

Aanpassing LARCH

Maatwerk in soortmodellen

R. Pouwels
H. Sierdsema
W.K.R.E. van Wingerden

r a p p o r t e n

WOT
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Aanpassing LARCH

De inhoudelijke kwaliteit van dit rapport is beoordeeld door Anne Schmidt (Alterra)
Het rapport is geaccepteerd door Marijke Vonk opdrachtgever namens de unit Wettelijke
Onderzoekstaken Natuur & Milieu.

De reeks 'Rapporten' bevat onderzoeksresultaten van uitvoerende organisaties die voor de unit
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu opdrachten hebben uitgevoerd.

WOT-rapport 23 is het resultaat van een onderzoeksopdracht van het Milieu- en Natuurplanbureau
(MNP) en de WOT Natuur & Milieu aan Alterra. Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die
verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals de Natuurbalans, (thematische)
verkenningen en quick scans. Het rapport is geen MNP-product.

Aanpassing LARCH

Maatwerk in soortmodellen

R. Pouwels

H. Sierdsema

W.K.R.E. van Wingerden

Rapport 23

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, september 2006

Referaat

Pouwels, R., H. Sierdsema & W.K.R.E. van Wingerden, 2006. *Aanpassing LARCH, maatwerk in soortmodellen*, Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-rapport 23. 113 blz.; 32 fig.; 15. tab.; 128. ref.; 8 bijl.

De ontwikkelingen van LARCH zijn erop gericht om onder andere milieufactoren mee te nemen bij het bepalen van potentiële leefgebieden van faunasoorten. In deze studie is nagegaan in hoeverre regressiemodellen en HSI-modellen hiervoor gebruikt kunnen worden. Voor de soortgroepen vogels en vlinders zijn enkele regressiemodellen ontwikkeld, voor de soortgroepen reptielen en zoogdieren enkele HSI-modellen. De twee modellen die zijn ontwikkeld leveren verschillende resultaten.

De regressiemodellen geven de actuele verspreiding weer, de HSI-modellen de geschikte ecologische condities. Bij het gebruik en ontwikkeling van de soortmodellen zal duidelijk nagegaan moeten worden of het type model geschikt is voor de beoogde toepassing. Het huidige rapport is een vastlegging van de ontwikkelingen van LARCH uit 2004 en begin 2005. In 2005 en 2006 zijn deze ontwikkelingen verder uitgewerkt.

Trefwoorden. fauna, Habitat Suitability Index soortmodellen, LARCH, milieufactoren, regressiemodel

Abstract

Pouwels, R., H. Sierdsema & W.K.R.E. van Wingerden, 2006. *Adapting the LARCH model; Tailored species models*, Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment. WOT-rapport 23. 106 p. 32. Fig.; .15 Tab.; 128.. Ref.; 8 Annexes

The development of the LARCH model has recently focused on including environmental aspects in the identification of potential habitats of animal species. In this study we developed regression models for some birds and butterflies and Habitat Suitability Index models for some reptiles and mammals. The two types of model produce different types of results: the regression models predict current distribution, whereas the HSI models predict suitable ecological conditions. The use and development of these species models require a clear choice as regards the type of result that is needed. This report describes the progress made in developing LARCH in 2004 and early 2005. These developments have continued in the rest of 2005 and in 2006.

Key words: species models, environmental aspects, fauna, LARCH, regression models, HSI models

ISSN 1871-028X

©2006 **Alterra**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen.

Tel: (0317) 47 47 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Tel: (0317) 47 78 44; Fax: (0317) 42 49 88; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd 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.

Inhoud

Samenvatting	7
Summary	9
1 Inleiding	11
2 Soorten	13
2.1 Graadmetersoorten	13
2.2 VHR-soorten	15
2.3 Soortenbeleid	17
2.4 Overige soorten	17
2.5 Toepassingservaring soorten	18
3 Literatuurreview gevoeligheid terrestrische fauna voor milieufactoren	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Verzuringseffecten	20
3.2.1 Verzuringseffecten bij vogels	20
3.2.2 Samenvatting verzuringseffecten	22
3.3 Effecten van vermessing: bemesting en atmosferische N-depositie	23
3.3.1 Directe en indirecte effecten van vermessing	23
3.3.2 Samenvatting effecten van vermessing	26
3.4 Effecten van verdroging	26
3.4.1 Directe en indirecte effecten van verdroging	26
3.4.2 Samenvatting van effecten van verdroging	28
3.5 Conclusies	30
3.5.1 Directe effecten	30
3.5.2 Indirecte effecten	31
3.6 Literatuurreferenties	32
4 Factoren en kaartlagen	35
4.1 Basislagen	35
4.1.1 Gebiedstype	35
4.1.2 Ecotopen	35
4.1.3 Gronds oort	37
4.1.4 Fysisch Geografische Regio's	40
4.1.5 Grondwatertrappen	40
4.2 Kwaliteitslagen	42
4.2.1 Openheid	42
4.2.2 Percentage natuurgrasland	42
4.3 Druklagen	42
4.3.1 NHx, NOy en SOx	42
5 Geschiktheid verspreidingsgegevens	43
5.1 Vogels	43
5.1.1 Atlasprojecten	43
5.1.2 Meetnetten - Broedvogel Monitoring Project	44
5.1.3 Overig verspreidingsonderzoek	45
5.1.4 Conclusie gegevens vogels	45

5.2	Zoogdieren	46
5.3	Reptielen	46
5.4	Vlinders	47
5.4.1	Losse meldingen	47
5.4.2	Meetnetten	47
5.4.3	Conclusie gegevens vlinders	48
5.5	Amfibieën	49
5.6	Libellen	49
6	Modellen	51
6.1	Keuze modellen	51
6.2	Regressiemodellen	51
6.2.1	Soorten	51
6.2.2	Factoren	52
6.2.3	Methode	52
6.2.4	Resultaten	55
6.2.5	Ecologische verbeteringslag regressiemodellen	68
6.2.6	Ruimtelijke interpolatie	68
6.3	Resultaten HSI-modellen	70
6.3.1	Keuze soorten	70
6.3.2	Factoren	71
6.3.3	Methode	71
6.3.4	Resultaten	71
7	Discussie, conclusies en aanbevelingen	77
7.1	Discussie	77
7.2	Aanbevelingen	78
	Literatuur	79
Bijlage 1	Soorten in MNP-toepassingen	89
Bijlage 2	Soorten voor NVK2 gemodelleerd	91
Bijlage 3	Expertinschatting belang van factoren op het voorkomen van soorten	93
Bijlage 4	Bewerkingen voor ecotopenkaart	101
Bijlage 5	Omzetting variabele 'ecotopen' ten behoeve van regressiemodellen	103
Bijlage 6	Omzetting variabele 'bodempopbouw' voor regressiemodellen	105
Bijlage 7	Omzetting variabele 'grondwaterstand' ten behoeve van regressiemodellen	107
Bijlage 8	Expertinschattingen HSI-parameters	109

Samenvatting

Bij het gebruik van LARCH wordt uitgegaan van potentiële leefgebieden. Deze leefgebieden worden gebaseerd op structuurkenmerken uit basisbestanden b.v. de begroeiingstypenkaart. De laatste jaren is het gebruik van LARCH erop gericht om andere factoren mee te nemen in het bepalen van potentiële leefgebieden. Bij de ontwikkeling van de nieuwe modellen zal men rekening moeten houden met de eisen voor kwaliteit aan de basisbestanden.

In deze studie is nagegaan in hoeverre regressiemodellen en HSI-modellen gebruikt kunnen worden als soortmodel om landsdekkende aantallen van de soorten in beeld te brengen. Het huidige rapport beschrijft de ontwikkelingen van LARCH uit 2004 en begin 2005. In 2005 en 2006 zijn deze ontwikkelingen verder uitgewerkt.

Eerst is nagegaan voor welke soorten men LARCH gebruikt. Voor verschillende soortgroepen is op basis van expertinschatting nagegaan welke factoren meegenomen moeten worden in de nog te ontwikkelen modellen. Tevens is er een literatuurreview gedaan naar de invloed van de factoren vermesting, verdroging en verzuring op vertebraten en evertbraten.

Voor de soortgroepen vogels en vlinders zijn enkele regressiemodellen ontwikkeld. Het blijkt dat regressiemodellen een uitstekend middel zijn om landsdekkende kaartbeelden te kunnen genereren uit onvolledige data. Zelfs bij toepassing van de relatief eenvoudige modellen voor deze rapportage brengen de geproduceerde kaarten heel redelijk de potentiële verspreiding en abundanties in beeld.

Voor de soortgroepen reptielen en zoogdieren zijn enkele HSI-modellen ontwikkeld. Het blijkt dat de eerste eenvoudige modellen al een goed beeld geven van de potentiële verspreiding van de soorten. Voor sommige soorten kan dit beeld verbeterd worden. In hoeverre dit haalbaar is hangt af van de beschikbare ecologische kennis en landsdekkende databestanden.

De twee typen modellen leveren verschillende resultaten. De regressiemodellen geven een zo goed mogelijk beeld van de actuele verspreiding. De HSI-modellen geven een zo goed mogelijk beeld van de ecologische condities. Voor het gebruik binnen de graadmeter zijn zowel de actuele aantallen als de ecologische condities belangrijk. Soms zijn de condities van een soort op orde, terwijl de actuele aantallen achter blijven en visa versa. Een index gebaseerd op actuele verspreiding is noodzakelijk voor het monitoren van de huidige kwaliteit van de natuur. Een index gebaseerd op het modelleren van condities kan gebruikt worden voor scenariostudies. Bij het gebruik van de soortmodellen moet men duidelijk nagaan of het type model geschikt is voor de beoogde toepassing. Voor de ontwikkeling van soortmodellen moet de keuze voor het type model afhangen van de toepassing die het meest gebruikt wordt.

Summary

LARCH is a model to predict the potential habitat of species, based on vegetation structure maps. In recent years, the development of LARCH has focused on including environmental aspects in the identification of potential habitats for various species. These environmental aspects are added to the model by supplementary maps, which have to meet certain quality standards.

In this study we compared regression models and HSI models to model the distribution of species on a national scale. This report describes the progress made in developing LARCH in 2004 and the first half of 2005. These developments have been continued in the rest of 2005 and in 2006.

We first reviewed which species are being modelled with LARCH, and then used information from experts to identify the main factors that influence habitat quality for several species groups. In addition, we reviewed the impact of eutrophication, acidification and water table changes on vertebrates and invertebrates.

For birds and butterflies, several regression models were developed, based on incomplete spatial datasets. These regression models can be used to predict the spatial distribution of species numbers on a national scale. Even simple models proved able to predict potential distribution and species numbers quite well.

For reptiles and mammals, several HSI models were developed. Even simple HSI-models proved able to predict the potential habitat and distribution for most species. Some of the species models may be further improved as more ecological knowledge and additional spatial maps become available.

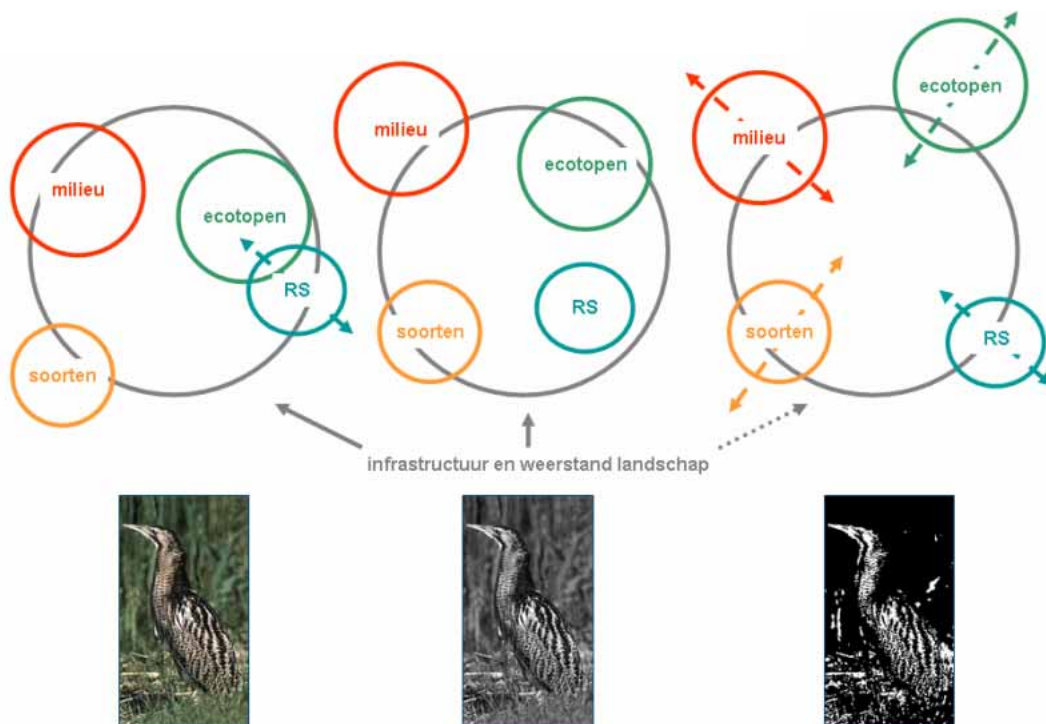
The two types of model yield different types of results. The regression models predict current distribution whereas the HSI models predict suitable ecological conditions. Both results are important in species models. Sometimes species may be absent or scarce even though ecological conditions are good, or species may be present in high numbers even though ecological conditions have declined. The use and further development of the species models requires a clear choice to be made as regards the type of result that is needed.

1 Inleiding

Achtergrond

Bij het gebruik van LARCH wordt uitgegaan van potentiële leefgebieden (Pouwels *et al.* 2002a). De laatste jaren is het gebruik van LARCH erop gericht om andere factoren mee te nemen in het bepalen van potentiële leefgebieden. Dit kunnen zowel milieufactoren zijn (bijvoorbeeld voor weidevogels Pouwels *et al.* 2005) als verstoring door recreatie (Henkens *et al.* 2004 en 2005). Naast deze verdieping is ook gestart naar quick-scan tools die men voor meerdere soorten kan gebruiken, maar waarbij de kenmerken voor geschikte leefgebieden eenvoudig worden vastgesteld (Reijnen *et al.* 2004 en Lammers *et al.* 2005). Er is als het ware een splitsing gekomen in het oorspronkelijke model naar enerzijds meer realistische verspreidingsmodellen en anderzijds quick-scan tools.

Bij de ontwikkeling wordt LARCH voornamelijk gestuurd door vier aspecten: aantal soorten, bepaling ruimtelijk samenhang, detailniveau ecotopen en invloed milieu. De mate waarin de verschillende aspecten van het model meegenomen worden bij analyses verschilt sterk (figuur 1). Tabel 1 geeft voor enkele toepassingen van het MNP weer hoe de verschillende aspecten van de gebruikte modellen zijn ingevuld.



Figuur 1 Schematische weergave van vier belangrijke aspecten binnen de LARCH modellen die gebruikt worden en ontwikkeld zijn voor het MNP. In het midden wordt het oorspronkelijke model weergegeven, dat zijn heeft ontwikkeld in een quick scan model (rechts) en een model dat meer rekening houdt met meerdere factoren (links). RS staat voor ruimtelijke samenhang. De plaatjes van de roerdomp geven weer in hoeverre de resultaten herkenbaar zijn als een soortmodel voor bijvoorbeeld de roerdomp.

Tabel 1 Uitwerking van de aspecten bij enkele toepassingen van LARCH voor het MNP.

	Realistische verspreidingsmodel o.a. weidevogelmodellen	Potentiële verspreidingsmodel o.a. NVK2	Quick-scan Natuurbalans 2004	Lammers <i>et al.</i> 2005
Milieu	via invoerkaarten - GWT - bodem - verstoring - N-depositie	- indirect via SMART-SUMO - verstoring recreatie (2004)	-	-
Ecotopen	36 eenheden 25 x 25 m. -> 250 x 250 m.	begroeiingstypenkaart 250 x 250 m.	2-4 ecosysteemtypen	natuurdoeltypen natuurdoelenkaart
Soorten	12 weidevogels 5 vogels 5 vlinders	90 soorten vogels, vlinders en enkele reptielen en zoogdieren	3 ecoprofielen per ecosysteem	alle doelsoorten
Ruimtelijke samenhang	soortniveau of ecoprofielen (nog te bepalen): -netwerkafstand -oppervlakte sleutelgebieden	soortniveau: - netwerkafstand - oppervlakte sleutelgebieden	ecoprofielen: -netwerkafstand -oppervlakte sleutelgebieden	soortniveau: -oppervlakte sleutelgebieden

Naast de vier aspecten uit tabel 1 zijn er nog twee andere aspecten, namelijk infrastructuur en weerstand landschap én dynamiek en successie van vegetaties. Beide zijn echter minder sturend. Infrastructuur en weerstand landschap wordt steeds beter in het model geïmplementeerd op basis van voortschrijdende technische mogelijkheden en inzichten (bijv. Van der Griff *et al.* 2003). Successie wordt meegenomen in de analyses voor het MNP via SUMO (Wamelink *et al.* 2001, Wamelink *et al.* 2005). Dynamiek van vegetaties wordt momenteel buiten beschouwing gelaten.

Probleemstelling

Bij het gebruik en de ontwikkeling van LARCH blijft het zoeken naar een balans tussen de vier genoemde aspecten. Om de soortmodellen van LARCH te verbeteren, moet het aspect milieu beter geïmplementeerd worden (Pouwels *et al.* 2002b). In deze studie is nagegaan hoe men hiervoor regressiemodellen en HSI-modellen kan gebruiken. Bij de ontwikkeling van nieuwe modellen moet rekening gehouden worden met de eisen voor kwaliteit aan de basisbestanden (Jansen *et al.* 2004, Al-Haj Saleh 2002, Pouwels *et al.* 2002c, Griffioen *et al.* 2000). Dit betreft met name de reproduceerbaarheid, het onderhoud en de validatie van het bestand.

Leeswijzer

Het huidige rapport is een vastlegging van de ontwikkelingen van LARCH uit 2004 en begin 2005. In 2005 en 2006 zijn deze ontwikkelingen doorgedaan en is een deel van de ontwikkelingen die in dit rapport zijn beschreven verder uitgewerkt. Eerst is nagegaan voor welke soorten LARCH gebruikt wordt (hoofdstuk 2). Er is een literatuurreview gedaan naar de invloed van de factoren vermessing, verdroging en verzuring op vertebraten en evertbraten (hoofdstuk 3). Voor verschillende soortgroepen is op basis van expertinschatting nagegaan welke factoren meegenomen moeten worden in de te ontwikkelen modellen en welke bestanden men daarvoor kan gebruiken (hoofdstuk 4). Vervolgens ging de aandacht naar welke verspreidingsgegevens bruikbaar zijn voor de ontwikkeling van soortmodellen (hoofdstuk 5). Voor de soortgroepen vogels en vlinders zijn enkele regressiemodellen ontwikkeld, voor de soortgroepen reptielen en zoogdieren enkele HSI-modellen (hoofdstuk 6). Het rapport eindigt met discussie, conclusies en aanbevelingen (hoofdstuk 7).

2 Soorten

2.1 Graadmetersoorten

LARCH wordt in het MNP-instrumentarium gebruikt om toekomstige scenario's te evalueren. Volgens de werkwijze van de 'Natuurwaarde'-graadmeter wordt voor een set aan soorten bepaald of de aantallen hoger of lager worden binnen een bepaald scenario. Hiermee worden soortspecifieke indexen bepaald. Vervolgens worden de soorten geaggregeerd tot één index per Natuurtype/FGR-combinatie. De soortenset die men gaat modelleren, moet een representatieve doorsnede zijn van de soortenset uit de 'Natuurwaarde'-graadmeter. Momenteel wordt LARCH toegepast voor 70 soorten (bijlage 1). Voor de Natuurverkenningen 2 zijn hiermee 288 soortspecifieke indexen berekend. Dit houdt in dat elke soort gemiddeld viermaal voorkomt in een combinatie van natuurtype en FGR. De boomvalk is gemodelleerd voor 14 combinaties van natuurtypen en FGR (bijlage 2). Het aantal vertebraten en evertebraten dat in een natuurtype werd gemodelleerd, varieerde sterk.

Belangrijk is hoeveel soorten gemodelleerd moeten worden om een goede doorsnede te leveren voor de hele soortenset. Dit kan men statistisch bepalen. De graadmetersoorten zijn hierbij een steekproef van alle soorten binnen een Natuurtype/FGR-combinatie. Volgens de statistiek geldt (Cochran 1977):

Populatie (alle soorten binnen Natuurtype/FGR-combinatie)

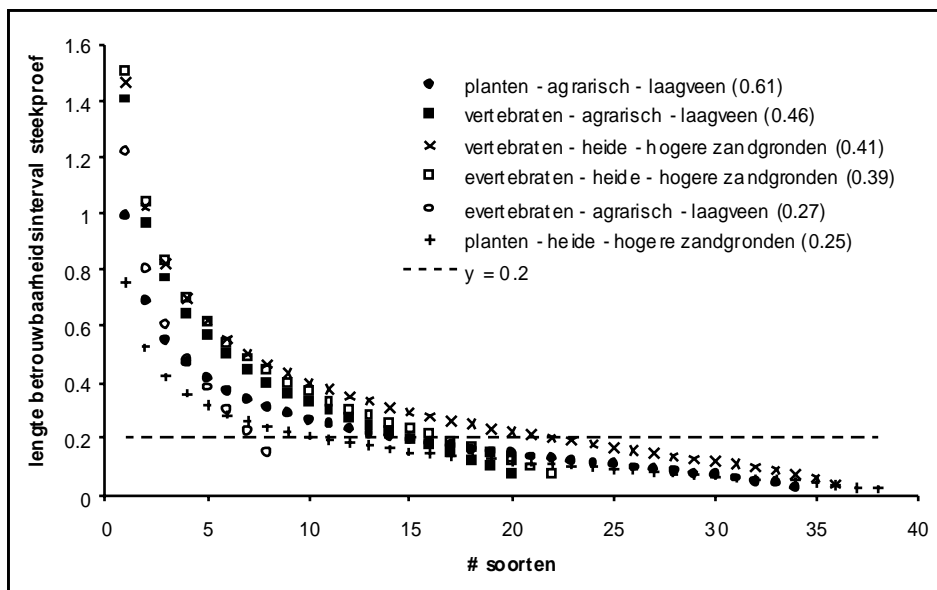
- omvang N met waarden: y_1, y_2, \dots, y_N
- populatie gemiddelde is $Y = (1/N) \sum_k y_k$
- populatie variantie is $S^2 = [1/(N-1)] \sum_k (y_k - Y)^2$

Steekproef

- omvang n uit deze populatie met waarden: x_1, x_2, \dots, x_n
- Steekproef gemiddelde is $X = (1/n) \sum_k x_k$
- X is zuivere schatter voor Y : $\text{Verwachtingswaarde}(X) = Y$
- $\text{Variantie}(X) = S^2 (N-n)/(nN)$ en deze is gelijk aan 0 voor $n=N$.
- Betrouwbaarheidsinterval voor Y is $X \pm 2 \text{ Sqrt}(\text{Variantie}(X))$. In werkelijkheid heb je S^2 natuurlijk niet, maar moet deze ook uit de steekproef geschat worden (Cochran 1977).

Voor zes soortensets van de graadmeter is nagegaan hoe de lengte van het betrouwbaarheidsinterval verandert bij minder soorten (figuur 2). De grootte van de sets varieerde tussen 8 en 38 soorten. Bij een betrouwbaarheidsinterval van 0,2 zouden voor deze sets 8-23 soorten gemodelleerd moeten worden. Wanneer men een lengte van het betrouwbaarheidsinterval van 0,4 accepteert, moeten maximaal 10 soorten per FGR-NT-combinatie gemodelleerd worden.

Om een schatting te kunnen geven van het aantal soorten dat men met LARCH moet modelleren, wordt ervan uitgegaan dat een betrouwbaarheidsinterval van 0,4 geaccepteerd wordt. Dit houdt in dat het resultaat voor 95% binnen de range van $\pm 0,2$ rond het gemiddelde ligt. Per Natuurtype/FGR-combinatie moeten 10 soorten gemodelleerd worden. Tevens moeten we rekening houden met een overlap binnen een Natuurtype. Deze overlap is gebaseerd op een expertinschatting uitgaande van de huidige soortenset. In het totaal komt het aantal soortmodellen neer op 66 vertebraten en 54 evertebraten (tabel 2). Hierbij is geen rekening gehouden met een eventuele overlap tussen Natuurtypen. Tevens zijn de eventueel nieuwe Natuurtype-FGR-combinaties niet meegenomen.



Figuur 2 Lengte van betrouwbaarheidsinterval voor een steekproef binnen 6 soortensets van de graadmeterset. De gemiddelde index van de soortenset is tussen haakjes weergegeven.

Tabel 2 Aantal soorten dat gemodelleerd moet worden voor de verschillende Natuurtypen.

FGR	Natuurtype	Overlap vertebraten (%)	Overlap evertebraten	# (%) Vertebraten	# (%) Evertebraten
Heuvelland	Agrarisch	90%	90%	10	10
Hogere zandgronden	Agrarisch	90%	= heuvelland	1	
Laagveengebied	Agrarisch	90%	90%	1	1
Rivierengebied	Agrarisch	90%	= laagveengebied	1	
Zeekleigebied	Agrarisch	90%	= laagveengebied	1	
Heuvelland	Natuurgrasland	90%	60%	1	4
Hogere zandgronden	Natuurgrasland	90%	= heuvelland	1	
Laagveengebied	Natuurgrasland	90%	60%	1	4
Rivierengebied	Natuurgrasland	90%	= laagveengebied	1	
Zeekleigebied	Natuurgrasland	90%	= laagveengebied	1	
Duingebied	Bos	90%	60%	10	10
Heuvelland	Bos	90%	60%	1	4
Hogere zandgronden	Bos	90%	60%	1	4
Laagveengebied	Bos	90%		1	
Rivierengebied	Bos	90%		1	
Zeekleigebied	Bos	90%		1	
Hogere zandgronden	Heide	30%	30%	10	10
Duingebied	Open duin	30%	30%	7	7
Laagveengebied	Moeras	75%		10	
Zeekleigebied	Moeras	75%		2,5	
Rivierengebied	Moeras	75%		2,5	
				66	54

2.2 VHR-soorten

Nederland is verplicht om voor specifieke soorten te rapporteren over de staat van instandhouding. Voor de beschermde soorten van Annex II en IV van de Habitatrichtlijn stelt artikel 1 dat:

“de "staat van instandhouding" als "gunstig" beschouwd wordt wanneer:

- uit populatiedynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van de natuurlijke habitat waarin hij voorkomt, en dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven, en
- het natuurlijke verspreidingsgebied van die soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden, en
- er een voldoende grote habitat bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden.”

De invulling van deze definitie betreft een score op vier onderdelen (interpretatie volgens project M. Pelk) (tabel 3):

1. Verspreiding: Invulling van het natuurlijk verspreidingsgebied. Voorkomen van alle VHR-soorten op landelijke schaal en van de HR-II en bij de aanwijzing van VR-gebieden betrokken vogelsoorten per Natura2000 gebied.
2. Populatie: Invulling van de populatiedynamische gegevens. Veranderingen in populatiegrootte van soorten op landelijk niveau en per Natura2000-gebied. In aanvulling op de trendgegevens zijn voor bepaalde soorten aanvullende gegevens, zoals reproductie, nodig om aan te tonen dat de soort een levensvatbare component van zijn natuurlijk habitat is.
3. Standplaats- en leefomgevingcondities: Invulling van de eis tot voldoende groot habitat om soort in stand te houden. Met de invulling van de Natura2000 gebieden is de oppervlakte veiliggesteld. Daarnaast is informatie over de kwaliteit van het habitat nodig, vertaald als de waarde van standplaats- en leefomgevingcondities in relatie tot de eisen die habitattypen en soorten stellen aan de omgeving. Dit vertaalt zich weer naar de milieudruk en ruimtelijke configuratie.
4. Toekomstperspectief: Invulling van de verwachting van de levensvatbaarheid van een soort in Nederland. Hierbij worden de eerste drie onderdelen meegenomen in de afweging. De exacte invulling van dit onderdeel is nog niet helemaal uitgewerkt.

Tabel 3 Matrix ten behoeve van de beoordeling van VHR-soorten.

Parameter	Conservation Status			
Soort	gunstig	matig ongunstig	zeer ongunstig	onbekend
Verspreiding				
Populatie				
Leefgebied				
Toekomst-perspectief				
Overall assessment	alles 'groen' OF één 'onbekend'	één of meer 'oranje' maar geen 'rood'	één of meer 'rood'	twee of meer 'onbekend' en overige groen

Voor de verspreiding is het nodig om de huidige verspreiding van de soort weer te geven. Voor de standplaats- en leefomgevingcondities (leefgebied) is het nodig om de potentie van leefgebieden weer te geven. De weidevogelmodellen (Pouwels *et al.* 2005) en overige regressiemodellen (in dit rapport) geven de huidige verspreiding weer. De oude soortmodellen (NVK2, Pouwels *et al.* 2002b) en HSI-modellen (in dit rapport) geven de potentie weer. In tabel 4 wordt aangegeven welke soorten van de VHR in de database van LARCH zijn opgenomen. In hoeverre dit analyses betreft van huidige verspreiding of potenties is niet aangegeven.

Tabel 4 Toepassingen van VHR-soorten met LARCH

	LARCH toepassing		Geen LARCH toepassing	
VR (broed)	Blauwborst	Kwartelkoning	Aalscholver	
	Blauwe kiekendief	Nachtzwaluw	Eider	
	Bontbekplevier	Oeverzwaluw	Grauwe kiekendief	
	Boomleeuwerik	Paapje	Grote stern	
	Bruine kiekendief	Porseleinhoen	Grote zilverreiger	
	Dodaars	Rietzanger	Kemphaan	
	Draaihals	Roerdomp	Kluut	
	Duinpieper	Roodborsttapuit	Lepelaar	
	Dwergstern	Snor	Noordse stern	
	Geoorde fuut	Tapuit	Purperreiger	
	Grauwe klauwier	Watersnip	Velduil	
	Grote karekiet	Wespendief	Visdief	
	IJsvogel	Zwarte specht	Woudaap	
	Korhoen	Zwarte stern	Zwartkopmeeuw	
	HR II	Bever	Spaanse vlag	Beekprik
Bittervoorn		Vale vleermuis	Bruinvis	Ingekorven vleermuis
Fint		Vliegend hert	Donker pimperlblauwtje	Meervleermuis
Geelbuikvuurpad		Zalm	Elft	Nauwe korfslak
Gevlekte witsnuitlibel			Gaffellibel	Pimperlblauwtje
Kamsalamander			Gestreepte waterroofkever	Rivierprik
Kleine modderkruiper			Gewone zeehond	Zeeprik
Noordse woelmuis			Grijze zeehond	Zegge-korfslak
Rivierdonderpad			Grote modderkruiper	
Boomkikker			Bosvleermuis	Knoflookpad
Hamster			Brandts vleermuis	Laatvlieger
HR IV	Hazelmuis		Franjestaart	Muurhagedis
	Heikikker		Gewone baardvleermuis	Rivierrombout
	Noordse winterjuffer		Gewone dwergvleermuis	Rosse vleermuis
	Poelkikker		Gewone grootoorvleermuis	Ruige dwergvleermuis
	Rugstreeppad		Gladde slang	Tweekleurige vleermuis
	Zandhagedis		Grijze grootoorvleermuis	Vroedmeesterpad
			Groene glazenmaker	Watervleermuis
				Middelste groene kikker
HR V	Barbeel		Bruine kikker	kikker
	Boommarter		Medicinale bloedzuiger	Rivierkreeft
	Bunzing		Meerkikker	Wijngaardslak

2.3 Soortenbeleid

Het huidige soortenbeleid wordt niet effectief ervaren (Wintjes *et al.* 2004). Een model als LARCH zou in staat moeten zijn om voor de soorten aan te geven waar potentieel geschikte leefgebieden liggen en waar de soort duurzaam kan voorkomen. Het soortenbeleid kan op deze wijze ruimtelijk en regionaal worden uitgewerkt.

2.4 Overige soorten

Naast hiervoor genoemde soorten zijn er nog meer beleidsrelevante soorten, zoals de doelsoorten en soorten van de Rode Lijsten. Tussen al deze soortenlijsten is een grote overlap. In recente studies naar de ruimtelijke condities van de EHS worden alle doelsoorten meegenomen in de analyses (Lammers *et al.* 2005).

2.5 Toepassingservaring soorten

LARCH is sinds 1997 vele malen toegepast. Voor sommige soorten heeft het model beperkingen door:

- beschikbare kennis; het is niet duidelijk wat het voorkomen van een soort bepaald en / of in hoeverre versnippering van belang is voor het duurzaam voorkomen van een soort;
- beschikbare basiskaarten; er zijn geen goede basiskaarten voorhanden die potentiële en / of actuele leefgebieden van een soort in beeld kunnen brengen, zoals bijvoorbeeld een poelenkaart;
- een fout schaalniveau/detailniveau; het voorkomen van soorten wordt bepaald door zeer specifieke eisen aan een landschap, zoals één specifieke plantensoort.

Op basis van ervaring is een schatting gegeven van soorten en soortgroepen die waarschijnlijk problemen geven bij modelontwikkeling. In tabel 5 wordt aangegeven welke beperkingen gelden voor een soort(groep). Het betreft voor een aantal soortgroepen een hiaat in beschikbare gegevens van (kleine) wateren en de kwaliteit van deze wateren (vissen, amfibieën, libellen en waterinsecten).

Tabel 5 Mogelijke beperkingen voor modelontwikkeling voor sommige soorten en soortgroepen.

	Kennis	Basiskaart	Detailniveau
Vissen		x	
Amfibieën		x	x
Vleermuizen	x	(x)	
Libellen		x	x
Zeezoogdieren		(x)	
Waterinsecten	(x)	x	x
Weekdieren	(x)	x	x
Kevers		x	x
Zeldzame soorten ¹		x	x

¹ Bijvoorbeeld grote vuurvliinder, donker pimperlblaauwtje en Spaanse vlag

3 Literatuurreview gevoeligheid terrestrische fauna voor milieufactoren

3.1 Inleiding

De effecten van verzuring, vermesting en verdroging op fauna vallen uiteen in directe en indirecte effecten. Onder de directe effecten verstaan we de invloed van veranderde abiotische factoren op de fauna, direct op de individuen of via het voedsel. Hierbij kunnen we denken aan mortaliteit en beschadigingen aan individuen. Dit wordt veroorzaakt door te zuur water of te zure grond (gevolg van atmosferische depositie), door vrijgekomen toxische stoffen (gevolg van verhoging van de zuurgraad), door uitputting van calcium, door droogtestress of als gevolg van effecten van hoge zuurgraad, toxische stoffen of droogte op voortplanting en levensduur. Het gaat hier dus om overschrijding van tolerantiegrenzen van individuen van populaties voor chemische factoren in het normale habitat van deze populaties.

Onder de indirecte effecten verstaan we effecten door veranderingen in de vegetatie (gevolg van atmosferische depositie en verdroging). We kennen twee veranderingen:

1. door voedsel en voedselketen: voor herbivoren gaat het dan om veranderingen in voedingskwaliteit in voedselplanten en voor carnivoren om veranderingen in voedselaanbod en –beschikbaarheid; ook concurrentieverhoudingen kunnen hierdoor veranderen.
2. door veranderingen in vegetatiestructuur en daardoor in microklimatologische factoren.

In feite gaat het hier om overschrijding van tolerantiegrenzen van individuen van populaties voor fysische en – door het voedsel - chemische factoren. Bovendien treden veranderingen in dichtheidniveaus op door verandering in nataliteit, mortaliteit en dispersie onder invloed van biotische factoren als predatie en parasitering, en concurrentie om beperkte bronnen.

We gaan in dit rapport niet in op de indirecte effecten door het compleet verdwijnen van een bepaald(e) vegetatietype/-gemeenschap (van oppervlaktewater of plas-dras situatie, een vegetatietype/gemeenschap van een basisch milieu, een vegetatietype/gemeenschap van een voedselarm milieu).

Het onderscheid tussen directe en indirecte effecten is van belang om een aantal redenen: Directe effecten van een ver-factor zullen dikwijls een 1 : 1 relatie hebben tot het aan/afwezig zijn van soorten, zonder dat milieu of habitat (in termen van LARCH: begroeiingstype) er veel toe doet. Bij indirecte effecten gaat het juist wel om veranderingen in het habitat onder invloed van de ver-factor, d.w.z. de veranderingen zijn afhankelijk van het begroeiingstype. Indirecte effecten zullen dus tussen begroeiingstypen verschillen. Dat betekent dat directe en indirecte effecten van een ver-factor verschillen in de wijze waarop zij aan de begroeiingstypenkaart van LARCH moeten worden gekoppeld.

Het literatuuronderzoek is onderverdeeld in de effecten van verzuring, vermesting en verdroging. Deze zijn in overzichtstabellen apart weergegeven voor gewervelden en ongewervelden. Voor de gewervelden worden voor elke ver-factor eerst de veranderde parameters gegeven, daaronder de effecten op soorten en fauna, en tenslotte effecten op (bio-)diversiteit (tabellen 6, 8 en 10). Voor ongewervelden (tabellen 7, 9 en 11) maken we vanwege het kleine aantal publicaties dit onderscheid niet. Naast het literatuuronderzoek zijn er ook enkele gesprekken of mailwisselingen geweest met experts.

3.2 Verzuringseffecten

3.2.1 Verzuringseffecten bij vogels

Het meest bekend zijn de effecten van verzuring via de calciumhuishouding op de eileg, en het broedsucces bij vogels, vooral n.a.v. de thesis van Graveland (1995). Uit het review in dit proefschrift blijken al eerder aanwijzingen voor dit verzuringseffect: Eischalen van Eastern Kingbirds (*Tyrannus tyrannus*) in verzuurde moerassen in Canada bleken meer permeabel en hadden een lagere uitkomst (Glooschenko *et al.* 1986). Hoe zuurder de beek, hoe dunner de eischaal was van de waterspreeuw (UK) (Ormerod *et al.* 1988). Op arme zandgronden waren er eischalen met defecten (breuk, uitdroging) bij koolmees, pimpelmees, zwarte mees en boomklever, maar niet bij de vliegenvanger (*Ficedula hypoleuca*) (Drent & Woldendorp 1989). In 35% van de bossen op arme zandbodem produceren > 25% van de koolmeesvrouwjes eieren met defecte eischalen, tegen slechts 5% in bossen op rijkere gronden (Graveland 1995).

80-90% van de bodemverzuring treedt op door de zure regen. Hierdoor neemt het calciumgehalte af in slecht gebufferde grond en is er een toename in Al-ionen. Als gevolg hiervan treedt verminderde calciumopname door plantenwortels op, en is er een lager calciumgehalte in de bladeren. Ook ozonbeschadiging van bladeren, en weglekken van calcium (Ca) hierdoor kunnen hebben bijgedragen tot de afname van calcium in bladeren. Drent & Woldendorp (1989) hypothetiseren dat een vergelijkbare afname plaatsvindt in calciumgehalte van rupsen en andere insecten, het voedsel van de koolmees. De vliegenvanger compenseert dit in het overwinteringsgebied en op trekroutes door kalk via voedsel op te slaan in hun lichaam, aldus hun hypothese.

Een bijkomend effect kan zijn dat vogels gevoeliger zijn voor zware metalen, omdat de biologische beschikbaarheid hiervan groter is in verzuurde bodems. Vogels met te weinig kalk zijn gevoeliger voor zware metalen. Een voorbeeld hiervan komt uit uit Noord-Zweden: de rietgors, fitis, blauwborst en vliegenvangers die nestelen langs verzuurde meren vertonen eischaldefecten, kleinere legsels, in de steek gelaten legsels en dode vrouwjes op het nest. De vliegenvangers op een paar honderd afstand van de meren deden het weer prima. De deficiënties werden toegeschreven aan hoge percentages aluminium, afkomstig van mijnbouw, en steenvliegen in het stroomgebied. Aluminiumconcentraties zijn in zandgrond veel lager dan in graniet en gneiss. De aantasting van eischalen zag er bij de vliegenvangers anders uit. Dus dit zware metaleneffect is niet waarschijnlijk bij koolmezen op de Veluwe.

Calcium speelt een belangrijke rol in de werking van het zenuwstelsel. 98-99% van het calcium (Ca) in het vogellichaam zit in de botten. Het calcium voor eieren komt uit het beenmerg in ledematen, ribben en schaambeene (waaruit calcium wordt gevormd of waarin calcium kan worden geresorbeerd binnen een dag). Calcium in beenmerg wordt op zijn beurt weer aangevuld vanuit het bot, bij kippen e.d. tot 30-40% van het oorspronkelijke calciumgehalte van de harde botten. Bij een tekort compenseren vogels dit door selectief meer kalk te eten (grid).

Kalk halen de vogels uit voedsel of direct uit het milieu. Een belangrijke vraag is of de eischaldefecten het gevolg zijn van een lager calciumgehalte in het voedsel (rupsen) of aan een tekort aan direct-opneembaar calcium. Een andere vraag is of er een verschil is tussen de calciumopname van een koolmees en andere insectivore vogels en zaadeters.

Koolmezen en vliegenvangers nemen bijna alle calcium op rond de eileg, want de bijdrage vanuit de botten is heel gering. Het normale voedsel, insecten en zaden, dragen hiervan

slechts 10% bij. Koolmezen moeten dus calciumrijke items verzamelen, zoals slakkenhuizen (die het belangrijkste zijn), stukjes bot en kalksteentjes. Deze strategie hebben ze met vele andere vogelsoorten gemeen. Op kalkarme bodems (door zure depositie) komen slakken in geringere aantallen voor dan vroeger. Het is met name hierdoor dat de defecten in eischalen voorkomen, en niet door lagere kalkgehalten van insecten.

Vliegenvangers hebben dit probleem minder omdat zij vooral insecten verzamelen (o.a. miljoenpoten en pissebedden) die rijk aan kalk zijn. De tijd sinds het afnemen van slakkenhuizen is wellicht te kort voor koolmezen om zich ook met deze twee groepen te voeden. Overigens, de calciumbehoefte van miljoenpoten en pissebedden is ongeveer een derde van die van slakken. Zodoende weten ze zich beter te handhaven in bossen op arme bodems. Zij zijn de belangrijkste calciumbron voor insectivore vogels met een zachte puntige snavel die niet in staat zijn steentjes en slakkenhuizen te kraken. We kunnen echter niet uitsluiten dat ook deze twee arthropodengroepen aan het afnemen zijn (Graveland 1995).

Uit het bovenstaande blijkt dat de mogelijkheden voor vogels om te compenseren voor kalktekort veel beperkter zijn vergeleken met vet- of eiwittekort. Ze kunnen niet van te voren een voorraad vormen, en een relatief grote hoeveelheid is in een zeer korte geconcentreerde tijd (van enkele uren voor de eischaalvorming) nodig; de timing is belangrijk, want na enige tijd kan de kalk alweer uit de darm verdwenen zijn. De hoeveelheid benodigde calcium is te veel om op te slaan in het skelet zonder de functie hiervan aan te tasten.

Calciumdeficiëntie zien we niet alleen op arme zandbodems, maar ook op van oorsprong zure bodems, zoals graniet of zure organische bodems. Bovendien kunnen in een dichtbevolkt en in cultuurgebracht land als Nederland vogels nog op zoek gaan naar antropogeen calcium. Met andere woorden: in minder antropogeen beïnvloede gebieden met een zure bodem zou het probleem nog wel eens veel groter kunnen zijn.

Tekort aan kalk doet de zoektijd ernaar verhogen, wat ten koste kan gaan van proteïne- en vetopname. Qua kalkopname kan de zaak in orde komen, maar de lagere opname van andere nutriënten kan de eieren kleiner maken en de nestgrootte verkleinen. Dergelijke indirecte effecten zijn moeilijk traceerbaar. Voor koolmezen in bossen op arme gronden is aangetoond dat een calciumtekort de oorzaak is van defecten, maar voor andere gebieden kan een grotere gevoeligheid voor zware metalen ook een rol spelen, zoals Cd-vergiftiging bij de sneeuwhoen in heide, de waterspreeuw en vliegenvangers dichtbij smelters in Finland. Daarnaast is er ook sprake van misvormingen bij jonge vogels in bossen op arme bodems, en mogelijk een reductie van het aantal legsels per vrouwtje, omdat de vrouwtjes kalk moeten verzamelen voor de jonge vogels en het nieuwe nest.

Een tweede interessante vraag voor het project Begroeiingstypenkaart is bij welke bodem-pH de defecten beginnen op te treden in een zodanige mate dat het voorkomen van soorten gevaar gaat lopen. Ondanks de afname in het aantal jonge koolmezen per legsel, nam het aantal broedparen in 5 jaar onderzoek niet af. Mogelijk door immigratie en door gebruik van antropogene kalkbronnen. Graveland zegt hier desgevraagd over (2004, schrift. meded.):

“Zelf kwam ik nooit verder dan de hypothese die zegt dat de mezenpopulatie op de Veluwe beperkt wordt door kalkgebrek. Eischaalproblemen hadden er hogere incidentie dan gerapporteerd voor enige andere vogel in literatuur, veel legsels gingen over kop, vrouwtjes stierven zelfs soms door legnood. Ons onderzoek wees verder uit dat mezenvrouwen in het wild waarschijnlijk veel tijd kwijt waren met kalk zoeken (uren per dag in eilegperiode). Dat zou indirect tot lagere voedselopname en fitness kunnen lijden. De dichtheden op Veluwe, met name ver van dorpen/boerderijen (die als kalkbron kunnen functioneren!), zijn altijd erg laag. Maar die lage dichtheden zouden ook kunnen samenhangen met overall lage productiviteit van

het gebied; de dichtheden van rupsen zijn er bijvoorbeeld eveneens lager, dus die lage Koolmees-dichtheden op zich zeggen niets.”

Henk Sierdsema antwoordt, desgevraagd: *“Mogelijk kunnen modelsimulaties een antwoord geven Grootste probleem is natuurlijk wat de echte oorzaak is als je lagere dichtheden aantreft: weinig voedsel of een te lage overleving. Als het zelfs uit het koolmeesonderzoek niet blijkt, lijkt me dat toch vrij lastig vast te stellen.”*

De geplande emissiebeperking van zuren in 2010 is berekend op kritische waarden van bodems en bomen. We kennen de kritische depositiewaarden voor slakken niet. Bovendien zal het veel langer duren voordat het calciumgehalte van de bodem weer hersteld is dan dat de pH gemeten in oplossing hersteld is. Mogelijk is er na herstel van het calciumgehalte van de bodem ook weer een time-lag naar het herstel van de slakkenpopulatie en voldoende slakkenhuizen in het milieu.

3.2.2 Samenvatting verzuringseffecten

Bij zoogdieren op arme zandgronden zijn problemen met calciumdeficiëntie gesignaleerd (Bokdam & Wallis de Vries 1992)(direct effect). Tevens bestaan op deze zandgronden aanwijzingen voor metaalvergiftiging bij het edelhert, wild zwijn en rund (direct). Ook kunnen de mol, das en misschien egel door hun afhankelijkheid van grote insecten, regenwormen en slakken op arme zandgronden met voedseltekorten te maken krijgen (indirect). Tot nog toe hebben deze door verzuring geïnduceerde verschijnselen nergens geleid tot gaten in het verspreidingspatroon van soorten op arme zandgronden. Waarschijnlijk beïnvloedt verzuring het voorkomen (kans op aanwezigheid) van zoogdieren in Nederland niet.

Hetzelfde geldt voor vogelsoorten van arme zandgronden. Ondanks vele aangetoonde indirecte effecten (verstoring eileg, eischaalbreuk, botvervormingen) door schaarste aan calciumhoudende ongewervelden (slakken, miljoenpoten, pissebedden) zijn gaten in het verspreidingspatroon samenhangend met door verzuring geïnduceerde calciumarmoede niet aangetoond. Anders ligt het voor vogels en vissen van vennen. Al bij pH= 5,5 zijn de meeste van de 24 vissoorten hieruit verdwenen. Als gevolg van vis- en kalkgebrek is ook het broeden van de zwarte stern en fuut in zulke verzuurde vennen gestopt. Bij het onderzoek aan de zwarte stern formuleerde Beintema (1997) zijn stoelpotenmodel. Hierbij kan het ontbreken van calcium, of juist een hogere concentratie van een metaal een van de factoren vormen die samen met een of twee andere mankerende voorwaarden het voorkomen van een populatie onmogelijk maken. In dit licht is achterwege blijven van nataliteit en verhoogde mortaliteit en mogelijk ook emigratie door verzuring toch een bron van zorg. Bij diersoorten van arme zandgronden heeft deze nog niet tot uitsterven geleid, maar bij het wegvallen van een andere voorwaarde zou dit, zoals het voorbeeld van de zwarte stern laat zien, zo maar kunnen gebeuren. Ook bij het korhoen spelen meerdere factoren een rol, mogelijk de verhoogde opname van Cadmium in de eieren (Niewold 1996). Net als bij de zwarte stern is het de vraag of hier sprake is van één sleutelfactor, of dat meerdere factoren in diverse combinaties verantwoordelijk kunnen zijn voor afwezigheid van de soort.

Ook regenwormen blijken gevoelig voor verzuring, maar in hoeverre een wormentekort (samen met andere factoren) verantwoordelijk is voor achteruitgang van weidevogels, is onduidelijk. Waarschijnlijk speelt deze factor alleen een rol in sommige vernatte natuurgebieden. Wanneer de waterstand wordt opgezet in natuurgebieden blijkt in vrijwel alle gevallen dat veel soorten toenemen. Als dit water echter niet voldoende gebufferd is (grondwater/kwel) of er niet voor buffering wordt gezorgd (mest/kalkgift), gaat de pH na verloop van tijd naar beneden. Doordat de regenwormen dan niet kunnen overleven verdwijnen ook de weidevogels. Ook voor

amfibieën is het aannemelijk dat verzuring van wateren het voorkomen ervan kan verhinderen; er zijn verschillende directe fysiologische effecten aangetoond, en ook zeer hoge percentages mortaliteit bij reëel voorkomende pH-waarden (zie tabel 6).

Bij ongewervelden verschuift de bodemfauna van een op schimmels als basisvoedsel gefundeerde gemeenschap naar een op bacteriën gebaseerde gemeenschap, als gevolg van de zuurgevoeligheid van schimmels. Stagnatie van strooiselafbraakprocessen op voormalige landbouwgronden leert dat herstel van een op schimmels gefundeerd netwerk niet eenvoudig is door slechte verspreidings eigenschappen van schimmelafbrekende mijten. Behalve het minder abundant worden/verdwijnen van slakken, miljoenpoten en pissebedden van arme zandgronden, en van wormen uit schrale graslanden, zijn er geen andere voorbeelden van directe of indirecte effecten op ongewervelden (tabellen 6 en 7).

3.3 Effecten van vermessing: bemesting en atmosferische N-depositie

3.3.1 Directe en indirecte effecten van vermessing

Directe effecten op biota zijn effecten met betrekking tot vergiftiging. Voor zover bekend zijn die wel gemeld als velden behandeld werden met drijfmest of urine van varkens, o.a. voor eipakketten van veldsprinkhanen, maar niet als gevolg van toenemende concentraties NO_3 en NO_2 door N-depositie (Stuifzand *et al.* 2004).

Het belangrijkste indirecte effect van vermessing is dat er meer plantaardige biomassa geproduceerd wordt. Een belangrijk aspect hiervan voor de fauna zijn veranderingen in vegetatiestructuur: het dichter en hoger worden van vegetaties. Dit heeft tot gevolg dat wind-, temperatuur- en vochtprofielen in de vegetatie veranderen. De temperatuur aan het bodemoppervlak is aan de oppervlakte lager dan net boven de vegetatie, terwijl deze in open vegetaties soms 5 - 15 graden hoger is dan net boven de vegetatie (Stoutjesdijk). Dit heeft vooral gevolgen voor ongewervelden die zich aan of net onder het bodemoppervlak ontwikkelen zoals eieren van sprinkhanen (van Wingerden *et al.* 1992), larven van kevers enz. Dit heeft ook tot gevolg dat de vegetatie en bodem langzamer drogen, en dus lang nat en koud blijven. Voor kuikens van weidevogels en korhoenders kan dit problemen opleveren met de energiebalans. De kuikens zullen de warmte van de moeder blijven zoeken, in plaats van te foerageren (zie korhoenrapporten van Freek Niewold en weidevogelrapporten van Albert Beintema, Hans Schekkerman en Henk Visser). Voor dagvlinders en microlepidoptera (motten) die beschutting zoeken in de vegetatie kan dit tot gevolg hebben dat deze of/ en hun rupsen later op de dag actief worden, wat de voedselopname, eiproductie en groei nadelig kan beïnvloeden. Maar het voordeel van een hogere en dichtere struikheide (meer structuur) en een betere beschutting tegen regen, storm en intensieve zonnestraling lijkt groter te zijn (Haysom & Coulson 1998). Vergrassing van heideterreinen is op den duur zeer nadelig voor dagvlinders, omdat de vegetatie dan homogener wordt, en horizontale en verticale variatie in bedekkingsgraad, structuur en dus in het microklimaat verloren gaan.

Een tweede indirect aspect van het door vermessing geïnduceerde hogere productieniveau is dat er meer te eten is voor fytofagen en herbivoren, en dat de groeicyclus van gras, kruiden en mogelijk ook boomsoorten verlengd wordt. Het plantenweefsel is langer eiwitrijk. Enerzijds heeft dit tot gevolg dat echte r-strategen onder de fytofagen/herbivoren hogere dichtheden kunnen bereiken, en ook daarvan afhankelijke r-strategen onder hun predatoren. Anderzijds heeft dat een ontregelde groeicyclus van gespecialiseerde fytofagen tot gevolg (d.w.z. fytofagen die gespecialiseerd zijn op de normale groeicyclus van de waardplant).

Tabel 6. Verzuringseffecten op ongewervelden. Superscripts verwijzen naar literatuurreferenties aan het einde van het hoofdstuk.

Verzuringseffecten op gewervelden	Directe effecten	Indirecte effecten
Veranderde parameters	<p>-hoge pH</p> <p>-verlaging Ca concentratie ⁶</p> <p>-verhoging concentratie beschikbare zware metalen (Al, Cd, Pb, Hg) ¹</p>	<p>Bossterfte:</p> <p>-verlies aan voedselbomen en habitat</p> <p>-minder sparrezaad en -naalden</p> <p>+meer dood hout: +nestgelegenheid, en kansen voor houtborende insecten</p> <p>+verandering van gesloten bos naar open bos (verandering vogelfauna) ⁶</p> <p>- meer Sphagnum spp. produceert meer phenolen ^{2,11}</p> <p>Veranderingen in voedselspectrum:</p> <p>waterdieren</p> <p>-minder vis (verdwenen geheel uit vennen, en daarmee ook Zwarte stern en Fuut) ⁶</p> <p>-minder waterinsecten (Haften, Kokerjuffers, Libellen), als prooi ⁶</p> <p>+meer wa terinsecten (Notonectidae, Dytiscidae, en larven Anisoptera), als prooi ^{6,7}</p> <p>landdieren (vogels)</p> <p>-verlaging aantallen Ca-bevattende prooidieren en beschikbaarheid:</p> <p>lagere overleving Zwarte mees en Kuifmees, en misschien ook Bonte vliegenvanger ⁶</p> <p>-minder wormen, insectenlarven, en slakken als prooi (kan gecompenseerd worden door meer open bos) ⁶</p> <p>-minder sparrezaad en -naalden ⁶</p> <p>Waterdieren</p> <p>-lager voortplantingssucces amfibieën door phenolen-productie door Sphagnum</p> <p>+hoger voortplantingssucces amfibieën door afname vissen</p> <p>-minder reproductie door verlaging visstand (Visarend, Zwarte stern, Ijsduiker)</p> <p>-minder reproductie door verlaging aanbod waterinsecten bij Waterspreeuw, Boomzwaluw. ⁶</p> <p>-langzamere groei jongen bij Zwart eend, Ringnekeend ⁶</p> <p>+handhaving 4 Canadese eenden door overschakeling op toenemende wa terinsecten landdieren</p> <p>-hogere mortaliteit en emigratie door:</p> <p>-voedseluitval (Egel, Mol, Das, andere kleine zoogdieren, vleermuizen) ^{4,2,5}</p> <p>-verlies van habitat (vleermuizen) ⁴</p>
Effecten op fauna	<p>pH-daling water:</p> <p>- mortaliteit larven Heikikker (50% bij pH=4.2; 95% bij pH=3.5), Groene en Bruine kikker, Pad, Rugstreeppad (100% bij pH=5).</p> <p>Afname mobiliteit sperma, kieuw-/hartafwijkingen, remming van uitkomen van eieren, lagere zwemsnelheid larven, en langere ontwikkelingsduur ²</p> <p>- bij pH< 6.0) en verhoging [Al]: verstoorde ionenhuishouding en Al-vergiftiging bij vissen: o.a.: beschadiging organen, verstoring metabolisme, afname groei en eiafzet, vertraagde en verminderde uitkomst eieren, afname overleving, allen leidend tot lagere nataliteit, en verhoogde mortaliteit, en tot uitsterven (bij pH<5.5) ². In Nederlandse vennen kwamen in totaal 24 vissoorten voor. Bij pH<5 vennen over het algemeen visloos. ⁹</p> <p>-Ca-deficiëntie bij runderen en edelhert op arme zandgronden</p> <p>-idem, bij insectivore vogels en zaadeters. Ca-deficiëntie leidt tot eimortaliteit, verlaten legsels, laag uitkomstsucces, broeden op nesten zonder eieren (Koolmees, Pimpelmees, Zwarte mees, Kuifmees, Waterspreeuw), mortaliteit nestjongen (mezen, Boompieper, Tjiftjaf en Zwarte Stern) ⁶</p> <p>-metaalvergiftiging: verslechterde fysiologie, beschadiging van organen en verminderde vitaliteit bij herbivoren [Al, Pb, Cd(?)] zoals Edelhert, Wild zwijn en Rund ^{2,3}</p> <p>-Accumulatie van zware metalen: verslechterde fysiologie en verminderde vitaliteit bij piscivoren [methylHg] (Brilduiker [Pb], Roodkeelduiker [Hg]) en insecten/zaadeters (Waterspreeuw [Al], Alpenseeuwhoen, Korhoen [Cd]). ⁸</p> <p>(beide (mogelijk) leidend tot verminderde voortplanting; verkorting levensduur en verhoogde emigratie en mortaliteit. Voorbeelden:</p> <p>-lager uitkomstsucces bij Bonte vliegenvanger, Blauwborst, Rietgors, Fitis [Al] ⁶</p> <p>-ei- en larvensterfte bij amfibieën [Al, Cd, NH4]; eisterfte door schimmelinfectie, die gedeeltelijk gebufferd wordt in grote eiklonpen. ¹⁰</p>	<p>Waterdieren</p> <p>-lager voortplantingssucces amfibieën door phenolen-productie door Sphagnum</p> <p>+hoger voortplantingssucces amfibieën door afname vissen</p> <p>-minder reproductie door verlaging visstand (Visarend, Zwarte stern, Ijsduiker)</p> <p>-minder reproductie door verlaging aanbod waterinsecten bij Waterspreeuw, Boomzwaluw. ⁶</p> <p>-langzamere groei jongen bij Zwart eend, Ringnekeend ⁶</p> <p>+handhaving 4 Canadese eenden door overschakeling op toenemende wa terinsecten landdieren</p> <p>-hogere mortaliteit en emigratie door:</p> <p>-voedseluitval (Egel, Mol, Das, andere kleine zoogdieren, vleermuizen) ^{4,2,5}</p> <p>-verlies van habitat (vleermuizen) ⁴</p>
Effecten op biodiversiteit	<p>Verlies aan diversiteit:</p> <p>-Achteruitgang soorten die afhankelijk zijn van Ca (vogels) in slecht gebufferde milieu's (heide, droog naaldbos op zand)</p>	<p>- mogelijk verlies aan soorten met grote kalkbehoefte (slakken, miljoenpoten, pissebedden) maar voor terrestrische vogelsoorten in Nederland nog niet hard gemaakt ⁶</p> <p>- als gevolg van structuurverandering in bossen: verandering vogelfauna: Zwarte mees, Kuifmees, Vuurgoudhaantje maken plaats voor Fitis en Boompieper ⁶</p>

Tabel 7 Verzuuringseffecten op ongewervelden. Superscripts verwijzen naar literatuurreferenties aan het einde van het hoofdstuk.

Verzuuringseffecten op ongewervelden	Directe effecten	Indirecte effecten
Veranderde parameters, en effecten op fauna en diversiteit	<p>- Hoge pH (<3.5) veroorzaakt sterfte bij vrouwtjes van de pissebed <i>Porcellio scabra</i>: verzuuring veroorzaakt afwijkingen in groei en gedrag³</p> <p>- Groei van juvenielen van de worm <i>Den drobana</i> of <i>taedra</i> wordt geremd na blootstelling aan verzuurde grond⁴</p> <p>- Slakken, pissebedden en miljoenpoten gaan achteruit door uitputting van Ca in niet-gebufferde milieus¹⁰. negatieve effecten kunnen nog versterkt worden doordat metalen de plaats innemen van Ca-ionen in de transportketens in organismen, met als gevolg groeiremming van net uitgekomen regenwormen¹²; opname van Lood in juveniele regenwormen neemt lineair toe met zuurgraad¹³</p> <p>- Regenwormen in graslanden gaan achteruit door kalkgebrek, wat effecten heeft op vogelsoorten, zoals de Grutto^{7,13}</p> <p>-+ Er werd geen verlaging van Ca gehalte bij mieren, spinnen, vlinderlarven van zwak-gebufferde milieus¹¹</p> <p>[negatieve effecten van verzuuring door zwavelhoudende stoffen op uiteenlopende groepen van ongewervelden worden gemeld door Peterson (1982) onder verwijzing naar ontoegankelijke literatuur].</p>	<p>Verandering in voedsel:</p> <p>-veldsprinkhaan <i>Moerassprinkhaan</i> (<i>Stetophyma grossum</i>) eet geen zeggen die groeien op zure grond¹ ;</p> <p>-rupsen van Heideblauwtje zijn op verdroogde heide terreinen schaarser dan in noch vochtige heideterreinen, doordat het eiwitgehalte in de groeipunten van <i>Struikhei</i> groeiend onder verzuurde condities lager is⁷</p> <p>-Gentiaanblauwtje neemt af omdat <i>Klokjesgentiaan</i> niet kan kiemen door strooiselophoping (doordat schimmels afnemen), en verdichting van vegetatie en vochtgebrek²</p> <p>-+ Bij rupsen van de nachtvlinder <i>Lymantria dispar</i> verschilt het effect van hoge zuurgraad van het voedsel tussen twee soorten eik³</p> <p>- afname Heideblauwtje en Heivlinder door afname waardplant, of vermindering van voedingswaarde waardplant⁷</p> <p>- Vele schimmels zijn zuurgevoelig; Schimmelende bodemorganismen, zoals mijten, springstaarten en nematoden nemen onder verzuuring en/of vermesting af in abundantie en diversiteit⁶.</p> <p>- Negatieve effecten op microbiële activiteit veroorzaakt afname van oligochaeten en wormen⁸ en pissebedden⁹ (bij de laatste alleen bij pH<3.5. Tussen pH 4-7 kunnen ze zuur voedsel bufferen).</p> <p>Bossterfte:</p> <p>-verlies aan voedselbomen en habitat</p> <p>+meer dood hout biedt kansen voor houtborende insecten</p>

De synchronisatie tussen beide groeicycli is verstoord. Vooral soorten met langere levenscycli (K-strategen dus) hebben een groter risico op dit probleem (Bink *et al.* 1998).

Een derde indirect aspect is het gevolg van de twee bovenstaande effecten. Dat houdt in dat de omvang van insecten gemiddeld kleiner wordt (Siepel 1990). Dit komt doordat insecten met een grote omvang (veel warmte nodig, veel ruimte nodig, langere levenscycli) uit de fauna verdwijnen. Dit heeft vooral gevolgen voor de insectivore vogels die op het oog jagen. Kleine insecten zijn vanaf vliegposten op enige afstand niet te localiseren; bovendien moet de predator er zulke grote aantallen van vangen en hanteren om aan zijn dagelijkse energie-inname te komen, dat het niet loont. Hoewel er kwantitatief (qua biomassa) voldoende voedsel is, is het in een zodanig gefragmenteerde vorm dat het voor de predator niet hanteerbaar is.

Een vierde indirect effect is het minder divers worden van vegetaties qua soorten. Dit heeft tot gevolg dat de biodiversiteit afneemt, wat leidt tot een reductie van fytofagen, waaronder nectar- en stuifmeelers.

3.3.2 Samenvatting effecten van vermesting

Door vermesting kunnen we zowel positieve indirecte effecten (op conditie en overleving van grazers en auerhoen) als het negatieve indirect effect noemen (kleinere prooidieren voor vleermuizen en kleine insectivoren). Het laatste effect wordt ook verantwoordelijk gehouden voor de het verdwijnen van insectivore vogels (paapje, roodborsttapuit, grauwe klauwier, geelgors) uit het agrarisch gebied. Een tweede indirect effect op zowel zoogdieren als vogels is dat de vegetatie zo dicht wordt, dat gebieden ontoegankelijk worden (konijn, bosmier) of na regen zo lang nat blijven dat jonge dieren te snel afkoelen, de warmte van de moeder opzoeken, en te weinig foerageren. Door verdichting van de vegetatie zien we ook afname van grote ongewervelden, in het bijzonder de thermobionte en xerobionte ongewervelden, en reptielen. Een derde effect is dat concurrentiearme plantensoorten verdwijnen, waardoor waardplanten voor gespecialiseerde insecten of nestplanten (krabbescheer) voor de zwarte stern verloren gaan. Het effect van vermesting op amfibieën verloopt volgens een optimumcurve: aanvankelijk werkt verhoging van nutriënten in het milieu groeibevorderend op larven, maar bij hogere concentraties N wordt de plantaardige biomassa in oppervlakte wateren zo hoog dat er tekorten optreden aan open water en zuurstof (tabellen 8 en 9).

3.4 Effecten van verdroging

3.4.1 Directe en indirecte effecten van verdroging

Directe effecten van verdroging worden veroorzaakt door droogtestress, en daarmee samenhangende beschadiging van organen van dieren. Ook kunnen problemen optreden in de ontwikkeling van soorten, o.a. in de embryonale ontwikkeling in immobiele eistadia, en in larvale of juveniele stadia.

Indirecte effecten kunnen het gevolg zijn van inkrimping, fragmentatie en verlies van habitat van hygrobionte soorten, vooral broedhabitat. Hierdoor kunnen minder populaties voorkomen en de resterende populaties zijn kleiner, terwijl de individuen hierin in zeer geaggregeerde verspreidingspatronen kunnen voorkomen.

Een tweede indirect effect is de verandering van het nutriëntengehalte van waardplanten onder invloed van droogtestress.

Een derde indirect effect is de versnelde afbraak van organisch materiaal dat voorafgaande aan waterstandverlaging, door dat water werd beschermd tegen aërobe afbraak. Waterstandverlaging heeft verhoogde levering van nutriënten tot gevolg, waarvan de effecten overeenkomen met die van vermesting

Tabel 8 Vermestingseffecten op gewervelde dieren. Superscripts verwijzen naar literatuurreferenties aan het einde van het hoofdstuk.

Vermestingseffecten op gewervelden	Directe effecten	Indirecte effecten
Veranderde parameters	<ul style="list-style-type: none"> - Sterfte door uitrijden, toepassen van meststoffen (drijfmest, urine) - in wateren: toename voedselbeschikbaarheid, toename in vegetatiebiomassa en dood plantenmateriaal, afname aandeel open water, verlies voortplantingsplaatsen door algengroei, zuurstofgebrek, verlanding²⁴ 	<p>Als gevolg van groter aanbod nutriënten:</p> <ul style="list-style-type: none"> +Verhoging primaire productie +Verlenging groeicyclus van grazige vegetaties (Egel)^{2,4} +Verhoging voedselaanbod voor gewervelden en herbivore vogels⁴ + verhoging groei amfibieënlarven, maar boven optimum: - door afname open water (verlanding), zuurstofarmoede + betere dekking in landhabitat, maar ongunstig effect op omvang voedseldieren + hoger stikstofgehalte van dennenaalden + hoger stikstofgehalte van dennenaalden is gunstig voor Auerhoen¹⁵
Effecten op fauna	<ul style="list-style-type: none"> -Verminderde vitaliteit (beschadigingen, verslechterde fysiologie); -Verminderde voortplanting; verkorting levensduur; -Verhoogde emigratie en mortaliteit - Zuurstofarmoede in oppervlaktewateren heeft ongunstig effect op salamanders²⁵ 	<ul style="list-style-type: none"> -Verdichting en homogenisering vegetatiestructuur (nadelig voor eten en bewegen van Konijn (dus ook voor Tapuit die in holen nestelt²¹)¹², kleine herbivore gewervelden, insectivore zoogdieren (spitsmuizen)^{4,2} -verlies van nestgelegenheid (Krabbescheer) voor Zwarte stern¹³, Grote Karekiet,¹⁴ Griel¹⁹ en Boomleeuwerik²⁰; -verlies nestgelegenheid voor Bosmieren (dus ook voor Groene specht)⁵ - negatief effect op korhoen omdat stikstofdepositie de conditie van Struikheer verslechtert (zie tabel effecten vermisting op evertebraten)² -Grotere bedekking bodem (verlies plekken voor eiafzet en ontwikkeling van Zandhagedis)^{2,23} -Homogenisering microklimaat (verlies van diversiteit in temperatuur en vochtigheid in milieu is nadelig voor Levendbarende hagedis²², Zandhagedis)^{2,23} -verandering in spectrum van prooidieren: grote evertebraten vallen uit (nadelig voor Zwarte stern, Grote karekiet, Paapje, Grauwe klauwier, Klapekster, Weidevogels)^{16,17,2,5,18} <p>Hogere mortaliteit en emigratie door:</p> <ul style="list-style-type: none"> -Verlies van habitat; -Veranderingen concurrentieverhoudingen; -Vertraging in de snelheid van levensprocessen bij koudbloedige dieren -Veranderingen in spectrum van prooidieren (grote ongewervelden vallen uit)
Effecten op biodiversiteit	Verlies aan diversiteit:	<p>Verlies aan diversiteit:</p> <ul style="list-style-type: none"> -Verlies aan thermofiele fauna -Verlies aan soorten met lange levenscycli -Verlies aan grotere soorten ongewervelden, en dus oogjagende insectivore zangvogels, en vleermuizen

Tabel 9 Vermestingseffecten op ongewervelden. Superscripts verwijzen naar literatuurreferenties aan het einde van het hoofdstuk.

Vermestingseffecten op ongewervelden	Directe effecten	Indirecte effecten
Veranderde parameters, en effecten op fauna en diversiteit	Sterfte door uitrijden, toepassen van meststoffen (drijfmest, urine) (Schmidt voor eipakketten van sprinkhanen)	<ul style="list-style-type: none"> - Afname van variatie en het voorkomen van gradiënten in vegetatiestructuur en strooiselophoping/kale bodems, waar door aantal niches voor o.a. sprinkhanen, libellen, vlinders is afgenomen¹³; diversiteit van arthropoden neemt toe met toenemende vegetatiestructuur^{22,23} en diversiteit in bodemvochtgehalte²³ + grotere abundantie meso- en macrofauna, door hogere biomassa en voedingswaarde van planten voor herbivoren, gekoppeld aan verschuiving naar soorten met kleinere omvang¹⁴, en soorten met een korte generatietijd.¹³ Grote soorten vallen dus uit, kortom afname in diversiteit. - Sprinkhanen nemen af in diversiteit en aantallen als gevolg van dichter en uniformer worden van vegetatie en lage temperaturen rond het bodemoppervlak waar de eipakketten zich ontwikkelen¹⁵; vooral thermofiele loopkevers van het genus <i>Harpalus</i> van stuifzanden en heiden worden bedreigd⁷ - Kleine Heidevlinder is op stuifzanden achteruitgegaan door vermossing met Grijs kronkelsteentje waarbij de waarplant Buntgras achteruitging⁷ - Dagvlindersoorten met langzaam groeiende rupsen (Tweekleurig hooibeestje, Pimpernelblauwtjes) zijn door bemesting uitgestorven/achteruitgegaan door het verdwijnen van waardplanten, of door het verloren gaan van de synchronisatie tussen ontwikkeling van rups en nutriëntencyclus van waardplanten¹³ + Spiegeldikkopje is toegenomen door toename van Pijpenstrootje⁷ - Vele schimmels zijn zuurgevoelig; Schimmelende bodemorganismen, zoals mijten, springstaarten en nematoden nemen onder vermesing en/of verzuring af in abundantie en diversiteit¹⁷, terwijl bacteriën en bacterie-eters toenemen⁶. Soorten met een lange juveniele fase nemen af, wat een hogere dynamiek en dientengevolge destabilisatie van bodemecosystemen tot gevolg kan hebben.^{16,13} - Verdichting en homogenisering vegetatiestructuur veroorzaakt verlies nestgelegenheid voor Bosmieren¹³ + Hogere dichtheden aan microcicaden op bemeste Struikhei²⁴ + Argusvlinders hebben zwaardere poppen bij verhoogde stikstofgehalten in Pijpenstrootje²⁵ + groei bij Hooibeestjes is optimaal bij optimale N-concentratie in Engels raaigras (vrouwjes) of nog iets hogere N-concentraties (mannetjes). +/- plagen van het heidehaantje <i>Lachmaea saturalis</i> treden eerder op in Struikhei met hoog nutriënten gehalte als gevolg van stikstofdepositie²⁶.

3.4.2 Samenvatting van effecten van verdroging

Voor alle terrestrische organismen geldt dat de vochtopname bemoeilijkt kan worden (o.a. levendbarende hagedis). Verdroging leidt tot een afname van alle bewoners (moerasvogels, noordse woelmuis, hygrobionte ongewervelden (moeras- en zompsprinkhaan, oeverbewonende kevers, moerasvlinders, enz.) van wateren, moerassen en oevers, omdat de oppervlakte van de habitats afneemt (Bink *et al.* 1998). Hierdoor wordt de habitat gefragmenteerd en neemt de uitsterfkans van populaties toe. Verlaging van de grondwaterspiegel heeft een verschuiving van stenotope (dikwijls gespecialiseerde, minder

algemene soorten) naar eurytope soorten (veelal meer algemene soorten) tot gevolg (Kehl 1997, Stuijzand *et al.* 2004). Vocht is vaak in de eifase essentieel. In tegenstelling tot larven en adulten zijn eieren immobiel en kunnen dus niet ontsnappen aan te droge condities. Op hun beurt zijn juvenielen weer in het nadeel ten opzichte van adulten door hun ongunstige oppervlakte/inhoud ratio (Stuijzand *et al.* 2004). Speciaal voor amfibieën is verdroging nadelig, als gevolg van afname watervolume (met name de ondiepe zones). Daardoor ontstaan beperkte mogelijkheden voor eiafzet, larvale ontwikkeling (versnelde metamorfose geeft kleinere individuen), overwintering, en refugium tegen predatoren. Bovendien treedt concentratie op waardoor de resterende populatie kwetsbaarder is voor predatie (Bink *et al.* 1998). Uit (periodiek) droogvallende wateren verdwijnen vissen. Dit op zich negatieve effect valt weer positief uit voor potentiële prooien als amfibieën- en libellenlarven.

Samengevat: verdroging veroorzaakt negatieve effecten op hygrobionte fauna door droogtestress (direct effect). Daarnaast zijn er indirecte effecten die of werken via vegetatiesamenstelling (gentiaanblauwtje) of –structuur, of door veranderingen in beschikbaar (en bereikbaar) voedsel (tabellen 10 en 11).

Tabel 10 Verdrogingseffecten op gewervelde dieren. Superscripts verwijzen naar literatuurreferenties aan het einde van het hoofdstuk.

Verdrogingseffecten op gewervelden	Directe effecten	Indirecte effecten
Veranderde parameters	-droogtestress	- als gevolg van droogtestress neemt voedingswaarde Struikhei af ³⁰ . Als gevolg van groter aanbod nutriënten door versnelde afbraak organische stof ²⁹ : -Grotere bedekking landbodem; -Verdichting en homogenisering vegetatiestructuur ³⁰ ; -Homogenisering microklimaat ³⁰ ; -Verhoging eiwitgehalte voedselplant (zie verder bij vermesting)
Effecten op fauna	-Verminderde vitaliteit (beschadigingen, verminderde activiteit, verslechterde fysiologie) door bemoeilijkte vochtopname ^{24,2,27} ; -Verminderde voortplanting; verkorting levensduur ² - Verhoogde emigratie ² - Groeiselheid en activiteit van Levendbarende hagedis nemen af ²⁸ -versnelde metamorfose bij amfibieën -verhoogde concentraties van niet-droogtetolerante soorten met verhoogde predatiekans +verminderde predatie van amfibieën en libellenlarven door vissen	- hygrobionte prooidieren (bijv. Collembola) nemen af en/of worden onbereikbaar, doordat ze via poriën in de bodem kruipen: voedseltekort ³³ - afname nataliteit resp. toename mortaliteit door beperking eiafzet resp. overwinteringsmogelijkheden bij amfibieën ² - hogere mortaliteit en emigratie door verlies van habitat (voor niet-droogte tolerant soorten: amfibieën, soorten van wateren, moerassen en oevers) ² - afname Noordse woelmuis, door veranderingen in concurrentieverhoudingen ²⁶ ; - hogere mortaliteit door toegankelijker worden van habitats van weidevogels voor predatoren, zoals de vos - a.g.v. verhoging nutriëntenaanbod via homogenisering vegetatiestructuur, c.q. temperatuurverlaging nabij de bodem: vertraging in de snelheid van levensprocessen bij koudbloedige dieren ² - a.g.v. vergroting nutriëntenaanbod via diverse andere factoren: verandering in spectrum van prooidieren (grote ongewervelden vallen uit) ³² - bij Dwergspinnen (<i>Erigone</i> sp.) neemt nataliteit af, en nemen emigratie en mortaliteit toe door voedseltekort als gevolg van afname en onbereikbaar worden van hygrobionte Collembola. ³³
Effecten op biodiversiteit	Verlies aan diversiteit: -Verlies aan niet-droogtetolerante (hygrobionte) soorten	Verlies aan diversiteit: -Verlies aan thermobionte fauna ³¹ -Verlies aan soorten met lange levenscycli -Verlies aan grotere soorten ongewervelden en dus oogjagende insectivore zangvogels, en vleermuizen ³²

Tabel 11 Verdrogingseffecten op ongewervelden. Superscripts verwijzen naar literatuurreferenties aan het einde van het hoofdstuk.

Verdrogingseffecten op ongewervelden	Directe effecten	Indirecte effecten
Veranderde parameters, effecten op fauna en diversiteit.	<ul style="list-style-type: none"> - droogtes tress van immobiele eieren, bij Moerassprinkhaan (<i>Stetophyma grossum</i>) en Zompsprinkhaan (<i>Chorthippus montanus</i>); mogelijke oorzaak voor sterke afname van Wrattenbijter (<i>Decticus verrucivorus</i>)¹⁸ - droogtes tress van juveniele dieren, door ongunstige verhouding tussen oppervlakte en volume. - grondwater fluctuaties en bodemvochtigheid is de belangrijkste factor op de soortensamenstelling van loopkevers in bossen, en nauwelijks met vegetatiesamenstelling¹⁹ + - Hydrofiele loopkeversoorten van heiden en graslanden zijn niet achteruitgegaan (i. t.t. xerofiele soorten), sommige zijn toegenomen, terwil <i>Agonum versutum</i> is afgenomen ²⁰. - + Veenmier (<i>Formica picea</i>) neemt af door verdroging, behalve wanneer veel humus of half vergane Pijpenstrootje-pollen aanwezig zijn ²¹ 	<ul style="list-style-type: none"> - -Gentiaanblauwtje neemt af omdat Klokjesgentiaan niet kan kiemen door strooiselophoping (doordat schimmels afnemen), en verdichting van vegetatie en vochtgebrek; tevens kan de mierensoort die de larve huisvest (<i>Myrmica ruginodis</i>) slecht tegen vochtgebrek ² - diversiteit van arthropoden neemt toe met toenemende vegetatiestructuur^{22,23} en diversiteit in bodemvochtgehalte ²³ <p>Verdroging kan dezelfde effecten hebben als vermessing, doordat organisch materiaal in de bodem sneller wordt afgebroken (zie hiervoor voorgaande tabel)</p>

3.5 Conclusies

3.5.1 Directe effecten

De effecten van verzuring, vermessing en verdroging onderscheiden we in directe effecten onafhankelijk van de habitat, en indirecte effecten die afhankelijkheid zijn van verandering in het habitat. Het verdwijnen van de habitat doordat het vegetatietype verdwijnt door verfactoren wordt hier buiten beschouwing gelaten.

De directe effecten van verzuring betreffen sterfte, beschadiging van organen en ontregeling van fysiologische processen. Dit is te wijten aan veranderingen in de zuurgraad en daarmee samenhangende veranderingen in concentraties van calcium (Ca-deficiëntie), en zware metalen (metaalvergiftiging) in bodem of oppervlaktewater tot waarden die buiten de tolerantiegrenzen van soorten liggen. De schadelijke effecten zijn op het land beperkt tot zwak-gebufferde milieus zoals bossen op schrale leemarme zandgrond. Het is evenwel niet aangetoond dat deze schadelijke effecten geleid hebben tot dichtheidsverlaging van populaties, en uitsterven van populaties. Wat dat betreft zijn de effecten in het aquatisch milieu veel sterker: het verdwijnen van vissen en amfibieën in voedselarme vennen, bij verlaging van pH tot waarden beneden de 5,5, is een opvallend verschijnsel, met grote gevolgen voor visetende vogelsoorten.

De directe effecten van vermessing zijn klein, en beperken zich tot schadelijke effecten (sterfte, beschadigingen, ontregeling ontwikkeling en fysiologie) onder invloed van hoge concentraties meststoffen gedurende het uitrijden van organische meststoffen.

De directe effecten van verdroging daarentegen treden frequenter op, ook in de vorm van sterfte, beschadiging van organen en ontregeling van fysiologische en ontwikkelingsprocessen. Het spreekt haast vanzelf dat hygrobionte soorten (soorten die weinig tolerant zijn voor uitdroging), hierdoor afnemen of uitsterven.

3.5.2 Indirecte effecten

De indirecte effecten van verzuring op terrestrische soorten betreffen veranderingen in de samenstelling van de vegetatie (waardplant verdwijnt door strooiselophoping), in de structuur van biotopen (bossen worden meer open, aanbod dood hout wordt groter), in het voedselspectrum (naalden en zaad van coniferen, minder slakken, dus minder kalk, minder wormen, minder insectenlarven), in de voedingswaarde van de waardplant, en in afbraak door schimmels naar afbraak door bacteriën. Kloksesgentiaan, *Myrmica ruginodus* en gentiaanblauwtje staan sterk onder druk van verzurings- vermestings- en verdrogingseffecten. De veranderingen in bossen op leemarme zandgrond leiden tot aantalverschuivingen in vogelfauna, maar niet tot verdwijnen van soorten die oorspronkelijk in het bos voorkomen. In hoeverre een wormentekort verantwoordelijk is voor achteruitgang bij weidevogels is niet bekend; mogelijk is het effect van verdroging waardoor beschikbare wormen onbereikbaar worden voor weidevogels in de landbouwgebieden belangrijker. Waarschijnlijk speelt verzuring voor weidevogels alleen een rol in sommige vromatte natuurgebieden. Veranderingen in de voedingswaarde van struikhei (ook zeer gevoelig voor vermeting), lijken te leiden tot het verdwijnen van populaties van daarvan afhankelijke insectenpopulaties. Het verdwijnen van schimmels en de daarop gebaseerde afbraakketens lijkt grote gevolgen te hebben op het systeemniveau: strooisel wordt niet meer afgebroken, waardoor vocht en temperatuurcondities aan het bodemoppervlak rigoreus veranderen.

De indirecte effecten van vermeting op terrestrische soorten zijn groot. Dit is het gevolg van het productieverhogend effect op de plantaardige biomassa, en de effecten die deze biomassaverhoging heeft op zowel samenstelling als structuur en microklimaat in het habitat. Vooral plantensoorten uit de groepen van de stress-tolerators (Grime 1979) en K-strategen maken plaats voor r-strategen. Wat betreft dieren zijn de effecten verschillend voor soorten die binnen de structuur van de vegetatie leven, en voor soorten die groter zijn. Voor de laatste zijn de effecten op grote grazers (rund, edelhert) gunstig. De hogere voedingswaarde van het plantaardige voedsel zorgt voor een betere conditie en hogere overleving.

Het verlies van een groot deel van de waardplantsoorten, en het dichter worden van vegetaties (koeler en vochtiger microklimaat, vegetatie droogt veel langzamer na regen) heeft verlies van ongewervelde soorten tot gevolg. Dit betreft vooral de thermo- en xerobionte soorten en soorten met grote omvang en lange levenscycli. Ook kuikens van de korhoen en weidevogels hebben het moeilijk in dichte vegetaties. De verdichting van de vegetatie heeft tevens tot gevolg dat vegetaties homogener in structuur worden. Dat betekent dat ook ongewervelde soorten die juist die variatie behoeven, door specifiek gedrag, of verschillende vegetatiestructuren in verschillende levensfasen (bijvoorbeeld kale grond als nestgelegenheid of eiafzetsubstraat), afnemen of verdwijnen. Predatoren die van insecten met grote omvang afhankelijk zijn (insectivore zangvogels, roofvogels, vleermuizen, insectivore zoogdieren), ondervinden grote problemen om voldoende prooien te bemachtigen. Hun potentieel voedsel is 'inefficiënt verdeeld' over kleinere soorten; dit vraagt meer energie om te vangen. De begroeiingstypen waar deze nadelige effecten vooral spelen zijn de van nature open en halfopen vegetaties, zoals stuifzanden, heidevegetaties, schrale graslanden en open bossen.

De indirecte effecten van verdroging liggen op het gebied van verlies en fragmentering van de habitat, en op een versnelde afbraak van organische stof die zich onder anaërobe omstandigheden bevond, met effecten vergelijkbaar aan vermeting.

Op grond van het bovenstaande meerkken we op dat sommige factoren nadelig beïnvloed worden door meer dan één ver-factor, zoals bij het gentiaanblauwtje en het wormenaanbod voor weidevogels.

3.6 Literatuurreferenties (voor een volledige opgave zie literatuurlijst)

Gewervelden (tabellen 6, 8 en 10)

- 1 Scheuhammer 1991;
- 2 Bink *et al.* 1988;
- 3 Bokdam & Wallis de Vries 1992;
- 4 Zoon 1993;
- 5 Hornman 1995;
- 6 Graveland 1998;
- 7 Bendell & McNicol 1995; Desgranges & Gragnon 1994;
- 8 Eriksson 1994; Niewold 1996;
- 9 Leuven *et al.* 1987;
- 10 Van Dijk 1991;
- 11 Fioramonti *et al.* 1997;
- 12 Wallage-Drees 1988;
- 13 Beintema 1997;
- 14 Graveland 1996;
- 15 Spidso & Korsmo 1993;
- 16 Bastian *et al.* 1994;
- 17 Wagner 1994;
- 18 Oppermann 1999;
- 19 Green & Griffiths 1994;
- 20 Verstrael & Van Dijk 1997;
- 21 Vogel 1999;
- 22 Strijbosch 1988;
- 23 Strijbosch 1987, Glandt & Bischoff 1988, Dorenbosch 1997;
- 24 Van Dijk 1988;
- 25 Lenders 1989;
- 26 Bergers *et al.* 1998;
- 27 Baretta 1999;
- 28 Lorenzon *et al.* 1999;
- 29 Van Tol *et al.* 1998;
- 30 De Molenaar 1995;
- 31 Van Wingerden *et al.* 1992;
- 32 Siepel 1990.
- 33 Van Wingerden 1977.

Ongewervelden (tabellen 7, 9 en 11)

- 1 Hochkirch & Klugkist 1998;
- 2 Scheper *et al.* 1994;
- 3 Zimmer & Topp 1997.
- 4 Carcamo *et al.* 1998;
- 5 Cannon 1993;
- 6 Siepel 1994; Ruess *et al.* 1996; Dmowska 1995;
- 7 Bink *et al.* 1998;
- 8 Urbasek & Chalupsky 1992; Sustr *et al.* 1997;
- 9 Zimmer & Topp 1997;
- 10 Graveland 1993; Graveland & Van de Wal 1996;
- 11 Ormerod & Mundle;
- 12 Rundgren & Nilsson 1997; Bengtsson & Rundgren 1992;
- 13 Hornman 1996;

- 14 Siepel *et al.* 1989; Siepel 1990;
- 15 Van Wingerden *et al.* 1991, 1992a, 1992b; Lensink 1963; Lenders & Van Wezel 1986;
- 16 Siepel & Van de Bund 1986;
- 17 Huhta *et al.* 1986;
- 18 Ingrisch 1983, 1984;
- 19 Noetzold 1996;
- 20 Desender & Turin, 1989;
- 21 Mabelis 1976;
- 22 Webb *et al.* 1984; Wettstein & Schmid 1999;
- 23 Usher 1992;
- 24 Hartley & Gardner;
- 25 Bink & Siepel 1996;
- 26 Brunsting & Heil 1985; De Smidt & Brunsting 1990; Van der Heide *et al.* 1981.

4 Factoren en kaartlagen

De verschillende factoren die het voorkomen van soorten bepalen zijn in drie categorieën ondergebracht. *Basisfactoren* bepalen het voorkomen van soorten op hoofdlijnen en hebben betrekking op de structuur van het landschap en de abiotische gesteldheid. *Kwaliteit- en drukfactoren* geven aan in welke mate het voorkomen verder wordt beïnvloed. Deze twee factoren leveren een grote bijdrage aan de voorspellende waarde van de habitatmodellering. De experts hebben ingeschat in hoeverre een factor van belang is voor het voorkomen van een soort (bijlage 3).

Voor de ontwikkeling van de soortmodellen is gekozen voor bepaalde bestanden om de verschillende factoren mee te nemen in de analyses. Bij de keuze is rekening gehouden met eisen voor de kwaliteit van basisbestanden. Per factor wordt kort besproken welke bestanden zijn gebruikt en in hoeverre deze zijn aangepast voor het gebruik bij de ontwikkeling van de soortmodellen.

4.1 Basislagen

4.1.1 Gebiedstype

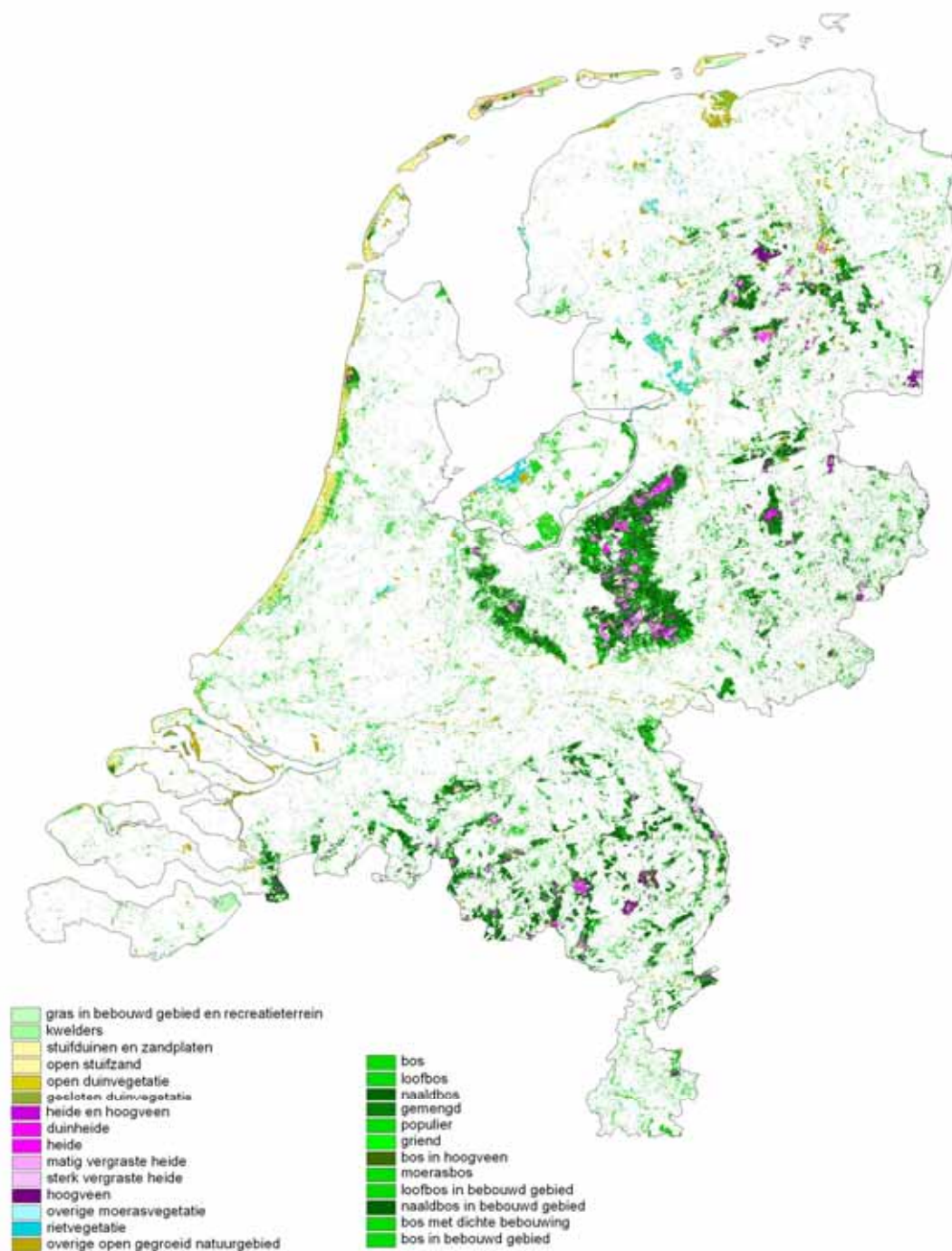
Met gebiedstype wordt de indeling naar natuur-stedelijk-agrarisch bedoeld. Deze is af te leiden uit diverse basisbestanden.

De indeling naar natuur-stedelijk-agrarisch is ondergebracht bij hoofdecotopen (zie aldaar). Hiervoor is Top10vector en LGN gebruikt. De hoofdecotopen zijn zo gedifferentieerd dat hiermee een indeling in landgebruik kan worden verkregen. Deze indeling kan men als een voorlopige oplossing zien. Het is goed om bestaande bestanden te gebruiken voor een indeling in natuur-stedelijk-agrarisch. Momenteel wordt nog gewerkt aan een kaart waarin de natuur van Nederland is aangegeven. Om overall dezelfde standaarden te gebruiken zou men deze kaart kunnen gebruiken bij de indeling. Ook is er een kaart beschikbaar bij VROM die het stedelijke gebied aangeeft. Nagegaan moet worden of de criteria die gebruikt zijn bij de toedeling van stedelijk gebied ook bruikbaar zijn voor de soortmodellen. De huidige indeling zal weinig afwijken van een eventueel nieuw bestand.

4.1.2 Ecotopen

Met ecotopen bedoelen we een indeling in vegetatie-eenheden op een 'grof' detailniveau, zoals loofbos, naaldbos, gemengd bos. Diverse basisbestanden zijn hiervoor geschikt, zoals Top10vector en LGN. Voor de Bestaande Natuur is de Top10vector omgezet in een indeling gelijk aan historisch landgebruik Nederland (Kramer *et al.* 2006). Het detailniveau van deze indeling is te klein voor de soortmodellen. LGN 4+ en VIRIS zijn gebruikt om de indeling verder te differentiëren. Beide bestanden hebben een resolutie van 25 x 25 meter. Niet altijd komt de indeling overeen met elkaar. In het ene bestand staat dat een gridcel bos bevat, terwijl op het andere bestand wordt aangegeven dat het grasland bevat. Er is vanuit gegaan dat Top10vector op hoofdlijnen nauwkeuriger is. Voor de indeling in bostypen is eerst VIRIS gebruikt en vervolgens LGN4+. Voor een verdere invulling van heide en hoogveen, moeras en grasland is ook gebruik gemaakt van LGN4+. Dit heeft geleid tot een landdekkende kaart van

Nederland met 36 legenda-eenheden (figuur 3 en tabel 12). In bijlage 4 zijn de bewerkingen in ArcView 3.3 weergegeven die tot het huidige bestand met ecotopen hebben geleid.



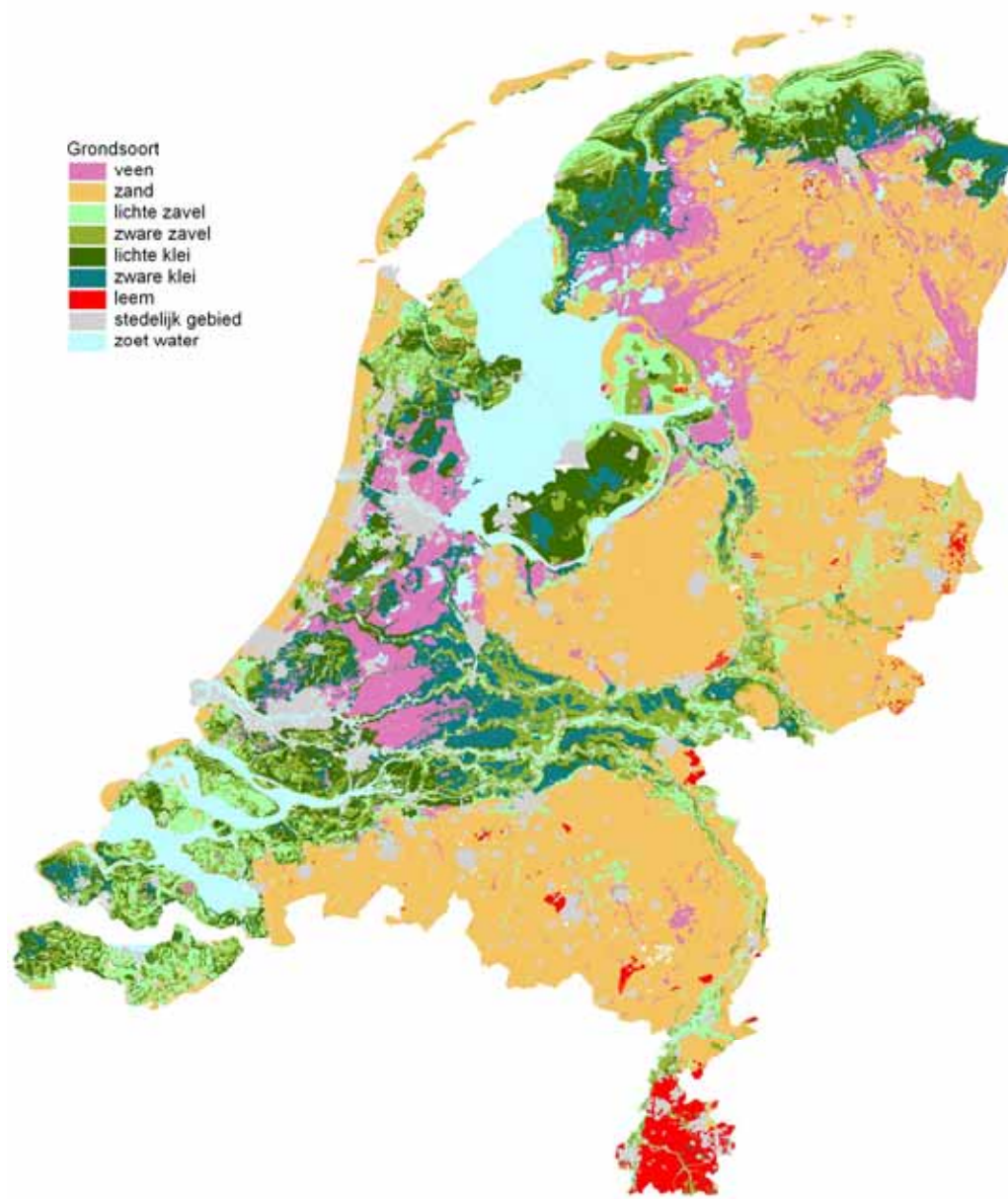
Figuur 3 Ecotopenkaart: niet alle ecotopen zijn weergegeven.

Tabel 12 Legenda van ecotopenkaart een % cellen dat is toegekend aan betreffende legenda-eenheid.

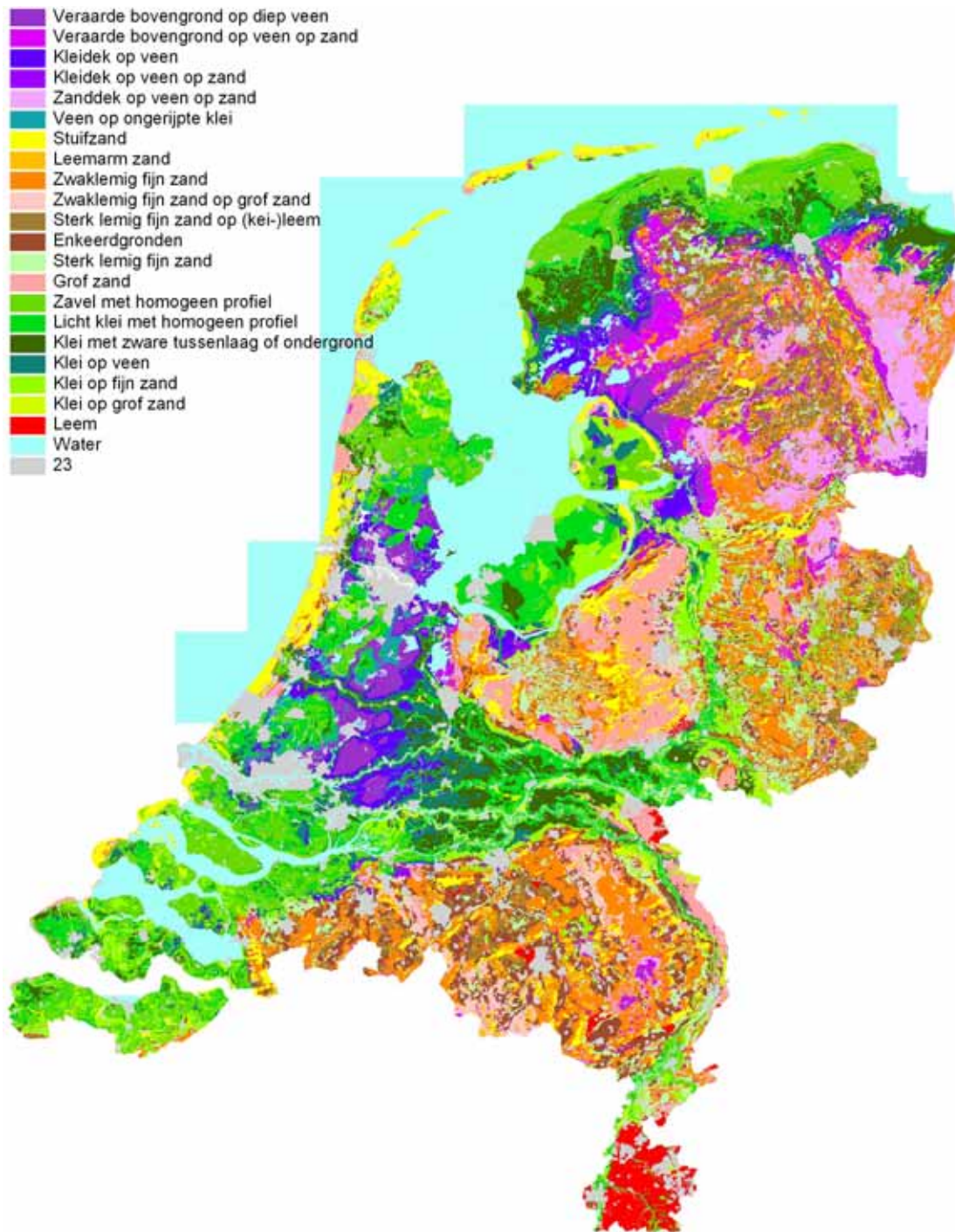
Legenda	% cellen
Bebouwd gebied	6,64%
Bebouwing en wegen	4,67%
(Overige bebouwing) meestal wegen	1,68%
Bebouwing in agrarisch gebied	1,29%
Bebouwing in buitengebied	1,75%
Gras in bebouwd gebied	2,64%
Loofbos in stad	0,28%
Naaldbos in stad	0,10%
Overig bos in bebouwd gebied	0,58%
Bos in dichte bebouwing	0,24%
Grasland	36,50%
Akker	28,92%
Bos	0,03%
Loofbos	4,95%
Gemengd bos	2,33%
Naaldbos	2,88%
Populierenbos	0,00%
Griend	0,05%
Bos in moerasgebied	0,13%
Bos in hoogveengebied	0,04%
Stuifduinen en platen	0,81%
Open duinvegetatie	0,27%
Duinheide	0,03%
Gesloten duinvegetatie	0,00%
Heide en hoogveen	0,50%
Open stuifzand	0,04%
Heide	0,32%
Matig vergraste heide	0,24%
Sterk vergraste heide	0,21%
Hoogveen	0,14%
Rietvegetatie	0,29%
Overige moerasvegetatie	0,20%
Overig open begroeid natuurgebied	1,04%
Kwelders	0,20%
Water	

4.1.3 Grondsoort

Voor de grondsoort zijn meerdere bestanden mogelijk. Deze bestanden verschillen in detailniveau van ruimtelijk patroon en onderscheid in bodemtype. Voor de soortmodellen van de reptielen en zoogdieren is gebruik gemaakt van de grondsoortenkaart (<http://geodesk.girs.wau.nl/geokey4/>). Dit bestand onderscheid zeven grondsoorten, stedelijk gebied en zoet water (figuur 4). Voor de regressiemodellen voor vlinders en vogels is gebruik gemaakt van een bestand met de bodemopbouw (figuur 5). Zowel het bestand met de bodemopbouw als het bestand met de grondsoort is afgeleid van de bodemkaart 1:50000 (Steur & Heijink 1991).



Figuur 4 Grondsoort als basislaag voor bodemtype

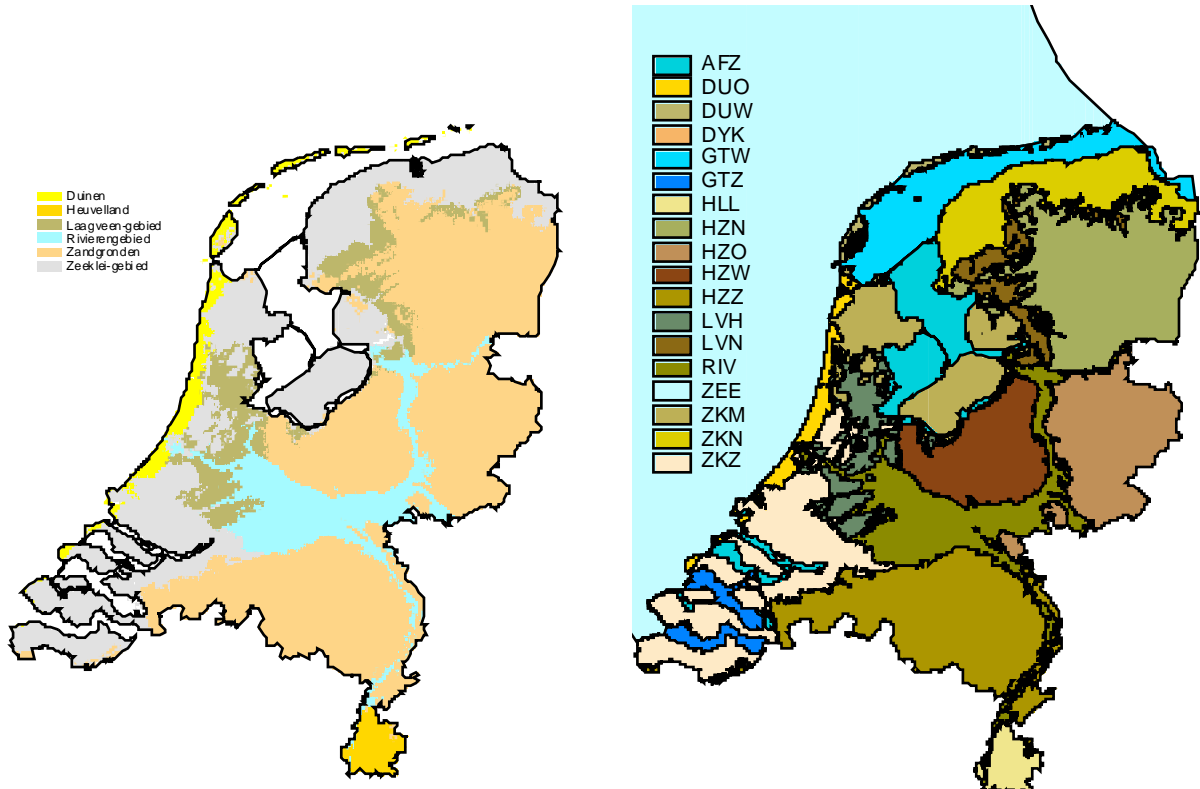


Figuur 5 Bodemopbouw als basislaag voor bodemtype.

4.1.4 Fysisch Geografische Regio's

In het kader van natuurbeleid wordt gebruik gemaakt van een indeling van Nederland in Fysisch-Geografische Regio's (FGR) (figuur 6). Deze indeling is gebaseerd op de grondsoort en de geomorfologie/ontstaansgeschiedenis. De belangrijkste eenheden zijn duinen, zeeklei-, rivierklei- en laagveengebied, hogere zandgronden en heuvelland. Deze eenheden zijn verder opgedeeld naar hun ligging binnen Nederland in sub-Fysisch Geografische Regio's zoals Laagveen-noord en Laagveen-west (figuur 6).

De (sub)-FGR's zijn te beschouwen als een soort van 'black-box' variabelen waarin informatie over bodem, landschappelijke kenmerken en klimaatsinvloeden is samengevoegd. Ze hebben een grote verklarende waarde voor de soortmodellen.

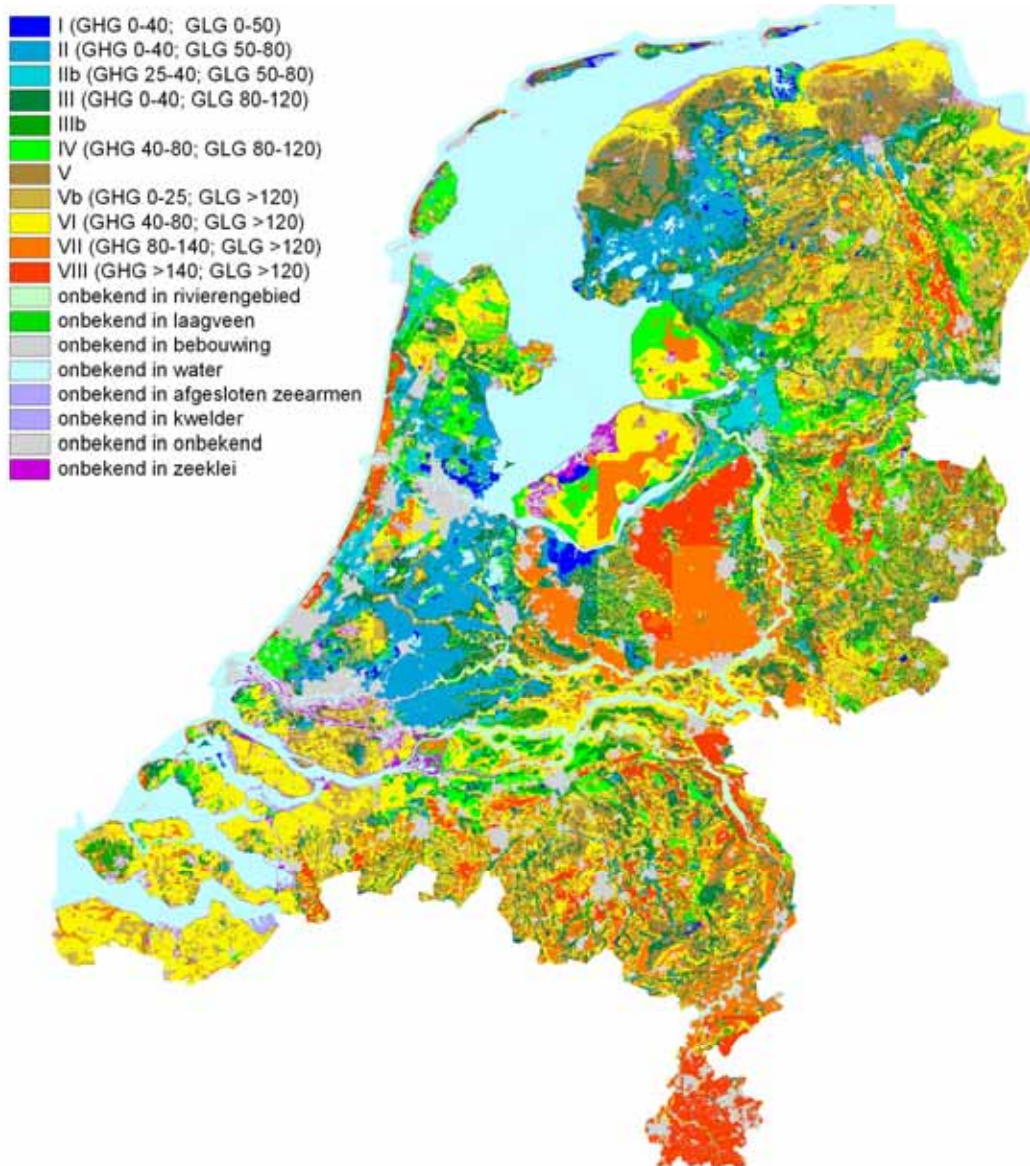


Figuur 6 Indeling van Nederland in Fysisch Geografische Regio's. Links zijn de belangrijkste regio's weergegeven, rechts alle sub-Fysisch Geografische Regio's.

4.1.5 Grondwatertrappen

Voor de grondwatertrappenkaart is de bodemkaart 1:50000 gebruikt. De gegevens zijn in dit bestand sterk verouderd en met name voor pleistocene-Nederland wijkt het bestand af van de huidige situatie (Finke *et al.* 1998). In 2004 heeft een actualisatie van dit deel van Nederland plaatsgevonden. Voor toekomstige modelontwikkeling moet nagegaan worden in hoeverre dit bestand te gebruiken is. Het bestand bevat een aantal open plekken ('onbekend'). Indien deze open plekken niet in stedelijk gebied liggen zijn ze toegekend aan de fysisch geografische regio (FGR) waartoe ze behoren. Dit resulteert in een landsdekkend bestand (figuur 7). De open plekken in het riviergebied, de afgesloten zearmen, de kwelder en de

zeekelei betreffen vooral buitendijkse gebieden, in het laagveen vooral gebieden nabij meren en plassen. Daarnaast behoren ook een aantal terpen in Friesland tot 'onbekend in zeekelei'.



Figuur 7 Grondwatertrappen I tot en met VIII. Hierbij wordt uitgegaan van de gemiddeld hoogste grondwaterstanden (GHG) - die vooral in de winter en het vroege voorjaar voorkomen - en van de gemiddeld laagste grondwaterstanden (GLG) - die meestal in de nazomer voorkomen.

4.2 Kwaliteitslagen

4.2.1 Openheid (schaalkenmerken van het landschap in Nederland)

Uitgaande van de digitale topografische bestanden 1:10 000 (Top10) zijn door Dijkstra & van Lith-Kranendonk (2000) verschillende bestanden/kaarten gemaakt over schaalkenmerken in Nederland: dichtheid van beplantingen, de verhouding groen/rood en maat van de ruimte (openheid). Deze laatste kaart is vergeleken met de kaart Maat van de ruimte uit 1986. Tevens zijn bestanden/kaarten vervaardigd over groot- en kleinschalige gebieden in Nederland, en over de kenmerkende openheid van landschapstypen. Het is de bedoeling de schaalkenmerken te monitoren voor de voorbereiding en toetsing van beleid. Het 1 km² grid is door SOVON geïnterpoleerd naar 25 m² gridcellen met behulp van kriging (H. Sierdsema, SOVON).

4.2.2 Percentage natuurgrasland

Voor de Natuurbalans is een kaart gemaakt met natuurgraslandgebieden. In deze kaart is de ligging weergegeven van graslanden die onderdeel uitmaken van een natuurgebied en als natuurgrasland worden beheerd én graslanden die beheerd worden met zware beheerspakketten onder de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer.

4.3 Druklagen

4.3.1 NH_x, NO_y en SO_x

De stikstofdepositie wordt berekend met het Operationeel Prioritaire Stoffen model (OPS). In dit model wordt de stikstofdepositie geheel berekend uit emissies. Uit meetresultaten van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit van het RIVM zijn parameters bepaald, waarmee de berekeningen worden gecorrigeerd.

Door het RIVM worden landelijke stikstofdepositiekaarten gemaakt. Op 5 x 5 km-hokniveau is de jaarlijkse stikstof (N) depositie weergegeven in mol N/ha/jaar. Dit is een combinatie van depositie van stikstofoxides (NO_y) en ammoniak (NH_x). Voor NH_x is ook een kaart met 250 m-gridcellen beschikbaar. Daarnaast is er een depositiekaart van zwaveloxides (SO_x) op 5 x 5 km-hokniveau. Dit bestand kan samen met de NO_y en NH_x gesommeerd worden tot een bestand met zuurequivalenten.

5 Geschiktheid verspreidingsgegevens

5.1 Vogels

Duizenden mensen, meestal vrijwilligers, doen al tientallen jaren onderzoek naar de verspreiding en de aantalsontwikkelingen van vogels in Nederland. Van vrijwel alle soorten worden de trends structureel in beeld gebracht. In dit rapport beschrijven we alleen de beschikbare broedvogelgegevens.

Tabel 13 toont een overzicht van de bij SOVON aanwendbare recente bronnen voor broedvogeldata. Na de tabel wordt een toelichting gegeven op de genoemde bronnen. Naast deze recente bronnen is broedvogel(monitoring)data beschikbaar vanaf begin jaren zestig.

Tabel 13 Omschrijving van de recente broedvogeldata per bron, beschikbaar bij SOVON.

Bron	periode	dekking	Detailniveau	Data	soorten
Broedvogelatlas	1998-2001				
Atlasblokkenonderzoek	1998-2001	NL	5*5km	presentie	alle
Atlasblok schattingen	1998-2001	NL	5*5km	schatting n territoria	schaarse
Kilometerhokonderzoek	1998-2001	NL, 1/3	1*1km	presentie	(alle)
LSB					
Kolonievogels	(1996)heden	NL	1*1km/exact	n terr/kolonie	kolonievogels
zeldzame broedvogels	(1996)heden	NL	1*1km	n terr	schaarse
BMP					
BMP alle soorten	(1984)heden	steekproef	proefvlak/territoria	n territoria	alle
BMP bijzondere soorten	(1996)heden	steekproef	proefvlak/territoria	n territoria	schaarse
BMP roofvogels	(1996)heden	steekproef	proefvlak/territoria	n territoria	roofvogels
BMP stadvogels	(1996)heden	steekproef	proefvlak/territoria	n territoria	alle
BMP weidevogels	(1996)heden	steekproef	proefvlak/territoria	n territoria	weidevogels
overige					
grootschalige karteringen	-heden		territoria	n territoria	i.i.g. schaarse

5.1.1 Atlasprojecten (van de Nederlandse Broedvogels (BVA; Sovon Vogelonderzoek Nederland 2002))

Kilometerhok onderzoek

In de jaren 1998-2000 is voor het atlasproject voor broedvogels in geheel Nederland veldwerk uitgevoerd. Een belangrijk onderdeel van dit veldwerk bestond uit het vergaren van broedvogeldata op het niveau van kilometerhokken. Daarbij werden in elk atlasblok van 25 vierkante km steeds acht kilometerhokken tweemaal in het broedseizoen een uur lang bezocht. De soortenlijsten op kilometerhokniveau zijn gebaseerd op dit onderzoek. Hierbij moeten we bedenken dat niet alle aanwezige soorten daadwerkelijk zijn vastgesteld tijdens het veldwerk. Gemiddeld is 70% van de aanwezige soorten aangetroffen; in open akker- en graslandgebieden is dit percentage hoger (80%) en in gemengd bos lager (60%). Halfopen cultuurland en moeras nemen een middenpositie in. Deze verschillen hangen vermoedelijk samen met vogelrijkdom (hoe meer soorten aanwezig, hoe minder men er binnen een uur ziet) en overzichtelijkheid van het terrein (hoe onoverzichtelijker, hoe meer soorten worden gemist). Vooral lastig inventariseerbare schaarsere soorten (bv. kleine bonte specht, appelvink) worden

relatief vaak gemist tijdens het onderzoek. Een aantal van deze lastig op te sporen soorten komt overigens wel boven water in het kader van het LSB-onderzoek (zie aldaar).

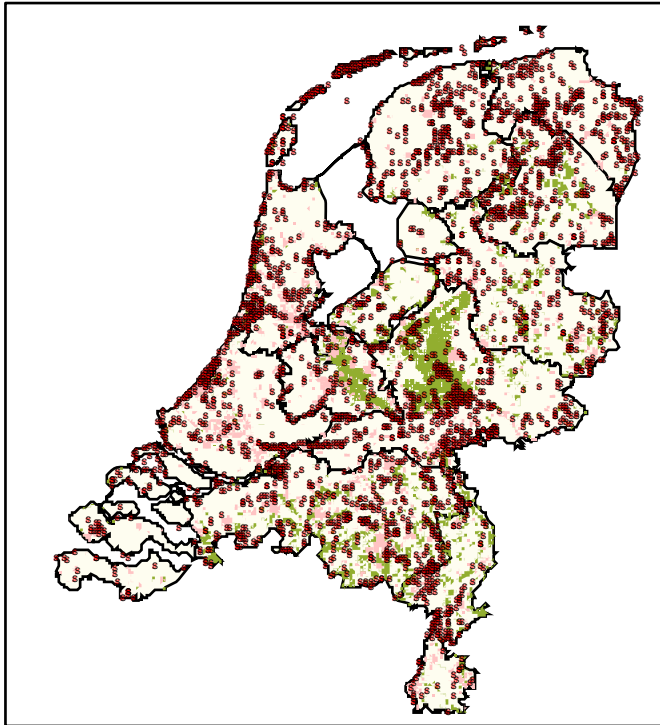
Atlasbloktotaallijst

Naast het veldwerk op kilometerhokniveau is er binnen elk atlasblok ook gewerkt aan een totaallijst van in dat blok broedende vogels. Aan deze lijst kon men gedurende het gehele atlasproject (dus drie broedseizoenen) werken. Bovendien zijn deze totaallijsten aangevuld met gegevens uit BMP, LSB en losse waarnemingen. Deze lijst zal over het algemeen een goed beeld geven van de in het atlasblok voorkomende broedvogels. Soorten die tijdens het kilometerhokonderzoek zijn gemist, komen doorgaans wel op deze lijst voor. Van een selectie van soorten (Rode Lijst-soorten) is een inschatting gemaakt of ze ook in het plangebied broeden of er gebruik van maken. Tellers is ook gevraagd van een selectie van (schaarse) soorten een aantalschatting op atlasblokniveau te maken voor het betreffende blok. Hiervan is een legenda meegeleverd (indien van toepassing).

5.1.2 Meetnetten - Broedvogel Monitoring Project (BMP)

Het BMP heeft tot doel de aantalveranderingen van min of meer algemene vogelsoorten te volgen. In vaste proefvlakken van 15 tot 500 hectare groot, verspreid over Nederland, wordt bijvoorbeeld jaarlijks een vaste selectie aan soorten onderzocht. De selectie van soorten kan bestaan uit alle soorten of uit een set van bijzondere soorten. Ieder proefvlak wordt in de loop van het veldseizoen vijf tot tien keer bezocht (afhankelijk van het landschapstype) waarbij alle op een broedgeval (territorium) duidende waarnemingen op een kaart ingetekend worden. Aan de hand van de in de BMP-handleiding beschreven criteria worden aan het eind van het veldseizoen de waarnemingen geïnterpreteerd (Van Dijk 2004). De geïnterpreteerde gegevens worden op formulier gezet en naar het SOVON kantoor gestuurd. Daar worden ze gecontroleerd en klaar gemaakt voor opname in de database. Over de resultaten van het BMP wordt jaarlijks gerapporteerd. Het BMP-project is onderverdeeld in vijf deelprojecten die zich richten op verschillende soortenspectra en biotopen.

Het aantal BMP-proefvlakken dat wordt onderzocht in een jaar ligt recent ruim boven de 1000. In 2002 bijvoorbeeld werden circa 1250 BMP-proefvlakken onderzocht op broedvogels (van Dijk 2003; van Dijk *et al.* 2003). In figuur 8 is de ligging van alle BMP-plots weergegeven.



Figuur 8 Ligging proefvlakken broedvogelmonitoring (BMP).

5.1.3 Overig verspreidingsonderzoek

Grootschalige broedvogelkarteringen SOVON

Het gaat hier om professioneel uitgevoerde broedvogelkarteringen in opdracht van derden, veelal natuurgebieden. De methodiek komt overeen met die van het BMP(B)-project. Het aantal geïnventariseerde soorten varieert per opdracht, maar behelst vrijwel altijd de schaarsere soorten. Ook de geïnventariseerde oppervlakte varieert van enkele hectaren tot enige duizenden hectaren. Sinds 1989 bedraagt de geïnventariseerde oppervlakte jaarlijks minimaal 10.000 ha (Klemann *et al.* 1994).

Landelijk Soortonderzoek Broedvogels (LSB)

Het LSB is in zijn huidige opzet in 1996 van start gegaan (Van Dijk & Hustings 1996). Het richt zich op het jaarlijks verzamelen van de aantallen broedgevallen van in kolonies broedende soorten en de aantallen broedgevallen van zeldzame soorten. Van de kolonievogelsoorten mag uitgegaan worden van een vrijwel landdekkende inventarisatie. Over de resultaten wordt jaarlijks gerapporteerd (bv. Van Dijk *et al.* 2003). Binnen het LSB maakt men veel gebruik gemaakt van de resultaten van regionale projecten, bijvoorbeeld voor het Deltagebied en de Waddenzee. Een deel van de gegevens is gebaseerd op systematisch onderzoek (LSB-plots), maar er worden ook losse waarnemingen verzameld.

5.1.4 Conclusie gegevens vogels

De beschikbare broedvogelgegevens zijn goed geschikt voor habitatmodellering. Vrijwel alle gegevens zijn op een gestandaardiseerde manier verzameld die bovendien een goede indicatie geven van werkelijk aanwezige aantallen.

5.2 Zoogdieren

Monitoring van zoogdieren staat nog in de kinderschoenen. Momenteel worden trends in populaties slechts voor een klein aantal soorten structureel in beeld gebracht. Het betreft vleermuizen, eekhoorns, kleine zoogdieren en dagactieve zoogdieren (bron: www.vzz.nl). Daarnaast zijn, hoewel (nog) niet officieel aangemerkt als monitoringproject van de Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming (VZZ), monitoringactiviteiten bekend voor hazelmuis, bever, boommarter, das en zeezoogdieren.

De methoden van monitoring verschillen per soort. Eekhoorn, hazelmuis en boommarter worden geïnventariseerd op basis van nesttellingen, dassen door burchttellingen, kleine zoogdieren (o.a. ware muizen, woelmuizen, spitsmuizen en slaapmuizen) door braakbalmonitoring en dagactieve zoogdieren (o.a. haas, konijn, ree, vos, egel, muskusrat en bevers) door simultane transect en punttellingen. Zeezoogdieren telt men vanuit de lucht. Vleermuizen vormen een aparte groep. Monitoring van deze soorten vindt plaats door tellingen van vleermuizen in zomer- en winterverblijven. Monitoring van vleermuizen in winterverblijven, kleine zoogdieren in braakballen en dagactieve zoogdieren maken deel uit van het Nationaal Ecologisch Meetnet (NEM).

De inschatting is dat veel van deze monitoringgegevens (nog) niet bruikbaar zijn voor regressieanalyses voor habitatmodellering. De korte tijd van monitoring (o.a. eekhoorn, bever), beperkte omvang van het monitoringnet (beperkte spreiding over Nederland;) en nog niet altijd volledig uitgewerkte en getoetste methodiek (dagactieve zoogdieren) zijn hiervoor als belangrijkste oorzaken aan te wijzen. De monitoringgegevens van vleermuizen zijn minder geschikt voor habitatmodellering, omdat deze meetnetten zich uitsluitend op de verblijfplaatsen van de vleermuizen richten (in zowel zomer als winter) en er dus geen verbanden te leggen zijn tussen habitattypen en het voorkomen en de dichtheden van soorten. Ook de gegevens over kleine zoogdieren zijn moeilijk voor dit doel te gebruiken, omdat deze soortgroep indirect wordt gemonitord met behulp van braakballen. De vindplaats van de braakbal correspondeert (in de meeste gevallen) niet met het habitat van de prooidieren, maar met die van de predator (m.n. uilen). Zeezoogdieren vallen buiten deze beschouwing omdat we ons hier uitsluitend richten op het terrestrische leefmilieu.

De geschiktheid van de monitoringgegevens van de hazelmuis, das en boommarter voor habitatmodellering dient nader onderzocht te worden. Voor al deze soorten geldt dat de tellingen nagenoeg het hele verspreidingsgebied van de soort in Nederland omvatten en reeds meerdere jaren zijn uitgevoerd. Deze gegevens bieden naar verwachting een goed handvat voor het (globaal) valideren van habitatmodellen. Mogelijk bieden ze tevens kansen om gedetailleerdere regressieanalyses uit te voeren om de habitateisen van de soorten nader te kwalificeren en kwantificeren.

5.3 Reptielen (overgenomen uit Van Strien 2005)

In 2004 zijn het aantal meetlocaties toegenomen tot circa 400 van ruim 300 in 2003. Het aantal meetlocaties is gestabiliseerd. De geografische spreiding van de locaties is goed. Voor alle soorten zijn naast landelijke indexen ook indexen per fysisch geografische regio en begroeiingstypen beschikbaar. Momenteel worden alle reptielen die voorkomen in Nederland gemeten in het meetnet: adder, gladde slang, levendbarende hagedis, muurhagedis, ringslang, zandhagedis en hazelworm.

5.4 Vlinders

Tabel 14 toont een overzicht van de, meetnetten en verspreidingsonderzoeksprojecten van dagvlinders.

Tabel 14 Overzicht van projecten, waarin abundantie-/verspreidingsgegevens van dagvlinders worden verzameld.

Bron	Periode	Dekking	Detailniveau	Data	Soorten
Losse waarnemingen	continu 1995-2003	NL	10 x10m tot 5 x 5km	aantal	alle
Dagvlinderatlas	2003	NL	5 x 5km		alle
Inhaalslag (Vd Ham)	2004	selectie	route van max. 1 km lengte of plots die op eieren of rupsen onderzocht worden.	aantal, presentie, nul-waarnemingen	20 'inhaalslagsoorten'
Landelijk Meetnet Vlinders	1990-nu	NL		aantal	vrijwel alle

5.4.1 Losse meldingen (en atlaswerk)

Al sinds lange tijd verzamelen 1500 vrijwilligers van De Vlinderstichting losse waarnemingen van dag- en nachtvlinders in Nederland. Dit kan variëren van een paar tuinwaarnemingen tot gedetailleerde inventarisaties van gebieden of zelfs provincies (bijvoorbeeld de regionale atlassen van Limburg, Friesland, Drenthe en Zeeland). Voor het doorgeven van losse waarnemingen zijn analoge en digitale invoerformulieren gemaakt (www.vlinderstichting.nl). Naar verwachting is in 2005 de nieuwe dagvlinderatlas gereed. Hierin wordt de landelijke verspreiding van alle dagvlindersoorten in beeld gebracht. Deze informatie is grotendeels gebaseerd op losse waarnemingen (1995-2003), alleen in slecht onderzochte gebieden heeft extra onderzoek plaatsgevonden. In totaal bevat de database van losse waarnemingen eind april 2004 ruim 1,4 miljoen waarnemingen van dagvlinders (Van Swaay & Peet 2004).

5.4.2 Meetnetten

Binnen het Landelijke Meetnet Dagvlinders van De Vlinderstichting (figuur 9) kunnen drie onderdelen worden onderscheiden (Van Swaaij 2005):

1. de algemene route
2. de soortgerichte route
3. ei-plots

Algemene route

Algemene routes vormen de kern van het Landelijk Meetnet Dagvlinders. Tellers lopen deze routes van april tot en met september wekelijks en noteren alle vlinders op de route, die is opgedeeld in secties. Hiermee kunnen van het grootste deel van de Nederlandse dagvlinders goede en betrouwbare trends worden berekend.

Tevens kan men met deze gegevens de vlinderfauna van de route vergelijken met andere locaties. Dit maakt het mogelijk de effecten van bijvoorbeeld beheersmaatregelen op de voet te volgen. In 2003 werden meer dan 360 Algemene routes gelopen (Van Swaay & Peet 2004).

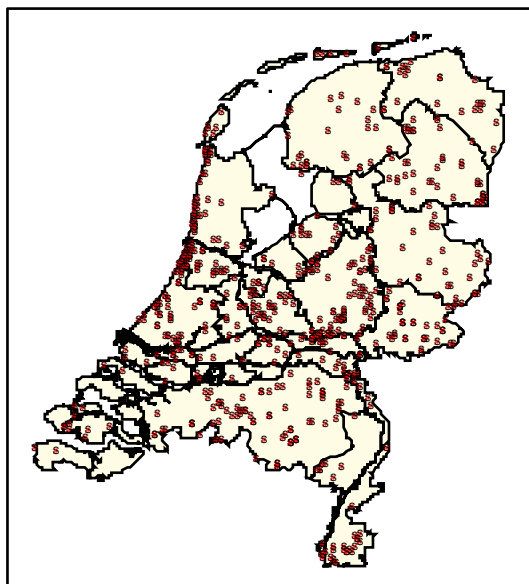
Soortgerichte route

Zeldzame soorten worden vaak op te weinig routes geteld om betrouwbare uitspraken te kunnen doen over de voor- of achteruitgang van die soort. Soms kan het niet anders. Zo komt het bruin dikkopje nog maar op twee locaties voor. Van andere soorten zijn er wel meer populaties dan routes. Dat komt vaak omdat deze zeldzame soorten alleen nog in afgelegen en vaak ook nog afgesloten natuurgebieden te vinden zijn. Voor deze soorten kan een soortgerichte route een goede oplossing zijn.

Een soortgerichte route wordt speciaal voor één soort uitgezet op een plek waar zich een goede populatie bevindt. De route wordt alléén in de vliegtijd van die vlinder drie of vier keer gelopen. De Vlinderstichting heeft een computerprogramma dat aan de hand van het weer een voorspelling doet over de vliegtijd van de soort. De lopers kunnen zodoende tijdig gewaarschuwd worden als de vlinders gaan vliegen. In aanvulling op de Algemene routes loopt men tegenwoordig vele tientallen soortgerichte routes (Van Swaay & Peet 2004).

Ei-plots

Voor het heidegentiaanblauwtje, de grote vuurvlinder en de sleedoornpage is het veel eenvoudiger om eitjes te vinden en te tellen dan de vlinders. Door de eitjes jaarlijks op een vast stukje te zoeken en te tellen kunnen we de veranderingen bij die soorten toch goed volgen.



Figuur 9 Kaart van Nederland met daarop weergegeven de ligging van alle routes, die deel uitmaken van het Landelijke Meetnet Dagvlinders.

5.4.3 Conclusie gegevens vlinders

Van de beschikbare vlindergegevens zijn vooral de gegevens van de monitoringroutes het meest geschikt om verschillen in trefkans en abundanties in beeld te brengen, omdat de gegevens op een gestandaardiseerde manier zijn verzameld. De losse meldingen kan men ook gebruiken voor habitatmodellering, maar zijn minder betrouwbaar omdat geen informatie over de onderzoekinspanning en volledigheid is vastgelegd.

5.5 Amfibieën (overgenomen uit Van Strien 2005)

Het aantal meetlocaties bedraagt circa 220, waarvan er in 2003 ruim 100 werden geteld. Binnen de meetlocaties zijn in totaal ongeveer 1600 wateren onderzocht. De meetlocaties zijn nog niet voor alle soorten representatief verdeeld over de verspreidingsgebieden. Vooral op de hoge zandgronden (Midden en Zuid-Nederland) en Zuid-Limburg zijn nog aanvullende meetlocaties gewenst. Van de vroedmeesterpad en in mindere mate ook van de boomkikker zijn nog onvoldoende meetlocaties vastgesteld. Daarnaast kan de zeldzame knoflookpad niet integraal worden geteld door de geringe trefkans als gevolg van de verborgen levenswijze. Deze soort kan alleen goed worden gevolgd via herhaald verspreidingsonderzoek.

Landelijke indexen zijn voor een aantal soorten beschikbaar vanaf het jaar 1997. De indexen zijn berekend op basis van de presentie in het aantal wateren per meetpunt, maar zijn nog niet gecorrigeerd voor onder- en overbemonstering van bepaalde regio's. Naast landelijke indexen zijn ook indexen per fysisch-geografische regio beschikbaar. Algemeen kunnen we stellen dat het meetnet nog ontwikkeling vergt.

5.6 Libellen (overgenomen uit Van Strien 2005)

Het aantal algemene telroutes ligt de laatste jaren rond 170-200 routes. Daarnaast zijn er circa 140-180 soortgerichte routes. De meeste contractsoorten worden voldoende geteld, maar voor een aantal soorten zijn er nog te weinig routes.

In 2004 zijn voor het eerst indexcijfers berekend; de kwaliteit ervan is matig-redelijk; deze cijfers moeten nog worden gecorrigeerd voor onder- en overbemonstering van bepaalde regio's en biotopen. De verwachting is dat deze cijfers dan betrouwbaar worden. Algemeen kunnen we stellen dat het meetnet nog ontwikkeling vergt.

6 Modellen

6.1 Keuze modellen

Er is voor gekozen om voor de vogels en de vlinders regressiemodellen op te stellen en voor de zoogdieren en reptielen HSI-modellen. Van de eerste twee groepen is voldoende geogerefererde tel- en verspreidingsgegevens aanwezig om kwalitatief goede regressiemodellen te kunnen maken. Voor de zoogdieren zijn dit soort gegevens beperkt beschikbaar en moet nog onderzocht worden in hoeverre met dit soort gegevens soortgelijke modellen te maken zijn. Voor reptielen zijn waarschijnlijk wel voldoende monitoring- en verspreidingsgegevens voorhanden om regressiemodellen te maken. Naar verwachting zijn de mogelijkheden vergelijkbaar met die van de dagvlinders omdat zowel de beschikbare gegevens als het ruimtegebruik van deze soorten in dezelfde orde van grootte ligt.

6.2 Regressiemodellen

6.2.1 Soorten

Van zes soorten dagvlinders en zes soorten broedvogels zijn regressiemodellen gemaakt. Dit zijn bij beide soortgroepen soorten met verschillende biotoopvoorkeuren én verschillende talrijkheid. In beide groepen zijn soorten opgenomen van heide en stuifzand, bos en bosranden en moeras/nat schraalland (tabel 15).

Voor de dagvlindermodellen zijn de aantalschattingen per kilometerhok in de periode 1995-2000 gebruikt, voor de broedvogelmodellen het aantal per BMP-proefvlak in 2000.

Tabel 15 Gekozen soorten binnen pilotstudie

Soort	Biotoop	Talrijkheid
Heivlinder	heide, stuifzand, open duin	vrij schaars
Kommavlinder	heide, stuifzand, open duin	schaars
Kleine ijsvogelvlinder	bos, bosrand, houtwal	schaars
Bont dikkopje	bos, bosrand, houtwal	schaars
Bont zandoogje	bos, bosrand, houtwal	algemeen
Zilveren maan	moeras, nat schraalland	schaars
Tapuit	heide, stuifzand, open duin	
Boomleeuwerik	heide, stuifzand, open duin	vrij algemeen
Buizerd	bos, bosrand, houtwal	vrij algemeen
Wespendief	bos	schaars
Zwarte Specht	bos	vrij algemeen
Blauwborst	moeras, natte heide & hoogveen	vrij algemeen
Grutto	nat grasland	algemeen

6.2.2 Factoren

Voor het opstellen van de regressiemodellen zijn negen variabelen gebruikt, die beschreven zijn in hoofdstuk 4. In deze paragraaf beschrijven we welke bewerkingen zijn uitgevoerd voordat de bestanden zijn gebruikt in de modellering.

Gebiedstype

Hiermee wordt het onderscheid aangegeven tussen agrarisch, natuur en stedelijk gebied (bijlage 5).

Sub-Fysisch Geografische Regio

De FGR 'bebouwd gebied' uit de oorspronkelijke FGR-kaart is samengevoegd met de aangrenzende FGR's.

Hoofdecotoop

De hoofdecotopen die zijn gebruikt in de analyse van de dagvlinders en broedvogels is een vereenvoudigde (geaggregeerde) versie van de ecotopenkaart. In bijlage 5 is vermeld welke ecotoopnummers zijn samengevoegd tot welke hoofdecotopen. Het gaat hierbij om ecotopen als bos, bebouwing enz.

Subecotopen

De subecotopen die zijn gebruikt in de analyse van de dagvlinders en broedvogels is een vereenvoudigde (geaggregeerde) versie van de ecotopenkaart. In bijlage 5 is vermeld welke ecotoopnummers zijn samengevoegd tot welke subecotopen. Deze indeling is gedetailleerder dan de hierboven beschreven subecotopen. Het gaat hierbij om ecotopen als naald-, gemengd en loofbos.

Bodemopbouw

De eenheden van de kaart van de bodemopbouw zijn in een licht geaggregeerde vorm gebruikt in de regressieanalyses. In bijlage 6 zijn de gebruikte eenheden vermeld.

Grondwaterstand

De eenheden uit de grondwaterstandskaart zijn geaggregeerd tot acht nieuwe eenheden. Zie hiervoor bijlage 7.

Depositie

Depositie van NH_x, NO_x en SO_x. Geen verdere bewerkingen.

Schaal (openheid) van het landschap

Geen verdere bewerkingen.

Percentage natuurgrasland

Geen verdere bewerkingen.

6.2.3 Methode

Met behulp van ruimtelijke modelleertechnieken zijn de gegevens van de vlinders en de broedvogels geïnterpoleerd naar gebiedsdekkende verspreidingskaarten. De twee belangrijkste interpolatietechnieken zijn regressieanalyse en ruimtelijke interpolatie.

Met een regressieanalyse kan de te verwachten waarde worden berekend op basis van onafhankelijke controlevariabelen. Hieronder geven we achtergrondinformatie voor regressieanalyses met presentiedata en abundantiegegevens.

Presentie data : logistische regressie

Het doel van de logistische regressie is het voorspellen van een kans op voorkomen ($0 \leq P \leq 1$) van de afhankelijke variabele aan de hand van een set onafhankelijke variabelen. De afhankelijke variabele wordt op een dichotoom schaalniveau geformuleerd in de vorm van aanwezigheid (1) of afwezigheid (0) van de soort. Logistische regressie maakt gebruik van een logistische curve, gebaseerd op de logit:

$$\text{logit}[P(\mathbf{x})] \equiv \log\left[\frac{P(\mathbf{x})}{1-P(\mathbf{x})}\right] = \mathbf{x}\boldsymbol{\beta}$$

$$\mathbf{x}\boldsymbol{\beta} = a + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_4X_4 + b_5X_5$$

Hierbij is 'a + b₁X₁ + b₂X₂ + b₃X₃ + b₄X₄ + b₅X₅' de multiple logistische regressievergelijking, volgend uit de onafhankelijke variabelen. Dit verband met de logit is lineair. De logit wordt vervolgens terugerekend naar P:

$$P(\mathbf{x}) = \frac{\exp(\mathbf{x}\boldsymbol{\beta})}{1 + \exp(\mathbf{x}\boldsymbol{\beta})} \quad \text{of} \quad P(\mathbf{x}) = \frac{1}{1 + \exp^{-\text{logit}}}$$

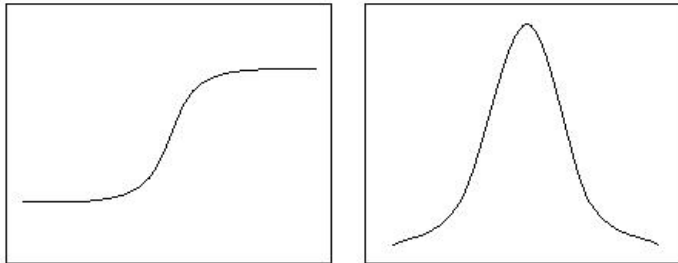
waarbij de voorspelde kans op voorkomen weer tussen 0 en 1 is.

Selectie van de beschrijvende (of onafhankelijke) variabelen

Een groot aantal kenmerken van het leefmilieu zijn bepalend voor het voorkomen van soorten. Voor het bepalen van de set variabelen die voor de meeste soorten het verspreidingspatroon goed kan verklaren, dient een keuze gemaakt te worden uit een groot aantal mogelijke kenmerken. Het is hierbij van belang te komen tot een overzichtelijke, interpreteerbare set van variabelen die naar verwachting het sterkst sturen in de verspreiding van de soorten. De onafhankelijke variabelen mogen niet een grote onderlinge correlatie vertonen ($R > 0,95$), omdat er in dat geval geen onderscheid gemaakt kan worden in het afzonderlijke effect van de verschillende variabelen. Door deze multicollineariteit of 'verstremgeling' wordt in de meeste gevallen zelfs de verklarende waarde van het model verkleind, indien beide variabelen daarin opgenomen worden. Als de onderlinge correlatie te groot is, dient men daarom een van beide variabelen uit de dataset te verwijderen. De onafhankelijke variabelen kunnen voor de statistische analyse opgedeeld worden in categorale variabelen (variabelen op nominaal of ordinaal schaalniveau die uit verschillende klassen bestaan) en continue variabelen (variabelen op interval- of ratioschaalniveau met een continueverdeling van waarden).

De curvebeschrijving van de waargenomen kansverdeling van een afhankelijke variabele wordt benaderd met een multiple regressievergelijking. De vorm van deze curve is afhankelijk van de relatie tussen de onafhankelijke en de afhankelijke variabele. Om de juiste curve te fitten moeten we kijken naar de aard van het verband, zodat op voorhand een keuze gemaakt kan worden over de relatie tussen de onafhankelijke variabelen en de afhankelijke variabele. Indien de verwachte relatie een lineair verband is kunnen de waarden voor de onafhankelijke variabele als invoer opgenomen worden. In dat geval krijgt de uiteindelijke curve een sigmoïde vorm (figuur 10), waarbij een toename in de onafhankelijke variabele een toename in de voorspelde kans op aantreffen vertoont. Indien echter verwacht wordt dat de relatie een optimumcurve zal beschrijven moet de onafhankelijke variabele eerst worden omgezet en het te fitten verband als kwadratisch ingesteld worden. Op deze manier wordt er een

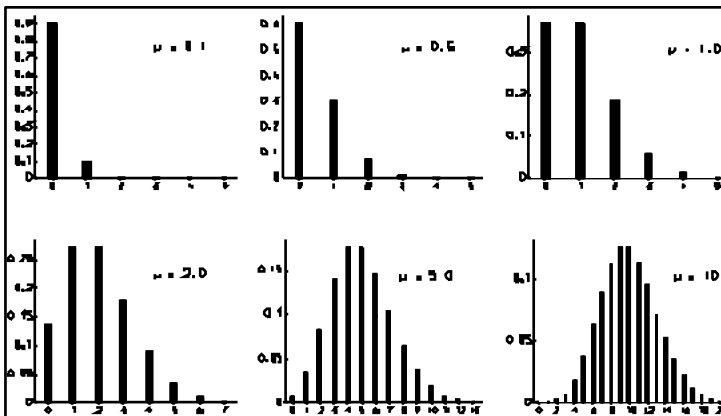
optimumcurve door de verdeling gefit in plaats van een sigmoïde curve (figuur 10). Het is verder mogelijk om variabelen in derde, vierde enz. macht op te nemen, waarbij de functie de meetwaarden over het algemeen steeds beter beschrijft. Er treedt echter ook als snel 'overfitting' op, waardoor de voorspellende waarde van het model voor nieuwe meetpunten steeds kleiner wordt.



Figuur 10 Twee mogelijke curven voor de beschrijving van ecologische relaties: het sigmoïde/lineaire (links) en het Gaussische/kwadratische responsmodel (rechts).

Abundanties/aantallen: Poisson-/Negatief Binomiale regressie

De keuze van de juiste statistische verdeling en sleutelfactoren voor de verspreiding en abundantie van een soort is vaak bepalend voor het vaststellen van bestaande relaties. Een Poisson-verdeling met log-link wordt gebruikt voor datasets van abundanties. Deze worden gekarakteriseerd door veel nullen, kleine aantallen en ook wat grote aantallen (figuur 11). Verder is de variantie afhankelijk van de abundantie; grote tellingen hebben een grotere variantie dan kleinere. Een binomiale verdeling wordt een Poissonverdeling bij een grote n (steekproefgrootte) en een kleine p (kans op succes bij de steekproef). De Poisson-verdeling is een specifiek geval van de Negatief Binomiale verdeling. Bij de Negatief Binomiale verdeling wordt een aggregatiefactor k opgegeven waardoor de verdeling over het algemeen beter aansluit bij de waarden; een Poisson-verdeling ontstaat bij $k \rightarrow \infty$.



Figuur 11 Kansverdeling van Poisson verdeelde grootheden. Hierbij is μ de verwachtingswaarde (naar Oude Voshaar 1995).

Pilotstudie

Voor de modellen van de dagvlinders is gebruik gemaakt van gegevens van de losse meldingen per kilometerhok. C. van Swaay (De Vlinderstichting) heeft een bestand gemaakt met goed onderzochte kilometerhokken in Nederland. Alleen deze hokken zijn gebruikt in de analyse. Wanneer een soort niet is waargenomen in een kilometerhok, wordt verondersteld dat de soort daar niet voorkomt.

Voor de broedvogelmodellen is gebruikt gemaakt van de aantallen per broedvogelmonitoring. In dit bestand zijn ook nulwaarnemingen opgenomen.

Voor het logistische regressiemodel is naast variabelen die het landgebruik, fysiografie, bodem, grondwaterstand en openheid landschap beschrijven, gebruik gemaakt van drie variabelen die de depositie in 1995 beschrijven: NH_x, NO_x en SO_x.

Modelstappen

Regressieanalyses hebben de neiging om afwijkingen ten opzichte van de statistische verdeling af te vlakken. Dit betekent onder meer dat in de toegepaste datasets zowel het aantal nulwaarnemingen als het voorkomen van hoge aantallen wordt onderschat. Het meest ideale model voor de datasets is een loglineair model met negatief binomiale variantie. Voor twee soorten (grutto en blauwborst) is daarom geprobeerd dit negatief binomiale model te fitten. Dit is echter niet gelukt omdat dit model niet convergeerde. Om het probleem van de nulwaarnemingen op te lossen vindt daarom de regressieanalyse plaats in twee stappen: een logistisch model waarmee de kans op voorkomen wordt beschreven en een loglineair Poisson-model waarmee de verwachte aantallen (abundantie) worden beschreven. Deze benadering leidt er bovendien toe dat ook hoge aantallen beter worden gemodelleerd omdat de modelvoorspellingen minder 'uitgesmeerd' hoeven te worden over grote aantallen cellen met heel lage verwachte aantallen. Voor de variabelenselectie is uitgegaan van een loglineair (Poisson)-model met alle waarnemingen. Hiervoor is gekozen omdat het logistische regressiemodel minder 'gevoelig' is dan het abundantiemodel (alle verschillen worden platgeslagen tot 0 en 1) en variabelen hierin niet significant zijn, terwijl ze dat in het loglineaire model wel zijn.

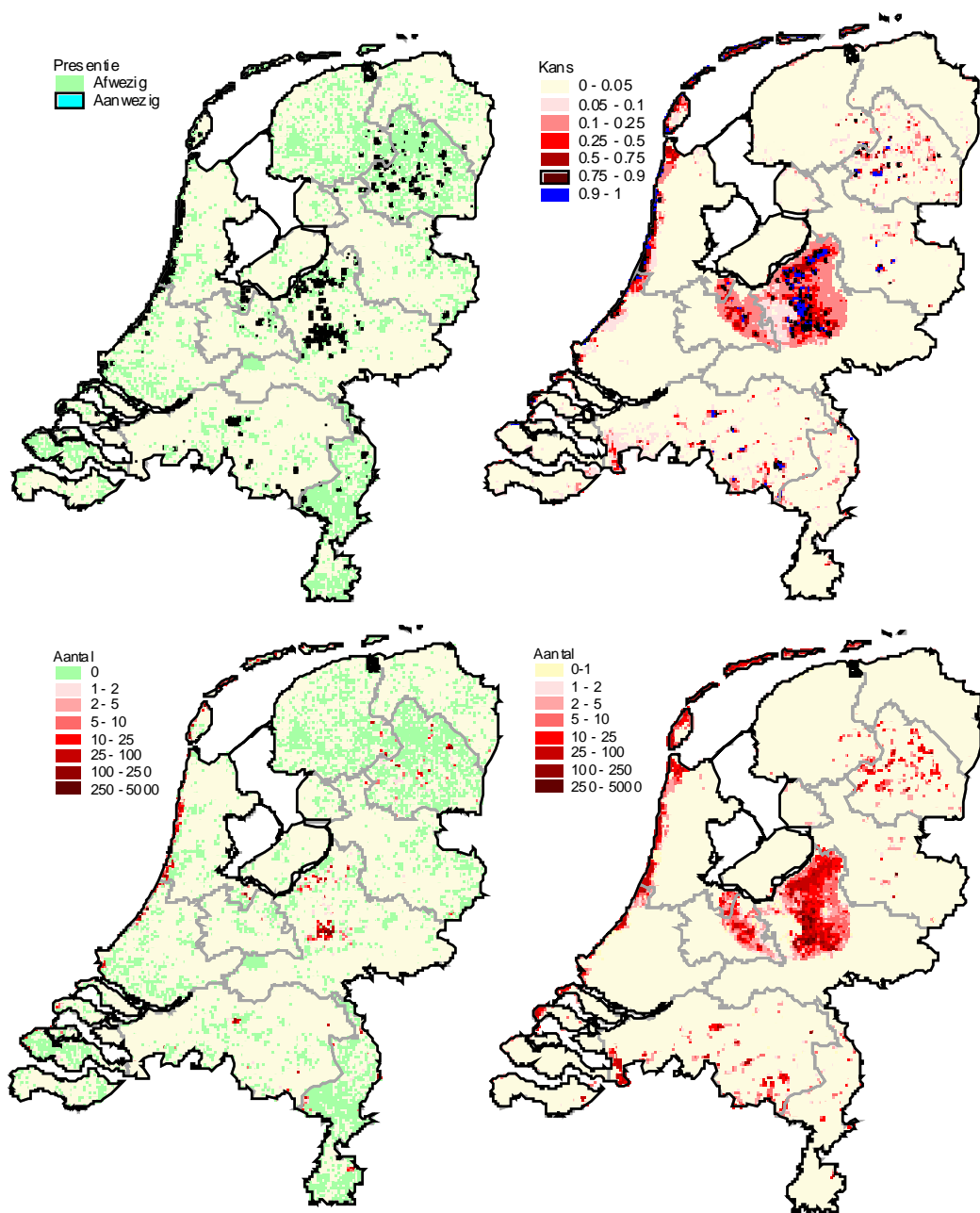
Beschrijving van de regressiestappen

Eerst is een logistisch regressiemodel gemaakt waarmee de kans op voorkomen is beschreven. Met dit model is een voorspelling gemaakt voor de kans op voorkomen per kilometerhok en per proefvlak in Nederland. Voor kilometerhokken met een kans op voorkomen kleiner dan een ondergrens van 5% voor vogels en 10% voor vlinders is vervolgens gesteld dat de soort hier zeer waarschijnlijk niet voorkomt; de modelvoorspelling voor deze cellen is 0.

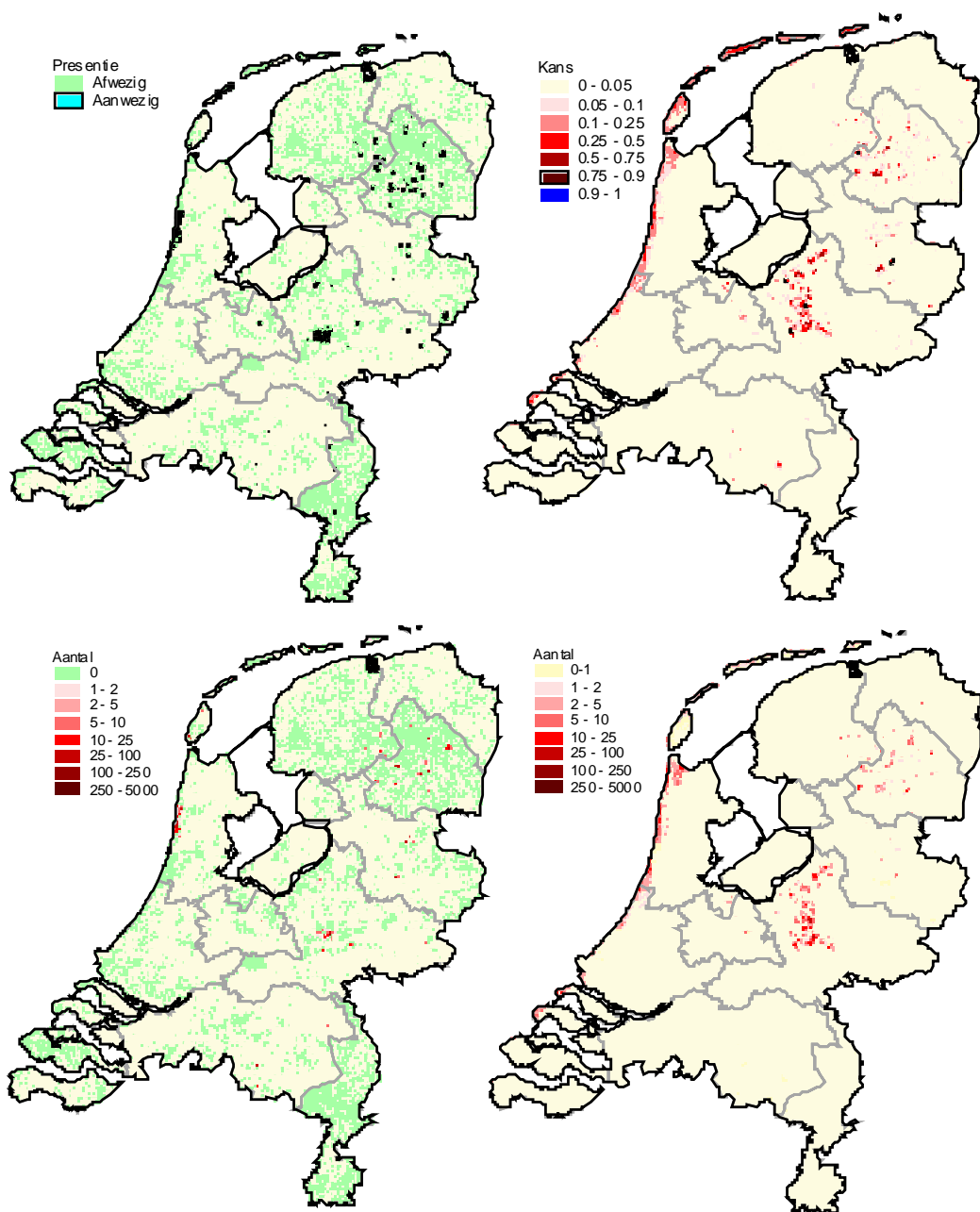
Vervolgens is voor het deel van Nederland met een presentiekans groter dan de ondergrens 1% op 250 meter-cel niveau of 5% op telgebiedniveau een Poisson-regressiemodel gemaakt dat de relatie tussen de aantallen en de landschapsvariabelen beschrijft. Met behulp van dit model is vervolgens een voorspelling gemaakt van het aantal exemplaren per telgebied (nodig voor de vergelijking met de getelde aantallen) en per 250meter-cel.

6.2.4 Resultaten

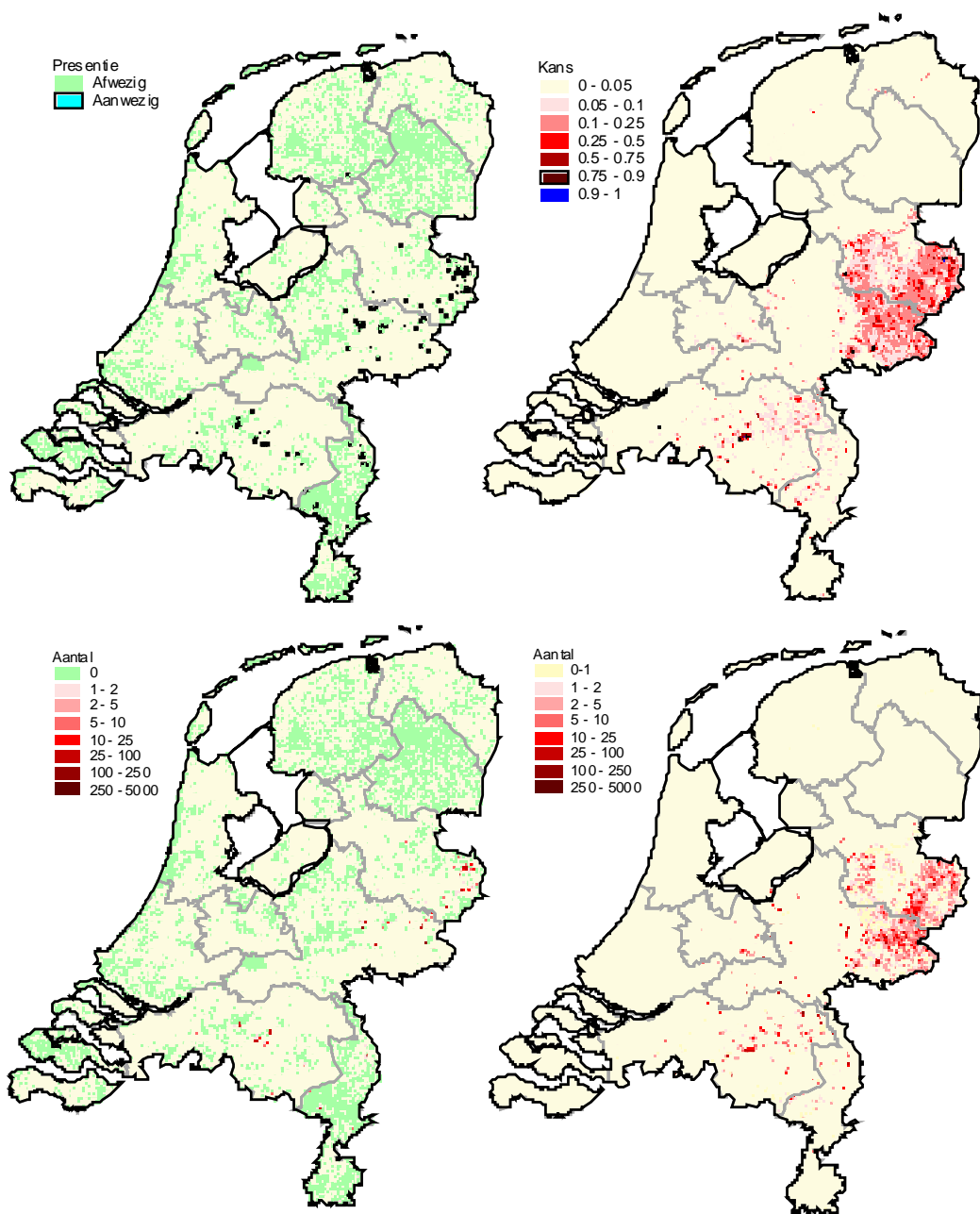
De figuren 12 tot en met 23 zijn de uit de modellering resulterende kaartbeelden. Voor elke soort zijn zowel de basisgegevens (presentie en dichtheden) als de modeluitkomsten (kansen en abundanties) weergegeven. De wespandief kwam te weinig voor in de plots, waardoor geen model gemaakt is voor de gegevens van 2000.



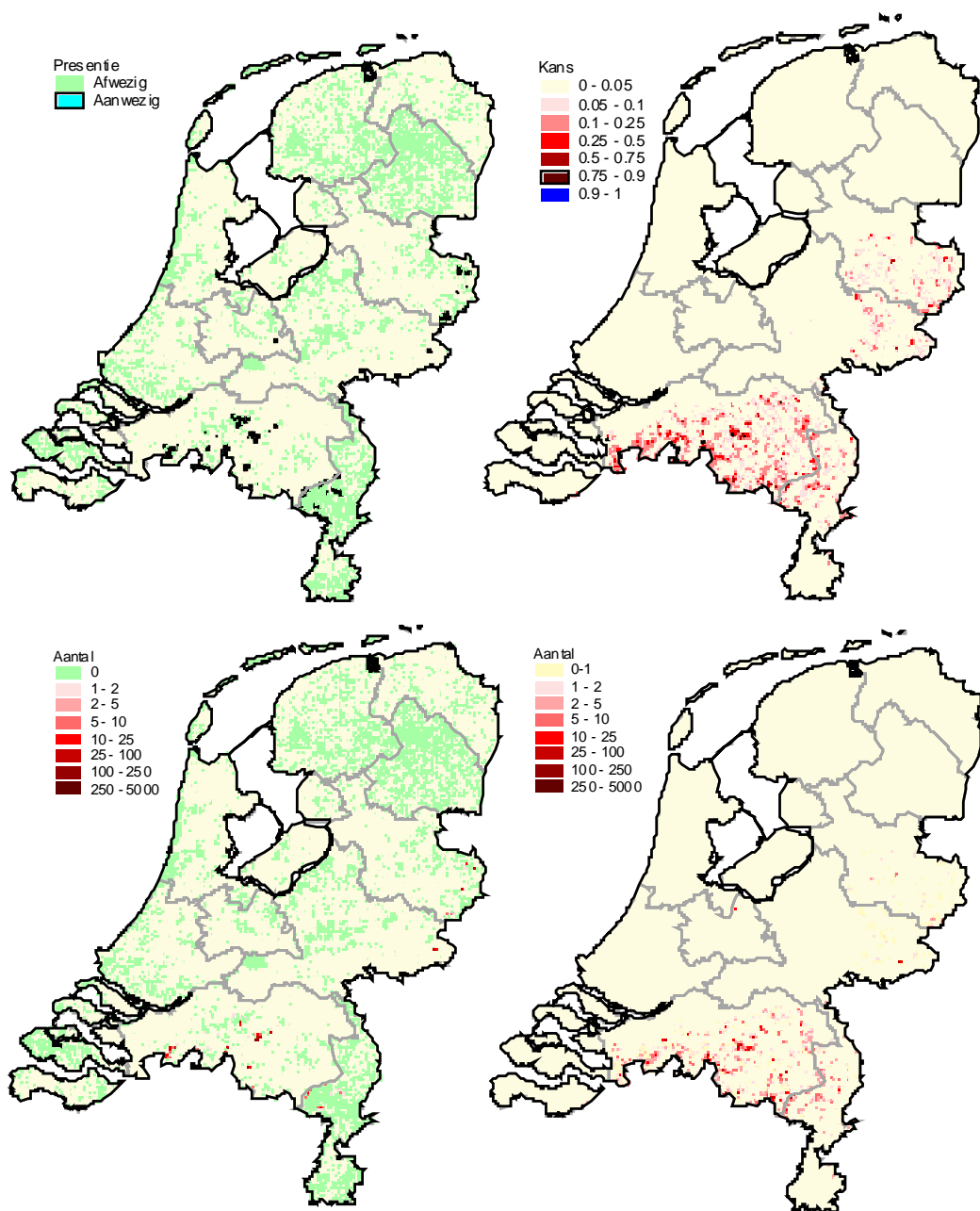
Figuur 12 Hevlinder: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



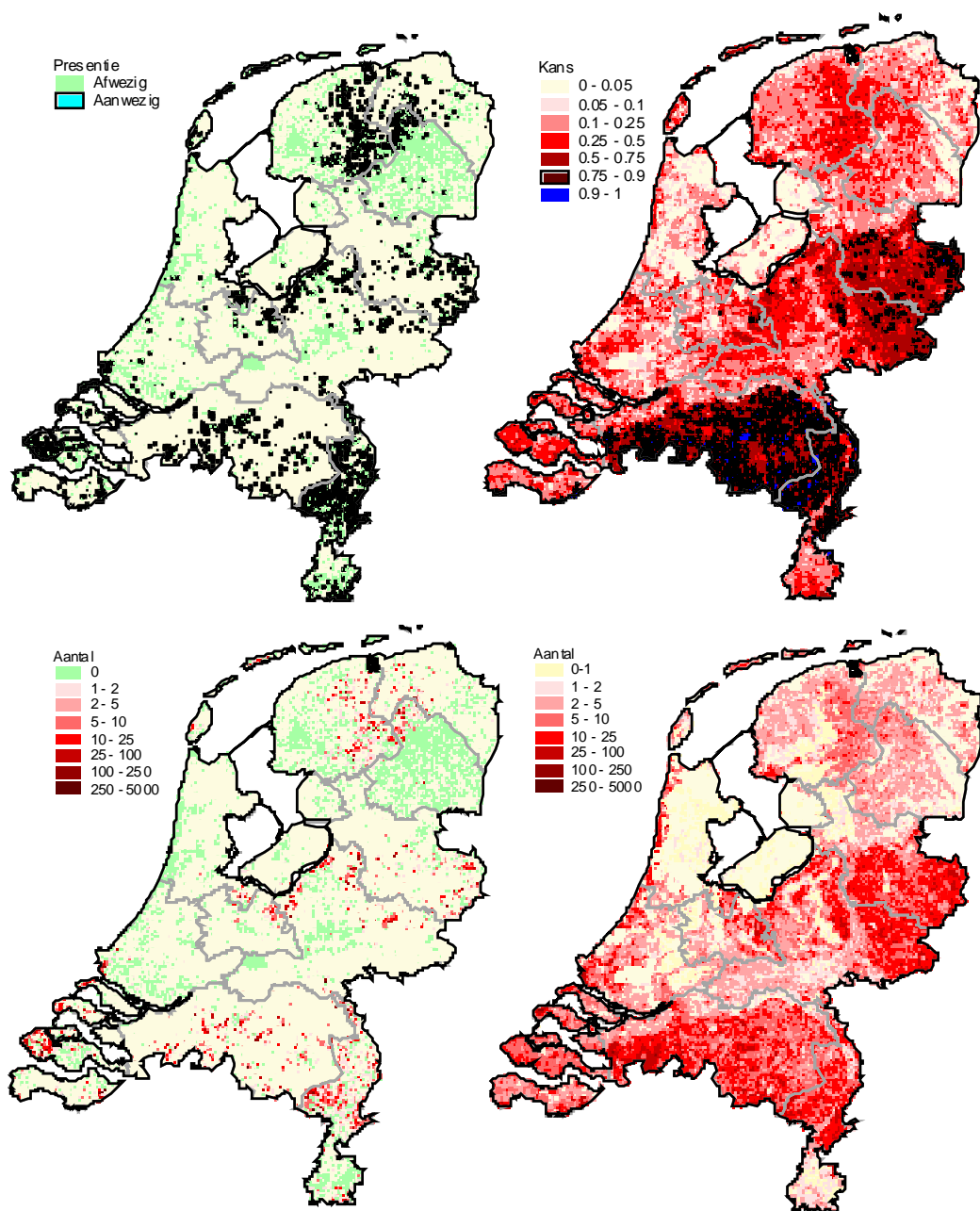
Figuur 13 Kommavlinder: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



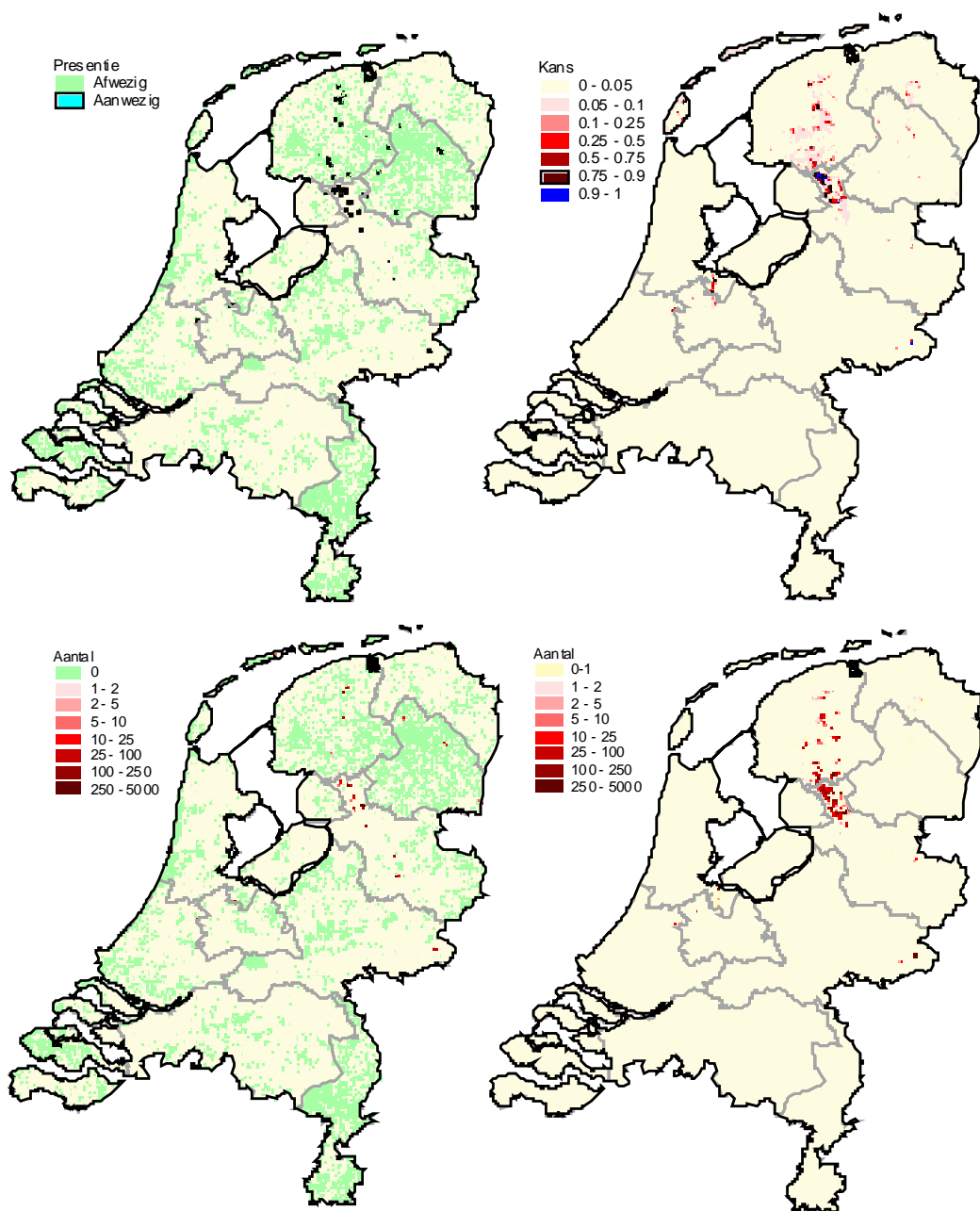
Figuur 14 Kleine ijsvogelvinder: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



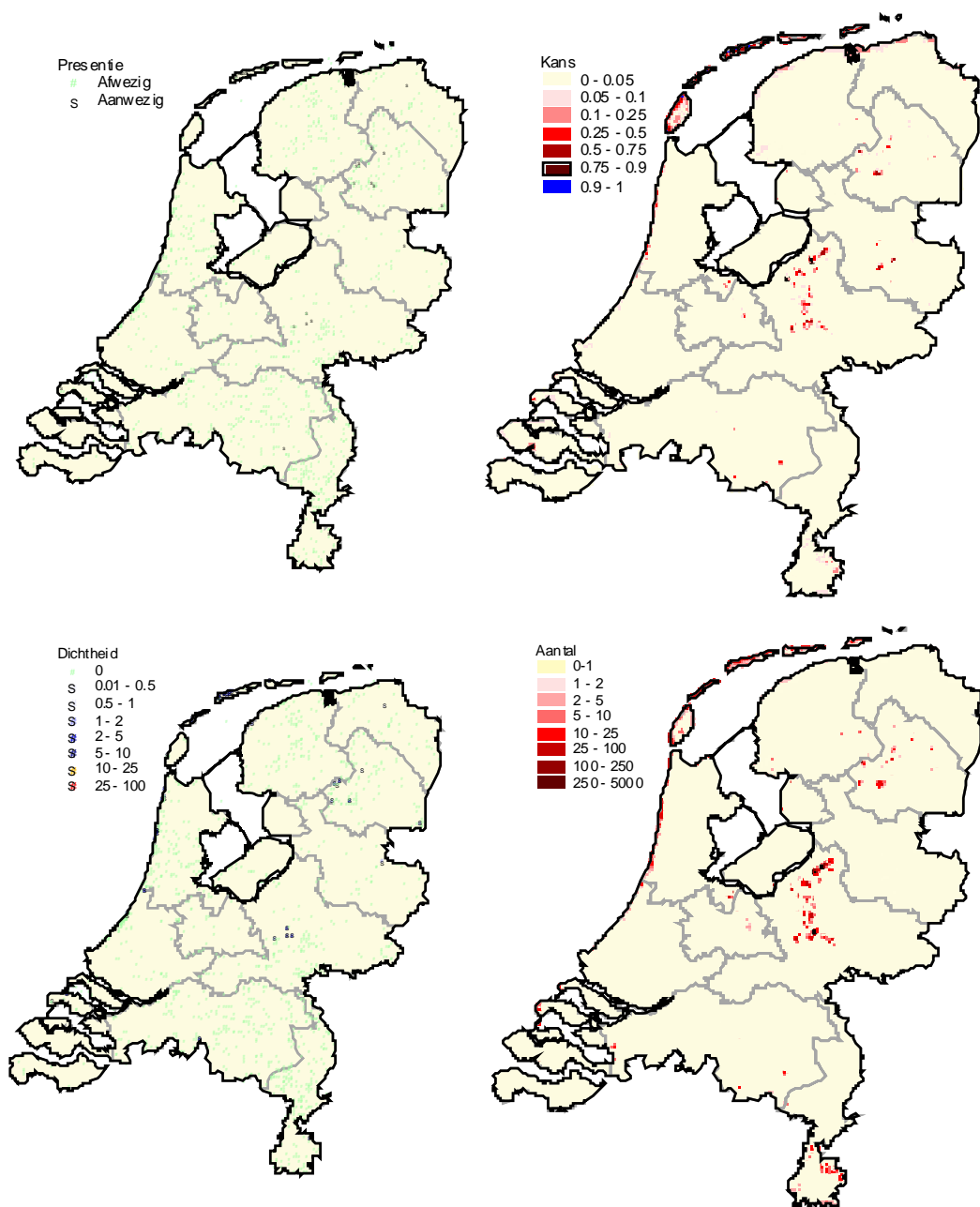
Figuur 15 Bont dikkopje: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



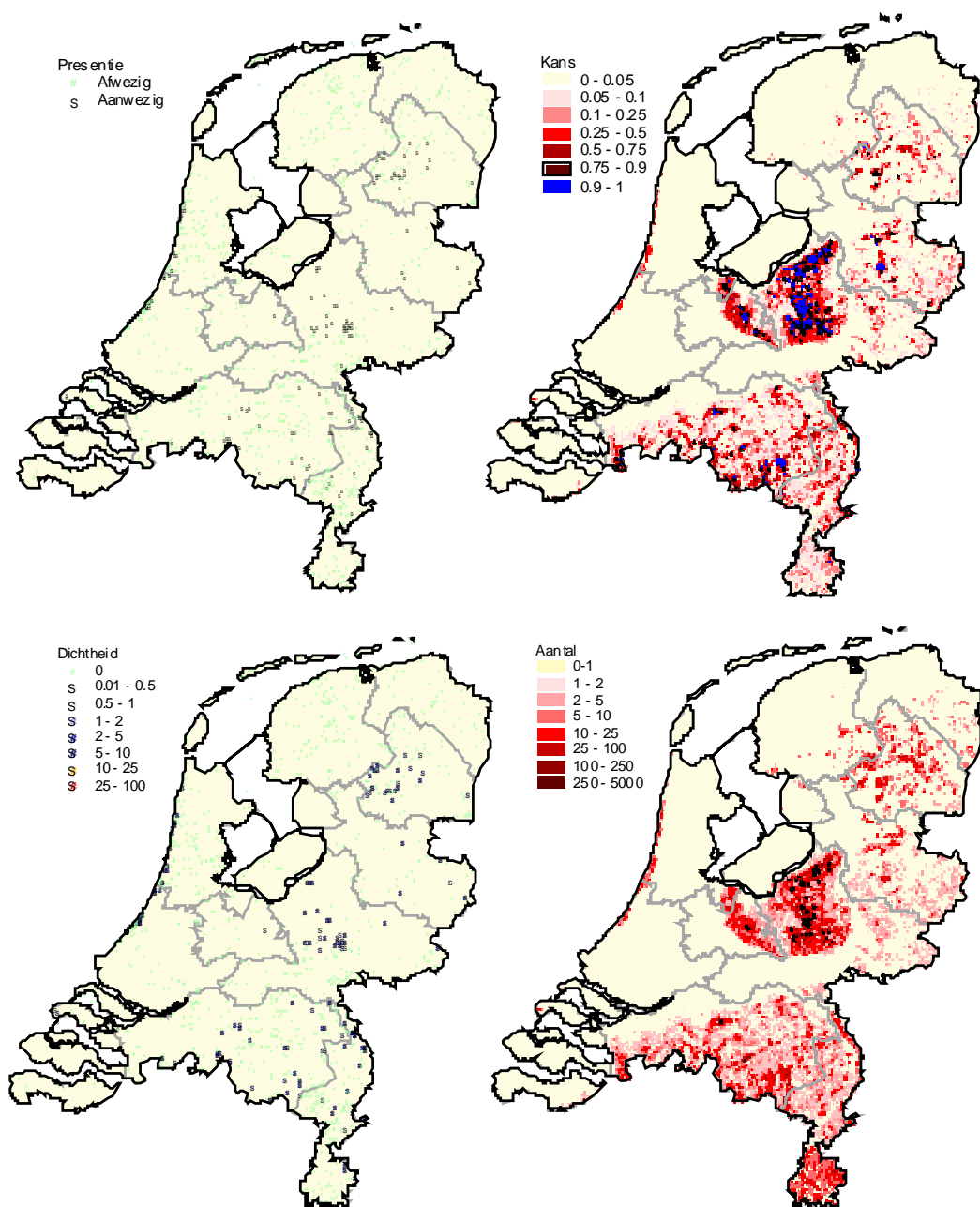
Figuur 16 Bort zandooijje: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



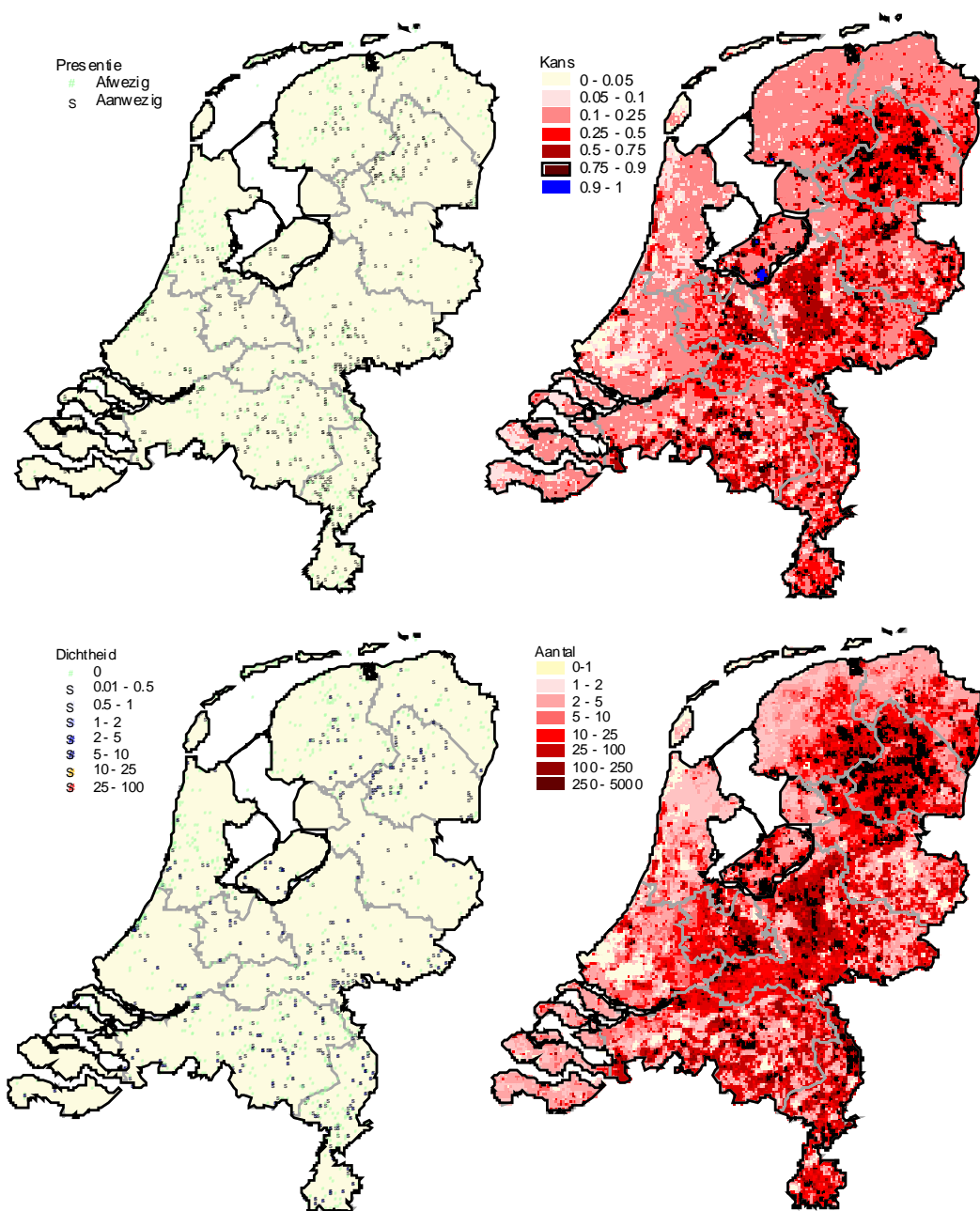
Figuur 17 Zilveren maan: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



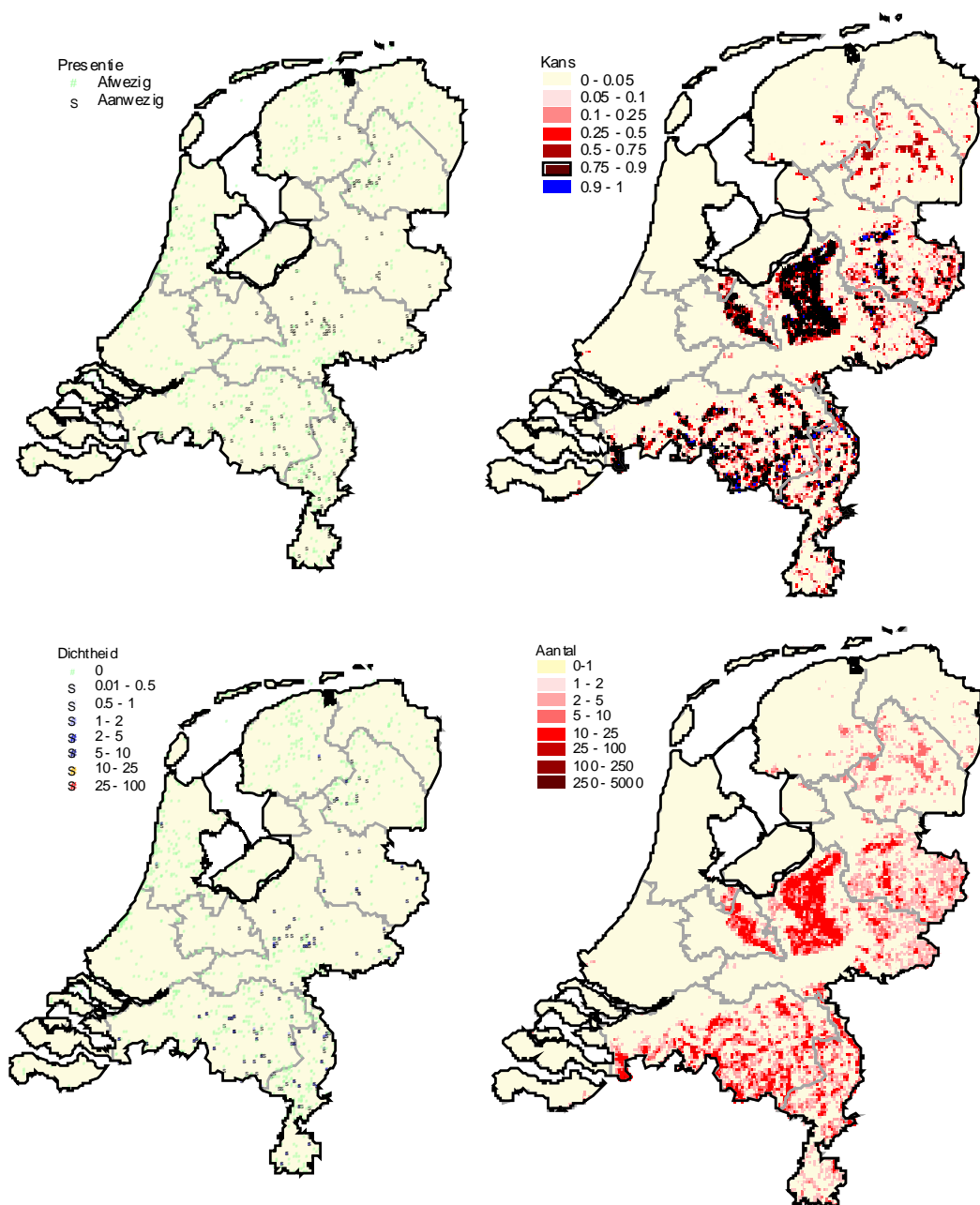
Figuur 18 Tapuit: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



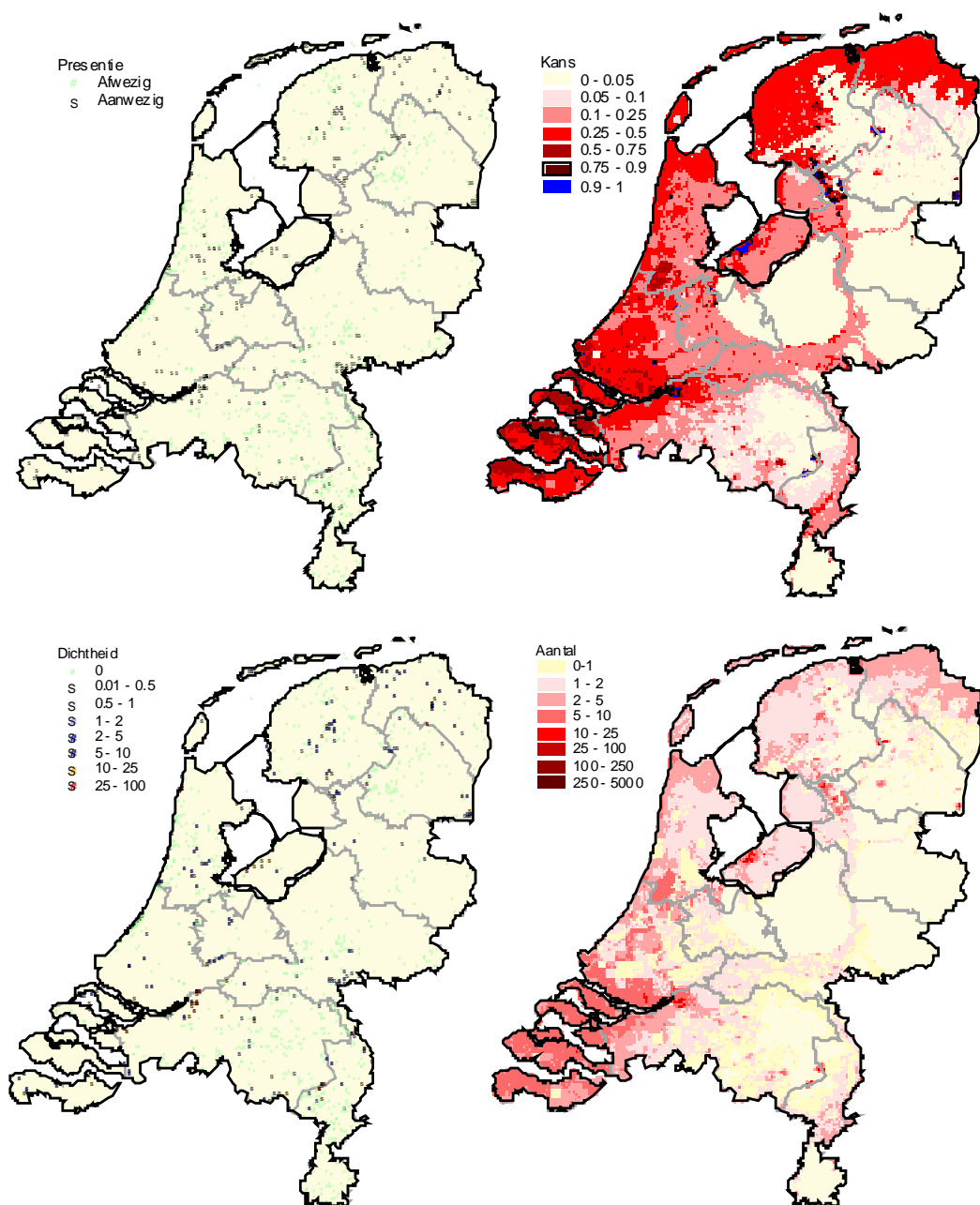
Figuur 19 Boomleeuwerk: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



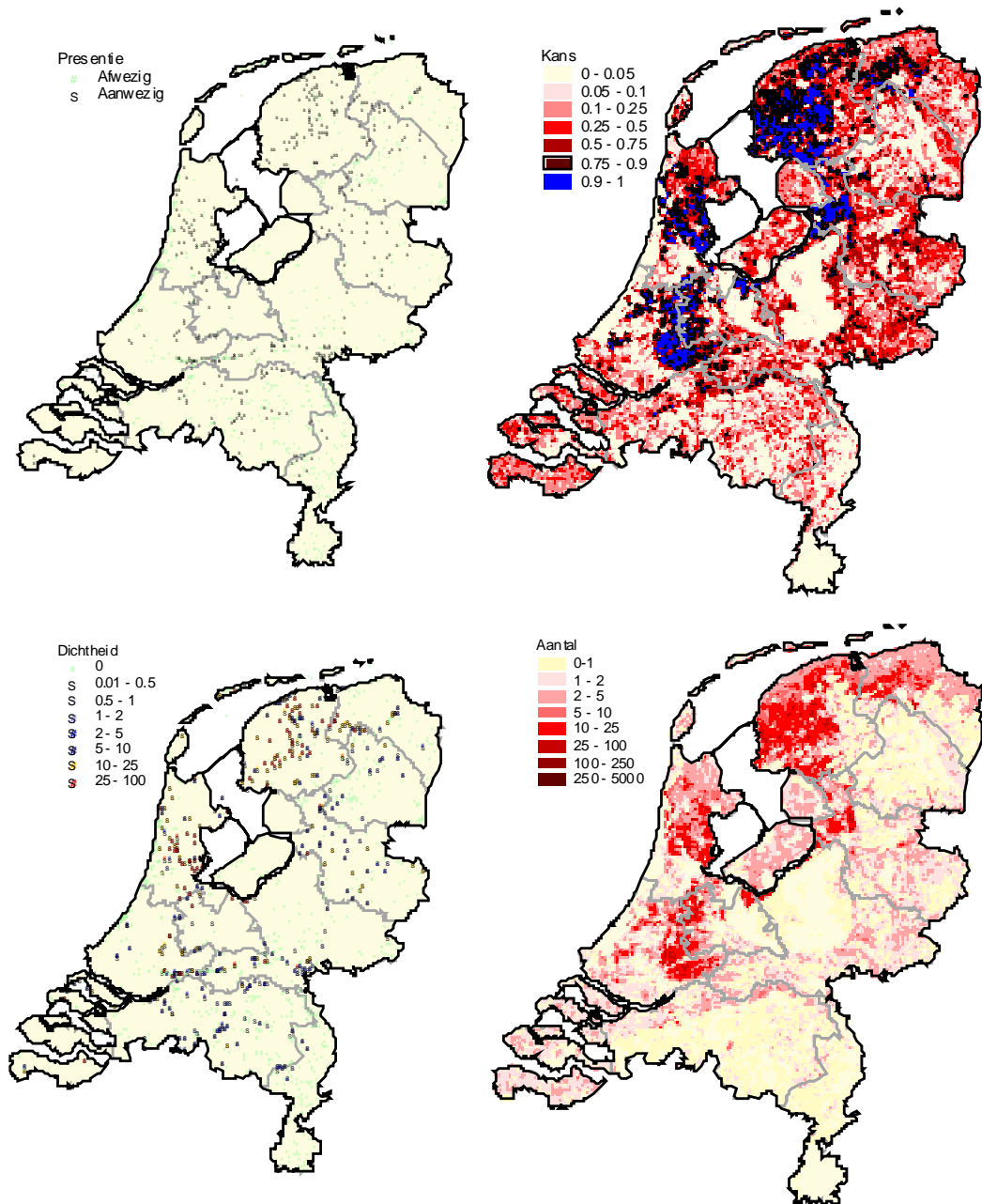
Figuur 20 Buizerd: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



Figuur 21 Zwarte specht basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



Figuur 22 Blauwborst basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).



Figuur 23 Grutto: basisgegevens (presentie en aantal linkerfiguren) en modeluitkomsten (kansen en abundanties: rechterfiguren).

6.2.5 Ecologische verbetering regressiemodellen

Met de modellen wordt ecologische kennis geformaliseerd. Momenteel zijn voor alle soorten de resultaten verkregen door een vaste methode aan te houden. Enkel de keuze voor het selecteren van cellen die meedoen bij de tweede stap (percentage kans op aanwezigheid 5 of 10%) verschilt. Het model van de kommavlinder is verder verbeterd door de oppervlakte van bos niet mee te nemen in het model. Vervolgens is het oorspronkelijk model vergeleken met het nieuwe model (figuur 24). Het verwachte voorkomen beperkt zich tot minder en tevens kleinere gebieden. Dit is meer volgens de verwachting. Hieruit blijkt, dat het statistisch beste model niet het ecologisch beste model hoeft te zijn.



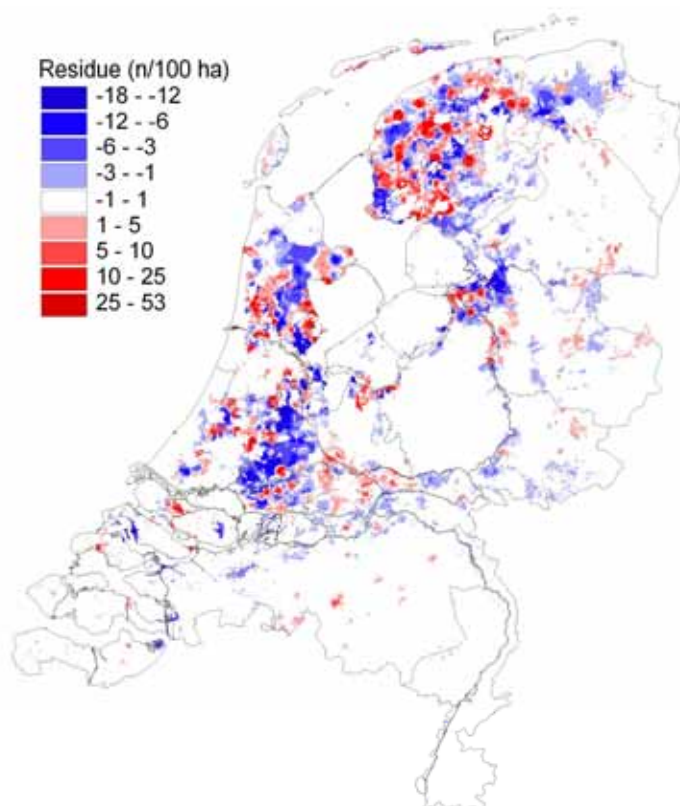
Figuur 24 Kans op voorkomen per kilometerhok van de Kommavlinder op basis van het statistisch beste model (links) en een als ecologisch juister beoordeeld model (rechts). In het model voor de kaart is de oppervlakte bos niet opgenomen: hierdoor is het verwachte voorkomen beperkt tot kleinere en minder gebieden dan links.

6.2.6 Ruimtelijke interpolatie

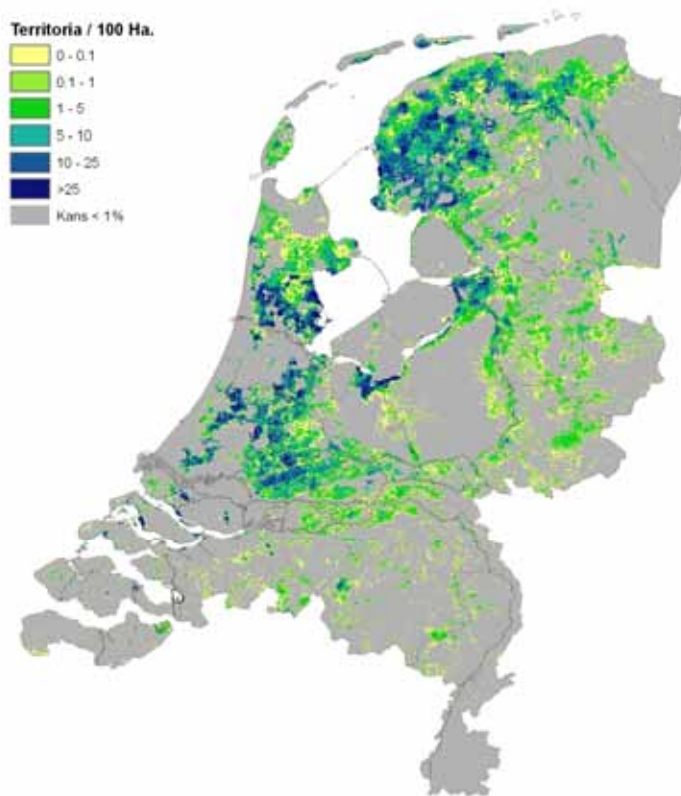
Een andere mogelijkheid voor het verbeteren van de modellen is om na de regressies een ruimtelijke interpolatie uit te voeren. Voor de grutto is naast het regressiemodel tevens een kaart gemaakt die is gecorrigeerd voor de afwijkingen tussen de modelvoorspellingen en de werkelijke dichtheden. Deze exercitie is uitgevoerd ten behoeve van de Gruttokaart van Nederland 2004 en geeft aan wat de mogelijkheden zijn van ruimtelijke modellen voor het maken van verspreidingskaarten op basis van monitoringdata. Een uitgebreide toelichting is te vinden in Teunissen *et al.* (2005).

In dit ruimtelijke model voor de Gruttokaart is het verschil tussen de werkelijke, trendgecorrigeerde, dichtheden en de voorspelde dichtheden (per 100 ha) per telgebied berekend (residuen). Dit levert een kaart op die het verschil laat zien tussen de modelvoorspellingen en werkelijk vastgestelde dichtheden. Deze residuen zijn alleen bekend voor de werkelijk getelde gebieden. Door middel van ruimtelijke interpolatie (kriging) is een landsdekkende kaart gemaakt, waarop gebieden staan waar structureel meer of minder grutto's zijn geteld dan voorspeld door het model (figuur 25). De kaarten met de predictie van regressie en de ruimtelijke interpolatie van de residuen zijn vervolgens bij elkaar opgeteld. Hierdoor ontstaat

een kaart waarin de modelvoorspellingen zijn gecorrigeerd voor lokale afwijkingen die niet verklaard kunnen worden door het regressiemodel. Deze techniek is ook gebruik voor het maken van de nieuwe gruttokaart (figuur 26, Teunissen *et al.* 2005).



Figuur 25 Gebruik van ruimtelijke interpolatie om gebieden te voorspellen waar structureel meer of minder grutto's worden voorspeld.



Figuur 26 Gruttkaart (Teunissen et al. 2005).

6.3 Resultaten HSI-modellen

6.3.1 Keuze soorten

Voor de HSI-modellen is gekozen om twee soorten te modelleren: de soortgroep zoogdieren en de soortgroep reptielen. Met deze soortgroepen is ervaring opgedaan en er is relatief veel over bekend. De keuze van de soorten is gebaseerd op vier criteria:

- bij voorkeur soort van Habitatrichtlijn
- soort van de Natuurwaardegraadmeter
- één soort die makkelijk lijkt te modelleren en één soort die moeilijker lijkt te modelleren
- soorten waar voldoende kennis over aanwezig is over de habitatvoorkeuren

Bij de zoogdieren is gekozen om de boomarter (annex V van de Habitatrichtlijn) en de das uit te werken. Met de boomarter is ervaring opgedaan met LARCH en lijkt ook makkelijker te modelleren. De das is naar verwachting moeilijker te modelleren. Bij de reptielen is gekozen voor de zandhagedis (annex IV van de Habitatrichtlijn) en de adder. De adder lijkt eenvoudiger te modelleren dan de zandhagedis. De zandhagedis stelt specifiekere eisen aan zijn leefgebied. Met beide soorten is ervaring opgedaan met LARCH.

6.3.2 Factoren

In eerste instantie is gekozen om alleen de basisfactoren mee te nemen in de modellen. Op basis van de resultaten van de habitatkaarten is besloten welke extra factoren in een volgend stadium meegenomen moeten worden.

6.3.3 Methode

In het HSI-model wordt voor de basisfactoren nagegaan welke factor het meest beperkend is voor het voorkomen van een soort. De kwaliteit van een leefgebied wordt vervolgens door de kwaliteit van deze factor bepaald. Voor de vier gekozen soorten komt dit neer op de basisfactoren hoofdecotopen, bodem en grondwater. Voor alle legenda-eenheden van deze factoren is ingeschat in hoeverre deze beperkend is voor het voorkomen van een soort (bijlage 8).

Voor de das is een aparte methode gevolgd om het habitat te modelleren. De das heeft zowel geschikte plekken nodig voor een burcht als om te foerageren. Hiervoor worden verschillende eisen gesteld. Een combinatie aan geschikt burchtenhabitat en voldoende foerageerhabitat kenmerkt geschikt leefgebied voor de das. In het model zijn beide 'functies' gemodelleerd en is nagegaan hoeveel foerageerhabitat er binnen een home-range van een das aanwezig is. Dit is gedaan door binnen een straal van 1 km het foerageergebied 'afstandgewogen' te sommeren. Hierbij is LARCH-SCAN gebruikt (Pouwels *et al.* 2002a). De kwaliteit van de burchten wordt bepaald door de kwaliteit van de burcht én het gesommeerde areaal aan foerageergebied.

6.3.4 Resultaten

Adder

Het karakteristieke habitat van de adder (*Vipera berus*) is vochtige, structuurrijke heide, gekenmerkt door veel overgangen van droog naar vochtig (Lenders 1992). Binnen een afstand van maximaal 1500 meter van het zomerhabitat moet een geschikte overwinteringsplaats zijn (vorstvrije, droge, meestal ondergrondse ruimte, bijv. een knaagdierhol of een ruimte tussen boomwortels) (Biella *et al.* 1993).

De adder komt in Nederland voornamelijk nog op de Veluwe en de Drents-Friese heidegebieden voor (RAVON 2005). De adder is al enkele decennia niet meer op de Utrechtse Heuvelrug waargenomen. Uit het Gooi is de soort halverwege de jaren zeventig verdwenen (Colaris 1998). De soort is ten opzichte van de periode vóór 1950 sterk achteruitgegaan door het verdwijnen van habitat, de achteruitgang van de habitatkwaliteit en door versnippering. De status in de Rode Lijst is 'kwetsbaar' (Hom *et al.* 1996).

Bij de modellering van de adder (figuur 27) blijkt het probleem met een goede grondwatertrappenkaart het grootst. Dit bestand is niet gedetailleerd genoeg om het geschikte leefgebied aan te geven. Eigenlijk zijn lage grondwatertrappen, zoals VII en VII, niet geschikt als leefgebied. Aangezien echter grote delen van de hogere zandgronden tot deze klassen gerekend worden, zouden veel heideterreinen als niet geschikt aangemerkt worden. Binnen de Veluwe zijn er echter lokale omstandigheden wel geschikt. Deze omstandigheden komen niet terug op de invoerbestanden. Wanneer het mogelijk is om dit detail beter aan te geven van heideterreinen is het mogelijk om de soort beter ruimtelijk te kunnen modelleren. Mogelijk dat de nieuwe grondwatertrappenkaart voor de hogere zandgronden een oplossing is. Andere alternatieven zijn buffers rond vennen maken en aannemen dat de situatie

daaromheen ook vochtig is. Ook zou het kunnen om uit de Top10-bestanden de drastekens voor heideterreinen mee te nemen in het basisbestand voor de hoofdecotopen.



Figuur 27 Potentieel leefgebied voor de adder in Nederland.

Zandhagedis

De zandhagedis (*Lacerta agilis*) is karakteristiek voor droge, structuurrijke heide die niet al te dicht is. De aanwezigheid van plekken open zand voor de ei-afzet is daarbij voorwaarde (o.a. Günther 1996).

De zandhagedis komt in Nederland vooral voor op de Veluwe en in de kustduinen (RAVON 2005). De soort is in Nederland ten opzichte van de periode vóór 1950 sterk achteruitgegaan door het verdwijnen van habitat en de achteruitgang van de habitatkwaliteit. De status op de Rode Lijst is 'kwetsbaar' (Hom *et al.* 1996).

Het resultaat van de zandhagedis laat een onderschatting van de verspreiding in Zuidoost- en Oost-Gelderland zien, terwijl de situatie in Brabant overschat wordt (figuur 28). Het is niet goed aan te geven in hoeverre dit een goede weerspiegeling van de potentie is. Zonder gebruik te maken van zeer gedetailleerde invoerbestanden over microhabitats lijkt dit het best mogelijke bestand met geschikte leefgebieden. Nagegaan moet worden in hoeverre dit bestand ook de potentiële leefgebieden van de gladde slang weergeeft. Met uitzondering van de duinen hebben de zandhagedis en de gladde slang sterk vergelijkbare habitatvoorkeuren. De gladde slang komt niet voor in het duingebied.



Figuur 28 Potentieel leefgebied voor de zandhagedis in Nederland

Boommarter

De boommarter (*Martes martes*) komt wijd verspreid in Europa voor. In Nederland komen ze vooral voor op de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug en daarnaast ook in Twente, de Fries-Drentse bossen; waarschijnlijk ook langs de binnenduinrand bij Haarlem. Zwervende dieren kunnen echter overal opduiken. Vroeger kwam deze sierlijke bosbewoners op bijna alle hogere gronden van Nederland voor (http://www.vzz.nl/index_js.html?boommarter/fof-boomm.htm).

De boommarter leeft bij voorkeur in oude gevarieerde boscomplexen. Als behendige klimmer en springer kan hij zijn leefgebied vanaf de grond tot in de boomtoppen benutten. De meeste waarnemingen zijn gedaan in loofbossen met veel struiken, gemengde bossen en zelfs in dichte en donkere naaldbossen. Soms wordt de boommarter echter ook ver buiten bosrijke streken aangetroffen.

Boommarters kiezen hun rustplaatsen vaak in boomholten, konijnenholten, tussen boomwortels of onder takkenbossen; nesten zitten bij voorkeur in holle beuken of eiken, vaak in oude spechtenholten (http://www.vzz.nl/index_js.html?boommarter/fof-boomm.htm).

In het nieuwe model wordt geen onderscheid gemaakt in leeftijd van het bos. Hierdoor zijn er geen verschillen in de kwaliteit van het leefgebied te onderscheiden (figuur 28). Mogelijkheden hiervoor zijn het gebruik van de Vierde Bosstatistiek, zoals dit ook is gebeurd voor de oude begroeiingstypenkaart (Griffioen *et al.* 2001) of het gebruik van meerdere jaargangen van HGN. Wanneer we de jaren 1900, 1950, 1970 en 1990 vergelijken met 2000 kan een

inschatting gemaakt worden van de leeftijd van het bos. Tevens moeten we nagaan in hoeverre dode bomen blijven staan. Dit kan met de ruimtelijke gegevens van de beheerspakketten.

De boomarter kent verschillende voorkeuren voor boomsoorten. Hierover zijn mogelijk gedetailleerde gegevens beschikbaar uit Drenthe. Momenteel wordt de boomsoort niet meegenomen in de invoerbestanden. Hiervoor kan men ook de Vierde Bosstatistiek gebruiken. Dit bestand is echter ruim 20 jaar oud. Eventueel dat het bestand dat voor het Meetnet Functie Vervulling wordt ontwikkeld bruikbaar is. Dit moet nader bekeken worden.



Figuur 29 Potentieel leefgebied voor de boomarter in Nederland.

Das

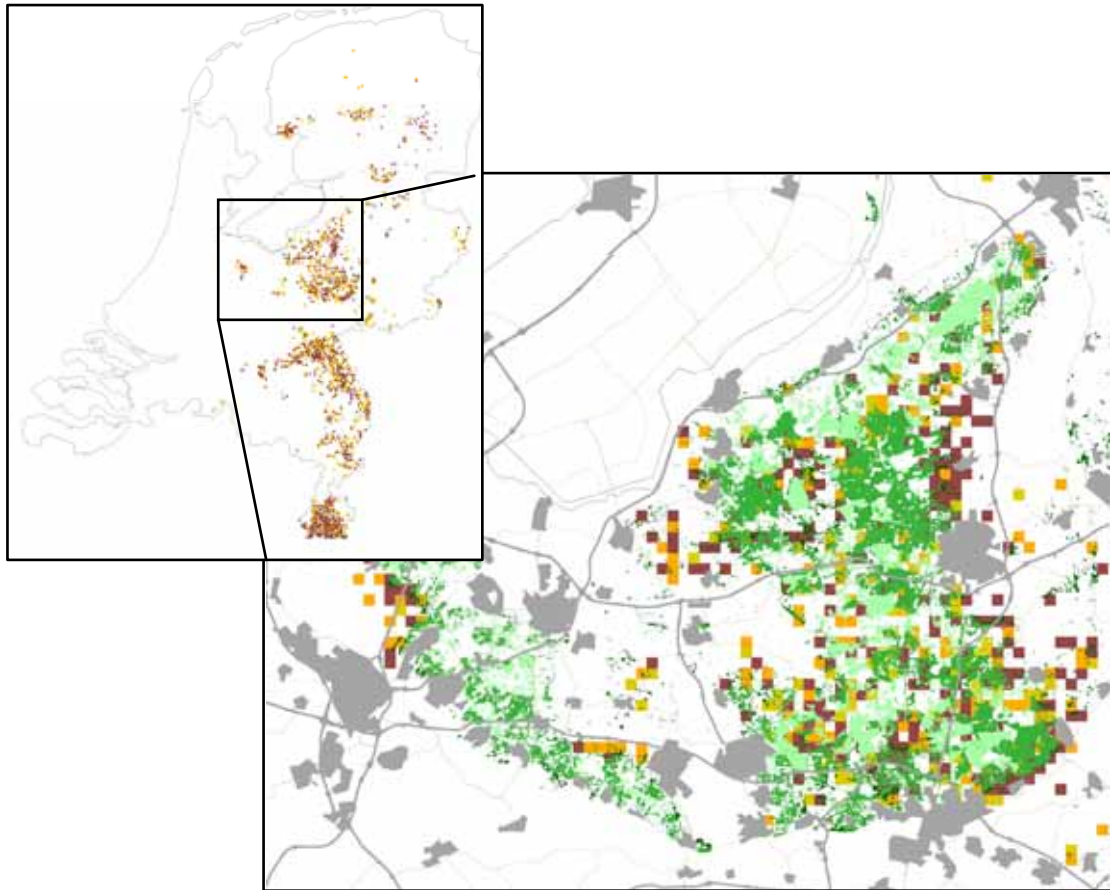
De das (*Meles meles*) komt voornamelijk op het hogere deel van Nederland voor. De overgangszone tussen hogere zandgronden en lager gelegen rivierdalen wordt aangegeven als van oudsher geschikte gebied (Wiertz & Vink 1992). Burchten bevinden zich vooral in bossen, houtwallen en bosranden, maar altijd in de buurt van gras- en akkerland met water op bereikbare afstand (Wiertz & Vink 1992). De burchten komen voor in een scala aan biotopen, maar zijn vooral gebonden aan randzones van bos(jes) met agrarisch landschap waarbij het agrarisch gebruik niet te intensief moet zijn (Lange *et al.* 1994). In het rivierengebied zal de soort buiten de winterdijken slechts de permanent hoogwater vrije delen voor burchten kunnen gebruiken. Dit zijn bijvoorbeeld rivierduinen, zoals in het Maasheggengebied.

Foerageermogelijkheden zijn wat ruimer (de das is een alleseter), hiervoor komen ook af en toe overstroomde gebieden in aanmerking. Buitendijks zijn kleinschalige agrarische gebieden, bossen en bosranden van belang.

De eerste resultaten zijn veelbelovend (figuur 30). De huidige habitatkaart kunnen we vergelijken met de gegevens over burchten binnen kilometerhokken (figuur 31). Nu is reeds zichtbaar dat er twee kaartlagen toegevoegd kunnen worden, die het resultaat verbeteren. De ene is een bestand met infrastructuur. De kwaliteit van het leefgebied rond een weg is lager dan verder ervandaan. Daarnaast is het gemis aan kleine landschapselementen zoals heggen en houtwallen een gemis dat met name zichtbaar is in Zuid-Limburg. Deze kleine landschapselementen zijn vaak geschikt als burchthabitat.



Figuur 30 Potentieel leefgebied voor de das in Nederland.

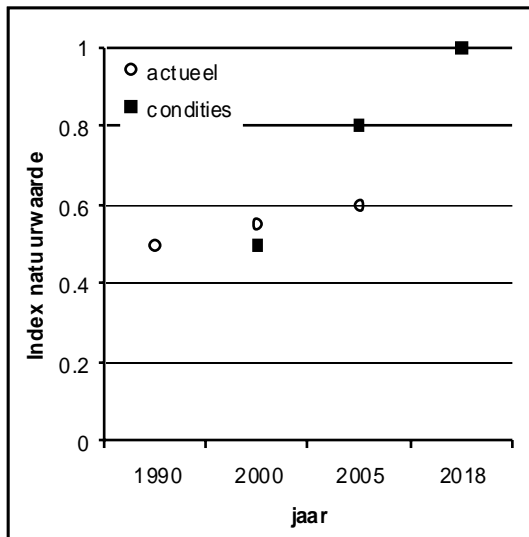


Figuur 31 In de linkerfiguur zijn de dassenburchten in Nederland weergegeven binnen kilometerhokken. Donkerbruine blokken geven bezette burchten weer, oranjeonbewoonde en bruin-groene blokken verdwenen burchten. De geschiktheid van leefgebieden (groen in rechterfiguur) zou vergeleken kunnen worden met de aan- en afwezigheid van burchten.

7 Discussie, conclusies en aanbevelingen

7.1 Discussie

De twee typen modellen die zijn ontwikkeld leveren verschillende resultaten. De regressiemodellen geven een zo goed mogelijk beeld van de actuele verspreiding. De HSI-modellen geven een zo goed mogelijk beeld van de ecologische condities. Voor het gebruik binnen de Natuurwaarde-graadmeter zijn zowel de actuele aantallen als de ecologische condities belangrijk. Soms zijn de condities van een soort op orde, terwijl de actuele aantallen achter blijven en visa versa. Een index gebaseerd op actuele verspreiding is noodzakelijk voor het monitoren van de huidige kwaliteit van de natuur. Een index gebaseerd op het modelleren van condities kan men gebruiken voor de evaluatie van toekomstige scenario's (figuur 32). Bij de ontwikkeling en het gebruik van de modellen moet duidelijk zijn wat de toepassing is.



Figuur 32 Voorbeeld van de index van de Natuurwaarde, gebaseerd op meetnetten of regressiemodellen (actueel) en HSI-modellen (condities).

De studie naar het modelleren van weidevogels (Pouwels *et al.* 2005) laat zien dat HSI-modellen voor sommige soorten minder valide modellen opleveren dan regressiemodellen. De validatie van HSI-modellen is dan ook zeer belangrijk. Voor zeldzame soorten is het misschien niet mogelijk om valide HSI-modellen te ontwikkelen.

Bij de regressiemodellen is de keuze van de ondergrens voor verwachte nullen nu bij 5% gelegd voor vogels en bij 10% voor vlinders. Deze ondergrens is arbitrair gekozen, maar zou met crossvalidatie op een meer objectieve manier vastgelegd kunnen worden. Zo lijkt een ondergrens van 30% voor het bont zandoogje een meer realistisch beeld op te leveren dan 10%. Dit duidt erop, dat een of meer belangrijke variabelen nog ontbreken in het model. Keuze van een hogere ondergrens heeft consequenties voor het abundantiemodel: er worden dan minder lage abundanties voorspeld.

Een ander probleem in huidige datasets is dat vlinder- en vogelarme gebieden vaak slecht zijn onderzocht. Is dit niet landelijk het geval, dan vaak wel regionaal. Zo zijn bijvoorbeeld in de

delta broedvogels slecht onderzocht in het agrarisch gebied en juist goed in moerasgebieden. En op de Veluwe is bijna alleen op de open terreinen naar vlinders gekeken. Dit leidt tot te hoge kansen en verwachte abundanties in die FGR's; in een groot deel van de onderzochte gebieden in die FGR komt de soort immers voor. Hier moet nog een oplossing voor gevonden worden.

Conclusies

Regressiemodellen zijn een uitstekend middel om landsdekkende kaartbeelden te kunnen genereren uit onvolledige data. Zelfs bij toepassing van de relatief eenvoudige modellen voor deze rapportage brengen de geproduceerde kaarten heel redelijk de potentiële verspreiding en abundanties in beeld. Vergelijking van deze eenvoudige modellen op basis van een beperkte data met het zeer uitgebreide model voor de "Gruttokaart 2004" laat echter zien dat hierin nog veel ruimte is voor verbeteringen.

De methode van HSI-modellen lijkt bruikbaar voor de soortgroepen reptielen en zoogdieren. Met name het model voor de das lijkt bruikbaar om via enkele uitbreidingen een goed beeld te genereren van geschikte leefgebieden. Het is de verwachting dat door het toevoegen van kleine landschapselementen het model nog verbetert.

7.2 Aanbevelingen

Bij het maken van de modellen moet men niet alleen kijken naar de statistisch beste voorspelling, maar ook naar de ecologisch beste voorspelling. Er dient voorzichtig omgesprongen te worden met significante variabelen die geen directe ecologische relatie met de soort hebben. Zo blijkt de toevoeging van de oppervlakte bos aan soorten van heide en stuifzand de modellen statistisch te verbeteren terwijl deze soorten geen directe ecologische relatie met bos hebben. Blijkbaar komt er meer habitat voor deze soorten voor in blokken met bos, maar is de relatie waarschijnlijk geheel correlatief en niet oorzakelijk. De ecologisch beste regressiemodellen ontstaan dan ook door een combinatie van statistische modelselectie en ecologische kennis. Regressiemodellen hebben verder als nadeel dat ze alleen betrouwbaar zijn binnen de uitersten van de gebruikte variabelen. Met extrapolaties naar combinaties die buiten de modelruimte vallen, moet dan ook voorzichtig worden omgesprongen. Dit onderstreept nog eens dat toevoeging van ecologische kennis bij het opstellen van de modellen van groot belang is.

Voor het HSI-model voor de boommarter zullen gegevens over leeftijd bos en boomsoort toegevoegd moeten worden om het model genoeg differentiatie in kwaliteit te laten hebben. Voor het model voor de adder moet natte heide onderschieden kunnen worden van drogere heidetypen. De grondwatertrappenkaart lijkt hier minder geschikt voor. Het model van de zandhagedis kan verbeterd worden. Hiervoor zijn echter gegevens over microklimaat nodig die mogelijk niet voorhanden zijn.

Voor een eenvoudige validatie van de HSI-modellen kan men eventueel verspreidingsgegevens gebruiken. In hoeverre dit mogelijk is, is niet onderzocht. Het lijkt erop dat de gegevens van de das hier goed bruikbaar voor zijn.

De effecten van infrastructuur moet men voor alle vier de soorten toevoegen. Met name de potentie op de Utrechtse Heuvelrug voor de vier soorten heeft te leiden onder de infrastructuur in dit gebied (zie ook van der Grift *et al.* 2003).

Literatuur

- Al-Haj Saleh, Khaled. 2002. Geo-Data & information processing application for habitat indicators. Thesis report GIRS-2002-07, Wageningen University, Wageningen.
- Baretta A.B. (1999). The global and the Dutch perspective on declining amphibian populations, Utrecht University, 22 p.
- Bastian, A., Bastian, H.V. & Sternberg, H.E. (1994). Is the food supply a deciding factor for the territory choice of Whinchats *Saxicola rubetra*? *Vogelwelt* 115, 103-114.
- Beintema A.J. (1997). European Black Terns (*Chlidonias niger*) in trouble: Examples of dietary problems. *Colonial Waterbirds* 20, 558-565.
- Bendell, B.E. & McNicol, D.K. (1995). The diet of insectivorous ducklings and the acidification of small Ontario lakes. *Can. J. Zoology* 73, 2044-2051.
- Bengtsson, G. & Rundgren, s. (1992). Seasonal variation of lead uptake in the earthworm *Lumbricus terrestris* and the influence of soil liming and acidification. *Arch. Environm. Contamin. & Toxicol.* 23, 198-205.
- Bergers, P.J.M., La Haye, M., Moerdijk, M. & Nieuwenhuizen, W. (1998). Habitatkwaliteit voor de noordse woelmuis in Nederland. IBN-rapport 364. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Biella H.-J. & W. Völkl, 1993. Die Biologie der Kreuzotter (*Vipera berus*) in Mitteleuropa - ein kurzer Überblick. - *Mertensiella* 3: 311-318
- Biella H.-J., G. Dittmann & W. Völkl, 1993. Ökologische Untersuchungen an Kreuzotterpopulationen (*Vipera berus*) in vier Regionen Mitteldeutschlands. *Zool. Abh.* 47 (13): 193-204
- Bink, F.A. & Siepel, H. (1996). Nitrogen and phosphorus in *Molinia caerulea* (Graminae) and its impact on the larval development in the butterfly-species *Lasiommata megera* (Lepidoptera: Satyridae). *Entomol. Gener.* 20, 271-280.
- Bink, F.A., Beintema, A.J., Esselink, H., Graveland, J., Siepel, H. & Stumpel, A.H.P. (1998). Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen. Preadvies fauna. IBN-rapport 341, 191 p. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Bokdam, J. & Wallis de Vries, M.F. (1992). Forage quality as limiting factor for cattle grazing in isolated Dutch nature reserves. *Cons. Biol.* 6.: 399-407.
- Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. Van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen, 1992. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Utrecht: Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging
- Brunsting, A.M.H. & Heil, G.W. (1985). The role of nutrients in the interactions between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathlands. *Oikos* 44, 23-26.

- Cannon, W.N. (1993). Gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) consumption and utilization of northern red oak and white oak foliage exposed to simulated acid rain and ozone. *Environm. Entomol.* 22, 669-673.
- Canters, K.J., Wijsman, H.J.W. 1997. Wat doen we met de boommarter. Onderzoek naar voorkomen, leefwijze, bedreigingen en bescherming van de boommarter in Nederland. Wetenschappelijke Mededeling KNNV nr. 219.
- Carcamo, H.A., Parkinson, D., Bargshoorn, D. (1998). Distribution of earthworms along a sharp acidification gradient. *Pedobiologia* 42, 88-95.
- Cochran, W.G. (1977). *Sampling Techniques*, third edition. Wiley. New York.
- Colaris, W.J.J., 1998. *Natuur van het Gooi: kansen voor duurzaam behoud*. Backhuys, Leiden.
- Desender, K. & Turin, H. (1989). Loss of Habitats and Changes in the Composition of the Ground and Tiger Beetle Fauna in four West European Countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae). *Biol. Cons.* 48, 277-294.
- Desgranges, J.L. & Gagnon, C. (1994). Duckling response to changes in the trophic web of acidified lakes. *Hydrobiologia* 279/280, 207-221.
- Dijk, J.J.A. van (1988) reviewed in: Stuijzand, S., Turnhout, Chr. van & Esselink, H. (2004). Gevolgen van verzuring, vermesting en verdroging en invloed van herstelbeheer op heidefauna. Basisdocument Overlevingsplan Bos en Natuur. Rapport EC-LNV nr. 2004/152 O, Ede, 297 p.
- Dijk, J.J.A. van (1991). Verslag van een onderzoek naar de effecten op de populatieontwikkeling van de heikikker veroorzaakt door de bekalking van verzuurde vennen op de Tongerense heide, rapport, 25 p (reviewed in: Stuijzand *et al.* (2004) without further reference)
- Dijkstra, H. & J. van Lith-Kranendonk. 2000. Schaalkenmerken van het landschap in Nederland; Monitoring Kwaliteit Groene Ruimte (MKGR). Alterra-rapport 40. Alterra, Wageningen.
- Dmowska, E. (1995). Influence of simulated acid rain on communities of soil nematodes. *Acta Zool. Fenn.* 196, 321-323.
- Dorenbosch, M. (1997). Verspreiding en toekomst van de Zandhagedis in Limburg. *Natuurhist. Mndbl.* 86, 262-268.
- Drent & Woldendorp (1989) In Graveland, J. (1995). The Quest for Calcium. Calcium limitation in the reproduction of forest passerines in relation to snail abundance and soil acidification. Ph.D. Thesis. University of Groningen, 171 p
- Eriksson, M.O.G. (1994). Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated loon (*Gavia stellata*) and Arctic loon (*Gavia arctica*) in southwest Sweden. *Hydrobiologia* 279/280, 439-444.

- Finke, P.A., D.J.J. Walvoort & F. de Vries. 1998. Prioriteiten voor actualisatie van grondwater-trappenbestanden 1:50 000 in een deel van Pleistoceen-Nederland. Wageningen, SC-DLO. Rapport 631.
- Fioramonti E., Semlitsch RD, Reyer, HD, Fent, K. (1997). Effects of triphenyltin and pH on the growth and development of *Rana esculenta* and *Rana lessonae* tadpoles. *Environ. Toxic. Chem.* 16, 1940-1947.
- Glandt, D. & Bisschoff, W. (1988) Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). *Mertensiella, Suppl. Z. Salamandra. Deutsch. Ges. Herpetol. Terrarienknd., Bonn*, 257 p.
- Glooschenko *et al.* (1986) In Graveland, J. (1995). The Quest for Calcium. Calcium limitation in the reproduction of forest passerines in relation to snail abundance and soil acidification. Ph.D. Thesis. University of Groningen, 171 p
- Graveland, J. (1993). Verzuring, kalkgebrek en problemen bij eischalvorming bij vogels in Nederlandse bossen. *Rapp. Ned. Inst. Oecol. Onderz. (NIOO)*.
- Graveland, J. (1995). The Quest for Calcium. Calcium limitation in the reproduction of forest passerines in relation to snail abundance and soil acidification. Ph.D. Thesis. University of Groningen, 171 p.
- Graveland, J. (1996). The decline of an aquatic songbird: The Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in the Netherlands. *Limosa* 69, 85-96.
- Graveland, J. (1998). Effects of acid rain on bird populations. *Environ. Rev.* 6, 41-54.
- Graveland, J. & Wal, R. van der (1996). Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines. *Oecologia* 105, 351-360.
- Green, R.E. & Griffiths, G.H. (1994). Use of preferred nesting habitat by stone curlews *Burhinus oedicephalus* in relation to vegetation structure. *J. Zool.* 233, 457-471.
- Griffioen, A.J., H.A.M. Meeuwsen en S.A.M. van Rooij. 2000. Afleiding inputbestand LARCH: Begroeiingstypenkaart 2000 (250 x 250m). Intern rapport Alterra. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Grime, J.P. (1979). Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Chichester. 234 p.
- Günther, R. (Hrsg.), 1996. Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag.
- Hartley, S.E. & Gardner, S.M. (1995). The response of *Philaenus spumarius* (Homoptera: Cercopidae) to fertilizing and shading its moorland hostplant (*Calluna vulgaris*). *Ecol. Entomol.* 20, 396-399.
- Haysom, K.A., & Coulson, J.C. (1998). The Lepidoptera fauna associated with *Calluna vulgaris*: effect of plant architecture on abundance and diversity. *Ecological Entomology* 23: 377-385.
- Heide, J. van der, Hovenkamp, F. Hovenkamp, W., Siepel, H. & Wiel, P. van de (1981). De heidekever, aanzet of oorzaak? RIN-rapport 76, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Henkens, R.J.H.G., R. Jochem, D.A. Jonkers, J.G. de Molenaar, R. Pouwels, M.J.S.M. Reijnen, P.A.M. Visschedijk & S. de Vries. 2003. Verkenning van het effect van recreatie op

broedvogels: literatuurstudie en koppeling modellen FORVISITS en LARCH. Werkdocument 20003/29, Natuurplanbureau, Wageningen.

Henkens, R.J.H.G., S. de Vries, R. Jochem, R. Pouwels & M.J.S.M. Reijnen. 2005. Het effect van recreatie op broedvogels op landelijk niveau; Ontwikkeling van het recreatiemodel FORVISITS 2.0 en koppeling met LARCH 4.1. Werkdocument Natuurplanbureau, Wageningen.

Hochkirch, A. & Klugkist, H. (1998). Die Heuschrecken des Landes Bremen – Ihre Verbreitung. Habitate und Schutz (Orthoptera, Saltatoria). Abh. Naturwissensch. Ver. Bremen 44, 3-73.
Hom, C.C., P.H.C. Lina, G. van Ommering, R.C.M. Creemers & H.J.R. Lenders, 1996. Bedreigde en kwetsbare amfibieën en reptielen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst. IKC-natuurbeheer, Wageningen.

Hornmann, M. (1996). De effecten van verzuring en eutrofiëring door atmosferische stikstof en zwavelverbindingen op terrestrische fauna. Scriptie no 193, Aquatische Oecologie & Milieubiologie, KUN, Nijmegen, 29 p.

Huhta, V. , Hyvönen, R., Koskeniemi, A. , Vilkkamaa, P., Kaasalainen, P. & Sulander, M. (1986). Response of soil fauna to fertilization and manipulation of pH in coniferous forests. Acta Forestalia Fennica 195, 5-95.

Ingrisch, S. (1983). Zum Einfluss der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). Dtsch. Entomol. Zschr. N.F. 30, 1-15.

Ingrisch, S. (1984). Embryonic development of *Decticus verrucivorus* (Orthoptera: Tettigoniidae). Entomol. Generalis 10, 1-9.

Janssen, J.A.M. & J.H.J.Schaminée. 2003. Europese natuur in Nederland: Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Jansen, J.M.L., J.M. Halbertsma, J.A.P. Heesterbeek, H. Houweling & M.J.W. Jansen. 2004. Kwaliteitsborging databestanden en modellen. Alterra-rapport 956. Alterra, Wageningen.
Kehl, C. (1997) Synopsis: Oribatid mite communities in different degraded bogs. Zool. Beitr. 38, 3-10.

Klemann M., van Manen W. & Vogel R. 1994. Grootchalige broedvogelkarteringen van belang voor het beheer. Vogeljaar 42: 193-200.

Kramer, H. , G.W. Hazeu en J. Clement. 2006. Bestaande Natuur 2004: Vervaardiging van een basisbestand als referentie voor bestaande natuur in Nederland. WOT-werkdocument 2006.

Lammers, G.W., A. van Hinsberg, W. Loonen, M.J.S.M. Reijnen & M.E. Sanders. 2005. Optimalisatie Ecologische Hoofdstructuur. Milieu- en Natuurplanbureau Rapport nr 408768003 Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
Wamelink *et al.* 2001 SUMO

Lange, R., P. Twisk, A. van Winden & A. van Diepenbeek, 1994. Zoogdieren van West-Europa. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

Lange, R.; Van Winden, A.; Twisk, P.; De Laender, J.; Speer, C., 1986. Zoogdieren van de Benelux. Herkenning en onderzoek. Amsterdam, Jeugdbondsuitgeverij, 193 p.

Lenders, A.J.W. (1989). De invloed van verzuring en eutrofiëring in een ven op vier soorten watersalamanders. *De Levende Natuur* 79-84.

Lenders, H.J.R. & Wezel, H.A.T.M. van (1986). Sprinkhanen en graslandbeheer. Relaties tussen beheersmaatregelen en de aanwezigheid van Orthoptera (sprinkhanen en krekels) in graslanden. Landbouw Universiteit Wageningen – Doctoraalverslag 830.

Lenders, A.J.W., 1992. Een herpetologische visie op beheer en inrichting van het Meinweggebied. *Natuurhistorisch Maandblad* 81:183-196.

Lensink, B.M. (1963). Distributional ecology of some Acrididae (Orthoptera) in the dunes of Voorne, Netherlands. *Tijdschrift voor Entomologie* 106, 357-443.

Leuven, R.S.E.W., Wendelaar Bonga, S.E., Oyen, F.G.F. & Hagemeyer, W. (1987). Effects of acid stress on the distribution of aquatic insects in lentic soft waters. *Proc. 3rd Eur. Congr. Entom.*, Amsterdam, 103-106.

Lorenzon, P. , Clobert, J., Oppliger, A. & John, A.H. (1999). Effect of water constraint on growth rate, activity and body temperature of yearling common lizard (*Lacerta vivipara*). *Oecologia* 118, 423-430.

Mabelis, A.A. (1976). De invloed van maaien, branden en grazen op de mierenfauna van de Stabrechtse Heide, RIN-rapport, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

Molenaar, J.G. de & F. Bink (1994). Een visie op het functioneren van de heide als systeem, met nadruk op droge heide. In: Beije, H., Moen, P. & Wijnhoven, A.L. (eds.). Een nieuwe kijk op de hei. Versl. Heideworkshop 250593. IBN-rapport 073, 41-56. Inst. Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Niewold, F.J.J. (1997). Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population. *NNA-Berichte* 1, 1-20.

Noetzold, R. (1996). Staphylinid and carabid communities (Staphilinidae and Carabidae) of the soil in different alder forest biotopes in the Bornhoeved area and their dependence on habitat factors. *Faun.Oekol. Mitt. Suppl.* 20, 9-46.

Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. (1988). Egg mass and shell thickness in Dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. *Environmental Pollution* 55: 107-121.

Ormerod, S.J. & Rundle, S.D. (1998). Effects of experimental acidification and liming on terrestrial invertebrates; implications for calcium availability to vertebrates. *Environm. Poll.* 103, 183-191.

Oppermann, R. (1999). Food availability and habitat requirements of the Whinchat *Saxicola rubetra*. *Vogelwelt* 120, 7-25

Oude Voshaar, J.H. 1995. Statistiek voor onderzoekers. ISBN-nummer 90-74134-11-4. Wageningen Academic Publishers, Wageningen

- Pouwels, R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen & J.G.M. van der Grefte 2002a. LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen. Alterra-rapport 492. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, J.T.R. Kalkhoven & J. Dirksen. 2002b Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH. Alterra-rapport 493. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Pouwels, R., R. Reijnen, C van Swaay en H. Houweling. 2002c. Voorstel voor verbetering van habitatmodellering in kennissysteem LARCH: van een vaste begroeiingstypenkaart naar een kaartlagensysteem. Alterra-rapport 704. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Pouwels, R., P.W. Goedhart, H. Baveco, R. Jochem & W. Geertsema. 2005. Effectiviteit van agrarisch natuurbeheer voor weidevogels: Modelontwikkeling. Planbureau-rapport 24. Natuurplanbureau, Wageningen.
- RAVON. 2005. Waarnemingenoverzicht 2003 & 2004. RAVON 20 7(2). pg 46-64.
- Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong & M. de Heer. 2001. LARCH Vogels Nationaal; Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. Alterra-rapport 235. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Ruess, L. Funke, W., & Breunig, A. (1993). Influence of experimental acidification on nematodes, bacteria and fungi: Soil microcosms and field experiments. Zool. Jb. Abt.f. Systematik, Ökologie u. Geographie Tiere 120, 189-199.
- Rundgren, S. & Nilsson, P. (1997). Sublethal effects of aluminium in earthworms in acid soil: the usefulness of *Dendrodrilus rubidus* (Sav.) in a laboratory test system. Pedobiologia 41, 417-436.
- Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, R. Pouwels, S. van Tol, J. Dirksen & E.A. van der Grift. 2003 Evaluatie doelrealisatie EHS met de graadmeter Natuurwaarde; voortgangsrapportage 2003. NPB werkdocument 2003/21. Alterra, Wageningen.
- Reijnen, M.J.S.M., W. Loonen, R. Pouwels & G.W. Lammers. 2004. Randlengte en ruimtelijke samenhang van natuur in de Ecologische Hoofdstructuur; Een eerste verkenning. Werkdocument 2004/07. Natuurplanbureau, Wageningen.
- Scheuhammer A.M. (1991). Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. Environm. Pollut. 71:329-376
- Scheper, M., Sjoukes, K.J., Dekker, H. & Lumkes, M. (1994). Het Gentiaanblauwtje in Drenthe. Onderzoek naar voorkomen, bedreiging, beheer en herintroductie van het Gentiaanblauwtje in Drenthe. Min. LNV, Dir. NBLF. Consulentenschap Drenthe, rapport nr. 10110, 86 p.
- Siepel, H. (1990). The influence of management on food size in the menu of insectivorous animals. Proc. Exp. Appl. Entomol. 1, 69-74.
- Siepel, H. (1994). Structure and function of soil microarthropod communities. Thesis, Wageningen Agricultural University, 136 p.

- Siepel, H., Meijer, J., Mabelis, A.A. & Boer, M.H. den (1989). A tool to assess the influence of management practices on grassland surface macrofaunas. *J. Appl. Entomol.* 108 271-290.
- Siepel, H. & Bund, C.F. van de (1986). The use of life history strategies of microarthropods in grassland management. In: Velthuis, H.H.W. (ed.): *Proc. 3rd Europ. Congr. Entomol.*, 481-485.
- Smidt, J.T. de & Brunsting, A.H.M. (1990). Tegengaan van vergrassing bij heidekeverplaag. *De Levende Natuur*, 60-62.
- 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.
- Spidso T.K., Korsmo, H. (1993). Effect of acid rain on pine needles as food for capercaillie in winter. *Oecologia* 94: 565-570
- Steur, G.G.L. & W. Heijink, 1991. Bodemkaart van Nederland schaal 1 : 50 000. Algemene begrippen en indelingen. Wageningen, DLO-Staring Centrum.
- Strijbosch, H. (1986). Niche segregation in sympatric *Lacerta agilis* and *Lacerta vivipara*. *Studies in Herpetology*, 449-454.
- Strijbosch, H. (1987). Nest site selection of *Lacerta agilis* in the Netherlands. In: Gelder, J.J. van, Strijbosch, H. & Bergers, P.J.M. (eds.). *Proc. 4th Ord. Gen. Meet. Soc. Eur. Herpetol.*, 375-378.
- Strijbosch, H. (1988). Habitat selection of *Lacerta vivipara* in a lowland environment. *Herpetol. J.* 1, 207-210.
- Stuijzand, S., Turnhout, Chr. van & Esselink, H. (2004). Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en invloed van herstelbeheer op heidefauna. Basisdocument Overlevingsplan Bos en Natuur. Rapport EC-LNV nr. 2004/152 O, Ede, 297 p.
- Sustr, V., Chalupsky, J. & Kristufek, V. (1997). Effects of artificial acidification and liming on the digestive enzymes in *Cognettia sphagnetorum* (Vejdovsky, 1878) (Annelida, Enchytraeidae). *Biol. & Fert. Soils* 24, 227-230.
- Ten Brink, B.J.E., A. van Strien, M.J.S.M. Reijnen, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higger, B.J.H. Koolstra, W. Ligtvoet, M. van der Peijl & S. Semmekrot, 2000. Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek. RIVM rapport 408657005, Bilthoven.
- Ten Brink, B.J.E., A. van Strien & M.J.S.M. Reijnen, 2001. De natuur de maat genomen in vier graadmeters. *Landschap* 18: 15-20.
- Teunissen W.A., Altenburg W. & Sierdsema H. 2005. Toelichting op de Gruttokaart van Nederland 2004. SOVON-onderzoeksrapport 2005/04. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen. A&W-rapport 668. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Veenwouden.

- Tol, G. van, Dobben, H.F. van, P. Schmidt & Klap, J.M. (1998). Biodiversity of Dutch forest ecosystems as affected by receding ground water levels and atmospheric deposition. *Biodiv. & Conserv.* 7, 221-228.
- Urbasek, F. & Chalupsky, J. (1992). Effects of artificial acidification and liming on biomass and on the activity of digestive enzymes in Enchytraeidae (Oligochaeta): Results of an ongoing study. *Biol. & Fert. Soils* 14, 67-70.
- Usher, M. B. (1992). Management and diversity of arthropods in Calluna heathland. *Biodiv. & Conserv.* 1, 63-79.
- Van der Grift, E.A., R. Pouwels & R. Reijnen 2003. Meerjarenprogramma Ontsnippering Knelpuntenanalyse. Alterra-rapport 768. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Van Dijk A.J. 2004. Handleiding Broedvogelmonitoring Project (Broedvogelinventarisatie in proefvlakken). SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Van Dijk A.J. & Hustings F. 1996. Broedvogelinventarisatie Kolonievogels en Zeldzame Soorten (handleiding Landelijk Soortonderzoek Broedvogels). SOVON, Beek-Ubbergen.
- Van Dijk A.J., Hustings F., Koffijberg K., van der Weide M.J.T., Zoetebier D. & Plate C.L. 2003. Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 2002. SOVON-monitoringrapport 2003/02. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Van Dijk A.J., Hustings F. & van der Weide M. 2004. Handleiding Landelijk Soortonderzoek Broedvogels. SOVON, Beek-Ubbergen.
- Van Strien 2005 Landelijke natuurmeetnetten van het NEM in 2004; kwaliteitsrapportage. ISBN nummer: 90-357-2896-3. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen.
- Van Swaaij 2005 Handleiding landelijk meetnet vlinders. Rapport VS2005.042. De Vlinderstichting, Wageningen.
- Van Swaay, C.A.M. & N.G. Peet. 2004. Naar een nieuw verspreidingsonderzoek dagvlinders in Nederland: stand van zaken. Rapport VS2004.015. De Vlinderstichting, Wageningen.
- Verstrael, T. & Dijk, A.J. (1997). Vos of grassen? Broedvogels in de Nederlandse duinen sinds 1984. *Limosa* 70, 163-178.
- Vogel, R.L. (1999). Over de kraaienmars van de Tapuit. *Vlerk*, december 1999, 159-163.
- Wagner, T. (1994). Breeding season diet of the Great Grey Shrike *Lanius excubitor* in forested habitats of southern Westphalia, Germany. *Vogelwelt* 115, 179-184.
- Wallage-Drees, J.M. (1988). Rabbits in the coastal sand dunes; weighed and counted. Thesis, 150 p.
- Wamelink, G.W.W., J.G.M. van der Gref- van Rossum & R. Jochem, 2005. Gevoeligheid van LARCH op vegetatieverandering gesimuleerd door SUMO. WOT-rapport 1. WOT Natuur & Milieu Wageningen.

- Webb, N.R., Clarke, R.T. & Nicholas, J.T. (1984). Invertebrate diversity on fragmented Calluna heathland: effect of surrounding vegetation. *J. Biogeogr.* 11, 41-46.
- Wettstein, W. & Schmid, B. (1999). Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: Effects of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *J. Appl. Ecol.* 36, 363-373.
- Wiertz, J. & J. Vink, 1992. *Das, Meles meles* (L., 1758): 172-177. In: S. Broekhuizen, B. Hoekstra, L. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
- Wingerden, W.K.R.E. van (1977). Population dynamics of *Erigone arctica* White (Araneae, Linyphiidae). Thesis Vrije Universiteit, 147 p.
- Wingerden, W.K.R.E. van, Musters, J.C.M. van & Maaskamp, F.I.M. (1991). The influence of temperature on the duration of egg development in West European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia* 87, 417-423.
- Wingerden, W.K.R.E. van, Kreveld, A.R. van & Bongers, W. (1992a). Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilised grasslands. *J. Appl. Entomol* 113, 138-152.
- Wingerden, W.K.R.E. van, Musters, J.C.M., Cannemeijer, F. & Bongers, W. (1992b). Simulation of hatching dates in three *Chorthippus* species (Orthoptera: Acrididae) in unfertilized and lightly fertilized grasslands. *Proc. Exper. & Appl. Entomol.*, N.E.V. Amsterdam 3, 86-93.
- Wingerden, W.K.R.E. van & Heeren, N. (1998). Does cattle grazing facilitate *Stenobothrus stigmaticus* (Rambur) (Orthoptera: Acrididae) by improving quality and accessibility of *Deschampsia flexuosa*? *Proc. Exper. & Appl. Entomol.*, N.E.V. Amsterdam, 9: 77-85.
- Wintjes, A.L.W., R.R.G. Schröder, J. Dirksen, E.A. van der Grift, R.P. Kranendonk, M.J.M. van Mansfeld, P.F.M. Opdam, P.J.A.M. Smeets en E.G. Steingröver. 2004. Nieuwe strategieën van pro-actief soortenbeleid; Verslag werkatelier 28 april 2004. Wageningen, Alterra.
- Zimmer, M. & Topp, W. (1997). Does leaf litter quality influence population parameters of the common woodlouse, *Porcellio scaber*, (Crustacea, Isopoda)? *Biol. & Fert. Soils*, 24, 435-441.
- Zoon, C.P.M. (1993). Flora en Fauna. Achtergrondreeks Project Ecologische Inpasbaarheid Stoffen, deel 7: Nederlandse zoogdieren in 2010, Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierinventarisatie, Utrecht.

<http://geodesk.girs.wau.nl/geokey4/>
www.vzz.nl
<http://www.vzz.nl/index.js.html?boommarker/fol-boomm.htm>

Bijlage 1 Soorten in MNP-toepassingen

Aantal malen dat een soort is toegepast in een MNP-studie (97 soorten gebruikt)

1	2	3	4
appelvink	bosuil	baardmannetje	kuifmees
argusvlinder	geelgors	blauwborst	nachtzwaluw
bonte vliegenvanger	gekraagde roodstaart	blauwe kiekendief	roodborsttapuit
boompieper	grasmus	boomvalk	rosse woelmuis
bruin blauwtje	grote bonte specht	bruine kiekendief	slobeend
bruine eikepage	grote karekiet	buizerd	veldleeuwerik
duingentiaanblauwtje	raaf	dodaars	zomertaling
duinparelmoervlinder	zilveren maan	draaihals	zwarte specht
edelhert	zomertortel	fluit	
eikepage		glanskop	
geelbuikvuurpad		goudvink	
gehakkelde aurelia		grutto	
gele kwikstaart		havik	
geoorde fuut		houtsnip	
graspieper		kleine bonte specht	
grauwe gans		snor	
groentje		tureluur	
grote parelmoervlinder		wespendief	
grote vos		wielewaal	
heidesabelsprinkhaan		wintertaling	
kievit			
kleine heivlinder			
kleine ijsvogelvlinder			
kleine parelmoervlinder			
koevinkje	5	6	7
kommavlinder	heideblauwtje	adder	heivlinder
korhoen	noordse woelmuis		
kuifeend	otter		
ransuil	wulp		
rouwmantel			
scholekster			
spaanse vlag			
sperwer	8	9	10
vale vleermuis	boomarter	boomklever	roerdomp
vals heideblauwtje	zandhagedis	boomleeuwerik	
veenbesblauwtje		duinpieper	
veenbesparelmoervlinder		groene specht	
		middelste	bonte
vliegend hert		specht	
vuurgoudhaantje		rietzanger	
waterral		tapuit	
watersnip			
wild zwijn			
woudparelmoervlinder			
zwarte stern			

Bijlage 2 Soorten voor NVK2 gemodelleerd

Vertebraten die voor NVK2 zijn gemodelleerd met LARCH voor de combinaties van natuurtypen en FGR

Soort	Bos						Moeras			Agrarisch					Duin / heide		totaal
	hl	hz	rg	lg	zg	dg	rg	lg	zg	hl	hz	rg	lg	zg	dg	hz	
Wespendief	1	1	1		1	1											5
Zwarte Specht	1	1	1		1	1											5
Boomklever	1	1	1	1	1	1											6
Boommarter	1	1	1	1	1	1											6
Buizerd	1	1	1	1	1	1											6
Fluiter	1	1	1	1	1	1											6
Glanskop	1	1	1	1	1	1											6
Goudvink	1	1	1	1	1	1											6
Grote Bonte Specht	1	1	1	1	1	1											6
Havik	1	1	1	1	1	1											6
Houtsnip	1	1	1	1	1	1											6
Middelste Bonte Specht	1	1	1	1	1	1											6
Wielewaal	1	1	1	1	1	1	1	1	1								9
Zomertor tel	1	1	1	1	1	1	1	1	1						1		10
Edelhert	1	1	1	1	1	1	1	1	1						1	1	11
Wild zwijn	1	1	1	1	1	1	1	1	1						1	1	11
Boomvalk	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1		1	1		14
Gekraagde Roodstaart	1	1	1	1	1	1									1	1	8
Groene Specht	1	1	1	1	1	1									1	1	8
Draaihals	1	1				1									1	1	5
Nachtzwaluw	1	1				1									1	1	5
Boomleeuwerik		1				1									1		3
Baardmannetje								1	1	1							2
Otter							1	1	1								3
Roerdomp							1	1	1								3
Blauwborst							1	1	1							1	4
Rietzanger							1	1	1						1		4
Snor							1	1	1						1		4
Dodaars							1	1	1						1	1	5
Grote Karekiet							1	1	1						1	1	5
Bruine Kiekendef							1	1	1						1		5
Zomertaling							1	1	1	1	1	1		1			7
Slobeend							1	1	1	1	1	1		1			8
Grasmus							1	1	1	1	1	1	1	1	1		10
Roodborsttapuit										1	1				1	1	4
Tureluur											1	1	1	1	1	1	6
Wulp										1	1	1	1	1	1	1	6
Geelgors										1	1	1	1	1	1	1	7
Grutto										1	1	1	1	1	1	1	7
Veldleeuwerik										1	1	1	1	1	1	1	7
Adder																1	1
Duinpieper																1	1
Tapuit															1	1	2
Zandhagedis															1	1	2
Totaal	21	22	19	16	19	22	16	17	17	9	10	9	6	9	24	21	257

hl = Heuvelland

hg = Hogere zandgronden

rg = Rivierengebied

lg = Laagveen gebied

zg = Zeekleigebied

dg = Duingebied

Vervolg bijlage 2

Evertebraten, gemodelleerd voor NVK2 met LARCH voor de combinaties van natuurtypen en FGR

Soort	Agrarisch					Duin / heide		totaal
	hl	hz	rg	lg	zg	dg	hz	
Bruin blauwtje			1			1		2
Koevinkje		1				1		2
Kleine parelmoervlinder		1	1			1		3
Grote parelmoervlinder		1		1		1	1	4
Argusvlinder		1	1	1	1	1	1	6
Duingentiaanblauwtje						1		1
Groentje							1	1
Kleine heivlinder							1	1
Vals heideblauwtje							1	1
Veenbesblauwtje							1	1
Veenbesparelmoervlinder							1	1
Duinparelmoervlinder						1	1	2
Heideblauwtje						1	1	2
Heivlinder						1	1	2
Kommavlinder						1	1	2
	0	4	3	2	1	10	11	31

hl = Heuvelland

hg = Hogere zandgronden

rg = Rivierengebied

lg = Laagveen gebied

zg = Zeekleigebied

dg = Duingebied

Bijlage 3 Expertinschatting belang van factoren op het voorkomen van soorten

1 Zoogdieren				Basislaag				Kwaliteitslaag										Druklaag											
Naam	richtlijn	nat RL	# NW	landgebruik	poelen en venen	hoofdecotopen	bodentype	grondwaterstand	vegetatietypen	historie areaal	biomassa boomlaag	biomassa struiklaag	biomassa dwergstruiklaag	biomassa kruiden en grassen	randedeecten	structuurvariatie vertikaal	structuurvariatie horizontaal	oppervlakte	pH bodem	pH water	N depositie	waterkwaliteit	toxische stoffen	beheer	dynamiek	sterfte infra	verstoring infra	verstoring recreatie	
Bever	HR2/4	GE	6	2	3				3	3	1				3			1	1				2	3					2
Boommarter		KW	6	3	3				3	3	1							3						3		3	1	1	
Damhert		BE		3	3				3			1	1	1		1	1							3		3		1	
Das		TNB	6	2	3		3	3	3						3								2			3	1	1	
Dwergmuis		TNB		2	3				3					3										3					
Eekhoorn		TNB	3	1	3				3		1															2	1		
Eikelmuis		KW		3	3				3	3		3			3	1								1					
Grote bosmuis		GE		3	3				3	3						3													
Hamster	HR4	OG		3	3		3		3	3															3				
Hazelmuis	HR4	GE		3	3				3	3		3				3													
Noordse woelmuis	HR2/4	KW		3	3			3	3	3					3														
Otter		VN	6	3	3				3	3					3							3	3	3	3	3	1	1	
Veldspitsmuis		GE		3	3				3	3																			
Waterspitsmuis		KW		3	3				3	3												3		3					
Bechsteins vleermuis	HR2/4	GE		3	3																								
Bosvleermuis	HR4	OG		3	3																								
Brandts vleermuis	HR4	GE		3	3																								
Franjestaart	HR4	KW		3	3				1																				
Gewone baardvleermuis	HR4	TNB		3	3																								
Gewone dwergvleermuis	HR4			0	3				1																				
Gewone grootoorvleermuis	HR4	TNB		2	3																								
Grijze grootoorvleermuis	HR4	GE		?	?																								
Ingekorven vleermuis	HR2/4	BE		3	3																								
Kleine hoefijzerneus		VN		2	3																								
Laatvlieger	HR4	TNB		3	3																								
Meervleermuis	HR2/4	TNB		2	3																								
Rosse vleermuis	HR4	TNB		2	3																								
Ruige dwergvleermuis	HR4	TNB		3	3																								
Tweekleurige vleermuis	HR4	TNB		?	?																								
Vale vleermuis	HR2/4	BE		3	3				1																				
Watervleermuis	HR4	TNB		3	3																								
Edelhert			11	2	3				3			3	3	3		1	1	1						3		1	1	3	
Haas			4	2	3				3															1					
Lynx			8	3	3				3	3						1	1	3						3		3	3	3	
Vos			6	1	3		1		1																				
Wild zwijn			11	2	3				3			1	1					1						3		1	1	3	

2 Broedvogels				Basislaag					Kwaliteitslaag							Druklaag													
Naam	richtlijn	nat RL	# NW	landgebruik	poelen en venen	hoofdecotopen	bodemtype	grondwaterstand	vegetatietypen	historisch landgebruik	areaalgrenzen	biomassa boomlaag	biomassa struiklaag	biomassa dwergstruiklaag	biomassa kruiden	ergrassen	randeffecten	structuurvariatie vertikaal	structuurvariatie horizontaal	pH bodem	pH water	N depositie	waterkwaliteit	toxische stoffen	beheer	dynamiek	sterfte infra	verstoring infra	verstoring recreatie
Aalscholver		TNB	1	3		3	1		2	2		1							1	2				2	1				3
Baardmannetje		BE	2	3		3	2		3	3									3	3	3	3		3	1				3
Bergeend		TNB		3	3	3	1		2	2				3	3				3	1	1	3	2	3	1				2
Blauwborst	VR	TNB	4	3	3	3	2		2	2		2		1	2		3		1	1	1		2	2	1				2
Blauwe kiekendief	VR	BE		3	3	3	2		3	3				2	2				3	1		3	3	3	3				3
Boerenzwaluw		GE	4	3	3	3	2		2	2									1	1			1	2	1				
Bonte strandloper		NB		3	3	3	2		3	2				3	3				3	1		3	3	3	3				3
Bonte vliegenvanger		TNB		3	3	3	2		2	2									1	1					1			2	
Boomklever		TNB	6	3	3	3	2		2	3		3							1	1			2	3	3			2	1
Boomleeuwerik	VR	TNB	3	3	3	3	3		2	2		2	1		2	2	3		3	1			2	3	3			2	3
Boomvalk			14	3	3	3	2		2	2									1	1			2	1				2	2
Bosruiter	VR	NB		3	3	3	3		3	2				2	2				3	1		3	3	1					3
Brandgans	VR	NB		3	3	3	2		2	2									1	1	1		2	1	1				1
Bruine kiekendief	VR	TNB	5	3	3	3	2		3	3									3	2	2	3	3	3	1			2	3
Buizerd		TNB	6	3	3	3	2		2	3									1	1			2	1					2
Dodaars		KW	5	3	3	3	1		2	2									1	1	1	2	3	2	1				2
Draaihals		KW	5	3	3	3	3		3	3		2	1		1	3	3		3	1		3	3	3	3			2	1
Duinpieper	VR	BE	1	3	3	3	3		3	3					2				3	1		3	3	3	3				3
Dwergmeeuw		NB		3	3	3	2	3	3	3					3				3	2		3	3	1					3
Dwergstem	VR	BE		3	3	3	3		3	3				3	3				3	3		3	3	3	3				3
Eider		KW		3	3	3	2		2	2				3	3				3	3			2	3	3				3
Europese kanarie		GE		3	3	3	2		2	2		2	2		1	3	3		3	1			2	3	3				1
Fluiter			6	3	3	3	2		2	3		2							1	1			2	1					1
Geelgors		GE	7	3	3	3	3		2	2		2	1		1	3	3		3	1			2	3	3			2	1
Gekraagde Roodstaart			8	3	3	3	2		2	3		3	1		1	3	3		3	1			2	3	3			2	1
Gele Kwikstaart s.l.			5	3	3	3	3	3	3	3				2	3				3	2		3	3	3	3			2	3
Geoorde fuut		GE		3	3	3	1		3	3									3	1	1	3	3	1					3
Glanskop		TNB	6	3	3	3	2		2	3		3							1	1		3	3	1				2	1
Goudplevier	VR	NB		3	3	3	3		3	2				2	2				3	1		3		3	1				3
Goudvink			6	3	3	3	2		2	2		3		1	3	3			1	1			2	1				2	1
Grasmus		TNB	10	3	3	3	2		2	2		2		1	2	3			1	1			2	1				2	1
Graspieper			6	3	3	3	1		2	2				2	2				3	1			2	2					2
Grauwe gans		TNB		3	3	3	1		2	2									3	2	2		3	2	1				2
Grauwe gors		EB	4	3	3	3	1		3	3				2	2				3	3		3	3	3	3				3
Grauwe kiekendief	VR	EB	2	3	3	3	2		3	3				2	2				3	3		3	3	3	3				3
Grauwe klauwier	VR	BE	4	3	3	3	2		3	3		2		1	2	3			1		3		3	1					1
Griël		VN	1	3	3	3	3		3	2				3	3				3	1		3		3	3				3
Groene specht		KW	8	3	3	3	2		2	3		3	1		1	3	3		3	1			2	3					1

2 Broedvogels				Basislaag					Kwaliteitslaag										Druklaag										
Naam	richtlijn	nat RL	# NW	landgebruik	poelen en vennen	hoofdecotopen	bodemtype	grondwaterstand	vegetatietypen	historisch landgebruik	areaalgrenzen	biomassa boomlaag	biomassa struiklaag	biomassa dwergstruiklaag	biomassa kruidenten	biomassa grassen	randeffecten	structuurvariatie verticaal	structuurvariatie horizontaal	pH bodem	pH water	N depositie	waterkwaliteit	toxische stoffen	beheer	dynamiek	sterfte infra	verstoring infra	verstoring recreatie
Grote Bonte Specht			6	3	3	2			2	3									1	1					2	1			1
Grote gele kwikstaart		GE	2	3	3	1			3	3		3							3	2		3			3	1			
Grote karekiet		BE	5	3	3	2			3	3									3	2		3			3	1			
Grote Lijster			9	3	3	2			3	3		2							1	1	2	3	3		3	1		1	3
Grote stern	VR	BE		3	3	3			3	3				3	3				3	3		3			3	3			3
Grote zilverreiger	VR	NB		3	3	1			3	2									3	3	3	3	3		3	1			3
Grutto		GE	7	3	3	2		3	2	2				2	3				1	2					2	1			3
Havik		TNB	6	3	3	2			2	3									1	1					2	1			2
Hop		VN		3	3	3			3	2		2	1		1	3	3		3	1		3			3	3			1
Houtsnip			6	3	3	2			2	3		2							1	1					2	1		2	1
Huiszwaluw		GE	5	3	3	2			2	2									3	2					2	1		2	
Ijsvogel			2	3	3	2			3	3									1	2		3	3		3	1			
Kemphaan	VR	BE	7	3	3	2		3	3	3				2	3				3	1		3			3	1			3
Kerkuil		BE	5	3	3	2			3	3							2		3	1		3			3	1			
Klapenkster		BE		3	3	3			3	3									3	1		3			3	1			
Kleine barmstij		TNB		3	3	2			1	3									1	1					3	3			1
Kleine karekiet			4	3	3	2			2	2									1	2			3			1			1
Kleine mantelmeeuw		TNB		3	3	3			2	2									3	2					2	3			3
Kleine zilverreiger	VR	NB		3	3	1			2	2			1						1	3					2	1			3
Kluut	VR	TNB		3	3	3			2	2				3	3				3	3					2	3			3
Kneu		GE		3	3	2			2	2									2	2					2	1		1	1
Korhoen	VR	EB	1	3	3	3			3	2				2	2				3	1		3			3	1			3
Kraanvogel	VR	NB	6	3	3	2			3	2									3	1	1	3	3		3	1			3
Krooneend		EB		3	3	1			3	3									3	3	3	3	3		3	1			3
Kuifeend			2	3	3	2			2	2									1	2		2	2		2	1		1	2
Kuifleeuwerik		BE		3	3	3			3	2						2			3	1		2			3	3			3
Kwak		EB	1	3	3	3			3	2			1						3	3		3			3	1			3
Kwartelkoning	VR	EB	3	3	3	2		3	3	2									3	2		3	3		3	3			3
Lepelaar	VR	GE		3	3	1			3	3									3	3	3	3	3		3	1			3
Middelste Bonte Specht			6	3	3	2			3	3		3							3	1		3			3	3			1
Morinelplevier	VR	NB		3	3	2			1										1	1						1			
Nachtegaal			10	3	3	2			2	2				3					1	1					2	1			1
Nachtzwaluw	VR	BE	5	3	3	3			3	3		2	1		1	3	3		3	1		3			3	3		2	3
Noordse stern	VR	BE		3	3	3			3	3				3	3				3	2		3			3	3			3
Oeverzwaluw		KW		3	3	3			2	2				3	3				3	2					2	3			3
Ooievaar	VR	EB	4	3	3	1		3	3	3									3	2		3			3	1			3
Ortolaan	VR	EB	2	3	3	3			3	2		2	1		1	3	3		3	1		3			3	3			1
Paapje		BE	7	3	3	2		3	3	3			2		2	3	2		3	1		3			3	3		2	3
Patrijs		KW	6	3	3	2			3	3				2					3	1		3			3	3		1	3
Pijlstaart		BE		3	3	3	1		3	3									3	2	2	3	3		3	1			3

2 Broedvogels				Basislaag					Kwaliteitslaag								Druklaag											
Naam	richtlijn	nat RL	# NW	landgebruik	poelen en vennen	hoofdecotopen	bodemtype	grondwaterstand	vegetatietypen	historisch landgebruik	areaalgrenzen	biomassa boomlaag	biomassa struiklaag	biomassa dwergstruiklaag	biomassa kruiden en grassen	randeffecten	structuurvariatie vertikaal	structuurvariatie horizontaal	pH bodem	pH water	N depositie	waterkwaliteit	toxische stoffen	beheer	dynamiek	sterfte infra	verstoring infra	verstoring recreatie
Porseleinhoen	VR	KW		3	3	2			3	3									2	2	3	3		3	1			3
Purperreiger	VR	BE		3	3	1		3	3	3									2	2	3	3		3	1			3
Putter		TNB		3	3	2			2	2		2	2	1	3	3			1	1	3	3		2	3		1	1
Raaf		GE		3	3	2			3	3									1		3	3		3	1		2	1
Rietzanger		KW	4	3	3	2			2	2									2	2		3		2	1		2	2
Rode wouw	VR	GE		3	3	2			3	2									2	2	3	3		3	1		2	2
Roek			5	3	3	2			3	3						3			2	2	3		3	1		2		
Roerdomp	VR	EB	3	3	3	1			3	3									2	2	3	3		3	1		1	3
Roodborsttapuit		BE	4	3	3	2			2	2		2		1	2	3	1		1	1		3		2	1		2	1
Roodkopklauwier		VN		3	3	2			3	2		2		1	3	3	3		1		3		3	3				1
Scholekster		TNB		3	3	2			2	2				2	2				2						2			2
Slechtvalk	VR	NB	18	3	3	2			3	2									1		3		3	1				2
Slobeend			9	3	3	1	3		2	2					3				2	2		3		2	1			3
Snor		BE	4	3	3	2			2	2									2	2		3		2	1		1	2
Sprinkhaanzanger		TNB	5	3	3	2			2	2		2		1	2	3	1		1	1				2	1		2	2
Steenuil		KW	3	3	3	2			3	3				2					1		3		3	3				3
Stormmeeuw		TNB		3	3	3			2	2				3	3				2				2	3				3
Strandplevier		BE		3	3	3			3	3				3	3				2		3		3	3				3
Tapuit		BE	2	3	3	3			2	2				3	3				1				2	3			2	3
Torenvalk		KW	9	3	3	2			2	2									1	1				2	1			2
Tureluur		GE	6	3	3	2	3		3	3				2	3				1		3		3	1				3
Veldleeuwerik		GE	7	3	3	2			2	2				2	2				1					2	3		2	3
Velduil	VR	BE		3	3	2	3		3	3				2	3				1		3		3	3				3
Visarend	VR	NB	4	3	3	2			3	2		1							2		3		3	1				3
Visdief	VR	KW		3	3	2	3		2	2				3	3				2	2		3		2	3			3
Vuurgoudhaan		TNB		3	3	2			2	3		2							1	1				2	1		1	1
Watersnip		KW	3	3	3	3	3		3	3				2	3				1	1	3	3		3	3		2	3
Wespendief	VR	TNB	5	3	3	2			3	3									3	3	3		3	1				2
Wielewaal			9	3	3	2			2	3		2							1	1				2	1		2	1
Wintertaling			1	3	3	1	3		2	2					3				3	1	1	2	3	2	1		2	3
Woudaapje	VR	EB	3	3	3	1			3	2									2	2	3	3		3	1			3
Wulp		TNB	6	3	3	2			2	2				2	2	3			1				2	3			2	3
Zanglijster		TNB		3	3	2			2	2			3		1	2	3	1		1				2	1		1	1
Zeearend	VR	NB	5	3	3	2			3	2			1						2		3		3	1				3
Zomertaling		BE	8	3	3	1	3		3	3					3				2	2	3	3		3	1		2	3
Zomertortel			10	3	3	2			2	2			3		1	2	3	1		1				2	1		2	1
Zwarte ooievaar	VR	NB	4	3	3	1			3	2			1						2		3		3	1				3
Zwarte specht	VR	TNB	5	3	3	2			2	3		3							1	1				2	1		2	1
Zwarte stem	VR	BE	10	3	3	2	3		3	3					3				1	1	3	3		3	1		2	3
Zwarte wouw	VR	NB		3	3	2			2	2		1							2					2	1			3

2 Broedvogels				Basislaag					Kwaliteitslaag								Druklaag												
Naam	richtlijn	nat RL	# NW	landgebruik	poelen en vennen	hoofdecotopen	bodemtype	grondwaterstand	vegetatietypen	historisch landgebruik	arealgrenzen	biomassa boomlaag	biomassa struiklaag	biomassa dwergstruiklaag	biomassa kruiden en grassen	randeffecten	structuurvariatie vertikaal	structuurvariatie horizontaal	pH bodem	pH water	N depositie	waterkwaliteit	toxische stoffen	beheer	dynamiek	sterfte infra	verstoring infra	verstoring recreatie	
Zwartkopmeeuw		GE		3		3	2		1									1	2										
Zomertortel			10	3		3	2		2	2			3		1	2	3	1	1					2	1		2	1	
Zwarte ooievaar	VR	NB	4	3		3	1		3	2			1					3	2		3			3	1			3	
Zwarte specht	VR	TNB	5	3		3	2		2	3		3						1	1					2	1		2	1	
Zwarte stern	VR	BE	10	3	3	3	2	3	2	3					3			3	1	1	3	3		3	1		2	3	
Zwarte wouw	VR	NB		3		3	2		2	2			1					1	2					2	1			3	
Zwartkopmeeuw		GE		3		3	2		1									1	2										

4 reptielen				basislaag					kwaliteitslaag								druklaag											
naam	richtlijn	nat RL	# NW	landgebruik	poelen en vennen	hoofdecotopen	bodemtype	grondwaterstand	vegetatietypen	historisch landgebruik	arealgrenzen	biomassa boomlaag	biomassa struiklaag	biomassa dwergstruiklaag	biomassa kruiden en grassen	randeffecten	structuurvariatie vertikaal	structuurvariatie horizontaal	pH bodem	pH water	N depositie	waterkwaliteit	toxische stoffen	beheer	dynamiek	sterfte infra	verstoring infra	verstoring recreatie
Adder		KW	1	2	1	3	1	3	3	1			1	1	2	3	1	3	?	2				3		3		3
Gladde slang	HR4	BE		2		3	1		3	1			1	1	2	3	1	3	?	2				3		3		3
Hazelworm		KW		1		2	1		3			?	1	1	2	2	1	3	?	2				2		3		2
Muurhagedis	HR4	EB		1		1				2							3	3	?					3	?	2		2
Ringslang		KW	4		2	2	1	2	3				1	1	2	3	1	3	?	1				2		3		3
Zandhagedis	HR4	KW	2	1		3	1		3	2			1	1	2	3	1	3	?	2				3	3	2		2
Levendbarende hagedis			1	1		2		1	3	1			1	1	2	3	1	3	?	1				2		2		2
5 amfibien					3	1	1	3	3	1					2	3	1	2	?	3	1	3	3	2	2	2		1

6 Dagvlinders				Basislaag					Kwaliteitslaag									Druklaag							
Naam	richtlijn	nat RL	# NW	landgebruik	poelen en vennen	hoofdecotopen	bodemtype	grondwaterstand	vegetatietypen	historisch landgebruik	areaal grenzen	biomassa boomlaag	biomassa struiklaag	biomassa dwergstruiklaag	biomassa kruiden en grassen	randeffecten	structuurvariatie verticaal	structuurvariatie horizontaal	pH bodem	pH water	N depositie	waterkwaliteit	toxische stoffen	beheer	dynamiek
Aardbevlinder		BE	3	3	3	2	2	3	3				3	3	1	1	3	1	3		3	3	3		
Bont dikkopje		BE		3	3	3	3	2	2		3			3	3	3	3	1	2		3	3	3		
Bosparemoervlinder		BE	1	3	3	3	2	3	2		3			2	3	3	3	1	3		3	3	3		
Bruin blauwtje		KW	2	2	3	3	1	2	1					3	1	1	2	1	2		3	3	3		
Bruin dikkopje		EB	2	3	3	3	2	3	3					3	1	2	3	2	3		3	3	3		
Bruine eikenpage		KW		2	3	3	2	2	2		3	3		1	2	3	1	1			3	3	3		
Bruine vuurvlinder		KW	2	2	3	3	2	3	2					3	2	2	3	1	3		3	3	3		
Donker pimpelblauwtje	HR2/4	VN		3	3	3	3	3	2					3	1	2	2	1	3		3	3	3		
Duinparemoervlinder		BE	2	3	3	3	2	3	3					3	2	2	3	2	3		3	3	3		
Dwergblauwtje		VN	1	3	3	3	3	3	3					3	1	1	2	3	3		3	3	3		
Dwergdikkopje		VN	1	3	3	3	3	3	3					3	1	2	2	3	3		3	3	3		
Geelsprietdikkopje		TNB	2	2	3	2	1	2	2					2	2	1	1	1	2		3	3	3		
Gentiaanblauwtje		KW		3	1	3	3	3	3					3	1	2	2	2	3		3	3	3		
Groot geaderd witje		VN		2	3	3	1	2	2		2	2		3	3	3	3	2	3		3	3	2		
Grote ijsvogelvlinder		EB		3	3	3	2	2	2		2				3	2	1	2				3	2		
Grote paremoervlinder		BE	4	3	3	3	2	3	3					3	3	2	2	2			3	3	3		
Grote vos		BE		2	3	3	1	2	2		2	2			2	2	1	1			3	3	2		
Grote vuurvlinder	HR2/4	EB		3	3	3	3	3	3					3	2	2	3	2			3	3	3		3
Grote weerschijnvlinder		BE		3	3	3	3	3	3		3				2	3	3	2			3	3	3		
Heideblauwtje		KW	2	3	1	3	3	3	2					3	3	1	1	2			3	3	3		2
Heivlinder		GE	2	3	3	3	2	3	2					3	3	1	1	2			3	3	3		
Iepenpage		EB		2	3	3	1	3	2		1				2	2	2	1				3	1		
Kalkgraslanddikkopje		VN	1	3	3	3	2	3	3					3	1	1	1	3			3	3	3		
Keizersmantel		VN		3	3	3	2	3	2		2				2	2	2	1				3	2		
Klaverblauwtje		VN	2	3	3	3	2	3	2					3	1	1	3	2			3	3	3		
Kleine heivlinder		KW	1	3	3	3	3	3	3					3	3	2	3	3			3	3	3		3
Kleine ijsvogelvlinder		KW		3	3	3	3	3	2		3				3	3	3	2				3	3		
Kleine paremoervlinder		KW	3	2	3	3	2	3	1					3	2	2	1	1			3	3	2		
Kommavlinder		KW	2	3	3	3	3	3	3					3	2	1	2	2			3	3	3		2
Koninginnenpage		GE		2	3	2	1	2	1					2	2	1	1	1			1	3	2		
Moerasparemoervlinder	HR2	VN	2	3	3	3	3	3	3					3	1	1	2	2			3	3	3		
Pimpelblauwtje	HR2/4	VN		3	3	3	3	3	3					3	1	1	2	2			3	3	3		
Purperstreepparemoervlinder		VN	1	3	3	3	3	3	3					3	1	1	2	2			2	3	3		
Rode vuurvlinder		VN	1	3	3	3	3	3	3					3	1	1	2	2			2	3	3		
Rouwmantel		VN		2	3	3	2	2	1		2				2	2	3	2			2	3	1		
Sleedoempage		BE		3	3	3	2	2	2		3	3			3	3	3	1			1	3	3		
Spiegeldikkopje		KW		3	3	3	3	3	2		3			2	3	2	2	2			2	3	2		
Tijlblauwtje	HR4	VN	1	3	3	3	3	3	3					3	1	1	1	2			3	3	3		

6 Dagvlinders				Basislaag					Kwaliteitslaag								Druklaag								
Naam	richtlijn	nat RL	# NW	landgebruik	poelen en venen	hoofdecotopen	bodemtype	grondwaterstand	vegetatietypen	historisch landgebruik	areaalgrenzen	biomassa boomlaag	biomassa struiklaag	biomassa dwergstruiklaag	biomassa kruiden en grassen	randeffecten	structuurvariatie verticaal	structuurvariatie horizontaal	pH bodem	pH water	N depositie	waterkwaliteit	toxische stoffen	beheer	dynamiek
Tweekleurig hooibeestje		EB	1	3	3	3	3	2	3	3		3	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	
Vals heideblauwtje		VN	1	3	3	3	3	2	3	3				3	3	2	2	2	3	3			3	3	
Veenbesblauwtje		BE	1	3	3	3	3	3	3	3				2	3	2	2	3	3	3	3	3	3	3	2
Veenbesparelmoervlinder		EB	1	3	3	3	3	3	3	3				2	3	2	2	3	3	3	3	3	3	3	2
Veenhooibeestje		BE	1	3	3	3	3	3	3	3					3	1	2	2	3	3	3	3	3	3	2
Veldparelmoervlinder		EB	2	3	3	3	3	3	3	1					3	1	2	3	1	3	3	3	3	3	
Woudparelmoervlinder		VN		3	3	3	3	3	3	3	3	3			3	3	3	3	1	3	2	3	3	3	
Zilveren maan		BE	1	3	3	2	3	3	3	3					3	1	2	2	2	3	3	3	3	3	
Zilverstreephooibeestje	HR4	VN		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	
Zilvervlek		VN		3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	3	3	3	3	
Argusvlinder			6	2	3	2	2	2	2	1				1	2	1	1	1	1	2	2	3	2	2	
Bruin zandoogje			6	2	3	1	1	1	2	1	2	2	2	2	2	1	1	2	1	2	2	3	2	2	
Duingentiaanblauwtje		VN	1	3	3	3	3	3	3	3				3	3	1	2	3	2	3	3	3	3	2	
Groentje			1	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	2	1	3	3	3	2	2	2	3	2	2	
Groot dikkopje			4	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	3	2	2	
Hooibeestje			5	2	3	1	1	1	2	1				2	3	1	1	1	1	2	2	3	2	2	
Icarusblauwtje			4	2	3	1	1	3	3	1					3	1	1	2	1	2	3	3	3	3	
Kleine vuurvlinder			6	2	3	2	2	2	2	1				2	3	1	1	2	1	3	3	3	2	2	
Koelvinkje			2	3	3	3	2	3	2	2	3	2			2	2	2	2	1	2	2	3	2	2	
Oranje zandoogje			3	2	3	2	2	2	2	2	2				2	2	2	2	1	2	2	3	2	2	
Oranjetipje			3	2	3	2	2	3	2	2	3	2			2	2	2	2	1	2	2	3	2	2	
Zwartsprietdikkopje			6	2	3	2	1	2	2	1					2	1	1	2	1	2	2	3	3	3	
7 Libellen en juffers				3	3	2	2	3	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	3	3	3	2	3	

Bijlage 4 Bewerkingen voor ecotopenkaart

Bos en gras uit HGN in stedelijk gebied toekennen op basis van LGN

423->((([Lgn4] = 18.AsGrid) or ([Lgn4] = 20.AsGrid) or ([Lgn4] = 21.AsGrid) or ([Lgn4] = 22.AsGrid) or ([Lgn4] = 23.AsGrid)) and ([Hgn2000t10] = 1.AsGrid)).con(423.AsGrid,0.AsGrid)
420->((([Lgn4] = 20.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(420.AsGrid,0.AsGrid)
421->((([Lgn4] = 21.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(421.AsGrid,0.AsGrid)
422->((([Lgn4] = 22.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(422.AsGrid,0.AsGrid)
427->((([Lgn4] = 18.AsGrid) or ([Lgn4] = 23.AsGrid)) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(427.AsGrid,0.AsGrid)

Heide en hoogveen uit HGN toekennen aan type uit LGN

432->((([Lgn4] = 32.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 3.AsGrid)).con(432.AsGrid,0.AsGrid)
433->((([Lgn4] = 33.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 3.AsGrid)).con(433.AsGrid,0.AsGrid)
434->((([Lgn4] = 34.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 3.AsGrid)).con(434.AsGrid,0.AsGrid)
435->((([Lgn4] = 35.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 3.AsGrid)).con(435.AsGrid,0.AsGrid)
436->((([Lgn4] = 36.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 3.AsGrid)).con(436.AsGrid,0.AsGrid)
437->((([Lgn4] = 37.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 3.AsGrid)).con(437.AsGrid,0.AsGrid)
438->((([Lgn4] = 38.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 3.AsGrid)).con(438.AsGrid,0.AsGrid)
439->((([Lgn4] = 39.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 3.AsGrid)).con(439.AsGrid,0.AsGrid)

Stuifduinen uit HGN toekennen aan type uit LGN

432->((([Lgn4] = 32.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 9.AsGrid)).con(432.AsGrid,0.AsGrid)
435->((([Lgn4] = 35.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 9.AsGrid)).con(435.AsGrid,0.AsGrid)

Gras uit HGN toekennen aan moerastypen en natuurtypen uit LGN

441->((([Lgn4] = 41.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 1.AsGrid)).con(441.AsGrid,0.AsGrid)
442->((([Lgn4] = 42.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 1.AsGrid)).con(442.AsGrid,0.AsGrid)
445->((([Lgn4] = 45.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 1.AsGrid)).con(445.AsGrid,0.AsGrid)
430->((([Lgn4] = 30.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 1.AsGrid)).con(430.AsGrid,0.AsGrid)

Bos uit HGN toekennen aan type bos uit VIRIS en loofbos uit LGN

440->((([Lgn4] = 40.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(440.AsGrid,0.AsGrid)
443->((([Lgn4] = 43.AsGrid))) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(443.AsGrid,0.AsGrid)
alle queries sommeren tot tussenresult1

loof VIRIS = 1 ->(([Vlkloof] > [Vlknaald])and ([Vlkloof] > [Vlkgem]) and ([Vlkloof] > [Vlkpopu]) and ([Vlkloof] > [Vlkgriend])).con(1.AsGrid,0.AsGrid)

naald VIRIS = 2 ->(([Vlknaald] > [Vlkgem])and ([Vlknaald] > [Vlkloof]) and ([Vlknaald] > [Vlkpopu]) and ([Vlknaald] > [Vlkgriend])).con(2.AsGrid,0.AsGrid)

gemengd VIRIS = 3 ->(([Vlkgem] > [Vlknaald])and ([Vlkgem] > [Vlkloof]) and ([Vlkgem] > [Vlkpopu]) and ([Vlkgem] > [Vlkgriend])).con(3.AsGrid,0.AsGrid)

populier VIRIS = 4 ->(([Vlkpopu] > [Vlknaald])and ([Vlkpopu] > [Vlkloof]) and ([Vlkpopu] > [Vlkgem]) and ([Vlkpopu] > [Vlkgriend])).con(4.AsGrid,0.AsGrid)

griend VIRIS = 5 ->(([Vlkgriend] > [Vlknaald])and ([Vlkgriend] > [Vlkloof]) and ([Vlkgriend] > [Vlkpopu]) and ([Vlkgriend] > [Vlkgem])).con(5.AsGrid,0.AsGrid)

alles sommeren tot bos_viris

305->(([bos_viris] = 5.AsGrid) and ([tussenresult1] = 0.AsGrid) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(305.AsGrid,0.AsGrid)
 304->(([bos_viris] = 4.AsGrid) and ([tussenresult1] = 0.AsGrid) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(304.AsGrid,0.AsGrid)
 eerst moerasbos prioriteit -> tussenresult en 305 en 306 sommeren tot tussenresult2
 411->(([Lgn4] = 11.AsGrid) and ([tussenresult2] = 0.AsGrid) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(411.AsGrid,0.AsGrid)
 tweede loofbos uit LGN prioriteit -> tussenresultaat en 411 sommeren tot tussenresult3
 301 ->(([bos_viris] = 1.AsGrid) and ([tussenresult3] = 0.AsGrid) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(301.AsGrid,0.AsGrid)
 302 ->(([bos_viris] = 2.AsGrid) and ([tussenresult3] = 0.AsGrid) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(302.AsGrid,0.AsGrid)
 303 ->(([bos_viris] = 3.AsGrid) and ([tussenresult3] = 0.AsGrid) and ([Hgn2000t10] = 4.AsGrid)).con(303.AsGrid,0.AsGrid)
 overige bostypen toekennen op basis van VIRIS sommeren tot tussenresult4

Overgebleven gridcellen toekennen aan HGN typen

([tussenresult4] = 0.AsGrid).con([Hgn2000t10],[tussenresult4])

Extra indeling van stedelijk gebied aan bebouwd in agrarisch en buitengebied

(([Tussenresult5] = 6.AsGrid) or ([Tussenresult5] = 12.AsGrid) or ([Tussenresult5] = 420.AsGrid) or ([Tussenresult5] = 421.AsGrid) or ([Tussenresult5] = 422.AsGrid) or ([Tussenresult5] = 423.AsGrid) or ([Tussenresult5] = 427.AsGrid)).con(1.AsGrid,0.AsGrid)
 window van 10 gridcellen om stedelijk gebied en dan mean bepalen. -> Stedelijk_bf2

(([Stedelijk_bf2] < 0.5.AsGrid) and ([tussenresult5] = 6.AsGrid) and ([Lgn4] = 19.AsGrid)).con(419.AsGrid,0.AsGrid)
 (([Stedelijk_bf2] < 0.5.AsGrid) and ([tussenresult5] = 6.AsGrid) and ([Lgn4] = 26.AsGrid)).con(426.AsGrid,0.AsGrid)
 (([Stedelijk_bf2] < 0.5.AsGrid) and ([tussenresult5] = 6.AsGrid) and ([Map Query 1] = 0.AsGrid) and ([Map Query 2] = 0.AsGrid)).con(428.AsGrid,0.AsGrid)
 ([Map Calculation 1] = 0.AsGrid).con([tussenresult5],[Map Calculation 1])

alle tussenresultaten weg en opnieuw voor tussenresult5 = 12

Hier zou ook één bewerking voor kunnen worden gebruikt.

(([Stedelijk_bf2] < 0.5.AsGrid) and ([tussenresult5] = 12.AsGrid) and ([Lgn4] = 19.AsGrid)).con(419.AsGrid,0.AsGrid)
 (([Stedelijk_bf2] < 0.5.AsGrid) and ([tussenresult5] = 12.AsGrid) and ([Lgn4] = 26.AsGrid)).con(426.AsGrid,0.AsGrid)
 (([Stedelijk_bf2] < 0.5.AsGrid) and ([tussenresult5] = 12.AsGrid) and ([Map Query 1] = 0.AsGrid) and ([Map Query 2] = 0.AsGrid)).con(429.AsGrid,0.AsGrid)
 ([Map Calculation 1] = 0.AsGrid).con([tussenresult5],[Map Calculation 1])

419: bebouwing en wegen in HGN en bebouwing in buitengebied in LGN buiten buffer stedelijk gebied

426: bebouwing en wegen in HGN en bebouwing in agrarisch gebied buiten in LGN buffer stedelijk gebied

428: bebouwing en wegen in HGN buiten buffer stedelijk gebied

Bijlage 5 Omzetting variabele 'ecotopen' ten behoeve van regressiemodellen

Factoren gebiedstype, hoofdecotoop en subecotoop gebaseerd op ecotopenkaart

Nummer	Ecotoop	Hoofdecotoop	Subecotoop	Gebiedstype
1	grasland	grasland	grasland	agrarisch
2	akker	akker	akker	agrarisch
3	heide en hoogveen	heide en hoogveen	heide-overig	natuur
4	bos	bos	bos-onbekend	natuur
6	bebouwing in stedelijk gebied	bebouwing	bebouwing-stad	stedelijk
7	water	water	water	onbekend
9	stuifduinen en zandplaten	open zand	open zand	natuur
12	bebouwd gebied in stedelijk	bebouwing	bebouwing-stad	stedelijk
98	buitenland (Baarle Nassau)	onbekend	onbekend	onbekend
99	buitenland	onbekend	onbekend	onbekend
301	loofbos (top10)	bos	bos-loof	natuur
302	naaldbos (top10)	bos	bos-naald	natuur
303	gemengd bos (top10)	bos	bos-gemengd	natuur
304	populierenbos (top10)	bos	bos-populier	natuur
305	griend (top10)	bos	bos-griend	natuur
411	loofbos (LGN)	bos	bos-loof	natuur
419	bebouwing in buitengebied (LGN)	bebouwing	bebouwing-buiten	agrarisch
420	loofbos in stedelijk (LGN)	bos	bos-loof	stedelijk
421	naaldbos in stedelijk (LGN)	bos	bos-naald	stedelijk
422	bos in dichte bebouwing (LGN)	bos	bos-onbekend	stedelijk
423	grasland in stedelijk (LGN)	grasland	grasland	stedelijk
426	bebouwing in agrarisch gebied	bebouwing	bebouwing-agrarisch	agrarisch
427	overig bos in stedelijk (LGN)	bos	bos-overig	stedelijk
428	wegen (en overige bebouwing) in buitengebied	wegen	wegen	onbekend
429	bebouwing in agrarisch en buitengebied	bebouwing	bebouwing-buiten	onbekend
430	kwelders	kwelders	kwelder	natuur
432	open duinvegetatie	open duin	open duin	natuur
433	gesloten duinvegetatie	bos	bos-overig	natuur
434	duinheide	open duin	duinheide	natuur
435	open stuifzand	open zand	open zand	natuur
436	heide	heide en hoogveen	heide-overig	natuur
437	matig vergraste heide	heide en hoogveen	heide-matig vergrast	natuur
438	sterk vergraste heide	heide en hoogveen	heide-sterk vergrast	natuur
439	hoogveen	heide en hoogveen	hoogveen	natuur
440	bos in hoogveen gebied	bos	bos-nat	natuur
441	overige moerasvegetatie	moeras	moeras-overig	natuur
442	rietvegetatie	moeras	moeras-riet	natuur
443	bos in moerasgebied	bos	bos-nat	natuur
445	overig begroeid natuurgebied (riet en ruigten)	moeras	moeras-ruigte	natuur

Bijlage 6 Omzetting variabele 'bodempopbouw' voor regressiemodellen

Factor bodempopbouw gebaseerd op grondsoortkaart

Pawn- code	nl Pawn-nl beschrijving	hoofdtype	subtype
0	Onbekend	Onbekend	Onbekend
1	Veraarde bovengrond op diep veen	Veen	Veen
2	Veraarde bovengrond op veen op zand	Veen	Veen
3	Kleidek op veen	Klei_op_veen	Klei_op_veen
4	Kleidek op veen op zand	Klei_op_veen	Klei_op_veen
5	Zanddek op veen op zand	Zand	Veen_onder_zand
6	Veen op ongerijpte klei	Veen	Veen
7	Stuifzand	Zand	Zand-stuif
8	Leemarm zand	Zand	Zand-zwaklemig
9	Zwaklemig fijn zand	Zand	Zand-zwaklemig
10	Zwaklemig fijn zand op grof zand	Zand	Zand-zwaklemig
11	Sterklemig fijn zand op (kei-)leem	Zand	Zand-sterklemig
12	Enkeerdgronden	Zand	Zand-eerd
13	Sterk lemig fijn zand	Zand	Zand-sterklemig
14	Grof zand	Zand	Zand-grof
15	Zavel met homogeen profiel	Klei	Klei-licht
16	Lichte klei met homogeen profiel	Klei	Klei-licht
17	Klei met zware tussenlaag of ondergrond	Klei	Klei-zwaar
18	Klei op veen	Klei	Klei_op_veen
19	Klei op fijn zand	Klei	Klei_op_zand
20	Klei op grof zand	Klei	Klei_op_zand
21	Leem	Leem	Leem
22	Water	Water	Bodem_water
23	Bebouwing en overig	Bodem_bebouwing	Bodem_bebouwing

Bijlage 7 Omzetting variabele 'grondwaterstand' ten behoeve van regressiemodellen

Factor grondwaterstand gebaseerd op grondwatertrappenkaart.

Linkerkolom geeft de oorspronkelijke code en rechterkolom de nieuwe indeling

GT-new code	GT klasse
onbekend water	0-water
onbekend laagveen	0-water
GT I	1-nat
GT II	1-nat
GT III	2-vrij_nat
GT IIIb	3-vochtig
onbekend afgesloten zeearmen	5-wisselvochtig
onbekend kwelder	5-wisselvochtig
onbekend rivierengebied	5-wisselvochtig
onbekend zeeklei	5-wisselvochtig
GT IV	6-vrij_droog
GT V	6-vrij_droog
GT Vb	6-vrij_droog
GT VI	6-vrij_droog
GT VII	7-droog
GT VIII	7-droog
onbekend stedelijk gebied	7-droog
no data	onbekend
onbekend	onbekend
onbekend onbekend (stad)	onbekend

Bijlage 8 Expertinschattingen HSI-parameters

HSI-indexen voor ecotopen

legenda ecotopen	das broed	das foerageer	boomarter	zandhagedis	adder
grasland	0	1	0	0	0
akker	0	1	0	0	0
bebouwing en wegen	0	0	0	0	0
bebouwd gebied	0	0	0	0	0
loofbos in stad	0	0	0	0	0
naaldbos in stad	0	0	0	0	0
gras in bebouwd gebied	0	0	0	0	0
overig bos in bebouwd gebied	0	0	0	0	0
bos in dichte bebouwing	0	0	0	0	0
stuifduinen en platen	0	0	0	0.1	0
open stuifzand	0	0	0	0.1	0
open duinvegetatie	0	0	0	0.5	0
gesloten duinvegetatie	0	0	0	0	0
duinheide	0	0	0	1	0
heide	0.1	0.1	0	1	1
matig vergraste heide	0.1	0.1	0	1	1
sterk vergraste heide	0.1	0.1	0	0.5	1
hoogveen	0	0	0	0	1
heide en hoogveen	0	0	0	0	1
kwelders	0	0	0	0	0
rietvegetatie	0	0	0	0	0
overige moerasvegetatie	0	0	0	0	0
overig open begroeid natuur	0	0	0	0	0
bos	1	0.1	1	0	0
loofbos	1	0.1	1	0	0
loofbos	1	0.1	1	0	0
naaldbos	0.1	0	1	0	0
gemengd bos	1	0.1	1	0	0
populierenbos	0	0	0	0	0
griend	0	0	0	0	0
bos in moerasgebied	0	0	0.1	0	0
bos in hoogveengebied	0	0	0	0	0

HSI-indexen voor bodem

legenda bodem	das broed	das foerageer	boomarter	zandhagedis	adder
veen	0	0.5	0	0	1
zand	1	1	1	1	1
lichte zavel	0	1	0	0	0
zware zavel	0	1	0	0	0
lichte klei	0	1	0	0	0
zware klei	0	0.5	0	0	0
leem	1	1	1	1	1
stedelijk gebied	0	0	0	0.1	0
zoet water	0	0	0	0	0

HSI-indexen voor grondwaterstand

legenda grondwater	das broed	das foerageer	boomarter	zandhagedis	adder
I	0	1	0	1	1
II	0	1	0	1	1
III	0	1	0	1	1
IIIb	0	1	0	1	1
IV	0	1	1	1	1
V	0	1	1	1	1
Vb	0	1	1	1	1
VI	0	1	1	1	1
VII	1	1	1	1	0.1
VIII	1	1	1	1	0.1
onbekend	0	0	0	1	0
onbekend afgesloten					
zeearmen	0	0	0	1	0
onbekend kwelder	0	0	0	1	0
onbekend laagveen	0	1	0	1	1
onbekend (stad)	0	0	0	1	0
onbekend rivierengebied	0	1	0	1	0
onbekend stedelijk gebied	0	0	0	1	0
onbekend water	0	0	0	1	0
onbekend zeeklei	0	1	0	1	0

Wot-onderzoek

Verschenen documenten in de reeks Rapporten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu – vanaf september 2005

Wot-rapporten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Lumengebouw, te Wageningen.

T 0317 – 47 78 44

F 0317 – 42 49 88

E info.wnm@wur.nl

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

- 1 *Wamelink, G.W.W., J.G.M. van der Gref-van Rossum & R. Jochem* (2005)
Gevoeligheid van LARCH op vegetatieverandering gesimuleerd door SUMO
- 2 *Broek, J.A. van den* (2005)
Sturing van stikstof- en fosforverliezen in de Nederlandse landbouw: een nieuw mestbeleid voor 2030
- 3 *Schrijver, R.A.M., R.A. Groeneveld, T.J. de Koeijer & P.B.M. Berentsen* (2005)
Potenties bij melkveebedrijven voor deelname aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer
- 4 *Henkens, R.J.H.G., S. de Vries, R. Jochem, R. Pouwels & M.J.S.M. Reijnen*, (2005)
Effect van recreatie op broedvogels op landelijk niveau; Ontwikkeling van het recreatiemodel FORVISITS 2.0 en koppeling met LARCH 4.1
- 5 *Ehlert, P.A.I.* (2005)
Toepassing van de basisvruchtbenadering op fosfaat van compost; Advies
- 6 *Veeneklaas, F.R., J.L.M. Donders & I.E. Salverda* (2006)
Verrommeling in Nederland
- 7 *Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma* (2005)
Soorten en gebieden; Het groene milieurecht in 2005
- 8 *Wamelink, G.W.W. & J.J. de Jong* (2005)
Kansen voor natuur in het veenweidegebied; Een modeltoepassing van SMART2-SUMO2, MOVE3 en BIODIV
- 9 *Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink, E.P.A.G. Schouwenberg* (2005)
Hotspots floristische biodiversiteit
- 10 *Cate, B. ten, H.Houweling, J. Tersteeg & I. Verstegen (Samenstelling)* (2005)
Krijgt het landschap de ruimte? – Over ontwikkelen en identiteit
- 11 *Selnes. T.A., F.G. Boonstra & M.J. Bogaardt* (2005)
Congruentie van natuurbeleid tussen bestuurslagen

- 12 *Leneman, H., J. Vader, E. J. Bos en M.A.H.J. van Bavel* (2006)
Groene initiatieven in de aanbidding. Kansen en knelpunten van publieke en private financiering
- 13 *Kros, J. P. Groenendijk, J.P. Mol-Dijkstra, H.P. Oosterom, G.W.W. Wamelink* (2005)
Vergelijking van SMART2SUMO en STONE in relatie tot de modellering van de effecten van landgebruikverandering op de nutriëntenbeschikbaarheid
- 14 *Brouwer, F.M, H. Leneman & R.G. Groeneveld* (2006)
The international policy dimension of sustainability in Dutch agriculture
- 15 *Vreke, J., R.I. van Dam & F.H. Kistenkas* (2005)
Provinciaal instrumentarium voor groenrealisatie
- 16 *Dobben, H.F. van, G.W.W. Wamelink & R.M.A. Wegman* (2005)
Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie. Een verkennende studie
- 17 *Groeneveld, R.A. & D.A.E. Dirks* (2006)
Bedrijfseconomische effecten van agrarisch natuurbeheer op melkveebedrijven;
Perceptie van deelnemers aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer
- 18 *Hubeek, F.B., F.A. Geerling-Eiff, S.M.A. van der Kroon, J. Vader & A.E.J. Wals* (2006)
Van adoptiekip tot duurzame stadswijk; Natuur- en milieueducatie in de praktijk
- 19 *Kuindersma, W., F.G. Boonstra, S. de Boer, A.L. Gerritsen, M. Pleijte & T.A. Selnes* (2006)
Evalueren in interactie. De mogelijkheden van lerende evaluaties voor het Milieu- en Natuurplanbureau
- 20 *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk* (2006)
Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'
- 21 *Bommel, S. van, N.A. Aarts & E. Turnhout* (2006)
Over betrokkenheid van burgers en hun perspectieven op natuur
- 22 *Vries, S. de & Boer, T.A. de,* (2006)
Toegankelijkheid agrarisch gebied voor recreatie: bepaling en belang.
Veldinventarisatie en onderzoek onder in- en omwonenden in acht gebieden
- 23 *Pouwels, R., H. Sierdsema & W.K.R.E. van Wingerden* (2006)
Aanpassing LARCH; maatwerk in soortmodellen
- 24 *Buijs, A.E., F. Langers & S. de Vries* (2006)
Een andere kijk op groen; beleving van natuur en landschap in Nederland door allochtonen en jongeren
- 25 *Neven, M.G.G., E. Turnhout, M.J. Bogaardt, F.H. Kistenkas & M.W. van der Zouwen* (2006) Richtingen voor Richtlijnen; *Interacties tussen Nederland en de Europese Commissie in de implementatie van Europese milieurichtlijnen*
- 26 *Hoogland, T. & J. Runhaar* (2006)
Neerschaling van de freatische grondwaterstand uit modelresultaten en de Gt-kaart
- 27 *Voskuilen, M.J. & T.J. de Koeijer* (2006)
Profiel deelnemers agrarisch natuurbeheer

- 28 *Langeveld, J.W.A. & P. Henstra* (2006)
 Waar een wil is, is een weg; succesvolle initiatieven in de transitie naar duurzame landbouw .
- 29 *Kolk, J.W.H. van der, H. Korevaar, W.J.H. Meulenkamp, M. Boekhoff, A.A. van der Maas, R.J.W. Oude Loohuis & P.J. Rijk* (2006)
 Verkenningen duurzame landbouw. Doorwerking van wereldbeelden in vier Nederlandse regio's
- 30 *Vreke, J., M. Pleijte, R.C. van Apeldoorn, A. Corporaal, R.I. van Dam & M. van Wijk* (2006)
 Meerwaarde door gebiedsgerichte samenwerking in natuurbeheer?
- 31 *Groeneveld, R.A., R.A.M. Schrijver & D.P. Rudrum* (2006)
 Natuurbeheer op veebedrijven: uitbreiding van het bedrijfsmodel FIONA voor de Subsidieregeling Natuurbeheer
- 32 *Nieuwenhuizen, W., M. Pleijte, R.P. Kranendonk & W.J. de Regt* (2006)
 Ruimte voor bouwen in het buitengebied; de uitvoering van de Wet op de Ruimtelijke Ordening in de praktijk
- 33 *Boonstra, F.G., W.W. Buunk & M. Pleijte* (2006)
 Governance of nature. De invloed van institutionele veranderingen in natuurbeleid op de betekenisverlening aan natuur in het Drents-Friese Wold en de Cotswolds



W O t

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

