

LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen

**R. Pouwels
R. Jochem
M.J.S.M. Reijnen
S.R. Hensen
J.G.M. van der Greft**

Alterra-rapport 492

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

REFERAAT

R. Pouwels, R. Jochem, M.J.S.M. Reijnen, S.R. Hensen & J.G.M. van der Gref, 2002. *LARCH voor ruimtelijk ecologische beoordelingen van landschappen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 492. 112 blz. 49 fig.; 24 tab.; 120 ref.

In het kader van het DWK-programma 'Natuurlijke biodiversiteit en soortenbeheer' van het Ministerie van LNV wordt het kennissysteem LARCH ontwikkeld. De afgelopen jaren heeft met name RWS, RIZA, ook bijgedragen aan de ontwikkeling van het systeem. LARCH geeft een kwantitatieve beoordeling van de biodiversiteit van een landschap. Het kennissysteem kijkt 'door de ogen van een diersoort' naar het landschap en gaat hierbij uit van samenhangende netwerken van habitats / leefgebieden: ecologische netwerken. Het is gebaseerd op wetenschappelijke kennis en vuistregels en wordt vooral toegepast bij de het ontwerp en de toetsing van de ruimtelijke inrichting van bestaande of toekomstige landschappen. In dit rapport wordt ingegaan op de theoretische achtergrond van de versnipperingsproblematiek, op de verschillende resultaten die verkregen worden en de werkwijze van LARCH.

Trefwoorden: ecologische netwerken, modellen, kennissysteem, versnippering, biodiversiteit, duurzaamheid, natuurbehoud, ruimtelijke samenhang, metapopulaties, ruimtelijke modellen, landschap, ruimtelijke inrichting

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 38,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 492. 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: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veeleenvoudigd 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	5
1 Inleiding	7
1.1 Versnippering	7
1.2 Ecologische netwerken	8
2 Ecologische netwerken binnen ontwerpcyclus	13
2.1 Opstellen randvoorwaarden en eisen inrichting	14
2.2 Ontwerpen inrichtingsvarianten	16
2.3 Toetsing inrichtingsvarianten	17
3 LARCH	19
3.1 Soorten of ecoprofielen	19
3.2 Grootte studiegebied en soortkeuze	20
3.3 Verschillende resultaten	21
3.4 Koppelingen LARCH met andere modellen en kennissystemen	25
3.5 Leeswijzer werkwijze LARCH	25
4 Habitatmodellering	27
4.1 Selecteren geschikte leefgebieden	27
4.2 Clusteren geschikte leefgebieden	29
4.3 Evalueren geschikte (en geclusterde) leefgebieden	30
4.4 Omgeving	32
5 Ruimtelijke modellering	33
5.1 Ruimtelijke modellering – duurzaamheidsanalyse	33
5.1.1 Bepalen ecologische netwerken	33
5.1.2 Evalueren ecologische netwerken	35
5.2 Ruimtelijke modellering – SCAN-analyse	37
5.2.1 Bepalen ruimtelijke samenhang	37
5.2.2 Evalueren ruimtelijke samenhang	41
6 Barrières in LARCH	45
6.1 Effect van barrières in ecologische netwerken	45
6.2 Opsplitsen leefgebieden	46
6.3 'Absolute' barrières bij duurzaamheidsanalyses	47
6.4 'Zachte' barrières bij duurzaamheidsanalyses	48
6.4.1 Omzetten effect barrières in afstandsmaat	49
6.4.2 Clustering van leefgebieden op basis van onderlinge afstand en barrières	51
6.4.3 Schatten van barrièregevoeligheid	52
6.5 'Absolute' barrières in SCAN-analyse	53
6.6 'Zachte' barrières en weerstand in SCAN-analyses	54
7 Specifieke methoden voor soorten	57
7.1 Oppervlaktesoorten	57
7.2 Broed- / foerageersoorten	58
7.3 Grenslengtesoorten	59

7.4	Plekkensoorten	60
7.5	Vissoorten	61
7.5.1	Verplaatsing door waterfase	61
7.5.2	Tijdelijke isolatie leefgebieden	62
7.5.3	Interactie tussen verschillende levenstadia	62
	Literatuur	65

Bijlagen

1	Begrippenlijst	75
2	Soorten die reeds binnen netwerkstudies zijn geanalyseerd	81
3	Veel gebruikte soorten uit de database	85
4	Aggregatie	89
5	Belangrijkste resultaten uit gevoeligheidsanalyse	93
6	Geschiktheid ecotopen voor roerdomp en boommarter	95
7	Dispersie	97
8	Netwerkafstand en α	99
9	LARCH-SCAN op basis van raster	101
10	Wiskundige benadering van ruimtelijke samenhang	105
11	Schematische weergave evaluatie van LARCH-SCAN	107
12	Schematische test 'zachte' barrières in SCAN-analyses	109

Samenvatting

Aanleg van nieuwe natuurgebieden en vergroten of verbinden van bestaande natuurgebieden staan 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. Verdere invulling wordt gegeven door provinciale overheden, in samenwerking met vele instanties. Daarnaast moet natuurgericht milieubeleid leiden tot een verbetering van de abiotiek en daarmee de habitatkwaliteit van bestaande natuurgebieden. Uiteindelijk doel is behoud en herstel van de biodiversiteit.

Toevoegen van areaal natuurgebied leidt gelijk tot resultaat: het doel ‘vergroten van natuurgebieden’ wordt verwezenlijkt. Maar hoe effectief zijn deze beleidsinspanningen voor de biodiversiteit, speciaal de fauna? Voor plannenmakers, overheden en natuurbeschermingsinstanties is het uitermate belangrijk om te weten of het middel effectief is voor het doel. Niet alleen vanuit oogpunt van natuurbehoud, maar zeker ook vanuit het oogpunt van de ruimtelijke ordening en vanuit financieel perspectief: wat is een duurzame investering? Voor de ene soort kan het effectiever zijn om het leefgebied uit te breiden, voor een andere soort om bestaande leefgebieden te verbinden.

Alterra ontwikkelde het kennissysteem LARCH waarbij het landschap op de geschiktheid voor diersoorten wordt beoordeeld. LARCH geeft een kwantitatieve beoordeling van de biodiversiteit van een landschap. Het kennissysteem kijkt ‘door de ogen van een diersoort’ naar het landschap en gaat hierbij uit van samenhangende netwerken van habitats / leefgebieden: ecologische netwerken. Belangrijke aandachtspunten bij het gebruik van LARCH zijn:

- Het is gebaseerd op wetenschappelijke kennis en vuistregels.
- Het wordt vooral toegepast bij het ontwerp en de toetsing van de ruimtelijke inrichting van bestaande of toekomstige landschappen.
- De resultaten geven de *potentiële* duurzaamheid van de habitatnetwerken weer.
- De verschillende deelproducten van LARCH kunnen verschillende resultaten genereren.
- Een juiste keuze van soorten (of ecoprofielen) is erg belangrijk. Om een evenwichtig beeld van de biodiversiteit in het landschap te krijgen, is het van belang dat de soorten (of ecoprofielen) gespreid gekozen worden over de combinatie van landschapstype (ecotoopgroep), oppervlaktebehoefte en dispersiecapaciteit. Gekozen soorten gelden als een indicator voor meerdere soorten.
- Draagkracht is de meest gevoelige parameter en dient goed ingeschat te worden.
- LARCH is gericht op de problematiek rond versnippering, andere stressfactoren kunnen soms met behulp van grove vuistregels meegenomen worden in de

analyses. Wil men inzicht krijgen in het effect van deze andere stressfactoren of een combinatie ervan dan dient men andere modellen te gebruiken.

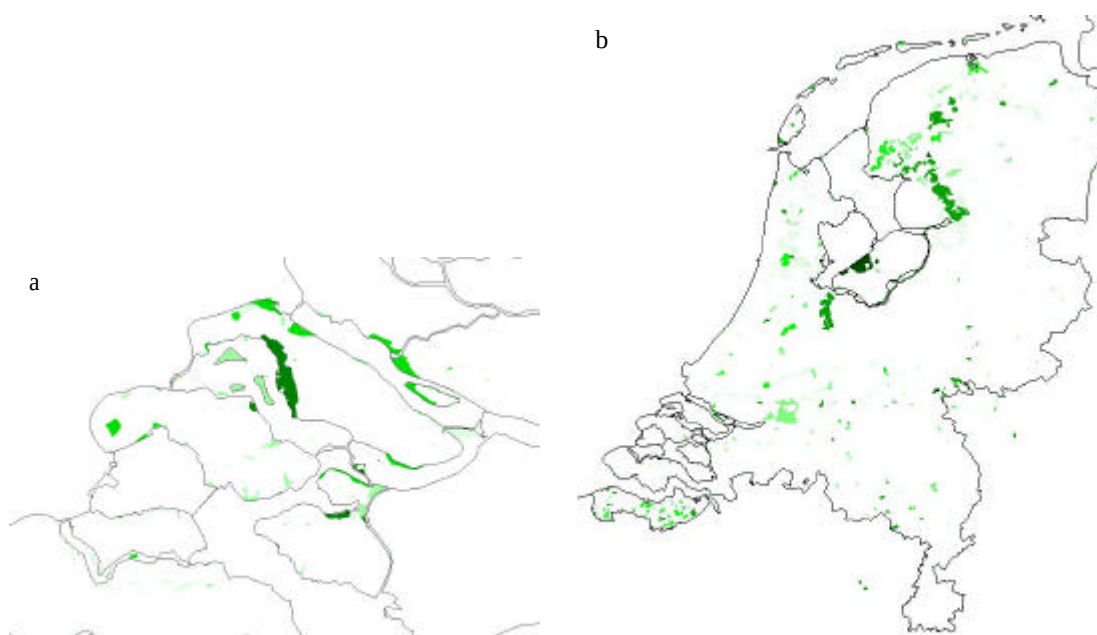
- Het effect van weerstand van het landschap en van verbindingzones en robuuste verbindingen wordt niet of nauwelijks meegenomen in de analyses.
- Mortaliteit door verkeersslachtoffers zorgt niet voor een grotere uitsterfkans.
- De onzekerheidsmarge over het effect van barrières is groot.

Het rapport valt in twee delen uiteen. Het eerste deel is gericht op de achtergrond van ecologische netwerken (hoofdstuk 1) en het gebruik van de kennis, inzichten en vuistregels van ecologische netwerken binnen natuurbehoud en -beleid (hoofdstuk 2). Het tweede deel is gericht op het gebruik en de werkwijze van LARCH (overige hoofdstukken). Er is een begrippenlijst opgenomen van veel, algemeen gebruikte ecologische begrippen (bijlage 1).

1 Inleiding

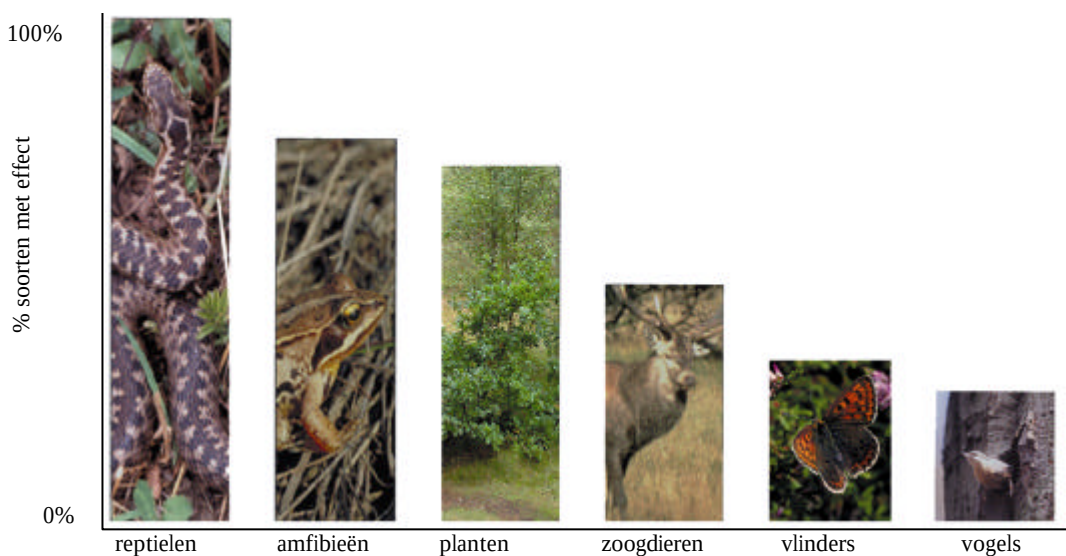
1.1 Versnippering

De afgelopen decennia zijn de leefgebieden van vele soorten sterk achteruitgegaan. Naast kwalitatieve achteruitgang zijn de gebieden steeds kleiner geworden en steeds meer geïsoleerd geraakt (zie voorbeeldfiguren 1.1a-b). Hierdoor zijn enkele soorten reeds verdwenen uit het Nederlandse landschap en staan vele andere soorten als bedreigd aangemeld (Lina en Ommering 1994, Ommering *et al.* 1995, Hom *et al.* 1996, Lina en Ommering 1996, de Nie en Ommering 1998, Wasscher *et al.* 1998, Ode *et al.* 1999). Soorten van bos, heide en hoogveen zijn in het algemeen meer plaatstrouw en daardoor gevoeliger voor versnippering (Pelk *et al.* 2000, RMNO 1990). Daarnaast zijn reptielen gevoeliger dan broedvogels (figuur 1.2). Om de bedreigde soorten (in Nederland) te behouden en verdwenen soorten weer terug te krijgen, staat de uitbreiding van natuurgebieden in ons land hoog op de agenda van het Nederlandse Natuurbeleid (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1990 en 2000, Alterra 2001). Sinds in 1989 in het Natuurbeleidsplan (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1990) het concept van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) werd gelanceerd, wordt er hard gewerkt aan de aanleg van nieuwe natuurgebieden en vergroten of verbinden van bestaande natuurgebieden. Uiteindelijk doel is behoud en herstel van de biodiversiteit.



Figuur 1.1a-b Versnipperde leefgebieden van de noordse woelmuis in Zeeland (a) en de roerdomp in Nederland (b). Hoe donkerder de kleur groen, hoe beter de kwaliteit van het leefgebied.

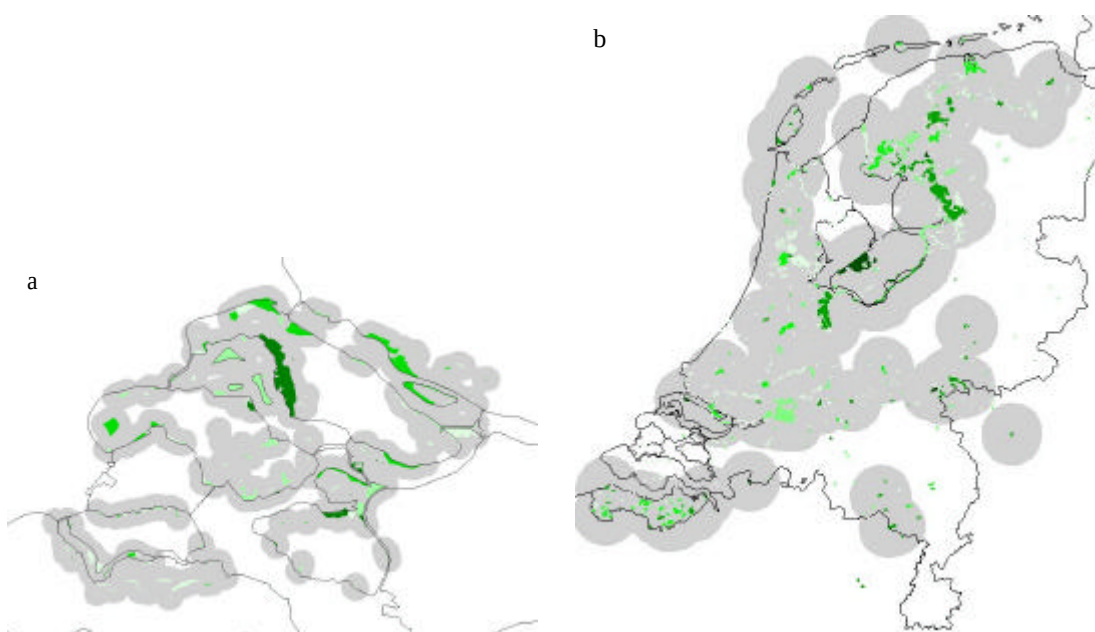
Heel veel diersoorten zijn voor hun voortbestaan afhankelijk van natuurgebieden. Het type natuur, de grootte en de ligging van de natuurgebieden bepalen of een soort wel of niet kan voorkomen. Dit wordt weer ingegeven door de wensen van de soort ten aanzien van het landschap: waar nestelt een soort? Waar foerageert hij? Is het gebied groot genoeg voor zijn voedselbehoefte, of moet hij ook aanpalende, andere terreinen bezoeken? Door welk landschap kan hij wel heentrekken, welk landschap mijdt hij? We stellen voor dat een soort levensvatbaar is, als de kans op uitsterven kleiner is dan 5% in 100 jaar (Schaffer 1987). Als een populatie duurzaam is dan zal in 95 van de 100 jaar de soort worden aangetroffen in een bepaald gebied of landschap.



Figuur 1.2 Gevoeligheid voor versnippering per soortgroep in Nederland. Bron: Bergers en Kalkhoven 1996, Grashof-Bokdam 1997.

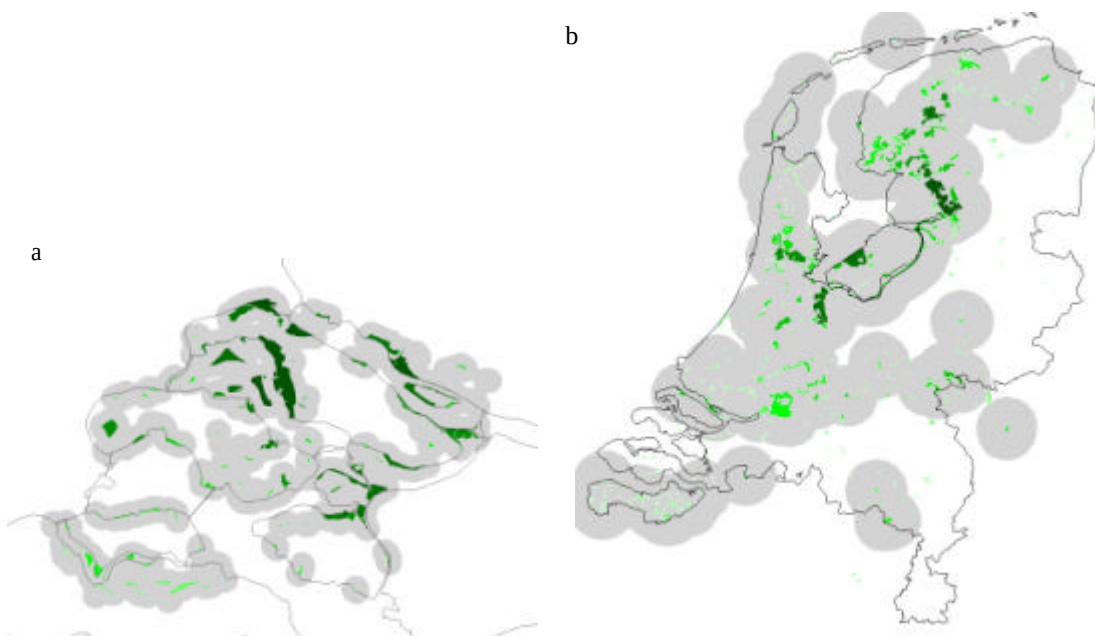
1.2 Ecologische netwerken

Veel soorten kunnen in ons land overleven dankzij het feit dat de overgebleven, geschikte leefgebieden als een ecologisch netwerk aan elkaar geschakeld zijn. Een ecologisch netwerk bestaat uit diverse leefgebieden van een soort, die bij het netwerk gerekend worden indien omringende leefgebieden binnen het bereik van de soort liggen (figuur 1.3a-b). Hoewel elk leefgebied apart te klein is voor de soort om duurzaam voort te bestaan, is het mogelijk dat het netwerk als geheel dat wel is. Populaties die in dergelijke ecologische netwerken leven worden ook wel metapopulaties genoemd.

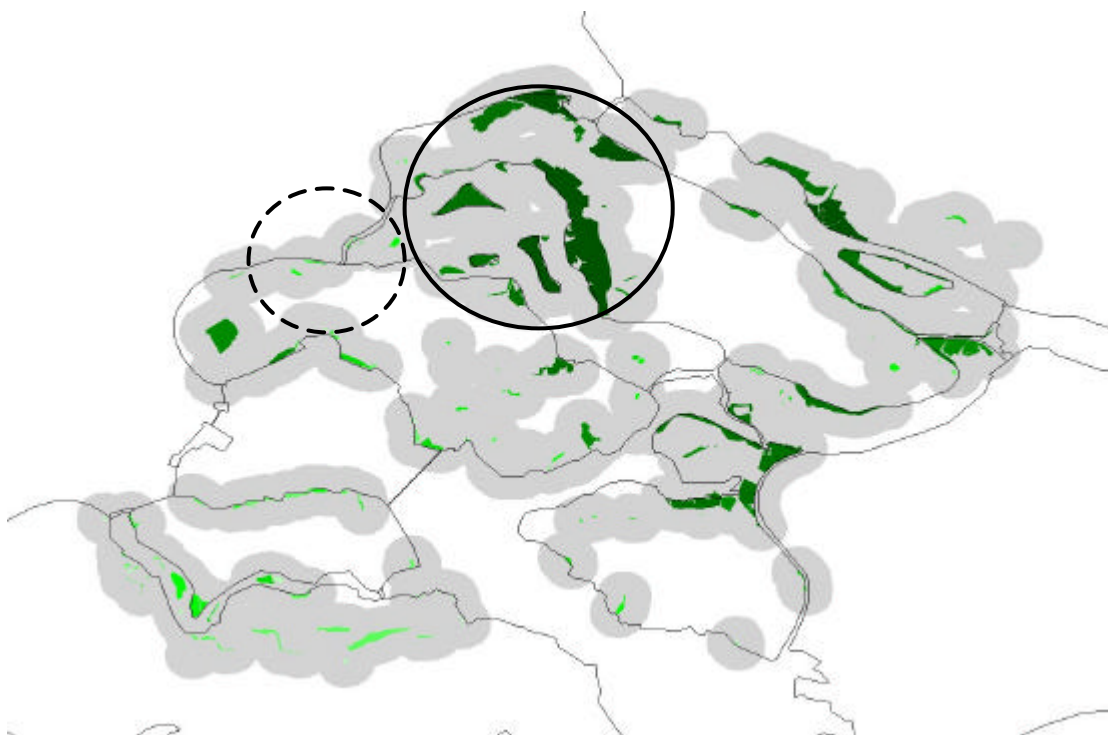


Figuur 1.3a-b De verschillende ecologische netwerken (grijze aaneengesloten vlakken) van de noordse woelmuis in Zeeland en de roerdomp in Nederland. Voor de noordse woelmuis is ervan uitgegaan dat leefgebieden binnen een straal van 3.2 km tot één ecologisch netwerk behoren (Bergers *et al.* 1998a) en bij de roerdomp binnen een straal van 30 km (Foppen *et al.* *subm.*).

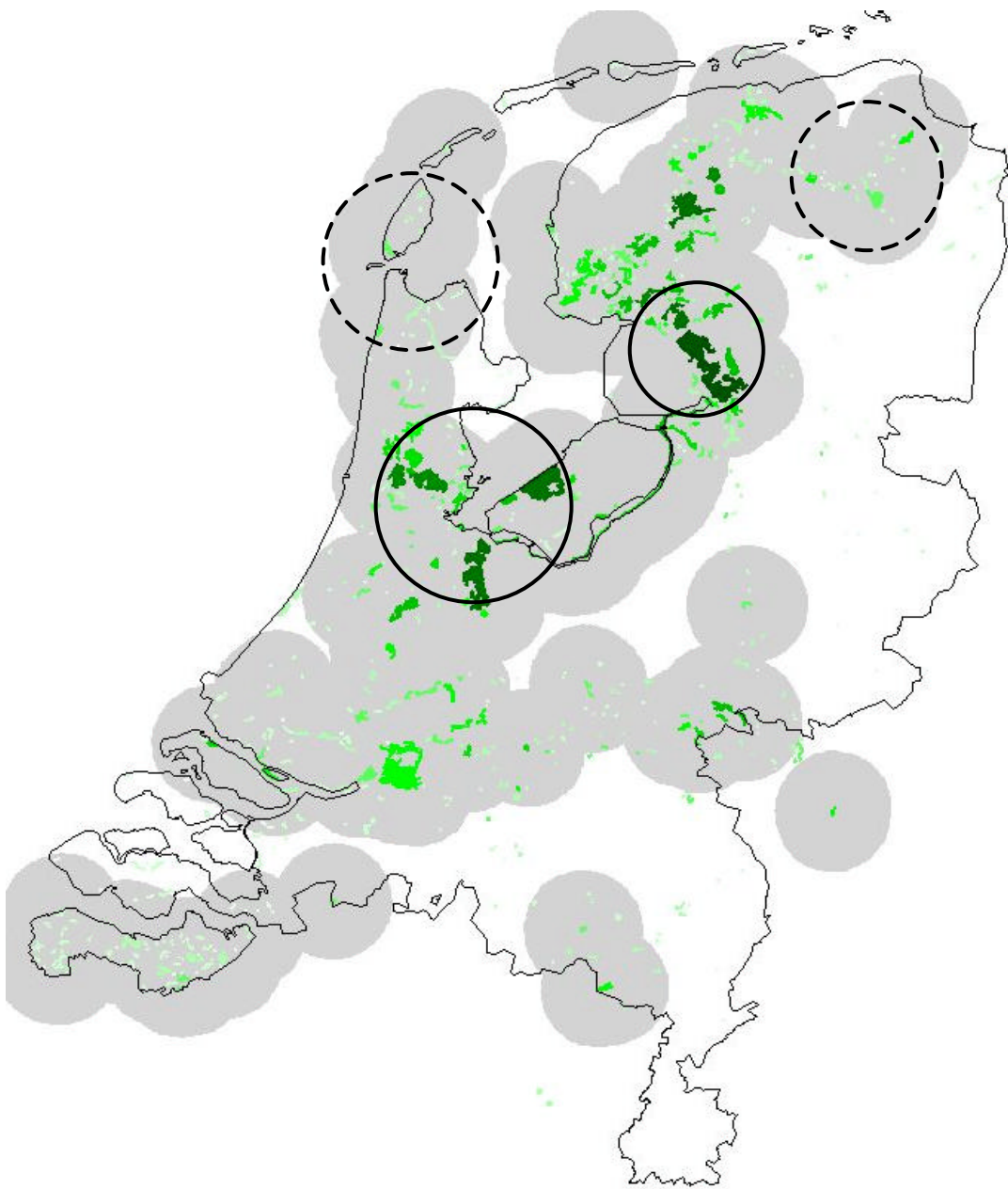
De metapopulatietheorie werd in 1970 door Levins geïntroduceerd (Levins 1970) en gaat uit van versnipperde (deel)populaties. Eén van de meest karakteristieke eigenschappen van een metapopulatie is dat een soort slechts in enkele (deel)populaties aanwezig is (figuur 1.4). Hoe groter de mate van versnippering is in een landschap, hoe minder vaak de soort in (deel)populaties aanwezig is en hoe groter de kans is dat een soort volledig verdwijnt uit dit landschap. Deze gedeeltelijke aanwezigheid is een gevolg van de twee belangrijkste processen binnen de metapopulatie: kolonisatie en extinctie (uitsterven). Voor de kolonisatie zijn met name de afstand tussen de verschillende (deel)populaties en eventuele barrières van belang. Voor de extinctie zijn met name de grootte en de kwaliteit van de afzonderlijke (deel)populaties van belang. Door de kolonisatie en de extinctie zal de aanwezigheid van een soort binnen een landschap een dynamiek in de tijd laten zien; bezette gebieden raken leeg en lege gebieden raken bezet (Opdam 1991, Hanski en Thomas 1994, Hill *et al.* 1996, Vos, 1999, Foppen 2001). Binnen een metapopulatie blijkt dat grote leefgebieden vaker bezet zijn. Kleine leefgebieden, die aan de rand van een ecologisch netwerk liggen of zelfs helemaal geïsoleerd, zijn vaker niet bezet (gebieden in figuren 1.5 en 1.6 die binnen gestippelde cirkels liggen). Kleine leefgebieden, die daarentegen midden in een ecologisch netwerk liggen, raken snel gekoloniseerd en zijn dan ook vaker bezet (gebieden in figuren 1.5 en 1.6 die binnen de doorgetrokken cirkels liggen). Vooral de grote leefgebieden, met daarin grote (deel)populaties, zijn belangrijk voor de overlevingskansen van een soort binnen een ecologisch netwerk (Verboom *et al.* 2001). Voor het behoud en herstel van de biodiversiteit zal het beleid gericht moeten zijn op het vormen en beschermen van stabiele ecologische netwerken.



Figuur 1.4a-b De bezettingskansen van de verschillende leefgebieden van de noordse woelmuis in Zeeland en de roerdomp in Nederland (hoe donkerder de kleur hoe hoger de bezettingskansen). Voor de noordse woelmuis en de roerdomp is deze bezettingskans bepaald door rekening te houden met de verspreidingsgegevens van de soort, de kwaliteit van het leefgebied, de grootte en de hoeveelheid habitatplekken in de omgeving (Bergers et al. 1998a, Bergers et al. 1998b en Foppen et al. 2001).



Figuur 1.5 Verskil in bezettingskansen van de noordse woelmuis in Zeeland als gevolg van de ligging van leefgebieden binnen een ecologisch netwerk (hoe donkerder de kleur, hoe groter de bezettingskansen). Kleine gebieden aan de rand van een ecologisch netwerk (binnen gestippelde cirkel) hebben een lagere bezettingskans dan kleine gebieden midden in een ecologisch netwerk (binnen doorgetrokken cirkel).



Figuur 1.6 Verskil in bezettingskansen van de roerdomp in Nederland als gevolg van de ligging van leefgebieden binnen een ecologisch netwerk (hoe donkerder de kleur, hoe groter de bezettingskans). Kleine gebieden aan de rand van een ecologisch netwerk (binnen gestippelde cirkel) hebben een lagere bezettingskans dan kleine gebieden midden in een ecologisch netwerk (binnen doorgetrokken cirkel).

2 Ecologische netwerken binnen ontwerpcyclus

Binnen het natuurbeheer en -beleid kan op een aantal manieren gebruik gemaakt worden van zowel de theorie als de kennis en inzichten uit ecologische netwerken (Bakker 1999). In de praktijk zijn toepassingen mogelijk op het niveau van regionale inrichtingsplannen tot nationale en Europese landschapsontwerpen. Bij de inrichting van een landschap wordt veel aandacht besteed aan het behoud en herstel van de natuur. Het idee achter ecologische netwerken is dat een samenhangend geheel van kleine leefgebieden van een soort evengoed kan voldoen aan de ruimtebehoefte van die soort als een groot gebied. De ruimtelijke verdeling van leefgebieden is slechts één aspect van de ecologische kwaliteit van het ecosysteem. Voor het landschap is daarnaast nog een groot aantal hydrologische, morfologische, chemische en biologische aspecten van belang.

Op verschillende momenten binnen het planproces kunnen verschillende onderdelen uit de netwerkanalyses gebruikt worden (figuur 2.1). Hierbij worden drie stappen onderscheiden:

- opstellen randvoorwaarden en eisen inrichting
- ontwerpen inrichtingsvarianten
- uitwerken inrichtingsplan op basis van toetsing inrichtingsvarianten

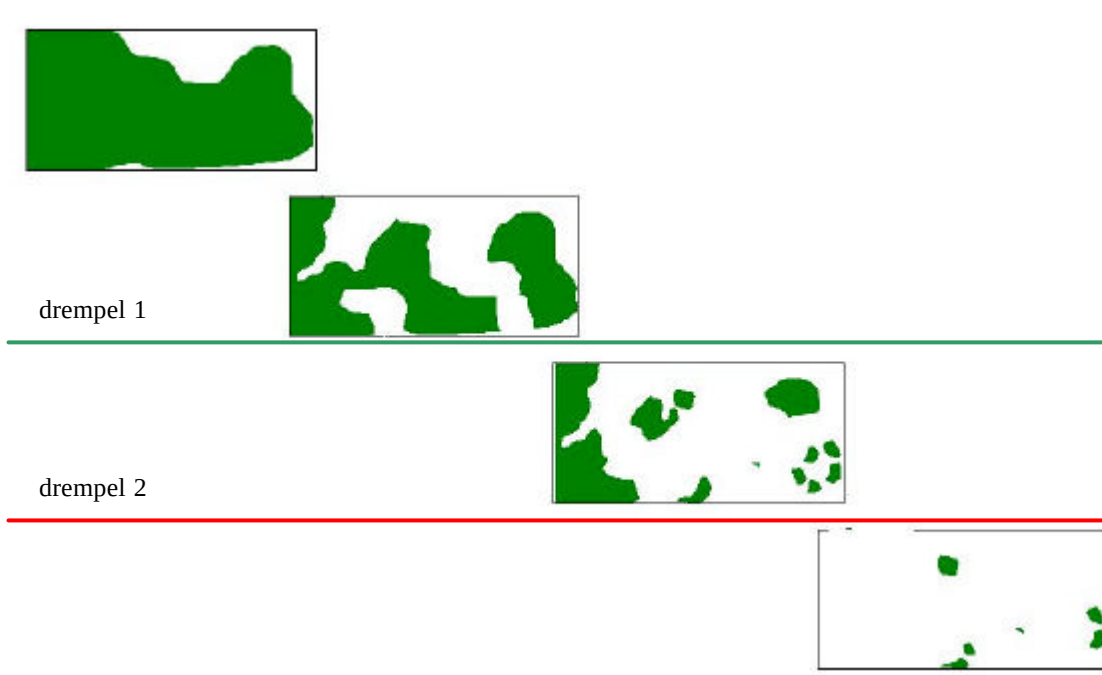
Na de toetsing is er vaak een terugkoppeling om een nieuwe inrichtingsvariant uit te werken die mogelijk beter beoordeeld wordt. Soms kan er ook een terugkoppeling zijn naar de randvoorwaarden en eisen (niet in figuur). Wanneer blijkt dat de randvoorwaarden en eisen niet haalbaar zijn, zullen de doelen van het inrichtingsplan bijgesteld moeten worden.



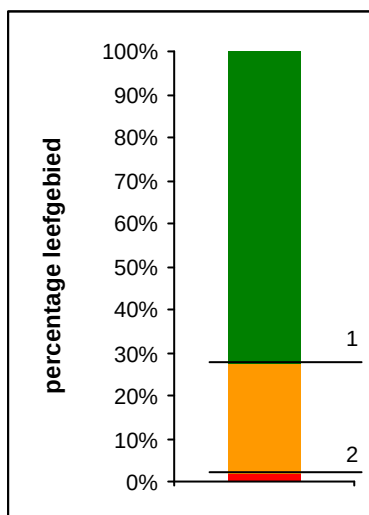
Figuur 2.1 Ontwerpen is een cyclisch proces. Op verschillende momenten in het planproces kan de informatie over ecologische netwerken (blauw, rechts) worden toegepast.

2.1 Opstellen randvoorwaarden en eisen inrichting

Het opstellen van inrichtingsplannen voor een landschap begint vaak met het bepalen van randvoorwaarden en eisen vanuit verschillende functies (zoals recreatie en natuur) en kosten. Wanneer één van de eisen is, dat er ruimte voor natuur moet komen, dan kan in deze fase volstaan worden met het vaststellen van de hoeveelheid natuur die nagestreefd wordt. Dit kan een percentage zijn van de oppervlakte van het studiegebied. Er zijn twee drempels die van belang zijn (figuur 2.2 en 2.3). Boven de eerste drempel kan de ruimtelijke samenhang benaderd worden door het percentage leefgebied. De ruimtelijke rangschikking van de leefgebieden is nauwelijks van belang. Tussen beide drempels liggen geschikte leefgebieden zo ver uit elkaar dat het functioneren van de metapopulatie bepaald wordt door het percentage leefgebied én de ruimtelijke rangschikking van de leefgebieden. Beneden de tweede drempel is de ruimtelijke samenhang aan geschikte leefgebieden zo minimaal dat ecologische netwerken niet (goed) functioneren voor soorten. Ook al liggen alle leefgebieden bij elkaar, de kans op uitsterven is altijd groter dan 5% in 100 jaar. In dergelijke landschappen is de waarde voor de natuur minimaal. Hierbij dient rekening gehouden te worden met het feit dat verschillende soorten verschillende leefgebieden nodig hebben; een roerdomp heeft rietvelden nodig en een boomklever loofbossen.



Figuur 2.2 Schematische weergave van toepassingsgebied van ecologische netwerken. Bij een toenemende versnippering, van linksboven naar rechtsonder, komen leefgebieden (groen) steeds verder uit elkaar te liggen. Het derde figuur geeft weer waar zowel het percentage leefgebied als de ruimtelijke rangschikking van belang zijn voor de soort; het toepassingsgebied van ecologische netwerken.



Figuur 2.3 Schematische weergave van drempels als percentage van het landschap. Boven drempel 1 is voldoende leefgebied aanwezig. Het kan echter zijn dat het schaalniveau van het landschap zelf te klein is voor het handhaven van een soort. Drempel 2 is afhankelijk van de soort en de grootte van het landschap (tabel 2.1).

Andrén (1994, 1996), Villard *et al.* (1996), Vos *et al.* (2001) en Foppen (2001) laten een variatie in de eerste drempel zien tussen 1 en 40%. In Andrén (1994) wordt een benadering gegeven voor de drempel van 20% met een marge van 10-30%. De drempel is soortspecifiek en daardoor moeilijk vast te stellen. We stellen voor om een pragmatische keuze te maken 30%. Wanneer het landschap voor meer dan 30% bestaat uit eenzelfde type leefgebied, bijvoorbeeld moerassen of rietlanden, kunnen soorten die binnen deze leefgebieden voorkomen duurzaam aanwezig zijn. Wel kan het zijn dat het gebied als totaal te klein is voor een stabiele populatie. De drempel gaat ervan uit dat het leefgebied niet wordt doorsneden door grote barrières. Barrières zullen ervoor zorgen dat de drempels lager komen te liggen.

De tweede drempel is ook soortspecifiek. Men zou in plaats van percentage natuur ook gebruik kunnen maken van de oppervlakte zoals deze in de soortspecifieke vuistregels worden aangedragen (tabel 2.1). Wanneer dit oppervlak aaneengesloten leefgebied vormt, zal de bijbehorende soort een kans op uitsterven hebben van 5% in 100 jaar; de soort zal net duurzaam zijn. Komt het totale oppervlak van het leefgebied voor een soort onder deze vuistregel dan is het gebied voor die soort niet of nauwelijks van belang.

Tabel 2.1 Vuistregels voor enkele voorbeeldsoorten bij inrichting van landschappen. Ligt het totale oppervlakte leefgebied in een landschap onder deze drempel dan zal de soort geen duurzaam ecologisch netwerk kennen in dit landschap. De vuistregels zijn gebaseerd op Pouwels et al. (2002).

< 1.5 ha	1.5 ha - 1.5 km ²	1.5 km ² - 7.5 km ²	7.5 km ² - 15 km ²	15 km ² - 75 km ²	> 75 km ²
eikepage heideblauwtje icarusblauwtje kleine parelmoervlinder koevinkje rosse woelmuis	argusvlinder boomklever boomleeuwerik citroentje eekhoorn grutto kleine ijsvogelvlinder noordse woelmuis rietzanger zandhagedis	adder bruine kiekendief houtsnip grote karekiet kleine bonte specht landkaartje ree veldleeuwerik wielewaal zilervlek	baardmannetje groene specht grote vos middelste bonte specht roerdomp roodborsttapuit zwarte specht	blauwe kiekendief boommarter boomvalk das edelhert havik kwartel raaf tapuit wespendief	draaihal korhoen otter

2.2 Ontwerpen inrichtingsvarianten

In de ontwerpcyclus kan gebruik worden gemaakt van twee type vuistregels. De eerste vuistregels (tabel 2.2) hebben betrekking op het hele studiegebied en zijn in mindere mate gebaseerd op ecologische netwerken, maar meer op oppervlakte-behoeften van geïsoleerde leefgebieden (Schaffer 1987, Fahrig 2001). De tweede vuistregels zijn volledig gebaseerd op ecologische netwerken en hebben betrekking op de grootte van verschillende leefgebieden en de afstand tussen deze leefgebieden (Vos et al. 2001, Pouwels et al. 2002). Deze tweede set vuistregels kan gebruikt worden wanneer de inrichtingsvarianten ontworpen dienen te worden. Met deze (eenvoudige) vuistregels kan tijdens de ontwerpfasen van de inrichtingsvarianten reeds rekening gehouden worden met de randvoorwaarden en eisen die vanuit de natuur gesteld worden.

Tabel 2.2 Vuistregels voor enkele voorbeeldsoorten bij het ontwerpen van inrichtingsvarianten. De vuistregels hebben betrekking op grootte van stabiele leefgebieden (rijen, paragraaf 4.3) en overbrugbare afstand (kolommen) en zijn gebaseerd op Pouwels et al. (2002).

	1 km	5 km	10 km	25 km	50 km
0.5 ha	eikepage heideblauwtje icarusblauwtje koevinkje rosse woelmuis	kleine parelmoervlinder			
50 ha	argusvlinder zandhagedis	eekhoorn noordse woelmuis	boomklever rietzanger	boomleeuwerik citroentje grutto	
3 km ²	adder zilervlek	landkaartje	kleine bonte specht veldleeuwerik	grote karekiet ree wielewaal	bruine kiekendief houtsnip
7.5 km ²			middelste bonte specht roodborsttapuit	groene specht grote vos roerdomp	baardmannetje zwarte specht
30 km ²				boommarter das havik raaf tapuit wespendief	blauwe kiekendief boomvalk edelhert kwartel
200 km ²				korhoen	draaihals otter

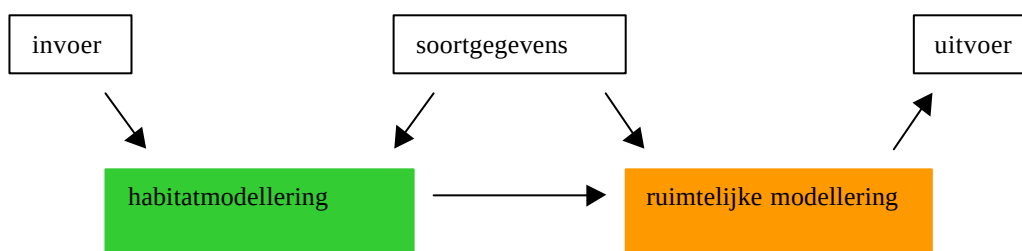
2.3 Toetsing inrichtingsvarianten

De uiteindelijke inrichtingsvarianten dienen getoetst te worden op de verschillende functies. Voor de functie natuur kan dit gedaan worden met het kennissysteem LARCH (bijlage 2). Dit kennissysteem is gebaseerd op het concept van ecologische netwerken. Het toetst welke variant voor soorten de meeste kans op overleven biedt. Op basis van de verkregen resultaten kunnen in combinatie met de vuistregels aanbevelingen gemaakt worden voor verdere optimalisatie van de inrichtingsalternatieven.

3 LARCH

Bij inrichtingsvraagstukken is het van belang om na te kunnen gaan in hoeverre voorgestelde veranderingen in een landschap bijdragen aan het behoud van zo veel mogelijk (doel)soorten en zodoende de biodiversiteit. Om deze veranderingen in het landschap te beoordelen is op Alterra een kennisstelsel opgebouwd dat de overlevingskansen van een (doel)soort bepaalt: LARCH¹ (Pouwels 2000, Verboom en Pouwels in press). De stappen binnen dit kennisstelsel sluiten aan op de LCA²-benadering volgens Opdam *et al.* (in prep.).

De analyses worden per soort (of ecoprofiel) uitgevoerd. Als eerste worden binnen het landschap de gebieden aangegeven waar het geschikte leefgebied ligt van een soort en waar populatiedynamische processen op lokaal populatie niveau van belang zijn (habitatmodellering, figuur 3.1). Vervolgens worden ecologische netwerken gevormd waar populatiedynamische processen op metapopulatie niveau van belang zijn. Binnen deze stap wordt tevens de ruimtelijke samenhang van de ecologische netwerken beoordeeld (ruimtelijke modellering, figuur 3.1).



Figuur 3.1 De twee belangrijkste blokken in de analyses van de ruimtelijke samenhang van ecotopen: habitatmodellering en ruimtelijke modellering.

3.1 Soorten of ecoprofielen

Het landschap wordt per soort geanalyseerd. Soorten verschillen in hun eisen aan een landschap. Per soort zal eenzelfde landschap andere resultaten opleveren. De soortenkeuze is dan ook een belangrijke stap in de analyse (Foppen 1996). In bijlage 2 worden de soorten weergegeven die in één of meerdere studies zijn geanalyseerd met LARCH. We onderscheiden drie typen studies: gericht op behoud van biodiversiteit, gericht op behoud van meerdere (doel)soorten en gericht op het behoud van één of enkele (doel)soorten. De keuze om de studie uit te voeren op basis van soorten of ecoprofielen hangt af van de voorhanden zijnde kennis en het aggregatieniveau van de resultaten (elke soort apart, per ecosysteem of hele landschap). Een 'ecologisch profiel' (ecoprofiel) is de beschrijving van de ruimtelijke

¹ LARCH staat voor Landscape ecological Analysis and Rules for the Configuration of Habitat

² Landscape Cohesion Assessment

en kwalitatieve habitateisen van een fictieve soort, die model staat voor een reeks soorten met vergelijkbare eisen. De grote diversiteit aan soorten, die in een landschap voor kunnen komen, wordt hiermee teruggebracht tot een overzichtelijk aantal profielen (van Rooij en Kalkhoven 2000). Voor de keuze van verschillende toepassingen worden de volgende vuistregels gehanteerd:

- Wanneer studies gericht zijn op het behoud van de biodiversiteit stellen we voor om analyses uit te voeren op basis van ecoprofielen (Pouwels *et al.* 2002). De aandacht zal meer liggen op het behoud van ecosystemen dan op het behoud van specifieke soorten.
- Wanneer studies gericht zijn op het behoud van meerdere doelsoorten stellen we voor om de analyses uit te voeren op basis van de soorten. Voor alle soorten zullen specifieke parameters voorhanden moeten zijn. Hierbij is het mogelijk om voor een enkele soort een ecoprofiel te gebruiken. Hier dient dan expliciet aangegeven te worden wat het gevolg is van het gebruik van dit profiel ten opzichte van een specifieke soortanalyse.
- Wanneer studies gericht zijn op het behoud van één of enkele (doel)soorten stellen we voor om individu-gebaseerde-modellen, zoals METAPHOR, te gebruiken. Deze modellen zijn beter geschikt voor soortbeschermingsplannen waarbij naast het patroon van het landschap de processen in de populaties van belang zijn. Het nadeel van individu-gebaseerde-modellen is dat ze meer parameters nodig hebben van een soort. Een alternatief zou kunnen zijn om de soort met LARCH te analyseren. De resultaten hiervan zijn indicatief en moeten met grote zorg gebruikt worden.

3.2 Grootte studiegebied en soortkeuze

LARCH analyseert een landschap voor verschillende soorten. Het schaalniveau van het landschap kan hierbij lokaal, regionaal, nationaal of internationaal zijn. Deze indeling is min of meer te vertalen in respectievelijk gemeente, provincie, Nederland en Europa. Bij de soortkeuze is het van belang om na te gaan wat de grootte van het studiegebied is. Op lokaal schaalniveau zijn soorten als edelhert, otter en boomvalk minder differentiërend. Het hele studiegebied mag waarschijnlijk als één leefgebied aangemerkt worden. Voor deze soorten kan LARCH alleen uitspraken doen over de grootte van dit leefgebied. Op internationaal schaalniveau zijn soorten als zandhagedis, rosse woelmuis, groentje of heideblauwtje weinig differentiërend. Het beste is om de soortkeuze aan te laten sluiten bij de grootte van het studiegebied. Soorten die een schaalniveau onder of boven het schaalniveau van het studiegebied ecologische netwerken vormen kunnen meegenomen worden in de analyses (tabel 3.2).

Tabel 3.1 Relatie tussen soortkeuze en grootte studiegebied.

schaalniveau studiegebied	schaalniveau van soorten			
	lokaal	regionaal	nationaal	internationaal
gemeente	++	+		
provincie	+	++	+	
Nederland		+	++	+
Europa			+	++

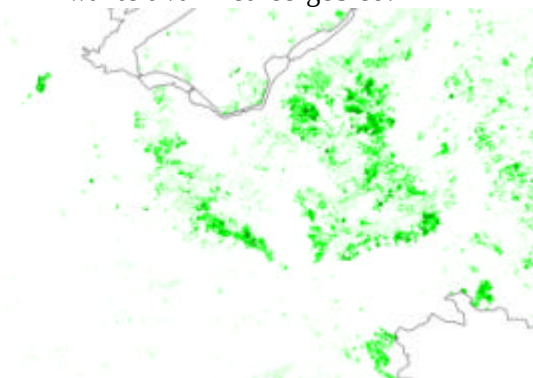
3.3 Verschillende resultaten

Een veelgebruikt resultaat is de mate van duurzaamheid van een ecologisch netwerk. Per soort zijn er echter meerdere resultaten mogelijk (tabel 3.2). Deze verschillende resultaten kunnen verdeeld worden over twee assen: mate van onderbouwing en ruimtelijk onderscheidend. De mate van onderbouwing is gebaseerd op de kwaliteit van de parameters die gebruikt worden en het aantal malen dat dit type resultaat is gegenereerd. Dit is per soort verschillend en geldt eigenlijk alleen voor veel vogelsoorten (Reijnen *et al.* 2001), soorten in het rivierengebied (van Rooij en Kalkhoven 2000), soorten die zijn gebruikt voor Europese studies (van der Sluis *et al.* 2001a, Bolck *et al.* in press), soorten die gebruikt zijn in het kader van Natuurplanbureau studies (Hoogeveen 2001 en Pouwels *et al.* 2002) en soorten die veel apart zijn geanalyseerd zoals noordse woelmuis en edelhert (bijlage 3). Deze soorten zijn ook vaak in andere studies gebruikt (bijlage 2). Vaak worden de aparte resultaten van de soorten samengevoegd tot een kaart per ecosysteem of tot één kaart met een ecologisch ruimtelijke beoordeling voor het hele landschap (zie voor voorbeeld bijlage 4).

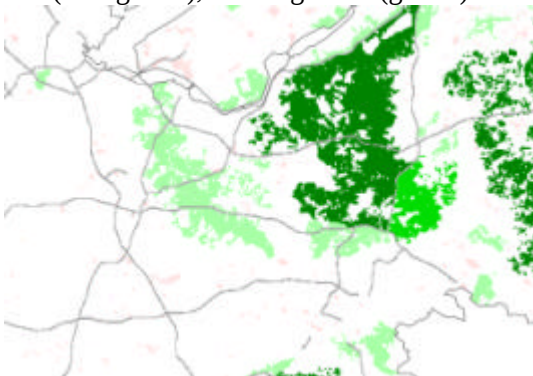
Tabel 3.2 Verschillende resultaten die met LARCH mogelijk zijn, ingedeeld naar mate van onderbouwing en het niveau waarop de resultaten onderscheidend zijn. De getallen verwijzen naar de nummering in de voorbeeldfiguren van de boommarker onder de tabel. RS staat voor ruimtelijke samenhang.

	ruimtelijk onderscheidend		
	fijn gridcel / polygoon	matig leefgebied	grof netwerk / landschap
onderbouwing			
slecht		relatieve (8)	
matig	genormeerde RS-kaarten (6)	kans op voorkomen (7)	
goed	habitatkaarten (1) RS-kaarten (5)	type leefgebied (2)	duurzaamheidskaarten (3) tabellen en getallen (4)

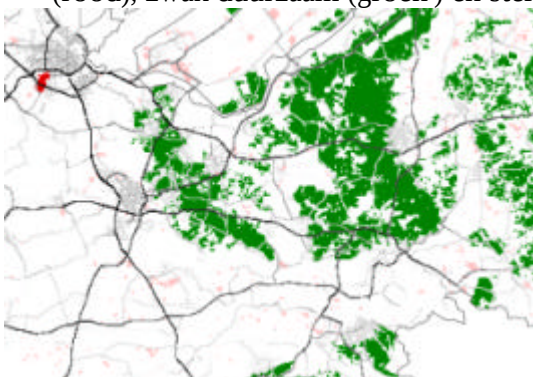
1. Habitatkaartjes (§ 4.1): Per polygoon of gridcel staan het aantal paartjes of de mate van geschiktheid weergegeven. Hoe donkerder de kleur, hoe beter de kwaliteit van het leefgebied.



2. Type leefgebied kaartjes (§ 4.3): Per polygoon staat aangegeven waar de verschillende type leefgebieden liggen; te klein leefgebied (roze), klein leefgebied (lichtgroen), sleutelgebied (groen) en MVP (donkergroen).



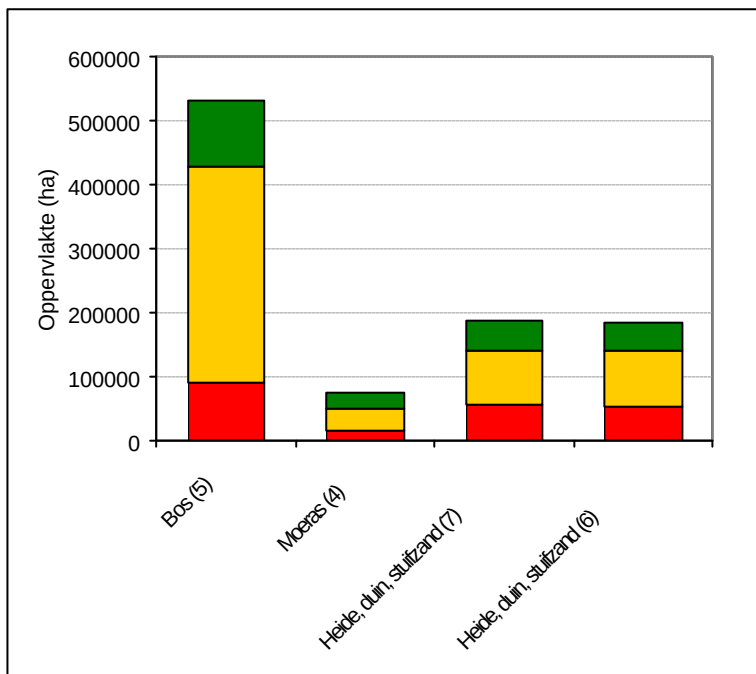
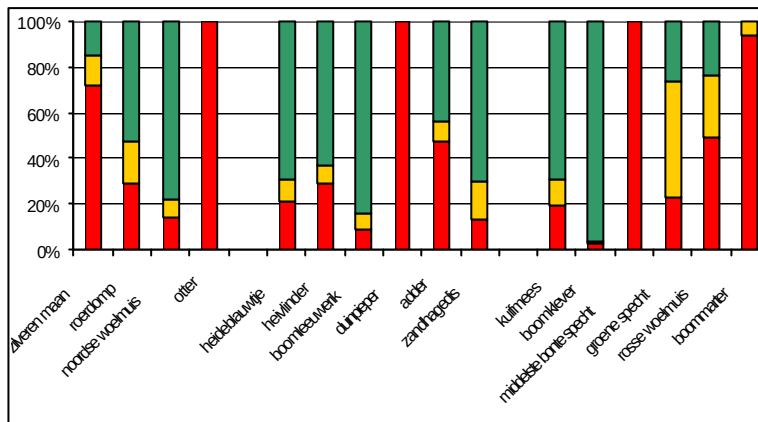
3. Duurzaamheidskaartjes (§ 5.1.2): Per ecologisch netwerk is aangegeven wat de duurzaamheid is; te kleine leefgebieden (geen populaties, roze), niet duurzaam (rood), zwak duurzaam (groen³) en sterk duurzaam (donker groen).



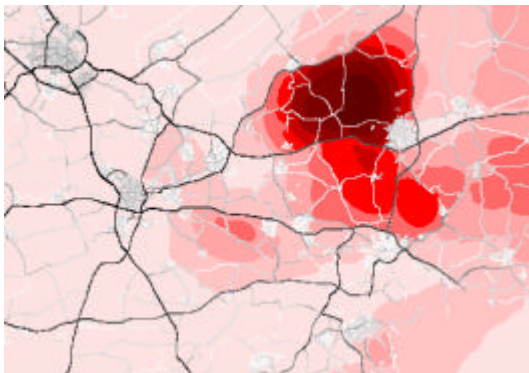
- 4a. Simpele getallen en tabellen: hoeveel sleutelgebieden zijn er in mijn gebied, hoeveel netwerken, hoeveel paartjes e.d..

³ niet in de figuur terug te vinden.

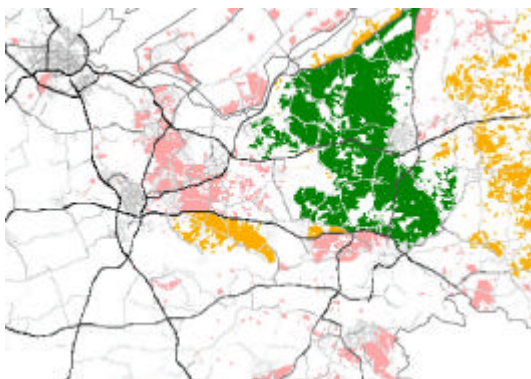
- 4b. Complexe getallen, tabellen en staafdiagrammen: oppervlakte leefgebieden dat duurzaam is voor 50% van de soorten, percentage soorten waarvoor geldt dat meer dan 50% van landschap duurzaam leefgebied is e.d..



5. Kaartjes met ruimtelijke samenhang (§ 5.2.1): alle gridcellen hebben een eigen waarde, niet alleen habitatcellen, maar ook tussenliggend landschap.



6. Genormeerde kaartjes met ruimtelijke samenhang (§ 5.2.2): zelfde als plaatjes onder 5, maar dan met behulp van de *SCAN-norm*⁴ een verdeling in goed, matig en slecht (eventueel meer klassen). De figuur ziet er als resultaat 5 uit, maar er is een absolute legenda.
7. Kans op voorkomen kaartjes per leefgebied (§ 5.2.2): alle gridcellen in één leefgebied hebben dezelfde waarde. Op basis van de genormeerde RS-kaartjes (resultaat 6) wordt per leefgebied een kans op voorkomen gegeven. Er worden meestal drie klassen onderscheiden.



8. Relatiefile: een bestand waarin 3 kolommen zijn weergegeven: van leefgebied, naar leefgebied en een waarde. Deze waarde wordt momenteel bepaald door alle RS-waarden van het ene leefgebied richting het andere leefgebied te sommeren. Aangezien de basis dispersiekrommes zijn, zijn de waarden in de relatiefile een indicatie voor kolonisatiekansen. Het is momenteel echter niet mogelijk om de waarden uit de relatiefile te vertalen in echte kolonisatiekansen. Wil de relatiefile echt bruikbaar worden, zal dit wel moeten kunnen. Een aantal onderbouwende studies is gericht op deze vertaling.

⁴ *SCAN-norm* is een waarde die gebaseerd is op een wiskundige analyse van de gebruikte functie. Als een gridcel de waarde heeft van *SCAN-norm* dan mag gezegd worden dat de ruimtelijke samenhang van deze gridcel gelijk is aan de ruimtelijke samenhang in het centrum van een sleutelgebied. Deze waarde is dan ook soortspecifiek en opgebouwd uit de α , maximale draagkracht en grootte sleutelgebied (paragraaf 5.2.2). Deze wiskundige waarde is een richtlijn. Een soortexpert kan een andere waarde invoeren voor *SCAN-norm* al dan niet op basis van verspreidingsgegevens.

3.4 Koppelingen LARCH met andere modellen en kennisystemen

Bij verschillende scenariostudies kan LARCH gekoppeld worden aan andere modellen en kennisystemen. De meeste modellen leveren ruimtelijke beelden met vegetatieeenheden of ecotopen: SUMO (Koolstra *et al.* 1999, Wamelink *et al.* 2000), FORSPACE (Kramer *et al.* 2001), NATLESS (van Walsum *et al.* in prep., Kemmers *et al.* 2001), EMOE (Werkgroep Ecologie en Landschap, 1997) en Ecomij (Jans *et al.* 2000). Andere modellen leveren ruimtelijke beelden van geschikte leefgebieden: LEDESS (Eupen *et al.* 2002a en 2002b, Kemmers *et al.* 2001), MORRES (van der Lee *et al.* 2000) en EKOS (Duel *et al.* 2000). Bij de laatste modellen en kennisystemen moeten de soorten ook in de database van LARCH aanwezig zijn (bijlage 2).

3.5 Leeswijzer werkwijze LARCH

De verschillende resultaten uit tabel 3.1 worden verkregen als tussen- of eindresultaat van verschillende analyses met LARCH. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de habitatmodellering. In hoofdstuk 5 wordt de ruimtelijke modellering beschreven. In hoofdstuk 6 wordt de methode uitgewerkt voor barrièregevoelige soorten. Als laatste zal in hoofdstuk 7 ingegaan worden op specifieke methoden voor soorten.

4 Habitatmodellering

4.1 Selecteren geschikte leefgebieden

Het doel van de habitatmodellering is om na te gaan waar de geschikte leefgebieden liggen van een soort. Met betrekking tot LARCH wordt veelal over habitat(plekken) gesproken; dit is synoniem aan leefgebieden. De eisen die een soort stelt aan haar leefgebied kunnen worden uitgedrukt in een serie fysiologische voorwaarden (habitateisen). Bijvoorbeeld puur fysische zoals minimum en maximum temperatuur, maar ook biotische zoals een bepaalde dichtheid aan prooidieren van een bepaalde grootte en voedingswaarde. Alle eisen samen vormen de abstracte definitie van de 'habitat'. In de praktijk wordt ook de plek in het landschap of een biotoop⁵ aangeduid als habitat voor een soort. Daarbij moet worden opgemerkt dat het zo kan zijn dat dan een plek door wisselende milieuomstandigheden soms wel en soms geen habitat is. Binnen LARCH wordt ervan uitgegaan dat de belangrijkste habitateisen tot uitdrukking komen in de verschillende ecotopen. Wanneer er met LARCH soorten geanalyseerd worden, zal nagegaan moeten worden of de soorten hun verspreidingsgebied hebben in het studiegebied. Vervolgens mag aangenomen worden dat aan basale eisen als minimum en maximum temperatuur voldaan wordt. In LARCH kunnen verschillende specifieke methoden gekozen worden. Zo is het mogelijk om rekening te houden met soorten die zowel een leefgebied voor het broeden nodig hebben als voor het foerageren. Deze specifieke methoden worden in hoofdstuk 7 beschreven.

In LARCH wordt de geschiktheid meestal uitgedrukt in het maximale aantal 'reproductieve eenheden' – meestal paren – dat in een bepaald ecotoop per oppervlakte-eenheid kan leven⁶. Elke populatie in een leefgebied heeft een theoretisch maximum. Dat maximum is voor te stellen als een plafond in de populatieomvang. Een veel gebruikte aanduiding van dit begrip is 'de draagkracht'. De draagkracht is voor vogels vaak makkelijk uit te drukken in het aantal territoria (Schotman in prep.). Elk territorium wordt bewoond door één reproductieve eenheid (RE, een paar). Een reproductieve eenheid hoeft niet per definitie beperkt te zijn tot één mannelijk en één vrouwelijk dier. Voor edelherten geldt bijvoorbeeld dat 20 RE, overeenkomt met ongeveer 60 dieren. Dit zijn 20 geslachtsrijpe mannetjes, 20 geslachtsrijpe vrouwtjes en 20 overigen, zoals niet geslachtsrijpe en oude dieren (Groot Bruinderink *et al.* 2000). Bij sommige analyses wordt een geschiktheid aangegeven tussen 0 en 1. Hier dient vervolgens bij de evaluatie van leefgebieden en netwerken rekening mee gehouden te worden.

⁵ Plaats waar een levensgemeenschap voorkomt. Aangeduid met namen als bos, moeras, lagune, etc.

⁶ Deze data zijn afkomstig van een landelijke monitoring zoals de databank bij SOVON/CBS (Reijnen *et al.* 2001) of door berekeningen met betrekking tot voedselaanbod (Groot Bruinderink *et al.* 2000).

Langs randen – overgangen van het ene ecotoop in het andere – is voor sommige soorten de kans op sterven groter, door b.v. roofdieren, en de kans op succesvol reproduceren veel lager, b.v. door nestpredatie of een minder geschikt microklimaat, dan in het centrum. Dit verschijnsel staat bekend als ‘randeffecten’, waardoor ogenschijnlijk optimaal habitat toch marginaal habitat kan zijn. Hier wordt in LARCH geen rekening mee gehouden.

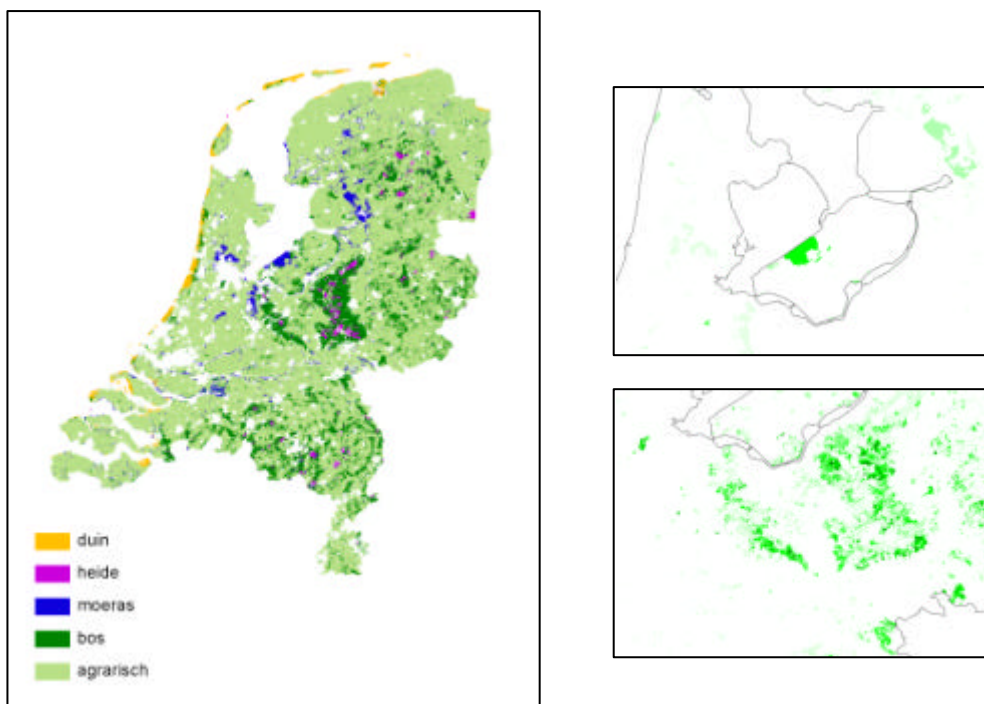
Draagkracht blijkt een zeer gevoelige parameter en dient daarom zo nauwkeurig mogelijk geschat te worden (bijlage 5, Houweling *et al.* 1999). Hoe gedetailleerder de invoer is, hoe beter het leefgebied van een soort kan worden aangegeven. Dit geldt zowel voor het schaalniveau als voor het aantal onderscheiden vegetatieeenheden of ecotopen.

Voor de bepaling van leefgebieden worden de volgende aannames gedaan:

- potentieel leefgebied: de selectie van leefgebieden is niet één op één gebaseerd op de huidige verspreiding van de soort, maar op de verspreiding van potentiële leefgebieden. Hierdoor zullen geschikte, maar op dit moment niet bezette, leefgebieden ook bijdragen aan de duurzaamheid van de soort ook al zijn deze niet bezet.
- optimale ontwikkeling: elke vegetatieeenheid of ecotoop wordt verondersteld optimaal ontwikkeld te zijn. Hierdoor geven de resultaten de potentiële duurzaamheid van de habitatnetwerken weer. Deze duurzaamheid wordt bereikt als de vegetatieeenheden of ecotopen optimaal ontwikkeld zijn.

Voorbeeld (figuur 4.1)

De invoer van LARCH is een ruimtelijk bestand waar de verschillende vegetaties, ecotopen en / of landgebruiken in zijn weergegeven. Voor elke legendaeenheid van dit bestand is voor de verschillende soorten of ecoprofielen in een database opgeslagen in hoeverre het geschikt is als leefgebied. LARCH gaat voor elke ruimtelijke eenheid (gridcel of polygoon, ESRI 1996) van het invoerbestand na in hoeverre deze geschikt is. Het resultaat is een ruimtelijke verdeling van leefgebieden en de mate van geschiktheid van deze leefgebieden voor een soort of ecoprofiel. In het voorbeeld is de geschiktheid weergegeven voor de roerdomp en boommarter (bijlage 6). De voorbeelden zijn afkomstig uit Natuurverkenningen 2 (Hoek *et al.* 2002, RIVM in prep.).



Figuur 4.1 Resultaat van LARCH bij de selectie van leefgebieden voor de roerdomp (rechtsboven) en de boommarter (rechtsonder). Hoe donkerder de kleur hoe hoger de geschiktheid als leefgebied. In linker figuur staat het invoerbestand weergegeven.

4.2 Clusteren geschikte leefgebieden

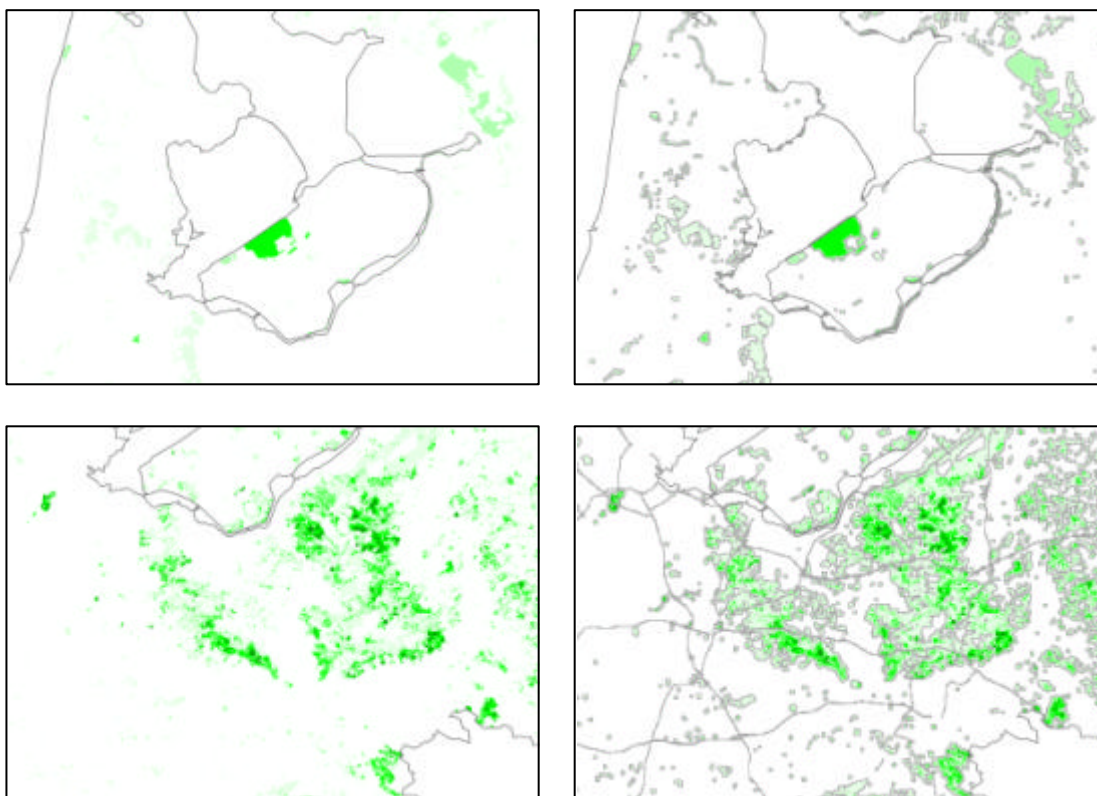
In het concept van ecologische netwerken worden leefgebieden onderscheiden, waarbinnen lokale populaties kunnen voorkomen. Zonder lokale populaties is deze benadering niet mogelijk. Een lokale populatie is een ruimtelijk begrensd deel van een populatie waarbinnen de uitwisseling van individuen optimaal is en er dus geen verschil is in bezettingskans (Bergers en Opdam 1996). Essentieel voor de definitie van een lokale populatie is dat, mits het aaneengesloten leefgebied niet te uitgestrekt is, territoria van goede kwaliteit niet onbezet blijven als er voldoende reproductieve eenheden (meestal paren) zijn en dat individuen niet ongepaard blijven als geschikte partners beschikbaar zijn. Kortom, tussen plekken die tot dezelfde lokale populatie behoren is de uitwisseling optimaal.

In het kennissysteem LARCH worden lokale populaties gevormd door het clusteren van leefgebieden met behulp van een soortspecifieke 'lokale fusieafstand'. Hierbij wordt aangenomen dat 1,5 maal de straal van een homerange een goede schatting is voor deze fusieafstand en dat de fusieafstanden zoals die gehanteerd worden voor het begrenzen van territoria ook voor het begrenzen van lokale populaties gebruikt kunnen worden. De wijze waarop de parameter bepaald wordt, is echter nauwelijks onderzocht (Schotman in prep.). Barrières kunnen leefgebieden opsplitsen. De mate waarin een barrière dit zal doen is soortafhankelijk. Bij een zandhagedis wordt aangenomen dat een provinciale weg al kan zorgen voor een begrenzing van het

leefgebied (meer dan 2000 voertuigen per dag). Voor een boomarter zijn dit alleen de extreem drukke provinciale wegen en de hoofdwegen (meer dan 12000 voertuigen per dag).

Voorbeeld (figuur 4.2)

Het resultaat uit figuur 4.1 is de invoer. Voor beide soorten geldt dat leefgebieden binnen een straal van 500 meter met elkaar geclusterd worden. Voor de boomarter geldt verder dat hoofdwegen en extreem drukke provinciale wegen een grens van een populatie vormen. De voorbeelden zijn afkomstig van de resultaten uit Natuurverkenningen 2 (Hoek *et al.* 2002, RIVM in prep.).



Figuur 4.2 Resultaat van LARCH bij de clustering van leefgebieden voor de roerdomp (boven) en de boomarter (onder). De leefgebieden binnen de grijze omlijning behoren tot één lokale populatie.

4.3 Evalueren geschikte (en geclusterde) leefgebieden

Bij de duurzaamheidsanalyse (LARCH-classic) wordt gebruik gemaakt van sleutelgebieden. Soorten kunnen duurzaam voorkomen in sleutelgebieden als er een immigratie is van minimaal één individu per generatie. Sleutelgebieden zijn dan ook grote leefgebieden die een stabiliserende werking hebben binnen ecologische netwerken (Verboom *et al.* 2001). Ze dienen binnen een ecologisch netwerk te liggen. Om na te gaan of de geclusterde leefgebieden voldoen aan de eisen van een sleutelgebied, worden deze geëvalueerd met normen. Deze normen zijn soortgroep specifiek en gebaseerd op veldgegevens en gekalibreerde metapopulatiemodellen

(Verboom *et al.* 2001). In tabel 4.1 worden de normen voor de verschillende soortgroepen weergegeven, zoals deze binnen LARCH gebruikt worden (naar Verboom *et al.* 1997).

Naast het onderscheiden van sleutelgebieden worden er ook twee andere typen onderscheiden: kleine lokale populaties en MVP's. Kleine lokale populaties zijn al die populaties die niet aan de eisen van een sleutelgebied voldoen. Ze dienen een bepaalde minimumgrootte te hebben om tenminste groot genoeg te zijn voor één 'reproductieve eenheid'. Deze minimumgrootte is verschillend voor elke soort. Habitatplekken die, ook na clustering, kleiner zijn dan de minimumgrootte, worden niet meer meegeteld als geschikt leefgebied. MVP's zijn groter dan populaties in sleutelgebieden. Uit modelsimulaties blijkt dat voor al de soortgroepen aangenomen mag worden dat gebieden, die anderhalf maal de grootte van een sleutelgebied hebben, een MVP kunnen bevatten (Verboom *et al.* 2001) (tabel 4.1).

Tabel 4.2 Overzicht van normen voor sleutelgebieden (naar Verboom *et al.* 1997).

soortgroep	norm kleine populatie (aantal RE)	norm sleutelgebied (aantal RE)	norm MVP (aantal RE)
zoogdieren, kortlevend	1	100	150
zoogdieren, langlevend	1	40	60
vogels, korte generatieduur	1	100	150
vogels, middellange generatieduur	1	40	60
vogels, lange generatieduur	1	20	30
slangen	1	100	150 ⁸
hagedissen	1	100	150 ⁸
overige soorten	normen gebaseerd op netwerkstudies ⁹		

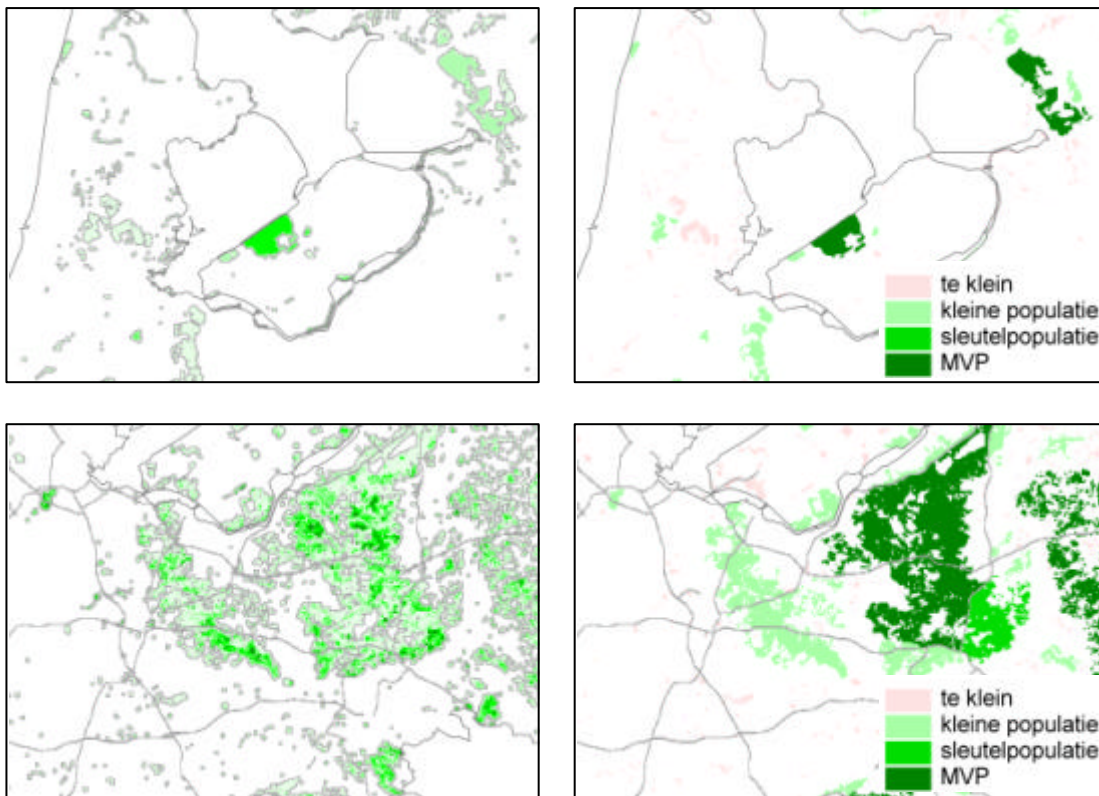
Voorbeeld (figuur 4.3)

De lokale populaties uit figuur 4.2. worden geëvalueerd op basis van tabel 4.1. De roerdomp behoort tot de categorie 'vogels met een lange generatieduur' en de boomarter tot de categorie 'zoogdieren langlevend'. De voorbeelden zijn afgeleid van de resultaten uit Natuurverkenningen 2 (Hoek *et al.* 2002, RIVM in prep.).

⁷ MVP is een Minimum Viable Population. Dit is een leefgebied dat een populatie kan herbergen, die ook in geïsoleerde toestand een kans van uitsterven heeft die kleiner is dan 5% in 100 jaar. Dit gebied is per definitie duurzaam en hoeft niet, in tegenstelling van sleutelgebieden, binnen een ecologisch netwerk te liggen.

⁸ aangepaste normen in vergelijking met Verboom *et al.* (1997) na expertoverleg 16-03-2000.

⁹ Verschillende soorten hebben een eigen normenset. Deze zijn bij de verschillende netwerkstudies opgesteld en gekalibreerd. Het gaat hier met name om soorten die tot de zogenaamde plekkensoorten behoren.



Figuur 4.3 Resultaat van LARCH van de evaluatie van populaties voor de roerdomp (boven) en de boommarker (onder).

4.4 Omgeving

Bij elke gebiedsstudie is het aan te raden om rekening te houden met de omgeving. Een habitatnetwerk kan zich namelijk uitstrekken over de grenzen van een studiegebied. Daarom worden ook leefgebieden bij de analyses betrokken die grenzen aan het studiegebied. Als vuistregel wordt voor de omgeving een zone gehanteerd van éénmaal de netwerkaafstand (5.1.1) rondom het studiegebied (Foppen en Geilen 1997).

Wil de methode gebruikt worden, dan zal een extra bestand voorhanden moeten zijn. Een aantal mogelijkheden zijn CORINE (European Commission 1994), die dekkend is voor Europa, of voor Nederland LGN 4+ (de Wit *et al.* 1999, de Wit 2001) of BGT2000 (Griffioen *et al.* 2000). Voor al de soorten in de database zal ook aangegeven moeten worden in hoeverre legenda-eenheden van het omgevingsbestand geschikt is als leefgebied voor de soort.

5 Ruimtelijke modellering

5.1 Ruimtelijke modellering – duurzaamheidsanalyse

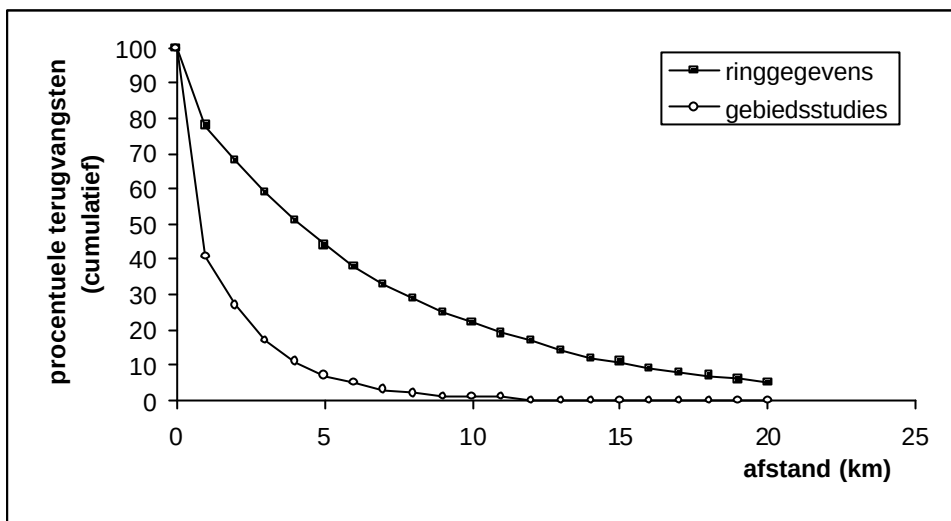
5.1.1 Bepalen ecologische netwerken

Bij de bepaling van de ecologische netwerken, wordt ervan uitgegaan dat leefgebieden tot één ecologisch netwerk behoren als dieren een redelijke kans hebben om de afstand tussen deze leefgebieden te overbruggen. Deze afstand wordt de ‘netwerkafstand¹⁰’ genoemd. Zie bijlage 7 voor een korte uitleg van dispersie. Eventuele barrières tussen de leefgebieden zorgen ervoor dat de dispersie wordt bemoeilijkt. Hierdoor zal de kans dat dieren op dispersie de afstand én de barrière tussen leefgebieden overbruggen aanzienlijk kleiner worden dan wanneer deze barrière niet aanwezig zou zijn (zie ook hoofdstuk 6 voor de wijze waarop barrières in de analyses zijn ingebracht).

Door enkele zeldzame gebeurtenissen van dieren die ver op dispersie gaan laten dispersiecurves vaak een lange staart zien (figuur 5.1). Deze zeldzame gebeurtenissen dragen echter weinig bij aan de populatie dynamische processen binnen een ecologisch netwerk (Opdam *et al.* in prep.). Daarom wordt voor de netwerkafstand de afstand gebruikt waarbinnen 90% van de dieren teruggevonden worden.

Bij alle leefgebieden die tot eenzelfde ecologisch netwerk behoren, zal de afstand tot de dichtstbijzijnde populatie niet groter zijn dan de netwerkafstand. Wanneer de afstand tussen een geïsoleerd leefgebied en het dichtstbijzijnde leefgebied groter is dan de netwerkafstand, zal het geïsoleerde leefgebied een eigen ecologisch netwerk vormen. Dit ecologisch netwerk kan alleen duurzaam zijn als aan de norm van een MVP voldaan is (zie paragraaf 4.3).

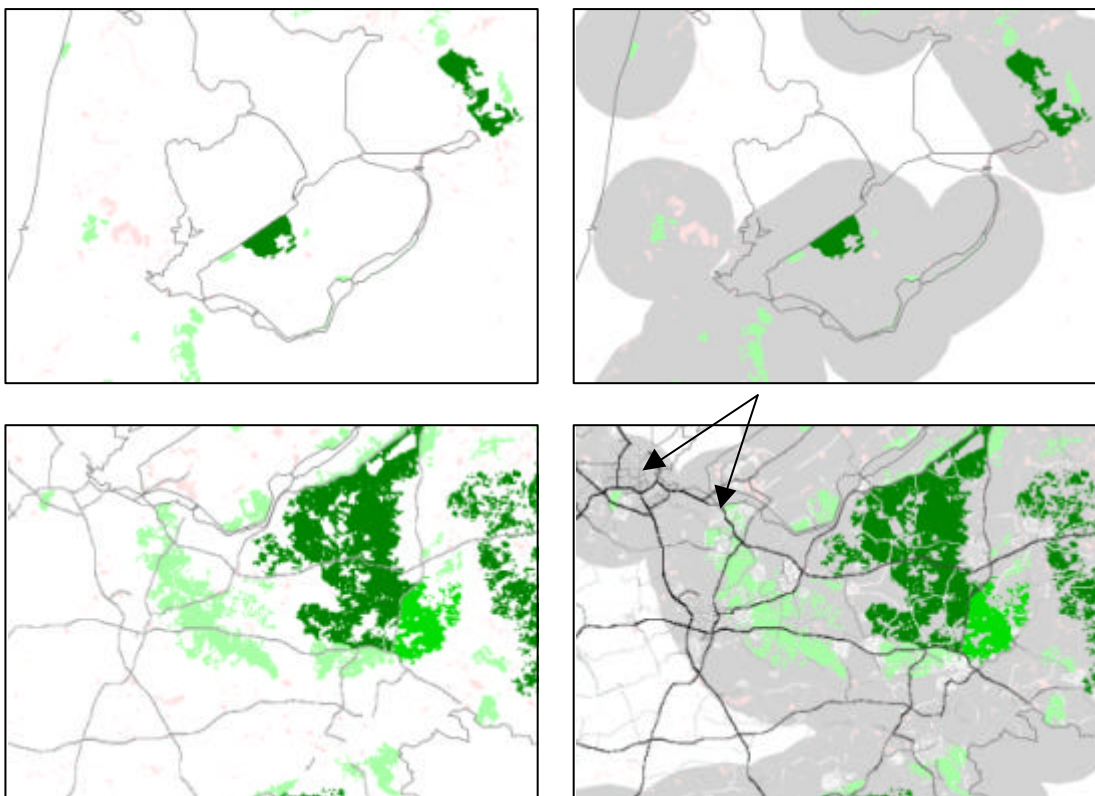
¹⁰ de netwerkafstand is een soortspecifieke maat voor de dispersiecapaciteit en is één op één te vertalen in de α die in de SCAN-analyse wordt gebruikt (zie bijlage 8).



Figuur 5.1 Cumulatieve dispersiekromme voor de boomklever op basis van ringgegevens ($a=0,14\pm0,01$) en op basis van dispersiewaarnemingen uit gebiedsstudies ($a=0,43\pm0,05$). Zie voor de betekenis van a paragraaf 5.2. Bij de boomklever is bij Natuurverkenningen 2 in LARCH een a van 0.2 gebruikt. Dit komt overeen met een netwerkaafstand van 10 km.

Voorbeeld (figuur 5.2)

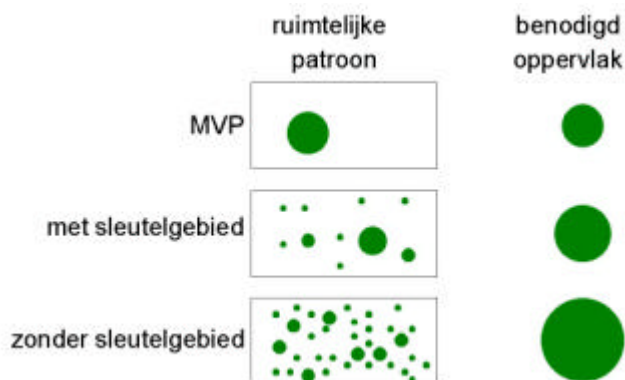
De leefgebieden uit figuur 4.3 worden geclusterd op basis van de netwerkaafstand. Alleen leefgebieden die meer dan 1 reproductieve eenheid bevatten worden in deze clustering meegenomen. Voor roerdomp en de boommarter is de netwerkaafstand gelijk; 25 km. Leefgebieden die binnen een straal van 25 km van elkaar liggen worden samengevoegd tot één habitatnetwerk. Voor de boommarter geldt dat wegen van invloed kunnen zijn op de clustering. Wanneer tussen twee leefgebieden een weg aanwezig is, zal de afstand tussen de leefgebieden kleiner moeten zijn dan de netwerkaafstand (hoofdstuk 6). Binnen het afgebeelde gebied hebben de wegen gezorgd voor een extra opdeling van het habitatnetwerk (links boven in de kaart van de boommarter). De leefgebieden van de Utrechtse Heuvelrug en het Amsterdamse Bos (aangegeven met de pijlen) worden door de drukke snelwegen én de grote afstand niet tot het hetzelfde habitatnetwerk gerekend, terwijl dit op basis van afstand alleen wel zou zijn gebeurd; de leefgebieden liggen binnen hetzelfde grijze gebied. De voorbeelden zijn afgeleid van de resultaten uit Natuurverkenningen 2 (Hoek *et al.* 2002, RIVM in prep.).



Figuur 5.2 Resultaat van LARCH bij de clustering van leefgebieden voor de roerdomp (boven) en de boommarter (onder). De leefgebieden binnen de grijze omlijning behoren tot één habitatnetwerk.

5.1.2 Evalueren ecologische netwerken

Bij het evalueren van de ecologische netwerken wordt gebruik gemaakt van duurzaamheidsnormen die gebaseerd zijn op dezelfde veldgegevens en gekalibreerde metapopulatiemodellen als de norm voor sleutelgebieden (Verboom *et al.* 1997, Verboom *et al.* 2001). Deze normen zijn soortgroepspecifiek (tabel 5.1). Er worden drie typen ecologische netwerken onderscheiden: netwerken met MVP, netwerken met sleutelgebied en netwerken zonder MVP en sleutelgebied. Elk type netwerk moet voldoende leefgebieden hebben, wil een soort er duurzaam voorkomen. Het totale oppervlakte leefgebied neemt toe met de mate van versnippering (figuur 5.3).



Figuur 5.3 Schematische voorbeelden van het benodigd oppervlak aan leefgebied in een netwerk voor duurzaam voorkomen gerelateerd aan de drie typen netwerken.

Tabel 5.1 Overzicht van normen voor type netwerken (naar Verboom et al. 1997).

soortgroep	norm netwerk met MVP (aantal RE)	norm netwerk met sleutelgebied (aantal RE)	norm netwerk zonder MVP en sleutelgebied (aantal RE)
zoogdieren, kortlevend	150	150	200
zoogdieren, langlevend	60	160	240
vogels, korte generatieduur	150	150	200
vogels, middellange generatieduur	60	120	200
vogels, lange generatieduur	30	80	120
slangen	150 ¹¹	300	500
hagedissen	150 ¹¹	250	400
overige soorten	normen gebaseerd op netwerkstudies ¹²		

De normen worden gebruikt om de duurzaamheid van netwerken weer te geven in drie klassen (tabel 5.2). De kans op uitsterven van sterk duurzame netwerken is minder dan 1% in 100 jaar. Dit geldt voor milieugevoelige soorten. Bij soorten die weinig milieugevoelig zijn, kan de uitsterfkans zelfs nog lager liggen.

Tabel 5.2 Mate van duurzaamheid.

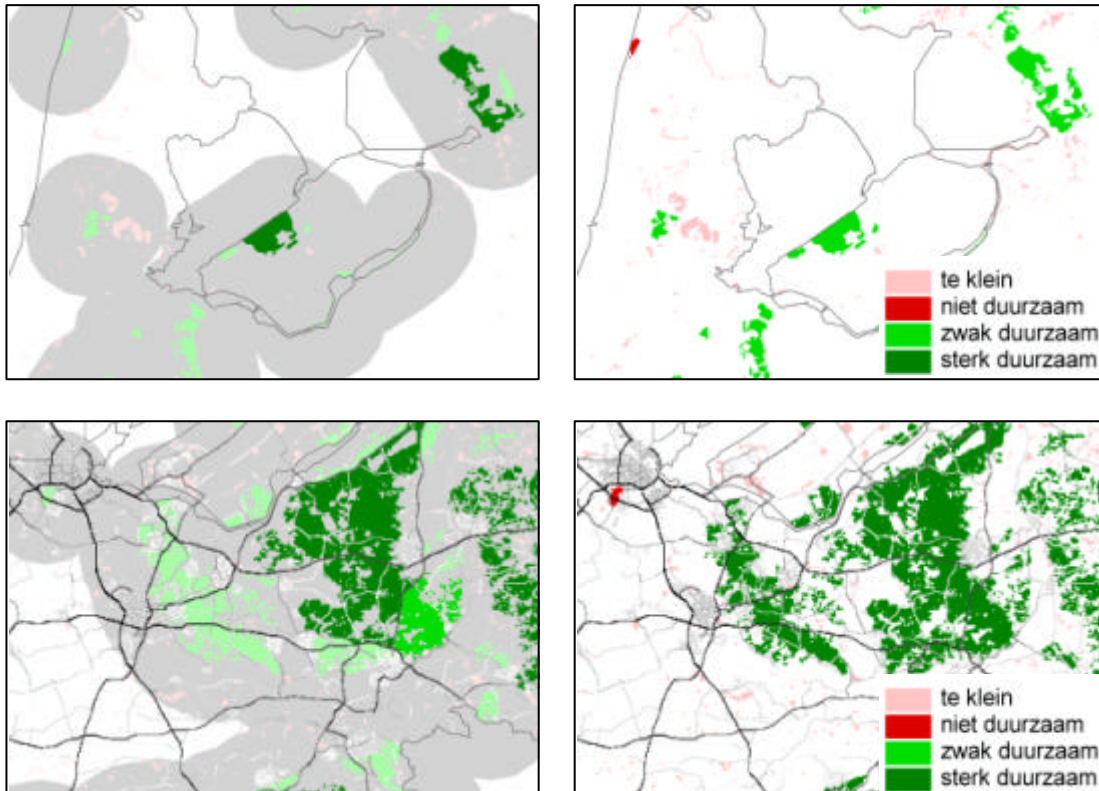
waarde t.o.v. norm	mate van duurzaamheid	kans op uitsterven in 100 jaar
0.001 - 1	150	> 5%
1 - 5	60	< 5%
> 5	150	< 1%

¹¹ aangepaste normen in vergelijking met Verboom et al. (1997) na expertoverleg 16-03-2000.

¹² Verschillende soorten hebben een eigen normenset. Deze zijn bij de verschillende netwerkstudies opgesteld en gekalibreerd. Het gaat hier met name om soorten die tot de zogenaamde plekkensoorten behoren.

Voorbeeld (figuur 5.4)

De habitatnetwerken uit figuur 5.2. worden geëvalueerd op basis van tabellen 5.1 en 5.2. De roerdomp behoort tot de categorie 'vogels met een lange generatieduur' en de boomarter tot de categorie 'zoogdieren langlevend'. De voorbeelden zijn afgeleid van de resultaten uit Natuurverkenningen 2 (Hoek *et al.* 2002, RIVM in prep.).



Figuur 5.4 Resultaat van LARCH van de duurzaamheidsevaluatie van habitatnetwerken voor de roerdomp (boven) en de boomarter (onder).

5.2 Ruimtelijke modellering – SCAN-analyse

5.2.1 Bepalen ruimtelijke samenhang

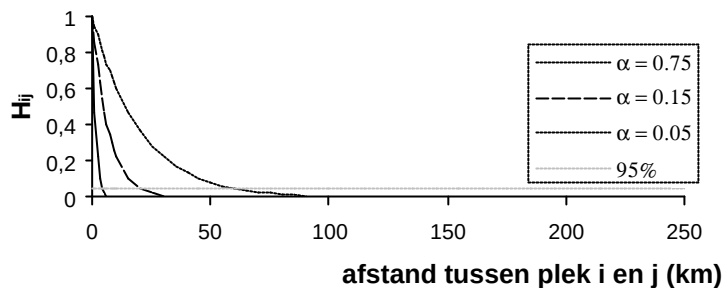
De ruimtelijke modellering binnen de SCAN-analyse is gebaseerd op dispersie van dieren en met name vogels. Hoe groter de dispersiecapaciteit hoe groter de kans dat een soort een geschikt leefgebied kan bereiken (figuur 5.5). Deze dispersiecapaciteit kan beschreven worden met formule 5.1 (Siefke 1984) en komt overeen met de connectiviteit (α^{13}) die gebruikt wordt door Hanski (1994).

¹³ α is een soortspecifieke maat voor de dispersiecapaciteit en één op één te vertalen in de netwerkafstand die in de duurzaamheidsanalyse wordt gebruikt (zie bijlage 8).

$$H_{ij} = e^{-a \cdot d_{ij}}$$

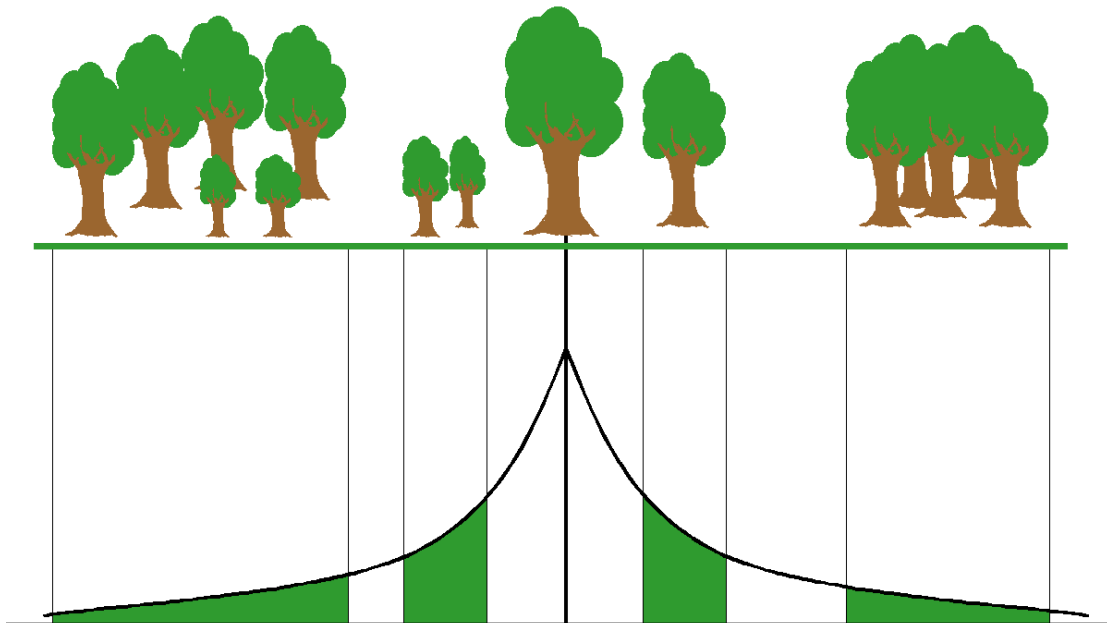
formule 5.1

H_{ij} waarde voor ruimtelijke samenhang tussen plek i en j
 α maat voor dispersiecapaciteit (km^{-1}), per soort verschillend (> 0)
 d_{ij} afstand tussen gridcel i en j (km)



Figuur 5.5 Dispersiekrommes voor soorten met een verschillende α .

Vanuit één leefgebied kan bepaald worden hoe groot de kans is dat een individu nieuw leefgebied bereikt. Naast de afstand tussen de leefgebieden is dit ook afhankelijk van het oppervlak van het nieuwe leefgebied. Hoe groter het leefgebied hoe groter de kans dat een individu het nieuwe leefgebied bereikt (figuur 5.6). De SCAN-analyse maakt gebruik van twee parameters: draagkrachten en α .



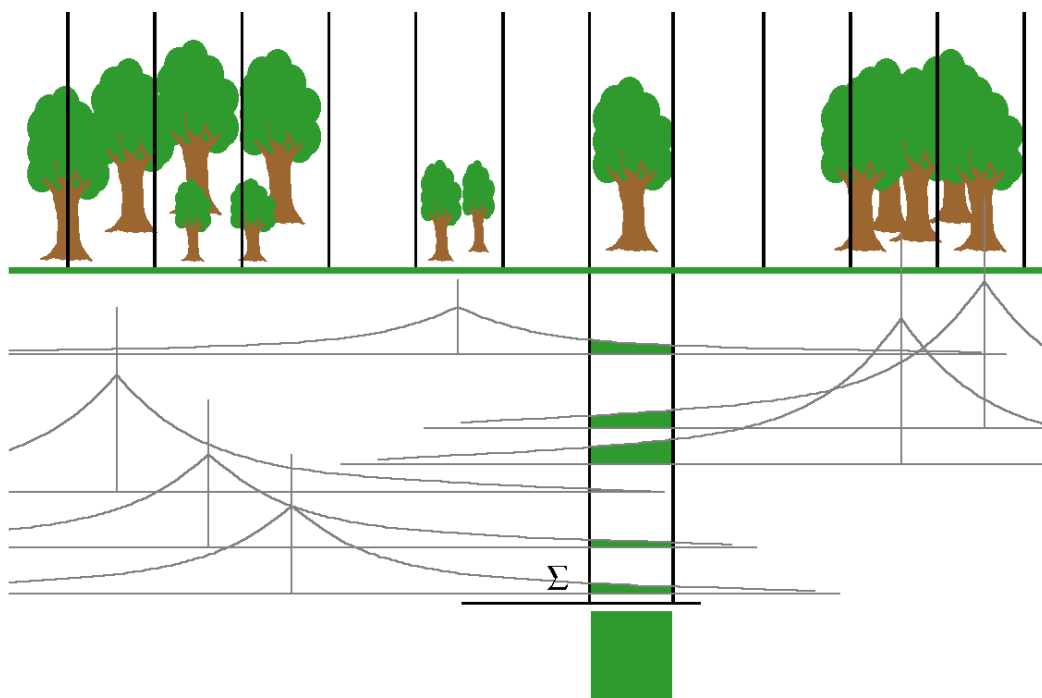
Figuur 5.6 Schematische weergave van de kans dat een individu vanuit het middelste leefgebied (dikke lijn) een ander leefgebied bereikt. De kans wordt gegeven door het oppervlak onder de curve (groen).

Bij de bepaling van de ruimtelijke samenhang in de SCAN-analyse wordt dit principe vanuit de andere kant benaderd. Er wordt nagegaan hoeveel geschikt leefgebied er in de omgeving ligt. Hierbij worden deze leefgebieden ecologisch gewogen naar de afstand tussen beide leefgebieden. Ook wordt de rekening gehouden met het aantal

individuen dat in de verschillende leefgebieden potentieel aanwezig kan zijn. Hoe meer individuen, hoe groter de ruimtelijke samenhang wordt (zie hoogte van curves in figuur 5.7).

Op deze wijze kan worden bepaald wat de ‘invangkans’ is van individuen vanuit de omgeving. Dit zou een maat kunnen zijn voor de kolonisatie. Hoe hoger de waarde van RS_i (formule 5.2) hoe hoger de kolonisatie. Binnen de SCAN-analyse wordt echter naast de gridcellen van andere leefgebieden ook naar gridcellen van het eigen leefgebied gekeken. De RS_i (formule 5.2) die het eigen gebied bijdraagt kan gezien worden als een maat voor het lokaal uitsterven. Hoe hoger de waarde van de RS_i hoe lager de kans op lokaal uitsterven. Samen resulteren deze waarden in de waarde voor de ruimtelijke samenhang. Leefgebieden die buiten de straal van de netwerkaafstand liggen worden buiten beschouwing gelaten bij de bepaling van de ruimtelijke samenhang (zie ook paragraaf 5.1.1).

Voor elke gridcel wordt in de SCAN-analyse de ruimtelijke samenhang bepaald via formule 5.2. In de formule kan voor de geschiktheidsindex van gridcel j ook gebruik gemaakt worden van het aantal RE per gridcel. Bij de evaluatie (paragraaf 5.2.2) moet er wel rekening mee worden gehouden of de geschiktheidsindex is gebruikt of het aantal RE. De SCAN-analyse kan alleen gebruikt worden op basis van rasterbestanden. Dit wordt gedaan om rekening te kunnen houden met de vorm en grootte van de verschillende leefgebieden (bijlage 9).



Figuur 5.7 Schematische weergave van de berekening van de ruimtelijke samenhang van een leefgebied met de SCAN-analyse. Voor het middelste leefgebied wordt de ruimtelijke samenhang bepaald door vanuit elke cel, dat geschikt is als leefgebied, een dispersiecurve te trekken. De oppervlakte onder de curve wordt gesommeerd, waardoor één waarde wordt verkregen voor de ruimtelijke samenhang. Hoe meer individuen zich in het omringend leefgebied bevinden hoe hoger de desbetreffende curve is.

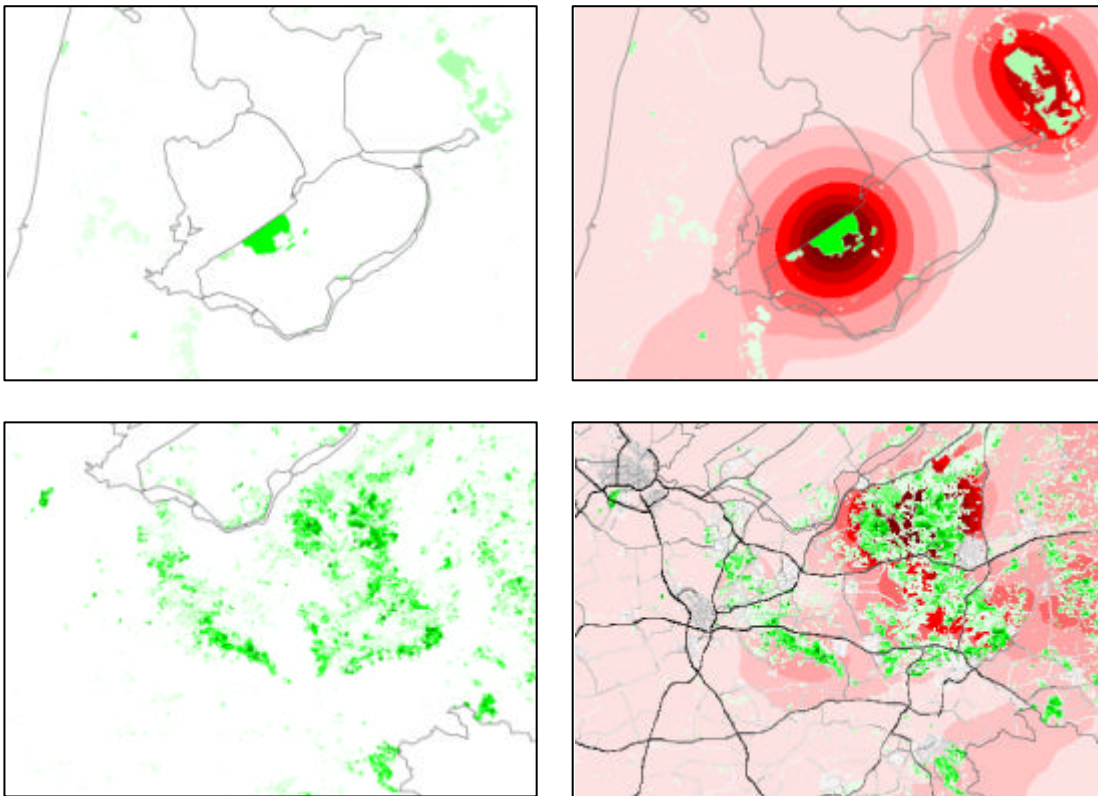
$$RS_i = \sum GI_j \cdot e^{-\alpha \cdot d_{ij}}$$

formule 5.2

RS_i	maat van ruimtelijke samenhang van gridcel i
GI_j	geschiktheidsindex van gridcel j
α	maat voor dispersiecapaciteit (km^{-1}), per diersoort verschillend (> 0)
d_{ij}	afstand tussen gridcel i en j (km)

Voorbeeld (figuur 5.8)

De invoer van de stap om de ruimtelijke samenhang te bepalen is het resultaat uit figuur 4.1. Voor beide soorten is de α gelijk; 0.09. Bij beide soorten zou dit in een vergelijkbare uitstraling van leefgebieden moeten resulteren. Bij de boommarter zullen wegen echter de ruimtelijke samenhang verlagen (hoofdstuk 6). Hierdoor wordt de uitstraling vanuit (grote) leefgebieden 'afgekapt'. De voorbeelden zijn afkomstig uit Natuurverkenningen 2 (Hoek *et al.* 2002, RIVM in prep.).



Figuur 5.8 Resultaat van LARCH-SCAN van de bepaling van de ruimtelijke samenhang voor de roerdomp (boven) en de boommarter (onder).

5.2.2 Evalueren ruimtelijke samenhang

Met behulp van een wiskundige benadering (bijlage 10) is inzicht gekregen in de resultaten die verwacht mogen worden met de SCAN-analyse. Deze wiskundige analyse staat aan de basis van de evaluatienormen van de ruimtelijke samenhang. Uit de analyse blijkt dat de waarde voor een willekeurige plek tussen 0 en $2\pi \cdot RE_{\max} / \alpha^2$ moet liggen. Dit is soortsafhankelijk (α en $RE_{\max}$).

Met de wiskundige benadering is het mogelijk om na te gaan wat de ruimtelijke samenhang zal zijn in het centrum van cirkelvormige leefgebieden. Op deze wijze is de ruimtelijke samenhang binnen drie fictieve sleutelgebieden bepaald (figuur 5.9). Er is hierbij onderscheid gemaakt in de mate van geschiktheid van het leefgebied. De gemiddelde waarde bepaalt uiteindelijk de norm voor de ruimtelijke samenhang.



Figuur 5.9 Verschillende vormen van sleutelgebieden. De grijsintint geeft de mate van geschiktheid van het leefgebied weer. Gebied 1 bestaat uit optimaal leefgebied, gebied 2 uit sub-optimaal en gebied drie uit marginaal leefgebied. De oppervlaktebehoeftes van de gebieden zijn daarbij naar rato 1:2:10.

Van al de cirkelvormige sleutelgebieden wordt de straal bepaald. Vervolgens wordt de waarde voor de ruimtelijke samenhang in het centrum van dit gebied bepaald. Dit wordt gedaan voor al de drie gebieden. In tabel 5.4 is voor de ecoprofielen (en dus soorten) die zijn gebruikt in Natuurverkenningen 2 de norm aangegeven. Het gemiddelde van deze gebieden is de waarde waarmee de resultaten van de SCAN-analyse worden geëvalueerd. Gridcellen met een waarde boven deze norm hebben een goede ruimtelijke samenhang en gridcellen onder deze norm hebben een matige of zelfs slechte ruimtelijke samenhang (tabel 5.5). In bijlage 11 wordt schematisch weergegeven hoe deze evaluatie zich ruimtelijk doorvertaalt voor enkele ecoprofielen.

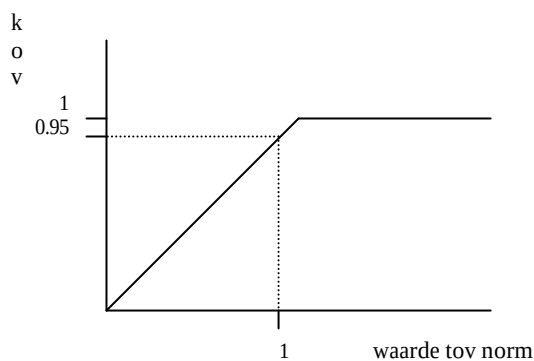
Tabel 5.4 Benodigde gegevens en resultaten van de normering. De laatste kolom is de gebruikte norm binnen de bepaling van de ruimtelijke samenhang. De gebiedsnummers verwijzen naar figuur 5.9.

voorbeeldsoort	benodigde parameters		berekende samenhang in centrum			
	oppervlakte sleutelgebied (km ²)	α (km ⁻¹)	gebied 1	gebied 2	gebied 3	gemiddelde (afgerond)
heideblauwtje	0.005	2.5	0.47	0.46	0.41	0.44
kleine parelmoervlinder	0.005	0.45	0.49	0.49	0.48	0.49
zandhagedis	0.5	2.5	26.5	20.7	8.3	18.5
noordse woelmuis	0.5	0.45	44	42	34	40
boomklever	0.5	0.2	47	46	42	45
grutto	0.5	0.09	49	48	46	47.5
adder	3	2.5	70	43	10	41
landkaartje	3	0.45	225	200	126	180
veldleeuwerik	3	0.2	264	250	200	240
grote karekiet	3	0.09	283	276	250	270
bruine kiekendief	3	0.04	292	290	276	285
middelste bonte specht	7.5	0.2	612	563	401	525
roerdomp	7.5	0.09	684	659	562	635
zwarte specht	7.5	0.04	720	708	659	695
boommarter	30	0.09	2498	2318	1707	2175
edelhert	30	0.04	2764	2672	2322	2585
korhoen	300	0.09	7181	6288	3699	5720
otter	300	0.04	8616	8107	6305	7675

Voor elk leefgebied wordt in LARCH-SCAN nagegaan wat de maximale waarde voor de ruimtelijke samenhang is. Dit zal in het centrum van het leefgebied liggen of aan de rand als het gebied grenst aan een zeer groot andere leefgebied. Deze waarde wordt vergeleken met de norm uit tabel 5.4. Vervolgens wordt het leefgebied ingedeeld volgens tabel 5.5. De norm wordt ook gebruikt om de kans op voorkomen in een leefgebied te bepalen. Hierbij wordt een rechtlijnig verband verondersteld tussen de mate van ruimtelijke samenhang en de kans op voorkomen (figuur 5.10). Deze laatste stap dient met behulp van veldgegevens beter onderbouwd te worden.

Tabel 5.5 Mate van ruimtelijke samenhang.

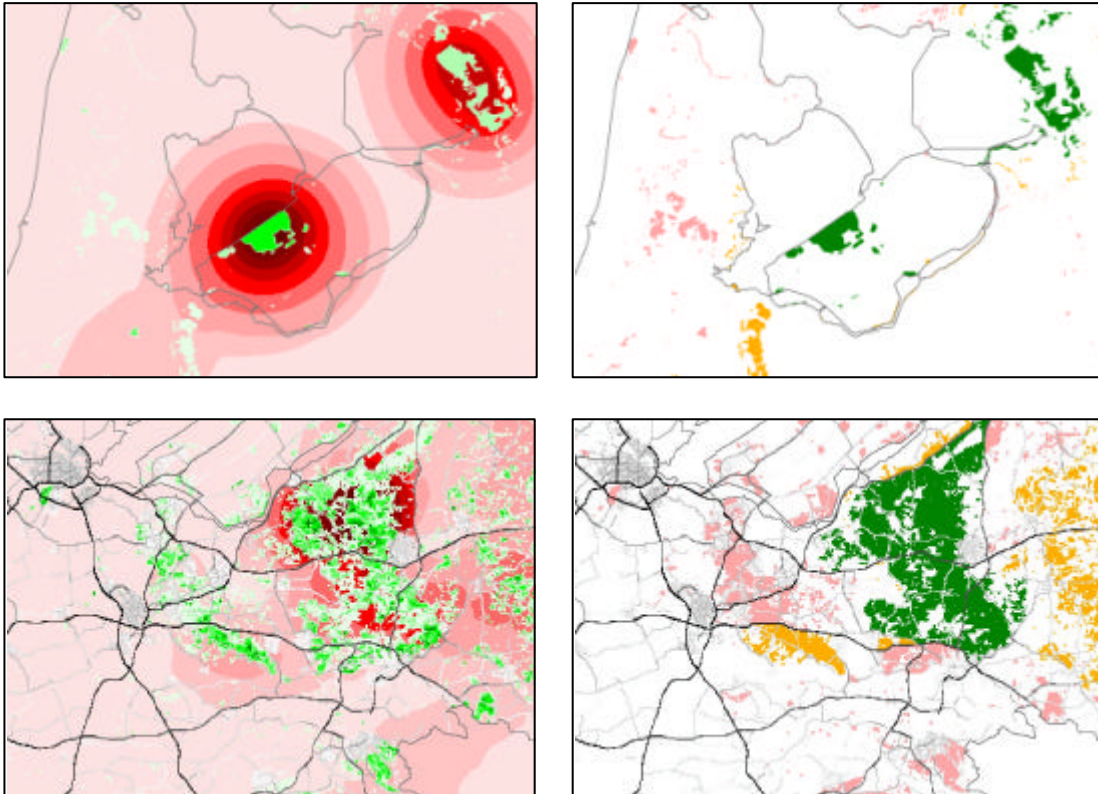
waarde t.o.v. norm	ruimtelijke samenhang
0.01 – 0.5	slecht
0.5 – 1	matig
> 1	goed



Figuur 5.10 Kans op voorkomen (k_{ov}) bepaald vanuit de norm voor de ruimtelijk samenhang.

Voorbeeld (figuur 5.11)

Met behulp van tabel 5.4 en figuur 5.10 wordt per leefgebied de kans op voorkomen bepaald. Voor roerdomp wordt een andere norm gebruikt omdat zijn oppervlaktebehoefte kleiner is dan die van de boommarter (tabel 5.3). De voorbeelden zijn afkomstig van de resultaten uit Natuurverkenningen 2 (Hoek *et al.* 2002, RIVM in prep.).



Figuur 5.11 Resultaat van LARCH-SCAN van de bepaling van de kans op voorkomen voor de roerdomp (boven) en de boommarter (onder). Groen is een goede kans op voorkomen (boven de 0.95), geel een matige kans op voorkomen (tussen 0.5 en 0.95) en roze een slechte kans op voorkomen (minder dan 0.5).

6 Barrières in LARCH

6.1 Effect van barrières in ecologische netwerken

Barrières zijn voor (grondgebonden) soorten een van de belangrijkste factoren voor de achteruitgang in de uitwisseling tussen leefgebieden in Nederland en Europa. De uitwisseling tussen leefgebieden bepaalt in belangrijke mate de duurzaamheid van een landschap voor een soort. Het is daarom belangrijk om rekening te houden met barrières. Barrières zijn bijvoorbeeld auto(snel)wegen, spoorwegen, rivieren en kanalen. Maar ook bebouwd gebied kan als een barrière functioneren, en zelfs tussenliggend landschap. De rosse woelmuis die van het ene bos naar het andere wil trekken, ondervindt veel hinder van een tussenliggend moerasgebied. In de laatste situatie wordt ook wel gesproken over de weerstand van het landschap. Barrières zijn vaak lijnvormig, terwijl weerstand te maken heeft met (grotere) oppervlakten.

Er zijn twee effecten van barrières die nadelig zijn binnen een ecologisch netwerk (Verboom 1994):

- barrière-effect: het ten gevolge van de barrière verhinderen of bemoeilijken van verplaatsingen
- mortaliteitseffect: (extra) sterfte ten gevolge van het overbruggen van een barrière.

Als gevolg van het barrière-effect en de (extra) sterfte zullen er minder individuen een barrière overbruggen dan wanneer de barrière er niet zou zijn; de uitwisseling tussen leefgebieden wordt minder. De extra sterfte heeft daarnaast nog een extra negatief effect op de duurzaamheid van een ecologisch netwerk. Voor enkele soorten, zoals de das, is dit meer van belang dan voor andere soorten (Verboom 1991). Met dit laatste effect wordt echter binnen de huidige versie van LARCH geen rekening gehouden.

Binnen LARCH wordt op twee niveaus rekening gehouden met barrières. Als eerste splitsen barrières leefgebieden op. Hierdoor zullen lokale populaties kleiner worden en zullen minder sleutelpopulaties en MVP's in het landschap teruggevonden worden (paragraaf 4.3). Bij de bepaling van ecologische netwerken (duurzaamheidsanalyse) en SCAN-analyses kan op twee manieren rekening gehouden worden met barrières. Bij SCAN-analyses kan naast het effect van barrières ook rekening gehouden worden met de weerstand van een landschap.

Er zijn weinig gegevens voorhanden om het effect van barrières op dispersie te kwantificeren. Alleen voor amfibieën zijn gegevens voorhanden (Hels en Buchwald 2001). Op basis van dit onderzoek en expertkennis is het mogelijk om voor meerdere soorten aannames te doen. De gebruikte parameters hebben vanwege het gebrek aan gegevens echter een grote onzekerheidsmarge.

6.2 Opsplitsen leefgebieden

Leefgebieden worden opgesplitst met absolute barrières. De afstand tussen de leefgebieden en de grootte van de leefgebieden aan weerszijde van de barrière zijn niet van invloed op het al dan niet opsplitsen van het leefgebied. Per soort dient aangegeven te worden welke barrières leefgebieden opsplitsen en welke niet. Binnen meerdere studies is dit gedaan op basis van type weg (hoofdweg, provinciale weg, ect.) of verkeersintensiteit (zie tabel 6.1 voor voorbeeld uit NVK2).

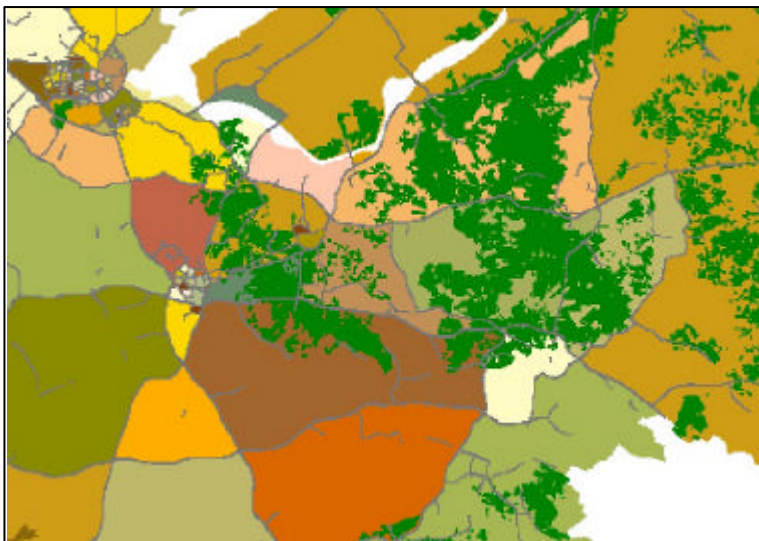
Alle barrières die in aanmerking komen voor een soort worden in één bestand verzameld. Deze barrières zullen het studiegebied verdelen in meerdere vakken (figuur 6.1). Alleen die leefgebieden die in eenzelfde barrièrevak liggen kunnen tot één leefgebied (lokale populatie) gerekend worden. De aanname binnen de studie is dat er een factor 10 verschil is tussen absolute barrières op lokaal niveau en absolute barrières op netwerk niveau (vergelijk tabel 6.1 en tabel 6.2).

Met deze methode is het mogelijk dat een barrière tussen leefgebieden ligt en dat deze de leefgebieden niet opgesplitst. Dit komt omdat de barrières niet aansluiten op elkaar en daardoor geen barrièrevak gevormd kan worden (figuur 6.2). Dit kan komen door fouten in de invoerbestanden, maar ook door de gebruikte methode binnen LARCH.

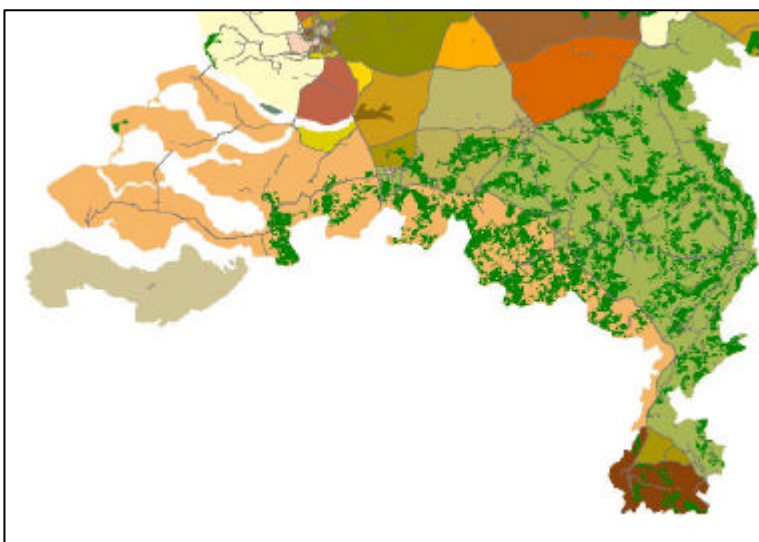
Tabel 6.1 Opsplitsen van leefgebieden op basis van verkeersintensiteit voor soorten binnen NVK2 (Pouwels et al. 2002). Ligt een barrière tussen leefgebieden dan zal deze opgesplitst worden.

	verkeersintensiteit (voertuigen / dag)
zandhagedis, adder, rosse woelmuis ¹⁴	2000
noordse woelmuis, eekhoorn	3500
boommarter, das, ree, vos	12000
edelhert, wild zwijn, otter	15000

¹⁴ Schuin weergegeven soorten zijn nog niet in studies geanalyseerd (Pouwels et al. 2002).



Figuur 6.1 Barrièrevakken voor de boommarter in NVK2. Leefgebieden die niet in eenzelfde barrièrevak liggen worden opgesplitst. Op de Utrechtse heuvelrug zijn zo meerdere leefgebieden ontstaan, die zonder barrières tot één leefgebied zouden hebben gehoord.



Figuur 6.2 Fout in invoer vanwege niet aansluiten van barrières aan buitenlandse autosnelwegen en / of Nederlandse grens. Hierdoor zal een groot deel van Zeeland, Noord-Brabant en Limburg uit twee grote barrièrevakken bestaan. Hierdoor worden in dit gebied leefgebieden niet opgesplitst terwijl dit op basis van tabel 6.1 wel zou moeten.

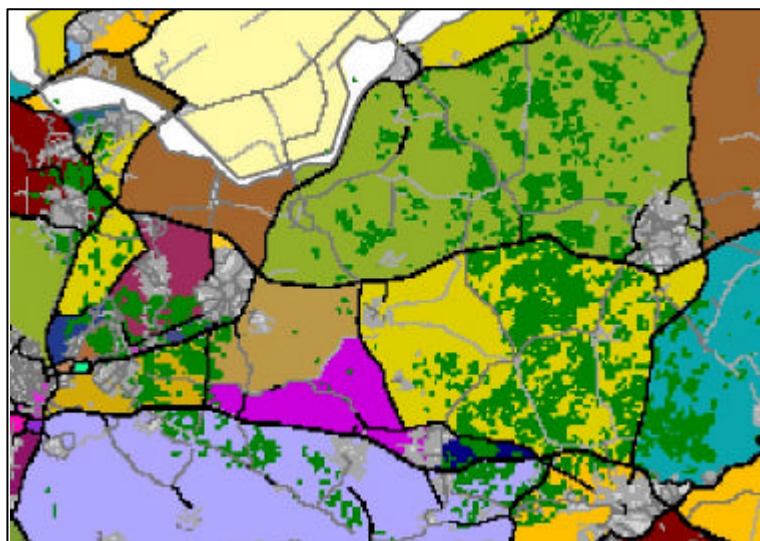
6.3 ‘Absolute’ barrières bij duurzaamheidsanalyses

Bij duurzaamheidsanalyses zijn er twee mogelijkheden om rekening te houden met het effect van barrières. De eerste is vergelijkbaar met het opsplitsen van leefgebieden (paragraaf 6.2). Ecologische netwerken worden opgesplitst als er een barrière tussen verschillende leefgebieden liggen. Deze methode is in ecologische zin absoluut: of alle individuen steken een barrière over of geen individu steekt de

barrière over. Barrières die ecologische netwerken opsplitsen, zullen ook altijd leefgebieden opsplitsen. Barrières die leefgebieden opsplitsen, hoeven niet persé ecologische netwerken op te splitsen. Binnen deze methodiek wordt dezelfde fout gemaakt als bij het opsplitsen van leefgebieden. In tabel 6.2 word absolute barrières weergegeven voor soorten uit NVK2. Binnen de studie is de methode niet gebruikt, maar de parameters zijn wel ingevoerd. In figuur 6.3 worden de barrièrevakken gegeven voor de zandhagedis. Alleen leefgebieden binnen hetzelfde barrièrevak kunnen tot een ecologisch netwerk geclusterd worden. De afstand tussen de verschillende leefgebieden moet daarbij wel overbrugbaar zijn.

Tabel 6.2 Opsplitsen van leefgebieden en ecologische netwerken op basis van verkeersintensiteit voor soorten binnen NVK2 (Pouwels et al. 2002). Ligt een barrière tussen leefgebieden dan zal deze opgesplitst worden.

	verkeersintensiteit (voertuigen / dag)
zandhagedis, adder, rosse woelmuis ¹⁵	20000
noordse woelmuis, eekhoorn	35000
boommarter, das, ree, vos	120000
edelhert, wild zwijn, otter	150000



Figuur 6.3 Barrièrevakken voor de zandhagedis op basis van gegevens uit NVK2. Leefgebieden die niet in eenzelfde barrièrevak liggen worden kunnen nooit tot hetzelfde ecologische netwerk behoren.

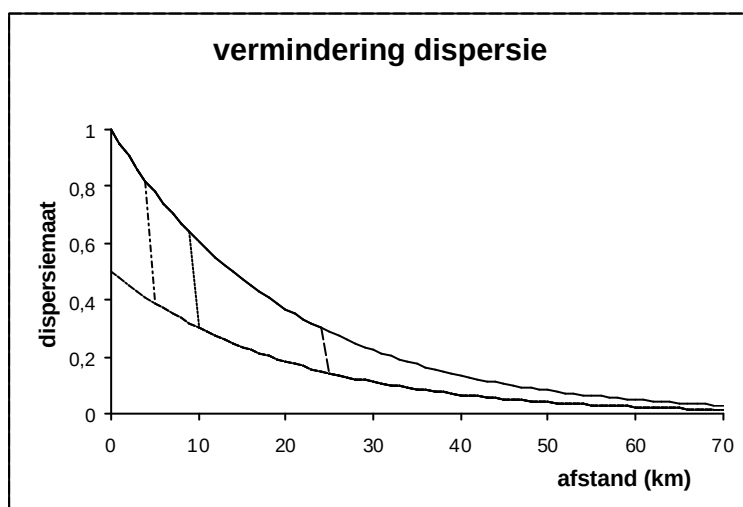
6.4 ‘Zachte’ barrières bij duurzaamheidsanalyses

Lokale populaties worden geclusterd indien er voldoende uitwisseling tussen deze populaties is (paragraaf 5.1). Barrières zullen deze uitwisseling verminderen, maar in sommige situaties zal de uitwisseling, ondanks deze barrière, toch voldoende zijn om de populaties als één ecologisch netwerk te mogen beschouwen. De barrièrewerking wordt genuanceerd ('zacht') door het effect van een barrière om te zetten in een afstandsmaat. Een eventuele clustering van leefgebieden tot één ecologisch netwerk

¹⁵ Schuin weergegeven soorten zijn nog niet in studies geanalyseerd (Pouwels et al. 2002).

wordt zodoende bepaald door zowel rekening te houden met deze afstandsmaat als de onderlinge afstand tussen de leefgebieden¹⁶.

Het gevolg van een barrière is dat het aantal individuen dat de barrière zal oversteken verminderd wordt met een bepaalde fractie. Ligt een barrière vlak bij het vertrekpunt dan zullen er van de 100 individuen bijvoorbeeld 10 oversteken. Ligt de barrière verder weg dan zal er van de 10 individuen één oversteken; de fractie blijft gelijk, 0.1 individu per individu. Voor de dispersiecurve van een soort betekent dit dat de curve als gevolg van een barrière met deze fractie verminderd moet worden. Hierbij blijkt het niet uit te maken op welke afstand een barrière ligt. Het maakt dus voor de kans dat een individu een bepaalde afstand én een barrière oversteekt niet uit op welke afstand deze barrière ligt (figuur 6.4).



Figuur 6.4 Het effect van een barrière op de dispersiecurve. De bovenste lijn is een dispersiecurve met een a van 0.05 (a is soortspecifieke parameter die de dispersiecapaciteit van een soort weergeeft). De onderste lijn geeft een dispersiecurve weer van dezelfde soort, waarbij op 0 km van de oorsprong een barrière ligt. De overige lijnen geven dispersiecurves van dezelfde soort waarbij een barrière aanwezig is op 5, 10 en 25 km van de oorsprong. Deze lijnen overlappen in het begin de bovenste curve en overlappen vanaf respectievelijk 5, 10 en 25 km de onderste curve.

6.4.1 Omzetten effect barrières in afstandsmaat

Om het effect van barrières snel mee te kunnen nemen in de analyses, zal dit effect eerst omgezet worden in een afstandsmaat. Deze afstandsmaat kan vervolgens met de hemelsbrede afstand tussen leefgebieden worden gesommeerd. Is de gesommeerde afstand lager dan de netwerkaafstand, dan worden de leefgebieden geclusterd. Is de gesommeerde afstand hoger dan worden de leefgebieden niet geclusterd.

¹⁶ Zowel bij de 'absolute' barrièrewerking als bij de 'genuanceerde' barrièrewerking blijft het al dan niet clusteren tot ecologische netwerken een 0/1-situatie.

In Hels en Buchwald (2001) is het effect van verkeersintensiteit op de dispersie van enkele amfibieën onderzocht. Het verband wat in dit onderzoek naar voren komt, is vereenvoudigd (formule 6.1, figuur 6.5). Indien nieuw onderzoek aantoont dat het verband anders is, zal dit binnen de methode aangepast kunnen of moeten worden. In figuur 6.5 wordt uitgegaan van een barrièrewerking bij wegen, waarbij gekeken wordt naar de verkeersintensiteit. Voor andere barrières zal een andere eigenschap van de barrière meegenomen moeten worden. Deze eigenschap zal op eenzelfde manier de dispersiestroom beïnvloeden; dezelfde formules worden gebruikt.

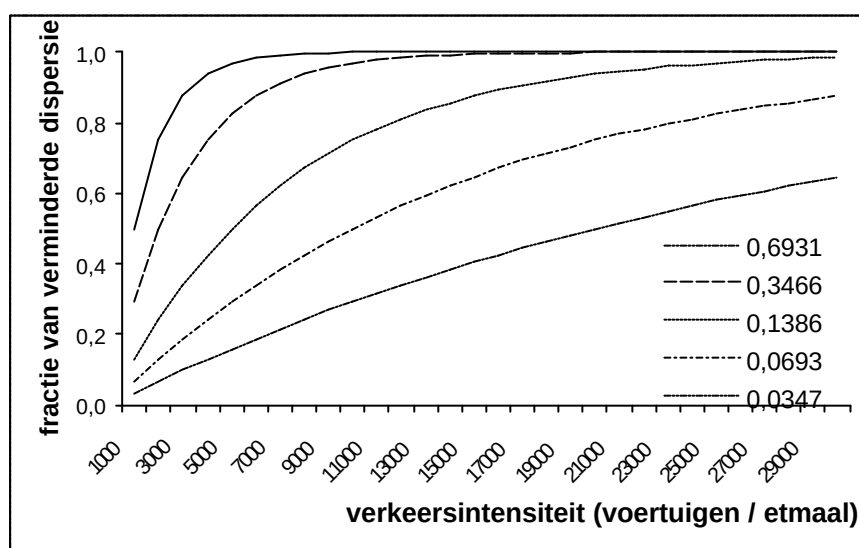
$$\text{fractie} = 1 - e^{-\beta \cdot \text{EB}}$$

formule 6.1

fractie is fractie van dispersie waarmee verminderd moet worden

β is soortspecifieke parameter die gevoeligheid voor barrière aangeeft

EB is eigenschap barrière die van ecologisch belang is; in figuur 6.5 verkeersintensiteit



Figuur 6.5 Het effect van de verkeersintensiteit op de vermindering van het aantal individuen dat een barrière oversteekt bij verschillende waarden voor b uit formule 6.1.

Voor elke barrière die tussen twee leefgebieden in ligt wordt bepaald wat de verkeersintensiteit is. Deze intensiteit wordt omgezet in een fractie met behulp van de formule 6.1. Deze fractie wordt vervolgens omgezet in een afstandsmaat met behulp van formule 6.2. De afstandsmaat is zowel gevoelig voor de dispersiecapaciteit van een soort als voor de barrièregevoeligheid van een soort. Hoe groter de dispersiecapaciteit hoe groter de afstandsmaat én hoe groter de barrièregevoeligheid hoe groter de afstandsmaat. Dit eerste effect komt doordat de fractie een relatief effect geeft. Voor soorten met een grote netwerkaafstand is het absolute effect, de afstandsmaat, dan groter dan bij soorten met een kleinere netwerkaafstand.

$$d_{\text{verschil bar}} = \ln(1 - \text{fractie}) / (-\alpha)$$

formule 6.2

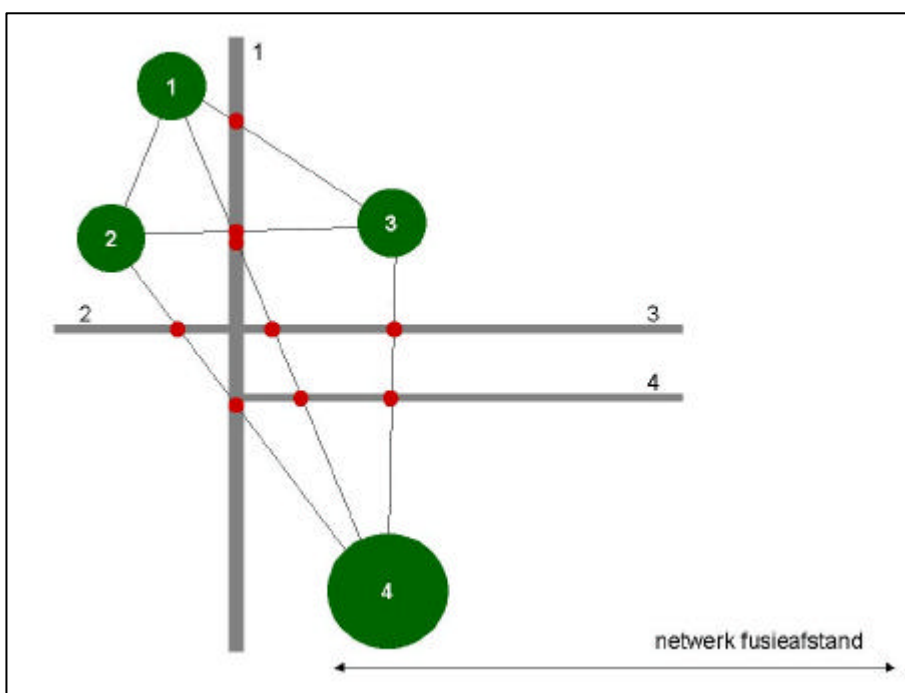
$d_{\text{verschil bar}}$ is afstandsmaat

fractie is fractie van dispersie waarmee verminderd moet worden

α is soortspecifieke parameter die dispersiecapaciteit weergeeft

6.4.2 Clustering van leefgebieden op basis van onderlinge afstand en barrières

Figuur 6.6 en tabel 6.3 geven de methode schematisch weer. Al de mogelijke relaties tussen de verschillende leefgebieden 1-4 worden nagegaan (dunne lijnen in figuur 6.6). Dit wordt gedaan met behulp van de netwerkafstand. Is de onderlinge afstand tussen leefgebieden groter dan deze netwerkafstand dan worden ze nooit geclusterd. Van al deze relaties wordt bepaald wat de lengte (afstand) tussen leefgebieden is. Vervolgens worden al deze relaties gekruist met een barrièrebestand (barrières 1-4). Al deze gegevens zullen in een relatietabel worden opgeslagen (tabel 6.3) en worden gebruikt bij de uiteindelijke bepaling van het al dan niet clusteren van leefgebieden tot ecologische netwerken. Indien een barrière twee maal doorkruist wordt, zal het barrièrenummer twee maal in de tabel terugkomen bij de betreffende relatie.



Figuur 6.6 Schematische weergave van de werking van de module zachte barrières binnen LARCH. Habitatplekken zijn in groen aangegeven en barrières in grijs.

Tabel 6.3 Relatiefile tussen de verschillende lokale populaties en de barrièrenummers van de barrières die gekruist worden.

relatie	lengte (km)	kruist met barrière
1-2	2	
1-3	4	1
1-4	8	1, 3, 4
2-3	4	1
2-4	6	2, 1
3-4	5	3, 4

Het effect van de barrière wordt omgezet in een afstandsmaat met behulp van formules 6.1 en 6.2. De clustering van habitatplekken wordt vervolgens gedaan op basis van zowel de onderlinge afstand als de afstandsmaten die het effect van de barrières weergeven (formule 6.3).

$$d_{\text{nieuw}} = d_{\text{onderlinge afstand}} + d_{\text{verschil bar1}} + d_{\text{verschil bar2}} + \text{enz.} \quad \text{formule 6.3}$$

d_{nieuw}	afstand tussen habitatplekken die vergeleken wordt met netwerkaafstand
$d_{\text{onderlinge afstand}}$	hemelsbrede afstand tussen habitatplekken
$d_{\text{verschil bar1}}$	afstandsmaat als gevolg van barrière 1

Voor al de relaties uit tabel 6.3 zal met behulp van de nieuwe afstand (formule 6.3), bepaald worden of ze binnen de netwerkaafstand liggen. Liggen de relaties nog steeds binnen deze afstand dan zullen de desbetreffende leefgebieden geclusterd worden.

6.4.3 Schatten van barrièregevoeligheid

Aangezien er weinig onderzoek is gedaan naar een kwantitatief effect van barrières op de dispersiestroom is het moeilijk om de gevoeligheid van een gidssoort voor een barrière weer te geven. Soortexperts kunnen een inschatting geven voor β door na te gaan bij welke waarde de eigenschap (EB) van een barrière zo groot is dat de fractie uit formule 6.1, 0.5 of 0.9 is. Met behulp van tabel 6.4 is het mogelijk de corresponderende β te bepalen. Ligt de waarde van EB een factor 10, 100 of 1000 hoger dan wel lager, dan kan de corresponderende β bepaald worden door de β met een factor 10, 100 of 1000 te verlagen dan wel te verhogen (vergelijk EB is 1000 t.o.v. EB is 10000 in tabel 6.4). Wanneer een β wordt gekozen op basis van een vermindering van 90%, dan is de bijbehorende barrière een absolute barrière; leefgebieden die door deze barrière worden gescheiden zullen niet geclusterd worden. Voor soorten die binnen NVK2 zijn geanalyseerd is reeds een inschatting gemaakt van de β op basis van dispersiecapaciteit. Dit heeft geresulteerd in tabel 6.5.

Tabel 6.4 Waarden voor b voor verschillende waarden voor de barrière-eigenschap (EB), waarbij wordt aangenomen dat de vermindering van de dispersiestroom 0.5 of 0.9 is.

EB	fractie is 0,5	fractie is 0.9
	β (*10 ⁻³)	β (*10 ⁻³)
1000	0,6931	2,3026
2000	0,3466	1,1513
3000	0,2310	0,7675
5000	0,1386	0,4605
10000	0,0693	0,2303
15000	0,0462	0,1535
20000	0,0347	0,1151
25000	0,0277	0,0921
30000	0,0231	0,0768

Tabel 6.5 b op basis van verkeersintensiteit voor soorten binnen NVK2 (Pouwels et al. 2002). Deze zijn geschat op basis van dispersiecapaciteit.

	β (10 ⁻³ dag / voertuigen)
zandhagedis, adder, rosse woelmuis ¹⁷	0.1151
noordse woelmuis, eekhoorn	0.0658
boommarter, das, ree, vos	0.0192
edelhert, wild zwijn, otter	0.0154

Met deze methodiek is het minder van belang dat barrières aansluiten aan grenzen en aan elkaar. Wel kan er een fout ontstaan voor soorten met een grote dispersiecapaciteit. Deze zijn in staat om om een barrière (bijvoorbeeld stad) heen te gaan. De methode meet echter de kortste afstand tussen de leefgebieden en indien daar een barrière tussen ligt dan zal deze altijd worden meegenomen bij het al dan niet clusteren tot ecologische netwerken. Er wordt niet nagegaan of de soort om deze barrière heen kan komen.

6.5 'Absolute' barrières in SCAN-analyse

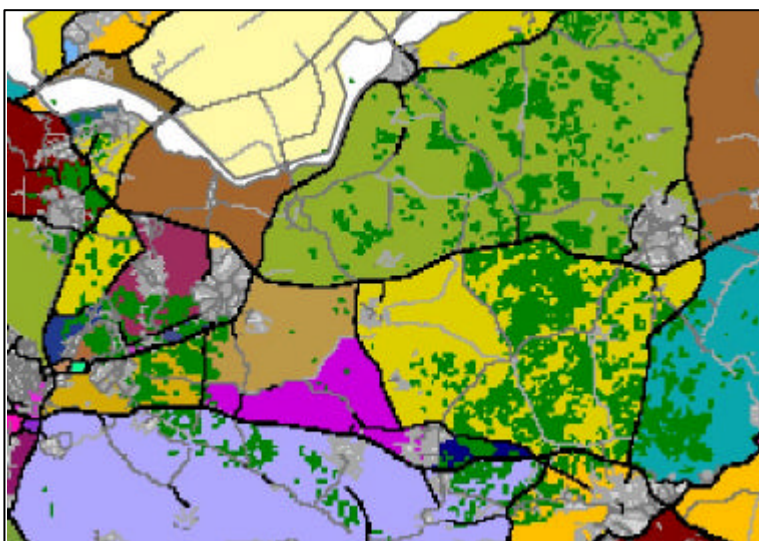
Bij SCAN-analyses zijn er twee mogelijkheden om rekening te houden met het effect van barrières. De eerste methode werkt exact gelijk als 'absolute' barrières bij duurzaamheidsanalyses en is vergelijkbaar met het opsplitsen van leefgebieden (paragraaf 6.2). Leefgebieden die gescheiden worden door een barrière zullen niet kunnen bijdragen aan elkaars ruimtelijk samenhang. Deze methode is in ecologische zin absoluut: of alle individuen steken een barrière over of geen individu steekt de barrière over. Barrières die ruimtelijke samenhang beperken, zullen ook altijd leefgebieden opsplitsen. Barrières die leefgebieden opsplitsen, hoeven niet persé de ruimtelijke samenhang te beperken. Binnen deze methodiek wordt dezelfde fout gemaakt als bij het opsplitsen van leefgebieden. In tabel 6.6 word absolute barrières weergegeven voor soorten uit NVK2. Binnen de studie is de methode niet gebruikt, maar de parameters zijn wel ingevoerd. In figuur 6.7 worden de barrièrevakken gegeven voor de zandhagedis. Alleen leefgebieden binnen hetzelfde barrièrevak

¹⁷ Schuin weergegeven soorten zijn nog niet in studies geanalyseerd (Pouwels et al. 2002).

kunnen aan de ruimtelijke samenhang van elkaar bijdragen. De afstand tussen de verschillende leefgebieden moet daarbij wel overbrugbaar zijn.

Tabel 6.6 Opsplitsen van leefgebieden en ecologische netwerken op basis van verkeersintensiteit voor soorten binnen NVK2 (Pouwels et al. 2002). Ligt een barrière tussen leefgebieden dan zal deze opgesplitst worden.

	Verkeersintensiteit (voertuigen / dag)
zandhagedis, adder, rosse woelmuis ¹⁸	20000
noordse woelmuis, eekhoorn	35000
boommarter, das, ree, vos	120000
edelhert, wild zwijn, otter	150000



Figuur 6.7 Barrièrevakken voor de zandhagedis op basis van gegevens uit NVK2. Leefgebieden die niet in eenzelfde barrièrevak liggen, kunnen niet bijdragen aan de ruimtelijke samenhang van elkaar.

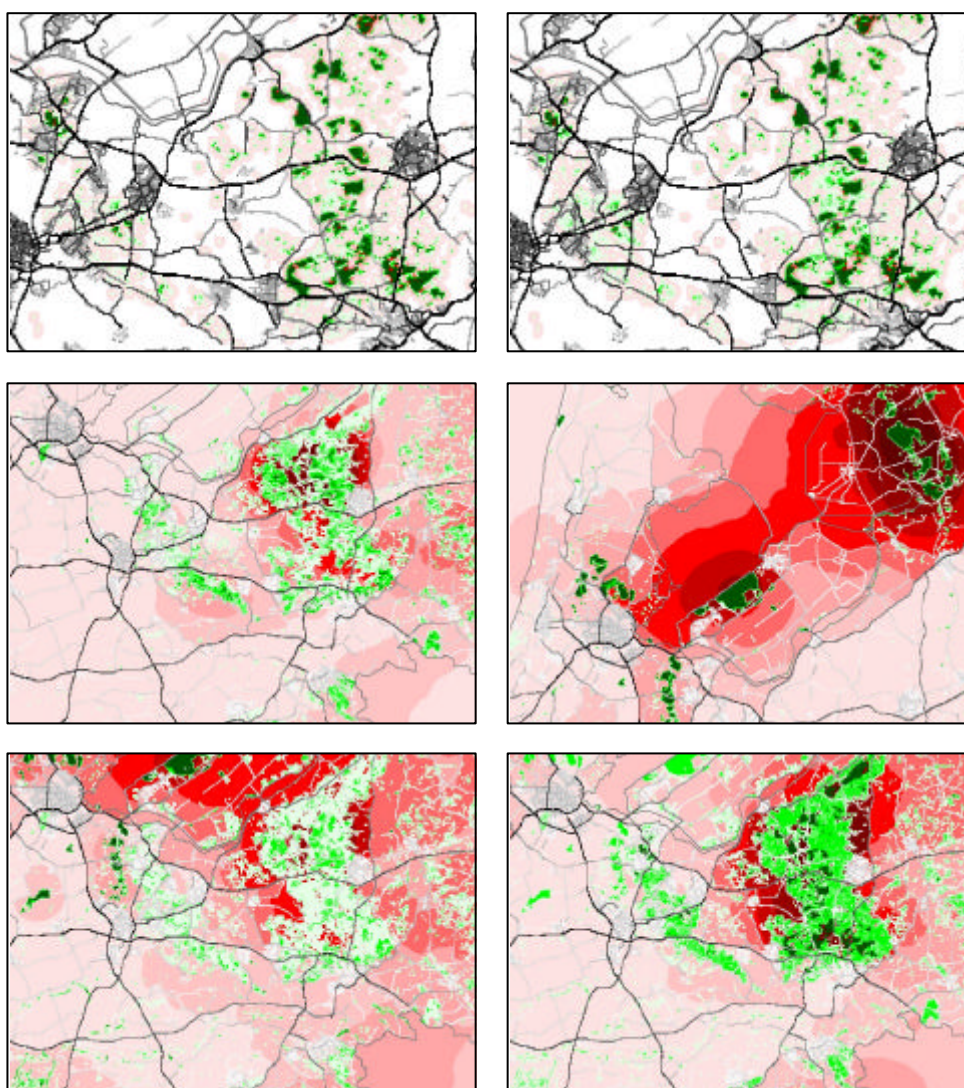
6.6 'Zachte' barrières en weerstand in SCAN-analyses

Bij de bepaling van de ruimtelijke samenhang wordt voor elk leefgebied nagegaan wat de bijdrage is vanuit andere geschikte leefgebieden (paragraaf 5.2). Bij 'zachte' barrières zal deze bijdrage verminderd worden. Hoe groter de barrière hoe lager de bijdrage aan de ruimtelijke samenhang. Bij de analyses wordt rekening gehouden met het feit dat individuen een barrière omzeilen. De afgelegde afstand tussen de leefgebieden wordt dan groter en de bijdrage aan de ruimtelijke samenhang kleiner. Bij de analyses wordt nagegaan wat de grootste bijdrage is aan de ruimtelijke samenhang, de barrière overbruggen of omzeilen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van Dijkstra's kortste pad algoritme (Dijkstra 1959).

De ruimtelijke samenhang wordt bepaald op basis van rastercellen (bijlage 9). Vanuit elke rastercel wordt dus nagegaan of het voordeliger is om een barrière te

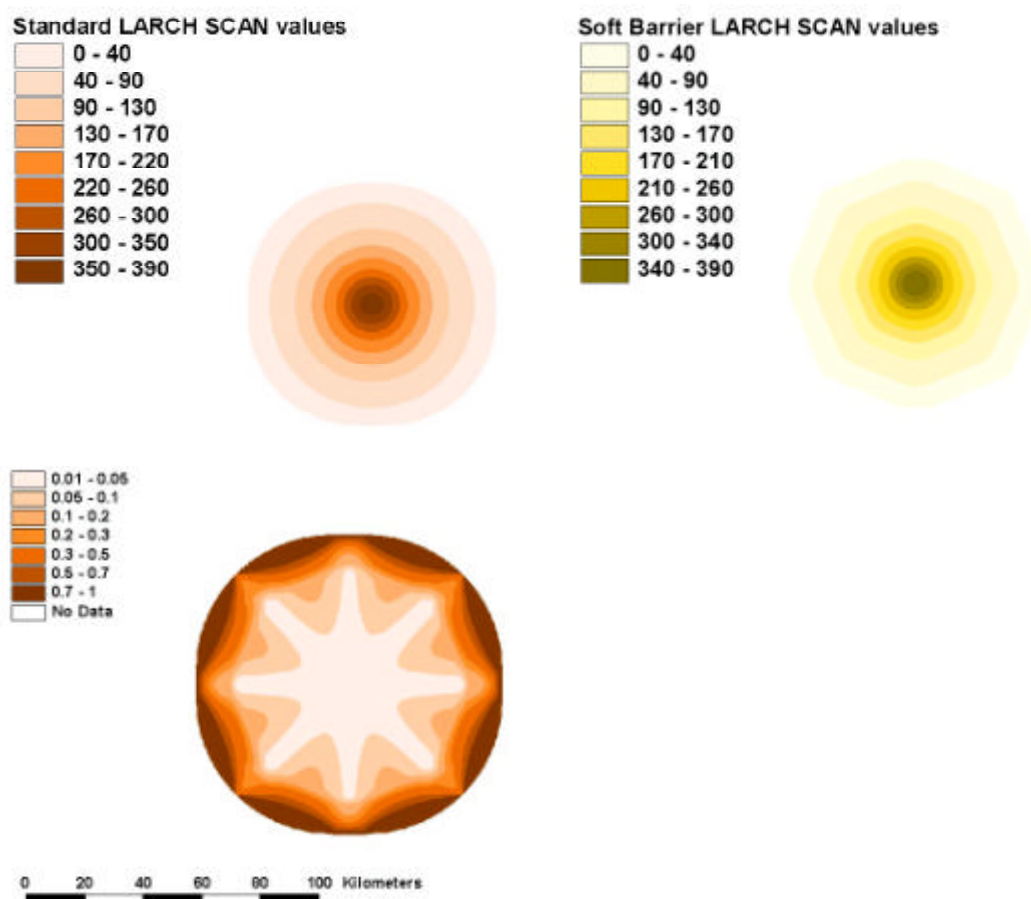
¹⁸ Schuin weergegeven soorten zijn nog niet in studies geanalyseerd (Pouwels et al. 2002).

overbruggen (met als gevolg een extra 'ecologische' afstand) of om de barrière heen te gaan (met als gevolg een langere route). In bijlage 12 wordt de werkwijze schematisch weergegeven. In de standaard methode van een SCAN-analyse wordt hierbij gebruik gemaakt van de hemelsbrede afstand tussen beide rastercellen. In de methode 'zachte' barrières wordt gebruik gemaakt van de 'ecologische afstand'. Hiermee wordt bedoeld dat naast de hemelsbrede afstand ook rekening gehouden wordt met een extra afstand als gevolg van een barrière. Deze afstand wordt op dezelfde wijze bepaald als in de methode van 'zachte' barrières voor de duurzaamheidsanalyse (paragraaf 6.4.1). In figuur 6.8 worden enkele voorbeelden gegeven van barrièregevoelige soorten die zijn geanalyseerd voor de huidige situatie in NVK2 (Hoek *et al.* 2002, RIVM in prep.). Met name bij de otter is zichtbaar dat autosnelwegen de ruimtelijke samenhang afkappen.



Figuur 6.8 Enkele voorbeelden van soorten waarbij de ruimtelijke samenhang is bepaald met behulp van 'zachte' barrières. De bovenste figuren zijn de resultaten van de adder (links) en de zandhagedis (rechts), de middelste figuren van de boommarter (links) en de otter (rechts) en de onderste figuren van het wild zwijn (links) en het edelhert (rechts).

Bij de bepaling van de kortste afstand wordt vanuit een rastercel naar zijn acht buurcellen gekeken. Vanuit deze buurcellen wordt weer verder gekeken naar al de volgende buurcellen. Hierbij worden steeds stappen van 1 (recht) of v2 (schuin) genomen. De bijdrage vanuit een cel zal hierdoor niet de hemelsbrede afstand zijn, maar een sommatie van 1 en v2. Hierdoor ontstaat een afwijking in de resultaten ten opzichte van de standaard SCAN-analyse (figuur 6.9). Deze is echter klein. Alleen op grote afstand (30-50 km) is de relatieve afwijking groot (meer dan 10 %). Hier is de absolute bijdrage aan ruimtelijke samenhang echter zeer gering.



Figuur 6.9 Procentuele verschil in resultaten bij het gebruik van de standaard SCAN-analyse en de SCAN-analyse met 'zachte' barrières (onderste figuur).

Om een SCAN-analyse uit te voeren met 'zachte' barrières moet aan LARCH een extra invoerbestand meegegeven worden; een doorlaatbaarheidskaart (tegenovergestelde van een weerstandkaart). Een absolute barrière wordt weergegeven door de waarde 0, geen barrière, oftewel normale weerstand, door de waarde 1 en doorlaatbare barrières met een waarde tussen de 0 en de 1. De waarde geeft voor elke rastercel het percentage aan van de individuen die de barrière kunnen oversteken.

7 Specifieke methoden voor soorten

Iedere soort heeft geschikte gebieden nodig om bijvoorbeeld voedsel te verzamelen, voor de voortplanting en als rustgebied. De eisen en wensen van soorten verschillen en daarin kan de ene soort kieskeuriger zijn dan de andere. Voor de ene soort is bos voldoende, voor een andere soort is een combinatie van gras, struweel en bos nodig. De roerdomp heeft behoefte aan grote aaneengesloten leefgebieden, omdat die erg gevoelig is voor verstoring. Voor de boomkikker daarentegen is het aantal aanwezige poelen belangrijker dan de grootte van die poelen, voor de bever is vooral de lengte van de overgang van bos naar water belangrijk en voor veel vissen is het belangrijk dat elke levensstadium een eigen leefgebied nodig heeft. In het algemeen kunnen in een gebied dat precies beantwoordt aan de eisen van een soort grotere aantallen van die soort voorkomen dan op hetzelfde oppervlak van een minder geschikt leefgebied.

Doordat soorten verschillende eisen stellen aan hun leefgebied bevat LARCH een aantal verschillende soortspecifieke methoden bij de bepaling van geschikte leefgebieden. De meest algemene methode is de methode voor oppervlaktesoorten. Nadat de soortspecifieke methoden doorlopen zijn, wordt op basis van de gevormde habitatplekken en/of -netwerken de duurzaamheid bepaald. Dit hoofdstuk is gebaseerd op de methodiek binnen LARCH-rivier (Pouwels *et al.* 2001). Hier wordt gesproken van ecotopen. Dit is vergelijkbaar aan vegetatieeenheden of landgebruik. De verschillende soortspecifieke methoden zijn: oppervlaktesoorten, broed- / foerageersoorten, grenslengtesoorten, plekkensoorten en vis(soort)en

7.1 Oppervlaktesoorten

De input voor LARCH is een kaart met verschillende ecotopen. Niet alle ecotopen zijn geschikt als leefgebied. Voor oppervlaktesoorten geldt dat indien één van de geschikte ecotopen in voldoende mate aanwezig is, de soort een geschikt leefgebied heeft. De mate waarin een ecotoop geschikt is als leefgebied, wordt uitgedrukt in de draagkracht van een soort voor het betreffende ecotoop; sommige ecotopen hebben een grote draagkracht en andere hebben een lage draagkracht (tabel 7.1). De draagkracht van een gebied wordt bepaald door het oppervlak van een gebied te vermenigvuldigen met de draagkracht voor het ecotoop van dit gebied. Het resultaat van deze module is een kaart met daarin per gebied de draagkracht voor een soort. Dit is de habitatkaart, welke verder wordt gebruikt bij het vormen van habitatclusters met behulp van de lokale fusieafstand. De meeste soorten in LARCH behoren tot oppervlaktesoorten.

Tabel 7.1 Draagkrachtgegevens per ecotoop voor de blauwborst in LARCH-rivier.

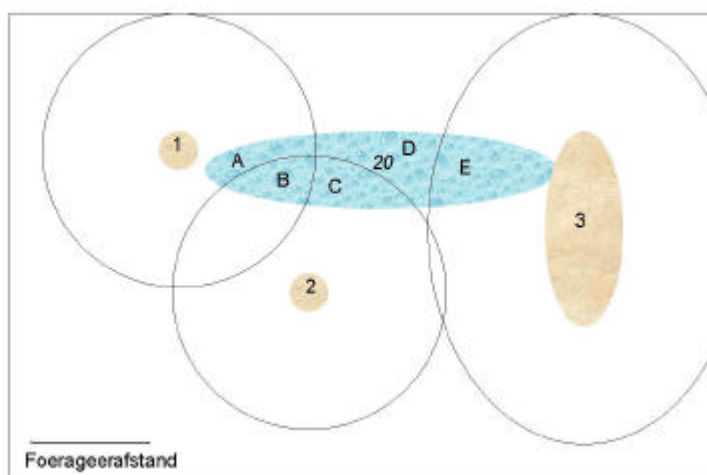
omschrijving ecotoop	code	draagkracht
ruige kommen, getij-oeverwallen en lage gorzen: rietgors	Kr-2	80
ruige kommen, getij-oeverwallen en lage gorzen: soortenarm rietgors	Kr-2a	80
ruige kommen, getij-oeverwallen en lage gorzen: soortenrijk rietgors	Kr-2b	80
ruige / open moerassige uiterwaard: moerasruigte	Mr-1	80
ruige / open moerassige uiterwaard: rietmoeras	Mr-2	80
ruige zilte en brakke gorzen: rietgors	Rr-2	80
ruige zilte en brakke gorzen: soortenarm rietgors	Rr-2a	80
ruige / open moerassige uiterwaard	Mr	25
bebost hoogwatervrij terrein: hoogwatervrij struweel	Hb-2	25
bebost hoogwatervrij terrein: hoogwatervrij bos: hardhout struweel	Hb-2h	25
bebost hoogwatervrij terrein: (hoogwatervrij) bos: zachthout struweel	Hb-2z	25
beboste kommen, getij-oeverwallen en lage gorzen: griend	Kb-6	25
beboste moerassige uiterwaard: moerassig zachthoutstruweel	Mb-3	25
beboste moerassige uiterwaard: broekbos / struweel	Mb-4	25
beboste oeverwal: oeverwal-doornstruweel	Ob-2	25
beboste oeverwal: oeverwal-zachthoutstruweel	Ob-4	25
beboste uiterwaard: doornstruweel	Ub-2	25
beboste uiterwaard: zachthoutstruweel	Ub-4	25
ruige kommen, getij-oeverwallen en lage gorzen: structuurrijke gorsruigte	Kr-1	6

7.2 Broed- / foerageersoorten

Een aantal soorten onderhoudt vanuit hun broedgebied relaties met daarvan gescheiden leefgebieden, die voor de soort een andere functie vervullen. Een voorbeeld hiervan is het verschil tussen broedgebieden en foerageergebieden. Bij de bepaling van de levensvatbaarheid van een soort dient dit onderscheid in functies meegenomen te worden. Beide typen leefgebieden moeten in voldoende mate aanwezig zijn.

Als eerste zullen alle broedgebieden bepaald worden en vervolgens alle foerageergebieden. Dit wordt gedaan op eenzelfde wijze als beschreven is voor oppervlaktesoorten. Van de broedgebieden wordt bepaald of ze een lokale populatie kunnen herbergen. Deze broedgebieden worden gebufferd met een foerageerafstand. Vervolgens wordt de overlap tussen de polygonen met het kenmerk '(gebufferd) broedgebied' en 'foerageergebied' bepaald (figuur 7.1 en tabel 7.2). De draagkrachten van de foerageergebieden worden toegekend aan de broedgebieden welke aanspraak maken op het overlappende deel. Indien meerdere broedgebieden aanspraak maken op één foerageergebied zal de verdeling van de draagkracht naar rato zijn van de draagkracht van de broedgebieden.

Per broedgebied wordt de toegekende foerageerdraagkracht gesommeerd. Vervolgens wordt per broedgebied bepaald welke draagkracht beperkend is; óf de toebedeelde foerageerdraagkracht óf de broeddraagkracht. De laagste waarde van de twee wordt de uiteindelijke draagkracht van het broedgebied. Het resultaat van deze module is een kaart met daarin per broedgebied de draagkracht voor een soort. Dit is de habitatkaart, welke verder wordt gebruikt bij het vormen van habitatnetwerken. Voor een uitgebreidere beschrijving wordt verwezen naar Pouwels *et al.* (1999).



Figuur 7.1 Voorbeeld van het opknippen van foerageergebied (blauw, met een draagkracht van 20 RE's) door meerdere broedgebieden (zwart, 1 t/m 3). In tabel 1 wordt weergegeven wat de kenmerken van de nieuwe polygoenen (A t/m E) zijn.

Tabel 7.2 Kenmerken van de nieuwe polygoenen na gebruik van een buffer- en overlayprocedure (figuur 7.1). Het volgende foerageergebied dat opgedeeld wordt, wordt verder genummerd (F, G enz.)

polygoon	draagkracht (RE's)	overlap met broedgebied (nr's)
A	2	1
B	2.5	1, 2
C	3.5	2
D	6	
E	6	3

7.3 Grenslengtesoorten

Voor enkele soorten bestaat een geschikt leefgebied niet uit één geschikt ecotoop, maar zullen meerdere ecotopen binnen hetzelfde landschap aanwezig dienen te zijn. Voor grenslengtesoorten is het daarbij zelfs van belang dat deze ecotopen aan elkaar grenzen. Een voorbeeld is de bever, die leeft op de grens van bos en water. De draagkracht van een bever kan beter worden bepaald door de lengte van de grens tussen bos en water te bepalen en niet door het oppervlak van bos en / of water te bepalen (zoals bij oppervlaktesoorten). Voor grenslengtesoorten wordt aangegeven welke ecotopen zich aan de ene kant van de grens kunnen bevinden en welke ecotopen aan de andere kant. Elke combinatie van deze ecotopen is geschikt als leefgebied.

Met behulp van het concept van broed- / foerageersoorten kunnen ook grenslengtesoorten meegenomen worden in de analyses. Door een korte foerageerafstand (1 meter) te nemen wordt een kleine buffer om een van de twee ecotopen gelegd. De hoeveelheid habitat van het tweede ecotoop dat zich binnen deze buffer bevindt, kan beschouwd worden als zijnde aangrenzend. Elke meter dat het ene ecotoop grenst aan het ander levert zodoende 1 vierkante meter nieuw habitat op. Deze hoeveelheid is recht evenredig met de grenslengte. Deze grenslengte

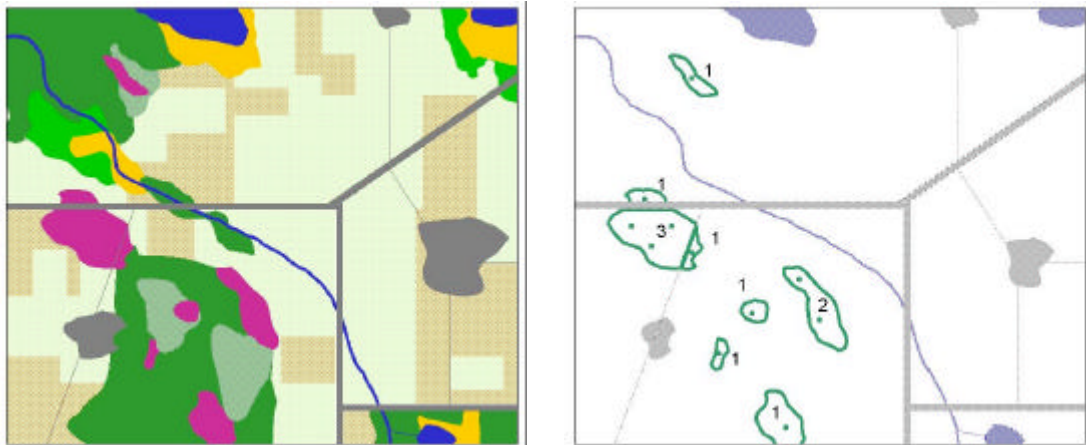
kan gekoppeld worden aan de draagkracht. Zo geldt voor de bever dat een familie met een grenslengte van 2000 meter kan volstaan langs de grote rivieren (Foppen *et al.* 1996). Het resultaat van deze module is een kaart met daarin per gebied (strook van 1 meter breedte) de draagkrachten voor een soort. Dit is de habitatkaart, welke verder wordt gebruikt bij het vormen van habitatclusters met behulp van de lokale fusieafstand.

7.4 Plekkensoorten

Soorten die grote fluctuaties kennen in aantallen zullen qua kans op uitsterven sterker afhankelijk zijn van externe factoren (bijvoorbeeld het weer) dan van de oppervlakte van een gebied. De kans dat grote populaties uitsterven is niet veel kleiner dan de kans dat kleine populaties uitsterven. Doordat een netwerk meerdere lokale populaties bevat, kan het risico gespreid worden dat alle lokale populaties tegelijkertijd uitsterven. Veel kleine populaties zullen samen eerder levensvatbaar zijn dan één grote geïsoleerde populatie. Voor deze soorten is het concept plekkensoort geïntroduceerd. Hierbij is de aanname dat een ecologisch netwerk duurzaam als hij bestaat uit 20 plekken, ongeacht het voorkomen van een sleutelgebied.

Voor plekkensoorten is het belangrijk dat een ecotoop aanwezig is. De grootte van het gebied is minder belangrijk. Natuurlijk is een minimale grootte nodig. Gebieden met een geschikt ecotoop zullen als één plek beschouwd worden. Zeer grote gebieden worden als 2, 3 of meer plekken beschouwd, omdat deze grote gebieden een bepaalde mate van heterogeniteit hebben. Dit wordt gedaan met een 10% regel. Dit houdt in dat voor een soort die minimaal 1 hectare geschikte ecotoop nodig heeft om één populatie (en dus één plek) te vormen, minimaal 10 hectare nodig heeft om als twee plekken en minimaal 20 hectare om als drie plekken beschouwd te worden (tabel 7.3). In figuur 7.2 wordt dit schematisch weergegeven. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in sleutelgebieden en MVP's door aan te nemen dat een geschikt, aaneengesloten leefgebied zo groot is dat het resulteert in respectievelijk 5 en 15 plekken.

Binnen deze methode is het mogelijk om een kwaliteit mee te geven tussen verschillende ecotopen. Dit principe is enigszins tegenstrijdig. Een ecotoop is aanwezig of niet; oppervlakte is niet zo van belang. Omdat sommige ecotopen toch geschikter zijn dan andere ecotopen, met name van belang bij kleine leefgebieden, is het aspect van kwaliteit ingebouwd. Hierdoor wordt in de werkwijze een habitatkaart gegenereerd, zoals bij oppervlaktesoorten (paragraaf 7.1). Het verschil is dat er niet een draagkracht meegegeven wordt aan de gebieden, maar een oppervlakte. Door in de database ecotopen met een mindere kwaliteit een lagere oppervlakte te geven (bijv. 50 ha of 10 ha / 100 ha), kan het oppervlakte als het ware 'verkleind' worden. De verschillende leefgebieden worden met behulp van de lokale fusieafstand geclusterd. Vervolgens wordt bepaald uit hoeveel plekken de geclusterde leefgebieden bestaan.



Figuur 7.2 Schematische weergave van plekkensoorten binnen LARCH. Links is de invoer (ecotopen) weergegeven. De paarse gebieden zijn geschikt als leefgebieden. Rechts is het aantal plekken weergegeven (tabel 7.3).

Tabel 7.3 Bepalen aantal plekken op basis van minimale oppervlaktebehoefte (min_{opp}) en percentage regel (bijvoorbeeld 10%). Leefgebieden met meer dan vijf plekken worden beschouwd als sleutelgebieden (gearceerde cellen).

oppervlakte	aantal plekken
$< min_{opp}$	0
min_{opp}	1
$min_{opp} \times 10$ (100%/10%)	2
$min_{opp} \times 20$ (200%/10%)	3
$min_{opp} \times 30$ (300%/10%)	4
$min_{opp} \times 40$ (400%/10%)	5
$min_{opp} \times 50$ (500%/10%)	6
$min_{opp} \times 60$ (600%/10%)	7
enz.	enz.

7.5 Vissoorten

Bij vissoorten wordt rekening gehouden met de volgende (ecologische) facetten (Klein Breteler en Kranenbarg, 2000):

- dispersie gedrag / patroon vissen wijkt af van andere gidssoorten; vissen verplaatsen zich alleen via de waterfase
- sommige geschikte leefgebieden zijn tijdelijk geïsoleerd
- sommige vissoorten hebben verschillende habitatbehoeften in verschillende levensstadia en de interactie tussen deze levensstadia is essentieel bij de bepaling van potentieel duurzame populaties.

7.5.1 Verplaatsing door waterfase

Om de verplaatsing alleen door de waterfase plaats te laten vinden worden alle geschikte leefgebieden verrasterd. Vervolgens wordt met LARCH-SCAN (hoofdstuk 6) berekend of er een relatie is tussen verschillende leefgebieden. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een extra invoerbestand: de waterecotopen binnen een rivier,

die geschikt zijn voor verplaatsing. Gridcellen die niet tot de rivier behoren zijn hierin niet doorlaatbaar gemaakt (een absolute barrière). Zodoende kan er worden nagegaan of de relaties binnen de grenzen van de rivier mogelijk zijn.

7.5.2 Tijdelijke isolatie leefgebieden

Het tijdelijk onder water staan van ecotopen moet bekeken worden vanuit het oogpunt dat (a) het ecotoop geschikt is voor verspreiding als het onder water staat en dat (b) het ecotoop geschikt is als leefgebied als het onder water staat.

Tijdelijk geschikt voor verspreiding

Gesteld wordt dat tijdelijk beschikbare verspreidingsgebieden alleen dan tot geschikte verspreidingsmedium gerekend wordt als deze vaker dan 20 dagen per jaar onder water staan. De keuze voor 20 dagen is een inschatting, waarbij aangenomen wordt dat het betreffende ecotoop onder water staat in de periode dat de verschillende stadia van de vissen zich zullen verspreiden. Met deze keuze wordt er een overschatting gemaakt in de geschiktheid als verspreidingsmedium, wanneer het verspreidingsgebied meer dan 20 dagen onder water staat (binnen het model is het of 0 of 1, bij meer dan 20 dagen is het 1). En er wordt een onderschatting gemaakt wanneer het verspreidingsgebied minder dan 20 dagen per jaar onder water staat (bij minder dan 20 dagen is het 0).

Tijdelijk geschikt als leefgebied

Tijdelijk geschikte leefgebieden zullen een lagere geschiktheid krijgen. Binnen de bepaling van sleutelgebieden en de duurzaamheid van de habitatnetwerken, wordt zodoende rekening gehouden met het feit dat tijdelijk beschikbare leefgebieden minder bijdragen aan lokale populaties en het totale habitatnetwerk. Deze werkwijze impliceert een rechtlijnig verband getrokken tussen tijdelijke aanwezigheid en levensvatbaarheid. Deze aanname zal waarschijnlijk gunstig uitvallen. Het tijdelijk aanwezig zijn van leefgebieden brengt een extra fluctuatie met zich mee in de aan- en afwezigheid van een soort. Soorten zijn vaker afwezig in een gebied. Dit zal voor de netwerkpopulatie een sterker negatief effect hebben dan het rechtlijnige verband wat nu wordt voorgesteld.

7.5.3 Interactie tussen verschillende levenstadia

Enkele vissoorten die met LARCH zijn geanalyseerd hebben meerdere levensstadia (Pouwels *et al.* in prep. a). Elk levensstadium heeft vaak een eigen verspreidingscapaciteit en een eigen leefgebied. Als eerste worden voor alle levenstadia een habitatkaart gemaakt, zoals dit gebeurt voor oppervlaktesoorten (paragraaf 7.1). Voor elk relevante stadium van een vissoort wordt bepaald of leefgebieden een relatie hebben met leefgebieden in een volgende fase (paragraaf 7.4.1). Deze relaties worden verzameld.

Alleen relaties waarbij leefgebieden van verschillende stadia een cyclus van eistadium tot eistadium kunnen voltooien, worden verder geanalyseerd. Het uiteindelijke habitatnetwerk van leefgebieden wordt gevormd door na te gaan of er een overlap is in leefgebieden van de verschillende stadia. Met de grootte van het habitatnetwerk kan vervolgens de duurzaamheid worden bepaald op basis van het adulte stadium. Voor een uitgebreide beschrijving van de methodiek wordt verwezen naar Pouwels en Hensen (2000) en voor het gebruik naar Pouwels *et al.* (in prep. a).

Literatuur

- Alterra. 2001. Handboek Robuuste Verbindingen; ecologische randvoorwaarden. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*. vol 71: 355-366.
- Andrén, H. 1996. Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos*. vol 76: 235-242.
- Andrewartha, H.G. en L.C. Birch (eds.).1984. The ecological web: more on the distribution and abundance of animals. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Apeldoorn, R.C. van en W. Nieuwenhuizen. 1998. Overlevingsplan Hamster (*Cricetus cricetus*): analyse van knelpunten, oplossingsrichtingen en voorwaarden voor een duurzame toekomst in Limburg. IBN-rapport 380. IBN-DLO, Wageningen.
- Bakker C. (red.) 1999. Ecologische netwerken: basis voor de inrichting van grote rivieren. RIZA rapport 99.035. RIZA, Lelystad.
- Bal, B. en R. Reijnen. 1997. Natuurbeleid in uitvoering: inspanningen, effecten, verwachtingen en kansen. Natuurverkenningen '97 achtergronddocument 8. IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Bergers, P.J.M. en J.R.T. Kalkhoven. 1996. Versnippering van de natuur in Nederland. IBN-DLO, Wageningen.
- Bergers, P.J.M. en P.F.M. Opdam. 1996. Versnippering en populaties: een verklarende woordenlijst. IBN-rapport 229. IBN-DLO, Wageningen.
- Bergers, P.J.M., B. van den Boogaard, D.P.E.M. Frissen en W. Nieuwenhuizen. 1998a. De noordse woelmuis in het Deltagebied: richtlijnen voor beheer en inrichting. IBN-rapport 365. IBN-DLO. Wageningen.
- Bergers, P.J.M., M. La Haye, M. Moerdijk en W. Nieuwenhuizen. 1998b. Habitatkwaliteit voor de noordse woelmuis in Nederland. IBN-rapport 364. IBN-DLO. Wageningen.
- Bolck, M., G. De Togni, T. van der Sluis en R. Jongman. in press. In: Jongman en Pungetti (eds.). Ecological Networks and Greenways: concept, design, implementation. Cambridge University Press, Cambridge.

Broekmeyer, M.E.A. 2000. Stroom- en rekenschema's 1e fase VijNo thema natuur. NPB-Werkdocument 2000/05 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Wageningen.

Broekmeyer, M., H. Dijkstra, H. Farjon, M. Goossen, R. Reijnen, J. Roos-Klein Lankhorst, S. de Vries, R. Alkemade en F. Bethe. 2000. Effecten van ongewijzigd ruimtelijk beleid op natuur, landschap en recreatie 1995-2020: Achtergrond document methode VIJNO toets fase 1. Alterra-rapport 047. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Buit, A.M.C.F., H. Bussink, J. Dirksen, R.P.H. Snep en N. Geilen. 1998. Delta-Econet, Ecologische netwerkstudie van het benedenrivierengebied. Alterra / RIZA. Wageningen / Arnhem.

Buit, A.M.C.F., H. Bussink, J. Dirksen, R.P.H. Snep, J. Simons en W.M. Liefveld. 1999. Maasplassen-econet: Ecologische netwerkstudie van het Maasplassengebied. intern rapport IBN-DLO / RIZA. IBN-DLO / RIZA. Wageningen / Arnhem.

Butovsky, R.O., R. Reijnen, D.M. Otchagov, G.M. Aleshenko en E. Melik-Bagdasarov. 2001. Ecological networks and nature policy in central Russia: Peat bogs in central and northern Meshera. ARRINP-report / Alterra-report 226. Alterra, Green World Research, Wageningen.

Dijkstra, E.W. 1959. A note on two problems in connexion with graphs. Numerische Mathematik. vol 1: 269-271.

Dorp, D. van, P. Schippers en J.M. van Groenendaal. 1997. Migration rates of grasslands plants along corridors in fragmented landscapes with a cellular automation model. Landscape Ecology. vol 12(1): 39-50.

Duel, H., S. Groot. G. van der Lee, D.T. van der Molen en R. Pouwels. 2000. Uncertainty analysis of habitat evaluation methods. In: Maione, Majone Lehto en Monti (eds.) New trends in water and environmental engineering for safety and life. Balkema, Rotterdam.

ESRI. 1996. Using ArcView GIS: ArcView GIS. Environmental Systems Research Institute, Inc.

Eupen, M. van, W. C. Knol, P. Verweij, R. Pouwels, G. Maas en B. Nijhof, 2002a. Landscape Ecological Decision & Evaluation Support System. LEDESS Large rivers. Alterra-Report. Alterra, Green World Research, Wageningen.

Eupen, M. van, W. C. Knol, P. Verweij en B. Nijhof. 2002b. Landscape Ecological Decision & Evaluation Support System. LEDESS. Users Guide Alterra-Report 447. Alterra, Green World Research, Wageningen.

Eupen M. van, R. Pouwels en W. Knol. 2002c. LEDESS - LARCH. Alterra-Intern Rapport. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Green World Research, Wageningen.

European Commission. 1994. CORINE land cover - technical guide. Office for official publications of the European communities, Luxembourg.

Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? Biological Conservation. vol 100(200): 65-74.

Foppen, R. 1996. Netwerkevaluatie in riviersystemen: Criteria voor keuze van doelsoorten en bepaling van de beoordelingsgraadmeters. Een uitwerking voor het Zandmaasgebied. Werkdocument maas961. IBN-DLO, Wageningen.

Foppen, R.P.B., T. van der Sluis, P. Verdonshot en T.H. van den Hoek. 1996. Netwerkevaluatie in riviersystemen: Netwerkmodellen voor de doelsoorten van de Zandmaas en procedure voor het bepalen van vuistregels voor ruimtelijke inrichting. Werkrapport maas 962. IBN-DLO / RIZA. Wageningen / Arnhem.

Foppen, R.P.B. en N. Geilen. 1997. LARCH-Rivier, Methode voor het evalueren van ecologische netwerken in het rivierengebied. Alterra / RIZA. Wageningen / Arnhem

Foppen R., J. Graveland, M. de Jong en A. Beintema. 1998. Naar levensvatbare populaties moerasvogels; achtergrond document voor 'Beschermingsplan Moerasvogels' van Vogelbescherming Nederland. IBN-rapport nr. 393, IBN-DLO, Wageningen

Foppen, R., N. Geilen en T. van der Sluis. 1999. Towards a coherent habitat network for the Rhine. Presentation of a method for the evaluation of functional river corridors. IBN-research report 99/1. IBN-DLO / RIZA. Wageningen.

Foppen, R. 2001. Bridging gaps in fragmented marshland. Alterra Scientific Contributions 4. Alterra, Green World Research, Wageningen.

Foppen, R.P.B., J.P. Chardon, R. Pouwels en P. Opdam. subm. Empirically based models to assess the spatial conditions of Dutch marshlands for persistence of the Bittern (*Botaurus stellaris*).

Grashof-Bokdam, C.J. 1997. Colonization of forests plants: the role of fragmentation. IBN Scientific Contributions 5. IBN-DLO, Wageningen.

Greenwood, P.J. en P.H. Harvey, 1982. The natal and breeding dispersal of birds. Ann. Rev. Ecol. Syst. 13: 1-21

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.

Grift, E.A. van der en B.J.H. Koolstra 2001. Toets natuurontwikkelingsplan en natuurbrug Zanderij Crailo: Nut en noodzaak van de ecologische verbinding, effectiviteit van de natuurbrug en toetsing herinrichting sportpark. Alterra-rapport 168. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma en R. Pouwels. 2000. De geschiktheid van natuurgebieden in Noord-Brabant en Limburg als leefgebied voor edelhert en wild zwijn. Alterra-rapport 086. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Groot Bruinderink, G.W.T.A. en G.J. Spek. 2001 De A12 overkomen: Uitbreiding van het leefgebied van edelhert en wild zwijn op de Veluwe met leefgebieden ten zuiden van de A12. Alterra-rapport 232. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Groot Bruinderink, G.W.T.A., T. van der Sluis, D.R. Lammertsma, P. Opdam. en R. Pouwels. subm. The assessment of a tentative, coherent ecological network for large mammals in Northwest Europe. Submitted to Biological Conservation.

Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151-162.

Hanski, I. en C.D. Thomas. 1994. Metapopulation dynamics and conservation: a spatially explicit model applied to butterflies. *Biological Conservation*. vol 68: 167-180.

Hanski, I., A. Moilanen en Gyllenberg. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147: 527-541.

Harrison, S. 1991. Local extinctions in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Bulletin of the Linnean Society* 42: 73-88.

Hels T. en E. Buchwald. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*. vol 99(1): 331-340.

Herben, T., H. Ryden en L. Söderström. 1991. Spore establishment probability and the persistence of the fugitive invading moss, *Orthodontium lineare*: a spatial simulation model. *Oikos*. vol 60: 215-221.

Hill, J.K., C.D. Thomas en O.T. Lewis. 1996. Effects of habitat patch size and isolation on dispersal by *Hesperia comma* butterflies: implications for metapopulation structure. *Journal of Animal Ecology*. vol 65: 725-735.

Hoek, D.C.J. van der, W. Hoffmans, A. van Hinsberg en M. van Esbroek. 2002. Ecologische effectberekening ten behoeve van de 2e Nationale Natuurverkenning. RIVM-rapport nr. 408664002. RIVM, Bilthoven.

Hom, C.C., P.H.C. Lina en G. van Ommering. 1996. Bedreigde en kwetsbare reptielen en amfibieën in Nederland: toelichting op de rode lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Hoogeveen, Y.R. 2001. Analyse ruimtelijke samenhang natuurgebieden: scenariostudie ex-ante toets VIJNO. intern rapport Alterra. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Houweling, H., M.J.W. Jansen, J.T.R. Kalkhoven en R. Pouwels. 1999. LARCH-Rivier: Gevoeligheidsanalyse op basis van de studie DELTA-ECONET. Intern Alterra-rapport. Alterra / RIZA. Wageningen / Arnhem.

Jans, L., M. Platteeuw, M. Tosserams en M. Schiereck. 2000. Van waterpeilen naar natuurwaarde. RIZA werkdocument 2000.002X. RIZA. Lelystad.

Kemmers, R.H., J. Runhaar en J.L. Tersteeg. 2001. Integratie van ruimtelijke inventarisatiemethoden en kennissystemen ten behoeve van natuurontwikkeling en natuurbeheer. Alterra-rapport 318. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Klein Breteler, J.G.P., en J. Kranenbarg, 2000. Gidssoortenmatrix Ecologische Netwerkstudies: Annex vis. OVB Onderzoeksrapport 87. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Koolstra, B.J.H., G.W.W. Wamelink en V. Joosten. 1999. Modelkoppeling en -aanpassing SMART/SUMO - LARCH: Modelkoppeling en aanpassing ten behoeve van integratie in de natuurplanner in het kader van het project Graadmeters Natuurwaarde Terrestrisch. DLO Natuurplanbureau-onderzoek werkdocument 1999/10. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Wageningen.

Kramer, K., H. Baveco, R.J. Bijlsma, A.P.P.M. Clerkx, J. Dam, T.A. Groen, G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.M. Jorritsma, J. Kalkhoven, A.T. Kuiters, D. Lammertsma, R.A. Prins, M. Sanders, R. Wegman, S.E. van Wieren, S. Wijdeven en R. van der Wijngaart. 2001. Landscape forming processes and diversity of forested landscapes - description and application of the model FORSPACE. Alterra-report 216. Alterra, Green World Research, Wageningen.

Lee, G. van der, H. Duel, S. Groot, H. Aarts en R. Pouwels. 2000. Kwaliteit van het HEP-instrumentarium voor toepassing in het IJsselmeergebied. rapport T2391. WL | delft hydraulics, Delft.

Leser, H. 1976. Landschaftsökologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Levins, R. 1970. Extinction. In: M. Gerstenhaber (ed.). Some mathematical problems in biology. American Mathematical Society, Providence: 77-107.

Lina, P.H.C. en G. van Ommering. 1994. Rode lijst van bedreigde en kwetsbare zoogdieren in Nederland. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Lina, P.H.C. en G. van Ommering. 1996. Bedreigde en kwetsbare vogels in Nederland: toelichting op de rode lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 1990. Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21149, nrs. 2-3. Den Haag.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 2000. Natuur voor mensen mensen voor natuur. Nota natuur bos en landschap in de 21e eeuw. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.

Nie H.W. de en G. van Ommering. 1998. Bedreigde en kwetsbare zoetwatervissen in Nederland: toelichting op de rode lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Nieuwenhuizen, W., M.J.J. La Haye en F. Mertens. 2000. De noordse woelmuis in Fryslân; naar een duurzame instandhouding. Alterra-rapport 149. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Nijhof, B.S.J. en R. van Apeldoorn. in prep. De Noordse woelmuis in Noord-Holland Midden: Heden en toekomst. Alterra-rapport. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Ode, B., G.O. Keijl en G. van Ommering. 1999. Bedreigde en kwetsbare sprinkhanen en krekels in Nederland: toelichting op de Rode Lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Odum, E.P. (ed.). 1971. Fundamentals of ecology; Saunders, Philadelphia.

Ommering, G. van, I. van Halder en C.A.M. van Swaay. 1995 Bedreigde en kwetsbare dagvlinders in Nederland: toelichting op de rode lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Opdam P. en R. Hengeveld. 1990. Effecten op planten- en dierpopulaties. In: Berg M.C. van den (red.). De versnippering van het Nederlandse landschap: onderzoekprogrammering vanuit zes disciplinaire benaderingen. Publicatie RMNO nr. 45. pp. 95-158. Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek, Rijswijk.

Opdam, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. Landscape Ecology .vol 5: 93-106.

Opdam, P.F.M., J. Verboom en R. Pouwels. In prep. Landscape cohesion assessment: Determining the conservation potential of landscapes for biodiversity.

Pelk, M., B. Heijkers, R. van Etteger, D. Bal, C. Vos, R. Reijnen, S. de Vries en P. Visschendijk. 2000. Kwaliteit door verbinden: waarom, waar en hoe? Schetsboek. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte en IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Pouwels, R., R. Jochem en H.A.M. Meeuwssen. 1999. Broed- / foerageergebieden binnen LARCH-rivier. Intern Alterra-rapport. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Pouwels, R. 2000. LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap. Alterra Rapport 043. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Pouwels, R. en S.R. Hensen. 2000. Vissen binnen LARCH-rivier. Intern Alterra-rapport. Wageningen.

Pouwels, R., N. Geilen en R. Jochem. 2001. LARCH-rivier: evaluatiesysteem voor de ecologische netwerkfunctie van rivieren: ecologisch achtergronddocument. RIZA, Arnhem.

Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, J.T.R. Kalkhoven en J. Dirksen. 2002 Ecoprofielen voor soortanalyses van ruimtelijke samenhang met LARCH. Alterra-rapport 493. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Pouwels, R., S.R. Hensen, J.W.H. Elbersen, J.G.P. Klein Breteler en J. Kranenburg. in prep a. Praktijkstudie LARCH-vissen en versnipperingsgevoeligheid macrofauna. Alterra-rapport 434. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Pouwels, R. C.M. van der Heide G.W.T.A. Groot Bruinderink, E.C. van Ierland en H. Kuipers. in prep b. Ecologisch rendement van ontsnippering: de casestudie edelhert en wild zwijn Veluwe. Altera-rapport 533. Alterra, RivdGR, Wageningen.

Reijnen R. en B. Koolstra. 1998. Evaluatie van de ecologische verbindingzones in de provincie Gelderland. IBN-rapport nr. 372. IBN-DLO. Wageningen.

Reijnen, R., E. van der Grift, M. van der Veen, M. Pelk, A. Lüchtenborg en D. Bal. 2000. De weg mét de minste weerstand: opgave ontsnippering. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte en Expertisecentrum LNV, Wageningen.

Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong en 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.

RIVM, IKC Natuurbeheer, IBN-DLO en SC-DLO. Natuurverkenning 97. 1997. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.

RIVM, IBN-DLO, LEI-DLO en SC-DLO. 1998. Natuurbalans 1998. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.

RIVM, IBN-DLO, LEI-DLO en SC-DLO. 1999. Natuurbalans 1999. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.

RIVM, Alterra en LEI. 2000. Natuurbalans 2000. Samsom H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.

RIVM. in prep. Tweede Nationale Natuurverkenning 2000 - 2030 Deel 2. RIVM, Bilthoven

RMNO. 1990. De versnippering van het Nederlandse landschap: onderzoekprogrammering vanuit zes disciplinaire benaderingen. Publicatie RMNO nr. 45. Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek, Rijswijk.

Rooij, van S.A.M. en J.T.R. Kalkhoven. 2000. Ruimtelijke samenhang van habitat in het riviereengebied: basisinformatie voor vuistregels voor planvorming. Intern rapport. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Wageningen.

Rooij van S.A.M., H. Bussink en J. Dirksen. 2000. Ecologische netwerkanalyse Grensmaas op basis van het Ruw Ontwerp. Alterra rapport 017. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Wageningen.

RWS. 1999. Stand van zaken Ruimte voor Rijntakken. RWS-rapport. RWS Directie Oost-Nederland, Arnhem

SC-DLO, IBN-DLO en IKC Natuurbeheer. Schetsboek: Nederland vanuit drie invalshoeken, biodiversiteit, mensen-wensen en kenmerkendheid-identiteit. 1999. Drukkerij Van Eck & Oosterink, Kesteren.

Schaffer, M.L. 1987. Minimum Viable Populations: coping with uncertainty. In: M.E. Soulé (ed.). Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge. p. 69-83.

Schotman, A.G.M. 2002. Onderbouwing en uitbreiding van het kennissysteem LARCH, dispersievermogen, locale populatie afstand en duurzaamheid van locale populaties. Rapport 213.

Siefke, A. 1984. Zur Dismigration der Vögel als popularem Phänomen I. Ein heuristisches Modell der Ansiedlerstreuung. Zool. Jb. Syst. 111: 307-319.

Sluis, T. van der. 2000. Natuur over de grens. NPB-Werkdocument 2000/01. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Wageningen.

Sluis, T. van der, B. Pedroli en H. Kuipers. 2001a. Corridors for life: Ecological network analysis for Regione Emilia-Romagna - agricultural plains of Provincia di

Modena & Bologna. Alterra-report 365. Alterra, Green World Research, Wageningen.

Sluis, T. van der, S.A.M. van Rooij en N. Geilen. 2001b. Ecological network assessment of the river Meuse. Development of a method to compare river scenario's. Intermeuse-report no. 4. RIZA, Alterra, Institute of Nature Conservation and University of Metz, in commission of IRMA, part of IRMA/SPONGE and governed by NCR. Alterra, Green World Research, Wageningen.

Snep, R.P.H., H. Timmermans en W. Timmermans. 2000. Populatiernetwerken in de stad Arnhem: Een pilotstudie aan de hand van een tweetal vogelsoorten. Alterra-rapport 152. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Snep, R.P.H., R.G.M. Kwak, H. Timmermans en W. Timmermans. 2001. Landschapsecologische analyse van het Rotterdamse havengebied: LARCH-scenariostudie naar natuurpotenties van braakliggende terreinen en leidingstroken. Alterra-rapport 231. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Soulé, M. (ed.). 1987. Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge.

Sutherland, G.D., A.S. Harestad, K. Price en K.P. Lertzman, 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial bird and mammals. *Conservation Ecology* 4: 16 [online] <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>

Verboom, J. 1991. Modelling fragmented populations: between theory and application in landscape planning. IBN Scientific Contributions 3. IBN-DLO en Universiteit Leiden, Wageningen / Leiden.

Verboom, J. 1994. Een modelstudie naar de effecten van infrastructuur op dispersiebewegingen van dieren. DWW-publikatie W-DWW-94-728. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Rijkswaterstaat, Delft.

Verboom, J., P.C. Luttikhuis en J.T. Kalkhoven. 1997. Minimumarealen voor dieren in duurzame populatiernetwerken (Minimum areas for animals in sustainable population networks). IBN-rapport nr. 259, IBN-DLO, Wageningen.

Verboom, J., R. Foppen, J.P. Chardon, P.F.M. Opdam en P.C. Luttikhuis. 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation*. Vol 100 (1). pp. 89-100.

Verboom, J. en R. Pouwels. in press. Ecological functioning of ecological networks: a species perspective. In: Jongman en Pungetti (eds.). *Ecological Networks and Greenways: concept, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Villard, M., M.K. Trzcinski en G. Merriam. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*. vol 13: 774-783.

Vos, C.C. 1999. A frog's-eye view of the landscape: quantifying connectivity for fragmented amphibian populations. Proefschrift. Wageningen Universiteit, Wageningen.

Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam en C.J.F. Ter Braak. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist*. Vol 157. pp. 24-41.

Walsum, P.E.V. van, J.F.M. Helming, E.P.A.G. Schouwenberg, P. Groenendijk, L.C.P.M. Stuyt, P.H. Vereijken, K.W. Ypma, P.J.T. van Bakel en C.J.A.M. de Bont. 2002. Waterwijs; Watersysteemgericht plannen van toekomstig landgebruik. Alterra-rapport 433. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen

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.

Werkgroep Ecologie en Landschap 1997. MER Beheer Haringvlietsluizen; Deelrapport Ecologie en Landschap (concept). RIZA. Lelystad.

Wasscher, M., G.O. Keijl en G. van Ommering. 1998. Bedreigde en kwetsbare libellen in Nederland: toelichting op de rode lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Wieman, E.A.P., R.J.F. Bugter, E.A. van der Grift, A.G.M. Schotman, C.C. Vos en S.S.H. Ligthart. 2000. Beoordeling ecologische effecten reactivering 'IJzeren Rijn' op het gebied de Meinweg: een toetsing in het kader van de EU-Vogelrichtlijn en EU-Habitatrichtlijn. Alterra-rapport 081. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Wilcox, B.A. en D.D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 132: 652-661.

Wilson, D.S. 1980. The natural selection of populations and communities. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California.

Wit, A.J.W. de, Th.G.C. van der Heijden en H.A.M. Thunnissen. 1999. Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN3-grondgebruiksbestand. rapport 663. DLO-SC, Wageningen.

Wit, A.J.W. de. 2001. Het landelijk grondgebruiksbestand versie 4 (LGN4). Intern rapport. Centrum voor GEO-informatie, Wageningen.

Wolfert, H.P. 1996. Rijkswateren-ecotopen-stelsels: uitgangspunten en plan van aanpak. RIZA Nota nr.: 96.050. RIZA, Lelystad.

Bijlage 1 Begrippenlijst

Barrière

Element dat de dispersiestroom relatief sterk of volledig blokkeert.

Deze term is sterk soortgebonden: hetzelfde element kan voor de ene soort een volledige barrière zijn, terwijl de dispersie van een tweede soort er in het geheel niet door wordt beïnvloed.

Biotoop

Plaats waar een levensgemeenschap voorkomt. Het gaat om een ruimtelijk herkenbaar deel van het landschap, en zal dus meestal binnen een ecotoop vallen. Binnen de biotoop is het habitat voor alle soorten van de levensgemeenschap gerealiseerd.

Soms wordt biotoop gebruikt als synoniem voor habitatplek, en ook wel in de betekenis van habitat gebruikt. Dit gebruik wordt ontraden. Wij menen dat er behoefte is aan een term op levensgemeenschapniveau; biotoop wordt al in die betekenis gebruikt (Odum 1971).

Dispersie

Ongerichte beweging van een organisme naar (mogelijke) habitatplek (leefgebied).

De term ongericht laat onverlet dat de beweging door het landschappelijk patroon gestuurd kan worden, er is echter geen ingebouwde voorkeursrichting. Het gaat altijd om bewegingen tussen habitatplekken. Het kan gaan om zaad, spore, ei, dan wel om een (meestal jong) dier. Immigratie en emigratie zijn termen die op dispersie doelen, waarbij vanuit een habitatplek wordt geredeneerd.

Dispersiestroom

Het aantal individuen of zaden op dispersie per tijdseenheid, bijvoorbeeld op een punt in het landschap, vanuit een habitatplek of voor landschappen als geheel.

Draagkracht

Elke populatie in een leefgebied heeft een theoretisch maximum. Dat maximum is voor te stellen als een plafond in de populatieomvang. Een veel gebruikte aanduiding van dit begrip is 'de draagkracht'. De draagkracht is voor vogels vaak makkelijk uit te drukken in het aantal territoria (Schotman in prep.).

Duurzaam (levensvatbaar)

Een ecologisch netwerk of landschap is duurzaam als de overlevingskans groter is dan 95% in 100 jaar. Een (meta)populatie is levensvatbaar. Met behulp van diverse normen wordt de duurzaamheid berekend; een ecologisch netwerk kan de duurzaamheidsgrens overschrijden of onderschrijden. In het eerste geval is de landschappelijke situatie goed, in het tweede geval mankeert er iets aan die situatie en kan er bekeken worden hoe er verbetering mogelijk is.

Ecologisch netwerk

Verzameling habitatplekken waarbinnen één metapopulatie van een soort kan functioneren. Dat houdt in dat alle plekken voor individuen van de soort bereikbaar zijn, maar laat onverlet dat een deel in de praktijk onbezet kan zijn.

Een verzameling habitatplekken kan functioneel verbonden zijn zonder stapstenen of corridors. Wanneer de plekken onbereikbaar ver uit elkaar liggen voor een soort, kan men er een ecologisch netwerk van maken door er stapstenen en / of corridors aan toe te voegen. De term biotoopnetwerk wordt afgewezen. Deze term zou voor een levensgemeenschap moeten gelden (vgl. biotoop), maar de soorten van een levensgemeenschap stellen zodanig verschillende eisen en bewegen zich op zo sterk verschillende schaal, dat de verzameling metapopulaties van deze soorten niet aan een concreet ruimtelijk stelsel is toe te wijzen. Een ecologisch netwerk kan ook het leefgebied vormen voor een verdeelde populatie ('patchy population', Harrison, 1991). Individen van een dergelijke populatie gebruiken meerdere habitatplekken, vaak omdat deze habitatplekken te klein zijn om een lokale populatie te herbergen. De metapopulatie dynamiek in een verdeelde populatie is met name het gevolg van bewegingen van individuen en in mindere mate van geboorte en sterfte van individuen.

Ecotoop

Een ecotoop is een herkenbare, min of meer homogene landschappelijke eenheid. Een ecotoop is een ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheid, waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities ter plaatse; het voorvoegsel 'eco' duidt op het integrale karakter ervan (Wolfert 1996). Het begrip ecotoop is afkomstig uit de landschapsecologie (Leser 1976).

Ecotopengroep

Verzameling van ecotopen. Vaak op basis van overeenkomstigheden in vegetaties. Een ecotoopgroep heide kan bestaan uit de ecotopen, natte, vergraste heide, natte, niet vergraste heide en droge heide.

Extinctie

Het uitsterven van een lokale populatie. Onder uitsterven verstaan we dat er gedurende een voortplantingscyclus geen potentiële reproductieve eenheid in een habitatplek aanwezig is.

Fragmentatie

Synoniem voor versnippering.

Habitat (standplaats)

De verzameling van waarden van voor een soort relevante leefvoorwaarden waarbij aan de fysiologisch bepaalde eisen voor voortplanting en overleving van een soort wordt voldaan. Deze eisen kunnen dus zowel betrekking hebben op edafische of klimatologische factoren, als op biotische factoren (vgl. parasiet of schimmel).

Habitat wordt hiermee dus in abstracte zin gedefinieerd. Men kan het zich voorstellen als een veeldimensionale ruimte, met de leefvoorwaarden als assen, en begrensd door de tolerantiegrenzen van de soort op die assen. Op een bepaalde locatie bezet de soort dus een deel van deze habitatuimte. Standplaats wordt in de plantkunde vaak als synoniem voor habitat gebruikt, maar kan ook concreet zijn. Wij kiezen voor het onderscheiden van een abstracte term naast een concrete term: habitat naast habitatplek. Habitat wordt in de ecologische literatuur vaak in de betekenis van habitatplek gebruikt (Odum 1971). Het gebruik van habitat voor een concrete plek wordt door ons ontraden.

Habitatkwaliteit

Mate waarin een (deel)habitatplek voldoet aan de fysiologische voorwaarden van een soort.

In theorie is kwaliteit meetbaar met behulp van een parameter die direct gekoppeld is aan de fysiologisch bepaalde groei van de lokale populatie. Parameters als sterfte en geboorte zijn echter ook afhankelijk van andere dan habitatfactoren, bijvoorbeeld van predatie en weersomstandigheden, zodat het gemeten overlevingssucces niet altijd gelijk is aan het potentiële succes.

Habitatplek

zie leefgebied

Isolatie

Het gecombineerde effect van weerstand en afstand tussen habitatplekken.

Gerekend vanuit een dispersiebron neemt de kans af dat een disperser een andere habitatplek bereikt naarmate de afstand tot de bron toeneemt. Door het uitwaaieren van individuen (bij toenemende afstand moeten ze zich over een steeds groter oppervlak verdelen) en door sterfte ontstaat een verdunning van de dispersiestroom. Het gevolg is een negatief exponentiële functie. Door de weerstand wordt de dispersiestroom verder verminderd, waardoor de dispersiestroom eerder naar nul gaat, of zelfs wordt afgekapd (bij een sterke barrière). Als de weerstand erg hoog is, kan in of vlakbij de bron een ophoping plaatsvinden.

Leefgebied

Ruimtelijk gedefinieerde plek waar habitat van een soort is gerealiseerd. Een ecotoop kan samenvallen met de habitatplek, maar ook kan die binnen het ecotoop afgrensbaar zijn, dan wel samenvallen met een mozaïek van ecotopen.

Hoewel strikt genomen een habitatplek aan een minimale oppervlakte is gebonden, wordt voorgesteld deze en andere ruimtelijke factoren niet binnen de definitie als beperkende voorwaarde op te nemen. Hiervoor pleiten praktische overwegingen: in de praktijk is het moeilijk een minimumoppervlakte aan te geven, mede omdat een plek met zeer goed habitat qua levensvoorwaarden equivalent kan zijn met een grotere plek van lage kwaliteit habitat. Op een habitatkaart staan dus alle vlak- en lijnvormige elementen waar habitat voorkomt, ongeacht de grootte van dat element. Leefgebied wordt ook in algemene zin gebruikt (het leefgebied van een soort), maar in dat geval wordt het areaal, of het verspreidingsgebied in een bepaalde regio, bedoeld. Sommige soorten bewonen in verschillende seizoenen of levensfasen verschillende typen habitatplekken, die ruimtelijk gescheiden zijn. Hiervoor

is de term *deelhabitatplek* te gebruiken, een wat gekunstelde term, die echter wel consistent is met de verwante begrippen. *Deelbiotoop* wordt ontraden (zie *biotoop*).

Levensvatbaar

zie duurzaam

Levensvatbare metapopulatie

Metapopulatie van een zodanige omvang dat de uitsterfkans kleiner is dan 5% in 100 jaar.

Deze worden ook wel met de term MVMP (Minimum Viable MetaPopulation) aangeduid. Hanski et al. (1996) noemen vier kenmerken waarin een MVMP zich van een levensvatbare populatie, een eiland-vasteland situatie of een 'patchy population' onderscheidt. Alle leefgebieden kunnen een reproducerende populatie herbergen. Geen enkele lokale populatie is groot genoeg om potentieel een levensvatbare populatie te kunnen zijn. De lokale populaties zijn niet te geïsoleerd om herkolonisatie mogelijk te maken. De lokale dynamiek is in zekere mate asynchroon. Een MVMP wordt gedefinieerd als het minimum aantal lokale populaties dat nodig is voor overleving van een metapopulatie op de lange termijn. Om dit minimum aantal lokale populaties te kunnen herbergen is een minimum aantal leefgebieden nodig. Dit aantal habitatplekken wordt MASH (Minimum Area of Suitable Habitat) genoemd.

Levensvatbare populatie

Geïsoleerde populatie van een zodanige omvang dat de uitsterfkans erg klein is.

In de Engelstalige landschapsecologische literatuur wordt een duurzame populatie een Minimum Viable Population (MVP) genoemd (Soulé, 1987).

Lokale populatie

Een ruimtelijk af te grenzen populatie waarbinnen 'random mating' plaatsvindt.

Deze definitie is gebaseerd op Andrewartha en Birch (1984). Wanneer een lokale populatie deel uitmaakt van een metapopulatie, dan gebruik men bij voorkeur lokale populaties.

Metapopulatie

Ruimtelijk gestructureerde populatie, verdeeld in lokale populaties die in habitatplekken voorkomen, die met elkaar via dispersie een ecologisch netwerk vormen.

De oorspronkelijke term komt van Levins (1970); 'a population of populations'. De dynamiek van de lokale populatie (ook wel lokale dynamiek, bijvoorbeeld fluctuaties in dichtheden, uitsterven en herkoloniseren) wordt beïnvloed door de afmetingen en de ruimtelijke rangschikking van habitatplekken, en door de weerstand van het landschap. Metapopulaties kunnen ontstaan door versnippering, maar ook in van nature heterogene landschappen voorkomen. Metapopulaties vormen in ons intensief gebruikt landschap meestal een tussenfase tussen een continue populatie en een aantal geïsoleerde populaties.

Metapopulatiedynamiek

Wisselingen in het bezettingspatroon van een metapopulatie.

Het meest sprekende fenomeen is het proces van lokaal uitsterven en herkoloniseren, waardoor de verspreiding over een ecologisch netwerk voort- durend verschuift. Ook in het geval dat geen uitsterven en koloniseren wordt waargenomen, zijn er in ieder geval onafhankelijke fluctuaties in de dichtheden (Wilson, 1980).

Metapopulatie-extinctie

Het uitsterven van een metapopulatie, dat wil zeggen het uitsterven van de laatste lokale populatie.

Regionale extinctie wordt gebruikt om aan te duiden dat een soort in een regio uitsterft, waarbij het niet persé om een metapopulatie hoeft te gaan.

MVP

Leefgebied of populatie van zodanige omvang dat deze een uitsterfkans heeft die kleiner is dan 5% in 100 jaar. Het leefgebied of de populatie is net duurzaam dan wel levensvatbaar.

Netwerkpopulatie

Synoniem voor metapopulatie.

Reproductieve eenheid (RE)

Het minimum aantal dieren dat voor de voortplanting kan zorgen noemen we een reproductieve eenheid; in veel gevallen is dat een mannetje en een vrouwtje (een paar), in een beperkt aantal gevallen is het een kleine sociale groep (RU = Reproductive Unit).

Sleutelpopulatie (sleutelgebied)

Relatief grote populatie die levensvatbaar is onder de conditie dat er één immigrant per generatie is (Verboom *et al.* 2001). Er is netto meestal een dispersiestroom in de richting van de overige delen van het ecologisch netwerk.

Sleutelgebieden mogen niet verward worden met kerngebieden. In het Natuurbeleidsplan (NBP) (Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990) wordt een kerngebied gedefinieerd als zijnde, een gebied met bestaande waarden van internationale of nationale betekenis van voldoende omvang (p.79). Die omvang is: 250 ha indien omgeven door natuurterrein, landgoed of bos, overigens 500 ha, behalve voor naaldbos, waarvoor 1000 ha geldt (p.80). Deze definitie is niet door ecologische inzichten, maar door natuurbehoudsoverwegingen ingegeven; echter, gebieden van een dergelijke omvang zullen voor een aantal soorten wel een sleutelpopulatie omvatten.

Versnippering

Het uiteenvallen van het leefgebied van een plante- of diersoort in kleinere eenheden (snippers of fragmenten) habitat, die worden gescheiden door als habitat ongeschikt terrein of een barrière (Opdam en Hengeveld 1990).

Indien in een reeds versnipperd leefgebied, of in een landschap met verspreid liggende habitatplekken, de isolatie van deze habitatplekken verder toeneemt, of de oppervlakte van de plekken verder afneemt, spreken we ook van versnippering (Wilcox en Murphy 1985). Versnippering is hier dus als een proces gedefinieerd.

Weerstand van het landschap

De mate waarin de dispersie door het landschap (met de daarin aanwezige habitatplekken, barrières, stapstenen en corridors) wordt gerealiseerd, in vergelijking tot de dispersie in continue habitat.

Weerstand is te meten als het verschil tussen de dispersieafstanden in continu en versnipperd landschap. Men kan ook spreken van de weerstand van een afzonderlijk element, eveneens in vergelijking tot continue habitat. Het is mogelijk dat buiten het habitat de dispersie over grotere afstanden plaatsvindt, doordat individuen daar sneller bewegen.

Bijlage 2 Soorten die reeds binnen netwerkstudies zijn geanalyseerd

Bijlage 3 Veel gebruikte soorten uit de database

uit: 'Analyse ruimtelijke samenhang natuurgebieden: scenariostudie ex-ante toets VIJNO' (Hoogeveen 2001)

De keuze van de soorten is cruciaal voor de extrapolatie van de analyse-resultaten. In deze studie is getracht om een representatief beeld van de versnippering te schetsen voor drie hoofdtypen van natuur, die samen het merendeel uitmaken van de Ecologische Hoofdstructuur, t.w.:

- moeras
- heide/duin/stuifzand
- bos

De corresponderende soorten zijn geselecteerd op:

- gevoeligheid voor barrières (zowel vliegende als lopende soorten)
 - schaalafhankelijkheid (groot en klein ruimtebeslag, grote en kleine dispersie-afstand)
- Samen vormen ze de *referentieset*, die model staat voor een breed scala aan soorten, dat binnen de genoemde natuurtypen voor kan komen (tabel B3.1).

Tabel B3.1 Soorten gebruikt voor VIJNO (Hoogeveen 2001).

ecosysteem	gevoeligheid voor barrières	dispersie-afstand (km)		10-25	>25	aantal soorten
		1-2	3-9			
moeras	vliegend	<i>zilveren maan</i>		<i>rietzanger</i>	<i>roerdomp</i>	3
	niet-vliegend		<i>noordse woelmuis</i>		<i>otter</i>	2
heide, duin, stuifzand	vliegend	<i>heideblauwtje</i>	<i>heivlinder</i>	<i>tapuit</i>	<i>boomleeuwerik</i>	5
	niet-vliegend	<i>adder</i> <i>zandhagedis</i>			<i>duinpieper</i>	2
bos	vliegend		<i>kuifmees</i>	<i>boomklever</i> <i>middelste bonte specht</i> <i>groene specht</i>		4
	niet-vliegend	<i>rosse woelmuis</i>		<i>boommarter</i>		2
totaal aantal			5	3	6	4
						18

In tabel B3.2 worden de soorten aangegeven die voor Natuurverkenningen 2 zijn geanalyseerd. De cursief weergegeven soorten zijn niet geanalyseerd vanwege een beperking in de invoerbestanden. In tabel B3.3 worden de soorten weergegeven die worden gebruikt in LARCH-rivier (Pouwels *et al.* 2001). Voor deze soorten zijn parameters opgeslagen in de database.

Tabel B3.2 Soorten gebruikt voor Natuurverkenningen 2. Soorten die cursief zijn weergegeven zijn niet geanalyseerd (Pouwels et al. 2002).

α opp	2.5	0.45	0.2	0.09	0.04
0.005	<i>bosparemoervlinder</i> <i>bruin blauwtje</i> <i>bruin zandoogje</i> <i>bruine vuurvinder</i> <i>duingentiaanblauwtje</i> <i>eikepage</i> <i>geelsprietdikkopje</i> <i>groentje</i> <i>heideblauwtje</i> <i>hooibeestje</i> <i>icarusblauwtje</i> <i>kleine vuurvinder</i> <i>koevinkje</i> <i>oranje zandoogje</i> <i>rosse woelmuis</i> <i>spiegeldikkopje</i> <i>tweekleurig hooibeestje</i> <i>vals heideblauwtje</i> <i>veenbesblauwtje</i> <i>woudparemoervlinder</i> <i>zilvestreephooibeestje</i> <i>zwartsprietdikkopje</i>	<i>kleine paremoervlinder</i>			
0.5	<i>aardbeivlinder</i> <i>argusvlinder</i> <i>bont dikkopje</i> <i>bont zandoogje</i> <i>bruine eikepage</i> <i>groot dikkopje</i> <i>heivlinder</i> <i>kleine heivlinder</i> <i>kleine ijsvogelvlinder</i> <i>kommavlinder</i> <i>oranjetipje</i> <i>veenbesparemoervlinder</i> <i>zandhagedis</i>	<i>boomblauwtje</i> <i>eekhoorn</i> <i>noordse woelmuis</i>	<i>boomklever</i> <i>rietzanger</i>	<i>boomleeuwerik</i> <i>citroentje</i> <i>grasmus</i> <i>grutto</i>	
3	<i>adder</i> <i>duinparemoervlinder</i> <i>grote paremoervlinder</i> <i>keizersmantel</i> <i>zilvervlek</i>	<i>landkaartje</i>	<i>blauwborst</i> <i>geelgors</i> <i>gekraagde roodstaart</i> <i>glanskop</i> <i>groot geaderd witje</i> <i>grote bonte specht</i> <i>kleine bonte specht</i> <i>patrijs</i> <i>snor</i> <i>veldeeuwerik</i>	<i>buizerd</i> <i>goudvink</i> <i>grote karekiet</i> <i>nachtzwaluw</i> <i>ree</i> <i>tureluur</i> <i>vos</i> <i>wielewaal</i> <i>wulp</i> <i>zomertortel</i>	<i>bruine kiekendief</i> <i>dodaars</i> <i>fluit</i> <i>houtsnip</i> <i>sloebend</i> <i>wintertaling</i>
7.5			<i>middelste bonte specht</i> <i>roodborsttapuit</i>	<i>gehakelde aurelia</i> <i>groene specht</i> <i>grote vos</i> <i>roerdomp</i> <i>rouwmantel</i>	<i>baardmannetje</i> <i>zomertaling</i> <i>zwarte specht</i>
30				<i>boommarter</i> <i>das</i> <i>duinpieper</i> <i>havik</i> <i>raaf</i> <i>tapuit</i> <i>wespendief</i>	<i>blauwe kiekendief</i> <i>boomvalk</i> <i>edelhert</i> <i>kwartel</i> <i>wild zwijn</i>
200				<i>korhoen</i>	<i>draaihal</i> <i>otter</i>

Tabel B3.3 Ruimtelijke profielen van soorten in LARCH-rivier (Pouwels et al. 2001). In de kolommen staan de verschillende klassen van netwerkastanden en in de rijen de verschillende klassen van oppervlaktebehoefte voor een sleutelgebied. Soorten die schuin zijn weergegeven, zijn soorten die behoren tot de zogenaamde plekkensoorten. Voor deze soorten zijn sleutelgebieden moeilijk te realiseren. De vuistregel voor oppervlaktebehoefte is ecologisch minder bruikbaar. De getallen achter enkele vissoorten geven de verschillende levensstadia aan van de soort (Klein Breteler en Kranenburg 2000).

opp \ nd	< 3 km	3 - 7 km	7 - 15 km	15 - 35 km	35 - 90 km	> 90 km
< 5 ha	blauwvleugel-sprinkhaan grindwolfspin kleine modderkruiper rivierdonderpad	barbeel 2 bittervoorn			kopvoorn 1	barbeel 1 fint 1
5 - 50 ha	boomkikker kamsalamander ¹⁹ kopvoorn 2 steur 1 zalm 1	noordse woelmuis ondergrondse woelmuis rugstreeppad snoek		barbeel 3 kopvoorn 3	fint 3	fint 2
50 - 250 ha		grauwe gors ²⁰	blauwborst rietzanger	ijsvogel middelste bonte specht roerdomp tureluur		dwergstern fint 4 kwartelkoning oeverloper steur 2
250 ha - 10 km ²	moeras-sprinkhaan steur 3		das		kwak	
10-100 km ²	zalm 2		paapje	zeeduidendpoot	steurgarnaal	paardeaemoon
> 100 km ²						

¹⁹ Wanneer rekening gehouden wordt met de mate waarin ecotopen geschikt zijn voor de kamsalamander zou deze in de klasse 250 ha - 10 km² uitkomen. De ecotopen zijn maximaal 10% geschikt. Bij inrichtingsplannen moeten dan ook oppervlakten tussen 250 ha - 10 km² gerealiseerd worden om de soort aan te treffen in een sleutelgebied.

²⁰ Wanneer rekening gehouden wordt met de mate waarin ecotopen geschikt zijn voor de grauwe gors zou deze in de klasse 250 ha - 10 km² uitkomen. De ecotopen zijn maximaal 10% geschikt. Bij inrichtingsplannen moeten dan ook oppervlakten tussen 250 ha - 10 km² gerealiseerd worden om de soort aan te treffen in een sleutelgebied.

Bijlage 4 Aggregatie

uit: 'Analyse ruimtelijke samenhang natuurgebieden: scenariostudie ex-ante toets VIJNO' (Hoogeveen 2001)

Voor elke soort is berekend wat per gridcel de kans op voorkomen is (paragraaf 5.2.2). Dit levert soortspecifieke kaarten die tonen waar de geschikte habitats liggen en hoe groot de kans op voorkomen daar is. Buiten de geschikte habitats is de kans op voorkomen in deze analyse per definitie 0. De waarden zijn grofweg als volgt te interpreteren:

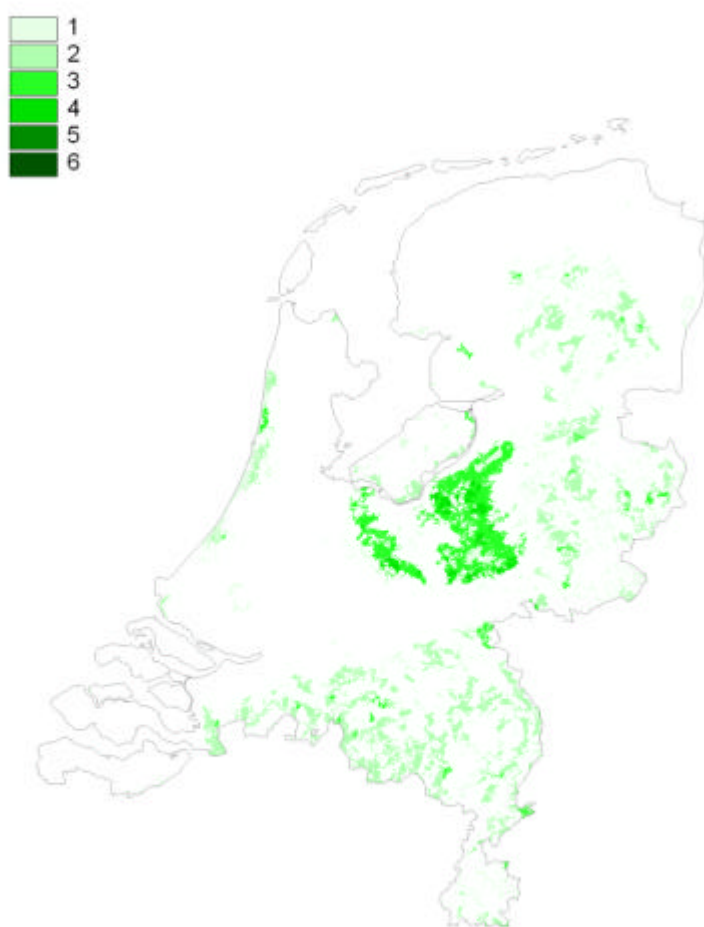
- KoV >0,95 – Ruimtelijke configuratie is ter plaatse optimaal. De populatie is duurzaam en de potentiële draagkracht wordt bereikt.
- KoV 0,50-0,95 – Ruimtelijke configuratie ter plaatse is redelijk. Duurzaamheid en dichtheid zijn sub-optimaal.
- KoV <0,50 – Ruimtelijke configuratie ter plaatse is slecht. De soort loopt een reëel uitsterfgevaar en blijft ver onder de potentiële draagkracht

Door de gemiddelde kans op voorkomen van alle gridcellen te berekenen ontstaat een eenvoudige soortspecifieke index, die in principe kan variëren van 0 (soort komt nergens voor) tot 1 (soort komt in geheel Nederland voor en bereikt overal de maximale dichtheid). Deze soortspecifieke index is op zijn beurt weer te middelen over een groep van soorten. Door steeds dezelfde referentieset te gebruiken kunnen verschillende scenario's met elkaar worden vergeleken. Ook kunnen deelverzamelingen van soorten worden gebruikt om de analyse te verbijzonderen voor bepaalde natuurtypen. In deze analyse is dat zoals gezegd gedaan voor de drie typen bos, heide/stuifzand/duin en moeras. Tenslotte is het ook mogelijk om een geografisch gedifferentieerde analyse te plegen. Zo kunnen de veranderingen binnen en buiten de EHS afzonderlijk weergegeven worden en kan in principe het uitstralingseffect van robuuste kerngebieden op de omgeving ('wit gebied') worden geanalyseerd.

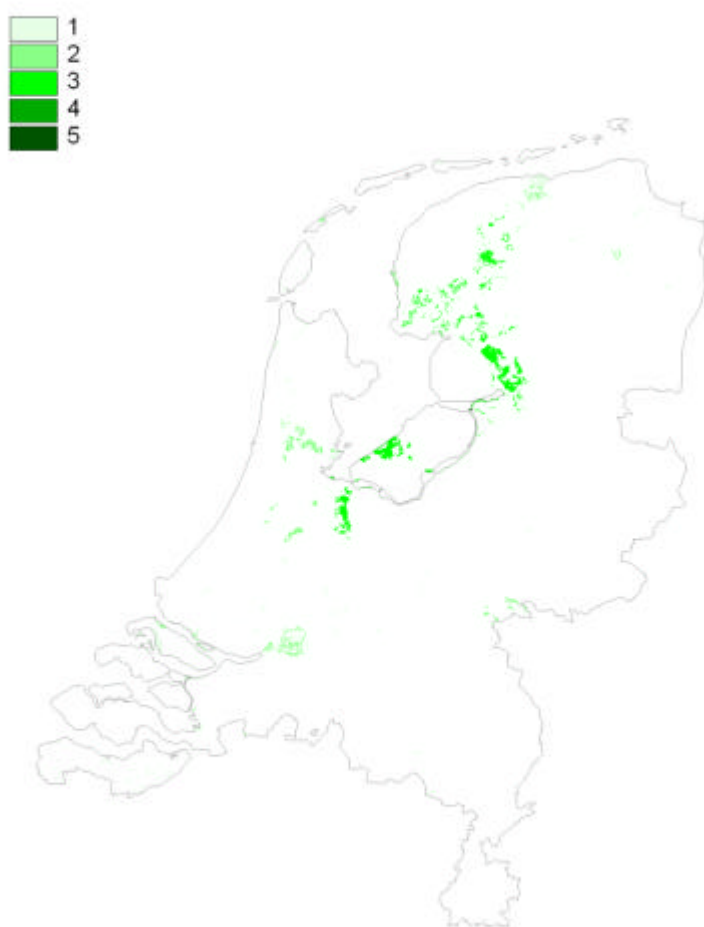
In Hoogeveen (2001) is volstaan met landsdekkende analyses. De soortspecifieke kaarten zijn gecombineerd tot kaarten voor de drie natuurtypen bos., heide/stuifzand/duin en moeras (figuren B4.1-B4.3). Daarin is steeds aangegeven hoeveel soorten uit de referentieset ter plaatse een optimale dichtheid (KoV>0,95) zullen bereiken.

De soorten die geanalyseerd zijn met LARCH-SCAN zijn:

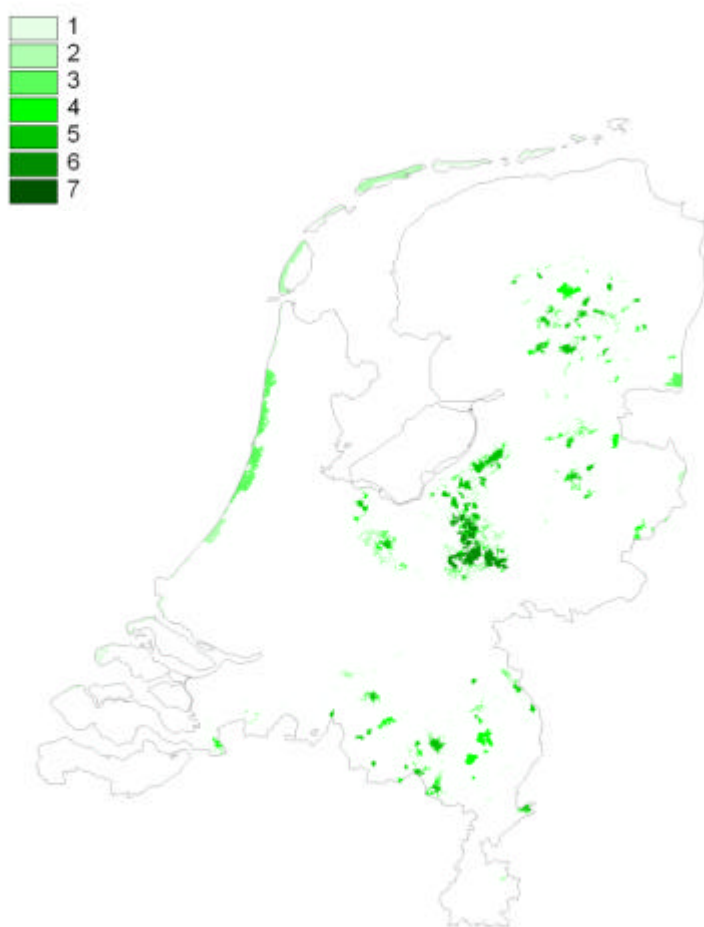
- bossen: rosse woelmuis, kuifmees, boomklever, middelste bonte specht, groene specht en boommarter
- moerassen: noordse woelmuis, rietzanger, roerdomp, otter en zilveren maan
- heide en duin: heideblauwtje, adder, zandhagedis, heivlinder, tapuit, duinpieper en boomleeuwerik



Figuur B4.1 Geaggregeerde LARCH-SCAN resultaten van zes bossoorten. Per gridcel staat hoeveel bossoorten de ruimtelijke samenhang optimaal is.



Figuur B4.2 Geaggregeerde LARCH-SCAN resultaten van vijf moerassoorten. Per gridcel is aangegeven voor hoeveel moerassoorten de ruimtelijke samenhang optimaal is.



Figuur B4.3 Geaggregeerde LARCH-SCAN resultaten van zeven heide- en duinsoorten. Per gridcel is aangegeven voor hoeveel heide en duinsoorten de ruimtelijke samenhang optimaal is.

Bijlage 5 Belangrijkste resultaten uit gevoeligheidsanalyse

uit: 'LARCH-Rivier: Gevoeligheidsanalyse op basis van de studie DELTA-ECONET' (Houweling *et al.* 1999)

Uit de gevoeligheidsanalyse die is uitgevoerd met LARCH voor het benedenrivierengebied blijkt dat draagkracht één van de gevoeligste parameters is in het model (tabel B5.1). In deze analyse is interactie tussen de verschillende parameters meegenomen.

Tabel B5.1 Gevoeligheid van de parameters in LARCH op de totale duurzaamheid van de netwerken voor vier soorten in het Benedenrivierengebied, waarbij interactie tussen de verschillende parameters is meegenomen. Gevoeligheid wordt weergegeven als percentage van de variantie van de modelrespons dat wordt verklaard door een regressiemodel van de afzonderlijke parameters (gemiddelde = gemiddelde van de totale duurzaamheid van de netwerken, cv% = de variatiecoëfficiënt in procenten).

	totale duurzaamheid van de netwerken			
	bever	dwergstern	noordse woelmuis	rietzanger
gemiddelde	2	1.9	51	.58
cv%	92 %	87 %	66 %	141 %
lokale fusieafstand	0 %	0 %	0 %	0 %
netwerkafstand	0 %	0 %	0 %	0 %
draagkrachtfactor	58 %	43 %	43 %	18 %
norm sleutelpopulatie	2 %	28 %	25 %	30 %
norm netwerk + SP	0 %	0 %	0 %	0 %
norm netwerk – SP	0 %	0 %	0 %	2 %
norm (netwerk+) MVP	4 %	9 %	11 %	0 %

Bijlage 6 Geschiktheid ecotopen voor roerdomp en boommarter

De invoer van Natuurverkenningen 2 bestond uit een clustering van Begroeiings-typen (Reijnen *et al.* 2001, Pouwels *et al.* 2002). In tabel B6.1 is aangegeven in hoeverre de verschillende eenheden van dit bestand geschikt zijn voor de roerdomp en de boommarter.

Tabel B6.1 Koppeling roerdomp en boommarter aan verschillende eenheden van de invoer (zie Pouwels et al. 2002 voor ecotopen). Mxx, Dxx en Bxx is verschillende eenheden van respectievelijk moeras, duin en bos.

	roerdomp	boommarter
optimaal	M1 M16 M17 M18	B8 B11 B12 B13 B14 B15 B16 B27
sub-optimaal	D5	B3 B6 B7 B10 B18 B19 B28 B29 B32 B34
marginaal	M2 M19 M20 M21	B1 B2 B4 B5 B9 B17 B20 B22 B30 B31 B33 B35

Bijlage 7 Dispersie

uit: 'Duurzaamheid van lokale populaties; Onderbouwing en uitbreidingsmogelijkheden van het kennissysteem LARCH' (Schotman in prep.)

Natale dispersie is de beweging van de plek van geboorte naar de plek van reproductie²¹. Broeddispersie is de beweging van reproductieplek naar de volgende reproductieplek. Dispersie is in principe ongericht want ze vindt doorgaans plaats zonder voorkennis van de omgeving, maar kan wel worden gestuurd door het landschap. Sommige soorten gaan alleen op dispersie in hun eerste levensjaar over relatief korte 'dispersieafstand' en daarna nooit meer. Zulke soorten worden plaatstrouw genoemd. Plaatstrouwe soorten zijn kwetsbaarder voor versnippering dan mobiele soorten doordat de uitwisseling tussen deelpopulaties snel te gering is om duurzame netwerk populatie in stand te houden. In een netwerkpopulatie is het de dispersie die voor de 'verbinding' tussen de ruimtelijk gescheiden populaties zorgt.

Wanneer individuen van een soort worden gemerkt, bij vogels vindt dat meestal met ringen plaats, dan kunnen op basis van de gemeten dispersieafstanden 'dispersie curven' worden beschreven. De rechtstreekse afstand tussen geboorteplek en de reproductieplek (of twee reproductieplekken), wordt daarbij meestal als de afgelegde afstand beschouwd. De werkelijk verplaatsing kan groter zijn. Die curve is voor de meeste soorten het best te beschrijven als een negatief exponentieel verband met de afstand, waarbij de (negatieve) coëfficiënt 'alfa' wordt genoemd (Siefke 1984, Hanski 1994, Sutherland *et al.* 2000).

²¹ Of vestigingplek als de soort (nog) niet slaagt in de reproductie (Greenwood en Harvey 1982).

Bijlage 8 Netwerkafstand en α

De netwerkafstand in de duurzaamheidsanalyse en de α in de SCAN-analyse zijn in elkaar om te zetten. Beide zijn gebaseerd op dispersiecurves. De dispersiecurves worden benaderd met een negatief exponentiele functie, waarin α de soortspecifieke parameter is (formule B8.1).

$$p_{ij} = e^{-\alpha \cdot d_{ij}} \quad \text{formule B8.1}$$

p_{ij} kans dat een individu op dispersie vanuit plek i in plek j wordt teruggevonden
 α maat voor dispersiecapaciteit(km⁻¹), per soort verschillend (> 0)
 d_{ij} afstand tussen plek i en j (km)

Voor de netwerkafstand wordt de afstand gebruikt waarbinnen 90% van de dieren teruggevonden worden. Hierbij wordt α gebruikt. Beide zijn in elkaar om te zetten met formule B8.2.

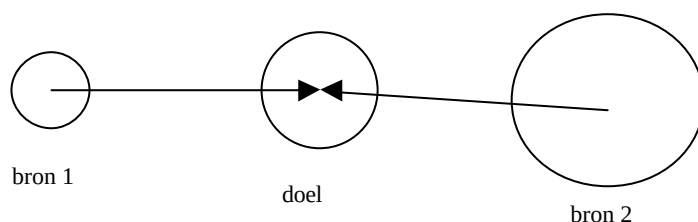
$$0.1 = e^{-\alpha \cdot d_{\text{netwerk}}} \quad \text{formule B8.2}$$
$$d_{\text{netwerk}} = \frac{\ln(0.1)}{-\alpha}$$

α maat voor dispersiecapaciteit gebruikt in SCAN-analyse
 d_{netwerk} netwerkafstand gebruikt in duurzaamheidsanalyse

Bijlage 9 LARCH-SCAN op basis van raster

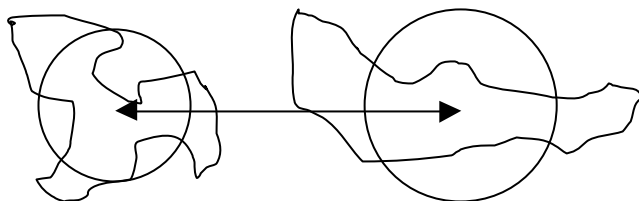
uit: 'bereikbaarheidsindex op basis van grids vs. polygonen' interne notitie Alterra (J. Verboom 1999)

Hanski (1994) definieerde de bereikbaarheidsindex op basis van x-, y-coördinaat en oppervlakte. Dit is hetzelfde als een bereikbaarheidsindex op basis van polygonen en zwaartepunten (figuur B9.1). Deze benadering gaat goed bij plekken met een kleine doorsnede in vergelijking tot de onderlinge afstand tussen de plekken. De benadering loopt echter spaak bij plekken die erg afwijking van een ronde vorm en bij plekken die een doorsnede hebben in dezelfde orde van grootte als de afstand tussen de plekken.



Figuur B9.1 Bepaling bereikbaarheidsindex volgens Hanski (1994).

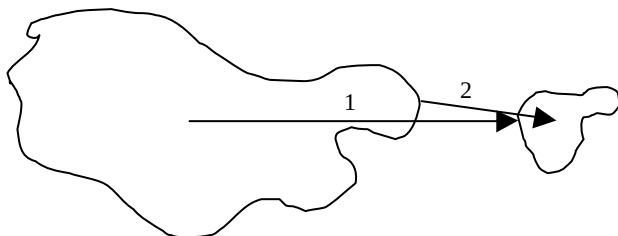
Het gaat er uiteindelijk om een schatting te kunnen maken van de dispersiestroom tussen plekken. De werkelijk af te leggen dispersieafstand wordt slecht benaderd als middelpunt-middelpunt sterk afwijkt van rand-rand afstand. Dus bij grote plekken die niet rond zijn en landschappen met plekken die groot zijn t.o.v. de afstand tussen de plekken. Een tweede probleem is dat de sterkte van de dispersiestroom (aantal individuen) in die gevallen niet evenredig verondersteld kan worden met de oppervlakte. Sommige dieren (en zaden) hoeven een korte afstand af te leggen om van het ene gebied het andere gebied te bereiken, terwijl andere dieren eerst het eigen gebied moeten doorkruisen alvorens ze over kunnen steken naar het volgende gebied.



Figuur B9.2 Voorbeeld van plekken, waarbij de methode van Hanski geen goede benadering is voor de daadwerkelijke dispersiestroom.

Een mogelijke oplossing is om middelpunt-rand of rand-rand afstanden te gebruiken. Bij rand-rand wordt de te leggen afstand door een gemiddeld individu echter onderschat en de dispersie dus overschat. Bij grote polygonen in vergelijking met de dispersiecapaciteit levert middelpunt-rand ook problemen op. Het type probleem hangt af van welke polygoon het middelpunt levert en welke polygoon de rand. In

het ene geval zal een soort met een geringe dispersieafstand 'een groot gebied niet uitkomen' en in het andere geval zullen alle dieren vanuit de rand vertrekken en zodoende een overschatting geven van de dispersie (zie respectievelijk pijl 1 en pijl 2 in figuur B9.3).

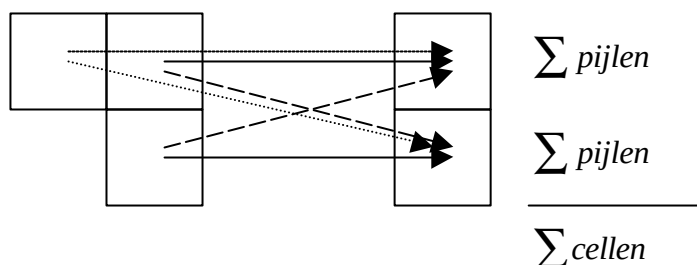


Figuur B9.3 Voorbeeld van grote plekken, waarbij rand-middelpunt afstanden geen goede benadering levert voor de daadwerkelijke dispersiestroom.

Een extra keuze is of naast de oppervlakte van de 'bron' plek ook de oppervlakte van de 'doel' plek meegenomen moet worden als wegingsfactor. Er zijn sterke aanwijzingen dat de dispersiestroom ook samenhangt met de omvang van de 'doel' plek. Dit pleit voor een maat met beide oppervlaktes erin. Echter, voor scenariostudies kan deze maat vertroebelend werken. De isolatie van een plek kan men langzaam opheffen door de plek zelf te vergroten.

Samenvattend kan gesteld worden dat de methode met polygonen bij middelpunt-middelpunt een onderschatting geeft van de dispersie, bij rand-rand een overschatting en bij middelpunt-rand de een onderschatting dan wel overschatting afhankelijk van de situatie (figuur B9.3). Bij een landschap waar de plekken klein zijn in verhouding met de onderlinge afstand en de dispersieafstand is de methode goed bruikbaar. Zeker wanneer de polygonen een ronde vorm hebben. In Nederland zal dit voor veel soorten niet het geval zijn.

Een oplossing lijkt het opdelen van plekken tot grids. Tussen al de grids van de verschillende leefgebieden wordt dan een bereikbaarheidsindex gegenereerd volgens Hanski (figuur B9.4). Hierbij kan dan de middelpunt-middelpunt afstand gebruikt worden. Hierdoor wordt de benadering voor de dispersiestroom meer realistischer. In een tabel of matrix kan dan de index voor de dispersiestroom weergegeven worden.

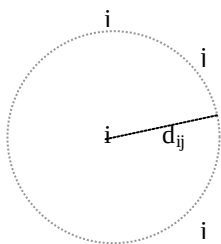


Figuur B9.4 Bepalen van bereikbaarheidsindex op basis van grids. De twee clusters van grids representeren verschillende leefgebieden van een soort. Eerst wordt voor alle gridcellen bepaald wat de bijdrage is vanuit andere leefgebieden door alle bijdragen (pijlen) te sommeren. Vervolgens worden de cellen van een leefgebied gesommeerd om de totale bereikbaarheid van het leefgebied te bepalen.

Als men gebruik maakt van een gridbestand kan er ook een bereikbaarheidsindex gegeven worden voor het tussenliggende landschap. Doordat het tussenliggende landschap niet tot een leefgebied behoort, zullen alle gridcellen die geschikt zijn als leefgebied een bijdrage leveren aan de bereikbaarheidsindex. Het tussenliggende landschap zal hierdoor een hogere waarde krijgen dan de leefgebieden zelf. Binnen LARCH-SCAN wordt de ruimtelijke samenhang bepaald, waarbij ook de gridcellen van eenzelfde leefgebied bijdragen aan de ruimtelijke samenhang. Vervolgens wordt voor het gehele leefgebied bepaald wat de maximale of gesommeerde waarde is van de ruimtelijke samenhang. Het resultaat is specifiek bruikbaar voor een indicatie van de ruimtelijke samenhang en niet als benadering voor de dispersiestroom. Het is met LARCH-SCAN ook mogelijk om een matrix te genereren met indices voor de bereikbaarheid tussen leefgebieden. Dit wordt gedaan volgens figuur B9.4. Voor LARCH-SCAN is dit resultaat momenteel echter een zijspoor en wordt daarom ook niet verder uitgewerkt.

Bijlage 10 Wiskundige benadering van ruimtelijke samenhang

Stel dat een leefgebied wordt weergegeven door een cirkel (figuur B10.1). De habitatkaart wordt opgedeeld in punten; een zeer fijn raster. Verder geldt dat alle punten optimaal geschikt habitat zijn. Nu kan per afstand precies bepaald worden wat de gezamenlijke bijdrage van alle habitatpunten aan punt i is. Hoe groter de afstand tot punt i hoe kleiner de bijdrage per punt. Hoe groter de afstand tot punt i hoe meer punten er liggen (omtrek van de cirkel wordt groter) (figuur B10.2).



Figuur B10.1 Cirkelvormig leefgebied.

De bijdrage van alle punten ($\Sigma(j)$) op afstand d_{ij} is de omtrek van de cirkel op afstand d_{ij} maal maat van ruimtelijke samenhang op afstand d_{ij} :

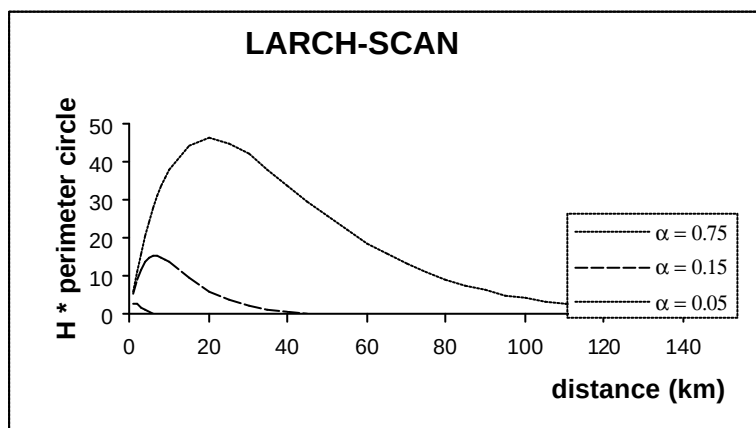
$$H_{\Sigma(j)} = 2 \cdot p \cdot d_{ij} \cdot e^{-\alpha \cdot d_{ij}}$$

formule B10.1

H_{ij} waarde voor de ruimtelijke samenhang tussen punt i en j

α maat voor dispersiecapaciteit (km^{-1}), per diersoort verschillend (> 0)

d_{ij} afstand (km)



Figuur B10.2 Gesommeerde waarde van ruimtelijke samenhang van alle punten op afstand d_{ij} aan plek i . Het optimum ligt op $d_{ij} = 1/\alpha$.

Het optimum van formule B10.1 kan bepaald worden door de afgeleide te bepalen en deze gelijk te stellen aan 0:

$$2 \cdot p \cdot e^{-a \cdot d_{ij}} + (-a \cdot 2 \cdot p \cdot d_{ij} \cdot e^{-a \cdot d_{ij}}) = 0$$

$$2 \cdot p \cdot e^{-a \cdot d_{ij}} \cdot (1 - a \cdot d_{ij}) = 0$$

$$d_{ij} = \frac{1}{a}$$

De gesommeerde mate van ruimtelijke samenhang is maximaal als de gehele omgeving van plek i uit habitat bestaat. De waarde wordt bepaald door de integraal van formule B10.1:

$$\max \Sigma H_{ij} = \int_0^{\infty} 2 \cdot p \cdot d_{ij} \cdot e^{-a \cdot d_{ij}} \cdot dd_{ij}$$

$$\max \Sigma H_{ij} = -\frac{1}{a} \cdot 2 \cdot p \cdot d_{ij} \cdot e^{-a \cdot d_{ij}} - \frac{1}{a^2} \cdot 2 \cdot p \cdot e^{-a \cdot d_{ij}} \Big|_0^{\infty} \quad \text{formule B10.2}$$

$$\max \Sigma H_{ij} = -0 - 0 + 0 + \frac{1}{a^2} \cdot 2 \cdot p \cdot e^{-a \cdot 0}$$

$$\max \Sigma H_{ij} = \frac{1}{a^2} \cdot 2 \cdot p$$

$\max \Sigma H_{ij}$ maximale waarde voor ruimtelijke samenhang van plek i

Indien een bepaald percentage van de omgeving geschikt habitat bevat en dit is random verdeeld, zal $\max \Sigma H_{ij}$ gelijk zijn aan $1/\alpha^2 \cdot 2\pi$ maal dit percentage.

Voor LARCH-SCAN geldt dat het aantal RE ook meegenomen wordt in de bepaling van de ruimtelijk samenhang van een plek. Daarom zal $\max RS_i$ gelijk zijn aan $1/\alpha^2 \cdot 2\pi \cdot RE_{\max}$. De gehele omgeving moet dan bestaan uit optimaal habitat. $\alpha^2 \cdot 2\pi$ wordt ook gebruikt als een proportionele factor (Herben *et al.* 1991). Deze factor zorgt ervoor dat het oppervlakte onder de dispersiecurve geschaald is naar 1 (Dorp *et al.* 1997).

Wanneer niet de hele omgeving zal bestaan uit geschikt leefgebied, maar het leefgebied zou lijken op figuur B10.1, dan is het mogelijk om met formule B10.2 de ruimtelijke samenhang in het centrum van dit gebied te berekenen. De integraal moet dan niet tot oneindig lopen maar tot de afstand die gelijk is aan de straal van het leefgebied.

Bijlage 11 Schematische weergave evaluatie van LARCH-SCAN

Voor een vijftal profielen is een analyse van LARCH-SCAN uitgevoerd en geëvalueerd. De gebruikte data voor de profielen is weergegeven in tabel B11.1. De gebruikte habitatkaarten zijn voor elke soort gelijk. Ze bestaan uit 7 blokken van 100 bij 100 cellen optimaal leefgebied. De celgrootte is 10 x 10 meter. Elk blok is 100 ha groot. De opdeling van de verschillende klassen in ruimtelijke samenhang is weergegeven in tabel B11.2.

Tabel B11.1 Gebruikte parameters van de profielen

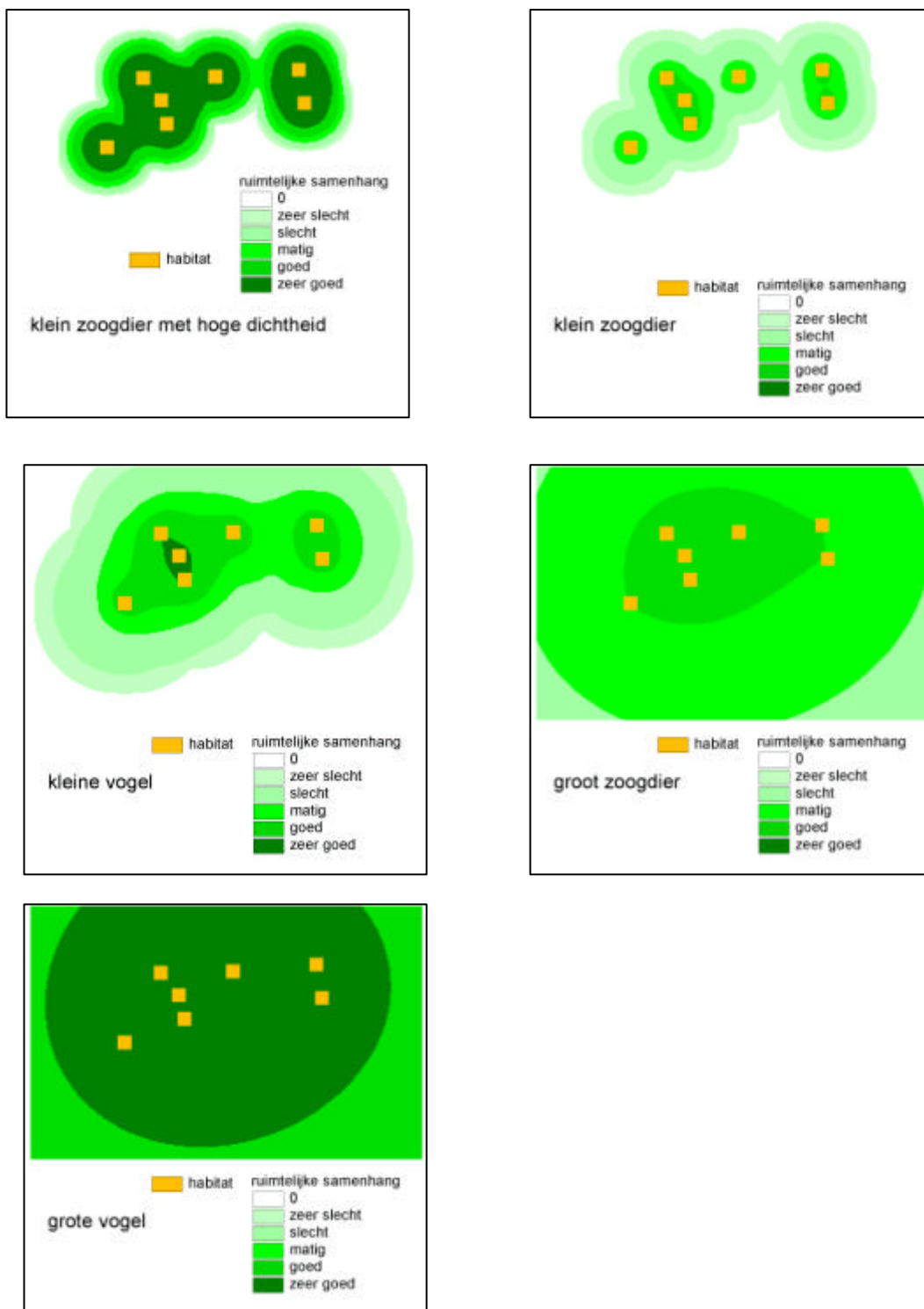
	dichtheid in optimaal leefgebied (RE / 100 ha)	norm sleutelgebied (RE)	alpha (km ⁻¹)	norm
klein zoogdier 1	1000	100	1	84.33
klein zoogdier 2	100	100	1	59.46
groot zoogdier	10	40	0.1	35.89
kleine vogel	100	100	0.5	76.58
grote vogel	10	20	0.05	19.24

Tabel B11.2 Mate van ruimtelijke samenhang (in vergelijking met tabel 5.5).

waarde t.o.v. norm	ruimtelijke samenhang
0.01 – 0.1	zeer slecht
0.1 – 0.5	slecht
0.5 – 1	matig
1 – 2	goed
> 2	zeer goed

De verschillende soorten kennen elk een eigen ruimtelijk patroon (figuur B11.1a-e). Doordat elk leefgebied 100 ha groot is zal voor de kleine soorten de ruimtelijke samenhang in elk leefgebied minimaal goed zijn. De dichtheden zorgen er namelijk voor dat in elk blok de norm voor een sleutelgebied gehaald wordt. Het is duidelijk zichtbaar dat bij een hogere dichtheid de uitstraling vanuit de leefgebieden direct sterk toeneemt (vergelijking tussen klein zoogdier 1 en klein zoogdier 2). Ook een grotere dispersiecapaciteit draagt bij aan een betere ruimtelijke samenhang (vergelijking tussen klein zoogdier 2 en kleine vogel).

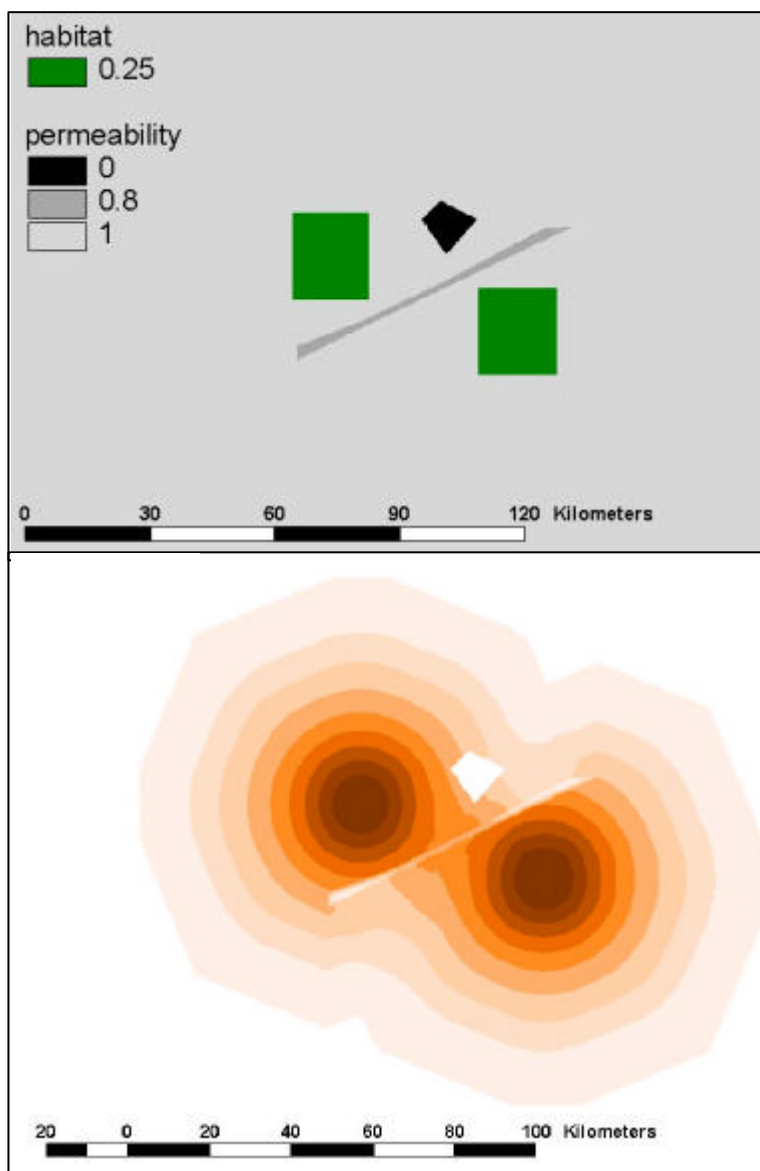
Bij de grote vogel is geen enkel leefgebied groot genoeg om aan de norm van een sleutelgebied te voldoen (de helft). De dispersiecapaciteit is echter zo groot dat de leefgebieden samen zorgen voor een ruimtelijke samenhang die in elk leefgebied zeer goed is. Bij het grote zoogdier is naar alle waarschijnlijkheid de dichtheid in de verschillende leefgebieden meer beperkend dan de dispersiecapaciteit. De uitstraling loopt namelijk over al de leefgebieden heen. De leefgebieden hebben echter de kwart van een grootte van een sleutelgebied. Dit is te klein om gezamenlijk te resulteren in een zeer goede ruimtelijke samenhang.



Figuur B11.1 Evaluatie van ruimtelijke samenhang voor 5 profielen.

Bijlage 12 Schematische test 'zachte' barrières in SCAN-analyses

Bij de SCAN-analyse met 'zachte' barrières worden twee invoerbestanden gebruikt; bestand met leefgebieden en bestand met doorlaatbaarheid. In figuur B12.1a zijn deze samen weergegeven. Het resultaat van de SCAN-analyse is weergegeven in figuur B12.1b. Aan de uiteinde van de lijnvormige barrière is het voordeliger om om de barrière heen te gaan, terwijl het in het midden van deze barrière voordeliger is om de barrière te overbruggen. Dit is zichtbaar omdat aan de uiteinde een krullend patroon zichtbaar is en omdat dit patroon niet tot het midden doorloopt.



Figuur B12.1a-b Voorbeeld van SCAN-analyse op fictief landschap. Leefgebied (habitat) is in groen weergegeven. De soort is in staat 50 km te overbruggen op dispersie. Hoe donkerder de oranje kleur in figuur b hoe beter de ruimtelijke samenhang.

