

# **LARCH VOGELS NATIONAAL**

**Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland**

**R.Reijnen**

**R. Jochem**

**M. de Jong**

**M. de Heer\***

**H. Sierdsema\*\***

**Alterra-rapport 235**

**Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2001**

**\*RIVM, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu**

**\*\*SOVON, Vogelonderzoek Nederland**

## REFERAAT

Reijnen, R., R. Jochem, M. de Jong, M. de Heer & H. Siersema, 2001. *LARCH VOGELS NATIONAAL. Een expertsysteem voor het beoordelen van de ruimtelijke samenhang en de duurzaamheid van broedvogelpopulaties in Nederland.* Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 235. 64 blz. 3 fig.; 5 tab.; 41 ref.

Het LARCH-model is een onderdeel van het kerninstrumentarium van het Natuurplanbureau. Het model voorspelt de kans op duurzaam voorkomen van vooral diersoorten op basis van de ruimtelijke configuratie van leefgebieden en de kwaliteit daarvan. Dit rapport beschrijft het toepasbaar maken van LARCH voor 89 broedvogelsoorten in Nederland, LARCH VOGELS NATIONAAL genaamd. Ten behoeve hiervan is een speciale begroeiingstypenkaart vervaardigd. Het model maakt onderdeel uit van de Natuurplanner van het RIVM. De Natuurplanner integreert kennis over de effecten van ver-thema's op planten en vegetatie(structuur). Door de uitbreiding met broedvogels kan ook de kennis over versnippering worden meegenomen.

Trefwoorden: begroeiingstypenkaart, broedvogels, duurzaamheid, ecologisch netwerk, netwerkpopulatie, sleutelgebied, sleutelpopulatie, versnippering

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 40,00 (€18) over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 235. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2001 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,  
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

## **Inhoud**

Woord vooraf	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Achtergrond	9
1.2 Probleem en aanpak op hoofdlijnen	10
1.3 Opzet rapport	11
2 Opzet van het model	13
2.1 Inleiding	13
2.2 Van achtergrondkennis naar brede toepassing	13
2.3 Opzet van het LARCH-model	15
3 Invoergegevens	21
4 Modelparameters	23
4.1 Draagkracht per begroeiingstype	23
4.1.1 Werkwijze	23
4.1.2 Basisbestand draagkracht per begroeiingstype	23
4.1.3 Basisbestand totale draagkracht voor Nederland	25
4.1.4 Kalibratie van de draagkrachtgegevens per begroeiingstype	26
4.1.5 Resultaat	26
4.2 Fusieafstand voor lokale populaties	29
4.3 Fusieafstand voor netwerkpopulaties	29
4.4 Duurzaamheid netwerken	30
5 Modeluitvoer	31
5.1 Inleiding	31
5.2 Modelresultaten per soort	31
6 Discussie en aanbevelingen	37
6.1 Modelconcept	37
6.2 Invoer en relatie met andere modellen	38
6.3 Habitatmodellering	39
6.4 Duurzaamheidmodellering	40
6.5 Kalibratie en validatie	40
6.6 Uitvoer	40
7 Conclusies	41
Literatuur	43
<b>Bijlagen</b>	
1 Begroeiingstypenkaart LARCH VOGELS NATIONAAL	47



## Woord vooraf

Het RIVM draagt bij aan de financiering van het meerjarenprogramma 'Kennisonwikkeling voor de Milieuplanbureaufunctie' dat door DLO wordt uitgevoerd. Het programma heeft een looptijd van vier jaar (1996-1999). De bijdrage van Alterra bestaat onder meer uit een verdere verbetering van het LARCH-model, waarmee de kans op het duurzaam voorkomen van vooral diersoorten kan worden voorspeld op basis van de ruimtelijke configuratie van leefgebieden en de kwaliteit daarvan. In de eerste fase van het onderzoek is aandacht besteed aan het operationaliseren van normen voor de kans op duurzaam voorkomen van ruimtelijk gestructureerde populaties (zie Verboom et al. 1997, 2001). De tweede fase van het onderzoek, waarvan dit rapport verslag doet, was gericht op het ontwikkelen van een LARCH-versie waarin zoveel mogelijk broedvogelsoorten zijn opgenomen. Deze versie wordt LARCH VOGELS NATIONAAL genoemd.

De volgende personen hebben een bijdrage geleverd: A. Schotman (Alterra, dispersiecapaciteit van soorten), R. Foppen (Alterra, algemene advisering) en N. van Leeuwen (CBS, begroeiingstypenkaart). Daarnaast is met M. Bakkenes (RIVM) overleg gevoerd over het inbouwen van het model in de Natuurplanner. Het project werd begeleid door J. Wiertz, R. Reiling (RIVM), L. van Duuren (CBS) en R. Foppen (Alterra).

De werkzaamheden voor dit project zijn vooral uitgevoerd in de periode 1997-1998. Doordat de rapportage pas in 2001 is voltooid, wordt aandacht besteed aan recente ontwikkelingen met betrekking tot LARCH en de Natuurplanner.



## Samenvatting

Een belangrijke doelstelling van het natuur- en milieubeleid is behoud en herstel van de biodiversiteit. Middelen daarbij zijn onder andere natuurontwikkeling en het ruimtelijk beleid (vergroten en verbinden van natuurgebieden) en natuurgericht milieubeleid (verbetering van de kwaliteit van de natuur). Voor een onderbouwing en evaluatie van dit beleid zijn breed toepasbare (landschaps)ecologische modellen voor nationale toepassing onontbeerlijk.

Een van deze modellen is LARCH (Landscape Analysis and rules for Configuration of Habitat), dat is ontwikkeld op de afdeling Ecologie en Ruimte van Alterra. Het model voorspelt de kans op het duurzaam voorkomen van vooral diersoorten op basis van de ruimtelijke configuratie van leefgebieden en de kwaliteit daarvan.

Dit rapport richt zich op het toepasbaar maken van LARCH voor een groot aantal broedvogelsoorten en het inbouwen van deze versie in het Decision Support Systeem de Natuurplanner van het RIVM. Deze versie van LARCH wordt LARCH VOGELS NATIONAAL genoemd. De Natuurplanner is gericht op het beantwoorden van zoveel mogelijk relevante beleidsvragen t.a.v. het natuurbeleid en is primair bedoeld voor nationale toepassing t.b.v. Natuur- en Milieuplanbureaufuncties. De Natuurplanner integreert kennis over de effecten van ver-thema's (zoals verzuring, vermisting, verdroging) op planten en vegetatie(structuur). Door de uitbreiding met broedvogels kan ook kennis over de effecten van versnippering worden meegenomen.

Het LARCH-model is opgebouwd uit twee hoofdmodules, de habitatmodellering en de duurzaamheidmodellering. De invoer bestaat uit een ruimtelijk bestand van begroeiingstypen volgens een vaststaande legenda en met een gridbasis van 250x250 m. De habitatmodule maakt hiervan per soort een ruimtelijk bestand van habitatplekken (leefgebieden) met behorende draagkrachten en voegt habitatplekken samen tot gebieden die een lokale populatie ondersteunen. In de duurzaamheidmodule worden de lokale populatiegebieden waartussen uitwisseling van individuen mogelijk is (met behulp van de dispersiecapaciteit van soorten) samengevoegd tot een of meerdere netwerken. De totale draagkracht van het netwerk en de aanwezigheid van grote lokale populatiegebieden (sleutelgebieden) bepaalt de kans op duurzaam voortbestaan van een soort in het netwerk.

Het toepasbaar maken van LARCH voor een groot aantal vogelsoorten was vooral gericht op het verbeteren en uitbreiden van de volgende onderdelen:

- invoer - samenwerking met het CBS om een verbeterde begroeiingstypenkaart te vervaardigen waarmee de habitat van een groot aantal vogelsoorten is te genereren (samenwerking met CBS);
- habitatmodellering - samenwerking met SOVON om gebruik te kunnen maken van alle beschikbare data over voorkomen en dichtheden van soorten;
- duurzaamheidmodellering - het ontwikkelen van een methode om de dispersiecapaciteit van soorten af te leiden uit onvolledige gegevens.

Met de beschikbare gegevens is het mogelijk om 89 broedvogelsoorten op te nemen in LARCH VOGELS NATIONAAL. Het belangrijkste criterium was een redelijk tot goed kalibratie-resultaat van de habitatmodellering. Voor 47 soorten is de uitkomst van het model afzonderlijk presenteerbaar, voor 42 soorten alleen in combinatie met andere soorten. De 89 soorten zijn representatief voor bos, moeras, heide/stuifzand/hoogveen, duin en stedelijk gebied. Voor het agrarisch gebied is toepassing minder geschikt omdat verschillen in habitatkwaliteit onvoldoende zijn af te leiden uit de begroeiingstypenkaart.

Het model is vooral geschikt voor uitspraken over de kans op duurzaam voorkomen van soorten op het niveau van het totale netwerk, de verzameling van alle lokale populatiegebieden. Uitspraken over verwachte aanwezige aantallen c.q. de populatiegrootte zijn alleen bij benadering mogelijk voor grote lokale populatiegebieden (sleutelgebieden). De uitvoer van het model kan op velerlei wijzen worden weergegeven, zowel in de vorm van statistieken als ruimtelijk beelden en voor afzonderlijke soorten en combinaties van soorten. De keuze wordt bepaald door de vraag die moet worden beantwoord.

Met de soorten opgenomen in het model zijn de effecten van versnippering op broedvogels goed te beoordelen. Om het resultaat bruikbaar te maken voor de graadmeter Natuurwaarde van het Natuurplanbureau is inmiddels een module ontwikkeld die verwachte aantallen per gridcel berekent.

Voor het beoordelen van toekomstige situaties op basis van bijv. scenario's zal een nieuwe of deels aangepaste begroeiingstypenkaart moeten worden gemaakt. Binnen de Natuurplanner kan dit met de modellencombinatie SMART/SUMO/MOVE. Met deze modellencombinatie kunnen de effecten van verzuring, vermessing en verdroging op planten en vegetatie(structuur) integraal worden beoordeeld. Voor zover dit leidt tot een verandering in begroeiingstypen kunnen deze effecten ook integraal worden beoordeeld voor de fauna.

Een uitbreiding van het aantal soorten en verbetering van het resultaat van de reeds opgenomen soorten is vooral te verkrijgen door een uitbreiding van het modelconcept (soorten met gescheiden broed- en foerageergebieden, kans op voorkomen per lokale populatie) en een nadere detaillering van de begroeiingstypenkaart. De uitbreiding van het modelconcept is recent grotendeels gerealiseerd.

Een belangrijk aandachtspunt is de betrouwbaarheid van het model. Het model is nog niet voor alle onderdelen gekalibreerd. Een gevoeligheidsanalyse is momenteel gaande.



# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

Een belangrijke doelstelling van het milieu- en natuurbeleid is behoud en herstel van de biodiversiteit. Middelen daarbij zijn onder andere natuurontwikkeling en het ruimtelijk beleid (vergroten en verbinden van natuurgebieden) en natuurgericht milieubeleid (verbetering van de kwaliteit van de natuur). Voor een onderbouwing en evaluatie van dit beleid zijn breed toepasbare (landschaps)ecologische modellen voor nationale toepassing onontbeerlijk.

Een van deze modellen is LARCH dat is ontwikkeld op de afdeling Landschapsecologie van Alterra (Pouwels 2000). De basisversie van het model, LARCH-CLASSIC genaamd, voorspelt de kans op het duurzaam voorkomen van diersoorten op basis van de ruimtelijke configuratie van leefgebieden en de kwaliteit daarvan. LARCH-CLASSIC is binnen verschillende projecten op zowel regionale als nationale schaal gebruikt en getoetst (zie o.a. Bal & Reijnen 1997; Foppen & Geilen 1997; Reijnen & Koolstra 1998.). Recente ontwikkelingen betreffen het uitvoeren van een quick scan van de ruimtelijke samenhang (LARCH-SCAN) en het verfijnen van de resultaten van LARCH-CLASSIC met de uitkomsten van een LARCH-SCAN-analyse (LARCH-BEN) (zie Pouwels 2000).

Binnen het DLO-programma 'Kennisonwikkeling voor de Milieuplanbureaufunctie' dat mede gefinancierd wordt door het RIVM is de basisversie LARCH-CLASSIC in twee fasen verbeterd en uitgebreid. De eerste fase betreft het aanpassen en onderbouwen van de normen voor de kans op duurzaam voorkomen van diersoorten. Hierover is gerapporteerd door Verboom et al. (1997, 2001).

Dit rapport gaat in op de tweede fase waar LARCH-CLASSIC toepasbaar is gemaakt voor een groot aantal broedvogelsoorten en is ingebouwd in het Decision Support Systeem de Natuurplanner van het RIVM (Wiertz et al., in prep.). Deze versie van LARCH-CLASSIC wordt LARCH VOGELS NATIONAAL genoemd. Daarnaast vinden er ook ontwikkelingen plaats om het aantal soorten van andere groepen uit te breiden, met name voor zoogdieren, amfibieën, reptielen en vlinders (zie o.a. Reijnen & Koolstra 1998).

De Natuurplanner is gericht op het beantwoorden van zoveel mogelijk relevante beleidsvragen t.a.v. het natuurbeleid en is primair bedoeld voor nationale toepassing t.b.v. de 4-jaarlijkse Milieu- en Natuurverkenningen en de jaarlijkse Milieu- en Natuurbalansen. Als ingang is het soortniveau gekozen. Door de eisen die een soort aan het milieu stelt te kwantificeren, wordt de kans op voorkomen c.q. duurzaam voorkomen berekend. Het resultaat voor combinaties van soorten kan worden samengevat en weergegeven per kaartvlak, ecosysteem of gebied. Om het natuurbeleid te kunnen evalueren en om effecten van afzonderlijke milieufactoren te kunnen beoordelen en weergeven is het opnemen van een groot aantal soorten

noodzakelijk. In de praktijk betekent dit dat er naar wordt gestreefd zoveel mogelijk soorten van een soortgroep op te nemen. Dit vergroot de mogelijkheid om ook antwoorden te kunnen geven op nu nog niet voorziene beleidsvragen.

De Natuurplanner bevat tot nu toe de modellencombinatie SUMO-SMART-MOVE-BIODIV. Deze modellentrein voorspelt de effecten van multistress problemen op de vegetatie (verzuring, vermesting en verdroging). De BIODIV-module vertaalt deze effecten naar veranderingen in de natuurgraadmeters van het Natuurplanbureau (Ten Brink et al. 2001). De bedoeling is dat de uitvoer van de vegetatiemodellering kan worden gebruikt als invoer voor de faunamodellering met LARCH.

## **1.2 Probleem en aanpak op hoofdlijnen**

### ***Uitbreiding aantal soorten LARCH model***

In de versie van LARCH-CLASSIC die is gebruikt voor de Natuurverkenning 97 was het aantal soorten beperkt. Een belangrijke oorzaak was dat gegevens over de begroeiing en andere relevante landschapskenmerken beschikbaar waren op een schaalniveau van 1x1 km. Hierdoor konden alleen soorten worden geanalyseerd met een vrij grote dispersiecapaciteit (>3 km) en een vrij grote homerange-afstand (>500 m). Daarnaast was de basisinformatie niet altijd toereikend om de habitat van soorten aan te geven. Dit betreft met name soorten van zowel (half)natuurlijke als culturele grazige vegetaties. In een aantal gevallen was ook de beschikbare ecologische kennis van soorten onvoldoende. Verder zijn alleen soorten beschouwd die gevoelig zijn voor versnippering. In totaal waren 10 soorten geselecteerd, 8 vogelsoorten en 2 grote zoogdieren.

Uitbreiding van het aantal vogelsoorten wordt dus in belangrijke mate bepaald door (1) beschikbare kennis over habitat en dichtheden en (2) de beschikbaarheid van relevante landschapsgegevens en de schaal waarop de landschapsgegevens beschikbaar zijn. Dit heeft geleid tot twee acties:

- samenwerking met SOVON om gebruik te kunnen maken van alle beschikbare bestanden over voorkomen en dichtheden van soorten;
- samenwerking met het CBS om met behulp van bestaande begroeiingstypen opgesteld voor het Meetnet Ecologische Monitoring (NEM; Leeuwen & van Strien 1997) en aangevuld met op korte termijn te realiseren verbeteringen en uitbreidingen, een begroeiingstypenkaart te vervaardigen waarmee het habitat van een veel groter aantal broedvogelsoorten is te genereren.

Met het resultaat van beide acties is een matrix opgesteld waarin voor elke soort per legenda-eenheid van de begroeiingstypenkaart de draagkracht is aangegeven. De draagkracht is de gemiddeld maximaal haalbare dichtheid voor een begroeiingstype. Hiervoor was het nodig een nieuwe en gestandaardiseerde procedure te ontwikkelen, waarvan kalibratie een belangrijk onderdeel uitmaakt. Op basis van het uiteindelijke resultaat is besloten of een soort wel of niet kan worden opgenomen in de habitatmodellering van LARCH.

Of een soort kan worden opgenomen in de totale modellering van LARCH wordt ook bepaald door beschikbare kennis over de dispersiecapaciteit. In eerste instantie is hiervoor een literatuurstudie uitgevoerd. Van soorten waarvan geen directe gegevens beschikbaar waren is de dispersiecapaciteit geschat op basis van verwantschap met andere soorten c.q. soortgroepen.

### ***Aanpassen uitvoer LARCH model***

In de Natuurverkenning '97 (RIVM et al. 1997) bestond de primaire uitvoer van het toenmalige LARCH-model uit de oppervlakte leefgebied die het voorkomen van duurzame populaties van soorten ondersteunt. Daarbij werd onderscheid gemaakt tussen leefgebied bestaande uit grote lokale populatiegebieden (sleutelgebieden) en kleinere lokale populatiegebieden. Het onderscheid tussen grote en kleine populatiegebieden is van belang omdat de bezettingsgraad in grote populatiegebieden veel hoger is dan in kleine populatiegebieden. Vanwege het beperkte aantal soorten is het resultaat weergegeven per fysisch-geografische regio.

Bij een groter aantal soorten is een meer gedifferentieerde uitvoer te geven, zowel ruimtelijk als functioneel. De keuzen zijn afgestemd op de doelstellingen van het milieu- en natuurbeleid. Voor de beoordeling van het natuurbeleid is het bijvoorbeeld van belang om het percentage duurzame doelsoorten op gridbasis weer te geven. De duurzaamheid wordt nader gedifferentieerd door het aantal malen dat de norm voor de duurzaamheid wordt gehaald aan te geven.

Uitdrukken van het eindresultaat in het verwachte aantal broedparen per grid of gebied is met de huidige versie van LARCH alleen mogelijk wanneer het sleutelgebieden betreft. De draagkracht is dan een benadering voor het verwachte aantal broedparen omdat de bezettingsgraad van sleutelgebieden over het algemeen hoog is.

### ***Aanpassen structuur en programmering LARCH model***

Het model zal worden geïmplementeerd in de Natuurplanner. Hierbij doet zich het probleem voor dat Alterra LARCH heeft ontwikkeld in ARC-INFO, ARC-VIEW en FORTRAN en het RIVM bij het ontwikkelen van de Natuurplanner gebruik maakt van de programmeertaal Delphi-Pascal.

Daarom is besloten LARCH opnieuw te programmeren in C++ (compatibel met Delphi-Pascal) om implementatie in de Natuurplanner te kunnen verwezenlijken. Deze versie zal als uitgangspunt dienen voor te ontwikkelen nieuwe versies.

## **1.3 Opzet rapport**

De opzet van het rapport is als volgt. Eerst wordt het modelconcept besproken (hoofdstuk 2). Vervolgens wordt afzonderlijk aandacht besteed aan de begroeiingstypenkaart die de invoer van het model vormt (hoofdstuk 3), de modelparameters (hoofdstuk 4), en de uitvoer (hoofdstuk 5). Daarna volgt een

discussie over de kwaliteit van het model, voor welke vragen te gebruiken en wat gewenste verbeteringen en aanpassingen zijn (hoofdstuk 6).

Dit rapport beschrijft niet het opnieuw programmeren van LARCH in C++ t.b.v. de implementatie in de Natuurplanner.

## **2 Opzet van het model**

### **2.1 Inleiding**

Paragraaf 2.2 gaat in op de achtergrondkennis die ten grondslag ligt aan het modelconcept. Daarna wordt de opzet van het model besproken en kort toegelicht aan de hand van een voorbeeld (paragraaf 2.3).

Een uitvoerige beschrijving van de invoergevens, de modelparameters en de uitvoer komt aan de orde in de hoofdstukken 3, 4 en 5.

### **2.2 Van achtergrondkennis naar brede toepassing**

De Nederlandse natuur is sinds het einde van de vorige eeuw meer en meer onder druk komen te staan. Veel soorten zijn uitgestorven of worden in hun voortbestaan bedreigd (Bink et al. 1996; RIVM et al. 1997). Dit is vooral veroorzaakt door de afname van de kwaliteit van de natuur door de toegenomen milieubelasting als gevolg van industrie, verkeer en landbouw, en door de versnippering van het natuurareaal. Zowel de afname van de kwaliteit van de natuur als de toename van de versnippering van het natuurareaal leiden tot een verlaging van de aantallen van soorten.

Een verlaging van de aantallen door een verminderde habitatkwaliteit wordt direct veroorzaakt door een verminderde draagkracht en een verminderde reproductie. De aantallen kunnen hierdoor zo laag worden dat soorten direct in hun voortbestaan worden bedreigd. Een verlaging van de aantallen door versnippering van het natuurareaal is vooral het gevolg van een afname van de habitat en het minder kunnen benutten van de aanwezige draagkracht. Dit is als volgt te verklaren.

Door versnippering van de natuur vallen grote leefgebieden uiteen in kleinere leefgebieden en neemt de afstand tussen de leefgebieden toe. Het effect van deze veranderingen op de ruimtelijke configuratie van leefgebieden is tweeledig: de lokale populaties in de leefgebieden worden kleiner en de intensiteit van de uitwisseling van individuen tussen de leefgebieden (dispersie) neemt sterk af. Beide effecten verlagen de kans dat een leefgebied wordt bezet door een lokale populatie.

Populaties van soorten fluctueren echter altijd als gevolg van demografische processen. Deze fluctuaties kunnen worden versterkt door weersinvloeden. Door zulke toevallige gebeurtenissen heeft een kleinere populatie grote kans uit te sterven (Goodman 1987; Leigh 1981; Verboom et al. 1993; Verboom 1996). Wanneer de afstanden tussen de leefgebieden niet te groot zijn, zal het daadwerkelijk uitsterven van kleine lokale populaties worden verhinderd door immigranten van lokale populaties in andere leefgebieden. Bij een verdere toename van de afstanden tussen de leefgebieden neemt de kans toe dat populaties in kleinere leefgebieden wel uitsterven en pas na enige tijd weer bezet raken door immigranten van elders

(herkolonisatie). In dit stadium van versnippering vertoont het patroon van bezet en niet-bezet zijn van kleinere leefgebieden een ruimtelijke dynamiek. Wanneer sommige leefgebieden leeg zijn zullen andere zijn bezet en andersom. Er is dan sprake van een metapopulatie (Levins 1970; Merriam 1988; Opdam 1987, 1990; Verboom 1966). Bij een voortschrijdende versnippering zal de kans dat kleine leefgebieden na uitsterven weer geherkoloniseerd worden, sterk afnemen. De metapopulatie valt dan uiteen in een stelsel van niet verbonden leefgebieden die na uitsterven niet meer bezet zullen worden. Uiteindelijk leidt dit tot het uitsterven van de metapopulatie als geheel.

Wanneer de uitwisseling tussen leefgebieden bemoeilijkt wordt door barrières en het ontbreken van geschikte begroeiingen om zich te verplaatsen, zal het hiervoor beschreven proces van versnippering aanzienlijk sneller verlopen. Voor vogels is dit echter waarschijnlijk niet van belang. Aan de andere kant zal de aanwezigheid van een of enkele vrij grote leefgebieden de kans dat een metapopulatie als geheel zal uitsterven sterk verlagen. Voor vrij grote leefgebieden is een geringe immigratie van individuen al voldoende om er voor te zorgen dat de lokale populatie niet uitsterft (aangeduid als sleutelpopulatie; Verboom 1976; Verboom et al. 1997, 2001). Wanneer een of meer van de leefgebieden zo groot is dat een populatie zelfstandig duurzaam kan zijn (aangeduid als Minimal Viable Population, MVP), zal de metapopulatie niet uitsterven. Het effect van versnippering blijft dan beperkt tot de kleinere leefgebieden.

Wanneer versnippering samengaat met een verlaging van de habitatkwaliteit, wat vaak het geval is, treden effecten op populaties veel sneller op. Beide invloeden zorgen er immers voor dat lokale populaties kleiner worden.

Voor het voorspellen van de effecten van versnippering op het voorkomen en de duurzaamheid van populaties van soorten bij een bepaalde kwaliteit van leefgebieden, geven gedetailleerde mechanistische ruimtelijke populatiemodellen, zoals METAPHOR (Verboom 1996) de meeste informatie. Het METAPHOR-model simuleert de populatieontwikkeling van een ruimtelijk gestructureerde populatie waarbij wordt uitgegaan van individuen en waarbij rekening wordt gehouden met stochastische variatie (invloed van weersinvloeden als strenge winters). Hiermee kan de kans op uitsterven van de gehele ruimtelijke gestructureerde populatie (metapopulatie) worden bepaald, alsmede de kans op voorkomen in de afzonderlijke leefgebieden. Deze modellen vragen echter veel ontwikkelingstijd waardoor het niet mogelijk is om uitspraken over een brede set van soorten te verkrijgen. Om deze reden is het LARCH-model ontwikkeld. In dit model wordt de kans op uitsterven van een ruimtelijk gestructureerde populaties deterministisch vastgesteld en wordt voor uitspraken per leefgebied alleen een onderscheid gemaakt in vrij grote tot grote leefgebieden (sleutelpopulaties, geen of geringe kans op lokaal uitsterven) en kleinere leefgebieden (vrij kleine tot grote kans op lokaal uitsterven). Een ruimtelijk gestructureerde populatie wordt een netwerkpopulatie genoemd, hiertoe behoren alle leefgebieden die via dispersie met elkaar samenhangen.

## 2.3 Opzet van het LARCH-model

Het LARCH-model is opgebouwd uit twee hoofdmodules, de habitatmodellering en de duurzaamheidmodellering

De invoer wordt gevormd door een ruimtelijk bestand van begroeiingstypen volgens een vaststaande legenda en met een gridbasis van 250x250 m. De habitatmodule maakt hiervan per soort een ruimtelijk bestand van habitatplekken (leefgebieden) met behorende draagkrachten en voegt habitatplekken samen tot gebieden die een lokale populatie ondersteunen. In de duurzaamheidsmodule worden de lokale populatiegebieden waartussen uitwisseling van individuen mogelijk is (met behulp van de dispersiecapaciteit van soorten) samengevoegd tot een of meerdere netwerken. De totale draagkracht van het netwerk en de aanwezigheid van grote lokale populatiegebieden (sleutelgebieden) bepaalt de kans op duurzaam voortbestaan van een soort in het netwerk.

Deze procedure wordt voor elke soort die in het model is opgenomen doorlopen. Afhankelijk van de vraag die men wil beantwoorden worden vervolgens bepaalde selecties van soorten gemaakt. Dit kan één soort betreffen, een deel van de soorten of alle soorten. Voor afzonderlijke soorten en combinaties van soorten is een standaarduitvoer opgenomen. Het is echter ook mogelijk zelf andere uitvoerparameters te genereren. Deze paragraaf bespreekt de opzet van het model.

De opzet van het model is schematisch weergegeven in fig. 1. In fig. 2 is een voorbeeld gegeven van de uitwerking voor een fictieve soort met een fictief begroeiingstypenbestand.

De verschillende stappen en benodigde parameters worden hierna kort toegelicht. De nummering hiervan is gelijk aan die in de hiervoor genoemde figuren. Een uitgebreide beschrijving van de parameters is opgenomen in hoofdstuk 4.

### **Habitatmodellering**

In de eerste drie stappen wordt het basispatroon van habitatplekken met bijbehorende draagkrachten bepaald. In de vierde stap worden de lokale populatiegebieden met bijbehorende draagkrachten onderscheiden:

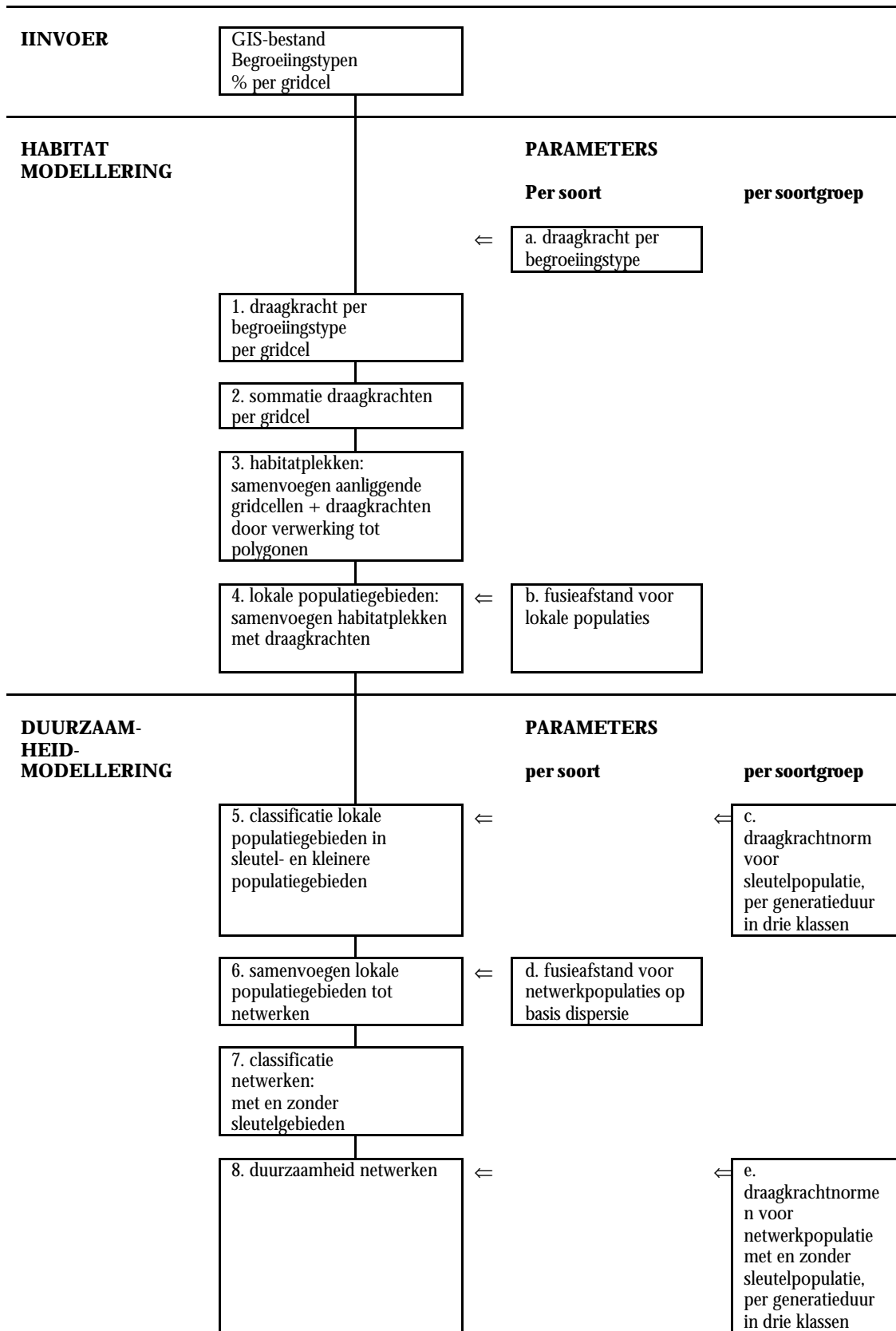
1. *Draagkracht per begroeiingstype per gridcel*: van de begroeiingstypen waar een soort draagkracht heeft wordt per cel eerst de oppervlakte bepaald. Op basis van de draagkracht in aantal/100 ha per begroeiingstype (parameter a) wordt vervolgens per begroeiingstype en per cel het aantal 'reproductieve eenheden' (RE's) berekend.
2. *Sommatie draagkrachten per gridcel*: het aantal per begroeiingstype per gridcel wordt tot een getal samengevoegd.
3. *Samenvoegen gridcellen*: alle cellen die aan elkaar grenzen (met een zijde of een hoek) worden tot een gebied samengevoegd en de bijbehorende aantallen worden opgeteld. Gridcellen worden hiervoor in polygonen omgezet. Deze stap geeft het basispatroon van de aanwezige habitatplekken met draagkrachten.

4. *Bepalen patroon lokale populatiegebieden*: verschillende habitatplekken die binnen de home-range-afstand van een soort liggen, vormen samen het leefgebied van een lokale populatie. Het samenvoegen van habitatplekken vindt in deze stap plaats met de voor de soort geldende fusieafstand (parameter b).

### ***Duurzaamheidsmodellering***

5. *Classificatie lokale populatiegebieden*: om vast te stellen wanneer een netwerk van lokale populatiegebieden een duurzame netwerk populatie ondersteunt, is de aanwezigheid of afwezigheid van sleutelgebieden van belang. Sleutelgebieden hebben een draagkracht die groot genoeg is om een sleutelpopulatie te ondersteunen (minimum draagkracht afhankelijk van de generatieduur van soorten, in drie klassen). Een sleutelpopulatie heeft een overlevingskans van 95% in 100 jaar bij een immigratie van 1 immigrant per generatie). (parameter c).
6. *Bepalen netwerk van lokale populatiegebieden*: de dispersiecapaciteit van een soort bepaalt welke lokale populatiegebieden tot een netwerk worden samengevoegd. Hiervoor wordt een fusieafstand gebruikt die is afgeleid van de dispersiecapaciteit van de soort (parameter d). Per netwerk wordt de totale draagkracht bepaald.
7. *Classificatie netwerken*: er wordt onderscheid gemaakt in netwerken met en zonder sleutelgebied(en). Zie ook stap 5.
8. *Duurzaamheid netwerken*: of een netwerk een duurzame populatie kan ondersteunen wordt bepaald door de totale draagkracht van alle lokale populatiegebieden. Met sleutelgebieden is de minimum vereiste draagkracht lager dan zonder sleutelgebieden (parameter e). Zie ook stap 5.





Figuur 2.1 Opzet van LARCH VOGELS NATIONAAL (basis LARCH-CLASSIC)

## INVOER

### Oppervlakte habitat in ha per gridcel (250x250 m)

Begroeiingstype 1

4,0									
1,4						6,2	6,2		
					4,0	6,2			
					2,0				

Begroeiingstype 2

1,0									
						1,0			
0,5								2,5	
						6,2			

## HABITATMODELLERING

### 1. Draagkracht in RE per gridcel

Begroeiingstype 1 (10 RE per 100 ha)

0,4									
0,1						0,6	0,6		
					0,4	0,6			
					0,2				

Begroeiingstype 2 (25 RE per 100 ha)

0,3									
						0,3			
0,1								0,6	
						1,6			

### 2. Sommatie van draagkrachten per gridcel

0,4									
0,4						0,6	0,6		
					0,7	0,6			
0,1								0,6	
						0,2			
					1,6				

### 3. Verwerken gridcellen tot polygonen

0,8									
							2,5		
0,1								0,6	
						1,8			

### 4. Onderscheiden lokale populatiegebieden

fusieafstand 250 m

0,9									
							3,1		
						1,8			

correctie draagkracht <1: 0,9 wordt 1

1,0									
							3,1		
						1,8			

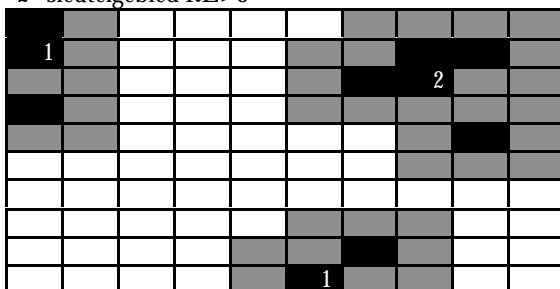
Figuur 2.2 Voorbeeld werkwijze LARCH VOGELS NATIONAAL (fictieve data).  
A. Invoer en habitatmodellering (zie ook fig. 2.1); RE = reproductieve eenheid (broedpaar)

## DUURZAAMHEIDMODELLERING

### 5. Classificatie lokale populatiegebieden

1=klein RE<3

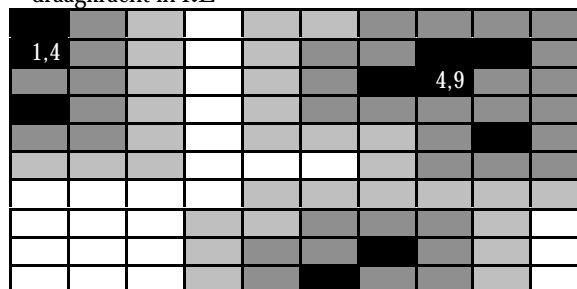
2=sleutelgebied RE>3



### 6. Onderscheiden netwerken

fusieafstand is 500 m

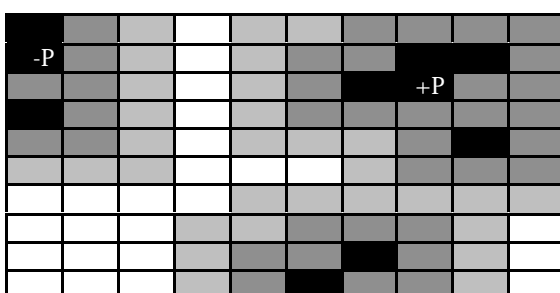
draagkracht in RE



### 7. Classificatie netwerken

+P=met sleutelgebied

-P=zonder sleutelgebied

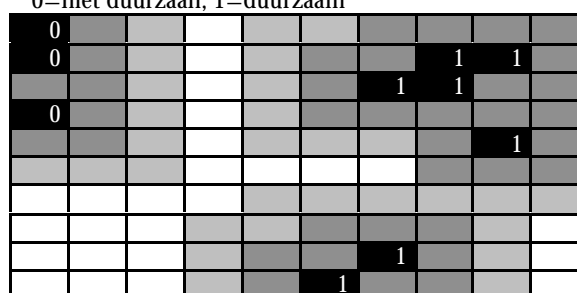


### 8. Duurzaamheid netwerken

Duurzaamheidnorm:

4,5 RE voor +P; 6 RE voor -P

0=niet duurzaam; 1=duurzaam



Figuur 2.2 Voorbeeld werkwijze LARCH VOGELS NATIONAAL (fictieve data).  
B. Duurzaamheidsmodellering (zie ook fig. 2.1); RE = reproductieve eenheid



### 3 Invoergegevens

De invoer van LARCH VOGELS NATIONAAL bestaat uit een ruimtelijk patroon van begroeiingstypen in de vorm van een GIS-bestand. Het aantal soorten dat hieraan kan worden gekoppeld wordt bepaald door de mate van detaillering van de legenda-eenheden en de schaal waarop deze zijn weergegeven. Vanwege praktische overwegingen is gekozen voor een gridbasis. Per gridcel wordt voor elke legenda-eenheid het percentage van de oppervlakte weergegeven. De gridgrootte moet aansluiten bij de afstand die de ruimtelijke samenhang op het niveau van lokale populaties bepaald. Deze afstand wordt de homerange afstand genoemd en is voor een deel van de broedvogelsoorten niet veel meer dan 200 m. Een gridgrootte van minimaal 250x250 wordt voldoende geacht om alle soorten te kunnen beoordelen. Habitatplekken in aangrenzende gridcellen liggen bij deze gridgrootte 200 m van elkaar wanneer deze in het centrum van een grid zijn gelegen en een doorsnede hebben van 50 m (= 0,625 ha). Wanneer habitatplekken niet in het centrum liggen van een gridcel kunnen grotere afstanden ontstaan, maar omdat habitatplekken over het algemeen veel groter zijn dan 0,625 ha, komen dergelijke afwijkingen niet veel niet voor. De detaillering van de legenda-eenheden moet zodanig zijn dat de habitat van de soorten kan worden beschreven.

Als uitgangspunt voor een begroeiingstypenkaart van de huidige situatie is gekozen voor begroeiingstypen zoals die t.b.v. van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) voor broedvogels zijn onderscheiden (van Leeuwen en van Strien 1997). De basis hiervan vormt de terreintypen-indeling die is opgesteld t.b.v. AVIS (Sierdsema 1995). Uitgaande van een vergridding van deze begroeiingstypen is globaal bepaald dat hiermee minimaal 20 broedvogelsoorten zijn te beoordelen. Vervolgens is nagegaan welke aanpassingen mogelijk zijn met behulp van beschikbare gegevens om het aantal soorten verder te vergroten. Door het toevoegen van leeftijds categorieën aan bos kan het aantal soorten tot 51 toenemen. Met een aantal andere aanpassingen kan het aantal soorten verder stijgen tot 96. Het betreft vooral:

- toevoegen van vergrassing aan heide en een fijnere weergave van het heidepatroon;
- toevoegen van struweel/bosopslag in moeras;
- onderscheid in gesloten en open bos;
- geheel nieuwe indeling voor stedelijk gebied inclusief industrieterreinen.

Bijlage 1 geeft de gevolgde werkwijze bij het vervaardigen van de begroeiingstypenkaart. De hoofdindeling staat in tabel 3.1.

Tabel 3.1 Overzicht begroeiingstypen. Voor de nadere detaillering met grondwatertrappen, voedselrijkdom van de bodem en fysisch-geografische regio's zie bijlage 1.

<b>Duin en kust</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Struweelduin; &gt; 20 % struweel</li> <li>Open duin; &lt; 20 % struweel</li> <li>Duinmoeras</li> <li>Duinmeer</li> <li>Kwelder</li> <li>Strand</li> <li>Duin overig gebruik</li> <li>drooggevallen gronden in afgesloten zeearmen</li> </ul>
<b>Heide, stuifzand en hoogveen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Heide; &lt; 75 % of &gt;75% vergrast</li> <li>Heide; vergrassing onbekend</li> <li>Hoogveen</li> <li>Stuifzand</li> <li>Stuifzandheide; &lt; 75 % of &gt;75% vergrast</li> <li>Stuifzandheide; vergrassing onbekend</li> </ul>
<b>Moeras</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Jong riet</li> <li>Oud riet</li> <li>Open moeras &lt; 20 % bos en bosopslag</li> <li>Halfopen moeras 20 - 60 % bos en bosopslag</li> <li>Moerasbos &gt; 60 % bos en bosopslag</li> <li>Natte ruigte uit CBS-Bodemstatistiek</li> </ul>
<b>Bos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Naaldbos, 20-60% of &gt;60% kroonbedekking; 13-40, 40-80 of &gt;80 jaar</li> <li>Gemengd bos, 20-60% of &gt;60% kroonbedekking; 13-40, 40-80 of &gt;80 jaar</li> <li>Loofbos inheems, 20-60% of &gt;60% kroonbedekking; 13-40, 40-80 of &gt;80 jaar</li> <li>Loofbos exoten, 20-60% of &gt;60% kroonbedekking; 13-40, 40-80 of &gt;80 jaar</li> <li>Hakhout</li> <li>Griend</li> <li>Overig bos</li> </ul>
<b>Overig natuurlijk terrein, bos en water</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Open water</li> <li>Droog natuurlijk terrein uit CBS-Bodemstatistiek</li> <li>Open water in heide/hogveen terreinen</li> <li>Ruig open grasland</li> <li>Bosopslag 20 - 60 % of &gt; 60% kroonbedekking</li> <li>Bosopslag in nat natuurlijk terrein; 20-60 % of &gt; 60% kroonbedekking</li> </ul>
<b>Agrarisch gebied</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Akker in open agrarisch gebied</li> <li>Grasland in open agrarisch gebied</li> <li>Halfopen agrarisch gebied</li> <li>Gesloten agrarisch gebied</li> <li>Overig agrarisch gebied</li> </ul>
<b>Stedelijk gebied</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sportvelden</li> <li>Parken</li> <li>Vliegvelden</li> <li>Volkstuinen</li> <li>Stortplaatsen</li> <li>Sociaal culturele voorzieningen</li> <li>Industrie groen of grijs</li> <li>Industrie open water</li> <li>Bebouwd groen of grijs</li> <li>Bebouwd open water</li> <li>Open bebouwing, oud of vooroorlogs of naoorlogs of recenter of onbekend</li> <li>Gesloten bebouwing, oud of vooroorlogs of naoorlogs of recenter of onbekend</li> <li>Overige bebouwing (volgens Bodemstatistiek 1993)</li> </ul>

## 4 Modelparameters

### 4.1 Draagkracht per begroeiingstype

#### 4.1.1 Werkwijze

De draagkracht is het aantal broedparen (reproductieve eenheden) per oppervlakte-eenheid van een begroeiingstype dat daar in potentie gemiddeld kan voorkomen. Er is aangenomen dat de draagkracht van een begroeiingstype het best wordt benaderd door de gemiddelde dichtheid van het aantal territoria c.q. broedparen. Deze benadering heeft het echter het nadeel dat kleine oppervlakten van een begroeiingstype geen draagkracht krijgen, terwijl een soort er wel kan voorkomen. Met behulp van gegevens over maximale dichtheden is daarom bepaald vanaf welke oppervlakte een soort kan voorkomen. Voor deze kleine oppervlakten waarvoor met de gemiddelde dichtheden een draagkracht van 0 geldt is altijd een draagkracht van 1 aangehouden.

Voor het vaststellen van draagkrachten per begroeiingstype voor de geselecteerde soorten zijn twee basisbestanden gebruikt aanwezig bij SOVON. Het eerste bestand geeft de draagkrachten per begroeiingstype die afgeleid zijn uit beschikbare dichtheidgegevens (par. 4.1.2). Het tweede basisbestand bestaat uit totale draagkrachten voor heel Nederland. Hiervoor is gebruik gemaakt van aanwezige aantalschattingen waaruit met behulp van trendgegevens van de laatste jaren de draagkracht is afgeleid (par. 4.1.3).

Vervolgens heeft een kalibratie van de draagkrachtgegevens per begroeiingstype (basisbestand 1) plaats gevonden door:

- de totale draagkracht voor Nederland afgeleid uit de draagkrachten per begroeiingstype (basisbestand 2) af te stemmen op de totale draagkracht zoals afgeleid uit de aantalschattingen voor heel Nederland;
- de met LARCH gegenereerde verspreidingspatronen van de draagkracht af te stemmen op bij SOVON aanwezige verspreidingspatronen van aantallen en dichtheden (par. 4.1.4).

Per soort is tenslotte beoordeeld in welke mate het resultaat van de kalibratie bruikbaar is voor toepassing in het LARCH-model (par. 4.1.5).

#### 4.1.2 Basisbestand draagkracht per begroeiingstype

##### ***Basisgegevens***

Voor het bepalen van de dichtheden is gebruik gemaakt van de informatie die is verzameld t.b.v. AVIS (AVifauna Informatie- en evaluatieSysteem; Sierdsema 1995; Sierdsema & Engbers 1995; Sierdsema & Holtland 1997) en de informatie uit het

BMP-project (broedvogelmonitoringproject) van SOVON. Om de terreintypen uit AVIS en de biotooptypen uit het BMP-project te kunnen omzetten naar de begroeiingstypen van LARCH zijn vertaaltabellen opgesteld. Een deel van de BMP-proefvlakken is gekarakteriseerd met behulp van de centroiden van de grids van de begroeiingskaart.

In totaal zijn voor de natuur- en agrarische gebieden gegevens gebruikt van 1733 gebieden in Nederland (960 BMP-plots, 330 referentiegebieden en 443 plots van het bosvogelonderzoek van Alterra met een gezamenlijke oppervlakte van 107.581 ha). Voor de bebouwde gebieden is daarnaast een speciaal bestand opgebouwd met 101 gebieden (2660 ha) gebaseerd op BMP-plots, literatuuronderzoek en gegevens van de Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek. Het daadwerkelijk onderzochte aantal plots verschilt echter van soort tot soort omdat niet in alle proefvlakken alle soorten zijn onderzocht.

De gemiddelde dichtheid is vervolgens bepaald door het totaal aantal territoria in een begroeiingstype te delen door de totaal onderzochte oppervlakte van dat type. In Flade (1994) wordt deze grootte beschreven als de 'Gesamtdichte'.

Van een aantal begroeiingstypen kon met deze aanpak geen dichtheidsinformatie worden verkregen. Naast zeldzaam voorkomende typen zijn dit ook zogenaamde restcategorieën. Voor deze begroeiingstypen zijn dichtheidsgegevens van andere typen gebruikt.

De maximumdichtheid, als benadering van de draagkracht, is afgeleid uit de hoogst voorkomende dichtheden. Op basis hiervan is een schatting gemaakt van een reële waarde. In een aantal gevallen is daarbij ook gebruik gemaakt van gegevens van Flade (1994).

### ***Controle en correctie***

De resultaten van de basisgegevens zijn op hoofdlijnen gecontroleerd op consistentie. In het kader van dit project was het niet mogelijk alle waarden per begroeiingstype per soort (18.000 waarden) afzonderlijk te beoordelen.

Vrijwel geen enkel proefvlak bestaat voor 100% uit één begroeiingstype. Dit betekent, dat in de dichtheidscijfers ruis aanwezig is van gegevens van andere typen. Het gevolg is dat soorten een dichtheid kunnen hebben in begroeiingstypen waar ze niet of nauwelijks voorkomen. Op basis van habitatvoorkeuren van de soorten (Sierdsema 1995) is daarom een overzicht gemaakt van typen waarin een soort (vrijwel) niet voorkomt. Hier is de dichtheid op nul gesteld.

Op basis van de habitatvoorkeuren van de soorten is tevens gekeken of soorten in alle begroeiingstypen waar ze kunnen voorkomen aanwezig zijn. Dit leverde 30 gevallen op, hiervoor zijn de ontbrekende dichtheden geschat met gegevens uit losse proefvlakken, andere typen en literatuurgegevens.



Tot slot is de verhouding van dichtheden tussen de verschillende begroeiingstypen gecontroleerd: staan bij het optimale habitat van een soort ook de hoge dichtheden en hoe verhouden die zich tot de dichtheden in het marginale habitat.

### 4.1.3 Basisbestand totale draagkracht voor Nederland

Het uitgangspunt voor de totale draagkracht van een soort in Nederland vormt de meest recente populatieschatting van SOVON. Deze is gebaseerd op de gegevens gebruikt voor het jaarboek Natuur 1997 (Sierdsema et al. 1997) en de laatste SOVON-atlas (SOVON 1987). Omdat van veel soorten de aantallen van jaar op jaar fluctueren is de hiervoor aangegeven aantalschatting niet altijd een goede weergave van de draagkracht. Het jaar met de hoogste aantalschatting is hiervoor een betere maat. Daarom zijn de recente aantalschattingen gecorrigeerd met behulp van beschikbare trendgegevens.

De trendgegevens zijn zowel gebaseerd op het BMP-project als het BSP-project (bijzondere soorten). In de LARCH-selectie zitten namelijk relatief veel schaarse en zeldzame soorten waar het oude BMP-project (het huidige BMP-A project (van Dijk 1996; Saris et al. 1996) maar beperkt trends voor kan leveren. Voor de berekening van de trends is gebruik gemaakt van het statistisch programma TRIM 1.0 (van Strien et al. 1995).

De draagkracht is bepaald door de recente aantalschatting te vermenigvuldigen met de maximale index in de periode van 1985 t/m 1996 en te delen door de index van het jaar van de meest recente populatieschatting.

Daarnaast is een extra correctiefactor ingevoerd voor soorten die gevoelig zijn voor grote droogte in de overwinteringsgebieden in Afrika. In het begin van de 70-jaren zijn de aantallen van deze soorten sterk achteruit gegaan terwijl de potentiële draagkracht in Nederland naar alle waarschijnlijkheid gelijk is gebleven. Daarna is wel herstel opgetreden maar het aantalsniveau van voor 1970 is nog steeds niet bereikt. Om voor dit effect te corrigeren is voor deze soorten de berekende landelijke draagkracht vermenigvuldigd met 1,5.

#### Voorbeeld

De patrijs is een soort met een neergaande trend; de populatieschatting in de periode 1979-1985 bedroeg ca. 30.000 paar, terwijl in de periode van 1990-1994 dit aantal is gezakt tot ca. 22.500 paar.

De maximale index over de periode 1985-1996 bedraagt 97,2, terwijl in het jaar van de meest recente populatieschatting de index slechts 87,5 bedroeg.

De draagkracht voor de periode 1985 - 1996 is als volgt:

Meest recente populatieschatting = 22.500 paar

maximale index = 97,2

index jaar populatieschatting = 87,5

Totale draagkracht =  $22.500 \times 97,2 / 87,5 = 24.980$  paar

#### **4.1.4 Kalibratie van de draagkrachtgegevens per begroeiingstype**

De eerste stap van de kalibratie is er op gericht dat de totale draagkracht afgeleid uit de draagkrachten per begroeiingstype (= A, op basis van een eerste LARCH-run) overeen komt met de totale draagkracht zoals afgeleid uit de landelijke aantalschattingen (= B, par. 4.1.3) als uitgangspunt genomen. Eerst is de afwijking bepaald (A/B) en vervolgens is de draagkracht van elk begroeiingstype gecorrigeerd voor deze afwijking:

*draagkracht begroeiingstype na kalibratie = A/B \* draagkracht per begroeiingstype vóór kalibratie*

In de tweede stap is het verspreidingspatroon beoordeeld dat wordt gegenereerd met een LARCH-run na de aanpassingen gedaan in de eerste stap. Daarbij is gebruik gemaakt van de atlas van de Nederlandse broedvogels, de atlas van de Nederlandse vogels en recente verspreidingsgegevens van schaarse soorten van SOVON (ongepubliceerd). In een aantal gevallen zijn ook regionale avifauna's geraadpleegd. Bij de beoordeling is alleen aandacht besteed aan het totale verspreidingsbeeld en het ruimtelijke voorkomen van gebieden met hoge dichtheden c.q. aantallen. Dit heeft geleid tot de volgende aanpassingen:

- in alle begroeiingstypen alle dichtheden lager dan 10% van de gemiddelde dichtheid op 0 stellen;
- dichtheid toekennen aan begroeiingstypen die geen dichtheid hebben;
- dichtheid van begroeiingstypen op 0 stellen;
- dichtheid verhogen of verlagen.

Bij een aantal soorten was het nodig de hiervoor beschreven procedure een aantal malen te herhalen.

#### **4.1.5 Resultaat**

Per soort zijn de volgende conclusies getrokken:

1. het gegenereerde verspreidingspatroon komt goed overeen met het bestaande verspreidingspatroon en het resultaat is afzonderlijk presenteerbaar;
2. het gegenereerde verspreidingspatroon komt redelijk overeen met het bestaande verspreidingspatroon, maar het resultaat is niet afzonderlijk presenteerbaar, wel in combinatie met andere soorten;
3. het gegenereerde verspreidingspatroon komt onvoldoende overeen met het bestaande verspreidingspatroon en het resultaat is niet te gebruiken.

Het aantal soorten dat afvalt bedraagt 7. Van de overige 89 soorten zijn er 47 toegekend aan categorie 1 en 42 aan categorie 2. Alle ecosystemen zijn goed vertegenwoordigd. Het aantal doelsoorten bedraagt 24 en deze zijn ook redelijk verdeeld over alle ecosystemen. Voor de resultaten per soort zie tabel 4.1.

Tabel 4.1 Resultaat kalibratie habitatmodellering van geselecteerde broedvogelsoorten

Soort	Presentatie		Versnippering-gevoelig	Doelsoort	Ecosysteem					
	Afzonderlijk	Niet afzonderlijk			Duin en kust	Heide en hoogveen	Moeras	Agrarisch	Bos	Bebouwing
Dodaars		X		X		X	X			
Geoorde fuut		X		X	X	X				
Roerdomp	X			X	X		X			
Grauwe Gans		X		X			X			
Wintertaling		X			X	X				
Zomertaling		X		X			X	X		
Slobeend	X			X			X	X		
Wespendief	X								X	
Bruine Kiekendief	X				X	X	X			
Blauwe Kiekendief		X		X	X		X			
Havik	X								X	
Sperwer	X							X	X	
Buizerd	X							X	X	
Boomvalk		X			X	X	X	X	X	
Patrijs		X		X				X		
Waterral	X			X	X	X	X			
Scholekster		X			X	X		X		
Bontbekplevier	X			X	X					
Kievit	X				X	X		X		
Houtsnip		X			X	X			X	
Grutto	X			X				X		
Wulp		X			X	X	X	X		
Tureluur		X		X	X			X		
Holeduif	X				X				X	
Houtduif	X							X	X	X
Turkse tortel	X									X
Zomertortel		X			X	X	X	X	X	
Koekoek		X			X	X	X	X	X	
Bosuil	X							X	X	
Ransuil	X				X	X		X	X	
Nachtzwaluw		X		X	X	X			X	
Gierzwaluw	X									X
Draaihals		X		X	X	X		X	X	
Groene Specht	X			X	X	X		X	X	
Zwarte Specht	X								X	
Grote Bonte Specht	X							X	X	
Middelste B. Specht		X							X	
Kleine Bonte Specht	X								X	
Boomleeuwerik	X				X	X			X	
Veldleeuwerik	X				X	X		X		
Duinpieper	X			X		X				
Boompieper	X				X	X		X		
Graspieper		X			X	X		X		
Gele Kwikstaart	X					X		X		
Winterkoning		X			X		X	X	X	X

Vervolg tabel 4.1

Soort	Presentatie		Versnippering- gevoelig	Doelsoort	Ecosysteem					
	Afzonder- lijk	Niet afzonderlijk			Duin en kust	Heide en hoogveen	Moeras	Agrarisch	Bos	Bebouwing
Heggenus		X			X			X	X	X
Roodborst		X			X			X	X	X
Blauwborst	X			X	X	X	X			
Zwarte Roodstaart		X						X		X
Gekraagde Roodstaart		X				X		X	X	
Roodborsttapuit		X		X	X	X		X		
Tapuit	X			X	X	X				
Merel		X			X		X	X	X	X
Zanglijster		X						X	X	X
Snor	X			X	X		X			
Rietzanger	X			X	X		X			
Spotvogel		X						X	X	X
Braamsluiper		X			X			X	X	X
Grasmus		X			X	X	X	X	X	
Zwartkop		X			X			X	X	
Fluiter	X								X	
Tijftjaf		X			X		X	X	X	
Goudhaantje	X								X	
Vuurgoudhaantje	X								X	
Grauwe Vliegenvanger		X						X	X	X
Bonte Vliegenvanger	X							X	X	X
Baardmannetje	X			X	X		X			
Staartmees	X				X		X	X	X	X
Glanskop	X								X	
Matkop		X					X	X	X	
Kuifmees	X								X	
Zwarte Mees	X								X	
Pimpelmees	X							X	X	X
Koolmees	X							X	X	X
Boomklever	X								X	
Boomkruiper	X							X	X	
Wielewaal	X			X				X	X	
Ekster		X			X			X	X	X
Kauw		X							X	X
Zwarte kraai		X			X	X	X	X	X	X
Spreeuw		X						X	X	X
Huisemus	X							X		X
Ringmus		X						X		X
Groenling		X						X	X	X
Putter	X							X		X
Kneu		X			X	X		X	X	X
Goudvink		X					X	X	X	X
Appelvink		X							X	X
Geelgors	X			X	X	X		X	X	
<b>Totaal</b>	<b>47</b>	<b>42</b>		<b>24</b>	<b>43</b>	<b>30</b>	<b>24</b>	<b>54</b>	<b>55</b>	<b>27</b>

## 4.2 Fusieafstand voor lokale populaties

Als uitgangspunt is gekozen dat leefgebieden die verder uit elkaar liggen dan de doorsnede van een homerange, afzonderlijke lokale populaties bevatten.

Voor het bepalen van de grootte van een homerange is in de literatuur gezocht naar oppervlaktes of gegevens over de actieradius gerekend vanaf het nest. Bij de meeste soorten is hierover weinig informatie te vinden. Om te komen tot een zo uniform mogelijke benadering is daarom gekozen voor fusieafstanden zoals SOVON die hanteert voor het onderscheiden van territoria (van Dijk 1996). Deze fusieafstanden zijn voor een belangrijk deel gebaseerd op expertkennis over de lokale mobiliteit van soorten. Hierop zijn aan de hand van nadere expertkennis de volgende uitzonderingen gemaakt. Voor roofvogels en uilen zijn deze afstanden verdubbeld, behalve voor bosuil en wespandief. Bij de boomklever is de fusieafstand uit oudere LARCH versies aangehouden.

## 4.3 Fusieafstand voor netwerkpopulaties

Als uitgangspunt voor de netwerkaafstand is gekozen voor de afstand (hemelsbreed) die 90% van de juveniele vogels op dispersie aflegt. Deze afstand ( $C$ ) kan worden berekend met de plaatstrouwconstante uit een formule waarmee de dispersiecurve beschreven kan worden (Siefke 1984):

$$C = (\ln 100 - (\ln 100 - P)) / d$$

Waarin  $P$  het cumulatieve percentage dispersers dat een afstand  $d$  of minder heeft afgelegd.

Voor het bepalen van de dispersieafstand  $C$  zijn bij voorkeur beschikbare  $P$ -waarden tussen 50 en 90 % gebruikt. De betrouwbaarheid van de berekende constante is meestal onbekend. Op de eerste plaats bestaan er verschillen tussen dispersiecurven uit verschillende landen (bijv. bonte vliegenvanger; Van den Brink 1987), verschillende landschappen (bijv. boomklever; Matthysen et al. 1995) en verschillende populatieniveaus (bijv. Turkse tortel; Kasperek 1996). Worden data uit verschillende populaties gemengd, wat bijvoorbeeld bij ringmeldingen meestal het geval is, dat gaat de aanname dat de cumulatieve dispersie kan worden beschreven met een simpele logaritmische functie niet meer op. Van ongeveer de helft van de soorten zijn bruikbare dispersiegegevens gevonden.

Het dispersievermogen van de overige soorten is ingeschat op basis van:

- verwantschap met soorten waarvan gegevens bekend zijn;
- het lichaamsgewicht, grote soorten gaan verder dan kleine soorten (Paradis et al. 1998);
- de habitatvoorkeur, soorten van natte biotopen gaan verder (Paradis et al. 1998);
- de habitatverspreiding, aangenomen is dat soorten van in Nederland zeldzame biotopen, zoals bijvoorbeeld zandverstuivingen, relatief grote dispersie-afstanden

hebben; kleine soorten van opgaande bosachtig terrein zijn over het algemeen het meest plaatstrouw.

Vanwege de onnauwkeurigheden in de data zijn de soorten uiteindelijk in klassen ingedeeld. Waar de keuze bestond tussen Nederlandse of buitenlandse gegevens hadden de eerste de voorkeur. De dispersieafstand  $C$  is gebaseerd op dispersiegegevens van het geslacht dat het minst ver op dispersie gaat.

#### 4.4 Duurzaamheid netwerken

Of een netwerk een duurzame populatie kan ondersteunen wordt bepaald door de totale draagkracht van alle tot het netwerk behorende lokale populatiegebieden. De normen voor het bepalen van de duurzaamheid van een netwerkpopulatie zijn afgeleid van de normen van de duurzaamheid voor sleutelpopulaties (zie tabel 4.2; Verboom et al. (1997, 2001). Met sleutelgebieden is de minimum vereiste draagkracht lager dan zonder sleutelgebieden. Verder neemt de benodigde draagkracht neemt toe naarmate de generatieduur korter is.

*Tabel 4.2 Normen voor de duurzaamheid van sleutelpopulaties en netwerkpopulaties in configuraties met en zonder een sleutelpopulatie (bron: Verboom et al. 2001). Aantallen geven broedparenweer.*

Generatieduur	Sleutelpopulatie	Netwerk met sleutelpopulatie	Netwerk zonder sleutelpopulatie
Lange generatieduur	20	80	120
Middellange generatieduur	40	120	200
Korte generatieduur	100	150	200

Voor het bepalen van de duurzaamheid van netwerkpopulaties van broedvogels is dus alleen informatie nodig over de generatieduur van de geselecteerde soorten.

Bij gebrek aan exacte data is de indeling gebaseerd op het aantal eieren dat een paar maximaal per jaar kan produceren, de levensduur, de leeftijd waarop de soort geslachtsrijp is en of de jongen die uitkomen nestvlieders of nestblijvers zijn. De broedbiologische gegevens zijn afkomstig uit het ornithologisch basisregister (CBS 1994). De waarde voor het aantal legsels per jaar is aangepast en gedefinieerd als het maximaal aantal legsels per jaar.

De toekenning van de soorten heeft als volgt plaats gevonden:

- lange generatieduur: weinig nageslacht per jaar en langlevend. Het gaat overwegend om predators en steltlopers. Kleine zangvogels ontbreken in deze groep.
- middellange generatieduur: nestvlieders zoals bijvoorbeeld eenden, rallen en hoenders. Reproductie kan van jaar tot jaar nogal variëren.
- korte generatieduur: overwegend kleine zangvogels met een kort leven en een hoge jaarlijkse reproductie.

## 5 Modeluitvoer

### 5.1 Inleiding

Tijdens een modelrun bepaalt LARCH VOGELS NATIONAAL per soort de draagkracht van lokale populatiegebieden, voegt de lokale populatiegebieden samen tot netwerken, berekent voor netwerken in welke mate deze de kans op duurzaam voortbestaan van de netwerkpopulaties ondersteunen en aggregereert de resultaten desgewenst over meerdere soorten heen. Voor standaardtoepassingen bestaat de modeluitvoer derhalve uit vier parameters: draagkracht (abundantie) per soort, netwerktype (met of zonder sleutelgebieden), duurzaamheid/presentie en totaal aantal/percentage soorten. De uitvoer bestaat dus uit tussen- en eindresultaten van de berekeningen. De vier parameters worden in ruimtelijke beelden weergegeven.

Doordat LARCH op het RIVM onderdeel uitmaakt van de Natuurplanner kan voor de analyse van de kaarten gebruik worden gemaakt van de grafische tool (Geolib) van dit DSS. Geolib biedt de mogelijkheid de kaarten op diverse wijzen te bevragen. Per door de gebruiker aan te geven ruimtelijke eenheid, geeft deze tool thematische informatie, statistics als minima, maxima en gemiddelden en kunnen selecties worden uitgevoerd.

Op hoofdlijnen kan de uitvoer worden onderscheiden naar uitvoer per soort en uitvoer per groep van soorten. Voor Milieu- en Natuurplanbureauproducten zal de vraag meestal uitgaan naar resultaten per groep van soorten, bijv. de soortenset van de graadmeter Natuurwaarde (ten Brink et al. 2000) (zie discussie par. 6.6).

Analyses op soortniveau kunnen gebruikt worden voor de diagnose van de groepsresultaten. Voor het vergelijken van scenario's zullen dikwijls twee modelruns worden uitgevoerd, waarbij de vergelijking van de uitvoerparameters een beeld geeft van de verschillen in verwachte effecten.

### 5.2 Modelresultaten per soort

Voor een selectie van 47 goed gekalibreerde soorten is de uitvoer op het niveau van de individuele soort presenteerbaar. Voor de overige 42 soorten mogen de resultaten alleen als onderdeel van een groep van soorten worden gebruikt. Overigens zijn voor intern gebruik wel alle resultaten op soortniveau zichtbaar. Dit kan helpen bij de interpretatie van hoger geaggregeerde uitvoer.

Er zijn drie ruimtelijk weer te geven parameters op soortniveau:

- *Draagkracht/abundantie*

LARCH berekent de draagkracht per habitatplek, per lokaal populatiegebied (zowel voor sleutel- als kleinere gebieden) en voor netwerken. Voor soorten waarvan de

aantallen weinig fluctueren zal in habitats groot genoeg voor sleutelpopulaties de werkelijke dichtheid c.q. abundantie de draagkracht het meest benaderen. Sleutelgebieden hebben een stabiliserende rol in ecologische netwerken en hebben naar verwachting een hoog verzadigingsniveau (Reijnen et al. 1995; Verboom et al. 2001). Voor gebieden met kleine lokale populaties geldt dit niet en is het verzadigingsniveau afhankelijk van de ruimtelijke configuratie en de totale draagkracht van het netwerk. De draagkracht van habitatplekken met kleine populaties is dus niet zonder meer gelijk aan het verwachte aantal. Om deze reden geeft het model alleen voor sleutelgebieden uitvoer in termen van verwachte aantallen. Overigens zijn de draagkrachten van de kleinere lokale populatiegebieden, als zijnde tussenresultaat van de berekeningen, wel toegankelijk voor de gebruiker.

- *Netwerktipe*

LARCH maakt onderscheid naar netwerken met sleutelgebieden en netwerken zonder sleutelgebieden. Netwerken met sleutelgebieden hebben minder draagkracht nodig voor het ondersteunen van duurzame populaties dan netwerken zonder sleutelpopulaties. Als modeluitvoer is een kaart beschikbaar waarop het onderscheid naar netwerktipe wordt aangegeven.

- *Duurzaamheid/presentie*

Op basis van de draagkrachten en de duurzaamheidsnormen voert LARCH per netwerk een duurzaamheidsbepaling uit. De uitvoer bestaat uit het aantal maal dat elk van de netwerken de duurzaamheidsnorm haalt. Wanneer een netwerk meer dan 5 maal de duurzaamheidsnorm haalt, kan het worden beschouwd als 'zeer duurzaam'. Netwerken die beneden de duurzaamheidsnorm blijven, worden aangemerkt als 'niet duurzaam'.

In de praktijk zal 'duurzaamheid' dikwijls vertaald en versimpeld worden als '(potentiële) aan- of afwezigheid' (presentie).

Met behulp van de Natuurplanner-tool Geolib maakt LARCH tevens samenvattingen van (combinaties van) bovengenoemde kaarten in de vorm van tabellen. Dit biedt overzicht op regionaal of landelijk niveau of per begroeiingstype. Tab. 5.1 geeft een voorbeeld met fictieve data, gebaseerd op de drie bovenstaande ruimtelijke beelden.

*Tabel 5.1 Voorbeeld van de weergave van de duurzaamheid van een soort in drie klassen en per netwerktipe, uitgedrukt als procentuele verdeling over de gesommeerde draagkracht over heel Nederland (fictieve data).*

	Niet duurzaam ( $<1 \times$ norm)	Duurzaam ( $1-5 \times$ norm)	Zeer duurzaam ( $> 5 \times$ norm)
Niet duurzaam netwerk	10%	-	-
Netwerk zonder sleutelgebied	-	20%	20%
Netwerk met sleutelgebied	-	10%	40%



### 5.3 Modelresultaten per groep van soorten

De toepassingen van LARCH zullen zich veelal richten op uitvoer per groep van soorten. Afhankelijk van de wensen van de gebruiker, kan deze zelf groepen van soorten samenstellen. Een aantal groepen is reeds standaard in het programma opgenomen:

- doelsoorten natuurbeleid;
- kenmerkende soorten per ecosysteem voor de graadmeter Natuurwaarde (Sierdsema 1995);
- versnipperinggevoelige soorten (zie Kalkhoven en Bergers 2000);
- alle soorten.

In beginsel is er één belangrijke eindparameter voor de soortgroepen: *aantal duurzame soorten*.

Per gridcel wordt het aantal soorten gesommeerd dat duurzaam kan voorkomen. Hierbij is onderscheid te maken in:

- het totaal aantal duurzame soorten
- het aantal soorten met duurzame kleine lokale populatiegebieden
- het aantal soorten met duurzame sleutelgebieden

De gebruiker kan dit verder verwerken tot het percentage duurzame soorten per gridcel ten opzichte van een referentie of potentie. Dit is bijvoorbeeld gedaan in de toepassing van LARCH voor de Natuurbalans 1998 (RIVM 1998) (fig. 5.1). Hier is per gridcel het aantal duurzame soorten uitgedrukt als percentage van het totale aantal soorten dat in het habitatype van de betreffende gridcel in potentie kan voorkomen. De meest algemene soorten zijn buiten beschouwing gelaten omdat ze weinig differentiërend zijn voor de uitkomsten.

De Natuurbalans 98: “In de Nederlandse bos- moeras- heide/hoogveen- en duingebieden blijkt op verschillende plaatsen meer dan een derde van de daar thuishorende soorten niet duurzaam te kunnen voorkomen. Voor veel bosvogels is het bos buiten de hogere zandgronden te versnipperd en te geïsoleerd om duurzame populaties op te bouwen. De moerassen buiten de ‘natte as’ van het laagveengebied zijn te klein en te geïsoleerd om hoge biodiversiteitswaarden te halen. In heide/hogveen is het aantal duurzame soorten 60-80%. In niet-versnipperde heidegebieden die een lagere waarde halen, zijn waarschijnlijk het beheer en de milieukwaliteit beperkende factoren. In de duinen is het aantal duurzame soorten ook slechts 60-80%. Belangrijke beperkende factoren in de duinen zijn de onttrekking van grondwater voor drinkwaterwinning waardoor natuurlijke moerassituaties nauwelijks meer voorkomen, de geïsoleerde ligging ten opzichte van grote bosgebieden elders en in een aantal gevallen ook de geringe oppervlakte.”

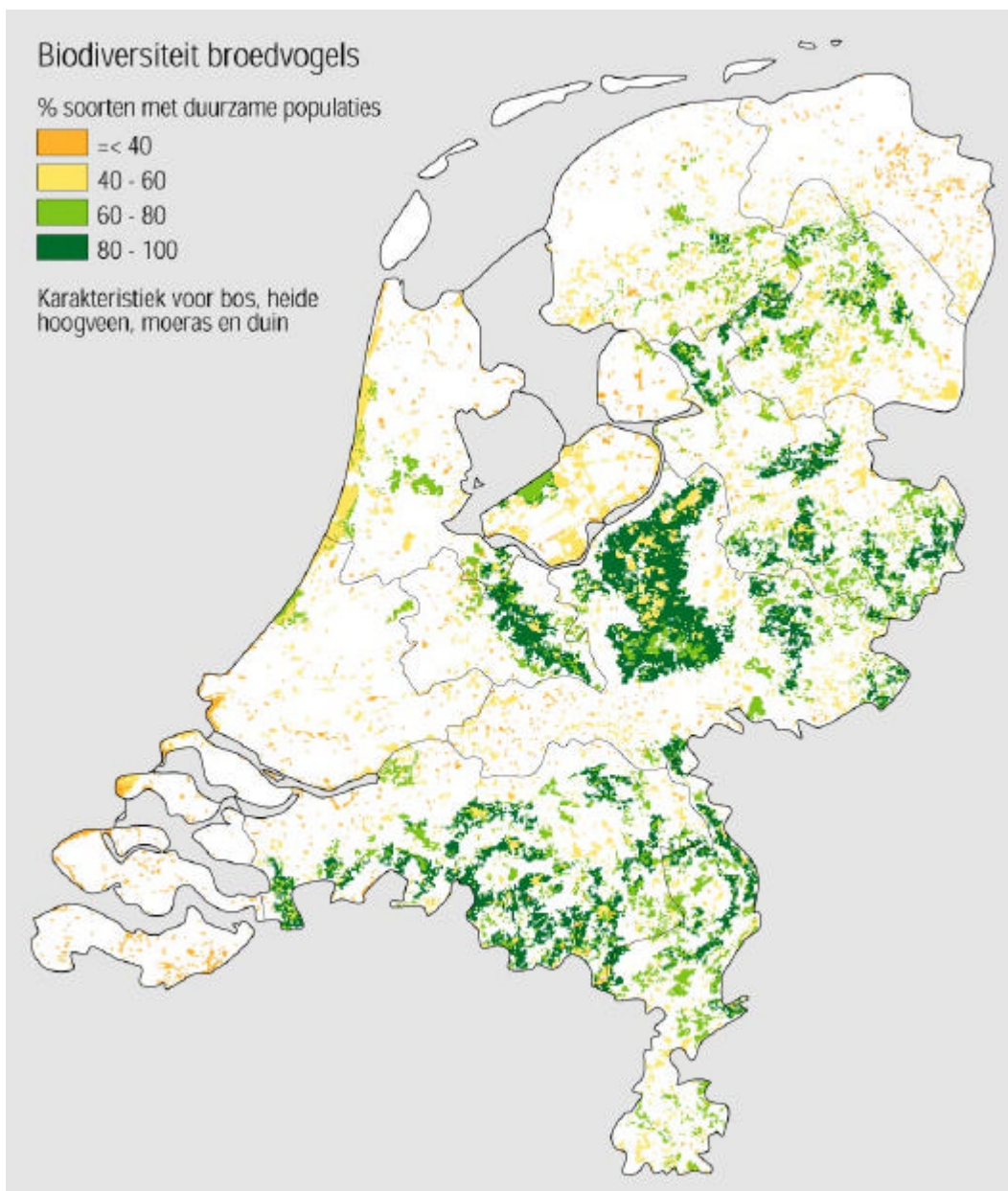
Net als bij de uitkomsten voor afzonderlijke soorten kunnen de kaartbeelden voor de soortgroepen worden samengevat in overzichtstabellen en -figuren op verschillende ruimtelijke niveaus. Als voorbeeld geeft tabel 5.2 voor een gekozen soortgroep de relatieve draagkracht per duurzaamheids categorie (fictieve data). Dit houdt in dat de

gesommeerde draagkracht van alle soorten per duurzaamheidcategorie en netwerktype wordt uitgedrukt als percentage van de gesommeerde draagkracht van alle soorten in het hele gebied. Deze tabel is daarmee vergelijkbaar met tabel 5.1 die op het niveau van de afzonderlijke soort hetzelfde type informatie geeft. Dit type tabellen kan gebruikt worden voor scenarioanalyses, waarbij verschuivingen in deze tabellen de effectverschillen in duurzaamheid en netwerktype zichtbaar maken.

*Tabel 5.2 Voorbeeld van de weergave van de relatieve draagkracht per duurzaamheidcategorie voor een gekozen soortgroep (fictieve data).*

	Niet duurzaam ( $<1 \times$ norm)	Duurzaam ( $1-5 \times$ norm)	Zeer duurzaam ( $> 5 \times$ norm)
Niet duurzaam netwerk	10%	-	-
Netwerk zonder sleutelgebied	-	20%	-
Netwerk met sleutelgebied	-	40%	30%

Ten behoeve van de graadmeter Natuurwaarde is het uiteindelijk de bedoeling de uitvoer op soortniveau in termen van verwachte aantallen per gridcel te geven. Op dit moment zijn alleen aantallen van sleutelgebieden beschikbaar. Voor kleine lokale populatiegebieden geeft het model dus nog geen verwachte aantallen (zie discussie par.6.6).



*Figuur 5.1 Percentage schaarse broedvogelsoorten met duurzame populaties in bos, moeras, heide/hogveen en duin (alleen de vastelandsduinen). Bepaald met LARCH VOGELS NATIONAAL en bijbehorende begroeiingstypenkaart. (bron: RIVM et al. 1998).*



## **6 Discussie en aanbevelingen**

### **6.1 Modelconcept**

Voor het voorspellen van de duurzaamheid van ruimtelijk gestructureerde populaties van soorten zijn verschillende benaderingen mogelijk. De meest nauwkeurige informatie wordt verkregen met mechanistische dynamische simulatiemodellen waarbij naast de ruimtelijke verdeling van de habitat en de draagkracht daarvan ook de populatieprocessen reproductie, sterfte en dispersie een rol spelen. Een voorbeeld hiervan is het op de afdeling Landschapsecologie van het IBN ontwikkelde METAPHOR model (Verboom 1996; Verboom et al. 2001). Deze benadering vraagt echter veel detailkennis van een soort, waardoor het aantal soorten dat op deze wijze is te modelleren beperkt zal zijn.

In LARCH VOGELS NATIONAAL is deze beperking ondervangen door uitspraken over de duurzaamheid te baseren op vuistregels voor minimum draagkrachten van ruimtelijk gestructureerde populaties in relatie tot de oppervlakte en ligging van habitatgebieden. Hierdoor is LARCH niet dynamisch, maar wel liggen kenmerken van soorten zoals dispersievermogen en gevoeligheid voor milieufluctuaties ten grondslag aan de uitspraken. Een nadeel is dat de uitspraken globaler zijn en rechtstreekse effecten op geboorte en sterfte niet kunnen worden meegenomen. Dit houdt in dat alleen (integrale) uitspraken mogelijk zijn voor invloeden die leiden tot een verandering van het ruimtelijk patroon van begroeiingstypen en/of de draagkracht hiervan.

In beginsel is het mogelijk het concept van LARCH zodanig aan te passen dat ook rechtstreekse effecten op geboorte en sterfte kunnen worden meegenomen. Hiervoor is het nodig eerst verkenningen uit te voeren met het METAPHOR model. Vervolgens moet worden nagegaan of de resultaten hiervan zijn om te zetten in eenvoudige rekenregels ten behoeve van LARCH.

Met het huidige modelconcept kunnen soorten met ruimtelijk gescheiden broed- en foerageergebieden niet worden beoordeeld. Het betreft onder meer kolonievogels. Inmiddels is hiervoor een procedure operationeel (zie Pouwels 200).

Verder zijn meer gedetailleerde uitspraken wenselijk op het niveau van lokale populatiegebieden. Met LARCH-CLASSIC dat voor LARCH VOGELS NATIONAAL is gebruikt, zijn binnen een netwerk slechts twee typen lokale populatiegebieden te onderscheiden: sleutelgebieden en overige kleinere lokale populatiegebieden. Met name voor de kleinere lokale populatiegebieden kan de kans op voorkomen van een soort sterk variëren. Deze detaillering is extra van belang voor soorten die in Nederland slechts een of een beperkt aantal netwerken hebben. Inmiddels is een LARCH-module operationeel waarmee verfijnde uitspraken op lokaal populatiegebied-niveau mogelijk zijn (LARCH-SCAN en LARCH-BEN, zie Pouwels 2000).

## 6.2 Invoer en relatie met andere modellen

De invoer van LARCH VOGELS NATIONAAL bestaat uit een ruimtelijk patroon van begroeiingstypen in de vorm van een GIS-database. De begroeiingstypen dienen overeen te komen met de begroeiingstypen zoals die zijn gebruikt om de draagkracht van de soorten in het model te bepalen.

Met de begroeiingstypenkaart die voor deze studie is gemaakt, is de huidige situatie in Nederland te beoordelen. Voor het beoordelen van toekomstige situaties op basis van scenario's zal een nieuwe of deels aangepaste begroeiingstypenkaart moeten worden gegenereerd. Binnen de Natuurplanner kan dit door met SUMO een voor LARCH bruikbare indeling in vegetatietypen als uitvoer te genereren.

Bij het verschijnen van deze rapportage over LARCH VOGELS NATIONAAL is deze koppeling al gerealiseerd. Hierdoor zijn met de Natuurplanner ook de effecten van verzuring, vermesting en verdroging op de fauna te beoordelen, voor zover deze effecten leiden tot een verandering in begroeiingstypen. Daarnaast beoordeelt LARCH VOGELS NATIONAAL specifiek de versnipperingproblematiek

In bepaalde gevallen kan het ook wenselijk zijn alleen de bestaande begroeiingstypenkaart op onderdelen aan te passen. Bijvoorbeeld t.b.v. een verkenning naar de effecten van het ouder worden van bos. Het verdient aanbeveling technieken te ontwikkelen waardoor manipulaties snel kunnen worden uitgevoerd.

De begroeiingstypenkaart kan ook worden aangepast om effecten van verstoring te beoordelen. Voor wegen is bekend tot op welke afstand broedvogels worden verstoord en in welke mate de dichtheid wordt verlaagd. Met deze informatie kan aan begroeiingstypen of delen daarvan die worden verstoord een reductiefactor worden toegevoegd voor de draagkracht. Voor andere verstoringfactoren als recreatie is dergelijke informatie nog niet toereikend.

De in deze studie gemaakte begroeiingstypenkaart is in korte tijd samengesteld. Daardoor zijn nog een aantal controles nodig om onnauwkeurigheden uit het bestand te verwijderen. Het betreft vooral een controle op de toegewezen oppervlakte aan begroeiingstypen van een gridcel. Deze oppervlakte moet 6,25 ha zijn.

Een verdere detaillering van de begroeiingstypenkaart is ook wenselijk. De kalibratie van de draagkracht per begroeiingstype kan hierdoor voor veel soorten sterk worden verbeterd (zie par. 6.3.1) en het aantal soorten kan worden uitgebreid. Het gaat vooral om de volgende uitbreidingen van de begroeiingstypenkaart:

- graslanden: onderscheiden weidevogelreservaten, verschillen in beheer in agrarische graslanden;
- akkers: onderscheid in gewastypen;
- stedelijk gebied: typen nader differentiëren met fysisch geografische regio's;
- halfopen en gesloten agrarisch gebied: huidige indeling opnieuw bezien en zonodig verder differentiëren;

- duinen: onderscheid in duinen van het vaste land en de eilanden;
- algemeen: toevoegen biogeografische regio's.

Ten tijde van verschijnen van dit rapport is inmiddels een verbeterde versie van de begroeiingstypenkaart verschenen (Griffioen et al. 2000). Ten opzichte van de eerste begroeiingstypenkaart is vooral de betrouwbaarheid toegenomen. De gewenste detaillering was echter nog niet te realiseren.

### **6.3 Habitatmodellering**

#### ***Draagkracht per begroeiingstype***

Voor het vaststellen van de draagkracht per begroeiingstype zijn recente basisbestanden gebruikt die informatie geven over dichtheden van broedvogelsoorten verspreid over geheel Nederland (SOVON). Dit is een belangrijke verbetering ten opzichte van de eerdere versie van het LARCH model. Hierin waren draagkrachtgegevens voor vogelsoorten overwegend gebaseerd op beperkte literatuurgegevens van zowel Nederland als daarbuiten.

De kalibratie van draagkrachten per begroeiingstype is hier globaal gehouden. Deze was vooral gericht op de totale draagkracht in Nederland en de draagkracht van de belangrijkste broedgebieden. De gevolgde procedure is in beginsel reproduceerbaar. Een verder verbetering in de richting van een geautomatiseerd protocol, waarbij ook de andere gebieden meer in detail worden betrokken, is echter wenselijk. Verder is het wenselijk de procedure voor het vertalen van dichtheidsgegevens naar draagkrachten nader te onderbouwen en zonodig aan te passen.

Een belangrijk basisbestand wordt gevormd door het Broedvogelmonitoringproject (BMP). Dit maakt onderdeel uit van het NEM en bestaat uit een groot aantal plots die jaarlijks worden onderzocht. Een beperking van het bestand is echter dat de proefvlakken in veel gevallen bestaan uit meer dan een legenda-eenheid van de begroeiingstypenkaart. Door het toekennen van een proefvlak aan een begroeiingstype kunnen de dichtheden daardoor afwijken of worden dichtheden toegekend aan soorten die niet in het begroeiingstype thuishoren. Het zou wenselijk zijn dat de gegevens van een proefvlak zodanig worden vastgelegd dat dichtheden zijn te koppelen aan de verschillende typen binnen een proefvlak.

Voor bijna de helft van de soorten geeft de kalibratie een niet geheel bevredigend resultaat van het ruimtelijk patroon van voorkomende draagkrachten. De resultaten zijn daardoor wel bruikbaar in combinatie met andere soorten maar niet afzonderlijk. De belangrijkste oorzaak is onvoldoende detaillering van het begroeiingstypenbestand.

## **6.4 Duurzaamheidsmodellering**

### ***Fusieafstand lokale populaties***

Fusieafstanden om ruimtelijk gescheiden habitatplakken samen te voegen tot lokale populatiegebieden zijn grotendeels gebaseerd op expertkennis. Het is niet te verwachten dat deze kennis op korte termijn wordt vergroot. Een gevoeligheidsanalyse kan wel meer inzicht geven in het belang van deze parameter voor het eindresultaat. Op basis van een eerste verkenning lijken enigszins hogere of lagere waarden voor de fusieafstand het resultaat nauwelijks te beïnvloeden. Dit zal nader worden uitgewerkt.

### ***Fusieafstand voor onderscheiden netwerken en duurzaamheid***

Gegevens over de dispersiecapaciteit van soorten vormen de basis voor het afleiden van een fusieafstand waarmee lokale populatiegebieden tot netwerken kunnen worden samengevoegd. Voor ca. de helft van de soorten waren deze gegevens niet beschikbaar en heeft een inschatting plaats gevonden. Het is daarom wenselijk de onnauwkeurigheid die hierdoor ontstaat te verkennen middels een gevoeligheidsanalyse. Daarnaast is het van belang de literatuur te blijven monitoren om nieuwe en eventueel nog niet achterhaalde gegevens over dispersie op te sporen. Voor een nadere bespreking van het vaststellen van de duurzaamheid van netwerken wordt verwezen naar Verboom et al. (1997, 2001).

## **6.5 Kalibratie en validatie**

In het project is alleen de habitatmodellering globaal gekalibreerd. Er heeft geen expliciete kalibratie van het resultaat na de duurzaamheidsmodellering plaats gevonden. Voor een groot deel van de soorten is dit waarschijnlijk minder van belang omdat netwerken vrijwel altijd duurzaam zijn. Verschillen in kans op voorkomen per lokaal populatiegebied zijn dan belangrijker. Een gevoeligheidsanalyse is momenteel gaande (Houweling et al. in prep.). Hieruit blijkt dat met name de draagkracht een gevoelige parameter is. Een nader overzicht en verkenning van deze problematiek is zeer wenselijk.

## **6.6 Uitvoer**

Op korte termijn is vooral aandacht gewenst voor een uitvoer van LARCH VOGELS NATIONAAL die aansluit bij de graadmeter Natuurwaarde van het Natuurplanbureau (ten Brink et al. 2000). Hiervoor is nodig een verwacht aantal per soort per gridcel. Recent is hiervoor al een module ontwikkeld die aansluit op LARCH-CLASSIC.

De uitvoer van LARCH is indicatief en mag niet worden opgevat als een voorspelling van werkelijk verwachte aantallen. Afwijkingen van actuele verspreidingspatronen kunnen zich voordoen als gevolg van niet in het model opgenomen drukfactoren en 'time lags' in de extinctie- en kolonisatieprocessen van de netwerken.



## 7 Conclusies

- LARCH VOGELS NATIONAAL voorspelt de kans op duurzaam voortbestaan van populaties van 89 broedvogelsoorten in Nederland. Hiermee is de natuurkwaliteit gebaseerd op broedvogels te beoordelen voor bos, moeras, heide/stuifzand/hoogveen, duin en stedelijk gebied. Voor het agrarisch gebied is een beoordeling van de natuurkwaliteit minder betrouwbaar omdat verschillen in habitatkwaliteit onvoldoende zijn af te leiden uit de begroeiingstypenkaart.
- Met de soorten opgenomen in het model zijn de effecten van versnippering voor broedvogels goed te beoordelen. Voor het beoordelen van toekomstige situaties op basis van bijv. scenario's zal een nieuwe of deels aangepaste begroeiingstypenkaart moeten worden gemaakt. Binnen de Natuurplanner kan dit met de modellencombinatie SMART/SUMO/MOVE. Met deze modellencombinatie kunnen de effecten van verzuring, vermesting en verdroging op planten en vegetatie(structuur) integraal worden beoordeeld. Voor zover dit leidt tot een verandering in begroeiingstypen kunnen deze effecten ook integraal worden beoordeeld voor de fauna.
- Een uitbreiding van het aantal soorten en verbetering van het resultaat van de reeds opgenomen soorten is vooral te verkrijgen door een uitbreiding van het modelconcept (soorten met gescheiden broed- en foerageergebieden, kans op voorkomen per lokale populatie) en een nadere detaillering van de begroeiingstypenkaart. De uitbreiding van het modelconcept is recent grotendeels gerealiseerd.
- Een belangrijk aandachtspunt is de betrouwbaarheid van het model. Het model is nog niet op alle onderdelen gekalibreerd. Een gevoeligheidsanalyse is momenteel gaande.



## Literatuur

Bal, D. & R. Reijnen, 1997. Natuurbeleid in uitvoering; inspanningen, effecten, verwachtingen en kansen. Achtergronddocument nr. 8 van Natuurverkenning 97, IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Bink, R.J., D. Bal, V.M. van den Berk & L. Draaijer, 1994. Toestand van de natuur 2. Rapport IKC-NBLF nr. 4, Wageningen.

Brink, B. van den, 1987. Bonte Vliegenvanger op de Noord-Veluwe. Het Vogeljaar, 35, 23-32.

Brink, B.J.E. ten, A. van Strien, M.J.S.M. Reijnen, A. van Hinsberg, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligvoet, M. van der Peijl & S. Semmekrot, 2000. Natuurgraadmeters voor de behoudsoptiek. RIVM, CBS, Alterra, RIVM-rapport 408657005, Bilthoven, Voorburg, Wageningen.

Dijk, A.J. van, 1996. Broedvogels inventariseren in proefvlakken (handleiding Broedvogel Monitoring Project). SOVON, Beek-Ubbergen.

Flade, M., 1994. Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.

Foppen, R.P.B. & N. Geilen, 1997. LARCH-Rivier: methode voor het evalueren van ecologische netwerken in het rivierengebied. IBN-DLO/Wageningen, RIZA/Arnhem.

Goodman, D., 1987. The demography of chance extinction. In: M.E. Soulé (ed.), Viable populations for conservation. Cambridge university press, pp. 125-139.

Griffioen, A.J., H.A.M. Meeuwsen & S.A.M. van Rooij, 2000. Afleiding inputbestand voor LARCH: begroeiingstypenkaart 2000 (250x250 m). Intern rapport Alterra, Wageningen.

Houweling, H., M.J.W. Jansen, J.T.R. Kalkhoven & R. Pouwels, in prep. LARCH-RIVIER: gevoeligheidsanalyse op basis van de studie DELTA-ECONET. Alterra/RIIZA, Wageningen/Arnhem.

Kalkhoven, J.T.R. & P.J.M. Bergers, 2000. Selectie aan onderzoeksoorten; ontsnipperingsonderzoek voor spoorwegen. NS Railinfrabeheer, Utrecht.

Kasperek, M., 1996. Dismigration und Brutarealexpansion der Türkentaube *Streptopelia decaocto*. Journal für Ornithologie, 137,1-33.

- Leeuwen, N. van & A. van Strien, 1997. Begroeiingstypen-kaarten voor natuurmeetnetten. CBS, Voorburg.
- Leigh, E.G.J., 1981. The average lifetime of a population. *Journal of Theoretical Biology*, 90, 213-239.
- Levins, R., 1970. Extinction. In: *Some mathematical questions in Biology*, vol. II. American Mathematical Society, Rhode Island, pp. 75-108.
- Matthysen, E., F. Adriaensen & A. A. Dhondt, 1995. Dispersal distances of nuthatches, *Sitta europaea*, in a highly fragmented forest habitat. *Oikos*, 72, 375-381.
- Merriam, H.G., 1988. Landscape dynamics in farmland. *Trends in Ecology and Evolution*, 3, 16-20.
- Opdam, P., 1987. De metapopulatie, model van een populatie in een versnipperd landschap. *Landschap*, 4, 289-306.
- Opdam, P., 1990. Dispersal in fragmented populations: the key to survival. In: R.G.H. Bunce & D.C. Howard (eds.), *Species dispersal in agricultural habitats*. Belhaven Press, London, pp. 3-17.
- Paradis, E., S.R. Baillie, W.J. Sutherland & R.D. Gregory, 1998. Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*, 67, 518-536.
- Pouwels, R., 2000. LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van het landschap. Alterra-rapport 043, Alterra, Wageningen
- 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. Publications and reports of the project 'Ecological Rehabilitation of the rivers Rhine and Meuse' No. 58-1995, RIZA, Lelystad.
- Reijnen, R. & B. Koolstra, 1998. Evaluatie van de ecologische verbindingzones in Gelderland. IBN-rapport nr. 372, IBN-DLO, Wageningen.
- RIVM, IKC Natuurbeheer, IBN-DLO & SC-DLO, 1997. Natuurverkenning 97. Samson H.D. & Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- RIVM, IBN-DLO, LEI-DLO & SC-DLO, 1998. Natuurbalans 1998. Samson H.D. & Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn.
- Saris, S., H. Sierdsema & W. Hagemeyer, 1996. Het broedvogelmeetnet van SOVON. *De Levende Natuur*, 97: 190-194.

- Sierdsema, H., 1995. Broedvogels en beheer. Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. SOVON-onderzoeksrapport 1995/04, Staatsbosbeheerrapport 1995-1. SOVON/SBB, Beek-Ubbergen/Driebergen.
- Sierdsema, H. & B. Engbers, 1995. AVIS Avifauna Informatie en evaluatie Systeem. Handleiding 1.0. SOVON, Beek-Ubbergen.
- Sierdsema, H. & W.J. Holtland, 1997. AVIS: de koppeling tussen broedvogelgegevens en natuurbeheer. *De Levende Natuur*, 98, 136-141.
- Sierdsema, H., M. van Roomen, R. Vogel & T. Verstrael, 1997. Vogels in Nederland 1900-1995. SOVON Onderzoeksrapport 1997/05. SOVON/CBS, Beek-Ubbergen/Voorburg.
- SOVON, 1987. Atlas van de Nederlandse vogels. Arnhem.
- SOVON/CBS, 1986. Handleiding Bijzondere Soorten Project. Arnhem/Voorburg.
- Strien, A. van, J. Pannekoek, E.J.M. Hagemeijer & T. Verstrael, 1995. A loglinear Poisson regression method to analyze bird monitoring data. Paper presented at: Bird Numbers Conference 1995.
- Strien, A. van, 1996. Legenda begroeiingstypen-kaarten. NEM-deelproject 1.2. Intern Werkrapport CBS, Voorburg.
- Verboom, J., 1996. Modelling fragmented populations: between theory and application in landscape planning. *IBN Scientific Contributions 3*, IBN-DLO, Wageningen.
- Verboom, J., R. Foppen, P. Chardon, P. Opdam & P. Luttikhuisen, 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation*, 100, 103-113.
- Verboom, J., J.A.J. Metz, & E. Meelis, 1993. Metapopulation models for impact assessment of fragmentation. In: C.C. Vos & P. Opdam (eds), *Landscape ecology in a stressed environment*. IALE Studies in Landscape Ecology 1. Chapman & Hall, London, pp. 172-191.
- Verboom, J., P.C. Luttikhuisen & J.T. Kalkhoven, 1997. Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken. IBN-rapport nr. 259, IBN-DLO, Wageningen.
- Vries, F. de & E.J. Al, 1992. De groeiplaatsgeschiktheid voor bosdoeltypen in beeld met ALBOS. Rapport 234, SC-DLO, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros & F. Berendse, 2000. Eerste fase van de ontwikkeling van het Successie Model SUMO1. Verbetering van de vegetatiemodellering in de Natuurplanner. Alterra-rapport 045, Alterra, Wageningen.

Wiertz, J., J.R.M. Alkemade, B.J.E. ten Brink & W. Ligtoet, in prep. Ontwerp voor de Natuurplanner, Decision Support Systeem natuur en milieu. RIVM, Bilthoven.

## **Bijlage 1 Begroeiingstypenkaart LARCH VOGELS NATIONAAL**

### **I Toelichting**

De basis voor de begroeiingstypenkaart t.b.v. LARCH VOGELS NATIONAAL vormt de NEM begroeiingstypenkaart beschreven in Van Leeuwen en Van Strien (1997). De oppervlakte-interpretatie van de NEM-begroeiingstypen is voor een deel aangepast. Daarnaast zijn de NEM-begroeiingstypen in een aantal gevallen ook anders ingedeeld. Voor het stedelijk gebied is een geheel nieuwe indeling gemaakt. Voor een overzicht van alle ruimtelijke bestanden en gegevens die zijn gebruikt zie tabel 1.

Alle informatie is volledig omgezet in een gridbestand met grids van 250x250 m. Per gridcel is het percentage van de oppervlakte van voorkomende begroeiingstypen bepaald.

De oppervlakte van duin- en heidebegroeiingstypen per gridcellen van 250x250 m is geheel afgeleid van polygonenbestanden of gridbestanden met een gridgrootte veel kleiner dan 250x250 m.

De oppervlakte van begroeiingstypen van bos en agrarisch gebied per gridcel van 250x250 m is afgeleid van polygonenbestanden en gridbestanden met een gridgrootte van meer dan 250x250m (voor bos 500x500m en voor agrarisch gebied 1x1km). Eerst is met de polygonenbestanden van de hoofdtypen de oppervlakte bos en agrarisch gebied per gridcel bepaald. Vervolgens is met de verhouding van de overige typen voorkomend in de gridcellen van de basisbestanden, de oppervlakte van de hoofdtypen verdeeld over de overige typen.

Voorbeeld - De oppervlakte agrarisch gebied in een gridcel van 250x250 m is 4 ha. De verhouding gras- en bouwland in het onderliggende grid van 1x1 km van het basisbestand is 1:3. De oppervlakte gras en bouwland in de gridcel van 250x250 wordt dan 1 resp. 3 ha..

Hierna wordt eerst een overzicht van alle begroeiingstypen gegeven van de begroeiingskaart van LARCH VOGELS NATIONAAL. Daarna vindt een bespreking plaats van de aanpassingen zijn per hoofdbegroeiingstype t.o.v. de NEM-begroeiingstypen besproken.

Tabel 1 Bestanden die ten grondslag liggen aan de begroeiingstypenkaart die gebruikt is voor LARCH Vogels Nationaal. Naast deze bestanden is gebruik gemaakt van luchtfoto's

Bestand	Gemaakt/ Geactualiseerd in jaar	Nauwkeurig- heid/resolutie	Bronhouder
Fysische geografische kaart		1:50.000	EC-LNV
Bodemkaart	Wisselend, soms > 20 jaar oud	1:50.000	Alterra
Topografische kaart, rastervorm		1:25.000	Topografische Dienst
LGN2	Opname 1992	25x25m grid	Alterra
Bodemgebruikstatistiek	1993	1:10.000	CBS
Landschapsecologische Kartering Nederland (LKN)	1965-1991	1x1 km	Diversen
Vierde Bosstatistiek	1980-1983	500x500m	SBB/CBS
ALBOS	1992	1:50.000	EC-LNV/Alterra
K+M-Heidekaart	+/-1985	1:50.000	Bureau K+M
IBN-moerassenkaart		1:25.000	Alterra
Bridgis (postcodebestand met aantal woningen, typen woningen en bouwjaar)	1995-1997	Punten	Kadaster/PTT

## II Overzicht begroeiingstypen

### ***Duinen, kwelders en buitendijks terrein***

- 1 droog duin >20% struweel
- 2 droog duin <20% struweel
- 3 vochtig duin >20% struweel
- 4 vochtig duin <20% struweel
- 5 rietmoeras in duin
- 6 open water in duin
- 7 kwelder
- 8 strand
- 9 overig gebruik (camping, parkeerplaats)
- 10 drooggevalle gronden in afgesloten zeearmen

### ***Heide, hoogveen en stuifzand (<20% opslag)***

- 11 droge heide < 75% gras
- 12 droge heide > 75% gras
- 13 natte heide <75% gras
- 14 natte heide >75% gras
- 15 hoogveen, grotere gebieden, ook afgegraven, geen aanduiding vergrassing
- 16 stuifzand (ondergrens geïnterpreteerde polygonen 4 ha)
- 17 stuifzandheides < 75% gras (droge heides op duinvaaggronden)
- 18 stuifzandheides > 75% gras (droge heides op duinvaaggronden)
- 108 Droge heide, geen vergrassing bekend
- 109 Natte heide, geen vergrassing berekend
- 110 Stuifzandheides, geen vergrassing berekend



## **Moeras**

### *Zeekleigebieden/Afgesloten zeearmen*

- 19 1-jarig riet
- 20 meerjarig riet
- 21 open moeras <20% bos en opslagbos
- 22 halfopen moeras 20%-60% bos en opslagbos
- 23 gesloten moeras >60% bos en opslagbos
- 24 nat natuurlijk terrein (buiten de IBN-moerassenkaart uit de Bodemstatistiek)

### *Laagveengebieden/klei op veen gebieden*

- 25 1-jarig riet
- 26 meerjarig riet
- 27 open moeras <20% bos en opslagbos
- 28 halfopen moeras 20%-60% bos en opslagbos
- 29 gesloten moeras >60% bos en opslagbos
- 30 nat natuurlijk terrein (buiten de IBN-moerassenkaart uit de Bodemstatistiek)

### *Rivierkleigebieden*

- 31 1-jarig riet
- 32 meerjarig riet
- 33 open moeras <20% bos en opslagbos
- 34 halfopen moeras 20%-60% bos en opslagbos
- 35 gesloten moeras >60% bos en opslagbos
- 36 nat natuurlijk terrein (buiten de IBN-moerassenkaart uit de Bodemstatistiek)

### *Hogere zandgronden/Heuvelland*

- 37 1-jarig riet
- 38 meerjarig riet
- 39 open moeras <20% bos en opslagbos
- 40 halfopen moeras 20%-60% bos en opslagbos
- 41 gesloten moeras >60% bos en opslagbos
- 42 nat natuurlijk terrein (buiten de IBN-moerassenkaart uit de Bodemstatistiek)

## **Agrarisch gebied**

### *Zeekleigebieden/Afgesloten zeearmen*

- 43 open akker
- 44 open nat (GT 1-2) grasland
- 45 open vochtig (GT 3) grasland
- 46 open droog (GT >3) grasland
- 47 halfopen agrarisch gebied
- 48 gesloten agrarisch gebied

### *Laagveengebieden/klei op veen gebieden*

- 49 open akker
- 50 open nat (GT 1-2) grasland
- 51 open vochtig (GT 3) grasland
- 52 open droog (GT >3) grasland
- 53 halfopen agrarisch gebied
- 54 gesloten agrarisch gebied

### *Rivierkleigebieden*

- 55 open akker
- 56 open nat (GT 1-2) grasland
- 57 open vochtig (GT 3) grasland
- 58 open droog (GT >3) grasland
- 59 halfopen agrarisch gebied
- 60 gesloten agrarisch gebied

### *Hogere zandgronden/Heuvelland*

- 61 open akker
- 62 open nat (GT 1-2) grasland
- 63 open vochtig (GT 3) grasland
- 64 open droog (GT >3) grasland
- 65 halfopen agrarisch gebied
- 66 gesloten agrarisch gebied

### *Overig agrarisch terrein*

- 113 Overig agrarisch terrein uit Bodemstatistiek, hiervan is geen gt in combinatie met gebruik te benoemen

## **Bos**

### *Gesloten bos >60% kroonbedekking*

- 201 voedselarm naaldbos >80 jaar
- 202 voedselarm naaldbos, 40 - 80 jaar
- 203 voedselarm naaldbos, 13- 40 jaar
- 204 voedselarm gemengd bos, > 80 jaar
- 205 voedselarm gemengd bos, 40 - 80 jaar
- 206 voedselarm gemengd bos, 13 - 40 jaar
- 207 voedselarm loofbos, > 80 jaar
- 208 voedselarm loofbos, 40-80 jaar
- 209 voedselarm loofbos, 13-40 jaar
- 210 matig voedselrijk naaldbos, > 80 jaar
- 211 matig voedselrijk naaldbos, 40-80 jaar
- 212 matig voedselrijk naaldbos, 13-40 jaar
- 213 matig voedselrijk gemengd bos, >80 jaar
- 214 matig voedselrijk gemengd bos, 40-80 jaar
- 215 matig voedselrijk gemengd bos, 13-40 jaar
- 216 matig voedselrijk loofbos, > 80 jaar
- 217 matig voedselrijk loofbos, 40-80 jaar
- 218 matig voedselrijk loofbos, 13-40 jaar
- 219 voedselrijk naaldbos, > 80 jaar
- 220 voedselrijk naaldbos, 40-80 jaar
- 221 voedselrijk naaldbos, 13-40 jaar
- 222 voedselrijk gemengd bos, >80 jaar
- 223 voedselrijk gemengd bos, 40-80 jaar
- 224 voedselrijk gemengd bos, 13-40 jaar
- 225 voedselrijk loof inheems, > 80 jaar
- 226 voedselrijk loof inheems, 40-80 jaar
- 227 voedselrijk loof inheems, 13-40 jaar

- 228 voedselrijk loof, exoten, > 40 jaar
- 229 voedselrijk loof, 13-40 jaar
- 230 nat loofbos in laagveen
- 231 nat loofbos op kleigronden
- Gesloten middenbos geen leeftijd bekend*
- 241 voedselarm naaldbos
- 242 voedselarm gemengd bos
- 243 voedselarm loofbos
- 244 matig voedselrijk naaldbos
- 245 matig voedselrijk gemengd bos
- 246 matig voedselrijk loofbos
- 247 voedselrijk naaldbos
- 248 voedselrijk gemengd bos
- 249 voedselrijk loofbos
- 250 nat loofbos in laagveen
- 251 nat loofbos op kleigronden
- Open bos (kroon bedekking 20%-60%)*
- 261 voedselarm naaldbos
- 262 voedselarm gemengd bos
- 263 voedselarm loofbos
- 264 matig voedselrijk naaldbos
- 265 matig voedselrijk gemengd bos
- 266 matig voedselrijk loofbos
- 267 voedselrijk naald
- 268 voedselrijk gemengd bos
- 269 voedselrijk inheems loof
- 270 voedselrijk exoten loof
- 271 nat loof in laagveen
- 272 nat loof op kleigronden
- Overig bos, wel Bodemstatistiekbos maar geen voedselsituatie of Bosstatistiek gegevens bekend*
- 280 overig bos op heuvelland
- 281 overig bos op hoge zandgronden
- 283 overig bos in zeekelegebieden
- 283 overig bos in rivierkelegebieden
- 284 overig bos in laagveengebied
- 285 overig bos in duingebied
- 286 overig bos in afgesloten zeearmen
- 255 Hakhout
- 256 Griend

***Overig natuurlijk terrein, bos en water***

- 107 Open water, Bodemstatistiek oppervlakte groter dan 1ha en breedte meer dan 6 meter
- 111 Overig droog natuurlijk terrein uit Bodemstatistiek en onbekende heide
- 112 Open water in heide(hoogveen)terreinen
- 114 Ruig open grasland, uit aanvulling Bodemstatistiek droog natuurlijk terrein en luchtfoto

- 115 Bosopslag open op voedselarme grond, 20%-60% kroonbedekking
- 116 Bosopslag gesloten op voedselarme grond, >60% kroonbedekking
- 118 Opslag in nat natuurlijk terrein buiten IBN-moeras, 20%-60%
- 119 Opslag in nat natuurlijk terrein buiten IBN-moeras, >60%

### ***Stedelijk gebied***

#### *Exclusief woongebied en industrie*

- 301: Sportvelden.
- 302: Parken
- 303: Vliegvelden
- 304: Volkstuinen
- 305: Stortplaatsen
- 306: Sociaal culturele voorzieningen.

#### *Bedrijfsterreinen*

- 307: Industrie groen
- 308: Industrie grijs
- 309: Industrie open water

#### *Woongebied*

- 310: Bebouwd groen
- 311: Bebouwd grijs
- 312: Bebouwd open water

#### *Indeling woongebied naar openheid en bouwjaarklassen (dubbeltelling met woongebied)*

- 315 open, oude bebouwing voor 1900
- 316 open, vooroorlogse bebouwing
- 317 open, naoorlogs, vijftiger jaren
- 318 open, zestiger jaren
- 319 open, zeventiger jaren
- 320 open, tachtiger jaren
- 321 open, negentiger jaren
- 322 gesloten, oude bebouwing voor 1900
- 323 gesloten, vooroorlogse bebouwing
- 324 gesloten, naoorlogs, vijftiger jaren
- 325 gesloten, zestiger jaren
- 326 gesloten, zeventiger jaren
- 327 gesloten, tachtiger jaren
- 328 gesloten, negentiger jaren

### **III Duinen, kwelders en buitendijks terrein**

Geen aanpassingen

### **IV Heide**

#### ***Belangrijkste aanpassingen:***

- Interpretatie en toevoegen van nog niet toegewezen droog natuurlijk terrein groter dan 4 ha uit de Bodemstatistiek van CBS;
- Onderscheiden stuifzandheide binnen de droge heide m.b.v. de bodemkaart 1:50.000;
- Onderscheiden mate van vergrassing m.b.v. de K+M kaart.

#### ***Heide (11-15)***

Kleine insluitingen van stuifzand zijn als hei en heiopslag meegeschat. Zie verder stuifzandheides. Van een deel van de heide (17 ha aaneengesloten op de Veluwe) zijn geen luchtfoto's aanwezig. Deze zijn aan de open heide, conform het aangrenzend oppervlak en interpretatie aan de hand van de Topografische kaart, toegevoegd.

Additionele oppervlakten uit de Bodemstatistiek, die niet onder de heidekaart vallen zijn aan de hand van TOP25 kaarten (1990+) en luchtfoto's als heide benoemd en later aan de hand van de bodemkaart en gt-kaart als droge en natte heide geclassificeerd.

#### ***Stuifzand (16)***

Verbetering op basis van luchtfoto's, opslagschattingen van de droge natuurlijke terreinen en de kleurcodering van de TOP25 kaart.

#### ***Stuifzandheides (17-18)***

De locatie van de stuifzandheides is bepaald uit de combinatie van de oppervlakten droge heide met de onderliggende bodem. Daar waar duinvaaggronden voorkomt onder droge heide volgens de bodemkaart is de heide als stuifzandheide aangemerkt en niet toebedeeld aan de droge heide. In aanmerking komt het bodemtype duinvaaggrond met de eenheden: Zd21, Zd23, Zd30, Zd20a en Zd30a. Deklagen ontbreken.

#### ***Vergrassing heide (11-14, 17-18):***

De vergrassing van de heide (>75% en <75%) is bepaald met behulp van de heidevergrassingskaart (K+M). Voor een deel van Nederland heeft de bepaling van de vergrassing in deze studie niet plaats kunnen vinden als gevolg van een slecht beeld voor dat deel. Dit betreft vooral de heides in de kuststrook en op Texel. De duinheides worden echter in de NEM-begroeiingstypenkaart niet apart onderscheiden maar zijn een onderdeel van de natte en droge struweelarme oppervlakten.

T.a.v. de berekening van de vergrassing is het volgende in acht genomen:  
Het heide-vergrassings-grid is, naar analogie van de heide-polygonen kaart, 37 meter naar het noorden verschoven.

In de vergrassingsstudie liggen pixels minstens de lengte van 1 pixel van de rand. De ontbrekende pixels aansluitend aan de berekende pixels binnen het heipolygoon hebben een waarde toebedeeld gekregen hebben aan de hand van het gemiddelde vergrassingspercentage van de aanliggende pixels. Deze run is eenmaal gebeurd. Bij de berekening van de LARCH vergrassingsklassen is per 250x250 grid een verdeling van het oppervlak met meer en minder dan 75% vergrassing van de heide berekend.

Het heide-vergrassingsgrid is een gridkaart met een resolutie van 30 m. T.b.v. vergrassings percentage-berekeningen is het grid herberekend naar een grid met 25m resolutie met een zelfde basis als het 250 grid. Dit betekent dat iedere gridcel 1% van het totale oppervlak van een 250m grid beschrijft. Herberekening vond plaats met de bilineaire methode, d.w.z. het gewogen gemiddelde naar nabijheid van de vier dichtst bijzijnde pixels.

Aan een deel van de heidepolygonen is geen vergrassingspercentage toegekend omdat (1). aan een lang, nauw deel van de polygoon geen vergrassingspixels zijn gekoppeld en (2). een groot deel van deze polygonen later zijn toegevoegd en geen onderdeel uitmaakten van de berekende vergrassing binnen de heidekaart. Wanneer bij enig deel van de heide een vergrassingspercentage berekend kon worden is dit naar ratio aan het gehele oppervlak binnen de gridcel toegewezen wanneer de dekking van het berekende vergrassingsoppervlak binnen de gridcel meer dan 50% bedroeg. De overige heide oppervlakten niet volgens de vergrassingsstudie geïnterpreteerd, zijn in een andere legenda-eenheid ondergebracht (108,109,110). Voorts is niet-geïnterpreteerd droog natuurlijk terrein apart onderscheiden(111).

## **V Moeras**

### ***Belangrijkste aanpassingen:***

- Interpretatie van polygonen nog niet toegewezen nat natuurlijk terrein groter dan 4 ha;
- Toewijzing oppervlakten 1-jarig en meerjarig riet aan de moeraspolygonen;
- Toewijzing aan Fysisch-geografische regio volgens kaart van EC-LNV.

### ***Moeras (19-42, excl. 24, 30, 36, 42)***

De opslag in moeras wordt toegekend aan bos in moeras en niet aan bos, er is ook geen leeftijdsklasse aan gekoppeld. Één-jarig en meerjarig riet zijn aan de hand van een geleverde tabel toegewezen aan het betreffende polygoon. Diezelfde polygoon is geïnterpreteerd naar opslag. De oppervlakte 1-jarig en meerjarig riet is dus een gedeeltelijke dubbeltelling van open, halfopen en gesloten moeras.

### ***Overig nat natuurlijk terrein (24, 30, 36, 42)***

Dit bestaat uit nat natuurlijk terrein zonder riet-symbool in de TOP25 kaart en polygonen waar een riet-symbool in staat volgens de recente TOP25 kaart (>4 ha) en de nog niet toegewezen oppervlakten nat natuurlijk terrein (<4 ha) uit de Bodemstatistiek, niet vallend onder de moerassenkaart.

## **VI Agrarisch gebied**

### ***Belangrijkste aanpassingen:***

- Indeling naar fysisch-geografische regio volgens kaart geleverd door EC-LNV;
- Indeling gras en bouwland aan de hand van LGN2;
- Indeling vochtigheid van grasland aan de hand van de grondwatertrappenkaart (GT-kaart) van Alterra.

### ***Agrarisch (43-66)***

Dit betreft grond in agrarisch gebruik volgens de Bodemstatistiek 1993 en niet vallend onder de duin of moeraskartering. Het agrarisch gebruik is ingedeeld naar openheid, m.b.v. de openheid zoals in gebruik bij de NEM-begroeiingstypen kaart, vervolgens is het landgebruik voor zover het open agrarisch gebied betrof ingedeeld naar bouwland en grasland m.b.v. LGN2.H het grasland is ingedeeld naar nat (GT 1-2), vochtig (GT 3) en droog (GT => 4). Hierbij moet aangetekend dat de grondwatertrappenkaart bladen met een ouderdom van 20 jaar kent en daarom de vochtigheidstoestand niet overal even betrouwbaar geacht mag worden.

De indeling van openheid t.a.v. broedvogels is een onderdeel van de NEM-begroeiingstypenkaart en is berekend per km<sup>2</sup> agrarisch gebied. Dit bepaalt de openheid gezien vanuit het agrarisch gebied. De openheid is bepaald uit de lengte aanwezige bomenrijen, houtwallen (LKN) en de lengte van de begrenzing tussen bos en agrarisch gebied uit de Bodemstatistiek. De lengte bomenrijen uit LKN per km<sup>2</sup> is uniform verdeeld verondersteld en volgens de definitie van de TDN niet in stedelijk gebied opgemeten. De opgemeten bomenrijen zijn verdeeld binnen en langs agrarisch gebied verondersteld. Bij de berekening van de openheid van het agrarisch landschap is de lengte van de bomenrijen en bosranden alleen betrokken op het aanwezige agrarisch gebied.

De bron LKN genereert de lengte van houtwallen en bomenrijen slechts per km<sup>2</sup>. Downscaling naar 250 m grid heeft plaatsgevonden door de 16 gridcellen per km<sup>2</sup> een zelfde openheid toe te kennen. Deze benadering dient dus met enige reserve te worden geïnterpreteerd.

### ***Overig agrarisch terrein (113)***

Uit Bodemstatistiek, hiervan is geen GT in combinatie met gebruik te benoemen

## VII Bossen

### ***Belangrijkste aanpassingen:***

- Aanpassing in interpretatie van bodemkenmerken van de ondergrond en hieruit volgende herberekening van de indeling van de bossen;
- Toewijzing berekende verdeling bostypen aan oppervlakte bos volgens Bodemstatistiek;
- Indeling in leeftijdsklassen van delen van het middenbos in de Bosstatistiek;
- Toewijzing overig bos

### ***Aanpassing in interpretatie van bodemkenmerken van de ondergrond en hieruit volgende herberekening van de indeling van de bossen***

De interpretatie van de bodemkenmerken van de ondergrond in het NEM is gebaseerd op de bosdoeltypen van ALBOS (de Vries & Al 1992). De aanpassingen in de interpretatie zijn weergegeven in tabel 2. Dit is uitgevoerd door aan het bestaande ruimtelijk patroon van de polygonen van de bosdoeltypenkaart de nieuwe interpretaties toe te kennen behulp van de bodem- en GT-kaart.

### ***Toewijzing berekende verdeling bostypen aan oppervlakte bos volgens Bodemstatistiek***

Met de Bodemstatistiek is eerst de oppervlakte bos berekend per 500x500 m grid van de Bosstatistiek. De procentuele verdeling van de bostypen binnen dit grid is vervolgens aan elk onderliggend grid van 250x250 toegewezen. Deze downscaling veroorzaakt een zekere onnauwkeurigheid.

### ***Indeling in leeftijdsklassen van delen van het middenbos in de Bosstatistiek***

Toewijzingen middenbos zonder leeftijdsaanduiding uit Bosstatistiek:

- boombos -> matig voedselrijk oud loofbos (>80 jaar);
- strubbenbos -> voedselarm oud loofbos (> 80 jaar);
- parkbos -> leeftijdsklasse 40-80 jaar;
- struweelachtig bos -> open bos.

### ***Toewijzing overig bos***

Het bos uit de Bodemstatistiek waar geen onderliggende combinatie van Bosstatistiek en vocht/voedselsituatie van bekend is, wordt per fysisch-geografische regio (FGR) weergegeven.

Tabel 2 Mutatie in toewijzing Bosdoeltypen volgens ALBOS.

Bosdoeltype	Ha	NEM-kaart	LARCH-kaart
A	14070	Voedselarm	Voedselarm
A/B	12450	Voedselarm	Voedselarm
A/BC	87410	Voedselarm	Matig voedselrijk
A/H	0	Voedselarm	Voedselarm
A/I	673	Voedselarm	Voedselarm
B	34670	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
B/A	0	Niet	Niet
B/BC	465	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk



<b>Bosdoeltype</b>	<b>Ha</b>	<b>NEM-kaart</b>	<b>LARCH-kaart</b>
B/CD	68	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
B/D	394	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
B/DF	76	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
B/EF	112	Onbekend	Matig voedselrijk
B/FG	63	Mengvorm	Matig voedselrijk
B/G	24	Mengvorm	Naald -> matig voedselrijk, overig -> nat loof
B/H	501	Matig voedselrijk, nat	Naald -> matig voedselrijk, overig -> nat loof
B/I	4	Voedselarm, nat	Loof en gemengd -> nat loof, overig voedselarm
BC	79134	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
BC/CD	68	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
BC/CDF	110	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
BC/D	65	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
BC/DF	23	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
BC/H	174	Mengvorm	Naald -> matig voedselrijk, loof en gemengd -> nat
BC/I	1	Mengvorm	Loof en gemengd -> nat loof
BCDF	29	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
BEB	610	Bebouwing	Bebouwing
CD	3922	Matig voedselrijk	Matig voedselrijk
CDF	3238	Matig voedselrijk	Voedselrijk
CDF/FG	2	Onbekend	Voedselrijk
D	19546	Matig voedselrijk	Voedselrijk
D/DF	22	Matig voedselrijk	Voedselrijk
D/EF	176	Voedselrijk	Voedselrijk
D/FG	399	Voedselrijk	Voedselrijk
D/G	141	Mengvorm	Naald -> voedselrijk, loof en gemengd. -> nat loof
D/H	44	Matig voedselrijk, nat	Loof en gemengd -> nat loof, anders matig voedselrijk
DF	7132	Matig voedselrijk	Voedselrijk
DF/EF	101	Voedselrijk	Voedselrijk
DF/F	16	Matig voedselrijk	Voedselrijk
DF/FG	84	Voedselrijk	Voedselrijk
DF/G	286	Mengvorm	Loof en gemengd -> nat loof, anders matig voedselrijk
DF/H	83	Matig voedselrijk, nat	Loof en gemengd -> nat loof, anders matig voedselrijk
EF	15803	Voedselrijk	Voedselrijk
EF/FG	174	Voedselrijk	Voedselrijk
EF/G	69	Voedselrijk	Loof en gemengd -> nat loof
FG	8904	Voedselrijk	Voedselrijk
FG/G	216	Voedselrijk	Loof en gemengd -> nat loof
FG/H	62	Mengvorm	Loof en gemengd -> nat loof
G	6375	Voedselrijk, nat	Nat loof
G/EF	5	Onbekend	Nat loof
G/H	287	Voedselrijk, nat	Nat loof
G/I	3	Voedselrijk, nat	Nat loof
H	9942	Matig voedselrijk, nat	Nat loof
I	304	Voedselarm, nat	Nat loof
Q	121	Onbekend, ws. opslag	Onbekend.
W	2068	Water	Water
X	9797	Groeve e.d.	Groeve e.d..

## VIII Overig natuurlijk terrein, bos en water

### **Open water (107)**

Uit de Bodemstatistiek, oppervlakte groter dan 1 ha en breedte meer dan 6 meter

### **Overig droog natuurlijk terrein (111)**

Droog natuurlijk terrein dat niet is toegewezen aan een begroeiingstype en bestaat uit kleinere nog onbepaalde hei en stuifzand polygonen (<4 ha) en 'slivers' bij de intersectie van de heidekaart en de oppervlakten van de Bodemstatistiek.

### **Open water in heide(hoogveen)terreinen (112)**

Open water uit de Bodemstatistiek (> 1ha), of indien kleiner dan 1 ha aanwezig op de bodemkaart en de TOP25. Met luchtfoto's aangevuld.

### **Droog grasland op natuurlijk terrein (114)**

Volgens de topkaart is dit geen heide maar grasland en valt het binnen natuurlijk terrein in de Bodemstatistiek. Overigens zijn dit voor meer dan 90% ook de nieuw geïnterpreteerde oppervlakten groter dan 4 ha.

### **Opslag op voedselarme grond (115, 116)**

Opslag boven 20% binnen de heidepolygonen is niet toegevoegd aan bosoppervlakten maar als apart grid weergegeven. Er is geen leeftijdsklasse aan gekoppeld. Hieraan is toegevoegd de opslag in de aanvulling van heideterreinen, ruige graslanden en combinaties van heide, stuif, graslanden.

### **Opslag in nat natuurlijk terrein (118, 119)**

Opslag in nat natuurlijk terrein volgens de Bodemstatistiek, niet vallend onder de moerassenkaart.

## IX Stedelijk gebied

Nieuw ten opzichte van de NEM-kaart.

De indeling van stedelijke habitat en industrieel gebruikte oppervlakten is gemaakt met behulp van:

- Bodemstatistiek van Nederland 1993;
- Landgebruik Nederland 1992 (grid: 25m resolutie);
- Bridgis puntenbestand (Centroïde van 6-cijferig postcode bestand).

### **Stappen:**

- A. Indeling antropogeen bodemgebruik, excl. woongebied en industrie. Toewijzing in 0,1 ha, binnen het 250m grid;
- B. Indeling industrie en woongebied in grijs en groen en open water. Toewijzing in 0,1 ha, binnen het 250m grid;
- C. Indeling woongebied aan de hand van woningtypen en - bouwjaarklassen. Dit is een *dubbeltelling* met de oppervlakten grijs en groen woongebied en water uit stap

B. Toewijzing in 0,1 ha, maar binnen één gridcel is dominant de oppervlakte van het woongebied aan één legenda eenheid toegewezen.

### ***Toelichting stap A***

Basis voor de toekenning van de oppervlakten is de indeling van de Bodemstatistiek. Dit betreft oppervlakten welke nauwelijks door eerder toegekende oppervlakten natuur gedubbeld wordt (de oppervlakten duin, moeras, hei en bos bevindt zich in de onderdelen droog - en nat natuurlijk terrein en bos van de Bodemstatistiek, er komt een groter sportveld in de duinen voor als droog duin) . Door samenvoegen van typen intensief antropogeen bodemgebruik in en rond steden ontstaat de volgende indeling met codes volgens de Bodemstatistiek 1989 en 1993 (tussen haakjes):

- Vliegvelden. Code 8 (44);
- Volkstuinen. Code 9 (54);
- Parken en plantsoenen, begraafplaatsen. Codes 13 en 6 (51 en 73);
- Sportvelden, verblijfsrecreatie en dagrecreatieve objecten. Codes 7, 14 en 15 (52, 55 en 53);
- Stortplaatsen. Code 10 (71).

### ***Toelichting stap B***

Indeling van industrieel gebied en woongebied in grijs en groen en open water: (verklaring codes zie hiervoor):

- Industrieel gebied: Bodemstatistiek codes 11, 17, 18, 23, en 24 (72, 35, 33, 74 en 75);
- Woongebied: Bodemstatistiek codes 20 en 21 (34 en 31).

De toewijzing van het areaal grijs, groen en water is gebeurd aan de hand van de procentuele toewijzing van het areaal grijs, groen en water aan het actuele oppervlakte industrieel en woongebied binnen een 250x250 m gridcel

Met behulp van het LGN2 is een indeling in grijs en groen gebied gemaakt, door een grid van bebouwd gebied uit de Bodemstatistiek te maken en dit te combineren met het LGN2 binnen dit woongebied.

Het LGN2 bevat een groot aantal klassen, vnl. indeling van agrarisch gebied. De stedelijke toewijzingen zijn gemaakt door het gebruik van het BARS bestand van de RPD. De spectrale klassen van het LGN zijn hier eerst uit terug vertaald naar: gras, naaldbos, loofbos, begroeid, bebouwing, water en kale grond en daarna binnen als grijs en groen binnen de Bodemstatistiek codes toegewezen.

Toewijzing LGN2 legenda eenheden (voor geheel Nederland, verklaring codes zie hiervoor):

- Groen: Codes 1 t/m 7 (gras, landbouw), 9 t/m 14 (boomgaard, bollen, bossen, natuurgebied), 20 t/m 23 (bos in bebouwd gebied), 26 t/m 53 (mengklassen akkerbouw);
- Grijs: Codes 8 (glastuinbouw), 15 (kale grond), 18 (stedelijk bebouwd gebied), 19 (bebouwing in buitengebied) , 24 (kale grond) en 25 (hoofd- en spoorwegen);
- Water: 16, 17 (open water, zoet en zout).

### **Toelichting stap C**

Toewijzing van bebouwd gebied aan de hand van woningtypen en bouwjaarklassen geeft een *dubbeltelling* van de toewijzing van grijs en groen binnen woongebied zoals aangegeven in stap B. Hiervoor is het Bridgis-bestaand gebruikt.

Bridgis heeft voor de jaren (1995, 1996 en 1997) een derivaat (6 positie postcode) uit het P(erceel) A(dres) P(laatscoördinaten bestand) van het kadaster geleverd met de centroides van de 6PPC gebieden.

Voor de jaren 1998, 1998 en 2000 is dit bestand vervangen door het A(dres) C oördinatenbestand van N(ederland) van het kadaster. Van elk adres (ca. 6.7 miljoen) is de ligging (x- en y-coördinaat), woonadres, postcode en woonplaats bekend.

Hieraan zijn per 6PPC gebied toegevoegd:

- Uit Geomarktprofiel: aantal woningen en aantal personen;
- Uit het P(ostcode)A(fgifte)P(nten) bestand van de PTT: dominant woningtype en dominant bouwjaar.

Classificatie woningtype:

- 1 postcode niet in Geomarktprofiel
- 0 onbekend
- 1 voor 1880
- 2 van 1800 tot 1900
- 3 van 1900 tot 1920
- 4 van 1920 tot 1940
- 5 van 1940 tot 1960
- 6 van 1960 tot 1970
- 7 van 1970 tot 1980
- 8 van 1980 tot 1990
- 9 van 1990 tot heden
- 10 divers

Classificatie woningtype

- 1 postcode niet in Geomarktprofiel
- 0 onbekend
- 1 vrijstaande bungalows
- 2 twee onder een kap
- 3 rijtjeshuis/eengezinswoning
- 4 flats met vier of minder verdiepingen
- 5 flats met meer dan vier verdiepingen
- 6 etagewoning, maisonette
- 7 etage/flats, grachtenpand
- 8 herenhuis, grachtenpand
- 9 zelfstandige bejaardenwoning
- 10 boerderij/tuinderij
- 11 studentenwoning/flat
- 12 woonboten
- 13 woonwagens
- 14 divers

Aan de hand van een groot aantal proefvlakken waarvan broedvogeltellingen bekend waren (zie par. 4.1.2) zijn zeven bouwjaarklassen en twee woningtypen (open en dicht) onderscheiden. Dit geeft in totaal 14 typen. Per gridcel is de bouwjaarklasse en het woningtype afzonderlijk en dominant toegewezen.

Open/dicht:

- Alleen legenda-eenheden c, d, e, en l zijn beschouwd;
- Wanneer som (c, d en l)  $\geq$  25% van som (c, d, e en l) dan open, anders dicht.

Bouwjaarklassen (hiërarchische toewijzing) :

- Wanneer aantal voor 1900  $\geq$  som totaal bouwjaarklassen dan: OUD (voor 1900);
- Wanneer niet Oud maar som (voor 1940 + zeer uiteenlopend)  $\geq$  som totaal dan: VOORROORLOGS (voor 1940);
- Wanneer niet Oud of Vooroorlogs dan afhankelijk van dominantie aan g, h, i, j, of k toewijzen.

Gridcellen die niet konden worden toegewezen zijn buiten beschouwing gelaten.

