

32 1448 568/  
2<sup>e</sup> ed.

# **Koppeling van natuurmodellen voor nationale natuur- en milieuverkenningen**

**Een verkenning van mogelijkheden**

**J.M.J. Farjon  
J. Verboom  
A.M.C.F. Buit  
R.P.B. Foppen  
R. Jochem  
W.C. Knol  
P. Kuivenhoven**

**BIBLIOTHEEK 'DE BUAANT'**  
Droevendaalsesteeg 3a  
6708 PB Wageningen

**SC-DLO rapport 568 / IBN-DLO rapport 319**

**DLO-Staring Centrum, Wageningen  
DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, 1997**

959470



0000 0815 0597

## REFERAAT

Farjon, J.M.J., J. Verboom, A.M.C.F. Buit, R.P.B. Foppen, R. Jochem, W.C. Knol & P. Kuivenhoven, 1997. *Koppeling van natuurmodellen voor nationale natuur- en milieuverkenningen; een verkenning van mogelijkheden*. Wageningen, DLO-Staring Centrum Rapport 568 / DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek Rapport 319. 70 blz.; 12 fig.; 6 tab.; 26 ref.

In het kader van nationale milieu- en natuurverkenningen bestaat er behoefte om ecosysteemmodellen te koppelen om de gecombineerde effecten van veranderingen in ruimtelijke ordening, natuurbeheer en milieubelasting te kunnen vaststellen op een breed scala aan doelsoorten van het natuurbeleid. Een modelketenconcept is uitgewerkt voor de modellen SMART/MOVE, LEDESS en METAPHOR/LARCH. De koppeling van LEDESS en METAPHOR is uitgewerkt in een prototype en onderworpen aan een gevoeligheidsanalyse. Een koppeling met SMART was nog niet mogelijk omdat een overzicht van kennis van milieueffecten op dieren ontbreekt. De aard van de beschikbare gebiedsgegevens bleek in hoge mate bepalend voor de resultaten: relatieve uitspraken over oppervlakte geschikt habitat en draagtekracht van een beperkt aantal diersoorten.

Trefwoorden: ecosysteem, milieubeleid, natuurbeleid, ruimtelijke ordening, scenariostudie, verkenning

ISSN 0927-4499

©1997 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)  
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.  
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

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

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Project 7436

Rap568.HM/12.97

# Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
2 Modelketenconcept	17
2.1 Inleiding	17
2.2 Begrippen	19
2.3 Bepaling van kenmerken van standplaats en vegetatiestructuur	20
2.4 Bepaling van het potentieel aan voorkomen van soorten	21
2.5 Bepaling van duurzaamheid van populaties	22
2.6 Keuze prototype modelketen	25
2.7 Conclusies	25
3 Modelinvoer en modelsoorten	27
3.1 Inleiding	27
3.2 Standplaats	27
3.3 Vegetatiestructuur	28
3.4 Modelsoorten	29
3.5 Conclusies	30
4 Ervaringen met het prototype	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Werkwijze	34
4.2.1 Keuze voor analyses	34
4.2.2 Uitgangssituatie	35
4.2.3 Scenario's	35
4.2.4 Bepaling van de habitatplekken	39
4.2.5 Bepaling van de draagkracht en verzadiging	39
4.3 Resultaten	39
4.3.1 Inleiding	39
4.3.2 Grasland	42
4.3.3 Heide	43
4.3.4 Bos	46
4.3.5 Moeras	49
4.4 Conclusies	52
5 Conclusies en aanbevelingen	55
Literatuur	57

## **Aanhangsels**

- 1 LEDESS-Nederland-fysiotootypologie
- 2 Vegetatiestructuurtypologie
- 3 Begrippenlijst

61

65

69

## Woord vooraf

In het kader van zijn coördinerende rol voor het Natuurplanbureau heeft het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) in 1995 opdracht gegeven aan DLO-Staring Centrum (SC-DLO) en DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) om een koppeling van enkele natuurmodellen te verkennen. Deze modelketen zou bruikbaar moeten zijn voor de milieu- en natuurverkenningen. Er is namelijk behoefte aan een geïntegreerd landsdekkende modelketen om de gecombineerde natuureffecten van milieuscenario's te voorspellen. Bovendien is het gewenst om effecten van verschillende ruimtelijke rangschikkingen en beheersstrategieën van natuurgebieden te kunnen verkennen middels een scenarioaanpak. Dankzij het voorliggend onderzoek is nu ervaring opgedaan met de koppeling van enkele van deze modellen (met name LEDESS en METAPHOR). Tot een echt fysiek gekoppeld prototype is het weliswaar niet gekomen. De medewerkers van de drie instituten hebben echter meer inzicht en begrip gekregen voor elkaars modellen. De samenwerking is daardoor gegroeid. Van de ervaring is reeds geprofiteerd bij de Milieu- en Natuurverkenningen 1997. De problematiek van de modelkeuze en koppeling bleek namelijk weerbarstiger dan gedacht, deels door technische problemen met informatica.

Sinds de uitvoering van het onderzoek hebben zich twee ontwikkelingen voorgedaan. Allereerst de ontwikkeling van LARCH. In het kader van Natuurverkenning 97 is een LARCH-habitatmodule voor ongeveer 20 vogelsoorten ontwikkeld die zijn input ontleend aan de LEDESS-vegetatiemodule. Op het ogenblik wordt gewerkt aan een nieuw vegetatiestructuurbestand op 250 m \* 250 m grids dat de basis zal vormen voor een LARCH habitatmodule voor ongeveer 100 vogelsoorten. Volgens planning zullen deze werkzaamheden begin 1998 worden afgerond. In de tweede plaats zijn nieuwe inzichten ontwikkeld voor de koppeling tussen SMART/MOVE en LARCH. Dit rapport gaat op deze nieuwe ontwikkelingen slechts zijdelings in, maar draagt echter bij aan de discussie over een meer definitieve structuur voor de modelketen, en daarmee tevens aan een verdergaande samenwerking tussen onderzoeksgroepen van IBN-DLO, SC-DLO, RIVM en waarschijnlijk nog andere instellingen. Dit zal leiden tot een effectievere inzet van onderzoeksmiddelen en een effectievere ondersteuning van het beleid op het gebied van milieu, natuur en ruimte.

Het onderzoek is begeleid door een commissie bestaande uit de volgende leden:

- W.B. Harms (SC-DLO),
- P. Opdam (IBN-DLO vanaf 1-1-1996),
- R. Reijnen (IBN-DLO tot 1-1-1996)
- J .B. Latour (voorzitter, RIVM tot 1-9-1996),
- M.J. van der Peijl (RIVM van 1-12-1997 tot 1-5-1997),
- M. de Heer (RIVM vanaf 1-5-1997),
- R. Reiling (RIVM) en
- J. Wiertz (voorzitter, RIVM vanaf 1-9-1996).

Jaap Wiertz

Bilthoven, november 1997

## Samenvatting

DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) en DLO-Staring Centrum (SC-DLO) ontwikkelen verschillende modellen om ecosysteemeffecten van milieu- en natuurontwikkelingsscenario's landsdekkend te beschrijven, zoals SMART, MOVE, LEDESS, METAPHOR en LARCH. Deze modellen beschrijven steeds delen van de effectketen. Koppeling van deze modellen is van belang om de gecombineerde effecten van veranderingen in ruimtelijke ordening, natuurbeheer en milieubelasting te kunnen vaststellen op een breed scala aan doelsoorten van het natuurbeleid. In opdracht van het RIVM hebben DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek en DLO-Staring Centrum:

- de mogelijkheden verkend om bovengenoemde modellen te koppelen en,
- voorzover mogelijk een prototype te vervaardigen van een modelketen waarmee gecombineerde effecten van veranderingen in de ruimtelijke ordening, het beheer en de milieubelasting op ecosystemen kunnen worden voorspeld t.b.v. nationale milieu- en natuurverkenningen.

Hoofdstuk 2 beschrijft het onderzochte modelkoppelingconcept: Op welke wijze zijn modellen te koppelen. De modelketen valt uiteen in drie modules, namelijk:

- *Ecotoop-module*. Deze bestaat uit SMART, de LEDESS-standplaatsmodule en de LEDESS-vegetatiemodule. Ze bepalen de standplaats- en vegetatiestructuurkenmerken van een homogene ruimtelijke eenheid. LEDESS en SMART dienen iteratief gekoppeld te worden om effecten van verzuring en vermesting op de vegetatiestructuur (verruiging) mee te kunnen modelleren.
- *Potentie-module*. Deze omvat de LEDESS- en LARCH-habitatmodules en MOVE. Ze bepalen de kans op voorkomen van respectievelijk dier- en plantensoorten.
- *Duurzaamheid-module*. Deze bepaalt de duurzaamheid van dier- en plantenpopulaties in afhankelijkheid van potenties en ruimtelijke rangschikking. Voor dieren is de LEDESS-habitatmodule gekoppeld aan METAPHOR/LARCH. Ze bepalen voor een ruimtelijk patroon van habitatplekken de duurzaamheid van dierpopulaties in termen van draagkracht, verzadiging en kans op uitsterven. METAPHOR/LARCH fuseert de habitatplekken tot netwerken en bepaalt de duurzaamheid van netwerkpopulaties. Voor planten zijn op dit moment modellen in ontwikkeling bij IBN-DLO.

In hoofdstuk 3 komen de in- en uitvoer van de modelketen aan de orde, namelijk databestanden van de huidige toestand en graadmeters. Welke graadmeters gemodelleerd kunnen worden is in hoge mate afhankelijk van de beschikbare databestanden. Veel van de voor het natuurbeleid interessante organismen zijn gebonden aan kleine standplaatsen of habitatplekken

Op dit moment zijn goede landsdekkende gegevensbestanden voor standplaats en vegetatiestructuur beschikbaar gebaseerd op 1 km\*1 km grids. Deze gridgrootte gecorrespondeerd met een schaal 1 : 200 000. De vegetatiestructuurgegevens zijn beschikbaar als percentage van het vegetatiestructuurtype per grid en als dominant vegetatiestructuur type (inclusief complexen); de standplaatsgegevens als dominant fysiotoop per grid. Deze bestanden zijn gebruikt in het verkenningendeel van Natuurverkenning 1997. De belangrijkste manco's zijn het ontbreken van goede

vegetatiestructuurgegevens over extensieve akkers en graslanden en ruigten met struikopslag. Een andere leemte is het ontbreken van een goede typering van de ecologische kwaliteit van het grondwater. De mogelijkheden van het basisbestand bodembedekking SMART/MOVE (250 m\*250 m) voor habitatkwaliteitsbepaling moeten nader worden onderzocht.

Op middellange termijn is een gegevensbestand mogelijk op basis van 500 m\*500 m (schaal 1 : 100 000). Gegevens over standplaats, bossen, landbouwgewassen en bebouwing met voldoende detail zijn reeds beschikbaar. Gegevens over korte natuurlijke vegetaties, zoals struweel, riet, ruigte, kwelder, heide en half-natuurlijke graslanden, ontbreken. Op het ogenblik loopt een verkennend onderzoek naar het gebruik van remote sensing voor gegevensverzameling aan natuurlijke vegetaties.

Een verdere detaillering tot 250 m\*250 m (schaal 1 : 50 000) is wenselijk. Een probleem is, dat ook een gegevensbestand voor bos met een vergelijkbare klasse-indeling als de huidige LEDESS-typologie en met meer ruimtelijk detail niet makkelijk beschikbaar komt. Ook hiervoor is remote sensing in combinatie met andere gegevens zoals de digitale topografische kaart de meest geëigende weg, maar blijft het de vraag in hoeverre het gewenste thematische onderscheid hieruit is af te leiden.

Voorts moet bedacht worden dat op dit schaalniveau de kwaliteit van standplaatsgegevens een probleem begint te worden. Weliswaar is een landsdekkend gegevensbestand schaal 1 : 50 000 beschikbaar, maar ervaring in regionale studies leert dat de gegevens in natuurgebieden duidelijke beperkingen kennen, om de simpele redenen dat deze inventarisaties zijn uitgevoerd voor landbouwkundige doeleinden en onland niet werd geïnventariseerd. DLO-Staring Centrum formuleert op het ogenblik een onderzoek om tot een standaard voor een primaire standplaatstypologie voor ecologische modellering op schaal 1 : 50 000 te komen.

Als eindvariabele is in deze studie de verspreiding van twee hypothetische soorten gebruikt, afgeleid van de roerdomp en de rietzanger: een grote, langlevende vogelsoort met lage lokale dichtheden en grote dispersie-afstand, en een kleine, kortlevende vogelsoort met hoge lokale dichtheden en korte dispersie-afstand. In deze studie staat niet het realiteitsgehalte van de resultaten ter discussie, maar de modelkoppeling zelf.

In hoofdstuk 4 worden de ervaringen met het prototype van een modelkoppel LEDESS-METAPHOR beschreven. Ter evaluatie van het prototype is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd waarbij verschillende typen bestanden, verschillende landschapstypen, en verschillende hypothetische modelsoorten zijn gebruikt.

Koppeling van LEDESS aan METAPHOR/LARCH biedt het grote voordeel dat de standaardprocedure voor bepaling van geschikte habitatplekken, operationeel voor twintig diersoorten (sterkte LEDESS) gekoppeld kan worden aan proces-gebaseerde duurzaamheidsbepaling en versnipperingsmaten (sterkte LARCH/METAPHOR).

Koppeling van de fauna-module aan SMART is op dit moment nog niet mogelijk. Hiervoor ontbreekt tot op heden het overzicht van kennis over effecten van verdroging, vermesting, verzuring en verspreiding op populatieparameters bij dieren. Een literatuuronderzoek van effecten van deze vormen van milieubelasting op reproductie,

sterfte en beschikbaarheid van voedsel voor enkele soortgroepen lijkt noodzakelijk voordat modelering perspectief biedt. Voor voorspelling van indirecte effecten van milieubelasting op de fauna via verandering in de vegetatie is een iteratieve koppeling SMART/MOVE-LEDESS denkbaar.

De beschikbare gegevens over vegetatiestructuur zijn in hoge mate bepalend voor de keuze van diersoorten die in aanmerking komen voor modellering en voor de kwaliteit van de modelresultaten.

De kwaliteit van de beschikbare gegevens is zodanig dat absolute uitspraken over omvang en draagkracht van populaties niet goed mogelijk zijn. Relatieve uitspraken zijn wel mogelijk, bijvoorbeeld over verschillen tussen soorten en tussen scenario's.

De modellering van duurzaamheid van dierpopulaties zou zich, bij de huidige beschikbaarheid van gebiedsgegevens, vooral moeten richten op relatieve draagkrachtbepaling en duurzaamheidsbepaling aan de hand van normen en vuistregels. Hierbij kan gebruik gemaakt worden van simpele modellen zoals LARCH en LEDESS. Het gebruik van stochastische metapopulatie-modellering, zoals in METAPHOR, heeft alleen meerwaarde voor soorten waarvan aan minstens twee van de volgende drie voorwaarden is voldaan:

1. de basisbestanden zijn geschikt om habitatkaarten te maken,
2. habitatkeuze en populatieparameters zijn bekend,
3. gegevens zijn voorhanden voor kalibratie/validatie.

Zeker wanneer niet aan alle drie voorwaarden is voldaan kunnen de resultaten alleen in relatieve zin, zoals bij het vergelijken van scenario's, worden gebruikt. Wanneer men bij de evaluatie de effecten wil meenemen die rechtstreeks (dus niet alleen via de habitatkaart) op de geboorte- en sterfteparameters van invloed zijn, zoals ecotoxicologische effecten, is het gebruik van een dynamisch model zoals METAPHOR op zijn plaats.

De koppeling van modellen vereist dat een fikse investering in de modelinfrastructuur wordt gedaan. De uitwisseling van bestanden tussen modellen verliep problematisch.



## 1 Inleiding

In het kader van zijn coördinerende rol voor het Natuurplanbureau heeft het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) in 1995 opdracht gegeven aan DLO-Staring Centrum (SC-DLO) en DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) om een koppeling van natuurmodellen te verkennen. Deze modelketen zou bruikbaar moeten zijn voor de milieu- en natuurverkenningen. Er is namelijk behoefte aan een geïntegreerd landsdekkende modelketen om de gecombineerde natuureffecten van milieuscenario's te voorspellen. Bovendien is het gewenst om effecten van verschillende ruimtelijke rangschikkingen en beheersstrategieën van natuurgebieden te kunnen verkennen middels een scenarioaanpak. Er zijn diverse modellen voor verschillende ecosysteemcompartimenten beschikbaar, in overigens verschillende stadia van ontwikkeling. Voorbeelden zijn DEMNAT, GREINS, LARCH, LEDESS, NTM, METAPHOR en SMART/MOVE. Tot op heden zijn de modellen nog weinig onderling gekoppeld. Dit hangt samen met verschillen in beoogde beleidsvragen, parameters, tijdstappen, resolutie en dekking van natuurdoeltypen.

SMART/MOVE is een koppeling van een standplaatsmodel aan een flora-responsmodel, die de kans op voorkomen van plantesoorten modelleert in afhankelijkheid van atmosferische depositie, grondwaterstand en hoedanigheid van de grondwaterstroming (Kros et al., 1996; Latour & Reiling, 1991). SMART/MOVE is onder meer gebruikt voor de Milieubalans 1996 en de Natuur- en Milieuverkenning 1997. Het model is tot op heden uitsluitend te gebruiken voor niet-bemeste, vochtige tot droge ecosystemen. Uitbreiding naar bemeste en natte ecosystemen is in studie bij SC-DLO en RIVM.

LEDESS is een kennismodel dat veranderingen in standplaatskenmerken, vegetatiestructuur en habitatkwaliteit voorspelt in afhankelijkheid van bestemming, inrichting en beheer van gebieden (Harms et al., 1995). Voorlopers van LEDESS waren regionale toepassingen, zoals het COR- en het DGP-model. Van het model is sinds kort een landsdekkend uitvoering beschikbaar (Buit & Farjon, 1997; Knol, 1997; Bakker et al., 1997), dat is toegepast in de toekomstverkenningen Verstedelijking, Landbouw en Natuur voor de Natuurverkenning 1997.

METAPHOR en LARCH zijn instrumenten voor het bepalen van de duurzaamheid van populaties in versnipperd habitat. Als invoer hebben beide een habitatkaart nodig, een GIS-bestand met de ruimtelijke configuratie van het habitat van soorten. De uitvoer is het resultaat van een duurzaamheidsanalyse, waarbij onder andere wordt aangegeven waar voor een bepaalde soort bij een bepaalde configuratie van habitat duurzame populatienetwerken te verwachten zijn. De manier waarop de duurzaamheidsanalyse plaatsvindt is echter verschillend.

METAPHOR is een individu-gebaseerd, ruimtelijk en stochastisch simulatiemodel dat de populatiedynamiek simuleert in een stelsel van ruimtelijk gescheiden habitatplekken. De invoer bestaat enerzijds uit een verzameling populatieparameters (geboorte, sterfte, dispersiekenmerken: gemiddelde en variantie, per leeftijdsklasse en geslacht) en anderzijds uit een GIS-bestand met de ruimtelijke configuratie van habitat. De uitvoer bestaat onder andere uit de uitsterfkans van de populatie in een van tevoren gekozen

periode, bijvoorbeeld 100 jaar, en gegevens over gemiddelde en ruimtelijke verdeling van de populatie. Nadeel is dat de analyse lang kan duren (de stochastische simulaties moeten bijvoorbeeld 100 keer herhaald worden) en dat er maar van enkele soorten betrouwbare, gekalibreerde METAPHOR-modellen beschikbaar zijn. Een voordeel is dat METAPHOR in hoge mate causaal-mechanistisch is, waardoor de resultaten gevoelig zijn voor kleine veranderingen in de invoer, zowel aan de parameterkant (bijvoorbeeld extra sterfte) als aan de landschapskant (scenario's): de gebruiker kan 'aan de knoppen draaien'. METAPHOR is onder meer gebruikt voor Rhine-Econet (Reijnen et al., 1995) en (via LARCH normen) voor de Natuurverkenning 1997.

LARCH is geen dynamisch model maar een beslissing ondersteunend systeem dat gebruik maakt van normen die o.a. met behulp van METAPHOR zijn afgeleid. Het vertaalt een begroeiingstypekaart in een habitatkaart, bakent plekken voor lokale populaties en netwerkpopulaties af en toetst deze aan een stelsel van normen. Op deze wijze wordt bepaald of en waar voor een bepaalde soort in een bepaald landschap duurzame netwerkpopulaties te verwachten zijn. Een nadeel van LARCH is dat gewerkt wordt met grove vuistregels, met als gevolg een geringe gevoeligheid voor kleine veranderingen in het habitatpatroon. Een voordeel is dat het snel werkt en voor een groot aantal soorten. LARCH is onder meer gebruikt voor de Natuurverkenning 1997 (Bal & Reijnen, 1997) en Rhine-Econet (Reijnen et al., 1995).

In opdracht van het RIVM hebben DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek en DLO-Staring Centrum:

- de mogelijkheden verkend om bovengenoemde modellen te koppelen en,
- voorzover mogelijk een prototype te vervaardigen van een modelketen waarmee gecombineerde effecten van veranderingen in de ruimtelijke ordening, het beheer en de milieubelasting op ecosystemen kunnen worden voorspeld t.b.v. nationale milieu- en natuurverkenningen.

Belangrijkste opgaven hierbij zijn:

- Uitwerking van de modelketen-concept: Welke model-uitvoer (danwel welk tussenproduct) vormt de model-invoer voor het andere model?
- Afstemming van in- en uitvoer van modellen op elkaar, zowel in de zin van aard van de invoerdata (nominale versus numerieke gegevens) als de mate van detail.
- Verkenning van modelsoorten: Welke dieren zijn gezien de opgave, hun ecologie én de beschikbare kennis en data te modelleren op nationaal niveau?
- Technische implementatie van een prototype van de modelketen: Welke informatie-technologie biedt de mogelijkheden om de koppeling van modellen soepel te laten verlopen?
- Samenstelling en gevoeligheidsanalyse van een prototype voor de onderdelen die reeds redelijk goed op elkaar zijn afgestemd. In de projectbeschrijving is aangegeven dat gekozen is voor de koppeling van LEDESS aan METAPHOR. Koppeling met SMART/MOVE en LARCH zijn niet in het prototype opgenomen.

De gevoeligheidsanalyse heeft zich beperkt tot de effecten van de gekozen datastructuur (polygonen versus grids, dominanten versus percentages) en de relevante milieuthema's. De vraag naar de kwaliteit van modellen en databestanden is niet aan de orde geweest.

In het kader van dit project zijn twee typologieën ontwikkeld die voorwaardelijk zijn voor de koppeling met SMART en MOVE, namelijk:

- een gemeenschappelijke standplaatstypologie voor SMART en LEDESS en
- een vegetatiestructuurtypologie voor LEDESS en MOVE.

Deze typologieën plus bijbehorende databestanden zijn in een afzonderlijk rapport beschreven (Buit & Farjon, 1997).

Er is in deze studie gekozen voor een koppeling LEDESS-METAPHOR en niet voor een koppeling LEDESS-LARCH, omdat het onderscheidend vermogen van METAPHOR groter is dan van LARCH, waardoor resultaten van METAPHOR beter met elkaar vergeleken kunnen worden dan resultaten van LARCH. De resultaten van de koppeling LEDESS-LARCH voor zeer vergelijkbare bestanden zijn reeds elders gepubliceerd (Bal & Reijnen, 1997).

Het rapport begint met een beschrijving van het modelkoppelingconcept: Op welke wijze zijn modellen te koppelen tot een modelketen? De beschikbare gegevens bepalen in hoge mate de modelopzet en de modeluitvoer. Hoofdstuk 3 beschrijft daarom de kenmerken van de beschikbare gebiedsgegevens, voordat in hoofdstuk 4 wordt ingegaan wordt op de graadmeters. Hoofdstuk 5 beschrijft het prototype van een koppeling van de modellen LEDESS en METAPHOR en de resultaten van de gevoeligheidsanalyse. Het rapport eindigt met enkele conclusies en aanbevelingen.

## 2 Modelketenconcept

### 2.1 Inleiding

Figuur 1 toont het stroomschema voor een modelkoppeling van SMART/MOVE, LEDESS en METAPHOR/LARCH. De invoer bestaat uit scenario's en gebiedsgegevens. De scenario's kunnen variëren in milieubelasting, bestemming, inrichting en beheer. De modeluitvoer bestaat uit doelgraadmeters van het natuurbeleid: duurzaamheid van populaties van doelsoorten. Ook tussenproducten van de modelketen, zoals de omvang van habitatplekken, de kans op voorkomen van plantensoorten of de relatieve bereikbaarheid, kunnen nuttige graadmeters zijn voor het beleid. Ze geven namelijk aan waar bepaalde knelpunten liggen voor het natuurbeleid; bijvoorbeeld welke natuurgebieden te klein zijn voor een duurzame populatie of waar grote barrières voor trekkende dieren liggen. De modelketen is te onderscheiden in drie onderdelen, namelijk:

1. *Bepaling van standplaats- en vegetatiestructuurkenmerken (de ecotoop-module).* Alle modellen rekenen met standplaatskenmerken en/of vegetatiestructuurkenmerken. In het ketenconcept worden deze gemodelleerd met behulp van SMART, de LEDESS-standplaatsmodule en de LEDESS-vegetatiemodule. De naam ecotoop-module wijst op de uitvoer van de module: ruimtelijke eenheden homogeen voor wat betreft vegetatiestructuur en standplaatskenmerken.
2. *Bepaling van kans op voorkomen van soorten (potentie-module).* MOVE bepaalt de kans op voorkomen van plantensoorten aan de hand van hoedanigheid standplaatskenmerken. Uitbreiding met vegetatiestructuurkenmerken in samenhang met successie en beheer lijkt mogelijk. LEDESS-habitatmodule vertaalt standplaats- en vegetatiestructuurtypen naar geschikte habitatplekken.
3. *Bepaling van duurzaamheid van populaties (duurzaamheid-module).* De LEDESS-habitatmodule en METAPHOR/LARCH bepalen voor een ruimtelijke patroon van habitatplekken de duurzaamheid van dierpopulaties in termen van draagkracht, verzadiging en kans op uitsterven. METAPHOR/LARCH fuseert de habitatplekken tot netwerken en bepaalt de duurzaamheid van netwerkpopulaties. De duurzaamheidsbepaling voor veel diersoorten kan verbeterd worden door expliciete modellering van de dispersie van diergroepen zoals zoedieren en amfibieën. Bruikbare modellen zijn GRID- en POLYWALK (Bakker et al., 1997). In het verleden is reeds een koppeling tussen GRIDWALK en METAPHOR gelegd en toepast in een scenariostudie van de das (Knaapen et al., 1995; Schippers et al., 1996). IBN-DLO ontwikkelt op dit moment een vergelijkbaar model.

Een vergelijkbare opzet voor de duurzaamheidsbepaling van plantenpopulaties, die rekening houdt met de ruimtelijke configuratie, was in 1997 niet beschikbaar, maar wel relevant om de problematiek van dispersie van zaden en planten in beeld te brengen.

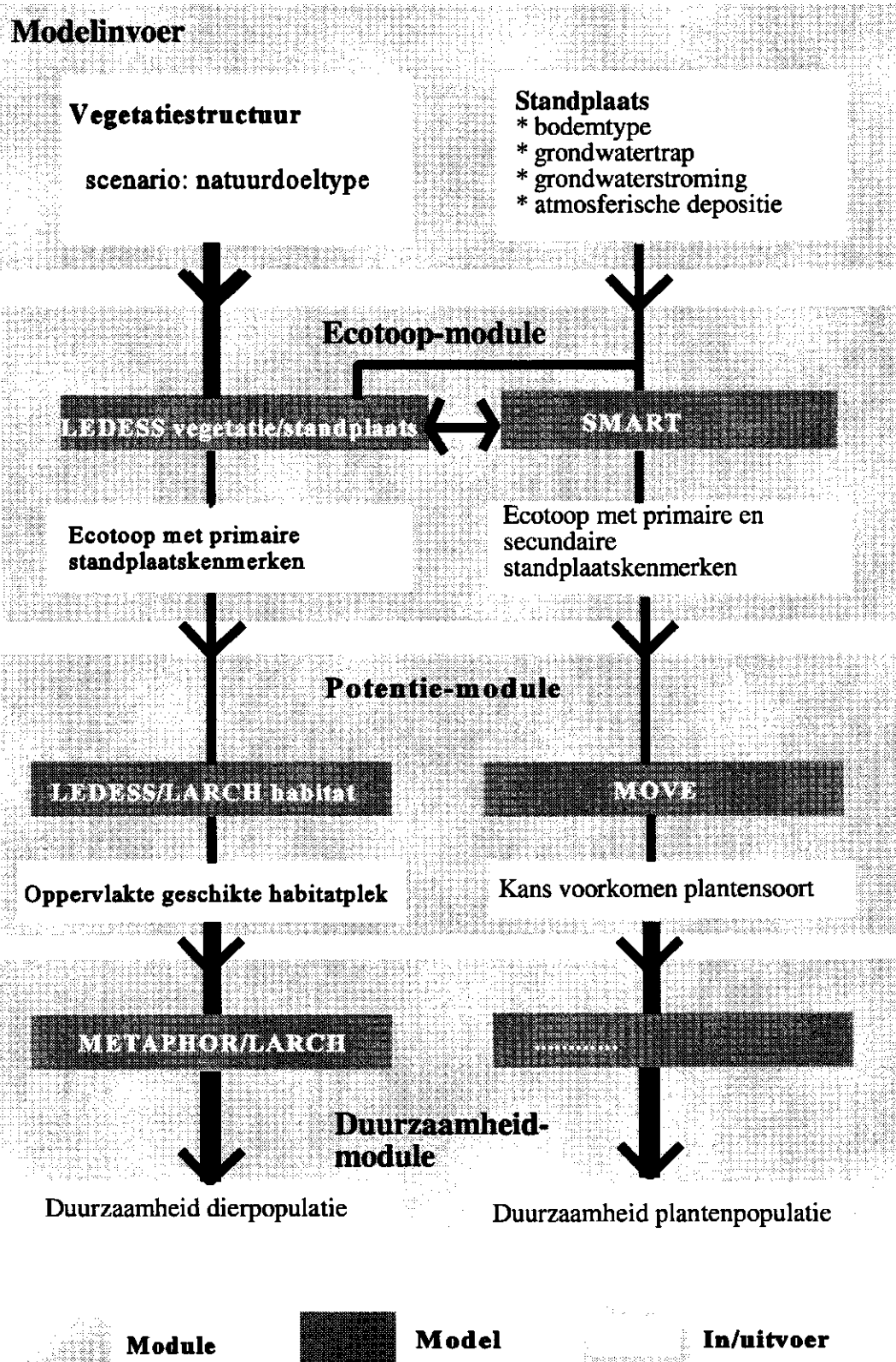


Fig. 1 Modelketenconcept: stroomschema voor koppeling van SMART/MOVE, LEDESS en METAPHOR/LARCH

In de rest van dit hoofdstuk wordt in meer detail ingegaan op de drie modules van de modelketen. Voor het goede begrip van de modelketen worden eerst enkele begrippen omschreven. Aangezien de aard van de modelinvoer in hoge mate bepalend is voor modeluitvoer, wordt in de hoofdstukken 3 en 4 ingegaan op modelinvoer en graadmeters.

## 2.2 Begrippen

In de modellen, die in de keten opgenomen zijn, worden dezelfde begrippen soms in een iets andere betekenis gebruikt. Deze paragraaf geeft een gemeenschappelijke invulling van de begrippen • standplaats• en 'habitat'.

LEDESS en MOVE/SMART rekenen beide met standplaatskenmerken: voor de vegetatieontwikkeling relevante kenmerken van bodem, water en lucht. Voor de goede orde is een onderscheid gemaakt tussen primaire en secundaire standplaatskenmerken. Dit onderscheid in standplaatskenmerken is gebaseerd op de constatering dat sommige standplaatskenmerken veranderen gedurende ecosysteemontwikkeling en andere niet (Jenny, 1980; Vos & Stortelder, 1988). De laatste groep, de primaire of ecosysteem-onafhankelijke standplaatskenmerken, sturen de ecosysteemontwikkeling in hoofdlijnen, bijvoorbeeld het kalkgehalte van het substraat, de macro-ionensamenstelling van het grondwater of de positie in het hydrologisch systeem. De secundaire of ecosysteemafhankelijke standplaatskenmerken zijn het resultaat van deze primaire standplaatskenmerken en de ontwikkeling van het ecosysteem zelf. Voorbeelden zijn het organischestofgehalte, de beschikbaarheid van stikstof en de pH van het bodemvocht.

LEDESS, METAPHOR en LARCH rekenen met habitat of zijn Nederlandstalige equivalent leefgebied van dieren. Bergers & Opdam (1996) stellen voor om het begrip 'habitat' uitsluitend te gebruiken in abstracte zin en voor een ruimtelijk begrensde plek waar de habitatvoorwaarden van een soort aanwezig zijn een habitatplek te noemen. Ruimtelijke habitatvoorwaarden, zoals minimale omvang, zijn in de door hen voorgestelde definitie niet in begrepen. Op dit punt wijkt de definitie van habitatplek af van die door METAPHOR, die het begrip habitatplek gebruikt voor een ruimtelijk gescheiden eenheid habitat waarin een lokale populatie (minimaal een reproductieve eenheid) kan voortbestaan. Hierbij kan een habitatplek ontstaan door fusie van kleinere habitateenheden, waarbij de fusie-afstand is gerelateerd aan de home-range-doorsnede. LEDESS gebruikt in plaats van habitatplek simpelweg habitat. In dit rapport wordt aangesloten bij de terminologie van Bergers & Opdam (1996). In totaal zijn drie ruimtelijke eenheden onderscheiden, namelijk:

1. De **habitatplek** is de kleinste ruimtelijke eenheid die in habitatmodellering wordt beschouwd. Een habitatplek kan bestaan uit een of meer ecotopen.
2. Clusters van habitatplekken, die tezamen voldoen aan de ruimtelijke habitatvoorwaarden van een lokale populatie, noemen we een **habitatcluster**. De maximale afstand tussen habitatplekken binnen een habitatcluster is gebaseerd op de home-range-doorsnede van een soort.
3. Het begrip **habitatnetwerk** staat voor meerdere habitatclusters, die tezamen voldoen aan de ruimtelijke habitatvoorwaarden voor een netwerk- of metapopulatie. De maximale afstanden binnen een habitat-netwerk zijn gebaseerd op de dispersieafstand van een soort.

## 2.3 Bepaling van kenmerken van standplaats en vegetatiestructuur

LEDESS en SMART zijn modellen die scenario- en gebiedsgegevens omrekenen in standplaatskenmerken en vegetatiestructuurkenmerken. Tussen beide modellen bestaan overeenkomsten en verschillen.

De belangrijkste overeenkomst tussen beide modellen is de modelinvoer. Beiden vragen gegevens over de vegetatiestructuur en primaire standplaatskenmerken (bodemgesteldheid, grondwatertrappen en de hoedanigheid van grondwaterstroming). De hoedanigheid van deze kenmerken is meestal scenario-afhankelijk; er zijn dus gegevens over de huidige toestand en over de te verwachte toestand in een bepaald scenario noodzakelijk. Een belangrijk verschil in modelinvoer is dat SMART bovendien om de hoedanigheid van de atmosferische depositie vraagt. LEDESS vraagt in tegenstelling tot SMART om het gewenste natuurdoeltype. Dit betekent dat LEDESS in de huidige configuratie niet geschikt is om effecten van veranderingen in verzuring te beoordelen.

De belangrijkste verschillen zitten echter in de modeluitvoer. SMART berekent de hoedanigheid van de te verwachten secundaire standplaatskenmerken (zuurgraad en beschikbaarheid stikstof) uitgedrukt op een ordinale of kardinale meetschaal. SMART houdt de vegetatiestructuur constant. LEDESS bepaalt zowel de te verwachten vegetatiestructuur na een bepaalde tijd als de primaire standplaatskenmerken. Deze laatste zijn uitgedrukt in dezelfde termen als de modelinvoer op een nominale meetschaal, namelijk bodemgroepen, grondwatertrapklassen, kwelintensiteitklassen en grondwaterkwaliteitklassen. LEDESS noemt de gecombineerde typering van deze primaire standplaatskenmerken fysiotoopen en de combinatie van primaire standplaatskenmerken en vegetatiestructuur ecotopen. De LEDESS-uitvoer is dus vrijwel identiek aan de modelinvoer en als zodanig geschikt voor invoer in SMART.

Op basis van deze overeenkomsten en verschillen is het mogelijk om LEDESS en SMART te koppelen. Om de processen goed te modelleren is een iteratieve koppeling gewenst. SMART heeft behoefte aan informatie over de vegetatiestructuur om de effecten van biomassa-productie op de nutriëntenbalans te kunnen bepalen. Anderzijds is de snelheid van de vegetatiesuccessie en daarmee de aard van de vegetatiestructuur op een bepaald tijdstip afhankelijk van de voedingstoestand van de bodem. Met andere woorden, LEDESS heeft behoefte aan SMART-uitvoer om de snelheid van de successie te kunnen aanpassen. De informatie uit primaire standplaatskenmerken is hiertoe te beperkt. Hoe deze iteratieve koppeling precies moet worden uitgevoerd is nog niet duidelijk. In de GREINS-studie van het Drentse-Aa-gebied is een dergelijke iteratieve koppeling niet toegepast, maar is gekozen om de vegetatiestructuur vanuit een vegetatiemodule op te leggen (Kemmers et al., 1997). Een dergelijke keuze betekent echter wel dat fauna-effecten van verzuiving van vegetaties door stikstofdepositie niet kunnen worden gesimuleerd.

De oplossing van de iteratieve koppeling zal waarschijnlijk gezocht moeten worden in een vertaaltabel van fysiotoopen in bandbreedtes van secundaire standplaatskenmerken om SMART-uitvoer te kunnen omzetten in wijzigingen van fysiotoopen. In de huidige opzet van de LEDESS-vegetatiemodule is de successiesnelheid afhankelijk van vochtgehalte en voedingstoestand. Deze is per fysiotoop geschat in respectievelijk drie en vijf klassen.

De werkwijze zou in principe de volgende zijn. In de eerste stap berekent LEDESS het te verwachte vegetatiestructuurtype op tijdstip  $x$  op basis van primaire standplaatskenmerken en het gewenste natuurdoeltype. Dit vegetatiestructuurtype wordt vervolgens ingevoerd in SMART. Dit model berekent de te verwachten secundaire standplaatskenmerken. Met behulp van een vertaaltabel wordt gecontroleerd in hoeverre de door SMART berekende voedingstoestand en vochtgehalte afwijken van die van het fysiotoop waarop de eerdere berekeningen zijn gebaseerd. Indien er geen verschillen worden geconstateerd is de iteratieve berekening beëindigd. Bij afwijkingen wordt door LEDESS opnieuw de vegetatiestructuur berekend en door SMART doorgerekend naar secundaire standplaatskenmerken. Deze wordt vervolgens opnieuw getest ten opzichte van de gehanteerde voedingstoestand in de LEDESS-berekening met behulp van de vertaaltabel. De procedure wordt herhaald tot de optimale overeenkomst in voeding- en vochttoestand is gevonden. Omdat slechts gerekend wordt met drie tot vijf klassen, is te verwachten dat deze procedure vrij snel verloopt.

De gecombineerde modeluitvoer van LEDESS-SMART per ruimtelijke eenheid na een bepaalde tijd zijn:

- fysiotooptype (combinatie van bodemgroep, grondwatertrapklasse, kwelintensiteitklasse, grondwaterkwaliteitklasse),
- zuurgraad,
- beschikbaarheid van stikstof,
- voorjaarsgrondwaterstand,
- vegetatiestructuurtype.

## **2.4 Bepaling van het potentieel aan voorkomen van soorten**

Van de beschouwde modellen kan alleen MOVE een kans op voorkomen van plantensoorten bepalen. Voorlopers van LEDESS, zoals het COR- en DGP-model bieden een modelopzet die het mogelijk maakt om per combinatie van fysiotoop- en vegetatiestructuurtype een uitspraak te doen over het te verwachten vegetatietype op het niveau van associaties. Dit niveau is geschikt voor de beoordeling van natuurontwikkelingsplannen, maar is echter te grof om effecten van verzuring, vermesting en verdroging uit te drukken.

MOVE rekent met standplaatskenmerken en is onafhankelijk van de vegetatiestructuur. Het gegevensbestand, waarmee de regressievergelijkingen met standplaatskenmerken van MOVE zijn afgeleid, biedt de mogelijkheid om ook verbanden met vegetatiestructuurtypen te bepalen (Oosterbeek et al., 1997). De modeluitvoer geeft per plantensoort de kans op voorkomen.

De LEDESS-habitatmodule bepaalt in zijn eerste bewerking welke ecotopen in potentie habitatplekken zijn voor een bepaalde soortengroep. De module is gebaseerd op literatuur en expertkennis, die is vastgelegd in een matrix. De uitvoer is een kaart met potentiële habitatplekken. Ook LARCH heeft sinds de uitvoering van het onderzoek een vergelijkbare habitatmodule (Bal & Reijnen, 1997).



## 2.5 Bepaling van duurzaamheid van populaties

Voor de bepaling van de duurzaamheid van het voorkomen van plantesoorten zijn geen modellen beschikbaar. Dergelijke modellen, die geschiktheid van de standplaats combineren met ruimtelijke kenmerken zoals de verspreidingsnelheid, zijn wel in ontwikkeling bij IBN-DLO.

De modellen LEDESS, METAPHOR en LARCH zijn bruikbaar om veranderingen in vegetatiestructuur en standplaatskenmerken te beoordelen op hun effecten op dierpopulaties. Hierbij wordt gebruik gemaakt van modelsoorten die representatief zijn voor een bepaalde soortengroep.

De modelering van duurzaamheid van dierpopulaties is in vijf stappen te onderscheiden, namelijk (zie ook figuur 2):

- a. Habitatgeschiktheidsbepaling: genereren van kaarten met geschikte habitatplekken.
- b. Clustering van geschikte habitatplekken tot habitatclusters.
- c. Fusieren van habitatclusters tot habitatnetwerken.
- d. Draagkrachtbepaling.
- e. Duurzaamheidsbepaling.

Ad a. LEDESS kent een geformaliseerde procedure voor het genereren van habitatplekken voor 20 vogel- en zoogdier-modelsoorten op basis van het vegetatiestructuurtype en primaire standplaatskenmerken. Habitatplek-kaarten zijn voor METAPHOR/LARCH tot nu toe steeds ad hoc samengesteld. Er zijn in deze stap twee grote verschillen tussen LEDESS en METAPHOR/LARCH. METAPHOR/LARCH gebruikt veel minder informatie over standplaatskenmerken dan LEDESS. Ook de vegetatiestructuurinformatie is in veel gevallen globaler. Daarnaast verschilt de mate van detail in de habitatplekken in de tot nu toe beschikbare toepassingen van beide modellen. LEDESS werkt met dominante ecotopen en is vooral toegepast op grids van 1 km \* 1 km. De keuze voor deze gridgrootte is gebaseerd op de beschikbaarheid van gebiedsgegevens. Deze dominanten kunnen zowel homogeen als heterogeen (complexen) zijn. METAPHOR/LARCH rekent met polygonenbestanden van vrij smal gedefinieerde homogene habitats.

Ad b/c. LEDESS kent een geformaliseerde procedure voor het fusieren van habitatplekken tot habitatclusters voor 20 vogel- en zoogdier-modelsoorten. Deze clustering is gebaseerd op een soortspecifieke kritische afstand tussen habitatplekken en voor zoogdieren bovendien op barrières door grote wateren. In METAPHOR en LARCH vindt de fusie van habitatplekken in twee stappen plaats, namelijk op basis van een soortspecifieke maximumafstand voor een habitatcluster en een habitatnetwerk. De LEDESS-habitatmodule maakt dit onderscheid niet en beperkt zich op habitatclusters. De analyse van dispersiemogelijkheden wordt in LEDESS apart geanalyseerd met behulp van dispersiemodellen zoals DISPERS (Knaapen et al., 1992), GRIDWALK (Schippers et al., 1996; Harms et al., 1995) en POLYWALK (Bakker et al., 1997).

- Ad d. Alle modellen kennen draagkrachtbepalingen. Het belangrijkste verschil is dat LEDESS de draagkracht uitsluitend bepaalt per habitatcluster en METAPHOR/LARCH bovendien per habitatnetwerk. METAPHOR gebruikt de draagkrachtbepaling om vast te stellen welke habitatplekken bij de fusering tot habitat-netwerken worden meegenomen.
- Ad e. METAPHOR berekent als enige model de duurzaamheid van netwerkpopulaties, uitgedrukt in uitsterf- en/of bezettingskans met behulp van dynamische simulatie. LARCH en LEDESS doen uitspraken over de duurzaamheid aan de hand van vuistregels over de minimumomvang van habitatplek en de minimumomvang van een duurzame populatie. LEDESS doet uitspraken op het niveau van habitatclusters, LARCH op het niveau van habitatplek en -netwerk.

Uitgaande van de wens om duurzaamheid van dierpulaties op het niveau van habitat-netwerken te beoordelen en de operationaliteit van de verschillende modellen zijn drie opties voor modelkoppeling denkbaar (figuur 2):

- A. *Invoer van LEDESS-vegetatiestructuur- of ecotooptypen in METAPHOR/LARCH.* Deze koppeling vereist voor routinematige modelberekening per doelsoort een vertaaltabel van LEDESS-vegetatiestructuur- of ecotooptypen naar METAPHOR/LARCH geschikte habitatplekken. Een dergelijk vertaaltabel voor ecotooptypen is opgenomen in de LEDESS-habitatmodule, maar is binnen LARCH/METAPHOR niet beschikbaar. Het gebruik van vegetatiestructuurtypen heeft bovendien als beperking dat de invloed van standplaatskenmerken op de habitatkwaliteit en draagkracht niet wordt meegenomen. Deze optie is vanuit de wens om milieubelasting mee te modelleren ongewenst.
- B. *Invoer van LEDESS-geschikte habitatplekken in METAPHOR/LARCH.* Hiermee wordt het ontbreken van een vertaaltabel naar habitatplekken in optie A ondervangen. Bovendien wordt op deze wijze een koppeling gelegd met standplaatskenmerken. Hierdoor is in potentie een koppeling met het standplaatsmodel SMART mogelijk.
- C. *Invoer van LEDESS-habitatclusters in METAPHOR/LARCH.* Uit de tests met de modelsoorten bleek dat het gebruik van soortspecifieke clusterafstanden in METAPHOR bij databestanden met een 1 km \*1 km gridgrootte kan leiden tot een zeer beperkt aantal habitatclusters. Deze koppelingsoptie biedt voor zoogdieren mogelijk perspectief bij een modelketenopzet die uitgaat van gridcellen van 1 km\*1 km. Bij het gebruik van databestanden met voldoende ruimtelijke resolutie om de soortspecifieke fusieafstanden voor habitatplekken toe te passen, is deze optie minder zinvol.

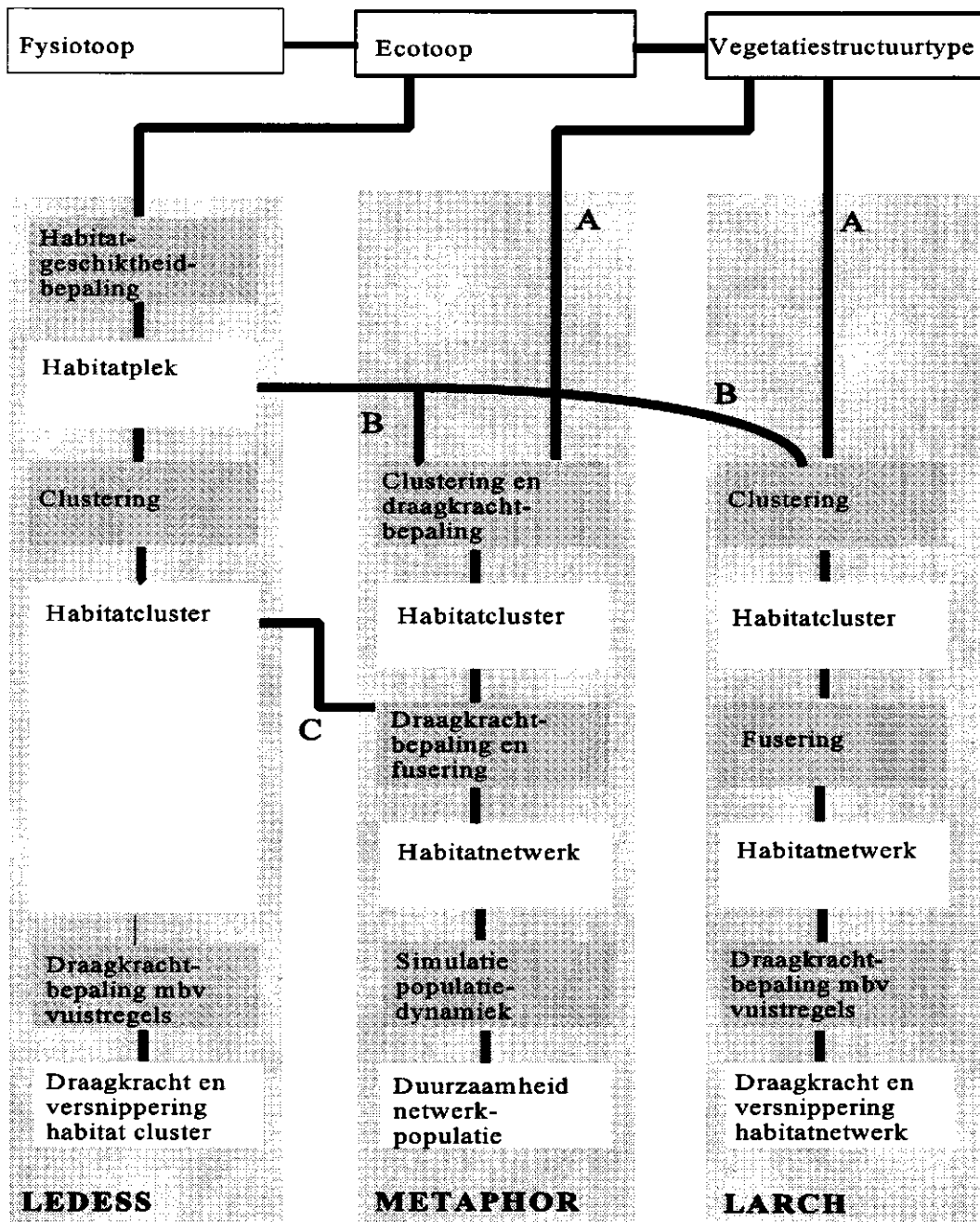


Fig. 2 Stroomschema voor de opties A, B en C om habitatmodellen LEDESS, METAPHOR en LARCH te koppelen

Er is gekozen voor optie B, de koppeling via habitatplekken. De belangrijkste argumenten zijn:

- de operationaliteit van de LEDESS-habitatmodule,
- de mogelijkheid om standplaatskenmerken en daarmee effecten van verzuring, vermesting en verdroging, mee te modelleren,
- de stochastische modellering van metapopulatiedynamiek van METAPHOR.

Hierbij dient opgemerkt te worden, dat sinds de uitvoering van het onderzoek een LARCH-habitatmodule beschikbaar is gekomen.

## **2.6 Keuze prototype modelketen**

In deze studie is een prototype van een modelketen LEDESS-METAPHOR samengesteld. De invoer bestaat uit LEDESS-ecotopen van de huidige situatie en voor een bepaald scenario. De LEDESS-ecotopen zijn ten dele bepaald met de LEDESS-vegetatie/standplaatsmodule. De LEDESS-habitatmodule rekent de ecotopen per soortgroep om naar habitatplekken. METAPHOR bakent in de eerste stap clusters van -habitatplekken af (habitatclusters). Daartoe wordt gebruik gemaakt van de clusterafstand: habitat dat van rand tot rand minder dan de clusterafstand van elkaar verwijderd ligt, wordt beschouwd als behorende tot één cluster. Daarna worden clusters die een draagkracht van minder dan één reproductieve eenheid hebben (bij vogels: een paartje) uit het bestand verwijderd. Op grond van vorm en oppervlakte van de clusters, afstand tussen de clusters en soortspecifieke kenmerken wordt de dispersiekans berekend van elke habitatcluster tot elke andere habitatcluster. Model METAPHOR simuleert vervolgens de stochastische metapopulatiedynamiek waarbij de kans op uitsterven, gemiddelde populatieomvang, verzadigingsniveau van de populatie en dergelijke worden bijgehouden.

In deze modelketen zijn op twee manieren effecten van milieubelastende stoffen (inclusief toxische) mee te nemen. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt op effecten via de vegetatiestructuur en via de demografische kenmerken van dierpopulaties. Verzuring, vermesting en verdroging hebben in bepaalde ecosystemen een duidelijk effect op de vegetatiestructuur. Deze lijkt zich te beperken tot (half)natuurlijke korte vegetaties waar sprake is van verzuuring, zoals heiden, duinvegetaties en moerassen. Dergelijke effecten kunnen mee gemodelleerd worden door een iteratieve koppeling van SMART en de LEDESS-vegetatiemodule. Effecten van toxische stoffen, maar ook van vermesting en verzuring op reproductie en mortaliteit, zijn mee te nemen door binnen de METAPHOR-modelering de betreffende parameters aan te passen. Verboom et al. (1995) geeft een overzicht van de kennis op dit punt.

## **2.7 Conclusies**

De modelketen valt uiteen in drie modules: de ecotoop-module, de potentie-module en duurzaamheid-module. De ecotoop-module bestaat uit een koppeling van LEDESS-standplaats/vegetatiemodule en SMART, die informatie over gebiedsplannen en huidige toestand van primaire standplaatskenmerken en vegetatiestructuur omrekent naar een

toekomstige toestand van primaire en secundaire standplaatskenmerken plus vegetatiestructuur. Dit is de invoer in de beide andere modules. De potentie-module bestaat uit MOVE en de LEDESS-habitatmodule. Deze bepalen de kans op voorkomen van planten- en diersoorten. De duurzaamheid-module is uitsluitend operationeel voor dieren. Uitvoer uit de LEDESS-habitat-module wordt ingevoerd in METAPHOR/LARCH. De uitvoer bestaat uit indicatoren voor de duurzaamheid van dierpopulaties.

Om effecten van milieubelasting op de vegetatiesuccessie mee te kunnen nemen, kan de koppeling tussen LEDESS en SMART het beste iteratief verlopen. Omdat de LEDESS-uitvoer (de toekomstige hoedanigheid van vegetatiestructuur en primaire standplaatskenmerken) vergelijkbaar is met de SMART-invoer is deze iteratieve koppeling mogelijk. De belangrijkste opgave is een gemeenschappelijke typologie van primaire standplaatskenmerken en een vertaaltabel van SMART's uitvoer (secundaire standplaatskenmerken) naar successiesnelheidsklassen van LEDESS.

De potentie-module voor plantensoorten MOVE is operationeel voor de secundaire standplaatskenmerken (pH, GVG en N-beschikbaarheid). Uitbreiding van MOVE met responsies voor de vegetatiestructuur is gewenst om informatie over verandering in vegetatiestructuur mee te kunnen modelleren.

De koppeling tussen LEDESS en METAPHOR/LARCH is het beste mogelijk via habitatplekken. LEDESS bepaalt de omvang, ligging en kwaliteit van de habitatplekken. Clustering en fusering tot habitatclusters en habitatnetwerken plus duurzaamheidsbepaling vindt plaats binnen METAPHOR/LARCH. Voordelen van deze benadering zijn het systematisch gebruik van standplaatskenmerken en de operationele, formele procedures voor bepaling van habitatgeschiktheid van LEDESS en de stochastische modellering van METAPHOR.

Verwerking van milieubelastingsgegevens in de habitatgeschiktheidbepaling is in principe op twee manieren mogelijk in het gekozen modelketenconcept. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt naar effecten via de vegetatiestructuur en via de demografische kenmerken van dierpopulaties. Verzuring, vermesting en verdroging hebben in bepaalde ecosystemen een duidelijk effect op de vegetatiestructuur. Deze lijkt zich te beperken tot (half)natuurlijke korte vegetaties zoals heiden, duinvegetaties en moerassen, waar sprake is van verzuiging. Dergelijke effecten kunnen mee gemodelleerd worden door een iteratieve koppeling van SMART en de LEDESS-vegetatiemodule. Effecten van toxische stoffen, maar ook van vermesting en verzuring op reproductie en mortaliteit zijn mee te nemen door binnen de METAPHOR-modelering de betreffende parameters aan te passen. Verboom et al. (1995) geeft een overzicht van de kennis op dit punt.

## **3 Modelinvoer en modelsoorten**

### **3.1 Inleiding**

De invoer van de modelketen is te onderscheiden in data van vegetatiestructuur en primaire standplaats van zowel de huidige als de toekomstige situatie. De datastructuur en ruimtelijke schaal van de beschikbare gegevens (omvang en vorm van ruimtelijke eenheid) is in hoge mate bepalend voor de soorten die gemodelleerd kunnen worden. Veel van de voor het natuurbeleid interessante organismen zijn gebonden aan kleine standplaatsen of habitatplekken. In het vorige hoofdstuk is aangegeven dat er verschillen zijn in typologieën voor primaire standplaatskenmerken en vegetatiestructuur. Daarom komen in dit hoofdstuk de volgende vragen aan de orde:

- Welke verschillen bestaan er tussen modellen in typologieën voor vegetatiestructuur en standplaats ?
- Is het mogelijk om tot standaardtypologieën te komen die voor alle modellen in de modelketen te gebruiken zijn?
- Welke datastructuur en ruimtelijke schaal is op korte en middellange termijn haalbaar voor ecotoopgegevens? Hierbij wordt er vanuit gegaan dat hoe meer detail er is, hoe beter.
- Welke diersoorten zijn te modelleren met de op korte termijn beschikbare databestanden?

In dit hoofdstuk komen achtereenvolgens databestanden voor standplaats en vegetatiestructuur, en een beschouwing over modelsoorten aan de orde.

### **3.2 Standplaats**

In het vorige hoofdstuk is aangegeven dat de methode van typering van primaire standplaatskenmerken in SMART en LEDESS veel overeenkomsten vertonen. Beide modellen maken bovendien voor het afleiden van hun belangrijkste typologieën, de bodemklassen en grondwatertrapklassen, gebruik van hetzelfde basisbestand, namelijk de Bodemkaart van Nederland 1 : 50 000.

In het kader van dit project hebben Buit & Farjon (1997) op basis van verschillen en overeenkomsten tussen de beide modellen een voorlopige landsdekkende LEDESS-fysiotootypologie en databestand voor gridcellen van 1 km\*1 km samengesteld (zie aanhangsel 1). Er zijn 10 substraatgroepen onderscheiden, die verder onderverdeeld zijn in 103 fysiotootypen. De substraatgroepen sluiten aan bij de landsdekkende SMART-bodemgroepen, met dien verstande dat de zeven groepen zijn aangevuld met:

- gebieden onder invloed van oppervlaktewater (open water, wad, kwelder, uiterwaard),
- stedelijk substraat,
- een onderscheid van kalksteengronden binnen loessgronden.

Bij het onderscheid van fysiotopen binnen een substraatgroep is allereerst een onderscheid gemaakt naar de mate van beïnvloeding door oppervlakte- en grondwater. Alle gebieden zonder duidelijke invloed van grond- of oppervlaktewater zijn verder

onderverdeeld naar bodemkenmerken en grondwatertrapklassen. De substraatgroepen zijn verder onderverdeeld in maximaal vijf subgroepen. De grondwatertrapklassen zijn identiek aan de door SMART gebruikte LKN-grondwatertrapklassen. Hierdoor is de vertaling van LEDESS-fysiotopen naar SMART-invoer eenvoudig en eenduidig te maken. Er zijn vertaalsleutels van bodemtypen 1:50 000 naar fysiotopen en substraatgroepen.

De fysiotooptypologie is gebruikt in de toekomstverkenningen natuur, landbouw en verstedelijking van Natuurverkenning 1997. De evaluatie van het gebruik van de fysiotooptypologie in deze verkenning laat zien dat de typologie eerder te verfijnd dan te grof is voor habitatmodellering. De fysiotooptypologie en de resultaten van de evaluatie worden meegenomen in de opzet van een standaard voor een primaire standplaatstypologie 1 : 50 000 voor ecologische modellering, die op het ogenblik wordt voorbereid door de SC-DLO werkgroep Ecologische Effect Modellering (EEM).

De vertaalsleutel van de Bodemkaart van Nederland 1:50 000 naar fysiotopen maakt het in principe mogelijk om een databestand met als kleinste ruimtelijke eenheid van 250 m\*250 m. samen te stellen. Er zijn twee duidelijke knelpunten:

- De kwaliteit van de bodemkaart gaat bij verkleining van de kleinste ruimtelijke eenheid een cruciale rol spelen. De beperkingen van de grondwatertrappenindeling voor ecologische toepassingen en de veroudering van de grondwatertrappenkartering zijn goed bekend (Finke et al., 1994). Bovendien is de betrouwbaarheid van de bodemkaart in natuurgebieden geringer dan in landbouwgebieden.
- Het ontbreken van goede grondwatergegevens. Voor de ecologische grondwaterkwaliteit geldt dit zelfs voor bestanden met als kleinste ruimtelijke eenheid 1 km\* 1 km, voor de kwelintensiteit is dit probleem op schaal 1 : 50 000 duidelijk aanwezig.

### 3.3 Vegetatiestructuur

SMART, LEDESS en METAPHOR/LARCH gebruiken alle vegetatiestructuurgegevens. SMART onderscheidt vijf vegetatiestructuurtypen (loofbos, sparrenbos, dennenbos, grasland en heide). METAPHOR kende op het moment van uitvoering van het onderzoek geen dekkende vegetatiestructuurtypen. Informatie over vegetatiestructuur wordt ad hoc verzameld. Zo is voor de nationale modelering van de moerasvogels roerdomp en rietzanger een eigen databestand van moerassen opgebouwd.

LEDESS beschikt over een een landsdekkende vegetatiestructuur typologie plus 1 km \*1 km databestand (Buit & Farjon, 1997; zie aanhangsel 2). Deze LEDESS-typologie is samengesteld ten behoeve van dit project en de Natuurverkenning 1997. Het integreert alle landsdekkende databestanden die in september 1996 beschikbaar waren. De typologie bestaat uit 10 groepen, zoals grasland, bos, mozaïek en struweel. Elke groep is nader onderverdeeld, variërend van twee open-watertypen (met en zonder watervegetatie) tot 75 bostypen. Het vegetatiestructuurbestand is afgeleid van :

- het IPI-ecotopenbestand van de Landschapecologische Kartering van Nederland (LKN),
- de CBS-bosstatistiek,
- de Landelijk Grondgebruikskartering Nederland (LGN2),
- het moerassenbestand IBN-DLO,

- het heidevergrassingbestand van het HEIMON-project en RIVM,
- het watervegetatiebestand RIZA,
- gegevens over struikopslag in heide en moeras van het Netwerk Ecologische monitoring (NEM) en
- eigen gegevens over mozaïeken.

De belangrijkste manco's in het bestand zijn het ontbreken van goede vegetatiestructuurgegevens over ruigten met struikopslag, extensieve akkers en extensieve en schrale graslanden (Buit & Farjon, 1997).

De keuze voor 1 km\*1 km als kleinste ruimtelijke eenheid wordt bepaald door het ontbreken van gedetailleerde landsdekkende bestanden van korte (half)natuurlijke vegetaties zoals heide, kwelder, hoogveen, ruigte en struweel. Voor bossen is een verfijning tot 500 m\*500 m eenvoudig uit te voeren. Voor landbouwgebieden is een verfijning tot 30 m\*30 m mogelijk.

Het belangrijkste initiatief om tot nauwkeurigere landsdekkende gegevensbestanden over (half)natuurlijke vegetaties te komen, is een gemeenschappelijk project van IKC-N, IBN-DLO en SC-DLO, dat de mogelijkheden van en een procedure voor het gebruik van remote sensing in combinatie met aanvullende gebiedsgegevens onderzoekt. Het is nog maar de vraag of en wanneer deze techniek voor alle gewenste typen voldoende resultaat zal opleveren.

Tot slot is er nog het Basisbestand bodembedekking SMART/MOVE (Veldkamp & Wiertz, 1997). Dit bestand, dat zich beperkt tot bestaand natuurgebied, combineert een vrij grove klassenindeling (9 klassen) met een zeer kleine celgrootte (25 m\*25 m). De bruikbaarheid van dit voor floristische doeleinden samengestelde bestand voor faunistische modelering dient nader onderzocht te worden. In vergelijking met de verfijnde klassenindeling van de LEDESS-typologie of het oorspronkelijke IBN-moerassenbestand lijkt de klassenindeling zeer grof voor habitatkwaliteitsbepaling.

### **3.4 Modelsoorten**

Als graadmeters van het natuur- en milieubeleid wordt gebruik gemaakt van doelsoorten en natuurdoeltypen. Voor een voorspelling van duurzaamheid van doelsoorten is het van belang te beschikken over bestanden met vegetatie- of vegetatiestructuurtypen als legendaeenheid, die te vertalen zijn in habitatkaarten voor deze soorten. Voor veel doelsoorten zijn de gebruikte databestanden niet zonder problemen te vertalen.

Ook het werken met grofschalige gridbestanden levert problemen op. Allereerst kan met bestanden op basis van 1 km\*1 km niet volstaan worden met de dominante doeltypen, maar zullen ook de overige typen vermeld dienen te worden (immers bij een dominante type met 51% kan in het geval van een 1 km\*1 km gridcel nog 49 ha van een ander type aanwezig zijn dat in zo'n geval vergeten wordt). Daarnaast speelt ook het schaalniveau van de doelsoorten een rol. Een en ander hangt af van de fusieafstand voor populaties van de soort en de dispersiecapaciteit. Het was met het schaalniveau van de gebruikte bestanden niet mogelijk om betrouwbare uitspraken te doen op netwerk niveau voor kleinere vogels en zoogdieren. In het geval van een 1 km\*1 km grid zullen te



optimistische inschattingen worden gedaan over de duurzaamheid. Tevens dient vooral voor kleinere zoogdieren en amfibieën naast een verfijning van het grid ook informatie over barrièrewerking gebruikt te worden voor een betrouwbare afbakening van habitatplekken en netwerk. Voor een toepassing van 1 km\*1 km gridbestanden voor enkele grotere vogel- en zoogdiersoorten wordt verwezen naar Bal & Reijnen (1997).

In deze studie is gekozen voor het werken met hypothetische soorten. Daarvoor zijn twee redenen: enerzijds de kwaliteit en het schaalniveau van de basisbestanden (zie boven) en anderzijds de beschikbaarheid van gekalibreerde METAPHOR-soortmodules. Er is gekozen voor METAPHOR-simulatie met twee soorten met een verschillend ecologisch profiel: een langlevende vogelsoort met lage dichtheden en lange dispersieafstanden (gekalibreerd roerdompmodel) en een kortlevende soort met hoge dichtheden en kortere dispersieafstanden (gekalibreerd rietzangermodel). Deze ecologische profielen worden in het vervolg aangeduid als 'grote soort' en 'kleine soort'. Tijdens de uitvoering van het onderzoek waren dit de enige twee METAPHOR-modelsoorten waarvoor een gekalibreerd model bestond. Voor de vergelijkbaarheid van de uitkomsten is gekozen om deze soorten te simuleren in verschillende landschappen (habitatkaarten), en om de soorteigenschappen (geboorte-, sterfte- en dispersie-karakteristieken) gelijk te houden.

### **3.5 Conclusies**

Er zijn goede landsdekkende gegevensbestanden voor standplaats en vegetatiestructuur beschikbaar gebaseerd op grids van 1 km\*1 km. Deze gridgrootte gecorrespondeert met een schaal 1 : 200 000. De vegetatiestructuurgegevens zijn beschikbaar als -percentage van een vegetatiestructuurtype per grid en als dominant vegetatiestructuurtype (inclusief complexen); de standplaatsgegevens als dominant fysiotooptype per grid. Deze bestanden zijn gebruikt in het verkenningendeel van Natuurverkenning 1997. Belangrijkste manco's zijn het ontbreken van goede vegetatiestructuurgegevens over extensieve akkers en graslanden, en ruigten met struikopslag. Een andere leemte is ontbreken van een goede typering van de ecologische kwaliteit van het grondwater. De mogelijkheden van het SMART/MOVE-basisbestand bodembedekking voor habitatkwaliteitsbepaling in LEDESS en LARCH/METAPHOR moeten nader worden onderzocht.

Op middellange termijn is een gegevensbestand mogelijk op basis van 500 m\*500 m (schaal 1 : 100 000). Gegevens over standplaats, bossen, landbouwgewassen en bebouwing met voldoende detail zijn reeds beschikbaar. Gegevens over korte natuurlijke vegetaties, zoals struweel, riet, ruigte, kwelder, heide en half-natuurlijke graslanden zijn nog onvolledig. In 1997 loopt een verkennend onderzoek naar het gebruik van remote sensing voor gegevensverzameling natuurlijke vegetaties.

Een verdere detaillering tot 250 m\*250 m. (schaal 1 : 50 000) is wenselijk. Hiervoor dient men te kunnen beschikken over een gegevensbestand voor bos met een vergelijkbare klassenindeling als de huidige LEDESS-typologie. Ook hiervoor is remote sensing, in combinatie met andere gegevens, zoals de digitale topografische kaart, de meest geëigende weg, maar blijft het de vraag in hoeverre het gewenste thematische onderscheid hieruit is af te leiden.

Voorts moet bedacht worden dat op dit schaalniveau de kwaliteit van standplaatsgegevens een probleem begint te worden. Weliswaar is een landsdekkend gegevensbestand schaal 1 : 50 000 beschikbaar, maar ervaring in regionale studies leert dat de gegevens in natuurgebieden duidelijke beperkingen kennen, om de simpele redenen dat deze inventarisaties zijn uitgevoerd voor landbouwkundige doeleinden en onland niet werd geïnventariseerd. DLO-Staring Centrum zal in 1998 een onderzoek starten om tot een standaard voor een primaire standplaatstypologie voor ecologische modellering op schaal 1 : 50 000 te komen.

De begin 1997 beschikbare landelijke gridbestanden zijn gezien hun legenda-eenheden en schaalniveau toegesneden op duurzaamheidsbepalingen en netwerkanalyses van een aantal grotere vogel- en zoogdiersoorten. Bij een verdere verfijning van het gridpatroon kan dat ook gerealiseerd worden voor een groot aantal andere (kleinere) soorten. Gezien de afstanden die voor veel soorten gebruikt worden om te komen tot een afbakening van de lokale populaties (maximaal honderden meters) dienen voor een groot aantal doelsoorten de gridbestanden verfijnd te worden tot 250 m\*250 meter.

Er is in deze studie gekozen om te werken met twee voorbeeldsoorten met verschillend ecologisch profiel (grote vogelsoort en kleine vogelsoort). Dit maakt het mogelijk om de modeluitkomsten voor de verschillende LEDESS-habitatkaarten optimaal te kunnen vergelijken. Hierbij staat het resultaat van de koppeling ter discussie, niet het realiteitsgehalte van de uitkomsten. De modelkoppeling is in principe uitvoerbaar voor een groot aantal soorten waarvoor (1) geschikte bestanden bestaan (legenda, schaalniveau), (2) LEDESS operationeel is en (3) METAPHOR- en/of LARCH-modules bestaan. Voor realistische resultaten is het van belang dat zowel LEDESS als LARCH/METAPHOR worden gekalibreerd met bestaande verspreidingsgegevens van (doel)soorten.

## 4 Ervaringen met het prototype

### 4.1 Inleiding

Het prototype behelst een koppeling LEDESS-vegetatiemodule, LEDESS-habitatmodule en METAPHOR gepresenteerd en getest. Een zinvolle koppeling met SMART/MOVE en LARCH was op dit moment niet mogelijk. Tijdens de test van het prototype ontbraken hiertoe de volgende schakels:

- Uitbreiding van MOVE met een vegetatiestructuur-responsie.
- Een gemeenschappelijke landsdekkende primaire standplaatstypologie voor SMART en LEDESS. Een eerste versie van deze typologie is in 1997 beschikbaar gekomen (Buit & Farjon, 1997). Zie ook 3.2.
- Een operationele versie van een landsdekkende LEDESS-vegetatiemodule. In 1997 is een eerste versie voor de beheersreeks "spontane bosontwikkeling" gereed (Buit & Farjon, 1997). Resultaten komen kort aan de orde in paragraaf 4.2.3.
- Een vertaaltabel van operationele standplaatskenmerken naar effecten op demografische kenmerken van dierpopulaties. Er ontbreekt systematische kennis van effecten van verdroging, vermesting, verzuring en verspreiding op populatieprocessen bij dieren. Een literatuuronderzoek van effecten van deze vormen van milieubelasting op reproductie, sterfte en beschikbaarheid van voedsel voor enkele soortgroepen lijkt noodzakelijk voordat modelering perspectief biedt.

Er is in deze studie gekozen voor een koppeling LEDESS-METAPHOR en niet voor een koppeling LEDESS-LARCH om de volgende redenen. Ten eerste is METAPHOR een causaal-mechanistisch simulatiemodel dat ruimtelijke bestanden vertaalt in populatieprocessen (geboorte, sterfte, dispersie) en metapopulatie processen (lokale extinctie, kolonisatie) terwijl LARCH een statische (d.w.z. niet-dynamische) analyse uitvoert. Wanneer aan de gebruiksvoorwaarden van beide modellen is voldaan verdient METAPHOR daarom de voorkeur. Overigens is het wel zo dat de normen en richtlijnen waarop LARCH is gebaseerd voor een groot deel gebaseerd zijn op METAPHOR-simulatiereultaten. Ten tweede is door de aard van de uitvoer het onderscheidend vermogen van METAPHOR groter dan van LARCH, waardoor resultaten van METAPHOR beter met elkaar vergeleken kunnen worden dan resultaten van LARCH. Ten derde zijn de resultaten van de koppeling LEDESS-LARCH voor zeer vergelijkbare bestanden reeds elders gepubliceerd (Bal & Reijnen, 1997). Uit die studie bleek, alhoewel de resultaten voor de individuele soorten soms vragen oproepen, bijvoorbeeld doordat er discrepanties waren tussen feitelijk voorkomen van soorten en modelresultaten, dat met name de per fysisch-geografische regio geaggregeerde resultaten van de tien afzonderlijke soorten samen goed bruikbaar waren voor het evalueren (in vergelijkende zin) van verschillende inrichtingsscenario's.

Het prototype van de duurzaamheid-module voor dierpopulaties is nader onderzocht door te variëren in landschapstype (4 typen, telkens 2 varianten, en totaal 3 scenario's) en soorteigenschappen. In dit hoofdstuk worden de werkwijze en de resultaten uiteengezet. Het hoofdstuk eindigt in conclusies en aanbevelingen.

## 4.2 Werkwijze

### 4.2.1 Keuze voor analyses

De output van LEDESS is gebruikt als input van METAPHOR (zie hoofdstuk 2 en figuur 2). In totaal zijn vier landschapstypen beschouwd: heide, bos, grasland en moeras. Met behulp van LEDESS zijn voor heide, bos en grasland habitatplekkaarten gegenereerd voor twee modelsoorten per habitattypen (tabel 1). De modelsoorten zijn aangeduid met een soortnaam tussen aanhalingstekens om verwarring met de diersoort te vermijden. Telkens is in LEDESS gekozen voor een modelsoort met een bredere ecologische amplitude ('wespendief', 'boompieper', 'graspieper') en een modelsoort met een smallere ecologische amplitude ('boomklever', 'korhoen', 'grutto'). Op deze wijze zijn bestanden aangemaakt voor de huidige situatie en voor de scenario's (zie paragraaf 4.2.3). Om de effecten van datavereenvoudiging van polygonenbestanden naar (dominanten)gridbestanden te kunnen beoordelen, zijn voor de uitgangssituatie twee polygoonbestanden voor het landschapstype moeras toegevoegd. Het betreft habitatplek-eenhedenkaarten voor roerdomp en rietzanger afkomstig van IBN-DLO.

METAPHOR-uitkomsten zijn verschillend voor verschillende soorten. Om het effect hiervan te onderzoeken is gekozen voor simulatie met twee soorten met een verschillend ecologisch profiel: een langlevende vogelsoort met lage dichtheden en lange dispersieafstanden (gekalibreerd roerdompmodel) en een kortlevende soort met hoge dichtheden en kortere dispersieafstanden (gekalibreerd rietzangermodel). Deze ecologische profielen worden in het vervolg aangeduid als 'grote soort' en 'kleine soort'. Van de acht bovengenoemde combinaties zijn de volgende simulaties uitgevoerd:

- METAPHOR-grote soort in LEDESS-wespendieffhabitat: 'wespendief'
- METAPHOR-grote soort in LEDESS-boomkleverhabitat (controle 1)
- METAPHOR-kleine soort in LEDESS-boomkleverhabitat: 'boomklever'
- METAPHOR-grote soort in LEDESS-korhoenhabitat: 'korhoen'
- METAPHOR-grote soort in LEDESS-boompieperhabitat (controle 2)
- METAPHOR-kleine soort in LEDESS-boompieperhabitat: 'boompieper'
- METAPHOR-grote soort in roerdomp/rietzanger-habitat: 'roerdomp'
- METAPHOR-kleine soort in roerdomp/rietzangerhabitat: 'rietzanger'

De METAPHOR-simulaties voor het landschapstype grasland zijn op basis van een eerste verkenning niet uitgevoerd (zie 4.3).

In 4.2.2 is beschreven welke databestanden zijn gebruikt om de huidige situatie te beschrijven. Voor elk landschapstype is een scenario geformuleerd waarin de uitgangssituatie is gewijzigd op een wijze die voor het milieubeleid relevant is. Het hoe en waarom van deze scenario's is beschreven in 4.2.3. Vervolgens is voor zowel uitgangssituatie als het scenario de duurzaamheid van de populaties van de modelsoorten gemodelleerd. Allereerst zijn habitatplekken bepaald met behulp van LEDESS (4.2.4). De habitatplekkaart is de invoer in METAPHOR, die de duurzaamheid van de dierpulaties berekent (4.2.5).

## 4.2.2 Uitgangssituatie

De uitgangssituatie is beschreven met behulp van de databestanden van LEDESS-Nederland (Buit & Farjon, 1997). Deze bestanden geven dominanten per vierkante-kilometercel. De standplaats is getypeerd met behulp van fysiotopten. Dit zijn ruimtelijke eenheden die homogeen zijn voor wat betreft de primaire standplaatsfactoren (hydrologische processen, waterstanden en substraat). Het databestand is onder meer afgeleid uit de Bodemkaart van Nederland 1 : 50 000 en modeluitvoer van het Landelijk Grondwatermodel (Pastoors, 1993). Aanhangsel 1 geeft de fysiotooptypologie. Het vegetatiestructuurbestand is afgeleid uit onder meer de Nederlandse Bosstatistiek (1985), een heidevergrassingbestand HEIMON (Kootwijk et al., 1994) en LKN-IPIECO (Van der Linden et al., 1995). De vegetatiestructuurtypologie staat in aanhangsel 2. Voor een uitgebreidere beschrijving van de typologieën en de databestanden wordt verwezen naar Buit & Farjon (1997).

*Tabel 1 LEDESS-modelsoorten voor METAPHOR-testruns van grote en kleine soort in verschillende landschapstypen*

Landschapstype	Grote soort	Kleine soort
bos	'wespendief'	'boomklever'
heide	'korhoen'	'boompieper'
grasland	'grutto'	'graspieper'
moeras	'roerdomp'	'rietzanger'

Om te onderzoeken wat het effect is van een habitatsimplificatie op basis van dominanten, is voor dit project ook gebruik gemaakt van bestanden die percentages van een bepaald vegetatiestructuurtype per vierkante kilometer geven.

## 4.2.3 Scenario's

Per landschapstype is een scenario geformuleerd om een indicatie te krijgen van de gevoeligheid van de modelketen voor nationale milieubeleidsvraagstukken. De scenario's zijn zeer simpel gehouden om geen verwarring met reële beleidsopties te krijgen.

### **Grasland**

Voor grasland is een vernattingsscenario geformuleerd voor alle gronden binnen de bruto-EHS om effecten van anti-verdrogingsbeleid op dierpopenaties te beoordelen. Dit scenario is gemaakt met behulp van de LEDESS-standplaatsmodule. De LEDESS-grondwatertrappenkaart is voor de gebieden binnen de EHS gewijzigd met behulp van de vertaaltabel in tabel 2. LEDESS genereert een nieuwe fysiotoptenkaart. In het scenario is de vegetatiestructuur constant gehouden.

### **Heide**

Voor heide is een scenario geformuleerd dat uitgaat van een reductie van de atmosferische depositie van stikstof. Het model HEATHSOL (Bakema et al., 1994) kan de invloed van stikstofdepositie op de soortensamenstelling van de heide berekenen. Deze

wordt uitgedrukt in een vergrassingspercentage. Het databestand van HEATHSOL is in LEDESS-vegetatiestructuur typologie gebruikt om de uitgangssituatie te beschrijven. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen vergraste en niet-vergraste heide op basis van een vergrassingspercentage van 50%. Het scenario gaat uit van een zodanige emissiereductie dat het vergrassingspercentage een factor 0,7 kleiner wordt. Het scenario is aangemaakt door gebieden met 70% of minder vergrassing in het HEATHSOL-bestand als niet-vergrast te beschouwen.

*Tabel 2 Vertaalsleutel van de huidige grondwatertrappen naar grondwatertrappen in het vernattingsscenario (uitsluitend binnen bruto-EHS)*

Huidige situatie	Vernattingsscenario
GVG < 30 cm	GVG < 30 cm
GVG < 55 cm	GVG < 30 cm
35 < GVG < 65 cm	GVG < 55 cm
55 < GVG < 100 cm	55 < GVG < 100 cm
GVG > 100 cm	GVG > 100 cm

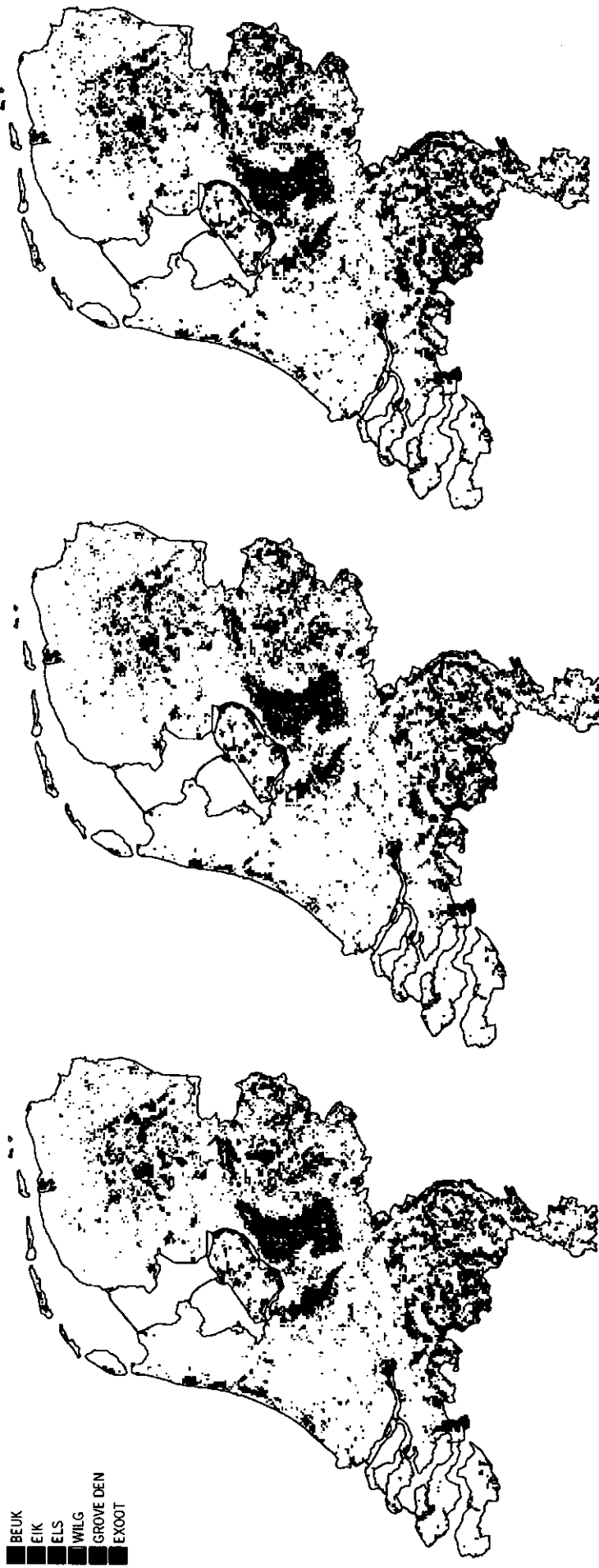
*Tabel 3 Vertaalsleutel van de huidige vegetatiestructuurtypen naar vegetatiestructuurtypen in het bosvormingsscenario*

Huidige situatie	Na 40 jaar bosvorming
loofbos < 40 jaar	loofbos 40-80 jaar
loofbos 40-80 jaar	loofbos > 80 jaar
loofbos > 80 jaar	loofbos > 80 jaar
dennenbos < 40 jaar	dennenbos 40-80 jaar
dennenbos 40-80 jaar	loofbos < 40 jaar
sparrenbos < 40 jaar	sparrenbos 40-80 jaar
sparrenbos 40-80 jaar	loofbos < 40 jaar

### **Bossen**

Voor bossen is een scenario met ecologisch bosbeheer geformuleerd dat uitgaat van de omzetting van naald- in loofhout. Met omzetting wordt gewacht tot het naaldhout economisch gezien volgroeid is, namelijk ouder dan 40 jaar. Het scenario geeft de situatie op 40 jaar na heden waardoor effecten van de vegetatieontwikkeling zichtbaar worden. Het scenario is gemaakt aan de hand van de LEDESS-vegetatiestructuur bestand. Tabel 3 vat de vertaalfuncties samen.

Een dergelijk scenario is goed te simuleren met de LEDESS-vegetatiemodule. Figuur 3 laat de resultaten van de toepassing van spontaan bosbeheer op het Nederlandse bos na 30 jaar zien (Buit & Farjon, 1997). Onder dit beheer is er na 30 jaar sprake van jonger bos dan in de uitgangssituatie.

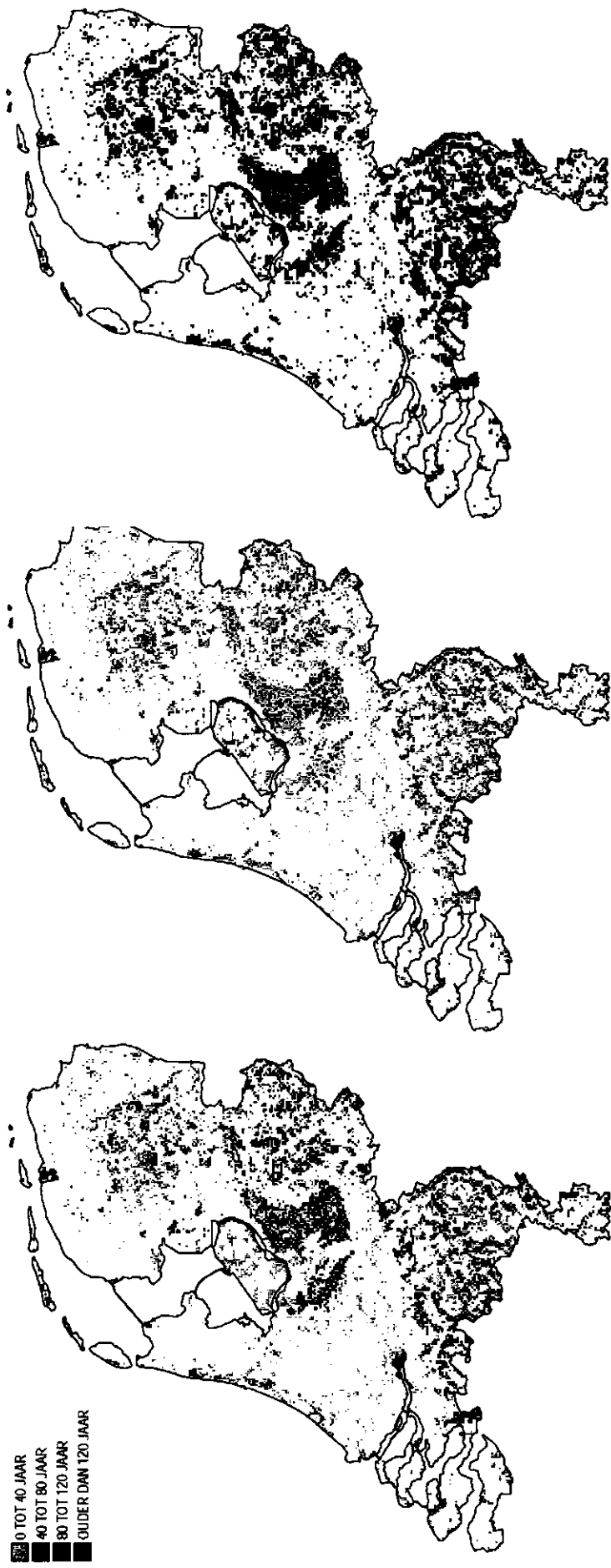


Uitgangssituatie

Na 30 jaar

Na 500 jaar

Fig. 3a Soortensamenstelling van de vegetatie na 0, 30 en 500 jaar spontane bosontwikkeling gemodelleerd door LEDESS-vegetatiemodule



Uitgangssituatie

Na 30 jaar

Na 500 jaar

Fig. 3b Leeftijd van de vegetatie na 0, 30 en 500 jaar spontane bosontwikkeling gemodelleerd door LEDESS-vegetatiemodule



#### **4.2.4 Bepaling van de habitatplekken**

De LEDESS-habitatmodule (Knol et al., 1997) is gebruikt om per modelsoort een habitatplekkaart samen te stellen voor de uitgangssituatie en het scenario. Voor de uitgangssituatie zijn de huidige fysiopenkaart en de huidige vegetatiestructuurkaart ingelezen. LEDESS beoordeelt elke gridcel aan de hand van een kennistabel, die per soort aangeeft welke fysiotoop-vegetatiestructuurtype-combinatie als geschikte habitat kan worden beschouwd. Deze matrix kent dus 103\*75 cellen. In het heide- en bosscenario is uitsluitend sprake van een aangepaste vegetatiestructuurkaart, terwijl in het vernattingscenario de fysiopenkaart is aangepast. Figuur 4 laat de habitatplekkaart voor de modelsoort 'wespendief' zien in de uitgangssituatie en in het scenario.

#### **4.2.5 Bepaling van de draagkracht en verzadiging**





Met model METAPHOR is de metapopulatie dynamiek gesimuleerd over 150 jaar, waarbij in jaar 0 begonnen werd met alle habitatplekken op draagkracht. De stochastische simulatie werd voor elke situatie (landschap en soort) 100 keer herhaald om te corrigeren voor toevalseffecten. Tussen jaar 50 en jaar 150 werden populatiestatistieken bijgehouden zoals de kans op uitsterven, gemiddelde populatie-omvang, verzadigingsniveau van de populatie en dergelijke. Twee parameters zijn in deze studie gebruikt voor de analyse van de resultaten: ten eerste de totale draagkracht voor de populatie in alle plekken van de metapopulatie samen, ten tweede de verzadiging van de populatie, het aantal individuen ten opzichte van de draagkracht. Als alle plekken zich precies op draagkracht zouden bevinden zou de verzadiging 1 zijn. De verzadiging kan theoretisch ook boven de 1 uitkomen, want METAPHOR staat zgn. 'floaters' toe, boventallige dieren die niet kunnen reproduceren. De verzadiging is een maat voor de versnippering: hoe groter de versnippering hoe lager de verzadiging. Dit komt doordat versnippering de lokale extinctiekansen vergroot en de herkolonisatiekans verkleint waardoor leegstand optreedt.

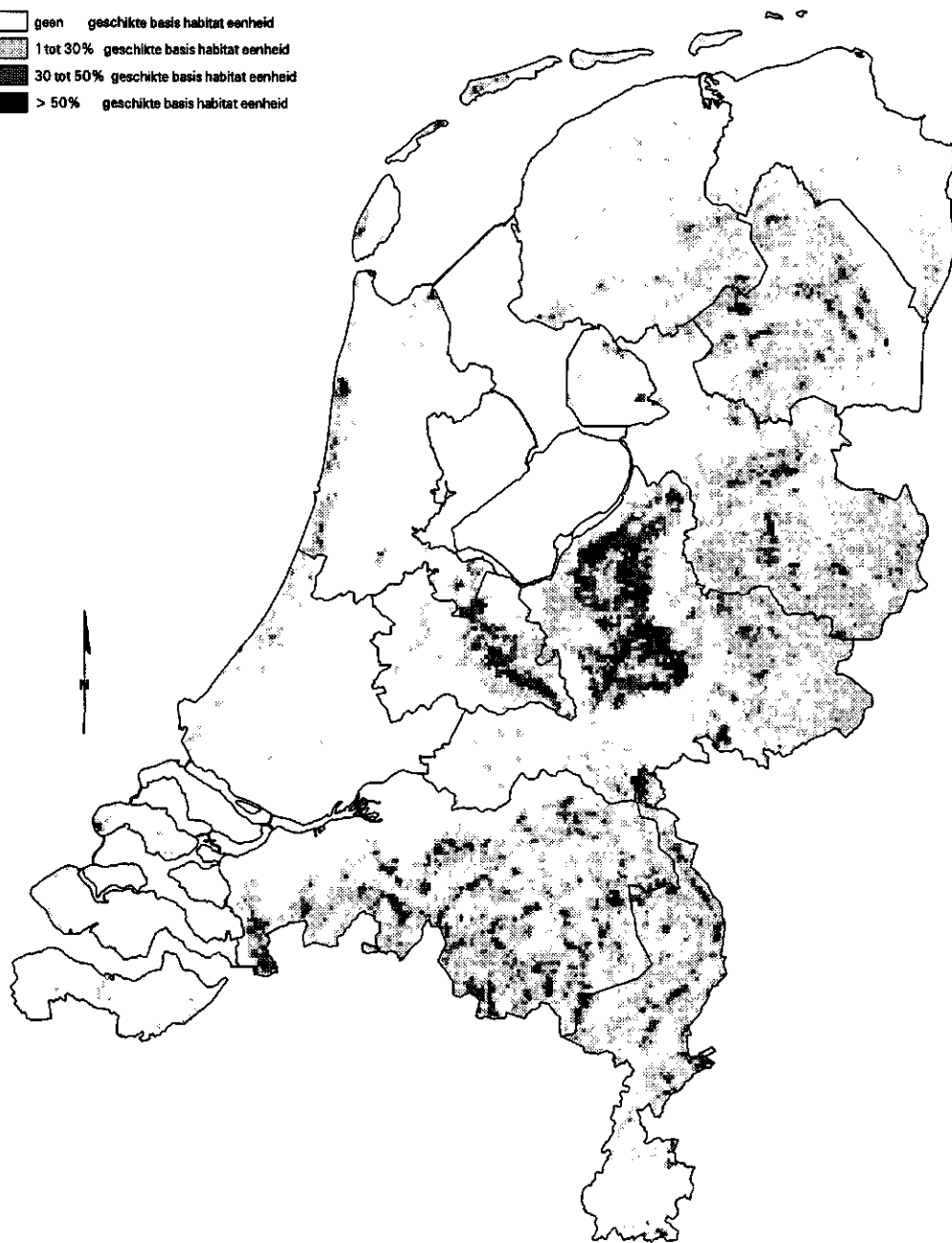
### **4.3 Resultaten**

#### **4.3.1 Inleiding**

In alle uitgevoerde simulaties overleefde de metapopulatie de 150 jaar: de uitsterfkansen waren nul, er is onder de gesimuleerde omstandigheden sprake van duurzame netwerkpopulaties. Dat is onder meer het gevolg van de keuze voor landschapstypen (bos, grasland, heide en moeras) die redelijk algemeen voorkomen. De simulaties zijn uitgesplitst naar uitgangssituatie (uit) of scenario (sce), grote soort of kleine soort, smalle (steno) of brede (eury) ecologische amplitude, percentagebestanden (%) of dominantenbestanden (dom).

## Wespendief uitgangssituatie

-  geen geschikte basis habitat eenheid
-  1 tot 30% geschikte basis habitat eenheid
-  30 tot 50% geschikte basis habitat eenheid
-  > 50% geschikte basis habitat eenheid



0 km 50



Projecttitel : Natuur modellen koppeling  
Projectnr : 7436  
Author : W.C. Knol & P. Kuivenhoven  
Bron: DLO- Staring Centrum  
Kaartnr: 3a

Datum: Friday 06- Jun- 97 17:14

Fig. 4a Habitatplekkaart voor de LEDESS-modelsoort 'wespendief' in huidige situatie

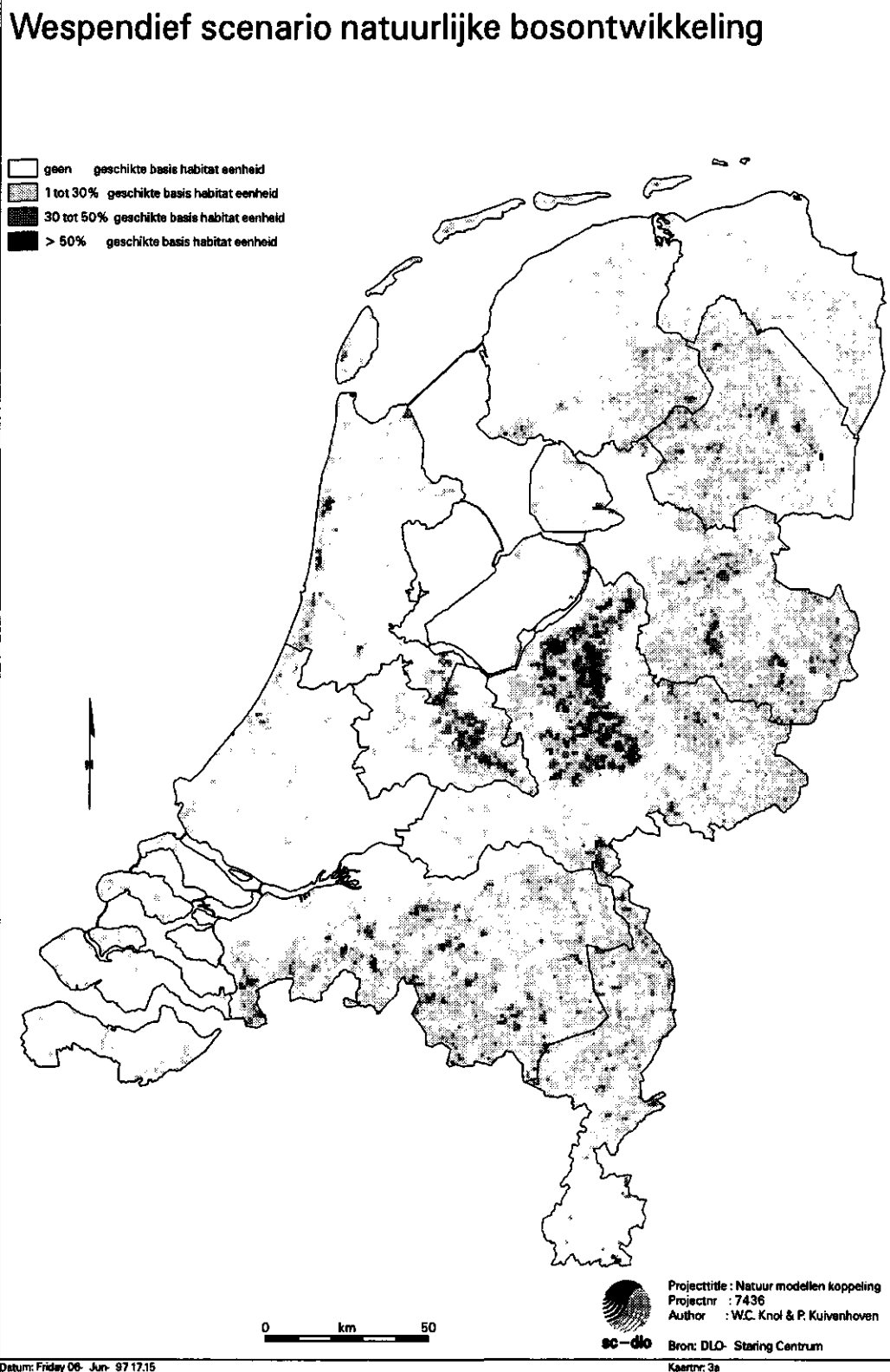


Fig. 4b Habitatplekkaart voor de LEDESS-modelsoort 'wespendief' in het bosvormingsscenario

### 4.3.2 Grasland

Tabel 4 geeft de oppervlakte van geschikte habitatplekken voor de LEDESS modelsoorten voor grasland: grutto en graspieper. Hieruit blijkt dat vernatting binnen de bruto-EHS leidt tot 9-12% toename van het geschikte habitat. Dit geldt zowel voor de percentage bestanden als de dominantenbestanden. Het dominantenbestand onderschat de hoeveelheid geschikt habitat met ongeveer 15%. In dit dominantebestand zijn complexen met grasland niet meegenomen. Normaal beschouwt LEDESS complexen van grasland met akkers op natte tot vochtige standplaatsen ook als geschikt habitat. In dergelijke bestanden is de onderschatting van de hoeveelheid geschikt habitat kleiner, namelijk ongeveer 10%. Ook bij het gebruik van dergelijke bestanden wordt de afname in dezelfde orde van grootte geschat.

*Tabel 4 Oppervlakte aan geschikte habitatplekken voor modelsoorten van grasland in uitgangssituatie en een vernatting scenario bepaald met behulp van LEDESS*

	Uitgangssituatie	Scenario	Vershil scenario - uitgangssituatie
<b>grutto</b>			
percentagebestand (ha)	628644	711766	+ 13%
dominantenbestand (ha)	532557	595017	+ 12%
dominantenbestand (% van per. bestand)	85	84	
dominanten plus complexen (ha)	574111	647284	+ 13%
dom. plus complex (% van per. bestand)	91	91	
<b>graspieper</b>			
percentagebestand (ha)	907778	988811	+ 9%
dominantenbestand (ha)	755273	823405	+ 9%
dominantenbestand (% van per. bestand)	83	83	
dominanten plus complexen (ha)	820974	897600	+ 9%
dom. plus complex (% van per. bestand)	90	91	

Voor de graslandbestanden bleek het niet zinvol om simulaties uit te voeren daar geen sprake was van een metapopulatie; vrijwel alle habitat smolt in METAPHOR aaneen tot een grote populatie. Versnippering speelt hier zeker op nationale schaal geen rol.

### 4.3.3 Heide

Tabel 5 geeft de door LEDESS bepaalde oppervlakte van geschikte habitatplekken voor de modelsoorten van heide: korhoen en boompieper. Het ontgrassingsscenario leidt tot 14-22% toename voor de modelsoort korhoen. Voor boompieper heeft het scenario geen effect, omdat deze soort een veel grotere ecologische amplitudo heeft dan korhoen.

In figuur 5 staan de resultaten uitgezet van draagkracht (a) en verzadiging (b) voor de heidesimulaties, waarbij percentagebestanden en dominantenbestanden vergeleken worden. De draagkracht is altijd kleiner voor de dominantenbestanden, behalve voor de kleine soort. Dit laatste berust vermoedelijk op een niet meer te traceren fout ergens in de modelketen.

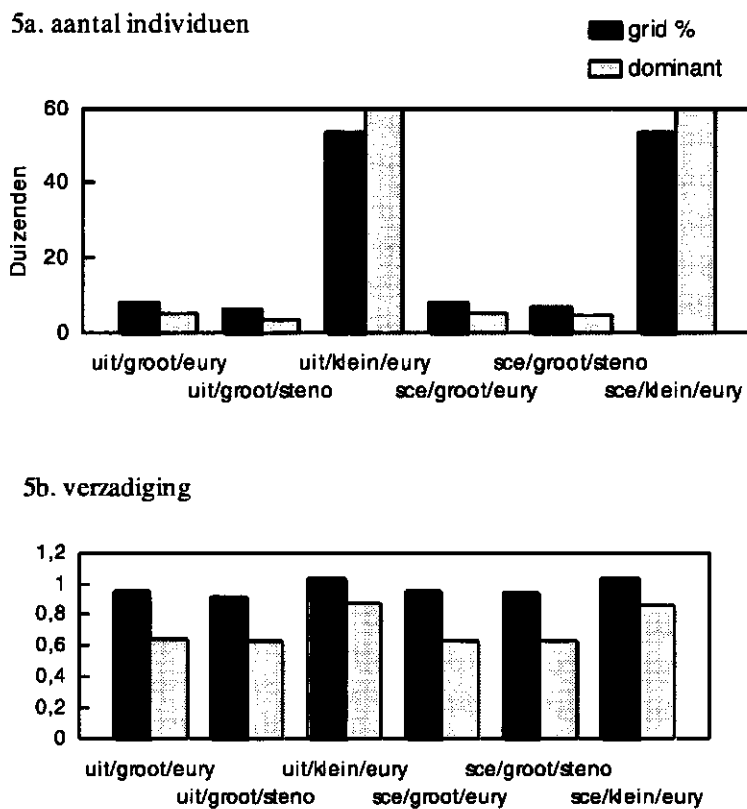


Fig. 5 METAPHOR-simulatiere resultaten voor heide vergeleken naar type bestanden: percentage- en dominantenbestanden voor verschillende combinaties van scenario, populatiedynamisch profiel en ecologische amplitudo.

a. gemiddelde populatiegrootte (aantal individuen) en b. verzadiging ten opzichte van de totale draagkracht.

uit = uitgangssituatie, sce = scenario, groot = populatiedynamisch profiel grote soort  
 klein = populatiedynamisch profiel kleine soort, eury = brede ecologische amplitudo: LEDESS-  
 modelsoort 'boompieper', steno = smalle ecologische amplitudo: LEDESS-modelsoort  
 'korhoen'

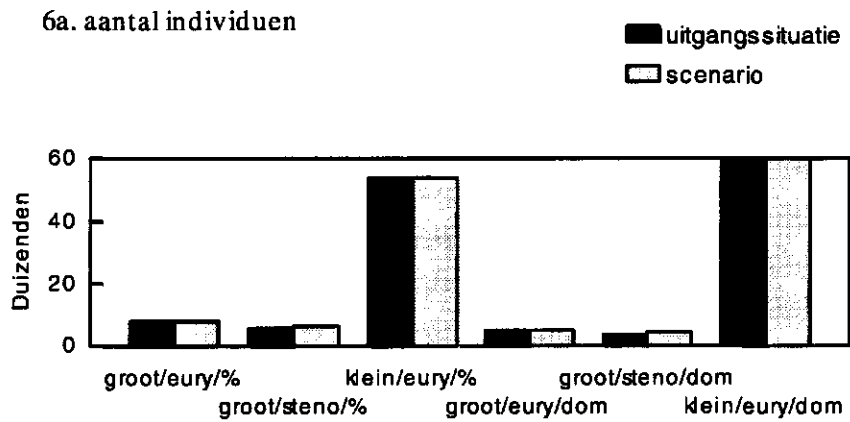
*Tabel 5 Oppervlakte aan geschikt habitatplekken voor de modelsoorten van heide in de huidige situatie en een ontgrassing scenario bepaald door LEDESS*

	Uitgangssituatie	Scenario	Vershil scenario - uitgangssituatie
<b>korhoen</b>			
percentagebestand (ha)	28787	32680	+ 14%
dominantenbestand (ha)	12200	14900	+ 22%
dominantenbestand (% percentagebestand)	42	46	
<b>boompieper</b>			
percentage bestand (ha)	38047	38084	+ 0,1%
dominantenbestand (ha)	18600	18600	0 %
dominantenbestand (% percentagebestand)	49	49	

Ook de verzadiging is telkens kleiner voor dominanten: het habitat is in de dominantenbestanden meer versnipperd, waarschijnlijk omdat in werkelijkheid aaneengesloten gebieden uiteenvallen in deelgebieden in het dominantenbestand, en/of omdat de afstanden tussen deelgebieden groter zijn wanneer men alleen habitat toekent aan cellen waar dit het dominante type is. De percentagebestanden geven een verzadiging van vrijwel 100% (geen versnipperingsprobleem). Het 'dominantenlandschap' blijkt meer versnipperd te zijn, met een verzadiging van slechts ca. 60% (dus 40% leegstand). De resultaten voor de kleine soort zijn ook hier vermoedelijk onbetrouwbaar vanwege de eerdergenoemde fout.

Om het effect van de scenario's te demonstreren zijn de resultaten uit figuur 5 nogmaals uitgezet in figuur 6, nu met uitgangssituatie en scenario naast elkaar. Figuur 6a laat zien dat de draagkracht alleen voor de stenotope soort (smalle ecologische amplitude: LEDESS-modelsoort 'korhoen') toeneemt ten opzichte van de uitgangssituatie. Dit is begrijpelijk daar de soort met de brede amplitude geen hinder ondervindt van vergrassing, en dus ook geen baat heeft bij ontgrassingsmaatregelen. Het resultaat is hetzelfde voor percentagebestanden en dominantenbestanden. Bij verzadiging (6b) zien we alleen een (kleine) vooruitgang voor de stenotope soort bij de percentagebestanden. Voor de dominantenbestanden neemt blijkbaar de populatie evenredig met de draagkracht toe. De simulaties voor de kleine soort en dominantenbestanden zijn onbetrouwbaar.

In figuur 7 wordt gekeken naar het verschil tussen smalle ecologische amplitude (LEDESS-modelsoort 'korhoen') en brede ecologische amplitude (LEDESS-modelsoort 'boompieper'). Hoewel de draagkracht altijd groter is voor de soort met de brede amplitude (7a), is het verschil in verzadiging klein (7b). Blijkbaar neemt de populatie evenredig toe of af met de hoeveelheid habitat en is het effect op de mate van versnippering gering.



6b. verzadiging

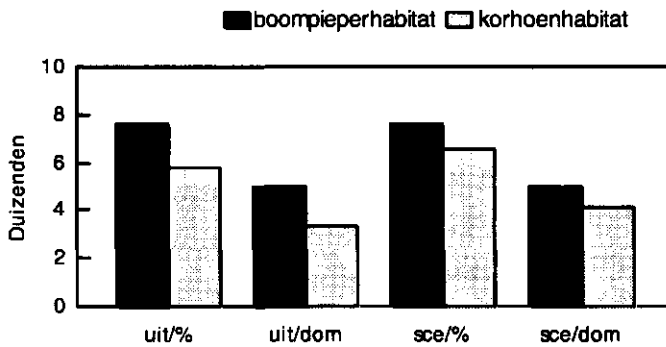


Fig. 6 METAPHOR-simulatiereultaten voor beide vergeleken naar scenario: uitgangssituatie en scenario voor verschillende combinaties van scenario, populatiedynamisch profiel en ecologische amplitudo.

a. gemiddelde populatiegrootte (aantal individuen) en b. verzadiging ten opzichte van de totale draagkracht.

groot = populatiedynamisch profiel grote soort, klein = populatiedynamisch profiel kleine soort, eury = brede ecologische amplitudo: LEDESS-modelsoort 'boompieper', steno = smalle ecologische amplitudo: LEDESS-modelsoort 'korhoen', % = percentagebestand dom = dominantenbestand.

7a.aantal individuen



7b. verzadiging

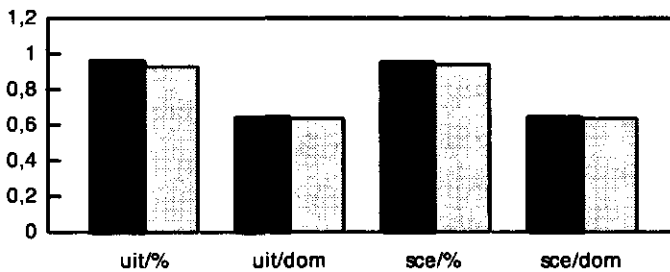


Fig. 7 METAPHOR-simulatiereultaten voor heide: LEDESS-modelsoort 'boompieper' (populatiodynamisch profiel 'grote soort') vergeleken naar type bestanden voor verschillende combinaties van scenario.

a. gemiddelde populatiegrootte (aantal individuen) en b. verzadiging ten opzichte van de totale draagkracht.

uit = uitgangssituatie, sce = scenario, % = percentagebestand, dom = dominantenbestand.

#### 4.3.4 Bos

Tabel 6 geeft de resultaten van de bepaling van de oppervlakte aan geschikte habitatplekken voor de LEDESS-modelsoorten van bossen: 'wespandief' en 'boomklover'. Hieruit blijkt dat het bosvormingsscenario leidt tot een aanzienlijke afname voor de wespandief. Dit komt door de omzetting van oud naaldbos naar jong loofbos. De schatting van de afname met behulp van het dominantenbestand is veel groter dan met behulp van het percentagebestand: 58 versus 15%. Voor 'boomklover' leidt verloofing tot een zeer grote toename van de oppervlakte aan geschikte habitatplekken. Ook voor deze modelsoort geldt dat het dominantenbestand dezelfde trend laat zien als het percentagebestand, maar dat de verschillen veel extremer zijn.



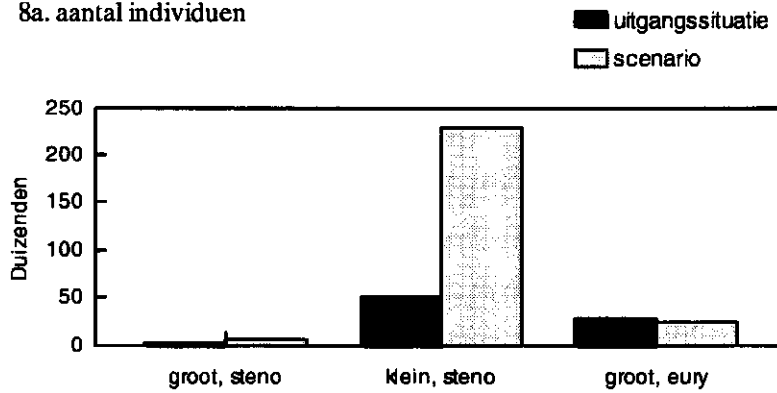
*Tabel 6 Oppervlakte aan geschikte habitatplekken voor LEDESS-modelsoorten van bos (wespendif en boomklever) in uitgangssituatie en scenario*

	Uitgangssituatie	Scenario	Vershil scenario - uitgangssituatie
<b>wespendif</b>			
percentagebestand (ha)	164323	140070	- 15%
dominantenbestand (ha)	75800	31900	- 58%
dominantenbestand (% percentagebestand)	46	23	
<b>boomklever</b>			
percentagebestand (ha)	13340	48091	+ 261%
dominantenbestand (ha)	100	2500	+ 2400%
dominantenbestand (% percentagebestand)	1	5	

Bij bos is de fout die gemaakt wordt door te simplificeren tot dominanten (te) groot, omdat bos tamelijk versnipperd in Nederland voorkomt (tabel 6). Daarom zijn alleen de percentagebestanden gebruikt als input voor METAPHOR. Om het effect van de scenario's te demonstreren zijn de resultaten uitgezet in figuur 8, met uitgangssituatie en scenario naast elkaar. Figuur 8a laat zien dat de draagkracht voor de stenotopie soorten (smalle ecologische amplitude: LEDESS-modelsoort 'boomklever') toeneemt ten opzichte van de uitgangssituatie. Dit komt door het ouder worden van de bossen. Voor de eurypotopie soort (brede ecologische amplitude: LEDESS-modelsoort 'wespendif') is de situatie tegengesteld: het scenario levert minder draagkracht dan de uitgangssituatie. Dit komt door de omzetting van oud naaldbos naar jong loofbos. Bij verzadiging (8b) zien we hetzelfde resultaat. De grote soort in boomkleverhabitat ondervindt, met name in de uitgangssituatie, last van versnippering zoals blijkt uit een verzadiging van maar 40% (dus 60% leegstand). In het scenario neemt deze soort zowel absoluut als relatief toe: het scenario leidt in dit geval tot ontsnippering. De kleine soort in hetzelfde landschap heeft, waarschijnlijk als gevolg van de hoge dichtheden, minder last van versnippering.

In figuur 9 wordt gekeken naar het verschil tussen smalle ecologische amplitude (LEDESS-modelsoort 'boomklever') en brede ecologische amplitude (LEDESS-modelsoort 'wespendif'). De draagkracht is altijd groter voor de soort met de brede amplitude (9a), vooral in de uitgangssituatie is het verschil zeer groot. De verschillen in verzadiging (9b) komen overeen met die in draagkracht. Het stenotopie habitat is meer versnipperd, in de uitgangssituatie is het verschil het grootst.

8a. aantal individuen



8b. verzadiging

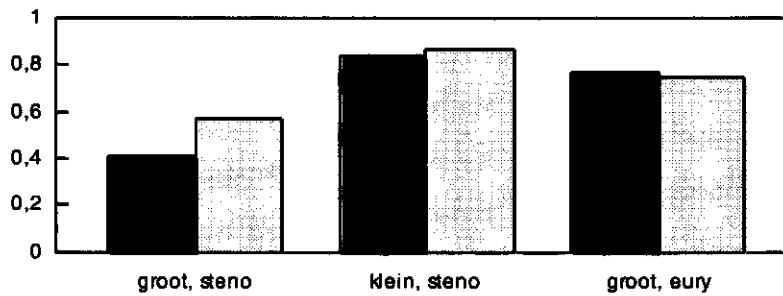


Fig. 8 METAPHOR-simulatiereultaten landschapstype bos: Een vergelijking per scenario naar populatiedynamisch profiel en ecologische amplitudo.

a. gemiddelde populatiegrootte (aantal individuen) b. verzadiging ten opzichte van de totale draagkracht.

groot = grote soort, klein = kleine soort, eury = brede ecologische amplitudo: LEDESS-modelsoort 'wespendief', steno = smalle ecologische amplitudo: LEDESS-modelsoort 'boomklever'.

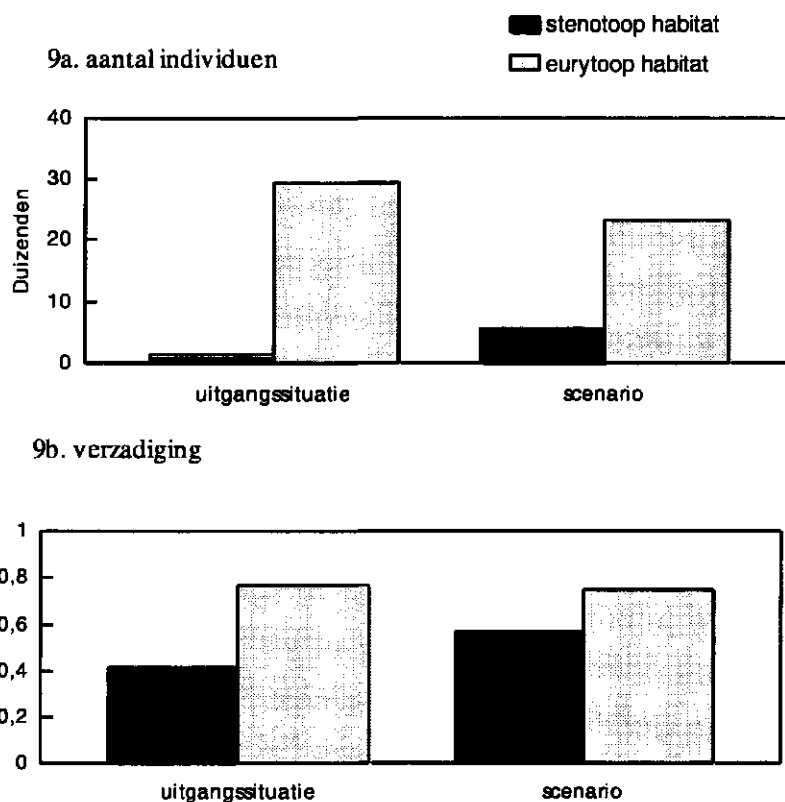


Fig. 9 METAPHOR-simulatiere resultaten voor het landschapstype bos: Een vergelijking per ecologische amplitudo naar scenario.

a. gemiddelde populatiegrootte (aantal individuen) b. verzadiging ten opzichte van de totale draagkracht.

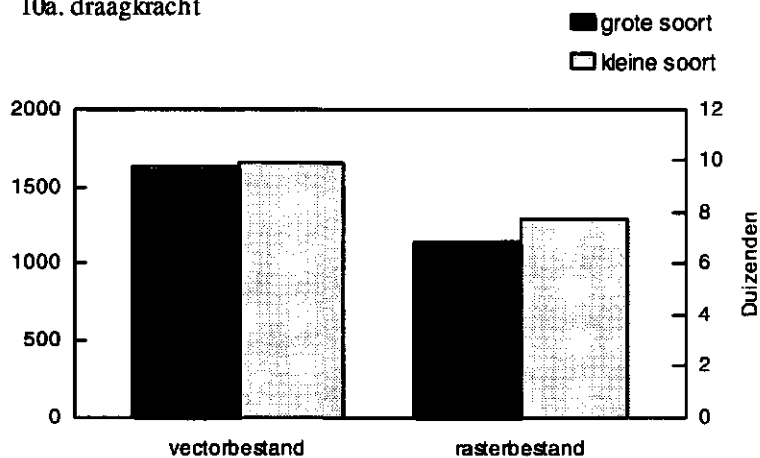
#### 4.3.5 Moeras

Voor moeras was een grootschalige kaart voorhanden. Het betreft een polygonenbestand met alle plekken rietmoeras van Nederland vanaf 1 ha en oppervlakte waterriet, een kwaliteitsparameter voor moerasvogels. Met dit bestand zijn de volgende analyses uitgevoerd:

- Het polygonenbestand is vergrid. Daarbij is gekozen voor de oppervlakte aan moeras als parameter, de kwaliteit is komen te vervallen.
- De gegevens zijn op twee manieren vergrid: (a) alles, (b) alleen gridcellen met meer dan 10% habitat. Dit omdat 10% bij de andere bestanden als minimum geldt.
- Het weglaten van kleine plekken (kleiner dan 5, 10, 30 ha).

De resultaten van de stap van een polygonenbestand naar een rasterbestand is weergegeven in figuur 10a (draagkracht) en 10b (verzadiging) voor een grote en een kleine moerasvogel (roerdomp en rietzanger). Figuur 10a heeft een dubbele y-as. Theoretisch zou er (vrijwel) geen effect van vergridding moeten zijn op de draagkracht. Het effect dat te zien is moet dan ook toegeschreven worden aan het verwaarlozen van de kwaliteitsparameter in het rasterbestand. Het effect op de verzadiging is gering (6b)

10a. draagkracht



10b. verzadiging

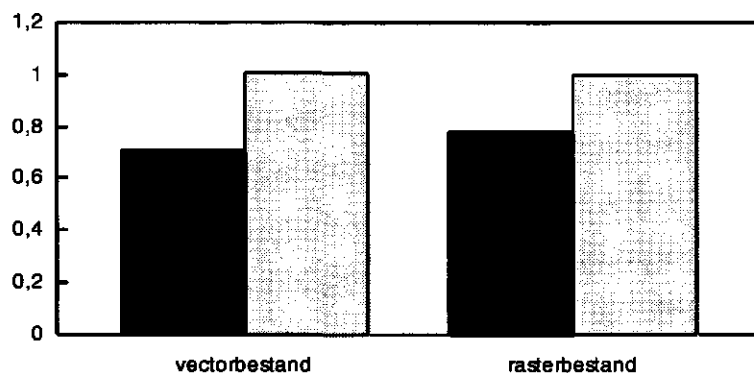


Fig. 10 METAPHOR-simulatiere resultaten landschapstype moeras: Vergelijking grote soort (roerdomp, linker y-as) en de kleine soort (rietzanger: rechter y-as) voor een gedetailleerd vectorbestand met plekken vanaf 1 ha en een extra kwaliteitsparameter en de tot km-hokken vergridde versie van het bestand (rasterbestand) met weglating van de kwaliteitsparameter.

a. totale draagkracht van het habitatnetwerk b. verzadiging ten opzichte van de totale draagkracht.

Het effect van het hanteren van een 10%-grens voor gridcellen is te zien in figuur 11 (draagkracht: linker y-as, verzadiging: rechter y-as, alleen kleine soort). Het effect op de draagkracht is gering, de verzadiging is gedaald van 100% naar 68%: het landschap met alleen gridcellen met 10%-habitat en meer is duidelijk meer versnipperd, ondanks het geringe verlies aan draagkracht.

In figuur 12 is het effect weergegeven van het weglaten van kleine plekken. In figuur 12a is te zien dat de draagkracht in geringe mate afneemt bij het weglaten van plekken tot 10 ha, en sterk afneemt bij het weglaten van plekken tot 30 ha.

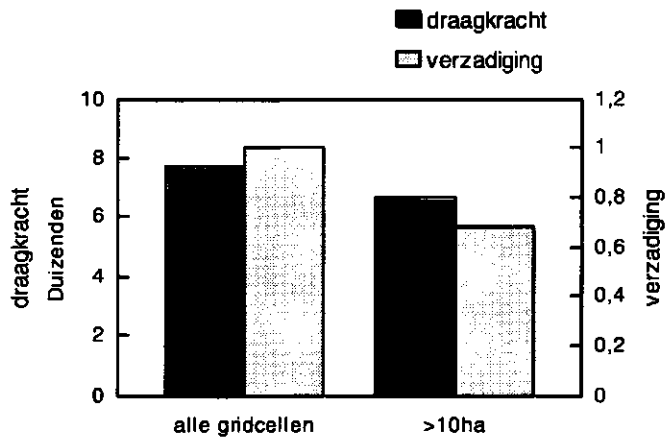


Fig. 11 METAPHOR-simulatiere resultaten voor populatiedynamisch profiel kleine soort van het landschapstype moeras: Vergelijking berekende draagkracht en verzadiging voor twee gridbestanden: volledig bestand ('alles') en bestand met uitsluitend cellen met 10 ha habitat of meer ('>10 ha').

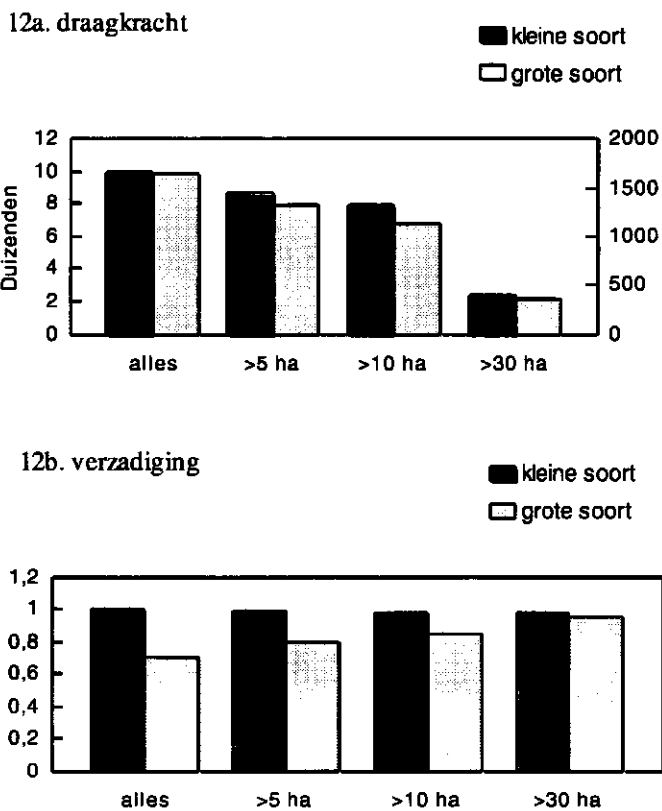


Fig. 12 METAPHOR-simulaties landschapstype 'moeras': Het effect van het weglaten van kleine plekken in het polygonenbestand op a. totale draagkracht van het habitatnetwerk en b. verzadiging ten opzichte van de totale draagkracht. Figuur a heeft twee y-assen (links, donkergrijs, kleine soort: rietzanger; rechts, lichtgrijs, grote soort: roerdomp).

Opgemerkt kan worden dat bij dominantenbestanden plekken van minder dan 30 ha ook verdwijnen. Bij moeras (zoals ook bij loofbos) geeft dat een groot verlies aan draagkracht. In figuur 12b staat het effect op verzadiging weergegeven. Hier is de trend anders dan bij de draagkracht: bij het weglaten van kleine plekken neemt de verzadiging juist toe. De versnippering is afgenomen doordat kleine plekken die vaak uitsterven uit het bestand zijn verwijderd, de overgebleven grote plekken bevatten duurzame populaties.

## 4.4 Conclusies

### *Modelinfrastructuur*

Het koppelen van modellen, hoewel in theorie goed uitvoerbaar, stuit op een aantal praktische problemen die te maken hebben met de modelinfrastructuur: unix vs. dos of windows, workstations vs. pc's, verschillende ARC/INFO-versies. De modelketen is nu opgebouwd uit vele stappen en stapjes, vaak uitgevoerd door verschillende mensen, en dit is een grote bron van fouten gebleken. In de toekomst zouden er duidelijkere afspraken moeten worden gemaakt over overdracht van bestanden, en zou de keten moeten worden gestroomlijnd en zo mogelijk ingedikt tot minder stappen die beter controleerbaar zijn. Een forse investering in informatietechnologie om de modelinfrastructuur te verbeteren is noodzakelijk.

### *Percentagebestanden en dominantenbestanden*

Het effect van het gebruik van dominantenbestanden hangt af van het habitatype en de schaal. Wat de schaal betreft kunnen we hier geen conclusies trekken, omdat alleen gewerkt is met gridcellen van 1 km\*1 km. De moerasassimulaties suggereren dat bij moerasbestanden het weglaten van bestanden tot 10 ha aanvaardbaar is, tot 30 ha (vergelijkbaar met dominantenbestanden) niet. Bij loofbos bleek bijna niets over te blijven wanneer men zich zou beperken tot dominantenbestanden. Bij heide is het effect op de verzadiging groot: het 'dominantenlandschap' is veel meer versnipperd dan het 'percentagelandschap'. De conclusie luidt dan ook dat bij landschapstypen die in grotere eenheden voorkomen (bijv. heide) de simplificatie tot dominanten meer aanvaardbaar is dan bij landschapstypen die meer versnipperd zijn (bijv. loofbos). We verwachten dat het gebruik van dominanten veel minder een probleem is wanneer de schaal van de bestanden vergroot wordt naar cellen van 500 m\* 500 m of 250 m\* 250 m. Alhoewel dominantenbestanden minder bruikbaar zijn voor absolute bepaling van draagkracht, is gebruik bij vergelijking tussen scenario's, dus voor relatieve draagkracht bepaling, wel mogelijk.

### *Effecten van scenario's*

In dit project is gewerkt met 'quick and dirty' milieuscenario's (heide) en beheersscenario's (bos). De resultaten op populatieniveau komen overeen met de verwachting. Hieruit blijkt dat de modelketen in principe geschikt is voor het doorrekenen van (milieu)scenario's. Hoe de scenario's exact doorwerken op de modelparameters dient nader bestudeerd te worden.

### ***Gevoeligheid***

Alle resultaten zijn gevoelig voor soorteigenschappen en ruimtelijke rangschikking van habitat. In deze studie is gekozen voor twee modelvogelsoorten met verschillende eigenschappen en verschillende habitats. De grote, langlevende vogelsoort met lage dichtheden blijkt gevoeliger voor versnippering dan de kleine, kortlevende vogelsoort met hoge dichtheden. Dit is conform de verwachting. Ook de verschillen tussen gras, moeras, bos en heide, en brede en smalle ecologische amplitude geven aan dat de mate van versnippering voor iedere situatie anders is. Hieruit kan geconcludeerd worden dat men voor elke vraagstelling zorgvuldig te werk moet gaan bij het kiezen van indicatoren en doelparameters. Een beperking tot bijvoorbeeld alleen twee soorten vogels leidt tot een beperkte toepasbaarheid, onder andere omdat vogels veel minder dan (niet-vliegende) zoogdieren, reptielen en amfibieën gevoelig worden geacht voor de additionele versnippering door (rijks)wegen.

### ***LARCH of METAPHOR***

Voor deze analyse is gekozen voor een koppeling LEDESS-METAPHOR in plaats van LEDESS-LARCH. Voor Natuurverkenning 1997 was de keuze andersom. Daar de belangrijkste vuistregels voor de duurzaamheidsanalyse binnen LARCH zijn afgeleid met behulp van METAPHOR-simulaties, en beide modellen bovendien met dezelfde data zijn gekalibreerd, zal deze keuze geen grote consequenties hebben voor de conclusies. Daar waar een vergelijking mogelijk is, komen METAPHOR en LARCH uitkomsten overeen.

### ***Eisen aan de modelketen***

De modelketen waarvan hier een prototype wordt geëvalueerd, is gereedschap dat kan worden ingezet bij natuur- en milieuverkenningen en andere evaluaties op regionaal, nationaal of Europees schaalniveau. De kwaliteit van de uitkomsten hangt sterk af van de kwaliteit van de basisbestanden. Daarnaast worden er in de modules verschillende veronderstellingen gedaan die niet altijd getoetst kunnen worden. In sommige gevallen is het mogelijk de resultaten of tenminste een deel daarvan (uitgangssituatie) te kalibreren en/of te valideren met feitelijke verspreiding. In het laatste geval kan ook aan de absolute modeluitkomsten enige waarde worden gehecht. In de meeste gevallen dient men niet de absolute modeluitkomsten, maar alleen de relatieve uitkomsten, bijvoorbeeld de verschillen tussen scenario's, te gebruiken. In sommige gevallen is het mogelijk de resultaten of tenminste een deel daarvan (uitgangssituatie) te kalibreren en/of te valideren met feitelijke verspreiding- en dichtheidgegevens van soorten. Dat is voor LEDESS en METAPHOR gebeurd aan verspreidingsgegevens. De roerdomp- en rietzangermodules van METAPHOR zijn bovendien gekalibreerd op dichtheden. Alleen in het laatste geval kan ook aan de absolute modeluitkomsten enige waarde worden gehecht. In de meeste gevallen dient men niet de absolute modeluitkomsten, maar alleen de relatieve uitkomsten, bijvoorbeeld de verschillen tussen scenario's, te gebruiken.

## 5 Conclusies en aanbevelingen

Koppeling van LEDESS aan METAPHOR/LARCH biedt het grote voordeel dat de standaardprocedure voor bepaling van geschikte habitatplekken, operationeel voor twintig diersoorten (sterkte LEDESS) gekoppeld kan worden aan proces-gebaseerde duurzaamheidsbepaling en versnipperingsmaten (sterkte LARCH/METAPHOR).

Koppeling van de fauna-module aan SMART is nog niet mogelijk. Hiervoor ontbreekt het overzicht van kennis over effecten van verdroging, vermisting, verzuring en verspreiding op populatieparameters bij dieren. Een literatuuronderzoek van effecten van deze vormen van milieubelasting op reproductie, sterfte en beschikbaarheid van voedsel voor enkele soortgroepen lijkt noodzakelijk voordat modelering perspectief biedt. Voor voorspelling van indirecte effecten van milieubelasting op de fauna via verandering in de vegetatie is een iteratieve koppeling SMART/MOVE-LEDESS denkbaar.

De beschikbare gegevens over vegetatiestructuur zijn in hoge mate bepalend voor de keuze van diersoorten die in aanmerking komen voor modellering en voor de kwaliteit van de modelresultaten.

Voor deze studie was er slechts een landsdekkende databestand met voldoende thematische informatie beschikbaar op basis van gridcellen van 1 km\*1 km. Voor bossen en landbouwgewassen is verfijning tot 500 m\*500 m mogelijk. Voor korte (half)natuurlijke vegetaties is dit vooralsnog niet mogelijk. Verfijning naar 250 m \* 250 m met behoud van thematische informatie is wenselijk en lijkt met enige aannames op termijn mogelijk.

De kwaliteit van de beschikbare gegevens is zodanig dat absolute uitspraken over omvang en draagkracht van populaties niet goed mogelijk zijn. Relatieve uitspraken zijn wel mogelijk, bijvoorbeeld over verschillen tussen soorten en tussen scenario's.

De modellering van duurzaamheid van dierpopulaties zou zich, bij de huidige beschikbaarheid van gebiedsgegevens, vooral moeten richten op relatieve draagkrachtbepaling en duurzaamheidsbepaling aan de hand van normen en vuistregels. Hierbij kan gebruik gemaakt worden van simpele modellen zoals LARCH en LEDESS. Het gebruik van stochastische metapopulatie-modellering, zoals in METAPHOR, heeft alleen meerwaarde voor soorten waarvan aan minstens twee van de volgende drie voorwaarden is voldaan:

1. de basisbestanden zijn geschikt om habitatkaarten te maken,
2. habitatkeuze en populatieparameters zijn bekend,
3. gegevens zijn voorhanden voor kalibratie/validatie.

Zeker wanneer niet aan alle drie voorwaarden is voldaan kunnen de resultaten alleen in relatieve zin, zoals bij het vergelijken van scenario's, worden gebruikt. Wanneer men bij de evaluatie de effecten wil meenemen die rechtstreeks (dus niet alleen via de habitatkaart) op de geboorte-en sterfteparameters van invloed zijn, zoals ecotoxicologische effecten, is het gebruik van een dynamisch model zoals METAPHOR op zijn plaats.



De koppeling van modellen vereist dat een fikse investering in de modelinfrastructuur wordt gedaan. De uitwisseling van bestanden tussen modellen verliep problematisch.

## Literatuur

Bakker, J., J.P. Knaapen & P. Schippers, 1997. Fauna dispersal modelling: a spatial approach. *Proceedings of the Habita Fragmentation & Infrastructure Conference 1995*, Maastricht.

Bal, D. & M.J.S.M. Reijnen, 1997. *Natuurbeleid in uitvoering: inspanningen, effecten, verwachtingen en kansen: achtergronddocument 8 Natuurverkenning 97*. IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Bergers, P.J. & P.F.M. Opdam, 1996. *Versnippering en populaties: een verklarende woordenlijst*. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. Rapport 229.

Beuzekom, C.F., J.M.J. Farjon, F. Foekema, B. Lamers, J.G. de Molenaar & W. Zeeman. 1990. *Handboek grondwaterbeheer voor natuur, bos en landschap*. Sdu Den Haag.

Buit, A.M.C.F. & J.M.J. Farjon, 1997. *LEDESS-Nederland: een landschapecologisch beslissing ondersteunend systeem voor nationale verkenningen: modelconcept, databestanden en kennistabellen voor standplaats- en vegetatiemodule*. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Rapport 564.

Finke, P.A., D.J. Groot Obbink & A.F. van Holst, 1994. *Methode voor de bepaling van de prioriteitsvolgorde van Gt-actualisatie*. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Rapport 322.

Harms, W.B., W.C. Knol & J. Roos-Klein Lankhorst, 1995. Het LEDESS-model: een gebiedsgericht kennismodel bij scenario's voor natuurontwikkeling. *Landschap* 12 (4): 83-98.

Jenny, H., 1980. *The soil resource: origin and behaviour*. Ecological Studies: analysis and synthesis, volume 37, New York.

Kemmers, R.H., J. Roos, J. Kros & F.J.E. van der Bolt, 1997. *Structuur, methodiek en datamodel van het Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor Natuurontwikkelings-Scenario's (GREINS)*. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Rapport 476.

Knaapen, J.P. 1988. *DISPERS: Een simulatiemodel ter bepaling van de isolatie van habitats*. R.O.B.L. "De Dorschkamp", Wageningen. Rapport 510.

Knaapen, J.P., M. Scheffer & W.B. Harms, 1992. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 23: 1-16.

Knaapen, J.P., H. van Engen, R.C. van Apeldoorn, P. Schippers & J. Verboom, 1995. Effecten van ruimtelijke maatregelen voor de das: vergelijking van scenario's. In: Schoute, J, P. et al. (red) *Waarheen met het landelijk gebied?* Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn. p. 293-299.

- Knol, W.C. 1997. *SHAPE: de LEDESS-habitatmodule*. DLO-Staring Centrum, Wageningen.
- Kootwijk, E.J. van, G.A. van Rossum, B.J. Schoenmakers, A. H. Bakema & R. Meijers, 1994. *Grass cover in Dutch heathlands in 1993*. RIVM, Bilthoven. Report 259102012.
- Kros, J., G.J. Reinds & W. de Vries, 1995. *Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology*. Winand Staring Centre for Integrated Land, water and Soil Research, Wageningen, The Netherlands. Report 95.
- Latour, J.B. & R. Reiling, 1991. *On the Move: Concept voor een nationaal effecten model voor de vegetatie (MOVE)*. RIVM, Bilthoven. Rapport 711901003.
- Linden, M.G.A.M. van der, C.L.G. Groen & M. van 't Zelfde, 1995. *Landschaps-ecologische Kartering van Nederland: Vegetatie en landschapselementen*. Centrum voor Milieukunde, Leiden. CML-rapport 108. LKN-rapport 10.
- Nederlandse Bosstatistiek. Deel 1: De oppervlakte bos, 1980-1983*. 1985. Centraal Bureau voor de Statistiek (Voorburg / Heerlen). Hoofdafdeling Landbouwstatistiek. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Oosterbeek, B.J., J.R.M. Alkemade, J. Wiertz, W. Wamelink & H.F. van Dobben. 1997. *Modellering van de factor beheer in het vegetatievoorspellingsmodel SMART/MOVE*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid & Milieuhygiene, Bilthoven. Rapport.
- Pastoors, M.J.H., 1992. *Landelijk grondwatermodel: Conceptuele modelbeschrijving*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid & Milieuhygiene, Bilthoven. Rapport 714305004.
- Pastoors, M.J.H., 1993. *Landelijk grondwatermodel: Berekening resultaat*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, Bilthoven. Rapport 714305005.
- Reijnen, R., W.B. Harms, R.P.B. Foppen, R. de Visser & H.P. Wolfert 1995. Rhine-Econet. Ecological networks in river rehabilitation scenarios: a case study for the Lower Rhine. RIZA Lelystad rapport no. 58-1995.
- Schippers, P., J. Verboom, J.P. Knaapen & R.C. van Apeldoorn, 1996. Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: an analysis with a GIS-based random walk model. *Ecography* 19: 97-106.
- Veldkamp, J.G. & J. Wiertz, 1997. *Schematisatie van bodembedekking en kwel in Nederland voor SMART/MOVE*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, Bilthoven. Rapport 711901 021.
- Verboom, J., J.H. Faber, J.T.R. Kalkhoven, J.B. Latour, P.F.M. Opdam & L. Posthuma, 1995. *Milieuverkenningen en fauna: op weg naar multi-stress modellen*. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. Rapport 170.

Verboom, J., P.C. Luttikhuisen & J.T.R. Kalkhoven, 1997. *Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken*. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. Rapport 259.

Vos, W. & A.H.F. Stortelder, 1988. *Vanishing Tuscan landscapes: landscape ecology of a submediterranean - montane area (Solano basin, Tuscany, Italy)*. Thesis University of Amsterdam.

Wiertz, J., J. van Dijk & J.B. Latour, 1992. *De MOVE-vegetatie module: De kans op voorkomen van 700 plantesoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout*. IBN-DLO, Wageningen & RIVM, Bilthoven. Rapport 92/24 en rapport 711901006.

## **Aanhangsel 1 LEDESS-Nederland-fysiooptypologie**

Invoed hydrologische processen  
LKN-grondwalertrap  
GVG (in cm beneden maatveld)

REGENWATERVLOED  
regenwater

1 2 3 4/6  
0-30 0-55 35-65 >65  
omvang

Kwaliteits- en veiligheids-  
aanpak  
Kwaliteit  
Kwaliteit  
Kwaliteit

985	985	975	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985
985	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985
985	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985
985	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985	985

10: amme- en veengebiedgronden  
11: amme duin- en veengebiedgronden  
12: amme haar- en veldpodzongronden  
13: vuursteenlunium en keelzand  
14: amme voorveeg- en moddepodzogr.  
15: veengebiedgronden

905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905
905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905
905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905
905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905

21: rijle veeg- en podzongronden  
22: gronden met antropogeen dek  
23: rijle goor- en beekgronden hz  
24: rijle goor- en beekgronden holo  
25: rijle goor- en beekgronden dumen

905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905
905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905
905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905
905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905

30: rijle goor- en beekgronden  
31: duinen  
32: droogmatenrijen

905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905
905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905
905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905
905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905	905

41: riviergronden  
42: zeekleigonden  
43: kalkzandgronden met kleidek  
44: veengronden met kleidek  
45: oude kalkem- en kleigronden

908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908
908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908
908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908
908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908

51: riviergronden  
52: zeekleigonden

908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908
908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908
908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908
908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908

60: riviergronden  
61: riviergronden

908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908
908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908
908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908
908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908	908

71: voedselarm veen hz  
72: voedselrijk veen hz  
73: veen laag hz  
74: peilgaten

916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916
916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916
916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916
916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916

80: riviergronden  
81: riviergronden

916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916
916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916
916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916
916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916	916

selectie huidige situatie bevat minimaal 5 cellen > 30 ha  
type komt in principe voor in toekomstdigge situaties  
type bestaat maar is nod niet te onderscheiden

## **Aanhangsel 2 Vegetatiestructuurtypologie**

### **Open water**

- 1 open water zonder watervegetatie
- 2 open water met watervegetatie

### **Open bodem**

- 11 kunstmatig open bodem
- 12 natuurlijk open bodem
- 13 pioniersvegetatie

### **Bouwland**

21 graan Bouwland waarin de teelt van graangewassen overheerst

- 22 aardappels
- 23 bieten
- 24 extensieve akker
- 25 tuinbouw
- 26 maïs
- 27 braak

### **Grasland**

- 31 intensief grasland
- 32 extensief grasland
- 33 schraalgrasland

### **Riet en ruigte**

- 41 ruigte
- 42 ruigte met opslag
- 43 productie riet
- 44 beheerd riet
- 44 onbeheerd riet
- 45 riet met opslag

### **Kwelder, heide en hoogveen**

- 51 kwelder
- 53 vergraste heide
- 52 onvergraste heide
- 54 hoogveen
- 55 heide/hoogveen met opslag

## **Struweel**

- 61 intensief productiestruweel
- 62 natuurgericht productiestruweel
- 63 natuurstruweel

## **Bossen**

*Niet alle typen zijn mogelijk of aanwezig. De ontbrekende typen zijn cursief afgedrukt.*

### **Amerikaanse eik en overig uitheems loofhout**

- 701 Amerikaanse eik niet spontaan <40 jaar
- 702 Amerikaanse eik niet spontaan 40-80 jaar
- 703 Amerikaanse eik niet spontaan 80-120 jaar
- 704 Amerikaanse eik niet spontaan >120 jaar
- 705 Amerikaanse eik spontaan <40 jaar
- 706 Amerikaanse eik spontaan 40-80 jaar
- 707 Amerikaanse eik spontaan 80-120 jaar
- 708 *Amerikaanse eik spontaan >120 jaar*

### **Beuk**

- 711 Beuk niet spontaan <40 jaar
- 712 Beuk niet spontaan 40-80 jaar
- 713 Beuk niet spontaan 80-120 jaar
- 714 Beuk niet spontaan >120 jaar
- 715 Beuk spontaan <40 jaar
- 716 *Beuk spontaan 40-80 jaar*
- 717 *Beuk spontaan 80-120 jaar*
- 718 *Beuk spontaan >120 jaar*

### **Douglas, Spar en overig uitheems naaldhout**

- 721 Douglas niet spontaan <40 jaar
- 722 Douglas niet spontaan 40-80 jaar
- 723 Douglas niet spontaan 80-120 jaar
- 724 Douglas niet spontaan >120 jaar
- 725 Douglas spontaan <40 jaar
- 726 Douglas spontaan 40-80 jaar
- 727 *Douglas spontaan 80-120 jaar*
- 728 *Douglas spontaan >120 jaar*

### **Eik en Berk**

- 731 Eik niet spontaan <40 jaar
- 732 Eik niet spontaan 40-80 jaar
- 733 Eik niet spontaan 80-120 jaar
- 734 Eik niet spontaan >120 jaar
- 735 Eik spontaan <40 jaar
- 736 Eik spontaan 40-80 jaar
- 737 Eik spontaan 80-120 jaar
- 738 Eik spontaan >120 jaar



**Els en overig inheems loofhout**

- 741 Els niet spontaan <40 jaar
- 742 Els niet spontaan 40-80 jaar
- 743 Els niet spontaan 80-120 jaar
- 744 Els niet spontaan >120 jaar
- 745 Els spontaan <40 jaar
- 746 Els spontaan 40-80 jaar
- 747 *Els spontaan 80-120 jaar*
- 748 *Els spontaan >120 jaar*

**Grove den**

- 751 Grove den niet spontaan <40 jaar
- 752 Grove den niet spontaan 40-80 jaar
- 753 Grove den niet spontaan 80-120 jaar
- 754 Grove den niet spontaan >120 jaar
- 755 Grove den spontaan <40 jaar
- 756 Grove den spontaan 40-80 jaar
- 757 Grove den spontaan 80-120 jaar
- 758 Grove den spontaan >120 jaar

**Lariks en Pinus (m.u.v. Grove den)**

- 761 Lariks niet spontaan <40 jaar
- 762 Lariks niet spontaan 40-80 jaar
- 763 Lariks niet spontaan 80-120 jaar
- 764 Lariks niet spontaan >120 jaar
- 765 Lariks spontaan <40 jaar
- 766 Lariks spontaan 40-80 jaar
- 767 *Lariks spontaan 80-120 jaar*
- 768 *Lariks spontaan >120 jaar*

**Populier**

- 771 Populier niet spontaan <40 jaar
- 772 Populier niet spontaan 40-80 jaar
- 773 Populier niet spontaan 80-120 jaar
- 774 *n.v.t. [populieren kunnen niet ouder dan 120 jaar worden]*
- 775 Populier spontaan <40 jaar
- 776 *Populier spontaan 40-80 jaar*
- 777 *Populier spontaan 80-120 jaar*
- 778 *n.v.t.*

**Wilg**

- 781 Wilg niet spontaan <40 jaar
- 782 Wilg niet spontaan 40-80 jaar
- 783 Wilg niet spontaan 80-120 jaar
- 783 *n.v.t. [Wilgen kunnen niet ouder dan 120 jaar worden]*
- 785 Wilg spontaan <40 jaar
- 786 Wilg spontaan 40-80 jaar
- 787 *Wilg spontaan 80-120 jaar*
- 788 *n.v.t.*

## **Mozaïek**

81 gesloten mozaïek

82 open mozaïek

## **Cultuur**

91 verharding

92 kassen

### **Aanhangsel 3 Begrippenlijst**

**Dispersie:** Ongerichte beweging van een organisme naar (mogelijke) vestigingsplaats (Bergers & Opdam, 1996).

**Ecotoop:** Ruimtelijke eenheid die bij de gehanteerde schaal homogeen is voor wat betreft primaire standplaatskenmerken en vegetatiestructuur.

**Fusie-afstand:** Maximale afstand tussen ruimtelijk gescheiden eenheden habitat waarbij de eenheden worden verondersteld te functioneren als habitatplek voor een lokale populatie (LARCH/METAPHOR). Het samenvoegen van eenheden tot habitatplek wordt aangeduid als fusie. De fusie-afstand is meestal anderhalf maal de home-range- doorsnede.

**Fysiotoop:** Ruimtelijke eenheid die bij de gehanteerde schaal homogeen is voor wat betreft primaire standplaatskenmerken.

**Habitat:** Verzameling van waarden van voor een (dier)soort relevante leefvoorwaarden waarbij aan de fysiologische bepaalde eisen voor voortplanting en overleving van een soort wordt voldaan (Bergers & Opdam, 1996).

**Habitatplek:** Ruimtelijk gedefinieerde plek waar habitat van een (dier)soort is gerealiseerd (Bergers & Opdam, 1996). Synoniem van leefgebied.

**Habitatcluster:** Ruimtelijk gescheiden eenheid habitat waarin een lokale populatie (minimaal een reproductieve eenheid) kan voortbestaan (LARCH/METAPHOR). Een habitatcluster kan ontstaan door fusie van kleinere habitateenheden en is altijd minstens eenmaal de fusie-afstand verwijderd van andere habitatplekken.

**Habitatnetwerk:** Netwerk van habitatplekken die minder dan de netwerkfusie-afstand van elkaar verwijderd liggen (LARCH/METAPHOR). Een habitatnetwerk wordt bewoond door een netwerkpopulatie of metapopulatie.

**Leefgebied:** Synoniem voor habitatplek.

**Lokale populatie:** Ruimtelijk af te grenzen populatie waarbinnen "random mating" plaatsvindt (Bergers & Opdam, 1996).

**Netwerkfusie-afstand:** Maximale afstand tussen habitatplekken waarbij de plekken worden verondersteld deel uit te maken van hetzelfde habitatnetwerk (LARCH). De netwerkfusie-afstand wordt afgeleid van de dispersie-afstand en komt ongeveer overeen met de geschatte afstand waarbinnen 80% van de dispersie plaatsvindt.

**Netwerkpopulatie:** Ruimtelijk gestructureerde populatie, verdeeld in deelpopulaties die in habitatplekken voorkomen, die met elkaar via dispersie een netwerk vormen (Bergers & Opdam, 1996). Ook wel metapopulatie genoemd.

**Primaire standplaatskenmerk:** Voor de vegetatieontwikkeling relevante kenmerk van bodem, water of lucht, die niet verandert gedurende ecosysteemontwikkeling. Ook wel ecosysteem-onafhankelijke standplaatskenmerk genoemd.

**Secundaire standplaatskenmerk:** Voor de vegetatieontwikkeling relevante kenmerk van bodem, water of lucht, die het resultaat is van primaire standplaatskenmerken en de ontwikkeling van het ecosysteem zelf. Ook wel ecosysteem-afhankelijke standplaatskenmerk genoemd.

**Standplaats:** Ruimtelijke eenheid die bij de gehanteerde schaal homogeen is voor wat betreft de belangrijkste abiotische kenmerken die voor de plantengroei van belang zijn (naar: Van Beuzekom et al., 1990).