

Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied

B. de Knecht, J. Clement, P.W. Goedhart, H. Sierdsema,
C.A.M. van Swaay & P. Wiersma

werkdocumenten



wot
Wetenschappelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied

De reeks 'Werkdocumenten' bevat tussenresultaten van het onderzoek van de uitvoerende instellingen voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT Natuur & Milieu). De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van de WOT Natuur & Milieu verspreid. De inhoud van dit document is vooral bedoeld als referentiemateriaal voor collega-onderzoekers die onderzoek uitvoeren in opdracht van de WOT Natuur & Milieu. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd.

Dit werkdocument is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de WOT Natuur & Milieu.

Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied

B. de Knegt

J. Clement

P.W. Goedhart

H. Sierdsema

C.A.M. van Swaay

P. Wiersma

Werkdocument 221

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, december 2010

Referaat

Knegt, de B., J. Clement, P.W. Goedhart, H. Sierdsema, C.A.M. van Swaay & P. Wiersma, 2010. *Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied*, Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 221. 131 blz.; 42 fig.; 19 tab.; 43 ref.; 5 bijl.

Dit werkdocument geeft een beschrijving van de methode en de eerste resultaten van de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied. Hiermee is een eerste kaart en graadmeter van de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied op nationaal schaalniveau gereedgekomen. Het beeld vormt een aanvulling op de kaart van de actuele natuurkwaliteit van natuurreservaten, die al eerder beschikbaar is gekomen. De nu beschikbare indicator en kaart van de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied voorziet in een belangrijke kennisleemte. Het belang van het agrarisch gebied in het behoud van biodiversiteit kan nu worden geduid. De ruimtelijke variatie in de natuurkwaliteit is ook inzichtelijk gemaakt. Het beleid kan bij het leggen van prioriteiten voor het behoud en bescherming van agrarische biodiversiteit nu rekening houden met het voorkomen van huidige natuurwaarden.

Een van de belangrijkste conclusies is dat de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied veel lager is dan in de natuurgebieden. Laagveengebieden hebben binnen het agrarische gebied de hoogste natuurkwaliteit, terwijl de centrale en noordelijke zeeleigebieden de laagste natuurkwaliteit bevatten. De aanwezige natuurkwaliteit in het agrarisch gebied, wordt voornamelijk bepaald door de aanwezigheid van broedvogels en veel minder door vaatplanten en dagvlinders. Het ruimtelijke patroon van aanwezige kwaliteit komt overeen binnen de verschillende soortgroepen broedvogels, vaatplanten en dagvlinders. De resterende natuurkwaliteit in het agrarisch gebied bevindt zich vooral in natuurlijke elementen zoals heggen, bosjes, sloten, dijken en perceelranden. Voor weidevogels is juist de mate van openheid van belang.

Beschikbare landelijk dekkende verspreidingskaarten van doelsoorten dagvlinders, broedvogels en vaatplanten zijn gebruikt om de natuurkwaliteit te bepalen. Om dekkende landelijke verspreidingskaarten te maken zijn interpolatiemodellen gebruikt. De natuurkwaliteit is afgemeten aan een natuurlijke referentie, conform de systematiek van het Handboek Natuuroeltypen en daarmee ook conform de methode gebruikt voor de bepaling van de natuurkwaliteit van natuurreservaten. Elke 10-15 jaar zijn de verspreidingskaarten van dagvlinders, broedvogels en vaatplanten voldoende gedekt om een update van het landelijke beeld en de graadmeter mogelijk te maken. Tussentijdse veranderingen in de natuurkwaliteit kunnen worden gevolgd met het Netwerk Ecologische Monitoring. De methode en resultaten hebben een voorlopig karakter. Er zijn nog een aantal methodische verbeteringen noodzakelijk om tot een definitief resultaat te komen. Tevens is het wenselijk om de natuurkwaliteit ook af te meten aan de hand van een meer culturele referentie.

Trefwoorden: agrarisch gebied, biodiversiteit, broedvogels, dagvlinders, graadmeter, interpolatiemodellen, natuurdoeltypen, natuurkwaliteit, vaatplanten

Auteurs:

B. de Knegt & J. Clement (Alterra)
P.W. Goedhart (Biometris)
H. Sierdsema & P. Wiersma (SOVON)
C.A.M. van Swaay (Vlinderstichting)

©2010 **Alterra Wageningen UR**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen
Tel: (0317) 48 07 00; e-mail: info.alterra@wur.nl

Biometris Wageningen UR

Postbus 100, 6700 AC Wageningen
Tel: (0317) 48 07 98; e-mail: biometris@wur.nl

SOVON Vogelonderzoek Nederland

Postbus 6521, 6525 ED Nijmegen
Tel: (024) 74 10 410; e-mail: info@sovon.nl

De Vlinderstichting

Postbus 506, 6700 AM Wageningen
Tel: (0317) 46 73 46; e-mail: info@vlinderstichting.nl

De reeks WOt-werkdocumenten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit werkdocument 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; 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

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) in het kader van het project 'Biodiversiteit (terrestrisch en aquatisch)' – PP-3.1 van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van de Wageningen UR. Verder is er afstemming geweest met het project 'EHS doelrealisatie graadmeter'. Dit was noodzakelijk om aan te sluiten bij de methode voor het bepalen van de doelrealisatie van de natuurkwaliteit zoals die voor de natuurgebieden is gehanteerd.

*Bart de Knegt,
projectleider*

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	9
Leeswijzer	13
1 Inleiding	15
1.1 Achtergrond	15
1.2 Vraagstelling en aanpak onderzoek	16
1.3 Natuurkwaliteit op lokaal niveau als indicator voor doelrealisatie van het beleid	17
1.4 Beleidsevaluaties en gebruik graadmeters	19
1.5 Natuurkwaliteit op lokaal niveau en overige PBL-graadmeters	20
2 Methode	27
2.1 Definitie agrarisch gebied	28
2.1.1 Uitgangspunten	28
2.1.2 Agrarisch gebied op kaart	29
2.2 Vaatplanten	31
2.2.1 Verspreidingsgegevens	32
2.2.2 Selectie van predictoren	34
2.2.3 Soortselectie	36
2.2.4 Predictoren per ecotoopgroep	39
2.2.5 Modelkeuze: Poisson of Binomiaal	40
2.2.6 Model toepassen	41
2.3 Broedvogels	41
2.3.1 Verspreidingsgegevens	41
2.3.2 Soortselectie	42
2.3.3 Modelkeuze en analyses	44
2.4 Dagvlinders	46
2.4.1 Verspreidingsgegevens	46
2.4.2 Soortselectie	47
2.5 Kwaliteitsbeoordeling op basis van vogels, vlinders en planten	48
3 Resultaten	51
3.1 Vaatplanten	51
3.1.1 Resultaten voor de set met kilometerhokken die minimaal één plantensoort bevat	51
3.1.2 Resultaten voor de set met kilometerhokken inclusief hokken zonder plantensoorten	54
3.1.3 Verspreidingskaarten	57
3.2 Broedvogels	62
3.2.1 GLM-modellen	62
3.2.2 GBM en RF-modellen	62
3.2.3 Importantie van variabelen in modellen	62
3.2.4 Verspreidingskaarten	63
3.2.5 Vergelijking van de modelkaarten met de verspreidingskaarten van broedvogelatlas	66
3.3 Dagvlinders	68
3.4 Totaalbeeld van de smalle set op basis van vogels, vlinders en planten	70
4 Conclusies en aanbevelingen	73
4.1 Conclusies	73
4.2 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek	74
Literatuur	79

Bijlage 1	Protocol agrarisch gebied op kaart (AML)	83
Bijlage 2	Invoerbestanden General Linear Models vaatplanten	91
Bijlage 3	Appendices General Linear Models vaatplanten	99
Bijlage 4	Appendices General Linear Models broedvogels	105
Bijlage 5	Poster WOT Kennismarkt 2010	127

Samenvatting

Achtergrond, aanleiding en doel

Het (natuur)beleid in Nederland heeft behoefte aan gegevens over hoeveel biodiversiteit in het agrarisch gebied aanwezig is, waar deze zich ruimtelijk in Nederland bevindt en wat de belangrijkste verklarende factoren zijn. Op deze wijze kan het beleid rekening houden met de huidige natuurwaarde en prioriteiten leggen voor het behoud en bescherming van agrarische biodiversiteit.

Momenteel is er geen graadmeter of kaartbeeld van het agrarisch gebied in Nederland die op gezette tijden een beeld kan geven van de actuele kwaliteit en de veranderingen daarin.

De doelstelling van dit onderzoek was aan te geven wat de natuurkwaliteit is van het agrarisch gebied en wat zijn bijdrage is aan het behoud van de Nederlandse biodiversiteit. Daarbij dient ook aangegeven te worden welke factoren bepalend zijn voor die natuurkwaliteit. Met deze kennis kan dan namelijk ook voorspeld worden hoe natuurkwaliteit in het agrarisch gebied kan verbeteren of verslechteren.

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) wil deze graadmeter gebruiken in een al bestaande, samenhangende set van natuurgraadmeters. Voor de terrestrische natuur, in het bijzonder die van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), is de ontwikkeling van de graadmeterset het verst gevorderd. Deze worden veel gebruikt in allerlei producten van het PBL zoals balansen, verkenningen en diverse andere beleids-assessments, ook in internationale vergelijkingen met andere landen.

Uitgangspunten

Er zijn twee verschillende ambitieniveaus mogelijk, waartegen de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied wordt afgemeten:

1. Aan een natuurlijke referentie, conform de systematiek van het Handboek Natuurdoeltypen voor de hoofdgroepen (half)natuurlijke en multifunctionele natuur, en daarmee ook conform de methode gebruikt voor de bepaling van de natuurkwaliteit van natuurreservaten.
2. Aan een meer culturele referentie voor het gebied met hoofdfunctie landbouw. Hiervoor bestaat (nog) geen uitgewerkt en geoperationaliseerd beleidsdoel voor natuur.

Vanwege de reeds beschikbare gegevens van optie 1 is de uitwerking vooralsnog beperkt tot alleen de eerste optie, de vergelijking met de natuurlijke referentie. Het is wenselijk om in een vervolgtraject, eventueel in samenwerking met het beleid, ook optie 2 uit te werken.

De kwaliteit afgemeten aan de natuurlijke referentie is gelijk aan de mate van doelrealisatie van natuurdoeltypen. Deze is bepaald door uit te gaan van de normen uit het Handboek Natuurdoeltypen: de realisatie is 100% in een gebiedje als tenminste circa 30% van de kenmerkende doelsoorten aanwezig is. Voor realisatie van multifunctionele natuurtypen gaat het Handboek Natuurdoeltypen uit van de helft, dus circa 15% van de kenmerkende doelsoorten. Aangezien in deze studie de natuurlijke referentie voor ecotopen met min of meer overeenkomstige natuurdoeltypen wordt gehanteerd, maakt deze studie het mogelijk om de natuurkwaliteit in het agrarisch gebied direct te vergelijken met de kwaliteit van natuur in de EHS.

Methode

De resultaten zijn verkregen door de volgende stappen te doorlopen. Allereerst is er een definitie en begrenzing van het agrarisch gebied vastgesteld. Daarna is de ecologische kwaliteit afgemeten aan de hand van het voorkomen van doelsoorten en vervolgens van een bredere set soorten op basis van hun verspreidingsgegevens. Het gaat hierbij om het voorkomen van vaatplanten (1x1 km grids), broedvogels (1x1 km) en dagvlinders (puntwaarnemingen). Vervolgens zijn er landsdekkende kaartbeelden van deze soorten gemaakt door middel van een neerschalingprocedure tot een niveau van 250 meter x 250 meter en 1 kilometer x 1 kilometer voor planten. Daarbij is gebruik gemaakt van interpolatiemodellen op basis van landschapskenmerken, zoals landgebruik, de aanwezigheid van heggen, sloten en de abiotische omstandigheden. Ten slotte zijn er normen vastgesteld voor het aantal (doel)soorten per gridcel, om de verschillende kwaliteitsniveaus aan te geven.

Resultaten en conclusies

Dit rapport vult een leemte door voor het eerst een kaart en graadmeter van de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied in Nederland te geven (situatie circa 2005).

De natuurkwaliteit van het agrarisch gebied is zoals te verwachten veel lager dan in de natuurgebieden (zie Figuur 3.1). Dit is logisch omdat het agrarisch gebied primair gebruikt wordt voor de productie van landbouwgewassen en natuurdoelstellingen van geen of secundair belang zijn. De intensiteit van het agrarisch gebruik is er dermate hoog, dat het veelal niet compatibel is met de eisen die natuurlijke biodiversiteit stelt.

De Laagveengebieden hebben binnen het agrarisch gebied relatief de hoogste natuurkwaliteit, terwijl de centrale en noordelijke zeekelegebieden de laagste natuurkwaliteit bevatten (zie Figuur 3.1).

De aanwezige natuurkwaliteit wordt voornamelijk bepaald door de aanwezigheid van broedvogels en veel minder door vaatplanten en dagvlinders. Het ruimtelijke patroon van aanwezige kwaliteit is gelijk voor de soortgroepen broedvogels, vaatplanten en dagvlinders. De natuurkwaliteit van het agrarisch gebied bevindt zich –afgezien van de weidevogels- vooral in de meer natuurlijke kleine landschapselementen zoals heggen, bosjes, sloten, dijken en perceelranden. Voor akker- en weidevogels is juist onder andere een belangrijke mate van openheid van belang.

Het nu gegeven beeld van de natuurkwaliteit in het agrarisch gebied vormt de contra mal voor de actuele natuurkwaliteit zoals in beeld gebracht voor de natuurdoeltypen kaart van de Ecologische Hoofdstructuur EHS (Reijnen *et al.* in prep). Beide kaartbeelden zijn met dezelfde maatlat gemaakt en dus onderling direct te vergelijken. Daarmee is voor circa 85% van het oppervlak van Nederland (stad uitgezonderd) de natuurkwaliteit in beeld gebracht.

De graadmeter en het kaartbeeld zijn van belang voor natuurbeleid, ruimtelijke ordening en het landbouwbeleid, in het bijzonder bij betaling van publieke diensten door boeren bijvoorbeeld in het kader van een vernieuwd Gemeenschappelijk Landbouwbeleid. Het PBL zal regelmatig rapporten over de graadmeter en kaart.

Aanbevelingen

De graadmeter en het kaartbeeld kunnen voortaan periodiek, met de huidige monitoring, eens in de circa 10-15 jaar, geactualiseerd worden. Met die frequentie zijn namelijk nieuwe updates beschikbaar van verspreidingskaarten van (doel)soorten. De Particuliere Gegevensbeherende Organisaties (PGO's), in samenwerking met de Gegevens Autoriteit Natuur (GAN) en het Rijk, spelen hierbij een belangrijke rol.

Het is in principe mogelijk frequenter te rapporteren op basis van een beperkt aantal steekproeflocaties. Dit geeft dan geen landsdekkend nieuw beeld, maar wel een indicatie van de tussentijdse trend. Daarvoor dient dan het aantal bestaande steekproeflocaties voor met name planten van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) en het Landelijk Meetnet Flora – Milieu en Natuur (LMF-M&N) te worden uitgebreid in het agrarisch gebied.

Daarnaast dienen de gegevens van landschapskenmerken zoals landgebruik, hoeveelheid heggen, abiotiek enz. eens in de circa 10-15 jaar geactualiseerd te worden. Deze gegevens zijn immers nodig om de regressiemodellen te maken en de hiaten in de verspreidingsdata op te kunnen vullen.

De regressiemodellen zullen met niet al teveel inspanning verder geoperationaliseerd en geborgd kunnen worden om voorspellingen te doen de effecten van landschapsveranderingen op de natuurkwaliteit.

De methode en resultaten hebben een voorlopig karakter. Er zijn nog een aantal methodische en technische verbeteringen noodzakelijk om tot de definitieve resultaten te komen. De belangrijkste aanbevelingen zijn genoemd in paragraaf 3.2.

De uitwerking waarin de natuurkwaliteit wordt afgemeten aan een culturele referentie is nog niet gereed en verdient verdere uitwerking. Er kan enerzijds worden uitgegaan van de doelstelling voor multifunctionele natuurdoeltypen, waarbij doelbereik plaatsvindt bij aanwezigheid van 50% van de doelsoorten van een natuurlijke referentie. Anderzijds zou het beleid een doel voor natuurkwaliteit kunnen geven die specifiek past bij een gebied waar de hoofdfunctie agrarische productie is. Wel is het zo dat het ruimtelijke patroon in de verdeling van hoge en lage kwaliteit van de verschillende soortgroepen grofweg overeenkomt met het patroon van de natuurlijke referentie.

Leeswijzer

Het rapport is opgebouwd uit vier onderdelen. Allereerst wordt in de inleiding aangegeven wat de achtergrond is, wat de onderzoeksvragen zijn, en wat de relevantie van deze graadmeter voor het beleid is (Hoofdstuk 1). De inleiding wordt afgesloten met hoe de hier ontwikkelde graadmeter past binnen het bouwwerk van natuurgraadmeters die het PBL hanteert.

Vervolgens wordt in de methode beschreven welke definitie van het agrarische gebied is gehanteerd (Hoofdstuk 2). Daarnaast is aangegeven van welke databronnen gebruik is gemaakt en op welke wijze landsdekkende verspreidingskaarten zijn gemaakt. Voor het bepalen van de ecologische kwaliteit is uitgegaan van twee sets kwaliteitsparameters. Enerzijds is aangesloten bij de methode zoals beschreven in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al*, 2001). De normen voor doelbereik zijn ook direct overgenomen uit het Handboek Natuurdoeltypen. Deze methode is al eerder gehanteerd voor de natuurreservaten (Reijnen *et al*, in prep.). Anderzijds is er een bredere set van doelsoorten gehanteerd. Deze set omvat een bredere soortselectie die te vergelijken is met de invulling van de graadmeter natuurwaarde.

De resultaten zijn weergegeven voor zowel de vaatplanten, broedvogels, dagvlinders afzonderlijk, als voor het totaal (Hoofdstuk 3). De evaluatie heeft plaatsgevonden voor de doelrealisatie van de natuurdoeltypen. Een uitwerking van de brede set was in dit project logistiek niet mogelijk, maar kan later eenvoudig worden toegevoegd.

Als laatst worden de belangrijkste conclusies gegeven, samen met de aanbevelingen voor verder onderzoek (Hoofdstuk 4). De uitwerking die in dit rapport beschreven is, is een eerste uitwerking van de graadmeter en de kaart. Het gaat hier dus om voorlopige resultaten en conclusies. Om status A voor de gebruikte databestanden en gehanteerde modellen te krijgen dienen er nog een aantal zaken te worden uitgezocht en uitgewerkt.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Tot op heden was er nog geen geschikte graadmeter die de ecologische kwaliteit van het agrarisch gebied op lokaal niveau in beeld bracht. Het agrarisch gebied beslaat echter meer dan 60% van de oppervlakte van Nederland. Ook zijn er nog geen geschikte modellen die voorspellingen kunnen doen over de kwaliteit van het agrarisch gebied op lokaal niveau. Oorzaak hiervoor is gelegen in het feit dat het beleid geen soortenlijsten of normen van doelrealisatie heeft vastgesteld voor het agrarische gebied. De vraag is dus tegen welke norm de kwaliteit van het agrarisch gebied moet worden afgemeten (natuurlijkheid versus cultureel/multifunctioneel). Gevolg is dat rapportages over de biodiversiteit van Nederland nu enkel ingevuld zijn met gegevens van de reservaten en voor een deel van gebieden waar agrarisch natuurbeheer plaatsvindt. Om echter een volledig overzicht te geven van de toestand en trends van de biodiversiteit in Nederland dient ook het belang van het agrarisch gebied voor biodiversiteit in beeld te worden gebracht. Vooralsnog is het onduidelijk welk aandeel het agrarisch gebied heeft, naast de natuurreservaten, in de realisatie van de landelijke biodiversiteitsdoelstellingen. De discussie van het doelniveau is van cruciaal belang. Enerzijds dient de bijdrage aan de landelijke biodiversiteit in kaart te worden gebracht, anderzijds is het de vraag wat de potenties zijn, uitgaande van de huidige intensiteit van de landbouw.

Elke 10-15 jaar zijn de verspreidingskaarten van dagvlinders, broedvogels en vaatplanten voldoende gedekt om een update van het landelijke beeld en de graadmeter mogelijk te maken. Tussentijdse veranderingen in de natuurkwaliteit kunnen worden gevolgd met het Netwerk Ecologische Monitoring. Door gerichte monitoring kan de updatefrequentie waarschijnlijk worden verhoogd.

Voor de Natuurbalans 2008 (PBL, 2008) is een pilot uitgevoerd om de kwaliteit van het agrarisch gebied in beeld te brengen. Met behulp van atlasgegevens hebben SOVON en De Vlinderstichting neergeschaalde kaarten gemaakt waarop op kilometerhokbasis de verspreiding staat aangegeven van broedvogels, vaatplanten en dagvlinders die kenmerkend zijn voor het agrarisch gebied. Voor de vogels is er gebruik gemaakt van een kaart van voorkomen van kenmerkende vogels van open en van halfopen landschappen. Voor vaatplanten is het totaal aantal aangetroffen soorten gebruikt. Dit gaf een allereerste grove indicatie van mate van doelbereik in het agrarisch gebied. Er bleven nog een aantal punten liggen om verder uit te zoeken. Zo is er een beperkte stratificatie aangebracht binnen het agrarisch gebied (nl. open en halfopen agrarisch gebied). Er zijn ook geen geschikte indicatoren geselecteerd die de kwaliteit van het agrarisch gebied weergeven. Evenmin is gekeken naar de aansluiting met het modelinstrumentarium. Daarnaast zijn veelal pragmatische keuzes gemaakt wat betreft de definitie van wat het agrarisch gebied is en de klassengrenzen van de kwaliteitsniveaus.

Qua selectie van kwaliteitsindicatoren is al ook al het een en ander gedaan. Grashof-Bokdam *et al.* (2007) hebben een WOt-werkdocument uitgebracht waarin een verkenning is gedaan naar wat een optimale soortselectie zou zijn indien expliciet aandacht wordt besteed aan de soorten die afhankelijk zijn van lijnvormige landschapselementen. Omdat het agrarisch grondgebruik sterk is geïntensiveerd, zijn veel soorten planten, dagvlinders en vogels in het agrarisch gebied steeds meer afhankelijk van (half) natuurlijke elementen als houtwallen, slootkanten, perceelsranden en wegbermen. Deze soortselectie zou een verbetering moeten opleveren voor de soortselectie van de graadmeter natuurwaarde (Reijnen *et al.* 2010.), waarin de biodiversiteitsbijdrage van lijnvormige elementen slechts impliciet wordt meegenomen.

Bouwma *et al.* (2009) heeft voor de soorten van de Vogel- en Habitatrichtlijnen onderzocht in hoeverre deze het agrarisch gebied, de Ecologische Hoofdstructuur en de aangewezen Natura 2000-gebieden gebruiken. Dit werpt licht op het internationale belang van het agrarisch gebied voor Natura 2000-soorten in Nederland. Bouwma *et al.* (2009) geeft aan dat ook het agrarisch gebied belangrijk is voor een aantal planten- en diersoorten van de Vogel- en Habitatrichtlijnen, dan aanvankelijk gedacht.

Elbersen & Van Eupen (2008) heeft voor de Nederlandse situatie het Europese concept van de High Nature Valued Farmland uitgewerkt. Er is een methode ontwikkeld om gebieden te identificeren die een hoge landbouwkundige waarde hebben. Dit gaat om drie typen: (1) landbouwgrond met een hoog aandeel halfnatuurlijke vegetatie, (2) landbouwgrond gedomineerd door extensieve landbouw en/of een mozaïek van halfnatuurlijke en meer intensief gebruikt land en landschapselementen, en (3) landbouwgrond dat zeldzame soorten herbergt of een hoog aandeel van Europese of wereldpopulatie van soorten. De resultaten kunnen als voorbeeld dienen voor dit onderzoek omdat het een Europese invulling is van de hoofdvraag van dit project.

Ondanks dat het agrarisch gebied een lage dichtheid aan soorten bevat, kan het toch door de omvang ten opzichte van natuurreservaten voor sommige soorten een groot deel van populaties herbergen (Van Hinsberg *et al.* 2007). Dit geldt vooral voor een aantal (typische weide)vogelsoorten.

In 2011 is het de bedoeling om in een vervolgproject een eenvoudig (meta)model te ontwikkelen, dat de relatie beschrijft tussen biodiversiteit en de belangrijkste condities (ruimte, milieu, water, beheer enz.). Als voorbereiding hierop kan een verkenning worden uitgevoerd om tot een keuze voor een haalbare aanpak te komen. Het is nog niet duidelijk of een model is te ontwikkelen dat volledig analoog is aan het model voor de terrestrische natuur (Van der Hoek en Bakkenes 2007), of dat een verdere versimpeling nodig is. Daarnaast is het de bedoeling om de mogelijkheden te verkennen voor de ontwikkeling van een eenvoudig (meta)model, dat de relatie beschrijft tussen biodiversiteit en de belangrijkste condities (ruimte, milieu, water, beheer enz.).

1.2 Vraagstelling en aanpak onderzoek

Projectdoelstelling

De doelstelling van dit onderzoek is een methodiek te ontwikkelen waarmee de toestand van de biodiversiteit van het agrarisch gebied op een ruimtelijk expliciet schaalniveau weergegeven kan worden. Daarnaast is het ook de bedoeling om deze methodiek uit te werken in een landelijke graadmeter en een kaartbeeld dat op nationaal niveau aangeven wat de toestand van de biodiversiteit is. Periodiek dient er een update te komen van de kaart en de graadmeter om te kunnen monitoren wat de kwaliteitsontwikkeling in de tijd is. Daarnaast kan de kaart door het natuurbeleid gebruikt worden om prioriteiten aan te geven voor behoud en bescherming van agrarische biodiversiteit. De achterliggende modellen geven inzicht in de factoren die de hoeveelheid biodiversiteit bepalen.

Binnen dit project wordt ook een verkenning gedaan van de haalbaarheid voor ontwikkeling van een eenvoudig (meta)model voor het agrarisch gebied. Het weergeven van de biodiversiteit in het agrarisch gebied en de ontwikkeling van een model is ook van groot belang in verband met de vraag wat de effecten van vergoedingen ten behoeve van het agrarisch natuur- of landschapsbeheer zijn en welke maatregelen het meest effectief zijn om de doelen van het natuurbeleid te halen.

Kennisvraag en onderzoeksvragen

Wat is de actuele toestand van de kwaliteit van de biodiversiteit van het agrarisch gebied op lokaal niveau in Nederland? Hoe is de ruimtelijke verdeling van de agrarische biodiversiteit in Nederland?

Het PBL heeft behoefte aan een samenhangende set van natuurgraadmeters die geschikt is voor signalering, beleidsevaluatie en verkenningen en informatie geeft op zowel nationale schaal als op een meer regionaal niveau. Voor de terrestrische natuur, in het bijzonder de EHS, is de ontwikkeling van de graadmeterset het verst gevorderd en wordt al veel gebruikt in allerlei producten van het PBL (Leefomgevingsbalansen, Nederland Later, diverse assessments). Voor het agrarisch gebied is nog geen goede indicator voor de biodiversiteit beschikbaar. Dit vraagt ook om een eenvoudig verkennend model dat de relatie tussen biodiversiteit en de belangrijkste condities (waaronder het agrarisch gebruik) in beeld brengt. Dit model dient ook ruimtelijk voldoende expliciet te zijn om te kunnen gebruiken voor ruimtelijke analyses.

Een aantal vragen moeten eerst worden beantwoord voordat in beeld kan worden gebracht wat de actuele toestand is van de kwaliteit van de biodiversiteit op lokaal niveau in Nederland. Ten einde tot een compleet overzicht te komen van de hoeveelheid en kwaliteit van de biodiversiteit in Nederland, dient er een definitie opgesteld te worden van wat het agrarisch gebied omvat. Daarna dienen er soorten, de kwaliteitsvariabelen, geselecteerd te worden. Naast dagvlinders en broedvogels is het belangrijk ook planten mee te nemen. Van deze drie soortgroepen is het meest bekend en deze drie soortgroepen zijn ook gebruikt voor het bepalen van het doelbereik van natuurreservaten (Reijnen *et al*, in prep.). Zowel de soorten als de groep van soorten als geheel dienen aan een aantal kwaliteitscriteria te voldoen. Van de deze set van kenmerkende soorten dienen landsdekkende kaarten gemaakt te worden van hun actuele verspreiding en dichtheid. Vervolgens is de vraag hoe deze verspreidingsgegevens gekoppeld dienen te worden aan ruimtelijke eenheden. Wat het juiste schaalniveau hiervoor is, is hier een belangrijke vraag. Vervolgens kan de mate van kwaliteit in beeld gebracht worden. Hierbij is de vraag hoe de klassengrenzen van de mate van doelrealisatie bepaald kunnen worden.

1.3 Natuurkwaliteit op lokaal niveau als indicator voor doelrealisatie van het beleid

Doel- en taakstellingen natuurbeleid

De beleidsopgave voor natuur is het zeker stellen van de biodiversiteit en het vergroten van de kwaliteit van de leefomgeving. Daarvoor is het nodig te werken aan behoud, herstel, ontwikkeling en duurzaam gebruik van de natuur. In de beleidsnota's 'Agenda Vitaal Platteland' (AVP) en 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' (NVM) is deze hoofddoelstelling als volgt uitgewerkt (LNV, 2004):

Echter, het landelijk gebied buiten de Ecologische Hoofdstructuur en Natura 2000, meer dan 60% procent van Nederland, is ook van belang voor de Nederlandse biodiversiteit. De ambities van het Rijksbeleid hebben ook betrekking op het landelijk gebied buiten de natuurgebieden. Zo staan in het Nederlandse natuurbeleid drie hoofddoelstellingen centraal, die betrekking hebben op heel Nederland:

- Zekerstelling van de biodiversiteit door behoud, herstel, ontwikkeling en duurzaam gebruik van natuur (LNV, 2000; LNV, 2006 Agenda voor een Vitaal Platteland, 10 Meerjarenprogramma 2007 – 2013).
- Per 2010 moet de achteruitgang van de – huidige – biodiversiteit een halt zijn toegeroepen (LNV 2007, Begroting LNV 2008).

- In 2020 zijn er duurzame condities voor het voortbestaan voor alle in 1982 voorkomende soorten en populaties (LNV, 2006 Agenda voor een Vitaal Platteland, Meerjarenprogramma 2007 – 2013).

1982 verwijst hierin naar de Conventie van Bonn. Deze doelstelling kan op verschillende wijze geïnterpreteerd worden. In strikte zijn kan bedoeld zijn dat op alle plekken (=populatie) waar in 1982 een soort voorkwam, duurzame condities voor voortbestaan gerealiseerd moeten worden. Aannemelijker lijkt echter dat bedoeld is dat condities benodigd voor duurzaam voorkomen van populaties van inheemse soorten landelijk gerealiseerd moeten zijn.

Omdat het ondoenlijk is om voor alle soorten afzonderlijke maatregelen te treffen, kiest het natuurbeleid voor een ecosysteemgerichte benadering: realiseren van gunstige omstandigheden voor levensgemeenschappen van soorten. Het idee is dat via bescherming van intacte ecosystemen afzonderlijke soorten behouden kunnen blijven. Het belangrijkste instrument voor het behouden van de ecosystemen is de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) en de Europese Natura 2000¹. In 2018 zou de EHS een samenhangend netwerk van kwalitatief hoogwaardige natuurgebieden op het land en in het water moeten zijn, waarbinnen ecosystemen behouden en hersteld worden. De nagestreefde ecosystemen in de EHS worden beschreven conform de natuurdoelen zoals aangegeven op de Landelijke Natuurdoelenkaart LNV, 2003) en beschreven in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al*, 2001).

Buiten de ruimtelijke hoofdstructuur, in het agrarisch gebied, zijn niet zulke concrete beleidsdoelstellingen op lokaal niveau geformuleerd. Er is sprake van een beleidsvacuüm buiten de natuurgebieden, omdat er weinig aandacht en geld voor natuur en landschap is. Er zijn geen concrete natuurdoelen voor het agrarisch gebied vastgesteld buiten de gebieden van de EHS. Wel zijn er algemene doelstellingen geformuleerd die betrekking hebben op heel Nederland, inclusief de steden en het agrarisch gebied. Met de provinciale regeling Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer (pSAN) is er wel een instrument geoperationaliseerd die ecologische doelen stelt op niveau van percelen en perceelsranden. In 2006 is het Actieprogramma Weidevogels 'Een rijk weidevogellandschap' gestart. Dit programma moet ervoor zorgen dat het aantal weidevogels in 2010 niet meer achteruitgaat. Daarnaast moet er 280.000 hectare goed weidevogelgebied beschikbaar zijn in 2018: het oppervlak collectieve weidevogelpakketten. Het SAN instrument is in het verleden echter versnipperd ingezet, de doelen waren relatief laag en de regeling werd provisioneel ingezet, waardoor de ecologische effectiviteit gering was (Van Hinsberg *et al*. 2007).

Tien tot twintig procent van de broed- en trekvogelsoorten die worden beschermd door de Vogelrichtlijn en iets meer dan vijftig procent van de soorten die worden beschermd door de Habitatrictlijn, komen in belangrijke mate voor in het agrarisch gebied (Natuurbalans 2009). Voor die soorten is ruimte buiten de Natura 2000-gebieden en de EHS nodig om de landelijke behoud- of hersteldoelstelling te realiseren. De landelijke staat van instandhouding van een groot aantal van deze soorten is ongunstig (EU, 2009). Daar het doel van de Vogelrichtlijn en Habitatrictlijn is om de staat van instandhouding gunstig te doen worden, liggen ook in het landelijk gebied uitdagingen dit te realiseren.

Aanvullend op het gebiedsgerichte beleid, dat via het realiseren van de EHS wordt vormgegeven, is er in het natuurbeleid ook soortgericht beleid geformuleerd. Dit is erop gericht om speciale beschermingsmaatregelen te treffen voor soorten waarvoor het EHS-beleid en ander gebiedsgericht beleid onvoldoende soelaas biedt. Het instrument dat

¹ Ook in Europa kiest men voor een ecosysteembenadering om biodiversiteit te beschermen. In het Europese netwerk van natuurgebieden, de Natura 2000, worden bedreigde ecosystemen (habitats) en soorten beschermd. In Nederland zijn de Natura 2000-gebieden onderdeel van de EHS.

daarvoor worden ingezet, is de leefgebiedenbenadering (LNV, 2007). Deze benadering richt zich potentieel ook op de soorten en leefgebieden van het agrarisch gebied die onder druk staan.

Nadere invulling natuurkwaliteit

In het agrarisch gebied zijn door het natuurbeleid geen concrete kwaliteitsdoelstellingen op gebiedsniveau geformuleerd. Voor de natuurreervaten is dit wel het geval. Vanaf 1995 is begonnen om invulling te geven aan de kwaliteitsdoelstellingen binnen de EHS (LNV, 1995). Sinds de nota 'Natuur voor mensen, mensen voor natuur' (LNV, 2000) worden deze kwaliteitsdoelen aangeduid met de term 'natuurdoelen'. In totaal zijn er 27 verschillende natuurdoelen. Deze natuurdoelen waren de basis voor zowel de kwalitatieve sturing (het nagestreefde kwaliteitsniveau van natuur in de EHS), als voor de kwantitatieve sturing (hoeveel hectares van een bepaald type moet worden gerealiseerd). De kwantitatieve sturing vindt plaats op basis van taakstellingen die zijn gepresenteerd in beleidsnota's, zoals Ecosystemen in Nederland (LNV, 1995), Programma Beheer (LNV, 1997), NVM (LNV, 2000) en het concept-SGR2 (concept 2^e Structuurschema Groene Ruimte). De 27 natuurdoelen zijn nader omschreven met de zogenoemde natuurdoeltypen-systematiek (Bal *et al.*, 2001). In totaal zijn er 92 natuurdoeltypen (Bal *et al.*, 2001). De kwaliteit van een natuurdoeltype op een bepaalde locatie kan worden afgemeten aan het halen van een bepaald percentage van aanwezige 'doelsoorten' die karakteristiek zijn voor dat natuurdoeltype (de soorten moeten dan wel met voldoende aantallen individuen voorkomen). Daarnaast moet de beheerstrategie voldoen. Als aan beide eisen is voldaan is sprake van realisatie van het natuurdoeltype.

In de natuurdoeltypologie wordt de kwaliteit van ecosystemen afgemeten aan de mate van voorkomen van doelsoorten. De 'doelsoorten' zijn soorten die in het beleid extra aandacht genieten (236 gewervelde diersoorten, 260 ongewervelde diersoorten en 546 soorten vaatplanten en mossen; Bal *et al.*, 2001). Deze soorten zijn geselecteerd uit de circa 33.000 inheemse Nederlandse soorten op basis van hun internationale en/of nationale belang, zeldzaamheid en/of trend. Alle soorten van rode lijsten, de Habitatrictlijn en de Vogelrichtlijn zijn als doelsoort opgenomen. Komen er voldoende doelsoorten van een natuurdoeltype in een gebied voor, dan is lokaal het natuurdoeltype gerealiseerd. Achterliggend idee is, dat wanneer de meeste bedreigde en/of zeldzame soorten aanwezig zijn, het leefgebied intact is en ook alle overige soorten van de betreffende habitat aanwezig zullen zijn. Een zelfde benadering wordt gevolgd in de Habitatrictlijn, waar de kwaliteit van een habitattypen wordt afgemeten aan het voorkomen van karakteristieke soorten. Ook in het traject van WNK/OPB werkt men met een soortgelijke systematiek, waarbij de biologische kwaliteit wordt beoordeeld op basis van het voorkomen van soorten (Index NL 2009).

Rijk, provincies en beheerders werken momenteel in de projecten Waarborging natuurkwaliteit' (WNK) en 'Omvorming programma beheer (OPB; LNV & IPO) aan een verdere aanscherping van deze 'gemeenschappelijke taal', in een nieuwe geharmoniseerde typologie van 18 natuurtypen en 58 beheertypen (deze typologie wordt ook wel Index NL genoemd). Kwaliteit binnen deze typen zal benoemd worden in termen van biotische kwaliteit (voorkomen soorten), vegetatiestructuur en milieucondities.

1.4 Beleidsvaluaties en gebruik graadmeters

Het PBL heeft als taak een jaarlijks beschrijving te geven van de kwaliteit van natuur, milieu en landschap, en evaluaties en verkenningen uit te voeren naar de vorderingen van natuur- en milieubeleid. Bij deze rapportage wordt uitgegaan van de algemene en operationele natuurdoelen die de ministeries zichzelf gesteld hebben (paragraaf 1.3).

Het is echter niet mogelijk om met één enkele graadmeter alle aspecten van biodiversiteit tegelijkertijd weer te geven. Om een compleet beeld te krijgen van biodiversiteit dient er een set van graadmeters te worden gepresenteerd die over verschillende tijd- en ruimteschalen samen de belangrijkste aspecten van biodiversiteit belichten.

De hier beschreven graadmeter, die de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied op lokaal niveau weergeeft, kan een rol spelen in evaluaties van deze natuurbeleidsdoelen. De natuurkwaliteit van een bepaald ecosysteem beschrijft namelijk hoe landelijk gezien de gemiddelde mate van voorkomen van soorten afwijkt van een intact ecosysteem en van een meer cultureel ecosysteem. Echter, daarmee ben je 'blind' voor soorten zijn die op landelijk niveau achteruitgaan of zelfs helemaal dreigen te verdwijnen. Daarnaast is het belangrijk om te kijken naar de ontwikkeling van de biodiversiteit over langere tijdschalen.

1.5 Natuurkwaliteit op lokaal niveau en overige PBL-graadmeters

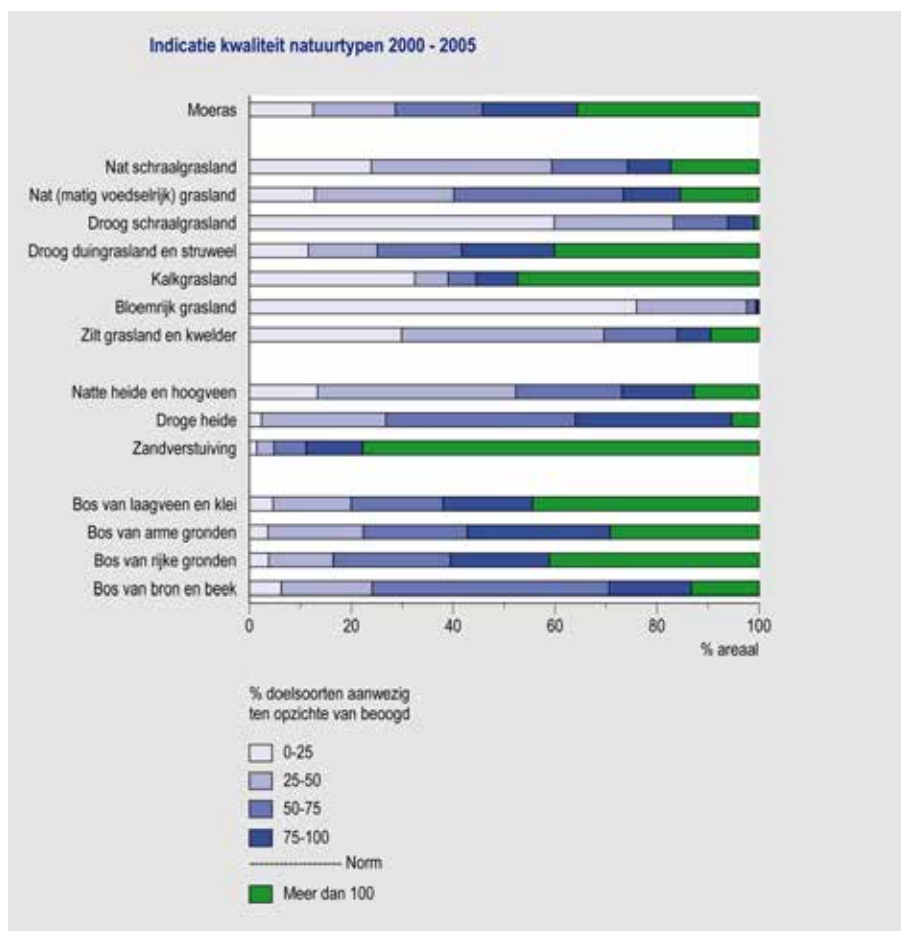
Hoewel de natuurkwaliteit op lokaal niveau een belangrijk aspect van biodiversiteit weergeeft, zijn er ook beperkingen. Zo is er geen zicht op de landelijke toestand van soorten. Ook is de gemiddelde lokale kwaliteit niet eenvoudig koppelbaar met uitspraken over lokale aanwezigheid van duurzame condities. Ook is het niet mogelijk om elk jaar een update te geven van de lokale kwaliteit op landelijk niveau. Hierdoor is een trend lastig weer te geven. Om deze zaken op te lossen heeft het PBL dan ook een set van graadmeters ontwikkeld. De set van graadmeters zijn complementair aan elkaar. In deze paragraaf hieronder wordt ingegaan op de relatie tussen de natuurkwaliteit op lokaal niveau en de overige biodiversiteits-gerelateerde graadmeters van het PBL (Tabel 1.1). Zo zijn er specifieke uitwerkingen van de ecosysteemgraadmeter. Daarnaast zijn er soortgerichte graadmeters en graadmeters voor condities.

Tabel 1.1. Kernindicatoren Natuur. De ecologische voetafdruk kan uitgedrukt worden in verschillende van onderstaande aspecten.

Generieke kern-indicatoren	Voorbeelden van specifieke uitwerkingen
Natuur	
Kwaliteit van ecosystemen	Kwaliteit van ecosystemen in deel gebieden zoals EHS, Natura 2000 of KRW-waterlichamen met natuurdoel (al dan niet op kaart). Ieder beleidsdoel heeft soms zijn eigen ecosystemeindeling en soortenset om kwaliteit te bepalen.
Toestand van inheemse soorten (Rode Lijst Index)	Trends van soorten uit VHR of KRW
Genetische variatie	Vooralsnog alleen uitgewerkt voor landbouwrassen
Condities voor natuur	
Oppervlakte natuur	Oppervlakte van EHS of Natura 2000. Of uitsplitsing naar oppervlakte met specifiek type beheer (bijv. agrarisch of particulier natuurbeheer)
Zuurgraad/voedselrijkdom passend bij nagestreefde ecosystemen	Condities voor dezelfde verbijzonderingen van ecosystemen (bijvoorbeeld EHS-, Natura 2000-, of KRW-doelen).
Vochttoestand passend bij nagestreefde ecosystemen	
Waterkwaliteit passend bij nagestreefde ecosystemen	
Ruimtelijke samenhang voor leefgebieden van (doel)soorten	Condities voor deel van de doelsoorten (bijvoorbeeld VHR-soorten, soorten in de verschillende Rode Lijst-categorieën, ed.).

Specifieke uitwerkingen van de ecosysteemkwaliteitsgraadmeter: de lokale EHS-kwaliteit

Figuur 1.1 laat zien hoeveel areaal van de beoogde natuurtype een bepaalde kwaliteit heeft. Deze informatie is afgeleid van een kaart, waarop te zien is waar locaties met hoge kwaliteit voorkomen. Net als bij de natuurwaarde is de lokale kwaliteit gebaseerd op het voorkomen van doelsoorten vogels, vlinders en planten. De beoordeling van de kwaliteit is daarbij gebaseerd op het Handboek Natuurdoeltypen, dat aangeeft hoeveel doelsoorten voor moeten komen voor een goede kwaliteit (Bal *et al*, 2001). Omdat geen concrete doelen zijn vastgesteld voor het agrarisch gebied, is het principieel niet mogelijk om het agrarisch gebied toe te voegen.

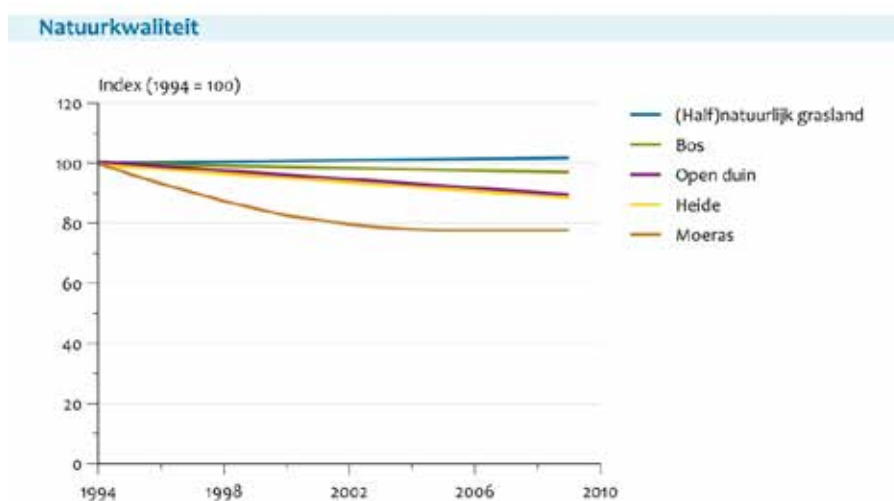


Figuur 1.1. De indicatie van de kwaliteit afgemeten in aantal aanwezige doelsoorten vergeleken met de norm voor dat natuurtype. De kwaliteit van zilt grasland en kwelder is een onderschatting. Bron: Natuurbalans 2007 (MNP, 2007).

Andere ecosysteem-gerichte graadmeters zijn de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) van de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de habitatkwaliteit van de Habitatrichtlijn. Voorbeelden zijn te vinden in de natuurbalansen en de rijksrapportages voor deze richtlijnen. Beide indicatoren beschrijven de kwaliteit van ecosystemen op basis van voorkomen voor soorten. Ecosysteemttypen kunnen afzonderlijk worden beoordeeld. Vervolgens wordt geteld hoeveel ecosystemen (c.q. waterlichamen of habitattypen) in bepaalde kwaliteitsklassen vallen. Ook hier krijgt elk ecosysteemtype een even grote waarde.

Trend ecosystemen op landelijk niveau: de Graadmeter Natuurwaarde

Ook op landelijk niveau kunnen er uitspraken worden gedaan over de ontwikkeling van de gemiddelde ecosysteemkwaliteit met de graadmeter natuurwaarde (Ten Brink *et al.* 2002; Reijnen *et al.*, in prep; zie Figuur 1.2). Via de landelijke meetnetten van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM), zijn er jaarlijks cijfers beschikbaar over de aantalsontwikkeling van soorten, zodat een de ontwikkeling van de natuurkwaliteit frequent gemonitord kan worden. Soorten zijn geselecteerd als kwaliteitsindicatoren voor ecosystemen. De methode is in principe consistent met die van de KRW, Natura 2000 en de Europese SEBI en mondiale CBD-richtlijnen. Zo kan bijvoorbeeld de 2010-doelstelling getoetst worden. De onderscheiden ecosystemen zijn: bos, heide, open duin, moeras en halfnatuurlijk grasland. Voor het agrarisch gebied blijkt het aantal meetpunten voor planten nog onvoldoende.



Figuur 1.2. De ontwikkeling van ecosystemen kan op landelijk niveau jaarlijks worden weergegeven.

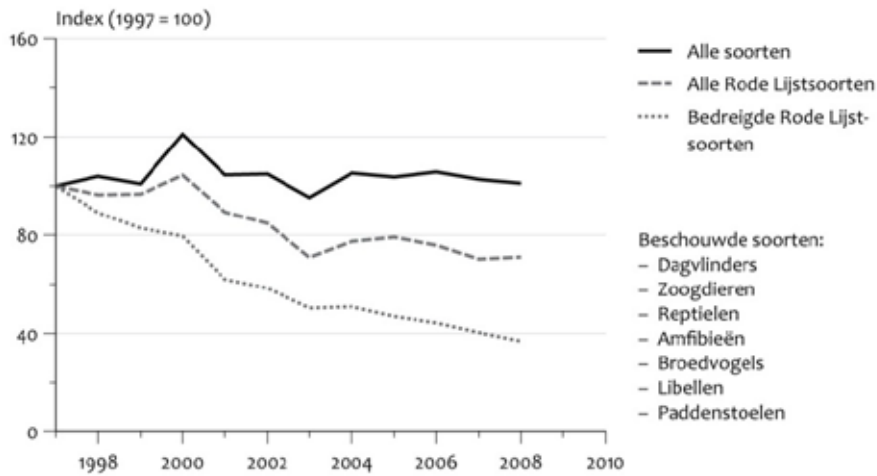
Soortgerichte graadmeter: de Rode lijst indicator (RLI)

Naast de ecosysteemgerichte graadmeters heeft het PBL ook soortgerichte graadmeters, die focussen op het soortaspect van de biologische diversiteit. Hoewel de natuurwaardegraadmeter uitspraken baseert op informatie van voorkomen van inheemse soorten, is deze graadmeter niet gericht op het in beeld brengen van diversiteit aan soorten. Zo worden nieuwe soorten niet meegenomen (zolang deze geen onderdeel geworden zijn van de ecosysteemreferentie) en doet de graadmeter geen uitspraken over verdwijnen van soorten. Hiervoor is de Rode lijst index (Ten Brink *et al.*, 2000).

Figuur 1.3 geeft een voorbeeld van de verandering in Rode Lijsten. In de Natuurbalans wordt de landelijke trends van rode lijst soorten gepresenteerd. Deze indicator geeft jaarlijks de recente trends in verschillende categorieën van de Rode Lijst. De trends zijn berekend met de CBS-methodiek van de soortgroeptrend-index.

Ruimtelijk specifieke uitwerkingen van deze graadmeter zijn nog niet operationeel. Wel zijn op basis van trend gegevens tal van verschillende beleidsrelevante uitwerkingen te geven. Zo kan met de soortgroeptrend-index gekeken worden naar de verandering in Vogel- en Habitatrictlijnsoorten. De berekeningswijze van de STI komt grotendeels overeen met de berekeningswijze van de Natuurwaarde, maar de methode van middeling en de afkap boven het referentieniveau verschilt

Populatieomvang soorten

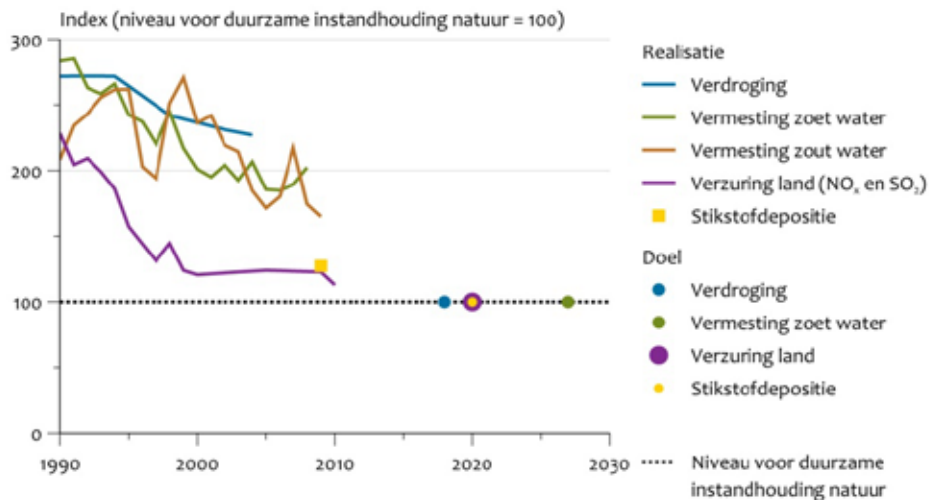


Figuur 1.3. Recente trends van diersoorten (dagvlinders, broedvogels, zoogdieren, amfibieën en reptielen) laten zien dat met name de bedreigde Rode Lijstsoorten nog sterk achteruitgaan. Voor een kortere Rode Lijst is meer oppervlakte geschikt leefgebied nodig en moeten de ruimtelijke samenhang en de milieucondities van gebieden verbeteren. Bron: NEM en CBS in Natuurbalans 2009 (PBL, 2009).

Ruimte- en milieucondities voor ecosysteemkwaliteit

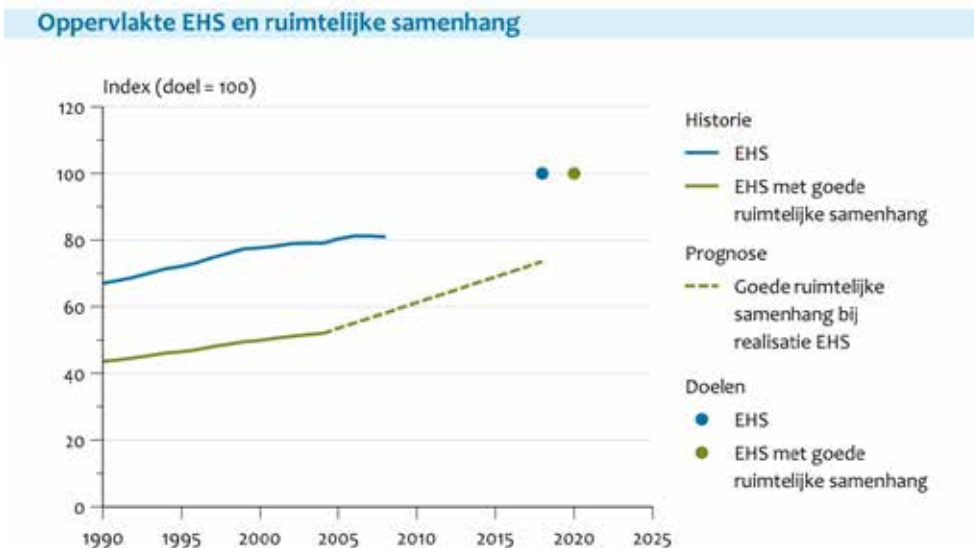
Figuur 1.4 geeft weer hoe belangrijke condities zich ontwikkeld hebben. Daarbij zijn milieucondities vergeleken met benodigde milieucondities voor lokaal nagestreefde intacte ecosystemen.

Milieudruk op natuur



Figuur 1.4. Milieucondities in natuurgebieden ontwikkelen zich in de goede richting. Ze zijn echter veelal nog onvoldoende om natuur duurzaam te behouden (PBL, 2008).

De condities zijn niet alleen te beschrijven voor milieuaspecten zoals verdroging en vermessing, maar ook voor ruimtelijke condities. Deze condities zijn in beeld te brengen door per locatie aan te geven voor welke doelsoorten gelet op noodzakelijk habitatareaal geschikt leefgebied aanwezig is. Geschikt leefgebied is gedefinieerd als de oppervlakte groot genoeg is voor een sleutelpopulatie. Figuur 1.5 geeft hiervan een voorbeeld.



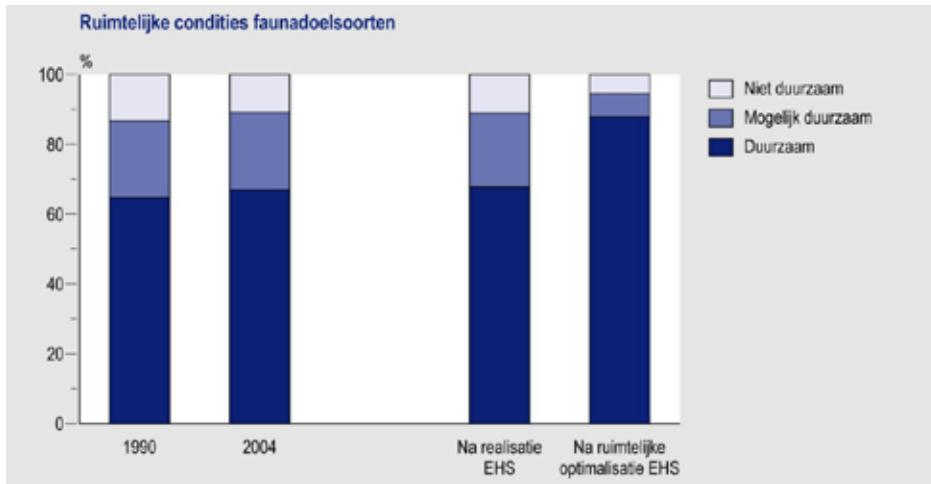
Figuur 1.5. Als de geplande EHS is gerealiseerd, ontbreekt voor een derde van de soorten toch nog een goede ruimtelijke samenhang. Nu de oppervlakte van de EHS toeneemt, neemt echter wel het aantal locaties met goede ruimtelijke kwaliteit toe. Als de overheid meer inzet op grote eenheden natuur, kan deze situatie nog verbeteren. Bron: MNP, 2008.

Voor het duurzaam voortbestaan van soorten die afhankelijk zijn van het agrarisch gebied, is het van belang dat ruimte- en milieuocondities op orde zijn. Doordat de agrarisch gebruikte gebieden steeds monofunctioneler worden en steeds intensiever worden gebruikt voor de productie van landbouwproducten, verslechteren ruimte- en milieuocondities voor de in het wild levende soorten. Deze ruimte- en milieuocondities zouden ook voor biodiversiteit die (deels) afhankelijk is van het agrarisch gebied in beeld gebracht kunnen worden.

Ruimtelijke condities voor duurzaam voortbestaan van soorten

Ook op het niveau van soorten heeft het planbureau conditie-gradometers. Figuur 1.6 geeft een voorbeeld van de gradometer voor duurzame ruimtecondities bij optimale milieuocondities in de EHS na realisatie. Deze figuur, onder andere gepresenteerd in natuurbalansen, laat zien dat voor een aantal soorten, ook onder optimale milieuocondities, de ruimte ontoereikend is voor duurzame instandhouding. Momenteel zijn uitspraken te doen voor de doelsoorten vlinders, vogels en planten. Daarbij kan bekeken worden of condities voldoende zijn met of zonder milieuocondities (Pouwels *et al*, in prep).

Nu is de indicator gebaseerd op de ruimtelijke configuratie van natuurgebieden. Dit geeft echter een onvolledig beeld voor alle in Nederland in het wild levende soorten. Soorten die (groten)deels afhankelijk zijn van het agrarisch gebied, zouden ook betrokken kunnen worden in deze analyse. Denk bijvoorbeeld aan weidevogels. Voor deze soortgroep is het van belang om grote eenheden met een open landschapsstructuur te hebben om geen ruimtelijke knelpunten te ondervinden.



Figuur 1.6. Realisatie van de EHS leidt, uitgaande van de huidige beleidspraktijk, slechts tot een geringe verbetering van de ruimtelijke samenhang voor diersoorten. De figuur is gebaseerd op de aanname dat de milieu- en watercondities optimaal zijn.

Graadmeters in internationale context

Het PBL is geregeld betrokken bij internationale assessments. Daarnaast is het van belang om in nationale assessments de gevolgen van Nederlands handelen in het buitenland te volgen. In principe kunnen effecten op het buitenland in beeld gebracht worden met alle verschillende graadmeters. Tot op heden is de natuurwaarde graadmeter gebruikt om de voetafdruk weer te geven. Daarbij is het interessant om ook onderscheid te maken tussen biodiversiteit in natuurgebieden en biodiversiteit in agrarische gebieden. De Rode Lijst indicator is internationaal algemeen geaccepteerd, maar de criteria die bijvoorbeeld het IUCN hanteert verschillen van de Nederlandse invulling.

2 Methode

Om de ecologische kwaliteit van het agrarisch gebruikte gebied te bepalen dienen er een aantal stappen te worden gezet (Figuur 2.1). Allereerst dient er omschreven en op kaart vastgelegd te worden, wat de omgrenzing van het agrarisch gebruikte gebied is. Dan dienen de kwaliteitsindicatoren/soorten te worden vastgesteld, waarop de ecologische kwaliteit kan worden bepaald. Vervolgens dienen er maatstaven te zijn, waartegen de ecologische kwaliteit kan worden afgezet.

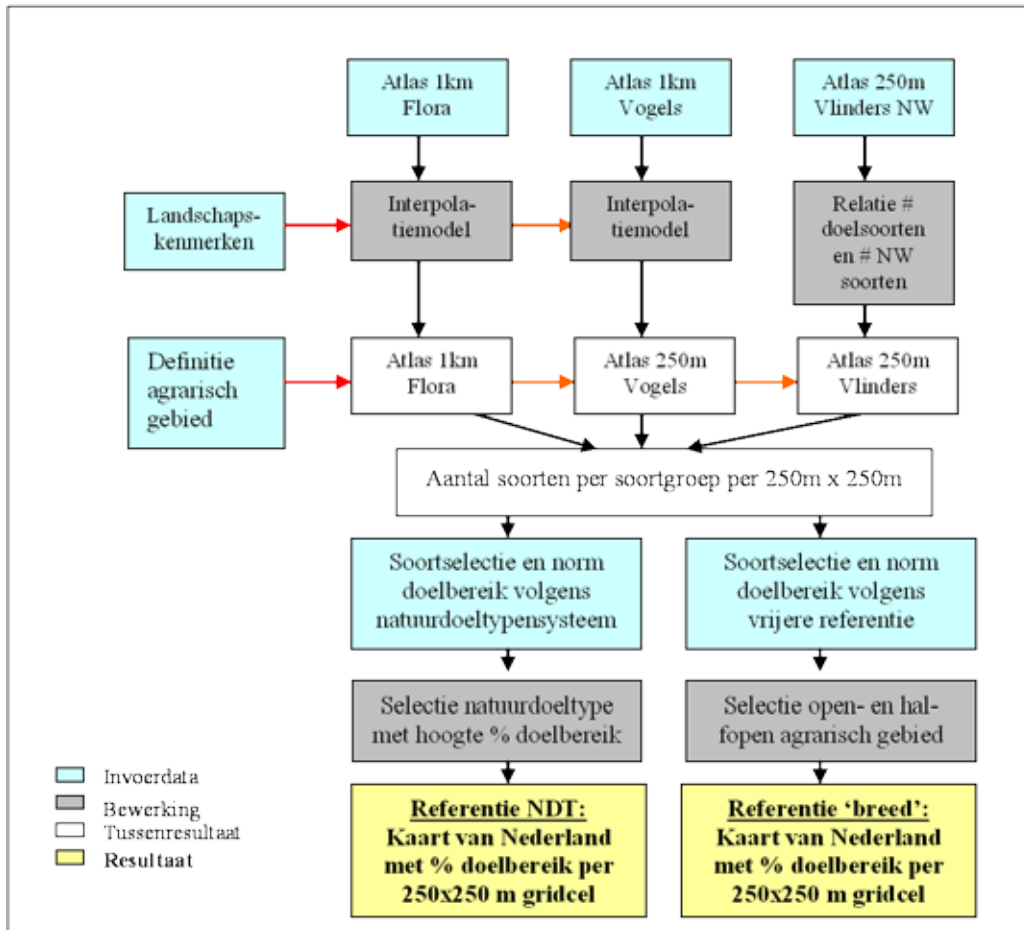
Een van de benodigheden om de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied vast te kunnen stellen, zijn de ecologische gegevens. Het gebruik van het voorkomen van soorten als maat voor natuurkwaliteit, is een algemeen geaccepteerde methode, en sluit aan bij de manier waarop internationaal natuurkwaliteit wordt beschreven, zoals bij de indicatoren gedefinieerd door de EEA in het SEBI-project (2007). De soortgroepen waarvan de meeste gegevens beschikbaar zijn, zijn de vaatplanten, broedvogels en de dagvlinders. Deze soortgroepen zijn representatief voor terrestrische systemen omdat ze indicatief zijn voor de verschillende schaalniveaus. Voor vaatplanten zijn vooral de lokale standplaatscondities van belang. Voor dagvlinders is het voorkomen van het vegetatie mozaïek en de structuur van deze vegetatie van belang. Voor vogels is vooral de configuratie van het landschap van belang. Deze drie soortgroepen samen, maken meer dan 3/4e deel uit van alle doelsoorten van het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.* 2001). De natuurkwaliteit voor natuurgebieden is ook bepaald aan de hand van deze soortgroepen. Hierdoor is een vergelijking van de natuurkwaliteit van natuurgebieden met agrarisch gebieden mogelijk.

De beschikbaarheid van ecologische gegevens is beperkt en de kwaliteit veelal te wensen overlaat, dienen er keuzes gemaakt te worden over de invulling van deze gegevens. In dit project is er voor gekozen om zo dicht mogelijk bij de beschikbare gegevens te blijven en voor de gebieden waarvoor geen gegevens zijn, gebruik te maken van General Linear Models. Corporaal *et al.* (2010) werken met stenociteitswaarden per soort die gekoppeld zijn aan maatregelen. Op deze wijze doen zij uitspraken over de natuurkwaliteit in het agrarische gebied.

Om de natuurkwaliteit te bepalen, is uitgegaan van twee verschillende sets van kwaliteitsindicatoren of soorten. Er is gewerkt met een smalle set die een natuurlijke referentie heeft en geënt is op het Handboek Natuurdoeltypen en een set die breder is en ook meer algemene indicatieve plantensoorten omvat. Deze brede set is meer geënt op een culturele referentie. De smalle set is gebruikt zodat de methode om de ecologische kwaliteit voor het agrarisch gebied te bepalen gelijk is aan de methode zoals die voor natuurgebieden is gebruikt (Reijnen *et al.*, 2010). Deze soortenset en gebiedsindeling is volledig ontleent aan het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.* 2001). Op deze manier kunnen natuurgebieden en agrarisch gebieden met elkaar vergeleken worden, omdat precies dezelfde grondslag is gebruikt. Ten tweede is gebruik gemaakt van een brede set van soorten. Deze brede set is te vergelijken met de invulling van de graadmeter natuurwaarde (Reijnen *et al.*, 2010.). Deze brede set omvat meer soorten dan de smalle set van soorten en bevat soorten die indicatief zijn voor een goede ecologische kwaliteit. Dit zijn zowel soorten die zeldzaam zijn, maar ook enkele soorten die algemener voorkomen.

Het beheer in het agrarisch gebied speelt vaak een sleutelrol in het realiseren van biodiversiteit. De methode in deze studie laat het niet toe om ook het beheer (pSAN) als verklarende variabele mee te nemen. Enerzijds is het niet mogelijk om beheer mee te nemen als verklarende variabele in de modellen, omdat niet duidelijk is of de aangetroffen dichtheden een resultaat van beheer zijn, of dat het beheer heeft

plaatsgevonden in de gebieden met hoge dichtheden. Anderzijds dienen alle gegevens op detail niveau bekend te zijn om uitspraken over de effectiviteit van beheer te kunnen doen. Er zijn wel andere modellen die iets kunnen zeggen over de effectiviteit van beheer (Schotman *et al.* 2008, Schrijver *et al.* 2010.).



Figuur 2.1. Stroomschema aanpak bepaling natuurkwaliteit van het agrarisch gebied.

2.1 Definitie agrarisch gebied

2.1.1 Uitgangspunten

Ten eerste dient er een definitie opgesteld te worden van wat het agrarisch gebied omvat en wat niet. Deze definitie dient aan te sluiten op relevante beleidscategorieën en beschikbare data. Ze dient in zekere zin een contramal te zijn van de definities die voor 'natuurlijke' ecosystemen zijn gehanteerd zoals heide, halfnatuurlijk grasland, stad, zoet water enz. waarvoor reeds lokale kwaliteitskaarten gemaakt zijn.

Een definitie van het agrarisch gebruikte gebied dient consistent te zijn over tijd- en ruimteschalen. Vroeger waren blauwgraslanden bijvoorbeeld een bijproduct van de agrarische bedrijfsvoering. Tegenwoordig zijn deze graslanden veelal in beheer bij terreinbeherende organisaties en noemen we ze natuur. Daarnaast dient de definitie consistent te zijn in de Europese context, zodat een vergelijking met andere Europese landen mogelijk is. De definitie van het agrarisch gebruikte gebied, die gebruikt is in dit project is als volgt.

Definitie agrarisch gebied

Al het bodemgebruik waarvan de primaire functie het agrarisch gebruik is, zoals akkers (alle gewastypen), graslanden en fruit- en boomkwekerijen. Ook houtwallen, houtsingels, heggen, kleine bosjes, wegbermen, agrarische bebouwing, dijken, sloten en kleine wateren vormen integraal onderdeel van het agrarisch gebied. Gebieden waar agrarisch natuurbeheer plaatsvindt, vallen ook onder dit type omdat de hoofdfunctie de agrarische productie is.

Veel van de abiotische en biotische processen zijn beïnvloed of aangepast aan de eisen van de land- en akkerbouw. Bemesting is vaak hoog, er heeft vaak grondwateronttrekking plaats gevonden, onkruidbestrijding, grondontsmetting en grondbewerking.

Gebieden waarvan de hoofdfunctie niet-agrarisch is, zoals aaneengesloten stedelijke gebieden, industrieterreinen, grootschalige infrastructuur, sportvelden, natuurgebieden en bossen vallen buiten de definitie. Ook grote zoete en zoute wateren vallen niet onder het agrarisch gebied. Kassen vormen een uitzondering op de regel en zijn in dit project niet meegenomen.

2.1.2 Agrarisch gebied op kaart

Om de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied te bepalen, is het van belang voor elke 1000m x 1000m en 250m x 250m gridcel het areaal agrarisch gebied vast te stellen. Hiertoe is de gehanteerde definitie geoperationaliseerd door een kaart te maken van het agrarisch gebied. Bij de procedure is gebruik gemaakt van AML en daarin zijn alle invoer- en uitvoerbestanden gedefinieerd, zie Bijlage 1. Als basis is de CBS bodemstatiek gebruikt. Deze is gebaseerd op de Top10 en is vergrid naar 2.5m x 2.5 m. Er wordt onderscheid gemaakt in de natuurtypen natuur, water, stedelijk en agrarisch. Voor dit project is de categorie agrarisch gebruikt, waarbij het (half)natuurlijk grasland tot de categorie natuur gerekend is. Ook landschapselementen zoals heggen, houtwallen, bosjes, sloten, poelen en kleine wateren, net zoals agrarische bebouwing zijn integraal onderdeel van het agrarisch gebied. Grote wateren als rivieren en kleinere wateren die hiermee in verbinding staan zijn aan het natuurtype water toegekend, andere kleine wateren behoren tot het agrarisch gebied. Bosjes kleiner dan 0.5 ha en lijnvormige beplanting smaller dan 50 m vormen onderdeel van het agrarisch gebied. Er is daarom een buffer van 25 m rondom het agrarisch gebied uit de CBS-bodemstatistiek gebruikt om het agrarisch gebied met deze elementen op te rekken (zie Kader 1).

Alle terreinen die in eigendom zijn van terreinbeherende organisaties, zoals Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, de Provinciale Landschappen behoren niet tot de definitie en zijn niet op kaart gezet. Ook de (half)natuurlijke graslanden behoren tot de natuurrezervaten en zijn niet op kaart gezet. Bossen groter dan een halve hectare, grote wateren zoals rivieren, stedelijke infrastructuur en wegen behoort ook niet tot het agrarisch gebied. Zie voor enkele voorbeelden de tekstbox 'Het agrarisch gebied op kaart; enkele voorbeelden'. Het eindresultaat van de kaart van Nederland met de afbakening van het agrarisch gebruikte gebied staat in Figuur 2.2.

Kader 1. Het agrarisch gebied op kaart; enkele voorbeelden



Uitsnede uit de kaart van het agrarisch gebied. Links topografie 1990 rechts indeling in landbouwgebied (lichtbruin) en natuur (groen), grote rijkswateren (blauw) en het stedelijk gebied (niet ingevuld).

Uit de CBS bodemstatistiek kaart met een resolutie van 2.5m x 2.5m, zijn de doorgaande wegen gridcellen geteld die binnen het gebufferde landbouwgebied vallen. Wegen die door natuurgebieden of stedelijk gebied lopen, zijn buiten beschouwing gelaten. Voor alle wegen is met behulp van het Algemeen Hoogtebestand Nederland (AHN) uitgerekend of deze op een dijk zijn gelegen.



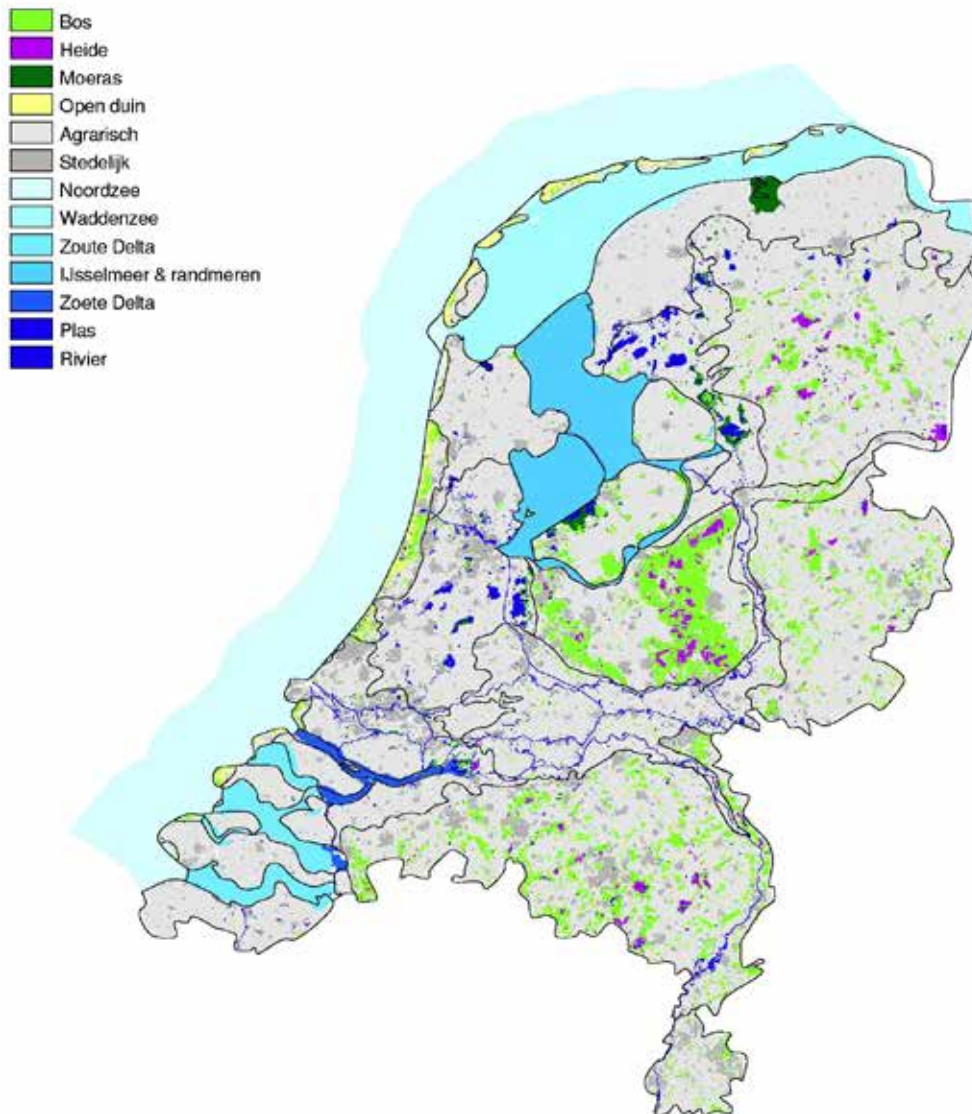
Links topografie met wegen door landbouwgebied en rechts de wegen die op dijken zijn gelegen.

Alle water en bos gridcellen van 25 m die niet zijn afgedekt door natuur met 25 m buffer zijn geclassificeerd naar elementen van kleiner dan 1 ha of groter. Deze water en bos gridcellen zijn afkomstig uit Basiskaart Natuur 2006 NVK-versie. Ook is voor elke kilometer-gridcel het aantal km smalle en brede sloot uitgerekend.



Links kleine bosjes binnen een kilometer-gridcel en midden de poelen en rechts de smalle sloten.

Natuurtypen



Figuur 2.2. Terrestrisch Nederland bestaat voor meer dan 2/3 deel uit agrarisch gebruikt gebied.

2.2 Vaatplanten

Doel is om de floristische kwaliteit van het agrarisch gebied in Nederland in kaart te brengen op niveau van 250 meter x 250 meter. Er zijn geen actuele landsdekkende verspreidingsgegevens van voldoende kwaliteit beschikbaar om de floristische kwaliteit van het agrarisch gebruikte gebied direct weer te geven. Over het algemeen zijn de meest soortenrijke kilometerhokken van Nederland het best bemonsterd. Agrarische kilometerhokken zijn vaak zeer arm aan zeldzame planten(doel)soorten. De kilometerhokken die overwegend uit agrarisch gebied bestaan, zijn slecht geïnventariseerd.

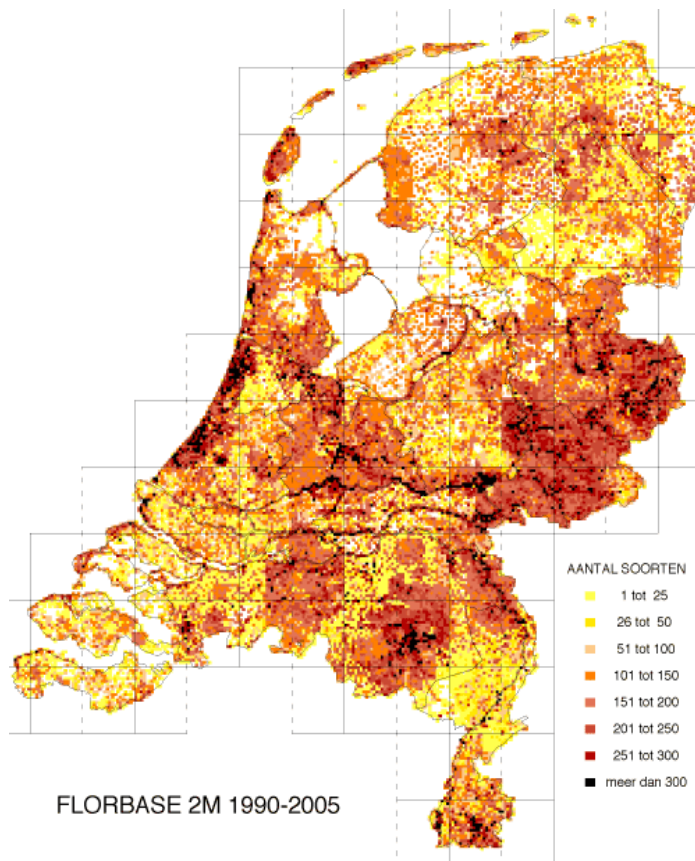
De landelijke vegetatiedatabank van Nederland bevat vegetatieopnamen, maar deze hebben betrekking op meetvlakjes van enkele vierkante meters en zijn daarom ongeschikt om landsdekkende beelden te maken. FlorBase bevat waarnemingen van planten per kilometerhok van heel Nederland. Echter, de gegevens van het agrarisch gebied zijn over het algemeen onvolledig of niet onderzocht en deze kwaliteit varieert bovendien sterk per regio (Witte *et al.* 2000). Daarnaast zijn de gegevens van het FlorBase bestand op de schaal van een vierkante kilometer. De meeste kilometerhokken in Nederland bevatten een mix van stad, natuur, water en agrarisch gebied. Het is daarom niet mogelijk om op basis van een 'slimme' soortselectie uitspraken te doen over deelgebieden van het kilometerhok. Dit maakt dat ook FlorBase ook niet direct bruikbaar is.

Om toch een beeld te kunnen geven van de verspreiding van (groepen van) plantensoorten op een landelijke schaal zijn General Linear Models gemaakt. Het gebruik van General Linear Models is analoog aan de gehanteerde methode voor het vervaardigen van hotspotskaarten voor dagvlinders en broedvogels (Van Swaay *et al.* 2006, Van Turnhout *et al.* 2006). Hiertoe zijn floristische meetgegevens uit het FlorBase 2M bestand van kilometerhokken die geheel uit agrarisch gebied bestaan geconfronteerd met habitatkenmerken als verklarende variabelen (verder predictoren genoemd) van het voorkomen van de floristische kwaliteit. Op deze wijze kan voor al het agrarisch gebied van Nederland toch een indicatie worden gegeven over de te verwachte floristische kwaliteit.

2.2.1 Verspreidingsgegevens

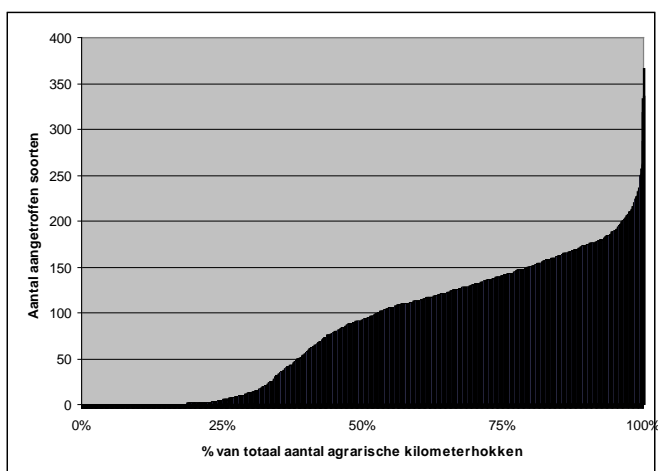
Voor de invoer voor het maken van de General Linear Models van plantensoorten in het agrarisch gebruikte gebied, is uitgegaan van het FlorBase 2M bestand. FLORON beheert samen met het Nationaal Herbarium Nederland (NHN) de landelijke floradatabank FlorBase. Deze databank bevat plantenwaarnemingen vanaf 1975 op het schaalniveau van 1x1 kilometer. Het gaat in belangrijke mate om de waarnemingen die de vrijwilligers binnen de FLORON-projecten hebben verzameld, maar ook om gegevens van professionele organisaties, zoals provincies, terreinbeheerders en onderzoeksinstituten. FlorBase bevat inmiddels ruim 10 miljoen waarnemingen uit de periode 1975-2005. Het is daarmee het meest complete bestand van verspreidingsgegevens van de Nederlandse wilde flora (Figuur 2.3).

Voor elke gridcel van 1km x 1km en 250m x 250m in Nederland is bepaald welk percentage uit agrarisch gebied bestaat, zie paragraaf 2.1 voor de definitie van het agrarisch gebied. Om het General Linear Model te maken is gebruik gemaakt van kilometerhokken die voor 99.9% uit agrarisch gebied bestaan. 4215 kilometerhokken bestonden volgens de gehanteerde definitie bijna geheel uit agrarisch gebied. Het aantal aangetroffen waargenomen plantensoorten per agrarisch kilometerhok is weergegeven in Figuur 2.4. 562 kilometerhokken bevatten in het geheel geen waarnemingen van plantensoorten, dat is 13% van het totaal aantal agrarische kilometerhokken. Het is erg onwaarschijnlijk dat er in werkelijkheid helemaal geen wilde planten in deze kilometerhokken staan. De kans dat er bijvoorbeeld maar 25 planten zijn aangetroffen is ook onwaarschijnlijk, maar wel waarschijnlijker. Het is echter de vraag of en waar een grens gelegd moet worden voor het meenemen van de kilometerhokken met weinig waarnemingen voor invoer voor het maken van de General Linear Models. FLORON gaat uit van een minimum aantal soorten dat in een kilometerhok moet worden aangetroffen om als goed onderzocht te worden aangemerkt. Voor het agrarisch gebied is deze methode echter ongeschikt. Agrarische kilometerhokken kunnen namelijk zeer soortenarm zijn. Gegevens over de waarnemingsintensiteit van kilometerhokken ontbreken geheel. Waarschijnlijk is er sprake van een afhankelijkheid van het aantal werkelijk voorkomende plantensoorten en het aantal waarnemingen dat in FlorBase bekend is. Immers, de floristisch meest interessante kilometerhokken zijn het best onderzocht en de floristisch minst interessante kilometerhokken zijn het slechts bezocht. Echter, het is niet zeker of deze relatie bestaat en hoe deze relatie is.



Figuur 2.3. Dekking van het FlorBase 2M bestand.

In de analyse zijn daarom twee aparte General Linear Models gemaakt. De ene waarbij alle kilometerhokken zijn meegenomen die overwegend uit agrarisch gebied bestaan, ongeacht het aantal aangetroffen soorten. De andere set van General Linear Models is gemaakt met gebruikmaking van alleen die kilometerhokken met agrarisch gebruik waarin één of meer plantensoorten zijn aangetroffen. Via een hiaatopvullingsmethode zou de mogelijkheid onderzocht kunnen worden in hoeverre het mogelijk is FlorBase te corrigeren voor ruimtelijke verschillen in de intensiteit waarmee kilometerhokken zijn geïnventariseerd (Witte *et al*, 2000).



Figuur 2.4. Het totaal aantal aangetroffen plantensoorten in kilometerhokken die voor meer dan 99.5% uit agrarisch gebruikt gebied bestaan.

2.2.2 Selectie van predictoren

Er heeft eerst een exploratieve dataverkenning plaatsgevonden, om te testen of aan de hand van omgevingsvariabelen de floristische kwaliteit van het agrarisch gebied geschat kon worden. Een nevendoeel van deze dataverkenning was om te bepalen wat de belangrijkste predictoren zijn, die de floristische kwaliteit in het agrarisch gebruikte gebied verklaren. Het verschil tussen de waarden uit het interpolatiemodel en de werkelijke meetpunten uit deze pilot, was aanleiding om een aantal predictoren toe te voegen. De uiteindelijke lijst van gebruikte predictoren staat in Tabel 2.1. Een uitgebreide beschrijving van predictoren en de gebruikte bronnen staan in Bijlage 2.

Tabel 2.1. Predictoren die gebruikt zijn voor het maken van General Linear Models.

Oppervlakte akker	Lengte greppels
Oppervlakte grasland	Lengte beken
Oppervlakte fruitbomen, boomteelt	Oppervlakte kleine wateren
Ecodistrict	Lengte heggen
Gemiddelde grondwaterhoogte	Lengte houtwallen
Gemiddelde pH	Lengte bomenrijen
Stikstofdepositie	Oppervlakte bosjes
Bemestingsniveau	Lengte wegbermen
Mate van abiotisch mozaïek	Oppervlakte agrarische bebouwing
Mate van gebruik gewasbeschermingsmiddelen	Relief
Oppervlakte dijken	Gemiddelde perceeloppervlakte
Lengte brede sloten	Gemiddelde afstand tot natuur
Lengte smalle sloten	

Uit de exploratieve dataverkenning bleek dat het ecodistrict altijd als belangrijkste verklarende variabele werd aangewezen. Daarom is besloten om per ecodistrict, mits er voldoende kilometerhokken beschikbaar waren om statistisch betrouwbare uitspraken te doen, aparte General Linear Models te maken. Het aantal kilometerhokken dat beschikbaar was voor het maken en toepassen van de General Linear Models staat in Tabel 2.2.

Tabel 2.2. Aantal kilometerhokken die bijna volledig bestaan uit agrarisch gebied dat beschikbaar zijn om General Linear Models mee te maken. 'Fitten' geeft het aantal FlorBase kilometerhokken weer met één of meer plantenwaarnemingen beschikbaar zijn. 'Fitten, 0 sp.' Geeft het aantal FlorBase kilometerhokken weer waarin geen plantensoorten beschikbaar zijn. 'Voorspellen' geeft het aantal kilometerhokken in Nederland weer die voor meer dan 99,9% uit agrarisch gebied bestaan, waarop het interpolatiemodel toegepast dient te worden.

	az	du	ge	gg	hl	hz	kd	lv	nz	ri	zk
Fitten	0	0	40	0	9	1449	0	306	0	354	2057
Fitten, 0 sp.	1	0	0	0	0	70	0	45	0	2	444
Voorspellen	239	39	344	140	497	13542	45	1967	2	3135	6313

In totaal zijn de interpolatiemodellen gebaseerd op 4215 kilometerhokken, waarvan FlorBase gegevens voorhanden waren en die voor 99.9% uit agrarisch gebied bestonden, volgens de bovenstaande definitie. Van 562 van de in totaal 4215 kilometerhokken had geen enkele plantenwaarneming in FlorBase.

Om een landelijke voorspelling van het aantal vaatplanten soorten te verkrijgen worden de regressiemodellen toegepast op de "Voorspellen" data. Uit Tabel 2.2 blijkt dat een aantal ecodistrict categorieën (az, du, gg, kd en nz) ontbreken voor de "Fitten" set terwijl ze wel voorkomen in de "Voorspellen" set. Voor deze categorieën kunnen dus geen voorspellingen worden gedaan. Tevens geldt dat sommige ecodistrict categorieën (az, ge en hl) weinig voorkomen. Om dit verhelpen is besloten om voor "Fitten" en "Fitten, 0 sp." de weinige waarnemingen voor de categorieën (az, du, ge, gg, hl, kd, nz) te verwijderen. Voor "Voorspellen" zijn de volgende ecodistricten samengevoegd of verwijderd:

az: (afgesloten zeearmen) als zeekleigebied
 du: (duinen) als hoge zandgronden
 ge: (geestgronden) als hoge zandgronden
 gg: (getijdengebied) als zeekleigebied
 hl: (heuvelland) als hoge zandgronden
 kd: (kalkrijke duinen) als hoge zandgronden
 nz: (noordzee) verwijderen

Op deze wijze krijgen we toch voorspellingen voor de "Voorspellen" kilometerhokken, maar vervuilen we het gefitte model niet met de afwijkende ecodistricten. Deze wijzigingen geven de aantallen waarnemingen zoals in Tabel 2.3.

Tabel 2.3. Uiteindelijke selectie van ecodistricten waarvoor voldoende gegevens voorhanden waren om aparte General Linear Models voor te maken. 'Maken' geeft het aantal FlorBase kilometerhokken weer met één of meer plantenwaarnemingen beschikbaar zijn. 'Maken, 0 sp.' Geeft het aantal FlorBase kilometerhokken weer waarin geen plantensoorten beschikbaar zijn. 'Voorspellen' geeft het aantal kilometerhokken in Nederland weer die voor meer dan 99,9% uit agrarisch gebied bestaan, waarop het interpolatiemodel toegepast dient te worden.

	hz	lv	ri	zk
Fitten	1449	306	354	2057
Fitten, 0 sp.	70	45	2	444
Voorspellen	13542	1967	3135	6692

Vervolgens is gekeken naar de verdeling van de predictoren zowel op de oorspronkelijke schaal als na log transformatie en na logit transformatie (voor percentages). Daarbij zijn alle data gebruikt, dus zowel model maken als model toepassen. Alle verdelingen zijn scheef naar rechts. De verdeling voor gras en akker zijn iets symmetrischer na de logit transformatie. Voor de andere predictoren is er weinig verschil tussen log en logit en daarom is gekozen voor de log transformatie. In Bijlage 3, appendix A zijn de verdelingen op de oorspronkelijke en op de getransformeerde schaal gegeven.

In Bijlage 3, appendix B zijn opgenomen de verdelingen van de predictoren voor de categorieën "Fitten" en "Voorspellen". Daaruit blijkt dat voor de meeste predictoren de range ongeveer gelijk is. Uitzonderingen hierop zijn afstand tot natuur, reliëf, hoeveelheid bos en lengte sloten waarvoor de range onder "Voorspellen" ruimer is. Dat impliceert dat voor modellen met deze predictoren en voor sommige kilometerhokken er sprake kan zijn van extrapolatie bij het toepassen van het regressiemodel. In deze grafieken zijn vocht, voedsel en zuur niet opgenomen omdat dit feitelijk kwalitatieve predictoren zijn op 12 niveaus. Hetzelfde geldt voor abiotisch mozaiek op 14 niveaus. De aantallen keren dat elk van de niveaus van deze predictoren voorkomen staan in Tabel 2.4. Er is verder vanuit gegaan dat deze predictoren kwantitatief zijn.

Tabel 2.4. Aantal keer dat elk van de niveaus van de predictoren voorkomen in de dataset voor het maken van de General Linear Models.

Gem. grondwater hoogte (Ellenberg)	Aantal	Gem. stikstofdep ositie (Ellenberg)	Aantal	Gem. pH (Ellenberg)	Aantal	Mate van abiotisch mozaïek	Aantal
1.000	9754	1.000	972	1.000	11474	0	118
1.500	85	1.500	1	1.226	34	1	334
1.857	23	2.000	3421	1.333	402	2	727
2.000	6330	2.484	34	1.429	23	3	3963
2.333	5	2.500	5	1.500	5	4	4762
2.500	6	2.600	50	1.667	1	5	5959
2.565	34	2.667	2	2.000	10487	6	5540
2.600	50	2.750	1	2.250	1	7	3985
3.000	13257	3.000	19819	2.333	4	8	3336
3.333	1	3.429	23	2.400	50	9	918
3.500	229	3.500	1	2.500	50	10	321
4.000	289	4.000	5734	3.000	7532	11	70
						12	28
						13	2

Correlaties tussen predictoren

De correlaties tussen de (getransformeerde) predictoren zijn in het algemeen kleiner dan 0.5, zowel voor de categorie "Fitten", "Fitten, 0 sp." en 'Voorspellen', als ook voor alled drie de categorieën samen. Voor "Fitten" en "Fitten, 0 sp." zijn er hoge correlaties tussen {akker, gras}, {gras, mest} en {akker, mest} groter dan 0.9, maar de overeenkomstige correlaties voor "Voorspellen" zijn niet hoog. Dit reflecteert het feit dat de "Fitten" categorie het agrarisch gebied betreft waarin voornamelijk akker en gras voorkomen. Bovenstaande observaties waren aanleiding om mest te verwijderen als predictor; en tevens om gras niet te gebruiken als potentiële predictor voor het aantal doelsoorten in akkers en het aantal soorten van de 'brede set' in akkers, en akker niet als potentiële predictor voor alle andere soorten.

Interpolatie

De invoer bevat vooral kilometerhokken die voor het grootste deel uit agrarisch gebied bestaan. Echter, de toepassing zou potentieel ook plaats kunnen vinden voor kilometerhokken die maar voor een fractie uit agrarisch gebied bestaan. Een grafiek van akker versus gras voor "Fitten" en voor "Voorspellen" is opgenomen in Bijlage 3, appendix C. Dit impliceert dat bij het toepassen van een model met akker en gras er sprake kan zijn van extrapolatie. Er is ervoor gekozen om geen uitspraken voor kilometerhokken te doen die voor minder dan 75% uit agrarisch gebied bestaan. De keuze om geen uitspraken te doen voor kilometerhokken die voor minder dan 75% uit agrarisch gebied bestaan, wordt ook ondersteund door de relatie tussen het aangetroffen aantal plantendoelsoorten en het percentage agrarisch gebied (zie Figuur 2.6, paragraaf 2.5). Op deze wijze worden geen extrapolaties gedaan en worden alleen uitspraken gedaan binnen de range van waarnemingen in de 'Fitten' set.

2.2.3 Soortselectie

Om de natuurkwaliteit op basis van vaatplanten te bepalen is uitgegaan van twee verschillende sets van kwaliteitsindicatoren of soorten. Er is gewerkt met een smalle set die geënt is op het Handboek Natuurdoeltypen en een set die breder is en ook meer algemene indicatieve plantensoorten omvat. Om een vergelijking mogelijk te maken tussen de kwaliteit van het agrarische gebied en de natuurgebieden is de soortselectie en methode gehanteerd die geheel analoog is aan de methode zoals gehanteerd voor de

EHS doelrealisatie graadmeter voor natuurgebieden Reijnen *et al.* (2010.). Deze soortenset bestaat geheel uit doelsoorten (Bal *et al.*, 2001). Ten tweede is gebruik gemaakt van een brede set van soorten. Deze brede set is te vergelijken met de invulling van de graadmeter natuurwaarde (Reijnen *et al.* 2010.). Waar de smalle set uitgaat van een natuurlijke referentie, gaat deze brede soortenset meer uit van een culturele referentie. Deze brede set omvat meer soorten dan de smalle set van soorten en bevat soorten die indicatief zijn voor een goede ecologische kwaliteit. Dit kunnen zowel zeldzame als de meer algemener voorkomende soorten zijn.

Smalle set

De set van soorten die gebruik is, om de vergelijking mogelijk te maken tussen natuur en het agrarisch gebied, (de smalle set) is volledig ontleend aan het Handboek Natuurdoeltypen. De natuurdoeltypen die een natuurlijke equivalent zijn van de agrarische systemen vormen de basis. Het gaat hierbij voornamelijk om de natuurdoeltypen reservaatssakkers en natuurlijke graslanden. Ook de natuurdoeltypen sloot en zoom- en mantelbegroeiingen vormen een basis voor de selectie van doelsoorten. De General Linear Models zijn niet op soortsniveau gemaakt, maar op groepen van soorten. Hiertoe diende er een logische indeling gemaakt te worden van een beperkt aantal groepen. Deze groepen zijn gebaseerd op de abiotische randvoorwaarden die soorten gemeen hebben. In Tabel 2.5 staat de gehanteerde indeling van deze soortgroepen en hoe ze samenhangen met de natuurdoeltypen. Van tevoren is gekeken of de gehanteerde indeling correct is. Het bleek dat de aangetroffen doelsoorten in overwegend agrarische kilometerhokken ook inderdaad in de geselecteerde natuurdoeltypen zaten. Er zijn dus geen doelsoorten, waarvan verwacht mag worden dat ze in het agrarisch gebied voorkomen, die als kwaliteitsindicator uitgesloten worden. Conclusie is dat de geselecteerde natuurdoeltypen en doelsoorten, de voorkomende doelsoorten in het agrarisch gebied goed dekken.

Tabel 2.5. Indeling van natuurlijke natuurdoeltypen naar agrarische hoofdgroepen.

natuurdoeltype	Hoofdgroep	Aantal doelsoorten
3.15 Gebufferde sloot	Sloot en vaart	35
3.19 Kanaal en vaart		
3.21 Zwakgebufferde sloot		
3.24 Moeras	Moeras	29
3.29 Nat schraalgrasland	Grasland	267
3.30 Dotterbloemgrasland van beekdalen		
3.31 Dotterbloemgrasland van veen en klei		
3.32 Nat, matig voedselrijk grasland		
3.33 Droog schraalgrasland van hogere gronden		
3.36 Kalkgrasland		
3.37 Bloemrijk grasland van het heuvelland		
3.38 Bloemrijk grasland van het zand- en veen		
3.39 Bloemrijk grasland van het rivieren- en zeekleigebied		
3.50 Akker van basenrijke gronden	Akker	69
3.51 Akker van basenarme gronden		
3.52 Zoom, mantel en struweel van de hogere gronden	Heggen en houtwallen	86
3.53 Zoom, mantel en struweel van het rivieren- en zeekleigebied		

Brede set

Bij de brede set van soorten is uitgegaan van het ecotopensysteem van Nederland en Vlaanderen (Runhaar *et al.* 2004). Alle soorten, behalve de soorten die voorkomen in zeer voedselrijke omstandigheden dienen als kwaliteitsindicator. De ecotoopgroepen zijn ingedeeld naar dezelfde hoofdgroepen als de natuurdoeltypen (Tabel 2.6).

Tabel 2.6. Ecotoopgroepen als kwaliteitsindicatoren voor de brede set van plantensoorten.

Ecotoopgroepen						Hoofdgroep	Aantal soorten	
voedselarm			matig voedselrijk					
	zuur	zwak zuur	basisch	zuur-basisch	basisch			
nat	G21	G22	G23	G27		Grasland	409	
vochtig	G41	G42	G43	G47	G47kr			
droog	G61	G62	G63	G67				
nat	P21	P22	P23	P27		Akker	239	
vochtig	P41	P42	P43	P47	P47kr			
droog	P61	P62	P63	P67				
nat	H21	H22	H23	H27	H27br	Heggen en houtwallen	332	
vochtig	H41	H42	H43	H47	H47kr			
droog	H61	H62	H63					
nat	R24			R27				
vochtig	R44			R47	R47kr			
droog	R64			R67				
zoet tot licht brak						zeer zoet		
voedselarm			matig voedselrijk					
	zuur	zwak zuur	basisch	basisch	zwak zuur	basisch		
emers	V11	V12		V16	V15	V16zt	Sloot	81
submers	W11	W12	W13	W16	W15	W16zt		

Verdeling aantal waarnemingen brede en smalle set in kilometerhokken

Het aantal hokken met telling 0, 1, ..., 9 voor het aantal aangetroffen soorten van de smalle en brede set zijn opgenomen in Tabel 2.7 en Tabel 2.8; achter de categorie staat tussen haakjes het totale aantal doelsoorten in die categorie. Er zijn aparte General Linear Models gemaakt voor soorten die in meerdere hoofdgroepen voorkomen. Deze naamgeving in de tabellen is een samentrekking van de hoofdgroepen waarin deze overlappende soorten waargenomen zijn. Door het lage aantal geselecteerde soorten zijn er voor soorten van heggen, soorten van moerasjes, soorten van zowel grasland en moerasjes, als soorten van zowel graslanden en akkers weinig hokken met een positieve telling.

Tabel 2.7. Het aantal kilometerhokken met het aantal aangetroffen soorten van de smalle doelsoortenset.

Telling	akker (51)	gras (179)	sloot (31)	heggen (34)	moeras (13)	gras moeras (16)	gras akker (18)	gras heggen (50)
0	3632	2502	3363	4082	3927	3887	4125	3633
1	403	933	509	83	200	235	40	223
2	100	435	179	1	36	33	1	171
3	24	181	73	-	3	7	-	104
4	7	67	31	-	-	3	-	29
5	-	29	11	-	-	1	-	5
6	-	11	-	-	-	-	-	1
7	-	6	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-
9	-	2	-	-	-	-	-	-

Tabel 2.8. Het aantal kilometerhokken met het aantal aangetroffen soorten van de brede set.

	akker (239)	gras (409)	sloot (81)	heggen (332)
0	677	246	1406	537
1-2	475	312	1071	418
3-4	358	162	530	260
5-6	400	93	326	240
7-8	427	71	235	212
9-10	362	81	194	200
11-20	1097	587	375	923
21-30	319	988	27	552
31-40	46	910	2	373
41-50	5	501	-	196
51-60	-	166	-	133
61-70	-	34	-	69
71-80	-	12	-	43
81-90	-	2	-	8
91-99	-	1	-	2

2.2.4 Predictoren per ecotoopgroep

De General Linear Models bestaan uit zogenaamde additieve stapsgewijze regressie modellen. De predictoren zijn onderverdeeld in een A en een B categorie. Van de A predictoren wordt het meest verwacht wat betreft voorspellend vermogen en daarom worden deze als eerste in de selectie van predictoren betrokken. De B predictoren worden pas geselecteerd nadat selectie van de A predictoren is voltooid. De volgende getrapte modelselectie is gebruikt:

0. Ecodistrict wordt aan het model toegevoegd;
1. Gegeven Ecodistrict in het model; selectie van de A predictoren;
2. Gegeven Ecodistrict en de geselecteerde A predictoren, selectie van de B predictoren;
3. Gegeven Ecodistrict en de geselecteerde A en B predictoren, selectie van interacties tussen Ecodistrict en de geselecteerde A predictoren;
4. Gegeven het geselecteerde model met Ecodistrict en A en B predictoren en interacties tussen Ecodistrict en A predictoren, selectie van interacties tussen Ecodistrict en de geselecteerde B predictoren.

In elke stap worden eerder geselecteerde predictoren niet meer uit het model verwijderd. De selectie wordt steeds uitgevoerd door alle mogelijke modellen aan te passen en het model te selecteren met minimale deviance waarvoor alle predictoren significant zijn bij 1%.

Er is voor gekozen om met Ecodistrict te beginnen omdat in een eerste analyse bleek dat Ecodistrict voor de meeste responsies zeer belangrijke is.

Dit is zowel uitgevoerd voor de set "Fitten" als voor de set "Fitten, 0 sp.". Voorspelde aantallen voor alle waarnemingen worden dan gegeven na stap 1, 2, 3 en 4 van de modelselectie.

Voor de verschillende groepen van soorten zijn de volgende potentiële predictoren, onderverdeeld in een A en een B categorie, gebruikt (zie overzicht hierna):

Soorten	categorie A	categorie B
# doelsoorten grasland	gras	vocht
# doelsoorten moeras	percopp	voedsel
# doelsoorten grasland en moerasjes	dijk	zuur
# doelsoorten grasland en akkers	bermen	abio_mozaiek
# soorten grasland 'brede set'	fruit	distnat
		agrbebouw
		relief
Soorten	categorie A	categorie B
# doelsoorten akkers	akker	vocht
# soorten akkers 'brede set'	percopp	voedsel
	dijk	zuur
	bermen	abio_mozaiek
	fruit	distnat
		agrbebouw
		relief
Soorten	categorie A	categorie B
# doelsoorten heggen	heg	vocht
# soorten heggen 'brede set'	houtwal	voedsel
	bos	zuur
	bomen	abio_mozaiek
	fruit	distnat
		agrbebouw
		relief
Soorten	categorie A	categorie B
# doelsoorten sloten	sloten	vocht
# soorten sloten 'brede set'	vaarten	voedsel
	greppel	zuur
	poelen	abio_mozaiek
	beek	distnat
		agrbebouw
		relief
Soorten	categorie A	categorie B
# doelsoorten graslanden en heggen	gras	vocht
# soorten graslanden en heggen 'brede set'	percopp	voedsel
	dijk	zuur
	bermen	abio_mozaiek
	heg	distnat
	houtwal	agrbebouw
	bos	relief
	bomen	
	fruit	

2.2.5 Modelkeuze: Poisson of Binomiaal

Het aantal waargenomen soorten is altijd veel lager dan het totale aantal soorten. Dat impliceert dat een loglineair model met de Poisson verdeling vrijwel identieke resultaten geeft als een logistisch model met de Binomiale verdeling. Het logistische model hanteert een bovengrens voor de respons en is voor deze data beter te verdedigen. Daarom wordt het logistische model gebruikt. In dit model wordt verondersteld dat de respons een Binomiale verdeling volgt met kans n en binomiaal totaal N het totale

aantal doelsoorten. Merk op dat n hier de fractie aanwezige soorten is. De kans n hangt via een logit link af van de predictoren:

$$\text{logit}(n) = \log\left(\frac{n}{1-n}\right) = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots$$

De logit functie zorgt ervoor dat de kans n tussen 0 en 1 blijft liggen. Merk op dat voor kleine n de logit functie nagenoeg equivalent is met de log functie. Omdat we hier voornamelijk kleine kansen n hebben geldt dus grofweg dat ook dit model multiplicatief is, dat wil zeggen dat een verhoging van 1 eenheid van x_1 de kans n met een factor $\exp(\beta_1)$ vergroot.

De binomiale verdeling heeft verwachting $N n$ en variantie $N n (1 - n)$. Als n klein is, dan is de variantie nagenoeg gelijk aan het gemiddelde, net als voor de Poisson verdeling. Voor de gras doelsoorten en voor de brede soorten is er meer variantie dan volgens de binomiale verdeling. Dit fenomeen wordt overdispersie genoemd. Dit wordt opgevangen door een zogenaamde overdispersiefactor σ^2 aan het model toe te voegen zodanig dat $\text{Variantie}(y) = \sigma^2 N n (1 - n)$.

2.2.6 Model toepassen

Het verkregen regressiemodel kan vervolgens worden toegepast op alle gridcellen van Nederland indien de verklarende variabelen per kilometerhok in het model worden ingevoerd. Op deze wijze worden ook verspreidingsgegevens verkregen voor gridcellen die niet volledig uit agrarisch gebied bestaan. Hiertoe is voor elke 1km x 1km gridcel in GIS een overlay gemaakt met de predictoren. Hierbij is eerst een uitsnede gemaakt van het agrarisch gebied en vervolgens is bepaald binnen het geselecteerd agrarisch gebied wat de waarden zijn van de verschillende predictoren. De waarden van de predictoren zijn gebruikt als invoer voor het interpolatiemodel. Een uitgebreide beschrijving van de statistische bewerking staat in Bijlage 3, appendix D.

2.3 Broedvogels

Doel is om de avifaunistische kwaliteit van het agrarisch gebied in Nederland in kaart te brengen. Er zijn geen volledige actuele landsdekkende verspreidingsgegevens beschikbaar, waaruit de avifaunistische kwaliteit van het agrarisch gebruikte gebied direct gemeten is. In het jaar 2000 is de atlas van Nederlandse broedvogels verschenen. Deze atlas geeft de relatieve dichtheid van broedvogelsoorten weer. Om de realisatie van natuurdoeltypen te bepalen, dienen er gegevens te zijn over de aan- of afwezigheid van de doelsoorten op niveau van 250 meter x 250 meter. Daarnaast is in de neerschaling, die gebruikt is voor de relatieve dichtheidskaarten, enkel gebaseerd op het voorkomen van begroeiingstypen. Abiotische variatie binnen de begroeiingstypen zijn niet meegenomen in de bepaling van de dichtheden. Om tot landelijke aan- en afwezigheid te komen per natuurdoeltype op het niveau van 250 meter x 250 meter, zijn daarom General Linear Models vervaardigd. Deze modellen zijn gebaseerd op 'general linear models' met waarnemingen in telplots als te verklaren variabele en met diverse habitatkenmerken als verklarende variabelen.

2.3.1 Verspreidingsgegevens

Voor de vervaardiging van de verspreidingsgegevens is gebruik gemaakt van de gemiddelde aantallen getelde vogels per telplot. Een aantal soorten kon niet worden geanalyseerd omdat er te weinig data voorhanden was of omdat de soorten in kolonies broeden (Tabel 2.9). De aantallen zijn omgezet naar aan- of afwezigheid (0 of 1). Gemiddelde aantallen kleiner dan 0.5 zijn gedefinieerd als 'afwezig' en een gemiddeld

aantal groter of gelijk aan 0.5 is omgezet in 'aanwezig'. Het effect van deze omzetting staat in paragraaf 3.2.4. Deze getallen vormden de basis voor alle verdere statistische analyses.

Tabel 2.9. Lijst natuurdoeltypen en aantallen soorten waarvoor de natuurkwaliteit is bepaald.

Natuurdoeltype	code	aantal soorten
Gebufferde sloot	3.15	4
Kanaal en vaart	3.19	2
Zwakgebufferde sloot	3.21	1
Nat schraalgrasland	3.29	7
Dotterbloemgrasland van beekdalen	3.30	10
Dotterbloemgrasland van veen en klei	3.31	11
Nat, matig voedselrijk grasland	3.32	15
Droog schraalgrasland van hogere gronden	3.33	5
Kalkgrasland	3.36	3
Bloemrijk grasland van het heuvelland	3.37	2
Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied	3.38	13
Bloemrijk grasland van het rivieren- en zeeleigebied	3.39	11
Akker van basenrijke gronden	3.50	6
Akker van basenarme gronden	3.51	6
Zoom, mantel en droog struweel van hogere gronden	3.52	18
Zoom, mantel en droog struweel van rivieren- en zeeleigebied	3.53	8
Laanbeplanting	9	4
Hoogstamboomgaard	8	4
Agrarische akker	5	8
Agrarisch grasland	1	0

Het aantal plots waarin is geteld, verschilt per soort en loopt uiteen van 837 tot 3090. De verspreiding van deze soorten loopt erg uiteen, van aanwezigheid in slechts 12 plots (Europese Kanarie) tot aanwezigheid in 1745 plots (Kievit). Het percentage van alle getelde plots waar een soort aanwezig was varieert tussen 0.5% (Europese Kanarie) en 76% (Zwarte Kraai). Voor soorten met een erg laag voorkomen, zoals Europese Kanarie, Grauwe Gors, Kempphaan en Zwarte Stern (allen voorkomen < 3%; Bijlage 4, appendix A), zijn resultaten van de analyses minder betrouwbaar. De oorzaak hiervan is dat conclusies gebaseerd zijn op erg weinig informatie van gebieden waarin de soorten wel voorkomen. Hierdoor kunnen toevallige omstandigheden een significant, maar niet causaal effect veroorzaken. Dit geldt in principe ook voor soorten met een extreem hoog voorkomen, maar die zijn niet in ons gegevensbestand aanwezig: het hoogste voorkomen is 76% (Bijlage 4, appendix A).

2.3.2 Soortselectie

Om de natuurkwaliteit te bepalen is uitgegaan van twee verschillende sets van kwaliteitsindicatoren of soorten. Er is gewerkt met een smalle set die geënt is op het Handboek Natuurdoeltypen en een set die breder is en ook meer algemene indicatieve plantensoorten omvat. Om een vergelijking mogelijk te maken tussen de kwaliteit van het agrarische gebied en de natuurgebieden is de soortselectie en methode gehanteerd die geheel analoog is aan de methode zoals gehanteerd voor de EHS doelrealisatie graadmeter voor natuurgebieden Reijnen *et al.* (2010). Deze soortenset en gebiedsindeling is volledig ontleend aan het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.* 2001). Op deze manier kunnen natuurgebieden en agrarische gebieden met elkaar vergeleken worden, omdat precies dezelfde grondslag is gebruikt. Ten tweede is gebruik gemaakt van een brede set van soorten. Deze brede set is te vergelijken met de invulling van de graadmeter natuurwaarde (Reijnen *et al.* 2010.). Waar de smalle set uitgaat van een natuurlijke referentie, gaat deze brede soortenset meer uit van een

cultureurlijke referentie. Deze brede set omvat meer soorten dan de smalle set van soorten en bevat soorten die indicatief zijn voor een goede ecologische kwaliteit. Dit kunnen zowel zeldzame als de meer algemener voorkomende soorten zijn.

Smalle set

De gebiedsindeling en de set van soorten die gebruik is, om de vergelijking mogelijk te maken tussen natuur en het agrarisch gebied, (de smalle set) is volledig ontleend aan het Handboek Natuurdoeltypen. Per natuurdoeltype zijn de broedvogels geselecteerd. Op deze wijze kunnen uitspraken worden gedaan over de mate van het doelbereik per natuurdoeltype. In Tabel 2.9 staan de natuurdoeltypen en aantallen soorten waarvoor General Linear Models zijn gemaakt. In Bijlage 4, appendix C staan de soorten per natuurdoeltypen.

Tabel 2.10. Overzicht van soorten waarvoor geen model is gemaakt.

Euringnr	Soort
1340	Ooievaar
1890	Pijlstaart
2390	Rode Wouw
2630	Grauwe Kiekendief
5750	Zwartkopmeeuw
7680	Velduil
8460	Hop
8480	Draaihals
15200	Klapekster
15630	Roek
18660	Ortolaan

Voor een aantal soorten kon geen interpolatiemodel worden gemaakt omdat er te weinig data voorhanden was of omdat de soorten in kolonies broeden (Tabel 2.10).

Brede set

Bij de brede set van soorten is uitgegaan van soorten die ofwel karakteristiek zijn voor het agrarische gebied ofwel in grote hoeveelheden voorkomen in het agrarisch gebied. Bij de soortselecties is uitgegaan van 'karakteristieke' soorten, in dit geval geïnterpreteerd als soorten die gedurende de onderzoeksperiode kenmerkend waren voor het betreffende landschapstype en waarin een (relatief) groot deel van de huidige landelijke populatie van die soort aanwezig is. Zo is de Grauwe Klauwier ook toegekend aan gesloten agrarisch gebied, waar de soort vroeger voorkwam. Zeer algemeen voorkomende soorten, zijn in principe buiten beschouwing gelaten. Er is zoveel mogelijk getracht aan te sluiten bij de soorten van de Graadmeter Natuurwaarde, en daarnaast zoveel mogelijk Doelsoorten, Vogelrichtlijn-soorten en Rode Lijst-soorten op te nemen. Op basis van 'expert judgement' zijn tevens een beperkt aantal soorten extra toegevoegd. Hierbij is ook van SOVON (2002), Sierdsema (1995) en Van Dijk *et al.* (2005) gebruik gemaakt.

Voor avifauna is uitgegaan van twee dominante landschapstypen: open en voor halfopen agrarisch gebied. Voor deze twee landschapstypen, zijn in totaal 63 soorten geselecteerd, waarvan 26 soorten voor open landschapstypen en 47 soorten voor halfopen agrarisch gebied. 10 soorten komen in beide gebiedsindelingen voor. Voor de toedeling van soorten naar open en/of halfopen landschapstypen is gebruik gemaakt van het Handboek Natuurdoeltypen en het AVifaunistisch Informatie Systeem (AVIS, Sierdsema, 1995). In Bijlage 4, appendix C staat het resultaat van de soortselectie.

2.3.3 Modelkeuze en analyses

Voor elke soort is berekend hoe de kans van voorkomen in een telplot gecorreleerd is met verschillende habitatvariabelen (Bijlage 4, appendix B). Er moest een selectie worden gemaakt uit de habitatvariabelen omdat modellen anders te groot worden voor het geheugen van pc's. De selectie vond plaats op basis de aanwezige kennis van soorten en habitat en op basis van *trial and error*. De samenhang tussen voorkomen en habitatvariabelen kan op veel verschillende manieren worden berekend en wij hebben enkele methodes vergeleken. Voor de analyses is gebruik gemaakt van het pakket "BIOMOD" (Thuiller *et al.* 2009a, 2009b) dat werkt in de statistiek-programmeertaal "R" (R Development Core Team 2005). De meest wijdverbreide methode voor analyse van verbanden tussen verschillende variabelen is het gebruik van '*generalised linear models*' (GLM's), waaronder ook multi-pele regressies en ANCOVA's vallen. Presentiegegevens zijn binomiaal verdeeld (0 of 1, aan- of aanwezig), en ook dit type gegevens kan met GLM's worden geanalyseerd. Er worden GLM's in BIOMOD gebruikt met een stapsgewijze variabelenselectie gebaseerd op het AIC-criterium. De polynomische GLM-modellen zijn geschat: inclusief kwadratische en kubieke termen. BIOMOD faciliteert ook het schatten van vierdemachts polynomen maar dat hebben is niet uitgevoerd omdat dat erg veel tijd kost.

GLM's proberen variabelen in één optimaal model te vatten, waardoor modellen met een groot aantal habitatvariabelen erg gevoelig kunnen zijn voor kleine veranderingen. Daarom zijn ook twee andere methodes onderzocht die beter overweg zouden kunnen met grote aantallen onafhankelijke variabelen. Als tweede methode zijn '*generalised boosting models*' (GBM's, of '*boosting regression trees*') gebruikt (Elith *et al.* 2006, Thuiller *et al.* 2009a). GBM's schatten een groot aantal vrij eenvoudige modellen waarna de modelschattingen worden gecombineerd wat in robuustere uitkomsten resulteert. Elk model bestaat uit een classificatieboom die regels construeert voor de onafhankelijke variabelen waarmee de responsevariabele (hier: aan-/afwezigheid) kan worden opgedeeld in zo homogeen mogelijke groepen. De classificatieboom wordt gevormd door de data herhaaldelijk in tweeën te splitsen volgens een regel gebaseerd op enkele habitatvariabelen. Bij elke splitsing wordt de data in twee zo homogeen mogelijke groepen gesplitst.

De derde methode die is toegepast is "*random forests classification trees*" (RF; Elith *et al.* 2006, Thuiller *et al.* 2009a). RF construeert een zeer groot aantal classificatiebomen, op een zelfde manier als GBM's, met een willekeurige selectie van habitatvariabelen. De best functionerende habitatvariabelen worden uiteindelijk gebruikt om de gegevens op te delen. Een van de grote krachten van RF is dat het zeer grote aantallen onafhankelijke variabelen aankan; in tegenstelling tot bijv. GLM's.

Pseudo-absenties

Wanneer waarnemingen van afwezigheid afwezig zijn of slechts een zeer klein aandeel van de data uitmaken is het wenselijk om artificiële absentiewaarnemingen te creëren. In het geval van de GLM-analyses is per soort twee maal een dataset gecreëerd met 1000 pseudo-absenties. Gezien het grote aandeel absentie-waarnemingen was dit geen noodzaak. Voor de GBM en RF-analyses hebben we dit dan ook achterwege gelaten.

Kruisvalidaties en drempelwaardes

De betrouwbaarheid van de modellen worden getoetst met behulp van een evaluatiedataset. Hiertoe zijn 20% van de gegevens opzij gezet en vergeleken met het voorkomen in deze 20% met schattingen van voorkomen gebaseerd op de analyse die is uitgevoerd met de resterende 80%. Dit wordt drie maal herhaald met wisselende, willekeurige selectie van 20% van de data. Vervolgens wordt op verschillende manieren de betrouwbaarheid van de schattingen berekenen: gebruik makend van de AUC (*Area*

Under ROC-Curve, waar ROC staat voor *Receiver Operating Characteristic*), van Cohen's Kappa of van TSS (*True Skill Statistic*). Evaluatie met behulp van AUC maakt geen gebruik van een drempelwaarde (zie hieronder), de twee andere methodes wel. De drempelwaarde bepaalt bij welke geschatte kanswaarde het verschil tussen aan- en afwezigheid optimaal is. Voor het maken van een voorspelling van het voorkomen van een soort is het schatten van een drempelwaarde meestal gewenst. AUC en Kappa hebben als nadeel dat ze gevoelig kunnen zijn voor prevalentie (relatieve talrijkheid van de soort) en grootte van de validatie-dataset, wat niet het geval is bij TSS (Allouche *et al.* 2006).

Tabel 2.11. Index voor classificatie van modeluitkomsten op basis van verschillende validatie-methodes.

Nauwkeurigheid	AUC	Kappa/TSS
Excellent of hoog	0.9 – 1	0.8 – 1
Goed	0.8 – 0.9	0.6 – 0.8
Redelijk	0.7 – 0.8	0.4 – 0.6
Slecht	0.6 – 0.7	0.2 – 0.4
Geen	0.5 – 0.6	0 – 0.2

Tabel 2.12. Voorbeelden van observaties en voorspellingen met TSS=0.4 en 0.6. Weergegeven zijn aantal plots met of zonder geobserveerde aanwezigheid, en op basis van modellen voorspelde aanwezigheid.

TSS=0.4	Observatie		TSS=0.6	Observatie	
Voorspelling	Aanwezig	Afwezig	Voorspelling	Aanwezig	Afwezig
Aanwezig	400	171	Aanwezig	400	100
Afwezig	171	400	Afwezig	100	400

De uitkomsten van de kruisvalidaties geven weer hoe goed een model voorspellingen kan maken. Echter het blijft arbitrair waar de grens wordt gelegd tussen een goed en een slecht model. De AUC varieert tussen 0.5 en 1 en Kappa en TSS tussen 0 en 1. Hoe hoger de waarde hoe beter het model presteert (Tabel 2.11). De classificatie zoals weergegeven wordt algemeen gebruikt in de ecologische literatuur. De beslissing welke nauwkeurigheid nog aanvaardbaar is, is tot op zekere hoogte arbitrair. De drempel is bij een TSS-waarde van 0.4 (classificatie 'redelijk') gelegd, vergelijkbaar met een AUC-waarde van 0.7, zie voorbeeld in Tabel 2.12. Een meer conservatieve drempelwaarde kan worden geprefereerd afhankelijk van de toepassing.

Sensitiviteit en specificiteit van modellen

De sensitiviteit van een model is de kans dat het model een positieve uitslag geeft als dat terecht is. Het is de verhouding tussen het aantal plots met een positieve voorspelling en waarbij de onderzochte soort daadwerkelijk aanwezig is, en het totaal van alle onderzochte plots waar de soort aanwezig is (inclusief het aantal plots dat negatief scoort maar waar de soort toch wel aanwezig is). Het is dus een maat voor de gevoeligheid van het model voor de aanwezigheid van de onderzochte soort.

De specificiteit van een model is een maat voor de kans dat bij afwezigheid van de soort die het model moet voorspellen het resultaat negatief is. De specificiteit van een model is de verhouding tussen het aantal terecht negatieve uitslagen (niet aanwezig, negatieve uitslag) en het totaal van alle plots waarbij de soort afwezig is. Het totaal van alle plots waar de soort afwezig is bestaat uit een som van de plots waar een vals positieve uitslag (wel aanwezig maar niet als zodanig voorspeld) geldt en de gevallen die een terechte negatieve uitslag kregen.

Een model kan een hoge sensitiviteit (gevoeligheid) hebben, maar vaak vals alarm slaan. Het model moet ook specifiek zijn, dat wil zeggen zoveel mogelijk positieve voorspellingen doen bij de door het model onderzochte soort, en zo weinig mogelijk bij afwezigheid van de soort. Een ideaal model zou een sensitiviteit van 100% moeten hebben (bij alle voorkomens is de voorspelling positief) en ook een specificiteit van 100% (als de soort afwezig is, is de voorspelling negatief). In werkelijkheid komt dit niet voor. Meestal daalt het ene als het andere stijgt.

Invloed van specifieke variabelen op voorspellingen

Een relatieve maat voor het de grote van het effect van elke variabele op de voorspelling van het voorkomen wordt geschat met behulp van een permutatieprocedure. De specifieke variabele wordt vervangen door toevalsgetallen en de uitkomst wordt vergeleken met het model inclusief de originele variabele. Het belang van elke variabele wordt weergegeven als 1 min de correlatiecoëfficiënt tussen de originele voorspelling en de voorspelling met de toevalsgetallen: 1 is zeer belangrijk, 0 is geheel onbelangrijk.

Kanskaarten

Voor alle 63 soorten zijn kanskaarten gemaakt gebaseerd op de GLM-modellen. Afhankelijk van de betrouwbaarheid van voorspellingen gebaseerd op GBM- en RF-modellen kunnen in de toekomst bijbehorende kanskaarten worden geproduceerd.

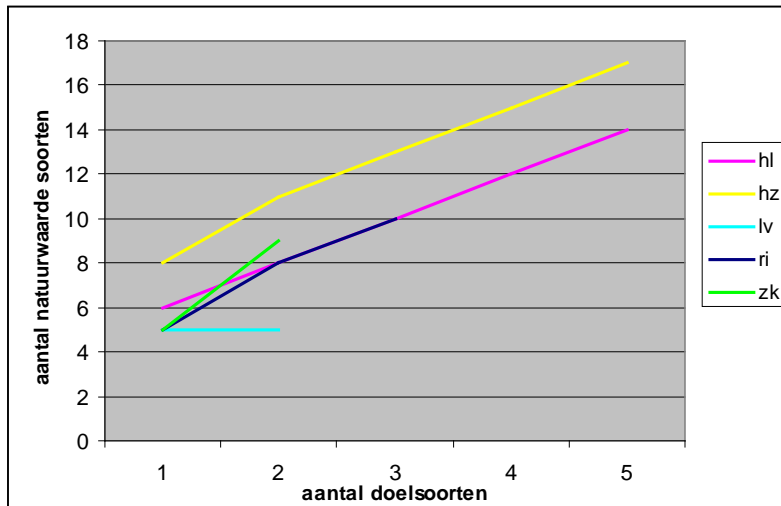
2.4 Dagvlinders

Doel is om de vlinderkwaliteit van het agrarisch gebied in Nederland in kaart te brengen. Er zijn geen actuele landsdekkende bestanden met verspreidingsgegevens beschikbaar, waaruit deze kwaliteit van het agrarisch gebruikte gebied direct gemeten is. Over het algemeen zijn de meest soortenrijke plekken van Nederland het best bemonsterd. Agrarische kilometerhokken zijn vaak zeer arm aan zeldzame vlinder(doel)soorten, daarom zijn er weinig waarnemingen in het agrarische gebied.

Om toch een beeld te kunnen geven van de verspreiding van vlinders op een landelijke schaal zijn General Linear Models gemaakt (Van Swaay et al. 2006). Het gebruik van General Linear Models is analoog aan de gehanteerde methode voor het vervaardigen van hotspotskaarten voor vaatplanten (deze studie) en broedvogels (Van Turnhout et al. 2006).

2.4.1 Verspreidingsgegevens

Voor dagvlinders zijn landelijke hotspotskaarten op 250m x 250m resolutie gemaakt voor de soorten van de graadmeter Natuurwaarde (Van Swaay et al. 2006). Ten tweede is er voor de natuurgebieden bepaald per natuurdoeltype hoeveel doelsoorten per 250m x 250m gridcel aanwezig zijn. Voor het agrarisch gebied ontbreken dus de aantallen doelsoorten. Om toch een eerste indicatie te geven van het aantal doelsoorten vlinders in het agrarisch gebied, is een pragmatische oplossing gezocht. Om deze eerste indicatie te geven is enkel gebruik gemaakt van bestaande gegevens. De twee beschikbare bestanden zijn gecombineerd en er is een schatting gemaakt van het aantal doelsoorten in het agrarische gebied. Hiertoe is er een correlatie per fysisch geografische regio gemaakt tussen het aantal Natuurwaarde soorten en het aantal doelsoorten in de natuurgebieden (Figuur 2.5). Vervolgens zijn deze correlaties gebruikt om het aantal doelsoorten te schatten in het agrarisch gebied.



Figuur 2.5. Correlatie tussen het aantal doelsoorten vlinders en het aantal soorten vlinders van de Natuurwaarde per fysisch-geografische regio. Voor het laagveengebied is er geen positief verband gevonden tussen het aantal doelsoorten en het aantal natuurwaarde soorten. Dit komt doordat er slechts één doelsoort voor kan komen (de Grote vuurvliender).

2.4.2 Soortselectie

Om de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied te bepalen met behulp van de aanwezigheid van dagvlinders, is uitgegaan van twee verschillende sets van soorten. Er is gewerkt met een smalle set die geënt is op het Handboek Natuurdoeltypen en dus een natuurlijke referentie heeft. Daarnaast is er een cultureel referentie gebruikt. Het ging hier om een set van soorten die breder is dan enkel de doelsoorten en ook meer algemene indicatieve vlindersoorten omvat.

Om een vergelijking mogelijk te maken tussen de kwaliteit van het agrarische gebied en de natuurgebieden is de soortselectie en methode gehanteerd die geheel analoog is aan de methode zoals gehanteerd voor de EHS doelrealisatie graadmeter voor natuurgebieden Reijnen *et al.* (2010.). Deze soortenset, eosysteemindeling en normen van doelbereik is volledig ontleend aan het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.* 2001). Op deze manier kunnen natuurgebieden en agrarische gebieden met elkaar vergeleken worden, omdat precies dezelfde grondslag is gehanteerd.

Ten tweede is gebruik gemaakt van een brede set van soorten. Deze brede set is te vergelijken met de invulling van de graadmeter Natuurwaarde (Reijnen *et al.* 2010.). Waar de smalle set uitgaat van een natuurlijke referentie, gaat deze brede soortenset meer uit van een cultureel referentie. Deze brede set omvat meer soorten dan de smalle set van doelsoorten en bevat soorten die indicatief zijn voor een goede ecologische kwaliteit. In de brede set zijn naast een aantal wat zeldzamere soorten ook meer algemeen voorkomende vlindersoorten geselecteerd.

Smalle set

De gebiedsindeling en de set van soorten die gebruik is, om de vergelijking mogelijk te maken tussen natuur en het agrarisch gebied, (de smalle set) is volledig ontleend aan het Handboek Natuurdoeltypen. Omdat er het aantal doelsoorten vlinders is geschat via het aantal natuurwaardesoorten, is in dit geval niet direct gebruik gemaakt van een soortselectie van doelsoorten. Om een inschatting te maken van het voorkomen van typische doelsoorten van het agrarisch gebied zou een aparte analyse uitgevoerd moeten worden.

Brede set

Voor het construeren van de brede set van dagvlinders wordt aangesloten bij de soortselectie zoals die door Van Swaay *et al* (2006) is gehanteerd (Tabel 2.13). Grashof-Bokdam *et al.* (2007) geeft echter aan dat de soortselectie desgewenst kan worden verbeterd met enkele kenmerkende soorten van opgaande begroeiingen van het agrarisch gebied. Voor het agrarisch gebied kunnen alleen nog klein geaderd witje, klein en groot koolwitje toegevoegd worden. Deze soorten zijn zo algemeen dat ze echter niet echt onderscheidend zullen zijn in de natuurgraadmeter en het groot koolwitje is bovendien een plaagsoort. Soorten van opgaande begroeiing zijn slecht vertegenwoordigd. Soorten zoals gehakelde aurelia, citroenvlinder, landkaartje en misschien ook bont zandoogje zouden hiervoor geschikt zijn.

Tabel 2.13. Karakteristieke dagvlinders van het agrarisch gebied.

argusvlinder	kleine parelmoervlinder
bruin blauwtje	kleine vuurvlinder
bruin zandoogje	koevinkje
bruine vuurvlinder	koniginnepage
donker pimperlblauwtje	landkaartje
geelsprietdikkopje	oranje zandoogje
groot dikkopje	oranjetipje
hooibeestje	spiegeldikkopje
icarusblauwtje	veldparelmoervlinder
klaverblauwtje	zwartsprietdikkopje

2.5 Kwaliteitsbeoordeling op basis van vogels, vlinders en planten

Mate van doelbereik voor de smalle set

De lokale natuurkwaliteit voor de smalle set is gebaseerd op het voorkomen van doelsoorten broedvogels, dagvlinders en vaatplanten. De beoordeling van de kwaliteit is daarbij gebaseerd op het Handboek Natuurdoeltypen, dat aangeeft welke doelsoorten en hoeveel doelsoorten voor moeten komen voor een goede kwaliteit (Bal *et al*, 2001). Er diende een vergelijking gemaakt te kunnen worden tussen de kwaliteit van het agrarische gebied en de natuurgebieden. Daarom is precies dezelfde methode gehanteerd, zoals die door Reijnen *et al.* (2010) geoperationaliseerd is voor de EHS doelrealisatie graadmeter van natuurgebieden.

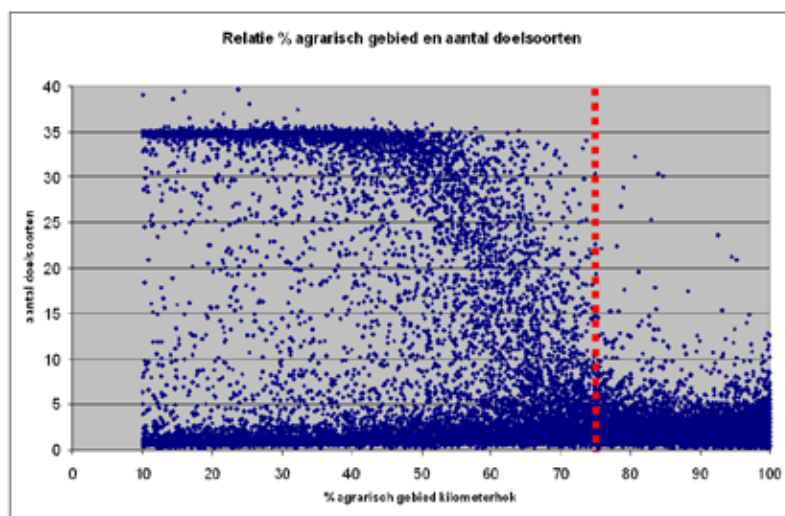
Omdat in de methode zoals die gebruikt is voor natuurgebieden, is uitgegaan van de vorige versie van de natuurdoeltypen (Bal *et al*, 1995) is daar voor het agrarisch gebied ook vanuit gegaan. Voor natuurgebieden is uitgegaan van de oude natuurdoeltypen, omdat de provincies de nieuwe natuurdoeltypen niet op kaart hebben gezet. Analoog aan de methode voor de doelrealisatie van natuurgebieden is echter wel uitgegaan van de soortensets die horen bij de nieuwe natuurdoeltypen. Er is een vertaaltabel gemaakt waarin de soorten van de nieuwe natuurdoeltypen zijn toegedeeld aan de oude natuurdoeltypen. In tegenstelling tot de nieuwe natuurdoeltypen, worden er in de oude natuurdoeltypen nog uitgegaan van fysisch geografische regio's. Omdat niet alle soorten van de nieuwe natuurdoeltypen voorkomen alle fysisch geografische regio's, zijn de soortensets hiervoor gecorrigeerd. Daarvoor is een aparte actie door de PGO's uitgevoerd om de nieuwe doelsoorten toe te delen aan de oude natuurdoeltypen.

Omdat door het beleid geen natuurkwaliteitsdoelen zijn gesteld in het agrarisch gebied, is gebruik gemaakt van die natuurdoeltypen die een natuurlijk equivalent zijn van de

agrarisch ecosystemen. Naast akkers of graslanden vormen landschapselementen zoals sloten, greppels, dijken, heggen en houtwallen integraal onderdeel van het agrarisch gebied. Daarom zijn deze elementen ook in de kwaliteitsbeoordeling meegenomen. De fysisch geografische regio's zijn als aparte strata beschouwd, omdat het agrarisch gebied in qua soortensamenstelling per fysisch geografische regio duidelijk verschilt. In Tabel 2.14 staan de combinaties van natuurdoeltypen waarop de kwaliteit is beoordeeld. Voor elke gridcel binnen een fysisch geografische regio is bepaald wat de mate van doelbereik is voor alle combinaties uit Tabel 2.14. Vervolgens heeft de gridcel de kwaliteit gekregen van de hoogst scorende combinatie. De lokale omstandigheden kunnen sterk variëren in vochthuishouding of de verhouding van akker en/of grasland; de kwaliteit van de gridcel wordt daarom bepaald door de waarde van de hoogst scorende combinatie.

Tabel 2.14. Beschouwde combinaties van natuurdoeltypen waarop het doelbereik is afgemeten.

stratificatie agrarisch gebied	vlakdekkend type	landschapselementen	# doelsoorten		
			vogels	vlinders	planten
Laagveen, vochtig	3.31 Dotterbloemhooiland van veen en klei	& 3.15 Gebufferde sloot	13	2	44
Laagveen, droog	3.38 Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied	& 3.15 Gebufferde sloot	15	2	44
Hoge zandgrond, vochtig	3.38 Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied	& 3.52 Zoom, mantel en droog struweel van hogere gronden	22	13	81
Hoge zandgronden, droog	3.33 Droog schraalgrasland van de hogere gronden	& 3.52 Zoom, mantel en droog struweel van hogere gronden	25	12	81
Hoge zandgronden, akker	3.50 Akker van basenrijke gronden	& 3.52 Zoom, mantel en droog struweel van hogere gronden	16	10	65
Rivierengebied, vochtig	3.31 Dotterbloemhooiland van veen en klei	& 3.52 Zoom, mantel en droog struweel van rivieren- en zeekelegebied	18	5	74
Rivierengebied, droog	3.39 Bloemrijk grasland van rivieren- en zeekelegebied	& 3.52 Zoom, mantel en droog struweel van rivieren- en zeekelegebied	16	9	74
Rivierengebied, akker	3.50 Akker van basenrijke gronden	& 3.52 Zoom, mantel en droog struweel van rivieren- en zeekelegebied	8	5	45
Zeekelegebied, vochtig	3.31 Dotterbloemhooiland van veen en klei	& 3.52 Zoom, mantel en droog struweel van rivieren- en zeekelegebied	18	1	69
Zeekelegebied, droog	3.39 Bloemrijk grasland van rivieren- en zeekelegebied	& 3.52 Zoom, mantel en droog struweel van rivieren- en zeekelegebied	16	2	69
Zeekelegebied, akker	3.50 Akker van basenrijke gronden	& 3.52 Zoom, mantel en droog struweel van rivieren- en zeekelegebied	9	2	51



Figuur 2.6. Relatie tussen het percentage agrarisch gebied en het aantal doelsoorten vaatplanten dat verwacht wordt in een kilometerhok.

Voor vaatplanten zijn gegevens op 1km x 1km niveau beschikbaar. Daarom hebben alle 20m x 250m gridcellen binnen een 1km x 1km hok voor de planten dezelfde waarde meegekregen. In kilometerhokken met minder dan 75% agrarisch gebied, stijgt het aandeel doelsoorten sterk wat waarschijnlijk een effect is van het percentage natuurgebied waarin de dichtheid van doelsoorten veel groter is dan in agrarisch gebied (Figuur 2.6). Daarom zijn voor planten alleen die kilometerhokken meegenomen, die voor 75% of meer uit agrarisch gebied bestaan. 75% is ongeveer de grens waarbij de agrarische kilometerhokken nog niet te veel vermengd zijn met natuurgebieden. Voor het eindbeeld van doelrealisatie zijn alleen die gridcellen weergegeven waarvoor voor zowel dagvlinders, broedvogels als vaatplanten gegevens voorhanden waren. Alleen die 250m x 250m gridcellen meegenomen in het eindbeeld die voor minimaal 99.5% uit agrarisch gebied bestaan.

Vaststellen klassengrenzen 'doelrealisatie' voor de smalle set

Per 250m x 250m gridcel is het percentage kenmerkende soorten berekend, door het aantal aanwezige soorten te delen door het totaal aantal soorten in de betreffende selectie. Vervolgens zijn de klassengrenzen vastgesteld conform de normen voor doelrealisatie, zoals gegeven in het Handboek Natuurdoeltypen (Tabel 2.15). Het percentage geeft weer welk percentage van de totale lijst van doelsoorten per stratum aanwezig moet zijn om de norm te halen voor doelbereik. Indien er onvoldoende doelsoorten aanwezig zijn voor doelbereik worden de volgende klassegrenzen gehanteerd om de mate van doelbereik weer te geven: 0%, 0-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100% en >100%.

Tabel 2.15. Klassegrenzen voor doelbereik per fysisch geografische regio.

stratificatie agrarisch gebied	norm voor doelbereik (%)
Laagveen, vochtig	28.75
Laagveen, droog	30
Hoge zandgrond, vochtig	24.375
Hoge zandgronden, droog	26.25
Hoge zandgronden, akker	22.5
Rivierengebied, vochtig	28.25
Rivierengebied, droog	28.75
Rivierengebied, akker	23.75
Zeekleigebied, vochtig	28.75
Zeekleigebied, droog	28.75
Zeekleigebied, akker	21.25

Mate van doelbereik voor de brede set

In deze studie is de bepaling van de klassegrenzen voor de kwaliteitsniveaus voor de brede set nog niet uitgewerkt. Er zijn reeds diverse studies gedaan naar de waardering op basis van ecologische gegevens. Zo heeft Witte (1996) een waarderingsgrondslag uitgewerkt op basis van zeldzaamheid. De provincie Gelderland heeft een vergelijkbare maatstaf ontwikkeld, die verschillende aspecten meeneemt, maar waarvan de zeldzaamheid op provinciaal niveau het grondprincipe is (Hertog en Rijken, 1996). De habitatrichtlijn en de Index NL systematiek gaan uit van kenmerkende soorten, die indicatief zijn voor het voorkomen van complete levensgemeenschappen.

In deze studie zijn de soorten van de brede set gekozen op basis van hun kenmerkendheid voor low input landbouwsystemen. Een soort is geselecteerd als kenmerkende soort indien deze kenmerkend is voor schralere ecosystemen. De mate van zeldzaamheid is wel gecorreleerd met deze maat, net zoals met de natuurdoeltypen systematiek en de habitatrichtlijnsoorten. Echter, het aantal soorten dat geselecteerd is in de brede set is veel groter dan in andere genoemde sets. Hierdoor is deze maat ook gevoelig voor lage kwaliteitsniveaus.

3 Resultaten

3.1 Vaatplanten

3.1.1 Resultaten voor de set met kilometerhokken die minimaal één plantensoort bevat

De resultaten van de modelselectie zijn opgenomen in Tabel 3.1. De eerste set van tabellen geven de resultaten weer van de set waarbij gebruik is gemaakt van de FlorBase kilometerhokken waar minimaal één soort is aangetroffen. Om een goede vergelijking te maken worden in het tweede deel van deze paragraaf de resultaten gegeven van de modeluitkomsten waarbij gebruik is gemaakt van alle FlorBase kilometerhokken die voor 99.9% bestaan uit agrarisch gebied, inclusief de FlorBase kilometerhokken waarin geen soorten zijn aangetroffen. De belangrijkste conclusies worden onder elke tabel genoemd.

De eerste vijf kolommen hebben de volgende betekenis:

- Predictor De geselecteerde predictoren in de stappen 1 en 2. De predictoren zijn onderverdeeld in een zogenaamde A en B categorie. Van de A predictoren wordt het meest verwacht qua verklarende variantie en daarom worden deze als eerste in de selectie van predictoren betrokken. De B predictoren worden pas betrokken nadat de A predictoren zijn betrokken.
- Esti De schatting voor de regressiecoëfficiënt voor de predictor. De predictoren zijn gestandaardiseerd, dat wil zeggen lineair getransformeerd naar gemiddelde 0 en standaardafwijking 1, om de schattingen vergelijkbaar te maken. De schatting hoort dan bij een verhoging van de predictor ter grootte van 1 standaardafwijking. Voor Ecodistrict wordt geen schatting gegeven omdat deze term correspondeert met 4 parameters.
- Se De bijbehorende standaardafwijking van de schatting.
- Chi De toetsingsgrootte voor de predictor. Deze volgt, onder de nulhypothese, een Chi-kwadraat verdeling met 1 vrijheidsgraad indien er geen overdispersie is, en anders een F verdeling. De term Ecodistrict heeft 3 graden van vrijheid.
- Pval De bijbehorende p-waarde. Niet significante termen bij 1% worden gegeven tegen een lichtgrijze achtergrond.

De volgende twee kolommen (chiInt en pvalInt) geven resultaten voor de toets op de interactie tussen predictor en Ecodistrict. Dit zijn zogenaamde "Single effects" toetsen, dat wil zeggen dat er steeds slechts één interactie term aan het model is toegevoegd. Er is dus nog geen sprake van selectie van interacties. Dat impliceert dat na toevoeging van een enkele interactie, andere interacties niet of juist wel significant kunnen worden. Significante p-waarden bij 1% worden gegeven tegen een lichtgrijze achtergrond.

Tabel 3.1. Resultaten voor de modelselectie waarbij ook gebruik is gemaakt van FlorBase kilometerhokken die minimaal één plantensoort bevatten.

Aantal doelsoorten van akkers						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	92.28	0.000	*	*
akker A	0.2751	0.06047	20.97	0.000	10.97	0.012
percopp A	-0.0728	0.05644	1.85	0.174	21.77	0.000
dijk A	0.2355	0.04559	23.54	0.000	1.30	0.730
bermen A	0.1410	0.04104	11.25	0.001	23.58	0.000
voedsel B	0.1246	0.04078	9.18	0.002	0.06	0.996
zuur B	-0.2181	0.06559	11.03	0.001	10.43	0.015
distnat B	-0.1281	0.04218	9.59	0.002	1.33	0.722
agrbebouw B	0.1892	0.03458	26.86	0.000	2.16	0.539
relief B	-0.1484	0.05014	13.10	0.000	4.01	0.260

Ecodistrict is zeer significant. Na selectie van de B predictoren is de A predictor percopp niet meer significant. Er zijn significante interacties met percopp en bermen.

Aantal doelsoorten van graslanden						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	0.08	0.970	*	*
gras A	0.2133	0.02886	53.30	0.000	4.73	0.003
percopp A	0.0698	0.02670	6.17	0.013	3.23	0.021
dijk A	0.1727	0.01769	86.57	0.000	3.12	0.025
bermen A	0.1511	0.02090	48.80	0.000	2.06	0.104
fruit A	0.0589	0.01978	8.03	0.005	1.77	0.150
zuur B	0.1014	0.03667	7.67	0.006	4.05	0.007
distnat B	-0.2682	0.02771	103.64	0.000	4.19	0.006
agrbebouw B	-0.0828	0.02802	9.04	0.003	8.28	0.000

Ecodistrict is verre van significant. Er zijn 4 significante interacties waarvan één met een A predictor.

Aantal doelsoorten van sloten						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	363.18	0.000	*	*
sloten A	0.5206	0.02566	384.49	0.000	79.57	0.000
vaarten A	0.1391	0.01925	43.40	0.000	22.04	0.000
abio_mozaiek B	0.1403	0.03196	19.02	0.000	45.03	0.000
agrbebouw B	-0.1451	0.03243	21.18	0.000	8.76	0.033

Ecodistrict is zeer significant; er zijn 3 significante interacties

Aantal doelsoorten van heggen						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	6.45	0.092	*	*
heg A	0.2124	0.06428	7.32	0.007	9.73	0.021
bos A	0.2561	0.03548	24.50	0.000	7.66	0.054
abio_mozaiek B	0.3693	0.11390	10.38	0.001	2.63	0.452

Ecodistrict is niet significant; er zijn "slechts" drie significante predictoren. Er zijn geen significante interacties

Aantal doelsoorten van moerasjes						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	101.66	0.000	*	*
gras A	0.7777	0.08760	86.56	0.000	21.97	0.000
agrbebouw B	-0.2130	0.07072	9.75	0.002	2.83	0.419

Ecodistrict is zeer significant. Er is een significante interactie met gras.

Aantal doelsoorten van soorten die voorkomen in zowel graslanden als moerasjes						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	165.69	0.000	*	*
gras A	0.8102	0.08806	94.48	0.000	6.53	0.088

Ecodistrict is zeer significant; alleen gras is verder van belang. De interactie met gras is niet significant.

Aantal doelsoorten van soorten die voorkomen in zowel graslanden als akkers						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	10.65	0.014	*	*
gras A	-0.6876	0.2283	11.77	0.001	5.00	0.172

Ecodistrict is niet significant bij 1%; alleen gras is verder van belang. De interactie met gras is niet significant.

Aantal doelsoorten van soorten die voorkomen in zowel graslanden als heggen						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	214.73	0.000	*	*
gras A	-0.2894	0.05319	30.94	0.000	42.75	0.000
percopp A	0.1942	0.02946	32.98	0.000	28.19	0.000
dijk A	0.4544	0.02566	314.54	0.000	1.46	0.692
bermen A	0.1514	0.03363	19.31	0.000	14.88	0.002
heg A	0.1600	0.02374	38.32	0.000	20.26	0.000
bomen A	0.2639	0.03787	44.32	0.000	5.87	0.118
zuur B	0.2343	0.05847	16.64	0.000	79.48	0.000
distnat B	-0.4371	0.04558	111.08	0.000	49.63	0.000
relief B	-0.3138	0.04754	48.63	0.000	20.63	0.000

Ecodistrict is zeer significant; er zijn veel significante interacties.

Aantal soorten van de 'brede set' van akkers						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	290.74	0.000	*	*
akker A	-0.05768	0.01836	9.83	0.002	15.28	0.000
percopp A	0.05295	0.01439	12.46	0.000	8.20	0.000
dijk A	0.09871	0.01385	47.43	0.000	1.77	0.151
bermen A	0.13110	0.01331	92.86	0.000	8.81	0.000
fruit A	-0.04586	0.01482	10.26	0.001	11.03	0.000
distnat B	-0.08864	0.01485	36.66	0.000	8.94	0.000

Ecodistrict is zeer significant; er zijn veel significante interacties.

Aantal soorten van de 'brede set' van graslanden						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	78.32	0.000	*	*
gras A	0.14848	0.01290	130.86	0.000	8.69	0.000
dijk A	0.09845	0.01078	78.70	0.000	5.46	0.001
bermen A	0.12886	0.01076	137.15	0.000	14.35	0.000
vocht B	-0.06277	0.02118	8.89	0.003	8.30	0.000
zuur B	0.08586	0.02138	16.43	0.000	21.32	0.000
distnat B	-0.06843	0.01181	34.31	0.000	9.69	0.000
agrbebouw B	-0.04485	0.01185	14.57	0.000	7.15	0.000

Ecodistrict is zeer significant; Alle interacties zijn significant.

Aantal soorten van de 'brede set' van sloten						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	270.06	0.000	*	*
sloten A	0.3979	0.01699	533.41	0.000	62.21	0.000
vaarten A	0.1259	0.01232	92.82	0.000	9.23	0.000
beek A	0.0429	0.01173	12.39	0.000	1.36	0.255
vocht B	-0.1500	0.03763	16.34	0.000	17.57	0.000
voedsel B	-0.0753	0.02014	14.11	0.000	47.75	0.000
zuur B	0.1053	0.03587	8.77	0.003	46.77	0.000
abio_mozaiek B	0.0849	0.01730	24.00	0.000	55.47	0.000
agrbebouw B	-0.2013	0.01791	133.74	0.000	11.23	0.000
relief B	0.0687	0.01536	17.79	0.000	25.91	0.000

Ecodistrict is zeer significant; Alle interacties, op één na, zijn significant.

Aantal soorten van de 'brede set' van heggen						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	361.81	0.000	*	*
heg A	0.07254	0.01291	29.01	0.000	11.46	0.000
houtwal A	0.05690	0.00931	34.11	0.000	3.31	0.019
bos A	0.12484	0.00906	155.80	0.000	8.40	0.000
bomen A	0.13844	0.01150	137.16	0.000	1.45	0.227
fruit A	-0.10442	0.01608	47.13	0.000	14.61	0.000
abio_mozaiek B	0.06054	0.01308	21.40	0.000	3.25	0.021
distnat B	-0.08217	0.01392	35.75	0.000	2.66	0.046
relief B	0.02786	0.00998	7.26	0.007	3.60	0.013

Ecodistrict is significant. Er zijn drie significante interacties.

3.1.2 Resultaten voor de set met kilometerhokken inclusief hokken zonder plantensoorten

De resultaten van de modelselectie voor deze set zijn opgenomen in Tabel 3.2. In de tekst onder elke tabel worden de verschillen aangegeven met de bovenstaande dataset {model maken}.

Tabel 3.2. Resultaten voor de modelselectie waarbij ook gebruik is gemaakt van FlorBase kilometerhokken die geen plantensoorten bevatten.

Aantal doelsorten van akkers						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	89.76	0.000	*	*
akker A	0.2911	0.05904	24.61	0.000	11.24	0.011
percopp A	-0.1062	0.05727	3.96	0.047	19.62	0.000
dijk A	0.2501	0.04489	26.92	0.000	1.04	0.792
bermen A	0.1763	0.04012	18.17	0.000	25.83	0.000
vocht B	-0.2786	0.06065	21.42	0.000	0.10	0.992
distnat B	-0.1227	0.04220	8.74	0.003	1.36	0.714
agrbebouw B	0.2086	0.03374	33.77	0.000	1.04	0.792
relief B	-0.1631	0.05181	14.81	0.000	4.59	0.205

A predictoren: identiek; B predictoren: vocht ipv voedsel en zuur.

Aantal doelsoorten van graslanden						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	1.82	0.141	*	*
gras A	0.1314	0.02507	26.91	0.000	6.52	0.000
dijk A	0.1967	0.01741	113.99	0.000	5.05	0.002
bermen A	0.1834	0.01969	80.17	0.000	3.86	0.009
zuur B	0.1079	0.03571	9.15	0.002	3.29	0.020
distnat B	-0.2681	0.02762	103.98	0.000	5.36	0.001
A predictoren: geen percopp en fruit; B predictoren: geen agrbebouw.						
Aantal doelsoorten van sloten						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	424.73	0.000	*	*
sloten A	0.5469	0.02528	436.67	0.000	74.63	0.000
vaarten A	0.1447	0.01950	45.40	0.000	17.87	0.000
abio_mozaiiek B	0.1326	0.03216	16.79	0.000	48.06	0.000
agrbebouw B	-0.1184	0.03217	14.18	0.000	7.71	0.052
A predictoren: identiek; B predictoren: identiek.						
Aantal doelsoorten van heggen						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	8.70	0.034	*	*
heg A	0.2146	0.06332	7.66	0.006	10.57	0.014
bos A	0.2672	0.03509	26.50	0.000	7.36	0.061
abio_mozaiiek B	0.3784	0.11448	10.78	0.001	3.02	0.389
A predictoren: identiek; B predictoren: identiek.						
Aantal doelsoorten van moerasjes						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	121.76	0.000	*	*
gras A	0.5131	0.1055	24.53	0.000	25.92	0.000
percopp A	-0.6369	0.2135	12.74	0.000	9.82	0.020
fruit A	-0.2666	0.1354	5.40	0.020	9.62	0.022
agrbebouw B	-0.2321	0.0736	10.73	0.001	2.62	0.454
A predictoren: percopp is extra; B predictoren: fruit is extra.						
Aantal doelsoorten van soorten die voorkomen in zowel graslanden als moerasjes						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	196.90	0.000	*	*
gras A	0.7775	0.08736	89.66	0.000	7.27	0.064
A predictoren: identiek; B predictoren: identiek.						
Aantal doelsoorten van soorten die voorkomen in zowel graslanden als akkers						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	8.92	0.030	*	*
gras A	-0.6607	0.2207	11.65	0.001	4.77	0.189
A predictoren: identiek; B predictoren: identiek.						

Aantal doelsoorten van soorten die voorkomen in zowel graslanden als heggen						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	230.23	0.000	*	*
gras A	-0.3208	0.05242	39.38	0.000	46.70	0.000
percopp A	0.1133	0.02911	12.77	0.000	25.26	0.000
dijk A	0.4882	0.02569	361.57	0.000	2.19	0.534
bermen A	0.1847	0.03327	29.04	0.000	19.32	0.000
heg A	0.1559	0.02365	36.85	0.000	21.97	0.000
bomen A	0.2824	0.03756	51.04	0.000	7.82	0.050
zuur B	0.2462	0.05829	18.51	0.000	81.39	0.000
distnat B	-0.4552	0.04590	119.20	0.000	50.41	0.000
relief B	-0.3509	0.04852	58.61	0.000	24.31	0.000
A predictoren: identiek; B predictoren: identiek.						
Aantal soorten van de 'brede set' van akkers						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	159.73	0.000	*	*
dijk A	0.1278	0.01450	71.09	0.000	2.58	0.052
bermen A	0.1692	0.01346	149.05	0.000	15.27	0.000
vocht B	-0.0634	0.02208	8.23	0.004	4.54	0.004
distnat B	-0.0798	0.01547	27.33	0.000	10.11	0.000
A predictoren: geen akker percopp en fruit; B predictoren: vocht is extra.						
Aantal soorten van de 'brede set' van graslanden						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	99.84	0.000	*	*
gras A	0.1201	0.01430	69.75	0.000	9.71	0.000
dijk A	0.1244	0.01216	97.18	0.000	7.69	0.000
bermen A	0.1698	0.01159	203.60	0.000	24.28	0.000
vocht B	-0.0739	0.02387	9.71	0.002	5.03	0.002
zuur B	0.0874	0.02379	13.74	0.000	15.51	0.000
distnat B	-0.0635	0.01346	22.74	0.000	8.93	0.000
A predictoren: ; B predictoren: geen agrgebouw.						
Aantal soorten van de 'brede set' van sloten						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	310.07	0.000	*	*
sloten A	0.4280	0.01703	616.56	0.000	59.33	0.000
vaarten A	0.1340	0.01266	98.51	0.000	5.13	0.002
beek A	0.0511	0.01194	16.79	0.000	0.94	0.422
vocht B	-0.1554	0.03812	17.09	0.000	15.47	0.000
voedsel B	-0.0649	0.02040	10.20	0.001	45.54	0.000
zuur B	0.1154	0.03647	10.20	0.001	41.11	0.000
abio_mozaiek B	0.0765	0.01769	18.63	0.000	57.33	0.000
agrgebouw B	-0.1669	0.01811	89.16	0.000	10.73	0.000
relief B	0.0627	0.01571	14.29	0.000	17.87	0.000
A predictoren: identiek; B predictoren: identiek.						

Aantal soorten van de 'brede set' van heggen						
Predictor	Esti	Se	Chi	Pval	ChiInt	PvalInt
Ecodistrict	*	*	392.32	0.000	*	*
heg A	0.07141	0.01336	26.21	0.000	16.60	0.000
houtwal A	0.05474	0.00965	29.35	0.000	1.27	0.283
bos A	0.14282	0.00935	186.75	0.000	6.50	0.000
bomen A	0.16751	0.01194	184.59	0.000	6.74	0.000
fruit A	-0.09401	0.01656	35.65	0.000	13.36	0.000
abio_mozaiek B	0.06222	0.01378	20.35	0.000	3.76	0.010
distnat B	-0.07672	0.01464	28.09	0.000	4.06	0.007
relief B	0.03296	0.01026	9.52	0.002	6.19	0.000

A predictoren: identiek; B predictoren: identiek.

Voor de volgende soorten zijn er verschillen tussen de geselecteerde predictoren in beide dataset: spakker_doel, spgras_doel, spmoeras_doel, spakker_breed en spgras_breed. Indien dezelfde termen worden geselecteerd dan zijn de regressie-coëfficiënten goed vergelijkbaar.

Wat opvalt is dat het ecodistrict in de meeste gevallen zeer significant is. Dat betekent dat deze factor van groot belang is voor het voorspellen van de aantallen soorten. Daarnaast valt op dat er een sterk verband bestaat tussen de oppervlakte van een begroeiingstype en het aantal doelsoorten wat voorspeld wordt. Het aantal (doel)soorten van akkers is in hoge mate gecorreleerd met het bedekkingspercentage akkers in de gridcel. Verder zien we dat de aanwezigheid van natuurlijke elementen in het agrarisch gebied een belangrijke voorspeller is voor het voorkomen van (doel)soorten. Het gaat dan vooral om het voorkomen van dijken, agrarische bebouwing, zoals boerderijen, bermen, bosjes. In mindere mate is de afstand van het agrarisch gebied tot natuur een variabele die van belang is. Interessant is verder dat abiotische kenmerken zoals vocht, bemesting, zuurgraad en de mate waarin er een abiotische mozaïek aanwezig is, weliswaar van belang in het voorkomen van soorten maar verder ondergeschikt aan de andere verklarende variabelen.

Er zijn kleine verschillen in modeluitkomsten tussen de datasets waar de FlorBase kilometerhokken worden gebruikt die nullen bevatten en de FlorBase kilometerhokken die minimaal één plantensoort bevatten. Echter, de grote lijnen komen overeen. Er is daarom voor gekozen om de modelresultaten van de selectie waarin alle kilometerhokken zijn gebruikt, ongeacht het aantal aangetroffen soorten, te gebruiken voor het eindbeeld.

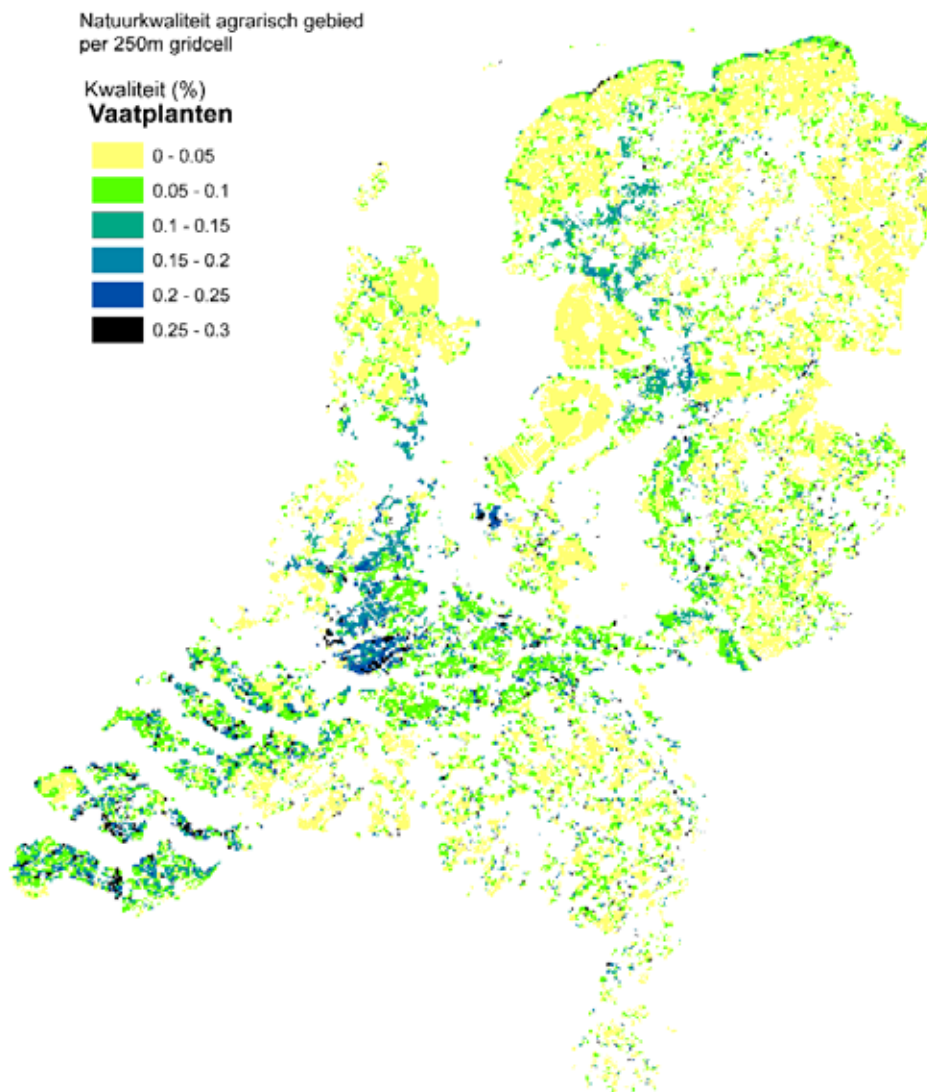
3.1.3 Verspreidingskaarten

Er zijn verspreidingskaarten gemaakt van zowel de smalle set van soorten die geënt zijn op de natuurdoeltypen, als de brede set van soorten die een bredere soortselectie kennen. Het past niet in de systematiek van het doelbereik van natuurdoeltypen om afzonderlijke kaarten te presenteren van soortgroepen. Immers, soorten zijn in de natuurdoeltypen systematiek met elkaar uitwisselbaar. Echter, om inzicht te krijgen in hoe de uiteindelijke kaart van doelbereik van dagvlinders, broedvogels en vaatplanten is opgebouwd, worden hier toch de aparte kaarten per soortengroep gepresenteerd.

Voor de smalle en de brede sets van soorten zijn verspreidingskaarten gemaakt, door het totaal aantal soorten weer te geven wat verwacht wordt per kilometerhok. Naast het totaal aantal doelsoorten zijn er verschillende kaarten gemaakt voor de verschillende onderdelen van het agrarisch gebied (akker, grasland, sloten, heggen).

Smalle set

In Figuur 3.1 is het resultaat gegeven van de ruimtelijke verspreiding van de mate van doelrealisatie van de smalle set, indien wordt uitgegaan van enkel de planten. Ten eerste valt te zien dat de mate van doelbereiking in het algemeen niet erg hoog is. Nergens in Nederland komt de mate van doelbereik boven de 30%. Wat verder opvalt, is dat de hoogste mate van doelrealisatie te zien is in de laagveengebieden. Dit geldt zowel voor de laagveengebieden in het midden van Nederland als die van Noord-Nederland. Verder springen de zeekleigebieden van Zuidwest-Nederland er in positieve zin uit. De zeekleigebieden van Flevoland en van Noord-Nederland hebben juist een zeer lage kwaliteit. De gebieden waar nog veel dijken aanwezig zijn, vormen hierop een uitzondering. De zandgebieden en het heuvelland hebben een gemiddelde kwaliteit, zowel in Noord- als in Zuid-Nederland.

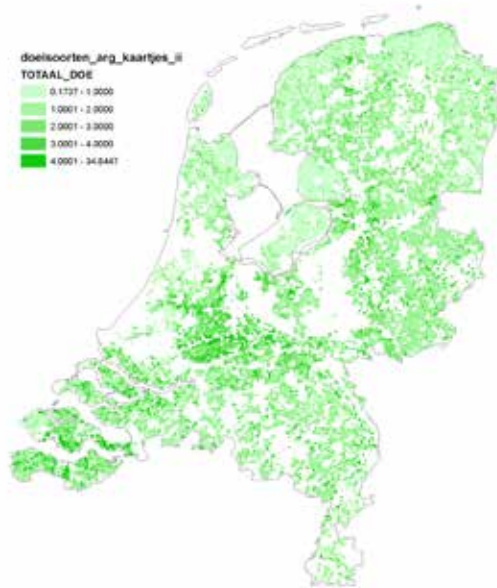


Figuur 3.1. Doelrealisatie van vaatplanten in het agrarisch gebied.

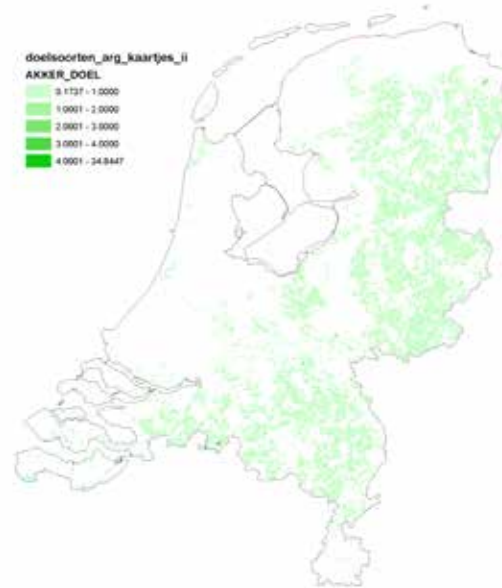
In de Figuur 3.2 is te zien hoe de floristische natuurkwaliteit in het agrarisch gebied is opgebouwd. Het voorkomen van het aantal doelsoorten van graslanden is het hoogst in Zuidwest-Nederland, het rivierengebied en de kustgebieden van Noord-Nederland. Deze gebieden bevatten nog vrij veel dijken, wat belangrijke refugia zijn van grasland gerelateerde soorten. In de door akker gedomineerde gebieden van oost en zuid Nederland is het aantal doelsoorten veel lager in vergelijking met de graslanden. In de

laagveengebieden van midden Nederland, is het aantal doelsoorten dat nog in sloten voorkomt nog relatief hoog. Doelsoorten van akkers worden het meest aangetroffen op de hogere zandgronden en in het heuvelland. Vooral de gebieden ten oosten van de Veluwe en in het centraal oostelijke deel bevatten nog de meeste doelsoorten van heggen en houtwallen.

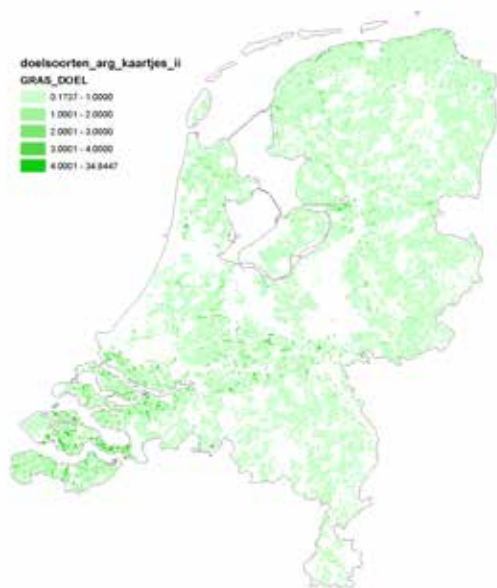
Totaal aantal doelsoorten



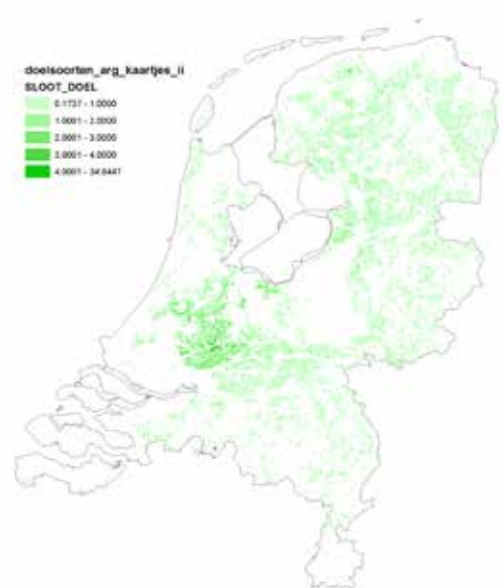
Doelsoorten van akkers



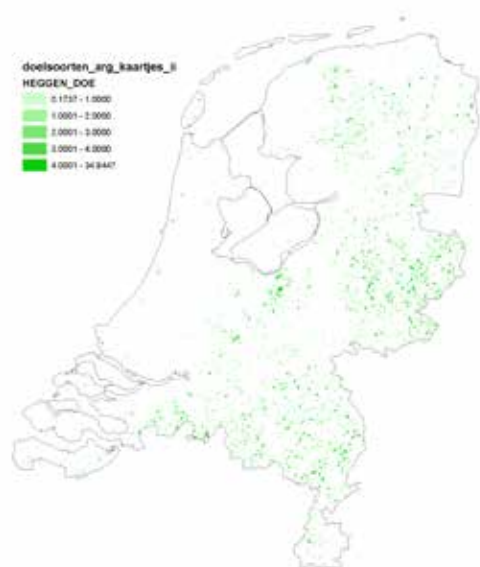
Doelsoorten van graslanden



Doelsoorten van sloten



Doelsoorten van heggen



Figuur 3.2. Aantallen doelsoorten planten op kaart voor de verschillende begroeiingstypen.

Brede set

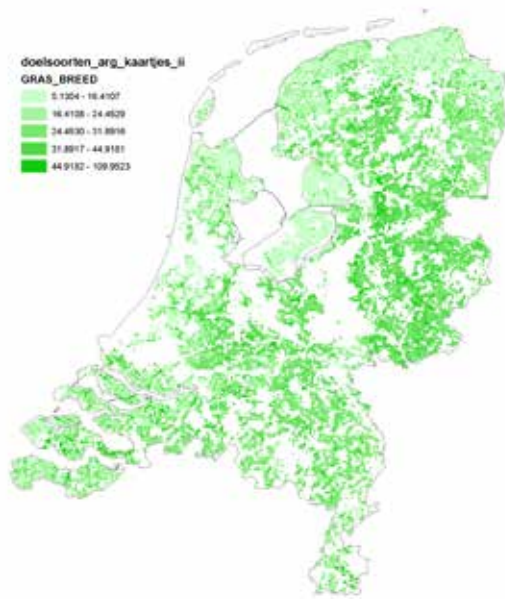
Voor de afzonderlijke kaarten van de brede set en de smalle set van soorten komt grofweg eenzelfde ruimtelijk patroon van hoge en lage kwaliteit naar voren. Er zijn toch enkele verschillen te benoemen. Zo is het aantal soorten dat is aangetroffen veel groter in vergelijking met de smalle set. Dat is logisch, want het aantal soorten van de brede set ligt ook veel hoger. Het aantal grasland gerelateerde soorten is echter voor zuidwest Nederland minder duidelijk dan in de smalle set. Daarnaast springen de heggen in oost Nederland er ook wat minder uit (Figuur 3.3).

Brede set soorten totaal

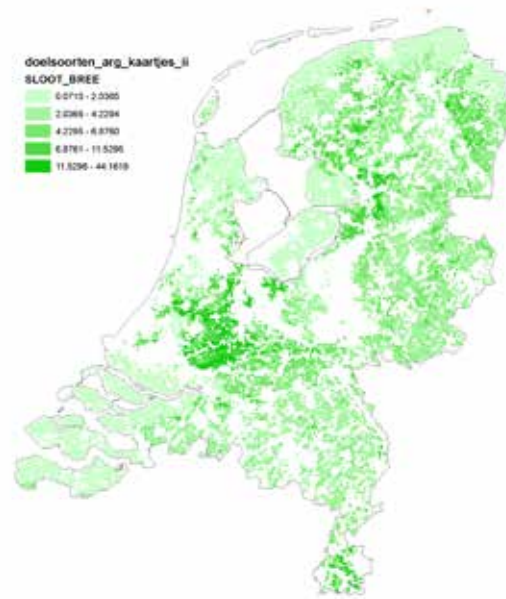
Brede set soorten van akkers



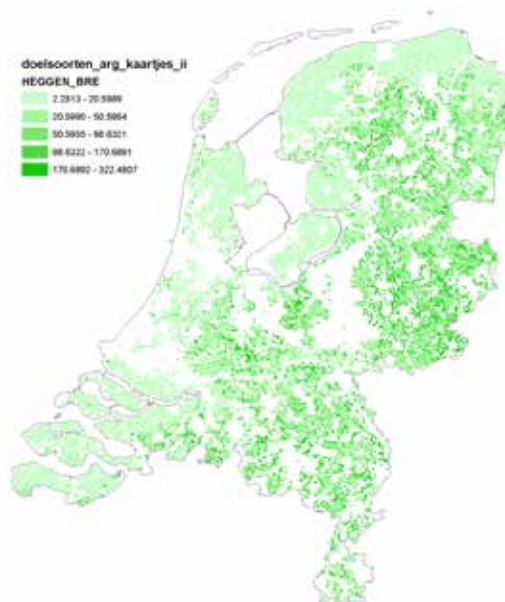
Brede set soorten van graslanden



Brede set soorten sloten



Brede set soorten heggen



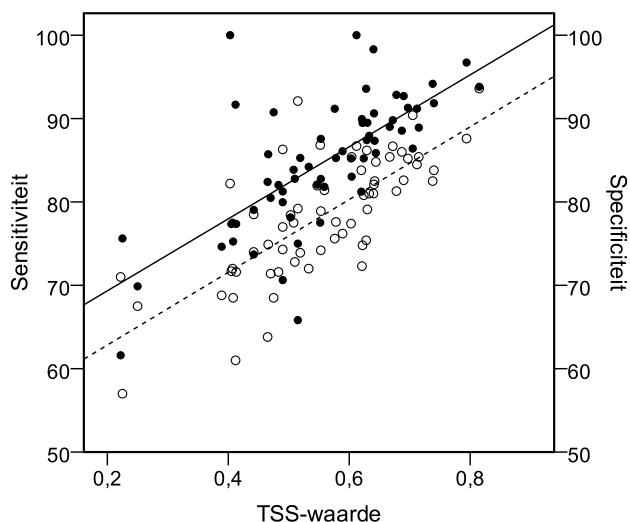
Figuur 3.3. Aantallen soorten planten van de 'brede set' op kaart voor de verschillende begroeiingstypen.

3.2 Broedvogels

3.2.1 GLM-modellen

Validaties van de GLM-modellen voor het voorkomen van de 63 soorten laten zien dat het overgrote deel redelijke tot goede modellen oplevert (TSS tussen 0,4 en 0,8). De GLM-modellen van vier soorten zijn slecht (TSS tussen 0,2 en 0,4) en daarmee onbruikbaar. De modellen van soorten met een redelijke nauwkeurigheid zijn enigszins problematisch: ze geven betere resultaten dan willekeurig 'getrokken' uitkomsten, maar er worden ook veel foute voorspellingen gemaakt (Bijlage 4, appendix D). Waar een grens moet worden getrokken van wat aanvaardbaar is of niet is arbitrair en hangt af van de belangen die aan voorspellingen hechten en van de risico's van foutieve voorspellingen. Er zijn 59 soorten met redelijke of betere modeluitkomsten.

De gemiddelde sensitiviteit is 84,7 (bereik 61,6-100,0) en de gemiddelde specificiteit is 78,4 (bereik 57,9-93,6). Dus ca. 85% van de plots met werkelijk aanwezigheid worden correct voorspeld, en ca. 78% van de plots waarin de soort werkelijk afwezig is worden correct voorspeld. Zowel sensitiviteit als specificiteit zijn positief gecorreleerd met TSS (Figuur 3.4).



Figuur 3.4. Verband tussen sensitiviteit en specificiteit en TSS voor GLM-modellen. Sensitiviteit: dichte punten, ononderbroken lijn.

3.2.2 GBM en RF-modellen

Zoals voorspeld (zie Methoden) hebben RF-modellen meestal betrouwbaarder (hogere TSS-score) dan GLM-modellen (Bijlage 4, appendix E): het voorkomen van 58 van de 63 soorten wordt beter geschat door RF-modellen. Gemiddeld heeft een RF-model een TSS-score die 0,055 hoger is. GBM modellen zijn meestal ook beter dan GLM modellen en wel met een gemiddeld 0,038 hogere TSS waarde (Bijlage 4, appendix E). Voor 56 soorten geldt dat GBM-modellen beter zijn. In 47 van de 63 soorten zijn RF-modellen beter dan GBM-modellen.

3.2.3 Importantie van variabelen in modellen

Het effect dat een variabele in een model heeft op het voorspelde voorkomen van een soort is bepaald met permutatietesten (zie Methoden). Doordat er zeer veel variabelen zijn opgenomen in onze analyses hebben in de meeste gevallen iedere variabelen zeer geringe invloed op een modeluitkomst (Bijlage 4, appendix F, G, H). Dit komt voornamelijk doordat veel variabelen onderling zijn gecorreleerd.

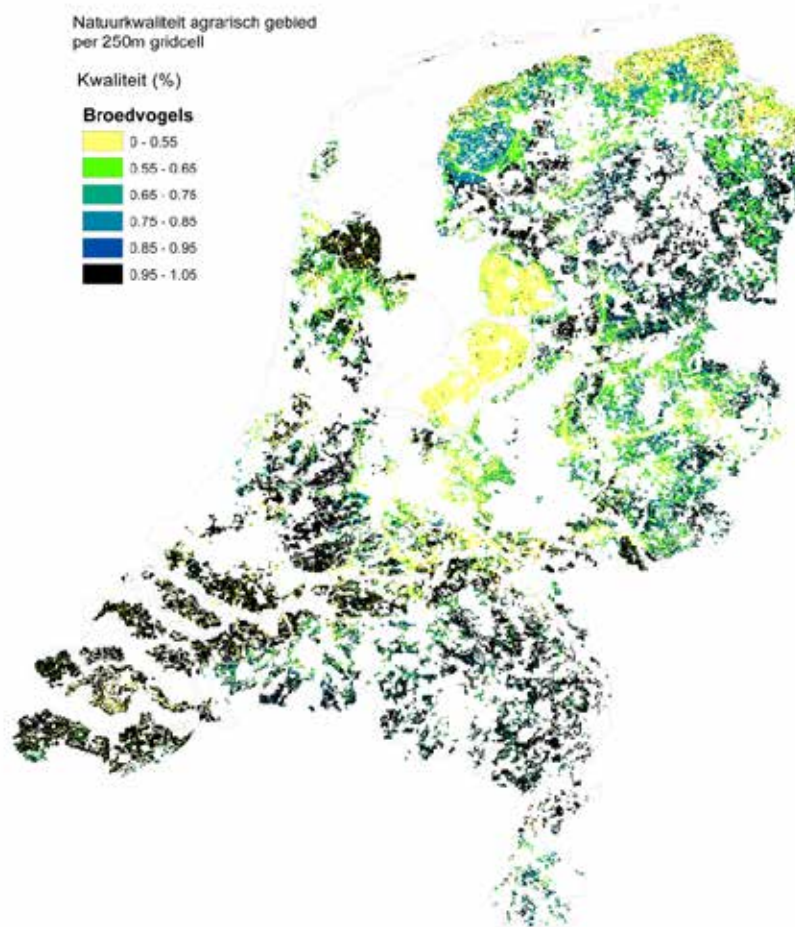
De belangrijkste verklarende variabelen in het voorkomen van (doel)soorten zijn zowel voor de GLM, GBM als RF modellen het percentage bos in de gridcellen. Daarnaast is de openheid van het landschap van belang.

3.2.4 Verspreidingskaarten

Er zijn verspreidingskaarten gemaakt van zowel de smalle set van soorten die geënt zijn op de natuurdoeltypen, als de brede set van soorten die een bredere soortselectie kennen. Het past niet in de systematiek van het doelbereik van natuurdoeltypen om afzonderlijke kaarten te presenteren van soortgroepen. Immers, soorten zijn in de natuurdoeltypen systematiek met elkaar uitwisselbaar. Echter, om inzicht te krijgen in hoe de uiteindelijke kaart van doelbereik van dagvlinders, broedvogels en vaatplanten is opgebouwd, worden hier toch de aparte kaarten per soortengroep gepresenteerd.

Smalle set

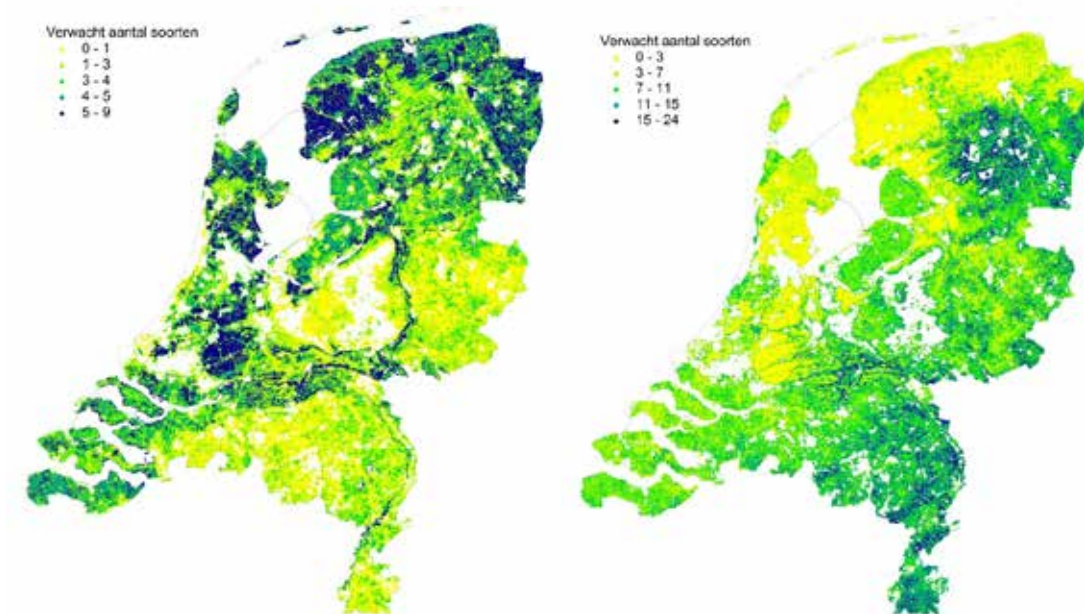
In Figuur 3.5 staan de resultaten voor de mate van doelbereik van de smalle set. Opvallend is dat de mate van doelbereik voor vogels vrij hoog is. Indien alleen wordt uitgegaan van het voorkomen van vogels, zou in een aantal gebieden van Nederland er doelbereik zijn. Daarbij valt op dat de laagveengebieden vrij veel doelsoorten bevatten. Ook grote delen van Zuid-Holland en Zeeland bevatten veel doelsoorten. De zandgronden vormen een middengroep, terwijl de centrale en noordelijke delen van Nederland relatief weinig doelsoorten bevatten. De provincie Flevoland bevat de minste doelsoorten.



Figuur 3.5. 'Doelrealisatie' van broedvogels in het agrarisch gebied indien de criteria worden gehanteerd van het Handboek Natuurdoeltypen.

Brede set

Voor de bredere set van soorten is uitgegaan van open en halfopen agrarische gebieden. De open agrarische gebieden, zie Figuur 3.6. Opvallend in de kaart van open agrarische gebieden zijn dat de laagveengebieden, maar ook sommige zeekleigebieden het meeste doelsoorten bevatten. Deze gebieden bevatten het hoogste percentage graslanden. Op de tweede plaats staan de overige zeekleigebieden. Deze gebieden bevatten het hoogste percentage akkers. Voor de halfopen agrarische gebieden geldt dat de gebieden van midden Drenthe veel doelsoorten bevatten. Oost-Brabant en Limburg springen er verder uit qua aantallen soorten.



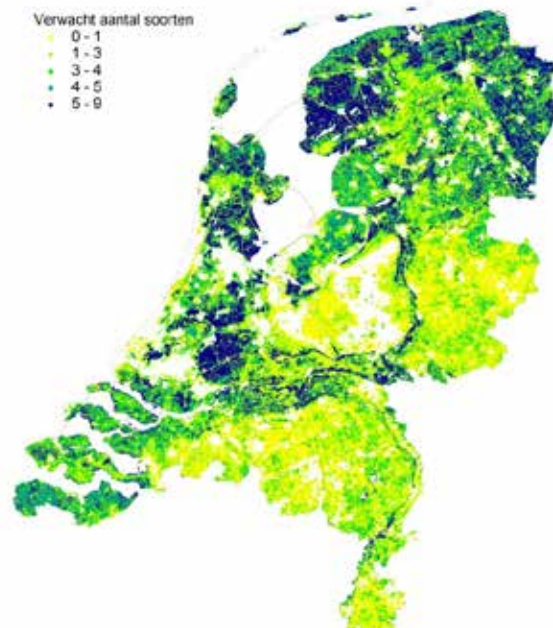
Figuur 3.6. Resultaten van de verspreiding van soorten van de brede soortenset van open agrarische gebieden (links) en halfopen agrarische gebieden (rechts).

Gemiddelde kans op voorkomen en aan- en afwezigheidskaarten

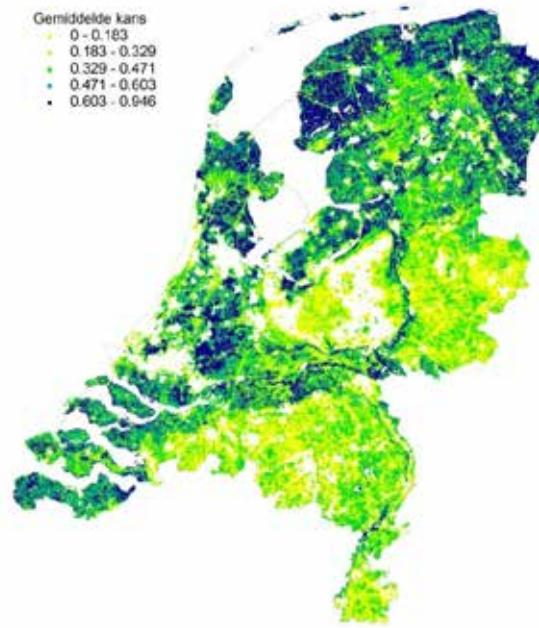
Voor de twee sets van soorten van de brede soortselectie: open agrarisch gebied en halfopen agrarisch gebied zijn verspreidingskaarten gemaakt, door combinatie van de verspreidingskaarten van de soorten die kenmerkend zijn voor dit doeltypet. Er is een vergelijking gemaakt van het visuele beeld van verspreiding indien enerzijds wordt uitgegaan van de gemiddelde kans op voorkomen of anderzijds indien wordt uitgegaan van de aan- of aanwezigheid per soort. De kaartparen in Figuur 3.7 en Figuur 3.8 geven het verwachte aantal soorten en de gemiddelde kans op voorkomen per gridcel van 250 m weer. In het geval van het verwachte aantal soorten gaat het om het discrete aantal soorten, waarbij de kans op voorkomen is omgezet per soort in een aan- of afwezigheid. Bij de gemiddelde kans op voorkomen gaat om het gemiddelde van de berekende kans per soort. Deze kans ligt per soort dus tussen 0 en 1. Het gaat hierbij om de typen 'open' (Figuur 3.7) en 'halfopen' (Figuur 3.8) agrarisch gebied.

Voor zowel het open agrarisch als het halfopen agrarisch gebied geldt dat de verspreidingskaarten van het verwachte aantal soorten als van de gemiddelde kans op voorkomen zeer sterk overeenkomen. De kaart met de gemiddelde kans van voorkomen lijkt in het algemeen wel een wat grotere variatie te bevatten. Het aandeel van de hogere categorieën is iets groter. Voor het bepalen van het doelbereik dient uitgegaan te worden van het aantal soorten per gridcel. Conclusie is dan ook dat daar veilig vanuit gegaan kan worden omdat het geen ander beeld opgeleverd zou hebben indien zou worden uitgegaan van het gemiddelde van voorkomen.

Verwacht aantal soorten open agrarisch gebied

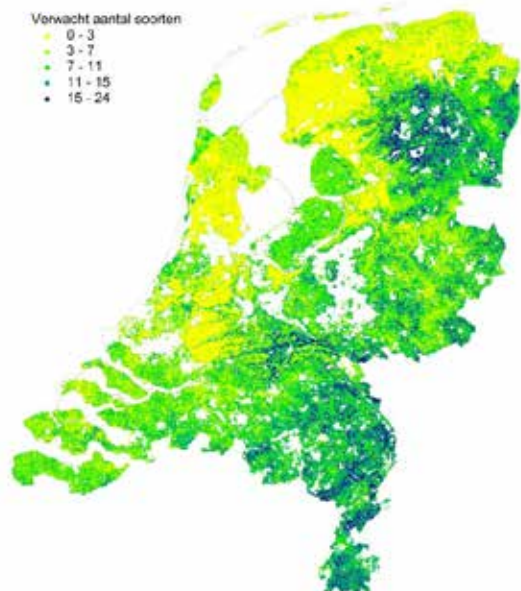


Gemiddelde kans op voorkomen soorten van open agrarisch gebied

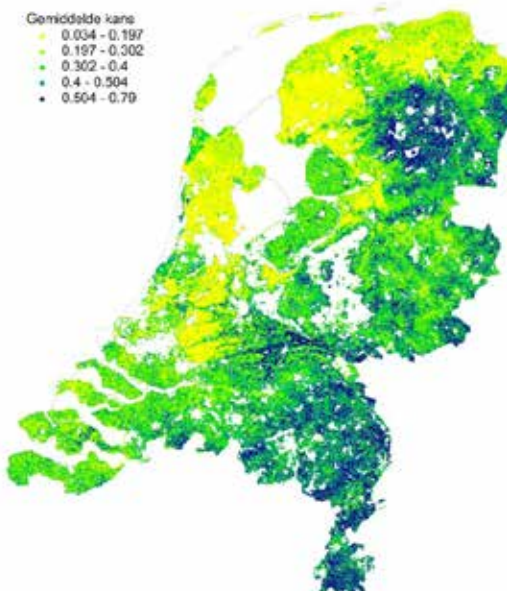


Figuur 3.7. Gecombineerde verspreidingskaarten van de soorten van open agrarisch gebied weergegeven als verwacht aantal soorten (links) en als kans op voorkomen van tenminste een van betreffende soorten (rechts).

Verwacht aantal soorten van halfopen agrarisch gebied



Gemiddelde kans op voorkomen van soorten van halfopen agrarisch gebied.



Figuur 3.8. Gecombineerde verspreidingskaarten van de soorten van halfopen agrarisch gebied weergegeven als verwacht aantal soorten (links) en als kans op voorkomen van tenminste een van betreffende soorten (rechts).

3.2.5 Vergelijking van de modelkaarten met de verspreidingskaarten van broedvogelatlas

Voor de validatie van de op proefvlakken gebaseerde kanskaarten is een vergelijking gemaakt met de relatieve dichtheidskaarten van de broedvogelatlas (BVA). De atlaskaarten zijn gebaseerd op ruimtelijke interpolatie van informatie over de aanwezigheid van soorten in ca. 30% van de Nederlandse kilometerhokken (kmhok). Elk kmhok is voor de atlas twee maal een uur bezocht. De samengevoegde informatie van deze bezoeken over aan- of afwezigheid van een soort in een kmhok is vervolgens met 'stratified kriging' geïnterpoleerd naar een grid van 250 meter (SOVON_Vogelonderzoek_Nederland 2002). Dit betekent dat met behulp van landschapskenmerken en andere verklarende variabelen per begroeiingstype de aan- of afwezigheid van een soort op een 250 meter grid kan worden gemaakt. Dit levert een kaart op met de kans op aanwezigheid per 250 meter-cel, gegeven de onderzoeksinspanningen. Deze 'kans op voorkomen' is niet direct vergelijkbaar met de kanskaarten zoals berekend op basis van het voorkomen per proefvlak omdat de onderzoeksmethoden niet vergelijkbaar is. Het ruimtelijke patroon kan echter wel met elkaar worden vergeleken.

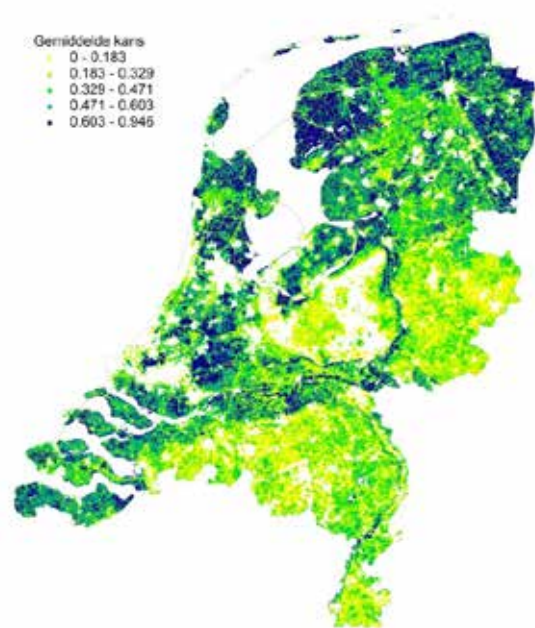
De validatie is uitgevoerd voor de typen 'open' en 'halfopen'. De beschikbare atlaskaarten voor de soorten van deze typen zijn opgeteld en vervolgens gemiddeld. Dit leidt tot een gemiddelde kanskaart voor de soorten van 'open' en 'halfopen' agrarisch gebied (natuurdoeltypen 21 en 20). Voor de validatie zijn van minder soorten atlaskaarten beschikbaar dan modelkaarten (Tabel 3.3). Met name van zeldzame en schaarse soorten zijn geen atlaskaarten beschikbaar.

In figuur 3.9 en figuur 3.10 zijn, ten behoeve van een visuele vergelijking, de soortgroepkaarten voor het open agrarisch gebied en het halfopen agrarisch gebied op basis van de modellen en de atlas naast elkaar weergegeven. Er is gekozen voor een andere kleurweergave omdat de eenheden in de kaarten niet direct vergelijkbaar zijn, alleen de patronen. Bedenk, dat de atlaskaarten betrekking hebben op geheel Nederland, terwijl in de modelkaarten alleen het agrarisch gebied is opgenomen. De modelkaarten laten een meer gedetailleerd patroon zien dan de atlaskaarten. Dit komt doordat de atlaskaarten vrijwel alleen zijn gebaseerd op ruimtelijke interpolatie: in tegenstelling tot de modelkaarten is vrijwel geen landschapsinformatie gebruikt voor het maken van de atlaskaarten.

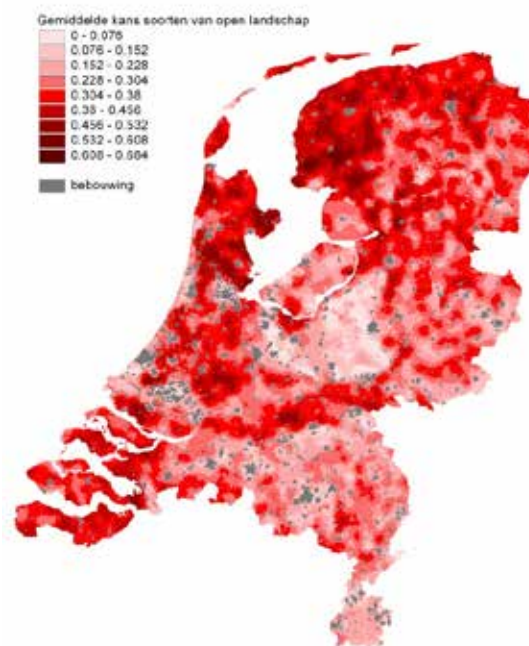
De kaartbeelden komen in grote lijnen met elkaar overeen. Dit wordt bevestigd door de significante correlaties tussen de kansen per cel zoals hier berekend en zoals vermeld in broedvogelatlas (Tabel 3.3). Wel zijn er veel lokale afwijkingen aan te wijzen. Dit komt ten dele doordat in de broedvogelataskaarten informatie uit niet-agrarisch gebied een grotere invloed heeft op de kaarten. Een voorbeeld hiervan is de Biesbosch in de kaart van halfopen agrarisch gebied. De Biesbosch lijkt in de atlaskaart van betekenis te zijn voor vogels van halfopen agrarisch gebied, terwijl dit niet blijkt uit de modelkaart. Dit komt doordat informatie uit moerasgebieden in de Biesbosch, waar veel vogels van halfopen landschap voorkomen, wordt 'uitgesmeerd' over de omgeving. Hier is ten dele voor gecorrigeerd door de 'stratified kriging'-techniek die is toegepast voor de atlaskaarten, maar niet altijd voldoende voor het detailniveau waarop we de validatie graag zouden willen uitvoeren.

Naar verwachting worden de soortkaarten van de soorten van halfopen gebied meer door deze 'versmering' beïnvloed dan de soorten van open gebied. Dit wordt ondersteund door de hogere correlatie tussen de kaarten van de vogels van open gebied ten opzichte van de vogels van halfopen gebied (Bijlage 4, appendix I).

Modelkaart van de gemiddelde kans op voorkomen van soorten van open agrarisch gebied

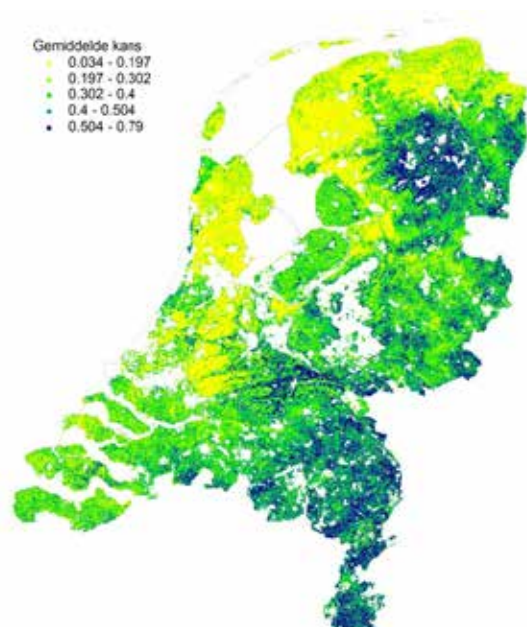


Broedvogelatlaskaart van de gemiddelde kans op voorkomen van soorten van open agrarisch gebied

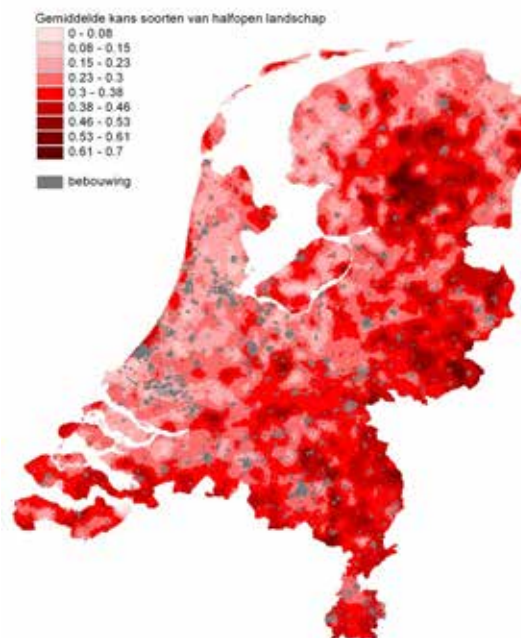


Figuur 3.9. Gecombineerde verspreidingskaarten van de soorten van open agrarisch gebied op basis van modelvoorspellingen (links) of op basis van de Broedvogelatlas (rechts).

Modelkaart van de gemiddelde kans op voorkomen van soorten van halfopen agrarisch gebied



Broedvogelatlaskaart van de gemiddelde kans op voorkomen van soorten van halfopen agrarisch gebied



Figuur 3.10. Gecombineerde verspreidingskaarten van de soorten van open agrarisch gebied op basis van modelvoorspellingen (links) of op basis van de Broedvogelatlas (rechts).

Tabel 3.3. Correlatiecoëfficiënten van kans op voorkomen per 250m-cel volgens de hier berekende modellen en volgens de Broedvogelatlas, voor soorten van halfopen en van open landschapstypen.

Modelkaart		Broedvogelatlas	
		halfopen	open
halfopen	correlatiecoëfficiënt	0.545	
	P	0.000	
	N	432400	
open	correlatiecoëfficiënt		0.596
	P		0.000
	N		432400

Tot slot

De soortselectie die hier is doorgerekend is breed en bevat een scala aan mogelijkheden om allerlei soorten uitspraken te doen over kwaliteit van het agrarisch gebied. Wel is de soortselectie bij individuele doeltypen wat smal: bij een flink deel van de (doel)typen (1/3) zijn maar 1-4 soorten geselecteerd, maar dat wordt beter door ook andere fauna/flora-groepen te betrekken in de analyse. Bij uitspraken op basis van een beperkt aantal soorten wordt namelijk de modelkwaliteit steeds belangrijker: indien er individuele uitspraken over soorten gedaan dienen te worden, dienen eigenlijk alle soorten goed voorspeld te worden. Naast toepassing van andere modeltechnieken zoals hierover biedt dat een extra mogelijkheid om de kwaliteit van de kaarten te verbeteren. Ook kan de benadering per doeltype worden uitgebreid naar een benadering per gilde (ecologische vogelgroep): denk hierbij aan soorten van nat grasland of soorten van struwelen (Sierdsema, 1995; Sierdsema and Holtland, 1997).

3.3 Dagvlinders

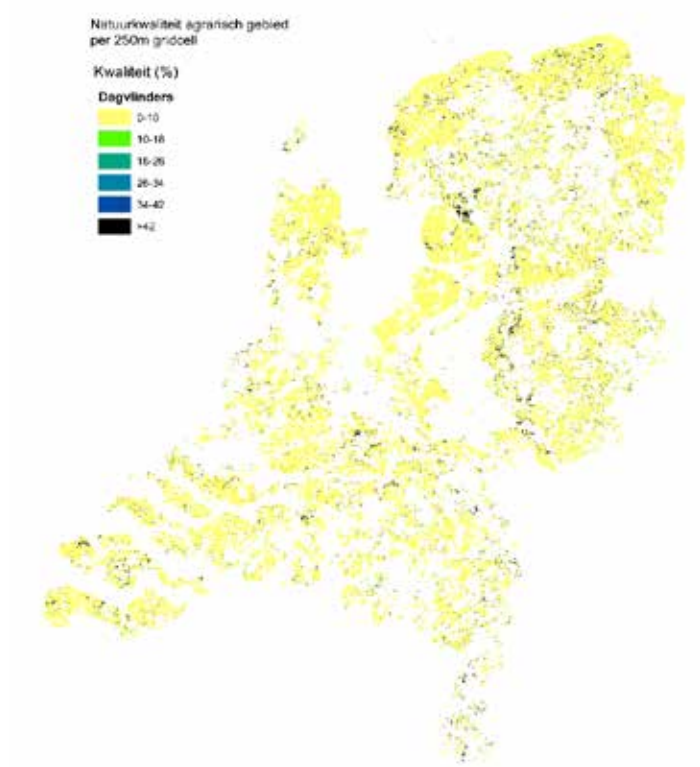
Er zijn verspreidingskaarten gemaakt van zowel de smalle set van soorten die geënt zijn op de natuurdoeltypen, als de brede set van soorten die een bredere soortselectie kennen. Het past niet in de systematiek van het doelbereik van natuurdoeltypen om afzonderlijke kaarten te presenteren van soortgroepen. Immers, soorten zijn in de natuurdoeltypen systematiek met elkaar uitwisselbaar. Echter, om inzicht te krijgen in hoe de uiteindelijke kaart van doelbereik van dagvlinders, broedvogels en vaatplanten is opgebouwd, worden hier toch de aparte kaarten per soortengroep gepresenteerd.

Smalle set

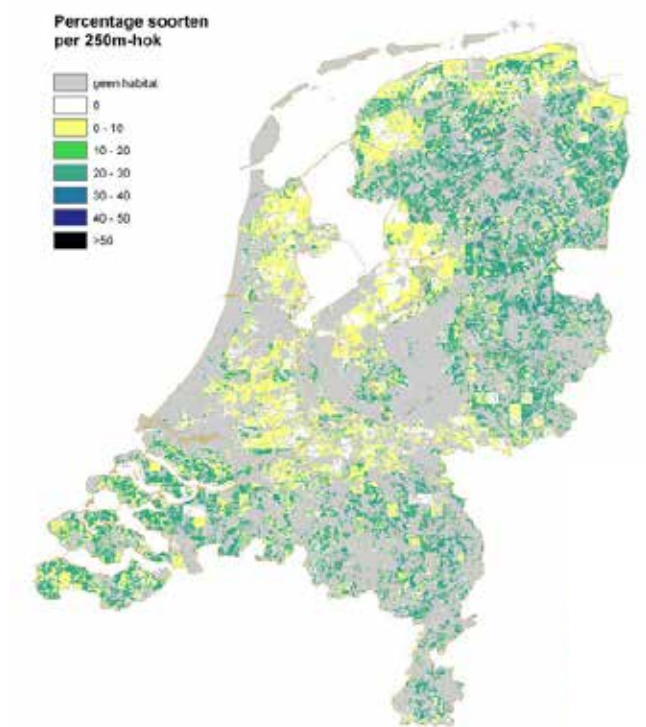
In Figuur 3.11 staan het aantal doelsoorten van de smalle set. Opvallend is dat er bijna geen plekken zijn waar überhaupt doelsoorten voorkomen in het agrarisch gebied. Eigenlijk zijn in het grootste deel van Nederland geen doelsoorten meer te vinden. Uitzonderingen hierop vormen de rivierengebieden en Oost-Brabant en Limburg.

Brede set

In Figuur 3.12 staat het voorkomen van vlinder van de bredere set van soorten. Het verspreidingsbeeld komt in grote lijnen overeen met de verspreidingskaarten van de smalle set. Echter, de hogere zandgronden en de zeekleigebieden van Zuidwest- en Noord-Nederland komen er nog iets gunstiger af dan in de smalle set.



Figuur 3.11. Doelrealisatie van dagvlinders in het agrarisch gebied voor de smalle set van soorten.

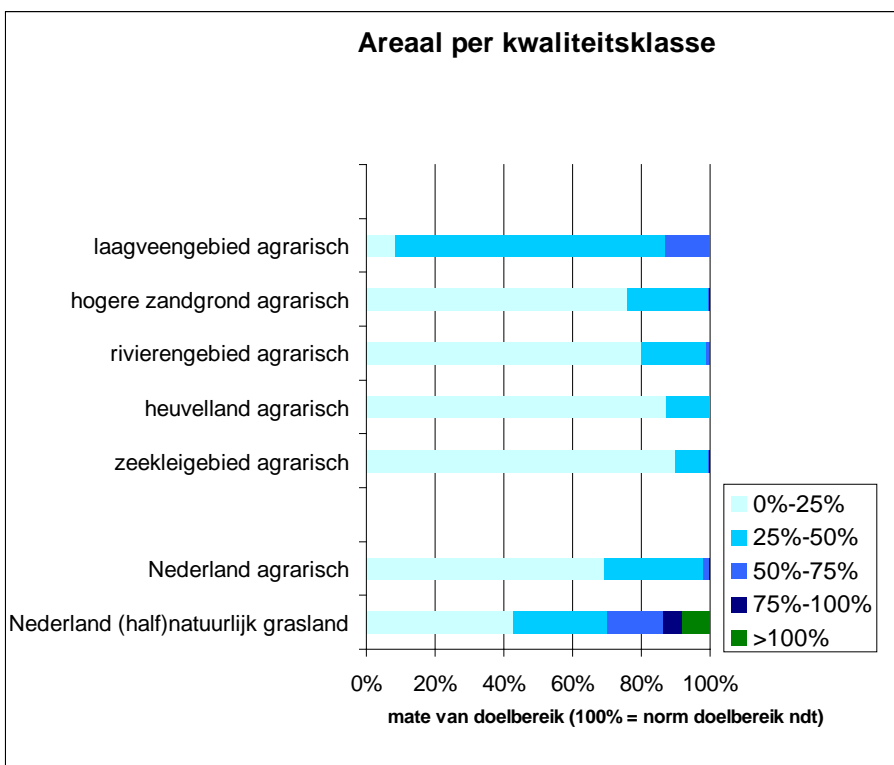


Figuur 3.12. Aantallen dagvlinders van de brede set van soorten.

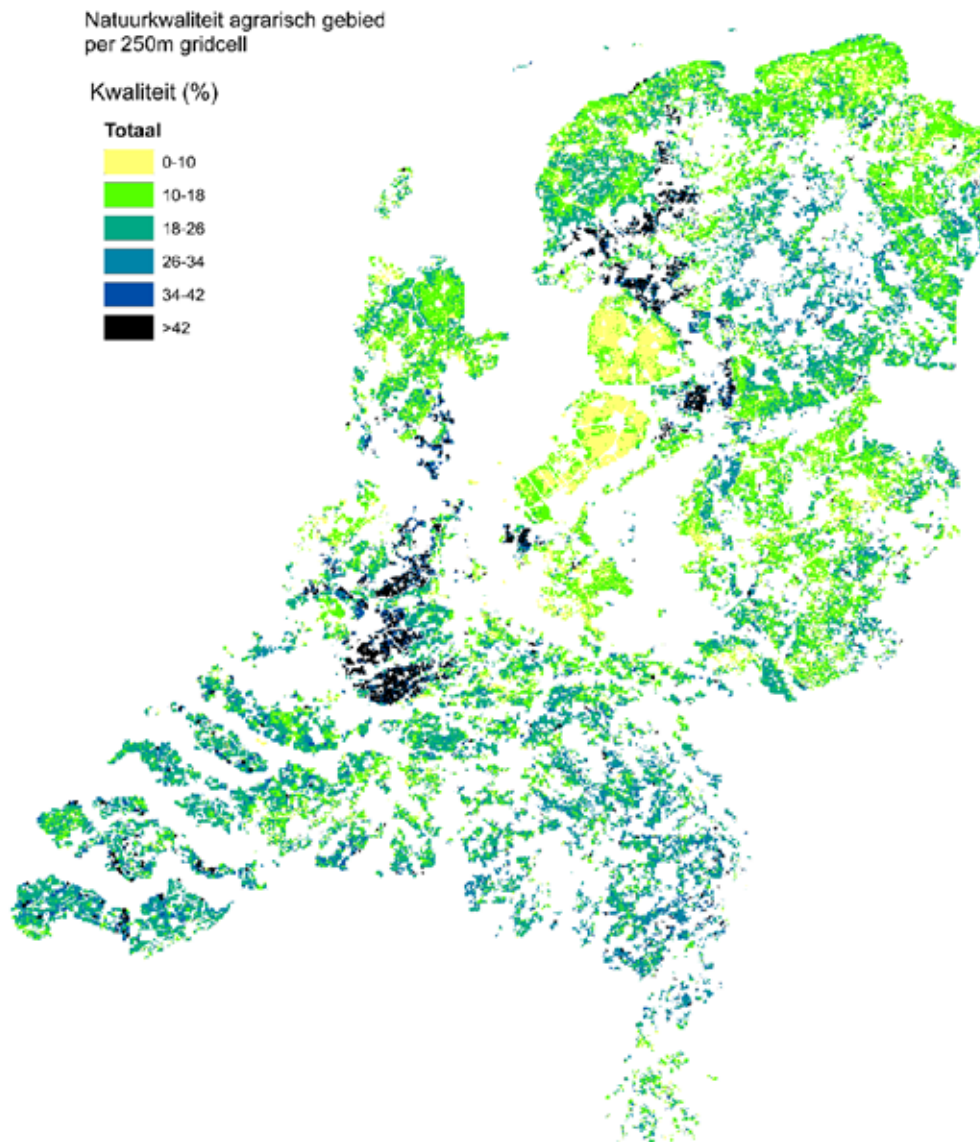
3.4 Totaalbeeld van de smalle set op basis van vogels, vlinders en planten

Het eindresultaat van de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied, samengesteld uit de deelverspeidingskaarten van dagvlinders, broedvogels en vaatplanten, staat in Figuur 3.1 en Figuur 3.1. Het gaat hierbij om de soorten van de smalle set. Oftewel, de gehele systematiek van doelbereik zoals die voor natuurgebieden in gehanteerd, is ook voor het agrarisch gebied gebruikt. Het gaat dan zowel om de soortselectie (doelsoorten) als de normen voor de mate van doelbereik. Het is belangrijk te beseffen dat er voor het agrarisch gebied geen beleidsmatig concrete doelen zijn afgesproken in termen van natuurdoeltypen. Door de gebruikte methodiek is wel een vergelijking van de hoeveelheid biodiversiteit mogelijk met de biodiversiteit van de reservaten.

Voor de laagveengebieden springen eruit met een hoge kwaliteit. Dat geldt zowel voor de gebieden in Midden-Nederland als in Noord-Nederland. De zeekleigebieden hebben de laagste kwaliteit. Dit geldt vooral voor de provincie Flevoland, de Wieringermeer en in mindere mate voor de noordelijke zeekleigebieden. Opvallend is verder dat het zuidelijk deel van Zuid-Holland en Zeeland een relatief hoge kwaliteit hebben. Het agrarisch gebied in de rivierengebieden en de hogere zandgronden hebben kwaliteit die tussen de zeekleigebieden en de laagveengebieden inligt. De zandgebieden in Noord-Brabant en het Noorden van Nederland hebben een hogere kwaliteit dan de zandgebieden in Oost-Nederland.



Figuur 3.13. 'Doelrealisatie' volgens de systematiek van de natuurdoeltypen in het agrarisch gebied per fysisch geografisch regio. Er is ook een vergelijking gemaakt met de eerder bepaalde natuurkwaliteit van (half)natuurlijke graslanden (exclusief SAN) van Nederland.



Figuur 3.14. 'Doelrealisatie' volgens de natuurdoeltypensystematiek in het agrarisch gebied op kaart. De schaal is zo gekozen dat de ruimtelijke variatie maximaal zichtbaar is.

4 Conclusies en aanbevelingen

4.1 Conclusies

- De natuurkwaliteit van het agrarisch gebied is veel lager in vergelijking met natuurgebieden. Er zijn geen plekken waar de norm van doelbereik, zoals gesteld in het Handboek Natuurdoeltypen wordt gehaald. Echter, het agrarisch gebied is in oppervlakte veel groter dan de natuurgebieden. Daarom kan het agrarisch gebied ook al is de dichtheid van (doel)soorten laag, voor veel soorten van belang zijn voor het duurzaam voortbestaan in Nederland. Dat is logisch omdat het agrarisch gebied primair gebruikt wordt voor de productie van landbouwgewassen. Natuurdoelstellingen zijn in het algemeen van secundair of geen belang. De graadmeter is ontworpen om uitspraken op landelijk niveau te doen en is niet geschikt om uitspraken te doen op lokaal niveau.
- De nog resterende natuurkwaliteit in het agrarisch gebied wordt het meest bepaald door de aanwezigheid van broedvogels en veel minder door vaatplanten. De natuurkwaliteit ten aanzien van dagvlinders is het laagst. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de voedselbeschikbaarheid voor broedvogels, ook bij intensief gebruik van landbouwgrond met een hoge bemestingsdruk, nog voldoende is. Daarnaast maken broedvogels enkel in het broedseizoen gebruik van de agrarische gronden. De omstandigheden voor dagvlinders en vaatplanten zijn echter het gehele jaar ongeschikt. Dagvlinders hebben daarbij niet voldoende aan een slootrandje of een stukje wegberm, maar moeten een zekere oppervlakte geschikt leefgebied hebben, liefst verbonden met andere locaties in de omgeving.
- Laagveengebieden hebben in vergelijking met de andere fysisch geografische regio's de hoogste mate van doelbereik. De centrale en noordelijke zeekleigebieden hebben de laagste natuurkwaliteit. Een mogelijke verklaring is dat de laagveengebieden veelal veel natuurlijke elementen in de vorm van sloten bevatten. Daarnaast lenen zeer natte terreinen zich niet voor intensief landbouwkundig gebruik. Zeekleigebieden echter, worden veel grootschaliger en intensiever gebruikt.
- Het beeld van locaties met de configuratie van hoge en lage natuurkwaliteit is consistent over de soortgroepen. Laagveengebieden, rivierengebieden en delen van Zeeland en Zuid-Holland hebben een relatief hoge kwaliteit voor zowel broedvogel, dagvlinders als vaatplanten, terwijl de centrale zeekleigebieden voor alle soortgroepen laag scoren.
- De resterende natuurkwaliteit van het agrarisch gebied is gebonden aan natuurlijke elementen zoals heggen, bosjes, sloten, dijken, bermen en perceelranden. Deze landschapselementen fungeren als refugia voor het voorkomen van (doel)soorten. Voor weidevogels in het laagveengebied is echter juist het ontbreken van opgaande landschapselementen van belang. Daarnaast is de afstand tot natuurgebieden op het voorkomen van (doel)soorten ook nog van belang in verband met de dispersiecapaciteit. Abiotische variabelen zoals de zuurgraad, vochttoestand, voedselrijkdom of de variatie in milieu omstandigheden zijn in de verklarende modellen veel minder van belang. Dit komt waarschijnlijk doordat de milieudruk doorbemesting en de ontwatering in het agrarisch gebied te hoog zodat het geen leefgebied meer vormt voor wilde (doel)soorten.
- Een eerste landelijke kaart en graadmeter van de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied is beschikbaar gekomen met deze studie.
- De natuurkwaliteit is bepaald door gebruik te maken van landelijke kaarten met de verspreidingsgegevens van doelsoorten broedvogels, dagvlinders en vaatplanten. De

methodiek van doelrealisatie, zoals de soortselectie en de normen van doelbereik, heeft enerzijds een natuurlijke referentie en anderzijds een meer culturele referentie.

- De natuurkwaliteit van het agrarisch gebied kan nu worden vergeleken met de natuurkwaliteit van natuurgebieden omdat de vergelijkingsbasis gelijk is. Om de vergelijking van agrarisch gebieden en natuurgebieden mogelijk te maken, is gewerkt met de systematiek van doelbereik van natuurdoeltypen. Dit betekent echter niet dat er nu dergelijke beleidsmatig vastgestelde natuurdoelen in het agrarisch gebied van kracht zijn.
- Voor het maken van een update zouden recente atlasgegevens gebruikt kunnen worden om nieuwe General Linear Models te maken en zo de actuele verspreiding weer te geven. Indien de databeschikbaarheid van verspreidingsgegevens van soorten als de landschapskenmerken op orde is, kan eens per 10-15 jaar een update van de graadmeter worden gemaakt. Onderzocht dient te worden of de in deze studie gehanteerde methode gebruikt kan worden om een indicatie te krijgen hoeveel biodiversiteit er decennia geleden was.
- De gepresenteerde resultaten zijn een eerste aanzet om te komen tot een definitieve graadmeter en kaart van de natuurkwaliteit van agrarisch Nederland. Er zijn nog enkele methodische verbeteringen noodzakelijk om tot definitieve kaarten te komen. Zo zijn er in deze studie enkel indirect gebruik gemaakt van verspreidingsdata. Er is grotendeels teruggevallen op General Linear Models om de verspreiding van (doel)-soorten op een niveau van 250m x 250m vlakdekkend te maken. Daarom is het belangrijk te vermelden dat de gepresenteerde resultaten een indicatie zijn van de werkelijke hoogte van de natuurkwaliteit. Indien ingezet wordt om de General Linear Models te verbeteren, zal de kwaliteit van de verspreidingskaarten ook beter worden. Het ontwikkelen van General Linear Models levert tegelijkertijd modellen op, die bruikbaar zijn om scenario's mee door te rekenen.
- Het beheer in het agrarisch gebied speelt vaak een sleutelrol in het realiseren van biodiversiteit. De methode in deze studie laat het niet toe om ook het beheer (pSAN) als verklarende variabele mee te nemen. Enerzijds is het niet mogelijk om beheer mee te nemen als verklarende variabele in de modellen, omdat niet duidelijk is of de aangetroffen dichtheden een resultaat van beheer zijn, of dat het beheer heeft plaatsgevonden in de gebieden met hoge dichtheden. Anderzijds dienen alle gegevens op detail niveau bekend te zijn om uitspraken over de effectiviteit van beheer te kunnen doen. Er zijn wel andere modellen die iets kunnen zeggen over de effectiviteit van beheer (Schotman *et al.* 2008, Schrijver *et al.* 2010.).

4.2 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

In 2009 is een eerste aanzet gemaakt om tot kaarten te komen die de biodiversiteit weergeven in cellen van 250 meter x 250 meter in het agrarisch gebied. Er is hierbij gebruik gemaakt van verspreidingskaarten van broedvogels, dagvlinders en vaatplanten. Er zijn keuzes gemaakt binnen het project, waardoor er een aantal dingen zijn blijven liggen. Binnen het project is een focus is gelegd om binnen korte termijn tot landelijke beelden te komen die gebruikt kunnen worden binnen de Natuurverkenningen. De uitwerking van de resultaten voor de culturele referentie zijn daardoor nog niet geheel uitgewerkt. Daarnaast is het de bedoeling om in de 2^e fase van het project te focussen op het maken van een (eenvoudig) metamodel die de relatie van biodiversiteit en landschapskenmerken, abiotiek en beheer weergeeft.

Omdat er een aantal dingen zijn blijven liggen en de resultaten een voorlopig karakter hebben zijn de onderstaande aanbevelingen geformuleerd. Deze aanbevelingen zijn gerangschikt naar mate van belang:

1. De methode en resultaten kunnen naar aanleiding van de eerste resultaten verbeterd en definitief worden gemaakt. Er dienen nog enkele zaken vastgelegd te worden voor het definitief krijgen van de resultaten van de mate van doelbereik op natuurdoeltype niveau (natuurlijke referentie). Daarnaast zijn er gegevens beschikbaar voor het meten van doelbereik via een brede set van soorten (culturele referentie). Er dienen echter nog wel keuzes gemaakt te worden, eventueel in samenwerking met het beleid, wat de doelen en normen van kwaliteitsniveaus zijn die specifiek passen bij een gebied waar de hoofdfunctie agrarische productie is.
2. De methode voor doelbereik volgens de natuurdoeltypensystematiek is zo strikt als mogelijk gehanteerd voor het agrarisch gebied. Hierbij zijn een aantal keuzes gemaakt. Het is niet duidelijk wat de effecten van deze keuzes zijn. De kwaliteit van vogels in het agrarisch gebied lijkt nu erg (te?) hoog. Een gevoeligheidsanalyse van dit onderdeel strekt tot aanbeveling.
3. Momenteel wordt gewerkt aan een nieuwe natuurtypologie, de Index Natuur, Landschap en Recreatie. Deze index is een samenvoeging van de doelpakketten van Programma Beheer, de doeltypen van Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en de natuurdoeltypen van EL&I. De index bevat 17 natuurtypen en 48 beheertypen. Daarnaast is er de graadmeter Natuurwaarde versie 2.0. Hierin worden ook soorten als kwaliteitsparameters gebruikt. Er zou gekeken moeten worden wat de correlatie is van de resultaten in deze studie met de mate van doelbereik volgens de Index Natuur, Landschap en Recreatie als voor de mate van doelbereik volgens de graadmeter Natuurwaarde.
4. Diverse technische aanpassingen om de verspreidingskaarten vogels, vlinders en planten definitief te maken.

Er is een afruil tussen het maken van de beste verspreidingskaarten van soorten en het maken van modellen waarin landschapskenmerken als verklarende variabelen mee worden genomen. Indien enkel landschapskenmerken worden gebruikt om verspreidingskaarten te maken, is het een voordeel dat je een model krijgt waarbij de ecologische duiding duidelijk is. De 'knoppen' zijn geïdentificeerd waar je aan kunt draaien. Nadeel is dat de verspreidingskaarten beter zijn indien je niet alleen landschapskenmerken meeneemt, maar ook bijvoorbeeld de verspreiding van andere soorten. De ecologische duiding is in het laatste geval geringer, maar het voordeel is dat de verspreidingskaarten beter zijn.

Vaatplanten

- Voor planten zijn modellen gemaakt op basis van landschapskenmerken en FlorBase gegevens. Geëvalueerd zou moeten worden of zowel aan de kant van de verklarende variabelen als aan de kant van de response (rekenen per soort/wat te doen met de vele nullen in FlorBase) verbeteringen kunnen worden doorgevoerd om de verklaarde variantie te verhogen. Daarnaast moet geëvalueerd worden of het beter is te rekenen op basis van 1 km x 1 km of op basis van 250 meter x 250 meter.
- Waterplanten van FlorBase aanvullen met data van waterplanten uit de Limnodata.
- Apart voor hogere zandgrond noord en hogere zandgrond zuid en voor zeekleigebied General Linear Models maken. Het blijkt dat de kwaliteit tussen deze onderdelen kan verschillen (onder andere door verschillen in ontstaansgeschiedenis).
- Voor de invulling van het agrarisch gebied zijn General Linear Models gemaakt. De verklaarde variantie van deze modellen is over het algemeen aan de lage kant. Bovendien is de variantie groot. Een bijkomend effect van het gebruik van General Linear Models is dat het de resultaten wat 'uitsmeert'. De plekken met zeer hoge of

lage kwaliteit komen daardoor minder tot hun recht. De lage verklaarde variantie kan ook liggen aan het feit dat er weinig variatie zit in de kwaliteit van het agrarisch gebied die verklaard kan worden. De natuurkwaliteit van het agrarisch gebied is veel lager dan de kwaliteit van natuurgebieden. Verbeterde modellen zullen de lage kwaliteit beter kunnen voorspellen, maar het blijft een lage kwaliteit. De vraag is of het zinvol is om heel gedetailleerd deze lage kwaliteiten weer te geven.

- Witte *et al.* (2000) hebben via hiaatopvulling het FLORIVON bestand gecorrigeerd voor ruimtelijke verschillen in de intensiteit waarmee Nederland is geïnventariseerd. Deze methode zou ook gebruikt kunnen worden om de gaten in het bestand op te vullen. Het is echter de vraag in hoeverre deze hiaatopvulling reeds uitgevoerd is op het meest recente FlorBase bestand.
- De vraag is wat betere resultaten oplevert: rekenen met 250 meter x 250 meter cellen of op 1 km x 1 km niveau? Nu is gerekend op niveau van 1 km x 1 km.

Broedvogels

- Voor vogels is de verspreiding voor 250 meter x 250 meter gebruik gemaakt van Generalised Linear Models (GLM). Om logistieke redenen zijn geen Random Forests (RF) modellen gebruikt, die tot betere resultaten leiden. Daarnaast zijn landschapkenmerken niet expliciet meegenomen in het model, waardoor het gemaakte interpolatiemodel minder bruikbaar is voor 'het draaien aan knoppen'.
- Voor vogels zijn generiek afkap-waardes gebruikt om van abundantiekaarten tot aan en afwezigheid te komen. Eigenlijk zou je per soort de afkapwaarden moeten bepalen om zo tot realistische schattingen te komen die ongeveer overeenkomen met het populatieniveau.
- Voor vogels zou uitgezocht moeten worden wat het effect is van het gebruikte schaalniveau van 250 meter x 250 meter, bijvoorbeeld in vergelijking tot 1 km x 1 km grids, op de dichtheidskaarten van vogels. Indien deze verschillen klein zijn, maakt dit de resultaten robuust.

Dagvlinders

- Voor vlinders zijn geen gegevens beschikbaar van het aantal doelsoorten van het agrarisch gebied. Wel zijn gegevens beschikbaar van het aantal aanwezige soorten van de graadmeter Natuurwaarde. Vlinders zijn ingevuld via een correlatie van het aantal Natuurwaarde soorten met het aantal doelsoorten vlinders. Het is beter om direct verspreidingskaarten te maken van doelsoorten vlinders in het agrarisch gebied.
- Verspreidingskaarten van vlinders zijn gemaakt door gebruik te maken van een set van verschillende General Linear Models. Het model met de beste predictie is meegenomen voor het maken van de uiteindelijke kaarten. Omdat steeds een ander model is gebruikt wordt de snelle toepassing van het model gehinderd. Dit zou voor de modellen gestroomlijnd kunnen worden.
- De door het CBS in ontwikkeling zijnde occupancy modellen zijn vele malen beter dan de tot nu toe gebruikte modellen. Er zou gekeken kunnen worden of verspreidingsgegevens vlakdekkend gemaakt kunnen worden door gebruik te maken van dit soort modellen.

Door bovengenoemde verbeteringen zal de kwaliteit van de General Linear Models waarschijnlijk wel verbeteren. Het is echter de vraag of deze verbeteringen relatief ten opzichte van de natuur tot heel andere resultaten zullen leiden. Ten opzichte van natuur heeft het agrarisch gebied een lage kwaliteit. De natuurkwaliteit zal waarschijnlijk na verbetering van modellen dus ook niet veel hoger worden. De modellen nu hebben een lage verklaarde variantie omdat er niet veel te verklaren valt.

1. Status A verkrijgen op de bestanden. De analyse van wat er nog moet gebeuren om status A te krijgen, moet nog worden uitgevoerd.

2. Nu het areaal van het agrarisch gebied is gedefinieerd en de actuele natuurwaarde bekend is, kan bepaald worden wat de bijdrage is van het agrarisch gebied aan de nationale biodiversiteitsdoelstellingen. Voor de grutto is in een pilot (Van Hinsberg *et al.* 2007) uitgevoerd om te zien wat de verdeling is van de populatie die nu in beheer is bij terreinbeheerders, onder agrarisch natuurbeheer en wat in het overige gangbaar agrarische gebied zit. Opvallend was dat de dichtheid van weidevogels in het gangbare agrarische gebied erg laag is, maar omdat de oppervlakte gangbaar agrarisch gebied zo groot is, herbergt het gangbaar agrarisch gebied toch ongeveer 50% van de totale populatie.
3. Nu is uitgegaan van de biodiversiteit van het agrarisch gebied in de zomer. In de winter is het agrarisch gebied van belang voor overwinterende vogels zoals ganzen, smienten, steltlopers en enkele zangvogelsoorten. Vanuit internationaal perspectief is het agrarisch gebied belangrijk in het winterhalfjaar. Een aantal soorten (kleine rietgans, dwerggans, grauwe gans enz.) overwintert het grootste deel van de populatie in Nederland. Omdat er een verschil kan zijn in het beeld van de natuurkwaliteit van de winter en van de zomer, dient er ook een analyse te worden uitgevoerd naar het de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied in het winterhalfjaar.
4. Reconstructie van de historische natuurwaarden. Onderzocht zou kunnen worden wat de haalbaarheid is om de historische situatie van de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied op formele wijze en op basis van harde data te bepalen. Op deze wijze kan een beeld worden gegeven van de voor of achteruitgang ten opzichte van de huidige situatie. Een complicerende factor is de beschikbaarheid van historische gegevens van broedvogels, dagvlinders en vaatplanten. Reeds nu al is het aanbod van beschikbare gegevens klein. Gegevens uit het verdere verleden zullen nog schaarser zijn. Een alternatief is om te onderzoeken of er gebieden in Nederland zijn waar meer gegevens beschikbaar zijn om zo als voorbeeldgebied te fungeren.
5. Via een workshop met experts kan draagvlak en inzicht verkregen worden in mogelijkheden om de methode en resultaten te verbeteren.
6. Overige zaken:
 - Uit de modellen kunnen vuistregels voor het ontwerp en inrichting van het agrarisch gebied worden gedistilleerd. Deze vuistregels kunnen voor tal van producten worden gebruikt.
 - Inventarisatie in hoeverre er reeds meta-modellen beschikbaar zijn bij PGO's, Universiteiten of Wageningen UR om met behulp van scenario's uitspraken te kunnen doen over de natuurkwaliteit van het agrarisch gebied.
 - Er zou gekeken moeten worden wat andere studies concluderen over de natuurkwaliteit in het agrarische gebied (kaart High Nature Value Farmland, onderzoek van CLM enz.) om meer inzicht te krijgen in de robuustheid van de gehanteerde methode voor het bepalen van de hoogte van de natuurkwaliteit.
 - De informatie is nu beschikbaar gekomen om weer te geven welke onderdelen van het agrarisch gebied een hoge of een lage natuurkwaliteit hebben. Zo zou er allerlei uitsplitsingen gemaakt kunnen worden. Er zou bijvoorbeeld gekeken kunnen worden of er een verschil in dichtheid is tussen graslanden ten opzichte van akkers.

Literatuur

- Allouche, M., A. Tsoar and R. Kadmon (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J. Appl. Ecol.* 43: 1223-1232.
- Bal, D., H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.R. Jansen & P.J. van der Reest (1995). *Handboek Natuurdoeltypen in Nederland*. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.
- Bal, D., H.M. Beijer, M. Fellingner, R. Havenman, A.J.F.M. van Opstal en F.J. van Zadelhoff (2001). *Handboek Natuurdoeltypen*. Expertisecentrum van het Ministerie van LNV, Wageningen/Den Haag.
- Bouwma, I.M., J.A.M. Janssen, S.M. Hennekens, H. Kuipers, M.P.C.P. Paulissen, C.M. Niemeijer, M.F. Wallis de Vries, R. Pouwels, M.E. Sanders & M.J. Epe (2009). *Realisatie landelijke doelen Vogel- en Habitatrichtlijn*. Een onderzoek naar de noodzaak voor aanvullende beleidsmaatregelen ter realisatie van de landelijke doelen van de Vogel- en Habitatrichtlijn. Rapport 1835. Alterra Wageningen UR, Wageningen.
- Brink, B.J.E. ten, A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtoet, M. van der Peijl en S. Semmekrot (2000). *Natuurgraadmeters voor de behoudsoptiek*. RIVM rapport 408657005. RIVM Bilthoven.
- Brink, B.J.E. ten, A. van Hinsberg, M. de Heer, D.C.J. van der Hoek, B. de Knecht, O.M. Knol, W. Ligtoet, R. Rosenboom en M.J.S.M. Reijnen (2002). *Technisch ontwerp Natuurwaarde en toepassing in Natuurverkenning 2*. RIVM rapport 408657007. Bilthoven.
- CBS LMF-M&N (z.j.) *Trend biodiversiteit kleine landschapselementen*. CBS, Voorburg.
- CBS (2007). *Kwaliteitsrapportage NEM*. CBS, Voorburg.
- Corporaal, A., T. Denters, H.F. van Dobben, S.M. Hennekens, A. Klimkowska, W.A. Ozinga, J.M.J. Schaminee & R.A.M. Schrijver (2011). *Stenociteit van de Nederlandse flora. Een nieuwe parameter op grond van ecologische amplitudo's van de Nederlandse plantensoorten en toepassingsmogelijkheden*. WOt-werkdocument 240. WOt Natuur & Milieu, Wageningen UR, Wageningen.
- EEA (2007). *Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe*. Technical Report No 11.
- Elbersen, B.S. & M. van Eupen (2008). *Landbouwgrond met hoge natuurwaarden in Nederland op de kaart*. Rapport 1542. Alterra Wageningen UR, Wageningen.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettner, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S., Richardson, K., Schachetti Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S. E., Wisz, M. and Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve predictions of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. 29, 129-151.
- EU (2009). *Report from the commission to the council and the European Parliament. Composite Report on the Conservation Status of Habitat Types and Species as required under Article 17 of the Habitats Directive*. Commission of the European Communities. 17 pp.

- Grashof-Bokdam, C.J., J.Y. Frissel, H.A.M. Meeuwsen, M.J.S.M. Reijnen. (2007). Aanpassing graadmeter natuurwaarde voor het agrarisch gebied. WOt-werkdocument 72. WOT Natuur & Milieu, Wageningen
- Hinsberg, A. van, B. de Knecht (eds.), M. van Esbroek, S. van Tol, J. Wiertz (2007). Natuurbeheer, toestand en trends in natuurkwaliteit. Achtergronddocument nr. 4 bij de ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer: Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006.
- Hertog, A.J. & M. Rijken (1996). Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatie-opnamen. Bijlage 5 in: Natuur, achtergronddocument bij de omgevingsplannen, p.53-57. Provincie Gelderland, Arnhem.
- Hoek, D.C.J. van der, M. Bakkenes (2007). NATUURPLANNER 3.0: beschrijving en handleiding. 500067002/2007. MNP, Bilthoven.
- Index Natuur en Landschap (2009). Terreinbeheerders, IPO en LNV.
- LNV (1995). Ecosystemen in Nederland. Ministerie van LNV, Den Haag.
- LNV (1997). Programma Beheer; het beheer van natuur, bos en landschap binnen en buiten de EHS. Ministerie van LNV, Den Haag.
- LNV (2000). Natuur voor mensen, mensen voor natuur. Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van LNV, Den Haag.
- LNV (2007). De leefgebiedenbenadering. Een nieuwe Beleidsstrategie voor Soorten. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselveiligheid.
- MNP (2007). Natuurbalans 2007. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven
- PBL (2008). Natuurbalans 2008. Planbureau voor de Leefomgeving. Bilthoven.
- PBL (2009). Natuurbalans 2009. Planbureau voor de Leefomgeving. Bilthoven.
- Pouwels, R., M. van Eupen en H. Kuipers (in prep.). MetaNatuurplanner 2.0. WOt-publicatie. WOT Natuur & Milieu, Wageningen.
- Puijtenbroek, P. van, J. Clement (2008). Het oppervlaktewater getypeerd: de eerste Nederlandse watertypenkaart.
- Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, M. van Esbroek, B. de Knecht, R. Pouwels & J. Wiertz Natuurwaarde 2.0: graadmeter voor nationale beleidsdoelen. WOt-rapport 110. WOT Natuur & Milieu, Wageningen UR, Wageningen.
- Reijnen, M.J.S.M., J. Clement, M. van Esbroek, A. van Hinsberg & H. Kuipers, in prep. Doelrealisatie Ecologische Hoofdstructuur: kwaliteit terrestrische natuurtypen 2000-2004. WOt-publicatie. WOT Natuur en Milieu, Wageningen.
- R Development Core Team (2005). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.
- Runhaar, J. W. van Landuyt, C.L.G. Groen, E.J. Weeda, F. Verloove (2004). Herziening van de indeling in ecologische soortgroepen voor Nederland en Vlaanderen. Gorteria 30, p. 12-26.
- Runhaar, J. Clement, J. Jansen, P.C. Hennekens, S.M. Weeda, E.J. Wamelink, G.W.W. Schouwenberg, E.P.A.G. (2005). Hotspots floristische biodiversiteit. Wageningen : WOT Natuur & Mileu, (WOt-rapport 9).
- Schotman, A.G.M., Th.C.P Melman, S.R. Hensen, M.A. Kiers, H.A.M. Meeuwsen, O.R. Roosenschoon & B. Vanmeulebrouk (2008). Het Grutto-mozaïekmodel als

kwaliteittoets weidevogelbeheer; ontwikkelingen en toepassingen 2004-2008; published: 26 Aug 2008; 64 pp.

- Schrijver, R.A.M., A. Corporaal, W. Ozinga, D. Rudrum (2010). Kosteneffectieve natuur in landbouwgebieden; Methode om effecten van maatregelen voor de verhoging van biodiversiteit in landbouwgebieden te bepalen, een test in twee gebieden in Noordoost-Twente en West-Zeeuws-Vlaanderen. WOt-Werkdocument 213. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Sierdsema, H. (1995). Broedvogels en beheer : het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen, In SOVON -onderzoeksrapport; 1995/04. p. 88. Staatsbosbeheer/SOVON, Driebergen/Beek-Ubbergen.
- Sierdsema, H., Holtland, J. (1997). AVIS: de koppeling tussen broedvogelgegevens en natuurbeheer. De Levende Natuur 98, 136-141.
- 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.
- Swaay, C.A.M. van, Mensing, V. & Wallis de Vries, M.F. (2006) Hotspots dagvlinder biodiversiteit. Rapport VS2006.016, De Vlinderstichting, Wageningen.
- Thuiller, W., B. Lafourcade, M. Araujo (2009a). ModOperating Manual for BIOMOD. Version 1.1-3. <http://r-forge.r-project.org/projects/biomod/>
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Araújo, M.B. (2009b). BIOMOD – A platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.
- Turnhout, C. van, W.B. Loos, R. Foppen & M.J.S.M. Reijnen (2006). Hotspots van biodiversiteit in Nederland op basis van broedvogelgegevens. SOVON, Beek-Ubbergen/ WOt-werkdocument 33. WOT Natuur & Milieu, Wageningen
- Witte, J.P.M (1996). De waarde van de natuur: zeldzaamheid en de botanische waardering van gebieden., *Landschap* 96(2):79-95
- Witte, J.P.M., R. van Ek, R. van der Meijden (2000). Verspreidingskaarten van Ecotoopgroepen uit het FLORVON-bestand. RIZA rapport 2000.004.

Bijlage 1 Protocol agrarisch gebied op kaart (AML)

Invoerbestanden

Gebruikte invoerbestanden voor het op kaart zetten van de definitie van het agrarisch gebied:

```
CBS-bodemstatistiek overige landbouw
CBS-bodemstatistiek doorgaande wegen
Top10NL water vlakken en lijnen
LGN mais
Top10NL vlakken gras, bouwland, boomkwekerij en fruitteelt
VIRIS 25m Top10 akkerranden bos, heggen en houtwallen
AHN 25m standaarddeviatie landelijk
Selectie natuur uit Geodatabase Natuur (natuur (zand, bos, heide en landbouw met
beheerpakket SBB of SN)
```

Protocol invoerbestanden op kaart

Gebruikte AML voor bewerken van bovenstaande bronbestanden voor het maken van een kaart van het agrarisch gebied.

```
/* AML AgR_gebied.aml
/* Auteur: jan Clement
/* Datum: 9-10-2009
/*-----
/* selectie Geodb Agrarisch gebied en predatoren voor Bart
/*
&ECHO &ON
&type invoer
&sv bodstat2003 = E:\GeoDatabase_Natuur\rasters_uitvoer_ni\bodstat2003
&sv vlak_2006 = E:\GeoDatabase_Natuur\final\VLAK\vlak_2006
&sv km_id = D:\UserData\Ecosevices\data\km_id
&sv ENB_NL_V06 = E:\GeoDatabase_Natuur\arcinfo_ws\bkn_tmp_v06_ws\enb_ni_v06
&sv bkn06_nv25m =
F:\UserData\Projecten\KE_projecten\KE_ambitie\data\bkn06_nv25m
&SV CBS2003_DATARASTER =
Z:\USERDATA\PROJECTEN\2009\BODEMGEBRUIK1989_2003\INVOER\BODSTAT2003
&SV AHN_25_STD = Q:\CGI_Store2\Topografie\Hoogte\AHN-verbeterd-
279Gb\ahn_25_std\geogegevens\landsdekkend\ahn_25_std
/* viris
&SV lyndijkH = F:\Viris\Grids25m\top10_2006\lyndijkh
&SV lyndijkL = F:\Viris\Grids25m\top10_2006\lyndijkL
&sv lynheg = F:\Viris\Grids25m\top10_2006\lynheg
&sv lynbomen = F:\Viris\Grids25m\top10_2006\lynbomen
&sv lynwal = F:\Viris\Grids25m\top10_2006\lynwal
&sv lyngrep = F:\Viris\Grids25m\top10_2006\lyngrep
&sv lynwat03 = F:\Viris\Grids25m\top10_2006\lynwat03
&sv lynwat36 = F:\Viris\Grids25m\top10_2006\lynwat36
/*
SETWINDOW 0 300000 280000 625000
setcell 2.5
/*
/*-----
&goto verder
/*-----
```

```

enb_natuur = con(%ENB_NL_V06%.SDT_ID08 gt 0 ~
    or (%ENB_NL_V06%.SANSN_ID08 gt 0 and %ENB_NL_V06%.SANSN_ID08 lt
466)~
    or %ENB_NL_V06%.BGCLUS_ID03 eq 2 ~
    or (%ENB_NL_V06%.EHS_ID05 gt 0 ~
    and %ENB_NL_V06%.T10V2006 le 23 and %ENB_NL_V06%.T10V2006 gt
27),1)
/*
enb_nat_B10 = BLOCKSUM(enb_natuur,RECTANGLE,10,10)
setcell 25
natuur25 = enb_nat_B10
NAT25G = CON(natuur25 GT 0,1)
NATUUR25MAX = FOCALMAX(NAT25G,CIRCLE,1)
KILL enb_nat_B10
/*KILL NAT25G
/*
setcell 2.5
LB_DATA = con(isnull(enb_natuur) and %bodstat2003% eq 4 ~
    and %vlak_2006%.topo_code in { 520,521,523,531 },%vlak_2006%)
BUILDVAT lb_data
/*
arc joinitem lb_data.vat %vlak_2006%.vat lb_data.vat value
LB_GEB = con(LB_DATA gt 0,1)
LB_S10 = BLOCKSUM(LB_GEB ,RECTANGLE,10,10)
SETCELL 25
LB25M = CON(LB_S10 GT 0,1)
KILL LB_S10
setcell 25
PERC_oppha = int(LB_DATA.count / 1600)
/*
setcell 2.5
LB_CBS = con(isnull(enb_natuur) and %bodstat2003% eq 4,1)
SUM_B10 = BLOCKSUM(LB_CBS,RECTANGLE,10,10)
setcell 25
LB_CBS25 = SUM_B10
LB_CBS25G = CON(LB_CBS25 GT 0,1)
LB_CBS_MAX = focalmax(LB_CBS25G,circle,1)
KILL LB_CBS25G
KILL SUM_B10
/*
&return
/*****
lb_exnat = CON(isnull(natuur25),lb_cbs_max )
/* bebouwing agrarisch gebied
LB_Bebkm = con(%bkn06_nvkn25m% eq 17,%km_id%)
buildvat LB_Bebkm
arc additem LB_Bebkm.vat LB_Bebkm.vat LB_Bebkm 10 10 n 4
calculate LB_Bebkm.vat info LB_Bebkm = count / 16
/*-----
/*agrarisch predatoren vanuit versie 13
setcell 25
LB_FRBOOM25 = int(lb_exnat * ..\versie13_new\LB_FRBOOM25)
lb_GRAS25 = int(lb_exnat * ..\versie13_new\GRAS25)
LB_AKKER25 = int(lb_exnat * ..\versie13_new\AKKER25)
LB_WEG03 = int(lb_exnat * ..\versie13_new\WEG03_AANDEEL)
lb_wat1ha = int(lb_exnat * ..\versie13_new\lb_wat_1ha)
LB_bosjes = int(lb_exnat * ..\versie13_new\BOS_LE1HA)

```

```

LB_sloot = int(lb_exnat * ..\versie13_new\MSL_AANDEEL)
lb_taluut = lb_exnat * ..\versie13_new\Tot_dijk
lb_bEEK = lb_exnat * ..\versie13_new\BEEK_AANDEEL
/*viris selectie
lb_heg = %lynheg% * lb_exnat
lb_bomen = %lynbomen% * lb_exnat
lb_hwal = %lynwal% * lb_exnat
lb_greppel = lb_exnat * %lyngrep%
lb_wat03 = lb_exnat * %lynwat03%
lb_wat36 = lb_exnat * %lynwat36%
/*
AGR_NAT = con(%bkn06_nv25m% in {1,21},1)
ECD_AGNAT15KM = EUCDISTANCE(agr_nat, #, #, 15000)
AHN_MSDT =
/*
/*-----
&label verder
setcell 25
/*arc cw uitvoer25m
/*arc w uitvoer25m
/*LB_BOSJES LB_TALUUT
&do raster &list LB_FRBOOM25 LB_GRAS25 LB_AKKER25 LB_WEG03 LB_WAT1HA
LB_SLOOT LB_BEEK~
LB_HEG LB_BOMEN LB_GREPPEL LB_WAT03 LB_WAT36 lb_exnat natuur25
copy ..\%raster%
&end
&return
/*-----
&if [exists lb_km_id -grid] &then; kill lb_km_id all
lb_km_id = con(lb_exnat eq 1, %KM_ID%)
buildvat lb_km_id
arc additem lb_km_id.vat lb_km_id.vat opp_lb_geb 12 12 n 4
calculate lb_km_id.vat info opp_lb_geb = count / 16
/*
arc joinitem lb_km_id.vat LB_Bebkm.vat lb_km_id.vat value
/*
lb_km_id.AHN_25_STD = ZONALSTATS(lb_km_id, %AHN_25_STD%, mean)
arc additem lb_km_id.AHN_25_STD lb_km_id.AHN_25_STD AHN_25_STD 12 12 n 4
calculate lb_km_id.AHN_25_STD info AHN_25_STD = mean
arc joinitem lb_km_id.vat lb_km_id.AHN_25_STD lb_km_id.vat value
/*
lb_km_id.EUCD_AGNAT15KM = ZONALSTATS(lb_km_id, ecd_agnat15km, mean)
arc additem lb_km_id.EUCD_AGNAT15KM lb_km_id.EUCD_AGNAT15KM
EUCD_AGNAT15KM 12 12 n 4
calculate lb_km_id.EUCD_AGNAT15KM info EUCD_AGNAT15KM = mean
arc joinitem lb_km_id.vat lb_km_id.EUCD_AGNAT15KM lb_km_id.vat value
/*
&do tabel &list LB_bosjes lb_taluut
lb_km_id.%tabel% = zonalstats(%km_id%, %tabel%, SUM )
arc additem lb_km_id.%tabel% lb_km_id.%tabel% %tabel% 16 16 n 4
calculate lb_km_id.%tabel% info %tabel% = sum / 16
indexitem lb_km_id.%tabel% value
arc joinitem lb_km_id.vat lb_km_id.%tabel% lb_km_id.vat value
&end
/*
&do tabel &list LB_FRBOOM25 lb_GRAS25 LB_AKKER25 LB_WEG03 lb_wat1ha LB_sloot
lb_bEEK

```

```

lb_km_id.%tabel% = zonalstats(%km_id%,%tabel%,SUM )
arc additem lb_km_id.%tabel% lb_km_id.%tabel% %tabel% 16 16 n 4
calculate lb_km_id.%tabel% info %tabel% = sum / 1600
indexitem lb_km_id.%tabel% value
arc joinitem lb_km_id.vat lb_km_id.%tabel% lb_km_id.vat value
&end
/* Lengte VIRIS input
&do tabel &list lb_heg lb_bomen lb_greppel lb_wat03 lb_wat36
lb_km_id.%tabel% = zonalstats(%km_id%,%tabel%,SUM )
arc additem lb_km_id.%tabel% lb_km_id.%tabel% %tabel% 16 16 n 4
calculate lb_km_id.%tabel% info %tabel% = sum / 1000
indexitem lb_km_id.%tabel% value
arc joinitem lb_km_id.vat lb_km_id.%tabel% lb_km_id.vat value
&end
/*-----
&return
/*-----
/*
SETCELL 2.5
LB_FRBOOM = con(LB_DATA.TOPO_CODE IN {523,531},1)
SUM_B10 = BLOCKSUM(LB_FRBOOM,RECTANGLE,10,10)
setcell 25
LB_FRBOOM25 = SUM_B10
KM_ID.LB_FRBOOM = zonalstats(%km_id%,LB_FRBOOM25,SUM)
SUM_TMP = zonalsum(%km_id%,LB_FRBOOM25)
SETCELL 1000
FRUIT_HA = SUM_TMP / 1600
KILL SUM_B10
KILL SUM_TMP
&return
/*
SETCELL 2.5
LB_GRAS = int(con(LB_DATA.TOPO_CODE eq 521,1))
SUM_B10 = BLOCKSUM(LB_GRAS,RECTANGLE,10,10)
setcell 25
GRAS25 = SUM_B10
KM_ID.GRAS25 = zonalstats(%km_id%,GRAS25,SUM)
SUM_TMP = zonalsum(%km_id%,GRAS25)
SETCELL 1000
GRAS_HA = SUM_TMP / 1600
KILL SUM_B10
KILL SUM_TMP
/*
SETCELL 2.5
LB_AKKER = int(con(LB_DATA.TOPO_CODE eq 520,1))
SUM_B10 = BLOCKSUM(LB_AKKER,RECTANGLE,10,10)
setcell 25
AKKER25 = SUM_B10
KM_ID.AKKER25 = zonalstats(%km_id%,AKKER25,SUM)
SUM_TMP = zonalsum(%km_id%,AKKER25)
SETCELL 1000
AKKER_HA = SUM_TMP / 1600
KILL SUM_B10
KILL SUM_TMP
/*
/*
setcell 25

```



```

BOS = con(%bkn06_nv025m% eq 5,1)
BOS_RG8 = regiongroup(bos,#,EIGHT)
BOS_LE1HA = con(bos_rg8.count le 16,1)
BOS_GT1HA = con(bos_rg8.count gt 16,1)
/*
/*
setcell 2.5
WEG03_CBS = con(%CBS2003_DATARASTER%.BG2003A eq 11,1)
SUM_B10 = blocksum(weg03_cbs,rectangle,10,10)
setcell 25
WEG03_AANDEEL = int(SUM_B10)
WEG25G = CON(WEG03_AANDEEL GT 1,1)
WEG25MAX = focalmax(weg25G,circle,1)
KM_ID.WEG03_AANDEEL = zonalstats(%km_id%,WEG03_AANDEEL,SUM)
SUM_TMP = int(zonalsum(%km_id%,WEG03_AANDEEL) / 1600)
SETCELL 1000
WEG_HA = SUM_TMP
KILL SUM_TMP
KILL SUM_B10
KILL WEG25G
/* WEGEN AGRARISCH GEBIED
SETCELL 25
AGR_WEG03 = LB_CBS_MAX * WEG03_AANDEEL
KM_ID.AGR_WEG03 = zonalstats(%km_id%,AGR_WEG03,SUM)
SUM_TMP = int(zonalsum(%km_id%,AGR_WEG03) / 1600)
SETCELL 1000
AGR_WEG_HA = SUM_TMP
KILL SUM_TMP
/*
setcell 2.5
WT_MSL = con(%enb_n1_v06%.watttype_id eq 11,1)
MSL_SUM25 = blocksum(wt_msl,RECTANGLE,10,10)
setcell 25
MSL_AANDEEL = int(msl_sum25)
KILL msl_sum25
/*
setcell 2.5
WT_BEEK = con(%enb_n1_v06%.watttype_id in {16,17},1)
SUM_B10 = blocksum(WT_BEEK,RECTANGLE,10,10)
setcell 25
BEEK_AANDEEL = int(SUM_B10)
KILL SUM_B10
/*
SETCELL 2.5
OV_WAT = con(%enb_n1_v06%.watttype_id in {1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,12,14,15,18,19,20,21},1)
SUM_B10 = BLOCKSUM(ov_wat,RECTANGLE,10,10)
SETCELL 25
OV_WAT_AAND = SUM_B10
KILL SUM_B10
/*
/* DIJKENSELECTIE
setcell 25
SDT_WEG50 = con(%ahn_25_std% gt 50 and weg25max eq 1,1)
AGR_DIJK = con(F:\Viris\Grids25m\top10_2006\vlkkwat eq 0 and sdt_weg50 eq 1 and
LB_CBS_MAX eq 1,1)
agr_dijk_rg = regiongroup(agr_dijk,#,eight)

```

```

SEL_AGR_DIJK = con(agr_dijk_rg.count gt 16,1)
Tot_dijk = con(isnull(SEL_AGR_DIJK),con(%lyndijkH% gt 0,1,con(%lyndijkL% gt
1,1)),1)
KM_ID.Tot_dijk = zonalstats(%km_id%,Tot_dijk,SUM)
SUM_TMP = zonalsum(%km_id%,Tot_dijk)
SETCELL 1000
dijk_HA = SUM_TMP / 16
KILL SUM_TMP
/*
/* Verder uitwerken
/*-----
/* Landbouwgebied:
setcell 25
lb_exnat = con(isnull(natuur25max),lb_cbs_max)
/*
/* Bosjes in landbouwgebied
lb_bosjes = lb_exnat * BOS_LE1HA
/*
/* Overig water in landbouwgebied
ov_wat_tot = con(OV_WAT_AAND gt 0,1)
ov_wat_rg = regiongroup(ov_wat_tot)
lb_wat_1ha = con(ov_wat_rg.count le 16 and lb_exnat eq 1,OV_WAT_AAND)
kill ov_wat_rg
/*
lb_heg = %lynheg% * lb_exnat
lb_bomen = %lynbomen% * lb_exnat
lb_hwal = %lynwal% * lb_exnat
lb_taluut = Tot_dijk * lb_exnat
lb_beek = BEEK_AANDEEL * lb_exnat
lb_sloot = MSL_AANDEEL * lb_exnat
lb_weg = WEG03_AANDEEL * lb_exnat
/*
/* tabellen
/*
KM_ID.lb_wat_1ha = zonalstats(%km_id%,lb_wat_1ha,SUM)
KM_ID.lb_heg = zonalstats(%km_id%,lb_heg,SUM)
KM_ID.lb_bomen = zonalstats(%km_id%,lb_bomen,SUM)
KM_ID.lb_hwal = zonalstats(%km_id%,lb_hwal,SUM)
KM_ID.lb_taluut = zonalstats(%km_id%,lb_taluut,SUM)
KM_ID.lb_beek = zonalstats(%km_id%,lb_beek,SUM)
KM_ID.lb_sloot = zonalstats(%km_id%,lb_sloot,SUM)
KM_ID.lb_weg = zonalstats(%km_id%,lb_weg,SUM)
/*
/*
KM_ID.lb_bosjes = zonalstats(%km_id%,lb_bosjes,SUM)
/*
lb_greppel = %lyngrep% * lb_exnat
lb_wat03 = %lynwat03% * lb_exnat
lb_wat36 = %lynwat36% * lb_exnat
KM_ID.lb_greppel = zonalstats(%km_id%,lb_weg,SUM)
KM_ID.lb_wat03 = zonalstats(%km_id%,lb_wat03,SUM)
KM_ID.lb_wat36 = zonalstats(%km_id%,lb_wat36,SUM)
/*
/* attributen tabellen
/*
/* LB_FRBOOM in ha
arc additem KM_ID.LB_FRBOOM KM_ID.LB_FRBOOM LB_FRBOOM 10 10 n 4

```

```

calculate KM_ID.LB_FRBOOM info LB_FRBOOM = sum / 1600
/* AKKER25 -> LB_AKKER in ha
arc additem KM_ID.AKKER25 KM_ID.LB_AKKER LB_AKKER 10 10 n 4
calculate KM_ID.LB_AKKER info LB_AKKER = sum / 1600
/* PERC_OPPha -> LB_Perc gemiddelde oppervlakte
arc additem KM_ID.PERC_OPPha KM_ID.LB_Perc LB_Perc 10 10 n 4
calculate KM_ID.LB_Perc info LB_Perc = MAX
/* GRAS25 in ha
arc additem KM_ID.GRAS25 KM_ID.LB_gras LB_gras 10 10 n 4
calculate KM_ID.LB_gras info LB_gras = sum / 1600
/* lb_bosjes in ha
arc additem KM_ID.lb_bosjes KM_ID.lb_bosjes lb_bosjes 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_bosjes info lb_bosjes = sum / 16
/*lb_wat_1ha -> WAT1HA in ha
arc additem KM_ID.lb_wat_1ha KM_ID.WAT1HA wat1ha 10 10 n 4
calculate KM_ID.WAT1HA info wat1ha = sum / 1600
/*lb_greppel in km1
arc additem KM_ID.lb_greppel KM_ID.lb_greppel lb_greppel 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_greppel info lb_greppel = sum
/*lb_wat03 in km1
arc additem KM_ID.lb_wat03 KM_ID.lb_wat03 lb_wat03 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_wat03 info lb_wat03 = sum / 1000
/*lb_wat36 in km1
arc additem KM_ID.lb_wat36 KM_ID.lb_wat36 lb_wat36 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_wat36 info lb_wat36 = sum / 1000
/*lb_heg in km1
arc additem KM_ID.lb_heg KM_ID.lb_heg lb_heg 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_heg info lb_heg = sum / 1000
/*lb_bomen in km1
arc additem KM_ID.lb_bomen KM_ID.lb_bomen lb_bomen 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_bomen info lb_bomen = sum / 1000
/*lb_hwal in km1
arc additem KM_ID.lb_hwal KM_ID.lb_hwal lb_hwal 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_hwal info lb_hwal = sum / 1000
/*lb_taluut in ha
arc additem KM_ID.lb_taluut KM_ID.lb_taluut lb_taluut 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_taluut info lb_taluut = sum / 16
/* Tot_dijk -> tot_taluut in ha
arc additem KM_ID.Tot_dijk KM_ID.tot_taluut tot_taluut 10 10 n 4
calculate KM_ID.tot_taluut info tot_taluut = sum / 16
/* lb_beek in ha
arc additem KM_ID.lb_beek KM_ID.lb_beek lb_beek 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_beek info lb_beek = sum / 1600
/* lb_sloot in ha
arc additem KM_ID.lb_sloot KM_ID.lb_sloot lb_sloot 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_sloot info lb_sloot = sum / 1600
/* lb_weg in ha
arc additem KM_ID.lb_weg KM_ID.lb_weg lb_weg 10 10 n 4
calculate KM_ID.lb_weg info lb_weg = sum / 1600
/* WEG03_AANDEEL -> tot_weg in ha
arc additem KM_ID.WEG03_AANDEEL KM_ID.tot_weg tot_weg 10 10 n 4
calculate KM_ID.tot_weg info tot_weg = sum / 1600
/*
/* tabbelen in aparte workspace
arc cw tabel_uitvoer
arc w tabel_uitvoer
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_FRBOOM

```

```

arc copyinfo ..\KM_ID.WAT1HA
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_HEG
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_BOMEN
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_HWAL
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_TALUUT
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_BEEK
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_SLOOT
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_WEG
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_BOSJES
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_GREPPEL
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_WAT03
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_WAT36
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_AKKER
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_PERC
arc copyinfo ..\KM_ID.LB_GRAS
arc copyinfo ..\KM_ID.TOT_TALUUT
arc copyinfo ..\KM_ID.TOT_WEG
setcell 1000
lb_km_id = %km_id%
arc joinitem lb_km_id.vat ..\LB_Bebkm.vat lb_km_id.vat value
/*
setcell 1000
/*LB_FRBOOM WAT1HA
&do tabel &list LB_FRBOOM WAT1HA~
        LB_HEG LB_BOMEN LB_HWAL LB_TALUUT LB_BEEK LB_SLOOT~
        LB_WEG LB_BOSJES LB_GREPPEL LB_WAT03 LB_WAT36 LB_AKKER~
        LB_PERC LB_GRAS TOT_TALUUT TOT_WEG
indexitem KM_ID.%tabel% value
/*arc joinitem lb_km_id.vat KM_ID.%tabel% lb_km_id.vat value
&if [exists %tabel% -grid] &then kill %tabel%
%tabel% = int(lb_km_id.%tabel%)
&end
/*
&return
/*opschonen
arc dropitem LB_KM_ID.vat LB_KM_ID.vat
AREA
SUM
MEAN
MAX
end
/*-----
&label verder
/*-----
&do tabel &list LB_FRBOOM WAT1HA~
        LB_HEG LB_BOMEN LB_HWAL LB_TALUUT LB_BEEK LB_SLOOT~
        LB_WEG LB_BOSJES LB_GREPPEL LB_WAT03 LB_WAT36 LB_AKKER~
        LB_PERC LB_GRAS TOT_TALUUT TOT_WEG
arc killinfo KM_ID.%tabel%
&end

```

Bijlage 2 Invoerbestanden General Linear Models vaatplanten

Voor de volgende omgevingsvariabelen zijn op 1km x 1km en voor 250m x 250m op landelijke schaal, invoerbestanden en kaarten gemaakt:

- Oppervlakte akker.
 - o bron: basiskaart natuur (BKN06).

Aandeel akker per km² agrarisch gebied



- Oppervlakte grasland.
 - o bron: basiskaart natuur (BKN06).

Aandeel grasland per km² agrarisch gebied



- Oppervlakte fruitbomen en boomteelt.
 - o bron: basiskaart natuur (BKN06).

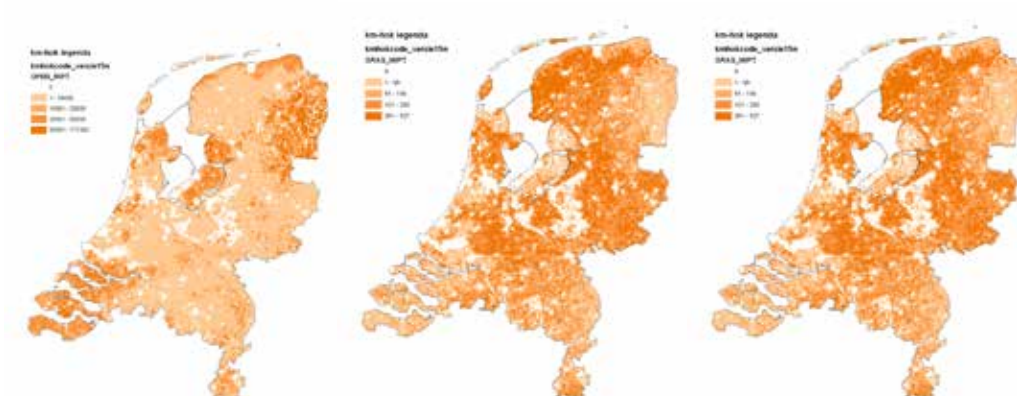
Aandeel fruit en boomteelt per km² agrarisch gebied



- Ecodistrict. Bron: Fysisch-geografische regiokaart

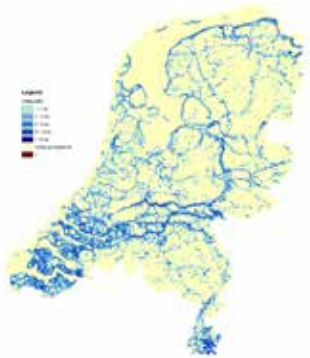


- Grondwaterstand.
 - o bron: (bewerking van invoerbestand ecoserie3.1) bron: Runhaar, . = GGEM
 - INT((G:\Backup\Hotspot_biodiversiteit\Hotspot_basisdata\Invoer\bodem\glg_nl + G:\Backup\Hotspot_biodiversiteit\Hotspot_basisdata\Invoer\bodem\vgv_nl) / 2)
 - GGEM_EX999 = con(GGEM ne 999,GGEM)
- Zuurgraad.
 - o bron: Runhaar, Ecoseries 3.1.
- Stikstofdepositie.
 - o bron: Runhaar, Ecoseries 3.1.
- Bemesting.
 - o Gemiddelde stikstof bemesting per ER-C cluster (een aggregatie van de gaf90 afwateringseenheden) van 1996-2005 per landgebruiksvorm. Bron: RIVM.
- Mate van abiotisch mozaïek. Combinatie van bovenstaande zaken.
- Gebruik gewasbeschermingsmiddelen.
 - o Bron: Melman *et al.* 2010.



- Oppervlak dijken
 - o Verharde wegen waarnaast een bepaalde hoeveelheid standaard deviatie van AHN op 25 m (product AHN) (schuimte) is aangetroffen worden wegdijken genoemd. Aangevuld met hoge en lage dijken uit VIRIS. Bron: Algemeen Hoogtebestand Nederland, het 25m STD product en VIRIS, 2006.

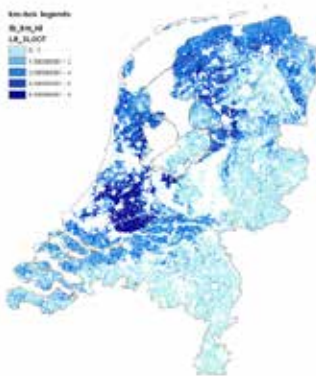
Oppervlakte aan dijken agrarisch gebied



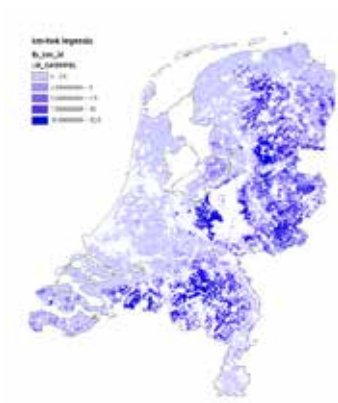
- Brede sloten
 - o bron: VIRIS bestand 2006.



- Smalle sloten
 - o bron: VIRIS bestand 2006.



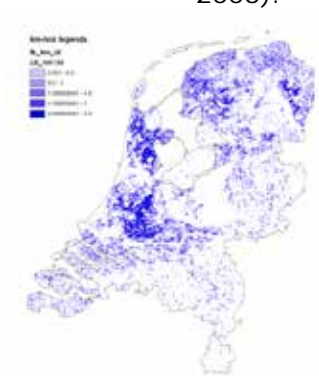
- Greppels
 - o bron: VIRIS bestand 2006.



- Beken
 - o bron: selectie van beken uit Watertypenkaart (Puijenbroek & Clement 2008). Dichtheid van beken van gridcellen van 25m x 25m.



- Kleine wateren (zie AML)
 - o Wateren groter dan 0.5 ha worden niet opgeteld bij het agrarisch gebied en zijn toegedeeld aan overige wateren. Bron: basiskaart natuur (BKN06, 2006).



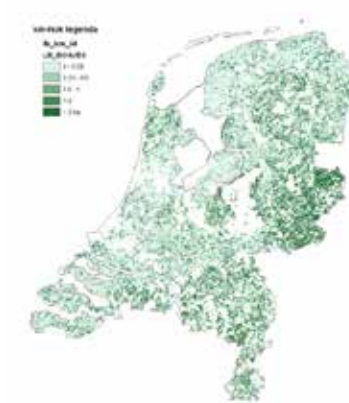
- Lengte heggen
 - o bron: VIRIS bestand 2006.



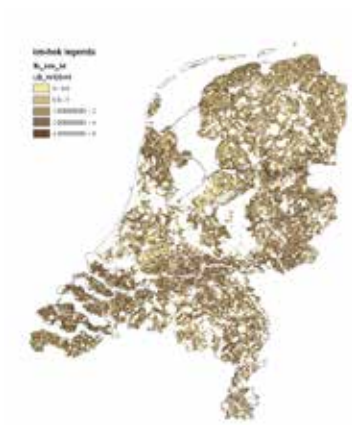
- Lengte bomenrijen.
 - o bron: VIRIS bestand 2006.



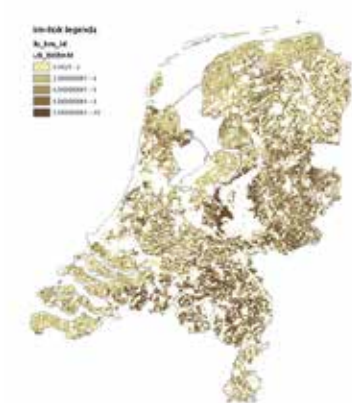
- Oppervlakte bosjes
 - o bron: basiskaart natuur (BKN06, 2006).



- Lengte wegbermen
 - o Bron: CBS bodemstatistiek, 2006.

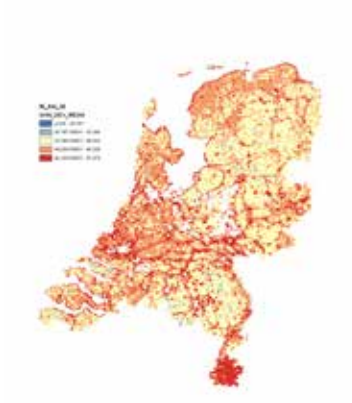


- Agrarische bebouwing
 - o Bron: CBS bodemstatistiek, 2006.



- Reliëf (standaarddeviatie van het algemeen hoogtebestand)
 - o Bron: Algemeen Hoogtebestand Nederland.

Gemiddelde AMN SDT per km² Agrarisch gebied



- Gemiddelde perceeloppervlakte
 - o bron: basiskaart natuur (BKN06, 2006)

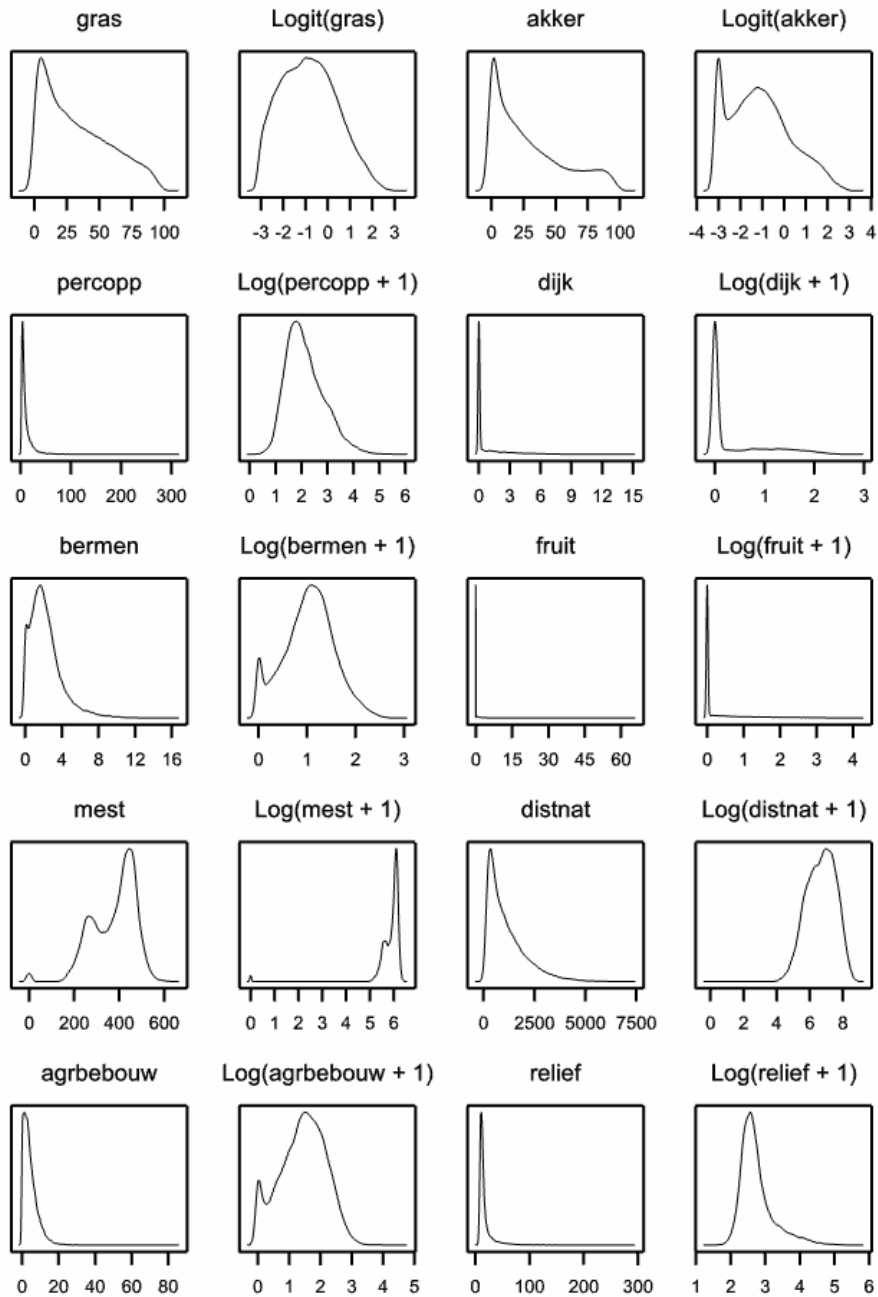


- Gemiddelde afstand tot natuur (zie AML)
 - o Bron: basiskaart natuur (BKN06, 2006).

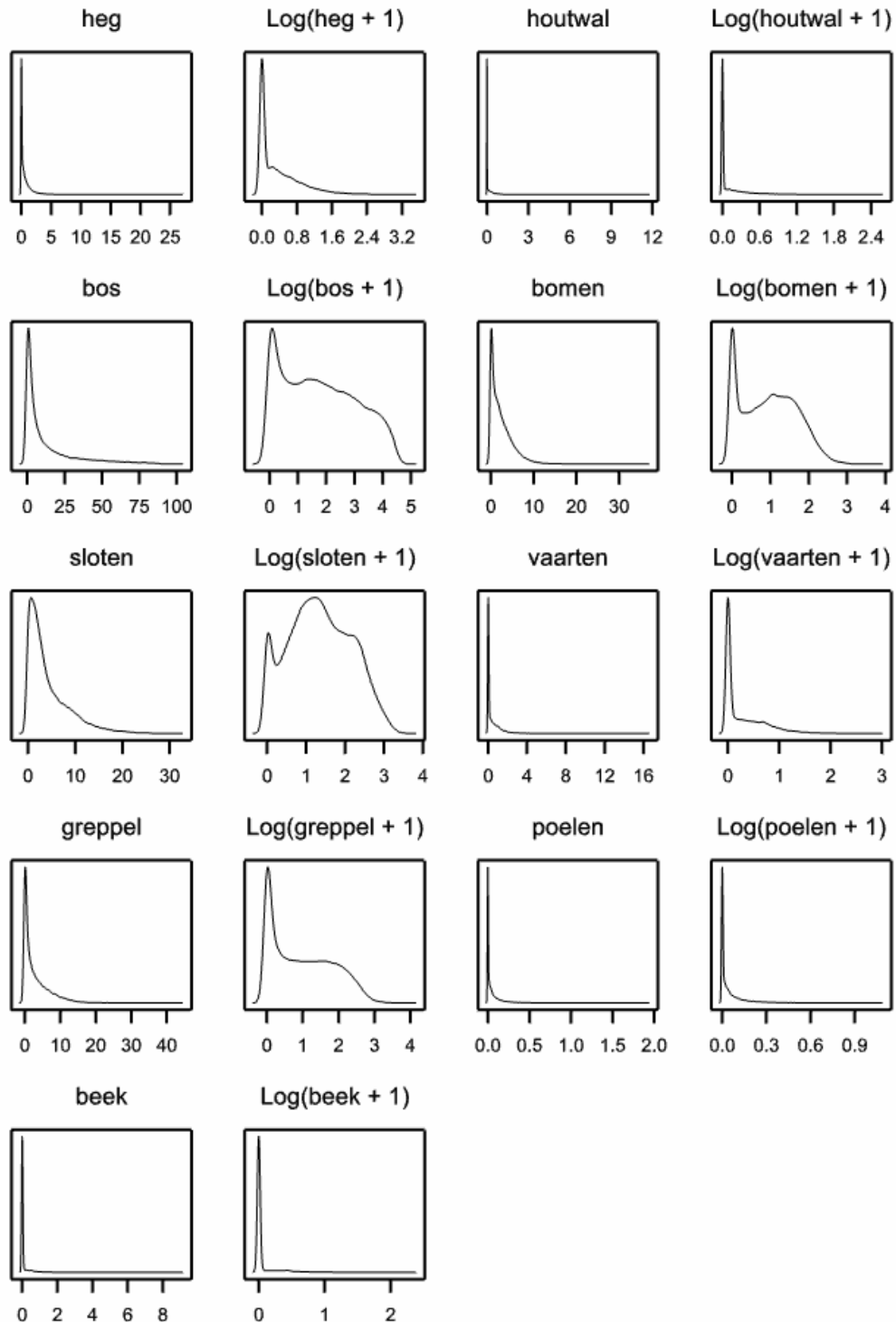


Bijlage 3 Appendices General Linear Models vaatplanten

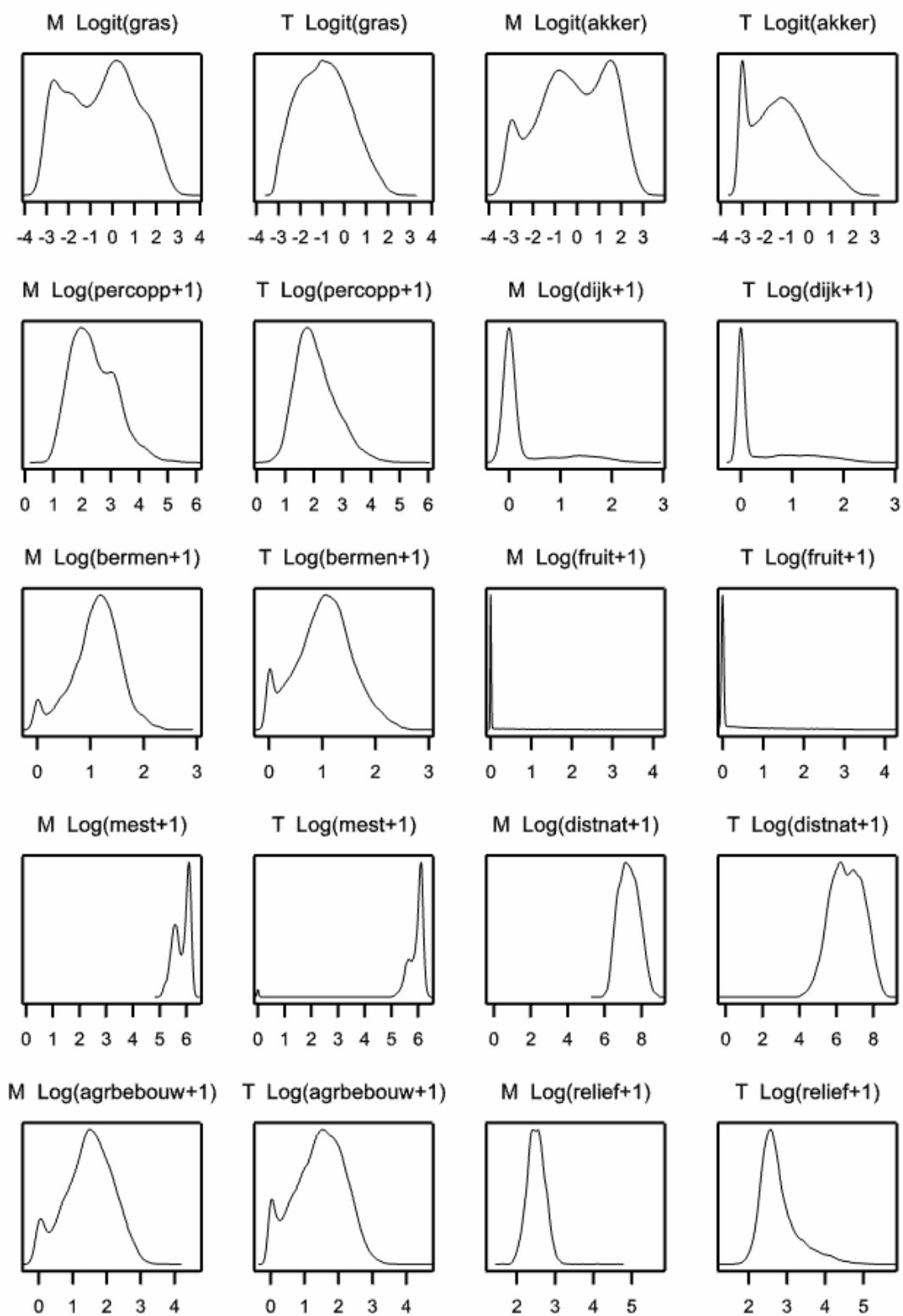
Appendix A.1. Verdeling van predictoren op oorspronkelijke en getransformeerde schaal voor alle data. De grafieken zijn zogenaamde kernel densities, dit zijn gladgestreken histogrammen.



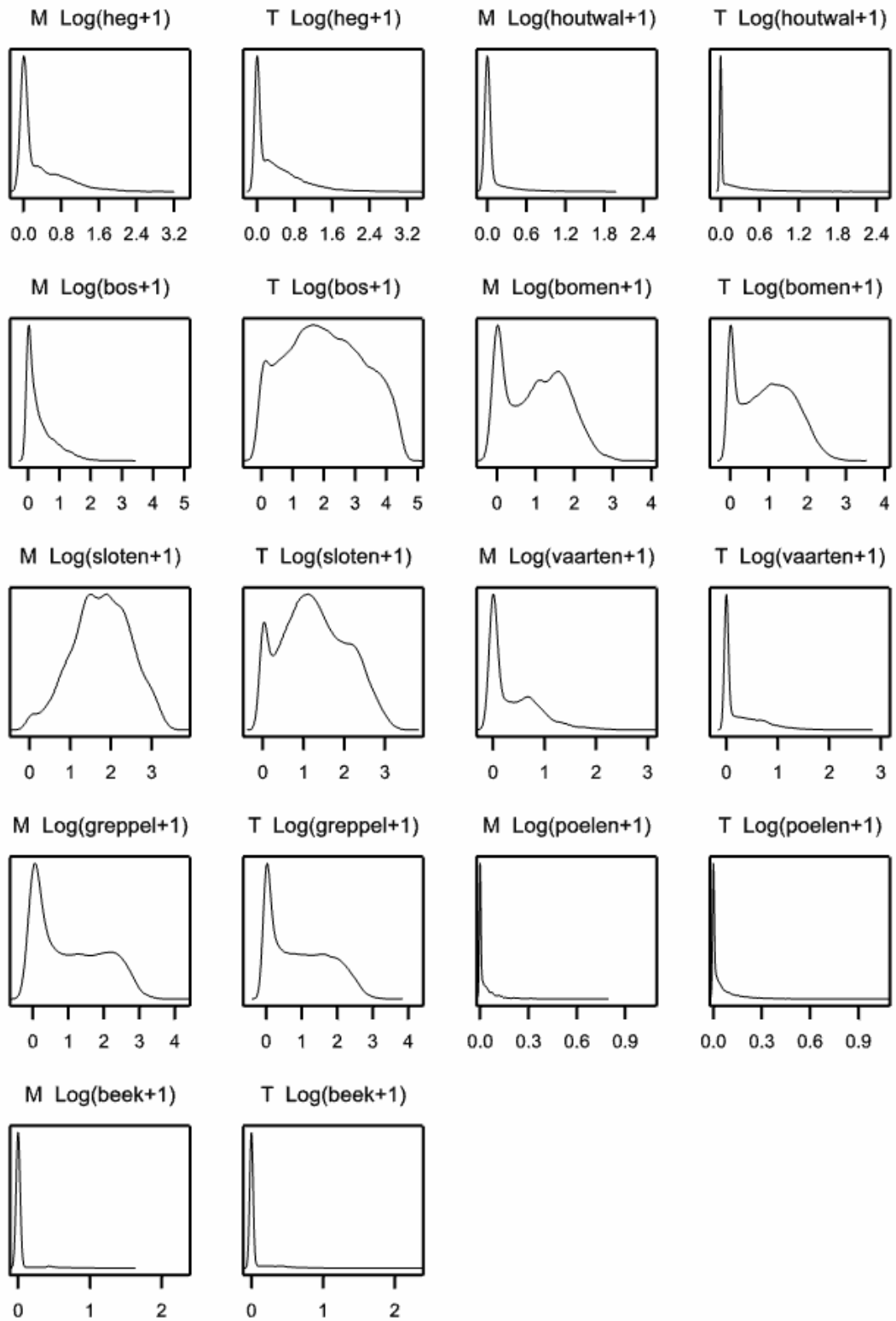
Appendix A.2. Verdeling van predictoren op oorspronkelijke en getransformeerde schaal voor alle data. De grafieken zijn zogenaamde kernel densities, dit zijn gladgestreken histogrammen.



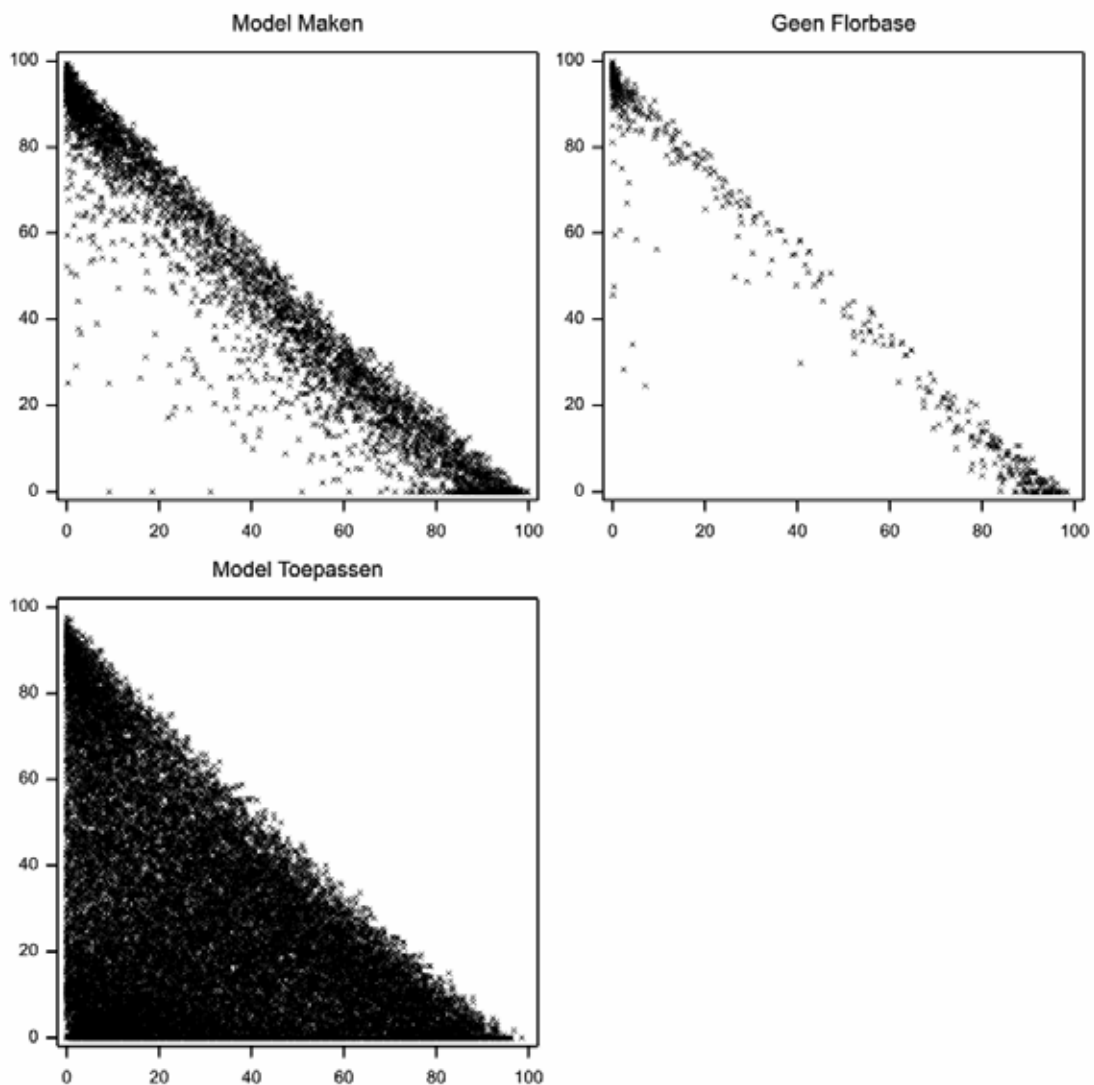
Appendix B.1. Verdeling van getransformeerde predictoren voor de categorieën ModelMaken (M) en ModelToepassen (T).



Appendix B.2. Verdeling van getransformeerde predictoren voor de categorieën ModelMaken (M) en ModelToepassen (T).



Appendix C. Akker (langs de y-as) versus Gras (langs de x-as)



Appendix D: procedure voor stapsgewijze regressie; gekopieerd uit de GenStat handleiding

STEP modifies the current regression model, which may be linear, generalized linear or generalized additive, in order to achieve the biggest "improvement". Terms in the specified formula are dropped from the current model if they are already there, or are added to it if they are not. For each term, the residual sum of squares (or deviance) and the residual degrees of freedom are recorded; then GenStat reverts to the original model before trying the next term.

The current model is finally modified by the best term, according to a criterion based on the variance (or deviance) ratios. In a linear model, suppose that the residual sum of squares and residual degrees of freedom of the current model are s_0 and d_0 , and of the model after making a one-term change are s_1 and d_1 . If the variance ratio for any term that is dropped is less than the value of the setting of the OUTRATIO option, then the term that most reduces or least increases the residual mean square is dropped. That is, when the dispersion is being estimated, a term will be dropped only if at least one term has

$$\{(s_1-s_0) / (d_1-d_0)\} / \{s_0/d_0\} < \text{OUTRATIO}$$

When the dispersion is fixed, the equation becomes

$$\{(s_1-s_0) / (d_1-d_0)\} < \text{OUTRATIO}$$

If you have set OUTRATIO=--, then no term is dropped. Note that, though the criteria are ratios of variances, you should not interpret them as F-statistics with the usual interpretation of significance. The probability levels would need to be adjusted to take account of correlations between the explanatory variables concerned, and the number of changes being considered.

If no term satisfies the criterion for dropping, then the term that most reduces the residual mean square will be added to the model if its variance ratio is greater than the setting of the INRATIO option. That is, when the dispersion is being estimated, if

$$\{(s_0-s_1) / (d_0-d_1)\} / \{s_1/d_1\} > \text{INRATIO}$$

When the dispersion is fixed, the equation becomes

$$\{(s_0-s_1) / (d_0-d_1)\} > \text{INRATIO}$$

Likewise, if you have set INRATIO=--, no term will be added.

If neither criterion is met, the current model is left unchanged.

Usually, the effect of the STEP directive is to make one change of a stepwise regression search. You can make STEP do forward selection by setting the MAXCYCLE option to define a maximum number of changes; STEP will stop at this limit, or earlier if no further changes can be made.

Bijlage 4 Appendices General Linear Models broedvogels

Appendix A. Overzicht van telgegevens per soort waarmee analyses zijn uitgevoerd.

Soortcode	Soort	Totaal aantal telplots	Aantal plots waar aanwezig	Aantal plots waar afwezig	Voorkomen (% plots)
9920	Boerenzwaluw	1793	241	1552	13.4
9740	Boomleeuwerik	2194	323	1871	14.7
10090	Boompieper	2037	768	1269	37.7
3100	Boomvalk	2281	324	1957	14.2
12500	Bosrietzanger	1514	793	721	52.4
12740	Braamsluiper	2001	728	1273	36.4
1670	Brandgans	2321	166	2155	7.2
2870	Buizerd	2296	1154	1142	50.3
16400	Europese kanarie	2191	12	2179	0.5
18570	Geelgors	2192	581	1611	26.5
11220	Gekraagde Roodstaart	2054	699	1355	34.0
10171	Gele Kwikstaart	2844	1101	1743	38.7
17100	Goudvink	1944	447	1497	23.0
12750	Grasmus	2153	1474	679	68.5
10110	Graspieper	2856	1679	1177	58.8
18820	Grauwe Gors	2218	14	2204	0.6
15150	Grauwe Klauwier	2195	89	2106	4.1
13350	Grauwe Vliegenvanger	1397	409	988	29.3
8560	Groene Specht	2198	788	1410	35.9
16490	Groenling	1925	751	1174	39.0
12020	Grote Lijster	2066	781	1285	37.8
5320	Grutto	2841	1134	1707	39.9
10010	Huiszwaluw	2146	115	2031	5.4
8310	IJsvogel	2202	315	1887	14.3
5170	Kemphaan	3090	51	3039	1.7
7350	Kerkuil	2064	125	1939	6.1
4930	Kievit	2837	1745	1092	61.5
16634	Kleine Barmsijs	837	56	781	6.7
4560	Kluut	2609	239	2370	9.2
16600	Kneu	2097	1077	1020	51.4
1820	Krakeend	2914	1216	1698	41.7
11980	Kramsvogel	1374	35	1339	2.5
2030	Kuifeend	2817	1414	1403	50.2
3700	Kwartel	3051	562	2489	18.4
4210	Kwartelkoning	3016	166	2850	5.5
14420	Matkop	1386	523	863	37.7
11040	Nachtegaal	2187	586	1601	26.8
7780	Nachtzwaluw	2195	108	2087	4.9
9810	Oeverzwaluw	2137	108	2029	5.1
11370	Paapje	2249	155	2094	6.9
3670	Patrijs	3051	758	2293	24.8
4080	Porseleinhoen	2190	139	2051	6.3
16530	Putter	2201	744	1457	33.8

Soortcode	Soort	Totaal aantal telplots	Aantal plots waar aanwezig	Aantal plots waar afwezig	Voorkomen (% plots)
7670	Ransuil	2033	388	1645	19.1
15980	Ringmus	1289	273	1016	21.2
11390	Roodborsttapuit	2204	771	1433	35.0
4500	Scholekster	2849	1668	1181	58.5
1940	Slobeend	2915	1075	1840	36.9
2690	Sperwer	2240	483	1757	21.6
12590	Spotvogel	1727	586	1141	33.9
7570	Steenuil	2135	223	1912	10.4
3040	Torenavalk	2276	645	1631	28.3
5460	Tureluur	2809	1157	1652	41.2
9760	Veldleeuwerik	2855	1390	1465	48.7
6150	Visdief	2411	232	2179	9.6
5190	Watersnip	2940	433	2507	14.7
5410	Wulp	2911	696	2215	23.9
12000	Zanglijster	1305	866	439	66.4
1910	Zomertaling	2916	654	2262	22.4
6870	Zomertortel	2051	632	1419	30.8
15671	Zwarte Kraai	1541	1164	377	75.5
6270	Zwarte Stern	2201	51	2150	2.3
12770	Zwartkop	1341	937	404	69.9

Appendix B. Overzicht van gebruikte predictoren.

Variabele	Omschrijving
Schaal	Openheid van landschap
weigem99_perc	
kmp10110	Voorkomen Graspieper
kmp10171	Voorkomen Gele Kwikstaart
kmp18570	Voorkomen Geelgors
kmp1940	Voorkomen Slobeend
kmp2030	Voorkomen Kuifeend
kmp3670	Voorkomen Patrijs
kmp4500	Voorkomen Scholekster
kmp4930	Voorkomen Kievit
kmp5320	Voorkomen Grutto
kmp5460	Voorkomen Tureluur
kmp9760	Voorkomen Veldleeuwerik
ecoh_bebouwing	Ecologische typering grond
ecoh_bos	idem
ecoh_grasland	idem
ecoh_heide.hoogveen	idem
ecoh_kwelders	idem
ecoh_moeras	idem
ecoh_onbekend	idem
ecoh_open.duin	idem
ecoh_open.zand	idem
ecoh_water	idem
ecoh_wegen	idem
fgr_afz	Fysisch-geografische regio: Afgesloten zeearm
fgr_duo	Duinen
fgr_duw	Duinen (wad)
fgr_gtw	Getijdewateren
fgr_gtz	Getijdewateren
fgr_hll	Heuvelland
fgr_hzn	Zandgronden Noord
fgr_hzo	Zandgronden Oost
fgr_hzw	Zandgronden West
fgr_hzz	Zandgronden Zuid
fgr_lvh	Laagveen-gebied Hoog
fgr_lvn	Laagveen-gebied Noord
fgr_riv	Rivierengebied
fgr_zkm	Zeeklei-gebied Midden
fgr_zkn	Zeeklei-gebied Noord
fgr_zkw	Zeeklei-gebied West
fgr_zkz	Zeeklei-gebied Zuid
gt.onbekend	Grondwatertabel
gt0.water	idem
gt1.nat	idem
gt2.vrij_nat	idem
gt3.vochtig	idem
gt5.wisselvochtig	idem
gt6.vrij_droog	idem
gt7.droog	idem
gewas_aardappelen	Gewas
gewas_akkerranden	idem
gewas_bieten	idem

Variabele	Omschrijving
gewas_bloemen	idem
gewas_bos	idem
gewas_braak	idem
gewas_fruit	idem
gewas_gras_blijvend	idem
gewas_gras_tijdelijk	idem
gewas_graszaad	idem
gewas_groenten	idem
gewas_handelsgewas	idem
gewas_luzerne	idem
gewas_mais	idem
gewas_natuurlijk_gras	idem
gewas_overig	idem
gewas_peulvruchten	idem
gewas_uien	idem
gewas_wintergranen	idem
gewas_zomergranen	idem
grondsrt_leem	Grondsoort
grondsrt_lichte.klei	idem
grondsrt_lichte.zavel	idem
grondsrt_stedelijk	idem
grondsrt_veen	idem
grondsrt_zand	idem
grondsrt_zoet.water	idem
grondsrt_zware.klei	idem
grondsrt_zware.zavel	idem

Appendix C. Soorten waarvoor General Linear Models zijn gemaakt.

<i>Nederlandse naam</i>	<i>Natuurdoeltype of type</i>
Pijlstaart	3.15
IJsvogel	3.15
Zomertaling	3.15
Zwarte stern	3.15
Oeverzwaluw	3.19
IJsvogel	3.19
IJsvogel	3.21
Kemphaan	3.29
Paapje	3.29
Roodborstapuit	3.29
Veldleeuwerik	3.29
Visdief	3.29
Watersnip	3.29
Wulp	3.29
Grutto	3.30
Kwartelkoning	3.30
Paapje	3.30
Pijlstaart	3.30
Roodborstapuit	3.30
Tureluur	3.30
Veldleeuwerik	3.30
Watersnip	3.30
Wulp	3.30
Zomertaling	3.30
Grutto	3.31
Kemphaan	3.31
Paapje	3.31
Pijlstaart	3.31
Porseleinhoen	3.31
Scholekster	3.31
Tureluur	3.31
Veldleeuwerik	3.31
Watersnip	3.31
Wulp	3.31
Zomertaling	3.31
Brandgans	3.32
Grutto	3.32
Kemphaan	3.32
Kwartelkoning	3.32
Paapje	3.32
Pijlstaart	3.32
Porseleinhoen	3.32
Scholekster	3.32
Tureluur	3.32
Veldleeuwerik	3.32
Visdief	3.32
Watersnip	3.32

Nederlandse naam	Natuurdoeltype of type
Wulp	3.32
Zomertaling	3.32
Zwartkopmeeuw	3.32
Boomleeuwerik	3.33
Grauwe gors	3.33
Patrijs	3.33
Roodborstapuit	3.33
Veldleeuwerik	3.33
Grauwe gors	3.36
Patrijs	3.36
Veldleeuwerik	3.36
Patrijs	3.37
Veldleeuwerik	3.37
Grauwe gors	3.38
Grutto	3.38
Kemphaan	3.38
Kwartelkoning	3.38
Paapje	3.38
Patrijs	3.38
Roodborstapuit	3.38
Scholekster	3.38
Veenpatrijs	3.38
Veldleeuwerik	3.38
Visdief	3.38
Wulp	3.38
Zwartkopmeeuw	3.38
Grauwe gors	3.39
Grutto	3.39
Kemphaan	3.39
Paapje	3.39
Patrijs	3.39
Roodborstapuit	3.39
Scholekster	3.39
Veldleeuwerik	3.39
Visdief	3.39
Wulp	3.39
Zwartkopmeeuw	3.39
Britse putter	3.50
Grauwe gors	3.50
Grauwe kiekendief	3.50
Ortolaan	3.50
Patrijs	3.50
Veldleeuwerik	3.50
Britse putter	3.51
Grauwe gors	3.51
Ortolaan	3.51
Patrijs	3.51
Veenpatrijs	3.51
Veldleeuwerik	3.51

Nederlandse naam	Natuurdoeltype of type
Boomleeuwerik	3.52
Britse putter	3.52
Draaihals	3.52
Europese kanarie	3.52
Geelgors	3.52
Grasmus	3.52
Grauwe klauwier	3.52
Klapekster	3.52
Kleine barmsijs	3.52
Kneu	3.52
Midden-Europese goudvink	3.52
Nachtzwaluw	3.52
Ortolaan	3.52
Patrijs	3.52
Roodborstapuit	3.52
Roodkopklauwier	3.52
Veenpatrijs	3.52
Zanglijster	3.52
Britse putter	3.53
Grasmus	3.53
Grauwe kiekendief	3.53
Kneu	3.53
Patrijs	3.53
Roodborstapuit	3.53
Roodkopklauwier	3.53
Zanglijster	3.53
Britse putter	9
Roodkopklauwier	9
Steenuil	9
Zanglijster	9
Britse putter	8
Hop	8
Roodkopklauwier	8
Steenuil	8
Grauwe gors	5
Grauwe kiekendief	5
Kluut	5
Kwartelkoning	5
Patrijs	5
Scholekster	5
Veenpatrijs	5
Veldleeuwerik	5
Gele Kwikstaart	brede set_open agrarisch
Graspieper	brede set_open agrarisch
Grauwe Gors	brede set_open agrarisch
Grutto	brede set_open agrarisch
Kemphaan	brede set_open agrarisch
Kerkuil	brede set_open agrarisch
Kievit	brede set_open agrarisch

<i>Nederlandse naam</i>	<i>Natuurdoeltype of type</i>
Krakeend	brede set_open agrarisch
Kwartel	brede set_open agrarisch
Kwartelkoning	brede set_open agrarisch
Ooievaar	brede set_open agrarisch
Paapje	brede set_open agrarisch
Patrijs	brede set_open agrarisch
Porseleinhoen	brede set_open agrarisch
Roodborsttapuit	brede set_open agrarisch
Scholekster	brede set_open agrarisch
Slobeend	brede set_open agrarisch
Torenavalk	brede set_open agrarisch
Tureluur	brede set_open agrarisch
Veldleeuwerik	brede set_open agrarisch
Velduil	brede set_open agrarisch
Visdief	brede set_open agrarisch
Watersnip	brede set_open agrarisch
Wulp	brede set_open agrarisch
Zomertaling	brede set_open agrarisch
Zwarte Stern	brede set_open agrarisch
Kuifeend	brede set_open agrarisch
Grauwe kiekendief	brede set_open agrarisch
Huiszwaluw	brede set_open agrarisch
Boerenzwaluw	brede set_open agrarisch
Barmsijs	brede set_gesloten agrarisch
Boompieper	brede set_gesloten agrarisch
Boomvalk	brede set_gesloten agrarisch
Bosrietzanger	brede set_gesloten agrarisch
Braamsluiper	brede set_gesloten agrarisch
Buizerd	brede set_gesloten agrarisch
Draaihals	brede set_gesloten agrarisch
Europese Kanarie	brede set_gesloten agrarisch
Geelgors	brede set_gesloten agrarisch
Gekraagde Roodstaart	brede set_gesloten agrarisch
Grasmus	brede set_gesloten agrarisch
Grauwe Gors	brede set_gesloten agrarisch
Grauwe Klauwier	brede set_gesloten agrarisch
Grauwe Vliegenvanger	brede set_gesloten agrarisch
Groene Specht	brede set_gesloten agrarisch
Groenling	brede set_gesloten agrarisch
Grote Lijster	brede set_gesloten agrarisch
Huiszwaluw	brede set_gesloten agrarisch
Kerkuil	brede set_gesloten agrarisch
Klapekster	brede set_gesloten agrarisch
Kneu	brede set_gesloten agrarisch
Kramsvogel	brede set_gesloten agrarisch
Kwartel	brede set_gesloten agrarisch
Matkop	brede set_gesloten agrarisch
Nachtegaal	brede set_gesloten agrarisch
Ortolaan	brede set_gesloten agrarisch

<i>Nederlandse naam</i>	<i>Natuurdoeltype of type</i>
Paapje	brede set_gesloten agrarisch
Patrijs	brede set_gesloten agrarisch
Putter	brede set_gesloten agrarisch
Ransuil	brede set_gesloten agrarisch
Ringmus	brede set_gesloten agrarisch
Rode Wouw	brede set_gesloten agrarisch
Roek	brede set_gesloten agrarisch
Roodborsttapuit	brede set_gesloten agrarisch
Sperwer	brede set_gesloten agrarisch
Spotvogel	brede set_gesloten agrarisch
Steenuil	brede set_gesloten agrarisch
Torenavalk	brede set_gesloten agrarisch
Wulp	brede set_gesloten agrarisch
Zomertortel	brede set_gesloten agrarisch
Zwarte Kraai	brede set_gesloten agrarisch
Zwartkop	brede set_gesloten agrarisch
Boerenzwaluw	brede set_gesloten agrarisch

Appendix D. Validatie van GLM-modellen.

Validatie-analyses gebaseerd op gemiddelde TSS-score (True Skill Statistic; bereik 0-1) van 6 validaties met 20% van de data (3 herhalingen en tweemaal schatten van 1000 pseudo-absenties). AUC-score weergegeven ter vergelijking (bereik 0.5-1). Het aantal telplots is weergegeven onder 'n'. Het percentage van de plots waar de soort aanwezig was staat onder 'Voorkomen'. Soorten zijn gesorteerd op Nauwkeurigheid en dan soortnaam. 'Drempel': drempelwaarde aan-/afwezigheid, 'Sens.': sensitiviteit, 'Spec.': specificiteit, 'Class.': Classificatie.

Soort	n	Voorkomen (%)	TSS	AUC	Drempel (TSS)	Sens. (TSS)	Spec. (TSS)	Class. (TSS)
Boerenzwaluw	2211	13.5	0.225	0.621	45.7	75.6	57.0	Slecht
Boomvalk	2634	13.9	0.222	0.633	53.2	61.6	71.0	Slecht
Groenling	2332	39.5	0.389	0.635	48.0	74.6	68.8	Slecht
Ransuil	2420	18.0	0.250	0.660	52.8	69.9	67.5	Slecht
Bosrietzanger	2110	53.2	0.503	0.772	50.8	78.1	78.4	Redelijk
Braamsluiper	2372	33.7	0.442	0.785	50.9	73.7	78.5	Redelijk
Brandgans	2765	7.3	0.475	0.759	37.8	90.8	68.5	Redelijk
Buizerd	2626	49.8	0.405	0.772	49.0	77.4	71.7	Redelijk
Europese kanarie	2550	0.5	0.403	0.750	52.9	100.0	82.2	Redelijk
Grasmus	2478	68.6	0.547	0.792	51.9	82.1	82.0	Redelijk
Grauwe Vliegenvanger	2019	29.5	0.490	0.726	50.0	80.0	74.3	Redelijk
Grote Lijster	2426	37.6	0.559	0.709	52.9	81.8	81.4	Redelijk
Huiszwaluw	2429	5.5	0.515	0.772	50.5	75.0	79.2	Redelijk
IJsvogel	2699	14.8	0.510	0.787	50.3	82.8	72.8	Redelijk
Kerkuil	2454	6.8	0.412	0.751	39.4	91.7	61.0	Redelijk
Kneu	2458	52.3	0.490	0.791	60.9	70.6	86.3	Redelijk
Krakeend	3019	41.0	0.589	0.780	44.0	86.1	76.2	Redelijk
Kramsvogel	2069	2.1	0.470	0.773	49.9	80.5	71.4	Redelijk
Kuifeend	2952	49.3	0.553	0.747	44.0	87.6	74.2	Redelijk
Kwartel	3103	18.4	0.442	0.823	50.6	79.0	74.0	Redelijk
Nachtegaal	2475	24.9	0.519	0.858	42.0	85.3	73.9	Redelijk
Oeverzwaluw	2423	5.1	0.466	0.883	46.8	85.7	74.9	Redelijk
Paapje	2659	6.9	0.515	0.890	53.3	65.8	92.1	Redelijk
Porseleinhoen	2554	6.4	0.553	0.840	48.0	82.8	78.9	Redelijk
Putter	2512	34.5	0.407	0.885	49.0	77.5	72.0	Redelijk
Ringmus	1877	22.6	0.483	0.869	43.1	82.0	71.6	Redelijk
Sperwer	2548	20.3	0.465	0.810	45.0	82.4	63.8	Redelijk
Spotvogel	2237	34.5	0.413	0.877	50.3	77.4	71.6	Redelijk
Steenuil	2652	12.6	0.576	0.841	39.4	91.2	75.6	Redelijk
Torenavalk	2612	27.5	0.408	0.805	49.0	75.3	68.5	Redelijk
Veldleeuwerik	2986	47.9	0.578	0.882	49.0	85.3	77.6	Redelijk
Watersnip	3046	14.9	0.533	0.890	49.7	84.2	72.0	Redelijk
Zomertaling	3022	21.8	0.508	0.849	48.5	83.9	77.5	Redelijk
Zomertortel	2411	28.6	0.490	0.822	51.9	81.3	77.0	Redelijk
Zwarte Kraai	2142	76.7	0.552	0.862	55.9	77.5	86.8	Redelijk
Boomleeuwerik	2505	15.1	0.687	0.842	54.9	88.5	86.0	Goed
Boompieper	2393	38.2	0.697	0.851	47.0	91.3	85.2	Goed

Soort	n	Voorkomen (%)	TSS	AUC	Drempel (TSS)	Sens. (TSS)	Spec. (TSS)	Class. (TSS)
Gekraagde Roodstaart	2413	33.3	0.603	0.895	50.0	85.2	77.4	Goed
Gele Kwikstaart	2979	38.1	0.604	0.836	54.9	83.0	85.4	Goed
Goudvink	2313	22.7	0.678	0.807	44.0	92.8	81.3	Goed
Graspieper	2986	58.1	0.633	0.816	47.0	87.9	81.0	Goed
Grauwe Gors	2626	0.5	0.612	0.883	51.7	100.0	86.7	Goed
Grauwe Klauwier	2600	4.3	0.667	0.884	44.2	89.0	85.4	Goed
Groene Specht	2535	37.0	0.620	0.850	59.9	81.2	83.8	Goed
Grutto	2975	39.2	0.738	0.853	35.9	94.2	82.5	Goed
Kemphaan	3202	1.7	0.740	0.870	59.0	91.8	83.8	Goed
Kievit	2972	61.0	0.644	0.818	48.0	85.9	84.8	Goed
Kleine Barmsijs	1474	4.1	0.640	0.872	41.0	98.3	81.0	Goed
Kluut	3115	13.7	0.690	0.872	45.0	92.7	82.6	Goed
Kwartelkoning	3201	6.6	0.621	0.820	52.1	89.9	72.3	Goed
Matkop	1998	37.7	0.641	0.805	44.9	90.6	82.1	Goed
Nachtzwaluw	2610	5.8	0.794	0.820	41.0	96.7	87.6	Goed
Patrijs	3102	24.4	0.712	0.835	47.0	91.2	84.5	Goed
Roodborsttapuit	2567	36.8	0.642	0.921	47.0	87.3	82.5	Goed
Scholekster	2982	58.2	0.705	0.912	55.9	86.4	90.4	Goed
Slobeend	3020	36.1	0.624	0.949	47.0	85.2	80.8	Goed
Tureluur	2951	40.3	0.715	0.933	46.0	88.9	85.4	Goed
Visdief	2880	11.2	0.628	0.909	43.9	93.6	75.4	Goed
Wulp	3017	23.6	0.630	0.932	45.0	89.5	79.1	Goed
Zanglijster	1886	67.6	0.629	0.912	48.0	87.4	86.2	Goed
Zwarte Stern	2511	2.3	0.622	0.917	43.6	89.5	74.8	Goed
Zwartkop	1912	71.4	0.672	0.916	44.0	89.8	86.7	Goed
Geelgors	2479	26.8	0.815	0.900	56.9	93.8	93.6	Excellent

Appendix E. Vergelijking betrouwbaarheid van verschillende modellen.

Vergelijking van betrouwbaarheid van verschillende modellen voor het voorspellen van voorkomen op een 250-m raster van Nederland. GLM: generalised linear model, GBM: generalised boosting models, RF: random forests. Betrouwbaarheid is geschat aan de hand van de True Skill Statistic (TSS). Het best presterende model is vet weergegeven.

Soort	Voorkomen (%)	GLM TSS	GBM TSS	RF TSS
Boerenzwaluw	13.5	0.225	0.388	0.408
Boomleeuwerik	15.1	0.687	0.735	0.768
Boompieper	38.2	0.697	0.704	0.723
Boomvalk	13.9	0.222	0.386	0.386
Bosrietzanger	53.2	0.503	0.549	0.582
Braamsluiper	33.7	0.442	0.489	0.534
Brandgans	7.3	0.475	0.491	0.485
Buizerd	49.8	0.405	0.490	0.514
Europese kanarie	0.5	0.403	0.413	0.687
Geelgors	26.8	0.815	0.855	0.847
Gekraagde Roodstaart	33.3	0.603	0.590	0.617
Gele Kwikstaart	38.1	0.604	0.656	0.671
Goudvink	22.7	0.678	0.667	0.703
Grasmus	68.6	0.547	0.634	0.641
Graspieper	58.1	0.633	0.650	0.679
Grauwe Gors	0.5	0.612	0.570	0.423
Grauwe Klauwier	4.3	0.667	0.733	0.764
Grauwe Vliegenvanger	29.5	0.490	0.533	0.518
Groene Specht	37.0	0.620	0.653	0.680
Groenling	39.5	0.389	0.394	0.434
Grote Lijster	37.6	0.559	0.601	0.610
Grutto	39.2	0.738	0.748	0.748
Huiszwaluw	5.5	0.515	0.528	0.537
IJsvogel	14.8	0.510	0.561	0.550
Kemphaan	1.7	0.740	0.554	0.686
Kerkuil	6.8	0.412	0.467	0.445
Kievit	61.0	0.644	0.694	0.731
Kleine Barmsijs	4.1	0.640	0.794	0.795
Kluut	13.7	0.690	0.701	0.698
Kneu	52.3	0.490	0.501	0.547
Krakeend	41.0	0.589	0.593	0.616
Kramsvogel	2.1	0.470	0.467	0.395
Kuifeend	49.3	0.553	0.566	0.593
Kwartel	18.4	0.442	0.534	0.536
Kwartelkoning	6.6	0.621	0.738	0.779
Matkop	37.7	0.641	0.703	0.713
Nachtegaal	24.9	0.519	0.546	0.612
Nachtzwaluw	5.8	0.794	0.818	0.812
Oeverzwaluw	5.1	0.466	0.546	0.597

Soort	Voorkomen (%)	GLM TSS	GBM TSS	RF TSS
Paapje	6.9	0.515	0.546	0.568
Patrijs	24.4	0.712	0.659	0.660
Porseleinhoen	6.4	0.553	0.570	0.536
Putter	34.5	0.407	0.489	0.510
Ransuil	18.0	0.250	0.349	0.403
Ringmus	22.6	0.483	0.549	0.551
Roodborsttapuit	36.8	0.642	0.647	0.676
Scholekster	58.2	0.705	0.727	0.731
Slobeend	36.1	0.624	0.615	0.638
Sperwer	20.3	0.465	0.513	0.509
Spotvogel	34.5	0.413	0.473	0.484
Steenuil	12.6	0.576	0.647	0.626
Torenvalk	27.5	0.408	0.449	0.439
Tureluur	40.3	0.715	0.745	0.746
Veldleeuwerik	47.9	0.578	0.604	0.629
Visdief	11.2	0.628	0.658	0.647
Watersnip	14.9	0.533	0.543	0.544
Wulp	23.6	0.630	0.654	0.694
Zanglijster	67.6	0.629	0.665	0.691
Zomertaling	21.8	0.508	0.559	0.590
Zomertortel	28.6	0.490	0.559	0.574
Zwarte Kraai	76.7	0.552	0.601	0.617
Zwarte Stern	2.3	0.622	0.695	0.702
Zwartkop	71.4	0.672	0.721	0.722

Appendix F. Importantie van GLM-modellen per soort.

Alleen de variabelen zijn weergegeven waarvan een maximum $r^2 = 0.25$ bestaat voor enige soort. Waardes ≤ 0.01 zijn niet weergegeven. Waardes groter gelijk aan 0.25 zijn vet weergegeven.

Soort	kmp1 8570	grond srt_za nd	ecoh _bos	schaal	gronds t_veen	gt2.v rij_n at	kmp5 460	gt1.n at	gt7.d roog	gewas_ overig	kmp9 760	ecoh_ moera s	fgr_d uo	fgr_h zn	ecoh _wat er	gt5.wisse lvochtig	ecoh_o pen.za nd	kmp1 940
Boerenwaluw	0.22		0.16								0.11		0.31	0.04				
Boomleeuwerik	0.02	0.15	0.09	0.13				0.03										
Boompieper	0.05		0.03	0.07				0.02		0.02		0.02		0.02				
Boomvalk																		
Bosrietzanger	0.07	0.04	0.13	0.04					0.02						0.03			
Braamsluiper			0.02	0.09										0.05		0.02	0.27	
Brandgans			0.16									0.06			0.21			0.02
Buizerd		0.02	0.49	0.05									0.03	0.02			0.02	
Europese kanarie	0.88		0.30															
Geelgors	0.43		0.06														0.06	
Gekraagde Roodstaart		0.09	0.09	0.18	0.03		0.04				0.03			0.02		0.07	0.03	
Gele Kwikstaart	0.05		0.19	0.09			0.03		0.02							0.02	0.03	
Goudvink	0.04	0.04		0.11					0.03					0.02		0.03	0.03	
Grasmus	0.04		0.15	0.07							0.02							
Graspieper			0.18	0.07			0.04		0.02		0.02							
Grauwe Gors				0.48		0.40		0.36										
Grauwe Klauwier	0.12		0.13											0.08		0.28		
Grauwe Vliegenvanger	0.02		0.42				0.02	0.02						0.02	0.02	0.04		
Groene Specht			0.19	0.10	0.02													
Groenling	0.02		0.04	0.08			0.07	0.04						0.04		0.05	0.02	
Grote Lijster	0.02	0.02	0.11	0.08	0.02				0.02				0.07					
Grutto			0.10	0.05					0.05							0.03		
Huiswaluw	0.12		0.08															
IJsvogel					0.04		0.04		0.07	0.03					0.19		0.12	
Kemphaan				0.44					0.34									
Kerkuil	0.19		0.14												0.06			
Kievit			0.22	0.02			0.02									0.02		
Kleine Barmsijs	0.04	0.72																0.27
Kluut				0.15			0.27								0.06			
Kneu			0.15	0.10	0.03				0.04		0.02			0.03			0.02	0.03
Krakeend				0.05								0.06		0.04	0.13			0.05
Kramsvogel							0.40			0.33	0.32							
Kuifeend									0.02						0.29			
Kwartel	0.13		0.12	0.04		0.03									0.03		0.08	
Kwartelkoning			0.21				0.03							0.11				
Matkop	0.05		0.34									0.02	0.18			0.02		
Nachtegaal		0.05		0.08			0.05		0.02		0.02		0.17			0.02	0.21	
Nachtwaluw	0.02	0.09																

Soort	kmp1 8570	grond srt_za nd	ecoh _bos	schaal	gronddr t_veen	gt2.v rij_n at	kmp5 460	gt1.n at	gt7.d roog	gewas_ overig	kmp9 760	ecoh_ moera s	fgr_d uo	fgr_h zn	ecoh _wat er	gt5.wisse lvochtig	ecoh_o pen.za nd	kmp1 940
Oeverzwaluw			0.16		0.08								0.13		0.03			
Paapje	0.04		0.19											0.30				
Patrijs			0.07	0.03								0.02					0.05	
Porseleinhoen								0.27				0.32						
Putter			0.09	0.09			0.03							0.10		0.02	0.05	
Ransuil	0.24												0.07					
Ringmus	0.13		0.19					0.03						0.04			0.11	
Roodborsttapuit	0.03		0.28				0.03				0.04							
Scholekster			0.31	0.02			0.07					0.03					0.07	
Slobeend			0.02	0.04			0.04		0.05			0.02			0.05	0.02		0.09
Sperwer	0.02		0.65															
Spotvogel	0.08	0.05	0.06							0.04		0.03						
Steenuil	0.08			0.18			0.02							0.05	0.03		0.11	
Torenavalk	0.05		0.15	0.06					0.03				0.04		0.02	0.02	0.05	
Tureluur			0.06				0.27		0.03					0.02				
Veldleeuwerik	0.02	0.02	0.21	0.06			0.02				0.13							
Visdief				0.12			0.05								0.29			
Watersnip			0.17		0.21	0.02		0.08						0.06				
Wulp	0.04	0.04	0.29		0.14		0.07	0.07					0.04		0.02		0.02	
Zanglijster			0.36	0.04		0.05		0.15	0.12							0.08		
Zomertaling	0.02		0.04	0.03	0.05				0.04			0.02	0.03	0.03	0.09		0.06	0.07
Zomertortel	0.02			0.06					0.03		0.08	0.02	0.02					0.02
Zwarte Kraai			0.06	0.06			0.09						0.05					
Zwarte Stern					0.41										0.22			
Zwartkop	0.03		0.34	0.06						0.02		0.03	0.04					

Appendix G. Importantie van variabelen in de GBM-modellen per soort.

Alleen de variabelen zijn weergegeven waarvan een maximum r^3 0.25 bestaat voor enige soort. Waardes < 0.015 zijn niet weergegeven. Waardes groter gelijk aan 0.25 zijn vet weergegeven.

Soort	ecoh_heid e.hoogvee n	kmp1 8570	fgr_h zn	ecoh_ bos	gewas _fruit	ecoh_b ebouwi ng	ecoh_ moera s	ecoh_ water	kmp3670	fgr_riv	fgr_duw	gronds rt_veen	grondsrt_ lichte.zav e	ecoh_onbeken d
Boerenzwaluw		0.118				0.457								
Boomleeuwerik	0.258	0.028												
Boompieper	0.054	0.079		0.066										
Boomvalk	0.153			0.202		0.02		0.021		0.069				
Bosrietzanger				0.031			0.042	0.115		0.019				
Braamsluiper			0.022	0.087		0.042				0.044				
Brandgans							0.042	0.444						
Buizerd				0.654		0.018								
Europese Kanarie					0.526	0.065								0.032
Geelgors		0.818												
Gekraagde Roodstaart	0.042	0.032		0.162										
Gele Kwikstaart				0.187										
Goudvink		0.032	0.044	0.274										
Grasmus				0.132										
Graspieper	0.030			0.309										
Grauwe Gors							0.018	0.108		0.023			0.262	0.252
Grauwe Klauwier	0.121	0.099	0.545				0.144					0.027		
Grauwe Vliegenvanger		0.023		0.620			0.019			0.024				
Groene Specht				0.272					0.020	0.032				
Groenling			0.018	0.150		0.201								
Grote Lijster		0.177		0.203						0.018				
Grutto				0.083										
Huiszwaluw					0.044	0.488				0.017				
IJsvogel				0.187				0.198		0.056			0.033	
Kemphaan							0.05							
Kerkuil		0.031				0.187	0.022							
Kievit				0.279										
Kleine Barmsijs	0.162			0.039							0.308			
Kluut								0.075						
Kneu				0.229										
Krakeend							0.020	0.187						
Kramsvogel		0.016			0.047					0.055			0.046	
Kuifeend								0.300						
Kwartel		0.123	0.077	0.047										
Kwartelkoning			0.246				0.110			0.270				
Matkop		0.057		0.459			0.026			0.016				
Nachtegaal				0.198										
Nachtzwaluw	0.909													
Oeverzwaluw								0.073		0.372			0.066	
Paapje	0.019	0.065	0.785	0.071										

Soort	ecoh_heid e.hoogveen n	kmp1 8570	fgr_h zn	ecoh_ bos	gewas _fruit	ecoh_b ebouwi ng	ecoh_ moera s	ecoh_ water	kmp3670	fgr_riv	fgr_duw	gronds rt_veen	grondsrt_ lichte.zav e	ecoh_onbeken d
Patrijs				0.022					0.397					
Porseleinhoen	0.068		0.124				0.469	0.137				0.042		
Putter			0.058	0.040		0.029	0.041			0.036				
Ransuil	0.056			0.386			0.086							
Ringmus		0.046		0.028		0.135				0.042				
Roodborsttapuit	0.104	0.039		0.144										
Scholekster				0.226										
Slobeend				0.054				0.112						
Sperwer				0.696		0.040								
Spotvogel		0.019		0.096					0.030	0.021				
Steenuil						0.072				0.189				
Torenavalk		0.063		0.055					0.019					
Tureluur				0.055										
Veldleeuwerik	0.028			0.248										
Visdief								0.461						
Watersnip			0.056				0.099					0.266		
Wulp	0.082	0.015		0.104							0.025	0.057		
Zanglijster				0.541										
Zomertaling							0.059	0.099						
Zomertortel				0.255			0.022							
Zwarte Kraai				0.083										
Zwarte Stern				0.016			0.307	0.314		0.016		0.171		
Zwartkop				0.557										

Appendix H. Importantie van RF-modellen per soort.

Alleen de variabelen zijn weergegeven waarvan een maximum waarde ³ 0.25 bestaat voor enige soort. Waardes < 0.015 zijn niet weergegeven. Waardes ³ 0.25 zijn vet weergegeven.

Soort	kmp18570	ecoh_heide.hoogveen	ecoh_bos	ecoh_moeras	fgr_hzn	kmp3670	ecoh_bebouwing	ecoh_water
Boerenzwaluw	0.037						0.291	
Boomleeuwerik	0.028	0.262						
Boompieper	0.119	0.053	0.068					
Boomvalk		0.058	0.173					
Bosrietzanger			0.028	0.029				0.130
Braamsluiper			0.103		0.025		0.026	
Brandgans				0.045				0.220
Buizerd			0.434				0.020	
Europese Kanarie		0.142					0.080	
Geelgors	0.654	0.021						
Gekraagde	0.037	0.055	0.168					
Roodstaart								
Gele Kwikstaart			0.165					
Goudvink	0.036		0.226					
Grasmus			0.173					
Graspieper		0.024	0.258					
Grauwe Gors			0.058					0.019
Grauwe Klauwier	0.114	0.124		0.065	0.290			
Grauwe	0.018		0.446					
Vliegenvanger								
Groene Specht			0.216			0.018		
Groenling			0.152				0.130	
Grote Lijster	0.163		0.173					
Grutto			0.101					
Huiszwaluw							0.267	
IJsvogel			0.127					0.153
Kemphaan				0.042				
Kerkuil	0.018			0.016			0.068	
Kievit			0.264					
Kleine Barmsijs		0.081	0.049					
Kluut								0.050
Kneu			0.155					
Krakeend								0.142
Kramsvogel	0.025	0.023	0.024					
Kuifeend			0.018					0.250
Kwartel	0.043		0.018		0.048			
Kwartelkoning				0.052	0.212			
Matkop	0.045		0.374					
Nachtegaal			0.177					
Nachtzwaluw	0.043	0.652						

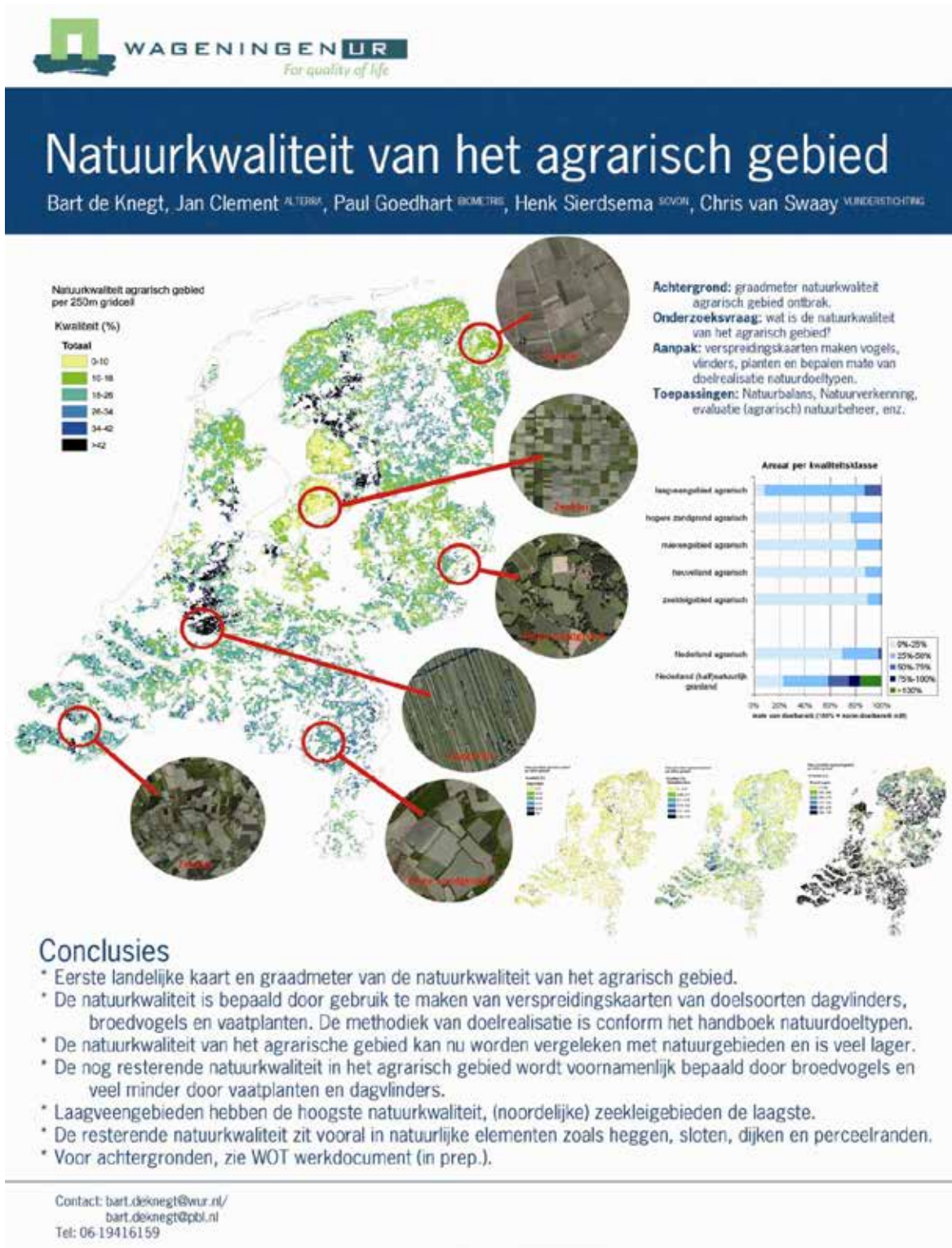
Soort	kmp18570	ecoh_heide.hoogveen	ecoh_bos	ecoh_moeras	fgr_hzn	kmp3670	ecoh_bebouwing	ecoh_water
Oeverzwaluw							0.028	0.077
Paapje	0.089	0.016	0.029		0.384			
Patrijs			0.017			0.297		
Porseleinhoen		0.024		0.397	0.031			0.047
Putter			0.057	0.038	0.024		0.021	
Ransuil		0.037	0.292	0.076				
Ringmus	0.031		0.018		0.018		0.106	
Roodborsttapuit	0.058	0.053	0.106					
Scholekster			0.238					
Slobeend			0.049					0.070
Sperwer			0.470				0.030	
Spotvogel			0.083			0.029		
Steenuil							0.040	
Torenavalk	0.034	0.016	0.022			0.016	0.018	
Tureluur			0.072					
Veldleeuwerik		0.018	0.188				0.016	
Visdief								0.258
Watersnip				0.047	0.018			
Wulp		0.024	0.060					
Zanglijster			0.338					
Zomertaling				0.039				0.069
Zomertortel			0.162					
Zwarte Kraai			0.083					
Zwarte Stern				0.113				0.118
Zwartkop			0.417					

Appendix I. Overzicht soorten waarvoor kansengedragingen gemaakt konden worden.
 Overzicht van soorten van natuurdoeltypen 20 en 21 (halfopen en open agrarisch gebied) waarvoor broedvogelatlaskaarten (kans op voorkomen per 250m-cel) beschikbaar zijn ('BVAkaart') en waarvoor kansengedragingen gemaakt konden worden met behulp van proefvlakken ('Modelsoort'). Kaarten Soorten een slechte modelkwaliteit zijn niet opgenomen in de soortgroepkaarten.

Euringnr	Soort	BVAkaart	Modelsoort	Modelkwaliteit
1340	Ooievaar			
1820	Krakeend	x	x	
1910	Zomertaling	x	x	
1940	Slobeend	x	x	
2030	Kuifeend	x	x	
2390	Rode Wouw			
2630	Grauwe Kiekendief			
2690	Sperwer		x	
2870	Buizerd	x	x	
3040	Torenavalk	x	x	
3100	Boomvalk		x	slecht
3670	Patrijs	x	x	
3700	Kwartel		x	
4080	Porseleinhoen		x	
4210	Kwartelkoning		x	
4500	Scholekster	x	x	
4930	Kievit	x	x	
5170	Kemphaan		x	
5190	Watersnip		x	
5320	Grutto	x	x	
5410	Wulp	x	x	
5460	Tureluur	x	x	
6150	Visdief		x	
6270	Zwarte Stern		x	
6870	Zomertortel	x	x	
7350	Kerkuil		x	
7570	Steenuil		x	
7670	Ransuil		x	slecht
7680	Velduil			
8480	Draaihals			
8560	Groene Specht	x	x	
9760	Veldleeuwerik	x	x	
9920	Boerenwaluw	x	x	slecht
10010	Huiswaluw	x	x	
10090	Boompieper	x	x	
10110	Graspieper	x	x	
10171	Gele Kwikstaart	x	x	
11040	Nachtegaal	x	x	
11220	Gekraagde Roodstaart	x	x	
11370	Paapje	x	x	
11390	Roodborsttapuit	x	x	
11980	Kramsvogel		x	
12020	Grote Lijster	x	x	

12500	Bosrietzanger	x	x	
12590	Spotvogel	x	x	
12740	Braamsluiper	x	x	
12750	Grasmus	x	x	
12770	Zwartkop	x	x	
13350	Grauwe Vliegenvanger	x	x	
14420	Matkop	x	x	
15150	Grauwe Klauwier		x	
15200	Klapekster			
15630	Roek			
15671	Zwarte Kraai	x	x	
15980	Ringmus	x	x	
16400	Europese Kanarie		x	
16490	Groenling	x	x	slecht
16530	Putter	x	x	
16600	Kneu	x	x	
18570	Geelgors	x	x	
18660	Ortolaan			
18820	Grauwe Gors		x	

Bijlage 5 Poster WOT Kennismarkt 2010



Verschenen documenten in de reeks Werkdocumenten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu vanaf 2009

Werkdocumenten 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
De werkdocumenten zijn ook te downloaden via de WOT-website www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

2009

- 126 *Kamphorst, D.A.* Keuzes in het internationale biodiversiteitsbeleid; Verkenning van de beleidstheorie achter de internationale aspecten van het Beleidsprogramma Biodiversiteit (2008-2011)
- 127 *Dirkx, G.H.P. & F.J.P. van den Bosch.* Quick scan gebruik Catalogus groenblauwe diensten
- 128 *Loeb, R. & P.F.M. Verdonschot.* Complexiteit van nutriëntenlimitaties in oppervlaktewateren
- 129 *Kruit, J. & P.M. Veer.* Herfotografie van landschappen; Landschapsfoto's van de 'Collectie de Boer' als uitgangspunt voor het in beeld brengen van ontwikkelingen in het landschap in de periode 1976-2008
- 130 *Oenema, O., A. Smit & J.W.H. van der Kolk.* Indicatoren Landelijk Gebied; werkwijze en eerste resultaten
- 131 *Agricola, H.J.A.J. van Strien, J.A. Boone, M.A. Dolman, C.M. Goossen, S. de Vries, N.Y. van der Wulp, L.M.G. Groenemeijer, W.F. Lukey & R.J. van Til.* Achtergrond-document Nulmeting Effectindicatoren Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 132 *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-001 – Koepel
- 133 *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 134 *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 135 *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-005 – M-AVP
- 136 *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-006 – Natuurplanbureauafunctie
- 137 *Jaarrapportage 2008.* WOT-04-007 – Milieuplanbureauafunctie
- 138 *Jong de, J.J., J. van Os & R.A. Smidt.* Inventarisatie en beheerskosten van landschapselementen
- 139 *Dirkx, G.H.P., R.W. Verburg & P. van der Wielen.* Tegenkrachten Natuur. Korte verkenning van de weerstand tegen aankopen van landbouwgrond voor natuur
- 140 *Annual reports for 2008; Programme WOT-04*
- 141 *Vullings, L.A.E., C. Blok, G. Vonk, M. van Heusden, A. Huisman, J.M. van Linge, S. Keijzer, J. Oldengarm & J.D. Bulens.* Omgaan met digitale nationale beleidskaarten
- 142 *Vreke, J., A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk, M. Pleijte, P.H. Kersten & F.J.P. van den Bosch.* Maatlat Government – Governance
- 143 *Gerritsen, A.L., R.P. Kranendonk, J. Vreke, F.J.P. van den Bosch & M. Pleijte.* Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het Investeringsbudget Landelijk Gebied. Een verslag van casuonderzoek in de provincies Drenthe, Noord-Brabant en Noord-Holland.
- 144 *Luesink, H.H., P.W. Blokland, M.W. Hoogeveen & J.H. Wisman.* Ammoniakemissie uit de landbouw in 2006 en 2007
- 145 *Bakker de, H.C.M. & C.S.A. van Koppen.* Draagvlakonderzoek in de steigers. Een voorstudie naar indicatoren om maatschappelijk draagvlak voor natuur en landschap te meten
- 146 *Goossen, C.M.,* Monitoring recreatiegedrag van Nederlanders in landelijke gebieden. Jaar

2006/2007

- 147 *Hoefs, R.M.A., J. van Os & T.J.A. Gies.* Kavelruil en Landschap. Een korte verkenning naar ruimtelijke effecten van kavelruil.
- 148 *Klok, T.L., R. Hille Ris Lambers, P. de Vries, J.E. Tamis & J.W.M. Wijsman.* Quick scan model instruments for marine biodiversity policy.
- 149 *Spruijt, J., P. Spoorenberg & R. Schreuder.* Milieueffectiviteit en kosten van maatregelen gewasbescherming.
- 150 *Ehlert, P.A.I. (rapporteur).* Advies Bemonstering bodem voor differentiatie van fosfaatgebruiksnormen.
- 151 *Wulp van der, N.Y.* Storende elementen in het landschap: welke, waar en voor wie? Bijlage bij WOT-paper 1 – Krassen op het landschap
- 152 *Oltmer, K., K.H.M. van Bommel, J. Clement, J.J. de Jong, D.P. Rudrum & E.P.A.G. Schouwenberg.* Kosten voor habitattypen in Natura 2000-gebieden. Toepassing van de methode Kosteneffectiviteit natuurbeleid.
- 153 *Adrichem van, M.H.C., F.G. Wortelboer & G.W.W. Wamelink (2010).* MOVE. Model for terrestrial Vegetation. Version 4.0
- 154 *Wamelink, G.W.W., R.M. Winkler & F.G. Wortelboer.* User documentation MOVE4 v 1.0
- 155 *Gies de, T.J.A., L.J.J. Jeurissen, I. Staritsky & A. Bleeker.* Leefomgevingsindicatoren Landelijk gebied. Inventarisatie naar stand van zaken over geurhinder, lichthinder en fijn stof.
- 156 *Tamminga, S., A.W. Jongbloed, P. Bikker, L. Sebek, C. van Bruggen & O. Oenema.* Actualisatie excretiecijfers landbouwhuisdieren voor forfaits regeling Meststoffenwet
- 157 *Van der Salm, C., L. M. Boumans, G.B.M. Heuvelink & T.C. van Leeuwen.* Protocol voor validatie van het nutriëntenemissiemodel STONE op meetgegevens uit het Landelijk Meetnet effecten Mestbeleid
- 158 *Bouwma, I.M.* Quickscan Natura 2000 en Programma Beheer. Een vergelijking van Programma Beheer met de soorten en habitats van Natura 2000
- 159 *Gerritsen, A.L., D.A. Kamphorst, T.A. Selnes, M. van Veen, F.J.P. van den Bosch, L. van den Broek, M.E.A. Broekmeyer, J.L.M. Donders, R.J. Fontein, S. van Tol, G.W.W. Wamelink & P. van der Wielen.* Dilemma's en barrières in de praktijk van het natuur- en landschapsbeleid; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009.
- 160 *Fontein R.J., T.A. de Boer, B. Berman, C.M. Goossen, R.J.H.G. Henkens, J. Luttik & S. de Vries.* Relatie recreatie en natuur; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009
- 161 *Deneer, J.W. & R. Kruijne. (2010).* Atmosferische depositie van gewasbeschermingsmiddelen. Een verkenning van de literatuur verschenen na 2003.
- 162 *Verburg, R.W., M.E. Sanders, G.H.P. Dirkx, B. de Knecht & J.W. Kuhlman.* Natuur, landschap en landelijk gebied. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2009.
- 163 *Doorn van, A.M. & M.P.C.P. Paulissen.* Natuurgericht milieubeleid voor Natura 2000-gebieden in Europees perspectief: een

- verkenning.
- 164** *Smidt, R.A., J. van Os & I. Staritsky.* Samenstellen van landelijke kaarten met landschapselementen, grondeigendom en beheer. Technisch achtergronddocument bij de opgeleverde bestanden.
- 165** *Pouwels, R., R.P.B. Foppen, M.F. Wallis de Vries, R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen & A. van Kleunen.* Verkenning LARCH: omgaan met kwaliteit binnen ecologische netwerken.
- 166** *Born van den, G.J., H.H. Luesink, H.A.C. Verkerk, H.J. Mulder, J.N. Bosma, M.J.C. de Bode & O. Oenema.* Protocol voor monitoring landelijke mestmarkt onder een stelsel van gebruiksnormen, versie 2009.
- 167** *Dijk, T.A. van, J.J.M. Driessen, P.A.I. Ehlert, P.H. Hotsma, M.H.M.M. Montforts, S.F. Plessius & O. Oenema.* Protocol beoordeling stoffen Meststoffenwet- Versie 2.1
- 168** *Smits, M.J., M.J. Bogaardt, D. Eaton, A. Karbauskas & P. Roza.* De vermaatschappelijking van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid. Een inventarisatie van visies in Brussel en diverse EU-lidstaten.
- 169** *Vreke, J. & I.E. Salverda.* Kwaliteit leefomgeving en stedelijk groen.
- 170** *Hengsdijk, H. & J.W.A. Langeveld.* Yield trends and yield gap analysis of major crops in the World.
- 171** *Horst, M.M.S. ter & J.G. Groenwold.* Tool to determine the coefficient of variation of DegT50 values of plant protection products in water-sediment systems for different values of the sorption coefficient
- 172** *Boons-Prins, E., P. Leffelaar, L. Bouman & E. Stehfest (2010)* Grassland simulation with the LPJmL model
- 173** *Smit, A., O. Oenema & J.W.H. van der Kolk.* Indicatoren Kwaliteit Landelijk Gebied
- 2010**
- 174** *Boer de, S., M.J. Bogaardt, P.H. Kersten, F.H. Kistenkas, M.G.G. Neven & M. van der Zouwen.* Zoektocht naar nationale beleidsruimte in de EU-richtlijnen voor het milieu- en natuurbeleid. Een vergelijking van de implementatie van de Vogel- en Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water en de Nitraatrichtlijn in Nederland, Engeland en Noordrijn-Westfalen
- 175** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-001 – Koepel
- 176** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 177** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 178** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-005 – M-AVP
- 179** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 180** *Jaarrapportage 2009.* WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 181** *Annual reports for 2009: Programme WOT-04*
- 182** *Oenema, O., P. Bikker, J. van Harn, E.A.A. Smolders, L.B. Sebek, M. van den Berg, E. Stehfest & H. Westhoek.* Quickscan opbrengsten en efficiëntie in de gangbare en biologische akkerbouw, melkveehouderij, varkenshouderij en pluimveehouderij. Deelstudie van project 'Duurzame Eiwitvoorziening'.
- 183** *Smits, M.J.W., N.B.P. Polman & J. Westerink.* Uitbreidingsmogelijkheden voor groene en blauwe diensten in Nederland; Ervaringen uit het buitenland
- 184** *Dirkx, G.H.P. (red.).* Quick responsefunctie 2009. Verslag van de werkzaamheden.
- 185** *Kuhlman, J.W., J. Luijt, J. van Dijk, A.D. Schouten & M.J. Voskuilen.* Grondprijkskaarten 1998-2008
- 186** *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, E. Lianouridis, H. Leneman & M.P.W. Sonneveld.* Rol en betekenis van commissies voor gebiedsgericht beleid.
- 187** *Temme, A.J.A.M. & P.H. Verburg.* Modelling of intensive and extensive farming in CLUE
- 188** *Vreke, J.* Financieringsconstructies voor landschap
- 189** *Slangen, L.H.G.* Economische concepten voor beleidsanalyse van milieu, natuur en landschap
- 190** *Knotters, M., G.B.M. Heuvelink, T. Hoogland & D.J.J. Walvoort.* A disposition of interpolation techniques
- 191** *Hoogeveen, M.W., P.W. Blokland, H. van Kernebeek, H.H. Luesink & J.H. Wisman.* Ammoniakemissie uit de landbouw in 1990 en 2005-2008
- 192** *Beekman, V., A. Pronk & A. de Smet.* De consumptie van dierlijke producten. Ontwikkeling, determinanten, actoren en interventies.
- 193** *Polman, N.B.P., L.H.G. Slangen, A.T. de Blaeij, J. Vader & J. van Dijk.* Baten van de EHS; De locatie van recreatiebedrijven
- 194** *Veeneklaas, F.R. & J. Vader.* Demografie in de Natuurverkenning 2011; Bijlage bij WOT-paper 3
- 195** *Wascher, D.M., M. van Eupen, C.A. Mûcher & I.R. Geijzendorffer.* Biodiversity of European Agricultural landscapes. Enhancing a High Nature Value Farmland Indicator
- 196** *Apeldoorn van, R.C., I.M. Bouwma, A.M. van Doorn, H.S.D. Naeff, R.M.A. Hoefs, B.S. Elbersen & B.J.R. van Rooij.* Natuurgebieden in Europa: bescherming en financiering
- 197** *Brus, D.J., R. Vasat, G. B. M. Heuvelink, M. Knotters, F. de Vries & D. J. J. Walvoort.* Towards a Soil Information System with quantified accuracy; A prototype for mapping continuous soil properties
- 198** *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen, m.m.v. M.H. Borgstein, E.J. Bos & P. van der Wielen.* Verantwoording van de methodiek Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 199** *Bos, E.J. & M.H. Borgstein.* Monitoring Gesloten voer-mest kringlopen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 200** *Kennismarkt 27 april 2010:* Van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten Planbureau voor de Leefomgeving.
- 201** *Wielen van der, P.* Monitoring Integrale duurzame stallen. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 202** *Groot, A.M.E. & A.L. Gerritsen.* Monitoring Functionele agrobiodiversiteit. Achtergronddocument bij 'Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw'
- 203** *Jongeneel, R.A. & L. Ge.* Farmers' behavior and the provision of public goods: Towards an analytical framework.
- 204** *Vries, S. de, M.H.G. Custers & J. Boers.* Storende elementen in beeld; de impact van menselijke artefacten op de landschapsbeleving nader onderzocht.
- 205** *Vader, J. J.L.M. Donders & H.W.B. Bredenoord.* Zicht op natuur- en landschapsorganisaties; Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011.
- 206** *Jongeneel, R.A., L.H.G. Slangen & N.B.P. Polman.* Groene en Blauwe Diensten; Een raamwerk voor de analyse van doelen, maatregelen en instrumenten
- 207** *Letourneau, A.P, P.H. Verburg & E. Stehfest.* Global change of land use systems; IMAGE: a new land allocation module
- 208** *Heer, M. de.* Het Park van de Toekomst. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011
- 209** *Knotters, M., J. Lahr, A.M. van Oosten-Siedlecka & P.F.M. Verdonschot.* Aggregation of ecological indicators for mapping aquatic nature quality. Overview of existing methods and case studies.
- 210** *Verdonschot, P.F.M. & A.M. van Oosten-Siedlecka* Graadmeters Aquatische natuur. Analyse

gegevenskwaliteit Limnodata

- 211** Linderhof, V.G.M. & Hans Lenema. Quickscan kosteneffectiviteitsanalyse aquatische natuur
- 212** Leneman, H. V.G.M. Linderhof & R. Michels. Mogelijkheden voor het inbrengen van informatie uit de 'KRW database' in de 'KE database'
- 213** Schrijver, R.A.M., A. Corporaal, W.A. Ozinga & D. Rudrum. Kosteneffectieve natuur in landbouwgebieden; Methode om effecten van maatregelen voor de verhoging van biodiversiteit in landbouwgebieden te bepalen, een test in twee gebieden in Noordoost-Twente en West-Zeeuws-Vlaanderen
- 214** Hoogland, T., R.H. Kemmers, D.G. Cirkel & J. Hunink. Standplaatsfactoren afgeleid van hydrologische model uitkomsten; Methode-ontwikkeling en toetsing in het Drentse Aa-gebied.
- 215** Agricola, H.J., R.M.A. Hoefs, A.M. van Doorn, R.A. Smidt & J. van Os. Landschappelijke effecten van ontwikkelingen in de landbouw
- 216** Kramer, H., J. Oldengarm en L.F.S. Roupioz. Nederland is groener dan kaarten laten zien; Mogelijkheden om 'groen' beter te inventariseren en monitoren met de automatische classificatie van digitale luchtfoto's
- 221** Knegt, B. de, J. Clement, P.W. Goedhart, H. Sierdsema, Chr. van Swaay & P. Wiersma. Natuurkwaliteit van het agrarisch gebied

2011

- 230** Jaarrapportage 2009. WOT-04-001 – Koepel
- 231** Jaarrapportage 2009. WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 232** Jaarrapportage 2009. WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 233** Jaarrapportage 2009. WOT-04-005 – M-AVP
- 234** Jaarrapportage 2009. WOT-04-006 – Natuurplanbureaufunctie
- 235** Jaarrapportage 2009. WOT-04-007 – Milieuplanbureaufunctie
- 237** Harms, B. & M.M.M. Overbeek. Bedrijven aan de slag met natuur en landschap; relaties tussen bedrijven en natuurorganisaties. Achtergrond-document bij Natuurverkenning 2011