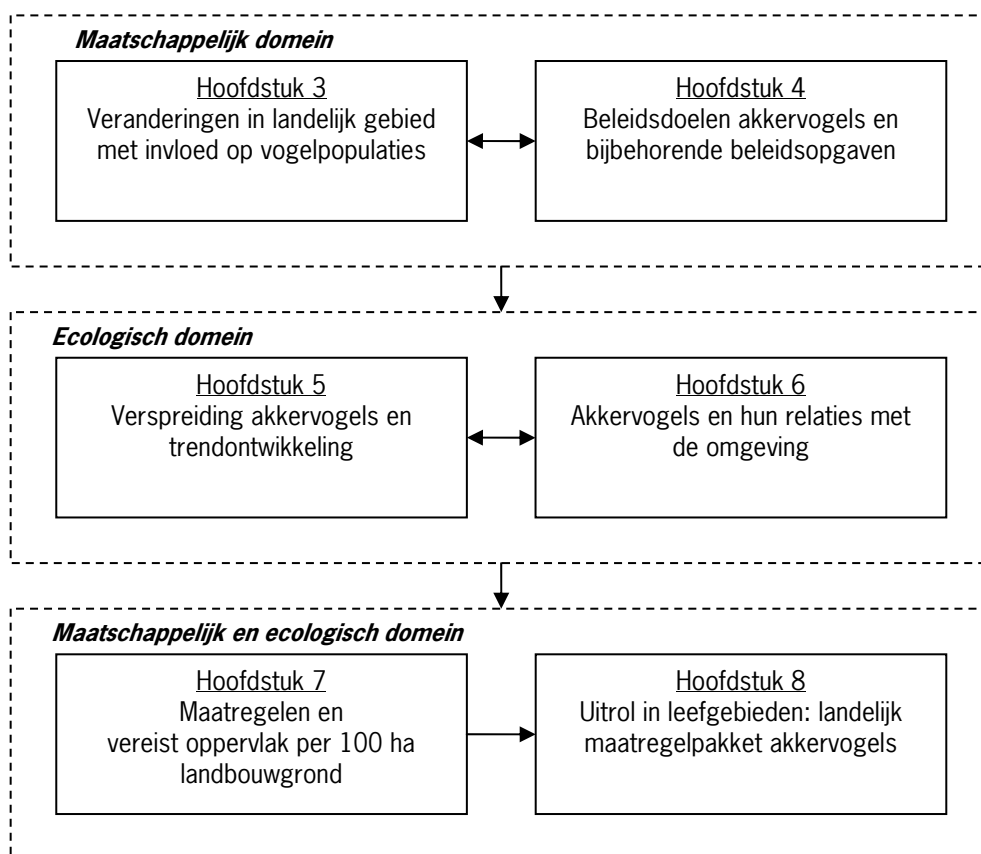
Op basis van maatregelen voor Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors wordt verkend welke maatregelen met welke intensiteit landelijk moeten worden ingezet om de beleidsopgaven voor akkervogels te kunnen halen. Bij voorbaat is de onzekerheid van de verkregen uitkomsten groot. De uitkomsten hebben dan ook het karakter van 'best guesses', gebaseerd op ruimtelijke extrapolatie dan wel interpolatie van onderzoeksresultaten in binnen- en buitenland. De onzekerheden hangen samen met (1) het globale karakter van de 'rekenregels', (2) de complexiteit van ecosysteem- en populatiedynamische processen en (3) het bestaan van kennisleemten. De onzekerheden zullen worden benoemd in de tekst.

Kosten van maatregelen

Gegeven de behoefte aan maatregelen (soort maatregel, aantal ha) is het mogelijk de kosten te berekenen van de inzet van maatregelen in het gehele Nederlandse akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied. Voor zover maatregelen al deel uitmaken van huidige regelingen (m.n. Subsiestelsel Natuur- en Landschapsbeheer) worden de kosten berekend op basis van de vergoedingen volgens die regelingen. Waar dit niet het geval is wordt een inschatting van de kosten gemaakt op basis van meerkosten of gederfde inkomsten op landbouwbedrijven. De te kwantificeren kosten betreffen de kosten van alle in akkerbouwgebieden annex regionaal gemengde landbouwgebieden benodigde bovenwettelijke maatregelen voor behoud van akkervogelpopulaties.

1.4 Afbakening

Dit onderzoek richt zich uitsluitend op maatregelen voor akkervogelgemeenschappen in akkerbouwgebieden en regionaal gemengde landbouwgebieden, ook al komen de in beschouwing genomen soorten deels ook voor in grasland- en/of natuurgebieden. De problemen waar deze soorten zich ook in die gebieden voor gesteld zien zijn wellicht terug te voeren op dezelfde basale oorzaken, maar beschermingsmaatregelen in die gebieden zijn anders van aard en vallen buiten het bestek van dit project.



Figuur 1.2: Schematische voorstelling van de opbouw van dit rapport

1.5 Leeswijzer

De opbouw van dit rapport is schematisch weergegeven in Figuur 1.2. Hoofdstuk 2 vormt een korte introductie op de thematiek van de rest van het rapport. Hoofdstuk 3 beschrijft de voor akkervogels relevante ontwikkelingen in de Nederlandse landbouw van de afgelopen decennia. Hoofdstuk 4 beschrijft Europese en nationale biodiversiteitsdoelstellingen en geeft een daaruit volgende interpretatie van de ‘beleidsopgaven akkervogels’. Hoofdstuk 5 bespreekt verspreiding en trendontwikkeling van een tiental soorten akkervogels. In Hoofdstuk 6 wordt dieper ingegaan op de ecologie van vijf in dit rapport centraal staande soorten, waarbij inzichtelijk wordt gemaakt hoe de omvang van populaties van deze soorten nauw samenhangt met ontwikkelingen in de landbouw. Hoofdstuk 7 bestaat uit een reeks verkenningen van maatregelen voor akkervogels, gebruikmakend van habitatassociaties, demografische parameters en een populatiemodel. Op basis van deze verkenningen volgt in Hoofdstuk 8 een synthese tot een landelijk maatregelpakket voor akkervogels, inclusief een schatting van de jaarlijkse kosten daarvan. Het rapport wordt afgesloten met een discussie en een weergave van de belangrijkste conclusies.

2 Landbouw en landbouwgebonden avifauna in kort bestek

De aan cultuurlandschappen gebonden vogels zijn onder te verdelen in soorten van open landschappen ('open landschap avifauna') en soorten van halfopen of meer besloten landschappen ('kleinschalige landschappen avifauna') (Dochy & Hens, 2005). Veel van de aan open landschappen gebonden soorten vinden hun oorsprong in natuurlijke biotopen als steppen, kwelders en natuurlijke graslanden. Dit betreft voornamelijk grondbroeders als Grauwe kiekendief, Kievit, Grutto, Kwartel, Watersnip, Grauwe gors, Graspieper, Gele kwikstaart en Veldleeuwerik. Soorten van halfopen en besloten landschappen (o.a. Geelgors, Ringmus, Patrijs, Zomertortel, Kneu) vertonen niet alleen binding met akkers en graslanden, maar ook met landschapselementen als bosjes, houtwallen, struweelhagen, ruigten, greppels, natte elementen, etc. Veel open landschappen soorten kwamen tot na het midden van de vorige eeuw in zowel graslanden als akkers voor. Als gevolg van de intensivering van de landbouw zijn ze in het dagelijks spraakgebruik uiteengevallen in wat we 'weidevogels' en 'akkervogels' noemen (Van Scharenburg, 2008a).

Onder de weidevogels worden dan de aan grasland gebonden soorten verstaan (o.a. Grutto, Watersnip, Kemphaan), tot de akkervogels worden soorten gerekend die tegenwoordig hoofdzakelijk in akkers voorkomen (o.a. Grauwe gors, Veldleeuwerik en Gele kwikstaart). Akkervogels zijn dus eigenlijk soorten die voorheen zowel in graslanden als akkers aan te treffen waren, maar waarvoor door het intensieve graslandgebruik in grote delen van Nederland het belang van graslanden sterk is afgenomen en dat van akkers toegenomen. In de praktijk is de scheiding echter niet zwart-wit, want veel soorten maken binnen hun leefgebied gebruik van zowel akkers als graslanden. In plaats van 'weidevogels' en 'akkervogels' wordt de ecologie van de betreffende soorten dan ook meer recht gedaan door te spreken over 'boerenlandvogels', waarbinnen dan nog een onderverdeling kan worden aangebracht tussen (a) de groep met een voorkeur voor weiden, (b) voor akkers of (c) voor beide. Ondanks de verwarring die het kan oproepen, wordt in dit rapport toch vastgehouden aan de ingeburgerde term akkervogels. Een ecologische typering van enkele akkervogels is weergegeven in Tabel 2.1.

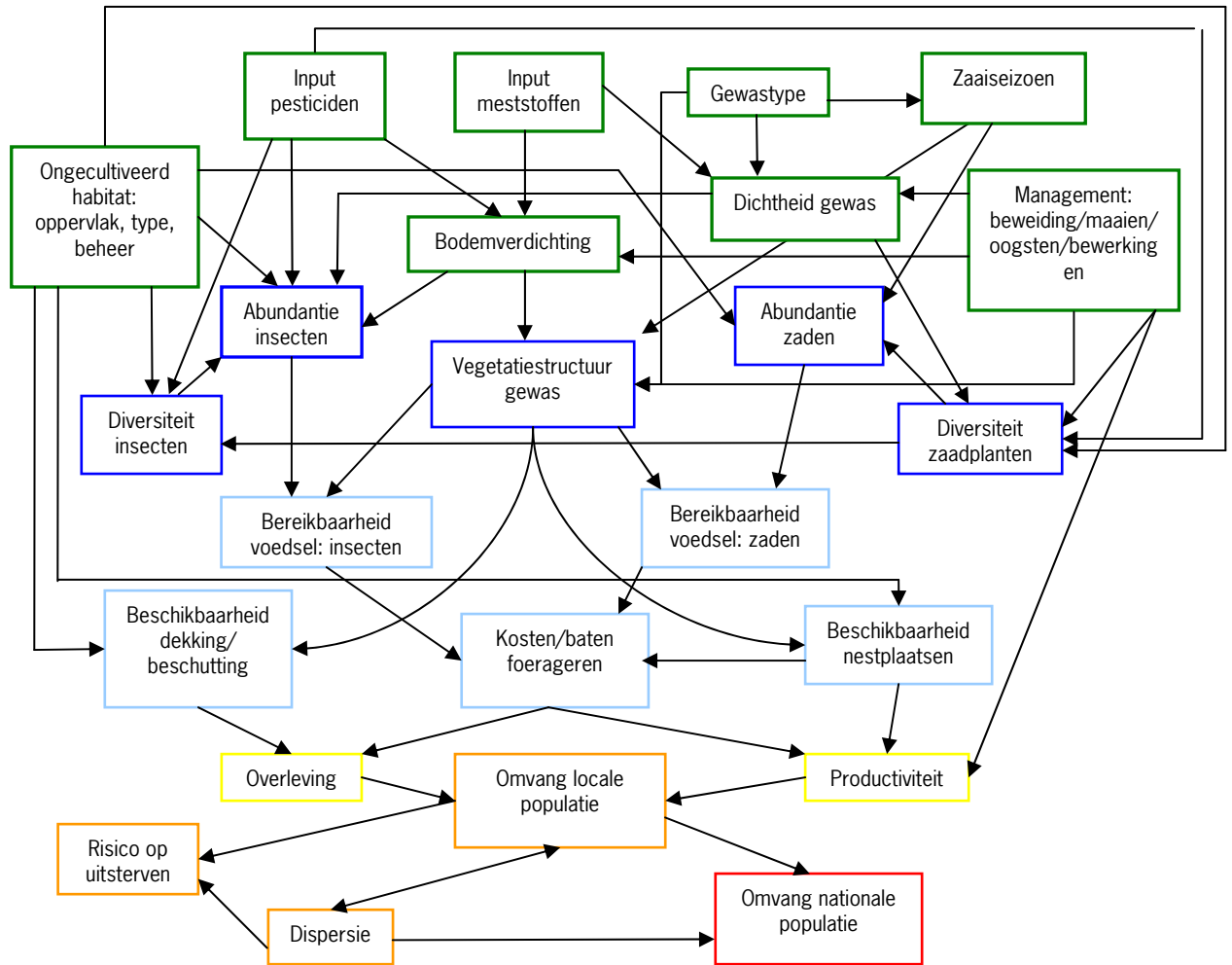
Elke soort heeft zo z'n eigen wensen en voorkeuren met betrekking tot onder meer nest- en schuilgelegenheid, zomervoedsel en wintervoedsel (Dochy & Hens, 2005). De eisen die vogels aan hun omgeving stellen worden wel vergeleken met een stoelpotenmodel (Dochy & Hens, 2005; Pouwels, 1997): elke eis vertegenwoordigt een poot, de stoel zelf is het leefgebied. Hoe meer poten er van de stoel afgezaagd worden, hoe wankeler het evenwicht, tot de stoel omvalt. Met andere woorden: elke soort kan wel wat habitatverstoring verdragen, maar op een bepaald moment wordt de omgeving niet meer leefbaar en verdwijnt de soort uit het gebied. Waar de schoen wringt is voor elke soort anders. Zo blijkt de Zomertortel in hedendaags Engeland vooral een probleem te hebben met het vinden van voldoende voedsel tijdens het broedseizoen, resulterend in een afname van het aantal broedpogingen per seizoen ten opzichte van de jaren zestig (Wilson *et al.*, 2009, p. 201). Het voortbestaan van een patrijzenpopulatie is vooral afhankelijk van het feit of kuikens in hun eerste levensdagen voldoende insecten kunnen vinden (Kuijper *et al.*, 2009; Aebischer & Ewald, 2004). Door een gebrek aan zadenrijke habitats ervaren de gorzen vooral 's winters voedselproblemen, met name in de late wintermaanden februari, maart en april (Siriwardena *et al.*, 2008; 2007; 2000a). De Veldleeuwerik heeft 's zomers problemen met het vinden van voldoende voedsel voor nestjongen en het vinden van geschikte nestgelegenheid voor het grootbrengen van

meerdere broedsels (o.a. Kragten *et al.*, 2008) en 's winters vermoedelijk met het vinden van voldoende voedsel (o.a. Gillings *et al.*, 2005). Verderop in dit rapport krijgen deze problemen ruimschoots de aandacht, evenals maatregelen om ze te verhelpen.

Genoemde soortspecifieke problemen vinden direct of indirect hun oorzaak in intensivering van de landbouw. Deze intensivering heeft op Europese schaal geleid tot een afname van populaties van vogelsoorten die met landbouw geassocieerd zijn. Een probleem bij het benoemen van specifieke oorzaken van deze afname is dat intensivering van de landbouw geen eenduidig proces is. In de literatuur zijn de volgende componenten van intensivering met een negatief effect op akkervogels beschreven.

- Een toename van het gebruik van pesticiden en meststoffen. Het gebruik van pesticiden heeft zowel directe als indirecte effecten op reproductie en sterfte. Directe effecten uiten zich acuut via mislukte voortplanting of optreden van sterfte. Indirecte effecten uiten zich via een gereduceerd voedselaanbod. Herbicidegebruik, bijvoorbeeld, resulteert in een verlaagde onkruidbezetting en een verlaagde onkruidzaadproductie, hetgeen het voedselaanbod op korte en lange termijn verlaagt. Onkruiden zijn daarnaast ook van belang voor het voorkomen van insecten, eveneens een belangrijke voedselbron voor vogels.
- Het gebruik van meststoffen bevoordeelt de groei van veredelde cultuurgewassen boven die van wilde planten. Dit resulteert in akkers met een eenvormige en dichte gewasarchitectuur, die minder toegankelijk zijn voor akkervogels als broed- en foerageerhabitat, waarin minder onkruiden en/of insecten voorkomen.
- Het verdwijnen van heggen, houtwallen, greppels en andere landschapselementen. In algemene zin heeft dit geleid tot een reductie van het aanbod aan seminatuurlijk habitat binnen het agrarische cultuurlandschap. Genoemde landschapselementen bieden nestgelegenheid en zijn van belang als voedselbron.
- Sterke afname van het areaal zomergranen en dominantie van wintergranen en maïs in regionale bouwplannen. Door de afname van het areaal zomergranen is het aanbod aan graanstoppels in najaar en winter sterk afgenomen. Graanstoppels kunnen via de na oogst opkomende onkruiden een belangrijke voedselbron voor zaadetende vogels vormen. Daarnaast bereiken wintergranen vroeger in het broedseizoen dan zomergranen een dichte en hoge gewasstructuur en worden dan ongeschikt als broedhabitat. Voorheen namen zomergranen deze rol van de wintergranen over. Oogstmethoden van granen, ongeacht de soort, zijn bovendien zodanig geperfectioneerd dat vergeleken met vroeger veel minder graan gemorst wordt. Deze oogstverliezen vormden voordien een belangrijke voedselbron voor de winterperiode.
- Verlies van mozaïeken in ruimte en tijd, als gevolg van ontmenging van akkerbouw en veeteelt, schaalvergroting en uniformering. Deze verandering heeft het aanbod aan verschillende habitats op kleinere ruimtelijke schalen gereduceerd. Schaalvergroting leidt daarnaast ook tot een afname van de oppervlakte van voor vogels interessante rand- en overgangszones. Voor een voldoende hoge reproductie is in het broedseizoen een gevarieerd aanbod aan habitats op korte vliegafstand van groot belang.

Intensivering bestaat dus uit allerlei componenten die elk op verschillende wijze reproductie en sterfte van afzonderlijke soorten kunnen beïnvloeden (Figuur 2.1). Daar komt bij dat de verschillende componenten van intensivering zich vaak tegelijkertijd hebben voorgedaan en onderling verweven zijn. Een gemeenschappelijk kenmerk is echter dat ze op meerdere ruimtelijke - en tijdschalen tot gevolg hebben dat ecologische heterogeniteit wordt ingeruild voor homogeniteit (Benton *et al.*, 2003).



Figuur 2.1: Overzicht van de multivariate en onderling interacterende landbouwpraktijken en routes waarlangs deze aangrijpen op vogels van het boerenland (Benton et al., 2003). Pijlen geven routes aan waarlangs landbouwpraktijken (groene boxen) indirecte (donkerblauwe boxen) of directe (lichtblauwe boxen) effecten hebben op de demografie van boerenlandvogels (gele boxen) en daarmee ook op de ontwikkeling van lokale populaties (oranje boxen) en uiteindelijk de totale populatie (rode box).

Tabel 2.1: Een ecologische typering van enkele soorten akkervogels (gebaseerd op Dochy & Hens, 2005). De donkergrijze, lichtgrijze en witte vlakken geven per soort resp. voorkeurs-, getolereerde en vermeden landschapstypen aan.

Soort	Voorkeur voor schaal landschap			Trekgedrag	Zomervoedsel jongen	Zomervoedsel adulten	Wintervoedsel	Nestplaats	Opmerkingen
	kleinsch.	halfopen	open						
Patrijs				Standvogel.	Kuikens zijn afhankelijk van insecten die leven op onkruiden, vooral larven van bladwespen (Symphyta), die zeer gevoelig zijn voor insecticiden.	Zaden en allerlei kiemplantjes.	Groeipunten van gras, klover, wintergraan en allerlei zaden.	In allerhande ruigte, liefst tussen overjarige polvormende grassen van 50-80 cm hoog, meestal onder struikrand. Voorkeur voor perceelsranden.	Ruigterand moet min. 1 m breed zijn en liefst veel breder. Zandige plekken nodig voor zandbad. Voldoende dekking nodig tegen predatie en slecht weer (kuikens).
Kneu				Middellange afstandstrekker.	Kleine zaden (geen insecten).	Kleine zaden.	Kleine onkruidzaden (bijv. melganzevoet, varkensgras), ook graag oliehoudende zaden (kool, raap-/koolzaad, vlas).	In struiken of dichte ruigten, laag tegen de grond. Ook tuinen. Vaak met meerdere koppels in elkaars buurt.	Grote actieradius rond nest (tot 1 à 3 km).
Ringmus				Stand- en zwerfvogel.	Insecten.	Zaden en insecten.	Allerlei zaden waaronder zeer graag vlas, maar ook graan, bessen, kiemplantjes, melganzevoet.	Holenbroeder in oude knotwilgen, gebouwen en nestkasten.	Nabijheid van bomen en struiken altijd noodzakelijk.
Geelgors				Stand- en zwerfvogel.	Insecten.	Insecten en grotere zaden worden gezocht in kruidenrijke bermen, greppels en ruigten.	Vooraf zetmeelhoudende zaden die aan de oppervlakte liggen, in het bijzonder granen, ook graszaden. Geen oliehoudende zaden. Stoppelvelden of kruidenrijke ruigten langs houtkanten zijn het best.	Nest laag tegen grond in ruigten langs hagen en greppels en in hagen zelf. Graan gewenst in omgeving, alsook andere Geelgorskoppels. Ideaal zijn lage (1.4 m) en dikke (1.2 m) hagen met ongemaaide grasrand van min. 1 m breed.	Vliegverplaatsingen veelal langs bomenrijen en hagen, zelden > 1 km in een ruk.
Zomer-tortel				Lange afstandstrekker.	Onkruidzaden.	Onkruidzaden, graan. Zoekt voedsel tot 10 km van het nest (meestal <1.5 km)	(Overwintert in Afrika)	Nest in dicht struweel, jonge bomen, bosranden (ideaal 3 m breed, 4.5 m hoog). Brengt 2 à 3 broedsels groot per seizoen, maar dit lukt niet altijd door voedselgebrek.	Foerageert in kruidenrijke hooilanden, akkerranden, onverharde wegen, stoppels en in open ondergroei van struweel en bosranden.

Tabel 2.1 (vervolg):

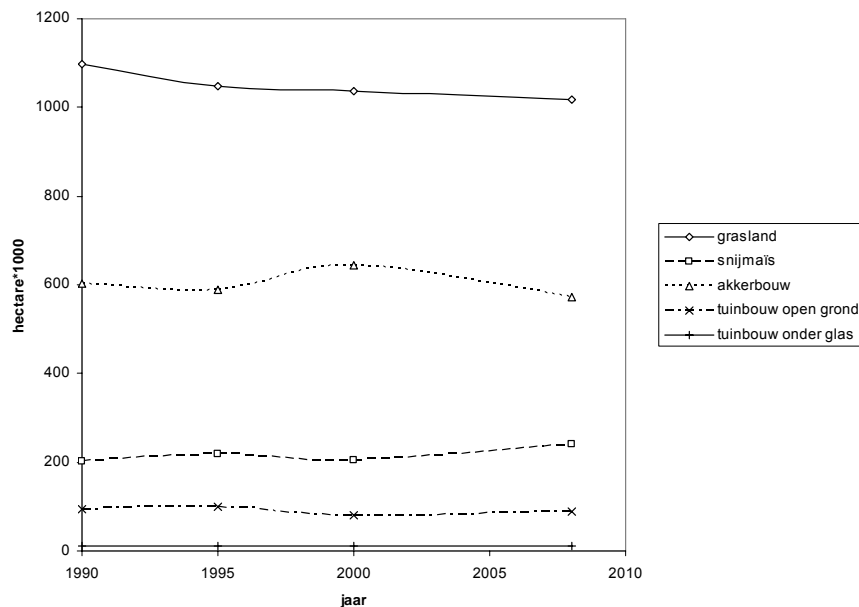
Soort	Voorkeur voor schaal landschap			Trekgedrag	Zomervoedsel jongen	Zomervoedsel adulten	Wintervoedsel	Nestplaats	Opmerkingen
	kleinsch.	halfopen	open						
Kievit				Grotendeels trekvogel (kort en middellang). In zachte winters kan een flink deel van de populatie in Nederland blijven.	Jonge pullen aangewezen op allerlei ongewervelden, later ook regenwormen. Mozaïek van laag gras/gewas en hoog gras/gewas nodig voor resp. voedselzoeken en schuilen.	Regenwormen en allerlei ongewervelden. Zichtjager, voedsel moet goed zichtbaar zijn, gewas daarom niet te hoog of dicht.	Regenwormen en allerlei ongewervelden. Zichtjager, voedsel moet goed zichtbaar zijn, gewas daarom niet te hoog of dicht. Wintergevoelig, trekt weg tijdens vorst en/of sneeuw.	Nest in kuiltje in open veld of (nabij) kort grasland. Vaak op kale bodem of in korte begroeiing (braakland, kiemend gewas). Nest/jongen vaak vernietigd bij late grondbewerking of vroege maaibeurt. Goed zicht op naderende predatoren noodzakelijk.	Vaak semi-koloniaal broedend om samen predatoren te verjagen.
Veldleeuwerik				Gedeeltelijk trekvogel (korte afstand).	Insecten.	Insecten en zaden. Foerageert op kale bodem in lage vegetaties. Vaak in geëxtensiverde delen als perceelsranden en bermen en in open gewassen.	Onkruidzaden, graan, allerhande kiemplantjes. Houdt zich 's winters groepsgewijs in 'midden' van percelen op, zoals open stoppels of wintergraanakkers. Op vooral graanstoppels is meer voedsel te vinden dan op wintergraanakkers.	In allerlei open en lage (20-50 cm) vegetaties met wat kale bodem. Meestal >10 m van perceelsrand, zeker wanneer er bomen of struiken staan. Meestal > 100 m van bebouwing en tuinen.	2 à 3 broedsels nodig voor op peil houden populatie, maar dit is tegenwoordig moeilijk haalbaar (maaien, oogsten, te dicht gewas).
Grauwe gors				Gedeeltelijk trekvogel (kort tot middellang).	Insecten, onrijpe granen.	Insecten, onrijpe granen en andere zaden.	Granen, graszaden en andere zaden. Eet zaden tot ver in april waardoor extra gevoelig voor behandeld zaaizaad.	Graanvelden en/of vochtige kruidenrijke hooilanden of weiden met ruige randen. Nodig: enkele zangposten zoals struik, paaltje, elektriciteitsleiding. Nestplaats in lang onbegrasd gras of in graanveld, niet bij struiken of bomen.	Broedt later dan andere soorten (eind mei – aug.) Buiten broedseizoen vaak gemeenschappelijke slaappleatsen in riet of andere ruigten. Sterk gebonden aan graanteelten.

3 Het Nederlandse cultuurlandschap in heden en verleden

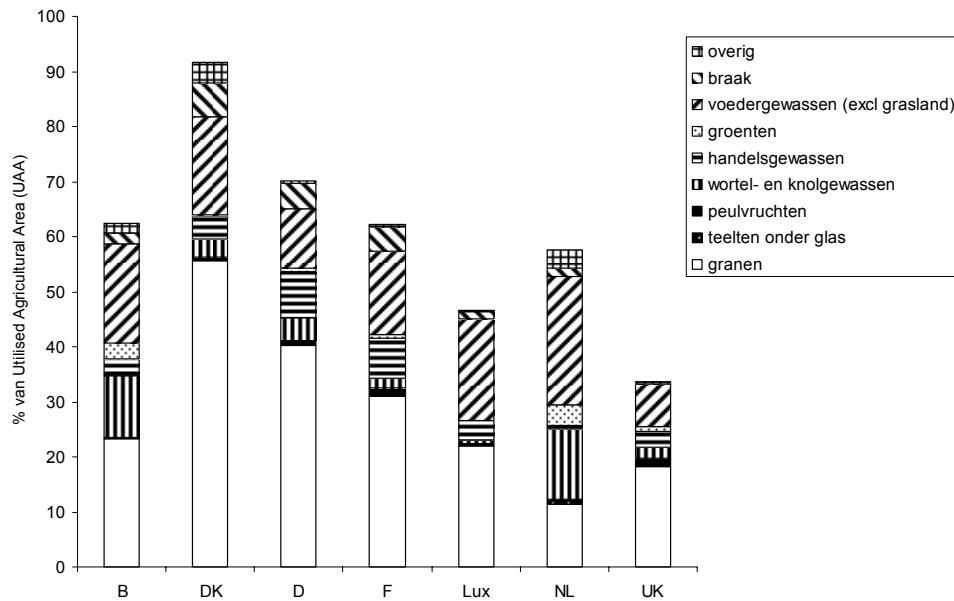
3.1 Het hedendaagse cultuurlandschap

De totale oppervlakte van het Nederlandse areaal cultuurgrond bedraagt ruim 1.9 miljoen hectare, waarvan momenteel 30% in gebruik is voor akkerbouw, 53% voor grasland (blijvend, tijdelijk en natuurlijk grasland), 13% voor snijmaïs, 5% voor vollegronds tuinbouw en 0.5% voor glastuinbouw. Deze verdeling wijkt niet wezenlijk af van die in 1990 (Figuur 3.1), maar ten opzichte van 1971 is het areaal akkerbouw met ca. 13% gedaald (Berkhout & van Bruchem, 2006). Een gemiddeld akkerbouwbedrijf in 1976 had een oppervlak van 27 ha. Anno 2005 is dit gegroeid tot 32 ha. Een derde van de gespecialiseerde akkerbouwbedrijven is groter dan 40 ha. De vergroting van het areaal per bedrijf is gepaard gegaan met een vergroting van de gemiddelde perceelsgrootte, maar op landelijk niveau ontbreken gegevens hierover.

De Nederlandse akkerbouw kent in vergelijking met omliggende landen een intensief bouwplan, gekenmerkt door een lager aandeel granen en hogere aandelen van gewassen als aardappel, suikerbiet, snijmaïs en akkerbouwmatige groenten (Figuur 3.2). Een groot deel van de verklaring hiervoor is gelegen in de hoge grondprijs die een hoge financiële opbrengst noodzakelijk maakt. Overigens zijn regionale variaties binnen Nederland aanzienlijk (zie hierna). Verwacht wordt dat het areaal akkerbouw in de toekomst verder zal afnemen, vanwege een verwachte daling van het areaal suikerbieten en zetmeelaardappelen. Ook het aantal bedrijven zal verder afnemen.



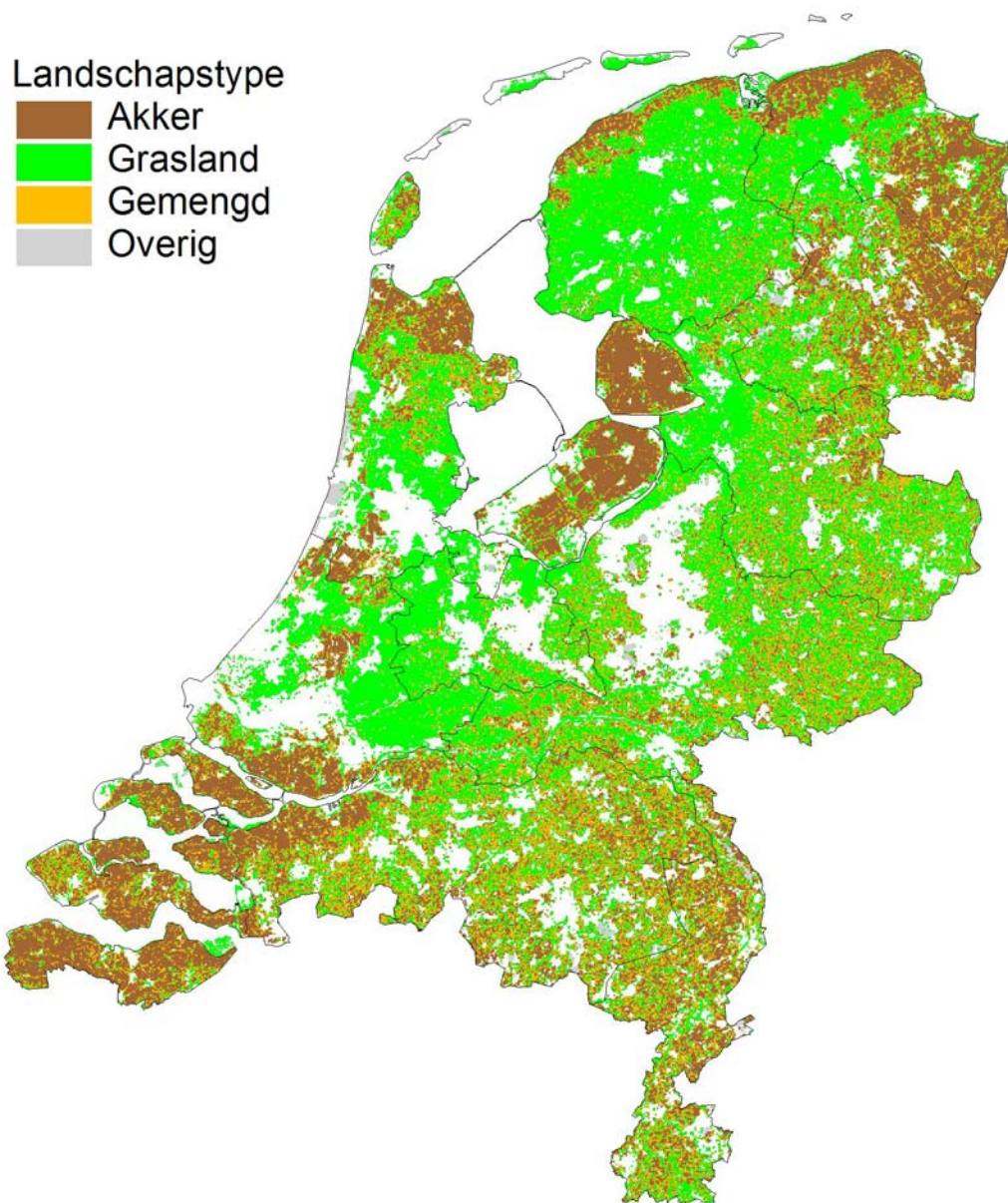
Figuur 3.1: Agrarisch grondgebruik 1990-2008 (bron: Berkhout & van Bruchem, 2009). Vanaf 2000 zijn 'natuurlijke graslanden' gerekend tot de cultuurgrond en zijn de groenten verdeeld in akkerbouwmatig en tuinbouwmatig geteelde groenten. Cijfers voor 2008 zijn voorlopig.



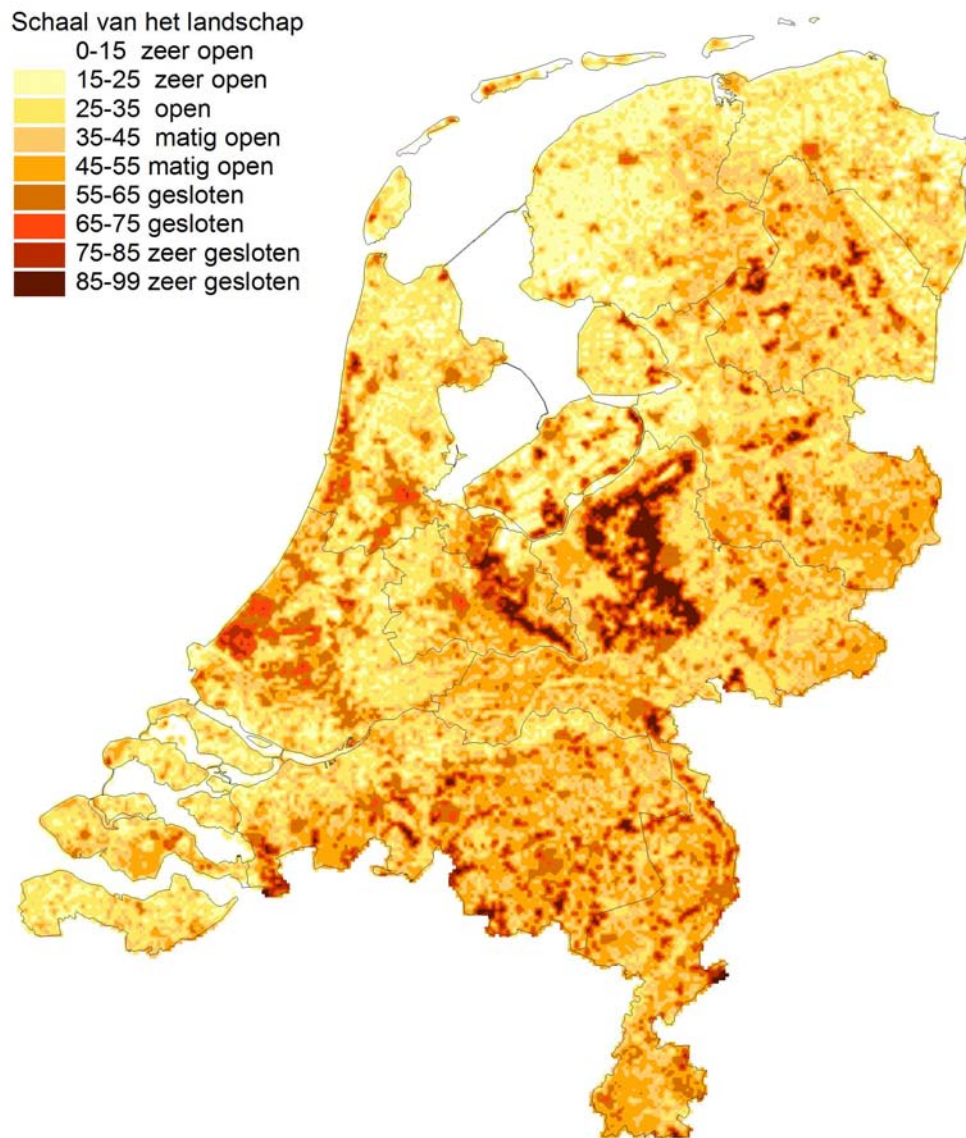
Figuur 3.2: Aandelen van in Europese statistieken onderscheiden gewascategorieën in het totale areaal landbouwgrond (Utilised Agricultural Area; UAA) in enkele Noordwest-Europese landen in 2005. Korrelmaïs is ondergebracht bij de granen, snijmaïs bij de voedergewassen. Grasland is buiten beschouwing gelaten. Gecompileerd op basis van data in Eurostat (<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>).

De grondgebonden veehouderij omvat 56% van het areaal cultuurgrond en bestaat voor het overgrote deel uit melkveehouderij (44%). Het oppervlak grasland en snijmaïs bedraagt ruim 1.2 miljoen ha (Figuur 3.1). Melkveehouderij en akkerbouw komen verspreid over heel Nederland voor, maar er is sprake van sterke clustering in afzonderlijke regio's (Figuur 3.3). De akkerbouw is sterk geconcentreerd in de 'akkerbouwprovincies' Groningen, Drenthe, Flevoland en Zeeland. In grote delen van deze provincies wordt bijna uitsluitend akkerbouw bedreven. Soortgelijke maar in oppervlak veel kleinere concentraties van akkerbouw komen ook elders voor, zoals in de droogmakerijen, in de kop van Noord-Holland en in westelijk Brabant. Grasland en de daaraan gekoppelde melkveehouderij is de dominante landgebruiksvorm in delen van Utrecht, Noord- en Zuid-Holland, Friesland en delen van oostelijk Nederland. In het zuidoosten zijn akkerbouw en veehouderij veel meer ruimtelijk verweven, al is op het lokale niveau vaak sprake van clustering van akkerbouwpercelen enerzijds en graslandpercelen anderzijds.

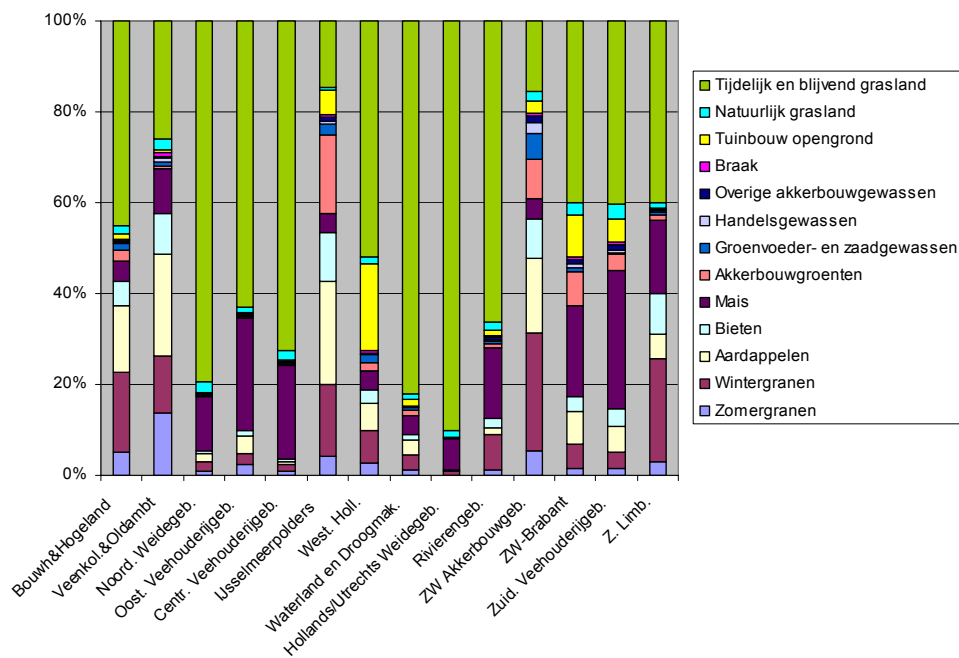
Landschappelijk gezien bestaan er grote en voor akkervogels relevante verschillen tussen de diverse regio's, bijvoorbeeld voor wat betreft de schaal van het landschap en de daarin aanwezige gewasteelten. Een belangrijke scheidslijn is die tussen Hoog- en Laag Nederland. Hoog-Nederland (boven NAP) valt samen met het droge en relatief kleinschalige zandgebied, Laag-Nederland (beneden NAP) omvat de nattere, meestal grootschaliger en gemiddeld meer open klei- en veengebieden (Figuur 3.4). Figuur 3.5 toont relatieve gewasarealen in veertien in nationale statistieken onderscheiden landbouwregio's. In de helft daarvan zijn akkerbouwmatige teelten (inclusief maïs) de dominante landgebruiksvorm, in de andere helft is dat grasland. In regio's met veel veehouderij bestaat een groot deel van het areaal akkerbouwmatige teelten uit maïs. Er zijn vijf regio's waar het areaal zomer- en wintergranen groter is dan 20%: Bouwhoek & Hogeland, Veenkoloniën & Oldambt, IJsselmeerpolders, het Zuidwestelijk Akkerbouwgebied en Zuid-Limburg. Daarbinnen zijn wintergranen meestal dominant. Alleen in de Veenkoloniën nemen zomergranen een groter areaal in dan wintergranen.



Figuur 3.3: Ligging van akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebieden in Nederland. Gridcellen in cultuurland die meer dan 75%, 25-75%, en minder dan 25% bestaan uit akkerland zijn aangeduid als respectievelijk akker, gemengd en grasland.



Figuur 3.4: Schaal van het landschap (bron: Dijkstra en Van Lith-Kranendonk, 2000).



Figuur 3.5: Relatieve gewasarealen in de 14 Nederlandse landbouwregio's in 2008

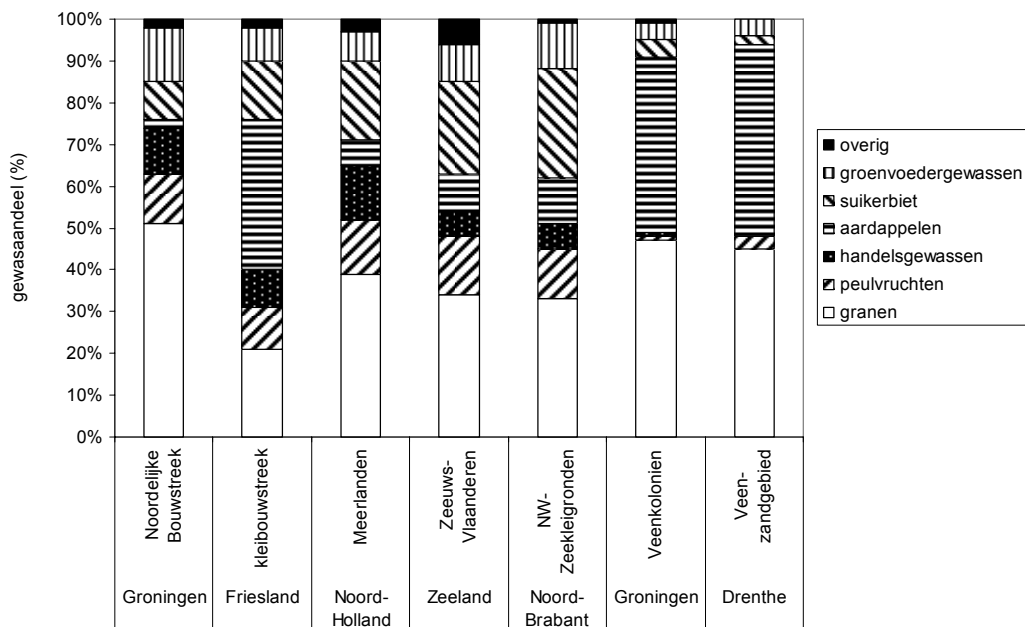
Ontwikkelingen met een invloed op veranderingen in landgebruik in de nabije toekomst betreffen de afschaffing van de melkquotering, ontwikkelingen in het mestbeleid, de Europese bijmengplicht voor biobrandstoffen en de afbouw van ondersteuning van de teelt van zetmeelaardappelen en suikerbieten. Silvis *et al.* (2009) verwachten dat vanwege de afschaffing van de melkquotering per 2015 de melkproductie in Nederland in de periode 2007-2020 met 16% toe zal nemen. Hierdoor en door aanscherpingen van het mestbeleid zal de behoefte aan grond vanuit de melkveehouderij toenemen. Ditzelfde geldt voor de akkerbouw vanwege de bijmengplicht voor biobrandstoffen. Per saldo verwachten Silvis *et al.* (2009) in de periode 2006-2020 een krimp van de oppervlakte akkerbouw met 10%. In sommige provincies, waaronder 'akkerbouwprovincies' als Zeeland en Groningen, zal de krimp hoger liggen, samenhangend met nieuwvestiging van melkveehouders afkomstig van elders in deze provincies. In dezelfde periode daalt het areaal suikerbieten naar verwachting met 35%.

3.2 Enkele historische ontwikkelingen sinds 1900

Voor de intrede van kunstmest in de landbouw waren veehouderij en akkerbouw op bedrijfsniveau door het hele land nauw verweven. Behalve dierlijke producten leverde de veehouderij immers de voor de gewasteelt zo noodzakelijke mest. Rundvee stelde de boeren tevens in staat delen van landerijen die niet als akkerland konden worden benut toch in de bedrijfsvoering op te nemen. Daarnaast fungeerde het vee als verwerker van in de akkerbouw vrijkomende gewasresten. Op de gemengde bedrijven in zeekelegebieden heeft eeuwenlang een systeem van wisselbouw bestaan, waarbij bouwland na een akkerbouwperiode werd omgezet in tijdelijk grasland. De belangrijkste functie hiervan was het bodemvruchtbaarheidsbevorderend effect, berustend op het vrijkomen van stikstof na het onderploegen van het tijdelijke – al dan niet klaverrijke – grasland en de verbeterde bodemstructuur. Een afwisseling van gewassen was ook noodzakelijk in het kader van onkruidbestrijding en beheersing van ziekten en plagen. Braak werd toegepast wanneer onkruiden teveel de

overhand kregen. De braakperiode werd dan benut door via regelmatige grondbewerkingen de onkruiden weer onder de duim te krijgen. Ook in de zandregio's waren akkerbouw en veehouderij op bedrijfsniveau verweven, maar op een heel andere wijze georganiseerd. Bouwland vormde lange tijd de spil van het bedrijf. Dit bouwland was te vinden als grote aaneengesloten complexen ('velden') of in kleinschaliger eenheden grenzend aan de dorpen ('kampen'). Hooilanden bevonden zich in de lager gelegen nattere beekdalen en waren cruciaal voor de winning van wintervoeding voor het vee. De overige, ongecultiveerde gronden – in oppervlak veel groter dan het bouwland – bestonden uit de 'eindelozes heidesteppe' en de nattere broekgronden. Deze 'woeste gronden' leverden een niet te onderschatten bijdrage aan de agrarische productie als indirecte leverancier van mest via hun benutting als extensief weidegebied. Onder invloed van veranderende prijsverhoudingen tussen akkerbouw- en veehouderijproducten legden landbouwbedrijven op de zandgronden zich na 1850 steeds meer toe op de veehouderij (productie van boter, mesten van varkens). Akkerbouwproducten die voorheen werden verkocht werden nu als voedergewassen op het eigen bedrijf aan het vee vervoerd. Met andere woorden, op de zandgronden kwam de akkerbouw geleidelijk aan steeds meer in dienst te staan van de veehouderij.

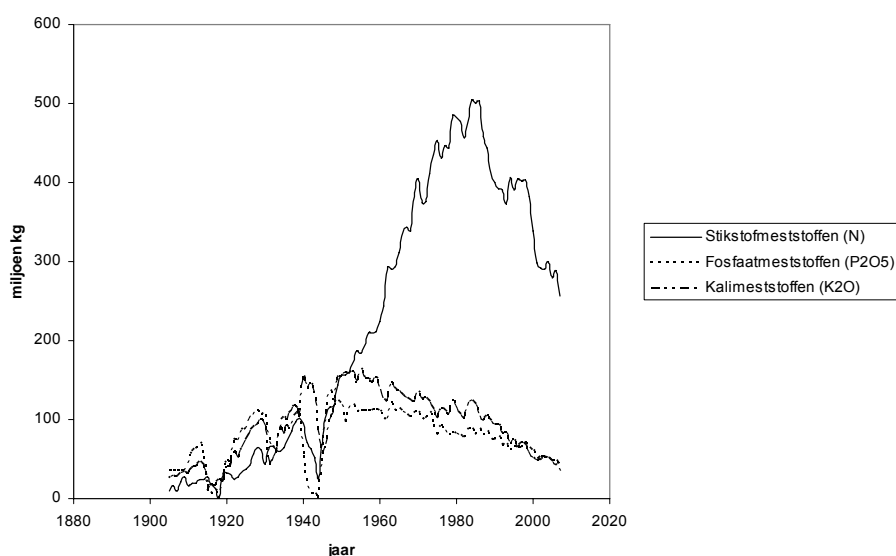
Regionale verschuivingen in aandelen bouwland versus grasland, aantallen dieren en gewassamenstelling hebben zich altijd voorgedaan, onder invloed van conjuncturele ontwikkelingen en technologische ontwikkelingen op het vlak van onder meer waterhuishouding en mechanisatie. Aandelen van de belangrijkste gewassen in enkele regio's op klei- en zandgronden in de jaren twintig van de vorige eeuw zijn weergegeven in Figuur 3.6. Op beide grondsoorten vormden granen de hoofdmoot in bouwplannen, voor de overige gewassen waren regionale variaties ook toen al aanzienlijk. Overigens stammen de gegevens in Figuur 3.6 al van de tijd na introductie van kunstmest en hebben zich in vergelijking met voorgaande eeuwen al grote veranderingen voltrokken (minder groenvoedergewassen, meer aardappel en suikerbiet).



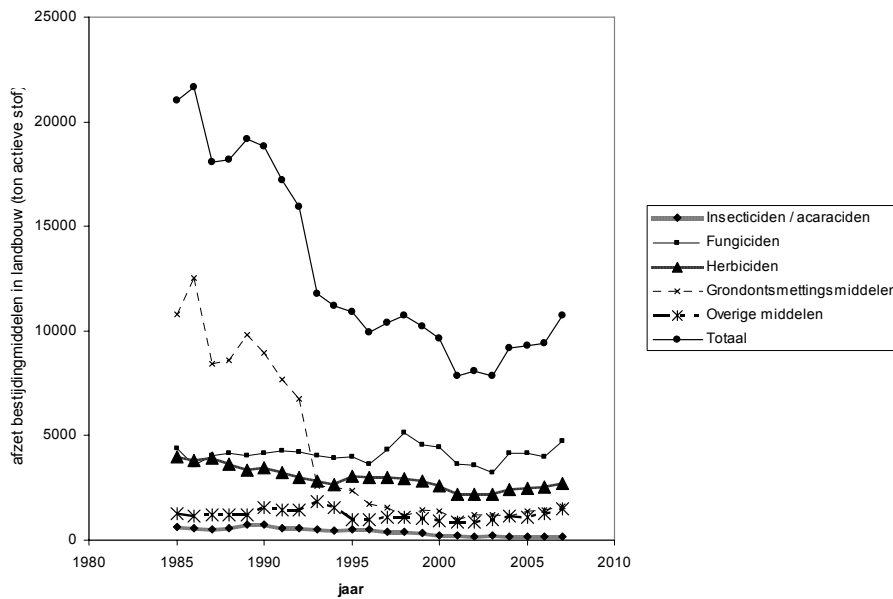
Figuur 3.6: Relatieve gewasarealen in enkele regio's op klei- en zandgronden in de jaren twintig van de vorige eeuw (Bron: Bieleman, 2008).

Cruciale veranderingen in agrarisch grondgebruik werden mogelijk door de toepassing van kunstmest en chemische bestrijdingsmiddelen, mechanisatie en ruilverkaveling. Kunstmest werd rond 1875 voor het eerst toegepast en nam na 1890 een grote vlucht (Figuur 3.7). In de 20^e eeuw steeg het verbruik van stikstof in Nederland van 25 miljoen kilo in 1920 naar een piek van 500-505 miljoen kilo midden jaren tachtig om vervolgens onder invloed van beperkingen aan het gebruik weer scherp te dalen naar 280-260 miljoen kilo in de eerste jaren van de 21^e eeuw. Het gebruik van fosfaat- en kalimestoffen nam vanaf het begin van de 20^e eeuw eveneens sterk toe, maar piekte al begin jaren zeventig om geleidelijk af te vlakken naar een niveau van 40-50 miljoen kg aan het begin van de huidige eeuw. Met de komst van kunstmest verviel de noodzaak van instandhouding van bodemvruchtbaarheid via het wisselbouwsysteem (zeekleigebieden) dan wel de noodzaak om met behulp van grazend vee nutriënten te verzamelen op 'woeste gronden' ten behoeve van bemesting van de bouwlanden (zandgronden). In zowel de klei- als zandregio's verviel daarmee de noodzaak er een gemengde bedrijfsvoering op na te houden. Toepassing van kunstmest betekende niet alleen dat beperkingen in bouwplan en gewaskeuze werden opgeheven, maar ook dat de gewasveredeling een grote vlucht nam voor het ontwikkelen van hoogproductieve variëteiten passend bij de hogere bemestingsniveaus (Bijlsma *et al.*, 2001).

Chemische bestrijdingsmiddelen deden in de eerste helft van de 20^e eeuw hun intrede (Bijlsma *et al.*, 2001). Sinds midden jaren tachtig van de vorige eeuw is de afzet van chemische gewasbeschermingsmiddelen in de landbouw fors afgenomen (Figuur 3.8). Dit komt vooral door de reductie in het gebruik van grondontsmettingsmiddelen. De daling van de totale afzet heeft zich de laatste tien jaar niet duidelijk voortgezet en het gebruik vertoont zelfs een stijgende tendens. In 2005 werd ca. 9.3 miljoen kg werkzame stof in de landbouw afgezet, waarvan 45% fungiciden, 27% herbiciden en 15% grondontsmettingsmiddelen.



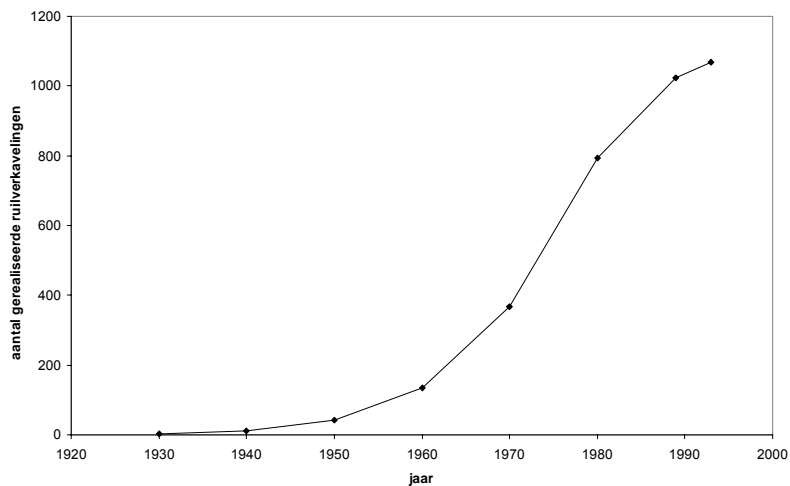
Figuur 3.7: Kunstmestgebruik 1905-2007 in miljoenen kg N, P₂O₅ en K₂O per jaar



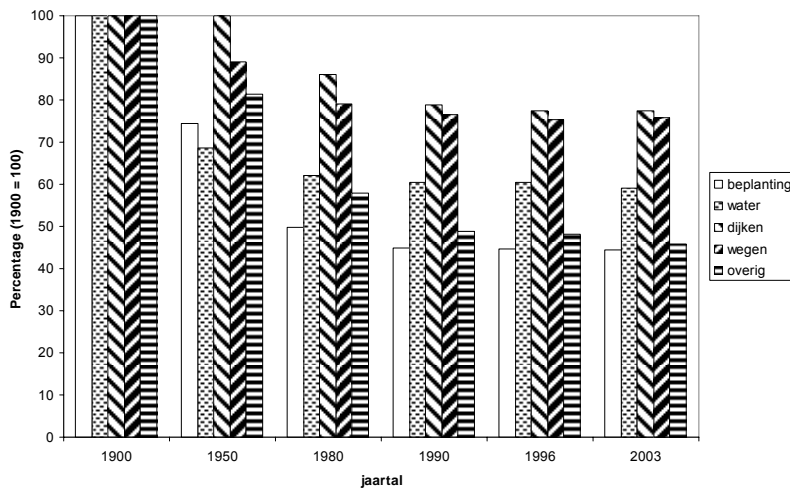
Figuur 3.8: Afzet van chemische bestrijdingsmiddelen in de landbouw via de Nederlandse Stichting voor Fytofarmacie (Nefyto) aangesloten bedrijven. (Bron: www.compendiumvoordeleefomgeving.nl) Nefyto is de brancheorganisatie van de Nederlandse gewasbeschermingsmiddelenindustrie. De Nefyto-gegevens omvatten de laatste jaren circa 90 procent van de totale afzet van gewasbeschermingsmiddelen.

Vanaf de jaren dertig van de vorige eeuw zijn in Nederland in versneld tempo ruilverkavelingen doorgevoerd, wettelijk verankerd in de Wet op de Ruilverkaveling (1924). Waar voorheen veranderingen kleinschalig en geleidelijk plaatsvonden, ging in het kader van ruilverkavelingen binnen een tijdsbestek van 50 jaar vrijwel het hele agrarisch gebied op de schop (Figuur 3.9). De ruilverkavelingen hadden ingrijpende, onderling samenhangende directe en indirecte gevolgen voor inrichting en beheer van het landelijk gebied. Genoemd kunnen worden onder meer een verbeterde ontsluiting van landbouwgronden, egalisatie van hoogteverschillen, verbeterde ontwatering en waterbeheersing, bouwplanwijzigingen, toegenomen inzet van meststoffen en bestrijdingsmiddelen, verbeterde mogelijkheden voor mechanisering, perceelsvergroting, verdwijning van landschapelementen, vervroegde inscharing van vee en vervroegde maaidata (Bijlsma *et al.*, 2001).

Gerekend vanaf 1900 is ongeveer de helft van alle lijnvormige cultuurhistorische elementen verdwenen (Figuur 3.10). Deze elementen omvatten onverharde en verharde wegen, dijken, beplantingen zoals heggen, houtwallen en bomenrijen, waterlopen zoals kanalen, vaarten, beken en rivieren en overige perceelsgrenzen als sloten greppels en steilranden. De categorieën 'beplantingen' en 'overige perceelsgrenzen' zijn sterker afgenomen dan de andere categorieën. Veranderingen in het landschap tot 1950 hangen vooral samen met de ontginning van woeste gronden en daarna neemt ruilverkaveling gaandeweg deze rol over. De periode van landbouwkundige herinrichting loopt overigens door tot 1990, al nam het tempo daarvan na 1980 af. Met name vanaf 1990 is verstedelijking de volgende grootschalige ontwikkeling met een dominante invloed op het landschap (Koomen *et al.*, 2007).

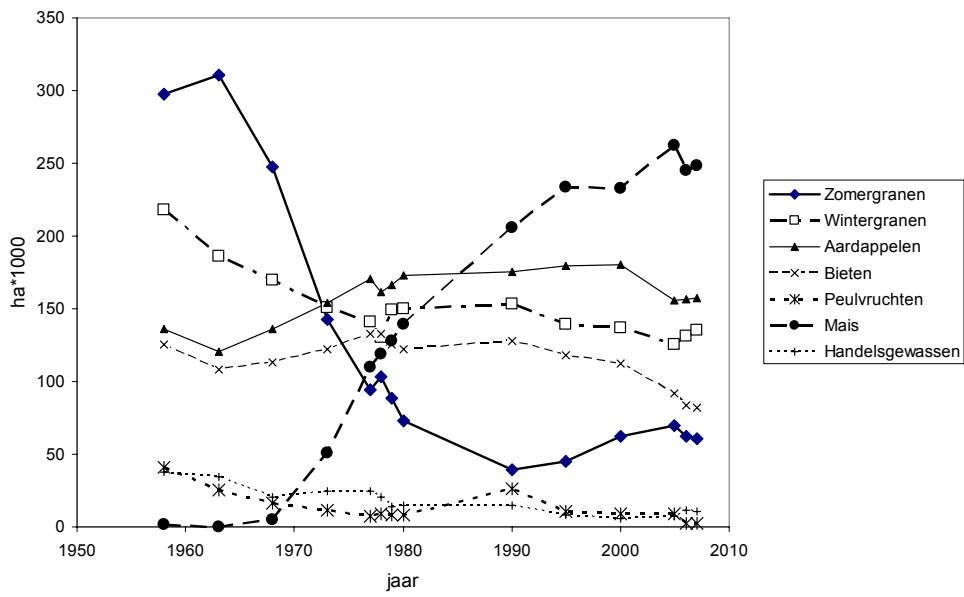


Figuur 3.9: Aantal gerealiseerde ruilverkavelingen in de periode 1930-1993 (CBS, 1994, geciteerd in Bijlsma et al., 2001)



Figuur 3.10: Geïndexeerde veranderingen (1900=100%) van cultuurhistorische lijnvormige elementen, opgesplitst in de categorieën beplanting, water, dijken, wegen en overige perceelsgrenzen (Koomen et al., 2007).

Samenhangend met veel van de bovenstaande ontwikkelingen hebben zich vanaf midden jaren zestig belangrijke verschuivingen in gewasarealen voorgedaan (Figuur 3.11). Meest in het oog springend daarbij is de sterke afname van het areaal zomergranen in de periode 1965-1980 en een sterke toename van het areaal maïs vanaf 1970 tot in de eerste jaren van deze eeuw. Door de afname van het areaal zomergranen nam het aandeel daarvan binnen het totale akkerbouwareaal af van ruim 30% in de periode vóór 1970 tot iets meer dan 10% nu. Het areaal wintergranen nam in de eerste helft van de beschouwde periode eveneens af (Figuur 3.11). Deze afname hangt samen met het goeddeels verdwijnen van de roggeteelt in Nederland en werd gedeeltelijk gecompenseerd door een toename van de teelt van wintertarwe. De absolute en relatieve arealen van de overige gewassen zijn redelijk constant te noemen, al neemt het areaal suikerbiet sinds 1990 gestaag af.



Figuur 3.11: Ontwikkeling van gewasarealen van enkele belangrijke gewassen sinds de jaren zestig (bron: Land- en tuinbouwcijfers, diverse jaargangen).

4 Beleidsopgaven akkervogels

4.1 Beleidsdoelstellingen

Een van de centrale doelstellingen van de EU-Strategie voor Duurzame Ontwikkeling en het zesde Milieuactieprogramma (MAP6) is de achteruitgang van de biodiversiteit per 2010 te stoppen. Hoeksteen van het beleid van de Europese Unie voor biodiversiteit wordt gevormd door de Natura 2000-gebieden. Dit is een samenhangend netwerk van beschermde natuurgebieden op het grondgebied van de lidstaten van de Europese Unie. Het netwerk omvat alle gebieden die zijn beschermd op grond van de Vogelrichtlijn (1979) en de Habitatrichtlijn (1992). Doel van de Vogelrichtlijn is bescherming en beheer van alle binnen de EU voorkomende wilde vogels, inclusief hun leefgebieden. Lidstaten zijn verplicht extra maatregelen te nemen voor bescherming van leefgebieden van sterk bedreigde soorten vermeld in Bijlage I van de richtlijn. Deze bijlage omvat 181 vogelsoorten, waarvan er circa 60 in Nederland voorkomen. Voor wat betreft de min of meer aan landbouw gebonden soorten betreft dit Grauwe kiekendief, Kwartelkoning, Grauwe klauwier en Ortolaan. Doel van de Habitatrichtlijn is het waarborgen van de biologische diversiteit door het in stand houden van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna op het Europees grondgebied. Dit betreft habitats en soorten 'van communautair belang' die zijn opgenomen in Bijlage I en II van de richtlijn.

Omdat de biodiversiteit in de EU bleef afnemen, kwam de Europese Commissie in mei 2006 met een Biodiversiteitsactieplan (CEC, 2006). Het actieplan kent tien doelstellingen, verdeeld over vier beleidsgebieden. Voor het beleidsgebied 'Biodiversiteit binnen de EU' werden vijf doelstellingen geformuleerd, allen gericht op het stoppen van verder biodiversiteitsverlies per 2010 en het tot stand brengen van substantieel herstel. Eén van deze doelstellingen is instandhouding en herstel van biodiversiteit op het gehele platteland in de EU. Via deze doelstelling werd onderkend dat het Natura 2000-netwerk op termijn niet levensvatbaar zal zijn, als niet ook daarbuiten aandacht wordt geschonken aan behoud van biodiversiteit. In het actieplan werd geen nieuw beleid ontwikkeld, maar voorgesteld bestaande EU-instrumenten als de Kaderrichtlijn Water en het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid gericht in te zetten voor bescherming van biodiversiteit. 'Centrale acties' die in dit kader genomen zouden moeten worden betreffen onder meer (1) het beter benutten van het binnen het GLB beschikbare instrumentarium om intensivering dan wel prijsgeven van landbouwgronden met grote ecologische waarde te voorkomen en (2) versnelde implementatie van de milieukaderrichtlijnen als Nitraatrichtlijn en Kaderrichtlijn Water. In 2008 is het Biodiversiteitsactieplan geëvalueerd (CEC, 2008). In die evaluatie wordt geconstateerd dat de EU haar 'streefdoel' om de achteruitgang van de biodiversiteit tegen 2010 tot staan te brengen hoogstwaarschijnlijk niet zal kunnen verwezenlijken en dat er de komende jaren zowel op EU- als op lidstaatniveau 'krachtige inspanningen vereist zijn om de doelstelling ook maar bij benadering te halen'. Opnieuw wordt de noodzaak van integratie van biodiversiteitsdoelen in andere sectoren als belangrijke prioriteit benadrukt.

Met het bereiken van het ijkjaar 2010 werd binnen de EU tijdens het schrijven van dit rapport beleidsmatig de balans opgemaakt over de toestand van de biodiversiteit en over de effectiviteit van het biodiversiteitsbeleid. Op 16 maart 2010 heeft de EU Milieuraad de beleidlijnen uitgezet voor het post-2010 biodiversiteitbeleid. De Raad stelde wederom vast dat noch het Europese noch het mondiale biodiversiteitdoel gehaald is en dat grotere inspanningen nodig zijn. De Milieuraad formuleert als langetermijnvisie voor de EU dat de

biodiversiteit en de ecosysteemdiensten die daaruit voortkomen uiterlijk in 2050 naar behoren moeten zijn hersteld en beschermd. De Milieuraad erkent de intrinsieke waarde van biodiversiteit en de essentiële bijdrage ervan aan het menselijke welzijn en aan economische voorspoed. Afgeleid van de 'visie 2050' formuleert de Milieuraad als hoofddoel dat het biodiversiteitverlies en de achteruitgang van ecosysteemdiensten in de EU uiterlijk in 2020 tot staan moet zijn gebracht en, voor zover dit haalbaar is, ongedaan gemaakt. De Europese regeringsleiders hebben zich op 26 maart 2010 aan de biodiversiteitsvisie 2050 en het hoofddoel voor 2020 gecommitteerd.

Nuchter beschouwd gaat de EU dus voor een tamelijk ambitieus post-2010 biodiversiteitsbeleid, waarin naast het behoud van soorten er ook aandacht is voor ecosysteemdiensten en ecologisch herstel. De Europese Commissie is nu aan zet om beleidsvoorstellen te doen waarmee deze ambitie kan worden gerealiseerd. Eind 2010 zal de Europese Commissie daartoe een biodiversiteitactieplan presenteren. In het post-2010 denken van de Commissie spelen Natura 2000 en de onderliggende natuurrichtlijnen onverminderd een belangrijke rol. In aanvulling daarop staat het concept 'groene infrastructuur' centraal. Dit is een in het EU-beleid nieuw begrip waarin verschillende aspecten van het biodiversiteitsbeleid bij elkaar komen, met name bedoeld voor een betere integratie van biodiversiteitsdoelen in andere beleidssectoren, waaronder landbouw. Met de nieuwe Europese post-2010 doelen is verder in dit rapport geen rekening gehouden; er is uitgegaan van de wenselijkheid om verdere achteruitgang van de biodiversiteit per 2010 te stoppen, conform de pre-2010 doelen en vigerende nationale beleidsnota's.

Voor een aantal vogelsoorten publiceerde de Europese Commissie de afgelopen jaren soortbeschermingsplannen, waaronder een actieplan voor de Veldleeuwerik (EC, 2007). De soortbeschermingsplannen hebben geen formele status. Looptijd van het actieplan voor de Veldleeuwerik is de periode 2007-2009. Lange termijn doel is het bereiken van een gunstige staat van instandhouding voor de Veldleeuwerik. Doelen voor de korte termijn (3 jaar) betreffen onder meer het nemen van maatregelen in de landbouw, waaronder stimulering van zomergraanteelten en overwinterende graanstoppels. In Nederland is geen gevolg gegeven aan uitvoering van het soortbeschermingsplan. De maatregelen staan dan ook nog grotendeels open. Het is de bedoeling dat het actieplan na 2009 een vervolg krijgt.

Nederlandse biodiversiteitsdoelstellingen zijn ingebed in het internationale kader. Behalve Europees beleid betreft dit vooral het in 1994 door Nederland geratificeerde Biodiversiteitsverdrag. Het Nederlandse biodiversiteitsbeleid is in diverse beleidsprogramma's en wetgeving uitgewerkt en verwoord in onder meer opeenvolgende natuurbeleidsnota's, nationale milieubeleidsplannen en in het ontwikkelingssamenwerkingbeleid. De inzet binnen Nederland richt zich enerzijds op het realiseren van voldoende bescherming van de biodiversiteit, gericht op het behoud van soorten, populaties en habitats (LNV, 2008a). Anderzijds wordt ingezet op het integreren van biodiversiteit in economische sectoren. Concrete doelen zijn onder meer realisatie en duurzaam beheer van Natura 2000-gebieden en het stoppen van de achteruitgang van de biodiversiteit in 2010. De nota 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' (LNV, 2000) voegt daar aan toe het 'streven naar duurzame condities in 2020 voor instandhouding van soorten en populaties die in 1982 van nature in Nederland voorkwamen'. De Europese doelstelling 'herstel van biodiversiteit' is in Nederlandse nota's niet verwoord. Doelen ten aanzien van in landbouwgebieden aanwezige biodiversiteit zijn beperkt uitgewerkt in het bestaande beleid (Notenboom *et al.*, 2006), waarbij het accent sterk op weidevogelbeheer ligt.

Recentelijk zijn de prioriteiten voor het biodiversiteitsbeleid voor de periode 2008-2011 neergelegd in het beleidsprogramma 'Biodiversiteit werkt: voor natuur, voor mensen, voor

altijd' (LNV, 2008a). In het programma worden acht prioriteiten uitgewerkt. Deze prioriteiten hebben betrekking op internationale handel, ontwikkelen van marktconforme instrumenten voor behoud en duurzaam gebruik van biodiversiteit, mariene biodiversiteit, kennisontwikkeling en communicatie. De betekenis ervan voor akkervogels is op korte termijn gering.

Provincies hanteren eveneens biodiversiteitsdoelen. In uitzonderlijke gevallen zijn doelen voor akkervogels op het provinciale niveau verder uitgewerkt dan op het nationale niveau. Zo hanteert de provincie Groningen als doelstelling 'het per 2010 stabiliseren van de populatie akkervogels en weidevogels op het niveau van 2006' (Provincie Groningen, 2008). Als representanten van akkervogels en weidevogels streeft de provincie op lange termijn naar 6000 broedparen van de Veldleeuwerik en 2000 broedparen van de Grutto. Deze streefgetallen stemmen overeen met de geschatte populatieomvang in 2006. De provincie tekent daarbij aan dat modelberekeningen erop wijzen dat behoud van de leeuwerikpopulatie op het niveau van 2006 om redenen van financiering en inpasbaarheid in de bedrijfsvoering waarschijnlijk erg ambitieus is en dat een meer reële doelstelling 2000 broedparen is (zie ook par. 7.3). Voor andere soorten zijn geen expliciete kwantitatieve doelstellingen geformuleerd, maar feitelijk gelden dezelfde doelstellingen als voor Veldleeuwerik en Grutto.

Natuurlijk Platteland Nederland (NPN), de koepelorganisatie van agrarische natuurverenigingen in Nederland, streeft naar een omvang van weidevogelpopulaties in 2015 die tenminste gelijk is aan het niveau van 2006 (NPN, 2006). Dit doel geldt alleen voor 'weidevogelsoorten' als Kievit, Grutto, Scholekster, Tureluur en Graspieper en alleen voor landbouwgronden waarop agrarische natuurverenigingen actief zijn. Voor soorten als Veldleeuwerik en Gele kwikstaart streeft NPN naar bescherming in landbouwgebieden die voor deze soorten belangrijk zijn. Voor NPN zijn dat gebieden waar tenminste vijf broedparen per 100 ha van deze soorten voorkomen.

4.2 Operationalisering

Op pan-Europees niveau is een index ontwikkeld voor vogels van het boerenland: de Europese *Farmland Bird Index*. De *Farmland Bird Index* is een van de *headline indicators for sustainable development* (Butler *et al.*, 2010; EC, 2009), onderdeel van de EU-Strategie voor Duurzame Ontwikkeling. De index is een geaggregeerde index van populatietrends van 33 aan landbouw gebonden soorten in achttien EU lidstaten plus Noorwegen en Zwitserland (Scholefield *et al.*, 2009). Min of meer typische akkervogels die in de index zijn vertegenwoordigd zijn onder andere Patrijs, Kievit, Veldleeuwerik, Kneu, Geelgors en Grauwe gors. De index wordt gebruikt voor monitoring van de voortgang bij realisatie van biodiversiteitsdoelen. Er geldt als streven dat de index na 2010 niet verder afneemt en dat tussen 2007 en 2010 de achteruitgang afgeremd wordt.

Er is voor een vogelindex gekozen omdat over vogels relatief veel kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn en omdat de index geacht wordt indicatieve waarde te hebben voor biodiversiteitstrends in landbouwgebieden in het algemeen. Nederland gebruikt en rapporteert twee nationale varianten van de Europese *Farmland Bird Index*, met dertien respectievelijk 27 soorten, waaronder Kievit, Veldleeuwerik, Gele kwikstaart, Ringmus en Geelgors. Soorten die elders in Europa wel, maar in Nederland niet meer voorkomen (o.a. Roodkopklauwier, Griel) of inmiddels te zeldzaam zijn voor berekening van een indexwaarde (o.a. Grauwe klauwier, Paapje, Kuifleeuwerik, Grauwe gors) zijn in de Nederlandse varianten buiten beschouwing gelaten. Waarden voor de Nederlandse index met dertien soorten in 1996, 2000 en 2005 waren 86, 79 en 75 (1990=100).

Onverkort toepassen van nationale biodiversiteitdoelstellingen op akkervogels houdt in dat de verdere terugloop van omvang en verspreiding van populaties van de diverse soorten akkervogels per 2010 op alle schaalniveaus moet zijn gestopt. Deze interpretatie sluit aan bij de geest van de *Farmland Bird Index*. Daarnaast geldt het streven dat twee kenmerkende akkervogelsoorten die sinds 1982 als broedvogel zijn uitgestorven per 2020 weer 'duurzaam' zullen moeten zijn teruggekeerd: Grauwe gors en Ortolaan. Impliciet betekent het stoppen van verdere achteruitgang per 2010 dat aantallen en verspreiding tenminste gelijk moeten blijven aan aantallen en verspreiding in 2009. Wat 'herstel van biodiversiteit' betekent voor gewenste aantallen en verspreiding op langere termijn dient nader te worden uitgewerkt.

Het streven naar - vrij vertaald - duurzame populaties van soorten en populaties die in 1982 van nature in Nederland voorkwamen impliceert dat nader gedefinieerd moet worden duurzame populaties zijn. Kalkhoven *et al.* (1995) geven hiervoor een aanzet. Vertrekpunt is dat populatieaantallen niet constant zijn, maar fluctueren in de tijd. Bij sommige soorten zijn deze fluctuaties groot, bij andere veel geringer. De belangrijkste oorzaak van aantalfunctuaties is zgn. milieustochasticiteit, dwz. het optreden van toevallige fluctuaties in milieuomstandigheden die invloed hebben op een lokale populatie of meerdere lokale populaties in een grotere regio (Kalkhoven *et al.*, 1995). Daarbij gaat het bijvoorbeeld om koude winters, natte zomers, droge zomers, stormen, etc, waardoor meer dieren dan gewoonlijk sterven en/of de reproductie sterk is verlaagd (demografische stochasticiteit).

Om fluctuaties in milieuomstandigheden te kunnen overleven, moet een populatie een bepaalde minimumgrootte hebben. Hoe groot dit minimum is hangt af van de gevoeligheid van de soort voor milieustochasticiteit en van de situatie waarin de populatie verkeert. Bij een volledig geïsoleerde populatie is er geen uitwisseling mogelijk met andere populaties en zal de populatie zelf groot genoeg moeten zijn om aantalfunctuaties als gevolg van milieu- en demografische stochasticiteit op te vangen, ook op lange termijn. Men gebruikt hiervoor de term '*minimum viable population*' (MVP). De literatuur is niet eenduidig over de aantallen die bij een MVP horen. Modelberekeningen geven aan dat het bij volledig geïsoleerde populaties van zoogdieren en vogels gaat om enkele honderden tot vele honderden individuen (Kalkhoven *et al.*, 1995). Volledig geïsoleerde vogelpopulaties komen in Nederland echter nauwelijks voor. (Een voorbeeld is de Korhoenpopulatie op de Sallandse Heuvelrug.)

Een veel gebruikelijker situatie is dat een soort verscheidene van elkaar gescheiden habitatplekken bewoont, veelal in kleine lokale deelpopulaties, die via uitwisseling van tenminste enkele individuen per jaar met elkaar verbonden zijn. Het totaal van deze met elkaar verbonden lokale deelpopulaties wordt een metapopulatie genoemd. Een deel van de lokale deelpopulaties fungeert daarbij als *source*, dwz. produceert een overschot dat emigreert naar andere lokale deelpopulaties. Die andere populaties fungeren als *sink*, dwz. zijn voor hun voortbestaan afhankelijk van immigratie, omdat de productiviteit te laag is of de mortaliteit te hoog. Hoe de metapopulatie zich als geheel ontwikkelt is afhankelijk van de verhouding tussen de *sources* en de *sinks*. Tijdelijk uitsterven van lokale deelpopulaties hoeft geen probleem te zijn, zolang deelpopulaties met elkaar in contact staan om lokaal uitsterven via herkolonisatie op te heffen. Op basis van dit soort populatiedynamische overwegingen geven Kalkhoven *et al.* (1995) op modelberekeningen gebaseerde soortspecifieke richtgetallen voor de minimum omvang van het reproducerende deel van een 'kernpopulatie' en de minimum oppervlakte leefgebied voor deze 'kernpopulatie'.

Daarbij is een kernpopulatie gedefinieerd als een populatie die slechts een geringe kans heeft om door normale demografische en niet-extreme milieustochasticiteit uit te sterven. De belangrijkste motivering voor instandhouding van een kernpopulatie is dat deze moet fungeren als *source* voor omliggende kleinere deelpopulaties die aan grotere fluctuaties onderhevig zijn.

Enkele voorbeelden van richtgetallen voor kernpopulaties van Patrijs, Geelgors en Grauwe gors zijn opgenomen in Tabel 4.1. Bij de kleinere zangvogels wordt uitgegaan van een 'veilige' minimale omvang van vijftig reproducerende vrouwtjes in de kernpopulatie, bij een wat grotere soort als de Patrijs is dit twintig. De minimaal benodigde oppervlakte aaneengesloten leefgebied voor de kernpopulatie hangt af van de kwaliteit van het habitat voor de betreffende soort. Voor de in Tabel 4.1 genoemde soorten en typen leefgebied geldt bij een goede kwaliteit landbouwgebied een minimum oppervlak van 400 à 500 ha, bij een mindere kwaliteit is dat al snel het drie- of viervoudige.

De berekeningen van Kalkhoven *et al.* (1995) zeggen niets over het *aantal* kernpopulaties en het bijbehorend oppervlak leefgebied dat landelijk gezien per soort in stand zal moeten worden gehouden. Dit aantal hangt af van beleidsdoelen, de kwaliteit van het leefgebied van de kernpopulaties, de kwaliteit van het leefgebied van omliggende deelpopulaties en soortspecifieke biologische kenmerken als reproductie, dispersie- en/of kolonisatievermogen (zie ook paragraaf 7.3). Voor het stoppen van verdere terugloop van omvang en verspreiding van populaties op alle schaalniveaus, moet voor soorten als Veldleeuwerik en Patrijs qua ordegrootte landelijk worden gedacht aan enkele tientallen kernpopulaties.

Tabel 4.1: Minimum aantal reproducerende vrouwtjes in een kernpopulatie en bijbehorende minimum oppervlakten leefgebied voor de gehele kernpopulatie en per afzonderlijk broedpaar voor enkele leefgebieden (Kalkhoven *et al.*, 1995).

Soort	Leefgebied	Minimum aantal ♀♀ in kernpopulatie	Minimum oppervlakte leefgebied voor kernpopulatie		Minimum oppervlakte per paar	
			hoge habitat- kwaliteit	lage habitat- kwaliteit	hoge habitat- kwaliteit	lage habitat- kwaliteit
Geelgors	Akker zandgrond	50	400	1000	8	20
Geelgors	Grasland zandgrond	50	1000	2500	20	50
Grauwe gors	Akker zandgrond	50	500	1500	10	30
Grauwe gors	Grasland zeeklei	50	500	1500	10	30
Patrijs	Akker zandgrond	20	500	2000	25	100
Patrijs	Grasland zandgrond	20	500	2000	25	100
Patrijs	Akker zeeklei	20	500	2000	25	100
Patrijs	Grasland zeeklei	20	500	2000	25	100

Uitgaande van de invulling van een 'duurzame populatie' door Kalkhoven *et al.* (1995) betekent het streven naar duurzame condities in 2020 voor instandhouding van soorten en populaties die in 1982 van nature in Nederland voorkwamen dat zowel voor Ortolaan als Grauwe gors minimaal een potentieel leefgebied van enkele honderden hectare groot zou moeten worden ingericht, waarin minimaal 50 broedparen van elke soort moeten kunnen reproduceren. De Ortolaan is in Nederland sinds 1994 als broedvogel uitgestorven (Van Noorden, 1999) en eventuele bronpopulaties liggen inmiddels op enige honderden kilometers van de Nederlandse grens verwijderd. Dit gevoegd bij het geringe dispersievermogen van de soort maken dat een terugkeer in Nederland van een levensvatbare broedpopulatie van de Ortolaan per 2020 als onwaarschijnlijk moet worden gekwalificeerd.

Voor soorten met een gering dispersievermogen geldt dat eenmaal leeggelopen gebieden niet snel gerekoloniseerd zullen worden. Een interessante case in deze vormt de Grauwe gors, eveneens een soort met een gering dispersievermogen. In de zeventiger jaren kwam deze nog wijd verspreid in Oost-Groningen voor, maar verdween daar in de loop van de jaren tachtig

(Kurstjens, 2002). Bij de grootschalige braaklegging begin jaren negentig, ontstond er een ogenschijnlijke overvloed aan geschikt habitat, maar op een incidenteel territorium na hebben Grauwe gorzen daar nooit van geprofiteerd (Ellenbroek *et al.*, 1996). De laatste (bescheiden) broedpopulaties van de Grauwe gors bevonden zich in Limburg. Uitsterven als regelmatige broedvogel aldaar is van recente datum (2008) en potentiële bronpopulaties bevinden zich nog vlak over de grens bij Maastricht in Vlaanderen en Wallonië. Dat echter ook hier tussen droom en daad ecologische wetten in de weg staan, blijkt wel uit het in 2002 ingerichte Hamsterreservaat in Sibbe (Zuid-Limburg), dat ogenschijnlijk optimaal zomer- en winterhabitat biedt, maar niet heeft kunnen voorkomen dat de Grauwe gors als broedvogel verdween. Maatwerk aldaar kan alsnog resulteren in hervestiging van de Grauwe gors als broedvogel. Voor het overige is het wellicht zinvoller te investeren in behoud van wat nog resteert aan akkervogels dan tijd, geld en moeite te steken in het terughalen van ook in de wijde omtrek uitgestorven soorten. Van de maatregelen die hiervoor nodig zijn (Hoofdstukken 7 en 8) zullen op termijn ook eventueel terugkerende Grauwe gorzen en Ortolanen kunnen profiteren. Daarvoor is wel vereist dat omliggende landen met populaties van deze soorten die populaties op z'n minst in stand houden.

5 Akkervogels in Nederland

5.1 Wat zijn akkervogels?

De vogelsoorten van het open agrarisch cultuurland zijn hoofdzakelijk afkomstig uit steppen en de daarin voorkomende natte elementen als meer- en rivieroever met bijbehorende natuurlijke graslanden (Van Scharenburg *et al.*, 1990a). Deze oorsprong geldt zowel de weidevogels als de akkervogels; de weide- en akkervogelgemeenschappen bestaan dan ook voor een deel uit dezelfde soorten. Belangrijke kenmerken van de oorspronkelijke leefgebieden van deze soorten zijn grootschalige openheid, grote afwisseling in de tijd van hitte en kou en nat en droog en regelmatige optredende grootschalige veranderingen in vegetaties als gevolg van bijvoorbeeld branden en inundaties. Dit alles heeft tot gevolg dat voedselaanbod, dekking en nestgelegenheid tussen en binnen seizoenen en jaren sterk kunnen wisselen en in zekere mate onvoorspelbaar zijn. De soorten die er voorkomen zijn voor het overgrote deel grondbroeders aangepast aan de aldaar heersende dynamische omstandigheden. Deze aanpassingen zijn treffend samen te vatten in één woord (Van Scharenburg *et al.*, 1990a): flexibiliteit. Daarbij gaat het om flexibiliteit wat betreft trekstrategie, flexibiliteit bij het exploiteren van wisselende voedselbronnen, flexibiliteit bij het vinden van geschikte leefgebieden en nestgelegenheid en flexibiliteit bij het vermijden van predatoren.

Akkers zijn te zien als door mensen in cultuur gebrachte 'steppen'. In de evolutionaire historie van vogels zijn deze cultuursteppe een zeer recent verschijnsel en door hen gekoloniseerd vanuit de natuurlijke biotooptypen. Specifieke 'akkervogels' bestaan dus niet, want er zijn geen vogelsoorten die van nature alleen voorkomen in akkers. Veel akkervogels maken binnen hun leefgebied dan ook gebruik van zowel akkers als graslanden. In Hoofdstuk 2 werd er daarom al op gewezen dat het feitelijk correcter is te spreken over 'boerenlandvogels' in plaats van over 'weidevogels' en 'akkervogels'.

In Hoofdstuk 2 werd, Dochy & Hens (2005) volgend, een onderscheid aangebracht tussen vogels van open landschappen (open landschappen avifauna) en soorten van meer besloten landschappen (kleinschalige landschappen avifauna). Veel van de aan open landschappen gebonden soorten (o.a. Kievit, Scholekster, Kwartel, Kwartelkoning, Grauwe gors, Gele kwikstaart en Veldleeuwerik) gebruiken akkers en graslanden zowel om te nestelen als om te foerageren. Soorten van halfopen en besloten landschappen (o.a. Geelgors, Ringmus, Patrijs, Zomertortel, Kneu) vertonen niet alleen binding met akkers en graslanden, maar ook met daartussen gelegen landschapselementen zoals bosjes, houtwallen en ruigten. Deze soorten nestelen in de landschapselementen en benutten landbouwgronden als foerageergebied, zowel tijdens de broedtijd als daarbuiten. Ze foerageren echter niet alleen op landbouwgronden en daarom komen deze soorten behalve in cultuurland ook tot broeden in onder meer heide- en duinlandschappen. Al met al zijn akkervogels dus te omschrijven als een heterogene groep vogelsoorten die gemeen hebben dat ze broeden in akkers, graslanden of omringende kleine landschapselementen en ook hun voedsel ten minste gedeeltelijk op akkers verzamelen, maar die doorgaans niet in hun voorkomen beperkt zijn tot akkers.

Omdat zo'n groot deel van Nederland uit cultuurland bestaat is het aandeel van de totale populaties dat in akkerbouwgebieden broedt bij veel soorten groot (zie hierna). Hoewel we met een van oorsprong flexibele vogelbevolking te maken hebben, kent die flexibiliteit zijn grenzen: in Nederland worden veel soorten van 'cultuursteppe' bedreigd.

5.2 Abundantie, verspreiding en populatietrends

5.2.1 Bronnen en kaartbeelden

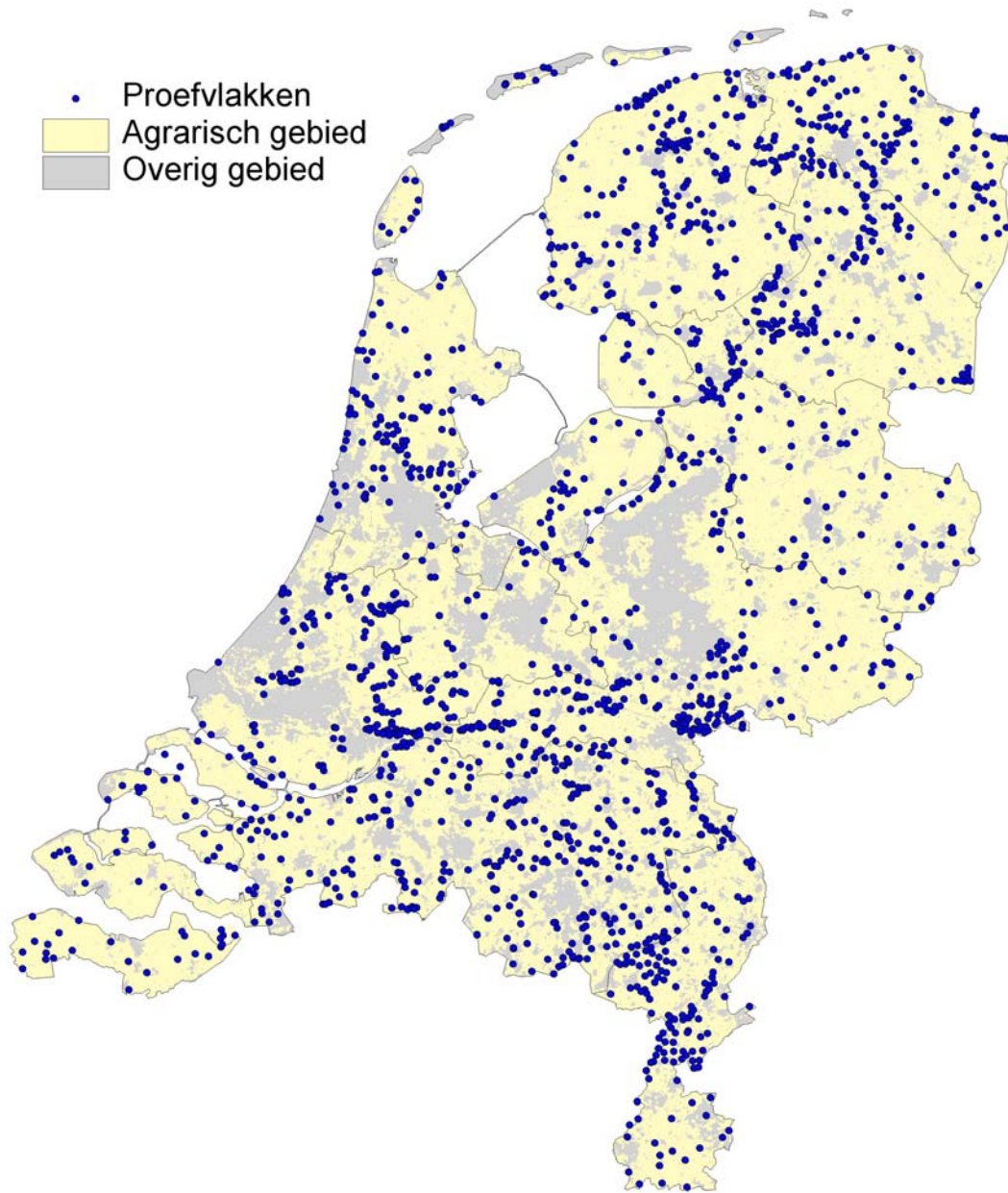
Verspreiding

Beschrijvingen van de broedverspreiding en populatiegroottes van de besproken soorten akkervogels zijn gebaseerd op Bijlsma *et al.* (2001), SOVON Vogelonderzoek Nederland (2002) en op recente kwantitatieve verspreidingsbeelden die speciaal voor dit rapport zijn vervaardigd. De vogelgegevens die ten grondslag liggen aan deze 'kwantitatieve verspreidingskaarten' komen uit twee bronnen: kilometerhokinventarisaties voor de Atlas van de Nederlandse broedvogels ('Atlas'; SOVON Vogelonderzoek Nederland, 2002) en territorium-karteringen uit het Broedvogel Monitoring Project (BMP) van SOVON en CBS.

De ca. 1700 meetplots van het BMP geven de meest gedetailleerde en kwantitatieve informatie over het voorkomen van vogels, doordat hierin het absolute aantal broedparen (territoria) in het onderzochte gebied wordt vastgesteld. Ze vormen echter maar een fractie van het landoppervlak van Nederland en zijn bovendien niet willekeurig of gestratificeerd over het land verdeeld (Figuur 5.1), zodat uit deze gegevens niet zonder meer kwantitatieve verspreidingskaarten en aantalsschattingen kunnen worden gegenereerd – iets waar voor dit rapport wel behoefte aan is. Daarom zijn twee verschillende typen wél landdekkend of gerandomiseerd verzamelde gegevens gebruikt om de dichtheidsinformatie uit de BMP-plots te vertalen naar een landdekkend kwantitatief beeld: gegevens over de relatieve dichtheid van de vogelsoorten in een systematisch verdeelde steekproef van 32% van het Nederlandse landoppervlak en landdekkende (geo-)informatie over habitatkenmerken die een voorspellende waarde hebben voor het voorkomen van de vogels.

Tijdens het veldwerk voor de Atlas in 1998-2000 is in 11254 kilometerhokken van 1x1 km (32% van het totale aantal km-hokken in Nederland) de kans bepaald om de soort aan te treffen tijdens twee bezoeken van een uur op verschillende datums in het voorjaar. Hieruit is door ruimtelijke interpolatie voor elk kilometerhok in Nederland een 'relatieve dichtheid' berekend. Deze relatieve dichtheidskaarten in de Atlas zijn dus gebaseerd op een zeer groot aantal meetpunten maar hebben als nadeel dat zij niet rechtstreeks zijn te vertalen naar absolute aantallen, omdat de relatie tussen relatieve en absolute dichtheid niet bekend is. Een kwantitatieve schatting van het aantal territoria is wel voorhanden voor de ca. 1700 meetplots uit het BMP die zijn onderzocht in de jaren 2000-2008, en voor deze plots is de samenhang tussen relatieve en absolute dichtheid bepaald door deze gegevens te koppelen via GIS-overlays.

Hetzelfde is gedaan voor de relatie tussen vogeldichtheid en habitatkenmerken van de BMP-plots; zie Tabel 5.1 voor een overzicht van de gebruikte habitatvariabelen. De analyse is uitgevoerd met multivariate regressie (Gegeneraliseerd Lineair Model met Poissonverdeling en logaritmische linkfunctie). Het modelleren van de gemiddelde vogeldichtheden in de BMP-plots als functie van de *combinatie* (in één regressieanalyse) van relatieve dichtheidsgegevens en habitatkenmerken heeft als resultaat dat: (1) het semikwantitatieve verspreidingsbeeld uit de Atlas (1998-2000) wordt omgezet naar een actueel (2000-2008) kwantitatief beeld, (2) waarbij eventuele verschillen tussen habitats in de relatie tussen relatieve en absolute dichtheid worden verdisconteerd, en (3) de ruimtelijke interpolatie van relatieve dichtheden in de kilometerhokken wordt verbeterd ten opzichte van die in de Atlas (waarin alleen onderscheid is gemaakt tussen vijf grove habitatcategorieën).



Figuur 5.1: Ligging van BMP-proefvlakken in agrarisch gebied (n=1723) zoals gebruikt voor de voorspelling van dichtheden van akkervogels in het agrarische gebied.

Tabel 5.1: Variabelen gebruikt in de modellering van de kwantitatieve verspreiding van akkervogels in het Nederlandse cultuurland. Inclusief subvariabelen en interacties omvat de lijst 73 variabelen.

Variabele	Omschrijving
Oppervlakte plot	Correctievariabele, opgenomen omdat dichtheden in kleine plots veelal worden overschat en die in grote plots soms onderschat.
X- en Y-coördinaten	X- en Y-coördinaten van het plotcentrum en hun interactieterm ($X*Y$). Deze variabelen beschrijven mogelijke grootschalige geografische trends in voorkomen (bv. soort talrijker in Z- dan N-Nederland).
Beslotenheid landschap	Beslotenheid op landschapsschaal (hoeveelheid opgaande elementen per 2x2 km), geïnterpoleerd naar 25x25 m. Lineaire en kwadratische termen om ook niet-lineaire verbanden (bv. optima) te modelleren.
Ecotooptype	Aandeel oppervlak per habitattypen, voor 10 subvariabelen geaggregeerd uit de Ecotopenkaart: akker, grasland, bebouwing, bos, heide & hoogveen, moeras, kwelder, open duin, open zand, water
FGR	Fysisch-Geografische (sub)Regio (19 subvariabelen)
Grondsoort	Aandeel oppervlak per grondsoort (9 subvariabelen): zand, leem, lichte zavel, zware zavel, lichte klei, zware klei, veen, zoet water, stedelijk
Grondwatertrappen	Aandeel oppervlak per grondwatertrap (8 subvariabelen): open water, nat (II), vrij nat (III), vochtig (IV), wisselvochtig (V), vrij droog (VI), droog (VII), onbekend
Gewastype	Aandeel oppervlak per gewastype (21 subvariabelen gegroepeerd uit gegevens over 100 verschillende gewassen uit de Basisregistratie Gewassen).
Relatieve dichtheid Atlas	Geïnterpoleerde relatieve dichtheidsscore o.g.v. waarnemingen in 11254 kilometerhokken in 1998-2000 t.b.v. de Atlas van de Nederlandse broedvogels.

Met de resulterende regressiemodellen per vogelsoort en de landdekkende gegevens over habitatkenmerken en relatieve dichtheid is een voorspelling gegenereerd van de aantallen territoria per cel in een landdekkend grid van 250x250 m, voor die cellen die agrarisch gebied bevatten. Omdat in de gebruikte set predictorvariabelen nog variabelen kunnen ontbreken die de dichtheid van de vogelsoort mede bepalen is vervolgens voor elke BMP-plot het verschil berekend tussen de werkelijke en de voorspelde dichtheid. Deze afwijkingen vertonen soms een ruimtelijke samenhang: in bepaalde regio's voorspellen de modellen soms systematisch te hoge of te lage aantallen. Door deze residuen ruimtelijk te interpoleren (via *inverse distance weighting*) en per 250x250 m gridcel op te tellen bij de voorspelde aantallen territoria zijn de uiteindelijke landdekkende kwantitatieve verspreidingskaarten gegenereerd die zijn afgedrukt bij de soortbesprekingen in de volgende paragraaf. Van Grauwe kiekendief, Kwartelkoning en Grauwe gors zijn verspreiding en aantallen te beperkt om op grond van relatieve dichtheden en habitatmodellering kwantitatieve verspreidingskaarten te maken.

De bovenbeschreven strategie van het combineren van lokale dichtheidsgegevens met landdekkende gegevens van relatieve dichtheden en habitatkenmerken vermindert sterk het probleem dat de BMP-plots niet random zijn verdeeld over (agrarisch) Nederland. Anders dan bij een directe ruimtelijke interpolatie van de BMP-gegevens is nu geen eis meer dat de vogeldichtheden in de BMP-plots representatief moeten zijn voor die in geheel Nederland (en bijvoorbeeld gebieden met hoge dichtheden niet zijn oververtegenwoordigd). De voorwaarde is nu dat de BMP-plots een representatief beeld geven van de *kwantitatieve relaties* tussen absolute en relatieve dichtheid en tussen vogeldichtheid en habitatkenmerken. Dat hieraan wordt voldaan is veel waarschijnlijker. Dit betekent echter niet dat de voorspelde dichtheden

altijd overeen zullen komen met de werkelijkheid. Door, bijvoorbeeld, toevallige schijnrelaties tussen vogeldichtheden en habitatkenmerken, of doordat er verschillen zijn in habitatpreferenties tussen regionale vogelpopulaties, kunnen de voorspellingen lokaal of regionaal te hoog of te laag uitvallen. De globale ruimtelijke patronen zullen hier (veel) minder last van hebben dan meer kleinschalige details, en hiermee moet bij het beschouwen van de kaarten rekening worden gehouden. Een andere oorzaak waardoor de kaartbeelden kunnen afwijken van de huidige werkelijkheid is het voorkomen van sterke trends in aantallen, waardoor bijvoorbeeld een soort verdwenen kan zijn uit locaties waar deze vijf of tien jaar geleden nog wel voorkwam.

De voorspellingen van het aantal broedvogels per 250x250 m gridcel zijn behalve voor het genereren van kaartbeelden ook gebruikt voor een aantal andere bewerkingen in dit rapport. Zo kunnen met deze voorspellingen kwantitatieve benaderingen worden gemaakt van het aandeel van de populatie dat broedt in bepaalde landschapstypen of fysisch-geografische regio's. In Tabel 5.2 is weergegeven welk aandeel van de totale becijferde populatie in cultuurland broedt in cellen die voor meer dan 75%, voor 25-75% en voor minder dan 25% bestaan uit akkerland (aangeduid als respectievelijk 'akkerland', 'gemengd cultuurland' en 'grasland'). Door de gridcellen te sorteren op vogeldichtheid zijn 'percentielkaarten' te genereren die aangeven welke groepen van gridcellen met de hoogste dichtheden samen een bepaald aandeel (bv. 10, 20, ..100%) van de totale populatie herbergen. Op grond hiervan zijn kerngebieden voor de verschillende soorten gedefinieerd, en zijn in Hoofdstuk 8 de kosten van maatregelen berekend. De onzekerheden rond de door de modellen voorspelde vogelaantallen per gridcel werken in deze bewerkingen door, en daarom moeten ook deze worden gezien als benaderingen en niet als nauwkeurige becijferingen.

Tabel 5.2: Aandeel (%) van de totale aantallen broedend in agrarisch gebied van een aantal soorten akkervogels per landschapstype: 'akkerland' (>75% van het oppervlak aan landbouwgrond in de gridcel is akker), 'gemengd cultuurland' (25-75% is akker) en 'grasland' (>75% is grasland). Het landschapstype waar het grootste aandeel van de cultuurlandpopulatie broedt is vet weergegeven. Onder 'elders' is aangegeven of er in Nederland nog noemenswaardige (+) of substantiële (++) broedpopulaties zijn buiten het cultuurland, zoals in heide, duinen of kwelders. De cijfers zijn tot stand gekomen door de modelvoorspellingen die ten grondslag liggen aan de kwantitatieve verspreidingskaarten op te tellen voor alle gridcellen (250 x 250 m) in Nederland, en hebben daarom een aanzienlijke onzekerheidsmarge.

Soort	Akkerland	Gemengd cultuurland	Grasland	Elders
Patrijs	53	28	19	+
Kwartel	76	12	12	-
Scholekster	19	18	63	++
Kievit	24	22	54	-
Veldleeuwerik	48	17	35	+
Graspieper	31	16	53	++
Gele kwikstaart	69	17	14	-
Witte kwikstaart	30	28	42	+
Roodborstapuit	29	29	43	++
Geelgors	42	31	27	++

Aantalontwikkeling

De in de navolgende soortbesprekingen genoemde en in grafieken getoonde trends in aantallen broedparen over de periode 1990-2008 zijn gebaseerd op het Landelijk Soortenonderzoek Broedvogels (LSB) van SOVON en het Centraal Bureau voor de Statistiek, onderdeel van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM). Naast een landelijke trend worden daarbij waar relevant ook trends per stratum gepresenteerd (strata zijn bv. habitattypen of

fysisch-geografische regio's; definities volgens NEM). Voor enkele soorten akkervogels waarvan een aanzienlijk deel van de populatie in Nederland overwintert wordt naast de trend in broedvogelaantallen ook de trend in het aantal overwinterende vogels weergegeven. Deze is gebaseerd op tellingen uitgevoerd in december vanaf 20 vaste punten langs ca. 400 telroutes verspreid door Nederland (PTT-project van SOVON en CBS; Boele *et al.*, 2008).

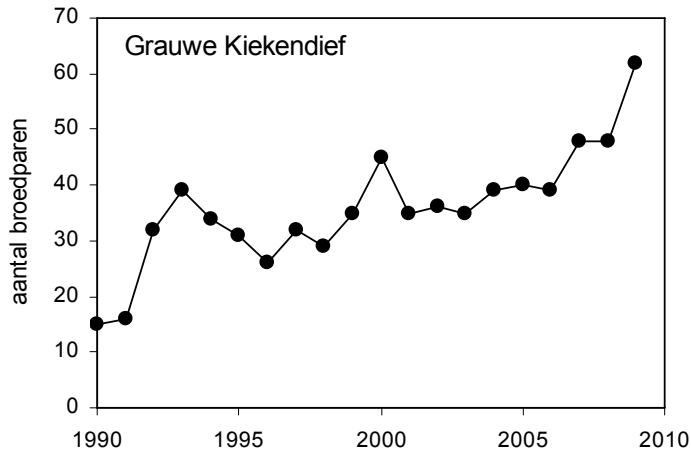
Daarnaast zijn voor de talrijke soorten op grond van de BMP-gegevens trendkaarten vervaardigd voor de aantallen broedparen in de periode 1990-2008. Daarvoor is per BMP-plot een trendindex berekend als de relatieve verandering van de gemiddelde aantallen aan het begin van de periode (a) t.o.v. de aantallen aan het eind van de periode (b): $\text{trendindex} = (b-a) / ((a+b)/2) / 2$. Dit levert een getal op tussen -1 (verdwijnen uit een plot) en +1 (nieuwe vestiging). De trendindexen per plot zijn vervolgens geïnterpoleerd tot landdekkende kaarten, waarbij de trend alleen is weergegeven voor het areaal waarbinnen zich 95% van de voorspelde aantallen broedparen bevindt. In gebied waar de soort niet of sporadisch voorkomt is het berekenen van een trend immers niet opportuun. Trendkaarten zijn gemaakt voor twee verschillende perioden (1990-2008 en 2000-2008) en met twee verschillende interpolatiemethoden. Hiervan heeft de methode van *ordinary kriging* de beste statistische onderbouwing, maar maakt interpolatie via *inverse distance weighting* iets meer kleinschalige variatie zichtbaar. Voor het maken van de trendkaarten zijn alleen proefvlakken betrokken met gemiddeld één of meer broedparen in de periode waarop de kaart betrekking heeft. In de hieronder volgende soortbesprekingen zijn alleen de trendkaarten gebaseerd op *ordinary kriging* voor de jaren 1990-2008 afgebeeld; een overzicht van alle vier kaarten per soort is te vinden in Bijlage 1.

5.2.2 Grauwe kiekendief

De Grauwe kiekendief is een trekvogel die overwintert in West-Afrika ten zuiden van de Sahara. Naar schatting broedden er tussen 1900 en 1930 in goede jaren tussen 500 en 1000 paren in Nederland, wijd verspreid over de Hollandse kuststrook, de Waddeneilanden, de 'woeste gronden' van Hoog-Nederland en in laagveenveenmoerassen. Rond 1950 was dit aantal teruggelopen tot ca. 250 paren en rond 1990 tot ca. 15, beperkt tot Oost-Groningen, zuidelijk Flevoland en het Lauwersmeer. De Hollandse kustduinen werden verlaten in de jaren vijftig, laagveenmoerassen, heide en hoogveen in de jaren zestig en de Waddeneilanden in de jaren zeventig. Na 1990 volgde een opleving die samenhang met de braaklegging van 13.000 ha akkerland in Groningen onder een EU-maatregel om landbouwoverschotten te beperken (MacSharry). Hoewel na afloop van deze maatregel in 1993 het oppervlak braakland weer sterk afnam, handhaafde de populatie zich en groeide zelfs tot een voorlopig maximum van 62 paren in 2009 (Figuur 5.2). Belangrijke factoren in dit succes zijn intensieve nestbeschermings- en voorlichtingsinspanningen onder boeren door de Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief, beheersovereenkomsten voor braak en 'faunaranden' die geprefereerde jaaghabitats vormen (vanaf 1997), en immigratie vanuit populaties in aangrenzend Duitsland en Denemarken (Trierweiler *et al.*, 2008; Koks *et al.*, 2001).

In 2007 broedden voor het eerst geen Grauwe kiekendieven meer in het Lauwersmeer, waardoor de soort in Nederland nu alleen nog in akkerland voorkomt. Het stapelvoedsel wordt hier gevormd door Veldmuizen, maar vooral in jaren waarin deze schaars zijn, zijn zangvogels zoals Graspiepers, Veldleeuweriken en Gele kwikstaarten belangrijke alternatieven. Deze prooien zijn talrijker in braak en faunaranden dan in regulier akkerland, en positieve effecten van faunaranden op de aantallen broedende Grauwe kiekendieven zijn naast het Oldambt ook vastgesteld in Noordwest-Groningen (nieuwe vestiging) en in het Duitse Rheiderland (Arisz *et al.*, 2009; Trierweiler *et al.*, 2008). De populatie in zuidelijk Flevoland die in de jaren zeventig nog het grootste Nederlandse bolwerk vormde heeft in de Groningse opleving niet gedeeld en is afgenomen tot slechts enkele paren. Destijds werd hier vooral gebroed in ruigtekruiden in

recent aangeplante bossen. De bossen zijn ongeschikt geworden als broedgebied terwijl het Flevolandse akkerland zeer intensieve teelten kent met relatief weinig granen en waarin prooien slechts in lage dichtheden voorkomen. Vanaf 2007 wordt ook hier geëxperimenteerd met faunaranden.

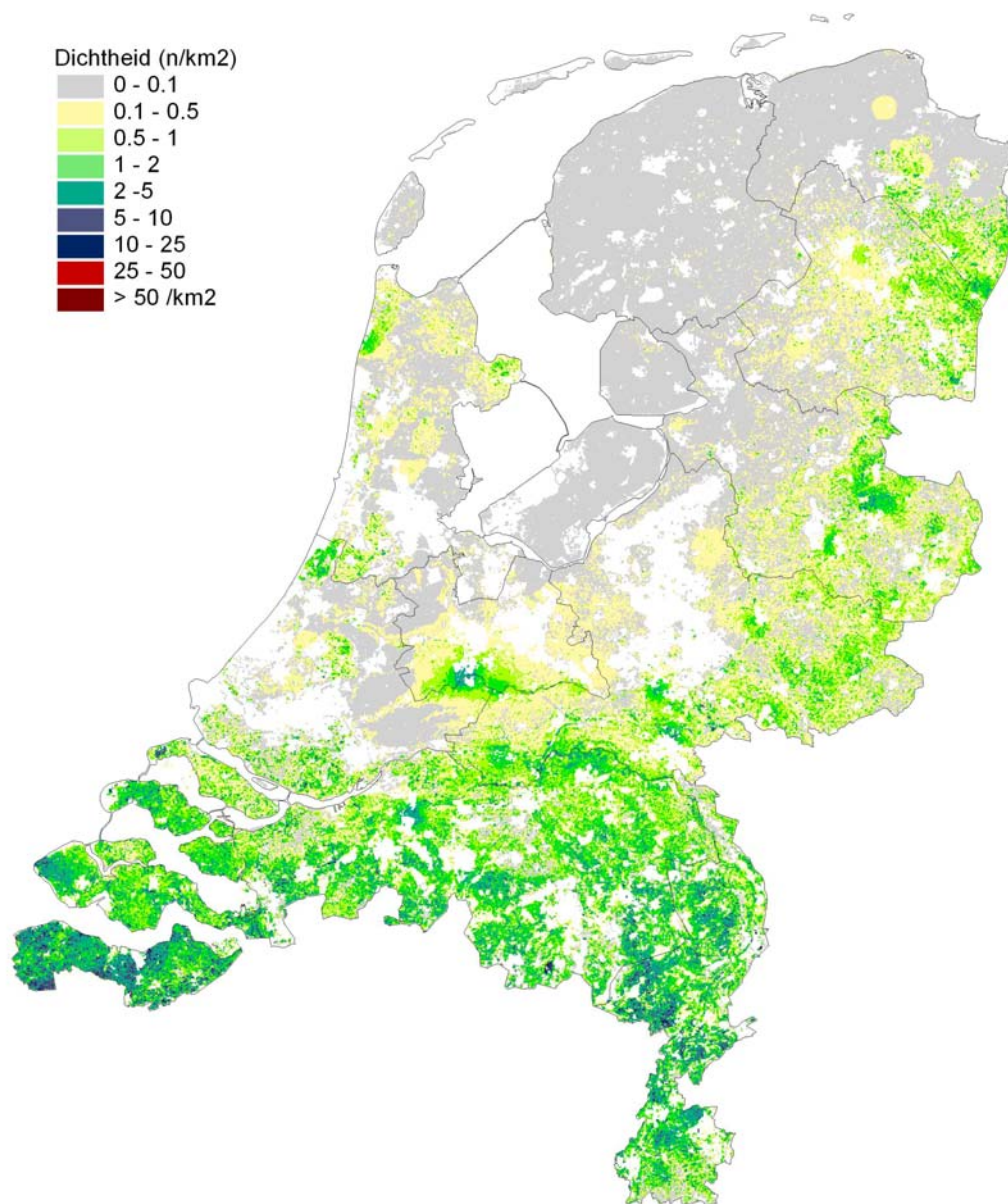


Figuur 5.2: Aantalontwikkeling van de grauwe kiekendief als broedvogel in Nederland, 1990-2009.

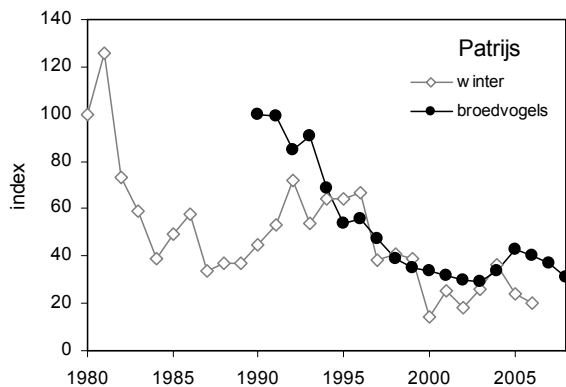
5.2.3 Patrijs

Patrijzen zijn standvogels die tussen zomer en winter hooguit lokale verplaatsingen vertonen (bijvoorbeeld van broedgebied in duinen naar aangrenzend bollenland). Tot in de jaren zeventig van de vorige eeuw kwam de Patrijs nog vrijwel landsdekkend voor als broedvogel in bouw- en grasland, uiterwaarden, braakland en de Hollandse kustduinen. De soort ontbrak alleen in de lage delen van Friesland en in zuidelijk Flevoland. Ook al in deze periode broedde een groot deel van de landelijke populatie in akkergebieden. In de eerste helft van de 20^e eeuw lijken de aantallen Patrijzen vrij stabiel te zijn geweest, maar vanaf de jaren vijftig vond een sterke achteruitgang plaats. Tussen 1975 en 2000 verdwenen ze uit een groot deel van Midden- en Noord-Nederland. Het zwaartepunt van de huidige verspreiding ligt in zuidelijk Nederland, in Zeeland, Noord-Brabant en noordelijk Limburg (Figuur 5.3). Daarop aansluitend zijn nog relatief veel Patrijzen te vinden in het Rivierengebied, het oosten van Gelderland en Overijssel, oostelijk Drenthe en zuidoost Groningen. Tegenwoordig geïsoleerd daarvan houden nog populaties stand in gebieden met bloembollen- en groenteteelt in de noordelijk Noord-Holland en in Zuid-Holland. Uit de duinen en van de heidevelden in Midden- en Oost-Nederland is de Patrijs inmiddels vrijwel verdwenen. Daarmee is het een echte boerenlandvogel geworden, waarvan driekwart van de populatie in akkerland en gemengd cultuurland broedt (Tabel 5.2).

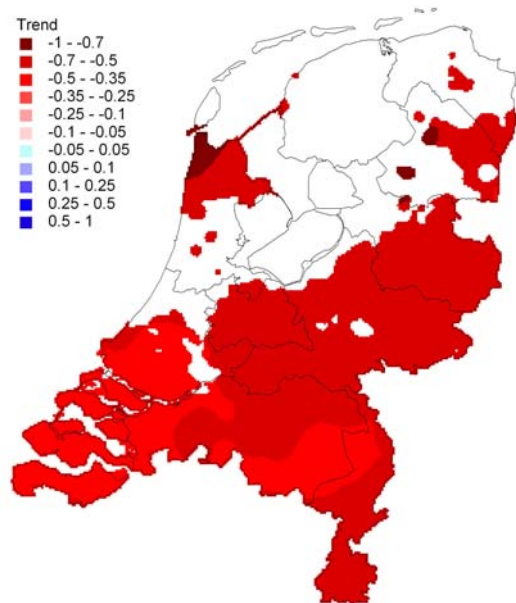
Tussen 1950 en 1990 is ca. 95% van de Nederlandse patrijzenpopulatie verdwenen; in het decennium daarna nog eens 70% van het resterende aantal (Figuur 5.4). Sinds 1990 verschilt de trend niet sterk tussen bouwland en grasland, maar hij is in Noord-Nederland wel negatiever dan in het zuiden (Figuur 5.5), waar ook de aantallen nog het grootst zijn. Sinds 1995 verlopen de aantallen broedparen en aantallen in de winter (broedparen plus hun overlevende jongen) tamelijk synchroon; daarvoor speelden vermoedelijk ook invloeden van jacht een rol. Rond de eeuwwisseling werd de broedpopulatie geschat op 9000 – 13.000 paren. Sindsdien is dit aantal min of meer stabiel gebleven (Figuur 5.4), met enige aanwijzingen voor een licht herstel in het agrarisch cultuurlandschap van zuidelijk en oostelijk Nederland.



Figuur 5.3: Broedverspreiding van Patrijs in agrarisch gebied. De kaart toont voorspelde dichtheden in alle 250 x 250 m gridcellen in agrarisch gebied. Niet-agrarisch gebied is wit weergegeven.



Figuur 5.4: Aantalontwikkeling van de Patrijs als broedvogel (BMP, index 1990=100) en als wintervogel (PTT, index 1980=100) in Nederland.

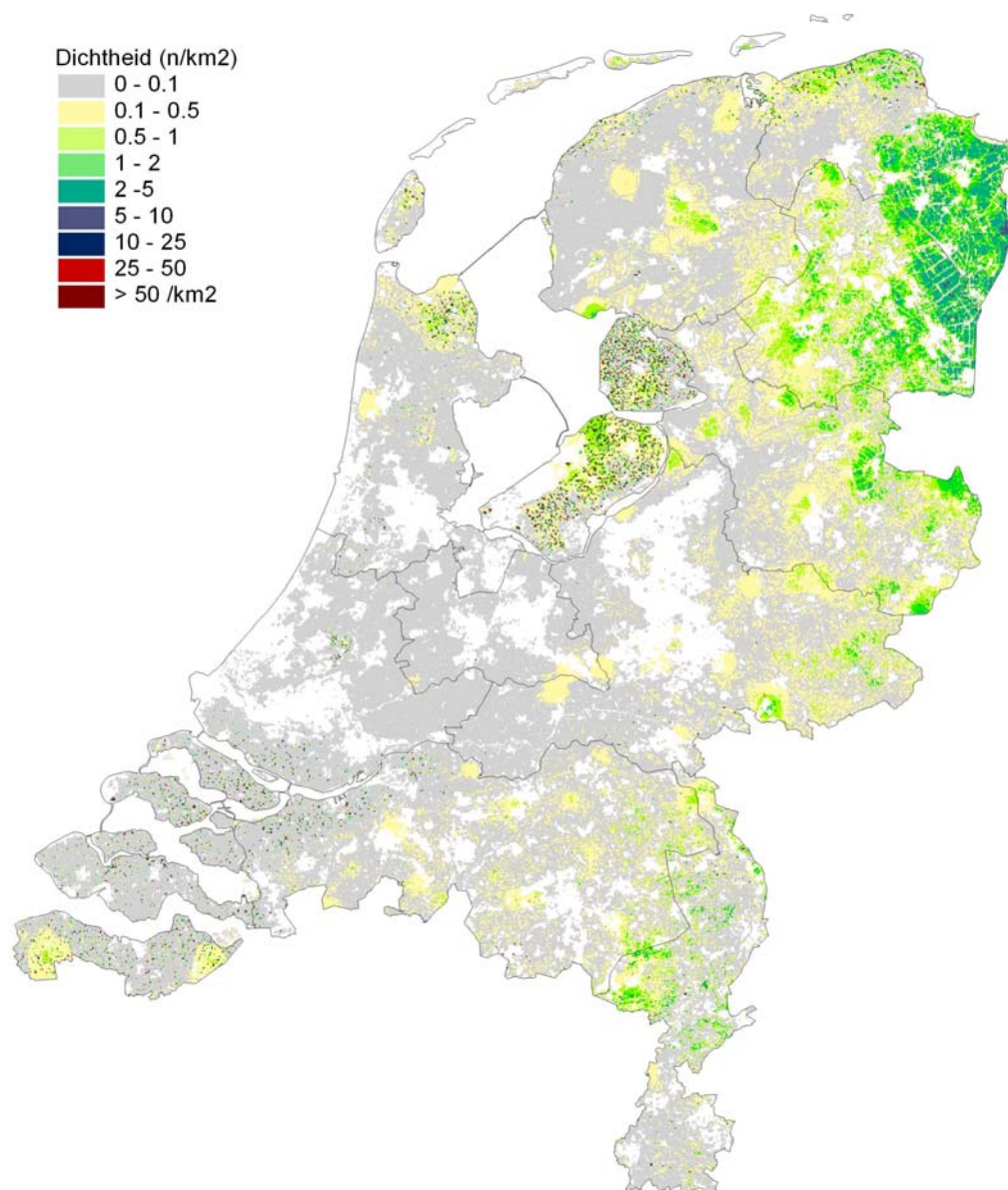


Figuur 5.5: Ruimtelijke weergave van de trend-index van Patrijs, 1990-2008. Alleen het areaal waarbinnen 95% van de (gemiddelde) totale aantallen broedt is hier weergegeven.

5.2.4 Kwartel

De Kwartel is een langeafstandstrekker die overwintert van het Middellandse Zeegebied tot ver in Afrika. Ons land ligt nabij de noordgrens van het Europese broedareaal. De soort broedt wijd verspreid over Nederland, maar de verspreiding is duidelijk dichter in de oostelijk helft (Figuur 5.6), wat wijst op enige basisvoorkeur voor zandgronden, hoewel de hoogste dichtheden juist worden bereikt op klei (Flevoland en Oost-Groningen) en veen (Zuidoost-Groningen en aangrenzend Drenthe). Grootschalige akkerregio's zoals Oost-Groningen, Flevoland, Wieringermeer en Zeeuws-Vlaanderen zijn relatief dicht bezet. Akkers vormen verreweg het belangrijkste broedhabitat in Nederland (Tabel 5.2); geprefereerde gewassen zijn granen (vooral zomergerst), graszaad, klaver, luzerne en karwij, en braakland. Daarnaast vestigen Kwartels zich in lagere dichtheden in laat gemaaide hooilanden en vergraste heidevelden. Hoogproductieve en natte graslanden worden gemedend. Overigens lijken de door de modellering voorspelde zeer plaatselijke en zeer hoge dichtheden in Flevoland een artefact van de bewerkingsmethodiek te zijn. Flevoland is zeker van belang als kwartelgebied, maar het getoonde patroon lijkt onrealistisch.

Rond 1900 was de Kwartel een algemene broedvogel in grote delen van Nederland. Hoewel goede aantalsschattingen schaars zijn, lijkt al in de eerste helft van de 20^e eeuw een flinke afname te hebben plaatsgevonden, vermoedelijk tot in de jaren zeventig. Rond 2000 was het aantal atlasblokken waarin Kwartels werden aangetroffen (51%) echter twee maal zo groot dan rond 1975 (25%). Hoewel dit waarschijnlijk mede is veroorzaakt door meer gerichte inventarisaties, laten ook langjarige tellingen in vaste gebieden sinds de jaren tachtig in veel regio's een toename zien (Figuur 5.7).



Figuur 5.6: Broedverspreiding van Kwartel in agrarisch gebied. Zie bij Patrijs voor toelichting.

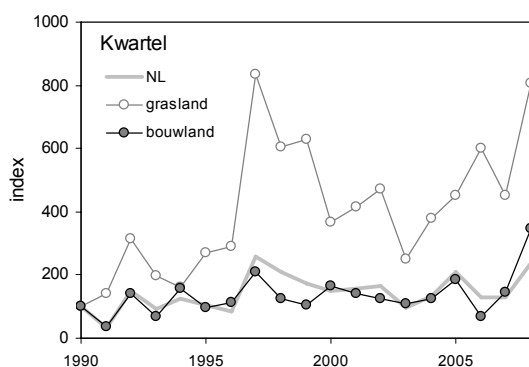
Onduidelijk is of deze toename gevoed wordt door eigen reproductie of door een toenemend aantal vogels dat in het voorjaar Nederland bereikt vanuit zuidelijker broedgebieden. Opvallend is wel dat de toename in grasland, hoewel de absolute aantallen daar veel kleiner zijn (Tabel 5.2), sterker is dan in bouwland (Figuur 5.7). De aantallen kunnen van jaar op jaar sterk schommelen, vermoedelijk vooral in reactie op variabele omstandigheden in Zuid-Europese broedgebieden. In 1998-2000 varieerde het landelijke totaal naar schatting tussen 2000 en 6500 roepende mannetjes; tijdens de laatste grote invasie in 1989 waren dat er 8000 – 12.000. Hoeveel broedende vrouwtjes deze aantallen impliceren is onduidelijk.

5.2.5 Kwartelkoning

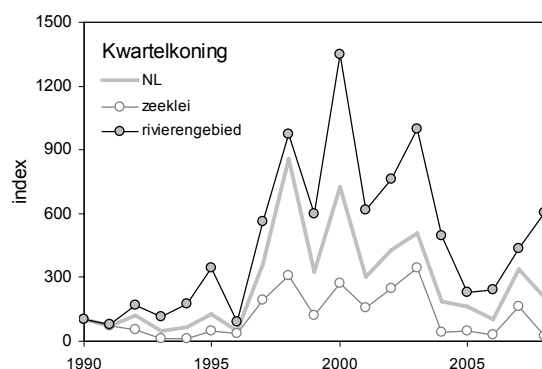
De Kwartelkoning is een trekvogel die overwintert in (oostelijk) Afrika ten zuiden van de Sahara. Het is in heel Europa meer een broedvogel van stroomdalvegetaties, ruigten en hooggraslanden dan van bouwland, maar de Nederlandse broedpopulatie heeft daarnaast een belangrijk bolwerk in de grootschalige akkers van het Groningse Oldambt. Hier broeden de vogels vooral in luzerne en wintertarwe, en daarnaast in wintergerst, zomergerst, graszaad, karwij, klaver en koolzaad (Koffijberg & van Dijk, 2001). Buiten Groningen is broeden in akkers altijd uitzonderlijk geweest. Hoewel de aantallen hier pas vanaf 1979 worden gevolgd was het Oldambt aan het begin van de 20^e eeuw vermoedelijk relatief minder belangrijk, omdat Kwartelkoningen toen nog wijd verbreid voorkwamen in graslanden. Doordat de soort een lang en laat broedseizoen kent, kreeg deze als een van de eerste last van de vervroeging van maaidatums en namen aantallen al vanaf ca. 1920 sterk af.

Rond 1975 was de broedverspreiding vrijwel beperkt tot natte uiterwaarden langs de grote rivieren en rivierdalen rond het Drents-Friese plateau. Daarna daalden de aantallen nog verder tot een dieptepunt van enkele tientallen in 1985-1995. Omdat dit zich in het Oldambt later voltrok dan in het Rivierengebied nam het belang van dit gebied toe, maar alleen in relatieve zin. Vanaf 1997 deed zich een spectaculair herstel van de populatie voor, culminerend in 600-700 roepende mannetjes in 1998. Vermoedelijk werd deze influx veroorzaakt door de ineenstorting van de collectieve landbouw in Oost-Europa, in 1998 nog versterkt door grootschalige voorjaarsoverstromingen, waardoor Kwartelkoningen uit deze gebieden moesten uitwijken naar elders. Hoewel de Nederlandse populatie dit hoge niveau niet heeft kunnen vasthouden, broeden er nog steeds grotere aantallen dan in de jaren negentig (Figuur 5.8; 90-320 roepende mannetjes in 2006-2008).

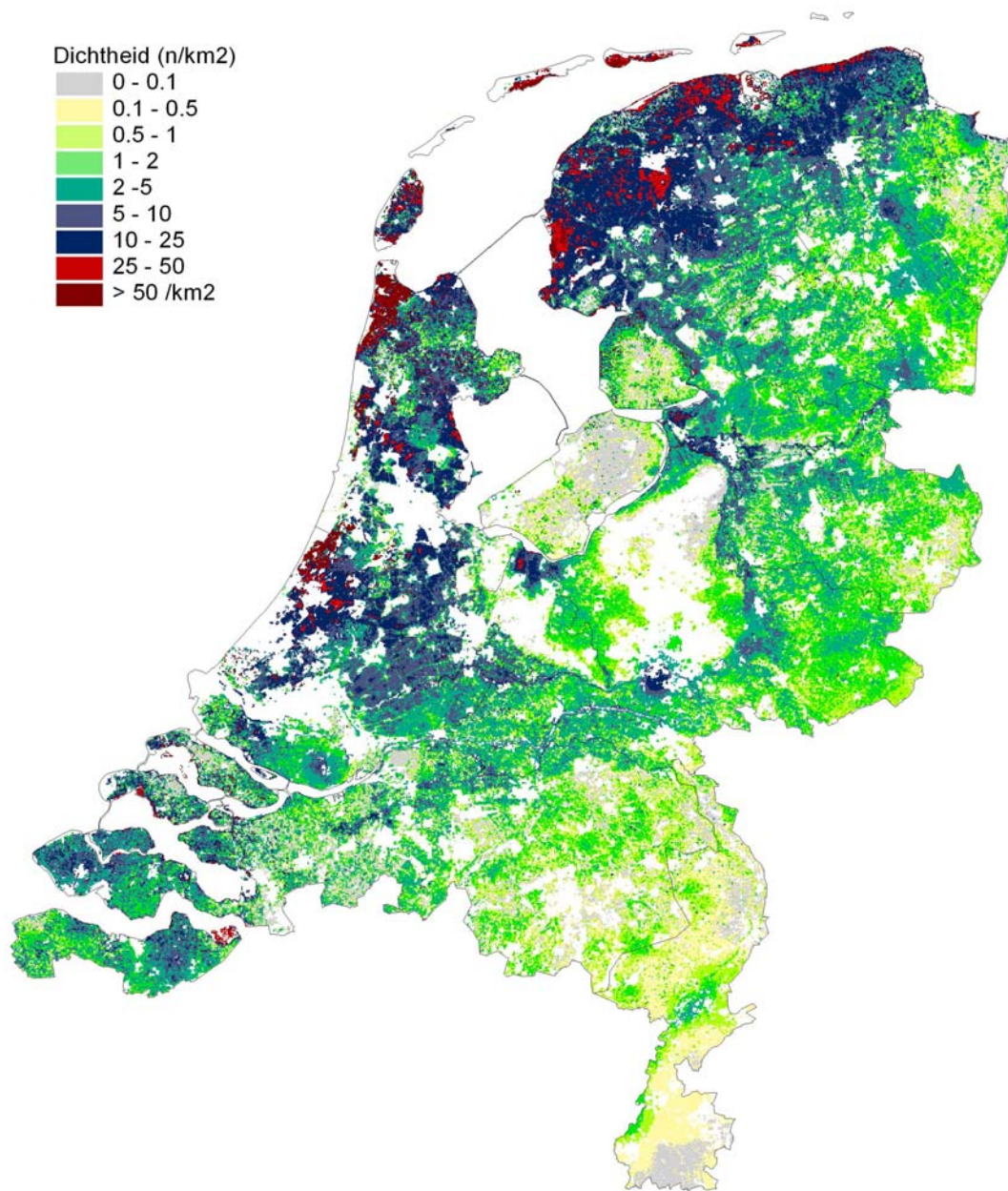
De sterke jaarfluctuaties verlopen deels synchroon in verschillende Europese landen, wat wijst op supranationale populatieregulerende processen. Toch lijken ook natuurontwikkeling en het actief opsporen en van maaiactiviteit vrijwaren van territoria in het rivierengebied en Drenthe te hebben bijgedragen aan het behoud; in daljaren vallen de aantallen hier minder ver terug dan in het Oldambt. In intensief akkerland is het nemen van beschermingsmaatregelen een stuk lastiger dan in uiterwaardgraslanden, die vaak al in beheer zijn van natuurbeschermingsorganisaties. Sinds 1998 broedt nog 20-30% van de landelijke populatie in de Oost-Groningse akkers.



Figuur 5.7: Aantalontwikkeling van de Kwartel als broedvogel in Nederland (grijze lijn) en apart voor bouwland en grasland (BMP-indexen, 1990=100).



Figuur 5.8: Aantalontwikkeling van de Kwartelkoning als broedvogel in Nederland (grijze lijn) en apart voor het zeekleigebied (Oldambt) en het Rivierengebied (BMP-indexen, 1990=100)

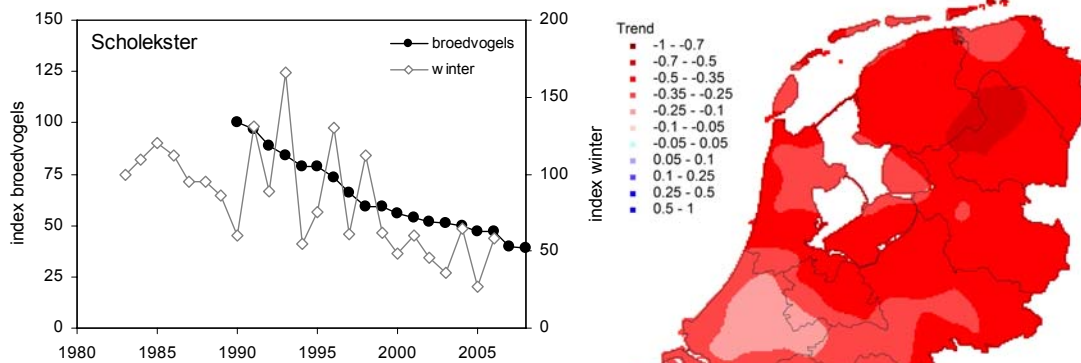


Figuur 5.9: Broedverspreiding van Scholekster in agrarisch gebied. Zie bij Patrijs voor toelichting.

5.2.6 Scholekster

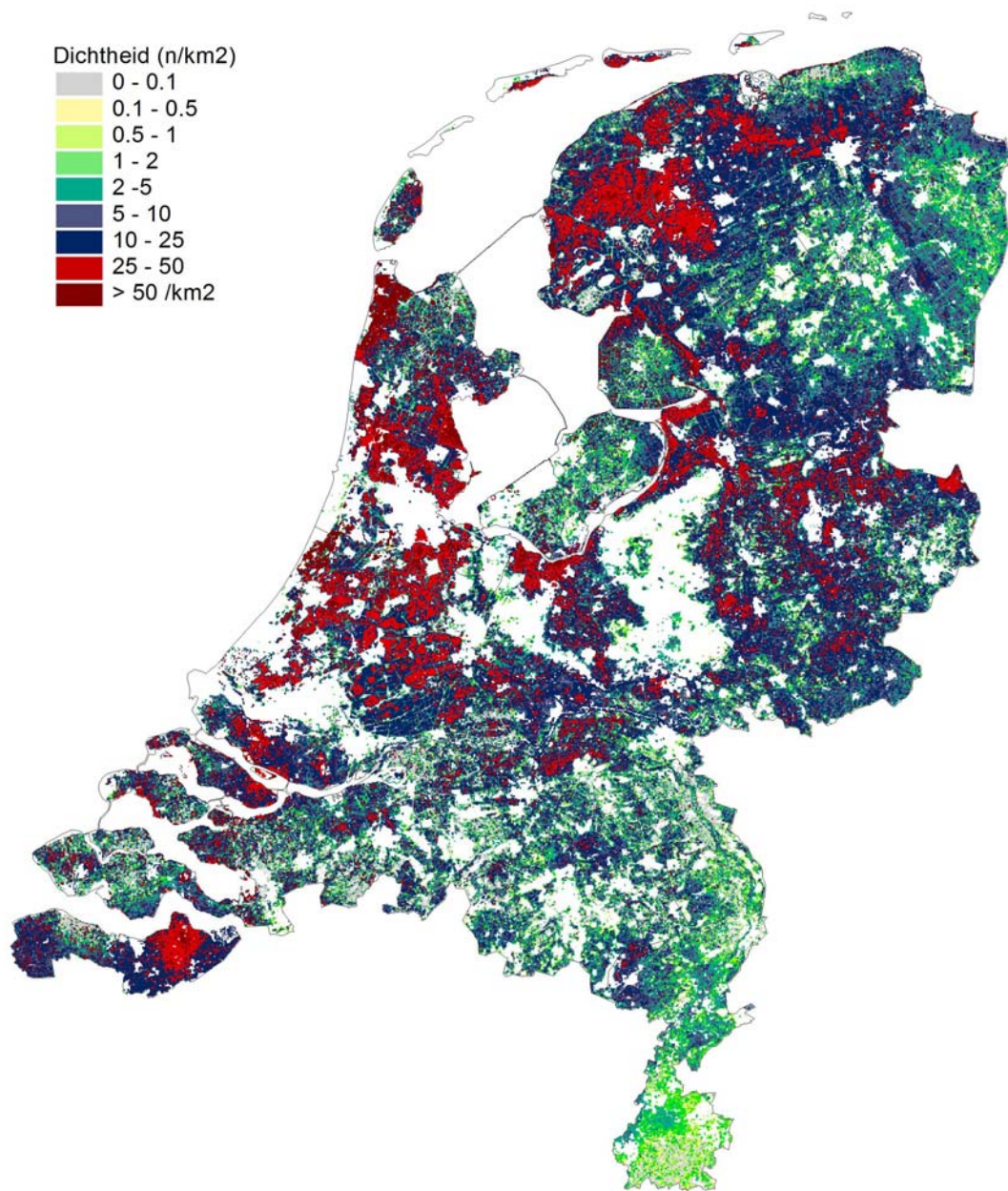
Nederlandse Scholeksters overwinteren grotendeels binnen onze landsgrenzen, maar verruilen buiten het broedseizoen wel het binnenlandse cultuurland voor de getijdegebieden van Waddenzee en Delta. De Scholekster is van oorsprong een broedvogel van de kust, maar heeft vanaf de tweede helft van de 19e eeuw zijn areaal uitgebreid tot ver in het binnenland. Rond 1990 vertoonde de verspreiding in Nederland alleen nog hiaten in Zuid-Limburg en op de Veluwe. Scholeksters broeden thans in kwelders, duinen, natte en droge graslanden, bouwland en zelfs op daken in stedelijk gebied. Ze bereiken de hoogste dichtheden in de kwelders rond de Waddenzee maar zijn ook talrijk in het cultuurland van de Waddeneilanden en op het vasteland van Groningen, Friesland en Noord-Holland (Figuur 5.9). Hoewel binnendijs hoge dichtheden niet alleen worden gevonden in grasland maar ook in grootschalig akker- en bloembollenland in de kustprovincies (uitgezonderd Flevoland), is het aandeel van de scholeksterpopulatie dat broedt in bouwland kleiner dan dat in grasland (Tabel 5.2).

De Nederlandse broedpopulatie nam tot het einde van de jaren tachtig toe, niet alleen door uitbreiding maar ook door verdichting in reeds lang bezette gebieden. Sinds ca. 1990 echter is de populatie met ruim 60% afgenomen (Figuur 5.10). Deze afname doet zich overal in Nederland en in alle habitats voor, maar is in de graslandgebieden van westelijk Nederland (vooral in het Groene Hart) het minst sterk (Figuur 5.11). De trends in broed- en wintervogelaantallen verlopen ongeveer parallel (Figuur 5.10). Ze lijken vooral te zijn veroorzaakt door veranderingen in reproductiesucces, en veel minder door veranderingen in overleving. In het binnenland zorgde toenemende bemesting in het agrarisch gebied tot in de jaren tachtig voor een toenemend voedselaanbod; daarna gingen negatieve effecten van intensieve landbouw overheersen, zoals het vroeger maaien van grasland. Ook buitendijkse broedvogels produceren tegenwoordig echter weinig jongen. Naast een toename van de overstromingsfrequentie van kwelders speelt hierbij vermoedelijk de afname van schelpdierbestanden op het wad een rol, die is veroorzaakt door een combinatie van intensieve schelpdiervisserij eind jaren tachtig en een afnemende eutrofiëring van onze kustwateren (Ens *et al.*, 2009). Via de voorjaarsconditie van volwassen Scholeksters zou dit ook kunnen doorwerken op de reproductie van de binnenlandpopulatie. En dergelijk mechanisme zou het opvallende parallele verloop van de aantalsontwikkeling in kwelders, grasland en bouwland kunnen verklaren.



Figuur 5.10: Aantalontwikkeling van de Scholekster als broedvogel (BMP, index 1990=100) en als wintervogel (PTT, index 1980=100).

Figuur 5.11: Ruimtelijke weergave van de trend-index van broedende Scholeksters, 1990-2008.

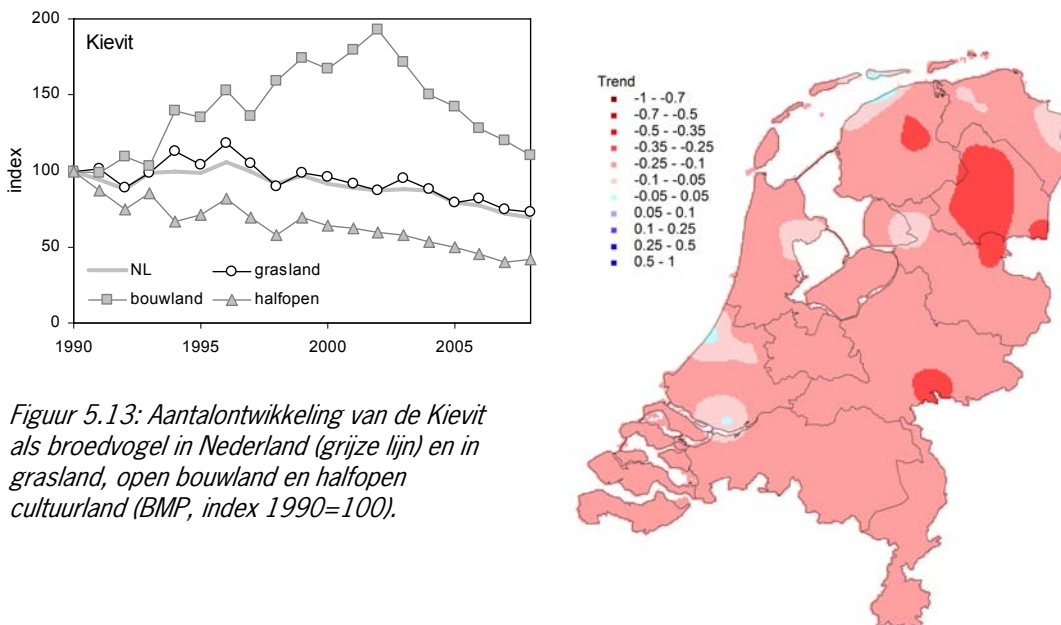


Figuur 5.12: Broedverspreiding van Kievit in agrarisch gebied. Zie bij Patrijs voor toelichting.

5.2.7 Kievit

Hoewel in zachte winters grote aantallen Kieviten in Nederland verblijven, overwinteren de meeste van onze eigen broedvogels in Frankrijk en Zuidwest-Europa. De Kievit is van oorsprong een steppevogel die zich in eerste instantie heeft aangepast aan het broeden op agrarische graslanden en vooral vanaf de jaren vijftig van de vorige eeuw ook op akkers. In de afgelopen decennia broedde de soort vrijwel overal in Nederland: in grasland, bouwland, strandvlakten, kwelders en natte duinvalleien en heidevelden. De dichtheden zijn traditioneel het hoogst in de vochtige graslandgebieden van Laag-Nederland, maar ook in de meer open landschappen van Hoog-Nederland broeden tegenwoordig veel Kieviten, met uitzondering van zuidelijk Limburg (Figuur 5.12). Hier nestelt 40-80% van de vogels op bouwland, vooral in in het voorjaar ingezaaide gewassen. In najaarsgewassen is de vegetatie aan het begin van de broedtijd voor Kieviten al te hoog opgeschoten. Maïs is populair, ook in graslandregio's, waar Kieviten zich vaak concentreren op maïspcelen die een goede camouflage en vanaf begin mei een lange voorjaarsrustperiode bieden, met goede kansen op nestsucces. Voor kuikens herbergen akkers echter vaak minder voedsel en gezinnen verplaatsen zich vaak naar nabijgelegen grasland. Rekening houdend met de preferentie voor maïspcelen in graslandgebied, broedde rond 2000 waarschijnlijk ruwweg de helft van alle Nederlandse Kieviten op bouwland (Tabel 5.2).

Door min of meer stabiele aantallen in de vochtige graslandgebieden en de uitbreiding op bouwland is de Nederlandse kievitenpopulatie tot in de jaren tachtig gegroeid. Sinds het midden van de jaren negentig neemt de populatie echter af, en dit heeft zich in recente jaren versneld (Figuur 5.13). Op bouwland namen de aantallen nog tot de eeuwwisseling toe, maar ook daar kelderden ze nu snel. In halfopen cultuurland, vooral in Oost-Nederland, is de afname het verst voortgeschreden (Figuur 5.13 en 5.14). Het zwaartepunt van de populatie schuift dus weer terug naar de traditionele graslandgebieden, maar ook daar is de populatie niet stabiel. Het is mogelijk dat naast negatieve effecten van landbouwintensivering ook een toename van predatie een rol speelt bij de recente afname van de Kievit, vooral in Oost-Nederland.



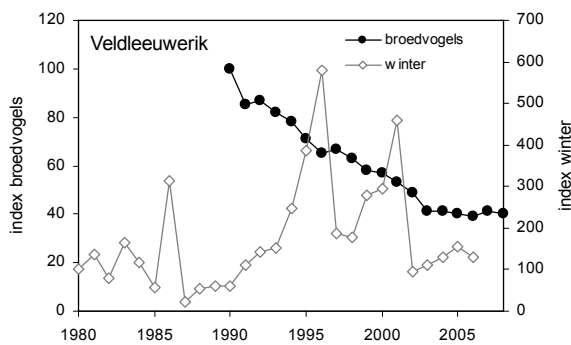
Figuur 5.13: Aantalontwikkeling van de Kievit als broedvogel in Nederland (grijze lijn) en in grasland, open bouwland en halfopen cultuurland (BMP, index 1990=100).

Figuur 5.14: Ruimtelijke weergave van de trendindex van Kievit, 1990-2008

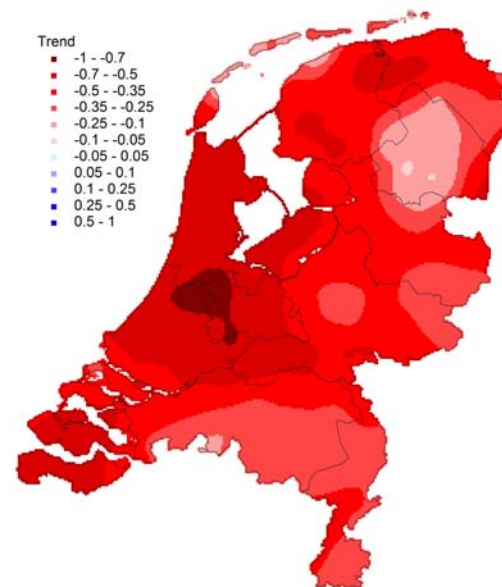
5.2.8 Veldleeuwerik

Ringterugmeldingen suggereren dat Nederlandse Veldleeuweriken vooral overwinteren in Frankrijk en het Iberisch schiereiland, maar de terugmeldkans is in die gebieden (door jacht) wellicht groter dan in Nederland. Recent onderzoek in Noord-Nederland heeft uitgewezen dat een deel van de broedvogels hier overwintert. In Nederland overwinterende Veldleeuweriken zijn vooral mannetjes. De Veldleeuwerik is van oorsprong een steppevogel die in eerste instantie met groot succes het open cultuurland heeft gekoloniseerd. Medio jaren zeventig was het de meest verbreide broedvogel van Nederland, voorkomend in 98% van alle atlasblokken, zelfs in overwegend beboste. Het aantal van een half tot driekwart miljoen broedparen werd alleen overtroffen door Huismus en Merel. De meeste Veldleeuweriken broedden toen in grasland, maar de soort was ook algemeen in bouwland, heidevelden, duinen en kwelders. In de afgelopen decennia is de verspreiding op hoofdlijnen niet sterk veranderd; in 1998-2000 herbergden nog steeds 91% van alle atlasblokken broedende Veldleeuweriken.

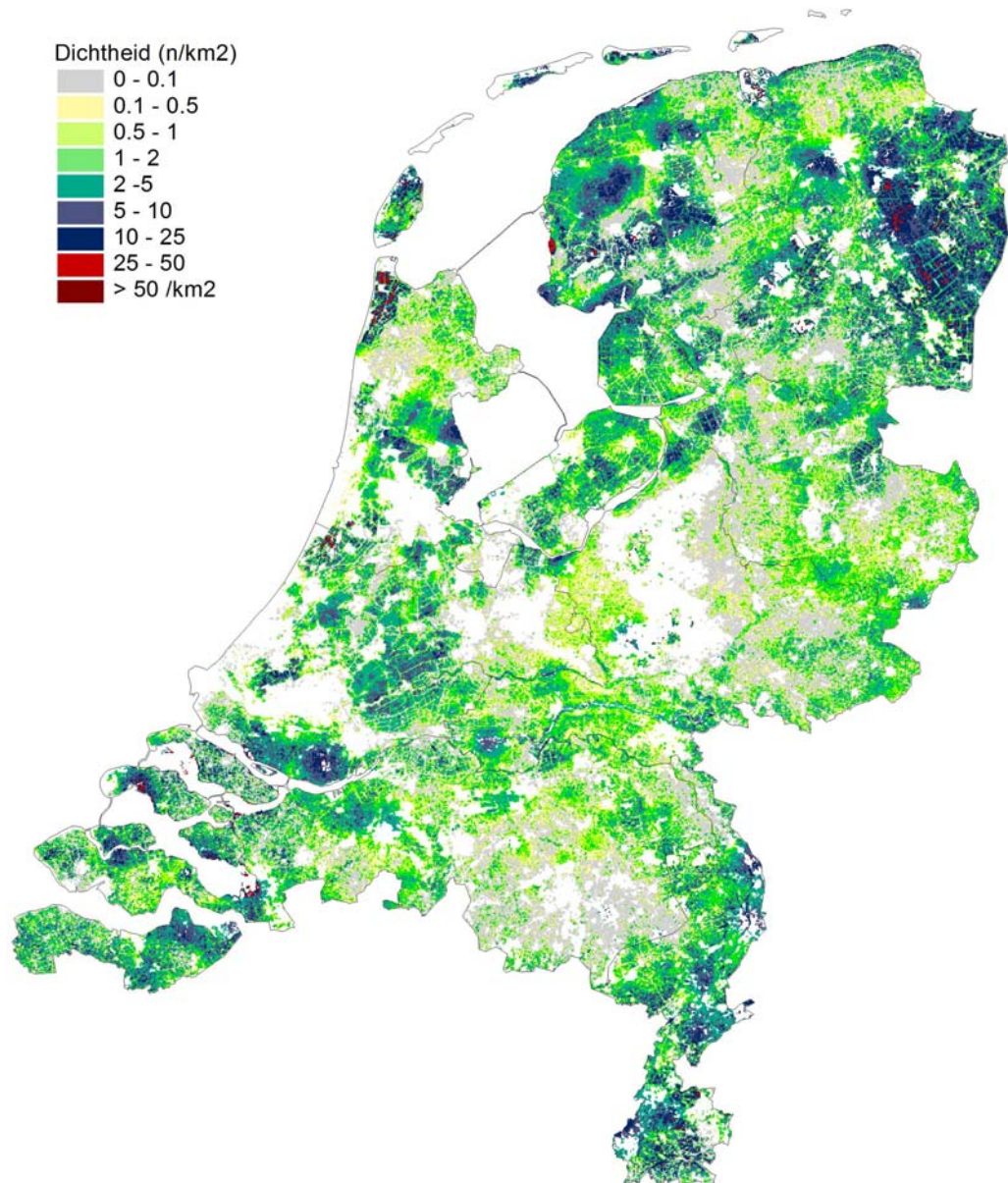
Dit verhuut dat de aantallen een vrije val hebben gemaakt en sinds 1975 met meer dan 90% zijn afgenomen. De resterende zwaartepunten van de verspreiding liggen vooral in bouwlandgebieden: het Deltagebied, Limburg, oostelijk Groningen en Drenthe, de Bollenstreek in de Kop van Noord-Holland (inclusief Texel), en daarnaast op de heidevelden van de Veluwe en Drenthe, waar heideherstelbeheer de soort heeft ondersteund. De Drents-Groningse Veenkoloniën springen er uit door aaneengesloten gebieden met hoge dichtheden, waarbij het hoge aandeel zomergranen waarschijnlijk een rol speelt (Figuur 5.15; zie paragraaf 7.3). De belangrijkste habitateis is de aanwezigheid van een combinatie van een open landschap, een middelhoge vegetatie om een nest in te verbergen en open of zeer kortgrazige vegetatie met voldoende voedsel in de vorm van evertrebraten. In modern agrarisch grasland, waar ook het uitmaaien van nesten een probleem vormt, zijn zulke open plekken en vegetaties weinig meer te vinden, en in grasland broeden inmiddels minder Veldleeuweriken dan in akkerland (Tabel 5.2). Graslandpopulaties zijn vooral nog te vinden in het lage midden van Friesland, in Waterland en de Zaanstreek, en de Lopiker-, Krimpener- en Alblasserwaarden.



Figuur 5.16. Aantalontwikkeling van de Veldleeuwerik als broedvogel (BMP, index 1990=100) en als wintervogel (PTT, index 1980=100).



Figuur 5.17. Ruimtelijke weergave van de trendindex van Veldleeuwerik, 1990-2008.



Figuur 5.15: Broedverspreiding van Veldleeuwerik in agrarisch gebied. Zie bij Patrijs voor toelichting.

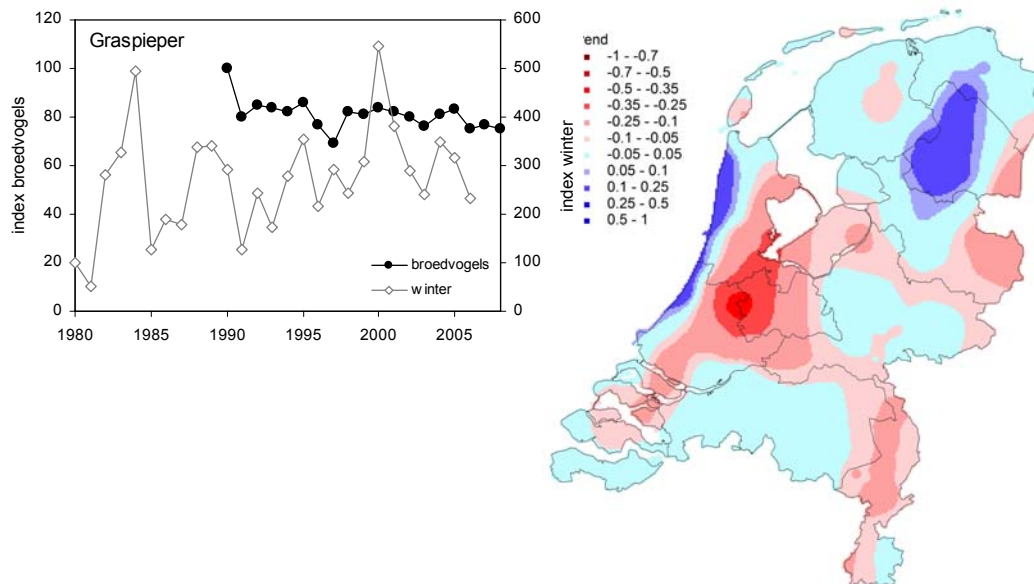
Rond 2000 werd de landelijke veldleeuwerikenpopulatie geschat op 50.000 – 70.000 paren. Sindsdien is dit aantal nog verder gedaald, maar in de laatste vijf jaar lijkt enige stabilisatie op te treden (Figuur 5.16), vooral in bouwland. Momenteel zijn er in Nederland ongeveer 34.000 broedparen. De afname heeft zich voorgedaan in alle landschappen, maar is het grootst in graslanden en duinen in West-Nederland, en het geringst op de heiden van Drenthe, de Veluwe en Noord-Brabant (Figuur 5.17). De trend in de winteraantallen (vooral bestaande uit vogels afkomstig uit noordelijker en oostelijker broedgebieden) vertoont weinig overeenkomst met de broedvogelaantallen en wordt vermoedelijk sterk beïnvloed door het winterweer, zowel door wegtrek als via de zichtbaarheid van de nog aanwezige vogels.

5.2.9 Graspieper

Nederlandse Graspiepers overwinteren hoofdzakelijk ten zuidwesten van ons land, tot in Marokko. Onbekend is waar in Nederland overwinterende Graspiepers hun broedgebieden hebben. Rond 1975 kwam de Graspieper in 94% van alle Nederlandse atlasblokken als broedvogel voor, en was de verspreiding alleen onvolledig in aaneengesloten bosgebieden en de halfopen landschappen van Noord-Brabant, Gelderland en Overijssel. Sindsdien is de verspreiding in Midden- en Zuidoost-Nederland dunner geworden en zijn er twee duidelijke kernregio's ontstaan in het Deltagebied en in het noorden van het land (inclusief de Kop van Noord-Holland, de Waddeneilanden en de Noordoostpolder; Figuur 5.18).

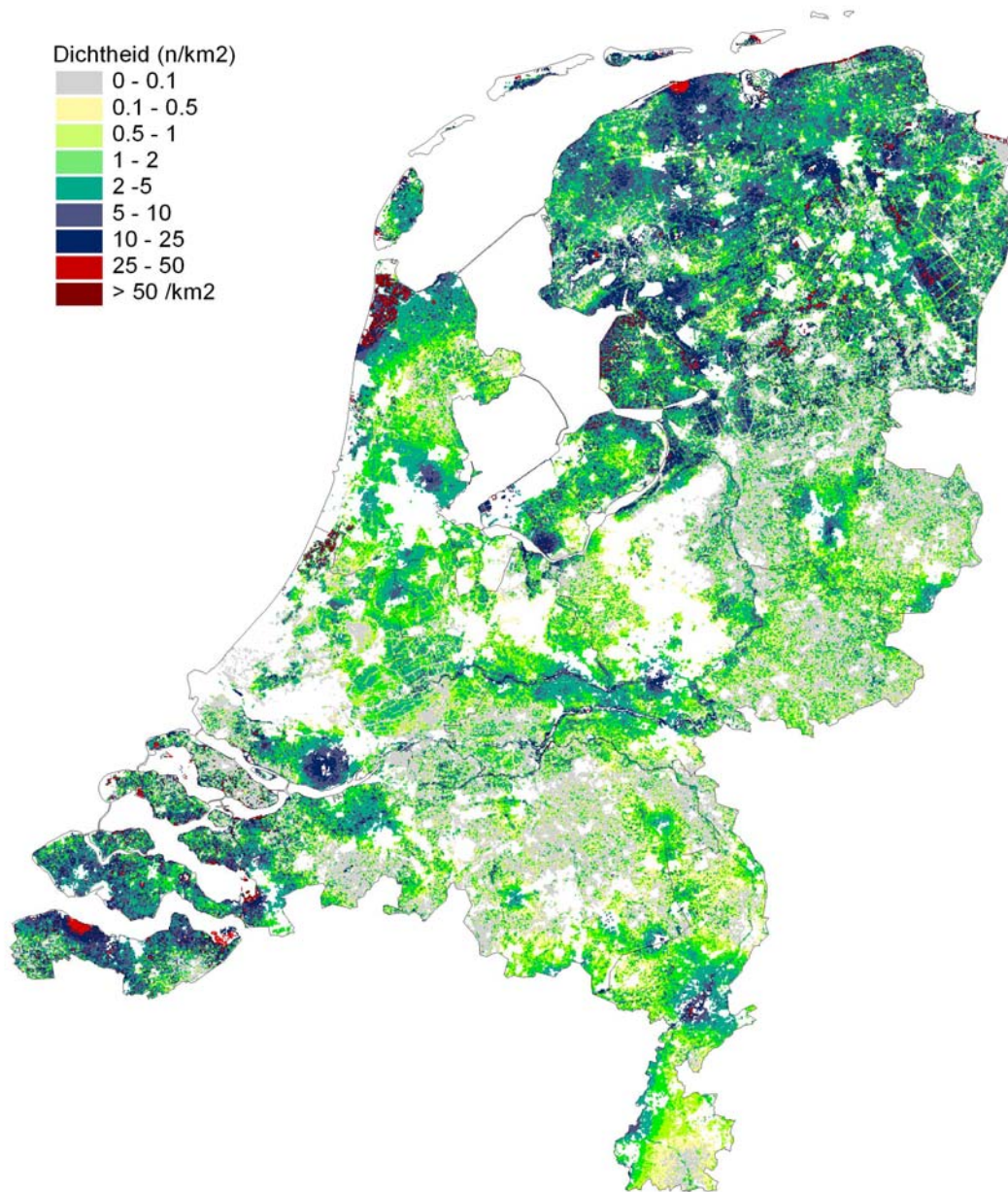
Hoge dichtheden zijn hier vooral te vinden in grootschalig akkerland (Deltagebied, Wieringermeer, Noord- en Oost-Groningen, Noordoostpolder), maar ook in grasland (westelijk Friesland) en duinen (Waddeneilanden). Ook elders in Nederland bevinden zich kleinere kernen in grasland (op klei; m.n. benedenriviereengebied en de uiterwaarden van de grote rivieren) en in de duinen. In de jaren zeventig broedden (veel) meer graspiepers in grasland dan in akkerland, maar tegenwoordig verschillen de aantallen niet meer sterk tussen deze twee habitats (Tabel 5.2). Graspiepers houden van veel variatie in vegetatiestructuur in hun broedbiotoop, en veel agrarisch grasland is hen te dicht en te eenvormig geworden. In akkerland broeden ze vooral in sloot- en greppelranden en ruige hoekjes.

De trend in de broedvogelaantallen is sinds 1990 licht negatief (Figuur 5.19). In de graslandgebieden van het Groene Hart is de afname het sterkst, gevolgd door het Zuidoost-Drente, Twente en Noord-Limburg (Figuur 5.20). Dit is in overeenstemming met de veranderingen in verspreiding tussen 1975 en 2000. Toenames vinden we in de Hollandse kustduinen, waar vergassing de soort in de kaart speelt, en in het westen van Drenthe. Rond 2000 werd de landelijke broedpopulatie geschat op 70.000 – 80.000 paren. De winteraantallen vertonen al langere tijd een toenemende trend (Figuur 5.19). Vermoedelijk heeft dit te maken met klimaatverandering en laten de zachter wordende winters toe dat steeds meer Graspiepers in Noordwest-Europa overwinteren.



Figuur 5.19. Aantalstrend van de Graspieper als broedvogel (BMP, index 1990=100) en als wintervogel (PTT, index 1980=100).

Figuur 5.20. Ruimtelijke weergave van de trendindex van Graspieper, 1990-2008.



Figuur 5.18: Broedverspreiding van Graspieper in agrarisch gebied. Zie bij Patrijs voor toelichting.

5.2.10 Gele kwikstaart

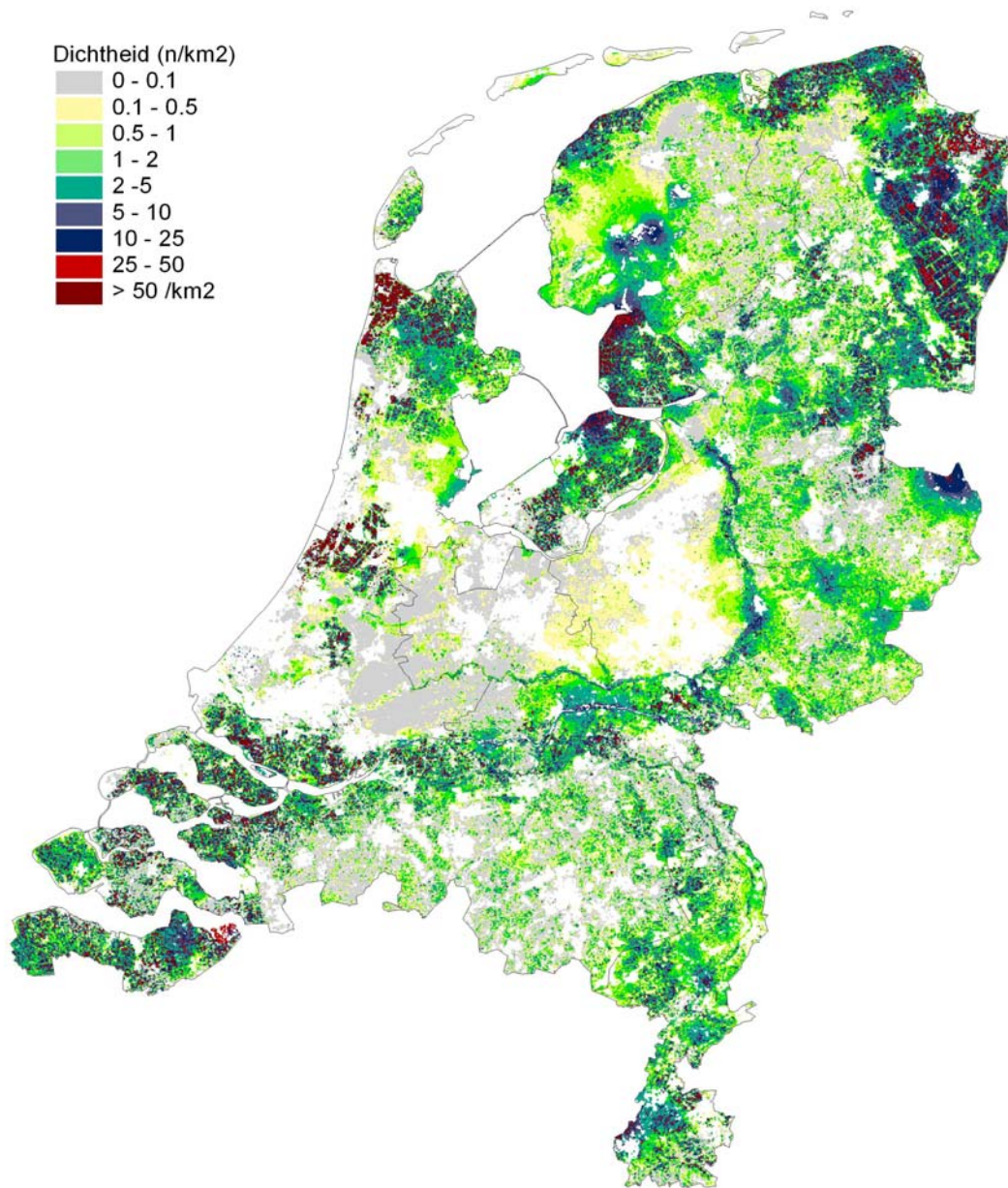
Gele kwikstaarten zijn trekvogels die overwinteren in (West-)Afrika. Naast de nominaatvorm *Motacilla flava flava* broeden in Nederland kleine aantallen van de Engelse Gele kwikstaart *M. f. flavissima*, tegenwoordig vrijwel beperkt tot de Zuid-Hollandse geestgronden (bloembollenteelt). De broedverspreiding van Gele kwikstaarten en de veranderingen daarin in de afgelopen decennia vertonen overeenkomsten met die van de Graspieper. Oorspronkelijk wijd verbreid en het talrijkst in grasland komt de soort nu nog vooral voor in akkerland (70-80%, Tabel 5.2) met zwaartepunten in het Deltagebied en in de noordelijke provincies, maar duidelijker dan bij Graspieper ook in het Rivierengebied en Noord-Limburg (Figuur 5.21). Buiten het rivierenlandschap is Gele kwikstaart echter meer beperkt tot akkerregio's dan de Graspieper. Nog sterker dan Graspiepers zijn Gele kwikken verdwenen uit de Nederlandse graslanden (ongeveer tussen 1950 en 1990), waarschijnlijk een gevolg van problemen met uitmaaien en vertrapping van nesten bij een hoge begrazingsdruk en het vrijwel verdwijnen van plasdrassituaties en zeer kort blijvende vegetaties waar de vogels kunnen foerageren.

Ook in akkerland is open grond belangrijk als foerageerhabitat, en dat vertaalt zich in Groningen bijvoorbeeld in een positief verband tussen de dichtheid en de lengte aan (onverharde) wegen. Daarnaast is hier een verband gevonden met de openheid van het landschap, afwezigheid van riet in sloten en het areaal wintergranen (van Scharenburg & van 't Hoff, 1990). Ook akkerrandenbeheer, onbespoten graanranden en braaklegging (vooral na teelt van granen of koolzaad) werken positief op de aantallen (de Snoo *et al.*, 1994; Sears 1992). Wintergranen en aardappels zijn belangrijke gewassen voor Gele kwikken om in te broeden (Gilroy *et al.*, 2009), ook in Nederland (pers. med. S. Kragten, Vogelbescherming Nederland).

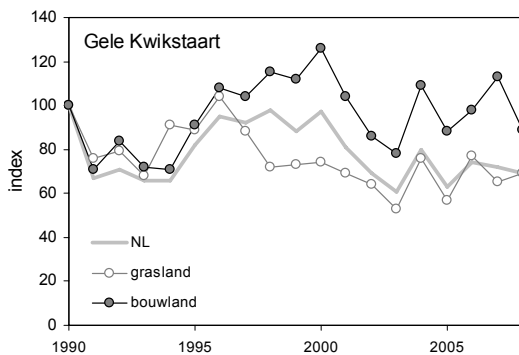
De aantallen broedvogels vertonen een tamelijk fluctuerend beeld; de trend sinds 1990 is stabiel in bouwland en afnemend in grasland (Figuur 5.22). Met uitzondering van de jaren 1997-98 (val in grasland, niet in bouwland) verlopen de fluctuaties in bouw- en grasland tamelijk synchroon, wat kan wijzen op een regulerend mechanisme in de doortrek- of overwinteringsgebieden. De Nederlandse index vertoont echter geen duidelijk verband met de winterse omstandigheden in de Sahel (Zwarts *et al.*, 2009). Westelijk Drente, Twente en het zuiden van Noord-Brabant kennen relatief veel BMP-plots met een positieve trend (Figuur 5.23). De landelijke broedpopulatie werd rond 2000 geschat op 40.000 – 70.000 broedparen.

5.2.11 Witte kwikstaart

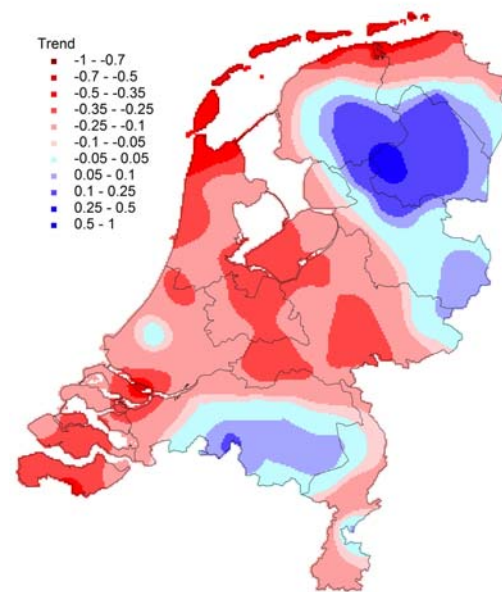
Nederlandse Witte kwikstaarten brengen de winter vooral door in Zuidwest-Europa en Marokko. Kleine aantallen overwinteren ook in ons land, maar onduidelijk is wat voor vogels dit betreft. Momenteel is de Witte kwikstaart de wijdst verspreide broedvogel van Nederland (98% van alle atlasblokken bezet). Hij bewoont een breed scala aan landschappen, maar is het talrijkst op platteland met dorpsranden, boerderijen en schuren, liefst met enig water in de nabijheid. Als broedplaats fungeren holen, spleten en nissen, vaak in menselijke constructies zoals gebouwen, schuren, bruggen en stapels opgeslagen materialen. Zulke plekken zijn ook in open akkerland wel te vinden, maar eigenlijk is de Witte kwikstaart meer een vogel van plattelandsbebouwing dan een akkervogel. Nabij deze bebouwing wordt onder meer veel gevoerageerd op kortgrazig grasland, vooral waar paarden- en schapenkeutels zorgen voor een rijk insectenaanbod. Dit verklaart mogelijk het hoge populatieaandeel dat broedt in graslandgebieden en gemengd cultuurland (Tabel 5.2). De grootste aaneengesloten gebieden met hoge dichtheden zijn te vinden in Oost- en Noord-Nederland (Figuur 5.24), maar welke factoren daaraan ten grondslag liggen is niet duidelijk. In stedelijk gebied zijn de dichtheden laag.



Figuur 5.21: Broedverspreiding van Gele kwikstaart in agrarisch gebied. Zie bij Patrijs voor toelichting.



Figuur 5.22. Aantalstrend van de Gele kwikstaart als broedvogel in Nederland (grijze lijn) en apart voor bouwland en grasland (BMP-indexen, 1990=100).

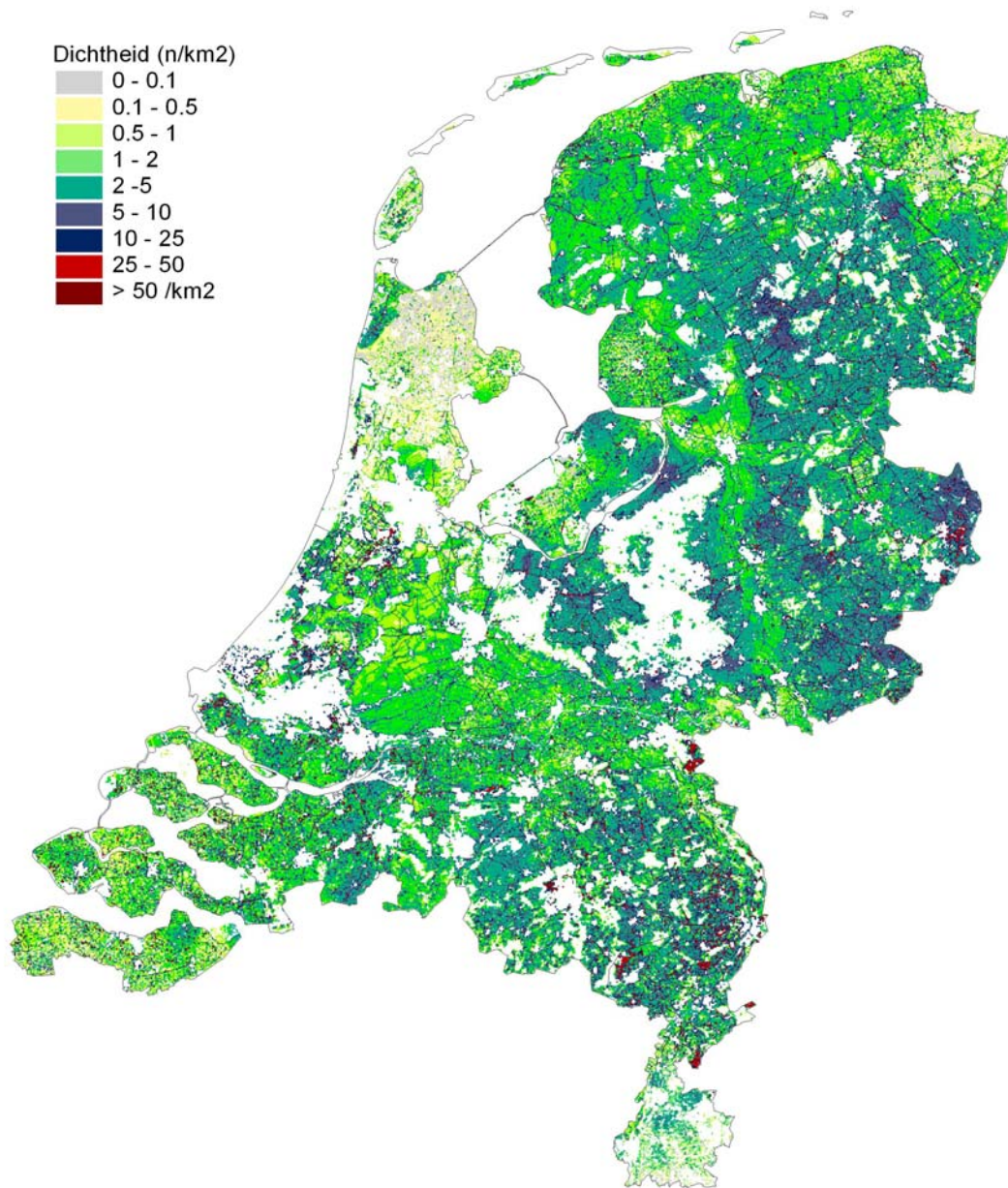


Figuur 5.23. Ruimtelijke weergave van de trendindex van Gele kwikstaart, 1990-2008.

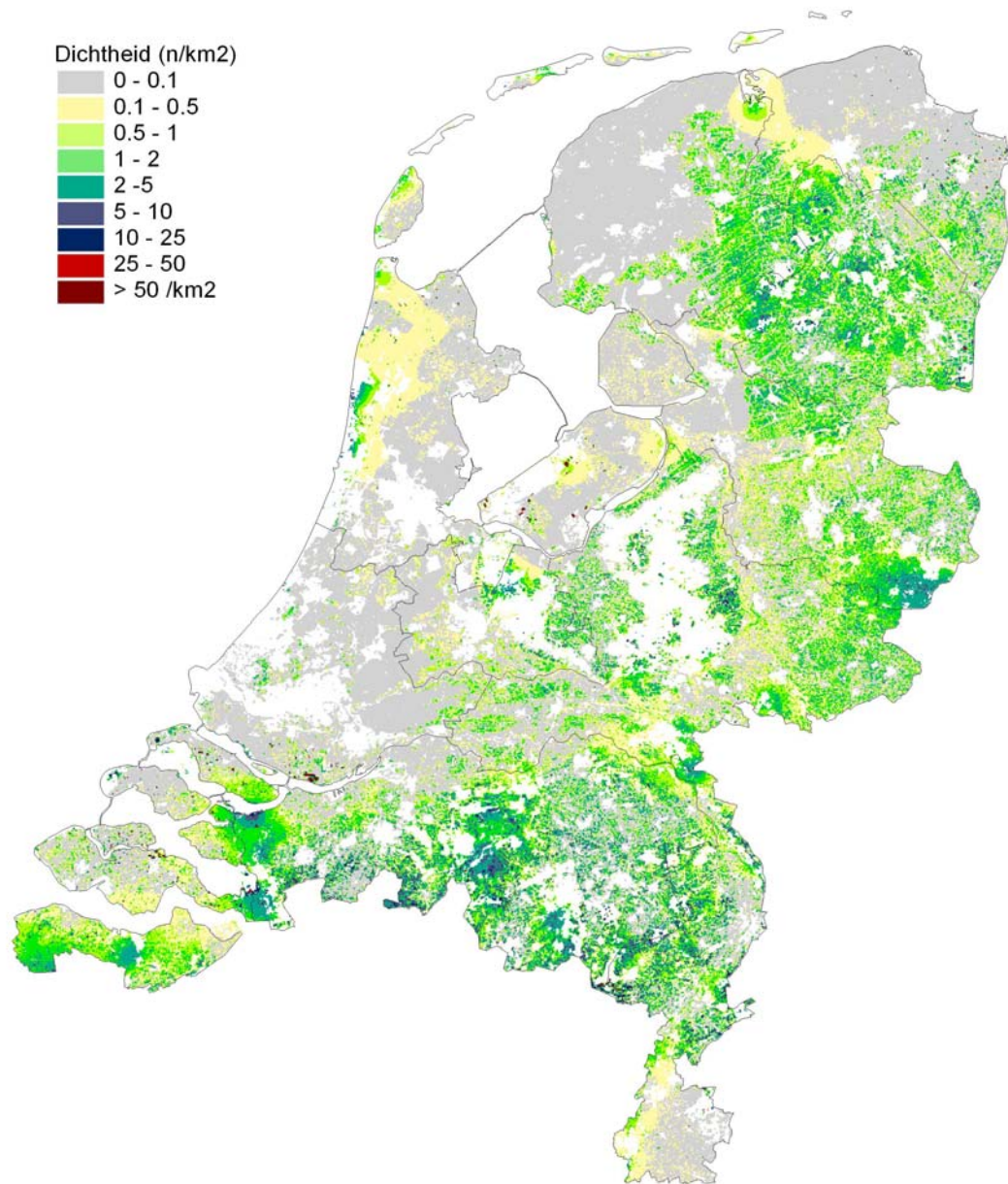
Nauwelijks opgemerkt maar zeer gestaag zijn de aantallen broedende Witte kwikstaarten in vrijwel heel Nederland aan het dalen. In twintig jaar tijd is ruim 40% van de populatie verdwenen (Figuur 5.25 en 5.26). De afname doet zich in ongeveer gelijke mate voor in open en halfopen cultuurland. De oorzaken zijn grotendeels onduidelijk; het ‘opschonen’ van bebouwing en erven waarvan de agrarische bestemming verandert in een woonbestemming zou een rol kunnen spelen. De afname is niet zichtbaar (mogelijk zelfs recent een toename) in de kleine aantallen overwinterende vogels, waarvan echter onzeker is of dat ook Nederlandse broedvogels zijn (Figuur 5.25). De schatting van het aantal broedparen in Nederland kent een grote onzekerheidsmarge: 70.000 – 140.000 rond 2000.

5.2.12 Roodborsttapuit

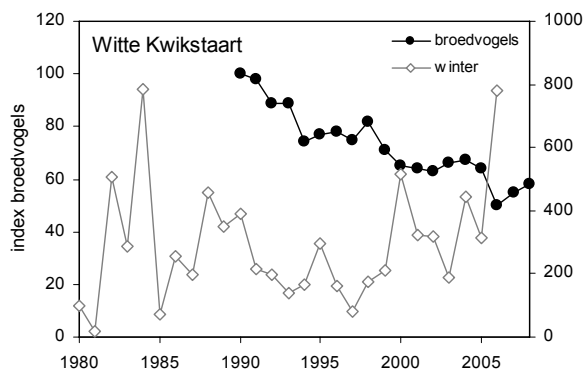
Nederlandse Roodborsttapuiten overwinteren tot in Noord-Afrika maar ook in West-Europa; mogelijk blijft een klein deel in Nederland. Rond 1975 broedden Roodborsttapuiten wijd verbreid in het hele zandgebied. Toch broedde de soort ook wel op kleigrond, met name in Zeeuws-Vlaanderen en het Rivierengebied. Roodborsttapuiten bewonen heideterreinen en jonge bosaanplant en duinen, maar ook en vooral kleinschalig agrarisch cultuurland met een afwisseling van graslandjes, heggen, houtwallen, greppels en ruderaalterreintjes. In het rivierengebied en delen van Noord-Brabant en Zeeland kwam de soort ook voor langs wegen, dijken, greppels en in relatief open gebieden. In de grootschalige akkerregio's van Noord- en West-Nederland ontbrak hij echter, evenals in de weidevogelgraslanden. Struiken, hoog opgaande kruiden zoals distels, (hek)paaltjes en (prikkel)draad zijn essentieel als uitvalspost bij het foerageren op insecten. De aantalontwikkeling sinds de jaren zeventig verschilt sterk per habitat (Figuur 5.28)



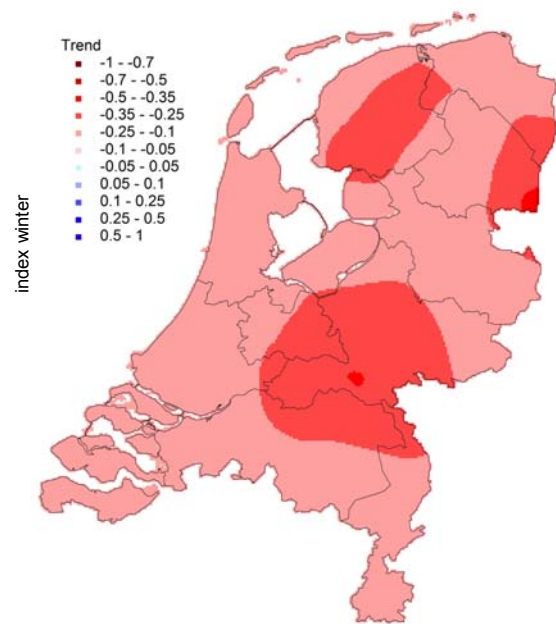
Figuur 5.24: Broedverspreiding van Witte kwikstaart in agrarisch gebied. Zie bij Patrijs voor toelichting.



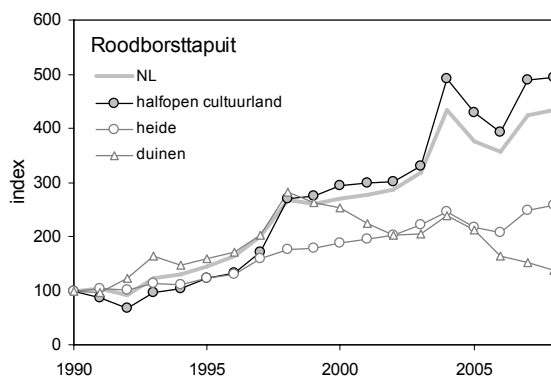
Figuur 5.27: Broedverspreiding van Roodborsttapuit in agrarisch gebied. Zie bij Patrijs voor toelichting.



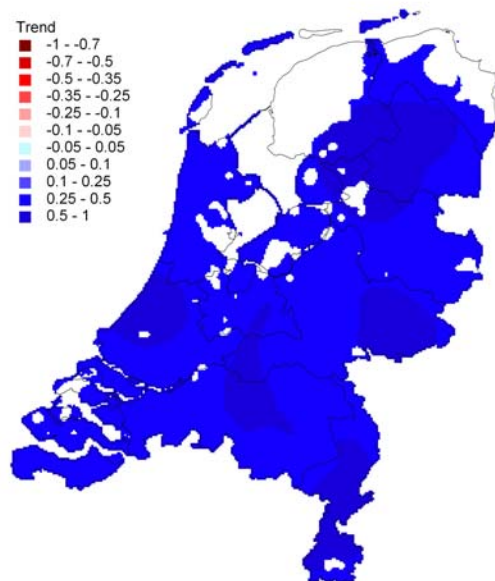
Figuur 5.25. Aantalstrend van de Witte kwikstaart als broedvogel (BMP, index 1990=100) en als wintervogel (PTT, index 1980=100).



Figuur 5.26. Ruimtelijke weergave van de trendindex van Witte kwikstaart, 1990-2008.



Figuur 5.28. Aantalstrend van de Roodborsttapuit als broedvogel in Nederland (grijze lijn) en apart voor halfopen cultuurland, heide en duinen (BMP-indexen, 1990=100).



Figuur 5.29. Ruimtelijke weergave van de trendindex van Roodborsttapuit, 1990-2008. . Alleen het areaal waarbinnen 95% van de (gemodelleerde) totale aantallen broedt is weergegeven.

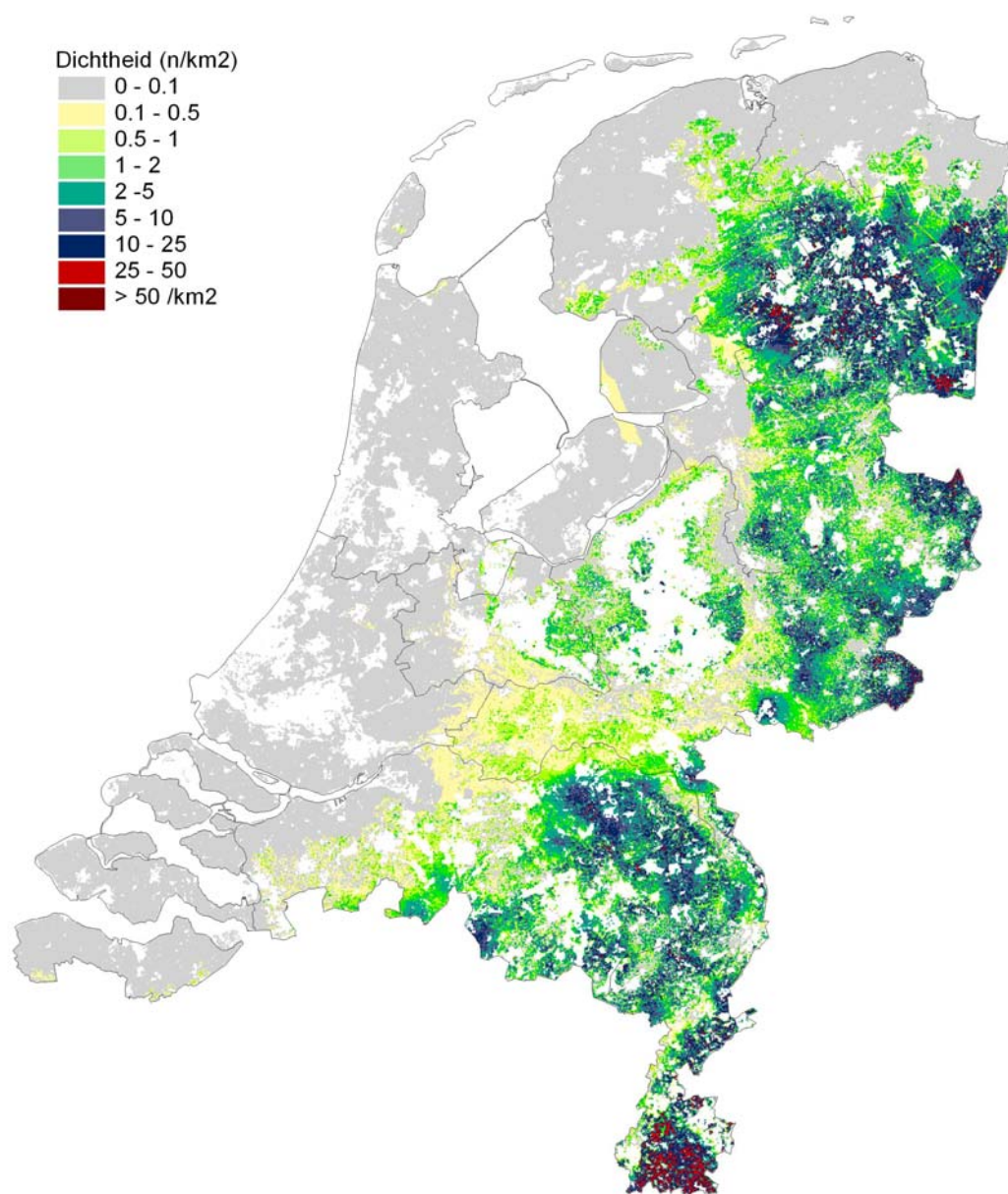
In heide- en hoogveengebied zijn de aantallen lang stabiel gebleven en sinds de jaren tachtig gestaag toegenomen. In duinen werd een afname tussen ca. 1975 en ca. 1990 gevolgd door een krachtig herstel, dat in het afgelopen decennium echter weer is omgebogen in een afname. In het cultuurland heeft vanaf eind jaren zestig tot ca. 1990 een sterke achteruitgang plaatsgevonden. Sindsdien vindt echter in veel cultuurlandregio's weer herstel plaats, het sterkst in Zuidoost-Friesland, westelijk Drenthe, Twente en Midden-Limburg (Figuur 5.29). De in vergelijking met de Atlas uitgebreide verspreiding in Zuidoost-Friesland en Twente lijkt daarmee reëel te zijn, maar het verspreidingsbeeld in Figuur 5.27 toont mogelijk ook hier en daar wat artefacten van de schattingsmethodiek, met name langs de randen van grote natuurgebieden zoals de duinen en de Veluwe. In het akkerland van Zeeuws-Vlaanderen zijn de aantallen over de gehele periode toegenomen. In het afgelopen decennium was hierdoor het halfopen cultuurland het habitat met de meest positieve trend (Figuur 5.28 en 5.29). Rond 2000 werd de Nederlandse populatie geschat op ca. 7000 paren, en dit zou inmiddels gegroeid kunnen zijn tot 11.000 – 12.000.

5.2.13 Geelgors

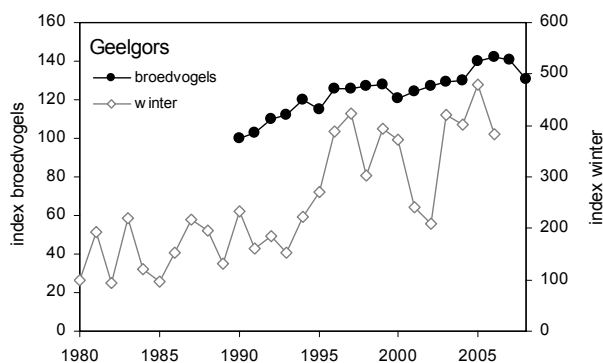
Nederlandse Geelgorzen zijn standvogels die overwinteren in de nabijheid van hun broedgebied, veelal in akkerland waar wordt gefoerageerd op graankorrels en onkruidzaden. Medio jaren zeventig van de vorige eeuw broedden Geelgorzen in vrijwel alle delen van Nederland die meer dan 1 m boven NAP liggen. De soort prefereerde hier kleinschalig cultuurland met een groot aandeel akkers en hagen of struwelen, bosranden langs heidevelden en stuifzanden, en jonge bosaanplant. In Laag-Nederland kwam de soort alleen voor in de kustduinen, het oostelijke Rivierengebied, de Hoekse Waard en Zeeuws-Vlaanderen. In de eerste helft van de 20^e eeuw was de Geelgors hier veel wijder verbreid, onder meer in noordelijk Groningen en Friesland, de Haarlemmermeer en Zeeland.

Het verdwijnen van heggen en houtwallen heeft bijgedragen aan het verlaten van deze regio's. Tussen 1975 en 2000 is de verspreiding verder ingekrompen, en is de westgrens in Zuid- en Midden-Nederland 10-70 km oostwaarts opgeschoven. Uit de duinen is de Geelgors in deze periode verdwenen als broedvogel. De hoogste broeddichtheden in cultuurland komen tegenwoordig voor in het Zuid-Limburgse heuvelland, delen van Drenthe, Zuidoost-Groningen en het oosten van Twente en de Achterhoek (Figuur 5.30). Daarnaast komen hoge dichtheden voor op de heidegebieden van Hoog-Nederland.

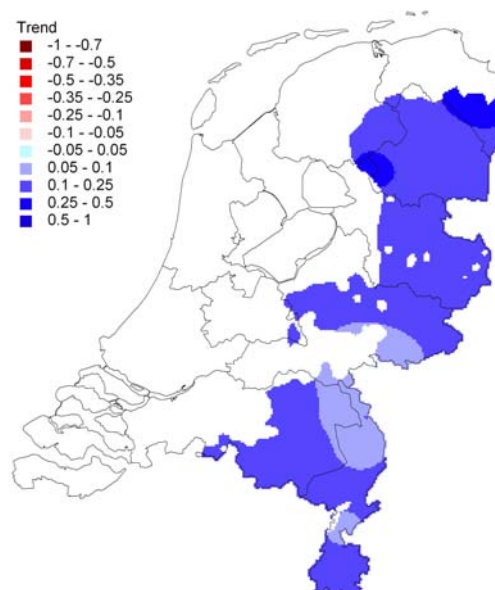
In Hoog-Nederland is het aantalsverloop in 1970-1990 heterogeen geweest, met sterke afnames (70-95%) in het Gooi en de Utrechtse heuvelrug, Rivierengebied, Achterhoek en Noord-Brabant, maar toenames in sommige gebieden in Oost-Groningen, Drente en Limburg. De populatie als geheel is in deze periode echter flink afgenomen. Sindsdien lijkt op grotere schaal stabilisatie en herstel op te treden, en de landelijke trend vertoont sinds 1990 een toename (Figuur 5.31). Deze is sterker in halfopen cultuurland dan in heide en bos. De trend in de winteraantallen volgt die van het aantal broedparen, zoals valt te verwachten bij een echte standvogel (Figuur 5.31). Rond 2000 werd het landelijke broedbestand geschat op 22.000 – 28.000 paren.



Figuur 5.30: Broedverspreiding van Geelgors in agrarisch gebied. Zie bij Patrijs voor toelichting.



Figuur 5.31. Aantalstrend van de Geelgors als broedvogel (BMP, index 1990=100) en als wintervogel (PTT, index 1980=100) in Nederland.

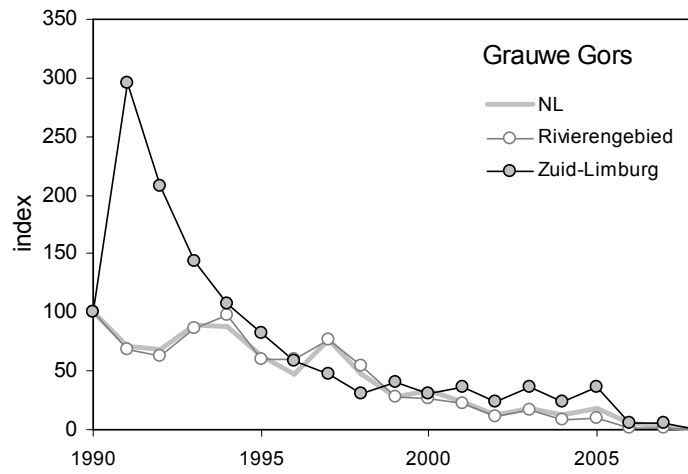


Figuur 5.32. Ruimtelijke weergave van de trendindex van Geelgors, 1990-2008. Alleen het areaal waarbinnen 95% van de (gemodelleerde) totale aantallen broedt is weergegeven.

5.2.14 Grauwe gors

Over de overwintering van (voorheen) Nederlandse Grauwe gorzen is nauwelijks iets bekend. Mogelijk trekt een deel van de vogels weg richting Zuid-Europa, maar er zijn ook waarnemingen die wijzen op lokaal overwinteren in Limburg en Zeeuws-Vlaanderen. De Grauwe gors kende in de eerste decennia van deze eeuw een verbrokkeld verspreidingsgebied in Nederland maar was plaatselijk een tamelijk gewone soort. Tussen 1940 en 1970 voltrok zich een inkrimping van het broedareaal. Medio jaren zeventig waren er nog 1100-1250 paren, verspreid over vier hoofdregio's: Noord- en Oost-Groningen, Rivierengebied, Zeeuws-Vlaanderen en vrijwel de gehele provincie Limburg. Deze gebieden kenmerken zich door voedselrijke klei- en lössbodems. Grauwe gorzen broedden er zowel in grasland (vooral hooiland) als bouwland, en vaak in gebied waar beide gemengd voorkomen en tevens enig reliëf aanwezig was. Na 1970 vond een snelle afname plaats tot 250-375 paren rond 1985, 50-100 rond 2000, en 0-5 in de laatste paar jaren (Figuur 5.33). Groningen en Zeeuws-Vlaanderen werden in de jaren negentig verlaten; de grootschalige braakregeling rond 1990 heeft dit niet kunnen tegenhouden. Ook de natuurontwikkelingsprojecten in het Rivierengebied hebben op zijn hoogst tijdelijk gunstiger condities gecreëerd voor Grauwe gorzen (Kurstjens *et al.*, 2003).

Op de Zuid-Limburgse plateau-gronden hield de populatie het langst stand in de laatste resten kleinschalig akkerland met een grote gewasdiversiteit, veel granen en weinig mais, en goed ontwikkelende kruidenvegetaties in akkerranden, wegbermen en overhoekjes – een landschap dat nagenoeg verdwenen is. De laatste Nederlandse Grauwe gorzen broedden op wisselende plaatsen in het Rivierengebied en in Zuid-Limburg en er lijken geen permanente kernen meer te zijn, zelfs niet in de kleinschalige akkerreservaten die zijn ingericht voor de Hamster. Het uitsterven van de Grauwe gors als broedvogel in Nederland is daarmee vrijwel beklonken.



Figuur 5.33. Aantalsontwikkeling van de Grauwe gors in Nederland (grijze lijn) en apart in het Rivierengebied en in Zuid-Limburg (LSB; 1990=100).

6 Akkervogels en hun relaties met de omgeving

6.1 Grauwe kiekendief

Het verspreidingsareaal van de Grauwe kiekendief sterkt zich uit over Europa en de laaggelegen steppezone van Zuidwest-Azië. De omvang van de wereldpopulatie wordt geschat op ca. 100.000 broedpaar. Meer dan de helft daarvan broedt in Europa, inclusief Europees Rusland (Birdlife, 2009). Volgens de laatste schattingen gaat het om ca. 23.000 paar exclusief Rusland en Azerbaidjan, waarvan ca. 50% in Spanje, Frankrijk en Portugal (Trierweiler & Bijlsma, in prep.). Grauwe kiekendieven zijn grondbroeders en dus tijdens het broedseizoen kwetsbaar. Europese Grauwe kiekendieven overwinteren bezuiden de Sahara in de Sudano-Sahelzone in open savanne en landbouwgebieden. De Grauwe kiekendief kiest jaarrond een breed spectrum aan prooi-soorten, waaronder muizen en andere kleine zoogdieren, vogels, haasachtigen, reptielen, eieren en grote insecten. Welke de belangrijkste prooi-soort is verschilt per seizoen en per regio en populatie. Zo zijn in broedgebieden in Centraal Spanje hazen de belangrijkste prooi-soort (Arroyo, 1997), in Engeland en noordelijk Frankrijk vogels (Underhill-Day, 1993; Farcy, 1994) en in westelijk Frankrijk en Nederland veldmuizen (Koks *et al.*, 2007; Salamolard *et al.*, 2000).

In sommige populaties vertonen Grauwe kiekendieven kenmerken van een 'gespecialiseerde predator', waarbij één prooi-soort het gros van de prooien uitmaakt en de omvang van de regionale populatie fluctueert naar gelang de prooidichtheid van deze ene prooi-soort. In andere populaties is van een dergelijke specialisatie veel minder sprake en zijn regionale fluctuaties in omvang van de populatie geringer. De in Nederlandse landbouwgebieden broedende Grauwe kiekendieven behoren tot de 'gespecialiseerde predator' categorie, met muizen als belangrijkste prooi-soort (Koks *et al.*, 2007).



Grauwe kiekendief (Harold van der Meer, Werkgroep Grauwe Kiekendief)

Doordat de soort bovenaan de voedselketen staat, is het een *flagship species* met indicatieve waarde voor de levensgemeenschap van het onderliggende voedselweb. Een wezenlijk verschil met de hierna te behandelen soorten Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors is dat de Grauwe kiekendief op een veel groter schaalniveau opereert. Waar het leefgebied van genoemde soorten zich beperkt tot maximaal enkele vierkante kilometers, strekt het leefgebied van de Grauwe kiekendief zich uit over vele tientallen vierkante kilometers. Traditionele broedhabitats zijn natuurlijke habitats als duinen, venen en ruigtes, maar tegenwoordig broedt 70-90% van de Europese populatie in landbouwgewassen in agrarisch gebied (Arroyo *et al.*, 2002). In Noordwest-Europese akkerbouwgebieden gaat het dan om gewassen als koolzaad, luzerne en wintergranen.

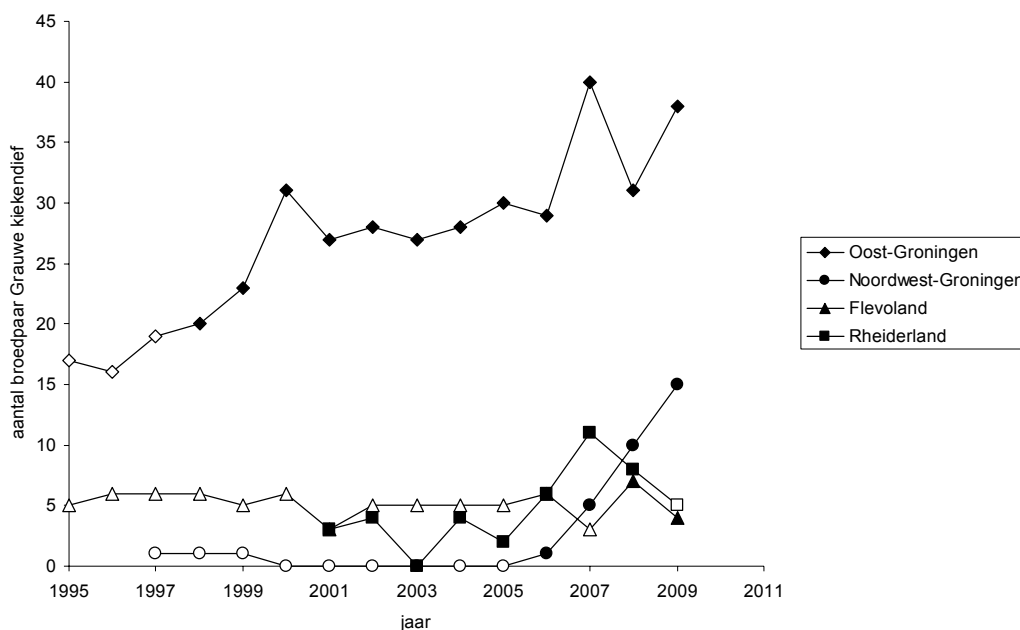
Broeden in een zo sterk door mensen beïnvloede omgeving maakt de soort kwetsbaar en populaties in landbouwgebieden kunnen dan ook alleen voortbestaan dankzij intensieve nestbescherming. In afwezigheid daarvan gaat een groot deel van de nesten verloren door maai- en oogstwerkzaamheden en is populatiegroei niet mogelijk. In Frankrijk zijn jaarlijks 40-50 lokale beschermingswerkgroepen in 60 districten actief met de bescherming van nesten in landbouwgewassen. Ondanks de grote inspanning die deze groepen elk jaar plegen, wordt naar schatting jaarlijks slechts 7.5% à 17% van de Franse populatie effectief beschermd (Pacteau, 2003), wat onvoldoende is om de negatieve populatietrend in Frankrijk te keren. Behoudens enkele uitzonderingen (Mainfranken, Beieren, Nederland) nemen de meeste populaties gestaag af. De afname wordt echter gemaskeerd door het beschikbaar komen van betere en daardoor hogere populatieschattingen.

Nederland herbergt een kleine, maar groeiende populatie Grauwe kiekendieven, verspreid over een aantal clusters in Laag-Nederland. De verschillende clusters zijn vanaf 1990 intensief onderzocht en beschermd door de Werkgroep Grauwe Kiekendief. Veel van de hierna te bespreken inzichten zijn dan ook ontleend aan het door deze werkgroep verrichte onderzoek. Daarbij wordt alleen ingegaan op processen die spelen tijdens de aanwezigheid van Grauwe kiekendieven in Nederland (ca. 4 maanden, van mei t/m augustus), samenvallend met de reproductieve periode. Natuurlijk hebben ook processen tijdens trek en overwintering een grote invloed op de populatie, maar die vallen buiten het kader van dit rapport en worden uitgebreid beschreven door Trierweiler (2010) en Trierweiler & Koks (2009).

In Nederland was de Grauwe kiekendief in de eerste helft van de vorige eeuw met 500-1000 broedparen een van de talrijkste roofvogels. Grootschalige ontginningen van 'woeste gronden', een intensiever agrarisch grondgebruik, introductie van bestrijdingsmiddelen, vervolging en bebossing van open gebieden hebben er uiteindelijk toe geleid dat de Grauwe kiekendief eind jaren tachtig van de vorige eeuw tot de zeldzaamste broedvogels van Nederland behoorde. Net toen serieus rekening werd gehouden met het verdwijnen van de soort als broedvogel, doken in 1990 onverwacht drie broedparen op in het Oldambt (Noordoost Groningen) (Koks & van Scharenburg, 1997). De onverwachte vestiging hield verband met grote stukken landbouwgrond (10-20%) die uit productie waren genomen in het kader van de braaklegregeling, waardoor plots een voor Grauwe kiekendieven aantrekkelijk landschap ontstond. In de daarop volgende jaren steeg het aantal broedparen tot minimaal 27 in 1993, mede doordat de meerjarige braakpercelen in met name het tweede en derde jaar geschikt waren voor Veldmuizen, in Nederland het stapelvoedsel van de soort (Koks *et al.*, 2007). Na 1993 daalde het aantal broedparen in het Oldambt tot 15 paar in 1996. Deze daling hield verband met de verdwijning van meerjarige braaklegging en introductie van voor kiekendieven minder gunstige eenjarige braaklegging (geringe opbouw van muizenpopulaties), een reeks van generiek slechte muizenjaren en een afname van het areaal akkerbouw ten gunste van melkveehouderij. Sleutelfactor bij de opmars van de Grauwe kiekendief begin jaren negentig in Groningen was de Veldmuis. In het Oldambt was de Veldmuis in elk van de jaren 1992-1997 de belangrijkste prooi, zij het met aanzienlijke variaties tussen jaren. In de hoogtijdagen van de

meerjarige braak maakten Veldmuizen 80% uit van het prooispectrum. Aan de basis hiervan stonden fors hogere veldmuisdichtheden in meerjarig braakgelegde percelen, niet alleen ten opzichte van reguliere landbouwgewassen, maar ook ten opzichte van dijken en bermen (Koks *et al.*, 2007). In de periode 1994-1996, na verdwijning van de meerjarige braaklegging en samenvallend met een generiek lage muizenstand, bedroeg het aandeel Veldmuizen ‘slechts’ 30%. In dergelijke jaren neemt het aandeel zangvogels in het menu toe. Daarbij gaat het met name om (uitgevlogen jongen van) Veldleeuwerik, Graspieper, Gele kwikstaart en Spreeuw (Koks *et al.*, 1994). Ook jonge hazen zijn een belangrijke alternatieve prooi. Ondanks de aanwezigheid van alternatieve prooien zijn Grauwe kiekendieven kwetsbaar als de belangrijkste prooi, de Veldmuis, wegvalt. Het agrarisch cultuurlandschap biedt momenteel te weinig armslag om daljaren in muizencycli op te kunnen vangen.

In afwezigheid van grootschalige braak kan de aanleg van akkerranden het voedselaanbod voor kiekendieven in landbouwgebieden enigszins op peil houden, doordat in dergelijke randen eveneens hogere dichtheden muizen voorkomen (Koks *et al.*, 2007). In 1997 werden in het Oldambt in een deelgebied van 40.000 ha akkerranden aangelegd. In de daarop volgende jaren nam het aantal broedparen geleidelijk toe van 19 in 1997 tot 40 in 2007 (Figuur 6.1). Soortgelijke reacties van Grauwe kiekendieven op introductie van akkerranden werden gemeten in het Duitse Rheiderland (geen broedgevallen in 2003, 11 in 2007; Arisz *et al.*, 2009) en Noordwest-Groningen (een broedpaar in 2006, vijf in 2007, 10 in 2008) (Trierweiler *et al.*, 2008). Anno 2009 broeden in Nederland 62 paren van de Grauwe kiekendief. Het gros daarvan broedt in Oost-Groningen (37 paar), met kleinere clusters in Noordwest-Groningen (15 paar), Flevoland (3 paar) en Noord-Friesland (5 paar).



Figuur 6.1: Aantallen broedparen van de Grauwe kiekendief in verschillende deelpopulaties in Nederland en aangrenzend Duitsland (Rheiderland). Open symbolen: geen werkzame akkerranden in het deelgebied. Gesloten symbolen: werkzame akkerranden (Bron: Trierweiler, 2010).

Koks *et al.* (2007) onderzochten verbanden tussen de talrijkheid van muizen (uitgedrukt in een ‘muisindex’) en populatiegroeisnelheid en parameters voor broedsucces in de Oost-Groningse populatie. Jaren met een hoge muisindex blijken samen te vallen met een vroeger legbegin en grotere legselgrootte (Koks *et al.*, 2007), beide duidend op een betere conditie van de

oudervogels. Er bestond echter geen verband tussen muisindex in een bepaald jaar en het aantal broedvogels in datzelfde jaar. Van een directe, snelle respons op het muizenaanbod was in Oost-Groningen dus geen sprake. Wel bleek een positief verband te bestaan tussen de muisindex in het voorgaande jaar en het aantal broedparen in het jaar daarop. Het positieve verband kan echter niet een gevolg zijn van een verhoogd broedsucces in het voorgaande jaar, omdat jonge vogels doorgaans pas vanaf hun derde kalenderjaar aan het broedproces deelnemen. Dat toch een positief verband werd gevonden tussen muisindex in het voorgaande jaar en populatieomvang in het daaropvolgende jaar wijst er mogelijk op dat Grauwe kiekendieven 'informatie van vorig jaar' gebruiken bij het nemen van beslissingen over territoriumvestiging in het daaropvolgende jaar. In tegenstelling tot Groningen werd in een West-Frans studiegebied wel een snelle response waargenomen op de talrijkheid van muizen. Bij hoge muisdichtheden in een bepaald jaar waren in hetzelfde jaar ook kiekendiefdichtheid, het aandeel van de aanwezige paren dat tot broeden overging en het aantal vliegvlugge jongen per nest groter (Salamolard *et al.*, 2000). Net als in de Groningse populatie werd in muizenrijke jaren ook een vroeger legbegin en een grotere legselgrootte vastgesteld. Ook andere studies maken duidelijk dat de jaarlijkse reproductie van in landbouwgebieden broedende populaties ten nauwste samenhangt met dichtheid aan muizen (o.a. Arroyo *et al.*, 2007).

Trierweiler *et al.* (in prep) voorzagen in de jaren 2003-2006 een aantal mannetjes Grauwe kiekendief in Groningen en Flevoland van zenders en gingen vervolgens na hoe groot de leefgebieden (*home ranges*) van deze vogels waren, welke delen van dit leefgebied bij voorkeur werden gebruikt en of er verbanden bestonden tussen eigenschappen van dit leefgebied, jachtsucces en broedsucces. De gezenderde vogels betrof steeds mannetjes wier belangrijkste taak het was voedsel aan te slepen voor broedende vrouwtjes of opgroeiende nestjongen. Het leefgebied van een individueel mannetje bedroeg gemiddeld ca. 35 km². Er was een tendens naar kleinere '*core home ranges*' naarmate aandelen luzerne en braakachtige vegetaties (akkerranden, volvelds braakgelegde percelen) daarin groter waren. Kleinere oppervlakten van de *home ranges* gingen gepaard met een groter broedsucces (meer vliegvlugge jongen per nest). Het oppervlak van de *home range* is daarmee een maat voor de kwaliteit van het gebied, in het geval van de Grauwe kiekendief vooral een functie van prooidichtheid. Binnen de *home ranges* van de kiekendieven waren luzerne, braakachtige vegetaties wintergranen en zomergranen oververtegenwoordigd naar rato van voorkomen in het studiegebied (Trierweiler *et al.*, in prep). De selectieve voorkeur voor deze gewassen houdt mogelijk verband met preferenties ten aanzien van nesthabitat (veel nesten in luzerne en granen) en prooiaanbod (veel muizen in braak). De gemiddelde omvang van *home ranges* van Nederlandse Grauwe kiekendieven was overigens aanzienlijk groter als die van kiekendieven in Duitsland en Frankrijk. Deels kan dit te maken hebben met methodologische verschillen bij de bepaling daarvan, maar ook met verschillen in gebiedskwaliteiten (Trierweiler *et al.*, in prep). De leefgebieden van de Nederlandse kiekendieven onderscheiden zich daarbij door een intensiever landgebruik en een geringer areaal seminatuurlijk habitat in de vorm van akkerranden (Arisz *et al.*, 2009).

Tijdens actieve jacht bleek een selectieve voorkeur voor gangbaar grasland, luzerne, natuurlijke graslanden en braakachtige vegetaties (Trierweiler *et al.*, in prep). De voorkeur voor gangbaar grasland en luzerne als jachthabitat valt te verklaren vanuit het gegeven dat deze gewassen tijdens het broedseizoen regelmatig gemaaid worden, waardoor daarin aanwezige prooien kort na maaien dekking ontberen en voor Grauwe kiekendieven uitstekend bereikbaar zijn (Szentirmai *et al.*, in prep). Het aantal prooien dat per uur gevangen werd verschilde tussen habitattypen (hoogst in gangbaar grasland, laagst in knolgewassen) en was sterk bepalend voor het aantal jongen dat het vliegvlugge stadium bereikte.

De bevindingen van Trierweiler *et al.* (in prep) stemmen op hoofdlijnen overeen met uitkomsten van soortgelijke studies aan landbouwgebied bewonende Grauwe kiekendieven in Frankrijk en Duitsland. Om landbouwgebieden voor kiekendieven aantrekkelijk te maken of te houden dient in voldoende mate in de geprefereerde habitattypen te blijven worden voorzien. Tot de voorkeurshabitats behoren grasland, granen, luzerne en braak. Luzerne en braak zijn in de huidige leefgebieden van de Grauwe kiekendief schaars vertegenwoordigd. Daarom kan verhoging van het aanbod van juist deze habitats bijdragen aan verhoging van de aantrekkelijkheid van een gebied en aan een verhoogd broedsucces (Trierweiler *et al.*, in prep).

Eind jaren tachtig van de vorige eeuw hing de Grauwe kiekendief in Nederland aan een zijden draadje. Het is aan een onbedoeld neveneffect van de braaklegregeling en intensieve nestbescherming te danken dat heden ten dage meer Grauwe kiekendieven voorkomen dan velen voor mogelijk hadden gehouden. Onder het voorbehoud dat intensieve nestbescherming ook in de toekomst gewaarborgd is, kan de populatie in de komende decennia voortbestaan en mogelijk zelfs verder groeien indien het voedselaanbod in de vorm van populaties van muizen in overigens intensief gebruikte landbouwgebieden minimaal op een bepaald niveau blijft. Seminatuurlijke habitats zoals akkerranden herbergen relatief hoge dichtheden van muizen en kunnen een bijdrage leveren aan het veilig stellen van een voldoende voedselaanbod voor in landbouwgebieden broedende Grauwe kiekendieven. Behalve dat prooi-soorten in voldoende mate aanwezig moeten zijn, moeten deze ook bereikbaar zijn. Daarvoor is een vereiste dat gedurende het broedseizoen voldoende korte vegetaties in het landschap aanwezig zijn.

6.2 Patrijs

De Patrijs komt zowel voor in zeer open, grootschalige landschappen als in kleinschalige en besloten landschappen. Dichtheden in de meer besloten landschappen zijn meestal hoger dan in de open landschappen. De Patrijs nestelt op goed beschermde plaatsen op de grond, bij voorkeur in grasachtige vegetaties. *Home ranges* van Patrijzen in het broedseizoen variëren van enkele hectaren tot enkele tientallen hectaren, in afhankelijkheid van landschapskarakteristieken. De grote variatie heeft hoogstwaarschijnlijk te maken met de habitatkwaliteit: hoe hoger die kwaliteit, hoe kleiner de *home range* kan zijn. Vroeg in het broedseizoen bestaat het voedsel van adulte patrijzen uit plantaardig materiaal, met onkruidzaden en groene delen van grasachtigen, granen en klavers als belangrijkste bestanddelen. In latere stadia maken ook insecten deel uit van het menu, maar dit blijft beperkt tot maximaal 15% van het dieet (Holland *et al.*, 2006).

In tegenstelling tot adulte vogels, zijn kuikens bijna volledig aangewezen op insecten. Het aanbod van insecten zoals bepaald door omgevingsfactoren en jaarinvloeden is in sterke mate bepalend voor de overleving van kuikens. Een verminderd insectenaanbod als gevolg van het gebruik van insecticiden en herbiciden heeft de gemiddelde kuikenoverleving in de afgelopen decennia aanzienlijk verlaagd, wat sterk heeft bijgedragen aan de afname van populaties (zie hierna). De geringere aanwas die daarvan het gevolg is heeft ook tot gevolg dat de relatieve betekenis van predatie is toegenomen. Toegenomen predatie van nesten, broedende hennen en/of kuikens kan een gevolg zijn van een toename van het aantal predatoren (vos, rat, kat, roofvogels, marterachtigen, kraaiachtigen). Predatiedruk is echter niet los te zien van habitatkwaliteit; door een verminderd aanbod aan kwalitatief goede nestgelegenheid (ruige vegetaties die dekking bieden) neemt het risico op predatie immers toe.



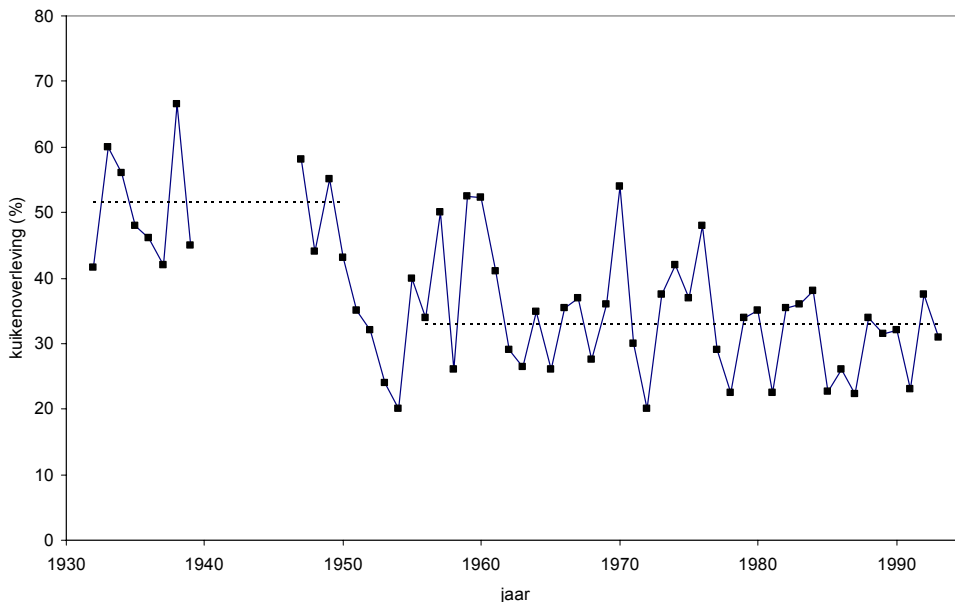
Patrijs (Mark van Veen)

In de winter opereren Patrijzen in groepsverband, bestaande uit een of meer ouderparen met hun jongen. Patrijzen benutten dan een divers scala aan habitats, waarbij er een voorkeur bestaat voor gronden met enige vorm van begroeiing, zoals stoppels, wintergraanakkers en grasachtige overhoekjes. In Engeland hebben Patrijzen een selectieve voorkeur voor graanstoppels en worden wintergraanakkers en grasland vermeden (Robinson & Sutherland, 1999). Deze specifieke voorkeuren houden verband met verschillen in voedselaanbod tussen deze habitats. Het wintervoedsel bestaat uit zaden van diverse akkeronkruiden en landbouwgewassen en blad van granen en vlinderbloemigen. Blad is vooral in de tweede helft van de winter van belang, wanneer de voor Patrijzen beschikbare voorraad zaden uitgeput raakt. Een probleem dat de Patrijs in de winter waarschijnlijk parten speelt, is het sterk gedaalde aanbod aan zaden in landbouwgebieden, mogelijk met verminderde conditie of zelfs verlaagde winteroverleving tot gevolg.

Het verloop van de afname van patrijsoogstpopulaties kan worden gereconstrueerd aan de hand van systematisch verzamelde jachtgerelateerde statistieken van geschoten vogels (Kuijper *et al.*, 2009; Potts & Aebischer, 1995). Voor bepaalde Engelse landgoederen (zgn. *hunting estates*) zijn dergelijke statistieken over een zeer lange periode bekend (1793-1993; Potts & Aebischer, 1995). Op basis van afschotgegevens van een zo'n *hunting estate* (Holkham, Norfolk) onderscheiden Potts & Aebischer (1995) drie perioden waarin de afname van patrijsoogstpopulaties zich voltrokken heeft. De eerste periode is 1793-1950, ofwel de periode voor de grootschalige introductie van bestrijdingsmiddelen in de landbouw. Deze periode wordt gekenmerkt door stabiele populaties op een hoog niveau met rijke 'patrijsoogsten' van tientallen tot soms wel honderd vogels per vierkante kilometer per winter. De tweede periode beslaat de jaren 1950-1970. In deze periode lopen geschoten aantallen sterk terug tot slechts enkele vogels per vierkante kilometer aan het einde van de jaren zestig. In de derde periode, 1970-1993, zet de afname van de geschoten aantallen verder door, maar vermindert de snelheid van die afname. Een soortgelijk patroon blijkt ook uit voorjaarstellingen in andere

delen van Engeland (Kuijper *et al.*, 2009; Potts & Aebischer, 1995): hoge dichtheden vóór 1950, gevolgd door een sterke afname in de periode 1950-1970, en een voortgezette afname na 1970. Telgegevens van het Europese vasteland passen eveneens in dit plaatje, al trad de afname daar iets later op (zie Kuijper *et al.*, 2009). Voor de meeste landen en regio's was er sprake van ware 'crashes' van de populatie in een relatief kort tijdsbestek, waarna herstel naar het oorspronkelijke niveau uitbleef.

De vraag is hoe bovengeschetst patroon verklaard kan worden. Potts & Aebischer (1995) beschikten over data voor de jaren 1903-1993 op basis waarvan de jaarlijkse gemiddelde kuikenoverleving tot een leeftijd van zes weken na uitkomen van eieren geschat kon worden. Deze schattingen werden gemaakt op grond van gemiddelde legselgrootte en het aandeel juveniele vogels in familiegroepen in augustus. Tot aan ca. 1950 werden jaarlijkse fluctuaties in kuikenoverleving veroorzaakt door de weersomstandigheden in de kritieke periode. Weersomstandigheden verklaarden in die tijd meer dan 50% van de waargenomen variatie in de afschotcijfers. Dit vormt een aanwijzing dat in de periode voor 1950 de kuikenoverleving een belangrijke parameter was voor de populatieontwikkeling. De langjarig gemiddelde kuikenoverleving in die periode bedroeg ca. 50%. In de periode 1950-1955 nam de kuikenoverleving plots sterk af tot minder dan 20%, waarna stabilisering optrad op een niveau van 33% (Figuur 6.2; Potts & Aebischer, 1995; Kuijper *et al.*, 2009). Potts (1986) wijt deze plotselinge afname aan de grootschalige introductie van bestrijdingsmiddelen in de landbouw. Zo zou in de jaren vijftig nog maar 15% van alle graanakkers worden behandeld met herbiciden, in 1960 was dit toegenomen tot 70% en in 1965 tot 90%. De grootschalige introductie van bestrijdingsmiddelen veroorzaakte een sterke afname van onkruid- en insectenpopulaties in de landbouw (Boatman *et al.*, 2004; Benton *et al.*, 2002; Robinson & Sutherland, 2002; Wilson *et al.*, 1999; Moreby *et al.*, 1994), terwijl beschikbaarheid van insectenrijk habitat tijdens de eerste weken van opgroeiende kuikens van groot belang is voor de overleving van kuikens. Behalve introductie van bestrijdingsmiddelen in de landbouw, pakten ook mechanisatie en schaalvergroting negatief uit. Door schaalvergroting namen rand- en overgangszones (grenzen tussen percelen, greppels, houtwallen, struweelhagen, etc.) af. Vanwege uitblijven van bemesting en besputingen in deze zones vormden deze waardevolle toevluchtsoorden voor patrijsfamilies.



Figuur 6.2: Jaarlijkse overleving van Patrijzenkuikens tussen uitkomen van eieren en een leeftijd van 6 weken. Kuikenoverleving is berekend op basis van de grootte van familiegroepen in augustus. Data zijn afkomstig uit de hele UK. Bronnen: Potts & Aebischer (1995); Kuijper *et al.* (2009).

Ook na 1970 gaat de populatieafname door, maar kan deze niet meer verklaard worden door een lage kuikenoverleving (Potts & Aebischer, 1995). In plaats daarvan is in de jaren 1968-1993 in Sussex het afnemende percentage legsels dat uitkomt verklarend voor de waargenomen trend. De verminderde nestoverleving gaat gepaard met een verhoogde predatie van broedende hennen. De verhoogde predatiedruk van nesten en broedende hennen wordt toegeschreven aan afnemende vervolging van predatoren. Ook onderzoek in Frankrijk en Polen wijst in de richting van toegenomen predatie als mede bijdragend aan de afname van patrijsoverleving na 1970.

Predatiedruk hangt echter sterk samen met habitatkwaliteit: waar voldoende dekking in het landschap ontbreekt of Patrijzen verzwakt zijn door voedselgebrek in de winter vormen ze immers een relatief makkelijke prooi. Ontbreken of schaars zijn van alternatieve prooien, ook al samenhangend met habitatkwaliteit, speelt daarbij eveneens een rol. De basale oorzaak van afnemende populaties kan daardoor nooit aan hetzij toegenomen predatie, hetzij afgenomen habitatkwaliteit worden toegeschreven, maar in het algemeen is predatie als factor van betekenis van veel minder groot belang dan veranderingen in habitatkwaliteit (Kuijper *et al.*, 2009; Aebischer & Ewald, 2004). Voor herstel van patrijsoverleving is verbetering van habitatkwaliteit dan ook als eerste aan de orde. Oogmerk van daartoe benodigde maatregelen is het verhogen van het voedselaanbod voor kuikens en verbeteren annex vergroten van het areaal hoogwaardig winter- en nesthabitat. Hierbinnen is verbetering van het kuikenhabitat prioritair want het meest effectief (Aebischer & Ewald, 2004).

Vaak worden habitatverbeteringen voor Patrijzen als lijnvormige elementen in het landschap aangelegd. Diverse studies laten zien dat Patrijzen deze stroken snel weten te vinden. Zo onderzochten Buner *et al.* (2005) het habitatgebruik van geïntroduceerde en gezenderde Patrijzen in een 530 ha groot studiegebied in Zwitserland. Daarbij bleek dat de Patrijzen zich in die delen van het studiegebied vestigden waar de dichtheid aan lijnvormige elementen het hoogst was en dat die elementen jaarrond als voorkeurs habitat werden benut. Dit betrof 30% van het studiegebied met 5.8% lijnvormige elementen, bestaande uit 6-20 meter brede stroken ingezaaid met een mengsel van dertig plantensoorten. De hoge waargenomen dichtheden in de stroken suggereren dat de vogels profiteerden van de habitatverbeteringen en de broedpopulatie mogelijk zou kunnen herstellen.

Echter, dat schijnbare habitatverbeteringen niet altijd het gewenste resultaat opleveren, bleek uit een zesjarige studie waarin werd geëvalueerd of maatregelen gericht op het winterhalfjaar bijdroegen aan het verhogen van de winteroverleving (Bro *et al.*, 2004). In geen van de gebieden waar maatregelen genomen waren bleek sprake van een toename van de patrijzenstand. De verklaring hiervoor was dat de plaatselijk verhoogde dichtheid van Patrijzen leidde tot een verhoogde predatiekans omdat predatoren snel leerden waar ze moesten zijn. De stroken zorgen op deze manier voor een ecologische val. In plaats van lijnvormige elementen kan het daarom beter zijn om habitatverbeteringen in blokken toe te passen. Sotherton (1998) noemt hierbij een minimale breedte van 20 m en een minimale grootte van 0.3 ha.

Tijdens de broedtijd zijn Patrijzen territoriaal en elk paartje gebruikt een gebied van 6-10 ha (Buner *et al.*, 2005) of minder dan 2 ha in optimaal habitat (Šálek *et al.*, 2004). Het creëren van geschikt habitat in een beperkt deel van een gebied in enkele grotere blokken zal dan ten gunste komen aan slechts enkele individuen. Het is daarom aan te raden om habitatverbeteringen te verspreiden over een groter deel van een gebied in meerdere kleinere blokken, zodat meer vogels er van kunnen profiteren (Sotherton, 1998).

Op grond van het bovenstaande wordt de populatieomvang van Patrijzen met name bepaald door drie factoren: de kuikenoverleving, het aanbod aan geschikte nestgelegenheden (bepalend voor het percentage nesten cq. broedende hennen dat gepredeerd wordt) en het aanbod aan

dekking en voedsel in de winter. Maatregelen voor herstel van populaties moeten zich dan ook daar op richten. Dat bij de juiste combinaties van de juiste maatregelen Patrijzen snel kunnen 'reageren', blijkt uit een zesjarige studie door Henderson *et al.* (2009). In een 61 ha groot landbouwgebied met wintertarwe, koolzaad en erwt vervingen ze een deel van de wintertarwe door zomergranen en braak en werd op een deel van het areaal afgezien van bemesting en/of bespuitingen. Een breed scala aan soorten liet daarop een snelle toename van de populatie zien, vooral in de eerste drie jaren van het onderzoek. Dat geldt ook voor de Patrijs, die toenam van één broedpaar in het referentiejaar tot gemiddeld 2.9 in de experimentele jaren.

6.3 Veldleeuwerik

De Veldleeuwerik behoort tot een van de talrijkste broedvogels van Europa en tevens een van de best onderzochte. Veldleeuweriken broeden in allerlei typen habitats met als gemeenschappelijk kenmerk dat de vegetatie aan bepaalde eisen moet voldoen. Daarbij zijn vegetatiehoogte en vegetatiestructuur de kritische factoren. De vegetatie mag niet te laag (<20 cm), niet te hoog (>60-80 cm) en niet te dicht zijn. Vegetatiehoogte is van belang voor dekking voor vogels en nesten enerzijds en uitzicht op de directe en ruimere omgeving anderzijds. Een enigszins open vegetatie is van belang omdat Veldleeuweriken als bodemfoeragerders en bodembroeders toegang moeten hebben tot kale bodem. Op Europese schaal gezien broedt het overgrote deel van de Veldleeuweriken in boerenland, in zowel akkerbouw- als graslandgebieden.



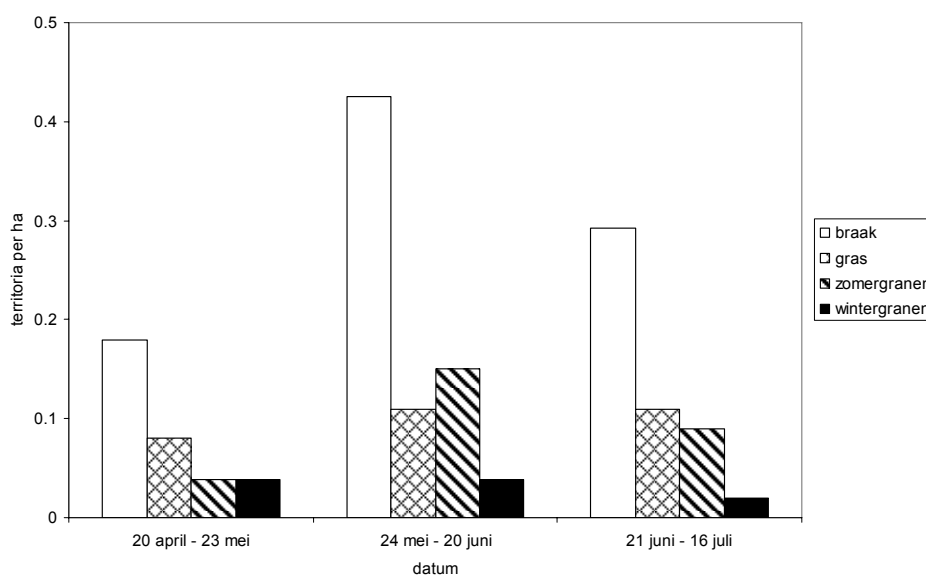
Veldleeuwerik (Mark van Veen)

Als kortlevende soort zijn Veldleeuweriken in staat meerdere legsels per seizoen te produceren. Het aantal legsels dat in een seizoen geproduceerd kan worden bedraagt doorgaans twee à drie, maar kan bij goede omstandigheden oplopen tot wel vijf. In landbouwgebieden kunnen de meeste paren één of twee broedsels succesvol grootbrengen,

bij goede omstandigheden drie. Nestjongen worden gevoerd met allerlei soorten insecten die verzameld worden in insectenrijke ijle en schrale vegetaties, zoals zandwegen, wegbermen, perceelsgrenzen, werktuigsporen, akkerranden en braakpercelen. Een voldoende hoge reproductie vereist dat gedurende het gehele broedseizoen (begin april tot half juli) geschikte en voedselrijke vegetaties aanwezig zijn, om veilig in te nestelen respectievelijk te foerageren. Landschappen waarin aan deze voorwaarden wordt voldaan kennen doorgaans hoge veldleeuwerik-dichtheden. De belangrijkste oorzaak van de achteruitgang van de Veldleeuwerik is nu juist dat onder invloed van een scala aan factoren dit soort landschappen steeds zeldzamer wordt.

De totale jaarlijkse reproductie van een populatie Veldleeuweriken is een functie van territoriumdichtheid per ha, legselgrootte, overleving van nesten en eieren, overleving van jongen en het aantal broedpogingen dat een gemiddeld Veldleeuwerikpaar in een broedseizoen onderneemt. In verschillende studies is – al dan niet in samenhang – onderzocht hoe deze factoren beïnvloed worden door omgevingsfactoren.

In landbouwgebieden broedende Veldleeuweriken leggen een sterke voorkeur aan de dag voor bepaalde gewastypen. Deze voorkeur wijzigt gedurende de loop van het broedseizoen als functie van de ontwikkeling van gewassen. Vroeg in het broedseizoen (begin april) gaat de voorkeur uit naar gewassen die dan voldoende dekking bieden, zoals wintergranen, braakpercelen, luzerne, graslandpercelen en andere grasachtige vegetaties (Chamberlain *et al.*, 1999; Wilson *et al.*, 1997). Enigszins afhankelijk van beheer blijven braak, luzerne en grasland gedurende het gehele broedseizoen geschikt als broedhabitat, maar wintergranen worden na half mei niet of nauwelijks meer benut (Figuur 6.3; Chamberlain *et al.*, 1999; Poulsen *et al.*, 1998; Wilson *et al.*, 1997).



Figuur 6.3: Gemiddeld aantal Veldleeuwerikterritoria per ha in drie fasen van het broedseizoen in vier gewastypen in landbouwgebied in Zuid Engeland, april – juli 1992 (Poulsen et al., 1998).

Zomergranen komen vanaf half mei juist wel in aanmerking, maar worden na half juni eveneens ongeschikt. Ook wordt in de tweede helft van het broedseizoen genesteld in andere gewassen die inmiddels voldoende hoog ontwikkeld zijn, zoals hakvruchten als aardappel en biet. Hakvruchten kennen echter tot het gewas zich sluit (ca. half juni) regelmatige bodembewerkingen als aanaarden en schoffelen, waardoor alle nesten in deze gewassen

mislukken. Pas nadat de rust op het perceel is teruggekeerd worden in hakvruchten ook succesvolle legfels gevonden (pers. med. Henk Jan Ottens, Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief). In regio's waar akkerbouw is verweven met de teelt van gras en luzerne, wijken Veldleeuweriken voor vervolglegfels uit naar deze voedergewassen. Dit wordt de soort vaak eveneens fataal, omdat beide gewassen vanaf begin mei om de 4-6 weken gemaaid worden. Daarmee wordt in veel akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebieden aan een basisvoorwaarde, namelijk een veilige broedplek, maar gedeeltelijk voldaan (tot half mei in wintergranen, na half juni in hakvruchten). Hiaten in het aanbod van voor broeden geschikte en veilige gewastypen zijn vooral te verwachten in gebieden waar wintergranen, hakvruchten en maïs domineren en zomergranen nagenoeg ontbreken. In veel Nederlandse landbouwregio's is dit het geval (Figuur 3.9; zie ook kader).

Voor succesvolle broedpogingen na half mei is een vereiste dat op de schaal van een veldleeuwerikterritorium geschikte alternatieve en veilige gewastypen voorhanden zijn. Binnen akkergebieden worden de hogere dichtheden dan ook aangetroffen in gebieden waar op dit niveau gedurende het gehele broedseizoen een mozaïek van de 'goede' gewastypen aanwezig is (Kragten *et al.*, 2008; Eraud & Boutin, 2002; Chamberlain *et al.*, 2000b; Chamberlain & Gregory, 1999; Wilson *et al.*, 1997). De verklaring daarvoor is niet alleen dat het grotere aanbod aan uiteenlopende habitats gedurende het hele seizoen garant staat voor geschikte nestgelegenheid, maar ook dat beschikbaarheid en bereikbaarheid van voedsel beter is. In gebieden waar zich gedurende de loop van het broedseizoen een gedeeltelijke verplaatsing naar grasland of luzerne voordoet, zijn Veldleeuweriken gebaat bij 'veiliger' alternatieven die minimaal een even grote aantrekkingskracht uitoefenen als de onveilige voedergewassen. Hiertoe behoren in de eerste plaats braakpercelen. Andere gewassen die vestiging in onveilige groenvoedergewassen mogelijk kunnen helpen voorkomen zijn peulvruchten en zomergranen, met name in gebieden waar deze gewassen goeddeels ontbreken en hun introductie dus bijdraagt aan vergroting van het mozaïek.

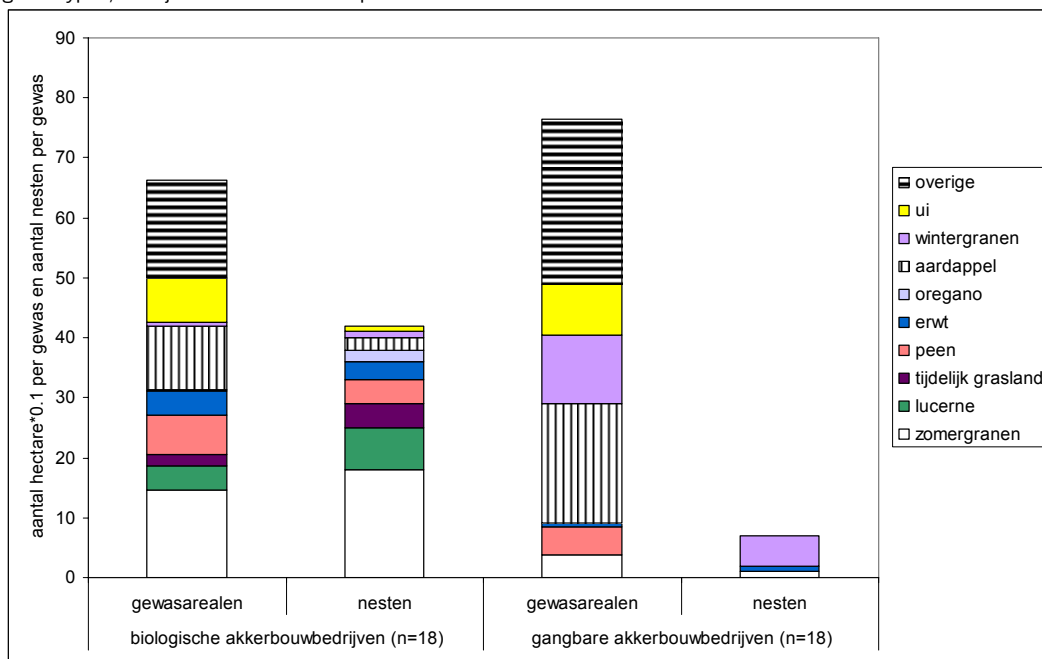
Diverse studies laten zien dat braakgelegde akkers gedurende het hele broedseizoen veel hogere dichtheden herbergen dan 'gewone' gewasteelten (Figuur 6.3; Henderson *et al.*, 2000; Chamberlain *et al.*, 1999; Poulsen *et al.*, 1998; Wilson *et al.*, 1997). De sterke voorkeur van Veldleeuweriken voor braakgelegde percelen hangt samen met de door Veldleeuweriken op prijs gestelde vegetatiehoogte en heterogene vegetatiestructuur. Daarnaast speelt ook het hogere voedselaanbod door het achterwege blijven van bespuitingen een belangrijke rol. De hoge waardering voor braak komt met name tot uiting in kleinere territoria. Poulsen *et al.* (1998) maten in braak ook significant grotere legfels dan in zomergerst en gemaaid grasland. Grotere legfels in braak wijzen echter niet persé op betere voedselomstandigheden, omdat legfelgrootte toeneemt met het vorderen van het seizoen en dus is verweven met timing van nesten binnen het seizoen, en daarmee ook met het gewas zelf, los van de voedselsituatie. Deze kanttekening ten spijt maakte de combinatie van een hogere dichtheid en grotere legfels in braakland dat het aantal nestverlatende jongen per ha in braak 2.4 en 3.9 keer hoger was dan in zomergerst respectievelijk onbeweid grasland (Poulsen *et al.*, 1998).

Overigens is vastgesteld dat predatie van eieren of jongen in braakpercelen aanzienlijk hoger *kan* zijn dan in granen (Donald *et al.*, 2002b). Verschillen in predatie kunnen zijn veroorzaakt door verschillen in de mate van 'bescherming' die beide gewastypen tegen predatoren bieden. Daarnaast is het denkbaar dat hoge prooidichtheden in braakpercelen, waaronder leeuweriken en hun nesten, een speciale aantrekkingskracht uitoefenen op predatoren ('*predation trap*'). Er zijn echter verschillende compenserende mechanismen (hogere dichtheid, langer volgehouden broedseizoen, meer legfels per seizoen, betere jongenconditie) die maken dat ondanks de hogere predatiedruk in braakpercelen de productiviteit daarvan nog altijd hoger is dan van 'gewone' gewasteelten.

Gewasvoorkeuren Veldleeuwerik in Flevoland

Kragten *et al.* (2008) onderzochten gewasvoorkeuren van broedende Veldleeuweriken in akkerbouwgebieden in Oostelijk Flevoland en de Noordoostpolder. Dit onderzoek betrof een paarsgewijze vergelijking tussen broedactiviteiten van Veldleeuweriken op 18 biologische en 18 gangbare akkerbouwbedrijven over een totale oppervlakte van ca. 1400 ha. De biologische en gangbare akkerbouwbedrijven kenden een verschillende bouwplansamenstelling, waarbij de biologische akkerbouwbedrijven zich onderscheidden door een hoger percentage zomergranen (gemiddeld 22% op biologische bedrijven, 5% op gangbare bedrijven) en een lager percentage wintergranen (1% versus 15%). Ondanks dat totale oppervlakten van de biologische en de gangbare bedrijven bij benadering aan elkaar gelijk waren, bevonden 42 van de in totaal 49 gevonden nesten zich op de biologische bedrijven en maar 7 op de gangbare bedrijven (Figuur 6.4). Ruim 40% van de op biologische bedrijven gevonden nesten werden aangetroffen in zomergranen en 15% in luzerne. Op de gangbare bedrijven werd 70% van de nesten gevonden in wintergranen, 14% in zomergranen en 14% in erwten. Afgezet tegen de beschikbaarheid van de verschillende gewastypen in beide groepen bedrijven, bleken Veldleeuweriken op de biologische bedrijven een selectieve voorkeur te hebben voor zomergranen, luzerne en tijdelijk grasland en op de gangbare bedrijven voor wintergranen. Arealen van door Veldleeuweriken geprefereerde gewassen komen in grotere oppervlakten voor op de biologische bedrijven en de hogere aantallen Veldleeuweriknesten in de biologische groep bedrijven zijn dus met name daaraan toe te wijzen. Negentig procent van de gevonden nesten werden begonnen in gewassen met een gewashoogte van 20-50 cm. Het laatste in wintergranen gevonden nest werd rond 10 mei gestart. In zomergranen was dit aanmerkelijk later, namelijk rond 25 juni. Ook in de andere gewassen werden late broedsels gevonden.

Op grond van een reconstructie van de ontwikkeling van gewashoogten in de loop van het broedseizoen bleek dat het aanbod aan geschikte gewastypen (dwz. gewassen met een hoogte tussen 20 en 50 cm) tot ca. 10 mei op de gangbare bedrijven hoger was dan op de biologische bedrijven, vooral door de teelt van wintergranen in de gangbare groep. In de periode 10 mei – 1 juni was het aanbod aan geschikte gewastypen juist hoger in de biologische groep, niet alleen door groei van gewassen op de biologische bedrijven, maar ook door een verlaagd aanbod op de gangbare bedrijven door het ongeschikt worden van wintergranen. In de periode na 2 juni was het aanbod aan geschikte gewastypen op beide groepen bedrijven bij benadering aan elkaar gelijk. Parallel aan het veranderende relatieve aanbod aan voor Veldleeuweriken geschikte gewastypen waren er op de biologische bedrijven gedurende het gehele broedseizoen broedactiviteiten (eerste nest in luzerne op 8 april, laatste nest in peen op 13 juli), maar op de gangbare bedrijven was er een onderbreking van een maand waarin geen nestactiviteiten werden waargenomen (5 van de 7 aangetroffen nesten startten tussen 12 april en 8 mei in wintertarwe, de twee andere op 4 en 9 juni in respectievelijk erwten en een zomergraangewas). Dit in Nederland uitgevoerde onderzoek is een aardige illustratie van het ook elders vastgestelde verschijnsel dat wintergranen in de loop van het broedseizoen ongeschikt worden om in te broeden. In Flevoland en de Noordoostpolder ging dit op de gangbare akkerbouwbedrijven gepaard met het optreden van hiaten in het aanbod van alternatieve voor broeden geschikte gewastypen, net tijdens de start van de piek in het broedseizoen.



Figuur 6.4: Cumulatieve gewasarealen (in ha*0.1) en aantal gevonden Veldleeuweriknesten op 18 biologische en 18 gangbare akkerbouwbedrijven (totale oppervlakte ca. 1400 ha) in Oostelijk Flevoland en de Noordoostpolder, april – juli 2006 (Kragten *et al.*, 2008).

Ook in extensief grasland kunnen hoge veldleeuwerik-dichtheden voorkomen (Teunissen *et al.*, 2010; Poulsen *et al.*, 1998), vergelijkbaar met of zelfs hoger dan in braakpercelen. In intensief gebruikt grasland dat eens in de 3-4 weken gemaaid wordt is het tijdsinterval tussen twee maaibeurten simpelweg te kort om de cyclus nestbouw - bebroeden van eieren - voeren van jongen op het nest (totaal ca. 35 dagen) te kunnen voltooien. In intensief beweid grasland zijn nestverliezen door vertrapping groot of is de vegetatie te kort (Donald *et al.*, 2002b). Daarmee zijn reproductiekansen voor Veldleeuweriken in veel van de 'moderne' graslanden in Nederland miniem (Willems *et al.*, 2008). Dit is terug te zien in de huidige verspreiding en dichtheid van de Veldleeuwerik in Nederland (Figuren 5.15): in door intensief graslandgebruik gedomineerde gebieden komen nauwelijks nog Veldleeuweriken voor.

Verliezen van eieren en/of jongen tijdens het broedseizoen kunnen aanzienlijk zijn (Teunissen *et al.*, 2010; Fischer *et al.*, 2009; Morris & Gilroy, 2008). De belangrijkste oorzaken zijn predatie, landbouwkundige bewerkingen (maaien, mechanische onkruidbestrijding) en afkoeling/verhongering. Verliezen door predatie kunnen indirect verband houden met landbouwmethoden. Zo zijn leeuweriken in Engeland bij gebrek aan alternatieve gewassen voor tweede legsels veelal aangewezen op wintergranen. Vanwege de tegen die tijd dichte gewasontwikkeling van wintergranen worden veel tweede legsels naast nog wel toegankelijke spuitsporen gelokaliseerd, waardoor het predatoren makkelijk wordt gemaakt deze nesten op te sporen (Donald *et al.*, 2002b). Ook 'ongelukkige' combinaties van maatregelen in het kader van agrarisch natuurbeheer, zoals bijvoorbeeld leeuwerikveldjes te dicht bij akkerranden, kunnen hoge predatieverliezen veroorzaken (Morris & Gilroy, 2008).

Teunissen *et al.* (2010) verrichten in de jaren 2006-2008 broedbiologisch onderzoek aan Veldleeuweriken in diverse typen agrarisch gebied in Nederland. Daarbij werden onder meer enkele broedbiologische parameters bepaald bij leeuweriken in 'intensief' en 'extensief' gebruikt akkerland. Voor het eerste stonden gangbare akkerbouwgebieden model, voor het laatste voornamelijk het Hamsterreservaat in Sibbe (70 ha), gekenmerkt door quasi-biologische teelt van voornamelijk granen en luzerne op kleine percelen. Op grond van biometrische bepalingen aan nestjonge Veldleeuweriken concludeerden Teunissen *et al.* (2010) dat de conditie van jongen in extensief gebruikt akkerland beter was dan die van jongen in intensief gebruikt akkerland. Het conditieverhaal werd waarschijnlijk veroorzaakt door verschillen in voedselbeschikbaarheid tussen de twee soorten akkerland. Dit wordt ondersteund door verschillen in afstand en duur van voedselvluchten door voederende oudervogels, die beide langer waren in intensief akkerland. Oudervogels die rondom het Hamsterreservaat nestelden vlogen vaak over grote afstand naar het Hamsterreservaat toe om er te foerageren. In hoeverre de lagere conditie van jongen in intensief gebruikt akkerland consequenties heeft voor overleving na uitvliegen is niet bekend. Langere voedselvluchten door oudervogels kunnen potentieel eveneens vergaande gevolgen hebben voor de conditie van de oudervogels zelf. Aanwijzingen hiervoor zijn verkregen in een meerjarige studie van de jaarcyclus van een populatie Veldleeuweriken in het Aekingerzand (Hegemann & Tieleman, 2009).

Voor deze studie werd in het broedseizoen van 2007 een aantal jongenvoerende oudervogels tijdelijk extra belast. De extra belasting bestond uit een gewichtje dat gedurende 6-8 weken middels een tuigje aan de oudervogels werd vastgehecht. In het daaropvolgende voorjaar bleek geen enkele van de belaste vrouwtjes in het broedgebied te zijn teruggekeerd, terwijl van de niet-belaste controlegroep 62.5% terugkeerde. Bij de adulte mannetjes was er geen verschil in terugkeerpercentage tussen de belaste en onbelaste groep. De resultaten van dit experiment wijzen erop dat extra belasting in het broedseizoen, zoals bijvoorbeeld langere voedselvluchten, *carry-over* effecten kan hebben naar opvolgende seizoenen, met, in dit geval, vergaande consequenties voor de overleving van vrouwelijke leeuweriken. Overigens wijzen de resultaten van dit experiment ook op verschillen in overwinteringstrategieën tussen mannetjes en vrouwtjes.

Bovenbesproken onderzoeksresultaten wijzen erop dat niet alleen gewastypen, gewasdiversiteit en schaal van de akkerbouw mede bepalend zijn voor de jaarlijkse reproductie, maar dat beschikbaarheid en bereikbaarheid van voedsel eveneens van belang zijn. Welke van deze factoren de meest kritische is, is niet bekend. In Engeland bleek dat de productiviteit van afzonderlijke broedpogingen in termen van legselgrootte, aantal uitgekomen jongen en het aantal 'uitgevlogen' jongen in de afgelopen decennia (1950-1994) is toegenomen (Chamberlain & Crick, 1999). Toch kan hier niet direct uit worden afgeleid dat voedselaanbod in het broedseizoen klaarblijkelijk geen groot probleem vormt. De toename van de productiviteit van individuele nesten kan immers vooral een gevolg zijn van in de loop der tijd sterk afgenomen veldleeuwerik-dichtheden, waardoor dichtheidsafhankelijke predatie van nesten is afgenomen (Wilson *et al.*, 2009, p. 210). Daarnaast maken de eerder vermelde kleinere territoria en grotere legfels in braakpercelen duidelijk dat een voldoende aanbod van voedselrijk foerageerhabitat hoe dan ook een factor van betekenis is, met een invloed op conditie van zowel oudervogels als nestjongen. Dit geldt waarschijnlijk des te sterker naarmate in een gebied gewaspercelen groter zijn en de gewasdiversiteit kleiner. In dergelijke gebieden kunnen akkerranden een belangrijke bijdrage leveren aan de voorziening in insectenrijk foerageerhabitat en nesthabitat.

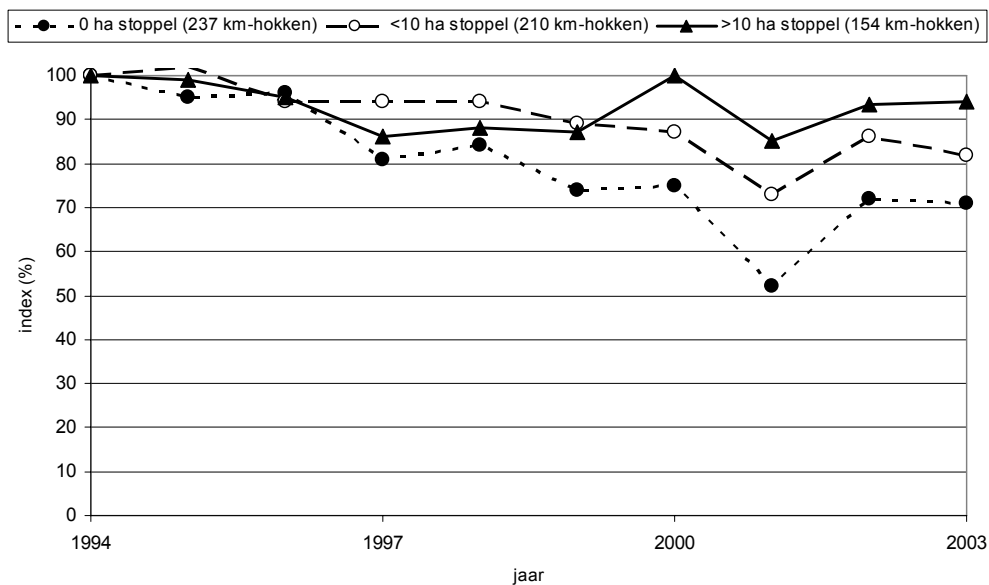
In tegenstelling tot de zomer is relatief weinig bekend over de lotgevallen van Veldleeuweriken in het winterhalfjaar. Ringterugmeldingen suggereren dat Nederlandse Veldleeuweriken zowel kunnen overwinteren in de omgeving van het broedgebied alsook in Frankrijk en het Iberisch Schiereiland (Hegemann & Tieleman, 2009). Het is niet bekend welk deel van de Nederlandse populatie wegtrekt en welk deel plaatselijk overwintert. Het ligt voor de hand dat tijdens strengere winters een groter deel van de populatie verder wegtrekt.

Over de invloed van omgevingsfactoren op overleving in het winterhalfjaar is al evenmin veel bekend. Verlaagde winteroverleving kan minstens een zo groot effect hebben op de populatieontwikkeling als verlaagde reproductie in de zomer. Het ontbreken van kennis over effecten van omgevingsvariabelen op winteroverleving vormt daarmee een belangrijk kennisiaat.

Onderzoek aan Veldleeuweriken in het winterhalfjaar heeft met name betrekking op habitatvoorkeuren en het in die habitats aanwezige voedselaanbod. Veldleeuweriken zoeken in het winterhalfjaar grootschalig akkerland op. Dit geldt ook voor populaties die niet in cultuurland broeden. Wat belangrijke ingrediënten in het wintervoedsel van Veldleeuweriken zijn, is afhankelijk van het winterhabitat. Op basis van analyses van uitwerpselen vonden Donald *et al.* (2001b) dat in graanstoppels foeragerende leeuweriken zich voornamelijk voedden met graankorrels, leeuweriken in ingezaaide wintergraanakkers met blad van dit graan en leeuweriken in grasland en andere gewassen met bladgroen van gewas en onkruiden.

In akkerland overwinterende Veldleeuweriken prefereren bepaalde gewashabitats boven andere. Tot het voorkeurshabitat behoren (onkruidrijke) graanstoppels, braakland en bieten- en aardappelstoppels. Zwarte grond en ingezaaide wintergraanakkers worden overeenkomstig het voorkomen in het landschap benut, grasland wordt gemedend. Verklarend voor deze selectieve voorkeuren zijn voedselaanbod en dekking. Binnen de voorkeurshabitats worden graanstoppels het meest geprefereerd (Donald *et al.*, 2001b; Gillings & Fuller, 2001; Robinson & Sutherland, 1999). De meest voor de hand liggende verklaring daarvoor is dat foerageren op graankorrels in energetische zin veel efficiënter is dan foerageren op bladgroen en onkruidzaden.

Door efficiëntere oogsttechnieken, afname van het areaal graanstoppels en afname van onkruidpopulaties in het landelijk gebied is het wintervoedselaanbod voor Veldleeuweriken en andere zaadeters in de afgelopen decennia sterk afgenomen (o.a. Wilson *et al.*, 1999). Bij enkele zaadeterende soorten speelt verlaagde winteroverleving als gevolg van voedselgebrek in de winter een rol bij de afname van populaties (Butler *et al.*, 2009; Siriwardena *et al.*, 2000a).



Figuur 6.5: Populatietrends van de Veldleeuwerik in 601 km-hokken (100 ha) in het Verenigd Koninkrijk met 0, ≤ 10 en >10 ha graanstoppels per hok (Gillings *et al.*, 2005).

Omgekeerd leidde het aanbieden van onkruidrijke graanstoppels voor Cirlgorzen tot een snelle toename van deze soort in Zuid-Engeland (Peach *et al.*, 2001). Of ook bij de Veldleeuwerik een verlaagde winteroverleving door voedselgebrek een rol speelt bij afnemende populaties is niet onomstotelijk bewezen. Dat het niet op voorhand is uit te sluiten blijkt uit de afname van 70% van leeuwerikpopulaties in Schotse veengebieden in de jaren 1988-1995. Deze populaties overwinteren niet in de veengebieden, maar in landbouwgebieden. Gegeven de ogenschijnlijk ongewijzigde omstandigheden in de veengebieden, kan de oorzaak van de populatieafname te maken hebben met een verslechtering van de wintersituatie (Wilson *et al.*, 2009, p. 211). Een andere aanwijzing hiervoor wordt gegeven door Gillings *et al.* (2005), die een verband aantoonde tussen populatietrends van Geelgors en Veldleeuwerik en de dichtheid aan graanstoppels in de winter. Op basis van een analyse van 601 kilometerhokken (elk 100 ha) bleek de populatietrend minder negatief naarmate er meer graanstoppels voorkwamen. Figuur 6.5 illustreert dit voor de Veldleeuwerik.

Over de periode 1994-2003 was de trend in kilometerhokken met resp. 0, ≤ 10 en >10 ha graanstoppels respectievelijk circa -30, -20 en -5%, en alleen in hokken met meer dan 20 ha stoppels was de trend onveranderd. Overigens profiteert de veldleeuwerik 'dubbel' van de aanwezigheid van stoppels: behalve dat deze een goed overwinteringshabitat vormen, is de aanwezigheid van stoppels eveneens geassocieerd met een verlenging van het broedseizoen als gevolg van de teelt van voorjaarsgewassen die in de tweede helft van het broedseizoen als broedhabitat kunnen fungeren. Door de samenhang tussen stoppels en teelt van voorjaarsgewassen valt niet na te gaan of de gunstiger trendontwikkeling van de Veldleeuwerik vooral samenhangt met gunstiger omstandigheden in het winterhalfjaar dan wel met gunstiger omstandigheden in het broedseizoen.

Gegeven de ontwikkelingen in het landelijke gebied in de afgelopen decennia en de eisen en voorkeuren van Veldleeuweriken, kan vastgesteld worden dat op zowel landschaps- als perceelsschaal de omstandigheden voor Veldleeuweriken verslechterd zijn. In het broedseizoen is een individueel veldleeuwerikpaar in akkerland door schaalvergroting, de dominantie van wintergranen binnen de graanteelten en de opkomst van maïs veel minder dan voorheen in

staat om gedurende het gehele broedseizoen binnen de grenzen van het territorium te profiteren van verschillende gewassen in verschillende ontwikkelingsstadia voor opeenvolgende succesvolle broedpogingen. Om de populatie in stand te houden zal dit paar voor latere legfels het territorium moeten vergroten of elders een nieuw territorium moeten vestigen. In beide gevallen is in het betreffende akkerland sprake van een verlaging van de draagkracht voor Veldleeuweriken. Door intensivering van het graslandgebruik lukt het Veldleeuweriken in graslanden überhaupt niet meer jongen vliegvlug te krijgen. In veel gebieden is tegelijkertijd sprake van een gebrek aan ijle en voedselrijke vegetaties op korte afstand van de nestplaats waarin efficiënt naar voedsel kan worden gezocht. Op grond van het bovenstaande zijn een afnemend aantal broedpogingen per paar per jaar en een verslechterde beschikbaarheid en bereikbaarheid van voedsel belangrijke oorzaken van afnemende populaties Veldleeuweriken in akkerbouwgebieden. Er zijn veel aanwijzingen dat ook de omstandigheden in de winter aanmerkelijk zijn verslechterd, maar het is niet bekend welke gevolgen dit heeft voor de ontwikkeling van populaties.

6.4 Geelgorz

Het voorkomen van Geelgorzen in het landbouwgebied is sterk geassocieerd met het voorkomen van landschapselementen als heggen, houtwallen en andere bosschages en ruige en begroeide greppels en randen (Bradbury *et al.*, 2000). De soort is op deze landschapselementen aangewezen voor de nestbouw en benut die ook als zangpost en schuilplaats. Nederlandse Geelgorzen staan bekend als notoire standvogels. Seizoensgebonden verplaatsingen over enkele kilometers daargelaten, vallen broed- en overwinteringsgebied min of meer samen. Nederlandse gorzen krijgen 's winters gezelschap van vogels uit noordelijker en oostelijker streken.



Geelgorz (Mark van Veen)

Het dieet van adulte Geelgorzen bestaat voor het overgrote deel uit zaden, vooral graankorrels en zaden van grassen. Geelgorzen zoeken naar voedsel door te foerageren op de grond. De Geelgors kent een lang broedseizoen. Eerste legsels worden vanaf eind april gestart en latere legsels kunnen nog tot in augustus beginnen. De Geelgors kan tot maximaal drie broedpogingen in een seizoen ondernemen. Nesten worden gelokaliseerd in grasachtige vegetaties langs perceelsgrenzen of langs houtwallen en heggen en, vooral later in het broedseizoen, ook wel in houtwallen en heggen zelf. Van elk gestart legsel redt ca. 45% het tot het vliegvlugge jongen stadium, met predatie als de belangrijkste oorzaak van mislukking (63%; Bradbury *et al.*, 2000). Vernietiging van nesten door landbouwkundige werkzaamheden komt relatief weinig voor.

In Engeland bleek het aantal Geelgorsterritoria per ha positief gecorreleerd met het percentage graanteelten en de dichtheid aan heggen (Kyrkos *et al.*, 1998). Geelgorzen tonen weinig binding met intensief grasland (Morris *et al.*, 2001) en dichtheden zijn lager naarmate grasland een groter deel van het areaal uitmaakt (Bradbury *et al.*, 2000; Kyrkos *et al.*, 1998). Op een gedetailleerdere schaal vonden Bradbury *et al.* (2000) een groter aantal Geelgorsterritoria per 100 m langs perceelsgrenzen met greppels en houtwallen dan langs perceelsgrenzen met bomenrijen (vaak doorgroeide heggen) of geïsoleerd struikgewas (meestal relicten van houtwallen). Dichtheden namen eveneens toe met de breedte van grasachtige randvegetaties langs perceelsgrenzen, maar het is niet exact bekend wat hiervan de reden is. Mogelijk verhogen brede randen de aantrekkelijkheid van het habitat doordat nesten beter verborgen kunnen worden. Een andere mogelijkheid is dat de randen garant staan voor insectenrijk habitat wanneer jongen gevoerd moeten worden.

Geelgorzen zoeken in specifieke habitats naar voedsel voor hun jongen (Morris *et al.*, 2001; Stoate *et al.*, 1998). Dit voedsel bestaat merendeels uit insecten, maar later in het broedseizoen deels ook uit halfrijp graan. Daarmee verband houdend treden in de loop van het broedseizoen ook verschuivingen op in habitatgebruik door oudervogels. Vroeg in het broedseizoen worden meer open en ijlere habitats als voorjaarsgewassen, braakland, randen, bermen en greppels selectief benut (Perkins *et al.*, 2002), later ook graangewassen. De verschuiving naar graangewassen houdt verband met het beschikbaar komen van halfrijpe granen dat vanaf dan dient als voedsel voor oudervogels zowel als nestjongen. Morris *et al.* (2001) halen studies aan uit de tijd van voor de intensivering van de landbouw waaruit zou blijken dat graankorrels indertijd geen deel uitmaakten van het dieet van nestjongen. Dit zou er op kunnen wijzen dat graankorrels een secundaire of suboptimale voedselbron vormen, die alleen benut wordt als er te weinig insecten voorhanden zijn. Toch suggereren analyses van de lotgevallen van individuele nesten dat het reproductiesucces sinds de jaren zestig niet is afgenomen, maar zelfs is toegenomen (Cornulier *et al.*, 2009; Siriwardena *et al.*, 2000b). Dit wijst erop dat een afname in de productiviteit van individuele nesten niet de primaire oorzaak kan zijn van populatieafname. Schattingen van het aantal broedpogingen op basis van een analyse van 6286 nesten over de periode 1960-2004 laat zien dat ook het aantal broedpogingen na 1985 is toegenomen (Cornulier *et al.*, 2009). Ondanks de toename van het aantal broedpogingen per paar en de toename van de productiviteit per nest is de populatie van de Geelgors in het Verenigd Koninkrijk afgenomen. De oorzaak van deze afname moet dus vooral buiten het broedseizoen worden gezocht.

In de winter zoeken Geelgorzen zadenrijke habitats op. In Engeland vormen stoppelvelden daarbij veruit het favoriete habitat (Robinson & Sutherland, 1999), terwijl zwarte grond, wintergraanakkers en grasland worden gemeden (Wilson *et al.*, 1996). Waar populaties afnemen, bestaat het sterke vermoeden dat verlaagde winteroverleving als gevolg van voedselgebrek inderdaad een rol speelt, met name in de late wintermaanden februari en maart (Siriwardena *et al.*, 2008; 2007). In Engeland is een verlaagde winteroverleving in ieder geval voor een deel verklarend voor waargenomen populatietrends van een aantal zaadetende

soorten (Siriwardena *et al.*, 2000a). Zadenrijke habitats voor Geelgorzen kunnen gecreëerd worden via percelen met ongeogst graan of anderszins speciaal voor vogels geteelde wintervoedselgewassen. Verschillende studies in binnen- en buitenland hebben tonen aan dat diverse soorten akkervogels hoge dichtheden bereiken op akkers waar dergelijke wintervoedselgewassen aanwezig zijn (Arisz & Koks, 2008; Bos *et al.*, 2008; Guelinckx, 2008; Van Dongen, 2004; Henderson *et al.*, 2004; Stoate *et al.*, 2004), hetgeen op zichzelf overigens al een aanwijzing is dat zaadeters in de winter inderdaad te kampen hebben met voedselgebrek.

Op grond van het bovenstaande kan het optimale habitat van Geelgorzen omschreven worden als een landschap bestaande uit niet al te grootschalige teelten van granen en hakvruchten, doorsneden door begroeide greppels of brede onbeteelde grasachtige randvegetaties en omzoomd door houtige landschapselementen met een voldoende aanbod van zadenrijke winterhabitats. Het zal duidelijk zijn dat dit soort landschappen de afgelopen decennia onder druk heeft gestaan. Waar ze verdwenen zijn heeft ook de Geelgors het veld geruimd. Landelijk gezien resteert er klaarblijkelijk nog steeds voldoende om een tamelijk grote populatie te kunnen herbergen. Gezien alle ontwikkelingen in de landbouw is het eigenlijk een raadsel hoe de Geelgors, anders dan zijn verwanten Ortolaan en Grauwe gors, stand heeft weten te houden, ook al bevindt de populatie zich op een aanzienlijk lager niveau dan midden jaren zeventig en eerder.

6.5 Grauwe gors

De Grauwe gors is een vogel van open gebieden en komt binnen het Europese verspreidingsareaal in principe voor in zowel akkerbouw- als graslandgebieden. Het grootste deel van het jaar is de soort aangewezen op zaden, al worden in het broedseizoen ook wel insecten genuttigd. De soort is een extreem late broeder: eerste broedsels beginnen niet voor half mei en kunnen tot ver in juli gestart worden. Nesten worden op of vlak boven de grond in dichte vegetaties gesitueerd, zoals graangewassen, onbeweide graslandvegetaties, randvegetaties en braakland (Brickle & Harper, 2002). In moderne agrarische cultuurlandschappen zijn graangewassen als nestplaats veruit het belangrijkste, al zijn in Duitsland ook wel nesten aangetroffen in suikerbiet en erwt (Hölker & Klähr, 2005). Nestjongen worden grootgebracht met insecten en andere ongewervelden, incidenteel ook met onrijpe graankorrels. Het extreem late broedseizoen maakt de soort in principe kwetsbaar voor nestverliezen als gevolg van maaic activiteiten in graslanden en graanoogst in akkerbouwgebieden, maar het is onduidelijk in hoeverre dit bijdraagt aan teruglopende populaties.

In de winter is de Grauwe gors aangewezen op zaden. Grotere zaden vormen de hoofdmoot van het voedsel, vooral graankorrels. In het verleden konden Grauwe gorzen veelvuldig worden aangetroffen bij graanschoven en dors- of opslagplaatsen rondom boerenerven. Met het verdwijnen daarvan moeten Grauwe gorzen het tegenwoordig vooral hebben van zadenrijke graanstoppels. Extensievere graslanden worden ook wel benut (zaden van grassen), maar intensief gebruikt grasland (geen bloei, dus geen zaden) wordt vermeden. Aansluitend bij de late start van het broedseizoen van deze soort, kunnen wintergroepen nog tot ver in het voorjaar (mei) worden waargenomen (Mason & MacDonald, 2000). Ondanks redelijk uitvoerig onderzoek worden de precieze oorzaken van de achteruitgang van de Grauwe gors nog slecht begrepen.



Grauwe gors (Jules Bos)

Donald & Evans (1995) onderzochten het voorkomen van de Grauwe gors in het Verenigd Koninkrijk in 1993 in gebieden van 10x10 km (hierna aangeduid als 10²-km hokken). Regionale populatiegrootte en dichtheden bleken positief gecorreleerd met het totale areaal akkerbouw en het aandeel akkerbouw als percentage van het totale areaal landbouw. In het tijdsbestek tussen 1968-72 en 1988-91 verdwenen Grauwe gorzen vooral in 10²-km hokken met relatief veel grasland en weinig akkerland; hokken waar in beide perioden Grauwe gorzen voorkwamen hadden gemiddeld twee keer zoveel akkerland als verlaten hokken. Dit suggereert dat vooral veranderingen in beheer van graslanden (van hooiwinning naar silagewinning, frequenter maaien, hogere bemesting, minder onkruiden, etc.) negatieve effecten hebben gehad op populaties van de Grauwe gors. Dit is echter niet eenduidig: regionale populatieafnamen in gebieden met overwegend akkerbouw doen vermoeden dat ook veranderingen in de akkerbouw een negatieve invloed hebben gehad, maar het is onduidelijk welke dat precies zijn. Donald & Forrest (1995) achten het onwaarschijnlijk dat afname van de Grauwe gors in Engeland verband houdt met een reductie van de gewasdiversiteit in landbouwgebieden en zoeken de belangrijkste oorzaak in voedselproblemen in het winterhalfjaar, overigens zonder problemen in het broedseizoen geheel en al uit te kunnen sluiten. Ook Mason & MacDonald (2000) stellen dat populaties van Grauwe gorzen niet gelimiteerd lijken door de beschikbaarheid van geschikt broedhabitat. Het zal duidelijk zijn dat dit voor grote delen van het Nederlandse landelijk gebied nadrukkelijk anders ligt, vooral vanwege het veel lagere aandeel granen in het gemiddelde Nederlandse bouwplan.

De verspreiding van de Grauwe gors in de jaren zeventig in Nederland was in hoofdzaak beperkt tot een viertal kernen: Groningen, het Rivierengebied, Zeeuws-Vlaanderen en Limburg. In het Rivierengebied kwam de soort vrijwel uitsluitend voor in de uiterwaarden, in de andere kernen ging het om akkerlandschappen. Bij die laatste kan een onderscheid worden gemaakt

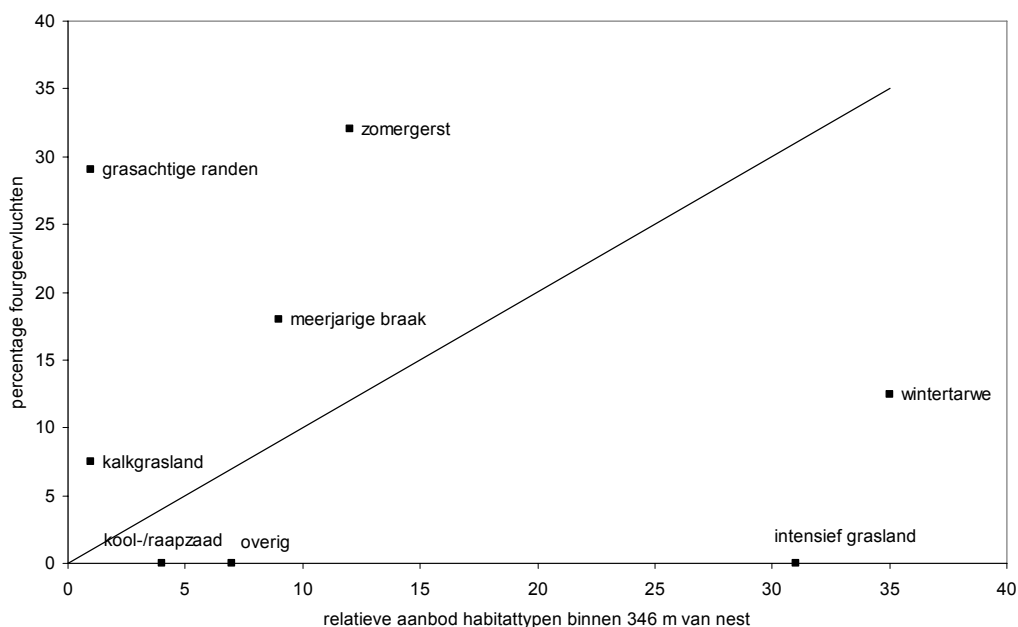
tussen de situatie in Zeeuws-Vlaanderen en Groningen enerzijds en die in Limburg anderzijds (Hustings *et al.*, 1990). In de eerstgenoemde gebieden waren veel territoria gevestigd binnen een strook van vijf à tien kilometer van de kust, waarbij een voorkeur leek te bestaan voor akkers in combinatie met kruidenrijke greppels/slootkanten en grazige dijken. Voor Groningen wordt het opruimen van dijken, heggen, struiken, ruige sloten en overhoekjes als mogelijke oorzaak van achteruitgang genoemd, evenals toenemend gebruik van herbiciden en vroeger maaien (Hustings *et al.*, 1990). Het verdwijnen van de soort in Zeeuws-Vlaanderen is moeilijker te verklaren, omdat ingrijpende wijzigingen in grondgebruik ten tijde van de verdwijning niet zijn geconstateerd. De Grauwe gorzen waren echter voor hun voedsel grotendeels op de dijken aangewezen die als hooiland of extensief weiland (schapen) benut werden. Mogelijk dat er ongemerkt toch iets ten nadele van Grauwe gorzen in het dijkbeheer is veranderd (Hustings *et al.*, 1990). In Limburg is een verband tussen achteruitgang van de Grauwe gors en veranderend grondgebruik duidelijk. De soort was hier in de jaren zeventig onlosmakelijk verbonden met het voorkomen van graanvelden (vooral tarwe en gerst), veelal in combinatie met andere akkergewassen, wei- en hooilanden en ruige bermen of greppels. In de tweede helft van de jaren zeventig kwam de teelt van maïs op, waardoor nesthabitat verloren ging. Vermoedelijk heeft dit ook negatieve gevolgen gehad voor de voedselsituatie in het broedseizoen. De snelle opkomst van maïs was vermoedelijk niet de enige factor: tegelijkertijd met de opkomst van maïs verdwenen kruidenrijke overhoekjes door schaalvergroting als sneeuw voor de zon en veranderden hooi- en weilanden door intensivering van graslandgebruik in 'raaigrassteppes' (Hustings *et al.*, 1990).

Parallel aan de ontwikkeling in veel andere landen zijn ook in Denemarken de aantallen Grauwe gorzen in de afgelopen decennia gestaag en fors afgenomen. Opmerkelijk is echter dat in de periode 1993-2003 de Grauwe gors in delen van Denemarken zowel in zomer als winter een bescheiden maar consistente toename liet zien, zonder dat sprake was van op de soort gerichte maatregelen (Fox & Heldbjerg, 2008). Medio jaren negentig kwamen de hoogste dichtheden voor in het westen, met een regionaal gemengde landbouw. In het zuiden en oosten, gekenmerkt door een hoger aandeel akkerbouw, was de soort schaarser of zelfs helemaal afwezig. Dit patroon wijkt af van wat Donald & Evans (1995) rapporteren voor het Verenigd Koninkrijk. De mechanismen achter de recente toename in Denemarken worden niet goed begrepen. Een belangrijk verschil met andere Noordwest-Europese landen is het relatief hoge aandeel voorjaargewassen. Zo maakt zomergerst 18-29% uit van het totale Deense areaal landbouwgrond (Figuur 3.2; vgl. met <1% in het Verenigd Koninkrijk; 2.4% in Nederland). Mogelijk speelt dit een rol bij de gunstige aantalsontwikkeling van de Grauwe gors in Denemarken, en dan vermoedelijk vooral via het aanbod aan graanstoppels in de winter. Omdat er geen eenduidige relaties bestaan tussen de ontwikkeling van aantallen Grauwe gors en het areaal zomergerst in Denemarken, kan dit volgens Fox & Heldbjerg (2008) echter niet de enige verklaring zijn. Fox (2004) vermeldt dat het Deense platteland relatief rijk zou zijn aan seminatuurlijke habitats, maar kan dat bij gebrek aan kwantitatieve gegevens niet cijfermatig onderbouwen. Mogelijk heeft ook de manier waarop in Denemarken braakpercelen werden beheerd een positief effect gehad.

Brickle *et al.* (2000) onderzochten het reilen en zeilen van een broedpopulatie Grauwe gorzen in een landbouwgebied in Zuid-Engeland (35% wintertarwe, 31% intensief grasland, 12% zomergerst, 9% meerjarige braak, 1% extensief kalkgrasland en 1% grasachtige randvegetaties). Bij het zoeken naar voedsel voor nestjongen bleken oudervogels selectief gebruik te maken van bepaalde habitattypen binnen het territorium. Relatief ten opzichte van het aanbod werden grasachtige randen het meest gebruikt, gevolgd door zomergerst, extensief kalkgrasland en braak (Figuur 6.6). Het selectieve gebruik hing samen met het voedselaanbod: in de voorkeurhabitats was het insectenaanbod minimaal acht keer hoger dan in de vermeden habitattypen (Brickle *et al.*, 2000). De auteurs vonden eveneens een negatief verband tussen het gewicht van nestjongen en de duur van foerageervluchten door

oudervogels, zoals bepaald door het voedselaanbod in de nestomgeving. Hongerende nestjongen zijn luidruchtiger en lopen zo een verhoogd predatierisico. Overigens mislukte de helft van alle geregistreerde nestpogingen, merendeels door predatie (74%) en landbouwkundige bewerkingen (22%). Op grond van het onderzoek van Brickle *et al.* (2000) is het onwaarschijnlijk dat intensivering van landbouw het broedsucces van Grauwe gorzen ten goede is gekomen, want het zijn juist de geïdentificeerde voorkeurshabitats die in de afgelopen decennia in areaal zijn afgenomen. Tegelijkertijd is niet bekend hoe het door Brickle *et al.* (2000) gemeten broedsucces zich verhoudt tot dat in het verleden en het blijft dus ongewis in hoeverre populatieafnames verklaard kunnen worden uit veranderingen in reproductie. De studie onderstreept het belang van de aanwezigheid van insectenrijke seminatuurlijke habitats, in dit geval rand- en overgangsvegetaties, in hedendaagse agrarische cultuurlandschappen.

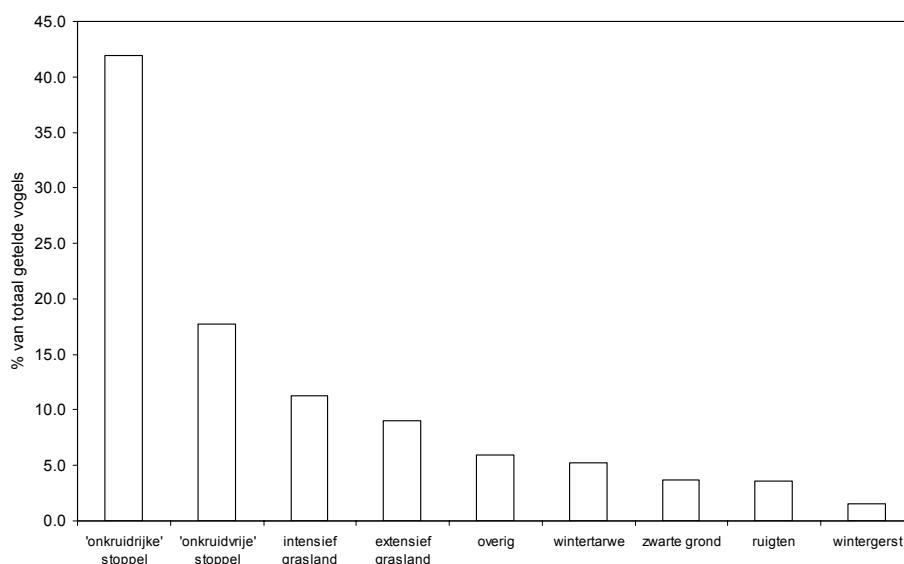
Van 120 in drie opeenvolgende jaren in Engeland gevolgde nesten had 90% betrekking op eerste legsels, 8% op tweede legsels na eerdere mislukking en <1% op tweede legsels na een eerder succesvol nest (Brickle & Harper, 2002). Tweede legsels zijn dus zeer zeldzaam. Berekend over alle nesten viel de mediane startdatum van legsels ('eerste ei in nest') pas op 24 juni en eerste broedpogingen werden nog tot ver in juli ondernomen. Startdata van legsels waren gecorreleerd met het ontwikkelstadium van graangewassen. Een enigszins gevorderd ontwikkelstadium van granen biedt niet alleen dekking, maar beïnvloedt ook het voedselaanbod voor oudervogels. Brickle & Harper (2002) namen waar dat ruim 80% van de vrouwtjes zich voedde met een combinatie van onrijpe graankorrels, andere zaden en insecten. In hoeverre de aanwezigheid van onrijpe granen van belang is voor conditieopbouw van Grauwe gorzen, en daarmee aanvangsdatum van een legsel, is niet bekend. Mogelijk is als gevolg van het teruglopen van het voedselaanbod in landbouwgebieden de aanvang van het broedseizoen uitgesteld en zijn adulte Grauwe gorzen afhankelijker geworden van onrijp graan als voedselbron voor conditieopbouw in het voorjaar.



Figuur 6.6: Gemiddelde relatieve oppervlakten van 8 habitattypen binnen een straal van 346 meter (=maximaal waargenomen afstand van een foerageervlucht) van nestplaatsen (x-as) uitgezet tegen het percentage foerageervluchten naar die habitattypen door voederende oudervogels (y-as) (Bron: Brickle *et al.*, 2000).

Een vertraagd eerste legsel vermindert tegelijkertijd de kans op een succesvol tweede legsel later in het broedseizoen, doordat het aanbod aan geschikt nesthabitat na half juli snel afneemt door oogst van graangewassen. Het is niet goed bekend in hoeverre in het verleden twee of meer legsels gebruikelijk waren. Walpole-Bond (1938, geciteerd in Donald *et al.*, 1994) vermeldt dat in het Sussex van de dertiger jaren zelfs drie broedsels geen uitzondering waren. In 2009 werd in Vlaanderen een relatief zeer vroeg broedgeval vastgesteld in een door goed winterhabitat omgeven hooilandje, met al eind mei uitgevlogen jongen gevolgd door een tweede legsel (Dijksterhuis & Hut, 2009). Beiden bronnen vormen aanwijzingen dat meerdere legsels per seizoen in het verleden wel eens eerder regel dan uitzondering kunnen zijn geweest en dat afgenomen reproductie een belangrijke verklaring is voor de afname van populaties.

In een onderzoek naar het wintervoorkomen van Grauwe gorzen in 1992-1993 in Engeland en Schotland bleek 50% van de getelde groepen en 60% van de getelde vogels zich op te houden op graanstoppels (Donald & Evans, 1994; Figuur 6.7). Daarbij waren aantallen op 'onkruidrijke' graanstoppels twee keer zo hoog als op 'onkruidvrije' stoppels. Andere winterhabitats waarin Grauwe gorzen werden aangetroffen waren onder meer wintergranen, zwarte grond en extensief en intensief grasland. Als rekening wordt gehouden met het relatieve aanbod van de diverse habitattypen in het landschap (op basis van zgn. Jacobs' selectie indexen), blijken alleen graanstoppels en extensief grasland als voorkeurshabitat te fungeren en worden de overige habitats gemeden. Het belang van graanstoppels voor overwinterende Grauwe gorzen is ook in ander onderzoek bevestigd (Donald & Evans, 1994; Mason & MacDonald, 2000; Robinson & Sutherland, 1999). In Vlaanderen zijn stoppels van korrelmaïs een belangrijke voedselbron, in de vorm van niet-gedorste maïskorrels in de toppen van de met het stro achtergebleven maïskolven (Guelinckx, 2008). Toch vormen stoppels of andere voedselrijke winterhabitats geen garantie voor florerende populaties Grauwe gorzen (Donald & Evans, 1994; Fox & Heldbjerg, 2008). Zo heeft het in 2002 ingerichte Hamsterreservaat in Sibbe weliswaar redelijke aantallen Grauwe gorzen in de winter aangetrokken (Van Dongen, 2006), maar niet kunnen voorkomen dat de Grauwe gors als broedvogel in Nederland als uitgestorven moet worden beschouwd. Zoals al eerder vermeld is ook elders het verband tussen de aanwezigheid van granen annex graanstoppels en het voorkomen van Grauwe gorzen niet altijd eenduidig.



Figuur 6.7: Procentuele verdeling van getelde Grauwe gorzen over habitattypen in Engeland en Schotland in de winter van 1992/93 (Bron: Donald & Evans, 1994).

Ook al is er nog veel wat we niet weten, bemoedigend is dat op Grauwe gorzen gerichte beschermingsmaatregelen snel effect kunnen sorteren. Perkins *et al.* (2008) vergeleken in Oost-Schotland de populatieontwikkeling in 19 hokken van 2x2 km waarin maatregelen voor Grauwe gorzen waren genomen met de populatieontwikkeling in 34 hokken zonder maatregelen. Het bleek dat in hokken met maatregelen het aantal territoriale mannetjes tussen 2002 en 2004 min of meer op peil bleef, terwijl dit aantal in hokken zonder maatregelen met 43% afnam. Dat dit forse verschil samenhang met de uitgevoerde maatregelen wordt ondersteund door het gegeven dat de populatieontwikkeling in de periode voorafgaand aan de implementatie van maatregelen niet verschilde. De getroffen maatregelen hadden betrekking op de wintervoedselvoorziening (overstaande gewassen en onkruidrijke stoppels) en de voorziening in insectenrijke habitats in het broedseizoen (akkerranden met grasachtige vegetaties, graanteelten zonder herbiciden, en onbespoten, ongemaaid braakland).

7 Bouwstenen voor maatregelenpakketten: verkenningen op landschapsniveau

7.1 Habitatassociaties Nederlandse akkervogels

7.1.1 Inleiding

Modellen die het voorkomen van vogels relateren aan de aanwezigheid van verschillende habitatvariabelen kunnen worden gebruikt om (1) kwantitatieve verspreidingsbeelden te genereren op basis van een ruimtelijk onvolledige census en (2) effecten van habitatveranderingen en beheeringrepen op broedvogelpopulaties te beschrijven. Dit soort modellen wordt wel aangeduid als habitatassociatiemodellen. Meestal zijn ze gebaseerd op multivariate regressietechnieken. De kwantitatieve verspreidingsbeelden in paragraaf 5.2 zijn een voorbeeld van het gebruik van habitatassociatiemodellen voor verspreidingsbeelden (zie ook Teunissen *et al.*, 2005). In dit hoofdstuk verkennen we of op deze wijze ook effecten van beheeringrepen kunnen worden gemodelleerd. Als dat het geval is ontstaat de mogelijkheid om habitatassociatiemodellen te gebruiken voor het modelleren van de (kosten)effectiviteit van grootschalige beheersscenario's. Of dit het geval is stond vooraf echter geenszins vast.

Bij gebruik van habitatassociaties voor het modelleren van verspreiding is de ecologische interpretatie van de statistische associaties niet het eerste doel en gaat het er meer om zo veel mogelijk significante associaties te 'vangen' voor een zo goed mogelijke voorspelling van het ruimtelijk verspreidingsbeeld. Voor het modelleren van effecten van habitatveranderingen en beheersingrepen is de ecologische interpretatie van de gevonden associaties wel cruciaal: men is op zoek naar causale verbanden. Een voordeel van habitatassociatiemodellen is dat ze een directe link kunnen leggen tussen allerlei via ingrepen beïnvloedbare habitatparameters en het voorkomen van akkervogels. Vaak bevatten modellen die het voorkomen van soorten goed beschrijven echter ook parameters die niet of nauwelijks zijn te beïnvloeden. Een nadeel is verder dat het een *black box* benadering is, waarbij buiten beeld blijft wat de ecologische mechanismen zijn achter de gevonden associaties. Dat geldt te meer omdat de modellen vaak veel predictorvariabelen bevatten die bovendien vaak onderling gecorreleerd zijn of interacties vertonen (d.w.z. dat het effect van een variabele afhangt van de waarde van een andere variabele). De bijdrage van de verschillende variabelen kan dan lang niet altijd goed statistisch worden ontward en/of ecologisch worden geïnterpreteerd. Habitatassociatiemodellen zijn daarom vaak beter interpreteerbaar als een beperkte set van vooraf op basis van ecologische hypothesen geselecteerde variabelen wordt onderzocht dan wanneer wordt begonnen met een uitgebreide set van variabelen van vooraf onbekende relevantie. Bij deze tweede aanpak bestaat echter wel de mogelijkheid dat een factor waaraan vooraf niet werd gedacht ineens als belangrijk naar voren komt, wat kan leiden tot nieuwe hypothesen.

In dit hoofdstuk worden beide benaderingen toegepast. Voor de tien akkervogelsoorten besproken in paragraaf 5.2 zijn habitatassociatiemodellen ontwikkeld met een relatief uitgebreide en voor alle soorten gelijke set omgevingsvariabelen. Voor drie van de vijf aandachtsoorten uit Hoofdstuk 6 (Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors) zijn daarnaast ook modellen ontwikkeld met een kleiner aantal variabelen, geselecteerd op grond van hypothesen over relaties tussen deze soorten en hun omgeving, die vooraf zijn opgesteld op basis van de informatie samengevat in voornoemd hoofdstuk. Voor deze drie soorten worden de analyseresultaten in detail besproken in paragraaf 7.1.3. Aan de overige soorten is een meer globale bespreking gewijd in dezelfde paragraaf. Voor twee andere aandachtsoorten uit Hoofdstuk 6, Grauwe kiekendief en Grauwe gors, zijn geen habitatassociatiemodellen

opgesteld omdat wegens de zeldzaamheid van deze soorten hiervoor niet genoeg gegevens voorhanden zijn.

7.1.2 Methode

Als basisgegevens voor de modellering van habitatassociaties zijn de aantallen territoria gebruikt die zijn vastgesteld in 2000-2008 (gemiddelde) in ca. 1700 plots gelegen in agrarisch gebied. Deze zijn geïnventariseerd in het BroedvogelMonitoringProject (BMP) van SOVON en CBS. Via GIS-overlays zijn de gegevens van deze BMP-plots gekoppeld aan bestanden met ruimtelijke omgevingsgegevens. Landschapskenmerken met veel subklassen, zoals de fractie van het plotoppervlak bebouwd met 100 verschillende landbouwgewassen, zijn gegroepeerd tot grotere eenheden (i.c. 21 hoofdgroepen van gewastypen). In totaal zijn zo 86 variabelen gedefinieerd, inclusief enkele interactietermen. Tabel 7.1 geeft een overzicht van de gebruikte variabelen. Uit deze set variabelen is per vogelsoort met twee multivariate regressietechnieken (*Generalised Linear Models* [GLM] met Poissonverdeling en een logaritmische linkfunctie, en *Multivariate Adaptive Regression Splines* [MARS]) bepaald welke variabelen significant geassocieerd zijn met de territoriumdichtheden in de BMP-plots.

De GLMs veronderstellen dat het verband tussen de responsvariabelen en de omgevingsvariabelen op een logaritmische schaal lineair is. Met MARS kunnen ook niet-lineaire relaties zoals optima, drempelwaarden en verzadigingswaarden (asymptoten) worden gemodelleerd. Hiervoor wordt de respons over het spreidingsbereik van de predictorvariabele verdeeld in een (op grond van de gegevens bepaald) aantal aansluitende lineaire segmenten. Daarvoor hoeven minder parameters te worden geschat dan in niet-lineaire modellen zoals General Additive Models, waardoor de aanpassing van MARS-modellen minder problemen oplevert bij grote datasets met veel variabelen zoals de onderhavige. Met behulp van *two-way stepwise selection* zijn die variabelen geselecteerd die de fit van het model significant verbeteren, gegeven alle andere variabelen die al in het model zijn opgenomen.

Tabel 7.1: Variabelen gebruikt in generieke habitatassociatiemodellen opgesteld voor alle 10 soorten akkervogels. Inclusief subvariabelen en interacties omvat de lijst 86 variabelen.

Variabele	Omschrijving
Oppervlakte plot	Correctievariabele, opgenomen omdat dichtheden in kleine plots veelal worden overschat (door meetellen van territoria die slechts gedeeltelijk binnen de plotgrenzen liggen) en die in grote plots soms onderschat.
Beslotenheid landschap	Beslotenheid (hoeveelheid opgaande elementen) op landschapsschaal (2x2 km), geïnterpoleerd naar 25x25 m. Lineaire en kwadratische term.
Grondsoort	Aandeel oppervlak per grondsoort (9 subvariabelen): zand, leem, lichte zavel, zware zavel, lichte klei, zware klei, veen, zoet water, stedelijk
Grondwatertrappen	Aandeel oppervlak per grondwatertrap. 8 subvariabelen: open water, nat (I-II), vrij nat (III), vochtig (IV), wisselvochtig (V), vrij droog (VI), droog (VII), onbekend
Gewastype	Aandeel oppervlak per gewastype (21 subvariabelen gegroepeerd uit gegevens over 100 verschillende gewassen uit de Basisregistratie Gewassen): braak; faunaranden; wintergranen; zomergranen; oliehoudende zaden; aardappelen; bieten; uien; groenten; luzerne; mais; peulvruchten; bloemen/sierplanten; graszaad; tijdelijk grasland; permanent grasland; natuurlijk grasland; fruit/ bomen/heesters; bos; overig
Gewasdiversiteit	Shannon-index voor gewasdiversiteit (maximaal bij groot aantal verschillende gewassen met elk een even groot aandeel)
Perceelgrootte	Gemiddelde perceelsgrootte (ha)
Beheer	Aandeel oppervlak onder verschillende typen beheerscontracten in regelingen voor (agrarisch) natuurbeheer (SAN, SN, SBB); 41 subvariabelen bv. maaidatum- en weidevogelbeheerpakketten in grasland
Interacties	Beslotenheid x Gewasdiversiteit, Beslotenheid x Perceelgrootte

De logaritmische linkfunctie van de GLMs heeft naast homogenisering van de variantie als gevolg dat de aangepaste modellen multiplicatief zijn. Het optellen van regressiecoëfficiënten op een logaritmische schaal komt immers overeen met het vermenigvuldigen van deze coëfficiënten op een lineaire schaal. Om deze reden zijn nauwelijks interactietermen opgenomen in de modellen (Tabel 7.1).

7.1.3 Resultaten

Patrijs

De overwegingen op grond waarvan de in de hypothesegestuurde habitatassociatiemodellen voor Patrijs zijn opgesteld zijn vermeld in Tabel 7.2. Bijlage 2 geeft een meer gedetailleerd overzicht van de resultaten van analyses met de globale set van 86 variabelen en met de hypothesegebaseerde variabelenset, de laatste voor het gehele agrarische gebied van Nederland en apart voor een subset van de BMP-plots gelegen in open en halfopen akkerland. De modellen op grond van de globale variabelenset verklaren 47% van de totale variatie in patrijs-dichtheden in de BMP-plots. Hoewel ze aanzienlijk minder parameters bevatten is de verklarende kracht van modellen met een hypothesegebaseerde selectie van variabelen niet veel kleiner (42-48% voor de overeenkomstige datasets). Ook tussen GLMs en MARS modellen bestaat in dit opzicht betrekkelijk weinig verschil. In de hypothesegebaseerde analyses voor open en halfopen akkerland werden minder significante relaties gevonden dan in de analyse voor het agrarisch gebied als geheel, wat wellicht een gevolg is van de veel kleinere aantallen BMP-plots in de analyse. De meeste van de variabelen die in deze subsets significante relaties vertonen met het voorkomen van Patrijzen kwamen ook als belangrijk naar voren in de globale analyse.

De modelresultaten wijzen er op dat Patrijzen in Nederland de hoogste dichtheden bereiken bij intermediaire waarden voor landschappelijke beslotenheid (optimumcurve) (zie Bijlage 2b). Dit is wellicht te verklaren in de wetenschap dat de soort graag nestelt in dekking die geboden wordt door randen en andere kleine landschapselementen. De dichtheid blijkt in sommige modellen positief geassocieerd met de lengte aan bomenrijen en (lage) dijken. Er werd geen significante positieve associatie gevonden met de lengte aan sloten en paden; mogelijk zijn deze variabelen niet erg indicatief voor het voorkomen van voor Patrijzen interessante randen. Een negatieve associatie met de gemiddelde perceelgrootte wijst mogelijk wel op een belang van perceelranden (kleine percelen hebben immers relatief meer rand), temeer daar de dichtheid niet lijkt samen te hangen met een grotere gewasdiversiteit (wat een alternatieve verklaring zou zijn voor de associatie met perceelgrootte).

Tabel 7.2: Hypothesen over habitatassociaties voor Patrijs. De op grond daarvan voor opname in habitatassociatiemodellen geselecteerde omgevingsvariabelen zijn cursief weergegeven.

Eigenschap	Hypothese voor te toetsen variabelen
Preferereert open landschappen	Negatief verband met <i>Beslotenheid landschap</i>
Nestelt bij voorkeur in grasachtige vegetaties	Dichtheid hoger bij middelmatig of hoog <i>aandeel grasland</i> (in akkerland en gemengd gebied)
Nestelt bij voorkeur in dekking van randen	Negatief verband met <i>perceelgrootte</i> , positief met lengte lijnvormige elementen: <i>sloten, greppels, dijken, boomrijen, heggen</i>
Kuikenvoedsel insecten: veel in granen, akkerranden en braak	Positief verband met oppervlakte <i>wintergranen, zomergranen, faunaranden</i> en <i>braak</i>
Wintervoedsel: zaden, blad van wintergraan en luzerne	Positief verband met oppervlakte <i>wintergraan, luzerne, faunaranden, braak</i>
Dekking in winter: begroeide akkers of randen	Positief verband met <i>faunaranden</i> en <i>braak</i> en <i>hakvruchten</i> , positief verband met lijnvormige landschapselementen: <i>sloten/greppels, dijken, boomrijen, heggen</i>

Wat betreft de invloed van gewassen en gerichte natuurbeheermaatregelen is opvallend dat voor graanteelt, akkerrandenbeheer en braak weinig positieve relaties zijn gevonden: alleen in de globale gegevensset een positief effect van braak en een optimum bij een intermediaire fractie zomergranen. In het hypothesegebaseerde model werd zelfs een negatief effect van akkerrandenbeheer gevonden. In enkele modellen was er wel een significant positief effect van het aandeel bietenteelt.

In modellen gebaseerd op de globale variabelenset zijn verder significante positieve verbanden gevonden tussen het voorkomen van Patrijzen en het aandeel groenteteelt en tijdelijk en blijvend grasland, en met de drogere grondwatertrappen. Voor alle grondsoorten is een negatief verband gevonden met de broeddichtheid van Patrijzen, wat ecologisch niet verklaarbaar is en kan wijzen op problemen met de aanpassing van het model. Van de beheerpakketten in de SAN-, SN- en SBB- regelingen waren contracten voor kruidenrijk weiland geassocieerd met hogere patrijs-dichtheden, en nestbescherming voor weidevogels met lagere.

Veldleeuwerik

De overwegingen op grond waarvan de in de hypothesegepaste habitatassociatiemodellen voor Veldleeuwerik zijn opgesteld zijn vermeld in Tabel 7.3. Bijlage 2 geeft een meer gedetailleerd overzicht van de resultaten van analyses met de globale set van 86 variabelen (Tabel 7.1) en met de hypothesegebaseerde variabelenset, de laatste voor het gehele agrarische gebied van Nederland en apart voor een subset van de BMP-plots gelegen in open en halfopen akkerland.

De modellen op grond van de globale variabelenset verklaren 33-36% van de totale variatie in de dichtheid van Veldleeuweriken in de dataset. Hoewel ze aanzienlijk minder parameters bevatten is de verklarende kracht van modellen met een hypothesegebaseerde selectie van variabelen niet veel kleiner (GLM) of zelfs groter (MARS). In de hypothesegebaseerde analyses voor open akkerland werden ongeveer even veel en grotendeels dezelfde significante relaties gevonden als in de analyse voor het agrarisch gebied als geheel, ondanks de veel kleinere aantallen BMP-plots. In halfopen akkerland werden wel minder relaties gevonden. De meeste hiervan waren ook significant in de analyses voor open akkerland en het gehele agrarische gebied.

Dat de Veldleeuwerik echt een vogel is van open landschappen wordt door de analyses bevestigd; in alle modellen werd een negatief effect gevonden van landschappelijke beslotenheid, behalve in halfopen akkergebieden (zie Bijlage 2c). Hier werd zelfs een opmerkelijk en slecht te verklaren positief verband gevonden met de lengte aan bomenrijen.

Tabel 7.3: Hypothesen over habitatassociaties voor Veldleeuwerik. De op grond daarvan voor opname in habitatassociatiemodellen geselecteerde omgevingsvariabelen zijn cursief weergegeven.

Eigenschap	Hypothese voor te toetsen variabelen
Prefereert open landschappen	Negatief verband met <i>Beslotenheid landschap</i>
2-3 broedsels per jaar vereisen continue beschikbaarheid van gewas in geschikte hoogteklasse	Positief effect van <i>gewasdiversiteit</i> en fractionele oppervlak <i>wintergranen</i> (1 ^e broedsels), <i>zomergranen</i> , <i>luzerne</i> , <i>hakvruchten</i> (vervolgbroedsels).
Foerageert in broedtijd veel op open grond langs perceelsranden, rijpaden etc	Negatief effect van <i>perceelgrootte</i> ; positief effect van <i>lengte sloten/greppels</i> , <i>paden</i> , <i>dijken</i>
Jongenvoedsel vnl. insecten	Positief effect van <i>faunaranden</i> en <i>braak</i>
Prefereert graan- en bietenstoppels en braakland in winter	Positief effect van <i>zomergraan</i> , <i>braak</i> , <i>faunaranden</i> , <i>bieten</i> en <i>aardappelen</i>

Onderzoek aan de ecologie van Veldleeuweriken heeft uitgewezen dat de soort afhankelijk is van meerdere broedsels om voldoende nakomelingen te produceren, en dat de beschikbaarheid van nesthabitat gedurende het lange broedseizoen vaak een beperkende factor vormt. De aanwezigheid binnen het territorium van verschillende gewassen kan deze beperking opheffen als zij op verschillende momenten van het broedseizoen een geschikte structuur hebben om in te nestelen. Daarom werd een positief verband verwacht tussen de dichtheid van Veldleeuweriken en de gewasdiversiteit in de BMP-plots (zoals wel gevonden in buitenlands onderzoek), maar deze relatie was wanneer significant juist meestal negatief. Wellicht speelt een rol dat niet gewasdiversiteit in het algemeen maar de nabijheid van specifieke gewassen met een verschillend groeiseizoen cruciaal is. Zomergraan wordt in dit verband vaak genoemd omdat het relatief lang geschikt blijft om in te nestelen als andere gewassen daarvoor al te hoog en dicht zijn opgeschoten. Inderdaad heeft zomergraan in de meeste modellen een duidelijk positief effect op het voorkomen van Veldleeuweriken. Andere gewassen die later in het voorjaar geschikt nestelhabitat kunnen opleveren en mogelijk daardoor een positieve associatie vertoonden met het voorkomen van Veldleeuweriken zijn bieten, aardappelen, bloembollen, groenten en tijdelijk grasland. Teelt van zomergranen, aardappelen en bieten kan daarnaast in de winter leiden tot voor Veldleeuweriken aantrekkelijke stoppelvelden. Een positieve associatie met wintergranen wordt mogelijk verklaard doordat dit gewas vroeg in het broedseizoen geschikte nestgelegenheden biedt.

Opmerkelijk is dat de in meer kleinschalige en gerichte studies aan Veldleeuweriken gedocumenteerde positieve effect van braak en akkerrandenbeheer op nestgelegenheid en beschikbaarheid van voedsel voor de jongen niet tot uiting kwam in positieve associaties in deze ruimtelijke analyse. Wel vonden we bevestiging voor het veronderstelde belang van open grond en vegetatieranden als foerageerhabitat, in de vorm van positieve associaties met de lengte aan sloten/greppels en onverharde paden en een negatief verband met de gemiddelde perceelgrootte. Deze laatste associatie was minder sterk in kleinschalige landschappen, gezien de significante interacties tussen beslotenheid en perceelgrootte. Vermoedelijk bieden hier alleen grote percelen de door Veldleeuweriken verlangde openheid, en weegt dit op tegen het feit dat grote percelen relatief weinig rand hebben. Ook bloembollenvelden kennen veel open grond waar Veldleeuweriken goed uit de voeten kunnen.

In modellen op grond van de globale variabelenset wezen de relaties met grondwatertrappen erop dat Veldleeuweriken matig droge bodemomstandigheden prefereren boven al te natte. De positieve relaties met een grote verscheidenheid aan grondsoorten zijn moeilijk te verklaren, maar de negatieve relatie met de grondsoort 'stedelijk gebied' is conform verwachting. In deze globale dataset kwamen daarnaast een aantal statistische associaties naar voren die betrekking hebben op het in graslanden broedende segment van de veldleeuwerikenpopulatie. Hier vonden we positieve associaties met beheerscontracten voor (half)natuurlijk en kruidenrijk grasland, laat maaien en weidevogelbeheer (Bijlage 2c).

Geelgors

De overwegingen op grond waarvan de hypothesegestuurde habitatassociatiemodellen voor Geelgors zijn opgesteld zijn vermeld in Tabel 7.4. Bijlage 2 vat de resultaten samen van analyses met de globale set van 86 variabelen (Tabel 7.1) en met een hypothesegebaseerde variabelenset, de laatste voor alle agrarische gebied op zandgrond en apart voor een subset van de BMP-plots gelegen in halfopen akkerland (eveneens op zandgrond).

De modellen op grond van de globale variabelenset verklaarden 53-57% van de totale variatie in geelgors-dichtheden in de BMP-plots, de meeste hypothesegebaseerde modellen aanzienlijk minder (Bijlage 2d). Een verklaring voor dit verschil dat groter is dan bij de twee andere besproken aandachtsoorten is mogelijk dat de globale modellen data uit heel agrarisch Nederland bevatten en de hypothesegestuurde analyses zijn beperkt tot plots op de hogere

Tabel 7.4: Hypothesen over habitatassociaties voor Geelgors. De op grond daarvan voor opname in habitatassociatiemodellen geselecteerde omgevingsvariabelen zijn cursief weergegeven.

Eigenschap	Hypothese m.b.t. te toetsen variabelen
Voorkomen vrijwel beperkt tot zandgrond Vermijdt grasland	Analyse beperken tot <i>zandgronden</i> Negatief verband met fractionele oppervlak <i>grasland</i> ; positief met <i>akkerland</i>
Zangposten in heggen, houtwallen en losstaande bomen Nestelt in randen en ruigten	Positief verband met <i>beslotenheid landschap</i> en voorkomen van <i>lijn- en puntelementen</i> Negatief effect van <i>perceelgrootte</i> ; positief verband met lengte <i>sloten</i> en/of <i>greppels</i> en <i>paden</i>
Jongenvoedsel: insecten	Positief verband met fractionele oppervlak <i>zomergraan</i> , <i>wintergraan</i> , <i>faunaranden</i> en <i>braak</i>
Wintervoedsel: zaden	Positief verband met fractionele oppervlak <i>zomergraan</i> , <i>faunaranden</i> en <i>braak</i>

zandgronden. Omdat de verspreiding van Geelgorzen zo sterk tot de zandregio's beperkt is verklaren variabelen die hiermee samenhangen zoals grondsoort en het oppervlak maïsteelt al snel een aanzienlijk deel van de totale variatie in voorkomen. In het globale GLM was het effect van zandgrond echter negatief; in combinatie met de negatieve correlaties voor alle andere grondsoorten wijst dit op een probleem bij de modelaanpassing. Dit probleem deed zich niet voor in het MARS model; hier blijkt duidelijk de associatie met zand en löss (Zuid-Limburg).

Het voorkomen van Geelgorzen vertoonde – geheel in lijn met de verwachting – in vrijwel alle modellen een unimodaal verband met de hoogste dichtheden bij intermediaire waarden van landschappelijke beslotenheid (zie Bijlage 2d). Het belang van opgaande landschapselementen kwam tot uiting in een positieve associatie met de lengte aan heggen, die veel gebruikt worden als zangpost en soms geflankeerd worden door een ruige vegetatie waarin het grondnest kan worden verstopt. Hoge bomenrijen zonder ondergroei zijn voor Geelgorzen niet aantrekkelijk als zangpost of broedlocatie, en de lengte van bomenrijen vertoonde dan ook geen of een negatieve relatie met de dichtheid. De in de literatuur gesignaleerde voorkeur voor akkerland boven grasland is ook in de Nederlandse verspreidingsgegevens terug te vinden. Waar Geelgorzen wel in de nabijheid van grasland voorkomen betreft dat waarschijnlijk vaak graslanden (hooilanden?) in natuurgebieden, bv. in rivier- en beekdalen en het Limburgse heuvelland; dit zou de verklaring kunnen zijn voor de positieve associaties die in de globale variabelenset gevonden worden voor gras, 'natuurgras' en overige vegetaties in beheer onder de SAN, SN en SBB-regelingen.

Geelgorzen foerageren veel op de grond op schaars begroeide plekken in en langs de randen van ruige vegetaties, wat mogelijk een verklaring vormt voor het gevonden positieve effect van de lengte aan onverharde paden op de dichtheid. Van de gewassen werd een sterk positief effect op het voorkomen van Geelgorzen gevonden voor zomergranen en maïs. Voor de modellen op grond van de globale variabelenset is dit waarschijnlijk mede een gevolg van de associatie van deze gewassen met de hogere zandgronden, maar ook binnen de zandregio's vonden we significante associaties. In zomergranen kunnen Geelgorzen insecten vinden om aan hun jongen te voeren, maar dat geldt vermoedelijk veel minder voor maïs.

Het positieve effect van zomergranen en maïs komt dan ook mogelijk eerder tot stand via hun rol als foerageerhabitat in de winter: stoppels die zowel dekking bieden als (bij zomergranen meer dan bij maïs) voedsel in de vorm van achtergebleven graankorrels of onkruidzaden. Akkerranden en braak bieden vergelijkbare condities in de winter en bovendien insecten als jongenvoer in het broedseizoen, maar van een positief effect van deze beheermaatregelen is in de analyse maar weinig terug te vinden. Het positieve effect van gewasdiversiteit op Geelgorzen in modellen met de globale variabelenset is vermoedelijk terug te voeren op een

grotere gemiddelde gewasdiversiteit op zandgronden dan op klei- en veengrond, aangezien dit effect grotendeels verdwijnt als alleen plots op zandgronden worden beschouwd.

Overige soorten

De resultaten van habitatmodellering op grond van de globale dataset voor alle in Hoofdstuk 5 besproken soorten, met uitzondering van Grauwe kiekendief, Kwartelkoning en Grauwe gors, zijn in tabelvorm weergegeven in Bijlage 2a. Omdat bij aanpassing van een groot aantal predictorvariabelen aan het voorkomen van meerdere soorten een groter aantal associaties zullen worden gevonden die statistisch significant zijn maar toch op toeval berusten, is hier een significantiegrens van $P < 0.01$ gehanteerd in plaats van de gebruikelijke $P < 0.05$. Desondanks is het aantal significante relaties nog steeds te groot voor een gedetailleerde bespreking, en bovendien is het bij dit soort modellen met veel mogelijke predictorvariabelen verstandig om te concentreren op de grote lijnen en niet op de details. Tabel 7.5 vat deze grote lijnen samen door alleen de 20 (van 85) variabelen weer te geven die opgeteld over alle negen soorten en beide modeltypen de meeste significante relaties te zien gaven.

Bijna de helft van deze variabelen geeft de aanwezigheid van grasland en diverse natuurbeheercontracten voor grasland weer (SN en SBB-regelingen). De 'gevoeligheid' van de onderzochte akkervogelsoorten voor deze variabelen weerspiegelt het feit dat een aanzienlijk deel ervan ook of vooral in graslanden broedt, en deze associaties leren ons daarom vermoedelijk weinig over factoren die in akkerland een rol spelen. In gemengde gebieden kan grasland overigens wel gebruikt worden voor vervolglegels, bijvoorbeeld door de Veldleeuwerik. Over de gehele linie was ook de beslotenheid van het landschap een belangrijke verklarende variabele, waarbij alle soorten behalve Witte kwikstaart en Geelgors een voorkeur lieten zien voor open landschappen.

Van de meer specifieke 'akkerlandvariabelen' vertoonden het aandeel maïsteelt, 'overige gewassen', wintergranen en zomergranen en de gewasdiversiteit de meeste associaties met de dichtheid van akkervogels. De effectrichting varieerde per soort voor maïs en wintergranen, maar was overwegend positief voor overige gewassen, zomergranen en gewasdiversiteit. Ook bloembollenteelt vertoonde relatief veel en overwegend positieve significante relaties met het voorkomen van akkervogels.

7.1.4 Discussie

Onder de in de habitatanalyses onderzochte variabelen zijn er een aantal die breed worden gepropageerd als praktische maatregelen om de geschiktheid van agrarisch gebied als habitat voor akkervogels te verbeteren binnen de randvoorwaarden van het agrarisch bedrijf. Met name zijn dit het streven naar een grote gewasdiversiteit, de teelt van granen en dan vooral zomergranen, het inzaaien van 'faunaranden' (in de analyse 'akkerranden') langs de randen van graan- en andere percelen en diverse vormen van braaklegging. Van deze vijf (inclusief wintergranen) variabelen komen de gewasdiversiteit, het aandeel zomergranen en wintergranen voor in de top-20 van meest met het voorkomen van akkervogels geassocieerde variabelen uit de globale variabelenset. De meeste associaties (11) werden gevonden voor wintergranen, maar hiervan was het effect negatief voor Scholekster, Kievit en Witte kwikstaart. Voor zomergranen en gewasdiversiteit waren de associaties voor vrijwel alle vogelsoorten positief. De gewastypen 'akkerranden' en 'braak' komen niet voor in de top-20. Akkerranden hadden in deze globale analyses een significant positief effect op de dichtheid van vier soorten (Scholekster, Kievit, Graspieper en Gele kwikstaart); braak een positief effect op Patrijs en Graspieper en een positief effect op Gele kwikstaart. De hypothesegebaseerde modellen voor de drie aandachtsoorten Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors geven een hiermee overeenkomend beeld: positieve associaties met de teelt van zomergranen en in

mindere mate wintergranen, maar weinig of geen significante associaties met akkerranden en braak. Gewasdiversiteit gaf hier een wat wisselend beeld (Bijlage 2).

Het feit dat in de hier uitgevoerde analyses weinig significante associaties werden gevonden tussen de dichtheid van akkervogels en het voorkomen van akkerranden en braak in de BMP-plots kan niet worden opgevat als een indicatie dat dergelijke maatregelen voor akkervogels niet zinvol zijn. Er kunnen diverse redenen zijn waarom wel bestaande positieve effecten in de analyse niet zichtbaar worden. De analyses zijn gedaan op een groot (landelijk) schaalniveau, wat betekent dat gegevens bijeen zijn geveegd uit landschappen en regio's die grote verschillen vertonen in veel meer variabelen dan alleen het voorkomen van deze maatregelen. In zo'n situatie kan het uiterst lastig zijn het effect van bepaalde variabelen te onderscheiden van dat van de vele andere die mogelijk ook hun invloed uitoefenen. Dat geldt vooral voor kenmerken of maatregelen die relatief weinig voorkomen, en met 0.7% respectievelijk 0.1% van het totale oppervlak aan cultuurland zijn akkerranden en braak zulke weinig voorkomende gewastypen.

Alleen al om voorgaande reden zal het onderscheidend vermogen van de analyses voor deze effecten gering zijn. Daar komt bij dat onder de omschrijvingen akkerrand en braak een diversiteit aan verschillende uitvoeringsvormen schuil gaat, waarvan niet onaannemelijk is dat sommige minder positieve effecten hebben op akkervogels dan andere, en zo het gemiddelde beeld onduidelijker maken. Ten slotte zijn de habitatvariabelen waarvoor geo-informatie beschikbaar was niet primair bedoeld en bepaald als maat voor de geschiktheid van het habitat voor vogels, maar op zijn best een indirecte of afgeleide *proxy* daarvoor. Wanneer we bijvoorbeeld de lengte aan onverharde paden of sloten gebruiken als maat voor het voorkomen van vegetatieranden, blijft onbekend of dat wel een vanuit de optiek van akkervogels relevante maat is.

Conclusies over de effectiviteit van dergelijke beheersmaatregelen kunnen beter worden getrokken op grond van gerichte studies op een kleiner schaalniveau waarbij een vergelijking tussen gebied met en zonder de maatregelen kan worden gemaakt zonder rekening te hoeven houden met een groot aantal andere variabelen die eveneens het voorkomen van akkervogels kunnen beïnvloeden. Daarom worden in het navolgende niet de hierboven beschreven habitatassociaties gebruikt om scenario's op te stellen voor beheersmaatregelen, maar zulke gerichte studies en auto-ecologisch en demografisch detailonderzoek aan enkele karakteristieke akkervogelsoorten.

Tabel 7.5: De 20 (uit een totaal van 85 onderzochte) omgevingsvariabelen die (opgeteld) het vaakst significante ($P < 0.01$) associaties vertonen met de dichtheid in BMP-plots van 9 soorten akkervogels. Voor de GLMs geven '+' en '-' weer of effecten significant positief dan wel negatief zijn; voor de MARS modellen is alleen aangegeven welke effecten significant zijn. In de laatste regel is per soort en modeltype het totale aantal significante variabelen weergegeven.

variabele	N sign. relaties			Patrijs		Kwartel		Scholekster		Kievit		Veldleeuw.		Graspieper		Gele kwikst.		Witte kwikst.		Geelgors	
	GLM	MARS	totaal	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS
SBB Overig	7	7	14		x			-	x	-	x	+	x	+	x				x	+	x
SBB Weidevogels	7	6	13			+	x	+	x	+	x	+	x	+	x						
Gewas Mais	7	5	12	+	x		x	-	x	+	x			--	x	+				+	x
GT5 wisselvochtig	5	7	12		x			+	x	--	x	+	x	.	x	+	x			x	
Beslotenheid landschap	7	4	11			--	x	--		--	x	--	x	-			x	+		+	x
Gewas Overig	7	4	11	-	x			+	x	+		+	x	+	x					+	x
Gewas Wintergranen	7	4	11			+	x	--	x	--		+	x			+	x	-		+	
Gewasdiversiteit	6	4	10	+			x	+		+			x	+			x		x	+	x
SBB Natuurgras	7	3	10			+		+	x	+	x	+		+	x					+	x
SN Halfnatuurlijk grasland	4	6	10				x	-	x	-	x	-	x				x		x		x
Gewas Gras blijvend	5	4	9		x			+	x	+		+	x	+					x	+	x
Gewas Zomergranen	5	4	9		x	+	x					+	x			+	x	-		+	x
GT0 water	6	3	9		x			+				-	x	.		+		+	x	--	
Gewas Bloemen	5	3	8					+		+	x	+		+	x	+	x				
Gewas Gras tijdelijk	5	3	8	+	x					+	x	+		+	x	+	x				x
Gewas Groenten	5	3	8	+	x					+		+	x	--		+	x				
GT1 nat	5	3	8			--	x	+	x			-		.	x	-				--	
SANS Nestbescherming	7	1	8	-				+		+	x			-		+				--	
SN Overig	2	6	8		x				x		x		x				x	-		+	x
SN Soortenr. weidevogelgrasland	5	3	8					-	x	-	x	-		+	x	+					
Totaal aantal significante relaties				11	9	7	15	37	28	48	26	32	25	29	7	30	25	10	14	31	21

7.2 Modelling op basis van demografische parameters

7.2.1 Methode

Bij gelijk immigratie en emigratie zijn veranderingen in de omvang van een populatie primair de resultante van de balans tussen reproductie en sterfte. In geval van een afnemende populatie overtreft de langjarige sterfte de langjarige reproductie. Of vervolgens verhoogde sterfte dan wel verlaagde reproductie de dominante oorzaak van de afname is, is niet zomaar vast te stellen. Dit kan bovendien veranderen in ruimte en tijd (Kuijper, 2007). Bij veel akkervogelsoorten zal het een combinatie van beide zijn. Aan de primaire oorzaken kan een scala aan secundaire oorzaken ten grondslag liggen, zoals een verlaagde kuikenoverleving of een verhoogde sterfte gedurende het late winterhalfjaar (zie Hoofdstuk 6). Gegeven soortspecifieke schattingen voor reproductie en sterfte kan onder meer berekend worden:

1. wat, gegeven deze schattingen, de jaarlijkse verandering van de populatiegrootte is;
2. wat *ceteris paribus* het effect is van verandering van een van de demografische parameters (bijv. verhoging van de kuikenoverleving), op de jaarlijkse verandering van de populatiegrootte;
3. hoe groot de verandering van een demografische parameter *ceteris paribus* moet zijn om de populatie van jaar tot jaar met een bepaald percentage te laten toenemen;
4. hoe groot de verandering van een demografische parameter *ceteris paribus* moet zijn om de *gehele* populatie van jaar tot jaar met een bepaald percentage te laten toenemen, als die verandering zich maar in een *deel* van de populatie voordoet.

De in deze paragraaf uitgevoerde analyses zijn gebaseerd op een door Vickery *et al.* (2008) beschreven methode. Vertrekpunt is een vergelijking waarmee de verandering van de populatieomvang in jaar t+1 ten opzichte van jaar t berekend wordt (Vickery *et al.*, 2008; Siriwardena & Vickery, 2002):

$$N_{t+1} = (N_t \times S_{ad}) + (N_t \times S_{fy} \times FPA \times S_{pf} \times NA \times 0.5) \quad (\text{Eq. 1})$$

waarbij:

N_{t+1} = populatieomvang in jaar t+1

N_t = populatieomvang in jaar t

S_{ad} = overleving van adulte vogels (adult survival)

S_{fy} = overleving van eerstejaars vogels tot aan broedseizoen in volgend kalenderjaar (first year survival)

FPA = aantal uitgevlogen jongen ('uitgelopen' jongen bij nestvlinders) per al dan niet geslaagde broedpoging (fledglings per attempt)

S_{pf} = overleving van uitgevlogen jongen in periode dat ze nog afhankelijk zijn van oudervogels (post fledging survival)

NA = aantal broedpogingen per jaar (number of attempts)

Over de parameter S_{pf} (=overleving van uitgevlogen jongen tot aan onafhankelijkheid) in Eq. 1 is in het algemeen weinig kwantitatieve informatie bekend. In voorkomende gevallen wordt de alternatieve parameter S_{jv} (=overleving van juvenielen tot aan broedseizoen in volgend kalenderjaar) gehanteerd:

$$N_{t+1} = (N_t \times S_{ad}) + (N_t \times S_{jv} \times FPA \times NA \times 0.5) \quad (\text{Eq. 2})$$

In biologische zin is S_{jv} het product van parameters S_{pf} en S_{fy} in Eq. 1. Waarden voor S_{jv} kunnen worden bepaald op grond van ringterugmeldingen van als nestjongen geringde vogels.

Deze en soortgelijke vergelijkingen zijn veelvuldig gebruikt voor het reconstrueren van een in het verleden waargenomen populatieontwikkeling ('retrospective population modelling'; Siriwardena & Vickery, 2002). Idealiter worden voor voorspellingen voor de nabije toekomst waarden voor demografische parameters gebruikt op basis van een periode die 'vandaag' begint en niet te ver teruggaat in de tijd. Die waarden kunnen in principe worden bepaald op basis van databases, zoals bijvoorbeeld databases van nestkaarten of ringterugmeldingen. Als alternatief kan worden uitgeweken naar ecologische detailstudies waaruit parameters soms direct of indirect te herleiden zijn. Het nadeel van die detailstudies is dat ze vaak een beperkte geldigheid in tijd en ruimte hebben. Dit geldt dus ook voor de eventueel eruit afgeleide demografische parameters.

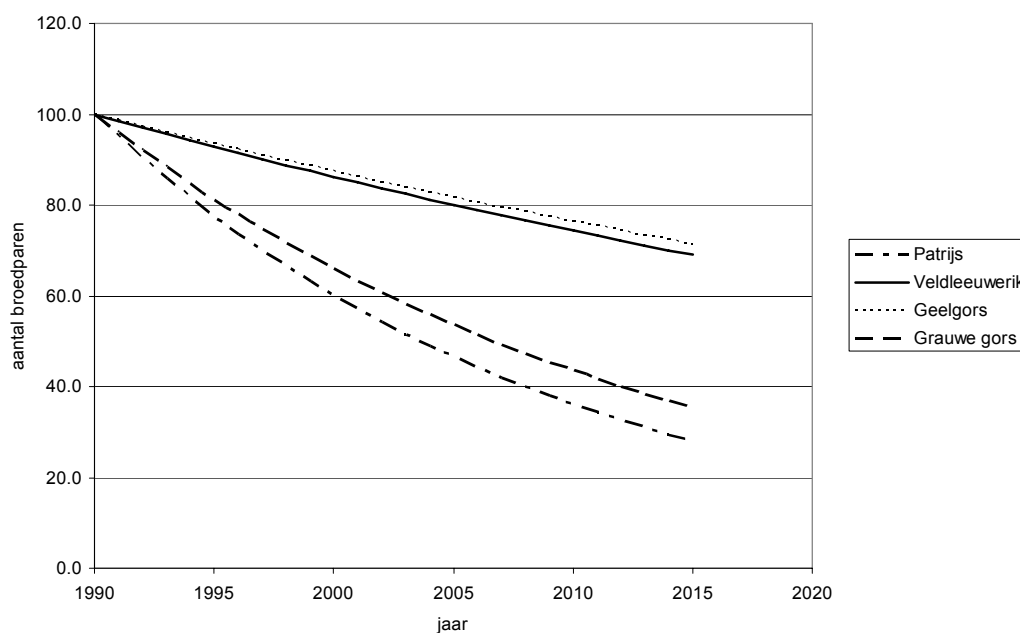
Een potentieel bezwaar van toepassing van bovenbeschreven type eenvoudige populatiemodellen op akkervogels in een Nederlandse context is dat waarden voor demografische parameters ontbreken. Dit betekent dat moet worden gerekend met parameters op grond van buitenlandse (lees: Engelse) studies, die mogelijk niet opgaan in de Nederlandse context. Verzachtende omstandigheid is dat veel omgevingsvariabelen op het Engelse platteland en veranderingen daarin grotendeels gelijk opgaan met die in Nederland, maar er zijn ook belangrijke verschillen. Het is evident dat ook de Engelse landbouw de afgelopen decennia een proces van intensivering en schaalvergroting heeft doorgemaakt, parallel aan de Nederlandse situatie zich uitend in onder meer een toegenomen inzet van meststoffen en bestrijdingsmiddelen, schaalvergroting, afname van het areaal seminatuurlijk habitat, ontmenging van akkerbouw en veehouderij en afname van het areaal zomergranen. Belangrijke verschillen met Nederland zijn dat Engelse akkerbouwrotaties in sterkere mate gedomineerd worden door wintergranen en dat gewasaandelen van maïs, aardappel en suikerbiet navenant lager zijn (Figuur 3.2, p. 46). Daarnaast is het aanbod aan seminatuurlijke habitats, vooral in de vorm van traditionele houtwallen ('hedges'), groter.

De 'juistheid' van een eenmaal aangenomen set demografische parameters kan getoetst worden aan de waargenomen populatietrend. Maar wat dan ook de basis is geweest voor afleiding van parameterwaarden en hoe goed de fit ook is, ze kunnen niet worden opgevat als 'exacte' waarden. Immers, veel van de parameter waarden zijn omgeven met ruime betrouwbaarheidsintervallen die tot tientallen procentpunten van de gemiddelde waarden bedragen (Siriwardena & Vickery, 2002). Met een groot aantal verschillende combinaties van parameterwaarden binnen deze betrouwbaarheidsintervallen kan dan ook de waargenomen populatietrend worden gereproduceerd.

Ondanks bovengenoemde bezwaren worden in het navolgende berekeningen uitgevoerd met Eqs. 1 en 2, daarbij gebruikmakend van door Vickery *et al.* (2008) voor Engeland afgeleide parametersets. In al hun eenvoud is de waarde van de vergelijkingen er vooral in gelegen dat ze inzichtelijk maken hoe populaties basaal functioneren en dat demografische parameters als (winter)overleving (S_{ad} en S_{iv}), het aantal broedpogingen (NA) en het aantal uitgevlogen jongen per poging (FPA) daarbij zeer relevant zijn. Daarnaast zijn de vergelijkingen behulpzaam bij het identificeren van maatregelen, te richten op parameters die momenteel een dominante invloed hebben op de populatieontwikkeling (de '*bottlenecks*'). Ten slotte zij opgemerkt dat de belangrijkste uitkomsten van dit onderzoek (aard, intensiteit en kosten van maatregelen) in kwalitatieve en kwantitatieve zin niet louter en alleen worden gebaseerd op Eqs. 1 en 2 en de gebruikte Engelse parametersets.

Tabel 7.6: Demografische parameters voor de Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors en resulterende jaarlijkse populatieverandering. (Bron: Vickery et al., 2008)

	S_{ad}	S_{fy}	S_{jv}	S_{pf}	FPA	NA	Jaarlijkse pop. verandering (%)
Patrijs	0.415	0.415	-	0.300	8.60	1.00	-5.0
Veldleeuwerik	0.630	-	0.245	-	1.45	2.00	-1.5
Geelgors	0.536	0.529	-	0.470	1.45	2.50	-1.3
Grauwe gors	0.530	0.440	-	0.700	2.23	1.25	-4.1



Figuur 7.1: Populatieverandering Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors over een periode van 25 jaar uitgaande van demografische parametersets in Tabel 7.6 en een initiële populatieomvang van 100 broedparen in startjaar 1990

Tabel 7.6 geeft door Vickery *et al.* (2008) opgestelde schattingen voor demografische parameters voor Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors. Voor alle soorten zijn parameterschattingen zodanig gefit dat ze resulteren in een voorspelde populatieontwikkeling die resulteert in een voortzetting van de trend zoals deze is waargenomen in de periode 1990-2005 in Engelse landbouwgebieden. Deze trends zijn anders dan de in Nederland waargenomen trends. Parametersets in Tabel 7.6 resulteren in een jaarlijkse populatieafname van 5.0%, 1.5%, 1.3% en 4.1% van resp. Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors. Het bijbehorende verloop van een denkbeeldige lokale populatie in een denkbeeldig gebied over een periode van 25 jaar is voor elke soort uitgezet in Figuur 7.1. Daarbij is uitgegaan van een initiële populatieomvang van 100 broedparen in startjaar 1990. Het moge duidelijk zijn dat het populatieverloop is berekend op basis van een sterke vereenvoudiging van de werkelijkheid, zonder rekening te houden met onder meer stochasticiteit en emigratie en/of immigratie.

Behalve dat met Eq. 1 of 2 de populatieontwikkeling voorspeld kan worden, kan ook berekend worden in hoeverre demografische parameters moeten veranderen om de populatieontwikkeling op een gewenst niveau te krijgen. Ervan uitgaande dat voor afnemende soorten stabilisatie of populatiegroei wenselijk is, betekent dit dat overleving en/of reproductie zullen moeten toenemen ten opzichte van de huidige geldende waarden. Hoe groot deze

toename absoluut en procentueel moet zijn, kan mathematisch voor elke gewenste populatieontwikkeling berekend worden door afzonderlijke parameters te laten toenemen (bijvoorbeeld NA) of door meerdere parameters tegelijkertijd te laten toenemen (bijvoorbeeld NA en S_{ad}). In principe bestaat er dan per soort een groot aantal sets van parameters die tezamen resulteren in eenzelfde populatieontwikkeling. Indien op grond van ecologische wetmatigheden (zoals dat investeren in overleving van adulten meer loont dan investeren in overleving van juvenielen) of kosteneffectiviteit eenmaal is vastgesteld welke demografische parameters zich het beste lenen voor sturing van de populatieontwikkeling in de gewenste richting, dient nagegaan te worden welke habitatmaatregelen nodig zijn om de betreffende demografische parameters de vereiste waarden te laten aannemen. Een praktisch probleem daarbij is dat effecten van habitatmaatregelen op demografische parameters maar ten dele bekend zijn. Daaraan gekoppeld is ook niet altijd bekend of het 'makkelijker' (en dus ook effectiever?) is om de overleving van een soort te vergroten dan wel reproductie. Voor een beperkt aantal soorten zijn er wel sterke vermoedens welke demografische parameters momenteel het meest bepalend zijn voor de populatieontwikkeling, waaronder de in Hoofdstuk 6 besproken soorten.

Behalve dat berekend kan worden hoe voor een gewenste populatieontwikkeling demografische parameters in de gehele populatie moeten wijzigen, kan ook berekend worden hoe demografische parameters moeten wijzigen als veranderingen daarin zich alleen voordoen in een gedeelte van de populatie. Dit kan bijvoorbeeld aan de orde zijn als niet in het hele verspreidingsareaal van een populatie habitatmaatregelen genomen worden. Als maatregelen beperkt blijven tot een deel van het verspreidingsareaal van een populatie, dan wordt ook slechts een deel van de populatie in staat gesteld demografische parameters te verbeteren en zal ook alleen in dit gedeelte van de populatie sprake zijn van verminderde afname of zelfs groei. In het niet via habitatmaatregelen beïnvloedde deel van de populatie blijven demografische parameters hun oorspronkelijke waarden houden en blijft dus sprake van een achteruitgang als weergegeven in Figuur 7.1. Het zal duidelijk zijn dat voor eenzelfde ontwikkeling van de gehele populatie, de verbetering in het beïnvloedde deel van de populatie groter zal moeten zijn dan wanneer de gehele populatie wordt blootgesteld aan positieve maatregelen. Afhankelijk van relatieve aandelen van de groeiende en krimpende deelpopulaties en van demografische parameters kan er sprake zijn van netto toename of afname in de populatie als geheel. Opsplitsing van een populatie in een deel waarin groei plaatsvindt en een deel waarin sprake is van achteruitgang sluit aan bij de in Hoofdstuk 4 aangehaalde metapopulatiestructuur met *sources* en *sinks*.

Het bovenstaande wordt hierna verder uitgewerkt voor Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors. Daarbij wordt verondersteld dat de parameterwaarden uit Tabel 7.6 ook gelden voor Nederland. Ook wordt er vanuit gegaan dat alle soorten als zodanig nog voorkomen als broedvogel. Een vertaalslag naar de feitelijke situatie in Nederland wordt pas gemaakt in Hoofdstuk 8. In de berekeningen wordt ervan uitgegaan dat de jaarlijkse afname van de populatie moet worden omgezet in een jaarlijkse groei van 1%. De forse populatieafnames in het verleden in aanmerking nemende is 1% groei een zeer bescheiden doel, maar strikt genomen gaat dit verder dan het formele beleidsdoel 'stoppen van verdere achteruitgang'. Welke groeipercentage er gekozen wordt heeft weliswaar invloed op de mate waarin demografische parameters moeten verbeteren, maar verderop zal blijken dat het in termen van benodigde maatregelen sowieso al ontbreekt aan kennis om een onderscheid te kunnen aanbrengen tussen 'maatregelen voor demografische parameters voor stabilisering van de populatie' en 'maatregelen voor demografische parameters voor 1% groei van de populatie'.

7.2.2 Patrijs

De huidig veronderstelde parameterwaarden van de Patrijs resulteren in een jaarlijkse populatieafname van 5.0% (Tabel 7.6, Figuur 7.1). Sturende factoren voor de populatieontwikkeling zijn kuikenoverleving (S_{pf}), overlevingspercentage van nesten tot aan uitkomen (FPA) en (winter)overleving van adulten en eerstejaars (S_{ad} en S_{fy}) (par. 6.2; Wilson *et al.*, 2009, p. 175). Het ligt daarom voor de hand een combinatie van maatregelen te nemen dat zich op al deze factoren richt (Kuijper *et al.*, 2009). Oogmerk van deze maatregelen is het verhogen van het voedselaanbod voor kuikens en verbeteren annex vergroten van het areaal hoogwaardig winter- en nesthabitat. Hierbinnen is verbetering van het kuikenhabitat prioritair, want het meest effectief (Aebischer & Ewald, 2004).

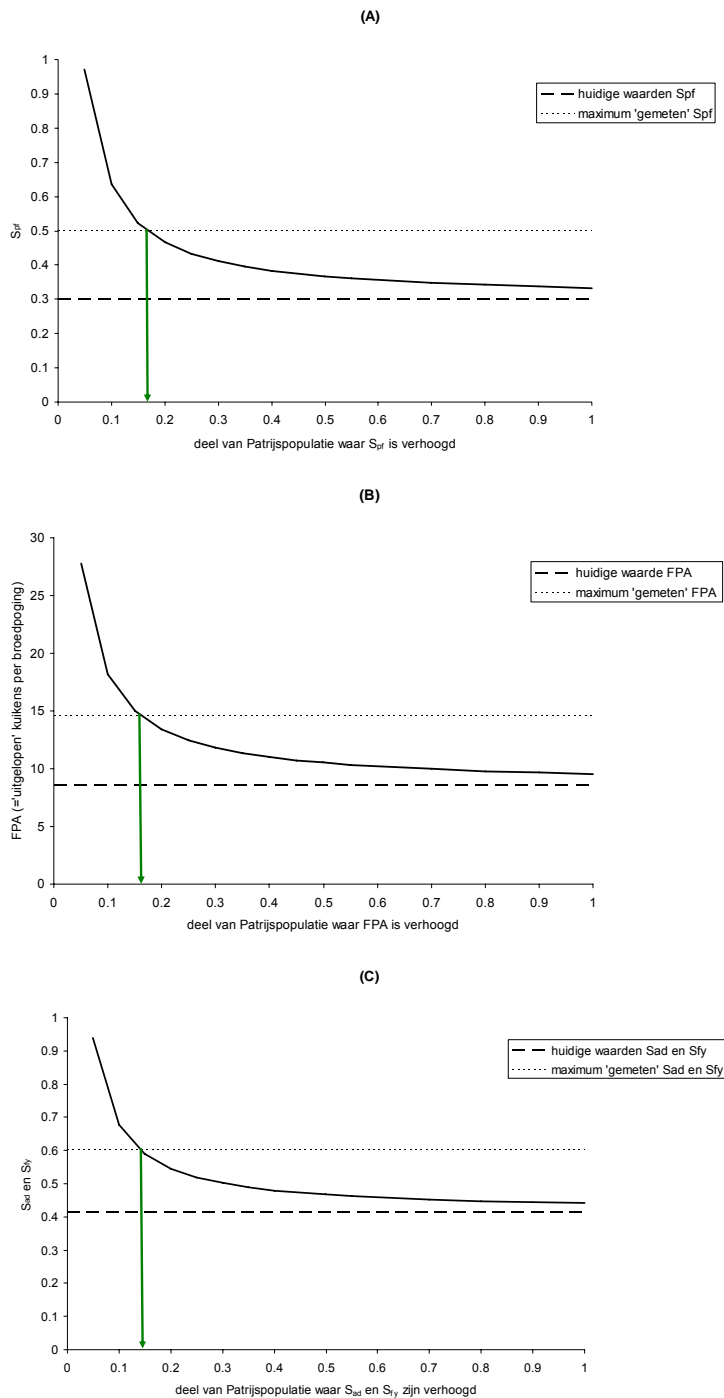
Kuikenoverleving (S_{pf})

Volgens Eq. 1 moet de kuikenoverleving gemiddeld in de gehele populatie toenemen tot 0.33 om vanaf jaar $t+1$ uit te komen op een populatiegroei van 1%. Dit komt overeen met een toename van 11% ten opzichte van de huidig veronderstelde waarde. Behalve berekening van de vereiste populatiegemiddelde kuikenoverleving kan ook berekend worden wat de toename van de kuikenoverleving moet zijn in een deel van de populatie, onder handhaving van de oorspronkelijke waarde in het complement daarvan en onder handhaving van de eis dat in de populatie als geheel sprake moet zijn van een populatietoename van 1%. De relatie tussen het deel van de populatie dat via habitatmaatregelen in staat wordt gesteld de kuikenoverleving te verhogen en de vereiste toename van de kuikenoverleving in dat deel is weergegeven in Figuur 7.2a.

In Figuur 7.2a geeft de onderste horizontale lijn de huidige kuikenoverleving aan en de bovenste de maximaal gemeten kuikenoverleving. De maximaal gemeten kuikenoverleving is gelijk gesteld aan de kuikenoverleving in de periode voor grootschalige introductie van herbiciden in de landbouw (50%; Potts & Aebischer, 1995). De figuur laat zien dat de kuikenoverleving navenant sterker zal moeten toenemen naarmate die toename plaatsvindt in een kleiner deel van de populatie. De verticale pijl verbindt het punt waar de curve de maximale lijn snijdt met de x-as. Het punt op de x-as laat zich omschrijven als de minimale fractie van de totale populatie waarin de kuikenoverleving de maximale waarde zal moeten bereiken om in de populatie als geheel een jaarlijkse groei van 1% te bewerkstelligen. Volgens Figuur 7.2a zal voor 1% populatiegroei in minimaal 18% van de totale patrijspopulatie de kuikenoverleving de maximale waarde moeten bereiken. Als in een groter deel van de patrijspopulatie een verhoging van de kuikenoverleving kan worden gerealiseerd, dan kan 1% groei worden bereikt zonder dat kuikenoverleving de maximale waarde hoeft aan te nemen.

Maatregelen en maatregelintensiteit

Rands (1985) onderzocht het effect van onbespoten graanranden op de overleving van patrijskuikens. Onbespoten graanranden worden in Engeland 'conservation headlands' genoemd (Vickery *et al.*, 2002). Ze bestaan uit graanakkers waarbij een minimaal 6 m brede rand niet (bij zomergranen) of niet in voorjaar en zomer (bij wintergranen) met insecticiden en herbiciden bespoten worden (Kuijper, 2007; Vickery *et al.*, 2002; De Snoo, 1995). Via de onbespoten graanranden wordt de vestiging van akkeronkruiden en de daarmee geassocieerde insecten gestimuleerd. Sotherton (1991, geciteerd in Wilson *et al.*, 2009) vond dat in 6 m brede onbespoten graanranden tot vier keer zoveel onkruiden en drie keer zoveel insecten voorkwamen als in bespoten delen. Ook in Nederland zijn effecten van onbespoten graanranden (en overigens ook van onbespoten aardappel- en bietranden) op onkruid- en insectenpopulaties onderzocht (Haarlemmermeerpolder; De Snoo, 1995). Daarbij bleek dat de onkruidbedekking in onbespoten graanranden aanzienlijk hoger was dan in bespoten graanranden (32% versus 2%). Ook was in onbespoten graanranden het aantal soorten onkruiden hoger (17 versus 6) en de insectendichtheid 3 tot 4 keer zo hoog.



Figuur 7.2 a t/m c, Patrijs: Vereiste toename van kuikenoverleving (S_{df}) uitkomstsucces (aantal uitgelopen jongen per gestart legsel; FPA) en overleving van adulte en eerstejaars vogels (S_{ad} en S_{1y}) in de deelpopulatie als functie van de fractie van de totale populatie waarin deze toename tot stand wordt gebracht, resulterend in een populatiegroei van 1% in jaar $t+1$ in de totale populatie. De onderste horizontale lijn geeft de huidig veronderstelde waarde voor de betreffende parameter aan en de bovenste de maximaal geregistreeerde waarde. De verticale pijl verbindt de curve op het punt met maximale parameterwaarde met de x-as en geeft aan in welke deel van de populatie de maximale parameterwaarde bereikt zal moeten worden voor 1% populatiegroei in jaar $t+1$.

Rands (1985) legde verspreid over een 11 km² groot onderzoeksgebied deelgebieden aan met onbespoten en bespoten graanranden en bepaalde de omvang van familiegroepen in de nazomer. In deelgebieden met onbespoten graanranden bedroeg het aantal kuikens per paar 6.38 (n=29 families). In deelgebieden met bespoten graanranden was dit aanzienlijk lager (2.15; n=39). Tellingen uit eerdere jaren en in afwezigheid van onbespoten graanranden lieten geen verschillen zien tussen deelgebieden. Dit ondersteunt de veronderstelling dat het in het onderzoeksjaar waargenomen verschil een effect moet zijn geweest van de aanwezigheid van onbespoten graanranden. In onbespoten graanranden was ook het aanbod aan insecten hoger (Rands, 1985).

Het positieve effect van onbespoten graanranden op kuikenoverleving is in andere studies bevestigd. Sotherton *et al.* (1993) vonden een gemiddelde kuikenoverleving van 0.23 en 0.39 in gebieden zonder respectievelijk met onbespoten graanranden. Op basis van deze en andere studies gaan Aebischer & Ewald (2004) uit van een gemiddelde kuikenoverleving van 0.20 in gebieden zonder onbespoten graanranden en van 0.38 in gebieden waar 6 meter brede onbespoten graanranden 6.3% van het totale areaal granen beslaan. Uitgangspunt daarbij is dat granen 70% van het totale areaal akkerbouwmatige teelten beslaan. Op gebiedsniveau stemt dat overeen met ca. 4.5% onbespoten graanranden. Via lineaire extrapolatie kan berekend worden dat voor het bereiken van de maximale (preherbicide) kuikenoverleving volgens Figuur 7.2a 10.5% van het areaal granen als onbespoten graanrand beheerd zou moeten worden (7.5% op gebiedsniveau). Het vereiste percentage onbespoten graanrand op gebiedsniveau is in principe ook toepasbaar in de Nederlandse context. Als dus 7.5% van het leefgebied van 18% van de Nederlandse patrijso populatie (Figuur 7.2a) bestaat uit onbespoten graanranden, dan zou de kuikenoverleving in dit deel van de populatie zodanig moeten toenemen dat op nationale schaal sprake zou moeten zijn van 1% populatiegroei in jaar t+1.

Een alternatieve benadering is spreiding van maatregelen over een groter deel van de Nederlandse patrijso populatie en dus ook over een groter deel van het Nederlandse landbouwgebied. De kuikenoverleving hoeft dan minder sterk toe te nemen naarmate een groter deel van de patrijso populatie in staat wordt gesteld te profiteren van maatregelen (Figuur 7.2a). Aebischer & Ewald (2004) berekenen dat voor stabilisering van de landelijke Engelse populatie 3% van het areaal akkerbouwmatige teelten uit insectenrijk kuikenhabitat zou moeten bestaan. Dat hoeft niet uitsluitend in de vorm van onbespoten graanranden, maar kan ook bestaan uit braakgelegde akkers en/of akkerranden (Sotherton *et al.*, 1998, geciteerd in Kuijper, 2007).

Uitkomstsucces van gestarte legsels (FPA)

Aan het voortijdig verloren gaan van legsels en broedende hennen door predatie wordt een belangrijke rol toegekend, samenhangend met de kwaliteit van het nesthabitat en predatiedruk (Vickery *et al.*, 2008; Bro *et al.*, 2001; Potts, 1986). Nesten, al dan niet inclusief hennen, kunnen worden gepredeerd door een breed scala aan predatoren als vos, marterachtigen, rat, egel, roofvogels en kraaiachtigen. Gedurende de incubatieperiode is het predatierisico dat hennen lopen vele malen hoger dan in de rest van het jaar (Potts, 1986). Predatie van legsels uit zich in een verlaagde waarde voor parameter FPA, ofwel het gemiddelde aantal kuikens per gestart legsel dat het nest verlaat. Vickery *et al.* (2008) veronderstellen dat FPA momenteel de belangrijkste beperkende factor is voor groei van de populatie. Voor 1% populatiegroei in jaar t+1 moet volgens Eq. 1 het aantal kuikens per gestart legsel in de hele populatie gemiddeld toenemen tot 9.6. De vereiste procentuele toename bedraagt daarmee 11%. Als maatregelen beperkt worden tot het kleinst mogelijk deel van de populatie, dan dient voor 1% populatiegroei in 16% van de patrijso populatie de maximale waarde voor FPA bereikt te worden (Figuur 7.2b).

Maatregelen en maatregelintensiteit

Voor Nederland zijn omvang en betekenis van nestpredatie en interacties met de kwaliteit van nesthabitat niet bekend. Dat neemt niet weg dat maatregelen die zich richten op het verschaffen van kwalitatief hoogwaardig nesthabitat zinvol zijn. Deze maatregelen dienen zich primair te richten op het verhogen van het aanbod aan dekking biedende nesthabitats, zoals polvormende grasstroken tussen percelen, houtwallen, struweelhagen en heggen. Aebischer & Ewald (2004) berekenen dat voor stabilisering van de landelijke Engelse populatie 4.3 km per 100 ha zou moeten bestaan uit geschikt nesthabitat. Uitgevoerd als 10 meter brede grasstroken of struweelhagen, beslaat dit een oppervlak van 4.3%. Een andere maatregel ter verhoging van het nestsucces is systematische bestrijding van predatoren. Deze maatregel is omstreden en wordt hier niet verder uitgewerkt. Het ontbreekt aan kennis om kwantitatieve relaties te kunnen leggen tussen het areaal hoogwaardig nesthabitat en de overleving van nesten en broedende hennen en daarvan afgeleide waarden voor FPA. Daarbij gaat het niet alleen om gebrek aan inzicht in ecologische relaties (hoe beïnvloeden landschapskenmerken predatie van nesten?, welk areaal hoogwaardig nesthabitat is nodig voor een maximale FPA?), maar ook om het huidige areaal potentieel geschikt nesthabitat in de diverse Nederlandse regio's. Bij gebrek daaraan moet volstaan worden met generieke regels als die van Aebischer & Ewald (2004). Op basis daarvan dient voor stabilisering van de populatie middels verhoging van het nestsucces ca. 4 procent van het areaal akkerbouw ingericht te worden als hoogwaardig nesthabitat.

Overleving van adulte en eerstejaars vogels (S_{ad} en S_{fy})

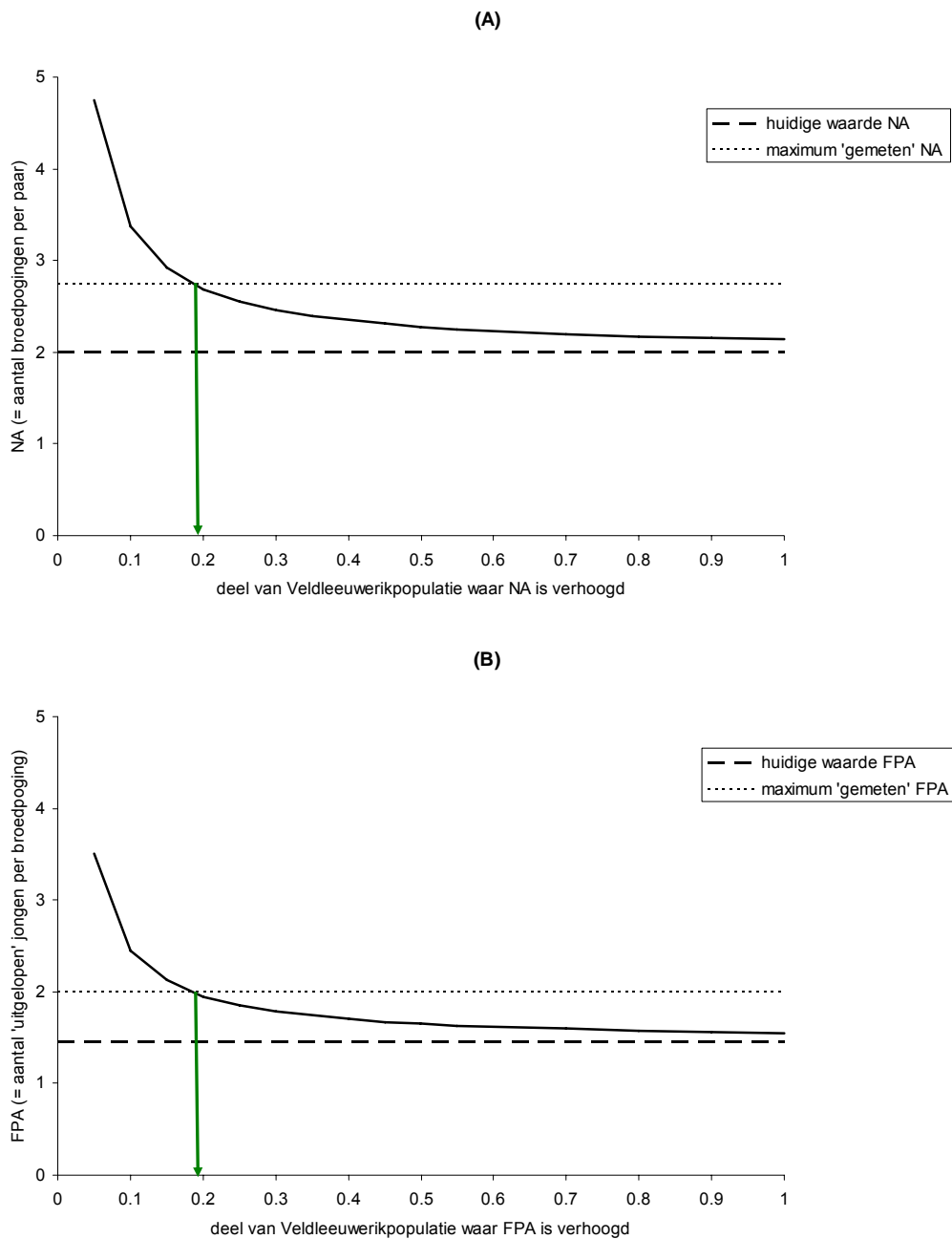
Volgens Eq. 1 moet voor een populatiegroei van 1% in jaar $t+1$ de winteroverleving van adulte en eerstejaars vogels in de hele populatie toenemen tot 0.44, ofwel een toename van 6% ten opzichte van de huidige overleving. Figuur 7.2c geeft de vereiste toename van de overleving aan als functie van het deel van de totale populatie dat profiteert van maatregelen ter verhoging van de winteroverleving. Onder meer vanwege jacht op de Patrijs in landen als Engeland en Frankrijk, is niet bekend wat de maximale overleving in een 'natuurlijke' situatie zonder afschot is. Hier wordt een waarde van 0.60 aangenomen. Bij deze waarde voor de maximale overleving van adulte en eerstejaars vogels moet volgens Figuur 7.2c voor 1% populatiegroei in minimaal 14% van de patrijspoepulatie deze waarde bereikt worden.

Maatregelen en maatregelintensiteit

In afwezigheid van jacht is de overleving van adulte en eerstejaars Patrijzen een functie van predatiedruk en voedselaanbod. Geschikt winterhabitat bestaat uit habitat dat dekking en voedsel biedt. Concreet gaat het dan met name om structuur- en zadenrijke gewasstoppels (Moorcroft *et al.*, 2002; Hancock & Wilson, 2002, geciteerd in Wilson *et al.*, 2009). Relaties tussen omgevingseigenschappen en overlevingsparameters 'door het jaar heen' zijn niet goed bekend.

7.2.3 Veldleeuwerik

De huidig veronderstelde parameterwaarden van de Veldleeuwerik resulteren in een jaarlijkse populatieafname van 1.5% (Tabel 7.6, Figuur 7.1). Om deze afname om te zetten in een jaarlijkse populatietoename van 1% vanaf jaar $t+1$ dienen overleving en/of reproductie toe te nemen. De recente negatieve populatieontwikkeling in akkerbouwgebieden wordt toegeschreven aan een afgenomen aantal broedpogingen NA dat een Veldleeuwerikpaar 'veilig' kan ondernemen en aan een verslechterde voedselsituatie in de broedgebieden (zie par 6.3). Door schaalvergroting en eenvormiger gewasrotaties is een veldleeuwerikpaar veel minder dan voorheen in staat om binnen de grenzen van het territorium te profiteren van verschillende gewassen in verschillende ontwikkelingsstadia voor opeenvolgende broedpogingen.



Figuur 7.3a en b, Veldleeuwerik: Vereiste toename van het aantal broedpogingen (NA) en het aantal 'uitgelopen' jongen per broedpoging (FPA) in de deelpopulatie als functie van de fractie van de totale populatie waarin deze toename tot stand wordt gebracht, resulterend in een populatiegroei van 1% in jaar $t+1$ in de totale populatie. De onderste horizontale lijn geeft de huidig veronderstelde waarde voor de betreffende parameter aan en de bovenste een schatting voor de maximale waarde. De verticale pijl verbindt de curve op het punt met maximale parameterwaarde met de x-as en geeft aan in welke deel van de populatie de maximale parameterwaarde bereikt zal moeten worden voor 1% populatiegroei in jaar $t+1$.



Dit zeven ha grote braakperceel in het Duitse Rheiderland trok in december 2010 5 Blauwe kiekendieven, 2 Ruigpootbuiszeters, 5 Velduilen en een groep Veldleeuweriken aan. (Ben Koks, Werkgroep Grauwe Kiekendief)

Tegelijkertijd is sprake van een gebrek aan geschikte, insectenrijke vegetaties waarin efficiënt naar voedsel voor nestjongen kan worden gezocht. Dit laatste kan zich uiten via een gereduceerd aantal broedpogingen, maar ook via een reductie van het aantal nestverlatende jongen per poging FPA. Het is niet goed bekend welke rol (winter)overleving speelt bij de verklaring van populatietrends, noch wat nodig zou zijn om de winteroverleving op populatieniveau te verhogen. Gillings *et al.* (2005) lieten zien dat de populatieontwikkeling van de Veldleeuwerik minder negatief was naarmate er meer graanstoppels voorkwamen (zie Figuur 6.5), maar door de samenhang tussen stoppels en de teelt van voorjaarsgewassen is niet goed aan te geven of de gunstiger trendontwikkeling van de Veldleeuwerik samenhangt met de aanwezigheid van stoppels (gunstiger omstandigheden in de winter) dan wel de aanwezigheid van voorjaarsgewassen (gunstiger omstandigheden in het broedseizoen) dan wel allebei deze factoren.

Aantal broedpogingen per paar (NA)

Met Eq. 2 kan berekend worden dat NA toe moet nemen tot 2.14 om in jaar $t+1$ uit te komen op een populatiegroei van 1%, overeenkomend met een toename van 7% ten opzichte van de huidige veronderstelde waarde voor NA. Dit geldt indien een NA van 2.14 in de gehele populatie gemiddeld gehaald wordt. Hoe groot de toename van NA moet zijn in een deel van de populatie, onder handhaving van de oorspronkelijke waarde in het complement daarvan en onder handhaving van de eis dat in de populatie als geheel sprake moet zijn van een populatietoename van 1% is weergegeven in Figuur 7.3a. Het kleinste mogelijke deel van de populatie waarvoor maatregelen nodig zijn bedraagt 18%, waarbij in dat deel dan wel de maximaal gemeten waarde voor NA behaald moet worden. Deze waarde bedraagt 2.74

(Vickery *et al.*, 2008). Als in een grotere deel van de veldleeuwerikpopulatie een verhoging van NA kan worden bewerkstelligd, dan kan 1% groei worden bereikt zonder dat NA de maximale waarde hoeft aan te nemen.

De afname het aantal broedpogingen per paar wordt mede toegeschreven aan de afname van het areaal zomergranen. Deze afname heeft tot gevolg dat hiaten optreden in het aanbod van voor broeden geschikte en veilige gewastypen (paragraaf 6.3). Dergelijke hiaten zijn vooral te verwachten in gebieden waar wintergranen, maïs en hakvruchten domineren. In regio's waar akkerbouw is verweven met de teelt van gras en luzerne wijken, bij gebrek aan alternatieven, Veldleeuweriken voor vervolglegsels uit naar deze voedergewassen. Het broedsucces in deze gewassen is laag, omdat beide voedergewassen vanaf begin mei om de 4-6 weken gemaaid worden.

Maatregelen en maatregelintensiteit

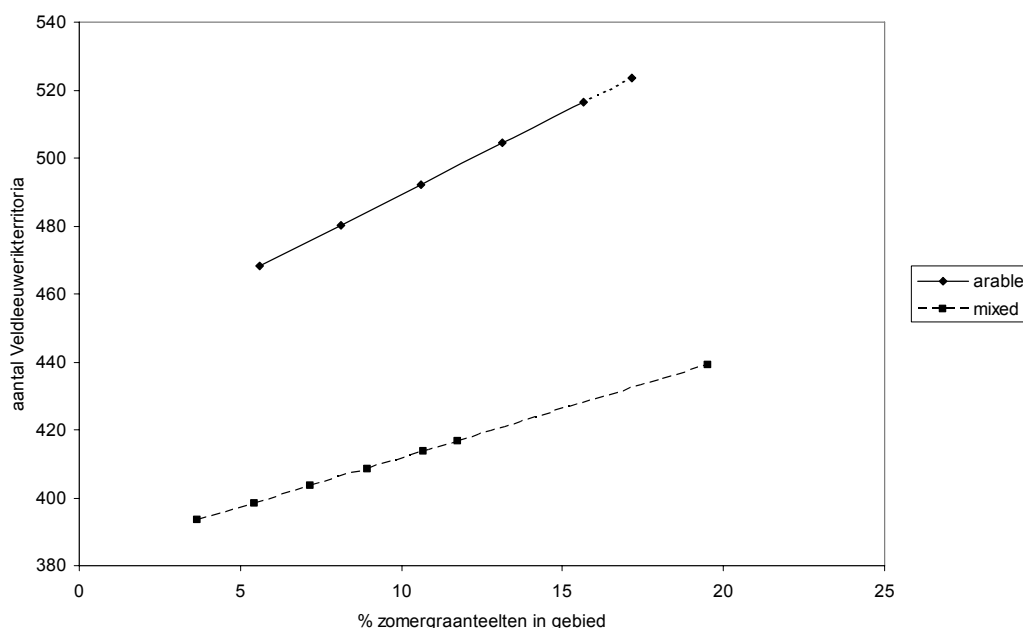
In gebieden waar zomergranen nagenoeg ontbreken, draagt (her)introductie daarvan bij aan de vergroting van het aanbod aan verschillende gewastypen. Het beoogde effect van de zomergranen is het bieden van geschikt en veilig broedhabitat nadat de wintergranen ongeschikt zijn geworden en andere gewassen (nog) geen veilig alternatief bieden. De zomergranen zelf worden na verloop van tijd eveneens ongeschikt, maar ze voorkomen het ontstaan van een hiaat in het aanbod aan geschikt en veilig broedhabitat gedurende de piek van het broedseizoen. Anders gezegd: introductie van zomergranen vergroot het mozaïek aan gewastypen in het leefgebied van Veldleeuweriken en draagt bij aan het gedurende het gehele broedseizoen aanwezig zijn van verschillende gewassen in verschillende ontwikkelingsstadia voor opeenvolgende succesvolle broedpogingen. De vergroting van het aandeel zomergranen in het bouwplan dient ten koste te gaan van regionaal dominerende gewassen (wintergranen, maïs, hakvruchten), onder handhaving van het mozaïek. Volledige vervanging van wintergranen door zomergranen is ongewenst, omdat het zou leiden tot het verdwijnen van geschikt broedhabitat bij aanvang van het broedseizoen.

Dat herintroductie van zomergranen potentieel een effectieve maatregel is blijkt uit de in paragraaf 6.3 besproken studie van Kragten *et al.* (2008) en uit hogere dichtheden in gebieden waar relatief veel zomergranen worden verbouwd, zoals de Veenkoloniën (par. 7.3). Stimulering van zomergranen ten behoeve van de Veldleeuwerik wordt ook opgevoerd als een van de maatregelen in het kader van een Europees actieplan voor de Veldleeuwerik (EC, 2007). Er kunnen verschillen bestaan tussen de diverse soorten zomergranen voor wat betreft de meerwaarde voor Veldleeuweriken, samenhangend met verschillen in ontwikkelingssnelheid ten opzichte van wintergranen. Daarbij geldt dat de toegevoegde waarde van zomergranen groter is naarmate de hoogte en dichtheid van het gewas na half mei lager is dan van wintergranen. Dit impliceert ook dat de waarde van zomergranen als nesthabitat voor Veldleeuweriken vergroot kan worden door later te zaaien dan het standaard zaaitijdstip of door zaaien met een bredere rijenafstand. In dit rapport is hier verder geen rekening mee gehouden.

Vraag is hoe groot de toename van het areaal zomergranen moet zijn teneinde verdere achteruitgang van populaties tegen te gaan. Eaton & Bradbury (2003) modelleerden het voorkomen van Veldleeuweriken als functie van een aantal omgevingskenmerken, waaronder gewastype en perceelsgrootte. Met de ontwikkelde empirische habitatassociatiemodellen werden vervolgens voor verschillende landschapstypen (arable, mixed, pastoral) voorspellingen gedaan van het aantal te verwachten territoria na virtuele ingrepen in de omgeving ten opzichte van een referentie. De voor Veldleeuweriken doorgerekende scenario's betroffen onder meer vergroting van het areaal zomergranen en vergroting van het areaal braak. In de referentie bestond in het arable en mixed landschapstype 5.6% en 3.7% van het

areaal landbouwgrond uit zomergranen en 45% en 32% uit wintergranen. Eaton & Bradbury (2003) berekenden de absolute toename van het aantal Veldleeuwerikterritoria bij een toename van het percentage zomergranen uitgedrukt als percentage van het totale areaal granen met 5, 10, 15 of 20%. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 7.4, waarbij de toename van het areaal zomergranen is omgerekend naar het percentage zomergranen in het gehele landschapstype. Als het areaal zomergranen in het arable landschapstype toeneemt van 5.6% tot 8%, 11%, 13% of 15%, dan voorspelt het model van Eaton & Bradbury (2003) een toename van het aantal Veldleeuwerikterritoria van resp. 2.6, 5.1, 7.7 en 10.3%. Voor het mixed landschapstype, met een lager aandeel akkerbouw, worden lagere toenames voorspeld. De reden daarvan is dat eenzelfde procentuele toename van het areaal zomergranen binnen het totale areaal granen in het 'mixed' landschapstype in een lagere absolute toename van het areaal zomergranen resulteert dan in het 'arable' type.

Het belangrijkste biologische mechanisme achter de voorspelde toenames is een toename van het aantal broedpogingen NA. Het is daarom plausibel om met Eq. 2 de populatiegemiddelde parameterwaarden voor NA te berekenen die horen bij de voorspelde procentuele toename van het aantal territoria. Waarden van de overige parameters worden constant verondersteld. Gegeven de groeisnelheden van het aantal territoria in het 'arable' landschapstype, bedragen bijbehorende NA-waarden resp. 2.22, 2.37, 2.52 en 2.66. Voor het 'mixed' model zijn de NA-waarden 2.16, 2.23, 2.31 en 2.37. Impliciete aanname bij deze waarden is dat de door Eaton & Bradbury (2003) voorspelde toename van het aantal territoria in één jaar tot stand komt, hetgeen in werkelijkheid natuurlijk niet zo hoeft te zijn. Aannemende dat de toename in twee jaar tot stand komt bedragen de NA-waarden 2.16, 2.23, 2.30 en 2.37 in het 'arable' landschapstype en 2.08, 2.12, 2.16 en 2.19 in het 'mixed' landschapstype.



Figuur 7.4: Voorspelling van het aantal Veldleeuwerikterritoria in een 'arable' en een 'mixed' landschapstype als functie van het percentage zomergranen in het gebied. Berekeningen op basis van Eaton & Bradbury (2003).

Met Eq. 2 werd berekend dat een populatiegemiddelde NA van 2.14 voldoende zou zijn voor het bewerkstelligen van populatiegroei. Als de door de 'arable' en 'mixed' modellen voorspelde populatiegroei in één jaar tot stand komt, dan is in akkerbouwlandschappen een aandeel van 8% en in regionaal gemengde landschappen een aandeel van 5.5% zomergranen meer dan voldoende om de benodigde NA te behalen. Indien de voorspelde toename van het aantal territoria zich uitstrekt over een groter aantal jaren, dan is dat al snel niet meer het geval.

Wanneer maatregelen beperkt blijven tot het kleinst mogelijke deel van de landelijke populatie, dan dient NA tot aan het maximum van 2.74 toe te nemen. Deze waarde wordt in het 'arable' landschapstype bij een toename van het aandeel zomergranen tot 15% nog niet bereikt. Extrapolatie van het 'arable' model naar de jaarlijkse populatiegroei volgens Eq. 2 bij NA=2.74 (12% in een jaar) suggereert dat een toename tot 17% nodig zou zijn (Figuur 7.4). Voor dezelfde NA in een 'mixed' landschapstype moet het aandeel zomergranen 19.5% bedragen.

De modelberekeningen van Eaton & Bradbury (2003) lenen zich niet voor het maken van een directe vertaalslag naar het vereiste aandeel zomergranen in het bouwplan. Dit aandeel blijkt gevoelig voor wat wordt aangenomen voor de snelheid waarmee de berekende toename van het aantal territoria tot stand komt. Wat een en ander betekent voor het vereiste aandeel zomergranen in een Nederlandse context is niet met grote precisie aan te geven. Een globale schatting voor het aandeel zomergranen om landelijk de minimaal benodigde NA te behalen komt uit op 5-10%. Voor een populatiegemiddelde NA van 2.74 bedraagt de schatting 15-20%. Een goede onderbouwing van deze percentages ontbreekt. Overigens worden in de meeste landbouwregio's deze aandelen zomergraan niet gehaald (Figuur 3.5). Voor leeuweriken positieve uitzonderingen zijn de landbouwregio's Veenkoloniën & Oldambt (14%; zomergraanteelt in werkelijkheid beperkt tot Veenkoloniën, met relatief hoge veldleeuwerikdichtheden [zie Figuur 7.9 in par. 7.3]), Bouwland & Hogeland (5%) en het Zuidwestelijk Akkerbouwgebied (5%).

Een in Engeland ontwikkelde maatregel ter verhoging van het aantal broedpogingen is de introductie van zgn. leeuwerikveldjes in wintergraanakkers. Leeuwerikveldjes beogen te voorkomen dat in Engelse bouwplannen sterk dominerende wintergranen in de tweede helft van het broedseizoen door Veldleeuweriken niet meer benut worden. Een leeuwerikveldje is een blok van minimaal 4x4 meter binnen een wintergraanakker, waar geen graan wordt ingezaaid. Meestal worden twee veldjes per ha wintergraan aangelegd. Het oorspronkelijke idee achter leeuwerikveldjes was het nabootsen van de positieve effecten van zomergranen voor Veldleeuweriken in wintergranen, met behoud van de hogere gewasopbrengsten van die laatste.

Onderzoek naar de effectiviteit van leeuwerikveldjes stamt vooral uit Engeland (Morris *et al.*, 2007; 2004). Op grond van tweejarig onderzoek in tien gebieden bleek dat er vroeg in het broedseizoen geen verschil was in territoriumdichtheid tussen wintertarwe zonder en wintertarwe met leeuwerikveldjes, maar later in het seizoen wel. Daarbij namen vanaf begin juni (ongeveer halverwege het broedseizoen) dichtheden in wintertarwe zonder leeuwerikveldjes af, terwijl dichtheden in wintertarwe met leeuwerikveldjes op peil bleven. Het verschil in dichtheid liep daarbij op tot 40%. Daarnaast was in wintertarwe met leeuwerikveldjes het aantal uitgevlogen jongen per nest groter dan in wintertarwe zonder leeuwerikveldjes. De oorspronkelijke gedachte achter leeuwerikveldjes in percelen wintertarwe was dat deze in de tweede helft van het broedseizoen zouden fungeren als refugium om in te broeden. Het bleek echter dat de leeuwerikveldjes nauwelijks daarvoor gebruikt werden en dat Veldleeuweriken in het wintertarwegewas zelf bleven nestelen (Morris *et al.*, 2007). Dit suggereert dat de aantrekkelijkheid van wintertarwe met leeuwerikveldjes voor Veldleeuweriken in de loop van het broedseizoen op de een of andere manier op peil blijft, terwijl die van wintertarwe zonder veldjes sterk afneemt. Die aantrekkelijkheid, en uiteindelijk

ook de hogere reproductie, houdt mogelijk verband met de verbeterde beschikbaarheid van voedsel. Een aanwijzing hiervoor vormt dat leeuweriken bovengemiddeld voor leeuwerikveldjes kozen om in te foerageren.

Ook in Nederland is onderzoek gedaan naar effecten van leeuwerikveldjes op leeuweriken en andere akkervogels (Teunissen *et al.*, 2010; van 't Hoff & Koks, 2007). Dit onderzoek vond plaats in grootschalige akkerbouwgebieden in Groningen en Zeeland. Uit het onderzoek bleek dat de veelbelovende Engelse bevindingen in Nederland niet herhaald konden worden. Dat een positief effect van leeuwerikveldjes in Nederland niet kon worden aangetoond, hangt waarschijnlijk samen met belangrijke verschillen tussen Nederlandse en Engelse akkerbouwgebieden. In Engeland is zowel het aandeel wintergranen als de schaal van de akkerbouw aanzienlijk groter dan in grootschalige Nederlandse akkerbouwgebieden. Beide verschillen maken dat de 'toegevoegde waarde' van leeuwerikveldjes in wintertarwe in de Engelse situatie waarschijnlijk groter is dan in Nederland. Op grond hiervan is te verwachten dat leeuwerikveldjes effectiever zijn naarmate akkerbouwgebieden grootschaliger en het aandeel wintergranen in het bouwplan hoger zijn.

In Zwitserland zijn leeuwerikveldjes getest onder omstandigheden die voor wat betreft gewassamenstelling (30% granen, 18% knolgewassen en 22% intensief grasland) meer met Nederland vergelijkbaar zijn (Fischer *et al.*, 2009). Een belangrijk verschil met het Engelse en Nederlandse onderzoek was dat de Zwitserse veldjes veel groter waren (per ha wintertarwe 4 veldjes van 3x12 m of één veldje van 2.5x80 m). Desondanks komen de bevindingen in het Zwitserse onderzoek in grote lijnen overeen met de Nederlandse in de zin dat niet duidelijk kon worden aangetoond dat de reproductie per paar in wintertarwe met veldjes hoger was dan in wintertarwe zonder veldjes, maar wel dat leeuweriken graag van de veldjes gebruik maakten. Zo werd aangetoond dat vanaf juli een groter percentage van het areaal wintertarwe met veldjes deel uitmaakte van veldleeuwerikterritoria dan van het areaal wintertarwe zonder veldjes. Ook bevonden zes van de tien in wintertarwe gevonden nesten zich in de onmiddellijke nabijheid (<5m) van een veldje en was dit aantal significant hoger dan op grond van de aanwezige oppervlakte verwacht mocht worden. Verder werden de leeuwerikveldjes positief geselecteerd als foerageerlocatie door oudervogels, samen met perceelsranden en – in mindere mate – voorjaarsgewassen en gemaaid grasland, maar kon geen conditieverval worden aangetoond tussen nestjongen in territoria met leeuwerikveldjes en nestjongen in territoria zonder leeuwerikveldjes.

Al met al ontbreekt het aan een basis om in de Nederlandse context aan leeuwerikveldjes een positief effect op het aantal broedpogingen door leeuweriken toe te schrijven. Het valt te overwegen nader onderzoek te doen naar de effectiviteit van leeuwerikveldjes in een Nederlandse context en ze dan conform het Zwitserse model fors groter te maken dan 4x4 meter.

Aantal nestverlatende jongen per broedpoging (FPA)

Vickery *et al.* (2008) schatten de huidige waarde voor FPA op 1.45. Deze waarde is hoger dan door Donald *et al.* (2002b) berekende waarden voor gras (0.60), braak (0.80) en granen (1.25). Dit suggereert dat de schatting van Vickery *et al.* (2008) wellicht aan de hoge kant is. Met Eq. 2 kan berekend worden dat de populatiegemiddelde FPA toe moet nemen tot 1.55 om in jaar $t+1$ uit te komen op een populatiegroei van 1%, een stijging van 7% ten opzichte van de huidig veronderstelde waarde. Hoe groot de toename van FPA moet zijn in een deel van de populatie, onder handhaving van de oorspronkelijke waarde in het complement daarvan en onder handhaving van de eis dat in de populatie als geheel sprake moet zijn van een populatietoename van 1% is weergegeven in Figuur 7.3b. Een maximale populatiegemiddelde waarde voor FPA kon niet worden herleid uit de literatuur en is geschat op 2. Op basis van deze schatting bedraagt het kleinst mogelijke deel van de populatie waarvoor maatregelen

nodig zijn 18%, waarbij in dat deel dan wel de maximale waarde voor FPA behaald moet worden. Mocht de schatting van de maximale waarde voor FPA te hoog zijn, dan is het kleinst mogelijke deel van de populatie waarvoor maatregelen nodig zijn groter, en *vice versa*.

Maatregelen en maatregelintensiteit

De parameter FPA is hoger naarmate de predatie van nesten in ei- en jongenfase lager is en er voldoende voedsel aanwezig is waarmee jongen kunnen worden gevoerd. In paragraaf 6.3 werd vastgesteld dat de reproductie per oppervlakte-eenheid in braakland hoger is dan in 'gewone' gewasteelten. De hogere reproductie per oppervlakte-eenheid in braak is met name toe te schrijven aan kleinere territoria (hogere dichtheid), een groter aantal broedpogingen per seizoen, een groter aantal eieren per legsel en een betere conditie van jongen. De enige parameter waar braakland slechter 'scoort' dan gewasteelten is FPA, een gevolg van de relatief hoge predatiedruk in braak ten opzichte van gewone gewasteelten, met name granen. Maximale waarden voor FPA worden waarschijnlijk bereikt in gebieden waar enerzijds veilige gewassen voorhanden zijn om in te broeden en anderzijds voldoende insectenrijke foerageerhabitats in de onmiddellijke nabijheid van de nestplaats.

Met akkerranden kan in dit laatste worden voorzien. Akkerranden zijn een afgeleide van volveldse braakpercelen, bijvoorbeeld neergelegd langs de grens tussen twee percelen. Het beheer van akkerranden voor akkervogels is gericht op behoud van de waarde van randen als insectenrijk foerageerhabitat en als nesthabitat gedurende het gehele broedseizoen. Grondslagen hiervoor zijn onder meer ontwikkeld in Groningen middels zgn. duo- en trioranden (van 't Hoff, 2010; van 't Hoff & Koks, 2008; 2007) en in het buitenland (Vickery *et al.*, 2009; Douglas *et al.*, 2009; Henderson *et al.*, 2007; Perkins *et al.*, 2002). Beheer van duo- en trioranden is erop gericht een variatie aan habitats te creëren binnen een akkerrand door hoge opgaande en gesloten vegetatie af te wisselen met een lage en meer open vegetatie. Dit laatste kan bereikt worden door gedeeltelijk maaien van randen en/of lichte grondbewerking, in beperkte mate ook in het broedseizoen.



Een brede akkerrand langs een graanperceel in de Noordpolder (Groningen) in juni. De voor akkervogels belangrijkste functie van akkerranden is de voorziening in insectenrijke habitat. Let ook op de ongemaaide sloot met een uitbundige rietvegetatie. (Jan van 't Hoff)

In grootschalig akkerland in Groningen en het aansluitende in Duitsland gelegen Rheiderland bestaat een positief verband tussen het oppervlak akkerranden en de territoriumdichtheid van Veldleeuweriken (van 't Hoff, 2010; Arisz *et al.*, 2009; Teunissen *et al.*, 2010; Van 't Hoff & Koks, 2008). Arisz *et al.* (2009) namen in een periode van drie jaar een verdubbeling van de veldleeuwerik-dichtheid waar in een polder in Rheiderland, waar het areaal akkerranden door de jaren heen varieerde van 7% tot 20% van het areaal landbouwgrond. In een aangrenzende polder met 5% randen werd een stabilisering van de dichtheid geconstateerd. In gebieden met een hoge randendichtheid lopen veldleeuwerik-dichtheden lokaal op tot 20 à 30 broedparen per 100 ha. Dit alles wijst erop dat Veldleeuweriken zich bij hun territoriumkeuze mede laten leiden door de aan- of afwezigheid van akkerranden, waarbij de beschikbaarheid van voedselrijk en toegankelijk foerageerhabitat vermoedelijk een grote rol speelt. Akkerranden worden dan ook intensief benut als foerageerhabitat door jongenvoerende oudervogels (Teunissen *et al.*, 2010). Het is niet bekend in welke mate de aanwezigheid van akkerranden in de nabijheid van een nest inderdaad gepaard gaat met een verhoogd broedsucces.

Arisz *et al.* (2009) stellen dat brede akkerranden beter werken dan smalle randen en dat een minimum breedte van 9-12 noodzakelijk is indien akkerranden tevens in nesthabitat moeten voorzien. Ook al worden randen gemeten naar hun aandeel in het totale landgebruik wel degelijk positief geselecteerd als nestplaats (Teunissen *et al.*, 2010), bij het huidige geringe areaal randen in Nederland en het daardoor geringe absolute aantal vogels dat in randen broedt, kan vermoedelijk van die randen niet gezegd worden dat ze op populatieniveau leiden tot een significante toename van het aantal broedpogingen. Dit kan dus ook geen verklaring zijn voor hogere dichtheden in gebieden met akkerranden.

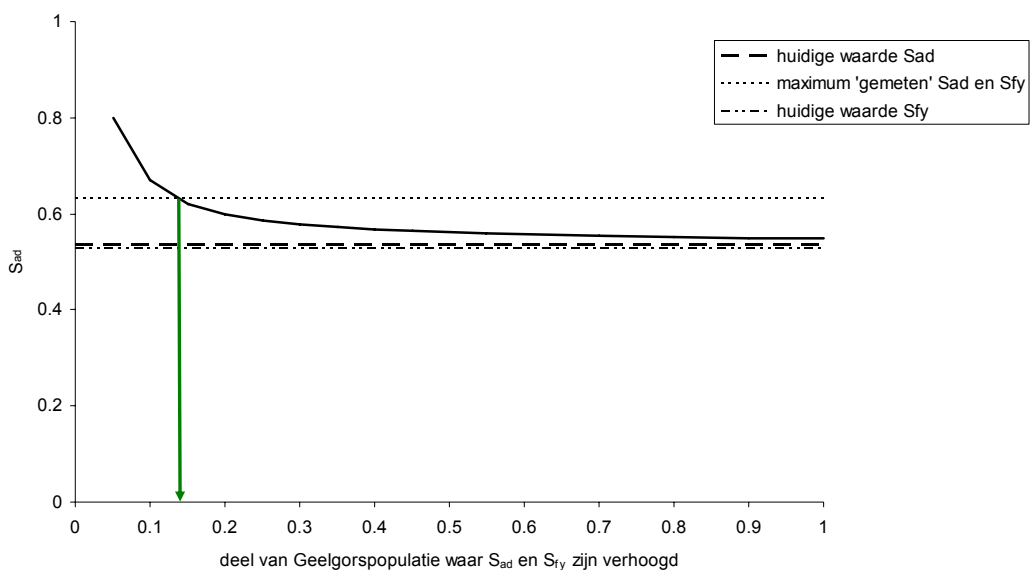
Op grond van ervaringen in grootschalig akkerland in Nederland en Rheiderland, stellen Arisz *et al.* (2009) dat op gebiedsniveau minimaal 5% van het areaal als extensief, seminatuurlijk habitat beheerd zou moeten worden. Zolang dit niet kan worden gekoppeld aan demografische parameters van de Veldleeuwerik en eventuele andere soorten, ontbreekt echter een degelijk ecologisch fundament hiervoor. In omringende landen circuleren overigens wel soortgelijke percentages. Om negatieve effecten van de afschaffing van de braaklegregeling op biodiversiteit te voorkomen, bepleit de Duitse natuurbeschermingsorganisatie NABU op grond van een literatuurstudie dat op elk landbouwbedrijf 10% van het areaal landbouwgrond als seminatuurlijk habitat (zgn. 'ökologischen Vorrangflächen' of 'Environmental Priority Areas') beheerd zou moeten worden (NABU, 2008). In Zwitserland hanteert men een ondergrens van 7% voor het als seminatuurlijk habitat te beheren areaal. Daar is dit ook al in praktijk gebracht en gekoppeld aan inkomensondersteuning: als Zwitserse boeren in aanmerking willen komen voor inkomensondersteuning in de vorm van directe betalingen, zijn zij verplicht om minimaal dit percentage als seminatuurlijk habitat (zgn. 'ecological compensation areas') te beheren (Aviron *et al.*, 2009). Birrer *et al.* (2007) veronderstellen dat 5-10% van dergelijke *ecological compensation areas* voldoende kunnen zijn, mits ze door een 'juist' beheer van voldoende hoge kwaliteit zijn.

7.2.4 Geelgors

De huidige veronderstelde parameterwaarden van de Geelgors resulteren in een jaarlijkse populatieafname van 1.3% (Tabel 7.6, Figuur 7.1). De negatieve populatieontwikkeling in akkerbouwgebieden in Engeland wordt toegeschreven aan een verlaagde overleving samenhangend met voedselgebrek in de winter (paragraaf 6.4). Vickery *et al.* (2008) veronderstellen dat het vooral aan de overleving van eerstejaarsvogels (S_{1y}) zou schorten, maar lichten dat niet verder toe. Om bij de Geelgors alleen de overleving van eerstejaarsvogels te beschouwen ligt niet voor de hand, al is inderdaad een gegeven dat overleving van

jonge, onervaren vogels in het algemeen lager is dan van adulte vogels. Logischer is het om de overleving van adulte en eerstejaarsvogels in samenhang te beschouwen, omdat ze in de praktijk gecorreleerd zullen zijn: maatregelen ter verhoging van de overleving van eerstejaarsvogels zullen ook een positief effect hebben op de overleving van adulte vogels. Ook zijn verschillen tussen huidige parameterwaarden voor S_{ad} en S_{fy} niet zo groot dat speciale aandacht voor overleving van jonge vogels gerechtvaardigd is. Daarom wordt er hier voor gekozen om de winteroverleving van zowel adulte als eerstejaarsvogels tegelijkertijd te beschouwen. Dit gebeurt door er van uit te gaan dat als S_{ad} met een bepaald percentage toeneemt, dat dan ook S_{fy} met datzelfde percentage toeneemt.

Met Eq. 1 kan berekend worden dat S_{ad} en S_{fy} beiden met 2.5% moeten toenemen tot waarden van 0.549 resp. 0.542 om in jaar $t+1$ uit te komen op een populatiegroei van 1%. Dit geldt indien S_{ad} en S_{fy} in de gehele populatie toenemen. Figuur 7.6 toont hoe groot de toename van S_{ad} moet zijn voor de situatie dat S_{ad} en S_{fy} toenemen in een deel van de populatie onder handhaving van de oorspronkelijke waarden in het complement daarvan en onder handhaving van de eis dat in de populatie als geheel sprake moet zijn van een populatietoename van 1%. Omdat de curve voor S_{fy} nagenoeg samenvalt met die van S_{ad} is deze niet weergegeven. Het kleinst mogelijke deel van de populatie waarbij in dat deel maximale waarden voor S_{ad} en S_{fy} behaald moeten worden bedraagt 13%. Als maximum waarde voor S_{fy} wordt 0.630 aangehouden (Vickery *et al.*, 2008) en deze waarde wordt ook aangehouden voor S_{ad} .



Figuur 7.6, Geelgors: Vereiste toename van overleving van adulten en eerstejaarsvogels (S_{ad} en S_{fy}) in de deelpopulatie als functie van de fractie van de totale populatie waarin deze toename tot stand wordt gebracht, resulterend in een populatiegroei van 1% in jaar $t+1$ in de totale populatie. Alleen de curve voor S_{ad} is weergegeven. De onderste horizontale lijn geeft de huidig veronderstelde waarde voor S_{ad} aan en de bovenste de maximaal geregistreeerde waarde. De verticale pijl verbindt de curve op het punt met maximale parameterwaarde met de x-as en geeft aan in welke deel van de populatie de maximale parameterwaarde bereikt zal moeten worden voor 1% populatiegroei in jaar $t+1$.

Maatregelen en maatregelintensiteit

Waar Geelgorspopulaties afnemen, bestaat het vermoeden dat verlaagde winteroverleving als gevolg van voedselgebrek een rol speelt, met name in de late winter (Siriwardena *et al.*, 2008; 2007). Het is niet bekend in hoeverre winteroverleving ook in Nederland sturend is voor nationale en regionale populatietrends. Het ontbreekt eveneens aan kennis om maatregelen die zich richten op verbetering van de wintervoedselsituatie te kunnen relateren aan verbetering van de populatiegemiddelde overleving. Daarmee ontbreekt een basis om aan te geven welke maatregelintensiteit nodig is en moet dit langs indirecte weg worden benaderd.

In paragraaf 6.3 werd onderzoek van Gillings *et al.* (2005) aangehaald waaruit bleek dat de populatietrends van Geelgors en Veldleeuwerik minder negatief waren naarmate de dichtheid aan graanstoppels in de winter hoger was. Op grond van een vergelijking tussen populatietrends in kilometerhokken met en zonder graanstoppels, veronderstellen Gillings *et al.* (2005) dat een areaal van 10-15 ha stoppel per 100 ha een forse bijdrage kan leveren aan het tegengaan van de verdere afname van Geelgors en andere soorten. Gillings *et al.* (2005) betrokken in hun onderzoek niet de kwaliteit van de stoppels. Een vanuit het perspectief van akkervogels belangrijk kwaliteitskenmerk is de hoeveelheid zaden (onkruidzaden en gemorste graankorrels) in de stoppel. De zaaddichtheid wordt beïnvloed door het management in het voorafgegangene graangewas (Vickery *et al.*, 2008). Graanstoppels die als doel hebben bij te dragen aan de wintervoedselvoorziening van akkervogels dienen dan ook specifiek voor dat doel beheerd te worden.



Deze groenlingen, vinken en kepen maakten deel uit van een groep van enkele honderden vogels die zich in de winter van 2009/10 ophield op de Kraijjelheide nabij Venlo, foeragerend op de zaden van een 1.6 ha groot perceel zaadzettende bladrammenas 10 m naar rechts. In januari 2010 werd het perceel regelmatig bezocht door drie Blauwe kiekendieven, die op en neer pendelden tussen de bladrammenas en akkers met overstaande granen (incl. 250-300 Geelgorzen) 500 m verderop. In muizenarme jaren vormen zangvogels een belangrijke alternatieve voedselbron voor Blauwe kiekendieven. Ze weten percelen met hoge vogeldichtheden dan snel te vinden. (Jules Bos).

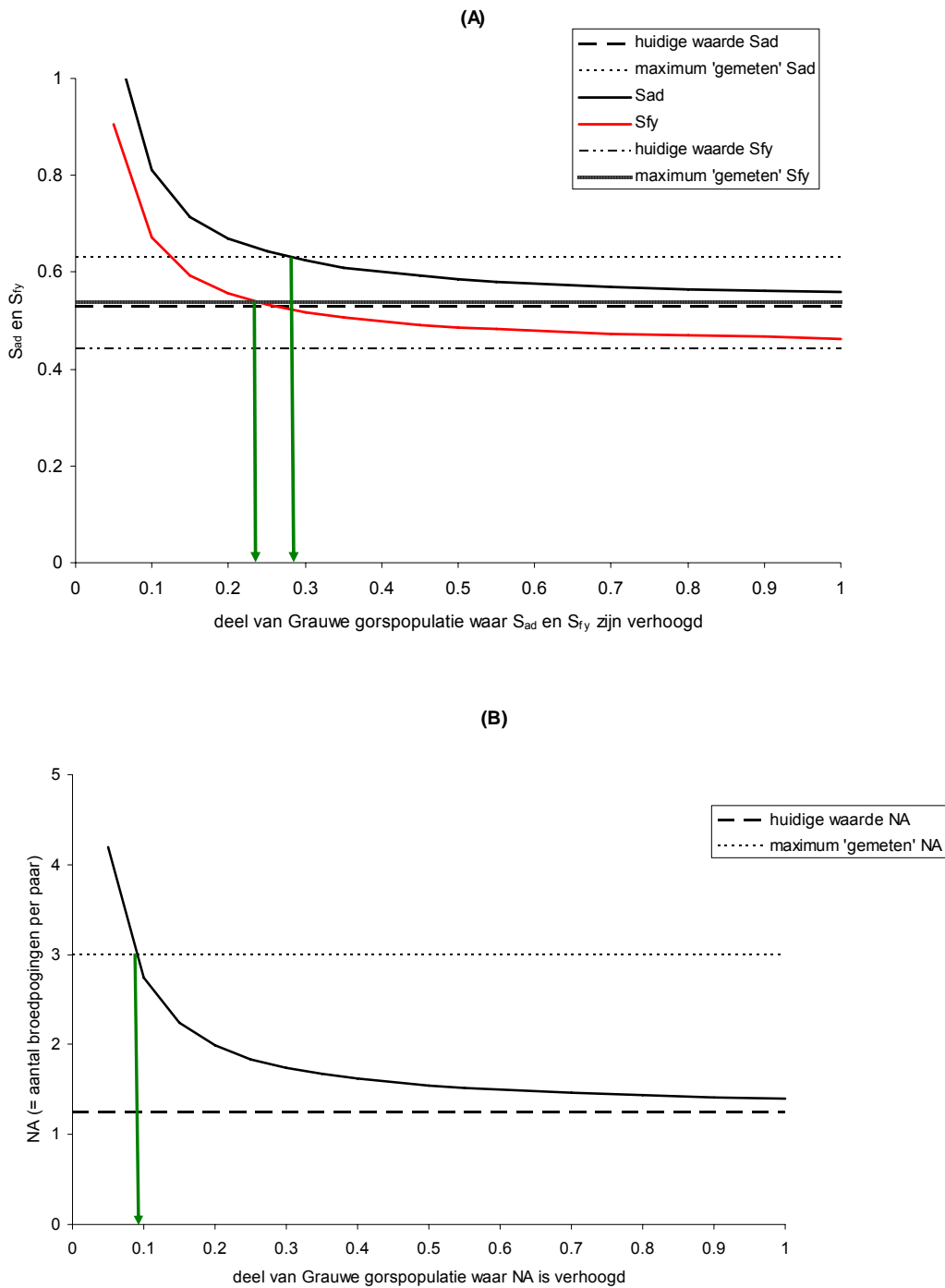
Dit beheer richt zich op het stimuleren van de ontwikkeling van een kruidenrijke vegetatie in de stoppel na oogst en houdt met name in het afzien van het gebruik van herbiciden in de tweede helft van het groeiseizoen en na oogst van het graan. Naarmate stoppels rijker zijn aan zaden is het benodigde stoppelareaal voor verhoging van de winteroverleving navenant lager (Gillings *et al.*, 2005). Een buitencategorie in deze vormen stroken of zelfs hele percelen met niet-geogste (overstaande) granen of anderszins speciaal voor vogels geteelde wintervoedselgewassen. Op akkers met dergelijke wintervoedselgewassen bereiken diverse soorten akkervogels (Patrijs, vinkachtigen, Ringmus, Geelgors, Grauwe gors) hoge dichtheden.

Op plaatsen in Nederland en Vlaanderen waar dergelijke wintervoedselgewassen worden aangeboden gaat het om honderden vogels, zowel op plaatsen waar enkele tientallen hectaren wintervoedselgewassen geconcentreerd worden aangeboden (Hamsterreservaat Sibbe), als op plaatsen waar het om slechts enkele hectaren gaat. Omdat het voedselaanbod in speciaal voor zaadetende akkervogels geteelde wintervoedselgewassen vele malen hoger is dan in stoppels van geogste graangewassen, is het benodigde oppervlak voor stabiele populaties van de Geelgors waarschijnlijk eveneens vele malen kleiner dan de 10-15 ha stoppels per 100 ha die uit de analyse van Gillings *et al.* (2005) naar voren komt. Hier wordt uitgegaan van 1 à 2 ha wintervoedselgewas per 100 ha landbouwgrond. De ruimtelijke configuratie van het aanbieden van wintervoedselgewassen verdient daarbij nog wel aandacht. Zo moeten wintervoedselgewassen voor Geelgorzen altijd in de nabijheid van opgaande elementen (heg, houtwal, bosrand) worden gepositioneerd, omdat Geelgorzen die nodig hebben als vluchtplaats bij nadering van predatoren.

7.2.5 Grauwe gors

Huidige parameterwaarden van de Grauwe gors resulteren in een jaarlijkse populatieafname van 4.1% (Tabel 7.6, Figuur 7.1). Vickery *et al.* (2008) schrijven de negatieve populatieontwikkeling toe aan een verlaagde overleving van eerstejaars vogels en het te geringe aantal broedpogingen dat een Grauwe gorspaar in een broedseizoen kan ondernemen. Net als bij Geelgors licht het niet voor de hand de verlaagde overleving van eerstejaars vogels los te zien van die van adulte vogels, maar is het logischer de overleving van adulte en eerstejaarsvogels tegelijk te beschouwen, omdat ze in de praktijk gecorreleerd zijn. Dus ook bij de Grauwe gors is ervan uitgegaan dat als de overleving van eerstejaars vogels met een bepaald percentage toeneemt, dat dan ook de overleving van adulte vogels met eenzelfde percentage toeneemt.

Met Eq. 1 kan berekend worden dat S_{ad} en S_{fy} populatiegemiddeld met 5.3% moeten toenemen tot waarden van 0.558 resp. 0.463 om in jaar t+1 uit te komen op een populatiegroei van 1%. Dezelfde populatiegroei kan ook bereikt worden indien het aantal broedpogingen NA dat een paar in het broedseizoen onderneemt gemiddeld over de gehele populatie verhoogd zou kunnen worden van 1.25 tot 1.40. Figuur 7.7 toont hoe groot de toename van S_{ad} , S_{fy} resp. NA moeten zijn ingeval demografische parameters in een gedeelte van de populatie toenemen, onder handhaving van de oorspronkelijke waarden in het complement en onder handhaving van de eis dat in de populatie als geheel sprake moet zijn van een populatietoename van 1%. Maximum waarde voor S_{iv} is 0.538 (Vickery *et al.*, 2008). Bij gebrek aan een betere schatting wordt voor de maximale waarde van S_{ad} 0.63 aangehouden, ofwel de maximale overleving van eerstejaars Geelgorzen. Voor 1% populatiegroei in jaar t+1 moet 24% van de eerstejaarsvogels en 29% van de adulte vogels in staat worden gesteld de maximale overleving te bereiken. Het maximale aantal broedpogingen dat een paar kan ondernemen bedraagt 3 (Vickery *et al.*, 2008). Voor 1% populatiegroei in 2009 hoeft dit maximum in 'slechts' 9% van de populatie gehaald te worden (Figuur 7.7b).



Figuur 7.7, Grauwe gors: Vereiste toename van overleving van adulten en eerstejaars vogels (S_{ad} en S_{fy}) en aantal broedpogingen per ha (NA) in de deelpopulatie als functie van de fractie van de totale populatie waarin deze toename tot stand wordt gebracht, resulterend in een populatiegroei van 1% in jaar $t+1$ in de totale populatie. De verticale pijl verbindt de curve op het punt met maximale parameterwaarde met de x-as en geeft aan in welke deel van de populatie de maximale parameterwaarde bereikt zal moeten worden voor 1% populatiegroei in jaar $t+1$.

Maatregelen en maatregelintensiteit

Belangrijke oorzaken van de afname van de Grauwe gors in Nederland zijn intensivering van het graslandbeheer, de opkomst van maïsteelt en voedselgebrek in de winter. Het is niet mogelijk om gedetailleerd aan te geven welke maatregelen op welk oppervlak nodig zijn voor stabilisatie van de populatie in gebieden waar de soort nog voorkomt. Enig houvast biedt het eerder aangehaalde onderzoek van Perkins *et al.* (2008), waarin de populatieontwikkeling van Grauwe gorzen in graangedomineerde gebieden met en zonder maatregelen vergeleken werd. Daarbij bleek dat in deelgebieden met maatregelen het aantal territoriale Grauwe gorzen tussen 2002 en 2004 min of meer op peil bleef, terwijl dit aantal in deelgebieden zonder maatregelen met 43% afnam. In deelgebieden met maatregelen werd op gemiddeld 30% van het areaal maatregelen toegepast. Het grootste deel daarvan had betrekking op wintervoedselgewassen (12%), natuurbraak (9%) en onbespoten zomergraanteelten met aansluitende onkruidrijke graanstopfels (7%). De maatregelen richtten zich daarmee vooral op de wintervoedselvoorziening en de voorziening in insectenrijke habitats in het broedseizoen. Perkins *et al.* (2008) leggen geen verbanden tussen individuele maatregelen en de waargenomen populatieontwikkeling. Het is dus niet mogelijk om (semi)kwantitatieve uitspraken te doen over effecten van individuele maatregelen op overleving en/of het aantal broedpogingen per seizoen.

7.3 Een populatiemodel voor de Veldleeuwerik in Groningen

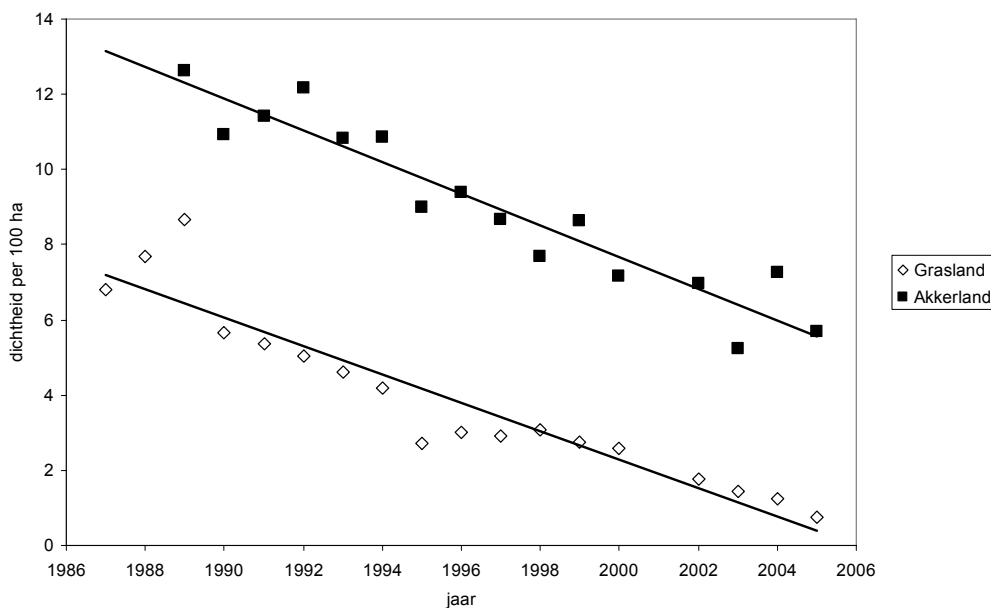
7.3.1 Inleiding

Door de grote oppervlakte cultuurland, ongeveer 180.000 hectare waarvan eenderde grasland en tweederde bouwland, is de provincie Groningen van grote betekenis voor vogels van het open cultuurland. Dit zijn soorten van vochtige graslanden, zoals weidevogels, en soorten van drogere graslanden en akkers, de zogenaamde akkervogels (Provincie Groningen, 2007). Net als elders in West-Europa nemen de aantallen af door de voortgaande intensivering van het agrarisch beheer. Dit leidde vanaf de jaren zeventig tot provinciaal beleid voor de bescherming van weidevogels en vanaf de jaren negentig voor akkervogels.

Het huidige beleid wordt beschreven in de nota "Meer doen in minder gebieden" (Provincie Groningen, 2008) en is erop gericht door het gebiedsgericht inzetten van maatregelen de aantalsafnamen tot staan te brengen en stabiele populaties te creëren. Dit beleid is gebaseerd op een aantal praktische scenarioberekeningen voor 'gidssoorten' als Grutto en Veldleeuwerik. In deze paragraaf wordt nader ingegaan op de scenarioberekeningen voor de Veldleeuwerik in de provincie Groningen. Daarbij komen aan de orde de aard van de beschermingsmaatregelen, het benodigde populatieaandeel dat onder beheer moet worden gebracht, de plaats waar het beheer het best kan worden ingezet, de daarvoor benodigde oppervlakte en tenslotte een schatting van de ermee gepaard gaande kosten. Centraal staan de akkergebieden in Groningen.

7.3.2 De Veldleeuwerik in Groningen

De Veldleeuwerik is in Groningen vanouds een zeer talrijke en karakteristieke soort van het agrarisch cultuurland. De soort was in de jaren zeventig nog zo talrijk dat deze bij de toenmalige provinciale vogelinventarisaties uit efficiencyoverwegingen niet werd geteld. Boekema *et al.* (1983) schatten het aantal broedparen begin jaren tachtig op ongeveer 20.000, maar waarschijnlijk was het aantal aanzienlijk hoger. Begin jaren negentig komt de schatting nog steeds uit op 20.000 paar. Geschat wordt dat toen 8% van de Nederlandse populatie in Groningen voorkwam. De hoogste dichtheden kwamen voor in de akkergebieden



Figuur 7.8: Aantalsverloop Veldleeuwerik Groningen 1987-2005

(Van Scharenburg *et al.*, 1990b; Van den Brink *et al.*, 1992). Rond 2000 wordt het aantal op nog maar 7500 geschat en is het landelijk populatieaandeel 12% (Sierdsema & Willems, 2006; Provincie Groningen, 2008).

Figuur 7.8 laat zien dat de aantallen tussen 1985 en 2005 in zowel grasland als bouwland sterk zijn afgenomen, in totaal met 89% in grasland en 55% in bouwland. In de graslanden bedraagt de gemiddelde jaarlijkse afname bijna 11% en in de akkers 5%. De gemiddelde jaarlijkse afname eind jaren tachtig - begin jaren negentig was kleiner dan de periode erna (Tabel 7.7). De aantallen zullen momenteel lager liggen dan rond 2000 en de indruk bestaat dat de afname na 2005 wat afvlakt (Provincie Groningen, in prep.). Ondanks alles is Groningen landelijk gezien nog steeds een veldleeuwerikbolwerk (SOVON Vogelonderzoek, 2002).

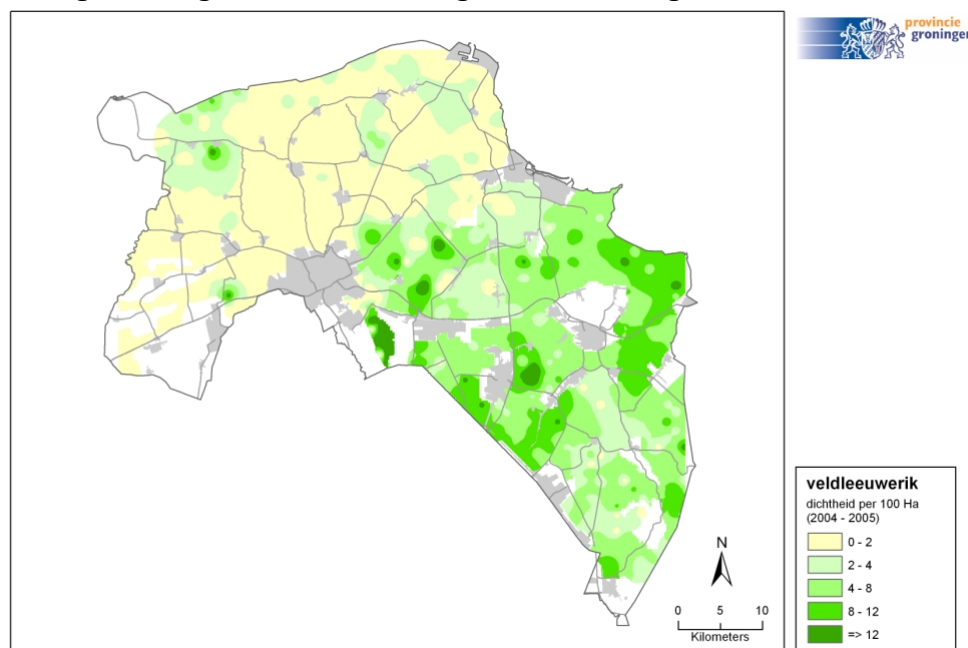
Tabel 7.7: Gemiddelde jaarlijkse populatieverandering van de Veldleeuwerik in het gehele Groninger cultuurland en in enkele akkerbouwgebieden

Periode	Gemiddelde jaarlijkse populatieverandering (%)		
	Grasland	Akkerland	
1987-1994	-7	-2	
1995-2007	-16	-5	
	Noord-Groningen	Oldambt	Veenkoloniën
1989-1994	-15	-1	0
1995-2007	-6	-14	-2
1989-2007	-9	-11	-2

Opmerkelijk zijn de verschillen in trends tussen de diverse akkergebieden in Groningen (Tabel 7.7). Naast de beperkte afname in het Oldambt ten tijde van de grootschalige braaklegging begin jaren negentig, is vooral de geringe afname in de Veenkoloniën opvallend. Ook daar lag begin jaren negentig een deel van het areaal braak, maar bleef de afname na stopzetting ervan beperkt. Het percentage akkerranden dat daarna werd neergelegd was lager dan in het

Oldambt. Dat roept de vraag op waarom Veldleeuweriken het in dit gebied relatief goed doen. Dit heeft mogelijk te maken met de grondsoort (zand) en in samenhang daarmee een divers bouwplan met relatief veel zomergranen (zie Bijlage 5). Daarnaast zijn de percelen kleiner en langgerechter met daardoor veel randlengte. Het gebied wordt verder doorsneden door veenwijken en (zand)wegen met grazige taluds en bermten.

De aantalsafname in Groningen ging gepaard met een versnippering van de verspreiding. De graslandgebieden zijn vrijwel leeggelopen en de akkergebieden van Oost- en Zuidoost-Groningen herbergen momenteel de hoogste dichtheden (Figuur 7.9).



Figuur 7.9: Verspreiding en dichtheden Veldleeuwerik 2004 - 2005 in Groningen.

7.3.3 Hoe het tij te keren?

De aantalsontwikkeling van veldleeuwerikpopulaties wordt bepaald door geboorte, sterfte, immigratie en emigratie. Deze factoren zijn afhankelijk van de aard van het agrarisch beheer en specifieke maatregelen als braaklegging en akkerranden. Daarnaast spelen de schaal waarop en de plaats waar deze maatregelen worden ingezet een rol.

Welke maatregelen?

De laatste jaren is steeds meer kennis beschikbaar gekomen over voor de Veldleeuwerik relevante beheermaatregelen (zie elders in dit rapport; Dijksterhuis & Hut, 2009). In essentie gaat het in akkergebieden om het handhaven van openheid, een divers gewesaanbod en het bevorderen van 'extensieve vergrassing', bijvoorbeeld in de vorm van braak en/of akkerranden. Mits goed beheerd, bieden deze grazige percelen en randen extra nestgelegenheid en voedsel. Belangrijk is welk effect dit beheer heeft op reproductie en overleving van de Veldleeuwerik en daarmee op de populatieontwikkeling. Uit het in paragraaf 6.3 aangehaalde onderzoek blijkt dat het aantal legsels in het broedseizoen een van de cruciale factoren bij de verklaring van de huidige populatieontwikkeling. Op basis van een eenvoudig model werd in paragraaf 7.2.3 berekend dat voor 1% populatiegroei gemiddeld 2.14 legsels nodig zouden zijn. Soortgelijke berekeningen zijn met behulp van een iets gedetailleerder populatiemodel eerder al eens voor Groningen uitgevoerd (Provincie

Groningen, 2008; 2007; Van Scharenburg, 2008b). Met behulp van dat model wordt hier het effect van enkele andere parameterwaarden (hatch [eiuitkomst] en adult survival) op de populatiegroei-parameter R doorgerekend en vergeleken met het model in paragraaf 7.2. Het gebruikte model is:

$$R = 0.5 * Plgs_{1,2,3} * Lgr_{1,2,3} * Phatch_{1,2,3} * Pfledge_{1,2,3} * S_j + S_{ad} \quad (\text{Eq. 3})$$

waarbij:

- R = populatiegroeiwaarde
- Plgs_{1,2,3} = kans op eerste, tweede, derde legsel
- Lgr_{1,2,3} = legselgrootte eerste, tweede, derde legsel
- Phatch_{1,2,3} = kans op uitkomen eerste, tweede, derde legsel
- Pfledge_{1,2,3} = kans op uitvliegen eerste, tweede, derde legsel
- S_j = juveniele survival
- S_{ad} = adult survival

Met dit model zijn drie scenario's doorgerekend:

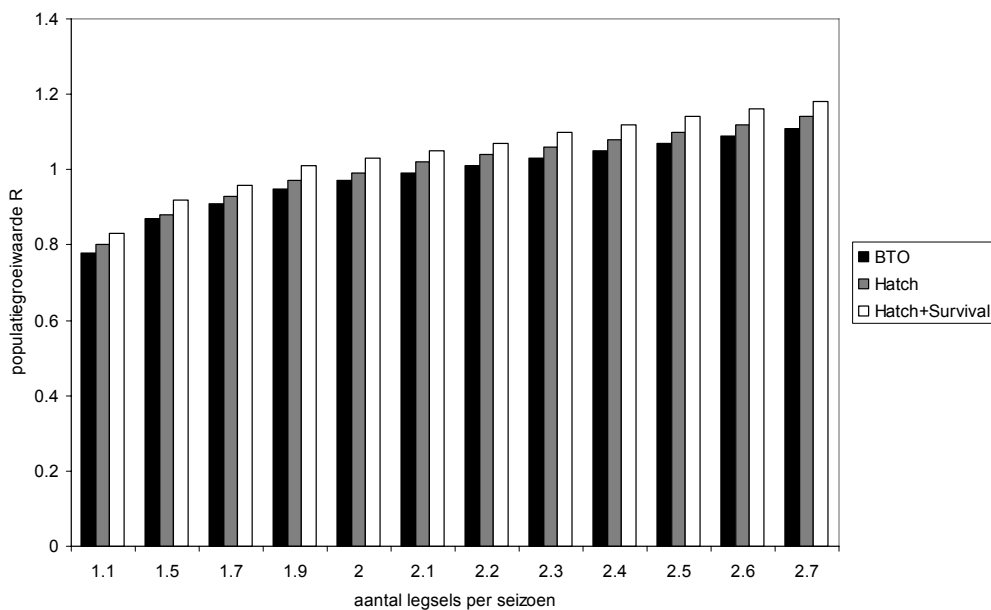
- 1) BTO: een scenario op basis van de parameterwaarden volgens Vickery *et al.* (2008) (Tabel 7.6);
- 2) Hatch: een scenario waarbij de hatchwaarde (eiuitkomst) is gebaseerd op gegevens uit de jaren zeventig en tachtig (Glutz & Bauer, 1985; Pätzold, 1975);
- 3) Hatch+Survival: een scenario waarbij naast de hatchwaarde een hogere survival wordt aangenomen volgens Delius (1965).

De gebruikte parameterwaarden zijn samengevat in Tabel 7.8. Bij gebrek aan voldoende informatie over de Nederlandse situatie zijn deze gebaseerd op bovengenoemde literatuur, aangevuld met Donald *et al.* (2002b) en Donald (2004). Bij de berekeningen is de kans op een eerste, tweede of derde legsel gevarieerd.

Tabel 7.8: Voor berekening van populatiegroei-parameter R gebruikte parameterwaarden

Parameter	Scenario		
	BTO	Hatch	Hatch+Survival
Legselgrootte1	3.3	3.3	3.3
Legselgrootte2	3.8	3.8	3.8
Legselgrootte3	4.0	4.0	4.0
Phatch _{1,2,3}	0.64	0.68	0.68
Pfledge _{1,2,3}	0.68	0.68	0.68
S _j	0.245	0.245	0.245
S _{ad}	0.62	0.62	0.66

De uitkomsten zijn samengevat in Figuur 7.10. Bij R=1 blijft de populatie stabiel, R>1 betekent populatiegroei en R<1 heeft populatieafname tot gevolg. Het aantal legsels is een basale factor om een R>1 te bereiken. Verhogen van de hatchwaarde doet deze met nog eens 2% toenemen, een hogere survival voegt daar nog 3% aan toe. Bij het BTO scenario wordt een R ≥1 bereikt bij meer dan 2.14 legsels en bij het scenario Hatch bij meer dan 2.1 legsels. Als door onder meer verbetering van de overwinteringssituatie de adult survival verhoogd zou kunnen worden tot 0.66 (scenario Hatch+Survival), is het benodigde aantal legsels nog wat lager, namelijk 1.9. Beheermaatregelen gericht op het vergroten van het aantal broedpogingen, eventueel aangevuld met maatregelen gericht op het verhogen van de adult survival, kunnen soulaas bieden. Gezien de gemeten R-waarden van 0.95 (=jaarlijkse afname van 5%) in de Groninger akkers zullen daarvoor behoorlijke inspanningen nodig zijn.



Figuur 7.10: Veldleeuwerik, relatie tussen gemiddeld aantal legsels per seizoen en populatiegroei parameter R

Met welke omvang?

Als duidelijk is welke demografische parameters belangrijk zijn voor de populatieontwikkeling, is de volgende vraag wat er moet gebeuren om de populatieontwikkeling in een gewenste richting bij te sturen. In paragraaf 7.2.3 is een schatting gemaakt van het minimale populatieaandeel met een maximaal aantal legsels, dat nodig is om de totale populatie 1% te doen groeien. Dat blijkt 18% te zijn, waarbij in dit deel van de populatie de gemiddelde jaarlijkse groei 15% is. Voor de overige populatie wordt een afname van 1.5% verondersteld. Er wordt uitgegaan van een ruimtelijk homogeen verdeelde en gemixte populatie. Impliciet wordt aangenomen dat de effecten van eventuele beheermaatregelen zich onmiddellijk voordoen.

Figuur 7.9 laat zien dat de aanname van een homogene ruimtelijke verdeling voor de Groninger akkergebieden feitelijk niet opgaat. De veldleeuwerikpopulatie is een lappendeken van deelpopulaties. Tevens blijken populatieontwikkelingen in de diverse gebieden te verschillen. In de kleigebieden is sprake van een gemiddelde jaarlijkse afname van 10% en in de zandgebieden van 2%. Het is dus reëler om uit te gaan van een metapopulatie die bestaat uit subpopulaties van *sources* en *sinks*. Een *source* is een populatie met een hogere reproductie dan nodig is voor de instandhouding ervan ($R > 1$), bij een *sink* is sprake van een te geringe reproductie ($R < 1$). Sourcepopulaties kunnen als bron voor nabijgelegen *sinks* fungeren. De omvang van de totale populatie wordt bepaald door de verhouding tussen *sources* en *sinks* (o.a. Pulliam, 1988). Belangrijke vraag is dan welk deel van een populatie als *source* moet fungeren om een bepaald doel te bereiken, bijvoorbeeld populatiegroei of stabiliteit, en op welke termijn dat doel bereikt zou moeten zijn. Uitgaande van de situatie in de Groninger akkergebieden zijn de daarvoor benodigde scenarioberekeningen daarom op een metapopulatiebenadering gebaseerd (Akçakaya *et al.*, 1999). Er zijn vier scenario's doorgerekend met een sourceaandeel in de metapopulatie van respectievelijk 6%, 13%, 19% en 25%. Daarbij is uitgegaan van een theoretische metapopulatie van 16 subpopulaties. Iedere subpopulatie bestaat uit 100 paar, de totale populatie bedraagt dus 1600 paar. De aantals-

ontwikkeling is dichtheidsafhankelijk, de subpopulaties kunnen groeien tot maximaal 5 maal de startwaarde. De subpopulaties beslaan ieder een gelijke oppervlakte. De berekeningen gaan uit van het 'Hatch' scenario in Tabel 7.8.

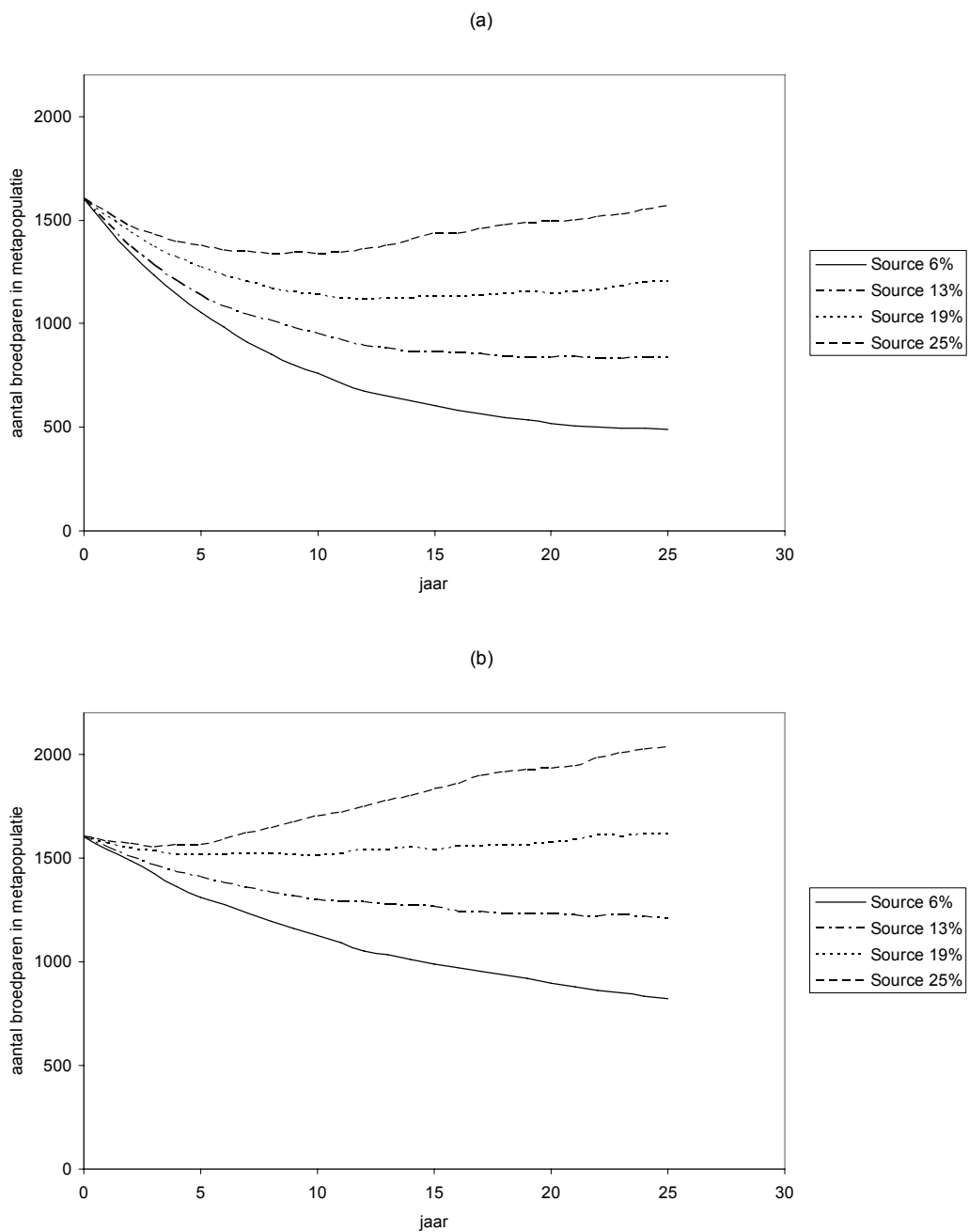
Voor de sourcepopulaties wordt uitgegaan van een R-waarde van 1.15. Deze wordt bereikt bij ongeveer 2.7 legsels. Voor de *sinks* worden R-waarden van 0.90 of 0.95 aangehouden, gebaseerd op de situatie in Groninger akkergebieden op klei respectievelijk zand. De adult survival is op 0.62 gesteld. Er is gerekend voor een periode van 25 jaar. Rond de R-waarden is een spreiding van 10% aangehouden om toevalsvariatie door onder andere het weer mee te nemen. Per tijdsstap zijn 500 replicaties doorgerekend. De gemiddelde dispersieafstand is 1 buurpopulatie.

De resultaten zijn samengevat in Figuur 7.11a en b. Figuur 7.11a schetst de situatie waarbij de *sinks* een R-waarde van 0.9 hebben, in Figuur 7.11b is dat 0.95. Figuur 7.11a laat zien dat alleen een sourceaandeel van 25% in de metapopulatie op lange termijn tot stabiliteit leidt. Maar ook dan vindt eerst enige afname plaats. Als stabiliteit op zeer korte termijn het doel is, zal het sourceaandeel groter dan 25% moeten zijn. Figuur 7.11b laat zien dat bij een geringere afname in de *sink* met een kleiner sourceaandeel kan worden volstaan. Nu treedt bij een sourceaandeel van 25% al groei op en bij een aandeel van 20% stabiliteit. Het metapopulatie effect is dus niet alleen afhankelijk van de R-waarde in de *source*, maar ook van de R-waarde in de *sink*. De verhouding tussen beiden bepaalt de benodigde omvang van de *source* voor, bijvoorbeeld, stabiliteit. Dit betekent dat in de Groninger akkergebieden op klei een groter sourceaandeel nodig zal zijn om een bepaald populatieniveau te bereiken of te behouden dan in de akkergebieden op zand. Voor die laatste gebieden is de situatie waarschijnlijk nog iets gunstiger, omdat met een conservatieve R-waarde van 0.95 is gerekend. Mogelijk is daar al met een sourceaandeel van 15% populatiestabiliteit te bereiken.

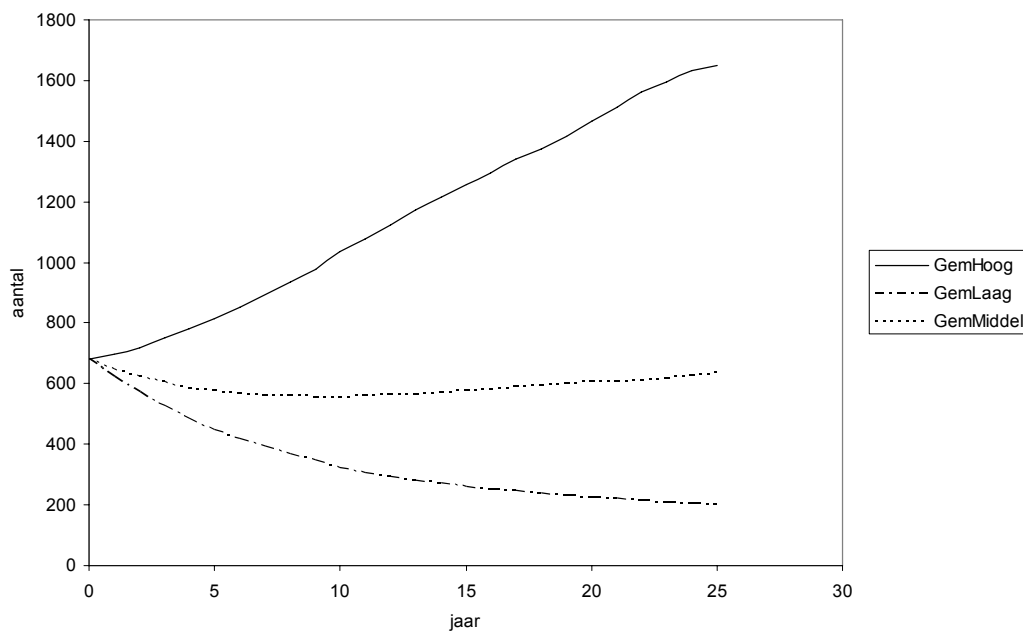
Waar?

Wanneer bekend is hoe groot het sourceaandeel moet zijn om een bepaald doel te bereiken, is de volgende vraag waar dit vanuit populatiebiologische overwegingen het best kan worden gerealiseerd. Met de ter beschikking staande middelen zal een zo groot mogelijk populatiebiologisch rendement behaald moeten worden. Ook hiervoor zijn enkele scenarioberekeningen uitgevoerd voor een theoretische metapopulatie bestaande uit 16 subpopulaties. Vier daarvan worden gekenmerkt door hoge aantallen (100 paar), vier hebben lage aantallen (10 paar) en de acht overige kennen aantallen van 30 paar. De totale populatie is dus 680 paar. Ook hier beslaan de subpopulaties ieder een gelijke oppervlakte. Voor de sourcepopulaties is weer een R-waarde van 1.15 aangehouden, voor de *sinks* van 0.90. De overige modelparameters zijn weer conform het 'Hatch' scenario. De te beantwoorden vraag is in welke situatie de hoogste populatiegroei bereikt kan worden bij beperkte middelen. In dit geval wordt ervan uitgegaan dat de middelen toereikend zijn om vier van de 16 subpopulaties als *source* te beheren.

De resultaten zijn samengevat in Figuur 7.12. Daarin is te zien dat inzet van de middelen op de vier populaties met lage aantallen leidt tot verdere afname. Inzet op de vier populaties met de hoogste aantallen leidt tot de snelste groei. Inzet op één populatie met hoge aantallen, één met lage aantallen en twee met gemiddelde aantallen, een typisch Nederlandse 'polderoplossing', leidt min of meer tot stabilisatie. Refererend aan voorgaande paragraaf is deze uitkomst niet verwonderlijk, omdat met inzet op de vier populaties met de grootste aantallen een sourceaandeel van 59% wordt bereikt, bij het middelste scenario gaat het om een aandeel van 25% en bij het lage scenario om 6%. Omdat het grootste rendement is te behalen bij populaties met hoge aantallen zou vanuit een landelijke optiek voor de Veldleeuwerik in akkergebieden dus een aanzienlijk deel van de middelen in Groningen moeten worden ingezet. Binnen Groningen zou dat vooral in Oost- en Zuidoost-Groningen en enkele hotspots elders moeten gebeuren (zie Figuur 7.9).



Figuur 7.11a en b: Ontwikkeling in de tijd van aantal broedparen van de Veldleeuwerik in een metapopulatie van initieel 1600 paar bij sourceaandelen van 6, 13, 19 en 25% en bij jaarlijkse afname in de sinks van 10% (a) en 5% (b).



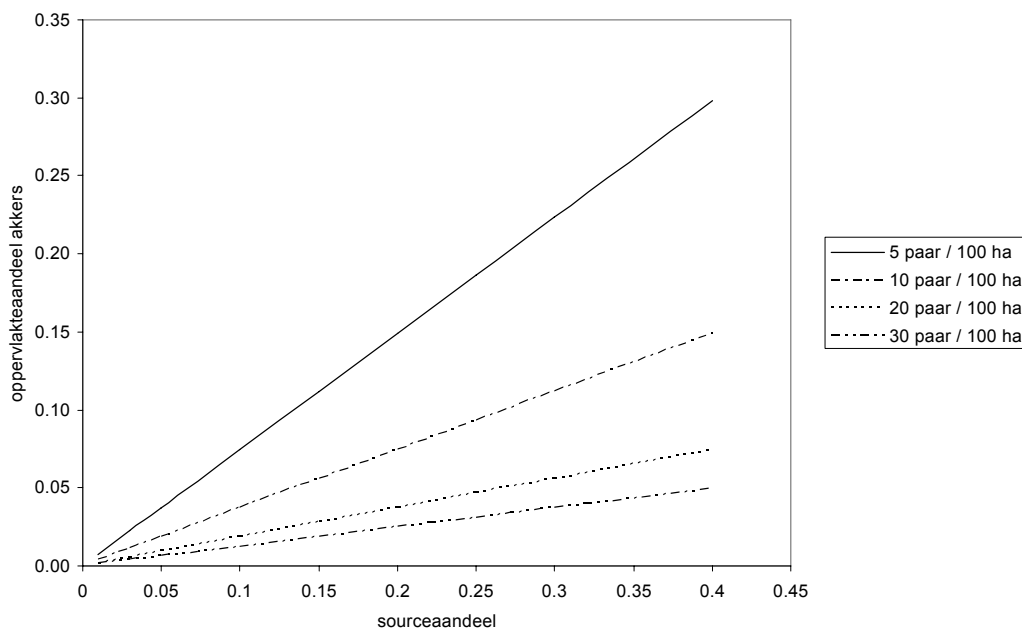
Figuur 7.12: Ontwikkeling in de tijd van aantal broedparen van de Veldleeuwerik in een metapopulatie van initieel 680 paar naar gelang inzet van maatregelen in vier deelpopulaties met hoge, gemiddelde of lage aantallen. 'Hoog': inzet op vier deelpopulaties met hoogste aantallen. 'Laag': inzet op vier deelpopulaties met laagste aantallen. 'Middel': inzet op één deelpopulatie met hoge aantallen, één met lage aantallen en twee met gemiddelde aantallen.

Kostenschatting

Op maximaal populatiebiologisch rendement gerichte inzet van middelen (dwz., op (sub)populaties met hoge aantallen), is ook voordelig vanuit een kostenperspectief. Populaties met hoge aantallen komen vaak voor op een beperkte oppervlakte, wat leidt tot hoge dichtheden per 100 ha. Met de beschikbare middelen kan dus op een beperkt areaal een groter deel van een populatie worden beheerd als ze in gebieden met hoge dichtheden worden ingezet. Figuur 7.13 geeft een voorbeeld. De berekening gaat uit van de Groninger situatie met 134.000 ha akkerland en 6000 broedparen Veldleeuwerik. Om een sourceaandeel van 20% te bereiken is bij een dichtheid van gemiddeld 5 paar per 100 ha in deze *sources* 15% van het areaal akkerland nodig, bij een dichtheid van 10 paar is dit ongeveer 7%. Dat is natuurlijk ook van invloed op de benodigde beheerkosten.

De uiteindelijke kosten worden bepaald door het te bereiken doel, het daarvoor benodigde sourceaandeel, de benodigde beheeroppervlakte en de beheerkosten per hectare. De kostenberekening voor Groningen is gebaseerd op de volgende uitgangspunten:

- Doel is het in stand houden van een stabiele veldleeuwerikpopulatie van ongeveer 6000 paar.
- Het sourceaandeel voor de kleigebieden bedraagt 20%, dat voor de zandgebieden 15%.
- De beheerkosten bedragen conform het huidige subsidiestelsel Natuur- & Landschapsbeheer €2000 per hectare per jaar. Het beheerpakket bestaat uit extensieve grasbraak en brede akkerranden.
- De aantallen in de *sinks* halveren op termijn, de maximale draagkracht in de *sources* is 50 paar per 100 ha, conform de ervaringen met extensieve grasbraak uit het begin van de jaren negentig en de huidige dichtheden in extensieve graslanden.



Figuur 7.13: Oppervlakteaandeel Groninger akkers om bij een gegeven dichtheid een vereist sourceaandeel te realiseren.

Dit betekent dat 5% van het akkerareaal onder beheer moet worden gebracht. De totale jaarlijkse kosten bedragen dan €14 miljoen. Als wordt uitgegaan van een lagere draagkracht, bijvoorbeeld van 25 paar per 100 hectare, dan dient 11% van het areaal onder beheer te worden gebracht. Dat vergt een bedrag van €30 miljoen op jaarbasis. Niet alleen de hectarekosten van een pakket, maar ook de daarmee behaalde ecologische resultaten zijn dus van invloed op de totale kosten.

Behalve grasbraak en akkerranden kunnen ook andere maatregelen genomen worden die bijdragen aan verhoging van de reproductie. Elders in dit rapport wordt introductie van zomergranen in regionale bouwplannen als een potentieel effectieve maatregel voorgesteld. Deze maatregel is aanzienlijk goedkoper dan braak en akkerranden en kan tot lagere bedragen leiden. De vraag is echter of dit ook tot dezelfde resultaten leidt. In de Veenkoloniën is het aandeel zomergraan nu al aanzienlijk (>14%), maar toch bedraagt de jaarlijkse afname gemiddeld 2% (Tabel 7.7). De gemiddelde dichtheid in de beste gebieden komt er momenteel niet boven de 15 paar per 100 ha. Als wordt uitgegaan van een te behalen dichtheid van 15 paar en beheerkosten van ongeveer €800 per hectare, dient ongeveer 20% van het areaal onder beheer te worden gebracht, wat jaarlijks €22 miljoen aan beheerkosten met zich meebrengt. De voor de Groninger akkers beschikbare middelen bedragen momenteel ruwweg €3 miljoen. Als dit bedrag zo efficiënt mogelijk wordt ingezet kan daarmee een sourceaandeel van slechts 2-3% worden gerealiseerd. De consequentie is een verdere afname van de aantallen Veldleeuwerik tot een niveau van naar schatting 2000 paar.

7.3.4 Discussie en conclusies

De realiteitswaarde van de in deze paragraaf uitgevoerde scenarioberekeningen hangt af van een aantal zaken. Ten eerste de gebruikte parameterwaarden voor berekening van de populatiegroei parameter R. Bij ontstentenis van goede metingen uit Nederland zijn daarvoor literatuurwaarden gebruikt. Een deel van deze waarden komt overeen, wat enig vertrouwen geeft in de realiteitswaarde. Bovendien leiden alle berekeningen tot de constatering dat het

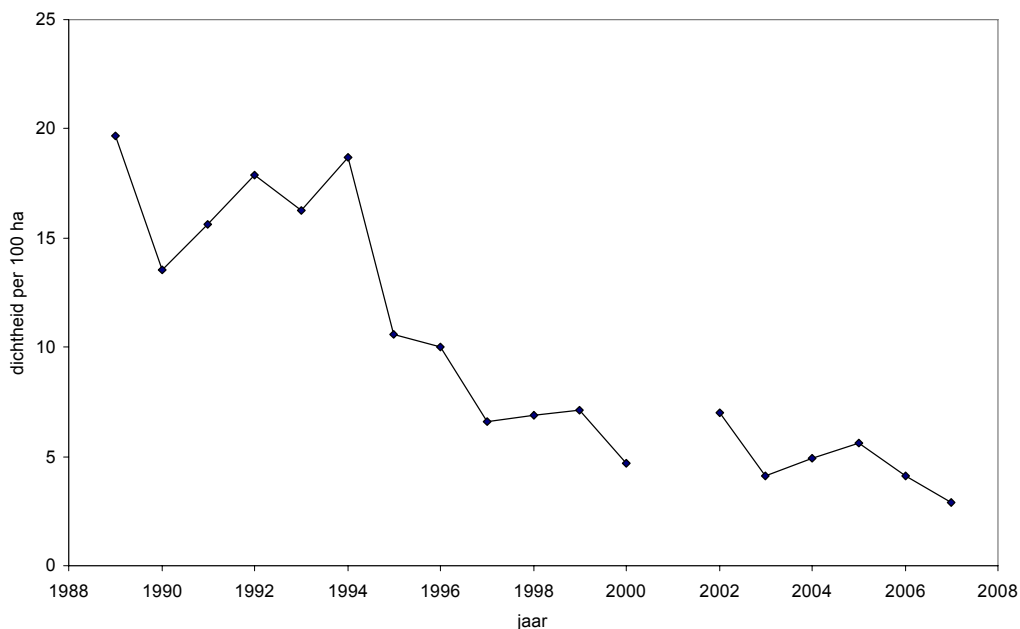
aantal legsels cruciaal is voor het populatieverloop. Desalniettemin blijft het van belang de berekeningen nog eens te herhalen op basis van parameterwaarden die gelden voor de Nederlandse akkers wanneer deze beschikbaar komen. Bij de berekening van het benodigde sourceaandeel is uitgegaan van in Groningen gevonden waarden voor de *sinks*. De aangenomen R-waarde van 1.15 voor sourcepopulaties lijkt haalbaar (Arisz *et al.*, in prep.).

Ten tweede wordt bij de scenarioberekeningen uitgegaan van het bestaan van *sources* en *sinks* en dat populatieontwikkelingen afhankelijk zijn van de verhouding daartussen. De vraag is gerechtvaardigd of het in de praktijk ook zo werkt. Daar zijn wel enkele aanwijzingen voor. Begin jaren negentig lag in het Groninger Oldambt ongeveer 20% van het akkerareaal onder grootschalige braak. De veldleeuwerik-dichtheid liep in een deel van de grasbraakgebieden op tot 50 paar per 100 ha. Dat betekent waarschijnlijk dat deze gebieden een sourceaandeel van meer dan 20% hadden. De totale populatie was in die periode ongeveer stabiel tot beperkt afnemend. Met de stopzetting van de braaklegregeling vanaf 1993 en de afname van het braakareaal stortte de populatie in (Figuur 7.14).

De Grauwe gors toont eenzelfde beeld. In de voormalige DDR nam de soort toe toen daar 15-20% van het akkerareaal braak kwam te liggen, waarmee een aanzienlijk deel van de populatie werd gedekt. Bij afname van het braakareaal tot 10% vond geen verdere groei meer plaats, maar bleef de populatie stabiel. In het westen van Duitsland, met een zeer gering aandeel extensieve braak, bleven de aantallen afnemen (NABU, 2008).

Op grond van de hier uitgevoerde berekeningen zijn een aantal conclusies te trekken.

- 1) De populatie groeiparameter R is grotendeels afhankelijk van het aantal legsels. Een stabiele populatie vergt gemiddeld 2.1 legsels. Verhogen van de adult survival voegt enige verbetering toe, zodat het gemiddeld aantal legsels iets lager mag zijn. Dit impliceert dat vooral maatregelen die verhoging van het aantal legsels met zich meebrengen effectief zullen zijn.



Figuur 7.14: Aantalsverloop Veldleeuwerik Oldambt.

- 2) Uitgaande van een gemiddeld aantal legsels van 2.7 of meer (een R-waarde van 1.15) in sourcepopulaties is, om een stabiele populatie te bereiken, het minimaal benodigde sourceaandeel afhankelijk van de mate van afname in sinkpopulaties. Om de veldleeuwerikpopulatie in de akkergebieden op klei in Groningen stabiel te houden is een sourceaandeel van minimaal 20% tot 25% nodig, voor de akkergebieden op zand is dit minimaal 15%.
- 3) Maatregelen hebben vanuit populatiebiologische - en kostenoverwegingen het grootste rendement in akkergebieden waar nog hoge dichtheden voorkomen.
- 4) De maatregelen zullen, afhankelijk van de gewenste doelen, op een aanzienlijk deel van het akkerareaal moeten worden toegepast. Dit brengt hoge jaarlijkse kosten met zich mee. Om een stabiele veldleeuwerikpopulatie van ongeveer 6000 paar in de Groninger akkers te behouden is een bedrag van ruwweg €14 miljoen op jaarbasis nodig. Dit is afhankelijk van de kwaliteit van het beheerpakket.

Tot slot

Ook buiten de akkergebieden zijn nog belangrijke veldleeuwerikpopulaties te vinden. In en rond Groningen gaat het daarbij om extensieve graslanden rond het Zuidlaardermeer, in de Peizermeden en het militair oefenterrein in de Marnewaard. Daarnaast waren voorheen op de kwelders hoge aantallen te vinden. Het behoud en herstel van deze populaties, onder andere door aanpassing van het kwelderbeheer, is een waardevolle en relatief goedkope aanvulling op de maatregelen in akkergebieden en kan bijdragen aan een vermindering van de daar benodigde inspanningen.

7.4 Synthese en discussie

In de voorgaande paragrafen is voor Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors geprobeerd kwantitatieve relaties te leggen tussen omgevingskenmerken en populatieontwikkeling. Daarbij werd op basis van habitatassociaties onderzocht welke landgebruikskennmerken invloed hebben op abundantie en verspreiding van deze soorten. Tevens werd aan de hand van eenvoudige populatieberekeningen verkend welke maatregelintensiteit nodig is om een gewenste populatieontwikkeling te bewerkstelligen. In de meeste gevallen stonden specifieke, aan demografische parameters gekoppelde problemen van de betreffende soorten aan de basis van de schattingen. Daarbij werden twee benaderingen gevolgd: een kerngebiedenbenadering en een landelijke benadering.

De kerngebiedenbenadering houdt in dat maatregelen in een deel van het verspreidingsareaal worden geconcentreerd en dus maar een deel van de populatie daarvan profiteert, waarbij in dit deel van de populatie dan wel maximale demografische parameters bereikt moeten worden. Bij landelijke implementatie van maatregelen wordt de gehele populatie in staat gesteld van maatregelen te profiteren en dus demografische parameters te verbeteren, waardoor de vereiste relatieve toename van demografische parameters minder groot hoeft te zijn. Slechts in een enkel geval was het mogelijk een min of meer kwantitatief verband te leggen tussen aard en intensiteit van de maatregel en veranderingen van demografische parameters, zij het dat dit geheel was gebaseerd op buitenlands onderzoek. In veruit de meeste gevallen bleek dit vanwege een gebrek aan kennis onmogelijk. Dat kwantitatieve relaties tussen maatregelen en demografische parameters veelal onbekend zijn, valt te verklaren uit het feit dat daarvoor intensief, meerjarig en duur onderzoek vereist is.

Uit de berekeningen bleek dat de voor 1% populatiegroei vereiste toename van demografische parameters (samengevat in Tabel 7.9) voor de gehele populatie in het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied relatief gering was.

Tabel 7.9: Basiswaarden van demografische parameters en vereiste toename daarvan voor het bereiken van 1% populatiegroei op korte termijn bij landelijke toepassing van maatregelen en bij een kerngebiedenbenadering. Bij een kerngebiedenbenadering worden maatregelen geconcentreerd in een kleiner gebied waarbij in een minimaal deel van de populatie maximale demografische parameters bereikt moeten worden.

Soort	Parameter	Basis- waarde	Vereiste waarde bij landelijke toepassing	Vereiste toename (%)	Maximale waarde bij kerngebieden benadering	Vereiste toename (%)	Te bereiken deel van populatie (%)
Patrijs	S_{pf}	0.30	0.33	10	0.50	67	18
Patrijs	FPA	8.60	9.56	11	14.60	70	14
Patrijs	S_{ad} en S_{iv}	0.42	0.44	6	0.60	45	16
Veldleeuwerik	NA	2.0	2.14	7	2.74	37	18
	FPA	1.45	1.55	7	2.0	38	18
Geelgors	S_{ad}	0.536	0.549	2	0.63	18	13
	S_{iv}	0.529	0.542	3	0.63	19	13
Grauwe gors	S_{ad}	0.530	0.558	5	0.63	19	25-30
	S_{iv}	0.440	0.463	5	0.538	22	25-30
	NA	1.25	1.398	12	3.0	140	9

Voor de overleving van gorzen en Patrijs en broedsuccesparameters van Veldleeuwerik gaat het daarbij om slechts enkele procenten, voor de andere parameters om toenames van ca. 10%. De vereiste relatieve toename mag dan gering lijken, omdat het gaat om biologische parameters zegt dat nog niet zoveel over de inspanning die daarvoor in termen van maatregelen nodig is. Bij een kerngebiedenbenadering zijn de vereiste procentuele toenames van demografische parameters (tot maximaal gemeten waarden!) uiteraard veel hoger, variërend van 20 tot 140%. Het zal duidelijk zijn dat de daarvoor benodigde inspanning per definitie aanzienlijk hoger is, maar met als 'voordeel' dat die inspanning maar voor een deel van de populatie gepleegd hoeft te worden.

Uiteindelijk gaat het natuurlijk niet om via maatregelen tot stand gebrachte veranderingen in demografische parameters of populatiegroeisnelheden, maar om absolute populatieaantallen op landelijk niveau. De gebruikte methoden laten het echter niet toe dat nauwkeurige voorspellingen kunnen worden gedaan over via habitatmaatregelen beïnvloede absolute populatieaantallen. Tegelijkertijd is het twijfelachtig of de kennis er überhaupt is die voorspellingen over populatieaantallen minder onzeker zouden maken en/of aanvullende inzichten zouden opleveren. Voor de ontwikkeling van absolute populatieaantallen hoe dan ook bepalende sleutelfactoren zijn aantalsverhouding tussen individuen in de source- en sinkpopulaties en groei- resp. afnamesnelheden in beide categorieën populaties.

Gebaseerd op de voorgaande paragrafen is per soort in Tabel 7.10 een synthese gegeven van de benodigde inspanningen bij landelijke toepassing van maatregelen en bij een kerngebiedenbenadering. De schattingen in Tabel 7.10 moeten gezien worden als '*best guesses*' met een grote onzekerheidsmarge. Voor zover gekwantificeerd resulteert elke maatregel binnen een soort in eenzelfde verondersteld effect op de populatie; binnen een soort zijn maatregelen dus te zien als alternatieven met eenzelfde effect op de populatiegroei, maar (meestal) via andere demografische mechanismen.

Tabel 7.10: Maatregelen en benodigde maatregelintensiteit voor het bereiken van 1% populatiegroei op korte termijn. Bij een kerngebiedenbenadering worden maatregelen geconcentreerd in een kleiner gebied waarbij in een minimaal deel van de populatie maximale demografische parameters bereikt moeten worden. Daarvoor is binnen dit kleinere gebied een hogere maatregelintensiteit nodig dan wanneer de hele populatie in staat wordt gesteld te profiteren van maatregelen (landelijke implementatie). Zie soortteksten elders in dit hoofdstuk voor toelichting.

Soort en demografische parameter(s)	Maatregel	Vereiste maatregel-intensiteit bij landelijke implementatie	Vereiste maatregelintensiteit bij implementatie in kerngebieden	Te bereiken deel van totale populatie
Patrijs, kuikenoverleving (S_{pf})	Onbespoten graanranden of ander insectenrijk habitat	Ca. 3% van het areaal als insectenrijk habitat ¹	Ca. 7.5% van het areaal beheerd als onbespoten graanrand ²	18%
Patrijs, uitkomstsucces nesten (FPA)	Brede struweelhagen, heggen of randen/stroken met polvormende grassen	Ca. 4% van het areaal landbouwgrond als hoogkwalitatief nesthabitat ¹	?	16%
Patrijs, overleving (S_{ad} en S_{fy})	Structuur- en zadenrijke gewasstoppels	?	?	14%
Veldleeuwerik, aantal broedpogingen (NA)	Vervanging van dominante gewassen door zomergranen	Aandeel zomergranen in landbouwgebied 5-10% ³	Aandeel zomergranen in landbouwgebied 15-20% ³	18%
Veldleeuwerik, uitgevlogen jongen per poging (FPA)	Brede akkerranden	Ca. 5-10% van het areaal landbouwgrond ⁴	?	18%
Geelgors, overleving (S_{ad} en S_{fy})	Overwinterende graanstoppels	Ca. 10-15% van het areaal landbouwgrond ⁵	?	13%
Geelgors, overleving (S_{ad} en S_{fy})	Wintervoedselgewassen (m.n. onge oogste granen)	Ca. 1 à 2% van het areaal landbouwgrond ⁶	?	13%
Grauwe gors, overleving (S_{ad} en S_{fy})	Overwinterende graanstoppels, wintervoedselgewassen	?	?	25-30%
Grauwe gors, aantal broedpogingen (NA), uitgevlogen jongen per poging (FPA)	Extensieve zomergraanteelten, braak, grasachtige randen	?	?	9%

¹Aebischer & Ewald (2004). ²Gebaseerd op Aebischer & Ewald (2004). ³Schatting op basis van Eaton & Bradbury (2003). ⁴Arisz *et al.* (2009); NABU (2008). ⁵Gillings *et al.* (2005). ⁶Schatting op basis van Gillings *et al.* (2005).

Dit betekent dat de maatregelen binnen een soort in principe uitwisselbaar zijn. Indien alle maatregelen met de aangegeven intensiteit worden uitgevoerd, dan moeten de veronderstelde effecten daarvan leiden tot een populatiegroei die groter is dan 1%. Kwantificering van gecombineerde effecten van combinaties van maatregelen op demografische parameters en populatiegroei is zowel binnen als tussen soorten echter niet mogelijk.

Veel van de in Tabel 7.10 voorgestelde maatregelen zijn getoetst op effectiviteit in buitenlandse studies. Met enkele maatregelen is ook in Nederland recente ervaring opgedaan, met name brede akkerranden en wintervoedselgewassen. Wat langer geleden draaiden in enkele provincies demonstratieprojecten met akkerranden, onbespoten graanranden en aanleg van struwelen (Maris, 1997) in het kader van het begin jaren negentig van de vorige eeuw lopende Herstelplan Leefgebieden Patrijs (LNV, 1991). Nog nauwelijks ervaring is opgedaan met overwinterende graanstoppels en uitbreiding van zomergraanteelten, althans in de context van akkervogelbescherming. Waar het gaat om de effectiviteit van maatregelen in Nederland blijft het meestal bij algemene constatering als dat lokaal uitgevoerde maatregelen een positief effect hebben op lokale dichtheden, zonder dat demografische mechanismen kunnen worden ontrafeld.

Eerder werd gewezen op de in gunstige zin van het algemene beeld in Europa afwijkende populatieontwikkeling van de Grauwe gors in Denemarken (Fox & Heldbjerg, 2008). De Grauwe gors is echter niet de enige soort waarvoor dit geldt. In een vergelijking tussen de populatieontwikkeling van 27 min of meer aan boerenland gebonden soorten in Denemarken en Engeland bleek dat er in Denemarken vijf afnamen, tien stabiel waren en twaalf soorten toenamen (Fox, 2004). In het Verenigd Koninkrijk namen van dezelfde soorten er vijftien af, waren er acht stabiel en namen er vier toe. Tot de soorten die stabiel bleven in Denemarken en afnamen in Engeland behoorden Patrijs, Veldleeuwerik en Grauwe gors (Tabel 7.11). Fox (2004) stelt de vraag wat de oorzaak kan zijn van de grote verschillen in populatieontwikkeling van de diverse soorten, temeer daar de Deense landbouw zich voor wat betreft schaalvergroting en intensivering niet onderscheidt van overig Noordwest-Europa. Relevant is op te merken dat 60% van het totale landbouwareaal in Denemarken benut wordt voor graanteelten (Figuur 3.2).

Overeenkomstig Engeland is ook in Denemarken de belangrijkste verandering in die graanteelten een verschuiving van zomergranen naar wintergranen. Een groot verschil is echter dat nog steeds 50% van de graanteelten bestaat uit zomergranen, met name zomergerst. Op grond van de voorgaande paragrafen is het waarschijnlijk dat zowel het hoge aandeel granen als het hoge aandeel zomergranen op het Deense platteland van betekenis is voor akkervogels. Fox (2004) vermeldt daarnaast ook dat het Deense landschap relatief rijk zou zijn aan seminatuurlijke habitats als randen, heggen en bosjes, maar kan dit bij gebrek aan kwantitatieve gegevens niet cijfermatig onderbouwen. Zo bezien vormt de afwijkende populatieontwikkeling in Denemarken op hoofdlijnen een ondersteuning van de effectiviteit van de in voorgaande paragrafen benoemde maatregelen, vooral voor het belang van graanteelten en voldoende aanbod van seminatuurlijk habitat voor akkervogels.

Tabel 7.11: Populatietrends van Patrijs, Veldleeuwerik, Geelgors en Grauwe gors in Verenigd Koninkrijk en Denemarken vergeleken (Fox, 2004)

Soort	Trend UK 1969-1995	Trend DK 1976-2001	Procentuele verandering in 5x5 km hokken DK, periode 1971-74 tot 1993-1996 ¹
Patrijs	sterke afname	stabiel	-2
Veldleeuwerik	sterke afname	stabiel	+2
Geelgors	stabiel	afname	0
Grauwe gors	sterke afname	stabiel ²	-30

¹Periode betreft tijdbestek tussen tellingen voor twee Deense broedvogelatlassen. ²Wijkt af van trendontwikkeling in rechterkolom vanwege toename na 1996.

8 Maatregelen op landelijk niveau: aard, oppervlakte en kosten

8.1 Uitgangspunten

In dit hoofdstuk wordt de in generieke termen geformuleerde maatregelintensiteit uit het voorgaande hoofdstuk (Tabel 7.10) vertaald naar maatregelen voor het Nederlandse akker- en regionaal gemengde landbouwgebied als geheel, rekening houdend met de landelijke verspreiding en de verspreiding in kerngebieden van de geanalyseerde soorten Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors. De Grauwe gors wordt buiten beschouwing gelaten omdat deze als broedvogel vrijwel is uitgestorven en ook buiten het broedseizoen landelijk zeldzaam is en enkel nog in Zuid-Limburg in akkerreservaten als regelmatige overwinteraar is aan te treffen. Anders dan voor de andere soorten is het daarom niet zinvol om voor deze soort generieke maatregelen te treffen. Een eventuele terugkeer van deze soort als broedvogel vereist maatwerk in een – althans op de korte termijn – geografisch beperkte regio.

Een op Dochy & Hens (2005) gebaseerde algemene beschrijving van maatregelen voor akkervogels is opgenomen in Bijlage 3. De meeste van deze maatregelen komen ook in het navolgende aan bod. Uitgangspunt in dit hoofdstuk is dat maatregelen voor Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors alleen in (delen van) het huidige verspreidingsgebied van deze soorten worden toegepast. De absolute kosten van een individuele maatregel worden berekend als het product van (1) de benodigde maatregelintensiteit per ha, (2) de kosten per ha van de betreffende maatregel en (3) de grootte van het landelijke verspreidingsareaal resp. de grootte van het verspreidingsareaal in kerngebieden van de doelsoort. Vereiste maatregelintensiteiten bij landelijke implementatie van maatregelen en bij een kerngebiedenbenadering zijn vermeld in Tabel 7.10. De omvang van het landelijk verspreidingsareaal en de omvang van het verspreidingsareaal in kerngebieden worden per soort berekend en middels kaartbeelden gevisualiseerd in paragraaf 8.2. In paragraaf 8.3 worden de absolute kosten per maatregel berekend. In paragraaf 8.4 volgt een synthese en wordt een landelijk maatregelpakket voor akkervogels voorgesteld, inclusief een schatting van bijbehorende jaarlijkse kosten.

In Tabel 7.10 werd de vereiste maatregelintensiteit per ha uitgedrukt als percentage van het areaal landbouwgrond. Zo dient volgens de tabel binnen het landelijke verspreidingsareaal van de Veldleeuwerik minimaal 5 à 10% van het areaal landbouwgrond uit zomergraanteelten te bestaan. Om te kunnen evalueren in hoeverre nu al aan deze voorwaarde wordt voldaan dan wel dat uitbreiding van het areaal zomergraanteelten nodig is, moet nagegaan worden wat het huidige landgebruik binnen het landelijke verspreidingsareaal is. Dit geschiedt door koppeling van verspreidingsarealen van soorten met de onderliggende landgebruiksgegevens, meer specifiek de geteelde gewassen. Voor elke soort is het *gemiddelde landgebruik* in het gehele verspreidingsareaal en binnen geïdentificeerde kerngebieden in grafiekvorm weergegeven in Bijlage 4. Het *gemiddelde* percentage zomergranen in het landelijke verspreidingsareaal van de Veldleeuwerik blijkt dan ruim 7% te bedragen. Dit gemiddeld percentage verhuult echter dat dit percentage in bepaalde delen van het verspreidingsareaal veel hoger is en in andere delen juist veel lager (zie landelijke dichtheidskaart van zomergraanteelten in Bijlage 5). Hantering van het gemiddelde percentage volstaat dus niet voor beantwoording van de vraag of uitbreiding van het areaal zomergraanteelten in delen van het verspreidingsareaal van de Veldleeuwerik al dan niet nodig is; hiertoe zal ingezoomd moeten worden naar een lager schaalniveau. Hoe lager het gekozen schaalniveau, hoe hoger de 'resolutie' cq. de nauw-

keurigheid van de berekening. In deze studie wordt ingezoomd tot het niveau van het verspreidingsareaal binnen afzonderlijke fysisch-geografische regio's (FGRs). In het aangehaalde voorbeeld betekent dit dat per FGR geëvalueerd wordt of binnen het verspreidingsareaal van de Veldleeuwerik in deze FGR voldaan wordt aan de voorwaarde van minimaal 5 à 10% zomergranen. Deze werkwijze wordt verder gevolgd bij alle maatregelen (par. 8.3).

Een aantal van de hierna voorgestelde maatregelen vergt uitbreiding van het areaal graanteelten. De regionale uitbreiding van graanteelten gaat ten koste van andere gewas-teelten. Afhankelijk van maatregel en regio gaat het om de gedeeltelijke vervanging van maïs, wintergranen en hakvruchten door (zomer)graanteelten. Voor het schatten van de kosten daarvan wordt uitgegaan van gedeerde inkomsten die worden berekend op basis van recente normatieve gewassaldi zoals vermeld in KWIN-AGV (PPO, 2009) en weergegeven in Tabel 8.1. Saldoverschillen tussen zomergranen en wintergranen zijn relatief klein en kosten van vervanging van wintergranen door zomergranen dus relatief laag. Saldoverschillen tussen zomergranen enerzijds en suikerbiet, snijmaïs en consumptieaardappel anderzijds zijn veel groter, waardoor vervanging van laatstgenoemde gewassen door zomergranen relatief duur is.

De afzonderlijke gewassaldi zoals vermeld in Tabel 8.1 zijn aan veranderingen onderhevig, met name door schommelingen in productprijzen. Daardoor zullen ook saldoverschillen tussen gewassen in de tijd variëren, al zullen deze naar verwachting minder groot zijn doordat prijsveranderingen van producten onderling gekoppeld zijn. Bij het schatten van kosten van maatregelen op basis van verschillen in gewassaldi moet men op deze schommelingen bedacht zijn. Zo bedroeg het saldoverschil tussen snijmaïs en zomertarwe op klei in 2009 €1130,- per ha (Tabel 8.1), terwijl dit in 2006 slechts €440,- per ha was. Het forse verschil wordt veroorzaakt door de in KWIN-AGV gehanteerde fors hogere bruto geldopbrengst van maïs in 2009 (€2617,- per ha in 2009 versus €1933,- per ha in 2006), samenhangend met de hoge gehanteerde marktprijs voor maïs in 2009 (€170,- per ton ds in 2009, €130,- in 2006). Voor zomertarwe is de toename van de bruto geldopbrengst geringer (€1266,- per ha in 2009 versus €900,- per ha in 2006) en nemen ook teeltkosten nog eens toe met €300,- per ha. Het valt buiten het bestek van dit rapport om na te gaan wat daar aan ten grondslag ligt en welke van de twee saldoverschillen nu het beste de gemiddelde situatie reflecteert. In dit hoofdstuk wordt bij vervanging van maïs door zomertarwe verder gerekend met het saldoverschil van €1130,- per ha, maar in tabellen wordt in voetnoten ook aangegeven wat kosten zouden zijn bij hantering van het veel lagere saldoverschil uit 2006.

Het gros van de maïsteelt in Nederland betreft snijmaïs ten behoeve van de ruwvoervoorziening van rundvee. De grote omvang van het areaal snijmaïs in Nederland vindt mede zijn oorzaak in de gewaardeerde hoge fysieke opbrengst en de veevoedingstechnisch gunstige samenstelling. Deze maïsteelt kan niet zomaar geschrappt worden in het kader van maatregelen voor akkervogels. Granen die in het kader van maatregelen voor akkervogels de plaats innemen van maïs worden daarom geoogst als zgn. Gehele Planten Silage (GPS), eveneens bestemd voor inkuilen en vervoeding aan rundvee. Als GPS geoogste granen kennen weliswaar lagere hectare- en financiële opbrengsten dan maïs, maar voor het overige hebben ze een min of meer gelijke plaats in het bouwplan en vergelijkbare effecten op bodemvruchtbaarheid en samenstelling van rantsoenen. Wintergranen geoogst als GPS worden medio juli in het deegrijpe stadium geoogst, voor zomergranen zal dat ca. twee weken later zijn. Dat is weliswaar nog in het broedseizoen van de Veldleeuwerik (een soort die geacht wordt in het gewas te nestelen), maar na de piek daarvan en op een moment dat graangewassen ongeschikt beginnen te worden als nesthabitat en hakvruchten deze rol kunnen overnemen. Voor een uitgebreidere landbouwkundige vergelijking tussen maïs en GPS als voedergras voor rundvee wordt verwezen naar Van den Pol – van Dassel & Boomaerts (2000).

Tabel 8.1: Gewassaldi van zomergranen, wintergranen en enkele andere akkerbouwmatige teelten. Bedragen ontleend aan PPO (2009)¹.

Gewas	Saldo loonwerk (€ per ha)	Saldo-verschillen van:	Saldo-verschil (€ per ha)
Wintertarwe, klei, zuidwest	621,-	W.tarwe klei zuidwest – Z.tarwe klei	170,-
Wintertarwe, zand	437,-		
Zomertarwe, klei	453,-		
Wintergerst, klei	361,-	W.gerst klei – Z.gerst klei	-111,-
Wintergerst, zand	190,-		
Zomergerst, klei	472,-	W.gerst zand – Z.gerst zand	-90,-
Zomergerst, zand	280,-		
Snijmaïs, klei	1582,-	Snijmaïs klei – Z.tarwe klei	1130,-
Snijmaïs, zand	1198,-		
Consumptieaardappel, zand	2044,- ²	C.aardappel zand – Z.gerst zand	1764,-
Consumptieaardappel, klei	2130,- ²		
Suikerbiet, klei	956,-	S.biet klei – Z.tarwe klei	503,-
Suikerbiet, zand	648,-		
		S.biet zand – Z.gerst zand	368,-

¹PPO (2009) geeft geen saldo voor zomertarwe op zandgrond. ²Saldo exclusief loonwerkkosten.

De in Hoofdstuk 7 besproken maatregelen zijn gekoppeld aan een specifieke soort en een specifieke demografische parameter: in die zin zijn het *soortgerichte maatregelen*. Binnen een soort hebben de verschillende maatregelen eenzelfde verondersteld effect op de populatie en ze kunnen dus worden gezien als alternatieven waartussen gekozen kan worden. In principe kunnen ook nog eens meerdere soorten profiteren van een en dezelfde soortgerichte maatregel. Om op landelijk niveau uitspraken te kunnen doen over absolute kosten van maatregelen voor akkervogels moeten de kosten van de *soortgerichte maatregelen* worden vertaald naar een maatregelpakket op landelijk niveau, waarbij (1) eventueel keuzes moeten worden gemaakt tussen de diverse soortgerichte maatregelen binnen een soort en (2) rekening moet worden gehouden met de mate waarin verschillende soorten profiteren van elkaars maatregelen ('ecologische overlap'). Deze vertaalslag wordt gemaakt in paragraaf 8.4. Overigens moet ook nog een keuze worden gemaakt tussen landelijke implementatie van maatregelen en concentratie van maatregelen in kerngebieden met hoge dichtheden van de doelsoorten. In dit rapport wordt die keuze niet gemaakt.

In Hoofdstuk 7 bleek het niet altijd mogelijk een schatting te geven van de vereiste maatregelintensiteit, met name niet bij een kerngebiedenbenadering (zie de vraagtekens in Tabel 7.10). Reden daarvan is een gebrek aan (kwantitatief) inzicht in wat aan maatregelen nodig is voor het bereiken van maximale demografische parameters. Wel staat vast dat in kerngebieden zoals die in deze studie zijn gedefinieerd (zie paragraaf 7.2.1) per definitie een hogere maatregelintensiteit nodig is dan bij toepassing van maatregelen in het gehele verspreidingsgebied van een soort. Als *proxy* voor de benodigde maatregelintensiteit in kerngebieden voor maatregelen waarbij kwantitatief ecologisch inzicht ontbreekt wordt uitgegaan van een vereiste maatregelintensiteit die twee keer zo hoog is als bij een landelijke implementatie van maatregelen. Met deze aanvullende aanname kunnen ook globale schattingen gegeven worden van de kosten van maatregelen bij een kerngebiedenbenadering. Het moge duidelijk zijn dat een deugdelijke onderbouwing hiervan ontbreekt.

8.2 Landelijke verspreiding en kerngebieden van Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors

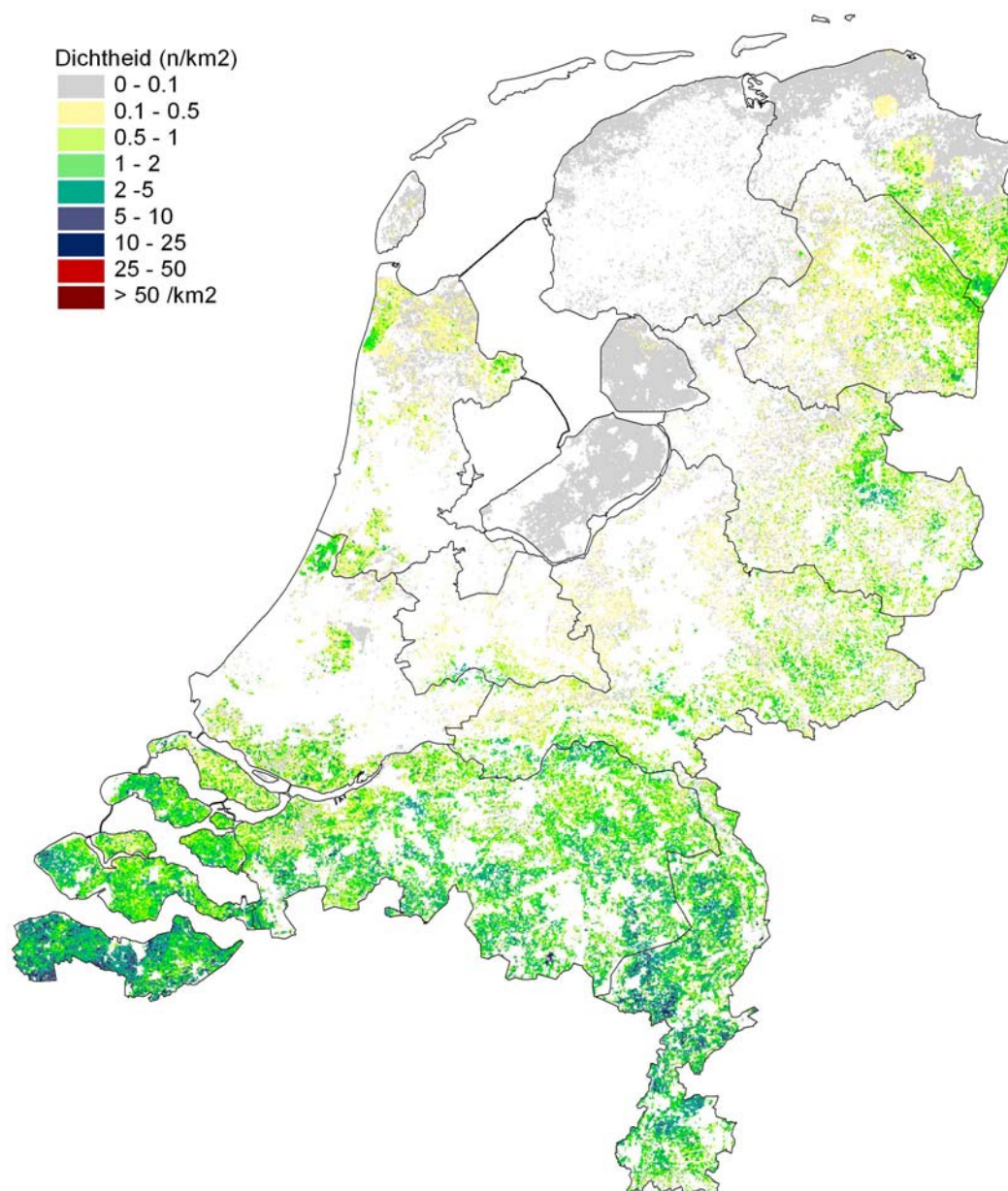
Met behulp van de ontwikkelde habitatassociatiemodellen zijn aantallen territoria voorspeld in cellen van 250x250 m (Hoofdstuk 5). Gegeven deze voorspellingen kan de grootte van het verspreidingsareaal van elke soort berekend worden. Tevens is het mogelijk te berekenen wat het kleinst mogelijke verspreidingsareaal is van 10, 20, 50 of elk ander percentage van de totale populatie (percentielwaarden), door selectie van cellen met de marginale hoogste dichtheid. Dit maakt het mogelijk kerngebieden te identificeren. In het kader van dit rapport gaat daarbij de interesse primair uit naar de grootte van het verspreidingsareaal waarin de fracties van de populaties van Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors als aangegeven in Tabel 7.10 gehuisvest zijn, omdat deze grootte sterk bepalend is voor de kosten van maatregelen. In plaats van uit te gaan van de exacte percentages uit Tabel 7.10 worden in dit hoofdstuk naar boven afgeronde percentages van 20% voor Patrijs en Veldleeuwerik en 15% voor Geelgors gehanteerd.

Tabel 8.2 vermeldt de berekende oppervlakten van het verspreidingsareaal van Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied en de kleinst mogelijke oppervlakte binnen dit gebied met 20% (Patrijs, Veldleeuwerik) dan wel 15% (Geelgors) van de totale populatie in het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied. Populaties in graslandgebieden, natuurterreinen, ruderaalterreinen etc. blijven dus buiten beschouwing. Om te voorkomen dat grote oppervlakten worden meegenomen waar de soort vrijwel niet voorkomt, is de landelijke verspreiding in het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied bepaald op basis van 95% percentielwaarden. Bijbehorende kaartbeelden zijn weergegeven in de Figuren 8.1 en 8.2.

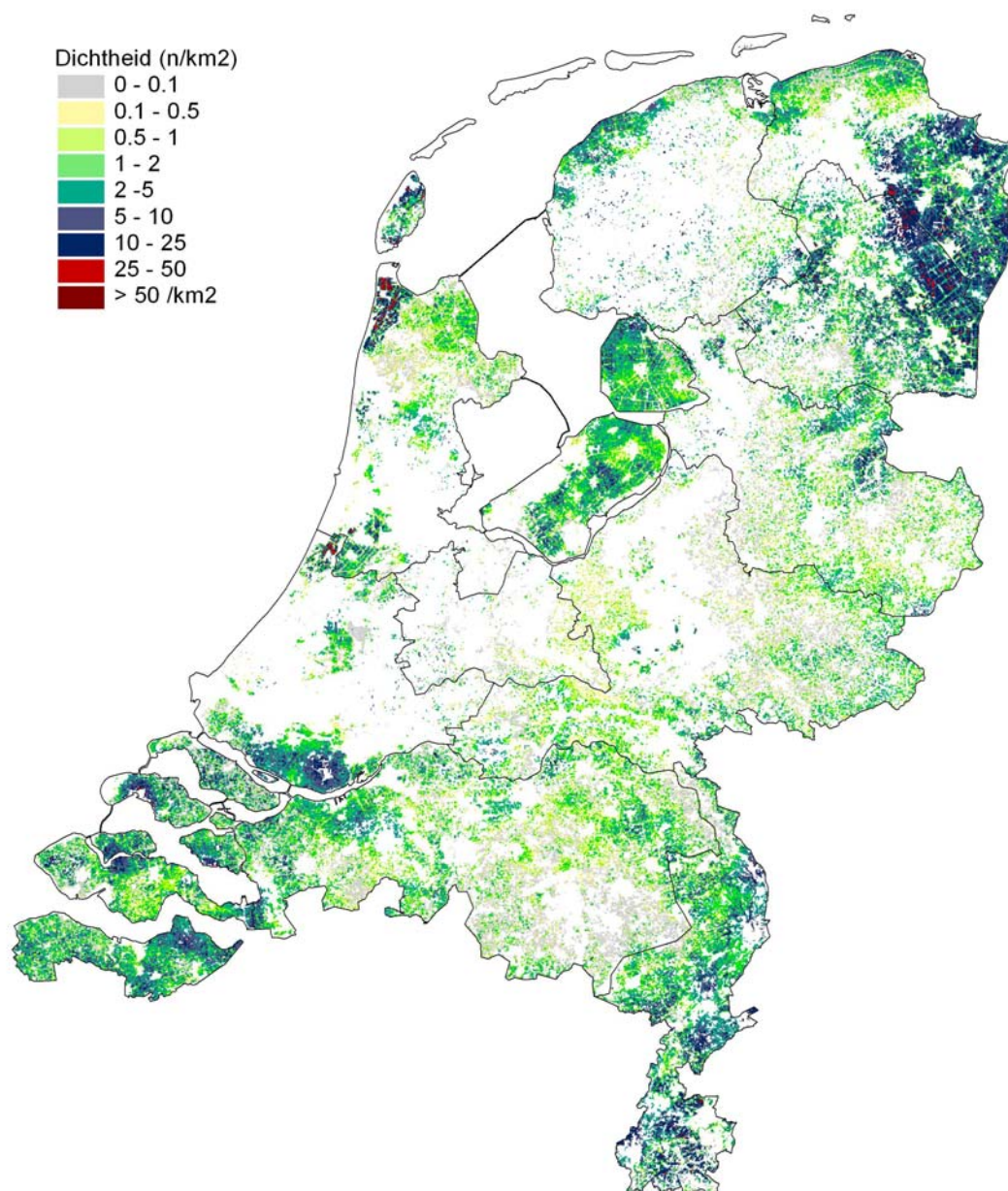
Van de drie soorten kennen Patrijs en Veldleeuwerik nog een relatief ruime verspreiding. De verspreiding binnen het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied is goed voor 30 respectievelijk 35% van het totale areaal cultuurgrond. Het verspreidingsgebied van de Geelgors is beperkt tot 20% van het totale areaal cultuurgrond. Kernpopulaties met 20% (Patrijs en Veldleeuwerik) en 15% (Geelgors) van de totale populatie in het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied komen voor op een areaal dat vele malen kleiner is dan het areaal waarin de gehele populatie zich bevindt. Koppeling van de voorspelling van de verspreidingsarealen van soorten met landgebruiksgegevens maakt het mogelijk het landgebruik in het verspreidingsgebied te berekenen. Voor elke soort is het landgebruik in het gehele verspreidingsareaal en binnen kerngebieden weergegeven in Bijlage 4.

Tabel 8.2: Absolute oppervlakten van het landelijk verspreidingsareaal en van kerngebieden van Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied, tevens uitgedrukt als percentage van het totale areaal cultuurgrond in 2007. De kerngebieden herbergen 20% (Patrijs, Veldleeuwerik) en 15% (Geelgors) van de totale populatie in akker- en regionaal gemengde landbouwgebieden. Alle oppervlakten afgerond tot het naaste duizendtal. De totale oppervlakte cultuurgrond bestaat uit akkerbouwgewassen (inclusief braakland), grasland en tuinbouwgewassen (inclusief bloemen, sierplanten, blijvende teelten; open grond en onder glas).

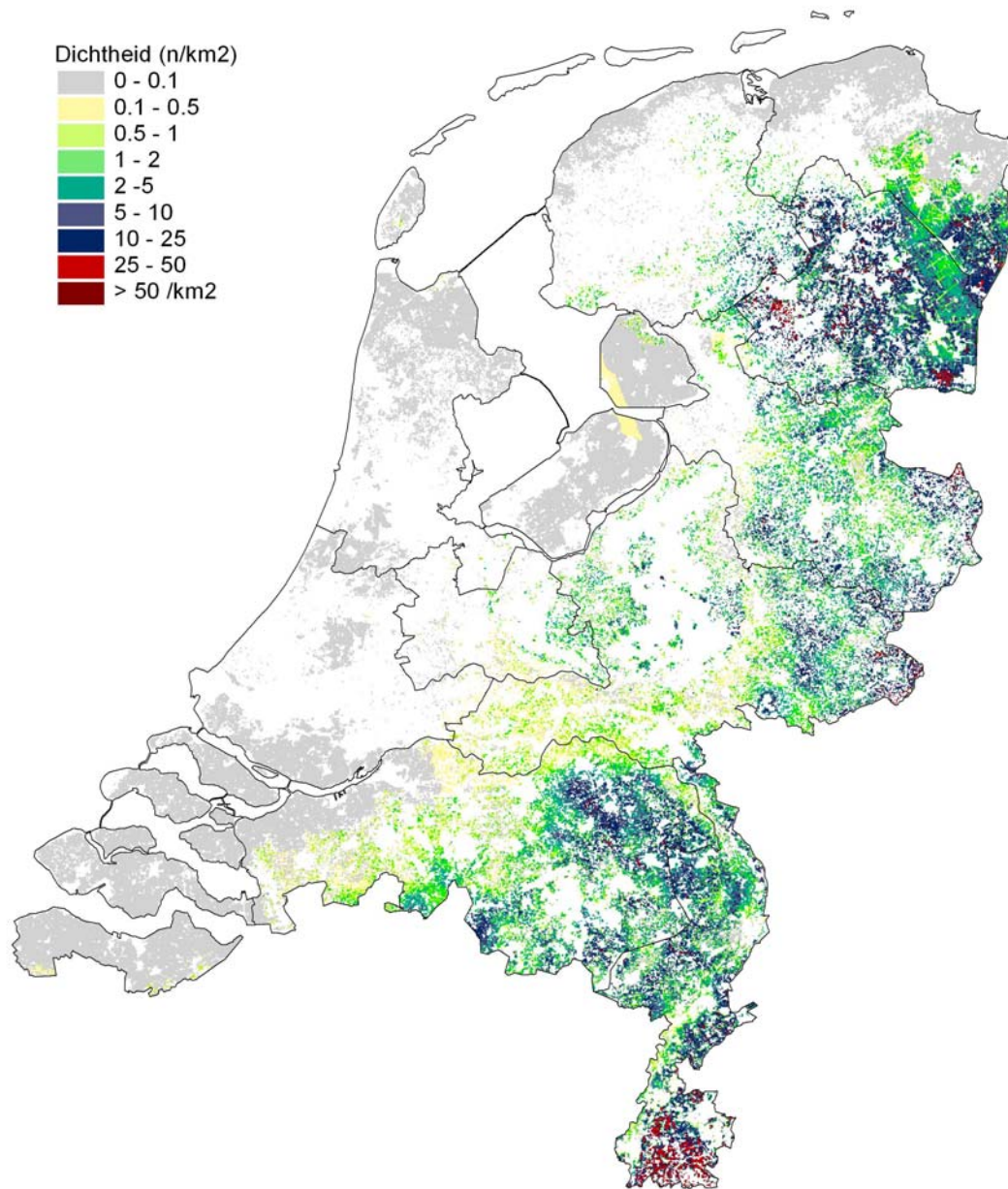
Soort	Oppervlak landelijk verspreidingsareaal in akker- en gemengd landbouwgebied		Oppervlak kerngebieden binnen het akker- en gemengd landbouwgebied		
	ha	% van totale cultuurgrond	ha	% van landelijk verspreidingsareaal	% van totale cultuurgrond
Patrijs	584 000	30	34 000	6.0	1.8
Veldleeuwerik	683 000	35	41 000	6.0	2.1
Geelgors	378 000	20	20 000	5.3	1.0



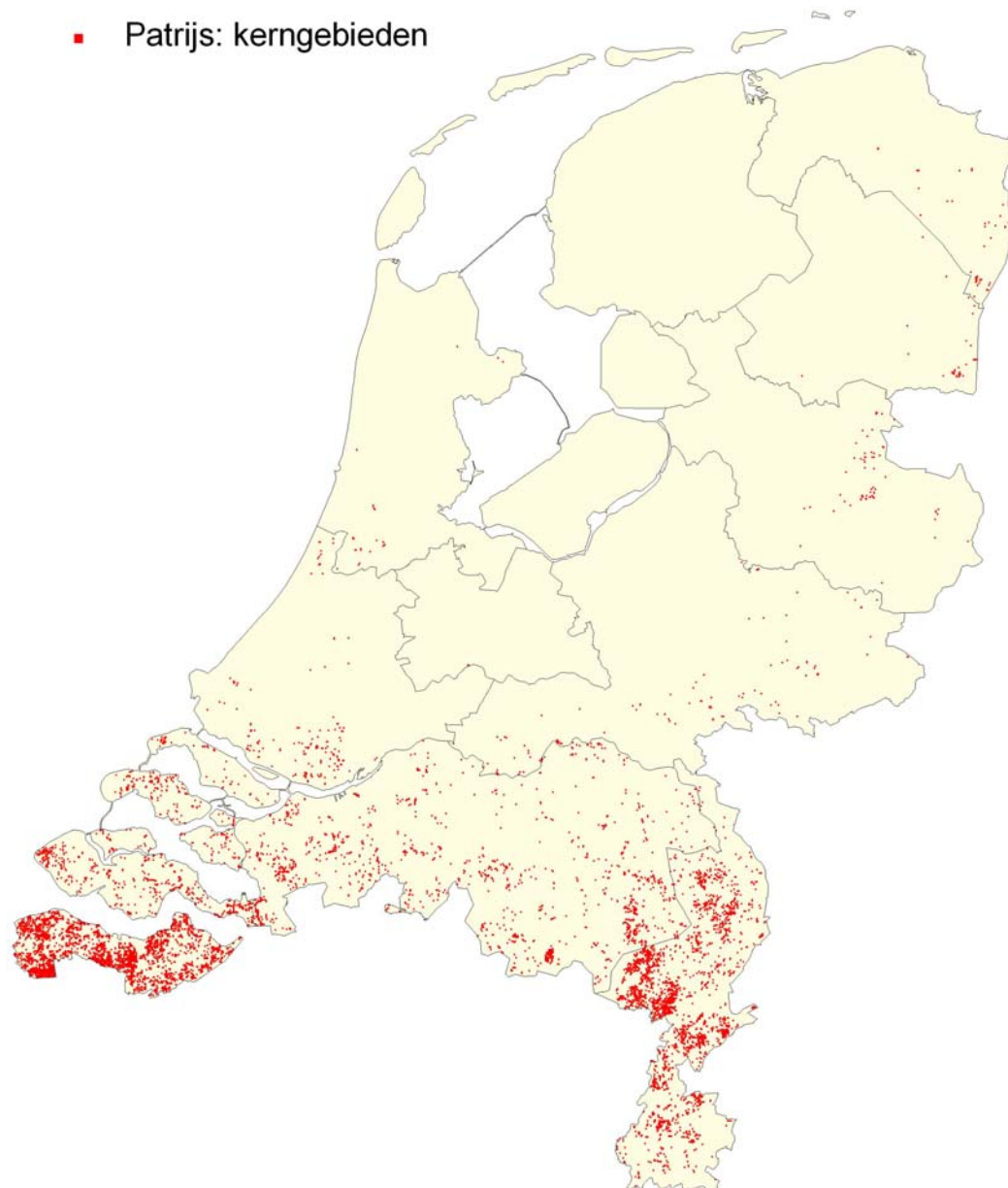
Figuur 8.1a: Modelmatige voorspelling van verspreiding en dichtheden van de Patrijs binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied. De kaart toont voorspelde dichtheden in 250 x 250 m gridcellen. Niet-agrarisch gebied en graslandregio's zijn wit weergegeven.



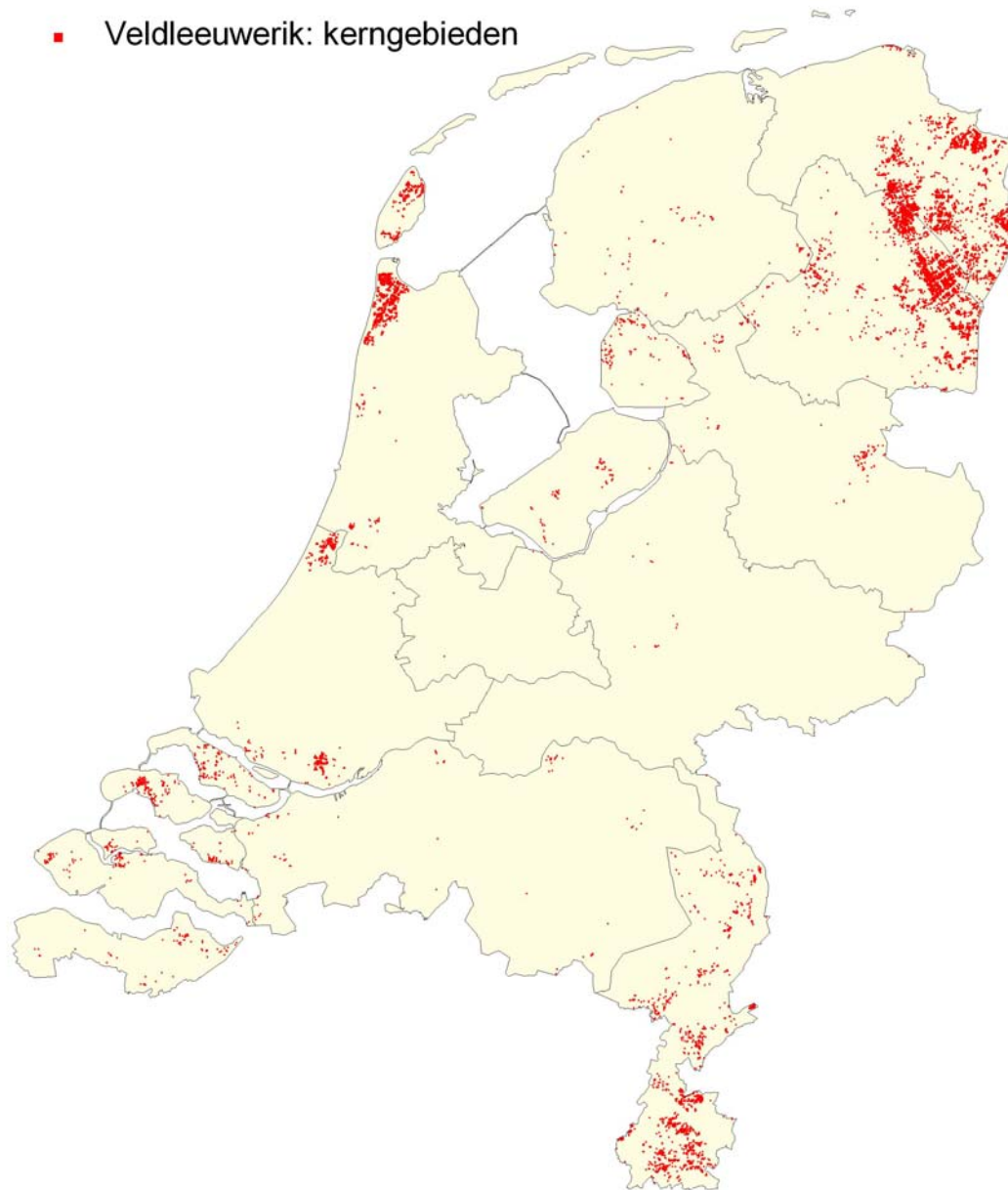
Figuur 8.1b: Modelmatige voorspelling van verspreiding en dichtheden van de Veldleeuwerik binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied. De kaart toont voorspelde dichtheden in 250 x 250 m gridcellen. Niet-agrarisch gebied en graslandregio's zijn wit weergegeven.



Figuur 8.1c: Modelmatige voorspelling van verspreiding en dichtheden van de Geelgors binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied. De kaart toont voorspelde dichtheden in 250 x 250 m gridcellen. Niet-agrarisch gebied en graslandregio's zijn wit weergegeven.

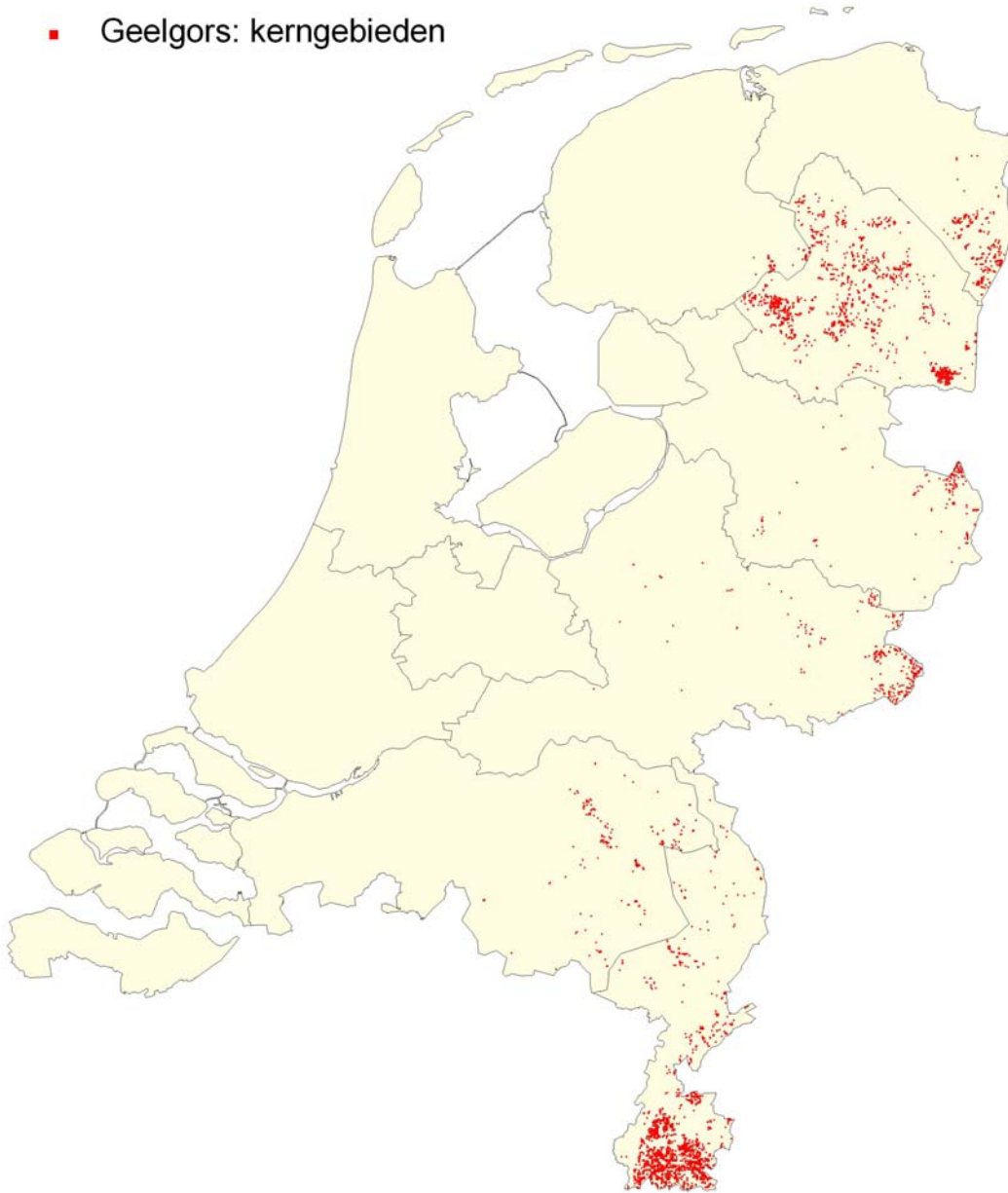


Figuur 8.2a: Voorspelling van de ligging van kerngebieden van de Patrijs binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied met daarin 20% van de totale populatie binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied, gebaseerd op voorspelde dichtheden in 250 x 250 m gridcellen.



Figuur 8.2b: Voorspelling van de ligging van kerngebieden van de Veldleeuwerik binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied met daarin 20% van de totale populatie binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied, gebaseerd op voorspelde dichtheden in 250 x 250 m gridcellen.

■ Geelgors: kerngebieden



Figuur 8.2c: Voorspelling van de ligging van kerngebieden van de Geelgors binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied met daarin 15% van de totale populatie binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied, gebaseerd op voorspelde dichtheden in 250 x 250 m gridcellen.

8.3 Kosten per soortgerichte maatregel

8.3.1 Patrijs: onbespoten graanranden of ander insectenrijk habitat (S_{pr})

Bij onbespoten graanranden worden in 6 m brede perceelsranden geen herbiciden en insecticiden ingezet. De Snoo (1995) vond in 3 m brede onbespoten randen in wintertarwepercelen in de Haarlemmermeerpolder een 13% lagere opbrengst dan in bespoten randen, met een grote variatie tussen percelen en jaren. In 6 m brede onbespoten randen was de opbrengstreductie 11%. De kwaliteit van het geoogste graan in onbespoten randen was steeds gelijk aan die van bespoten randen. Tegenover de lagere opbrengsten in de onbespoten randen staan kostenreducties als gevolg van verlaagde inzet van herbiciden en insecticiden. Op basis van het verschil tussen verminderde gewasopbrengst en lagere kosten voor middeleninzet, berekende De Snoo (1995) voor 3 m onbespoten graanranden Dfl 67,- netto kosten per ha onbespoten rand. Voor 6 m brede randen was dit Dfl 39,- per ha. Omrekening van de cijfers van De Snoo (1995) naar Euro's en huidige prijzen van bestrijdingsmiddelen en tarwe (PPO, 2009), leert dat overeenkomstige afgeronde cijfers €75,- en €60,- per ha onbespoten rand bedragen. Overigens zullen netto kosten van onbespoten randen voor de verschillende graansoorten op de verschillende grondsoorten variëren, in afhankelijkheid van grondsoort- en gewasspecifieke middeleninzet en korrelopbrengsten. Dergelijke verfijningen zijn hier niet meegenomen. Ook organisatie- en transactiekosten zijn niet meegerekend.

Het deel van een perceel graan dat als onbespoten graanrand kan worden beheerd is afhankelijk van de dimensionering van het perceel. Uitgaande van een 6 m brede onbespoten graanrand langs beide lengtezijden kan bij relatief lange en smalle percelen een navenant groter deel van het perceel worden ingericht als onbespoten graanrand. Bij een perceel van 200x50 m bedraagt dit bijvoorbeeld 24%. Bij een veel breder perceel, van bijvoorbeeld 200x150 m, is dit 8%. Hier wordt er vanuit gegaan dat gemiddeld 12% van de oppervlakte van een graanperceel uitgerust kan worden met 6 m brede onbespoten graanranden.

Landelijke implementatie

De verspreiding van de Patrijs binnen het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied strekt zich uit over 30% van het totale areaal cultuurgrond (Tabel 8.2, Figuur 8.1). Hiervan dient 3% als insectenrijk habitat te worden ingericht (Tabel 7.10; Aebischer & Ewald, 2004), ofwel 17500 ha. Hoeveel insectenrijk habitat in het verspreidingsgebied nu al voorhanden is, is niet bekend en hier is aangenomen dat de 3% additioneel moet worden geleverd. Als eerste wordt nagegaan in hoeverre 3% insectenrijk habitat te realiseren is middels de inrichting van onbespoten graanranden binnen het huidige areaal granen in het landelijke verspreidingsgebied van de Patrijs. Indien nodig worden aanvullende maatregelen getroffen.

Binnen het verspreidingsareaal van de Patrijs in het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied wordt gemiddeld op 11% en 7% van het areaal respectievelijk winter- en zomergranen verbouwd (Bijlage 4), op een oppervlak van in totaal 102.000 ha. Rekening houdend met de scheve verdeling van het areaal graanteelten over de verschillende FGRs in relatie tot het voorkomen van de Patrijs, kan binnen het landelijk verspreidingsareaal ca. 11.000 ha effectief als onbespoten graanrand beheerd worden (10.5% van het areaal granen; jaarlijkse kosten ca. €0,6 miljoen). Voor een aantal FGRs op met name de hogere zandgronden geldt dat ook al worden in alle bestaande graanpercelen onbespoten graanranden aangelegd, er nog steeds niet voldoende insectenrijk habitat is gecreëerd. Aanvullend is nog ca. 6700 ha insectenrijk habitat nodig. Dit kan worden gerealiseerd door

aanleg van akkerranden of door de vervanging van maïs of andere gewassen door graanteelten met onbespoten graanranden. Beide varianten worden hier uitgewerkt.

Voor de aanleg van 6700 ha akkerranden moet grond uit productie wordt genomen. Kosten hiervan worden berekend op basis van de vergoeding voor akkerranden in het Subsidiestelsel Natuur- & Landschapsbeheer (<http://www.natuurbeheersubsidie.nl/>). Op kleigrond bedraagt deze vergoeding €2184,- per ha akkerrand en op zandgrond €1652,-. De grondslagen voor deze vergoedingen omvatten onder meer opbrengstdervingen en organisatiekosten, gebaseerd op standaardkostprijzen. Omdat de randen op de hogere zandgronden aangelegd moeten worden, wordt gerekend met de vergoeding voor zandgrond. Kosten van 6700 ha akkerranden op zandgrond bedragen €11,1 miljoen per jaar (Tabel 8.3, variant 1).

In de tweede variant wordt het tekort aan insectenrijk habitat opgeheven door uitbreiding van graanteelten, die vervolgens uitgerust worden met onbespoten graanranden. Voor opheffing van het 6700 ha grote tekort aan onbespoten randen dient in het verspreidingsgebied van de Patrijs $6700/12\% = 56.000$ ha aan graanteelten te worden toegevoegd, waarvan 47.000 ha op de hogere zandgronden. De uitbreiding aldaar gaat ten koste van snijmaïs, waarbij de geïntroduceerde granen worden geoogst als GPS bestemd voor de rundveevoeding. Rekening houdend met het aan te vullen tekort aan insectenrijk habitat per FGR en de arealen maïs in deze regio's, kan 54.000 ha maïs effectief worden omgezet in graanteelten. Aannemende dat het saldo per hectare snijmaïs €1130,- hoger is dan dat van granen (Tabel 8.1), bedragen kosten voor omzetting van 54.000 ha maïs in graanteelten ca. €61,4 miljoen per jaar. Kosten van de onbespoten randen zelf komen daar nog eens bij, zijnde €0,3 miljoen. Totale kosten van omzetting van maïs naar graanteelten met bijbehorende 6500 ha onbespoten randen bedragen dus ca. €61,7 miljoen per jaar. De resterende benodigde laatste 200 ha onbespoten graanranden moeten worden gerealiseerd in het duingebied en het westelijk zeeleigebied (beide met relatief weinig maïsteelt), waartoe 1780 ha extra graanteelten in deze regio's geïntroduceerd moeten worden.

Er wordt hier niet nader gespecificeerd welke gewassen daarvoor in aanmerking komen, maar er wordt gerekend met eenzelfde saldoverschil als bij maïs. Op basis daarvan bedragen kosten van 1780 ha extra graanteelten €2,0 miljoen, inclusief de kosten van de onbespoten randen zelf. Totale kosten van het creëren van extra onbespoten graanranden door vergroting van het areaal granen bedragen €63,8 miljoen (Tabel 8.3, variant 2). Dit is een fors hoger bedrag dan het bedrag dat nodig is voor het creëren van extra insectenrijk habitat via akkerranden volgens variant 1. De belangrijkste oorzaak daarvan is dat elke hectare akkerrand als insectenrijk habitat kan fungeren, terwijl van elke omgezette hectare maïs slechts 12% als zodanig functioneert. In het laatste geval is dus een veel groter oppervlak nodig waarop financieel moet worden toegelegd. Merk op dat kosten van uitbreiding van graanteelt ten koste van snijmaïs gevoelig is voor het aangenomen saldoverschil tussen beide gewassen en dat het gehanteerde saldoverschil relatief groot is ten opzichte van eerdere jaren (par. 8.1). Een lager saldoverschil scheelt miljoenen in kosten.

Implementatie in kerngebieden

De verspreiding van de Patrijs in kerngebieden binnen het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied strekt zich uit over 34.000 ha (Tabel 8.2, Figuur 8.2). Hiervan dient 7.5% (2500 ha) beheerd te worden als onbespoten graanrand (Tabel 7.10; gebaseerd op Aebischer & Ewald, 2004) of anderszins te worden ingericht als insectenrijk habitat.

Binnen de kerngebieden van de Patrijs in het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied wordt op 11 en 17% van het areaal respectievelijk winter- en zomergranen verbouwd (totaal ca. 9600 ha). Via de bestaande graanteelten in het kernverspreidingsgebied kunnen 1150 ha onbespoten randen gerealiseerd worden (kosten €<0.1 miljoen). Net als bij

landelijke implementatie van de maatregel geldt ook bij een kerngebiedenbenadering dat het areaal granen in delen van het kerngebied te gering is om middels onbespoten graanranden in voldoende areaal insectenrijk habitat te voorzien. Dit betreft met name het zuidelijk zeeleigebied en de zuidelijke zandgronden. Aanvullend is in deze regio's nog 1400 ha insectenrijk habitat nodig, te realiseren door aanleg van akkerranden (variant 1) of vervanging van niet-graangewassen door graanteelten met onbespoten randen (variant 2). De kosten van 1400 ha akkerranden, waarvan ruim de helft op zandgrond, bedragen ca. €2,6 miljoen per jaar. Totale kosten van onbespoten randen in bestaande graanteelten plus 1400 ha insectenrijk habitat via akkerranden bedragen daarmee €2,6 miljoen (Tabel 8.4, variant 1).

Voor 1400 ha extra onbespoten graanranden moet het areaal graanteelten in de kerngebieden uitbreiden met $1400/12\% = \text{ca. } 11700 \text{ ha}$. Rekening houdend met de beschikbaarheid van gewassen in afzonderlijke FGRs kan dit worden gerealiseerd door in de kerngebieden van de Patrijs nagenoeg het volledige maïsareaal (4800 ha), 85% van het suikerbietareaal (6000 ha) en 900 ha van niet nader gespecificeerde gewassen te vervangen door graanteelten. Op basis van gewassaldi in Tabel 8.1 belopen gedeerde inkomsten als gevolg van de vervanging van maïs en bieten door granen op de genoemde arealen €5,4 miljoen resp. €2,8 miljoen. Rekenend met hetzelfde saldooverschil als voor maïs, bedragen kosten van vervanging van 900 ha van het niet nader gespecificeerde gewas €1,0 miljoen. Gedeerde inkomsten als gevolg van 1150 ha onbespoten graanranden in bestaande graanteelten plus 1400 ha in toegevoegde graanteelten bedragen ca. €0,1 miljoen. Totale kosten van extra toegevoegde graanteelten en van onbespoten graanranden in bestaande en toegevoegde graanteelten in de kerngebieden van de Patrijs bedragen daarmee ca. €9,3 miljoen (Tabel 8.4, variant 2).

8.3.2 Patrijs: hoogkwalitatief nesthabitat (FPA)

De overleving van nesten en/of broedende hennen kan verhoogd worden door verhoging van het aanbod aan habitats dat dekking biedt, zoals grasstroken met polvormende grassoorten tussen percelen en aanleg van houtwallen, struweelhagen en/of heggen. Hier wordt ervoor gekozen om maatregelen ter verhoging van de overleving van nesten in (kleinschalig, besloten) Hoog-Nederland in te vullen via de aanleg van struweelhagen en in (grootschalig, open) Laag-Nederland via de aanleg van brede akkerranden. In het Subsidiestelsel Natuur- & Landschapsbeheer bedraagt de vergoeding voor een struweelhaag €236,- per strekkende meter. Er wordt uitgegaan van 10 m brede struweelhagen. Vergoedingen voor brede akkerranden werden hiervoor al vermeld.

Landelijke implementatie

In het voorgaande hoofdstuk konden geen kwantitatieve relaties gelegd worden tussen het areaal hoogwaardig nesthabitat en de overleving van nesten en broedende hennen. Bij gebrek daaraan moest worden volstaan met de generieke regel dat voor stabilisering van de populatie via verhoging van het nestsucces ca. 4% van het areaal ingericht moet worden als hoogwaardig nesthabitat (Tabel 7.10; Aebischer & Ewald, 2004). Het is niet bekend hoe groot het huidige areaal geschikt nesthabitat in de diverse Nederlandse regio's is en er wordt vanuit gegaan dat de vereiste 4% additioneel moet worden toegevoegd. Waarschijnlijk is dit een te sombere voorstelling van zaken, maar kwantitatieve gegevens over de huidige beschikbaarheid van geschikt nesthabitat ontbreken.

De verspreiding van de Patrijs binnen het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied strekt zich uit over 584.000 ha (Tabel 8.2, Figuur 8.1), waarvan additioneel 4% als hoogkwalitatief nesthabitat dient te worden ingericht, ofwel ca. 24.000 ha. Gegeven de relatieve verspreiding van de Patrijs over Hoog- en Laag-Nederland wordt 16.000 ha hiervan ingericht via struweelhagen en 7200 ha via akkerranden. In het Subsidiestelsel Natuur- & Landschapsbeheer bedraagt de vergoeding voor een struweelhaag €236,- per strekkende

meter. Op basis van 10 m brede struweelhagen is de benodigde lengte 16.000 km. De jaarlijks uit te keren vergoeding hiervoor bedraagt €37,8 miljoen Euro (Tabel 8.3). Dit bedrag is exclusief aanlegkosten. Rekenend met de vergoeding op kleigronden (€2184,- per ha) vergen 7200 ha akkerranden in Laag-Nederland jaarlijks een bedrag van €15,5 miljoen Euro (Tabel 8.3).

Implementatie in kerngebieden

Het is niet bekend welk areaal hoogkwalitatief nesthabitat nodig is voor het bereiken van de maximale overleving van nesten en broedende hennen (Tabel 7.10). Bij gebrek aan kwantitatieve gegevens wordt als *proxy* voor de benodigde maatregelintensiteit in kerngebieden uitgegaan van een twee keer zo hoge vereiste maatregelintensiteit als landelijk. De verspreiding van de Patrijs in kerngebieden binnen het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied strekt zich uit over 34.000 ha (Tabel 8.2, Figuur 8.2). Bij een twee keer zo hoge maatregelintensiteit dient additioneel 8% (2700 ha) ingericht te worden als hoogwaardig nesthabitat, waarvan ongeveer de helft als struweelhaag en de andere helft via akkerranden. De jaarlijks uit te keren vergoeding voor 1400 km struweelhaag bedraagt €3,3 miljoen (Tabel 8.4). De jaarlijkse vergoeding voor 1300 ha akkerranden op kleigronden bedraagt €2,8 miljoen

8.3.3 Patrijs: structuur- en zadenrijke gewasstopfels (S_{ad} en S_{fy})

De jaarrond overleving van Patrijzen wordt mede bepaald door de aanwezigheid van habitats die in het winterhalfjaar voldoende dekking en voedsel bieden. In Hoofdstuk 7 werd geconstateerd dat niet bekend is wat relaties zijn tussen het aanbod aan dit soort habitats in het landelijk gebied en de overleving van Patrijzen. Bij gebrek aan gegevens kan hier dan ook geen schatting gegeven worden van kosten van eventuele maatregelen.

8.3.4 Veldleeuwerik: uitbreiding zomergraanteelt (NA)

Een van de oorzaken van de achteruitgang van de Veldleeuwerik is het ontstaan van hiaten in het aanbod van voor broeden geschikte en veilige gewasstypen middenin het broedseizoen, vooral te verwachten in gebieden waar zomergranen nagenoeg ontbreken en wintergranen, maïs en hakvruchten domineren (paragraaf 6.3). Beoogd effect van vergroting van het areaal zomergranen in dergelijke gebieden is het bieden van geschikt en veilig broedhabitat nadat wintergranen ongeschikt zijn geworden en andere gewassen (nog) geen veilig alternatief bieden. Een belangrijke randvoorwaarde bij vergroting van het areaal zomergranen is dat dit het mozaïek aan gewasstypen moet versterken. Volledige vervanging van wintergranen door zomergranen is zodoende ongewenst, omdat het zou leiden tot het verdwijnen van geschikt broedhabitat bij aanvang van het broedseizoen. Daarom dient de uitbreiding van het areaal zomergraanteelten ten koste te gaan van regionaal dominerende gewassen.

Gebaseerd op modelberekeningen van Eaton & Bradbury (2003) werd in Tabel 7.10 een globale schatting gegeven van het benodigde percentage zomergranen in het bouwplan (5-10% bij landelijke implementatie, 15-20% in kerngebieden). Ook al is er weinig reden om te twifelen aan de effectiviteit van de maatregel, het ontbreekt aan een deugdelijke onderbouwing van deze percentages. Bij de berekening van de kosten van opschaling van de teelt van zomergranen tot genoemde percentages wordt per FGR geëvalueerd of binnen het verspreidingsareaal van de Veldleeuwerik in deze FGR nu al voldaan wordt aan deze voorwaarde. Waar nodig wordt het areaal zomergraanteelten vergroot ten koste van het akkerbouwmatige gewas met het grootste aandeel in het huidige landgebruik (het dominerende gewas). Grasland wordt niet omgezet in zomergraanteelten.

Landelijke implementatie

De verspreiding van de Veldleeuwerik binnen het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied strekt zich uit over 683.000 ha, ofwel 35% van het totale areaal cultuurgrond (Tabel 8.2, Figuur 8.1). Binnen dit gebied dient het aandeel zomergranen globaal geschat 5 à 10% te bedragen (Tabel 7.10), overeenkomend met 34.000 à 68.000 ha. Binnen het verspreidingsgebied van de Veldleeuwerik bedraagt het berekende areaal zomergranen nu al 48.000 ha, ofwel een *gemiddeld* aandeel van 7% (Bijlage 4). De absolute omvang van het areaal en het gemiddelde aandeel worden sterk beïnvloed door het hoge aandeel zomergranen in de noordelijke zandgronden, waartoe de Veenkoloniën behoren (zie dichtheidskaart zomergranen in Bijlage 5); de cijfers verhullen dat het areaal zomergranen in delen van het verspreidingsgebied van de Veldleeuwerik lager is dan 5% (Figuur 3.5).

Rekening houdend met de scheve verdeling van het areaal zomergranen over de verschillende FGRs in relatie tot het voorkomen van de Veldleeuwerik, dient binnen het landelijk verspreidingsareaal het areaal zomergranen met 4600 ha toe te nemen om binnen het verspreidingsgebied in elke FGR uit te komen op 5% zomergranen. Uitbreiding van het areaal zomergranen is met name vereist op de zuidelijke en oostelijke zandgronden en in het rivierengebied. Binnen het verspreidingsareaal van de Veldleeuwerik in deze regio's is snijmaïs het meest voorkomende akkerbouwmatige gewas. In deze regio's wordt van dit gewas in totaal 4000 ha vervangen door als GPS te oogsten zomergranen. Uitgaande van een saldo van GPS dat €1130,- lager is dan van snijmaïs (Tabel 8.1), bedragen de kosten daarvan €4,5 miljoen. In enkele andere FGRs moet het areaal zomergranen in totaal met 600 ha toenemen, ten koste van onder meer wintergranen en hier niet nader gespecificeerde gewassen. Uitgaande van een saldooverschil van €170,- per ha tussen zomergranen en wintergranen en van €1130,- tussen zomergranen en de niet nader genoemde gewassen, bedragen kosten daarvan €0,4 miljoen. Totale kosten van realisatie van 5% zomergranen binnen het verspreidingsgebied van de Veldleeuwerik in elke FGR bedragen daarmee ca. €4,9 miljoen (Tabel 8.3).

Verhoging van het percentage zomergranen binnen het verspreidingsgebied in elke FGR tot 10% vergt een uitbreiding van het areaal zomergranen van 27800 ha, overeenstemmend met een toename van het areaal zomergranen van 60%. Dit wordt gerealiseerd door vervanging van de dominante gewassen in de verschillende FGRs waarin de Veldleeuwerik voorkomt: 13300 ha maïs op de zandgronden en in het rivierengebied (€15,0 miljoen), 10600 ha wintergranen in zeekelegebieden en het Heuvelland (€1,8 miljoen), 3100 ha suikerbiet of consumptieaardappel in het Centraal zeekelegebied (€3,4 miljoen) en 750 ha niet nader gespecificeerde gewassen in enkele andere FGRs (€0,8 miljoen). Verhoging van het aandeel zomergranen binnen het verspreidingsgebied van de Veldleeuwerik in elke FGR tot 10% kost in totaal €21,0 miljoen op jaarbasis (Tabel 8.3).

Implementatie in kerngebieden

De verspreiding van de Veldleeuwerik in kerngebieden binnen het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied strekt zich uit over 41.000 ha (Tabel 8.2, Figuur 8.2). Een globale schatting van het aandeel zomergraanteelten dat nodig is om leeuweriken in kerngebieden in staat te stellen het maximale aantal broedpogingen te laten ondernemen bedraagt 15-20% (Tabel 7.10; gebaseerd op Eaton & Bradbury, 2007). Binnen de kerngebieden van de Veldleeuwerik wordt nu al *gemiddeld* op 20% van het areaal zomergranen verbouwd (Bijlage 4; ca. 12.000 ha). Dit gemiddelde gaat voorbij aan de scheve verdeling van het areaal zomergranen over FGRs. Als daarmee rekening wordt gehouden is voor 15% zomergranen een uitbreiding van het areaal zomergranen nodig met ca. 1700 ha, met name te realiseren in het noordelijke en zuidelijke zeekelegebied, het Heuvelland en de zuidelijke zandgronden. In deze regio's kan 970 ha extra zomergranen gerealiseerd worden door vervanging van wintergranen door zomergranen. Op basis van een €170,- per ha lager saldo bedragen de

kosten daarvan €0,2 miljoen. In een viertal andere FGRs moet het areaal zomergranen met 760 ha toenemen ten koste van hier verder ongespecificeerde gewassen. Uitgaande van een saldooverschil van €1130,- per ha ten opzichte van zomergraanteelten bedragen kosten daarvan €0,8 miljoen. Totale kosten van realisatie van 15% zomergranen binnen kerngebieden van de Veldleeuwerik bedragen daarmee ca. €1,0 miljoen (Tabel 8.4).

Verhoging van het percentage zomergranen binnen alle kerngebieden in elke FGR tot 20% vergt een uitbreiding van het areaal zomergranen van 2600 ha. Hiervan kan 1500 ha worden gerealiseerd door vervanging van wintergranen door zomergranen in relevante delen van het Heuvelland en enkele zeekeiregio's (kosten €0,3 miljoen). Daarnaast moet in kerngebieden in onder meer het Duingebied en het zuidelijk zandgebied het areaal zomergraan met 1100 ha uitbreiden ten koste van niet nader gespecificeerde gewassen (kosten €1,2 miljoen op basis van saldooverschil van €1130,- per ha). Verhoging van het aandeel zomergranen binnen kerngebieden in elke FGR tot 20% kost dus in totaal €1,5 miljoen op jaarbasis (Tabel 8.4).

8.3.5 Veldleeuwerik: brede akkerranden (FPA)

In grootschalig akkerland bestaat een positief verband tussen het oppervlak akkerranden en de territoriumdichtheid van Veldleeuweriken. Dit wijst erop dat Veldleeuweriken zich bij hun territoriumkeuze mede laten leiden door de aan- of afwezigheid van akkerranden, waarbij de beschikbaarheid van voedselrijk en toegankelijk foerageerhabitat vermoedelijk een grote rol speelt. Akkerranden worden dan ook intensief benut als foerageerhabitat door jongenvoerende oudervogels, al is niet bekend in welke mate de aanwezigheid van akkerranden in de nabijheid van een nest gepaard gaat met een verhoogd broedsucces. Het niet voorhanden zijn van insectenrijk habitats in de nabijheid van het nest heeft daarnaast potentieel grote gevolgen voor de overleving van oudervogels buiten het broedseizoen (par. 6.3) en waarschijnlijk geldt hetzelfde voor hun jongen. Aanleg en beheer van akkerranden is in binnen- en buitenland een belangrijke maatregel voor akkervogelbescherming. Diverse bronnen noemen als richtwaarde dat 5 à 10% van het areaal binnen het landelijk gebied als extensief, seminatuurlijk habitat beheerd zou moeten worden (par. 7.2.3). Hier wordt doorgerekend wat de kosten zijn van 5 à 10% akkerranden binnen het verspreidingsareaal van de Veldleeuwerik.

Op grond van de in eerdere hoofdstukken aan de orde gekomen materie zal duidelijk zijn dat een breed scala andere (vogel)soorten hier eveneens van zal profiteren. Overigens kan een deel (max. 20%) van het voor akkerranden bestemde oppervlak als volveldse braakmaatregel worden uitgevoerd. Volveldse braak en akkerranden hebben gemeen dat beide garant staan voor voedselrijk habitat voor broedvogels in de nabije omgeving, maar een verschil is dat bij een volvelds braakperceel de kans groter is dat het tevens benut wordt als nesthabitat. Daarvoor dient het perceel wel een bepaalde minimumgrootte (ca. 1 ha) te hebben. Een maximum van 20% aan volvelds uit te voeren braakachtige maatregelen wordt gehanteerd om te voorkomen dat het aanbod aan seminatuurlijk habitat op gebiedsniveau te veel wordt geconcentreerd, waardoor een te gering deel van de populatie in het gebied daarvan kan profiteren.

Landelijke implementatie

Gegeven de omvang van het verspreidingsareaal van de Veldleeuwerik binnen het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied (ca. 683.000 ha), dient voor 5 à 10% akkerranden ca. 34.000 à 68.000 ha aan brede akkerranden aangelegd te worden. Als eerder bij de Patrijs worden kosten van brede akkerranden berekend op basis van de vergoeding voor akkerranden in het Subsidiestelsel Natuur- & Landschapsbeheer (op kleigrond €2184,- per ha, op zandgrond €1652,- per ha). Rekening houdend met de verdeling van het verspreidingsareaal van de Veldleeuwerik over klei- en zandgronden bedragen jaarlijkse kosten van 5 à 10% brede akkerranden €64,9 à 129,9 miljoen (Tabel 8.3).

Tabel 8.3: Overzicht van schattingen van kosten van soortgerichte maatregelen voor akkervogels voor 1% populatiegroei op korte termijn bij **landelijke implementatie**, uitgaande van vereiste maatregelintensiteiten als vermeld in Tabel 7.10 en omvang van het verspreidingsareaal in Tabel 8.2. Bij landelijke implementatie wordt de gehele populatie blootgesteld aan maatregelen en in staat gesteld demografische parameters te verbeteren. Zie tekst voor toelichting.

Soort en demografische parameter(s)	Vereiste maatregelintensiteit volgens Tabel 7.10 en uitwerking in maatregelen ¹	Hectare behoefte bij landelijke implementatie	Kostenbasis voor berekening kosten	Absolute kosten landelijke implementatie
Patrijs, kuikenoverleving (S_{pr}) variant 1	3% van het areaal als insectenrijk habitat: aanleg onbespoten graanranden in bestaande areaal granen, aangevuld met akkerranden	11.000 ha onbespoten graanranden in bestaande graanareaal 6700 ha akkerranden	€60 per ha onbespoten graanrand €1652 per ha akkerrand ²	€0,6 miljoen €11,1 miljoen €11,7 miljoen
Patrijs, kuikenoverleving (S_{pr}) variant 2	3% van het areaal als insectenrijk habitat: aanleg onbespoten graanranden in bestaande areaal granen, aangevuld door omzetting van maïs in extra graanareaal met onbespoten graanranden	11.000 ha onbespoten graanranden in bestaande graanareaal 56000 ha maïs vervangen door graanteelten	€60 per ha onbespoten graanrand €1130 + €60 per ha door graanteelten vervangen maïs	€0,6 miljoen €63,8 miljoen ⁷ €64,4 miljoen
Patrijs, uitkomstsucces nesten (FPA)	4% van het areaal als hoogkwalitatief nesthabitat: aanleg brede struweelhagen in Hoog-Nederland en akkerranden met polvormende grassen in Laag-Nederland	16.000 km struweelhagen ³ 7200 ha akkerranden	€236 per strekkende meter €2184 ⁴ per ha akkerrand	€37,8 miljoen €15,5 miljoen €53,3 miljoen
Patrijs, overleving (S_{ad} en S_{fy}),	Vereiste maatregelintensiteit onbekend: aanleg structuur- en zadenrijke gewasstopfels	?	?	?
Veldleeuwerik, aantal broedpogingen (NA)	5-10% zomergranen: vervanging van regionaal dominerende gewassen door zomergranen	5% zomergranen: uitbreiding met 4600 ha 10% zomergranen: uitbreiding met 27800 ha	€170 ⁵ per ha wintergraan vervangen door zomergraan €1090 ⁶ per ha suikerbiet of aardappel vervangen door zomergraan €1130 per ha maïs en elk ander gewas vervangen door zomergraan	€4,9 miljoen ⁸ €21,0 miljoen ⁸ €4,9 à 21,0 miljoen

Een Veldleeuwerik zingt niet voor niets!

Tabel 8.3 (vervolg):

Soort en demografische parameter(s)	Vereiste maatregelintensiteit volgens Tabel 7.10 en uitwerking in maatregelen	Hectare behoefte bij landelijke implementatie	Kostenbasis voor berekening kosten	Absolute kosten landelijke implementatie
Veldleeuwerik, uitgevlogen jongen per poging (FPA)	5-10% brede akkerranden: aanleg brede akkerranden	minimaal 5% akkerranden: 34.000 ha	€1903 per ha akkerrand ²	€64,9 miljoen
		maximaal 10% akkerranden: 68.000 ha		€129,9 miljoen
Som				€64,9 à 129,9 miljoen
Geelgors, overleving (S_{ad} en S_{iy})	10-15% van het areaal met overwinterende graanstopfels: retentie van graanstopfels tot na de winterperiode	minimaal 10% stopfels: 38.000 ha	?	?
		minimaal 15% stopfels: 57.000 ha		
Som				N.A.
Geelgors, overleving (S_{ad} en S_{iy})	1-2% van het areaal met wintervoedselgewas: teelt van wintervoedselgewas	minimaal 1% wintervoedselgewas: 4000 ha	€1745 per ha wintervoedselgewas	€6,6 miljoen
		minimaal 2% wintervoedselgewas: 8000 ha		€13,2 miljoen
Som				€6,6 à 13,2 miljoen

¹Voor referenties bij vereiste maatregelintensiteiten wordt verwezen naar Tabel 7.10. ²Vergoeding gewogen naar behoefte aan akkerranden op zand- en kleigrond ³Uitgaande van 10 m brede hagen stemt 16.000 km struweelhaag overeen met 16.000 ha. ⁴Vergoeding op kleigrond. ⁵Verschillen in KWIN-saldi per ha tussen wintergranen en zomergranen zijn afhankelijk van graanteelt (tarwe of gerst) en landbouwregio (PPO, 2009). Weergegeven cijfer is saldoverschil bij vervanging van wintertarwe op kleigrond door zomertarwe. ⁶Gemiddeld saldoverschil tussen suikerbiet/consumptieaardappel op klei en zomertarwe op klei. ⁷Berekend op basis van saldoverschil tussen zomertarwe en snijmaïs in 2009 (Tabel 8.1). Uitgaande van het lagere saldoverschil in 2006, zijn kosten €26,3 miljoen. ⁸Berekend op basis van saldoverschil tussen zomertarwe en snijmaïs in 2009 (Tabel 8.1). Uitgaande van het lagere saldoverschil tussen zomertarwe en snijmaïs in 2006, zijn kosten bij uitbreiding tot 5% €2,1 miljoen en bij uitbreiding tot 10% €11,9 miljoen.

Tabel 8.4: Overzicht van schattingen van kosten van soortgerichte maatregelen voor akkervogels voor 1% populatiegroei op korte termijn bij **implementatie in kerngebieden** uitgaande van vereiste maatregelintensiteiten als vermeld in Tabel 7.10 en omvang van het areaal kerngebied in Tabel 8.2. Bij een 'kerngebiedenbenadering' worden maatregelen geconcentreerd in een kleiner gebied waarbij in een minimaal deel van de populatie maximale demografische parameters bereikt moeten worden. Daarvoor is binnen dit kleinere gebied een hogere maatregelintensiteit nodig dan wanneer de hele populatie in staat wordt gesteld te profiteren van maatregelen (landelijke implementatie). Zie tekst voor toelichting.

Soort en demografische parameter(s)	Vereiste maatregelintensiteit volgens Tabel 7.10 en uitwerking in maatregelen	Hectare behoefte bij implementatie in kerngebieden	Kostenbasis voor berekening kosten	Absolute kosten implementatie in kerngebieden
Patrijs, kuikenoverleving (S_{pt}) variant 1	7.5% van het areaal als insectenrijk habitat: aanleg onbespoten graanranden in bestaande areaal granen, aangevuld met akkerranden ¹	1150 ha onbespoten graanranden in bestaande graanareaal	€60 per ha onbespoten graanrand	€<0,1 miljoen
			€1840 per ha akkerrand ²	€2,6 miljoen
		1400 ha akkerranden		
Som				€2,6 miljoen
Patrijs, kuikenoverleving (S_{pt}) variant 2	7.5% van het areaal als insectenrijk habitat: aanleg onbespoten graanranden in bestaande areaal granen, aangevuld door omzetting van maïs en suikerbiet in extra graanareaal met onbespoten graanranden ¹	1150 ha onbespoten graanranden in bestaande graanareaal	€60 per ha onbespoten graanrand	€<0,1 miljoen
		4800 ha door graanteelten vervangen maïs, 900 ha door graanteelten vervangen andere gewassen	€1130 + €60 per ha door graanteelten vervangen gewas	€6,4 miljoen ⁸
		6000 ha door graanteelten vervangen suikerbiet	€368/503 ³ + €60 per ha door graanteelten vervangen suikerbiet	€2,8 miljoen
Som				€9,3 miljoen
Patrijs, uitkomstsucces nesten (FPA)	8% van het areaal als hoogkwalitatief nesthabitat: aanleg brede struweelhagen in Hoog-Nederland en akkerranden met polvormende grassen in Laag-Nederland ⁴	1400 km struweelhagen ⁵	€236 per strekkende meter	€3,3 miljoen
		1300 ha akkerranden	€2184 per ha akkerrand ⁶	€2,8 miljoen
Som				€6,1 miljoen
Patrijs, overleving (S_{ad} en S_{ty}),	Vereiste maatregelintensiteit onbekend: aanleg structuur- en zadenrijke gewasstopfels	?	?	?
Som				N.A.

Tabel 8.4 (vervolg)

Soort en demografische parameter(s)	Vereiste maatregelintensiteit volgens Tabel 7.10 en uitwerking in maatregelen	Hectare behoefte bij implementatie in kerngebieden	Kostenbasis voor berekening kosten	Absolute kosten implementatie in kerngebieden
Veldleeuwerik, aantal broedpogingen (NA)	15-20% zomergranen: vervanging van regionaal dominerende gewassen door zomergranen ¹	minimaal 15% zomergranen: uitbreiding met 1700 ha	€170 per ha wintertarwe vervangen door zomertarwe ⁷	€1,0
		minimaal 20% zomergranen: uitbreiding met 2600 ha	€1130 per ha van elk ander gewas vervangen door zomertarwe	€1,5 miljoen
Som				€1,0 à 1,5 miljoen
Veldleeuwerik, uitgevlogen jongen per poging (FPA)	10-20% brede akkerranden: aanleg brede akkerranden ⁴	minimaal 10% akkerranden: 4000 ha	€1760 per ha akkerrand ²	€7,2 miljoen
		maximaal 20% akkerranden: 8000 ha		€14,3 miljoen
Som				€7,2 à 14,3 miljoen
Geelgors, overleving (S_{ad} en S_{ly})	20-30% van het areaal met overwinterende graanstoppels: retentie van graanstoppels tot na de winter ⁴	minimaal 20% stoppels: 4000 ha	?	?
		minimaal 30% stoppels: 6000 ha		
Som				N.A.
Geelgors, overleving (S_{ad} en S_{ly})	2-4% van het areaal met wintervoedselgewas: teelt van wintervoedselgewas ⁴	minimaal 2% wintervoedselgewas: 400 ha	€1745 per ha wintervoedselgewas	€0,7 miljoen
		minimaal 4% wintervoedselgewas: 800 ha		€1,4 miljoen
Som				€0,7 à 1,4 miljoen

¹Voor referenties bij vereiste maatregelintensiteiten wordt verwezen naar Tabel 7.10. ²Vergoeding gewogen naar behoefte aan akkerranden op zand- en kleigrond. ³Saldoverschil op zand resp. kleigrond. ⁴Indicatieve schatting. Gegevens over vereiste maatregelintensiteit voor bereiken van maximale demografische parameter ontbreken. Er is aangenomen dat maximale parameter bereikt wordt door verdubbeling van de intensiteit ten opzichte van landelijke implementatie (Tabel 8.3). ⁵Uitgaande van 10 m brede hagen stemt 1400 km struweelhaag overeen met 1400 ha. ⁶Vergoeding op kleigrond. ⁷Verschillen in KWIN-saldi per ha tussen wintergranen en zomergranen zijn afhankelijk van graanteelt (tarwe of gerst) en landbouwregio (PPO, 2009). Weergegeven cijfer is saldoverschil bij vervanging van wintertarwe op kleigrond door zomertarwe. ⁸Berekend op basis van saldoverschil tussen zomertarwe en snijmaïs in 2009 (Tabel 8.1). Uitgaande van saldoverschil tussen zomertarwe en snijmaïs in 2006, zijn kosten €3,1 miljoen.

Implementatie in kerngebieden

Het is niet bekend welk areaal akkerranden in kerngebieden nodig zou zijn voor het bereiken van het maximale aantal uitgevlogen jongen per broedpoging. Uitgaande van een verdubbeling van de maatregelintensiteit ten opzichte van landelijke implementatie (dwz., 10 à 20% akkerranden) is in de gezamenlijke kerngebieden 4000 tot 8000 ha aan brede akkerranden nodig. Jaarkosten hiervan bedragen ca. €7,2 à 14,3 miljoen (Tabel 8.4).

8.3.6 Geelgors: overwinterende graanstoppels (S_{ad} en S_{fy})

Waar Geelgorspopulaties afnemen, bestaat het vermoeden dat verlaagde winteroverleving als gevolg van voedselgebrek een rol speelt. Het is niet bekend in hoeverre dit ook opgaat in Nederland. Het ontbreekt eveneens aan kennis om maatregelen die zich richten op verbetering van de wintervoedselsituatie te kunnen relateren aan verhoging van de populatiegemiddelde overleving.

In Engeland overwinterende gorzen leggen 's winters een sterke voorkeur aan de dag voor graanstoppels (paragraaf 6.4). De waarde van overwinterende stoppels voor vogels is groter naarmate de zaaddichtheid (graankorrels, onkruidzaden) groter is. Vanuit biodiversiteitsoogpunt kan de ontwikkeling van een onkruidpopulatie in de stoppel, en dus ook van zaadproductie in de stoppel, gericht worden gestimuleerd door een aangepast beheer van het voorgaande graan gewas (afzien van herbicidengebruik tijdens tweede helft van de teelt). Ondanks dat onkruidrijke graanstoppels ('weedy stubbles') onderdeel uitmaken van agrarisch natuurbeheer in het Verenigd Koninkrijk en er dus de nodige ervaring mee is opgedaan, is weinig bekend over de korte en lange termijn landbouwkundige gevolgen van het tolereren of zelfs stimuleren van de ontwikkeling van een onkruidvegetatie in de nazomer op een (meestal roterende) stoppel. Het is dus ook niet mogelijk om een schatting te geven van eventuele opbrengstderivingen en/of meerkosten die ontstaan als gevolg van het laten overwinteren van extensief beheerde graanstoppels. Hierna wordt wel een schatting gegeven van het benodigde areaal graanstoppels. Vickery *et al.* (2005) achten het risico op onkruidproblemen overigens klein, onder meer omdat een deel van de in de stoppel aanwezige zaden zal worden geconsumeerd en omdat gekiemde onkruidzaden tijdens grondbewerkingen voor het volgende gewas in de rotatie in het voorjaar kunnen worden aangepakt.

Landelijke implementatie

Op grond van een vergelijking tussen populatietrends in kilometerhokken met en zonder graanstoppels, veronderstellen Gillings *et al.* (2005) dat een areaal van 10-15 ha stoppel per 100 ha een forse bijdrage kan leveren aan het tegengaan van de verdere afname van Geelgors en andere zaadetende soorten (Tabel 7.10). De verspreiding van de Geelgors binnen het akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied strekt zich uit over 20% van het areaal cultuurgrond op een oppervlak van 378.000 ha (Tabel 7.2, Figuur 8.1). Binnen het verspreidingsareaal van de Geelgors vergt dit dan 38.000 à 57.000 ha aan overwinterende graanstoppels (Tabel 7.3). Overigens moet voor het kunnen creëren van 10-15% graanstoppels minimaal dit percentage granen aanwezig zijn. Gemiddeld gezien wordt in het verspreidingsgebied van de Geelgors aan deze voorwaarde voldaan (12%; Bijlage 4), maar in deelgebieden op de hogere zandgronden is dit lang niet het geval. Voor het kunnen creëren van 10-15% graanstoppels zou daar dan ook het areaal granen fors dienen te worden uitgebreid ten koste van andere gewassen. Dit wordt hier niet verder uitgewerkt, omdat, althans voor Geelgorzen, met de teelt van wintervoedselgewassen hetzelfde effect kan worden bereikt als met stoppels, maar met een veel geringer areaalbeslag (zie hierna).



Een 'gratis' door de landbouw geleverde publieke dienst: een onkruidrijke en structuurrijke graanstoppel in het vroege voorjaar (begin april) in het Buggenumse Veld, Midden-Limburg. Dergelijke stoppels zijn tegenwoordig zeldzaam, maar bij akkervogels zeer in trek. Een rondgang op dit perceel leverde twee koppels Patrijzen op, twee territoria van de Veldleeuwerik en zelfs een Grauwe gors. Eind april is het perceel een aantal malen bewerkt waarna maïs is ingezaaid. (Foto: Jules Bos)

Implementatie in kerngebieden

Het is niet bekend welk areaal overwinterende graanstoppels in kerngebieden nodig is voor maximale winteroverleving. Uitgaande van een verdubbeling van de maatregelintensiteit ten opzichte van landelijke implementatie is in kerngebieden (omvang 20.000 ha) 20 à 30% aan graanstoppels nodig, ofwel 4000 à 6000 ha (Tabel 8.4). Ook hier geldt dat in de meeste regio's het beschikbare graanareaal te krap is om dit te kunnen realiseren en uitbreiding van de graanteelt noodzakelijk zou zijn.

8.3.7 Geelgors: wintervoedselgewassen (S_{ad} en S_{fy})

De waarde van graanstoppels als bron van wintervoedsel is hoger naarmate die graanstoppels rijker zijn aan zaden in de vorm van graankorrels of onkruidzaden. Naarmate de zaaddichtheid in stoppels hoger is, is het benodigde areaal daarvan lager. Een buitencategorie in deze vormen stroken of zelfs hele percelen met granen of andere wintervoedselgewassen die niet worden geoogst maar de gehele winter blijven overstaan (paragraaf 7.2.4). Sinds kort maakt het aanbieden van wintervoedsel aan akkervogels onderdeel uit van het Subsiestelsel Natuur- & Landschapsbeheer. Voorschrift bij het wintervoedselpakket is dat een graanmengsel wordt ingezaaid met tenminste 50% zomertarwe, aangevuld met rogge, haver of een ander zaaddragend gewas niet zijnde graan of maïs. Mechanische en chemische onkruidbestrijding zijn niet toegestaan, met uitzondering van pleksgewijze bestrijding van probleemonkruiden. De vergoeding bedraagt €2028,- per ha op kleigrond en €1745,- per ha op zandgrond.

Landelijke implementatie

Vermoedelijk kan, voor eenzelfde effect op de overleving en in vergelijking met graanstoppels, met een veel lagere maatregelintensiteit worden volstaan, op grond van het veel hogere voedselaanbod. In dit rapport is uitgegaan van 1 à 2% (Tabel 7.10). De inrichting van 1 à 2% zadenrijk wintervoedselhabitat binnen het landelijke verspreidingsgebied van de Geelgors vergt 4000 à 8000 ha. Gezien de geringe vereiste toename van de winteroverleving (Tabel 6.10) is het waarschijnlijk dat dergelijke oppervlakten wintervoedselgewas ruimschoots voldoende zijn om de populatiegemiddelde winteroverleving op een voldoende hoog niveau te krijgen. De jaarlijkse kosten van het inrichten van deze oppervlakten wintervoedselhabitat bedragen €6,6 à 13,2 miljoen (Tabel 8.3). Omdat de verspreiding van de Geelgors nagenoeg beperkt is tot het zandgebied, is hierbij alleen gerekend met de op zandgronden uitgekeerde vergoeding volgens het Subsiestelsel Natuur- & Landschapsbeheer.

Implementatie in kerngebieden

Het is onbekend welk areaal wintervoedselgewas nodig zou zijn om Geelgorzen in kerngebieden in staat te stellen de maximale overleving te bereiken. Bij verdubbeling van de maatregelintensiteit is in kerngebieden 400 à 800 ha nodig (2 à 4% wintervoedselgewassen). Jaarkosten daarvan bedragen €0,7 à 1,4 miljoen (Tabel 8.4).

8.4 Synthese: van soortgerichte maatregelen naar een landelijk maatregelpakket

Overlap in maatregelen naar aard en ruimtelijke allocatie

Alle besproken soortgerichte maatregelen richten zich op het voorzien in een van de 'grote 3' voor akkervogels: broedgelegenheid en dekking, voldoende aanbod van toegankelijk zomervoedsel (dwz., insectenrijke habitats in nabijheid van nest) en voldoende aanbod van wintervoedsel (graankorrels, onkruidzaden). Gezien de behoeften van de behandelde soorten en de aard van de maatregelen in Tabellen 7.3 en 7.4 bestaan er weinig conflicten tussen de maatregelen. Er is slechts één duidelijke conflictsituatie: van de aanleg van opgaande lijnvormige elementen zoals struweelhagen zullen Patrijs en Geelgors profiteren, terwijl Veldleeuweriken deze juist mijden. Het conflict kan vermeden worden door opgaande elementen niet aan te leggen in open landschappen met belangwekkende populaties van de Veldleeuwerik. Voor elke van de andere soortgerichte maatregelen geldt dat alle andere soorten in principe kunnen meeliften, al is niet in kwantitatieve zin bekend in welke mate dat het geval zal zijn.

Een kwalitatieve inschatting van de effecten van afzonderlijke soortgerichte maatregelen op beide andere soorten is weergegeven in Tabel 8.5. Enkele voorbeelden zijn:

- Van de aanleg van akkerranden als insectenrijk habitat voor patrijskuikens profiteren ook Veldleeuwerik (nest- en foerageerhabitat in zomer) en Geelgors (idem);
- Van de aanleg van struweelhagen als hoogkwalitatief nesthabitat voor de Patrijs profiteert ook de Geelgors (nest- en foerageerhabitat in zomer);
- Van de vervanging van maïs door graanteelten met onbespoten randen als insectenrijk habitat voor patrijskuikens profiteren ook Veldleeuwerik (nest- en foerageerhabitat in zomer) en Geelgors (foerageerhabitat in zomer);
- Van het laten overwinteren van graanstoppels als voedselrijk winterhabitat voor de Geelgors profiteren ook Patrijs (dekking en wintervoedsel) en Veldleeuwerik (idem);
- Van de teelt van (immers onbespoten) wintervoedselgewassen als voedselrijk winterhabitat voor de Geelgors profiteert ook Patrijs (insectenrijk habitat voor kuikens, dekking en wintervoedsel).

Tabel 8.5: Kwalitatieve inschatting van effecten van maatregelen voor één soort op de beide andere soorten. +: positief effect; 0: geen effect; -: negatief effect.

Soortgerichte maatregel	Andere soorten	Broed-gelegenheid en dekking	Zomer-voedsel	Winter-voedsel
Patrijs, kuikenoverleving: onbespoten graanranden / akkerranden	Veldleeuwerik	0 / +	+ / +	0 / +
	Geelgors	0 / +	+ / +	0 / +
Patrijs nestoverleving: brede struweelhagen / akkerranden	Veldleeuwerik	- / +	0 / +	0 / +
	Geelgors	+ / +	+ / +	+ / +
Patrijs overleving: structuur- en zadenrijke gewasstopfels	Veldleeuwerik	+	0	+
	Geelgors	+	0	+
Veldleeuwerik, broedpogingen: herintroductie zomergraanteelt	Patrijs	0	0	0
	Geelgors	0	0	0
Veldleeuwerik, aantal 'uitgelopen' jongen per broedpoging: akkerranden	Patrijs	+	+	+
	Geelgors	+	+	+
Geelgors overleving: overwinterende graanstopfels	Patrijs	+	0	+
	Veldleeuwerik	+	0	+
Geelgors overleving: wintervoedselgewassen	Patrijs	+	+	+
	Veldleeuwerik	0	+	0

Omdat de meeste soortgerichte maatregelen positieve effecten met zich meebrengen voor de andere soorten, zijn er in principe veel mogelijkheden om maatregelen te combineren zodat meerdere soorten ervan profiteren. Dit gaat samen met een besparing van kosten. Of meerdere soorten zullen profiteren van een en dezelfde maatregel hangt echter niet alleen af van de aard van de maatregel, maar ook van de ruimtelijke allocatie van de maatregel in relatie tot de ruimtelijke verspreiding van doelsoorten. Alleen wanneer soorten 'bij elkaar' voorkomen zullen ze tegelijkertijd kunnen profiteren van een en dezelfde maatregel. Een grofmazige indruk van de mate van overlap in voorkomens van Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors binnen het akker- en regionaal gemengde landbouwgebied kan verkregen worden door de verdeling van deze voorkomens over de verschillende delen van het land (Figuur 8.1a t/m c) onderling te vergelijken.

Zwaartepunten in de kwantitatieve verspreiding van de drie soorten blijken dan deels samen te vallen in de diverse zandregio's, maar daarbuiten komen ook belangwekkende populaties voor. Binnen de zandgebieden herbergt het noordelijk zandgebied de hoogste populatieaandelen van zowel Veldleeuwerik als Geelgors. Het zuidelijk zandgebied herbergt juist het hoogste populatieaandeel van de Patrijs. Voor de Veldleeuwerik zijn naast het zandgebied ook de kleigebieden van belang, met name het zuidelijk zeekleigebied. Deze regio is eveneens een belangrijke verspreidingskern van de Patrijs. Het geheel overziende liggen zwaartepunten in de verspreiding van de drie soorten deels in overlappende, maar deels ook in verschillende zandregio's en komen daarbuiten ook belangwekkende en over diverse regio's gespreide populaties in de kleiregio's voor.

De gedeeltelijke overlap in de regionale verdeling van populaties van de besproken soorten verhult eventuele verschillen in voorkeuren voor wat betreft landschapstypen binnen deze regio's. Van de drie besproken soorten is de Veldleeuwerik een representant van de vogels van open landbouwgebieden, Patrijs en vooral Geelgors van meer besloten landschappen. De gebondenheid van deze twee groepen aan verschillende landschapstypen maakt dat maatregelen voor de Veldleeuwerik in principe in andere landschapstypen moeten worden neergelegd dan maatregelen voor Patrijs en Geelgors. Beide groepen zullen dus beperkt van elkaars maatregelen kunnen profiteren, al is de scheiding in de praktijk minder strikt dan hier voorgesteld. Toch betekent dit dat zowel in grootschalige als in meer besloten landschappen maatregelen aan de orde zijn.

De ruimtelijke verdeling van populaties van de drie soorten over verschillende regio's en het in deels verschillende typen landschappen voorkomen van de drie soorten maken het lastig om bij voorbaat soortgerichte maatregelen aan te wijzen die een dermate grote overlap vertonen dat ze geheel of gedeeltelijk kunnen worden gecombineerd. Twee maatregelen die *naar aard* volledig gecombineerd kunnen worden, betreffen de maatregelen 'kuikenhabitat voor de Patrijs' en 'wintervoedselgewassen voor de Geelgorzen'. De voorschriften van de laatste maatregel stellen dat er in wintervoedselgewassen geen onkruidbestrijding mag plaatsvinden. Daardoor is de teelt van wintervoedselgewassen voor Geelgorzen goed te combineren met de voorziening van insectenrijk habitat voor de Patrijs. De combinatie kan echter alleen gemaakt worden in regio's waar beide soorten naast elkaar voorkomen. Dit gezamenlijke voorkomen is grotendeels beperkt tot het Heuvelland, de zuidelijke zandgronden en delen van Groningen en Drenthe. Duidelijk is dat ook soortgerichte maatregelen zoals overwinterende graanstoppels en akkerranden naar aard soortoverstijgend met elkaar gecombineerd kunnen worden, maar het bij voorbaat volledig tegen elkaar wegstrepen van soortgerichte maatregelen is lastig te generaliseren en vergt regionaal maatwerk.

Kosten van maatregelen / inpasbaarheid in bedrijfsvoering

Soortgerichte maatregelen worden relatief duur als 'vogelonvriendelijke' gewasteelten volvelds moeten worden omgezet naar 'vogelvriendelijker' gewasteelten of wanneer landbouwgrond uit productie moet worden genomen (Tabellen 8.3 en 8.4). Vooral maatregelen voor de Patrijs blijken relatief duur. Tegelijkertijd bestaat er een aantal maatregelen met een gedegen onderbouwing in de literatuur voor wat betreft effectiviteit die, zelfs indien toegepast op zeer ruime schaal, relatief lage kosten met zich meebrengen. Dit geldt met name voor 6 m brede onbespoten graanranden en de voor bepaalde regio's voorgestelde gedeeltelijke vervanging van wintergranen door zomergranen.

Los van bedrijfseconomische overwegingen lijken de meeste soortgerichte maatregelen in principe goed in te passen in de bedrijfsvoering. Anders gezegd, er zijn niet bij voorbaat grote agronomisch-technische beletsels die invoering van maatregelen zoals onbespoten graanranden, brede akkerranden, overwinterende graanstoppels en opschaling van zomergraanteelt bij voorbaat onmogelijk maken. Kanttekening hierbij is wel dat met een aantal maatregelen relatief weinig ervaring is opgedaan en/of dat ervaringen beperkt zijn tot een enkele grondsoort. Eenjarige overwinterende graanstoppels zijn overigens geen optie op (zware) kleigronden, omdat deze gronden voor de winter geploegd moeten worden. Een ingrijpendere maatregel is de aanplant van struweelhagen, met onder andere consequenties voor perceelsgrootte en de efficiëntie van machine-inzet op deze percelen. In dit licht moet de grootschalige aanplant van struweelhagen als nesthabitat voor de Patrijs niet als kansrijk worden gezien.

Naar een soortoverstijgend maatregelenpakket

Om te komen tot een soortoverstijgend landelijk maatregelenpakket moet een keuze worden gemaakt tussen soortgerichte maatregelen binnen soorten. Ecologische en bovenvermelde overwegingen met betrekking tot kosten van maatregelen en inpasbaarheid in de bedrijfsvoering kunnen daarbij een rol spelen. Om te komen tot een landelijk maatregelenpakket worden hier per soort de volgende afwegingen gemaakt.

Patrijs

Voor de Patrijs is verbetering van het kuikenhabitat prioritair. Daarom worden maatregelen ter verbetering van de kwaliteit van het nesthabitat (struweelheggen, akkerranden) geschrappt, mede omdat de grootschalige aanleg van struweelheggen een relatief ingrijpende maatregel is. Verder wordt ten behoeve van de Veldleeuwerik de aanleg van akkerranden gehandhaafd (zie hierna), waarvan ook de Patrijs kan profiteren.

In paragraaf 8.3.1 werden twee varianten uitgewerkt om in de vereiste hoeveelheid kuikenhabitat te voorzien. In een variant werden onbespoten graanranden gecombineerd met akkerranden, in de andere variant werd een 'tekort' aan graanteelten weggewerkt door een aanzienlijk areaal maïs en andere gewassen te vervangen door graanteelten. Een keuze tussen deze twee varianten vanuit het perspectief van akkervogels is lastig, temeer omdat beide varianten waarschijnlijk niet vergelijkbaar zijn voor wat betreft effecten op de bredere akkervogelgemeenschap. Juist vanwege het veel grotere areaal dat ermee gemoeid is, is niet bij voorbaat uit te sluiten dat de positieve effecten van de vervanging van maïs door graanteelten (met onbespoten randen!) groter zijn dan die van een relatief veel geringer areaal akkerranden. Toch wordt gekozen voor de akkerrandenvariant, omdat grootschalige vervanging van maïs door (te subsidiëren) graanteelten op korte termijn niet wordt voorzien. Deze keuze is arbitrair en wordt gemaakt op louter pragmatische gronden.

Veldleeuwerik

De soortgerichte maatregelen voor de Veldleeuwerik richten zich op verbetering van de voedselsituatie tijdens het broedseizoen en verhoging van het aantal broedpogingen per paar per seizoen. De introductie van brede akkerranden en vergroting van het areaal zomergranen moeten in onderlinge samenhang worden gezien en kennen een redelijke tot goede onderbouwing. Voor een voldoende aanbod van veilig en geschikt nesthabitat hebben Veldleeuweriken volveldse maatregelen nodig, waarvan de vergroting van het aandeel zomergranen in het bouwplan een van de belangrijkste is. Daar staat tegenover dat een voldoende areaal zomergranen op zich geen garantie vormt voor een voldoende aanbod van geschikt insectenrijk foerageerhabitat voor oudervogels. In een gebied met een voldoende aanbod van voor broeden geschikte gewassen maar zonder randen, brengt dit het risico met zich mee dat oudervogels weliswaar voldoende broedpogingen kunnen ondernemen, maar dat het broedsucces toch te laag blijft door gebrek aan foerageermogelijkheden. Verder is het waarschijnlijk dat seminatuurlijke habitats zoals akkerranden een belangrijke rol spelen bij de conditieopbouw van broedende vogels, een basisvereiste voor het kunnen produceren en grootbrengen van meerdere legsels. Juist van de combinatie van zomergranen en akkerranden wordt daarom veel verwacht. Om deze redenen en omdat akkerranden ook voor andere soorten van grote betekenis zijn, worden beide soortgerichte maatregelen voor de Veldleeuwerik gehandhaafd.

Geelgors

De twee soortgerichte maatregelen voor de Geelgors (overwinterende [onkruidrijke] graanstoppels, wintervoedselgewassen) richten zich beide op verhoging van de winteroverleving. De effectiviteit van beide maatregelen staat niet ter discussie, maar er kan geen verband worden gelegd tussen de voorziening in beide maatregelen en de gevolgen voor de winteroverleving. Overwinterende graanstoppels vormen niet per definitie een voedselrijk winterhabitat. Voor voedselrijke graanstoppels moet een specifiek beheer worden gevoerd waarin de ontwikkeling van onkruiden wordt getolereerd (zie paragraaf 7.2.4). In grote delen van het land zijn overwinterende graanstoppels uit het landschap verdwenen. Hoe voor vogels waardevolle stoppels te creëren en wat eventuele gevolgen zijn van onkruidrijke graanstoppels in volggewassen is niet goed bekend. In plaats van graanstoppels wordt daarom gekozen voor wintervoedselgewassen als maatregel ter verhoging van de winteroverleving van Geelgorzen. Dat neemt niet weg dat bevordering van overwinterende (onkruidrijke) graanstoppels eveneens een zinvolle maatregel is, waar niet alleen Geelgorzen baat bij hebben, maar ook Patrijzen, Veldleeuweriken en andere akkervogelsoorten. Door overwinterende graanstoppels als maatregel links te laten liggen, blijven met name mogelijkheden om ook voor Veldleeuweriken het winterhabitat te verbeteren onbenut.

Op basis van bovenvermelde overwegingen bij afzonderlijke soortgerichte maatregelen komen we tot een landelijke maatregelpakket en schattingen van totale jaarlijkse kosten als vermeld in Tabel 8.6, daarbij onderscheid aanbrenghend tussen landelijke implementatie van maatregelen en implementatie in kerngebieden. Deze kosten bedragen €88,1 à 175,8 miljoen bij landelijke implementatie en €11,5 à 19,8 miljoen bij implementatie van maatregelen in kerngebieden. De brede ranges houden verband met aangehouden bandbreedtes voor wat betreft maatregelintensiteit bij enkele van de voorgestelde maatregelen, met name aandelen akkerranden en zomergraanteelten. Ten overvloede wordt er nog op gewezen dat een deel van de kosten sterk beïnvloed wordt door het aangenomen saldooverschil tussen snijmais en zomergranen (zie par. 8.1).

Een constatering op grond van Tabel 8.6 is dat concentratie van maatregelen in kerngebieden kosteneffectiever is dan spreiding van maatregelen over het gehele verspreidingsareaal van de behandelde soorten. De verklaring is dat bij concentratie in kerngebieden gebruik gemaakt wordt van het gegeven dat het voorkomen van een deel van de populatie sterk is geconcentreerd in een ruimtelijk beperkt areaal. Daarbij wordt de hoger benodigde maatregelintensiteit in kerngebieden meer dan goed gemaakt door het kleinere absolute areaal landbouwgrond waarop deze maatregelintensiteit gerealiseerd moet worden.

Een belangrijke methodologische kanttekening hierbij is wel dat in deze studie de omvang van het areaal kerngebieden is berekend als optelsom van individuele (disjuncte) gridcellen van 250x250 meter, zonder criteria te hanteren ten aanzien van de minimum grootte van een kerngebied.

Kerngebieden zoals gehanteerd in deze studie kunnen dus bestaan uit individuele cellen van 250x250 meter. In Hoofdstuk 5 werd echter geconstateerd dat duurzame (kern)populaties een bepaalde minimum omvang moeten hebben, zowel voor wat betreft het aantal individuen in de populatie als de omvang van het leefgebied. Bij het berekenen van de omvang van kerngebieden in dit hoofdstuk is daarmee geen rekening gehouden. Als daar wel rekening mee zou zijn gehouden, dan zou de totale oppervlakte aan kerngebieden waarschijnlijk groter zijn dan nu berekend, en daarmee ook kosten van maatregelen in de kerngebiedenbenadering.

De wellicht belangrijkste achilleshiel van de kerngebiedenbenadering zoals gehanteerd in deze studie is dat deze in de praktijk moeilijk exact in deze vorm in praktijk zal zijn te brengen. Om allerlei redenen zal het lastig zijn om in de praktijk in de aangewezen en in omvang zeer beperkte kerngebieden maatregelen met de voorgeschreven hoge intensiteit te implementeren. De consequentie van een verdunning van maatregelen in kerngebieden is dat de vereiste maximale parameterwaarden niet worden gehaald. Het is daarom waarschijnlijk dat voor eenzelfde populatieontwikkeling het grote verschil in kosten tussen landelijke implementatie van maatregelen en implementatie in kerngebieden in werkelijkheid minder groot zal zijn dan hier berekend.

Tegelijkertijd is het opportuun dat maatregelen voor akkervogels goedkoper en effectiever zijn naarmate met een eenzelfde oppervlak daarvan een groter deel van een populatie bereikt wordt. Met andere woorden, bij beperkte budgetten voor akkervogelbescherming is het beter deze budgetten gericht in te zetten in gebieden met de hoogste dichtheden. De concentratie van maatregelen in gebieden met de hoogste dichtheden vergroot de kans dat populaties ter plekke zich kunnen ontwikkelen tot een *source*, waardoor duurzaam voortbestaan van populaties althans in deze kerngebieden is gewaarborgd. Analooq daaraan is een risico van het uitsmeren van maatregelen over een groot gebied dat per saldo geen enkele populatie in staat wordt gesteld zich te ontwikkelen van een *sink* tot een *source* en populaties dus zullen blijven afnemen, zij het mogelijk in een wat trager tempo dan voorheen.

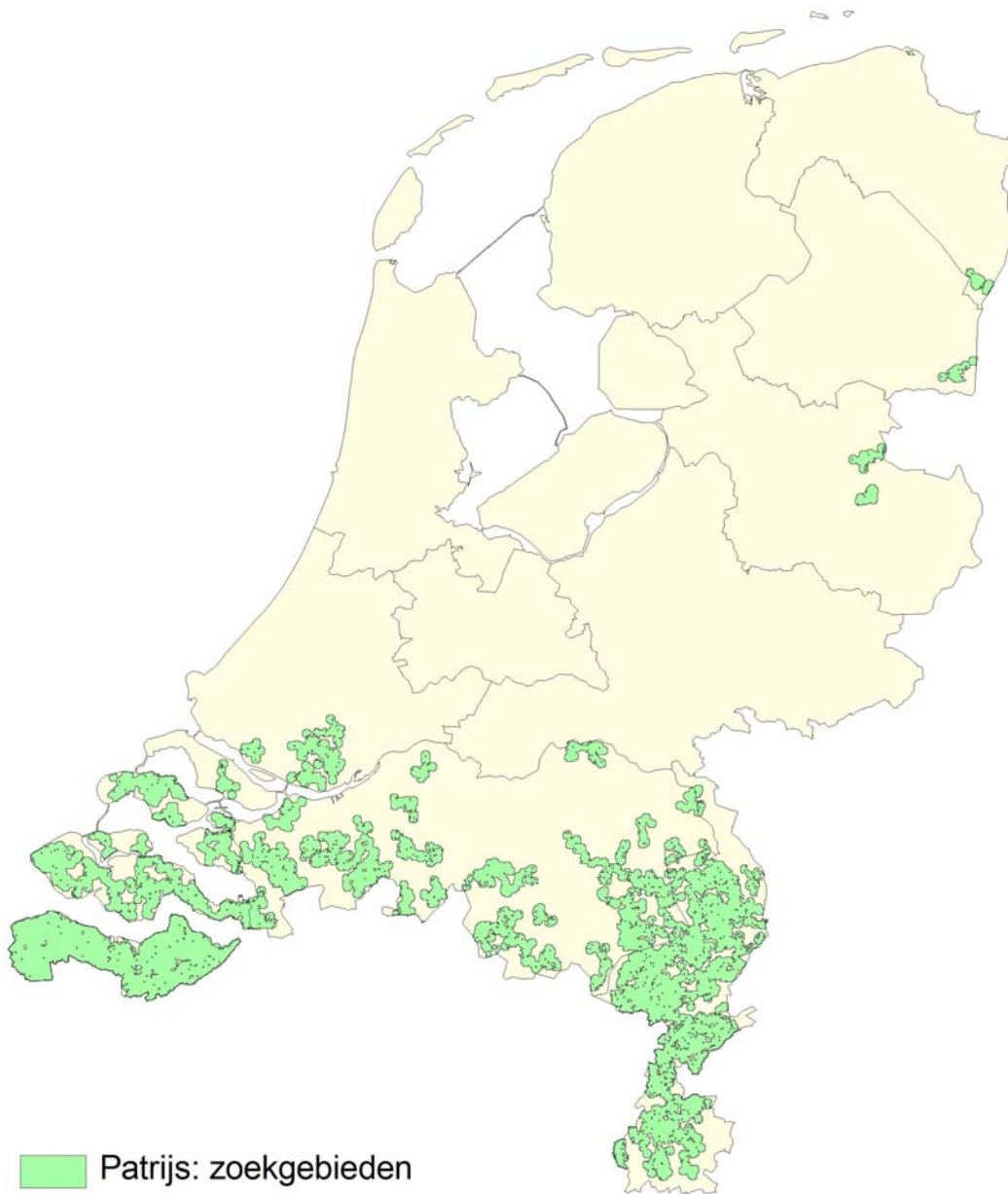
Tabel 8.6: Soortoverstijgend maatregelenpakket voor akkervogels in het Nederlandse akkerbouw- en regionaal gemengde landbouwgebied. Bij landelijke implementatie wordt de gehele populatie blootgesteld aan maatregelen en in staat gesteld demografische parameters te verbeteren. Bij een kerngebiedenbenadering worden maatregelen geconcentreerd in een kleiner gebied waarbij in een minimaal deel van de populatie maximale demografische parameters bereikt moeten worden. Daarvoor is binnen dit kleinere kerngebied een hogere maatregelintensiteit nodig. Zie tekst voor toelichting.

Maatregel	Maatregelintensiteit		Hectarebehoefte		Kosten per jaar	
	Landelijk	Kerngebied	Landelijk	Kerngebied	Landelijk	Kerngebied
Insectenrijk habitat: onbespoten graanranden en akkerranden	3% insectenrijk habitat	7.5% insectenrijk habitat	11.000 ha onbespoten graanranden in bestaande graanareaal 6700 ha akkerranden	1150 ha onbespoten graanranden in bestaande graanareaal 1400 ha akkerranden	€11,7 miljoen	€2,6 miljoen
Vervanging van regionaal dominerende gewassen door zomergranen	5-10% zomergranen	15-20% zomergranen	5% zomergranen: uitbreiding met 4600 ha 10% zomergranen: uitbreiding met 27800 ha	15% zomergranen: uitbreiding met 1700 ha 20% zomergranen: uitbreiding met 2600 ha	€4,9 à 21,0 miljoen ¹	€1,0 à 1,5 miljoen
Aanleg brede akkerranden	5-10% brede akkerranden	10-20% brede akkerranden	5% akkerranden: 34.000 ha 10% akkerranden: 68.000 ha	10% akkerranden: 4000 ha 20% akkerranden: 8000 ha	€64,9 à 129,9 miljoen	€7,2 à 14,3 miljoen
Teelt wintervoedselgewassen	1-2% wintervoedselgewas	2-4% wintervoedselgewas	1% wintervoedselgewas: 4000 ha 2% wintervoedselgewas: 8000 ha	2% wintervoedselgewas: 400 ha 4% wintervoedselgewas: 800 ha	€6,6 à 13,2 miljoen	€0,7 à 1,4 miljoen
Totale kosten					€88,1 à 175,8 miljoen	€11,5 à 19,8 miljoen

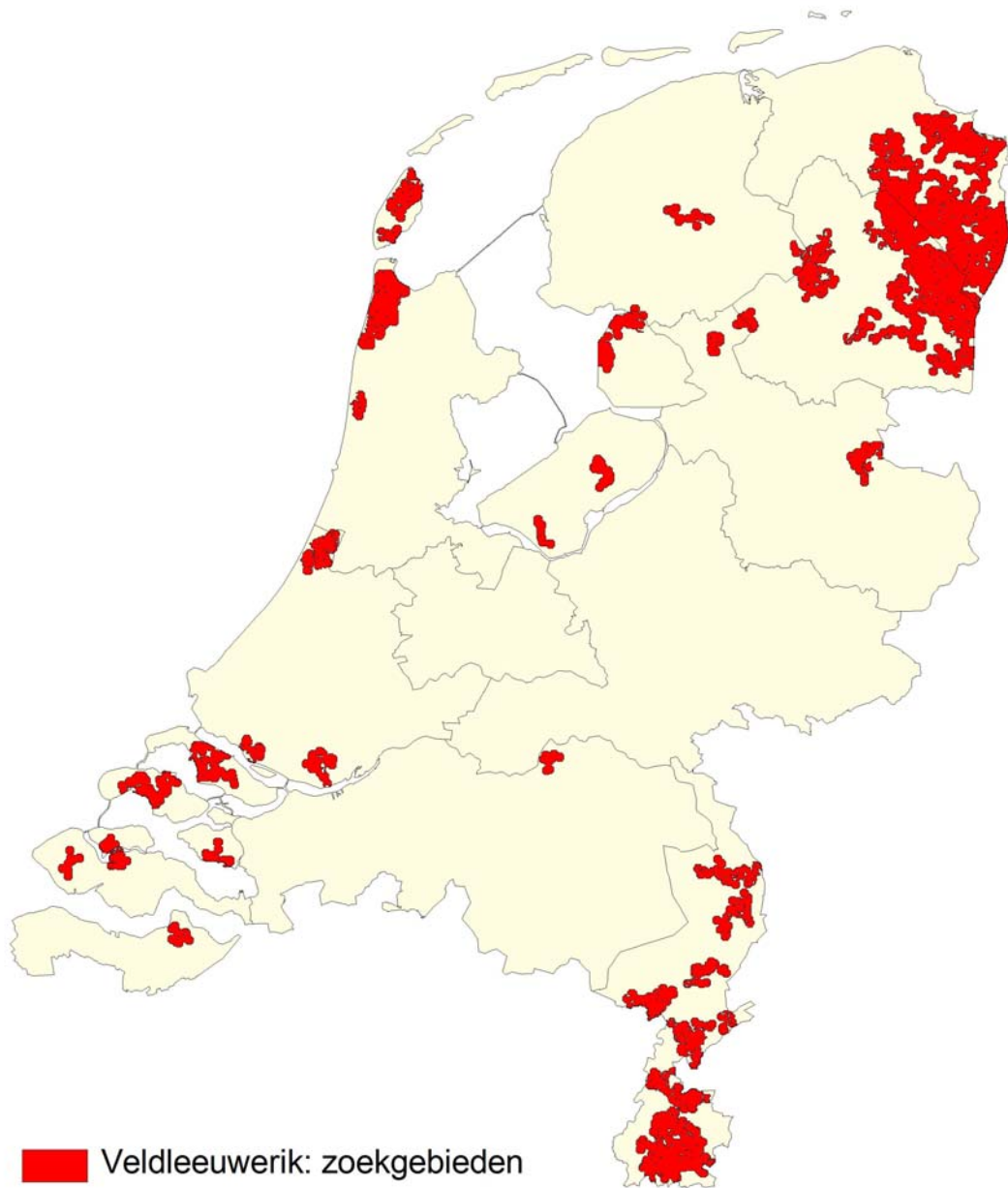
¹ Berekend op basis van saldoverschil tussen zomertarwe en snijmaïs in 2009 (Tabel 8.1). Uitgaande van saldoverschil tussen zomertarwe en snijmaïs in 2006, zijn kosten bij uitbreiding tot 5% €2,1 miljoen en bij uitbreiding tot 10% €11,9 miljoen.

Omdat de kerngebiedenbenadering zoals gehanteerd in deze studie moeilijk exact in deze vorm in praktijk is te brengen, is het zinvol om niet alleen strikt naar de kerngebieden zoals weergegeven in Figuur 8.2 te kijken, maar ook naar een wat groter gebied daaromheen. We duiden deze wat grotere gebieden aan als 'zoekgebieden'. Voor een globale begrenzing van deze zoekgebieden zijn alle 250m-cellen met landbouwgebied geselecteerd die in een straal van 1000 meter rondom het middelpunt van de gridcellen van de kerngebieden liggen. Bij de selectie van deze cellen is geen rekening gehouden met landschapskenmerken, anders dan dat het agrarisch gebied moet betreffen. De geselecteerde cellen zijn vervolgens gecombineerd tot polygonen (grotere aaneengesloten vlakken) en van elk polygoon is de oppervlakte berekend. Voor de selectie van de uiteindelijke zoekgebieden zijn alleen de polygonen geselecteerd met een minimum oppervlakte van 2000 ha. Dit leidt tot enkele tientallen globaal begrensde zoekgebieden met waarschijnlijk een goede representatie van de belangrijkste gebieden voor elke soort.

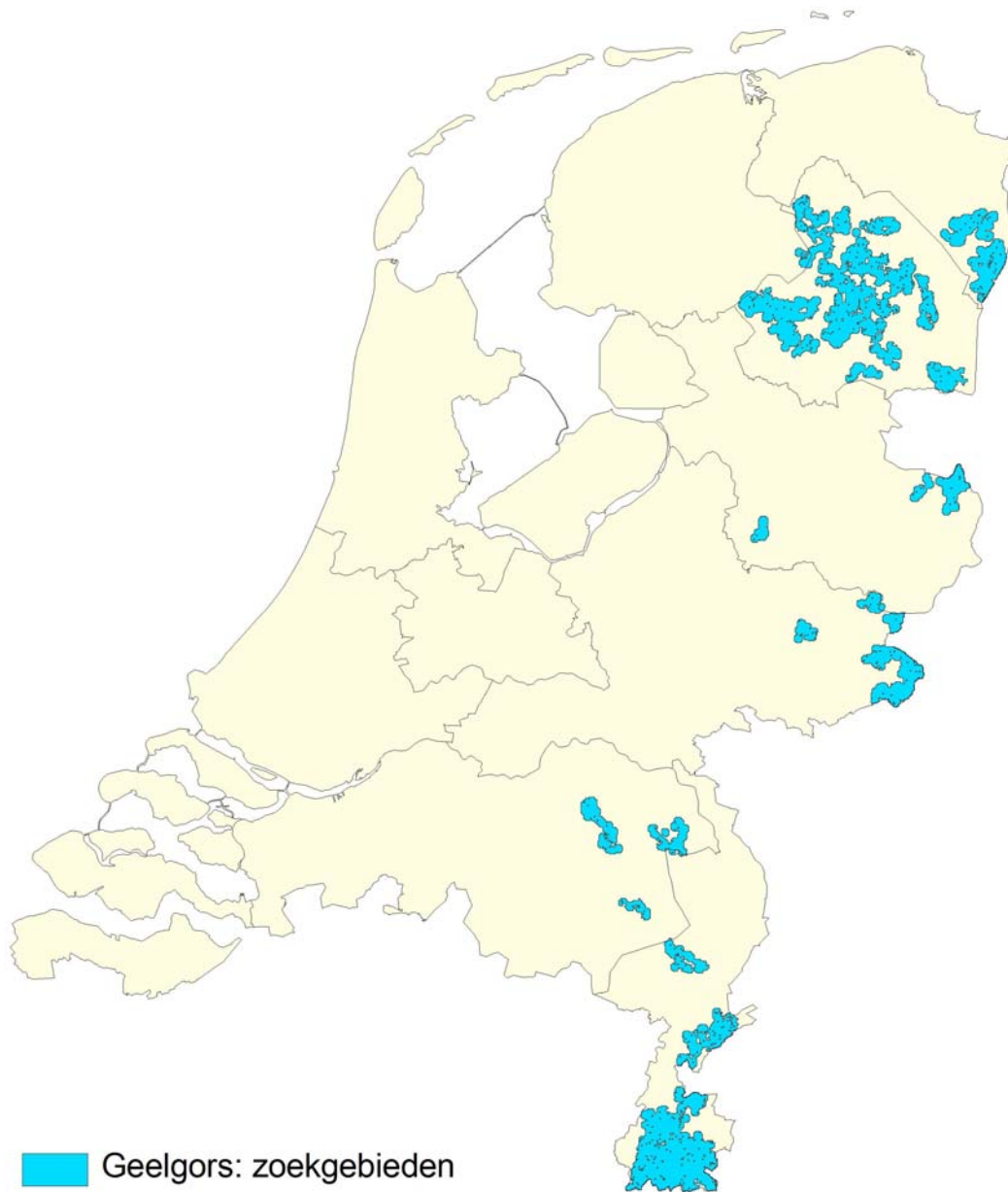
In Figuur 8.3 zijn de zoekgebieden voor Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors in kaartbeelden weergegeven. In Figuur 8.3d zijn de zoekgebieden voor de drie soorten in één kaart gecombineerd. De zoekgebieden van de drie soorten hebben maar een beperkte mate van overlap. Alleen in zuidelijk Limburg vallen de zoekgebieden van alle soorten over een groter oppervlak samen. In de regio Drenthe - Oost-Groningen vallen regelmatig zoekgebieden van twee soorten samen. In de rest van Nederland is de overlap beperkt. De kaarten met globale zoekgebieden zijn niet te gebruiken voor beleidsmatige aanwijzing van gebieden waar maatregelen voor akkervogels zich toe zouden moeten beperken. Bij de begrenzing van de zoekgebieden is immers geen rekening gehouden met landschapskenmerken en daarom valt niet uit te sluiten dat delen van het zoekgebied niet geschikt zijn voor de doelsoort, ook al is het onderliggende centraal gelegen kerngebied dat wel.



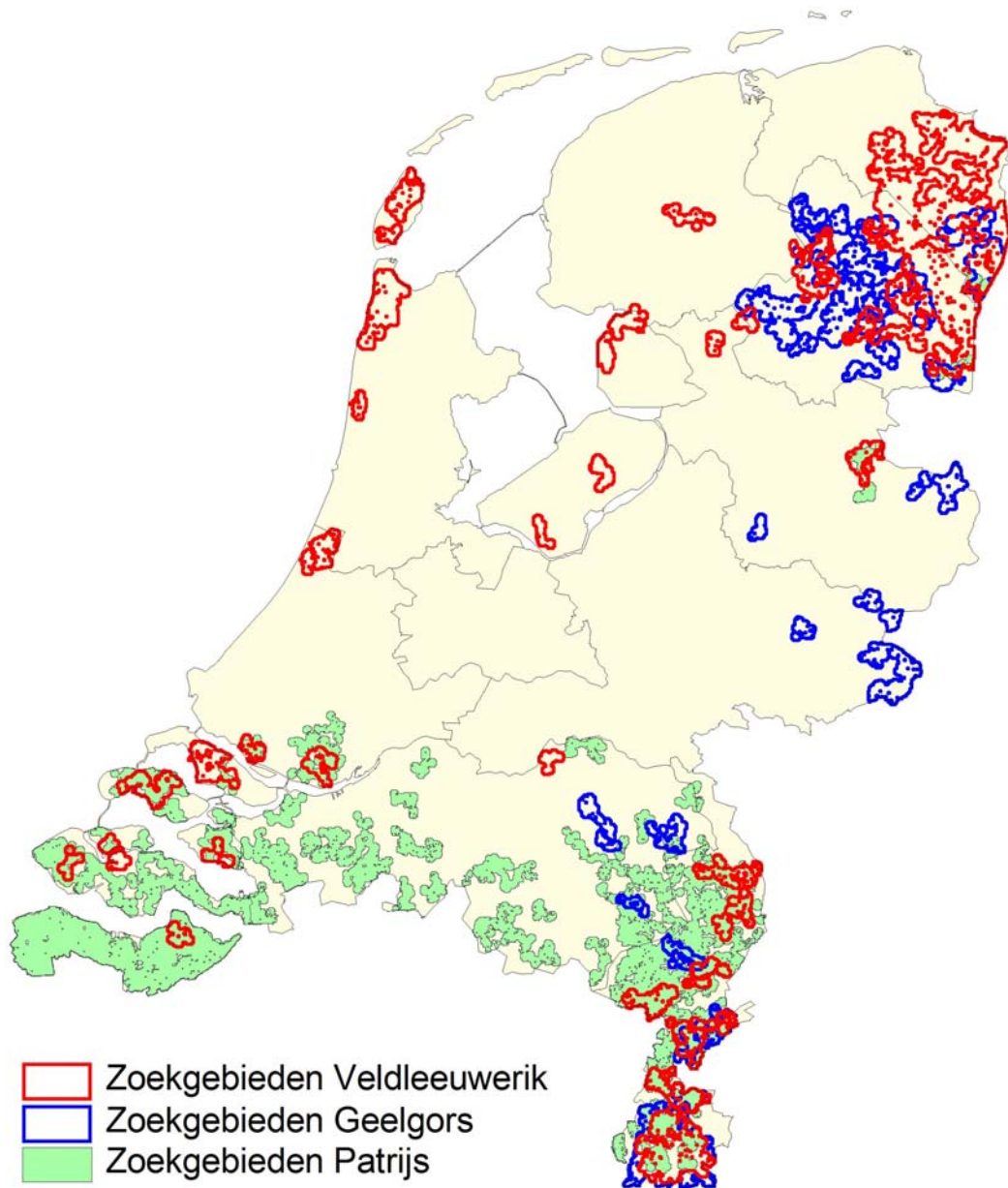
Figuur 8.3a: Zoekgebieden voor de Patrijs, gebaseerd op modelmatige voorspelling van regionale dichtheden.



Figuur 8.3b: Zoekgebieden voor de Veldleeuwerik, gebaseerd op modelmatige voorspelling van regionale dichtheden



Figuur 8.3c: Zoekgebieden voor de Geelgors, gebaseerd op modelmatige voorspelling van regionale dichtheden



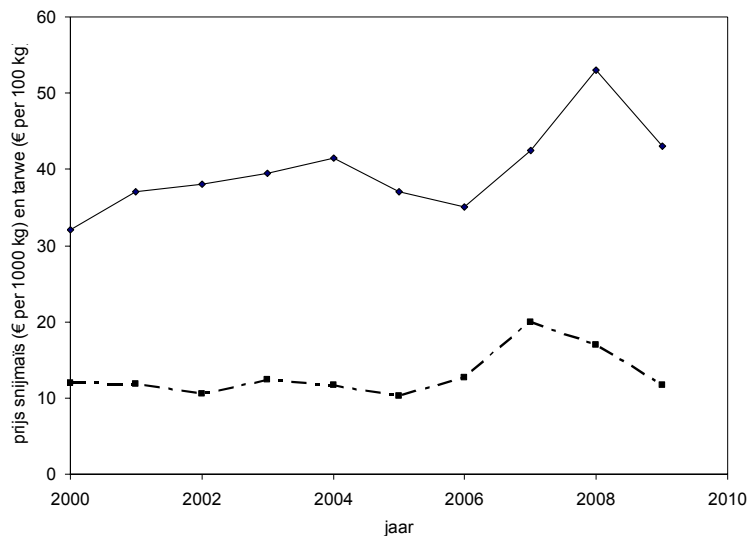
Figuur 8.3d: Overlay van zoekgebieden voor de Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors, gebaseerd op modelmatige voorspelling van regionale dichtheden

9 Discussie en conclusies

9.1 Discussie

Door hun verbondenheid met landbouw is het lot van akkervogels nauw verbonden met het in Europa gevoerde GLB. Recente hervormingen zijn met name gericht op verdere liberalisering van landbouwmarkten en 'duurzame' plattelandsontwikkeling. Als gevolg van de voortgezette liberalisering zullen inkomens in de Nederlandse grondgebonden landbouw in de komende jaren naar verwachting dalen. Over de omvang van die inkomensdaling, de mogelijkheden om die daling op te vangen en globale consequenties voor natuur en landschap zijn talrijke studies verschenen (o.a. Daatselaar *et al.*, 2007; De Bont *et al.*, 2007; Silvis & de Bont, 2005). Verlagen van de kostprijs door verdere schaalvergroting is voor grondgebonden bedrijven in veel gevallen de enige perspectiefvolle strategie om voldoende inkomen te behouden en voortbestaan te waarborgen (Daatselaar *et al.*, 2007). In die zin vormen de recente hervormingen van het GLB een extra impuls voor een voortgezette schaalvergroting in de landbouw.

Verschuivingen in landgebruik in Nederland zijn te verwachten als gevolg van de afschaffing van de melkquotering, ontwikkelingen in het mestbeleid, de Europese bijmengplicht voor biobrandstoffen en de afbouw van ondersteuning van de teelt van zetmeelaardappelen en suikerbieten. Op grond hiervan verwachten Silvis *et al.* (2009) voor Nederland in de periode 2006-2020 een krimp van de oppervlakte akkerbouw met 10% en een toename van de melkproductie van 15%. Sinds 2008 wordt in Nederland energiemais als aparte categorie vermeld in de CBS-statistieken, met in dat jaar een landelijk areaal van 1700 ha. In Duitsland nam het areaal maïs tussen 2006 en 2008 met 19% toe, een gevolg van hoge prijzen en het toenemend gebruik van maïs als substraat voor mestvergisting (Sudfeldt *et al.*, 2009). Vermoedelijk om dezelfde redenen als in Duitsland, vertoont ook in Nederland de prijs van snijmais een stijgende tendens, met een voorlopige piek in 2008 (Figuur 9.1). De prijsontwikkeling van andere producten, zoals tarwe, volgt die van maïs maar gedeeltelijk. Indien de teelt van energiemais een hoge vlucht neemt, heeft dit consequenties voor akkervogelpopulaties, vooral wanneer dit de graanteelten verder verdringt.



Figuur 9.1: Verbruikersprijs snijmais in € per 1000 kg product en producentenprijs tarwe in € per 100 kg in de periode 2000-2009. Bron: LEI.

Inspeland op Europese milieuriichtlijnen en een verder liberaliserend Europees landbouwbeleid, richt de Nederlandse landbouw zich vooral op verdere verhoging van economische en/of milieutechnische efficiënties. Indien deze ontwikkeling zich verder doorzet, doemt het beeld op van een milieutechnisch en economisch zeer efficiënte, maar verder steriele landbouw. In varkens- en pluimveehouderij is die sterilisering al realiteit, de melkveehouderij beweegt ook langzaam die kant op, met jaarrond opgestalde koeien en 'groene biljartlakens' als metaforen. In afwezigheid van voor Nederlandse akkervogels gunstige 'autonome' grootschalige ontwikkelingen, is een perspectief op behoud van huidige akkervogelpopulaties vanaf 2010 (zowel qua omvang als verspreiding) niet vanzelfsprekend.

Akkervogels dreigen daarbij om een aantal redenen tussen wal en schip te vallen. Daaraan ten grondslag liggen de constatering dat akkervogels meestal voorkomen in gebieden die buiten de EHS gelegen zijn en dat Nederland voor akkervogels – in tegenstelling tot weidevogels – geen internationale verantwoordelijkheid draagt. Er kan daarom ook niet bij voorbaat van worden uitgegaan dat voor akkervogels belangrijke gebieden geheel dan wel gedeeltelijk samenvallen met 'landbouwgronden met hoge natuurwaarden' (*HNV-farmland*; Elbersen & Eupen, 2008) dan wel met 'maatschappelijk waardevolle gebieden' (Berkhout *et al.*, 2010) als bedoeld in de Houtskoolschets (LNV, 2008b). Een gevolg van deze constatering is dat er voor akkervogels relatief weinig beschermingsmaatregelen genomen worden. Verder kunnen akkervogels – alweer in tegenstelling tot weidevogels – zich niet speciaal in de warme belangstelling van de gemiddelde Nederlander verheugen en staan ze daarom niet op de politieke agenda. Hiermee zijn veel akkervogelpopulaties overgeleverd aan de economische wetten van een liberaliserende (landbouw)markt, zonder zelf een prijs te hebben.

Een treffend voorbeeld hiervan deed zich in september 2007 voor toen de Europese Commissie bekend maakte de verplichte braaklegging in 2008 op 0% te willen stellen. Dit besluit werd ingegeven door krapte op de graanmarkt en historisch hoge graanprijzen. Dat akkervogels in heel Europa – weliswaar onbedoeld – baat hadden bij de braaklegging speelde bij dit besluit nauwelijks een rol. Waar borging van publieke waarden niet via de markt geregeld wordt, is sprake van marktfalen, hetgeen overheidsbemoeienis zou rechtvaardigen (SER, 2008). De Europese Commissie is zich hiervan bewust: ze heeft bij herhaling moeten constateren dat biodiversiteitsdoelen niet worden gehaald en dat die doelen daarom beter geïntegreerd zouden moeten worden in de andere Europese beleidsterreinen, waaronder het GLB (CEC, 2006; 2008). Deze overwegingen maken het beschermen van akkervogels via het GLB niet tot een onlogische gedachte. De praktische overweging dat het GLB-instrumentarium om dit te doen al jarenlang bestaat (de zgn. *agri-environment schemes*), komt daar nog eens bij.

Bezien over een lange termijn laten de meeste van de besproken akkervogelsoorten een forse achteruitgang zien. Van enkele soorten gaat deze achteruitgang vandaag de dag nog steeds door (Patrijs, Scholekster, Kievit). Enkele andere soorten lijken te stabiliseren op een laag niveau (Veldleeuwerik, Graspieper, Gele kwikstaart, Witte kwikstaart), zijn inmiddels uitgestorven (Ortolaan) of staan op het punt dat te doen (Grauwe gors). Positieve uitzonderingen zijn Grauwe kiekendief (toename dankzij habitatmaatregelen en intensieve nestbescherming), Geelgors (regionale toename sinds 1990) en Roodborsttapuit. Een van de vraagstellingen in deze studie was het in kaart brengen van de beleidsopgaven voor akkervogels. De belangrijkste – Europese – beleidsopgave op korte termijn is het stoppen van de verdere achteruitgang van de biodiversiteit, ook op het 'platteland'. Een beoordeling van de mate waarin voor 'akkervogels in Nederland' aan de beleidsopgave wordt voldaan is niet zomaar te geven. Behalve dat bij zo'n beoordeling meer soorten moeten worden betrokken, spelen daarbij ook vragen als hoe de afname van de ene soort moet worden afgewogen tegen de toename van de andere en op welke ruimtelijke schalen aan de beleidsopgave moet worden voldaan. Overigens moet nog maar blijken hoe 'robuust' de stabiliserende en toenemende trends zijn.

Een van de basale vragen in de *conservation biology* is hoe veranderingen in het leefmilieu de omvang van populaties beïnvloeden, zoals bepaald door veranderingen in de *life history* van individuen binnen de populatie of veranderingen in demografische parameters. De biologische mechanismen die daarbij in het spel zijn, zijn vaak complex van aard en het doorgronden ervan vergt jaren onderzoek. Dit rapport maakt duidelijk dat er ook over akkervogels nog veel is dat we niet goed weten. Tegelijkertijd is dat geen argument om het treffen van maatregelen met een gedegen *evidence base* (Sutherland *et al.*, 2004) zoals behandeld in dit rapport uit te stellen om eerst maar eens de resultaten van onderzoek af te wachten. Een van de beginselen in het Europese natuur- en milieubeleid is immers het voorzorgsbeginsel. In de context van het door Nederland en de Europese Unie ondertekende Verdrag inzake de Biologische Diversiteit (Convention on Biological Diversity) houdt het beginsel in dat 'waar een significant verlies of reductie van de biodiversiteit dreigt, een gebrek aan volledige wetenschappelijke zekerheid niet als argument gebruikt mag worden voor het uitstellen van maatregelen gericht op vermindering of minimalisering van de dreiging'.

Dit rapport laat zien dat met relatief eenvoudige maatregelen wat gedaan kan worden aan het verlies van akkervogels binnen landbouwgebieden. De voorgestelde maatregelen met de voorgestelde oppervlakten vergen minimaal enkele tientallen miljoenen tot maximaal €175 miljoen per jaar. Elke maatregel afzonderlijk heeft bewezen gunstige effecten op akkervogels, maar het is onzeker wat implementatie van alle maatregelen op de voorgestelde oppervlakten betekent voor absolute aantallen en dus ook mate van doelbereik. De totale kosten van beschermingsmaatregelen voor akkervogels als opgenomen in Tabel 8.6 stemmen overeen met minimaal ruim 1% en maximaal 17% van in 2008 aan Nederland toegekende GLB-subsidies (1,032 miljard, 1^e plus 2^e pijler; [LNV, 2009]).

Dit rapport is louter geschreven vanuit het perspectief van akkervogels en hun levensbehoeften. Er is geen rekening gehouden met aspecten als haalbaarheid, uitvoerbaarheid, controleerbaarheid en betaalbaarheid van de besproken maatregelen en implementatie ervan in de praktijk. Een aantal van de maatregelen maakt nu al onderdeel uit van bestaande Nederlandse regelingen (wintervoedselgewassen, brede akkerranden, struweelranden/houtwallen), maar voor andere maatregelen geldt dit niet (graanstoppels, verhoging aandeel zomergranen, onbespoten graanranden). Het is onduidelijk waarom voor akkervogels bewezen effectieve maatregelen als overwinterende graanstoppels, onbespoten graanranden en zomergraanteelten geen deel uitmaken van bestaande regelingen. Voor graanstoppels en stimulering van zomergraanteelten is mogelijk een deel van de verklaring dat deze maatregelen niet als bovenwettelijk zijn aan te merken, omdat ze, vooral buiten Nederland, nog staande praktijk zijn. Subsidiëring van deze maatregelen in Nederland zou dan het principe van het 'gelijke speelveld' binnen de EU geweld aandoen en daarom de Europese staatssteuntoets niet doorstaan. Als dit inderdaad zo is, dan lijkt er sprake van een conflict tussen Nederlandse biodiversiteitsdoelen en basisprincipes van de vrije markt en de organisatie daarvan binnen de EU.

Een andere belangrijke overweging bij akkervogelbescherming is dat het agrarisch natuurbeheer in Nederland en Europa is gestoeld op deelname op basis van vrijwilligheid. Dit is ongetwijfeld een complicerende factor bij de bescherming van akkervogelpopulaties, al dan niet in kerngebieden. Het zou omzeild kunnen worden door (een selectie van) maatregelen onder te brengen onder de verplichte *cross compliance*, analoog aan het systeem van *ecological compensation areas* op 7% van de tot een landbouwbedrijf behorende grond in Zwitserland (Aviron *et al.*, 2009).

Voor deze studie zijn akkervogels in ieder geval letterlijk op de kaart gezet. Voor een tiental soorten heeft dit betrekking op landelijke verspreidingskaarten, inclusief voorspellingen van absolute dichtheden. Voor vier soorten zijn ook gebieden aangewezen waar hoge dichtheden mogen worden verwacht (kerngebieden). In alle gevallen gaat het om modelmatig berekende

kaartbeelden op basis van steekproefgegevens en landschapskenmerken. De gepresenteerde kaartbeelden zijn daarom niet te gebruiken voor beleidsmatige aanwijzing van gebieden waar maatregelen voor akkervogels zich toe zouden moeten beperken. Hiertoe geschiktere gegevens zijn in de meeste gevallen bij de provincies zelf aanwezig. Niettemin geven de kaartbeelden op landelijke schaal een reëel beeld van verschillen in dichtheden tussen de diverse regio's. De kaartbeelden lenen zich daarmee tevens voor het op landelijke schaal identificeren van voor akkervogels belangrijke gebieden. Het verdient aanbeveling om de akkervogel-kaartbeelden te vergelijken met kaartbeelden van 'landbouwgronden met hoge natuurwaarden' (*HNV-farmland*) en kaartbeelden met 'maatschappelijk waardevolle gebieden' zoals bedoeld in Houtskoolschets. Op grond van omschrijvingen en definities van *HNV-farmland* en 'maatschappelijk waardevolle gebieden' mag er niet bij voorbaat van worden uitgegaan dat voor akkervogels belangrijke gebieden daar deel van uitmaken.

Een algemene constatering op grond van dit rapport is dat 'moderne' graslanden veel akkervogelsoorten weinig meer te bieden hebben, mogelijk met uitzondering van beheersgraslanden. Omdat in intensief beheerde graslanden akkervogels nauwelijks meer overlevingskansen hebben, betekent dit dat vanuit het perspectief van akkervogels maatregelen geconcentreerd dienen te worden in en rondom akkerbouwmatige teelten in akkerbouw- of regionaal gemengde landbouwgebieden. In principe kunnen ook in graslanden maatregelen voor akkervogels genomen worden, maar in dit rapport is daar nauwelijks aandacht aan besteed. Over de ecologische effectiviteit van maatregelen voor akkervogels in graslanden is weinig bekend (Vickery *et al.*, 2008). In algemene zin kan de waarde van graslanden voor vogels verhoogd worden door extensivering van het graslandbeheer, onder andere door verlaging van de beweidingsdruk en extensivering van maai-beheer met in acht name van voldoende lange 'rustperiodes', waardoor nesten veilig kunnen worden uitbroeid en grassen en/of onkruiden op een deel van het oppervlak zaad kunnen zetten (Buckingham *et al.*, 2006; Perkins *et al.*, 2000).

Behalve boeren zijn ook andere beheerders actief in het landelijk gebied, zoals weg- en bermbeheerders en de waterschappen. Het bij deze publieke organisaties in beheer zijnde areaal zal op z'n minst enkele procenten uitmaken van het totale areaal landelijk gebied. Dit areaal kan potentieel een niet verwaarloosbare bijdrage leveren aan de voorziening in kwalitatief hoogstaand seminatuurlijk habitat ten behoeve van akkervogels en andere in het landelijk gebied aanwezige soorten. Momenteel ontbreekt het aan inzicht wat de beheersgrondslagen zijn voor het door genoemde organisaties beheerde gebied en in hoeverre rekening wordt gehouden met natuurwaarden. Wallis de Vries *et al.* (2009) constateerden recentelijk dat er ten aanzien van het beheer van bermen en andere lijnvormige elementen in Zuid-Limburg vanuit het perspectief van flora en fauna nog veel te verbeteren valt, overigens zonder dat dit hoge kosten vergt. Het is plausibel te veronderstellen dat dit niet exclusief voor Zuid-Limburg geldt, maar voor heel Nederland.

Verder is het denkbaar dat andere grondgebruikers dan boeren ook een actievere bijdrage kunnen leveren in de voorziening in de behoeften van akkervogels. Die andere partijen kunnen met name een rol spelen bij de wintervoedselvoorziening van Geelgorzen en andere soorten zangvogels. Doordat deze zangvogels in het winterhalfjaar sterk geconcentreerd voorkomen op plekken waar voedsel aanwezig is, vergt de teelt van wintervoedselgewassen geen grote oppervlakten. Daarom is het voorstelbaar dat terreinbeherende organisaties als de Landschappen of bijvoorbeeld het Ministerie van Defensie een gering deel van hun terreinen bestemmen voor de teelt van wintervoedselgewassen zonder dat conflicten optreden met andere beheers- of gebruiksdoeleinden. Hiermee is niet gezegd dat dit dan geen geld zou kosten, maar de kosten zullen wel lager zijn, omdat het niet ten koste gaat van landbouwgrond met primair productiedoelstellingen. De teelt van wintervoedselgewassen is feitelijk een van de weinige mogelijkheden om buiten de reguliere landbouw en meer in het domein van het klassieke natuurbeheer maatregelen voor akkervogels te treffen.

9.2 Conclusies

Specifieke 'akkervogels' bestaan niet. Voor veel soorten akkervogels geldt wel dat door intensivering van graslandgebruik het belang van graslanden sterk is afgenomen en dat van akkers toegenomen. Omdat een groot deel van Nederland uit cultuurland bestaat is het aandeel van de totale populaties van akkervogels dat in akkerbouwgebieden broedt bij veel soorten groot.

Bezien over een lange termijn laten de meeste soorten akkervogels een forse achteruitgang zien. Van enkele soorten gaat deze achteruitgang nog steeds door (Patrijs, Scholekster, Kievit). Enkele andere soorten vertonen mogelijk sinds kort een stabiele trend, met aantallen op een laag niveau (Veldleeuwerik, Graspieper, Gele kwikstaart). Een enkele soort is recentelijk als broedvogel uitgestorven (Ortolaan), een andere staat op het punt dat te doen (Grauwe gors). Positieve uitzonderingen zijn Grauwe kiekendief (toename dankzij habitatmaatregelen en nestbescherming), Geelgors (toename sinds 1990) en Roodborsttapuit.

Elke soort stelt z'n eigen eisen met betrekking tot onder meer nest- en schuilgelegenheid, zomervoedsel en wintervoedsel. Elke soort kan wel wat habitatverstoring verdragen, maar bij voortgaande verslechtering van de kwaliteit van de leefomgeving wordt die omgeving op een bepaald moment niet meer leefbaar en verdwijnt de soort. Waar de schoen wringt is voor elke soort anders.

- Sturende factoren voor de populatieontwikkeling van de Patrijs zijn kuikenoverleving, overlevingspercentage van nesten tot aan uitkomen en (winter)overleving van adulten en eerstejaars. Voor het voortbestaan van een patrijzenpopulatie is cruciaal dat kuikens in hun eerste levensdagen voldoende insecten kunnen vinden.
- Afnemende populaties van de Veldleeuwerik in akkerbouwgebieden worden toegeschreven aan een afgenomen aantal broedpogingen per paar per jaar en een verslechterde voedselsituatie in de broedgebieden. Door schaalvergroting en uniformering van gewasrotaties is een veldleeuwerikpaar veel minder dan voorheen in staat om gedurende het gehele broedseizoen binnen de grenzen van het territorium te profiteren van verschillende gewassen in verschillende ontwikkelingsstadia voor opeenvolgende succesvolle broedpogingen. Vaak is tegelijkertijd sprake van een gebrek geschikte, insectenrijke vegetaties waarin efficiënt naar voedsel kan worden gezocht. Er zijn veel aanwijzingen dat ook de omstandigheden in de winter aanmerkelijk zijn verslechterd, maar het is niet bekend welke gevolgen dit heeft voor de ontwikkeling van populaties.
- Het voorkomen van Geelgorzen in het landbouwgebied is sterk geassocieerd met niet al te grootschalige teelten van granen en hakvruchten in combinatie met landschapselementen als heggen, houtwallen en andere bosschages en ruige en begroeide greppels en randen. Waar populaties afnemen, bestaat het sterke vermoeden dat verlaagde winteroverleving als gevolg van voedselgebrek een rol speelt, vooral in de late wintermaanden. De afname van het areaal overwinterende graanstoppels in het landschap speelt daarbij hoogstwaarschijnlijk een rol.
- Net als de Geelgors is ook de Grauwe gors verbonden met graanteelten, maar dan in meer open landschappen. Belangrijke oorzaken van de afname van populaties van de Grauwe gors in Nederland zijn intensivering van het graslandbeheer, de opkomst van maisteelt en voedselgebrek in de winter. Waar Grauwe gorzen in landschappen met 'moderne' landbouw nog tot broeden komen, zoals in Vlaanderen, is mogelijk ook het aantal broedpogingen verlaagd, veroorzaakt door een gebrek aan zaden als gevolg van afnemende onkruidpopulaties in het landelijk gebied.

Genoemde soortspecifieke problemen zijn allen terug te voeren op ingrijpende veranderingen zoals die zich gedurende de afgelopen decennia in de Europese en Nederlandse landbouw hebben voorgedaan.

Onverkort toepassen van Europese en nationale biodiversiteitsdoelstellingen op akkervogels houdt in dat de verdere terugloop van omvang en verspreiding van populaties van de diverse soorten akkervogels per 2010 op alle schaalniveaus moet zijn gestopt. Dit doel is op nationaal niveau niet verder kwantitatief uitgewerkt. Het streven naar 'duurzame condities' in 2020 voor instandhouding van soorten en populaties die in 1982 van nature in Nederland voorkwamen zou inhouden dat voor Ortolaan en Grauwe gors potentiële leefgebieden van enkele honderden hectare groot moeten worden ingericht, waarin ca. 50 broedparen moeten kunnen reproduceren.

In afwezigheid van voor Nederlandse akkervogels gunstige 'autonome' grootschalige ontwikkelingen in de landbouw, is een perspectief op behoud van huidige akkervogelpopulaties vanaf 2010 zowel qua omvang als verspreiding niet vanzelfsprekend. Als 'bedreigend' kunnen worden genoemd verdere schaalvergroting in de landbouw, afschaffing van melkquotering en de daaraan gekoppelde toename van de melkproductie en verdere expansie van de maïsteelt, al dan niet bestemd als substraat voor mestvergisting. Indien de teelt van gras of maïs (regionaal) fors in areaal toenemen, heeft dit consequenties voor (regionale) akkervogelpopulaties.

De in dit rapport voorgestelde maatregelen om verdere achteruitgang van populaties tegen te gaan zijn introductie van onbespoten graanranden in graanpercelen, aanleg van brede akkerranden, uitbreiding van teelt van zomergranen ten koste van andere, regionaal dominerende gewassen en teelt van wintervoedselgewassen. Het vereiste areaal van elk van deze maatregelen verschilt. De totale kosten van de maatregelen bedragen €88,1 à 175,8 miljoen bij landelijke implementatie en €11,5 à 19,8 miljoen bij implementatie van maatregelen in gebieden met hoge dichtheden van de doelsoorten. De ranges houden verband met aangehouden bandbreedtes voor wat betreft aandelen akkerranden en zomergraanteelten in het landbouwgebied. Vanwege de complexiteit van ecosysteemprocessen is het onzeker in hoeverre de voorgestelde maatregelen met de voorgestelde oppervlakten de verdere achteruitgang van populaties van akkervogels na 2010 daadwerkelijk tegengaan.

Het grote verschil in kosten tussen landelijke implementatie van maatregelen en implementatie in kerngebieden, beide met eenzelfde verondersteld netto effect op de populatieontwikkeling, zal om praktische en methodologische redenen in werkelijkheid minder groot zijn dan hier berekend. Tegelijkertijd is het opportuun dat maatregelen voor akkervogels effectiever zijn naarmate met eenzelfde oppervlak daarvan een groter deel van een populatie bereikt wordt.

De meeste akkervogelpopulaties in de diverse Nederlandse regio's zijn momenteel overgeleverd aan de economische wetten van een liberaliserende (landbouw)markt zonder zelf een prijs te hebben: er is sprake van marktfalen. Bescherming van akkervogels via het GLB is daarom niet onlogisch, temeer daar het GLB-instrumentarium om dat te doen al jarenlang bestaat.

Literatuur

- Akçakaya, H.R., M.A. Burgman & L.R. Ginzburg. 1999. Applied population ecology: principles and exercises using Ramas[®] EcoLab 2.0. Sinauer Associates, Inc., Publishers, Sunderland, Massachusetts, 285 p.
- Aebischer N.J. & J.A. Ewald, 2004. Managing the UK Grey Partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction habitat and shooting. *Ibis* 146: 181-191
- Arisz J. & B.J. Koks, 2008. Het gebruik van graanranden in de winter door akkervogels en andere soortgroepen. Onderzoeksrapport pilot Noordoost Nederland voor winter 2007-2008. Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief, Scheemda, 42 p.
- Arisz, J., B.J. Koks, C. Trierweiler & E.G. Visser, 2009. Ackerrandstreifenprogramm zum Schutz von Ackervogelarten unter besonderer Berücksichtigung der Feldlerche und Wiesenweihe. Bewertung des Pilotvorhabens in der Rheiderländer Ackermarsch 2004-2007. Stichting Werkgroep Grauwe Kiekendief, Scheemda, Nederland, 110 p.
- Arroyo, B., V. Bretagnolle & A. Leroux, 2007. Interactive effects of food and age on breeding in the Montagu's harrier *Circus pygargus*. *Ibis* 149: 806-813
- Arroyo, B. García, J.T. & V. Bretagnolle, 2002. Conservation of the Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation* 5: 283-290
- Arroyo, 1997. Diet of Montagu's harrier *Circus pygargus* in central Spain: analysis of temporal and geographic variation. *Ibis* 139: 664-672
- Aviron, S, Nitsch, H., Jeanneret, P, Buholzer, S, Luka, H., Pfiffner, L., Pozzi, S., Schüpbach, B., Walter, T. & Herzog, F., 2009. Ecological cross compliance promotes farmland biodiversity in Switzerland. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 247-252
- Benton, T.G., D.M. Bryant, L. Cole, & H.C.P. Crick, 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39: 673-687
- Benton T.G., J.A. Vickery & J.D. Wilson, 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182-188
- Berkhout, P., A. van Doorn, C. de Bont, T. Hermans, H. Naeff & M.J. Smits, 2010. Naar waarde besteed – Over de implementatie van de Houtskoolschets. LEI / Alterra, in druk.
- Berkhout, P & C. van Bruchem (red.), 2006. Landbouw-Economisch Bericht 2006, Rapport PR.06.01; LEI, Den Haag, 228 p.
- Berkhout, P. & C. van Bruchem (red.), 2009. Landbouw-Economisch Bericht 2009 Rapport 2009-047, LEI, Den Haag, 228 p.
- Bieleman, J., 2008. Boeren in Nederland. Geschiedenis van de landbouw 1500-2000. Uitgeverij Boom Amsterdam, 671 p.
- Birrer, S., M. Spiess, F. Herzog, M. Jenny, L. Kohli & B. Lugin, 2007. The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. *Journal of Ornithology* 148 (Suppl 2): S295-S303
- Boatman, N.D., N.W. Brickle, J.D. Hart, T.P. Milsom, A.J. Morris, A.W.A. Murray, K.A. Murray & P.A. Robertson, 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146: 131-143.
- Boekema, E.J., P. Glas & J. Hulscher. 1983. De vogels van de provincie Groningen. Uitgeverij Wolters-Noordhoff/Bouma's Boekhuis BV, Groningen.
- Boele, A., F. Hustings, K. Koffijberg, C. van Turnhout & C. Plate, 2008. Populatietrends van terrestrische wintervogels in 1980-2006: verschillen tussen Hoog- en Laag-Nederland. *Limosa* 81: 50-61

- Bont, C.J.A.M. de, C. van Bruchem, J.F.M. Helming, H. Leneman & R.A.M. Schrijver, 2007. Schaalvergroting en verbreding in de Nederlandse landbouw in relatie tot natuur en landschap. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 36, 98 p.
- Bos, J.F.F.P. & J.J. Schröder, 2009. Akkervogels en landbouw: ecologie, maatregelen en beleid. Rapport 249, Plant Research International, Wageningen, 48 p.
- Bos, J., B. Roelofs, J. Gubbels & W. Driessen, 2008. Overstaande granen voorzien ook elders in een behoefte! Een jaar graanteelt op de Kraijelheide. Limburgse Vogels 18: 61-67.
- Bradbury, R.B., A. Kyrkos, A.J. Morris, S.C. Clark, A.J. Perkins & J.D. Wilson, 2000. Habitat associations and breeding success of Yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology* 37: 789-805.
- Brickle, N.W. & D.G.C. Harper, 2002. Agricultural intensification and the timing of breeding of Corn Buntings *Miliaria calandra*. *Bird Study* 49: 219-228
- Brickle, N.W., D.G.C. Harper, N.J. Aebischer & S.H. Cockayne, 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology* 37: 742-755.
- Brink, H. van den, J. Furda, J. van Klinken & C.W.M. van Scharenburg, 1992. Vogelatlas van Groningen. Een tijdsbeeld met trends vanaf 1850. Vereniging Avifauna Groningen, SOVON district Groningen, Provincie Groningen, Groningen, 227 p
- Bro, E. P. Mayot, E. Corda & F. Reitz, 2004. Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *Journal of Applied Ecology* 41: 846-857.
- Bro, E., F. Reitz, J. Clobert, P. Migot & M. Massot, 2001. Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix perdix* survival in France. *Ibis* 143: 120-132.
- Buckingham, D.L., W.J. Peach & D.S. Fox, 2006. Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 21-40.
- Buner, F., M. Jenny, N. Zbinden & B. Naef-Daenzer, 2005. Ecologically enhanced areas – a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. *Biological Conservation* 124: 373-381.
- Butler, S.J., L. Boccaccio, R.D. Gregory, P. Vorisek & K. Norris, 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137: 348-357.
- Butler, S.J., E.H.A. Mattison, N.J. Glithero, L.J. Robinson, P.W. Atkinson, S. Gillings, J.A. Vickery & K. Norris, 2009. Resource availability and the persistence of seed-eating bird populations in agricultural landscapes: a mechanistic modelling approach. *Journal of Applied Ecology* doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01750.x
- Bijlsma, R.G., F. Hustings & C.J. Camphuysen, 2001. Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht, 496 p.
- CEC, 2006. Het biodiversiteitsverlies tegen 2010 - en daarna - tot staan brengen; de ecosysteemdiensten in stand houden in het belang van de mens. Mededeling van de Commissie, COM(2006) 216, 18 p.
- CEC, 2008. Mededeling van de Commissie aan de Raad, het Europees Parlement, het Europees Economisch en Sociaal Comité en het Comité van de Regio's. Een middenbeoordeling van de uitvoering van het Biodiversiteitsactieplan van de EG. COM(2008) 864, 13 p.
- Chamberlain, D.E., R.J. Fuller, R.G.H. Bunce, J.C. Duckworth & M. Shrubbs, 2000a. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 2000: 771-788
- Chamberlain, D.E., J.A. Vickery & S. Gough, 2000b. Spatial and temporal distribution of breeding skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type in periods of population increase and decrease. *Ardea* 88: 61-73

- Chamberlain, D.E., A.M. Wilson, S.J. Browne & J.A. Vickery, 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology* 36: 856-870
- Chamberlain, D.E. & R.D. Gregory, 1999. Coarse and fine scale habitat associations of breeding skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study* 46: 34-47
- Chamberlain, D.E. & H.Q.P. Crick, 1999. Population declines and reproductive performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis* 141: 38-51
- Cornulier, T. D.A. Elston, P. Arcese, T.G. Benton, D.J.T. Douglas, X. Lambin, J. Reid, R.A. Robinson & W.J. Robinson, 2009. Estimating the annual number of breeding attempts from breeding dates using mixture models. *Ecology Letters* 12: 1184-1193
- Daatselaar, C., G.J. Doornewaard, W.H. van Everdingen, H.A.B. van der Meulen, A. Netjes, H. Prins & G.S. Venema, 2007. Verkenning van grootschalige grondgebonden landbouwbedrijven in 2016. Rapport 2.07.03, LEI, Den Haag, 86 p.
- Delius, J.W., 1965. A population study of skylarks *Alauda arvensis*. *Ibis* 107: 466-492
- Dijkstra, H., & J. van Lith-Kranendonk, 2000. Schaalkenmerken van het landschap in Nederland. Alterra-rapport 40. Alterra, Wageningen. 58 p.
- Dochy, O. & M. Hens, 2005. Van de stakkers van de akkers naar de helden van de velden. Beschermingsmaatregelen voor akkervogels. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 104 p.
- Donald, P.F., 2004. The skylark. Poyser, London, 256 p.
- Donald, P.F. & A.D. Evans, 1994. Habitat selection by Corn buntings *Miliaria calandra* in winter. *Bird Study* 41: 199-210
- Donald, P.F. & A.D. Evans, 1995. Habitat selection and population size of Corn buntings *Miliaria calandra* breeding in Britain in 1993. *Bird Study* 42: 190-204
- Donald, P.F. & C. Forrest, 1995. The effects of agricultural change on population size of Corn Buntings *Miliaria calandra* on individual farms. *Bird Study* 42: 205-215
- Donald P.F., J.D. Wilson & M. Shepherd, 1994. The decline of the Corn bunting. *British Birds* 87: 106-132
- Donald, P.F., R.E. Green & M.F., Heath, 2001a. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird population. *Proceedings Royal Society of London*, B268, 25-29.
- Donald, P.F., D.L. Buckingham, D. Moorcroft, L.B. Muirhead, A.D. Evans & W.B. Kirby, 2001b. Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. *Journal of Applied Ecology* 38: 536-547
- Donald, P.F., G. Pisano, M.D. Rayment, & D.J. Pain, 2002a. The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 167-182
- Donald, P.F., A.D. Evans, L.B. Muirhead, D.L. Buckingham, W.B. Kirby & S.I.A. Schmitt, 2002b. Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis* 144: 652-664.
- Donald, P.F., F.J. Sanderson, I.J. Burfield & F.P.J. van Bommel, 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116: 189-196
- Dongen, R. van, 2004. Het succes van Sibbe voor broedvogels en overwinterende akkervogels. *Limburgse Vogels* 14: 9-16.
- Douglas D.J.T., J.A. Vickery & T.G. Benton, 2009. Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 46: 353-362
- Dijksterhuis, K. & H. Hut, 2009. Akkervogels. Roodbont Uitgeverij, Zutphen, 144 p.
- Eaton, M. & R Bradbury, 2003. Using habitat association models to predict impacts of agricultural landscape changes on farmland bird populations. In: Aebischer, N.J., R. Bradbury, M. Eaton, I.G.

- Henderson, G.M. Siriwardena & J. Vickery (Eds.), Predicting the response of farmland birds to agricultural change. Report DEFRA Project BD1618, BTO, Thetford.
- EC, 2007. Management Plan for the Skylark (*Alauda arvensis*) 2007-2009. Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds. Technical Report – 006 – 2007, 50 p.
- EC, 2009. Sustainable development in the European Union; 2009 monitoring report of the EU sustainable development strategy. EUROSTAT Statistical Books, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 302 p.
- Elbersen, B.S. & M. Eupen, 2008. Landbouwgrond met hoge natuurwaarden in Nederland op de kaart. Alterra rapport 1542, Alterra, Wageningen, 45 p.
- Ellenbroek, F., J.E. Kikkert & B. van Noorden, 1996. Habitatkeuze van de restpopulatie Grauwe Gorzen in het Westelijk Heuvelland. Limburgse Vogels 7: 24-31
- Ens, B., B. Aarts, K. Oosterbeek, M. Roodbergen, H. Sierdsema, R. Slaterus & W. Teunissen, 2009. Onderzoek naar de oorzaken van de dramatische achteruitgang van de Scholekster in Nederland. Limosa 82: 83-92
- Eraud, C. & J.-M. Boutin, 2002. Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. Bird Study 49: 287-296
- Farcy, L., 1994. Données sur les busards *Circus cyaneus* et *Circus pygargus* nichant dans les cultures des plateaux autour de Frencq, Pas-de-Calais. Heron 27: 120-123
- Fischer, J., M. Jenny & L. Jenni, 2009. Suitability of patches and in-field strips for Sky Larks *Alauda arvensis* in a small-parcelled mixed farming area. Bird Study 56: 34-42
- Fox, A.D., 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? Journal of Applied Ecology 41: 427-439
- Fox, A.D. & H. Heldbjerg, 2008. Which regional features of Danish agriculture favour the corn bunting in the contemporary farming landscape? Agriculture, Ecosystems and Environment 126: 261-269
- Gillings, S. & R.J. Fuller, 2001. Habitat selection by Skylarks *Alauda arvensis* wintering in Britain in 1997/98. Bird Study 48: 293-307
- Gillings, S., S.E. Newson, D.G. Noble & J.A. Vickery, 2005. Winter availability of cereal stubbles attracts declining farmland birds and positively influences breeding population trends. Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences 272: 733-739.
- Gilroy, J.J., G.Q.A. Anderson, P.V. Grice J.A. Vickery & W.J. Sutherland, 2009. Mid-season shifts in the habitat associations of Yellow Wagtails *Motacilla flava* breeding in arable farmland. Ibis 152: 90-104
- Glutz von Blotzheim, U.N. & K.M. Bauer, 1985. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 10/1. Wiesbaden.
- Guelinckx, R., 2008. Graan voor Gorzen, het succes van akkerreservaten. In BRAKONA Jaarboek 2006-2007, Vlaams-Brabantse Koepel voor Natuurstudie, Mechelen, p 82-99.
- Hancock, M.H. & J.D. Wilson, 2002. Winter habitat associations of grey partridge *Perdix perdix* in Scotland 1997-9. Aspects of Applied Biology 67: 171-178
- Hegemann, A. & B. I. Tieleman, 2009. Coping with a changing environment: in search of bottlenecks in the annual cycle of skylarks. Report of research activities during years 1-3 and future prospects. University of Groningen / Vogelbescherming Nederland, 41 p.
- Henderson, I.G., J. Cooper, R. Fuller & J.A. Vickery, 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. Journal of Applied Ecology 37: 335-347
- Henderson, I.G., J.A. Vickery & N. Carter, 2004. The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. Biological Conservation 118: 21-32
- Henderson, I.G., A.J. Morris, D.B. Westbury, B.A. Woodcock, S.G. Potts, A. Ramsay, & R. Coombes, 2007. Effects of field margin management on bird distributions around cereal fields. Aspects of Applied Biology 81: 53-60.

- Henderson, I.G., N. Ravenscroft, G. Smith & S. Holloway, 2009. Effects of crop diversification and low pesticide inputs on bird populations on arable land. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129: 149-156
- Herzon, I., A. Aunins, J. Elts & Z. Preiksa, 2008. Intensity of agricultural land-use and farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: 93-100
- Hoff, J. van 't, 2010. Akkervogels in trioranden 2009. Onderzoek naar het effect van trioranden, als verbeterde versie van duoranden, op akkervogels van het Hogeland. Verslag van het eerste onderzoeksjaar 2009. Wierde & Dijk, Vereniging voor agrarisch natuur- en landschapsbeheer Noord-Groningen, 29 p.
- Hoff, J. van 't & B.J. Koks, 2007. Broedvogels in duoranden en leeuwerikvlakken. Onderzoek naar het effect van duoranden en leeuwerikvlakken op akkervogels van het Hogeland. Tussenrapportage van het onderzoeksjaar 2006. Wierde & Dijk, Vereniging voor agrarisch natuur- en landschapsbeheer Noord-Groningen, 27 p.
- Hoff, J. van 't & B.J. Koks, 2008. Broedvogels in duoranden 2007. Onderzoek naar het effect van duoranden op akkervogels van het Hogeland. Tussenrapportage van het tweede onderzoeksjaar 2007. Wierde & Dijk, Vereniging voor agrarisch natuur- en landschapsbeheer Noord-Groningen, 21 p.
- Hölker, M. & S. Klähr, 2005. Bestandsentwicklung, Bruterfolg, Habitat und Nestlingsnahrung der Grauammer *Miliaria calandra* in der ackerbaulich intensiv genutzten Feldlandschaft der Hellwegbörde, Nordrhein-Westfalen. *Charadrius* 40: 133-151
- Holland, J.M., M.A.S. Hutchinson, B. Smith & N.J. Aebischer, 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology* 148: 49-71
- Hustings, F., F. Post & F. Schepers, 1990. Verdwijnt de Grauwe gors *Miliaria calandra* als broedvogel uit Nederland? *Limosa* 63: 103-111
- Kalkhoven, J.T.R., R.C. van Apeldoorn & R.P.B. Foppen, 1995. Fauna en natuurdoeltypen: minimumoppervlakte voor kernpopulaties van doelsoorten zoogdieren en vogels. IBN-rapport 193, Instituut voor Bos- en natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen, 26 p.
- Koffijberg K. & A.J. van Dijk, 2001. Influx van Kwartelkoningen *Crex crex* in Nederland in 1998. *Limosa* 147-159
- Koks, B.J. & C.W.M. van Scharenburg, 1997. Meerjarige braaklegging: een kans voor vogels, in het bijzonder de Grauwe kiekendief. *De Levende Natuur* 98: 218-222
- Koks, B., M. Jonker & E. Visser, 1994. Prooikeuze van Grauwe Kiekendieven Oost-Groningen in 1994. *De Grauwe Gors* 22: 96-102
- Koks, B.J., C.W.M. van Scharenburg & E.G. Visser 2001. Grauwe Kiekendieven *Circus pygargus* in Nederland: balanceren tussen hoop en vrees. *Limosa* 74: 121-136
- Koks, B.J., C. Trierweiler, E.G. Visser, C. Dijkstra & J. Komdeur, 2007. Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*? *Ibis* doi: 10.1111/j.1474-919x.2007.00683.x
- Koomen, A.J.M., G.J. Maas & T.J. Weijsschede, 2007. Veranderingen in lijnvormige cultuurhistorische landschapselementen. Resultaten van een steekproef over de periode 1900-2003. WOt-rapport 34, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu, Wageningen, 54 p.
- Kragten, S., K.B. Trimbos & G.R. de Snoo, 2008. Breeding skylarks (*Alauda arvensis*) on organic and conventional arable farms in The Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 126: 163-167
- Krebs, J.R., J.D. Wilson, R.B. Bradbury & G.M. Siriwardena, 1999. The second Silent Spring? *Nature* 400: 611-612
- Kurstjens G., 2002. Grauwe gors. In: SOVON Vogelonderzoek Nederland, Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2000. – Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden, p 496-497

- Kurstjens G., J. van Diermen, B. van Noorden & M. van der Weide, 2003. De Grauwe Gors *Miliaria calandra*: recente aantalontwikkeling, habitatkeus en perspectieven in relatie tot het beheer van uiterwaarden en akkerland. *Limosa* 76: 89-102
- Kuijper D.P.J., 2007. De patrijs in Nederland. Oorzaken van achteruitgang en mogelijkheden voor herstel. A&W-rapport 931, Altenburg & Wymenga, ecologisch onderzoek, Veenwouden, 30 p.
- Kuijper, D.P.J., E. Oosterveld & E. Wymenga, 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. *European Journal of Wildlife Research* 55: 455-463
- Kyrkos, A., J.D. Wilson & R.J. Fuller, 1998. Farmland habitat change and abundance of Yellowhammers *Emberiza citrinella*: an analysis of Common Birds Census data. *Bird Study* 45: 232-246
- LNV, 1991. Herstelplan Leefgebieden Patrijs. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag, 72 p.
- LNV, 2000. Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, Den Haag, 98 p.
- LNV, 2008a. Biodiversiteit werkt: voor natuur, voor mensen, voor altijd. Beleidsprogramma Biodiversiteit 2008-2011, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, Den Haag, 67 p.
- LNV, 2008b. Houtskoolschets Europees Landbouwbeleid 2020. Kamerbrief GLB.2008/1780, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, Den Haag, 18 p.
- LNV, 2009. Toelichting op de betalingen in het kader van het gemeenschappelijk landbouwbeleid in het boekjaar 2008. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, Den Haag, 13 p.
- Maris, W., 1997. Eindverslag demoproject Patrijs. Projectperiode 1992-1996. Stichting Behoud Natuur en Leefmilieu, Wijk bij Duurstede, 23 p.
- Mason, C.F. & S.M. MacDonald, 2000. Corn bunting *Miliaria calandra* populations, landscape and land-use in an arable district of eastern England. *Bird Conservation International* 10: 169-186
- Moorcroft, D., M.J. Whittingham, R.B. Bradbury & J.D. Wilson, 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *Journal of Applied Ecology* 39: 535-547.
- Moreby, S.J., N.J. Aebischer, S.E. Southway & N.W. Sotherton, 1994. A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in Southern England. *Annals of Applied Biology* 125: 13-27
- Morris, A.J. & J.J. Gilroy, 2008. Close to the edge: predation risks for two declining farmland passerines. *Ibis* 150: 168-177.
- Morris, A.J., J.M. Holland, B. Smith & N.E. Jones, 2004. Sustainable arable farming for an improved environment (SAFFIE): managing winter wheat sward structure for skylarks *Alauda arvensis*. *Ibis* 146: 155-162.
- Morris, A.J., B. Smith, N.E. Jones & S.K. Cook, 2007. Experiment 1.1 - Manipulate within crop agronomy to increase biodiversity: crop architecture. In: The SAFFIE Project Report, HGCA Project Report 416, UK, p. 21-101.
- Morris, A.J., M.J. Whittingham, R.B. Bradbury, J.D. Wilson, A. Kyrkos, D.L. Buckingham, & A.D. Evans, 2001. Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biological Conservation* 101: 197-210
- NABU, 2008. Die Bedeutung der obligatorischen Flächenstilllegung für die biologische Vielfalt. Fakten und Vorschläge zur Schaffung von ökologischen Vorrangflächen im Rahmen der EU- Agrarpolitik. Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V., Berlin, 35 p.
- NPN, 2006. Weidevogelvisie. De ambities van de agrarische natuurverenigingen in Nederland op het vlak van het weidevogelbeheer. Natuurlijk Platteland Nederland, Drachten, 12 p.
- Newton, I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579-600
- Noorden B., van, 1999. De Ortolaan *Emberiza hortulana*, een plattelandsdrama. *Limosa* 73: 55-63

- Notenboom, J., M. van Veen & L.G. Wesselink, 2006. Halting the loss of biodiversity in the Netherlands. Rapport 50094001, Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven, 16 p.
- Pacteau, C., 2003. Vingt-cinq ans de sauvegarde des busards en France; le cas du busard cendré *Circus pygargus*. *Alauda* 71: 347-356
- Pain, D.J. & M.W. Pienkowski, 1997. Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation. Academic Press, San Diego/London, 436 p.
- Pätzold, R., 1975. Die Feldlerche *Alauda arvensis*. Die Neue Brehm-Bücherei, Ziemsen, Wittenberg-Lutherstadt, 144 p.
- Peach, W.J., L.J. Lovett, S.R. Wotton & C. Jeffs, 2001. Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biological Conservation* 101: 361-373.
- Perkins, A.J., H.E. Maggs, J.D. Wilson, A. Watson & C. Smout, 2008. Targeted management intervention reduces rate of population decline of Corn Buntings *Emberiza calandra* in eastern Scotland. *Bird Study* 55: 52-58
- Perkins, A.J., M.J. Whittingham, R.B. Bradbury, J.D. Wilson, A.J. Morris & P.R. Barnett, 2000. Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation* 95: 279-294
- Perkins, A.J., M.J. Whittingham, A.J. Morris & R.B. Bradbury, 2002. Use of field margins by foraging yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93: 413-420
- Pol, A. van den & A.C.M.M. Boomaerts, 2000. Vergelijking van teelt van Gehele Plant Silage en teelt van snijmaïs in Limburg. Rapport 190, Praktijkonderzoek Rundvee, Schapen en Paarden, Lelystad, 30 p.
- Potts, G.R., 1986. The Partridge: pesticides, predation and conservation. London, Collins, 274 p.
- Potts, G.R. & N.J. Aebischer, 1995. Population dynamics of the Grey partridge *Perdix perdix* 1793-1993: monitoring, modelling and management. *Ibis* 137: S29-S37
- Poulsen, J.G., N.W. Sotherton & N.J. Aebischer, 1998. Comparative nesting and feeding ecology of skylarks *Alauda arvensis* on arable farmland in southern England with special reference to set-aside. *Journal of Applied Ecology* 35: 131-147
- Pouwels, R., 1997. Effecten van habitatverarming op het broedsucces van insectenetende vogels: het stoelpotenmodel. IBN-rapport 294. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen, 53 p.
- PPO, 2009. Kwantitatieve Informatie Akkerbouw en Vollegrondsgroenteteelt 2009. PPO publicatienummer 383, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Lelystad, 280 p.
- Provincie Groningen, 2007. De toestand van natuur en landschap 2006 in de provincie Groningen. Provincie Groningen, Groningen, 100 p.
- Provincie Groningen, 2008. 'Meer doen in minder gebieden'. Nota Actieprogramma Weidevogels – Akkervogels Groningen. Provincie Groningen, Groningen, 43 p.
- Provincie Groningen, (in prep). De toestand van natuur en landschap in de Provincie Groningen in 2010. Provincie Groningen, Groningen.
- Pulliam, H.R., 1988. Sources, sinks and population regulation. *The American Naturalist* 132: 652 - 661
- Rands, M.R.W., 1985. Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. *Journal of Applied Ecology* 22: 49-54.
- Reif, J., P. Vorisek, K. Stastny, V. Bejcek & J. Petr, 2008. Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* 150: 596-605.
- Robinson, R.A. & W.J. Sutherland, 1999. The winter distribution of seed-eating birds: habitat structure, seed density and seasonal depletion. *Ecography* 22: 447-454
- Robinson, R.A. & W.J. Sutherland, 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157-176

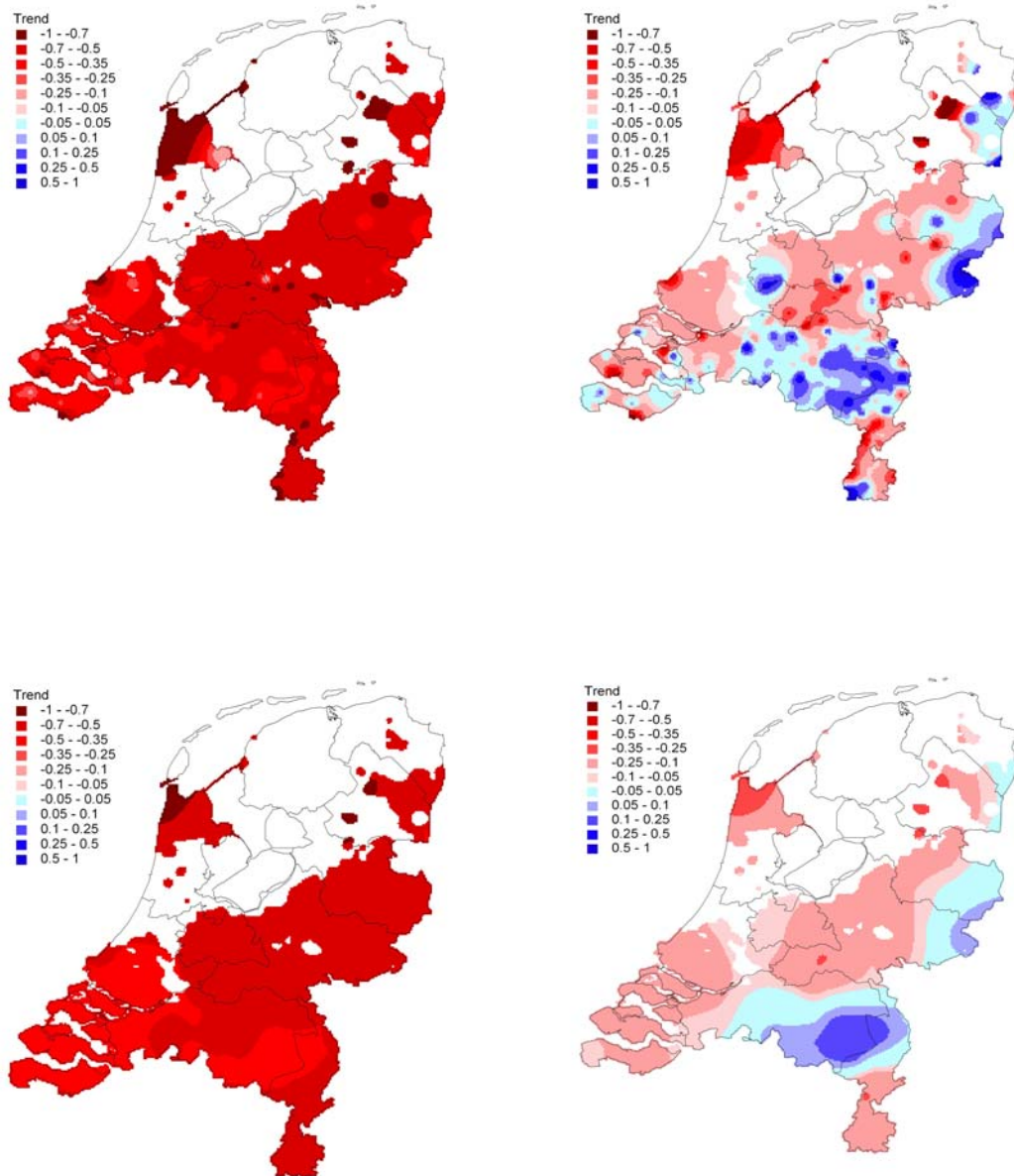
- Salamolard, M., A. Butet, A. Leroux & V. Bretagnolle, 2000. Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. *Ecology* 81: 2428-2441
- Šálek, M., P. Marhoul, J. Pintiř, T. Kopecký & L. Slabý, 2004. Importance of unmanaged wasteland patches for the grey partridge *Perdix perdix* in suburban habitats. *Acta Oecologica* 25: 23-33
- Scharenburg, C.W.M., van, 2008a. Bijlage 3, achtergronddocument. In: Provincie Groningen, Meer doen in minder gebieden. Actieprogramma Weidevogels – Akkervogels Provincie Groningen, Groningen, 48 p.
- Scharenburg, C.W.M., van, 2008b. Akkervogels, hoeveel en tegen welke prijs? *De Grauwe Gors* 36(2): 88 – 93
- Scharenburg, C.W.M., van & J. van 't Hoff, 1990. Akkervogels in relatie tot het landschap. In: C.W.M. van Scharenburg, J. van 't Hoff, B. Koks & A. van Klinken (red), *Akkervogels in Groningen*. Werkgroep akkervogels Groningen, Groningen, p 11-50
- Scharenburg, C.W.M., van, A. van Klinken, J. van 't Hoff & B. Koks, 1990a. De Groninger akkers als vogelbiotoop: van steppe naar monocultuur? In: C.W.M. van Scharenburg, J. van 't Hoff, B. Koks & A. van Klinken (red.), *Akkervogels in Groningen*. Werkgroep akkervogels Groningen, Groningen, p 81-94
- Scharenburg, C.W.M., van, J. van 't Hoff, B. Koks & A. van Klinken, 1990b. *Akkervogels in Groningen*. Werkgroep akkervogels Groningen, Groningen, 112 p.
- Scholefield, P., L. Firbank, S. Butler, K. Norris, L.M. Jones & S. Petit, 2009. Modelling the European Farmland Bird Indicator in response to forecast land-use change in Europe. *Ecological Indicators*, doi:10.1016/j.ecolind.2009.09.008
- Sears, J. 1992. The value of set-aside to birds. In J. Clarke (red), *Set-aside*. BCPC-monograph 50, Farnham: 221-226
- Szentirmai, I., C. Dijkstra, C. Trierweiler, B.J. Koks, A. Harnos & J. Komdeur, (in prep). Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier.
- SER, 2008. Advies Waarden van de Landbouw. Publicatienummer 5, Sociaal-Economische Raad, Den Haag, 108 p.
- Sierdsema, H. & F. Willems, 2006. Aantalsschattingen van broedvogels in Groningen in 1998-2000. SOVON, Beek-Ubbergen.
- Silvis, H.J. & C.J.A.M. de Bont, 2005 (Red.). *Perspectieven voor de agrarische sector*. Achtergrondrapport bij 'Kiezen voor Landbouw'. Wageningen UR, 275 p.
- Silvis, H.J., C.J.A.M. de Bont, J.F.M. Helming, M.G.A. van Leeuwen, F. Bunte & J.C.M van Meijl, 2009. *De agrarische sector in Nederland naar 2020. Perspectieven en onzekerheden*. Rapport 2009-021, LEI, Den Haag, 112 p.
- Siriwardena G.M., N.A. Calbrade & J.A. Vickery, 2008. Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand? *Ibis* 150: 585-595.
- Siriwardena G.M., D.K. Stevens, G.Q.A. Anderson, J.A. Vickery, N.A. Calbrade & S. Dodd, 2007. The effect of supplementary winter seed food on breeding populations of farmland birds: evidence from two large-scale experiments. *Journal of Applied Ecology* 44: 920-932.
- Siriwardena G.M & J.A. Vickery, 2002. Population modelling. In: Aebischer, N.J., R. Bradbury, M. Eaton, I.G. Henderson, G.M. Siriwardena & J. Vickery (Eds.), *Predicting the response of farmland birds to agricultural change*. Report DEFRA Project BD1618, BTO, Thetford.
- Siriwardena, G.M., S.R. Baillie, H.Q.P. Crick, J.D. Wilson, & S. Gates, 2000a. The demography of lowland farmland birds. In: N.J. Abischer, A.D. Evans, P.V. Grice & J.A. Vickery (Eds.), *Ecology and conservation of farmland birds*, British Ornithologist Union, Tring, UK, p 117-133.
- Siriwardena, G.R., S.R. Baillie, H.Q.P. Crick & J.D. Wilson, 2000b. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. *Journal of Applied Ecology* 37: 128-148.

- Snoo, G.R., de, 1995. Unsprayed field margins: implications for environment, biodiversity and agricultural practice. The Dutch Field Margin Project in the Haarlemmermeerpolder. Thesis Rijksuniversiteit Leiden, 205 p.
- Snoo, G.R. de, R.T.J.M. Dobbelstein & S. Koelewijn 1994. Effects of unsprayed crop edges on farmland birds. In N. Boatman (Ed.), Field margins: integrating agriculture and conservation. BCPC-monograph 58, Farnham: 221-226.
- Sotherton, N.W., 1991. Conservation headlands: a practical combination of intensive cereal farming and conservation. In: L.G. Firbank, N. Carter, JF Darbyshire & G.R. Potts (Eds.), The ecology of cereal fields, Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, pp. 373-397
- Sotherton, N.W., 1998. Land use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation* 83: 259-268
- Sotherton, N.W., A. Blake, S. Manosa & S.J. Moreby, 1998. The impact of rotational set-aside on pheasants (*Phasianus colchicus*) and partridges (*Perdix perdix*) in Britain. *Gibier faune sauvage* 15: 449-459
- Sotherton, N.W., P.A. Robertson & S.D. Donell, 1993. Manipulating pesticide use to increase the production of wild game birds in Britain. In: K.E. Church & T.V. Dailey (Eds.), Quail III: National Quail Symposium, Kansas Department of Wildlife and Parks, Pratt, USA, pp 92-101
- SOVON Vogelonderzoek Nederland, 2002. Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2000. – Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden, 584 p.
- Stoate, C., A. Báldi, P. Beja, N.D. Boatman, I. Herzon, A. van Doorn, G.R. de Snoo, L. Rakosy & C. Ramwell, 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91: 22-46
- Stoate, C.I.G., Henderson, I. & D.M.B. Parish, 2004. Development of an agri-environment scheme option: seed-bearing crops for farmland birds. *Ibis* 146: 203-209.
- Stoate, C., S.J. Moreby & J. Szczur, 1998. Breeding ecology of farmland Yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Bird Study* 45: 109-121.
- Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, M. Flade, C. Grüneberg, A. Mitschke, J. Schwarz & J. Wahl, 2009. Vögel in Deutschland – 2009. DDA, BfN, LAG VSW, Münster, 63 p.
- Sutherland, W.J., A.S. Pullin, P.M. Dolman & T.M. Knight, 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 305-308
- Teunissen, W.A., H.J. Ottens, M Roodbergen, B.J. Koks, J. Arisz & F. Willems, 2010. Veldleeuweriken in intensief en extensief gebruikt agrarisch gebied. SOVON-onderzoeksrapport 2010/xx. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen, xx p.
- Trierweiler, C., 2010. Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. PhD thesis, University of Groningen, Groningen (In prep).
- Trierweiler, C. & R.G. Bijlsma, (in prep). The global migratory system of Montagu's harrier *Circus pygargus* - insights from satellite telemetry and migration counts.
- Trierweiler, C. & B.J. Koks, 2009. Montagu's harrier. In: Zwarts, L., R.G. Bijlsma, J. van der Kamp & E. Wymenga, Living on the edge: wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishing, Zeist, p. 312-327
- Trierweiler, C., R.H. Drent, J. Komdeur, K.M. Exo, F. Bairlein & B.J. Koks, 2008. De jaarcyclus van de Grauwe Kiekendief: een leven gedreven door woelmuizen en sprinkhanen. *Limosa* 81: 107-115
- Trierweiler, C., R.H. Drent, J. Komdeur & B.J. Koks, (in prep). Home range size and habitat selection of the endangered Montagu's harrier *Circus pygargus* in NW-Europe: implications for conservation.
- Underhill-Day, J.C., 1993. The foods and feeding rates of Montagu's harriers *Circus pygargus* breeding in arable farmland. *Bird Study* 40: 74-80
- Vickery, J.A., P.W. Atkinson, J.M. Marshall, T. West, K. Norris, L.J. Robinson, S. Gillings, A. Wilson & W. Kirby, 2005. The effects of different crop stubbles and straw disposal methods on wintering birds

- and arable plants. BTO Research Report 402, British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk, UK, 59 p
- Vickery, J.A. N. Carter & R.J. Fuller, 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 41-52.
- Vickery, J., D. Chamberlain, A. Evans, S. Ewing, N. Boatman, S. Pietravalle, K. Norris & S. Butler, 2008. Predicting the impact of future agricultural change and uptake of Entry Level Stewardship on farmland birds. BTO Research Report 485, British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk, UK, 189 p.
- Vickery J.A., R.E. Feber & R.J. Fuller, 2009. Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133: 1-13.
- Wallis de Vries, M., A. Boesveld, W. Bosman, M. Reemer, J. Regelink, A.-J. Rossenaar, J. Schaminée & K. Veling, 2009. Verkenning Herstel Kleinschalige Lijnvormige Infrastructuur Hevelling. Rapport DK nr. 2009/dk110-O. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.
- Willems, F., H.J. Ottens & W.A. Teunissen, 2008. Veldleeuweriken in intensief en extensief gebruikt agrarisch gebied. Tussenstand 2007. SOVON-onderzoeksrapport 2008/02. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen, 43 p.
- Wilson, J.D., A.D. Evans & P.V. Grice, 2009. *Bird conservation and agriculture*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 394 p.
- Wilson, J.D., J. Evans, S.J. Browne & J.R. King, 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology* 34: 1462-1478
- Wilson, J.D., A.J. Morris, B.E. Arroyo, S.C. Clark & R.B. Bradbury, 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 75: 13-30.
- Wilson, J.D., R. Taylor & L.B. Muirhead, 1996. Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. *Bird Study* 43: 320-332.
- Wretenberg, J., A. Lindström, S. Svensson & T. Pärt, 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *Journal of Applied Ecology* 44: 933-941
- Zwarts, L., R.G. Bijlsma, J. van der Kamp & E. Wymenga, 2009. *Living on the edge: wetlands and birds in a changing Sahel*. KNNV Publishing, Zeist

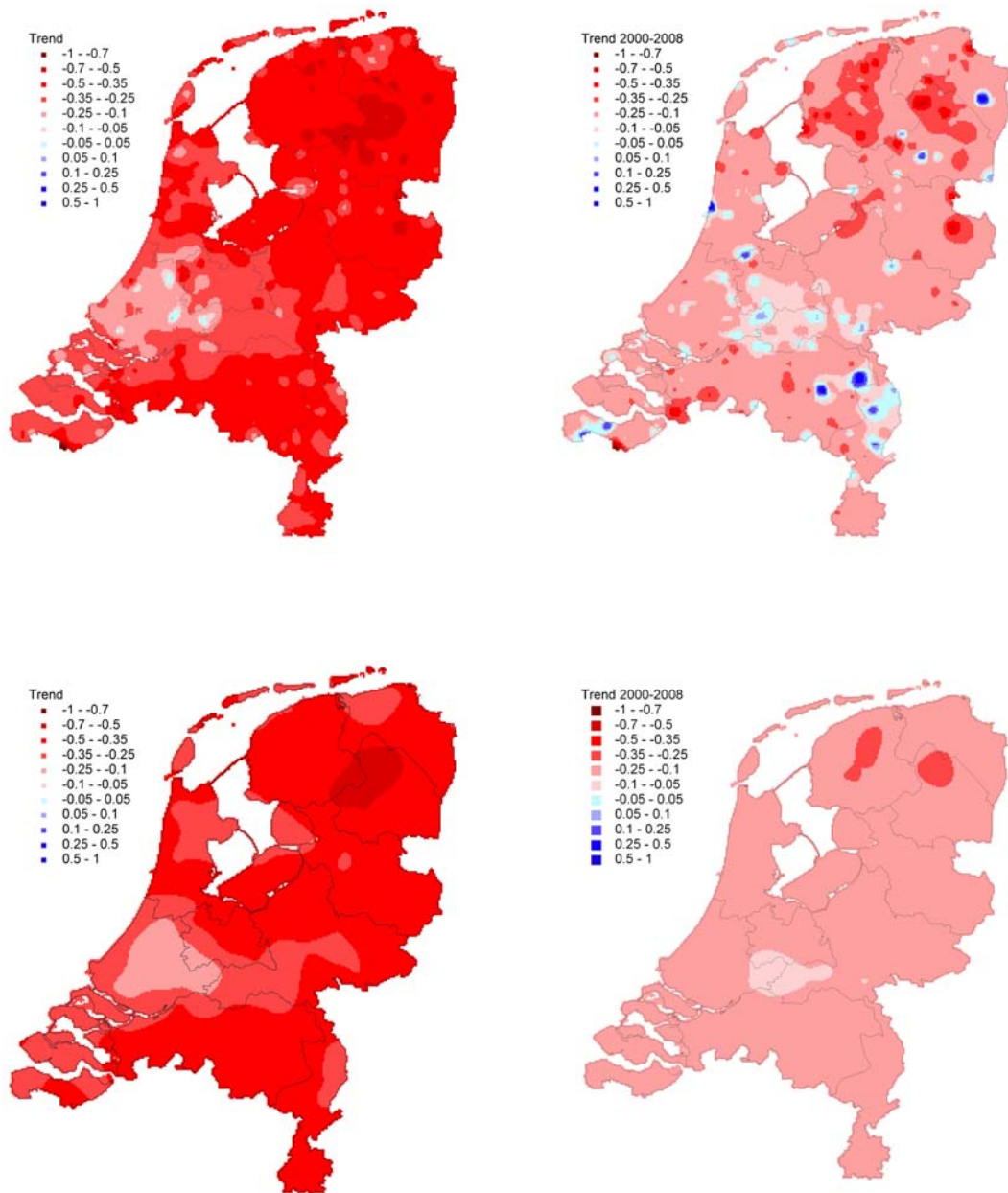
Bijlage 1 Trendkaarten voor Nederlandse akkervogels

Patrijs



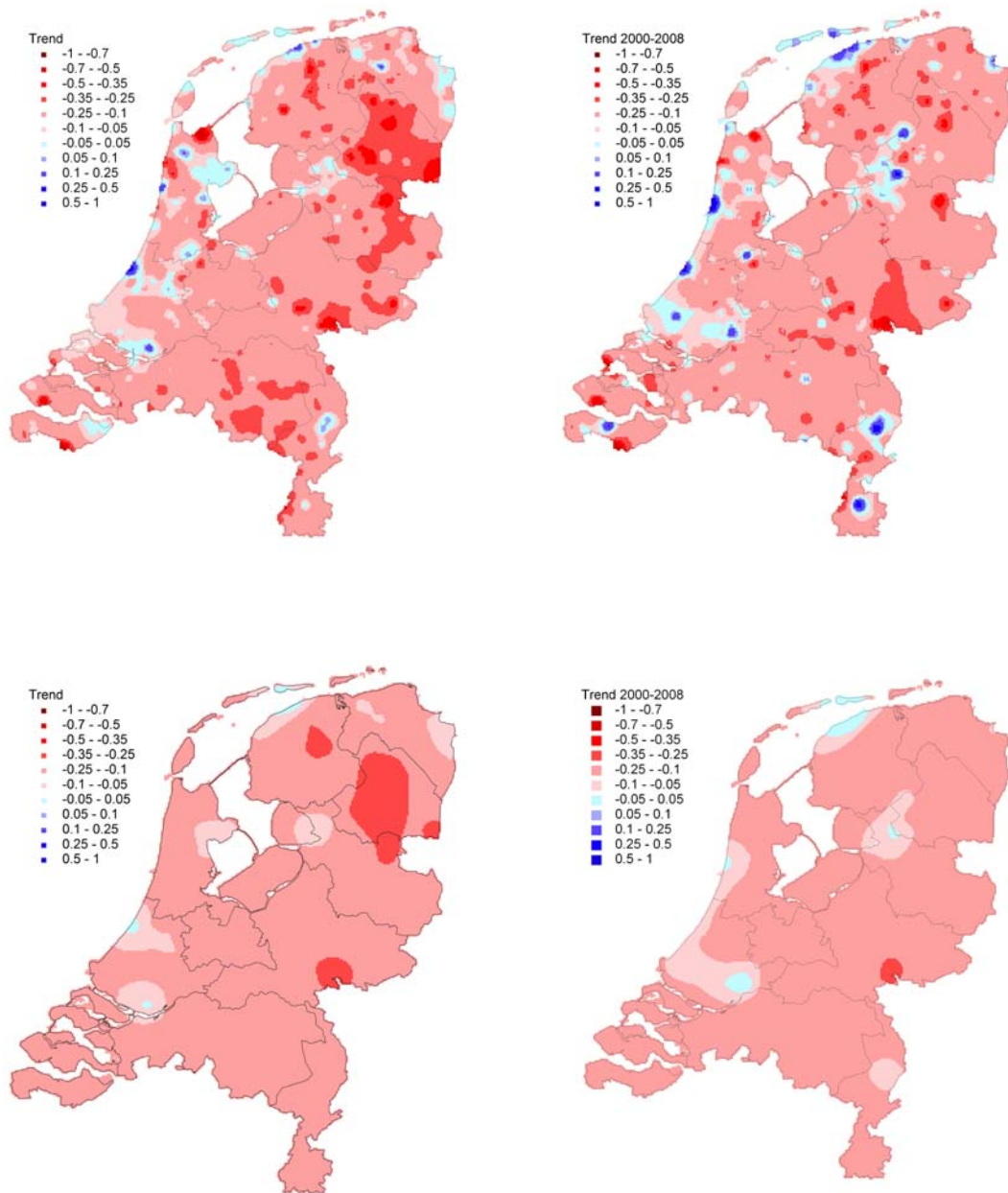
Ruimtelijke weergave van de trend van de Patrijs in het agrarisch gebied. De bovenste twee kaarten zijn gemaakt met Inversed Distance Weighting (IDW), de onderste met Ordinary Kriging (OK) (zie tekst voor toelichting). De linker twee kaarten hebben betrekking op de periode 1990-2008, de rechter twee kaarten op de periode 2000-2008.

Scholekster



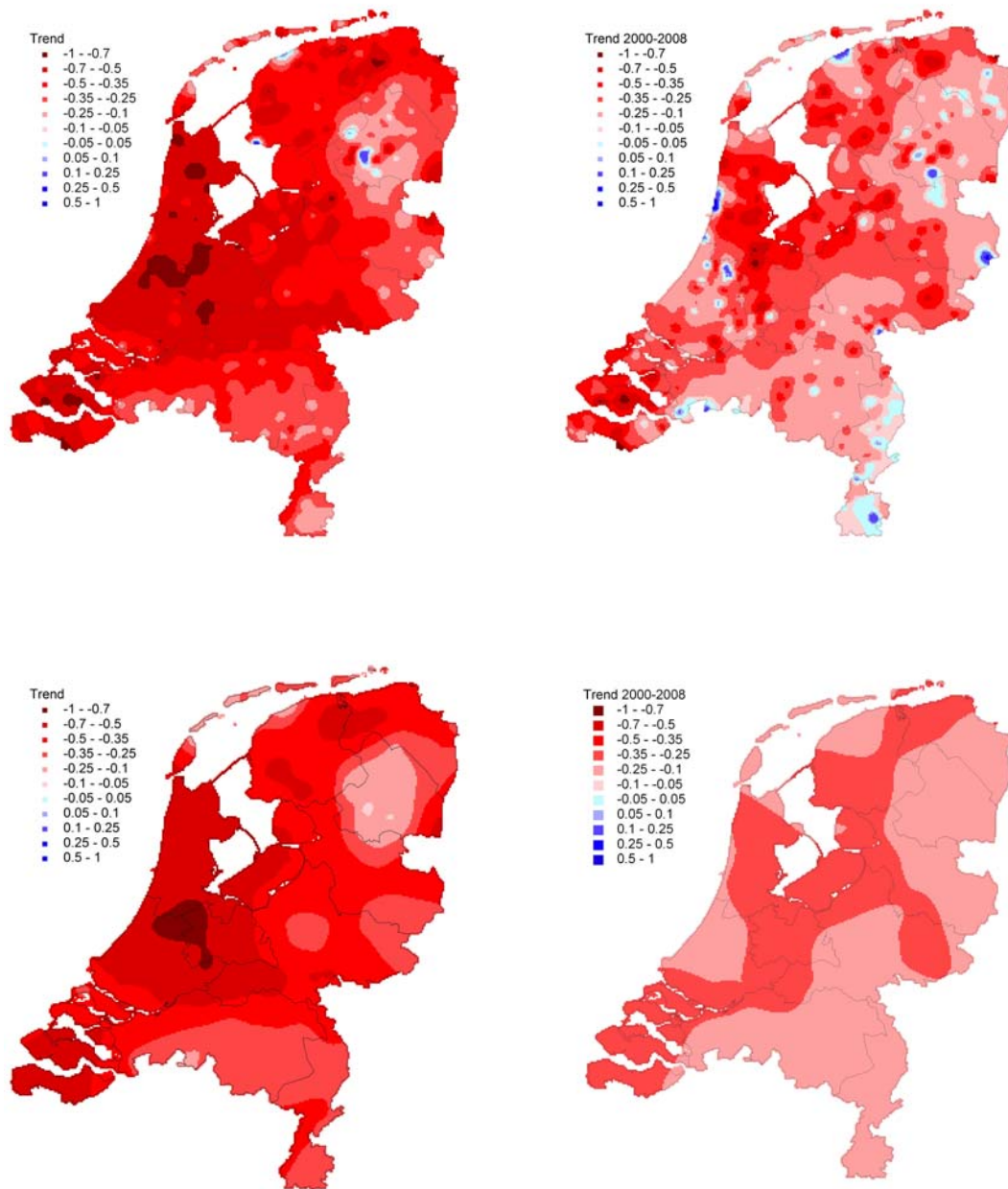
Ruimtelijke weergave van de trend van de Scholekster in het agrarisch gebied. De bovenste twee kaarten zijn gemaakt met Inversed Distance Weighting (IDW), de onderste met Ordinary Kriging (OK) (zie tekst voor toelichting). De linker twee kaarten hebben betrekking op de periode 1990-2008, de rechter twee kaarten op de periode 2000-2008.

Kievit



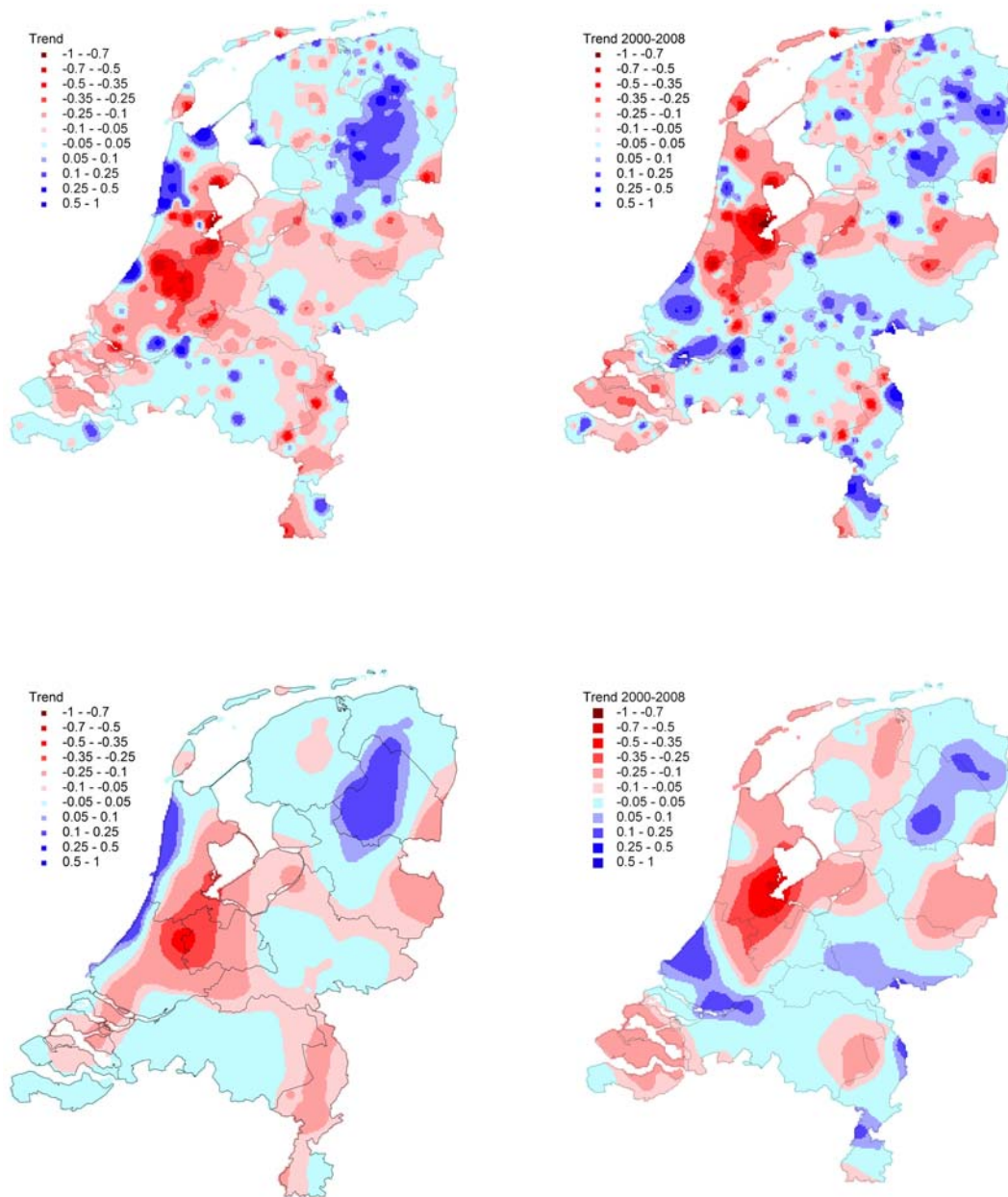
Ruimtelijke weergave van de trend van de Kievit in het agrarisch gebied. De bovenste twee kaarten zijn gemaakt met Inversed Distance Weighting (IDW), de onderste met Ordinary Kriging (OK) (zie tekst voor toelichting). De linker twee kaarten hebben betrekking op de periode 1990-2008, de rechter twee kaarten op de periode 2000-2008.

Veldleeuwerik



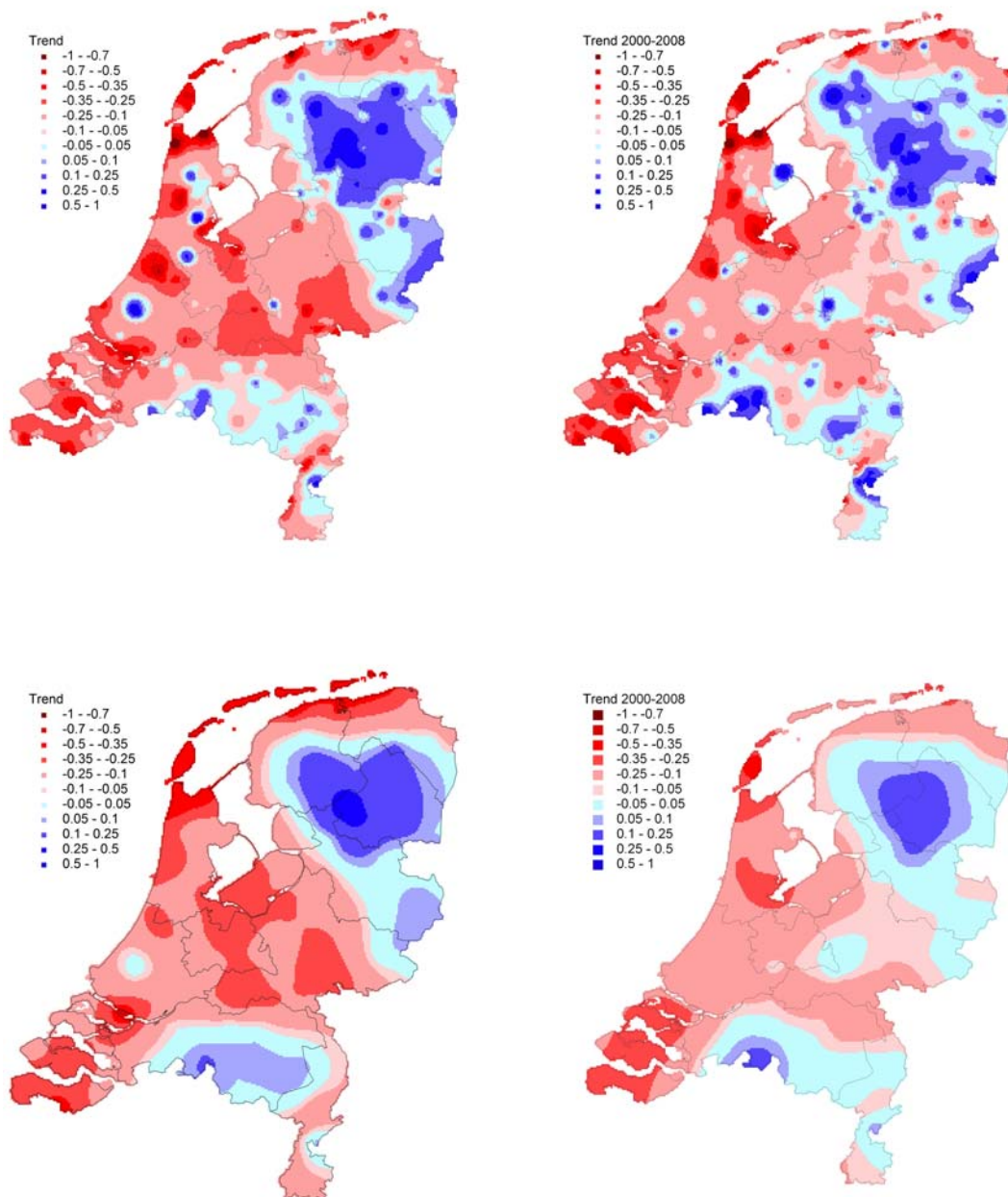
Ruimtelijke weergave van de trend van de Veldleeuwerik in het agrarisch gebied. De bovenste twee kaarten zijn gemaakt met Inversed Distance Weighting (IDW), de onderste met Ordinary Kriging (OK) (zie tekst voor toelichting). De linker twee kaarten hebben betrekking op de periode 1990-2008, de rechter twee kaarten op de periode 2000-2008.

Graspieper



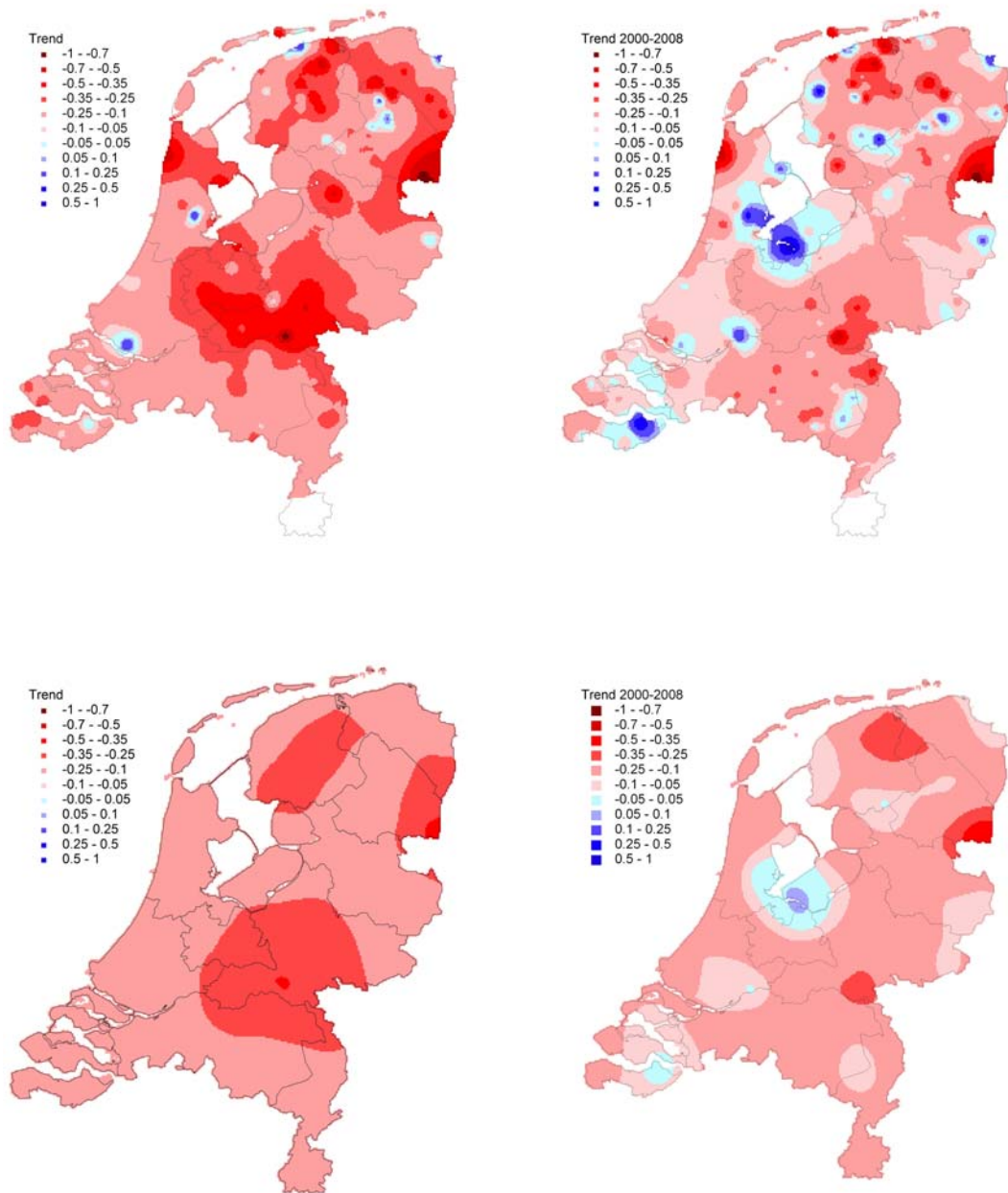
Ruimtelijke weergave van de trend van de Graspieper in het agrarisch gebied. De bovenste twee kaarten zijn gemaakt met Inversed Distance Weighting (IDW), de onderste met Ordinary Kriging (OK) (zie tekst voor toelichting). De linker twee kaarten hebben betrekking op de periode 1990-2008, de rechter twee kaarten op de periode 2000-2008.

Gele kwikstaart



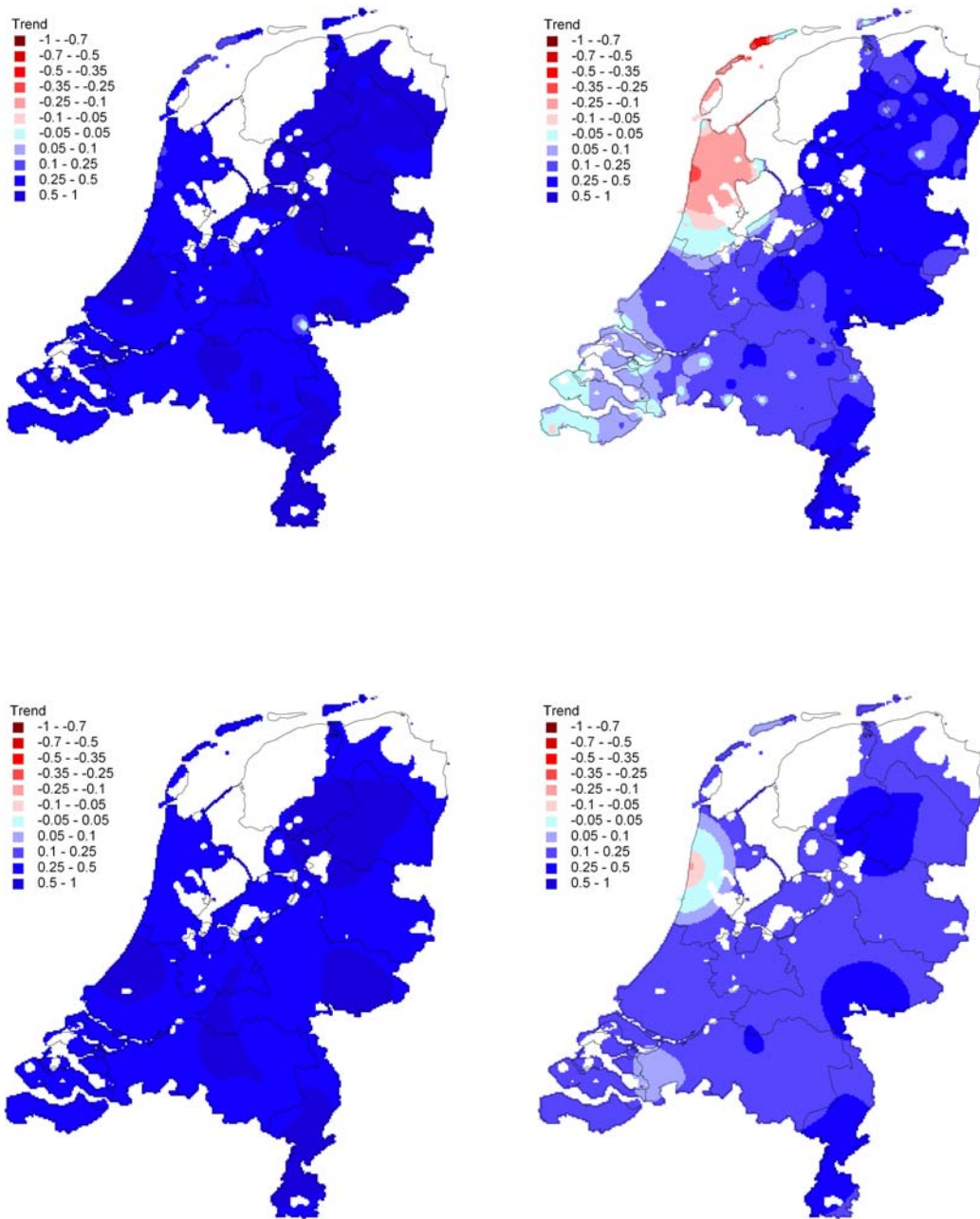
Ruimtelijke weergave van de trend van de Gele kwikstaart in het agrarisch gebied. De bovenste twee kaarten zijn gemaakt met Inversed Distance Weighting (IDW), de onderste met Ordinary Kriging (OK) (zie tekst voor toelichting). De linker twee kaarten hebben betrekking op de periode 1990-2008, de rechter twee kaarten op de periode 2000-2008.

Witte kwikstaart



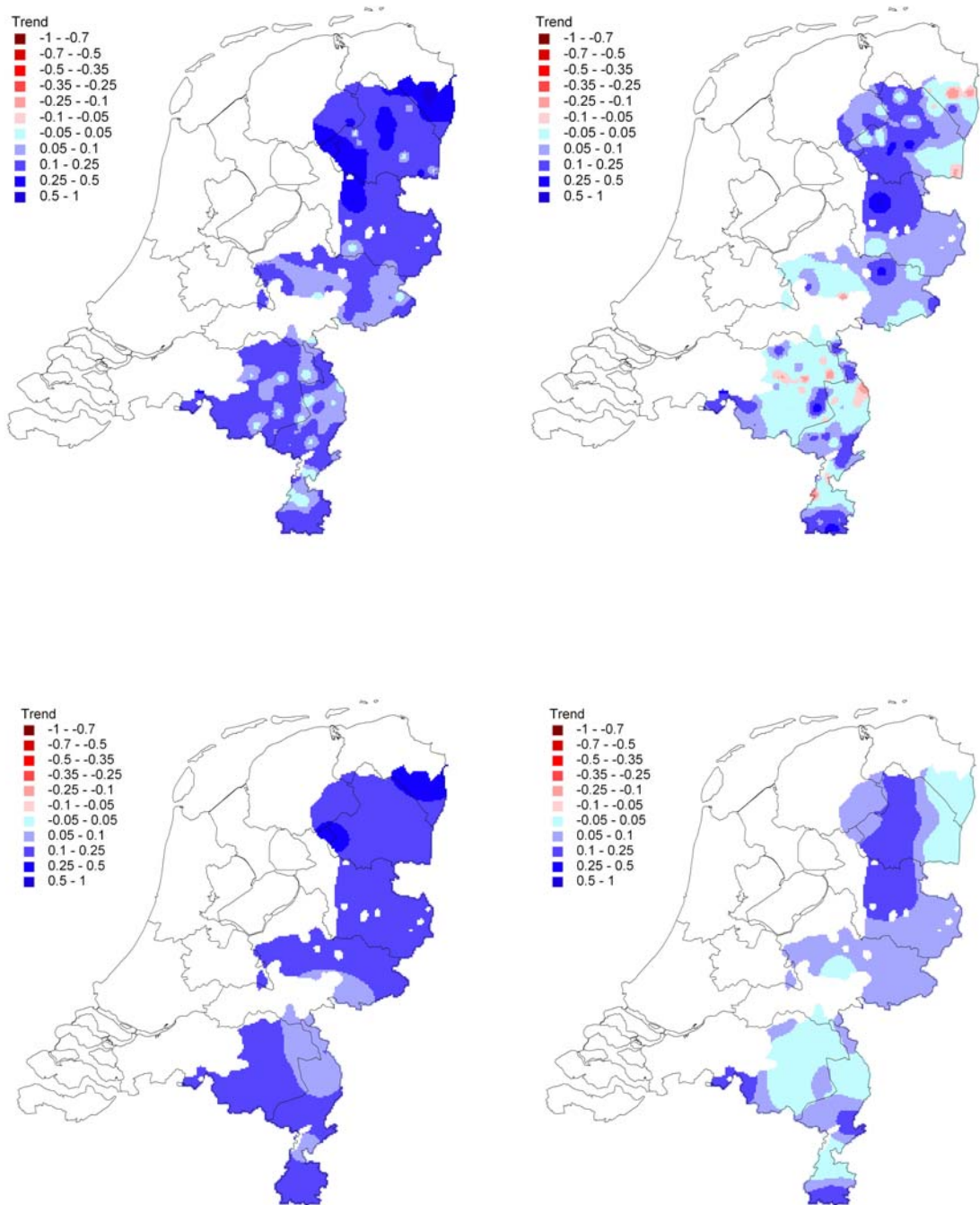
Ruimtelijke weergave van de trend van de Witte kwikstaart in het agrarisch gebied. De bovenste twee kaarten zijn gemaakt met Inversed Distance Weighting (IDW), de onderste met Ordinary Kriging (OK) (zie tekst voor toelichting). De linker twee kaarten hebben betrekking op de periode 1990-2008, de rechter twee kaarten op de periode 2000-2008.

Roodborsttapuit



Ruimtelijke weergave van de trend van de Roodborsttapuit in het agrarisch gebied. De bovenste twee kaarten zijn gemaakt met Inversed Distance Weighting (IDW), de onderste met Ordinary Kriging (OK) (zie tekst voor toelichting). De linker twee kaarten hebben betrekking op de periode 1990-2008, de rechter twee kaarten op de periode 2000-2008.

Geelgors



Ruimtelijke weergave van de trend van de Geelgors in het agrarisch gebied. De bovenste twee kaarten zijn gemaakt met Inversed Distance Weighting (IDW), de onderste met Ordinary Kriging (OK) (zie tekst voor toelichting). De linker twee kaarten hebben betrekking op de periode 1990-2008, de rechter twee kaarten op de periode 2000-2008.

Bijlage 2 Resultaten van habitatassociatiemodellen

Bijlage 2a. Resultaten van generieke habitatassociatiemodellen op grond van een globale set van 85 variabelen voor 9 soorten akkervogels. Voor de GLMs geven '+' en '-' weer of effecten significant positief dan wel negatief zijn; voor de MARS modellen is alleen aangegeven welke effecten significant zijn. Vanwege het grote aantal combinaties is een significantiegrens van $P < 0.01$ gehanteerd. Bij Patrijs, Graspieper en Geelgors werden onrealistische (gelijkgerichte) associaties gevonden met alle subvariabelen van grondsoort en/of grondwatertrap; deze betreffen vermoedelijk problemen met de modelaanpassing en zijn uit het overzicht verwijderd (weergegeven met '.').

Vogelsoort Modeltype Verklaarde deviantie % Variabele	N sign. relaties			Patrijs		Kwartel		Scholekster		Kievit		Veldleeuw.		Graspieper		Gele kwik		Witte kwik		Geelgors	
	GLM	MARS	totaal	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS
				42.0	46.8	32.4	31.7	56.7	58.0	50.8	51.1	32.8	36.1	46.2	49.9	53.0	56.0	27.0	26.7	57.4	52.9
Plotoppervlak	6	4	10	-	x			-		-		+	x		x	-			x	-	x
Beslotenheid landschap	7	4	11			-	x	-		-	x	-	x	-		x		+		+	x
Beslotenheid ²	5	0	5	-				+								-				-	
Perceelgrootte	3	2	5							+		-	x			-				x	
Gewasdiversiteit	6	4	10	+			x	+		+			x	+			x		x	+	x
Beslotenheid*Pclgrootte	4	0	4					-		-		+				+					
Beslotenheid*Gewasdiv	6	0	6	-				-		-				-							-
Gewas Akkerranden	3	1	4					+		+				+			x				
Gewas Braak	2	1	3		x									+		-					
Gewas Bieten	2	4	6		x							+	x			+	x		x		
Gewas Bloemen	5	3	8					+		+	x	+		+	x	+	x				
Gewas Bos	5	0	5					-		-				-		+				+	
Gewas Fruit	2	0	2							-											
Gewas Gras blijvend	5	4	9		x			+	x	+		+	x	+					x	+	x
Gewas Gras tijdelijk	5	3	8	+	x					+	x	+				+	x				x
Gewas Graszaad	4	0	4					+		+						+					
Gewas Groenten	5	3	8	+	x					+		+	x	-		+	x				
Gewas Handelsgewas	2	0	2															-		+	
Gewas Luzerne	0	0	0																		
Gewas Mais	7	5	12	+	x		x	-	x	+	x			-	x	+				+	x
Gewas Natuurlijk gras	3	1	4					+				-				-			x		x

Vogelsoort <i>Modeltype</i>	N sign. relaties			Patrijs		Kwartel		Scholekster		Kievit		Veldleeuw.		Graspieper		Gele kwik		Witte kwik		Geelgors	
	GLM	MARS	totaal	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS
Gewas Overig	7	4	11	-	x			+	x	+		+	x	+	x					+	x
Gewas Peulvruchten	1	0	1							-											
Gewas Uien	3	3	6		x		x	-						+			x			-	
Gewas Wintergranen	7	4	11			+	x	-	x	-		+	x			+	x	-		+	
Gewas Zomergranen	5	4	9		x	+	x					+	x			+	x	-		+	x
Grondsrt leem	2	2	4	.	.			-				+	x	.	.			+	x	.	x
Grondsrt lichte.klei	1	2	3	.	.				x	+				.	.		x			.	
Grondsrt lichte.zave	2	1	3	.	.				x	+		+		.	.					.	
Grondsrt stedelijk	4	2	6	.	.					+	x	-		.	.	+		+	x	.	
Grondsrt veen	3	4	7	.	.		x	-	x		x	+	x	.	.	+				.	
Grondsrt zand	2	5	7	.	.		x		x		x	+	x	.	.	+	x		x	.	x
Grondsrt zware.klei	3	1	4	.	.			-		+	x	+		.	.					.	
Grondsrt zware.zavel	1	3	4	.	.		x		x	+	x	+	x	.	.					.	
Grondsrt zoet.water	4	3	7	.	.			-	x	+		+	x	.	.	+	x			.	
GT0.water	6	3	9		x			+				-	x	.		+		+	x	-	
GT1.nat	5	3	8			-	x	+	x			-		.	x	-				-	
GT2.vrij nat	3	2	5			-	x	+			x	-		.							
GT3.vochtig	3	3	6					+					x	.	x	+	x			+	
GT5.wisselvochtig	5	7	12		x			+	x	-	x	+	x	.	x	+	x		x	-	x
GT6.vrij droog	2	2	4					+		-	x			.			x				
GT7.droog	2	3	5		x					-	x	+	x	.							x
GT.onbekend	3	1	4							-				.	x	-				+	
SAN 1tm15.mei	1	0	1											-							
SAN 8tm22.mei	2	0	2											-						+	
SAN Bont.hooiland	1	1	2								-						x				
SAN Bont.weiland		0	0																		
SAN Faunarand		0	0																		
SAN Geriefhoutbos	3	0	3					-		-				-							
SAN Kruidenr.gras	1	2	3				x			-			x								
SAN Kruidenr.wei	1	1	2		x					-											
SAN LW.grasland	1	0	1							-											x
SAN LW.Grasland.ja	1	0	1							-											
SAN LW.Grasland.ru	1	0	1							-											

Vogelsoort <i>Modeltype</i>	N sign. relaties			Patrijs		Kwartel		Scholekster		Kievit		Veldleeuw.		Graspieper		Gele kwik		Witte kwik		Geelgors	
	GLM	MARS	totaal	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS
SAN nestbescherming		2	2						x					x							
SAN Overig	1	1	2							+	x										
SAN Plasdr14apr	2	0	2											-							+
SAN Plasdr15mei	2	0	2											-							+
SAN tm14juni	2	0	2											-							+
SAN tm21juni	2	3	5						x		x			-	x						+
SAN tm21juni2	3	2	5					-	x					+	x						
SAN tm22mei	0	1	1						x												
SAN tm31mei	0	0	0																		
SAN tm7juni	2	1	3						x					-							+
SAN Vluchtheuvels		0	0																		
SAN zoom		0	0																		
SANS Nestbesch	7	1	8	-				+		+	x			-		+					-
SANSN Gras	5	0	5					-		-		-		-							+
SANSN Laat maaien	2	3	5				x				x		x	+							-
SANSN Overig	1	4	5		x				x	-	x						x				
SANSN Overig.gras	1	1	2						x	+											
SANSN Vroeg maaien	0	0	0																		
SANSN Zoom		0	0																		
SBB Natuurgras	7	3	10			+		+	x	+	x	+		+	x						+
SBB Overig	7	7	14		x			-	x	-	x	+	x	+	x	+	x			x	+
SBB Overig.gras	3	2	5											+	x						-
SBB Weidevogels	7	6	13			+	x	+	x	+	x	+	x	+	x	+	x				
SN.Overig	2	6	8		x				x		x		x		x		x				-
SN Droog.rijk.gras	1	0	1																		+
SN Gras	3	4	7					+	x	+	x	+	x				x				
SN Half.nat.gras	4	6	10				x	-	x	-	x	-	x				x				x
SN Nat.rijk.gras	3	2	5						x	-	x					+					
SN Overig	1	4	5		x				x		x						x				+
SN Soortenrijk.wei	5	3	8					-	x	-	x	-		+	x	+					x
aantal sign. relaties				11	9	7	15	37	28	48	26	32	25	29	7	30	25	10	14	31	21

Bijlage 2b. Resultaten van habitatassociatiemodellen voor Patrijs. Resultaten zijn gegeven voor modellen voor BMP-plots in verschillende landschappen, met verschillende sets aan omgevingsvariabelen (globale set van 86 variabelen of kleinere set op grond van specifieke hypothesen), en modeltypen (GLM of MARS). Symbolen geven aan welke variabelen significant bijdragen aan het verklaren van de dichtheid, hoe significant dit effect is (1 teken $P < 0.05$, 2 tekens $P < 0.01$, 3 tekens $P < 0.001$), en welke richting het heeft (+ positief, - negatief, +- optimumcurve, ++ minimumcurve. Een punt (.) geeft aan dat de variabele in het betreffende model niet is onderzocht.

Landschapstype	agrarisch	agrarisch	agrarisch	agrarisch	open akker	open akker	halfopen akker	halfopen akker
aantal plots	?	?	1760	1760	250	250	262	262
variabelenset	globaal	globaal	hypothese	hypothese	hypothese	hypothese	hypothese	hypothese
modeltype	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS
verklaarde deviance	0.47	0.47	0.42	0.56*	0.47	0.54	0.61	ontbr
variabele								
Oppervlak plot	-	-	+++	+++	+++	+++	+++	
Beslotenheid	+-		+-	+-				
Akkerland			+++	+++		+-	+++	
Grasland				++		x	++	
Gewas Aardappelen				+	-		+	
Gewas Akkerranden			-	-				
Gewas Bieten		+++		+++				
Gewas Braak	+	++				-		
Gewas Luzerne								
Gewas Mais	++	+++	+++	+-				
Gewas Wintergranen							-	
Gewas Zomergranen		+-						
Lengte bomenrijen			+++	+++		-	+++	
Lengte hoge dijken			-			+		
Lengte lage dijken			+++	-				
Lengte paden			-	-			-	
Lengte sloten 0-3m			-	-		-		
Lengte sloten 3-6m			-	-	-	+		
Gem. Perceelgrootte			-		-	-	-	
Gewasdiversiteit	-	-
Beslothenh.*Perc.grootte		
Beslothenh.*Gewasdiv.	-	
Gewas Bloemen	-	
Gewas Gras blijvend		+++
Gewas Gras tijdelijk	+++	+++
Gewas Groenten	+++	+++
Gewas Natuurlijk grasland		+
Gewas Overig	-	-
Gewas Uien		-
Grondsoort leem	-	-
Grondsoort lichte.klei	-	-
Grondsoort lichte zavel	-	-
Grondsoort stedelijk	-	-
Grondsoort veen	-	-
Grondsoort zand	-	-
Grondsoort zware klei	-	-

Grondsoort zware zavel	-	-
Grondsoort zoet water	-	-
GT0 water	+	++
GT5 wisselvochtig	+	+++
GT7 droog	+	+++
SAN Kruidenrijk weiland		++
SANS Nestbescherming	-	
SANSN Overig		-
SBB Overig		-+
SN Overig	-	-

Bijlage 2c. Resultaten van habitatassociatiemodellen voor **Veldleeuwerik**. Resultaten zijn gegeven voor modellen voor BMP-plots in verschillende subsets van landschapstypen, met verschillende sets aan omgevingsvariabelen (globale set van 86 variabelen of kleinere set op grond van specifieke hypothesen), en modeltypen (GLM of MARS). Symbolen als in Bijlage 1b.

landschapstype	agrarisch	agrarisch	agrarisch	agrarisch	open akker	open akker	halfopen akker	halfopen akker
aantal plots	?	?	1696	1696	238	238	224	224
variabelenset	globaal	globaal	hypothese	hypothese	hypothese	hypothese	hypothese	hypothese
modeltype	GLM_85	MARS_85	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS
verklaarde deviance	0.33	0.36	0.28	0.43	0.34	0.53*	0.41	0.37
variabele								
Oppervlakte plot	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Beslotenheid	-	-	-	-	-	-	-	-
Gewasdiversiteit	-	-	-	-	-	-	++	-
Perceelgrootte	-	-	-	-	-	+++	-	-
Beslotenh.*Gewasdiv.			-	.	+++	.	-	-
Beslotenh.*Perc.grootte	+++		+++	.	+++	.	-	-
Gewas Akkerranden					++			
Gewas Braak			-				-	
Gewas Aardappelen						+++		
Gewas Bieten	+++	+++	+++				+++	+++
Gewas Mais			-	-				
Gewas Wintergranen	+++	+++	+++					
Gewas Zomergranen	+++	+++	+++		+++	+-	+++	+++
Lengte Bomenrijen					-		+++	+++
Lengte Dijken hoog			-	+++	-	-	-	
Lengte Dijken laag			+++		-		+++	+
Lengte Heggen								
Lengte Paden			+++	-	+++			
Lengte Sloten 0-3m			+++	-	-	-		
Gewas Bloemen	+++	
Gewas Bos	-	
Gewas Gras blijvend	+++	+++
Gewas Gras tijdelijk	+++	
Gewas Groenten	+++	+++
Gewas Natuurlijk gras	-	
Gewas Overig	+++	++
Grondsoort leem	+++	+++
Grondsoort lichte zavel	++	
Grondsoort stedelijk	-	
Grondsoort veen	+++	+++
Grondsoort zand	+++	+++
Grondsoort zware klei	++	
Grondsoort zoet water	+++	+-
GT0 water	-	-
GT1 nat	-	
GT2 vrij nat	-	
GT3 vochtig	+	+++
GT5 wisselvochtig	+++	+

GT7 droog	++	++
SAN 1tm15.mei	-	
SAN 8tm22.mei	-	
SAN Bont hooiland		+++
SAN Plas-dras 14apr	-	
SAN Plas-dras 15mei	-	
SAN tm14juni	-	
SAN tm21juni	-	
SAN tm7juni	-	
SANSN Gras	-	
SANSN Laat maaien	+	+++
SBB Natuurgras	+++	
SBB Overig	+++	+
SBB Weidevogels	+++	+++
SN.Overig		+++
SN Gras	+++	+++
SN Halfnatuurlijk Grasland	-	++
SN Soortenrijk weidevogelgebied	-	

Bijlage 2d. Resultaten van habitatassociatiemodellen voor **Geelgors**. Resultaten zijn gegeven voor modellen voor BMP-plots in verschillende subsets van landschapstypen, met verschillende sets aan omgevingsvariabelen (globale set van 86 variabelen of kleinere set op grond van specifieke hypothesen), en modeltypen (GLM of MARS). Symbolen als in Bijlage 1b.

landschapstype	agrarisch	agrarisch	agrarisch (zand)	agrarisch (zand)	halfopen akkerland	halfopen akkerland
aantal plots	?	?	878	878	191	191
variabelenset	globaal	globaal	hypothese	hypothese	hypothese	hypothese
modeltype	GLM	MARS	GLM	MARS	GLM	MARS
verklaarde deviance	0.57	0.53	0.28	0.47	0.28	0.32
variabele						
Oppervlakte plot	—	—	+++	+++	+++	+++
Beslotenheid	-+	-+	-+	-+	-+	-+
Gewasdiversiteit	+++	+++	-		+	
Perceelgrootte				—	++	
Beslotenheid*Gewasdiversiteit			+	.		.
t	—			.	—	.
Beslotenheid.Perceelgrootte				.	—	.
Akkerland			+++	+++	+	
Grasland			—	—		
Gewas Akkerranden			-		++	
Gewas Braak						
Gewas Wintergranen	++		-		-	
Gewas Zomergranen	+++	+++	+++		+	
Gewas Mais	+++	+++		+++	+++	+++
Lengte Bomenrijen					—	
Lengte Heggen			+++	+++		
Lengte Paden			+++	+++	+++	-+
Lengte Sloten 0-3m						
Lengte Sloten 3-6m				—		—
Gewas Bos	+++	
Gewas Gras blijvend	+++	+++
Gewas Gras tijdelijk	-	++
Gewas Graszaad	-	
Gewas Overig	+++	+++
Gewas Peulvruchten	-	
Gewas Uien	—	
Grondsoort leem	-	+++
Grondsoort lichte klei	—	
Grondsoort lichte zavel	—	
Grondsoort stedelijk	—	
Grondsoort veen	—	
Grondsoort zand	—	+++
Grondsoort zware klei	—	
Grondsoort zware zavel	—	
Grondsoort zoet water	—	
GTO water	—	
GT1 nat	—	
GT2 vrij nat		
GT3 vochtig	++	

GT5 wisselvochtig	-	-
GT7 droog		-
GT onbekend	++	
SAN 1tm15.mei	+	
SAN 8tm22.mei	++	
SAN LW.grasland		+++
SAN Plas-dras 14apr	++	
SAN Plas-dras 15mei	++	
SAN tm14juni	++	
SAN tm21juni	++	
SAN tm7juni	++	
SANS Nestbescherming	-	
SANSN Gras	+++	+++
SANSN Laat maaien	-	
SBB Natuurgras	+++	+++
SBB Overig	+++	+++
SBB Overig gras	-	
SN.Overig	++	+++
SN Droog.rijk.gras	++	
SN Gras		x
SN Halfnatuurlijk Grasland	+	+++

Bijlage 3 Overzicht van maatregelen voor akkervogels (gebaseerd op Dochy & Hens, 2005)

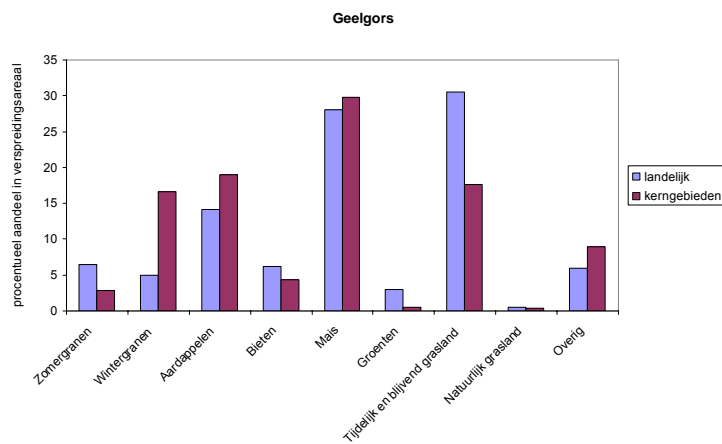
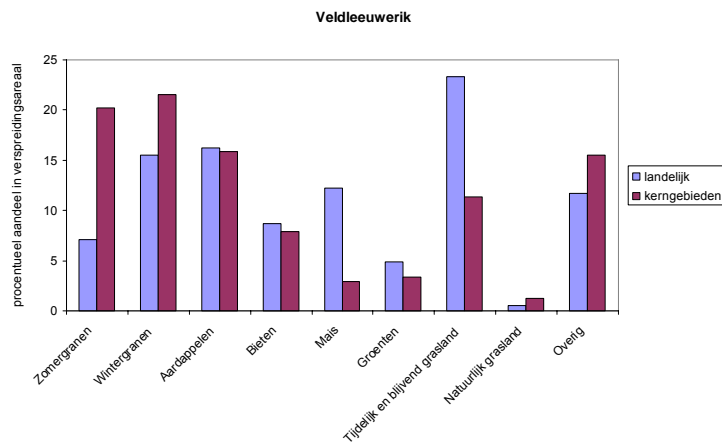
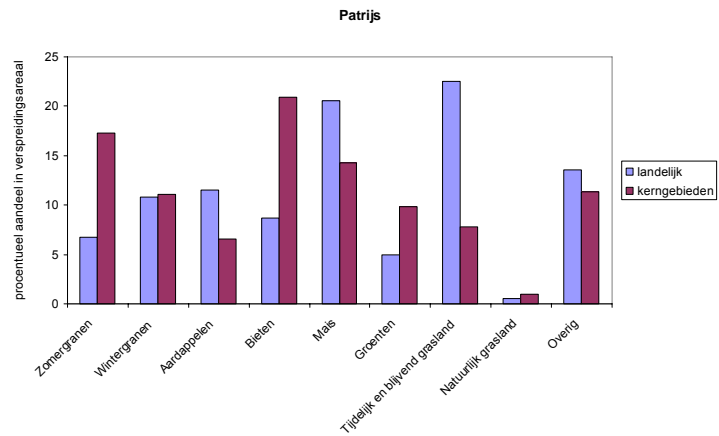
Bijlage 3

Naam maatregel	Landschapstype	Omschrijving	Functies				Binnen / buiten teelt	Prioriteit ¹	Effectiviteit
			<i>nestge- genheid.</i>	<i>dekking</i>	<i>zomer- voedsel</i>	<i>winter- voedsel</i>			
Fauanrand/akkerrand /keverbank	Open + kleinschalig	Permanente grasruigte van 2-12 m breed langs akkers, greppels of watergangen. Hoe breder hoe beter, speciaal in open landschappen. In kleinschalig landschap bij voorkeur aan te leggen langs haag, heg of houtwal, in open landschap juist zo ver mogelijk van opgaand groen of gebouwen (>100m). Volg (voormalige) perceelranden. Inzaai met mengsel van meerjarige grassen, waaronder polvormende soorten, bij lage zaaidichtheid. Gefaseerd maai-beheer voor variatie in de rand, met hoog ingestelde maaihoogte. Niet bemesten, geen bespuitingen.	+	+	+	+	Beide	Hoog	Hoog
Heggen en houtwallen aanplanten en/of onderhouden	Kleinschalig	Indien gesnoeide heg: ideaal is 1.4 m hoog en 1.2 m dik. Niet snoeien tussen 1 april en 31 juli om nesten te beschermen. Snoeien aan het eind van de winter nadat bessen zijn opgegeten. Gefaseerd niet-jaarlijks beheer is beter dan hele element ineens om de paar jaar. Hoe meer variatie in grootte, hoe beter voor diversiteit.	+	+	+		Buiten	Hoog	Hoog
Onbespoten graanranden/wendak kers/perceelshoeken	Open + kleinschalig	Onbespoten randstroken binnen gewas (meestal graan, te testen bij andere gewassen) van minstens 6 m breed. Niet gebruiken van insecticiden tussen 15 maart en oogst, beperkt herbicidegebruik. De randen kunnen jaarlijks roteren over het bedrijf. Extra: niet bemesten van randzone (beter voor flora)	+	+	+	+	Binnen	Hoog	Hoog
Behoud onverharde wegen	Open + kleinschalig	Niet verhard van plattelandswegen met beton of asfalt. Bermen niet met pesticiden behandelen en beperkt maaien.			+	+	Buiten	Midden	Hoog
Overstaande graan	Open + kleinschalig	Niet-oogsten van onbespoten graanrand of -perceel. Minimaal 6 m breed. Hele winter behouden van strook tot minimaal 15 of zelfs 31 maart. Lokaliseren langs houtige opstanden die dienen als uitvalsbasis en schuilplaats. Zeer goede maatregel voor Geelgors en Grauwe gors. Kan meer roteren.	+	+	+	+	Binnen	Hoog	Hoog
Wintervoedselgewassen	Open + kleinschalig	Telen van specifiek zaadleverend gewasmengsel op aparte strook of veldje. Blijft de hele winter staan tot minimaal 15 of zelfs 31 maart. Strook minimaal 6 m. breed. Geschikte	+	+	+	+	Buiten	Hoog	Hoog

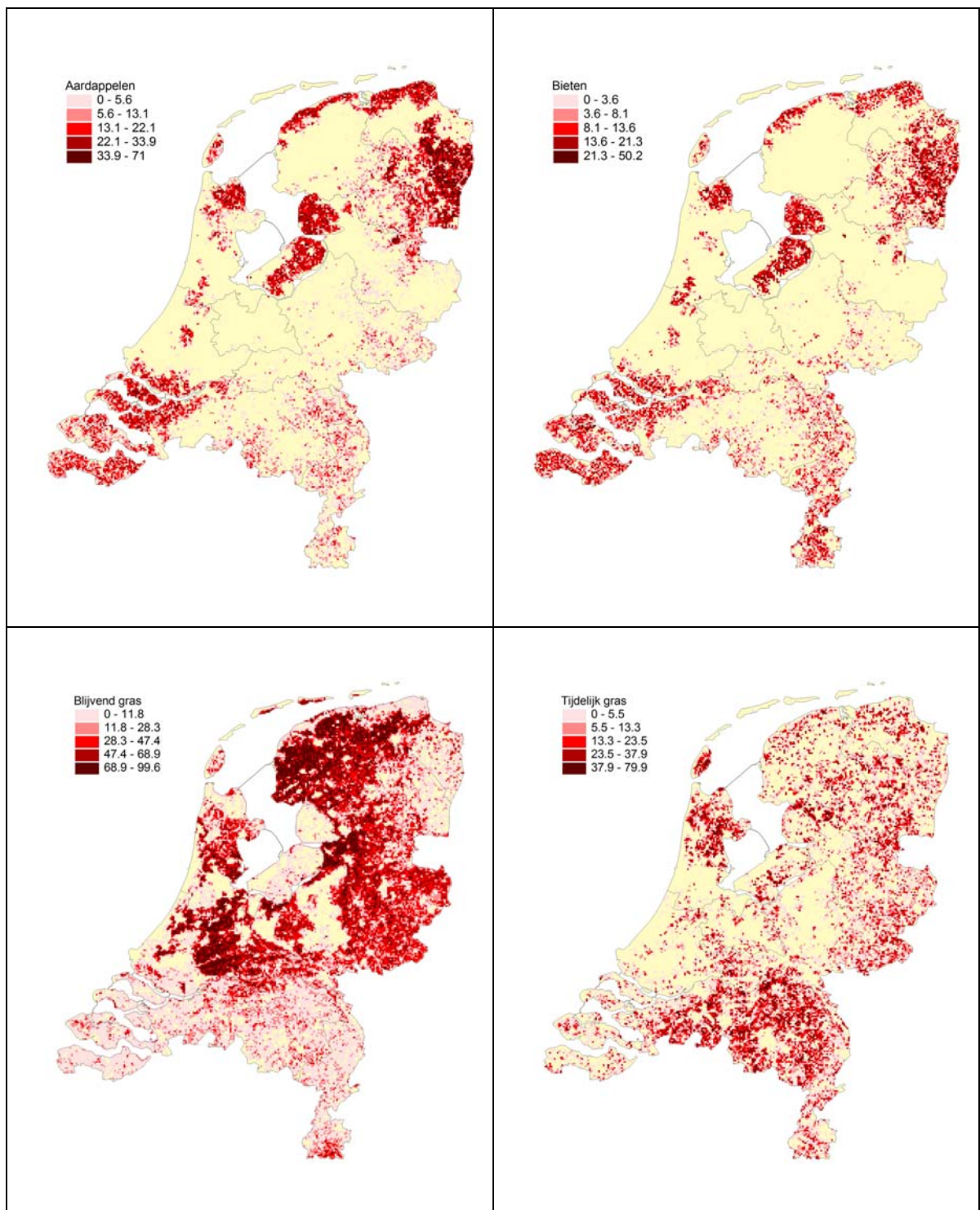
Naam maatregel	Landschapstype	Omschrijving	Functies				Binnen / buiten teelt	Prioriteit ¹	Effectiviteit
		gewassen of mengsels o.a. boerenkool, granen, quinoa. Kool als tweejarig gewas zaaien.							
Overwinterende graanstoppels	Open + kleinschalig	Niet onderploegen van graanstoppels na oogst maar laten staan tot minimaal 15 maart of later. Beperkt herbicidengebruik enige tijd voor oogst, stoppels zelf niet met herbiciden behandelen, Niet maaien of begrazen. Lichte bodembewerking is toegestaan in de maand na oogst om het kiemen van onkruiden te bespoedigen. Bij voorkeur teelt met gereduceerde pesticideninzet, bijv. op basis van drempelwaarden.		+		+	Binnen	Hoog	Hoog
Eén jaar braak	Open + kleinschalig	Vorige maatregel langer laten liggen gedurende hele navolgende groeiseizoen en tot na daaropvolgende tweede winter (minimaal 15 maart). Tussentijds niet bemesten en geen bespuitingen. Vals zaai-bed voor groeiseizoen toegestaan. Uitstekende maatregel voor vogels van open landschappen. Kan ook in stroken van minimaal 6 meter breed in kleinschalige landschappen en minimaal 20 m breed en 0.3 ha groot in open landschappen.	+	+	+	+	Beide	Hoog	Hoog
Twee jaar braak	Open + kleinschalig	Idem als vorige, maar nog een jaar langer braak tot na de derde winter. Maaibeurt in 2 ^e zomer tussen 15-juli-15 augustus, met afvoer van maaisel. Tussentijds niet bewerken en bemesten en geen bespuitingen.	+	+	+	+	Beide	Hoog	Hoog
Faunaranden/akkerranden	Open + kleinschalig	Onbespoten (akker)randen langs gewassen, greppels of watergangen van minstens 6 m breed. Niet gebruiken van insecticiden tussen 15 maart en oogst, beperkt herbicidengebruik. De randen kunnen jaarlijks roteren over het bedrijf. Extra: niet bemesten van randzone (beter voor flora)	+	+	+	+	Buiten	Hoog	Hoog
Teelt zomergranen ipv wintergranen en maïs	Open + kleinschalig	Gangbare teelt van zomergraan in plaats van wintergraan of maïs. (Bij voorkeur te combineren met maatregel Overwinterende graanstoppel.) Effectief voor Veldleeuwrik in open landschappen.	+	+	+		Binnen	Hoog	Hoog

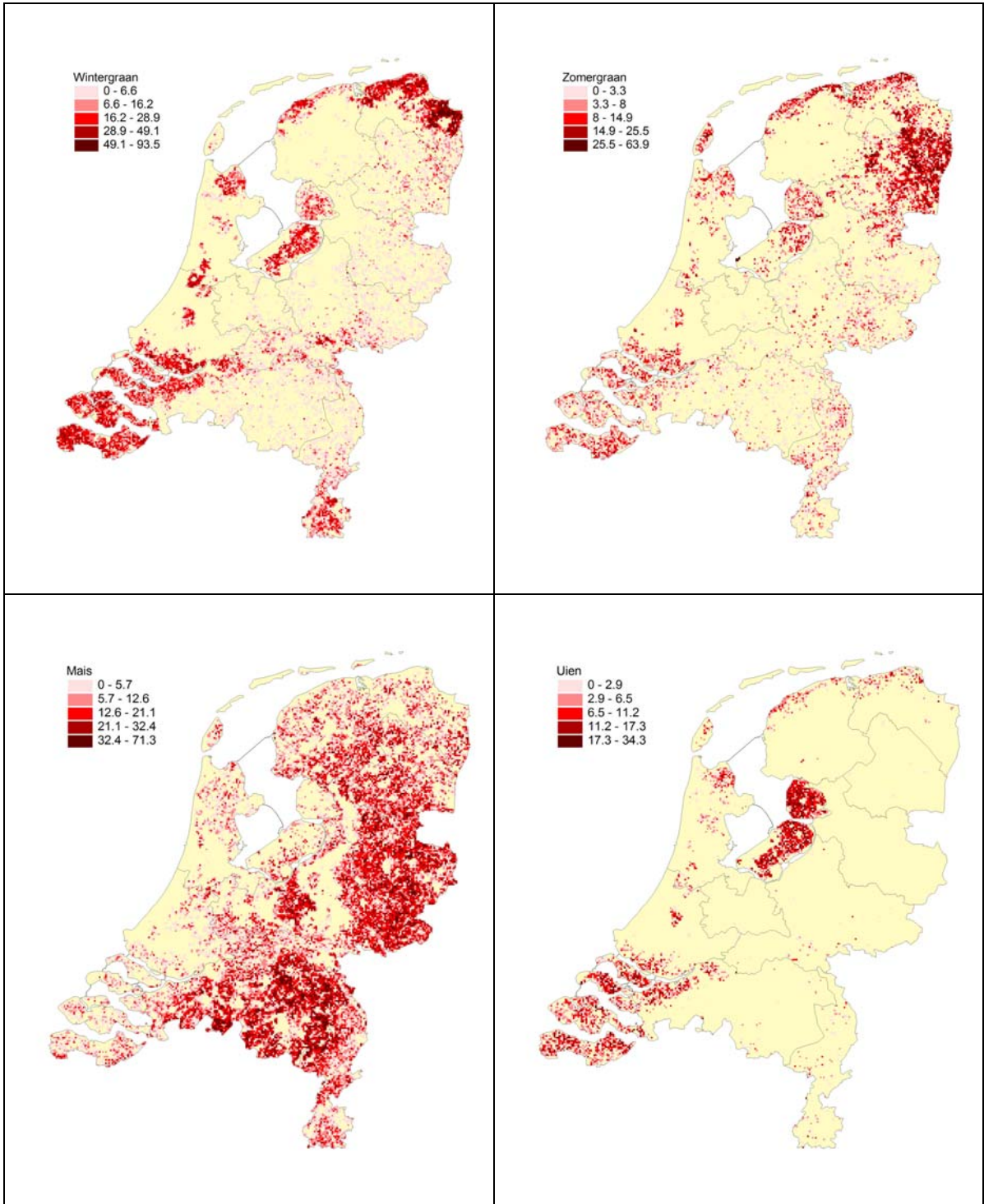
¹Hoog: Hoofdmaatregel met hoge prioriteit voor toepassing op ruime schaal. Midden: Nevenmaatregel met lagere prioriteit voor toepassing op ruime schaal. Laag: Nevenmaatregel met lagere prioriteit door ofwel moeilijker realisatie ofwel voor specifiek maatwerk.

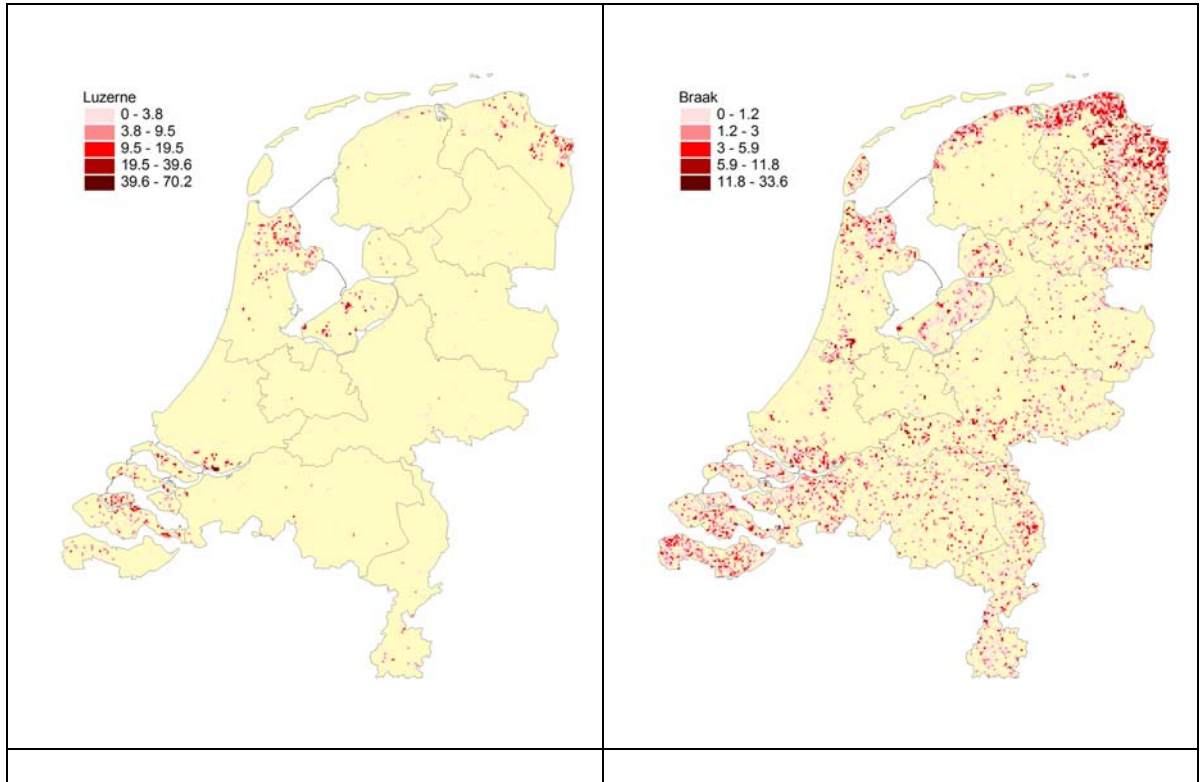
Bijlage 4 Landgebruik in verspreidingsareaal binnen akker- en regionaal gemengd landbouwgebied en in kerngebieden van Patrijs, Veldleeuwerik en Geelgors



Bijlage 5 Landelijke verspreiding en dichtheden van gewasteelten







Verschenen documenten in de reeks Rapporten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu sinds 2005

WOT-rapporten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; F 0317 – 41 90 00; E info.wnm@wur.nl

WOT-rapporten zijn ook te downloaden via de WOT-website www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

- 1 *Wamelink, G.W.W., J.G.M. van der Gref-van Rossum & R. Jochem (2005)*. Gevoeligheid van LARCH op vegetatieverandering gesimuleerd door SUMO
- 2 *Broek, J.A. van den (2005)*. Sturing van stikstof- en fosforverliezen in de Nederlandse landbouw: een nieuw mestbeleid voor 2030
- 3 *Schrijver, R.A.M., R.A. Groeneveld, T.J. de Koeijer & P.B.M. Berentsen (2005)*. Potenties bij melkveebedrijven voor deelname aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer
- 4 *Henkens, R.J.H.G., S. de Vries, R. Jochem, R. Pouwels & M.J.S.M. Reijnen, (2005)*. Effect van recreatie op broedvogels op landelijk niveau; Ontwikkeling van het recreatiemodel FORVISITS 2.0 en koppeling met LARCH 4.1
- 5 *Ehlert, P.A.I. (2005)*. Toepassing van de basisvrachtbenadering op fosfaat van compost; Advies
- 6 *Veeneklaas, F.R., J.L.M. Donders & I.E. Salverda (2006)*. Verrommeling in Nederland
- 7 *Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma (2005)*. Soorten en gebieden; Het groene milieurecht in 2005
- 8 *Wamelink, G.W.W. & J.J. de Jong (2005)*. Kansen voor natuur in het veenweidegebied; Een modeltoepassing van SMART2-SUMO2, MOVE3 en BIODIV
- 9 *Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink, E.P.A.G. Schouwenberg (2005)*. Hotspots floristische biodiversiteit
- 10 *Cate, B. ten, H. Houweling, J. Tersteeg & I. Versteegen (Samenstelling) (2005)*. Krijgt het landschap de ruimte? – Over ontwikkelen en identiteit
- 11 *Selnes, T.A., F.G. Boonstra & M.J. Bogaardt (2005)*. Congruentie van natuurbeleid tussen bestuurslagen
- 12 *Leneman, H., J. Vader, E. J. Bos en M.A.H.J. van Bavel (2006)*. Groene initiatieven in de aanbidding. Kansen en knelpunten van publieke en private financiering
- 13 *Kros, J. P. Groenendijk, J.P. Mol-Dijkstra, H.P. Oosterom, G.W.W. Wamelink (2005)*. Vergelijking van SMART2SUMO en STONE in relatie tot de modellering van de effecten van landgebruikverandering op de nutriëntenbeschikbaarheid
- 14 *Brouwer, F.M, H. Leneman & R.G. Groeneveld (2007)*. The international policy dimension of sustainability in Dutch agriculture
- 15 *Vreke, J., R.I. van Dam & F.H. Kistenkas (2005)*. Provinciaal instrumentarium voor groenrealisatie
- 16 *Dobben, H.F. van, G.W.W. Wamelink & R.M.A. Wegman (2005)*. Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie. Een verkennende studie
- 17 *Groeneveld, R.A. & D.A.E. Dirks (2006)*. Bedrijfseconomische effecten van agrarisch natuurbeheer op melkveebedrijven; Perceptie van deelnemers aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer
- 18 *Hubeek, F.B., F.A. Geerling-Eiff, S.M.A. van der Kroon, J. Vader & A.E.J. Wals (2006)*. Van adoptiekip tot duurzame stadswijk; Natuur- en milieueducatie in de praktijk
- 19 *Kuindersma, W., F.G. Boonstra, S. de Boer, A.L. Gerritsen, M. Pleijte & T.A. Selnes (2006)*. Evalueren in interactie. De mogelijkheden van lerende evaluaties voor het Milieu- en Natuurplanbureau
- 20 *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2006)*. Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'
- 21 *Bommel, S. van, N.A. Aarts & E. Turnhout (2006)*. Over betrokkenheid van burgers en hun perspectieven op natuur
- 22 *Vries, S. de & Boer, T.A. de, (2006)*. Toegankelijkheid agrarisch gebied voor recreatie: bepaling en belang. Veldinventarisatie en onderzoek onder in- en omwonenden in acht gebieden
- 23 *Pouwels, R., H. Sierdsema & W.K.R.E. van Wingerden (2006)*. Aanpassing LARCH; maatwerk in soortmodellen
- 24 *Buijs, A.E., F. Langers & S. de Vries (2006)*. Een andere kijk op groen; beleving van natuur en landschap in Nederland door alloctonen en jongeren
- 25 *Neven, M.G.G., E. Turnhout, M.J. Bogaardt, F.H. Kistenkas & M.W. van der Zouwen (2006)*. Richtingen voor Richtlijnen; implementatie Europese Milieuriichtlijnen, en interacties tussen Nederland en de Europese Commissie
- 26 *Hoogland, T. & J. Runhaar (2006)*. Neerschaling van de freatische grondwaterstand uit modelresultaten en de Gt-kaart

- 27** Voskuilen, M.J. & T.J. de Koeijer (2006). Profiel deelnemers agrarisch natuurbeheer
- 28** Langeveld, J.W.A. & P. Henstra (2006). Waar een wil is, is een weg; succesvolle initiatieven in de transitie naar duurzame landbouw
- 29** Kolk, J.W.H. van der, H. Korevaar, W.J.H. Meulenkamp, M. Boekhoff, A.A. van der Maas, R.-J.W. Oude Loohuis & P.J. Rijk (2007). Verkenningen duurzame landbouw. Doorwerking van wereldbeelden in vier Nederlandse regio's
- 30** Vreke, J., M. Pleijte, R.C. van Apeldoorn, A. Corporaal, R.I. van Dam & M. van Wijk (2006). Meerwaarde door gebiedsgerichte samenwerking in natuurbeheer?
- 31** Groeneveld, R.A., R.A.M. Schrijver & D.P. Rudrum (2006). Natuurbeheer op veebedrijven: uitbreiding van het bedrijfsmodel FIONA voor de Subsidieregeling Natuurbeheer
- 32** Nieuwenhuizen, W., M. Pleijte, R.P. Kranendonk & W.J. de Regt (2008). Ruimte voor bouwen in het buitengebied; de uitvoering van de oude Wet op de Ruimtelijke Ordening (WRO) in de praktijk
- 33** Boonstra, F.G., W.W. Buunk & M. Pleijte (2006). Governance of nature. De invloed van institutionele veranderingen in natuurbeleid op de betekenisverlening aan natuur in het Drents-Friese Wold en de Cotswolds
- 34** Koomen, A.J.M., G.J. Maas & T.J. Wejschede (2007). Veranderingen in lijnvormige cultuurhistorische landschapselementen; Resultaten van een steekproef over de periode 1900-2003
- 35** Vader, J. & H. Leneman (redactie) (2006). Draggers landelijk gebied; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 36** Bont, C.J.A.M. de, C. van Bruchem, J.F.M. Helming, H. Leneman & R.A.M. Schrijver (2007). Schaalvergroting en verbreding in de Nederlandse landbouw in relatie tot natuur en landschap
- 37** Gerritsen, A.L., A.J.M. Koomen & J. Kruit (2007). Landschap ontwikkelen met kwaliteit; een methode voor het evalueren van de rijksbijdrage aan een beleidsstrategie
- 38** Luijt, J. (2007). Strategisch gedrag grondeigenaren; Van belang voor de realisatie van natuurdoelen.
- 39** Smits, M.J.W. & F.A.N. van Alebeek, (2007). Biodiversiteit en kleine landschapselementen in de biologische landbouw; Een literatuurstudie.
- 40** Goossen, C.M. & J. Vreke. (2007). De recreatieve en economische betekenis van het Zuiderpark in Den Haag en het Nationaal Park De Hoge Veluwe
- 41** Cotteleer, G., Luijt, J., Kuhlman, J.W. & C. Gardebroek, (2007). Oorzaken van verschillen in grondprijzen. Een hedonische prijsanalyse van de agrarische grondmarkt
- 42** Ens B.J., N.M.J.A. Dankers, M.F. Leopold, H.J. Lindeboom, C.J. Smit, S. van Breukelen & J.W. van der Schans (2007). International comparison of fisheries management with respect to nature conservation
- 43** Janssen, J.A.M. & A.H.P. Stumpel (red.) (2007). Internationaal belang van de nationale natuur; Ecosystemen, Vaatplanten, Mossen, Zoogdieren, Reptielen, Amfibieën en Vissen
- 44** Borgstein, M.H., H. Leneman, L. Bos-Gorter, E.A. Brasser, A.M.E. Groot & M.F. van de Kerkhof (2007). Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Ambities en aanbevelingen vanuit de sector
- 45** Groot, A.M.E., M.H. Borgstein, H. Leneman, M.F. van de Kerkhof, L. Bos-Gorter & E.A. Brasser (2007). Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Gestructureerde sectorialogen als onderdeel van een monitoringsmethodiek
- 46** Rijn, J.F.A.T. van & W.A. Rienks (2007). Blijven boeren in de achtertuin van de stedeling; Essays over de duurzaamheid van het platteland onder stedelijke druk: Zuidoost-Engeland versus de provincie Parma
- 47** Bakker, H.C.M. de, C.S.A. van Koppen & J. Vader (2007). Het groene hart van burgers; Het maatschappelijk draagvlak voor natuur en natuurbeleid
- 48** Reinhard, A.J., N.B.P. Polman, R. Michels & H. Smit (2007). Baten van de Kaderrichtlijn Water in het Friese Merengebied; Een interactieve MKBA vingeroefening
- 49** Ozinga, W.A., M. Bakkenes & J.H.J. Schaminée (2007). Sensitivity of Dutch vascular plants to climate change and habitat fragmentation; A preliminary assessment based on plant traits in relation to past trends and future projections
- 50** Woltjer, G.B. (met bijdragen van R.A. Jongeneel & H.L.F. de Groot) (2007). Betekenis van macro-economische ontwikkelingen voor natuur en landschap. Een eerste oriëntatie van het veld
- 51** Corporaal, A., A.H.F. Stortelder, J.H.J. Schaminée en H.P.J. Huiskes (2007). Klimaatverandering, een nieuwe crisis voor onze landschappen ?
- 52** Oerlemans, N., J.A. Guldemond & A. Visser (2007). Meerwaarde agrarische natuurverenigingen voor de ecologische effectiviteit van Programma Beheer; Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 3
- 53** Leneman, H., J.J. van Dijk, W.P. Daamen & J. Geelen (2007). Marktonderzoek onder grondeigenaren over natuuraanleg: methoden, resultaten en implicaties voor beleid. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 54** Velthof, G.L. & B. Fraters (2007). Nitraatuitspoeling in duinzand en lössgronden.
- 55** Broek, J.A. van den, G. van Hofwegen, W. Beekman & M. Woittiez (2007). Options for increasing nutrient use efficiency in Dutch dairy and arable farming towards 2030; an exploration of cost-effective measures at farm and regional levels
- 56** Melman, Th.C.P., C. Grashof-Bokdam, H.P.J. Huiskes, W. Bijkerk, J.E. Plantinga,

- Th.Jager, R. Haveman & A. Corporaal (2007)*. Veldonderzoek effectiviteit natuurgericht beheer van graslanden. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 2
- 57** *Bakel, P.J.T. van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, & T. Kroon (2008)*. Actualisatie hydrologie voor STONE 2.3. Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets
- 58** *Brus, D.J. & G.B.M. Heuvelink (2007)*. Towards a Soil Information System with quantified accuracy. Three approaches for stochastic simulation of soil maps
- 59** *Verburg, R.W. H. Leneman, B. de Knegt & J. Vader (2007)*. Beleid voor particulier natuurbeheer bij provincies. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 60** *Groenestein, C.M., C. van Bruggen, P. Hoeksma, A.W. Jongbloed & G.L. Velthof (2008)*. Nadere beschouwing van stalbalansen en gasvormige stikstofverliezen uit de intensieve veehouderij
- 61** *Dirkx, G.H.P., F.J.P. van den Bosch & A.L. Gerritsen (2007)*. De weerbarstige werkelijkheid van ruimtelijke ordening. Casuïstiek Natuurbalans 2007
- 62** *Kamphorst, D.A. & T. Selnes (2007)*. Investeringsbudget Landelijk Gebied in natuurbeleid. Achtergrond-document bij Natuurbalans 2007
- 63** *Aarts, H.F.M., G.J. Hilhorst, L. Sebek, M.C.J Smits, J. Oenema (2007)*. De ammoniakemissie van de Nederlandse melkveehouderij bij een management gelijk aan dat van de deelnemers aan 'Koeien & Kansen'
- 64** *Vries, S. de, T.A. de Boer, C.M. Goossen & N.Y. van der Wulp (2008)*. De beleving van grote wateren; de invloed van een aantal 'man-made' elementen onderzocht
- 65** *Overbeek, M.M.M., B.N. Somers & J. Vader (2008)*. Landschap en burgerparticipatie.
- 66** *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008)*. Synthese monitoring mestmarkt 2006.
- 67** *Slangen, L.H.G., N. B.P. Polman & R. A. Jongeneel (2008)*. Natuur en landschap van rijk naar provincie; delegatie door Investeringsbudget Landelijk Gebied (ILG).
- 68** *Klijn, J.A., m.m.v. M.A. Slingerland & R. Rabbinge (2008)*. Onder de groene zoden: verdwijnt de landbouw uit Nederland en Europa? Feiten, cijfers, argumenten, verwachtingen, zoekrichtingen voor oplossingen.
- 69** *Kamphorst, D.A., M. Pleijte, F.H. Kistenkas & P.H. Kersten (2008)*. Nieuwe Wet ruimtelijke ordening: nieuwe bestuurscultuur? Voorgenomen provinciale inzet van de nieuwe Wet ruimtelijke ordening (Wro) voor het landelijk gebied.
- 70** *Velthof, G.L., C. van Bruggen, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen. J.F.M. Huijsmans (2009)*. Methodiek voor berekening van ammoniakemissie uit de landbouw in Nederland
- 71** *Bakker, H.C.M., J.C. Dagevos & G. Spaargaren (2008)*. Duurzaam consumeren; Maatschappelijke context en mogelijkheden voor beleid
- 72** *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008)*. Synthese monitoring mestmarkt 2007.
- 73** *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, J. Clement, R.A. Groeneveld, J.J. de Jong, K. Oltmer, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2008)*. Kosteneffectiviteit terrestrische Ecologische Hoofdstructuur; Een eerste verkenning van mogelijke toepassingen.
- 74** *Boer, S. de, W. Kuindersma, M.W. van der Zouwen, J.P.M. van Tatenhove (2008)*. De Ecologische Hoofdstructuur als gebiedsopgave. Bestuurlijk vermogen, dynamiek en diversiteit in het natuurbeleid
- 75** *Wulp, N.Y. van der (2008)*. Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2006; Nulmeting Landschap naar Gebieden
- 76** *Korevaar, H., W.J.H. Meulenkamp, H.J. Agricola, R.H.E.M. Geerts, B.F. Schaap en J.W.H. van der Kolk (2008)*. Kwaliteit van het landelijk gebied in drie Nationale Landschappen
- 77** *Breeman, G.E. en A. Timmermans (2008)*. Politiek van de aandacht voor milieubeleid; Een onderzoek naar maatschappelijke dynamiek, politieke agendavorming en prioriteiten in het Nederlandse Milieubeleid
- 78** *Bommel, S. van, E. Turnhout, M.N.C. Aarts & F.G. Boonstra (2008)*. Policy makers are from Saturn, ... Citizens are from Uranus...; Involving citizens in environmental governance in the Drentsche Aa area
- 79** *Aarts, B.G.W., L. van den Bremer, E.A.J. van Winden en T.K.G. Zoetebier (2008)*. Trendinformatie en referentiewaarden voor Nederlandse kustvogels
- 80** *Schrijver, R.A.M., D.P. Rudrum & T.J. de Koeijer (2008)*. Economische inpasbaarheid van natuurbeheer bij graasdierbedrijven
- 81** *Densen, W.L.T. van & M.J. van Overzee (2008)*. Vijftig jaar visserij en beheer op de Noordzee
- 82** *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, C.M. Deerenberg, J.A.M. Craeijsmeersch, I.G. de Mesel, S.M.J.M. Brasseur, P.J.H. Reijnders en R. Witbaard (2008)*. Indicator system for biodiversity in Dutch marine waters; II Ecoprofiles of indicator species for Wadden Sea, North Sea and Delta area
- 83** *Verburg, R.W., H. Leneman, K.H.M. van Bommel en J. van Dijk (2008)*. Helpt boeren de Nationale Landschappen? Een empirische analyse van de landbouw en haar effecten op kernkwaliteiten
- 84** *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, J.A. Guldemond, E.M. Hees en E.A.P. van Well (2008)*. Economische en ecologische effectiviteit van gebiedscontracten
- 85** *Schröder, J.J., J.C. van Middelkoop, W. van Dijk en G.L. Velthof (2008)*. Quick scan Stikstofwerking van dierlijke mest. Actualisering van kennis en de mogelijke gevolgen van aangepaste forfaits

- 86 *Hoogeveen, M.W. en H.H. Luesink (2008).* Synthese monitoring mestmarkt 2008
- 87 *Langers, F., J. Vreke (2008).* De recreatieve betekenis van de Ecologische Hoofdstructuur. Bijdrage van de EHS aan recreatief gebruik, beleving en identiteit
- 88 *Padt, F.J.G., F.G. Boonstra en M.A. Reudink (2008).* De betekenis van duurzaamheid in gebiedsgericht beleid
- 89 *Hoogland, T., G.B.M. Heuvelink, M. Knotters (2008).* De seizoensfluctuatie van de grondwaterstand in natuurgebieden vanaf 1985 in kaart gebracht
- 90 *Bouwma, I.M., D.A. Kamphorst, R. Beunen & R.C. van Apeldoorn (2008).* Natura 2000 Benchmark; A comparative analysis of the discussion on Natura 2000 management issues
- 91 *Vries, S. de, J. Maas & H. Kramer, 2009.* Effecten van nabije natuur op gezondheid en welzijn; mogelijke mechanismen achter de relatie tussen groen in de woonomgeving en gezondheid.
- 92 *Meesters, H.W.G., A.G. Brinkman, W.E. van Duin, H.J. Lindeboom, S. van Breukelen, 2009.* Graadmeterstelsel Biodiversiteit zoute wateren. I. Beleidskaders en indicatoren.
- 93 *Pleijte, M., J. Vreke, F.J.P. van den Bosch, A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk & P.H. Kersten, 2009.* Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het Investeringsbudget Landelijk Gebied. Tussen government en governance
- 94 *Gaast, J.W.J. van der, H.Th. Massop & H.R.J. Vroon, 2009.* Actuele grondwaterstandsituatie in natuurgebieden. Een pilotstudie
- 95 *Breman, B.C., J. Luttik, J. Vreke, 2009.* De aantrekkingskracht van het Nederlandse landschap. Een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en inkomend toerisme.
- 96 *Jongeneel, R., H. Leneman (redactie), J. Bremmer, V.G.M. Linderhof, R. Michels, N.B.P. Polman & A.B. Smit, 2009.* Economische en sociale gevolgen van milieu- en natuurwetgeving; Ontwikkeling evaluatiekader en checklist.
- 97 *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, I. De Mesel, J.A. Craeymeersch, C. Deerenberg, P.J.H. Reijnders, S.M.J.M. Brasseur & F. Fey, 2009.* De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren.
- 98 *Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, M.F. Wallis de Vries, A. van Kleunen, H. Kuipers, J.G.M. van der Gref, 2009.* Water-, milieu- en ruimtecondities fauna: implementatie in LARCH
- 99 *Luttik, J., B. Breman, F. van den Bosch en J. Vreke 2009.* Landschap als blinde vlek; een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en het vestigingsgedrag van buitenlandse bedrijven
- 100 *Vries, S. de, 2009.* Beleving & recreatief gebruik van natuur en landschap; naar een robuuste en breed gedragen set van indicatoren voor de maatschappelijke waardering van natuur en landschap.
- 101 *Adriaanse, P.I. & W.H.J. Beltman, 2009.* Transient water flow in the TOXSWA model (FOCUS versions): concepts and mathematical description.
- 102 *Hazeu, G.W., J. Oldengarm, J. Clement, H. Kramer, M.E. Sanders, A.M. Schmidt & I. Woltjer, 2009.* Verfijning van de Basiskaart Natuur; segmentatie van luchtfoto's en het gebruik van het Actueel Hoogtebestand Nederland in duingebieden.
- 103 *Smits, M.J.W., M.J. Bogaardt & T. Selnes, 2009.* Natuurbeheer in internationaal perspectief; blik op Nederland, Denemarken en Engeland.
- 104 *Schmidt, A.M. & L.A.E. Vullings, 2009.* Advies over de kwaliteitsborging van de Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 105 *Boone, J.A. & M.A. Dolman (red.), 2010.* Duurzame Landbouw in Beeld 2010; Resultaten van de Nederlandse land- en tuinbouw op het gebied van *People, Planet en Profit*.
- 106 *Borgstein, M.H. A.M.E. Groot, E.J. Bos, A.L. Gerritsen, P. van der Wielen J.W.H. van der Kolk, 2010.* Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw; Percepties over voortgang, knelpunten en handelingsopties voor functionele agrobiodiversiteit, gesloten voer-mest kringlopen en integraal duurzame stallen.
- 107 *Bos, J.F.F.P., H. Sierdsema, H. Schekkerman & C.W.M. van Scharenburg, 2010.* Een Veldleeuwrik zingt niet voor niets! Schatting van kosten van maatregelen voor akkervogels in de context van een veranderend Gemeenschappelijk Landbouwbeleid.

Wot
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

