

Voorstel voor verbetering van de habitatmodellering in het kennisysteem LARCH

Voorstel voor verbetering van de habitatmodellering in het kennissysteem LARCH

Van een vaste begroeiingstypenkaart naar een kaartlagensysteem

**R. Pouwels
R. Reijnen
H. Sierdsema†
C. van Swaay‡
H. Houweling**

† SOVON

‡ Vlinderstichting

Alterra-rapport 704

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

R. Pouwels, R. Reijnen, H. Sierdsema, C. van Swaay & H. Houweling. *Voorstel voor verbetering van de habitatmodellering in het kennisysteem LARCH. Van een vaste begroeiingstypenkaart naar een kaartlagensysteem.* Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 704. 42 blz. 8 fig.; 12 tab.; 57 ref.

LARCH is een kennisysteem dat de overlevingskans van diersoorten bepaalt op basis van de ruimtelijke configuratie van de leefgebieden en de kwaliteit daarvan. Het wordt vooral toegepast bij het ontwerp en de toetsing van de ruimtelijke inrichting van bestaande en toekomstige landschappen. De analyse bestaat uit twee stappen: habitatmodellering en ruimtelijke modellering. In dit rapport is een voorstel uitgewerkt voor het verbeteren van de habitatmodellering met behulp van ruimtelijke basisbestanden.

Trefwoorden: begroeiingstypen, habitatmodellering, kennisysteem, ruimtelijke samenhang, ruimtelijke basisbestanden, vlinders, vogels

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €13,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 704. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra 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
1 Inleiding	9
1.1 Achtergrond	9
1.2 Problemen met de habitatmodellering van soorten en ecoprofielen	11
1.3 Doel en opzet van dit project	12
2 Optie 1: hiërarchische opzet op basis van huidige begroeiingstypenbestanden	13
2.1 Opzet en methode	13
2.2 Resultaten	13
2.3 Bespreking	16
3 Optie 2: primaire basisbestanden als basis (kaartlagen)	17
3.1 Opzet	17
3.2 Belangrijke factoren en primaire basisbestanden (kaartlagen)	17
3.3 Toedeling van zes proefsoorten aan kaartlagen	19
3.4 Van kaartlagen naar habitatkaart	24
3.5 Bespreking	25
4 Conclusies en aanbevelingen	27
5 Literatuur	29
Bijlagen	
1 Grove toedeling van vogelsoorten aan hoofd-begroeiingstypen	35
2 Belangrijkste variabelen die de verspreiding van een soort bepalen	39

Samenvatting

Bij inrichtingsvraagstukken is het van belang om na te kunnen gaan in hoeverre voorgestelde of verwachte veranderingen in een landschap bijdragen aan het behoud van zoveel mogelijk (doel)soorten. Om deze veranderingen te kunnen beoordelen is op Alterra het kennisstelsel LARCH ontwikkeld dat de overlevingskansen van soorten bepaalt. De belangrijkste stappen in LARCH zijn de habitatmodellering en de ruimtelijke modellering (ruimtelijke samenhang en duurzaamheid). Dit rapport beschrijft een voorstel om de huidige habitatmodellering te verbeteren.

Voor het vervaardigen van kaarten met het potentiële leefgebied van (dier)soorten in LARCH worden de belangrijkste factoren die het voorkomen van soorten bepalen gekoppeld aan ruimtelijke basisbestanden. De huidige werkwijze gaat uit van een vaste overlay van relevante basisbestanden (kaartlagen) die één 'begroeiings-typenkaart' oplevert waarmee voor alle soorten het potentiële leefgebied wordt afgeleid.

Het bepalen van potentiële leefgebieden per soort op basis van een koppeling van de belangrijkste habitatfactoren aan de afzonderlijke primaire basisbestanden (kaartlagen) biedt meer perspectief. De belangrijkste voordelen zijn:

- meer inzicht in ontbrekende informatie per soort (geen primaire basisbestanden beschikbaar voor belangrijke habitatfactoren);
- betere mogelijkheden voor calibratie en validatie met PGO-data;
- flexibeler systeem doordat relatief eenvoudig nieuwe kaartlagen kunnen worden toegevoegd en bestaande kaartlagen kunnen worden vervangen door recentere versies;
- de ontwikkeling van nieuwe kaartlagen is te koppelen aan het aantal extra soorten dat hiermee(beter) is te modelleren;
- mogelijkheden voor multi-stress-analyse en het uitwerken van oplossingsgerichte maatregelen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Aanleg van nieuwe natuurgebieden en vergroten of verbinden van bestaande natuurgebieden staat al jaren hoog op de agenda. Sinds in 1989 in het Natuurbeleidsplan het concept van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) werd gelanceerd, wordt er hard gewerkt aan de uitbreiding van natuurgebieden in ons land. De hoofdlijnen voor dit ruimtelijk beleid worden neergezet door de rijksoverheid. Daarnaast moet natuurgericht milieubeleid leiden tot een verbetering van de abiotiek en daarmee de habitatkwaliteit van bestaande natuurgebieden. Uiteindelijk doel van het beleid is behoud en herstel van de biodiversiteit.

De mate waarin de EHS functioneert voor het behoud van biodiversiteit is inmiddels binnen verschillende beleidsstudies¹ beoordeeld met het kennisstelsel LARCH (Pouwels *et al.* 2002a). Hierbij worden toekomstscenario's vergeleken met de huidige situatie.

LARCH

LARCH bepaalt de overlevingskans van soorten of ecoprofielen (aggregatie van soorten) op basis van de ruimtelijke configuratie van de leefgebieden en de kwaliteit daarvan. De analyse bestaat uit twee stappen: habitatmodellering en ruimtelijke modellering (figuur 1.1) (Pouwels *et al.* 2002a).

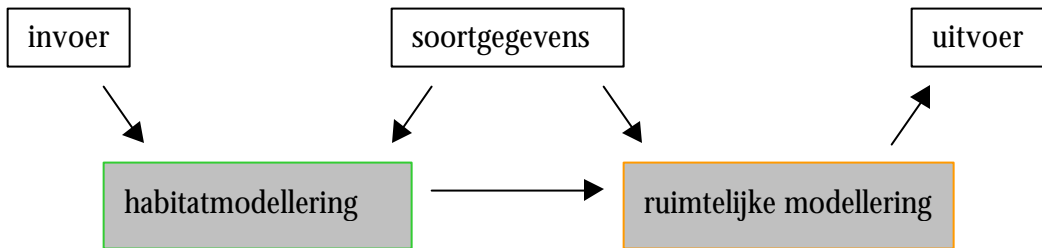
In de eerste stap wordt voor verschillende soorten (of ecoprofielen) aangegeven waar geschikte leefgebieden liggen en hoe deze tot lokale populaties zijn te clusteren. Voor het beoordelen van de huidige situatie wordt voor landelijke studies gebruik gemaakt van de begroeiingstypenkaart (BGT) (Reijnen *et al.* 2001) of de begroeiingstypenkaart 2000 (BGT2000) (Griffioen *et al.* 2000). Voor toekomstige situaties wordt veelal uitgegaan van de natuurdoeltypenkaart (Bal *et al.* 2001). Veranderingen in de successie van de vegetatie zijn ook te modelleren met het model SUMO (Wamelink *et al.* 2000).

In de tweede stap wordt de ruimtelijke samenhang per soort of ecoprofiel bepaald door leefgebieden onder te brengen in ecologische netwerken en vervolgens de duurzaamheid van de netwerken te bepalen en de kans op voorkomen van soorten of ecoprofielen per lokale populatie binnen een netwerk.

De presentatie van de resultaten vindt meestal plaats per type ecosysteem waarbij de uitkomsten van de verschillende soorten of ecoprofielen worden gecombineerd (zie voorbeelden in Pouwels *et al.* 2002a). Met de BIODIV-module van de Natuurplanner

¹ Natuurverkenningen 1 en 2, Natuurbalansen 1998, 1999 en 2000, NBL21, VIJNO, Schetboek "De weg met de minste weerstand" en Natuur over de grens.

kunnen de uitkomsten van LARCH vertaald worden naar veranderingen in de natuurgraadmeters van het Natuurplanbureau (Latour *et al.* 1997).



Figuur 1.1 De twee belangrijkste blokken in de analyses binnen LARCH: habitatmodellering en ruimtelijke modellering.

Soorten of ecoprofielen

Biodiversiteit is complex. Wil het effect van beleidsplannen en natuurgerichte maatregelen op de biodiversiteit zo volledig mogelijk beoordeeld worden, dan zou het effect op al de ecologische processen binnen de verschillende ecosystemen en op al de soorten in een landschap bekend moeten zijn. Dit is echter onmogelijk (Landres *et al.* 1988, Grumbine 1994). Om toch een uitspraak te kunnen doen wordt de complexiteit van biodiversiteit vereenvoudigd (Simberloff 1998). De grote diversiteit aan soorten die in een landschap voor kunnen komen, is door aggregatie van soorten terug te brengen tot een overzichtelijk aantal ecoprofielen (Pouwels *et al.* 2002b, Opdam *et al.* 2003). Dit maakt de beoordeling van scenario's overzichtelijker en vergroot de praktische haalbaarheid.

Een ecoprofiel is een beschrijving van karakteristieke soortkenmerken voor een groep van soorten die min of meer vergelijkbare eisen stellen aan hun omgeving. De beschreven soortkenmerken zijn zo gekozen dat hieruit globaal de verspreiding en duurzaamheid kan worden afgeleid voor de soorten die tot dat ecoprofiel behoren. Een ecoprofiel wordt gesymboliseerd door één soort die kenmerkend is voor de groep. Zo kan de noordse woelmuis symbool staan voor grondgebonden soorten van moerassen met een beperkte oppervlaktebehoefte en redelijk dispersievermogen.

De indeling van soorten in ecoprofielen is gebaseerd op drie criteria (figuur 1.2, Opdam *et al.* 2003):

1. *Ecosysteem*

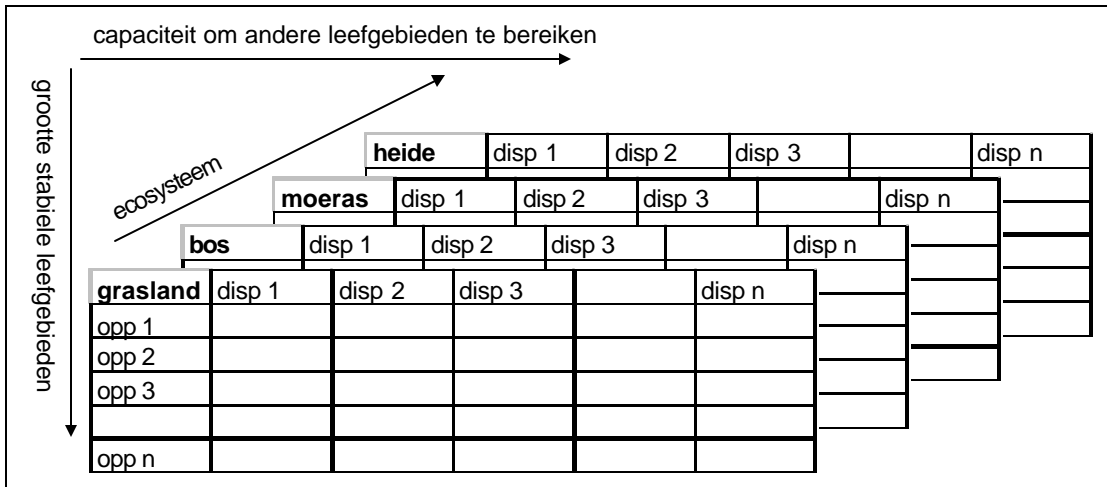
Soorten die verschillen in habitatkeuze komen in verschillende ecoprofielen terecht. De (globale) plek waar een soort voorkomt in het landschap speelt hier dus een rol. Men kan daarbij kiezen voor een indeling van ecosystemen op een hoog of laag schaalniveau, afhankelijk van de vraagstelling en gewenste nauwkeurigheid.

2. *Extinctie*

Dit criterium richt zich op de kans dat een soort uitsterft in een bepaald gebied. Deze kans is in grote mate afhankelijk van de grootte van de (geschikte) leefgebieden.

3. Kolonisatie

Dit criterium richt zich op de capaciteit van soorten om andere leefgebieden te bereiken.



Figuur 1.2 Schematische weergave van het koppelen van soorten aan een ecoprofiel.

1.2 Problemen met de habitatmodellering van soorten en ecoprofielen

Tijdens de analyses van de Natuurverkenningen 2 (RIVM 2002) is voor het eerst getracht om het aantal soorten dat geanalyseerd moest worden terug te brengen tot enkele relevante ecoprofielen. Hierbij bleek het moeilijk om soorten te clusteren op basis van het eerste criterium, ecosystemen (Pouwels *et al.* 2002b). Het onderscheid in ecosystemen wordt gedaan vanuit twee oogpunten die tegenstrijdig zijn:

- zo min mogelijk ecosystemen en
- de leefgebieden van de soorten worden zo nauwkeurig mogelijk weergegeven.

Het blijft dus constant een afweging of een ecosysteem (natte heide) opgesplitst moet worden in nieuwe ecosystemen om (meer) soorten goed te kunnen analyseren. Voor bossoorten en moerassoorten lijkt dit wel mogelijk. Zo komen boomklever, glanskop, kleine bonte specht en fluitser in een vergelijkbaar ecosysteem voor, wielewaal en houtsnip in een ander type ecosysteem en boomvalk en havik weer in een ander type ecosysteem. Voor heide- en duinsoorten blijkt de koppeling aan ecosystemetype echter moeilijk (Pouwels *et al.* 2002b).

Daarnaast bleek dat veel, vooral kritische soorten niet gemodelleerd kunnen worden met de huidige begroeiingstypenkaarten (BGT en BGT2000) aangezien de benodigde informatie niet toereikend is. Ontbrekende informatie heeft vooral betrekking op beheer, horizontale structuurvariatie (randeffecten) en effecten van verzuring en vermessing. Verder zijn natuurgraslanden niet als een afzonderlijke legenda-eenheid opgenomen (zie o.a. Buit en Kuijk 1998). Daarnaast is het wenselijk de legenda-

eenheden beter te laten aansluiten op de habitateisen van de soorten (soms samenvoegen en soms verder uitsplitsen). Overige aandachtspunten zijn (Griffioen *et al.* 2000):

1. kleinere resolutie;
2. toetsing betrouwbaarheid;
3. verbeteren / uitbreiden bronbestanden;
4. regelmatig actualiseren van bestanden;
5. borging totstandkoming begroeiingstypenkaarten.

1.3 Doel en opzet van dit project

Het doel van deze SEO is te verkennen hoe de problemen met de habitatmodellering van soorten en ecoprofielen zijn op te lossen.

De belangrijkste uitgangspunten waren dat :

1. de huidige situatie accuraat wordt weer te geven;
2. toeleverende ruimtelijke bestanden regelmatig geactualiseerd kunnen worden;
3. wordt aangesloten op abiotische en biotische randvoorwaarden van soorten;
4. de belangrijkste kenmerken die het voorkomen van soorten bepalen aanwezig zijn;
5. uitspraken over zoveel mogelijk doelsoorten mogelijk zijn.

In eerste instantie is een verkenning uitgevoerd met de huidige beschikbare hiërarchisch opgezette begroeiingstypenkaarten (Optie 1 hiërarchische kaart, H2). Naar aanleiding hiervan is een tweede verkenning uitgevoerd die uitgaat van een bestand dat bestaat uit afzonderlijke kaartlagen (Optie 2 kaartlagen, H3). Hoofdstuk 4 geeft de conclusies en aanbevelingen.

2 Optie 1: hiërarchische opzet op basis van huidige begroeiingstypenbestanden

2.1 Opzet en methode

In eerste instantie zijn de huidige begroeiingstypenkaarten (BGT en BGT2000) en/of de Basiskaart Natuur, Bos en Landschap (Schmidt *et al.* 2001) als uitgangspunt genomen. Dit houdt in dat er één bestand ontwikkeld wordt, waarin verschillende legenda-eenheden voorkomen. Dit bestand heeft een hiërarchische opzet. Dit houdt in dat er eerst een grove indeling in vegetatie-eenheden komt en dat deze steeds verder worden uitgesplitst (zie tabel 2.1). Op basis van soortgegevens moeten soorten aan de hiërarchische structuur worden gekoppeld. Specialisten worden aan de gedetailleerde eenheden gekoppeld en generalisten aan de grove eenheden. Zo zou een edelhert als generalist aan droge natuur gekoppeld kunnen worden, maar een specialist als de boomklever aan oud loofbos. Per trap dienen nieuwe gegevens van een gebied voorhanden te zijn (leeftijd bos, stikstofdepositie in heidegebieden). Het voordeel van een dergelijke opzet is dat direct duidelijk wordt welke gebiedsgegevens nodig zijn om een soort goed te moeten modelleren. Tevens worden de soorten automatisch geclusterd naar ecosystemen.

Tabel 2.1 Schematische weergave van de opbouw van het te ontwikkelen hiërarchische bestand.

droge natuur									
bos						heide			
loofbos		gemengd bos		naald bos		natte heide		droge heide	
jong bos	oud bos	jong bos	oud bos	jong bos	oud bos	niet vergrast	vergrast	niet vergrast	vergrast

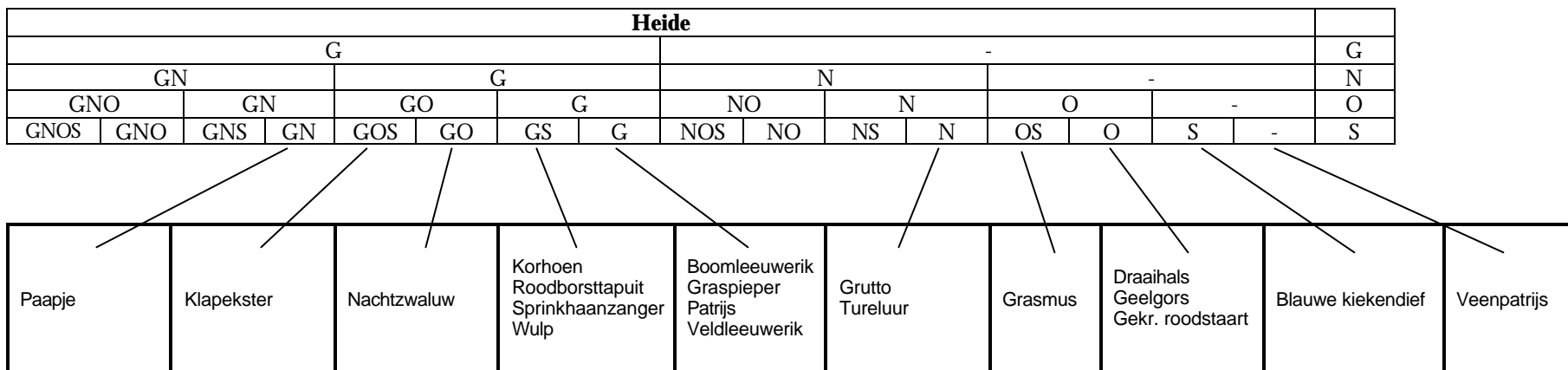
2.2 Resultaten

Bijlage 1 geeft een eerste indicatie van de koppeling van broedvogelsoorten aan hoofdbegroeiingstypen (bos, heide etc). In de figuren 2.1 en 2.2 is deze koppeling verder uitgewerkt voor een aantal broedvogelsoorten van bos- en heide. Hierbij bleek het moeilijk een systematisch hiërarchisch opgebouwd systeem te volgen. Voor de ene soort moet er eerst onderscheid worden gemaakt in leeftijd van het bos, voor een andere soort moet juist eerst onderscheid gemaakt worden in type bos of grondwatertrap. Daarnaast is moeilijk aan te geven in hoeverre sommige legenda-eenheden relevant zijn voor een aantal soorten.

BOS																
R(rand)												-				R
RH				R				H				-				H
RHS		RH		RS		R		HS		H		S		-		S
RHSV	RHS	RHV	RH	RSV	RS	RV	R	HSV	HS	HV	H	SV	S	V	-	V

Hop	Blauwborst Nachttegaal Zomertortel	Geelgors Grauwe klauwier Grasmus Kneu	Ortolaan	Gekraagde roodstaart Glanskop Fluiter Vuurgoudhaan	Bonte Vliegenvanger Boomklever Boomvalk Buizerd Europese kanarie grote bonte specht Groene specht Havik Raaf Rode wouw Roek Torenvalk Wespendief Zwarte ooievaar Zwarte specht Zwartewouw	Aalscholver Britse putter Grote lijster Houtsnip Kleine barsijs Mid.-Eur. goudvink Putter
-----	--	--	----------	---	--	---

Figuur 2.1 Toedeling van vogelsoorten aan een hiërarchische kaart voor bos. De codes betekenen: R = rand; H = hoogte, dikte; S = struweel; V = arm, rijk. Eventueel zou bedekking meegenomen kunnen worden voor meer onderscheid. Soorten die gekoppeld zijn aan RS, zijn soorten van bosranden en struweel. Soorten die gekoppeld zijn aan RH zijn soorten die voorkomen aan bosranden (open plekken) met oude (dikke, hoge) bomen.

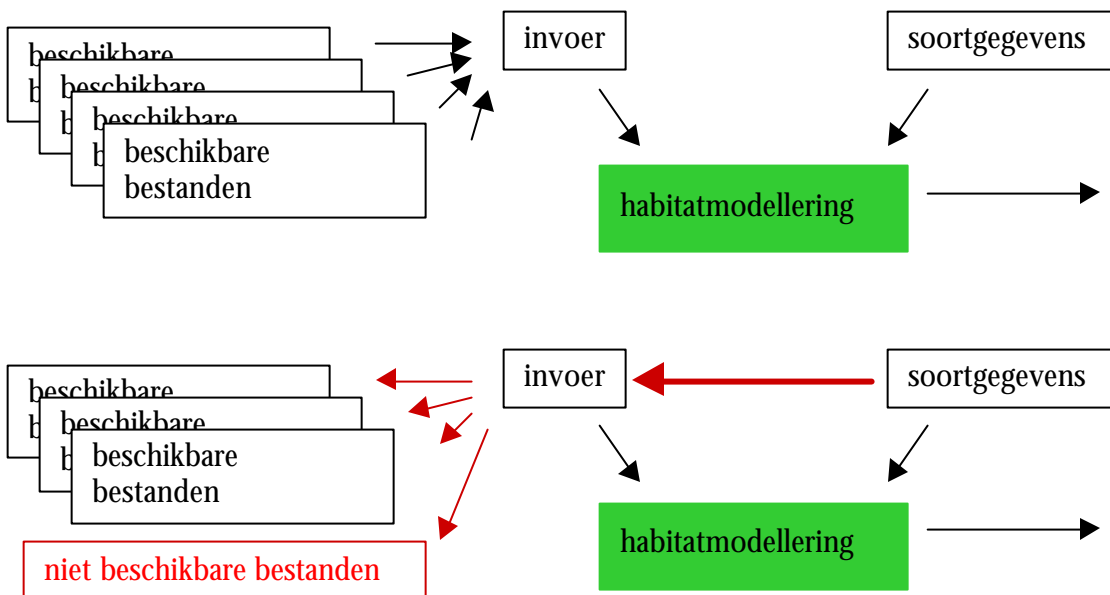


Figuur 2.2 Toedeling van vogelsoorten aan een hiërarchische kaart voor bos. De codes betekenen: G = Vergrassing; N = Nat; O = Opslag; S = Structuur. Eventueel zouden 'Ven' en 'Zand, arm' meegenomen kunnen worden voor meer onderscheid. Zo zijn Wintertaling (V), Duinpieper (Z) en Tapuit (ZG) niet toebedeeld, omdat één van deze aspecten belangrijk is om het voorkomen aan te geven. Soorten die gekoppeld zijn aan N, zijn soorten die in natte heide voorkomen. Soorten die gekoppeld zijn aan O zijn soorten die voorkomen in heidevelden met veel opslag.

2.3 Bespreking

Het uitwerken van een systematisch hiërarchisch opgebouwd basisbestand met de huidige begroeiingstypenkaarten als uitgangspunt blijkt moeilijk te realiseren (fig. 2.3 boven). Het nadeel van de huidige kaart is dat het een vaste overlay is van een serie primaire basisbestanden (kaartlagen). Niet elke laag is voor elke soort echter even relevant. Bovendien verdwijnt informatie die wel in de afzonderlijke lagen is te vinden. Het is bijvoorbeeld niet mogelijk om nat grasland in gesloten landschappen te onderscheiden terwijl die combinatie voor een aantal vlindersoorten van belang is.

Voor optimaal gebruik van de kaartinformatie in de verschillende lagen is het daarom gewenst om per soort de relevante kaartlagen te kunnen combineren in een soortspecifieke kaart. Een voordeel van deze benadering is ook dat nieuwe of verbeterde kaartlagen zonder veel problemen zijn toe te voegen. Het basisbestand is dan niet meer hiërarchisch maar bestaat uit een aantal voor de habitatmodellering relevante kaartlagen. (Een verkenning van deze benadering is opgenomen in hoofdstuk 3 (Optie 2: primaire basisbestanden als basis).



Figuur 2.3 Momenteel wordt van beschikbare bestanden een vaste overlay gebruikt voor de habitatmodellering in LARCH (schema boven). Door per soort een specifieke overlay te maken worden beschikbare bestanden optimaler gebruikt en wordt het systeem flexibeler (schema beneden).

3 Optie 2: primaire basisbestanden als basis (kaartlagen)

3.1 Opzet

Deze optie is verkend voor broedvogels en dagvlinders in samenwerking met de Vlinderstichting en SOVON. Hierbij is aangenomen dat de bruikbaarheid van de methodiek representatief is voor de overige diergroepen. De benadering koppelt primaire basisbestanden of daarvan afgeleide bestanden aan de meest belangrijke habitatfactoren. Voor sommige soorten zal een groot aantal basisbestanden c.q. kaartlagen nodig zijn om een goed beeld te krijgen van het potentieel leefgebied, van andere soorten zal slechts een gering aantal basisbestanden nodig zijn. Deze methodiek is te beschouwen als een simpele vorm van Habitat-Suitability-Index (HSI) modellen (U.S. Fish and Wildlife Service, 1980a) als onderdeel van de Habitat Evaluation Procedure (HEP, U.S. Fish and Wildlife Service, 1980b).

Als basis wordt een landschapsindeling gekozen en niet een structuur. Het landschap is het meest kenmerkend voor het voorkomen van een soort. Verdere indeling van het landschap zorgt voor verfijning. Op basis van de uitwerking zal nog nagegaan moeten worden waar infrastructuur onder valt. Is dit een apart landschap, hoort het bij stedelijk of is het een aparte structuur binnen de andere landschappen?

De kwaliteit van de verschillende leefgebieden als habitat voor soorten is vaak afhankelijk van het beheer en de verschillende ver-thema's (verdroging, vermesting, verzuring, vergiftiging etc.). Deze stressfactoren zullen als aparte druklagen meegenomen moeten worden.

Eerst wordt een globaal overzicht gegeven van belangrijke factoren die het voorkomen van soorten bepalen en uit welke primaire basisbestanden deze factoren (mogelijk) zijn af te leiden (par. 3.2). Het resultaat is een set van kaartlagen waarmee habitatkaarten voor soorten zijn te construeren. Voor een zestal soorten broedvogels en dagvlinders is nagegaan hoe deze aan relevante kaartlagen zijn toe te delen (par. 3.3). De stap van kaartlagen naar habitatkaarten is nog niet in detail uitgewerkt (par. 3.4). Paragraaf 3.5 gaat in op een aantal aandachtspunten en nadere interpretatiemogelijkheden.

3.2 Belangrijke factoren en primaire basisbestanden (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.

Voor een toelichting op de vermelde primaire basisbestanden, waarvoor geen bronvermelding is gegeven, wordt verwezen naar Griffioen *et al.* (2001) en Reijnen *et al.* (2002).

Basislagen

- *Landgebruik*: indeling naar natuur-stedelijk-agrarisch. Af te leiden uit diverse basisbestanden, zoals CORINE (versies 1988 en 2000, zie tabellen 3.2a en b), Top10vector, LGN, CBS-bodemstatistiek.
- *Hoofdecotopen*, zoals loofbos, naaldbos, gemengd bos. Diverse basisbestanden zijn hiervoor geschikt, zoals CORINE (versies 1988 en 2000, zie tabellen 3.2a en b), Top10vector, LGN.
- *Bodemtype*: voor elke soort of soortgroep moet een specifieke generalisatie komen door middel van een koppeltabel. Af te leiden van de bodemkaart 1:50.000.
- *Grondwatertrap*: voor elke soort of soortgroep moet een specifieke generalisatie komen door middel van een koppeltabel. Af te leiden uit de grondwatertrappenkaart 1:50.000.

Kwaliteitslagen

Belangrijk zijn in elk geval:

- *Biomassa*. Mogelijk af te leiden uit remote sensing data.
- *Randeffecten* (type rand, afstand tot de rand, dichtheid aan overgangen). Voor veel soorten bestaat het leefgebied uit een combinatie van begroeiingstype: de rand of de overgang. Die kan kort en abrupt zijn, of juist breed en geleidelijk (gradiënt). Een mogelijkheid om randen te berekenen zou zijn door per gridcel de afstand tot de rand te bepalen in samenhang met de vorm van de rand.
- *Structuur en structuurvariatie (horizontaal en verticaal)*. Dit kan afkomstig zijn uit remote sensing data. De hoogte van de verschillende typen die onderscheiden kunnen worden op het laagste detailniveau kunnen worden gebruikt als invoer voor een formule die de variatie aan structuur aangeeft. Door ruimtelijke combinatie van structuren kan ook de structuurvariatie in beeld worden gebracht: de kwaliteitsvermindering in veel natuurgebieden uit zich veelal door het ontbreken van bepaalde stadia en nivellering van landschaps- en vegetatiestructuren.
- *Oppervlakte*. Een grote oppervlakte van een bepaald habitat betekent dat binnen dat gebied meer processen kunnen plaatsvinden die leiden tot variatie en kleine habitatjes.

Drukragen

Belangrijk zijn in elke geval:

- *Milieudruk* (zuurdepositie, N-depositie, waterkwaliteit, etc). Bestaande meetnetten geven een ruimtelijk beeld op landelijke schaal (zie o.a. RIVM 2000).
- *Beheersdruk*. Het voorkomen van soorten kan sterk door beheer worden beïnvloed, zoals jaarlijks maaien in rietlanden. Voorzover bekend zijn er geen landelijke basisbestanden.
- *Dynamiek*. De mate waarin natuurlijk dynamische processen een rol kunnen spelen. Het meten van dynamiek zelf is niet eenvoudig, maar de effecten ervan

- kunnen mogelijk afgeleid worden uit andere wel meetbare parameters, bijvoorbeeld via remote sensing.
- *Verstoring* door o.a. infrastructuur (wegen, spoorlijnen) en recreatie. Voor wegen en spoorlijnen zijn rekenmodellen beschikbaar om de breedte van de verstoorde zone en de afname van de habitatkwaliteit in deze zone te bepalen (Reijnen *et al.* 1992, Tulp *et al.* 2002).

De huidige begroeiingstypenkaarten (BGT en BGT2000) bevatten een groot deel van de relevante abiotische en structuurkenmerken op landschapsniveau (basisfactoren) en een aantal structuurkenmerken op vegetatie-niveau (kwaliteitsfactoren). Deze informatie is al goed in beeld gebracht en hoeft voor de nieuwe kaart maar weinig aangepast te worden; wel zal bepaald moeten worden of parameters tegenwoordig op andere manieren opgenomen kunnen worden. Door het gebruik van moderne remote sensing technieken zal meer informatie over vegetatiestructuur (hoogte en dichtheid van de vegetatie) verkregen kunnen worden. Voor de structuur van bossen (hoogte en dichtheid) is het ontwikkelen van nieuwe technieken extra belangrijk, omdat de 4^e Bosstatistiek geen vervolg krijgt.

3.3 Toedeling van zes proefsoorten aan kaartlagen

Voor zes proefsoorten, drie vogels en drie vlinders, is het voorkomen in drie kwaliteitsklassen toegeedeeld aan de kaartlagen (tabellen 3.1 tot en met 3.11). In bijlage 3 wordt voor elke soort kort aangegeven wat de sleutelfactoren voor de soort zijn en welke kaartlaag daarbij van belang zijn. In plaats van aan- afwezigheid te scoren per laag, wordt een maat voor de abundantie gegeven. Dit wordt gedaan in drie klassen:

- 1,0 = optimaal
- 0,5 = sub-optimaal
- 0,1 = marginaal

Wanneer voor een soort voor elke eenheid in een kaartlaag een optimale klasse wordt aangegeven, dan is deze kaartlaag niet van belang voor de soort en zou niet in de analyse meegenomen hoeven te worden. Hiervan zijn voorbeelden te vinden in tabellen 3.5 tot en met 3.11.

Tabel 3.1 Toedelen van proefsoorten aan de basislaag 'Landgebruik'.

	natuur	agrarisch	stedelijk
grote karekiet	1,0	0,1	
kleine karekiet	1,0	0,5	0,1
boomklever	1,0	0,1	0,1
bont dikkopje	1,0	0,1	
bont zandoogje	1,0	0,1	0,5
heivlinder	1,0		

Tabel 3.2a Toedelen van proefsoorten aan de basislaag 'Hoofdecotopen'. Hierbij is uitgegaan van de CORINE-indeling versie 1988(Thunnissen & van Middelaar. 1995).

		grote karekiet	kleine karekiet	Boomklever	bont dikkopje	bont zandoogje	heivlinder
Corine-typen							
Ocean and seas	11						
Sea inlets	12						
Tidal rivers and esturaries	13						
Mud flats and sand flats	14						
Salt marshes, salt steppes and gypsum scrubs	15						
coastal sand-dunes and sand beaches	16						1,0
Shingle beaches	17						
cliffs and rocky shores	18						
islets and rock stacks	19						
Lagoons	21						
Standing fresh water	22						
Standing brackish and salt water	23						
Running water	24						
heath and scrub	31				0,1	0,1	1,0
sclerophyllous scrub	32						
Phrygana	33						
dry calcareous grasslands and steppes	34						
dry siliceous grasslands	35					0,1	0,1
alpine and subalpine grasslands	36						
humid grasslands and tall herb communities	37					0,1	
mesophile grasslands	38				0,1	0,1	
broad-leaved deciduous forests	41			1,0	1,0	1,0	
coniferous woodland	42			0,1	0,1	0,5	
mixed woodland	43			0,5	0,5	1,0	
alluvial and very wet forests and brush	44			0,5	0,1	0,1	
broad-leaved evergreen woodland	45						
raised bogs	51						
blanket bogs	52						
water-fringe vegetation	53	1,0	1,0				
fens, transition mires and springs	54	0,5	0,5				
Screes	61						
inland cliffs and exposed rocks	62						
Eternal snow and ice	63						
inland sand-dunes	64						0,5
Caves	65						
volcanic features	66						
improved grasslands	81						
Crops	82						
orchards, groves and tree plantations	83			0,5		0,5	
tree lines, hedges, small woods, bocage, parkland dehesa	84			0,1	0,1	0,5	
urban parks and large gardens	85			0,5		0,5	

Corine-typen		grote karekiet	kleine karekiet	Boomklever	bont dikkopje	bont zandoogje	heivlinder
towns, villages, industrial sites	86			0,1		0,1	
fallow land, waste places	87					0,1	0,1
Mines and underground passages	88						
Industrial lagoons and reservoirs, canals	89						

Tabel 3.2b Toedelen van proefsoorten aan de basislaag 'Hoofdecotopen'. Hierbij is uitgegaan van het (250 bij 250 meter) rasterbestand van CORINE (version 2000)

Corine		grote karekiet	kleine karekiet	boomklever	bont dikkopje	bont zandoogje	heivlinder
not inventoried	0						
continuous urban fabric	1						
discontinuous urban fabric	2						
industrial ore commercial units	3						
road and rail networks and associated land	4						
port areas	5						
airports	6						
mineral extraction sites	7						
dump sites	8						
construction sites	9						
green urban areas	10						
sport and leisure facilities	11						
non-irrigated arable land	12						
permanently irrigated land	13						
rice fields	14						
vineyards	15						
fruit trees and berry plantations	16				0,5		
olive groves	17						
pasture	18						
annual crops associated with permanent crops	19						
complex cultivation patterns	20						
land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	21				0,1	0,5	
agro-forestry areas	22				0,1	0,5	
broad-leaved forest	23		1,0	1,0	1,0		
coniferous areas	24		0,1	0,1	0,5		
mixed forest	25		0,5	0,5	1,0		
natural grassland	26			0,1	0,5	0,1	
moors and heathland	27			0,1	0,1	1,0	
sclerophyllous vegetation	28			0,1	0,5	0,1	
transitional woodland-scrub	29			0,5	1,0		
beaches, dunes, sands	30						1,0

		grote karekiet	kleine karekiet	boomklever	bont dikkopje	bont zandoogje	heivlinder
Corine							
bare rocks	31						
sparsely vegetated areas	32						
burnt areas	33						
glaciers and perputual snow	34						
inland marshes	35	1,0	1,0				
peat bogs	36						
salt marshes	37						
Salines	38						
intertidal flats	39						
water courses	40	0,1	0,1				
water bodies	41	0,1	0,1				
coastal lagoons	42						
Estuaries	43						
sea and ocean	44						

Tabel 3.3 Toedelen van proefsoorten aan de basislaag 'Bodem'.

	Zand arm	Zand matig rijk	Zand rijk	Klei	veen	Duin
grote karekiet	0,1	0,1	0,1	1,0	1,0	0,1
kleine karekiet	0,5	0,5	0,5	1,0	1,0	0,5
Boomklever	0,1	1,0	1,0	1,0	0,1	0,5
bont dikkopje	0,1	1,0	1,0			
bont zandoogje	0,5	1,0	1,0	0,5	0,5	0,5
Heivlinder	1,0	1,0	0,1			1,0

Tabel 3.4 Toedelen van proefsoorten aan de basislaag 'Grondwatertrap'.

	I	II	IIIa	IIIb	IV	V	VI	VII	water
grote karekiet									1,0
kleine karekiet									1,0
Boomklever			0,1	0,5	1,0	1,0	1,0	1,0	
bont dikkopje	0,1	0,5	1,0	0,5	0,5	0,5	0,1		
bont zandoogje		0,1	0,5	0,5	1,0	0,1	0,1		
Heivlinder							0,5	1,0	

Tabel 3.5 Toedelen van proefsoorten aan de kwaliteitslaag 'afstand tot rand'.

	0-10 m	10-50 m	50-250 m	> 250 m	Type rand
grote karekiet	1,0	1,0	1,0	1,0	nvt
kleine karekiet	1,0	1,0	1,0	1,0	nvt
Boomklever	1,0	1,0	1,0	1,0	nvt
bont dikkopje	1,0	0,1	0,1	0,1	rand van bos naar hei of grasland en brede bospaden
bont zandoogje	1,0	0,5	0,5	0,1	rand van bos naar hei of grasland en brede bospaden
Heivlinder	1,0	1,0	1,0	1,0	nvt

Tabel 3.6 Toedelen van proefsoorten aan de kwaliteitslaag 'Overgangen'. Hiermee wordt de dichtheid aan overgangen tussen hoofdecotopen bedoeld.

	laag	middel	hoog
grote karekiet	0,5	1,0	0,5
kleine karekiet	1,0	1,0	1,0
Boomklever	1,0	1,0	0,5
bont dikkopje	0,1	0,5	1,0
bont zandoogje	0,5	0,5	1,0
Heivlinder	1,0	0,5	0,1

Tabel 3.7 Toedelen van proefsoorten aan de kwaliteitslaag 'Biomassa', bijvoorbeeld afgeleid uit remote-sensing data.

	laag	middel	hoog
grote karekiet	1,0		
kleine karekiet	1,0		
Boomklever		0,5	1,0
bont dikkopje	0,5	0,5	1,0
bont zandoogje	1,0	1,0	1,0
Heivlinder	1,0		

Tabel 3.8 Toedelen van proefsoorten aan de kwaliteitslaag 'Structuurvariatie'.

	laag	middel	hoog
grote karekiet	0,5	1,0	1,0
kleine karekiet	1,0	1,0	1,0
Boomklever	0,5	1,0	1,0
bont dikkopje	0,1	0,5	1,0
bont zandoogje	0,1	0,5	1,0
Heivlinder	0,1	0,5	1,0

Tabel 3.9 Toedelen van proefsoorten aan de druklaag 'N-druk'.

	laag	middel	hoog
grote karekiet	1,0	0,5	0,1
kleine karekiet	1,0	1,0	1,0
Boomklever	1,0	1,0	1,0
bont dikkopje	1,0	0,5	0,5
bont zandoogje	1,0	1,0	1,0
Heivlinder	1,0	0,1	0,1

Tabel 3.10 Toedelen van proefsoorten aan de druklaag 'Zure depositie'.

	laag	middel	hoog
grote karekiet	1,0	0,5	0,1
kleine karekiet	1,0	0,5	0,5
Boomklever	1,0	1,0	1,0
bont dikkopje	1,0	0,5	0,1
bont zandoogje	1,0	0,5	0,5
Heivlinder	1,0	0,5	0,1

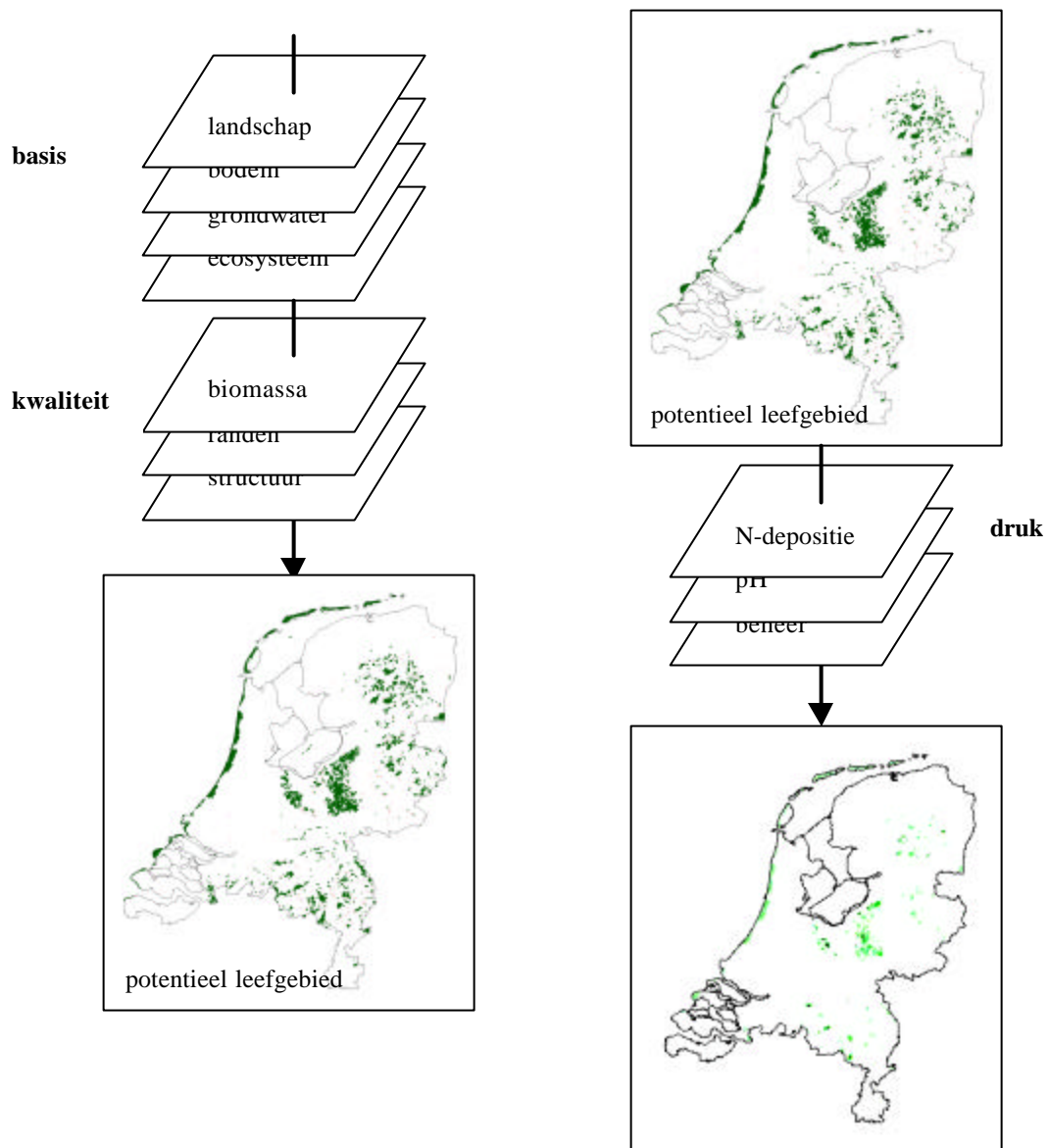
Tabel 3.11 Toedelen van proefsoorten aan de druklaag 'Beheersdruk'.

	laag	middel	hoog
grote karekiet	1,0	1,0	0,1
kleine karekiet	1,0	1,0	1,0
boomklever	1,0	0,5	0,5
bont dikkopje	1,0	0,5	1,0
bont zandoogje	1,0	0,5	1,0
heivlinder	0,5	1,0	0,5

3.4 Van kaartlagen naar habitatkaart

In figuur 3.1 is aangegeven hoe de verschillende kaartlagen gebruikt worden om uiteindelijk een potentieel leefgebied aan te geven.

Nagegaan moet worden hoe de verschillende lagen één waarde voor de abundantie zullen opleveren. Alle waarden uit een kaartlaag kunnen met elkaar vermenigvuldigd worden, of het minimum kan bepaald worden. Een tussenmogelijkheid is dat bij de basislagen het minimum wordt genomen en bij de kwaliteits- en druklagen een vermenigvuldiging. Deze benadering sluit aan bij de procedure die wordt gevolgd voor de Habitat Suitability Index (HSI).



Figuur 3.1 Schematische weergave van de werkwijze om van de verschillende kaartlagen een geschiktheidskaart voor een bepaalde soort te maken.

3.5 Bespreking

Het voordeel van kaartlagen is dat inzichtelijk wordt welke kaartlagen relevant zijn voor soorten en welke niet. Zo kan beter aangegeven worden welke gegevens momenteel niet (goed) voorhanden zijn of welke bestanden aan een vervanging toe zijn. Wanneer voor één kaartlaag verschillende basisbestanden beschikbaar zijn, kan het meest geschikte bestand worden gekozen. Tevens wordt duidelijk welke soorten niet geanalyseerd kunnen worden, aangezien hier geen goede bestanden voor beschikbaar zijn. Belangrijk is ook dat nieuwe relevante kaartlagen eenvoudig zijn toe te voegen.

In plaats van een indeling in 'basis', 'kwaliteit' en 'druk' zou ook gekozen kunnen worden voor de indeling 'abiotische lagen', 'biotische lagen' en 'menselijk handelen lagen'. Het onderscheid in 'kwaliteit' en 'druk' is niet altijd even duidelijk en bovendien is er dan een betere aansluiting bij de in ontwikkeling zijnde typologie voor stedelijke groen (Kwak & Snep in prep.).

Momenteel wordt er van uitgegaan dat er geen afhankelijkheid is tussen de verschillende lagen. Zo kan het bijvoorbeeld zijn dat op zandgronden oud bos optimaal habitat is, terwijl op kleigronden jong bos optimaal is. Deze verschillen in geschiktheid zijn niet aan te geven met de structuur die nu gehanteerd wordt. Verwacht wordt dat dit niet veel voor zal komen, behalve bij marginale habitats. Hier zou een controle op uitgevoerd dienen te worden.

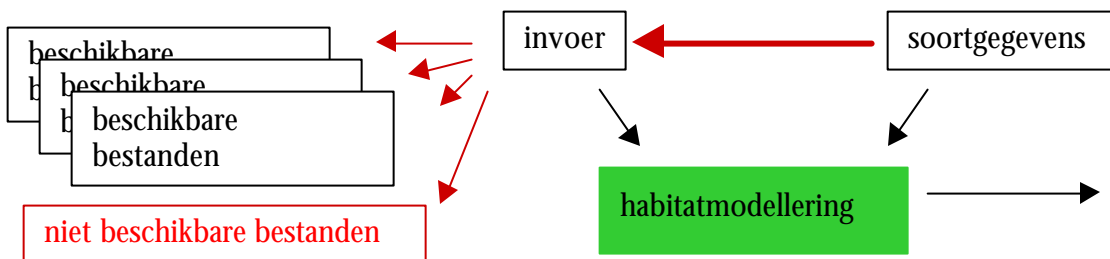
Deze benadering biedt ook mogelijkheden richting de toekomst wat betreft multi-stress. Door de druklagen apart te beoordelen, is het mogelijk om per soort aan te geven welke druk het meeste invloed heeft op het al dan niet voorkomen van soorten. Hierbij kunnen de resultaten van de ruimtelijke modellering (LARCH) ook als een soort druklaag (voor versnippering) beschouwd worden.

4 Conclusies en aanbevelingen

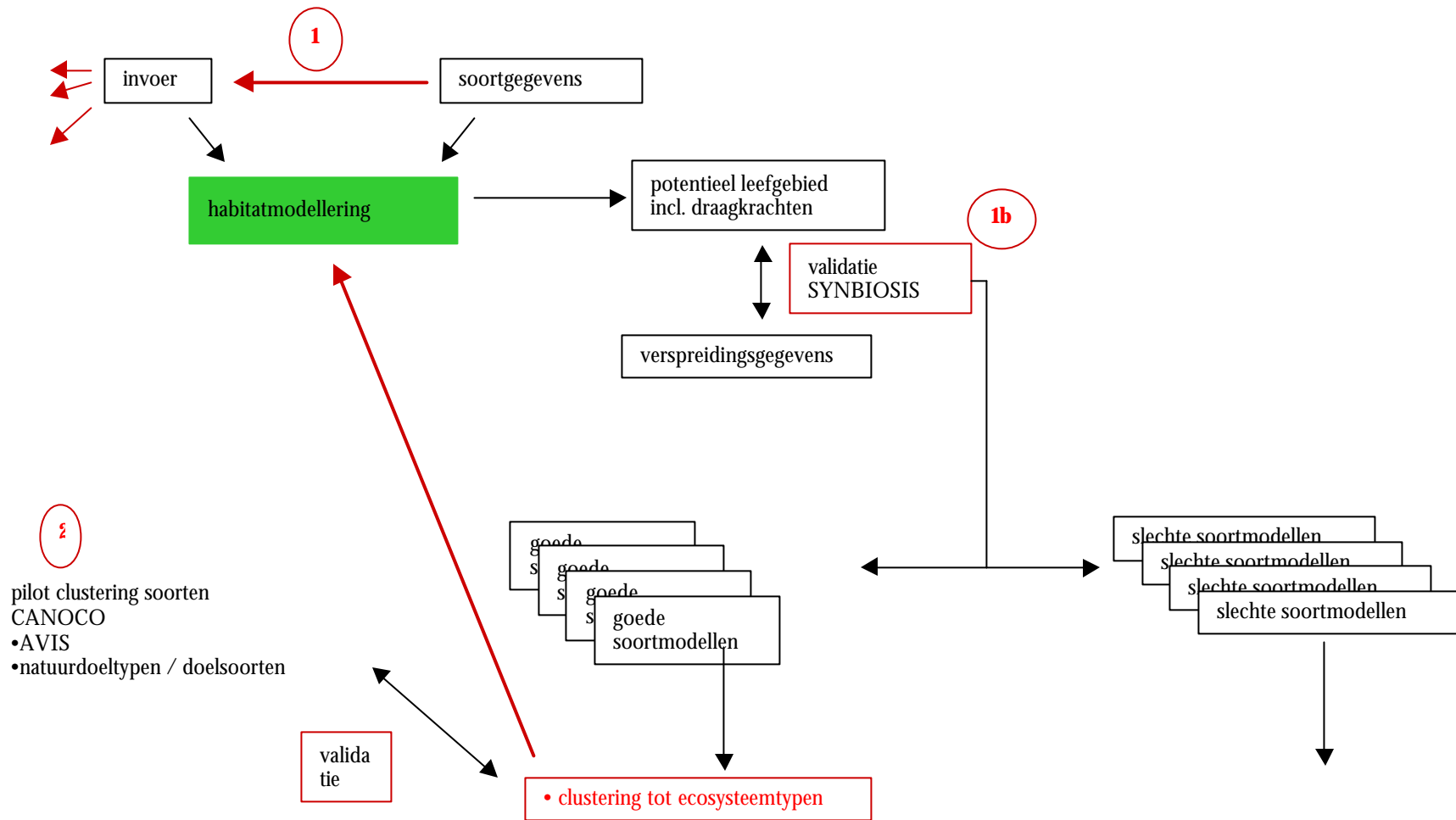
Het per soort bepalen van potentiële leefgebieden op basis van een koppeling van de belangrijkste habitatfactoren aan de afzonderlijke primaire basisbestanden (kaartlagen) biedt meer perspectief dan het bepalen van potentiële leefgebieden op basis van één vaste overlay van de primaire basisbestanden. De belangrijkste voordelen zijn:

- meer inzicht in ontbrekende informatie per soort (geen primaire basisbestanden beschikbaar voor belangrijke habitatfactoren);
- betere mogelijkheden voor calibratie en validatie met PGO-data;
- flexibeler systeem doordat relatief eenvoudig nieuwe kaartlagen kunnen worden toegevoegd en bestaande kaartlagen kunnen worden vervangen door recentere versies;
- de ontwikkeling van nieuwe kaartlagen is te koppelen aan het aantal extra soorten dat hiermee(beter) is te modelleren;
- mogelijkheden voor multistress-analyse en het uitwerken van oplossingsgerichte maatregelen.

Een voorstel voor de verdere uitwerking geeft fig. 4.2. De eerste stap is voor meer soorten invulling te geven aan de verschillende kaartlagen (figuur 4.1 en aanbeveling 1 in figuur 4.2). In een volgende stap dienen op basis van deze kaartlagen de potentiële leefgebieden weergegeven te worden. Deze potentiële leefgebieden zijn vervolgens te valideren met behulp van verspreidingsgegevens (aanbeveling 1b figuur 4.2). Deze validatiestap dient te leiden tot een indeling in soorten die al dan niet te analyseren zijn met het model LARCH. Hierbij zou mogelijk het systeem SYNBIOSIS (<http://www.synbiosys.alterra.nl>, Schaminée en Hennekens 2001) gebruikt kunnen worden. Vervolgens kunnen deze analyses leiden tot een clustering van soorten op basis van ecosysteemttypen (zijn vergelijkbare kaartlagen van belang). Deze laatste stap kan pas uitgevoerd worden als voor een groter aantal soorten goede modellen voorhanden zijn. Om nu toch al een indicatie te kunnen krijgen van mogelijke clusters van soorten, kan een eenvoudige CANOCO (ter Braak & Smilauer 1998) analyse uitgevoerd worden op basis van gegevens die voorhanden zijn binnen AVIS (Sierdsema en Holtland 1997) of op basis van de koppeling van doelsoorten en natuurdoeltypen (Bal *et al.* 2001) (aanbeveling 2 in figuur 4.2).



Figuur 4.1 Schematische weergave van verdere invulling soorten binnen de verschillende kaartlagen (beschikbare informatie).



Figuur 4.2 Schematische weergave om te komen tot een clustering van soorten naar verschillende ecosysteemtypen (blok middendonder). Vanuit deze indeling kan vervolgens het blok habitatmodellering worden aangestuurd. De cijfers geven aanbevelingen weer die moeten leiden tot de clustering van soorten naar ecosysteemtypen. Deze worden in de tekst verder uitgewerkt.

5 Literatuur

- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. Opstal en F.J. van Zadelhoff 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum Wageningen LNV nr. 2001/020. Wageningen.
- Braak, C.J.F. ter & P. Smilauer 1998. Canoco reference manual and user' s guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4). Centre for Biometry, Wageningen.
- Buit, A. en J. van Kuijk. 1998. Habitatmodellering: eerste rapportage. Intern rapport Alterra. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- CORINE landcover methodology/nomenclature/technical report (version 2000) downloadable from <http://dataservice.eea.eu.int/dataservice/>
- 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.
- Grumbine, R. E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8 (1): 27-38.
- Kwak, R. & R. Snep. Toepassing van het ruimtelijk expertsysteem LARCH in het stedelijk landschap. Alterra-rapport, Wageningen, in prep.
- Landres, P.B., J. Verner en J.W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316-328.
- Latour, J., I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade & J. Wiertz 1997. De Natuurplanner, Decision Support Systeem natuur en milieu, versie 1.1. RIVM-rapport 711901019. RIVM, Bilthoven.
- Thunissen, H.J. & van Middelaar 1995. The CORINE Land Cover database of The Netherlands (version 1988). Report 78, DLO Winand Staring Centre, Wageningen.
- Opdam, P.F.M., J. Verboom en R. Pouwels. 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology*.
- Pouwels, R., R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen en J.G.M. van der Greft. 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 en J. Dirksen. 2002b Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH. Alterra-rapport 493. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Reijnen, M.J.S.M., G. Veenbaas & R.P.B. Foppen 1992. Het voorspellen van het effect van snelverkeer op broedvogelpopulaties. Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat, Delft en DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong, M. de Heer en H. Sierdsema. 2002. Larch vogels nationaal; een expertisesysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. Alterra-rapport 235. Alterra, Wageningen.

Schaminée, J.H.J. en S.M. Hennekens. 2001. TURBOVEG, MEGATAB und SYNBIOSYS: neue Entwicklungen in der Pflanzensoziologie. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 13: 27-43.

Sierdsema, H. en J. Holtland. 1997. AVIS: dé koppeling tussen broedvogelgegevens en natuurbeheer. De Levende Natuur. p 136-141.

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3): 247-257.

RIVM 2000. Nationale Milieuverkenning 2000-2030. Samson bv, Alphen aan den Rijn.

RIVM. 2002. Nationale Natuurverkenningen 2. Kluwer, Alphen aan den Rijn.

Schmidt, A.M., C. Schuiling en J. Clement. 2002. Pilot Basiskaart Natuur Bos en Landschap. Legenda en procedure voor de vervaardiging van de Basiskaart Natuur Bos en Landschap geïllustreerd aan de hand van een 5-tal proefgebieden. Alterra-rapport 351. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Tulp, I., M.J.S.M. (R.) Reijnen, C.J.F. ter Braak, E. Waterman, P.J.M. Bergers, S. Dirksen, R.P.H. Snep & W. Nieuwenhuizen 2002. Effect van treiverkeer op de dichtheden van weidevogels. Rapport nr. 02-034, Bureau Waardenburg bv, Culemborg.

U.S. Fish and Wildlife Service 1980a. Habitat Evaluation Procedures (HEP). U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, D.C. ESM 102.

U.S. Fish and Wildlife Service 1980b. Standards for the development of Habitat Suitability Index models. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, D.C. ESM 103.

Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros en F. Berendse. 2000. Eerste fase van de ontwikkeling van het SUCcessie MOdel SUMO1: Verbetering van de vegetatiemodule in de Natuurplanner. Alterra-rapport 045. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Literatuur vlinders

Berwaerts, K. 1998. Bont zandoogje en versnippering : vriend of vijand? Vlinders, vol 13(2), p 22-24.

Berwaerts, K., H. van Dyck, S. Van-Dongen en E. Matthysen 1998. Morphological and genetic variation in the speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.) among differently fragmented landscapes. Netherlands-Journal-of-Zoology. 1998; vol 48(3), p 241-253.

Berwaerts, K., H. van Dyck, E. Vints, en E. Matthysen 2001. Effect of manipulated wing characteristics and basking posture on thermal properties of the butterfly *Pararge aegeria* (L.). Journal of Zoology, vol 255(2), p 261-267.

Dennis, R.L.H., T.G. Shreeve en T.H. Sparks. 1998. The effects of island area, isolation and source population size on the presence of the grayling butterfly *Hipparchia semele* (L.) (Lepidoptera: Satyrinae) on British and Irish offshore islands Biodiversity and Conservation, vol 7(6), p. 765-776.

Dennis, R.L.H., T.H. Sparks en T.G. Shreeve 1998. Geographical factors influencing the probability of *Hipparchia semele* (L.) (Lepidoptera: Satyrinae) occurring on British and Irish off-shore islands. Global Ecology and Biogeography Letters vol 7(3), p 205-214.

Dyck, H. van, E. Matthysen en A.A. Dhont. 1993. Mobility and phenotypic variation in the speckled wood butterfly *Pararge aegeria* L. (Lepidoptera: Satyridae). Third Belgian Congress of Zoology, Liege, Belgium, November 5-6, 1993. Belgian Journal of Zoology, vol 123 (SUPPL. 1). pp. 80.

Dyck, H. van en E. Matthysen. 1998. Thermoregulatory differences between phenotypes in the speckled wood butterfly: hot perchers and cold patrollers? Oecologia Berlin, vol 114(3), p 326-334.

Dyck, H. van, E. Matthysen en C. Wiklund. 1998. Phenotypic variation in adult morphology and pupal colour within and among families of the speckled wood butterfly *Pararge aegeria*. Ecological Entomology, vol 23(4), p .65-472

Dreisig, H. 1995. Thermoregulation and flight activity in territorial male graylings, *Hipparchia semele* (Satyridae), and large skippers, *Ochlodes venata* (Hesperiidae) Oecologia, vol 101(2), p 169-176.

- Falkena, R. en W. Groeneveld. 1984. De ecologie van het Bont dikkopje (*Carterocephalus palaemon*). Vakgroep Natuurbeheer, LH Wageningen, Doctoraalverslag LH/NB nr. 771.
- Hill, J.K., C.D. Thomas, en D.S. Blakeley. 1999. Evolution of flight morphology in a butterfly that has recently expanded its geographic range. *Oecologia*, vol 121(2), p 165-170.
- Hill, J.K., Y.C. Collingham, C.D. Thomas, D.S. Blakeley, R. Fox, D. Moss, en B. Huntley. 2001. Impacts of landscape structure on butterfly range expansion. *ecology letters*, vol 4(4), p 313-321.
- Oirschot-Beerens, L. van. 2002. Het bont dikkopje op de Regte Heide: vijf jaar onderzoek naar een bedreigde vlinder. *Brabants Landschap*, vol 135, p 27-36.
- Ravenscroft, N.O.M. 1994. The Feeding Behaviour of *Carterocephalus palaemon* (Lepidoptera, Hesperidae) Caterpillars : Does It Avoid Host Defences or Maximize Nutrient Intake. *Ecological Entomology*, vol 19(1), p 26-30.
- Ravenscroft, N.O.M. 1994. The ecology of the chequered skipper butterfly *Carterocephalus palaemon* in Scotland. I. Microhabitat. *Journal of Applied Ecology*, vol 31(4), p 613-622.
- Ravenscroft, N.O.M. 1994. The ecology of the chequered skipper butterfly *Carterocephalus palaemon* in Scotland. II. Foodplant quality and population range. *Journal of Applied Ecology*, vol 31(4), p 623-630.
- Ravenscroft, N.O.M. en M.S. Warren. 1992. Habitat selection by larvae of the chequered skipper butterfly, *Carterocephalus palaemon* (Pallas) (Lepidoptera : Hesperidae) in northern Europe. *Entomologist's Gazette*, vol 43(4), 237-242.
- Ravenscroft, N.O.M. 1994. Environmental influences on mate location in male chequered skipper butterflies, *Carterocephalus palaemon* (Lepidoptera : Hesperidae). *Animal behaviour*, vol 47(5), p 1179-1187
- Stutt, AD en P. Willmer. 1998. Territorial defence in speckled wood butterflies: do the hottest males always win? *Animal behavior*, vol 55(5), p 1341-1347.
- Swaay, C.A.M. van, D. Maes en P. Goffart. 1995. Het Bont dikkopje in België en Nederland. *Vlinders*, vol 10(2), p. 2-16.
- Swaay, C.A.M. van. 1990. Het bont dikkopje in Nederland als voorbeeld voor Engelse herintroductie. *Vlinders*, vol 5(3), p 81-85.
- Shreeve, T.G. 1990. Microhabitat use and hindwing phenotype in *Hipparchia semele* (Lepidoptera, Satyrinae) : thermoregulation and background matching. *Ecological Entomology* vol 15(2), p 201-213.

Wallis de Vries, F.M. en I. Raemakers. 1998. Grazing impact on butterflies in coastal dunes. *Annales de Zootechnie*, vol 47 (5/6), p 514.

Wallis de Vries, M.F. 1999. Begrazing en dagvlinders in de duinen. *Vakblad Natuurbeheer*, vol 38(3), p 39-41.

Wallis de Vries, M.F. 2001. Heidevlinders vragen om kleinschalig beheer. *Limburgs Landschap* vol 28(3), p 20-21.

Literatuur vogels

Heyman, Y. 1994. CORINE land cover Technical guide. European Commission, Luxembourg.

Jong, J.J. de, R.C. van Apeldoorn, F.A. Bink, D.A. Jonkers, A.A. Mabelis, J.G. de Molenaar, H. Sierdsema, A.H.P. Stumpel en B. Verboom. 2002. Fauna en terreinkenmerken van bos. Een studie naar de relatie tussen terreinkenmerken en de geschiktheid van bos als habitat voor een aantal diersoorten. *Alterra-rapport 565*. Alterra, Wageningen.

Leeuwen, N. van en A. van Strien. 1997. Begroeiingstypen-kaarten voor natuurmeetnetten. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg.

Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong, M. de Heer en H. Sierdsema. 2002. Larch vogels nationaal; een expertisesysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland. *Alterra-rapport 235*. Alterra, Wageningen.

Reijnen, R., R.J. Bijlsma, A.G.M. Schotman, H. Sierdsema en S.M.J. Wijdeven. 2002. Natuurkwaliteit van bos in Nederland op basis van hogere planten, broedvogels en bosstructuur; uitwerking van de graadmeter Natuurwaarde van het Natuurplanbureau. *Alterra-rapport 376*. Alterra, Wageningen.

Sierdsema, H. 1995. Broedvogels en beheer. Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen (SOVON-onderzoeksrapport 95/04, Staatsbosbeheerrapport 1995-1). SOVON, Beek-Ubbergen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Sierdsema, H. en J. Holtland. 1997. AVIS: dé koppeling tussen broedvogelgegevens en natuurbeheer. *De Levende Natuur*. p 136-141.

Bijlage 1 Grove toedeling van vogelsoorten aan hoofdbegroeiingstypen

	bos/ struweel	heide	open duin	struweelduin	hoogveen	open moeras	rietmoeras	bos in moeras	nbgras	kwleider	kale grond kust	kale grond binnenland	water	getijde	agrarisch gras	agrarisch akker	stedelijk
Baardman							1										
Blauwborst	1				1	1	1									1	
Blauwe kiekendief		1		1	1	1	1										
Bontbekplevier										1	1						
Bonte vliegenvanger	1																
Boomklever	1																
Boomleeuwerik	1	1	1	1	1												
Boomvalk	1							1									
Britse putter	1																
Bruine kiekendief					1	1	1										
Buizerd	1							1									
Dodaars													1				
Draaihals	1	1															
Duinpieper		1										1					
Europese kanarie	1																
Fluiter	1																
Fuut													1				
Geelgors	1	1		1	1												
Gekraagde roodstaart	1	1						1									
Gele kwikstaart									1	1					1		
Geoorde fuut													1				
Glanskop	1																
Goudplevier					1												
Grasmus	1	1	1	1	1	1	1	1							1		
Graspieper		1							1	1					1		
Grauwe gans						1	1	1									
Grauwe gors									1						1		
Grauwe kiekendief				1	1												
Grauwe klauwier	1			1	1												
Griel			1								1						
Groene specht	1																
Grote bonte specht	1							1									
Grote gele kwikstaart													1				
Grote karekiet							1										
Grote lijster	1							1									
Grutto		1							1						1		
Havik	1							1									
Hop	1																
Houtsnip	1			1				1									
Huiszwaluw																	1
IJsvogel													1				

	bos/struweel	heide	open duin	struweelduin	hoogveen	open moeras	rietmoeras	bos in moeras	nbgras	kwleider	kale grond kust	kale grond binnenland	water	getijde	agrarisch gras	agrarisch akker	stedelijk
Kemphaan									1						1		
Kievit									1						1	1	
Klapekster		1						1									
Kleine barmsijs	1																
Kleine karekiet							1										
Kluut										1	1	1	1	1			
Kneu	1			1													
Korhoen		1			1												
Kraanvogel					1												
Krakeend													1				
Krooneend						1	1						1				
Kuifeend													1				
Kuifleeuwerik												1					1
Kwartelkoning									1						1	1	
Meerkoet													1				
Mid.-Eur. goudvink	1																
Nachtegaal	1			1				1									
Nachtzwaluw	1	1	1	1	1												
Ooievaar						1			1						1		
Ortolaan	1																
Paapje		1	1	1	1				1						1		
Patrijs		1	1		1				1						1	1	
Pijlstaart						1	1										
Porseleinhoen					1	1	1										
Putter	1																
Raaf	1																
Rietzanger						1	1										
Rode wouw	1																
Roerdomp					1		1										
Roodborsttapuit		1			1				1						1		
Scholekster			1						1	1	1	1			1	1	
Slechtvalk																	1
Slobeend						1	1		1				1		1		
Snor							1										
Sprinkhaanzanger		1			1	1	1										
Strandplevier											1						
Tafeleend						1							1				
Tapuit		1															
Torenvalk	1		1						1	1					1		
Tureluur		1			1				1	1					1		
Veenpatrijs		1			1												
Veldleeuwerik		1	1						1	1					1	1	
Velduil			1	1													
Visarend	1							1					1				
Vuurgoudhaan	1																
Watersnip					1	1			1						1		

	bos/struweel	heide	open duin	struweelduin	hoogveen	open moeras	rietmoeras	bos in moeras	nbgras	kwleider	kale grond kust	kale grond binnenland	water	getijde	agrarisch gras	agrarisch akker	stedelijk
Wespendief	1							1									
Wielewaal	1			1				1									
Wintertaling		1			1	1	1										
Woudaapje							1						1				
Wulp		1	1		1				1	1					1		
Zanglijster	1							1									
Zeearend	1												1				
Zomertaling						1	1						1		1		
zomertortel	1			1													
Zwarte specht	1																
Zwarte stern					1	1							1		1		
Zwarte wouw	1																

Bijlage 2 Belangrijkste variabelen die de verspreiding van een soort bepalen

Voor dezelfde soorten is tevens bepaald welke parameters in sterke mate de verspreiding bepalen. Hierbij is gekeken welke betekenis dit heeft voor de concrete invulling van de hiervoor beschreven variabelen.

Grote karekiet

Sleutelfactoren	Kaartlagen
(overjarige) natte rietvegetaties	Top10vector, rietkaart, (Corine) lage beheersdruk
grote insecten	lage milieudruk hoge waterkwaliteit

De Grote Karekiet is een grote zangvogel van riet- en andere efemere verlandingsvegetaties. Het voedsel bestaat grotendeels uit grote (dagactieve) insecten die deels buiten het broedhabitat (riet) verzameld kunnen worden; met name libellenlarven (gewone oeverlibel, viervlek) zijn van grote betekenis. Door de omvang van de soort moet het riet stevig en vitaal zijn: dit is in de meeste gevallen het geval bij overjarig riet dat in het water staat; éénjarig riet is veelal te laat in het seizoen voldoende sterk om als (broed)habitat te kunnen dienen.

Vitale rietvegetaties én grote insecten zijn afhankelijk van een goede waterkwaliteit. Informatie hierover kan rechtstreeks worden afgeleid uit informatie over de waterkwaliteit of uit de verspreiding van de prooidieren.

Om de verspreiding in beeld te brengen is nodig:

- de ligging van overjarig riet. De ligging van riet kan worden afgeleid uit de top10-vector (alleen symbolen, geen vlakken) en/of CORINE en andere bronnen zoals de rietkaart van Vogelbescherming. Informatie over de leeftijd van het riet is veel moeilijker te verzamelen. De ligging in een natuurreservaat, over het algemeen een indicatie voor de lage beheersdruk die hoort bij overjarig riet, geeft geen informatie omdat natuurbeheerders ook massaal riet maaien. Wellicht kan dit worden afgeleid uit remote-sensing data.
- de aanwezigheid van grote insecten. Deze kan worden verwacht bij gebufferd, helder, beschut, niet hypertroof water. In feite zou een verspreidingskaart met dichtheden van potentiële prooidieren als kaartlaag moeten dienen voor de Grote Karekiet. Als tussentijds oplossing kunnen wellicht verspreidingsgegevens gebruikt worden.

Kleine karekiet

Sleutelfactoren	Kaartlagen
natte rietvegetaties	Corine
kleine insecten	geen laag geselecteerd

De Kleine karekiet is een kleine zangvogel van riet- en andere efemere verlandingsvegetaties. De rietstengels hoeven daarom niet dik te zijn, maar wel dicht genoeg bij elkaar staan om een nest te kunnen bouwen en beschutting te bieden te predatoren. Verruigende rietvegetaties zijn daarom maar weinig geschikt als broedhabitat voor Kleine Karekieten. Het riet moet tenminste veelal een deel van het jaar in het water staan; de hoogste dichtheden worden gevonden in riet dat een groot deel van het jaar in het water staat (biedt ook betere bescherming tegen predatoren). Het voedsel bestaat uit kleine insecten die in vrijwel alle omstandigheden in voldoende mate voorradig zijn.

Boomklever

Sleutelfactoren	Kaartlagen
Dikke loofbomen (>40 cm)	Corine Bosstatistiek hoge biomassa
voedsel in de winter (noten e.d.)	boomsoort

Bont dikkopje

Sleutelfactoren	Kaartlagen
loofbos met vochtige ruigte (geringe vochttolerantie)	Corine grondwatertrap top 10 dichtheid greppels
pijpenstrootje of hennegras aanwezig	floron data
voldoende nectar (bv vroeg bloeiende braam)	

Het bont dikkopje is een kleine vlinder die in het voorjaar vliegt. Hij wordt gevonden in vochtige ruigten langs bosranden in het oosten en zuiden van het land. Voor het voorkomen zijn van groot belang:

- de aanwezigheid van voldoende waardplanten, in dit geval hennegras of pijpenstrootje. Een lichte verzuring kunnen deze soorten goed verdragen. De rupsen eten tot in het najaar van de waardplant. In een vochtige bosomgeving blijft de voedselkwaliteit van deze planten langer op peil. De hoogste dichtheden worden gevonden in de overgang van bos naar (vochtig) halfnatuurlijk grasland en vochtige hei.
- voldoende nectar in de vliegtijd. Vroeger was dit vaak echte koekoeksbloem op vochtige graslanden, tegenwoordig is het vaak vroegbloeiende braam in de bosrand.

Bont zandoogje

Sleutelfactoren	Kaartlagen
bos, bosjes, houtwallen, heggen	corine top 10
kleine open plekjes	niet belangrijk op landelijke schaal

Het bont zandoogje is een van de meest schaduw-tolerante vlinders. In een bos neemt een mannetje soms al genoegen met een vierkante meter zon op de grond. Dat betekent dat ze tot diep in het bos kunnen voorkomen. Buiten het bos zijn ze gebonden aan een kleinschalig landschap met heggen, houtwallen, bosjes en dergelijke. Ook in parken en tuinen kunnen ze zich prima handhaven, mits het beheer niet te intensief is.

Heivlinder

Sleutelfactoren	Kaartlagen
Droge heide of droge open duinen	corine grondwatertrap
kaal zand, heideplanten met grassen (schapengras e.d.)	bodemkaart

De heivlinder komt voor in de duinen en op droge heidevelden. Het is belangrijk dat de heide drie belangrijke elementen in een mozaïek bevat:

- kaal zand, waar de vlinders kunnen opwarmen
- grassen, waar de eitjes op worden afgezet en de rupsen van leven
- bloeiende heide, die gebruikt wordt voor de nectarvoorziening. Na bevruchting moeten de eitjes enkele dagen rijpen in de vrouwtjes, die gedurende die tijd een hoge nectarbehoefte hebben.

