WAT KOMT ERIN EN WAT GAAT ERUIT

WAT KOMT ERIN EN WAT GAAT ERUIT

Ontwikkeling van een methode voor de bepaling van de duurzaamheid van natuurwaarden in grasranden langs akkers in de Wieringermeer

K.J. Canters
J.H. Donner
R.J. van der Poll
W.L.M. Tamis

Centrum voor Milieukunde
Rijksuniversiteit Leiden
Postbus 9518
2300 RA Leiden

CML rapport 132 - Sectie Ecosystemen & Milieukwaliteit

Een onderzoek uitgevoerd door het Centrum voor Milieukunde (RUL)
in opdracht van de provincie Noord-Holland en
de dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden (LNV)

Dit rapport kan op de volgende wijze worden besteld:
- telefonisch: 071-5277485
- schriftelijk: Bibliotheek CML, Postbus 9518, 2300 RA Leiden, hierbij graag duidelijk rapportnummer, naam besteller en verzendadres aangeven
- per fax: 071-5275587

ISBN: 90-5191-106-8

Druk: Universitair Grafisch Bedrijf, Leiden

© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1997

VOORWOORD

Versterking van natuur- en landschapswaarden van het landelijk gebied vormt een belangrijk element in het huidige landbouwbeleid. Door het aanleggen en beheren van minder intensief gebruikte perceelsranden kan een belangrijke bijdrage worden geleverd aan het behoud en de ontwikkeling van de biodiversiteit in een gebied. De inzet van boeren en boerenverenigingen speelt daarbij een belangrijke rol. Het gaat immers om maatwerk. Het randenbeheer moet inpasbaar zijn in de agrarische bedrijfsvoering.

In 1995 is op tien bedrijven in de Wieringermeer een oriënterend onderzoek uitgevoerd naar de effecten van akkerrandenbeheer op het voorkomen van insecten en op de ziekte- en plaagdruk in de aangrenzende gewassen. Hieruit kwam naar voren dat in de onderzochte randen aanzienlijk meer insecten voorkwamen dan in de aangrenzende percelen, terwijl er geen aanwijzingen werden gevonden dat dit zou leiden tot een toename van de ziekte- en plaagdruk in het gewas.

De insectenfauna is van grote betekenis voor de biodiversiteit. Zij dient als voedselbron voor diverse vogels, zoogdieren en vlinders. Voor de verdere ontwikkeling van natuurwaarden in een gebied is een uitermate belangrijke vraag of de insecten zich vanuit de randen verder in de omgeving verspreiden ('broneffect'). Daarom is in 1996 het onderzoek voortgezet, maar nu meer toegespitst op de vraag op welke wijze meer inzicht kan worden verkregen in de ontwikkeling van insectenpopulaties in relatie tot de omgeving.

Het onderhavige rapport doet verslag van de bevindingen. Het is mogelijk gebleken een methode te ontwikkelen waarmee de 'bron-/putwerking' van randen op de insectenpopulatie verder kan worden onderzocht. Dit onderzoek vormt een bouwsteen voor de kennis van biodiversiteit in relatie tot ruimtelijke rangschikking en inrichting en beheer van landschapselementen. Met behulp van deze kennis kan worden gezocht naar mogelijkheden om natuur- en landschapswaarden in samenhang met landbouw tot duurzame ontwikkeling te brengen.

Een noodzakelijke voorwaarde voor deelname van boeren aan randenbeheer is echter wel dat dit beheer aantrekkelijk genoeg moet zijn om eraan mee te willen doen. Binnen relatienotagebieden bestaat reeds de mogelijkheid om beheersovereenkomsten af te sluiten, waarbij een vergoeding wordt betaald op basis van de inkomstenderving. Buiten de relatienotagebieden zal echter gezocht moeten worden naar aanvullend instrumentarium.

De Begeleidingscommissie.

VERANTWOORDING

Tijdens de uitvoering van het veldwerk in het kader van dit onderzoek kregen wij steeds alle medewerking van de boeren die grasranden langs hun akkers hadden liggen met voor ons geschikte onderzoeksomstandigheden: de heren Bogers, Iwema, Metselaar, Tjalma, Vossen en de beheerder van de proefboerderij, Prof. Van Bemmelenhoeve; al deze boeren zijn samen met andere boeren deelnemers aan het grasrandenproject in de Wieringermeer en lid van de Vereniging "Akkerrandenbeheer Wieringermeer". Ook de medewerking van de heer List, inclusief het gastvrij onthaal van de Begeleidingscommissie bij hem ten burele, was praktisch en prettig om te ervaren.

Een Begeleidingscommissie stond ons met raad en daad maar ook kritiek en vragen ter zijde, in de vergaderingen maar ook in bilaterale contacten; deze commissie was als volgt samengesteld:

dhr BJH Brugge (entomoloog, Inst. voor Systematiek en Populatiebiologie, Amsterdam)
dhr drs ing. F Foekema (dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, Utrecht)
dhr N Jonker (provincie Noord-Holland, Haarlem)
dhr ing. CJ List (projectleider Akkerrandenbeheer Wieringermeer, Middenmeer)
dhr H Metselaar (voorz. Vereniging Akkerrandenbeheer Wieringermeer, Middenmeer).

Het veldwerk en de determinaties werden uitgevoerd door dhr RJ van der Poll en dhr drs JH Donner (voor assistentie bij de determinaties van de wantsen werd een beroep gedaan op dhr JH Woudstra en bij de cicaden op dhr C Schulz). De bewerking en interpretatie van de verzamelde gegevens werd uitgevoerd door dhr drs WLM Tamis, daarbij geassisteerd door Van der Poll. Mw dr ir JMF den Nijs (IPO-DLO) gaf daarbij inzicht in de uitkomsten van onderzoek uitgevoerd in 1996 naar de ziekte- en plaagdruk vanuit grasranden op het gewas.

De rapportage werd verzorgd door hen drieën tezamen met dhr dr KJ Canters. Laatstgenoemde was tevens projectleider en verzorgde de eindredactie van de rapportage.

Gaarne bedanken wij alle genoemde personen, maar óók de niet-genoemden voor hun bijdragen aan dit onderzoek.

De verantwoordelijkheid voor de uitvoering van het onderzoek en de bereikte en hierbij gepresenteerde resultaten ligt bij ons, de onderzoekers.

Kees Canters
Hans Donner
Rob van der Poll
Wil Tamis

Leiden,
januari 1996.

INHOUD

Voorwoord v
Verantwoording vi
Inhoud vii
Samenvatting viii

1. Inleiding 1
1.1 Onderzoekskader 1
1.2 Probleemstelling en doel- en vraagstelling 2
1.3 Leeswijzer 2

2. Methoden 4
2.1 Inleiding 4
2.2 Gebruikte vangtechnieken 6
2.2.1 Pyramidevallen 6
2.2.2 Stofzuigapparaat 6
2.2.3 Sleepnet 9
2.2.4 Monstertijdstippen en determinaties 9
2.3 Verwerkingswijze verzamelde veldgegevens 9
2.3.1 Gegevensbestand 9
2.3.2 Statistische verwerking 10

3. Resultaten 13
3.1 Vergelijking vangmethoden 13
3.2 Aantalsontwikkelingen in de tijd 15
3.3 Effecten van maaien 17
3.4 Voorbeelden duurzaamheid populaties en bron-/putwerking van grasranden 18

4. Discussie 21
4.1 Methodische aspecten 21
4.2 Landbouwkundige betekenis van de verkregen resultaten 23

5. Conclusies en aanbevelingen 24
5.1 Conclusies 24
5.2 Aanbevelingen 24
5.2.1 Methodische aspecten 24
5.2.2 Voortzetting onderzoek in 1997 24

Literatuur 27

Bijlagen

SAMENVATTING

Om na te gaan wat de betekenis is van grasranden voor de duurzaamheid van de in grasranden voorkomende insecten en spinachtigen is in 1996 onderzoek gedaan in de Wieringermeer naar de mogelijke verplaatsingen van insecten en spinachtigen vanuit en naar deze randen. De vraag hierbij was: zijn deze randen 'leverancier' van individuen, dat wil zeggen, vertrekken er insecten naar de omgeving. Of trekken deze randen juist insecten aan, bij voorbeeld omdat ze aantrekkelijk zijn door soortensamenstelling, voedselbron of voor het leggen van eieren. Of, als derde, neutrale mogelijkheid, is er sprake van een evenwichtssituatie en is het aantal vertrekkende en binnenkomende individuen gelijk aan elkaar?

Er zijn verschillende (vang)technieken gebruikt om deze vragen te beantwoorden, te weten sleepnet, stofzuigapparaat en pyramideval. Op basis van de aanname dat met pyramidevallen de dichtheid en de aanwas wordt gemeten en met de beide andere technieken alleen de dichtheid èn op basis van de aanname dat de met drie technieken verkregen gegevens - na omrekeningen, voor het bemonsterde oppervlak - direct met elkaar vergeleken mogen worden, blijkt het mogelijk te zijn vast te stellen of grasranden voor een bepaalde insectengroep als niet duurzaam met putwerking (Categorie I), duurzaam en geen netto-migratie (Categorie II) of duurzaam met bronwerking (Categorie III) te rubriceren zijn.

Tot Categorie I blijken onder meer het graanhaantje en de groep van de snuitkevers te behoren. Beide groepen zijn voor de landbouw schadelijk en dus betekent dit een positief effect van grasranden voor de landbouw! De meeste groepen die tot Categorie III behoren staan als jagers te boek, onder andere spinnen en sluipwespen. Dus de rand is voor deze groepen leverancier van voor de landbouw nuttige insecten, namelijk belagers van plantenetende insecten. Ook voor de bladluizen en de koolmot fungeert de grasrand als bron en dat het om relatief kleine aantallen gaat. Wel moet bij al deze uitkomsten worden opgemerkt dat de gehanteerde aannames bij de gebruikte methoden nog moeten worden getoetst.

Aanbevolen wordt tijdens een eventueel vervolgonderzoek onderzoek te doen naar de juistheid van de gehanteerde aannames ten aanzien van de vangmethoden. Daarnaast wordt aanbevolen gedurende het héle seizoen - en niet alleen in de tweede helft van het seizoen - en niet alleen in grasranden maar ook in akkers en wegbermen inventarisaties uit te voeren. Verder is het van belang dat ook de overwinteringsbiotopen worden geïnventariseerd. Wellicht kan zodoende een integraal en ruimtelijk beeld worden verkregen van het voorkomen van de insectengroepen en de verplaatsingen tussen de verschillende landschappelijke elementen in een akkerbouwgebied en van de betekenis van grasranden voor de landbouw.

WAT KOMT ERIN EN WAT GAAT ERUIT

1. INLEIDING

Dit rapport beschrijft de uitkomsten van een oriënterend onderzoek naar de duurzaamheid van in grasranden in de Wieringermeerpolder voorkomende insecten en spinachtigen. Het onderhavige onderzoek is uitgevoerd door het Centrum voor Milieukunde Leiden in opdracht van de dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden (LBL) en de provincie Noord-Holland.

Het onderzoek vormt de voortzetting van een landelijk onderzoek, in 1995 uitgevoerd door het Instituut voor Planteziektenkundig Onderzoek (IPO-DLO) en het Centrum voor Milieukunde Leiden (CML-RUL). Dat onderzoek had als doel inzicht te verschaffen in het voorkomen van insectengroepen in en de plaag- en ziektedruk op de aangrenzende gewassen vanuit verschillende typen akkerrand, te weten graanrand, kruidenrand en grasrand (Canters 1996).

1.1 Onderzoekskader

Verweving van natuur en landbouw, multifunctioneel landgebruik, agrarisch natuurbeheer en versterking van natuurwaarden in het landelijk gebied zijn belangrijke elementen van het huidige landbouwbeleid. Daarnaast is er toenemende vraag naar bevordering en handhaving van biodiversiteit, ook buiten de Ecologische Hoofdstructuur, dat wil zeggen, in de zogenoemde witte gebieden. In het agrarisch cultuurlandschap is de achteruitgang van planten- en diersoorten groot, maar met een ecologisch verantwoord beheer lijken er mogelijkheden tot herstel te bestaan. Momenteel worden experimenten en verkenningen uitgevoerd met betrekking tot een meer ecologisch en op natuurwaarden gerichte inrichting van agrarische bedrijven. Het stimuleren van de aanleg en beheer van minder intensief gebruikte randen is daarbij een van de beleidslijnen.

In akkerbouwgebieden is de deelname van boeren aan demonstratieprojecten vooralsnog beperkt. Toch kunnen de beheersvergoedingen en de positieve effecten (natuurwaarden, imagoverbetering, biologische buffering) voor boeren een stimulans vormen om wèl deel te nemen. Het draagvlak voor ecologisch akkerrandbeheer en andere vormen van agrarisch natuurbeheer wordt daarnaast beïnvloed door de inpasbaarheid in de bedrijfsvoering door mogelijke landbouwkundige voordelen of risico's dat een aangepast beheer met zich meebrengt.

In 1995 is door de provincie Noord-Holland een driejarig onderzoek gestart naar het milieurendement, de natuurwinst en de bedrijfsinpasbaarheid van grasranden, waarbij de volgende twee vragen gesteld zijn (Anonymus 1996):

- hoe is de drie meter brede grasrand inpasbaar in de bedrijfsvoering?
- hoe zijn de natuurwaarden in de grasrand te optimaliseren?

Het onderzoek van het CML, zowel in 1995 als in 1996, maakt deel uit van het onderzoeksprogramma waarbinnen naar antwoorden wordt gezocht op deze beide hoofdvragen.

1.2 Probleemstelling en doel- en vraagstelling

Uit het onderzoek van 1995 kwam naar voren dat er in de onderzochte 'alternatieve' akkerranden meer insecten voorkomen dan in reguliere gewasranden, zowel in kwalitatieve als in kwantitatieve zin. Een daar op aansluitende vraag was toen: wat is de betekenis van deze verschillen voor de omgeving? Trekt de akkerrand insecten aan uit de omgeving (immigratie = de rand roomt de omgeving af en is daarmee een 'put', waarin insecten verdwijnen) of staat de rand juist insecten af aan de omgeving (emigratie = de rand als producent van insecten voor de omgeving en daarmee 'bron'). Wellicht verschilde het beeld wat deze verplaatsingen betreft, van groep tot groep. Of mogelijk was er zelfs sprake van een evenwichtssituatie. De hier bedoelde putwerking zou met name voor de landbouw (= de bedrijfsmatige inpassing van randen in de bedrijfsvoering) interessant kunnen - en zelfs positief kunnen worden gewaardeerd -, wanneer het schadelijke insectengroepen zou betreffen. En voor de bronwerking zou hetzelfde gelden, wanneer het nuttige insectengroepen zou betreffen.

Aangezien het vervolgonderzoek zou worden uitgevoerd in de Wieringermeer spitste het onderzoek zich toe op grasranden. In de Wieringermeer zijn namelijk alleen grasranden in het onderzoek betrokken. Het voordeel hiervan was dat de onderzoekssituatie betrekkelijk eenvoudig was: een uniforme akkerbouwgebied met grasranden die al een jaar in bedrijf waren. Dit betekende dat de omstandigheden in de randen (b.v. de voedselrijkdom en het 'geaard' zijn van de ingezaaide grassoorten) reeds enigszins zouden zijn gestabiliseerd en dat verwacht mocht worden dat er geen te grote storende invloed van omgevingsvariabelen zou optreden, zoals verschil in slootbreedte, aanwezigheid van houtige vegetatie in de directe omgeving.

Een bijkomende doelstelling van het onderzoek in 1996 was om ook naar de invloed van het maaien van de grasranden te kijken op het voorkomen van insecten en spinachtigen. Het (maai)beheer zou namelijk van belang kunnen zijn in verband met de inpasbaarheid van grasranden in de landbouwkundige bedrijfsvoering.

Daarmee werd de doelstelling van het (vervolg)onderzoek in 1996 inzicht verschaffen in de duurzaamheid en de bron-/putwerking van grasranden voor insecten en spinachtigen en dit inzicht te bezien op de landbouwkundige consequenties. Op de volgende onderzoeksvragen werd daarom getracht een antwoord te vinden:

* wat is het overlevingskarakter van de in grasranden aangetroffen insectengroepen (niet of wel duurzaam)?
* immigreren deze groepen naar de grasranden of is er juist sprake van emigratie (bron-/putwerking)?
* wat is de invloed van eenmalig maaien op het voorkomen van deze groepen in grasranden?

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 van dit rapport beschrijft de gevolgde werkwijze en de daarbij gebruikte technieken. Voor een goed begrip van de idee, het principe, achter de in het onderzoek gebruikte methode is met name KADER 2 van belang. Dit kader geeft nadere uitleg over

de wijze waarop de begrippen 'duurzaamheid' en 'bron-/putwerking' in dit onderzoek zijn gebruikt en gemeten.

In hoofdstuk 3 worden de bereikte resultaten gepresenteerd: de met de verschillende technieken gevangen aantallen insecten en aanwijzingen over de duurzaamheid en de bron-/putwerking van grasranden voor verschillende insectengroepen. Hoofdstuk 4 somt een aantal kritische kanttekeningen op bij de gevolgde werkwijze en geeft aan wat de (voorlopige) betekenis voor de landbouw van de resultaten zouden kunne zijn.

Opgemerkt wordt dat waar in het navolgende sprake is van insecten 'spinachtigen en insecten' wordt bedoeld.

2. METHODEN

2.1 Inleiding

Aangezien het onderzoek gericht was op het vaststellen van bewegingen van insecten moest een methode gevonden worden om deze bewegingen, op direct of op indirecte wijze, te kunnen vaststellen. In principe stonden de volgende methoden ter beschikking:

- zichtwaarnemingen
- pyramidevallen
- stofzuigen
- sleepnet.

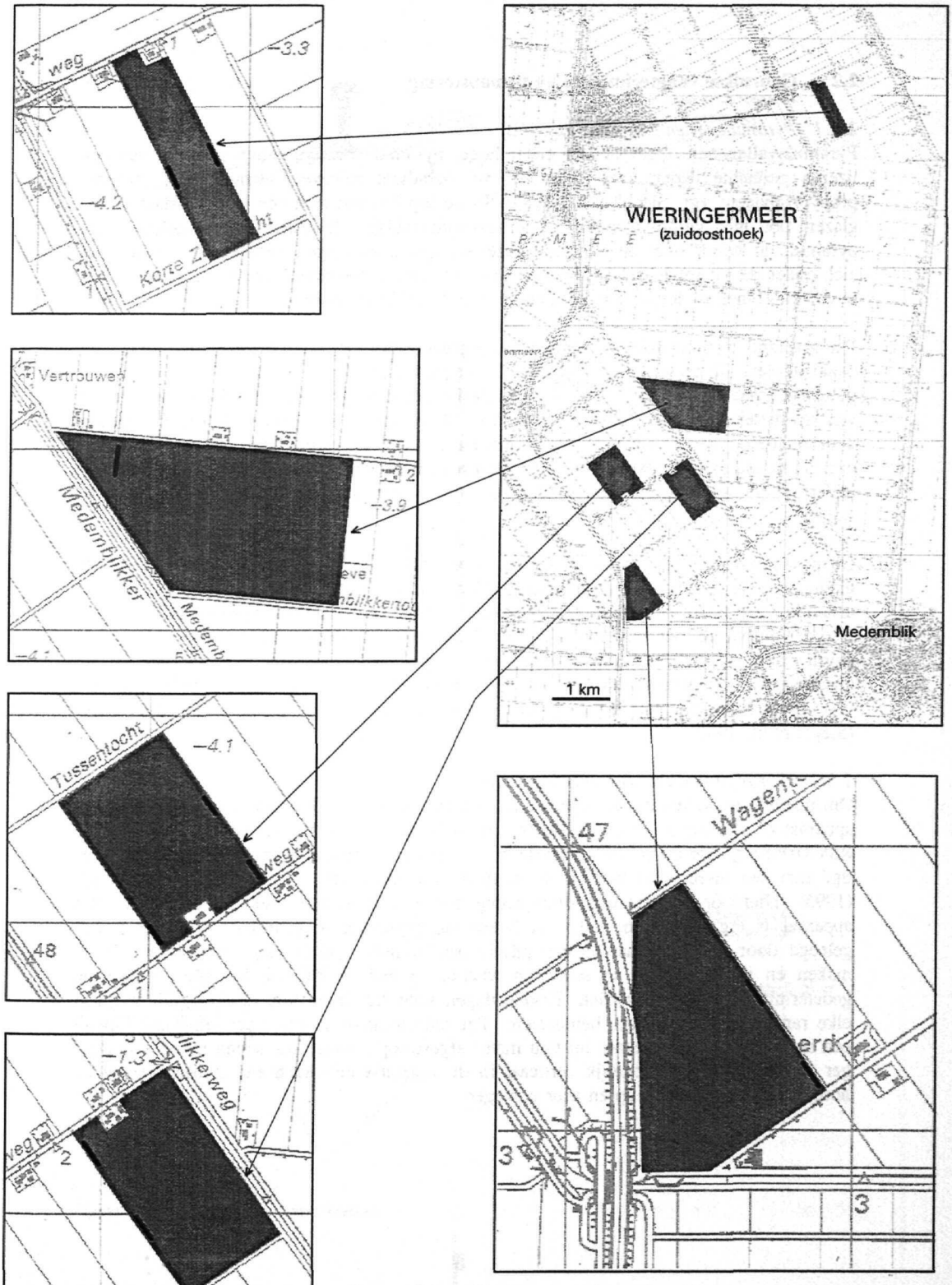
Hoewel malaisevallen vliegende insecten vangen - en het onderzoek gericht was op verplaatsingen van insecten -, was een veronderstelling dat dit valtype te grof zou zijn om de kleinschalige bewegingen, namelijk naar en vanuit de grasranden, voldoende nauwkeurig te kunnen registreren[1]. Oorspronkelijk lag het in de bedoeling om de aandacht vooral te richten op soortengroepen als dagvlinders, met name door zichtwaarnemingen. Door slecht weer konden de geplande waarnemingen niet worden gerealiseerd. Bovendien vergden de overige gehanteerde vangtechnieken zoveel tijd en energie dat er geen ruimte overbleef om op andere tijdstippen de zichtwaarnemingen te realiseren. Voor het ontwikkelen van de beoogde methode is derhalve vergelijkend onderzoek gedaan met de resterende drie vangmethoden, de zogenoemde pyramideval (Siepel *et al.* 1987; vgl. Sunderland *et al.* 1995), een stofzuigapparaat (d.w.z. een omgekeerde bladblazer; De Barro 1991; vgl. Sunderland *et al.* 1995) en een insectensleepnet (voor een nadere beschrijving van deze technieken wordt verwezen naar § 2.2).

Deze methoden zijn gebruikt om tien monsterlokaties te bemonsteren (Fig. 2.1): grasranden van drie bij vierhonderdvijftig meter te bemonsteren gedurende het verloop van het groeiseizoen. Zeven lokaties werden tijdens het onderzoek op 7 juli gemaaid, hetgeen een onderbreking van de monstername in deze randen gedurende twee weken tot gevolg had.

Het onderzoeksgebied wordt gevormd door de Wieringermeerpolder (zie ook: Fig. 2.1). Dit is een relatief jonge polder, waarin naast zoutinvloeden uit het verleden (o.a. onderwaterzettingen gedurende WOII) ook via kwel de invloed van zout zich nog steeds doet gelden, met name in het slootwater. De verkaveling is vrij eenvormig. Kavels liggen in dubbele stroken naast elkaar - tussen de stroken een brede wetering met rietstroken - en zijn over het algemeen 900 meter diep en 250 meter breed. Verder is een opvallend gegeven dat er per kavel vaak meerdere teelten voorkomen. Naast de klassieke drie teelten - bieten, graan en aardappels - zijn dat bij voorbeeld ook bolgewassen (via verhuur aan bollentelers) en uien en vlas. Het gebied heeft een karakteristieke openheid en vertoont weinig afwisseling in ecotopen (= landschappelijke eenheden): geen singels en nauwelijks overhoekjes; alleen rond de erven is er iets meer variatie.

---

[1] Inmiddels is gebleken dat een klein model van dit type val dat niet zo ver boven de vegetatie uitsteekt, wellicht toch dergelijke bewegingen kan registreren. Indien gewenst en mogelijk zal daarmee in 1997 worden geëxperimenteerd.



Figuur 2.1 Ligging van de onderzochte grasranden in de Wieringermeer (= zwarte balken langs de gearceerde percelen)

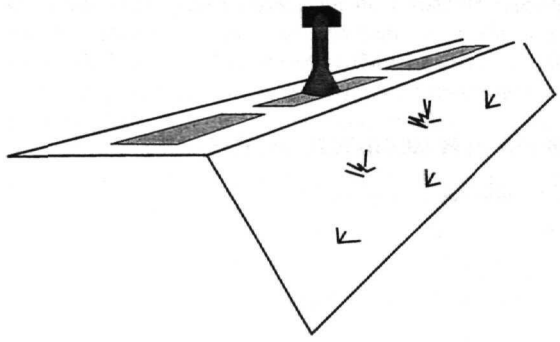
2.2 Gebruikte vangtechnieken en bemonstering

2.2.1 Pyramidevallen (zie ook: Fig. 2.2)
Pyramidevallen zijn ongeveer één meter hoge, pyramidevormige vallen gemaakt van een ijzeren geraamte bedekt met zwart, vrijwel lichtdicht geweven kunststofdoek (propca-propypropyleen; vgl. Siepel *et al.* 1987). In de top bevindt zich een gat met daarop een glazen pot met verdovingsvloeistof/conserveringsmiddel, te weten ethyleenglycol. De pyramideval wordt over de vegetatie gezet en met tentharingen verankerd. Insecten die zich onder de pyramide op de bodem en in de vegetatie bevinden kruipen of vliegen naar boven en komen in de pot terecht. Per val is 0,36 m^2 bemonsterd.

Per grasrand werden drie pyramidevallen geplaatst met een onderlinge tussenruimte van twaalf meter. De eerste op 25 meter na het begin van de rand. Na drie weken werden de potten geleegd en drie vallen op elke monsterlokatie erbij geplaatst, steeds op een afstand van zes meter met een val uit de eerste serie. Weer drie weken later is de ronde herhaald door de eerste serie vallen 25 meter binnen de rand te verplaatsen. Zo is steeds een overlap in tijd van drie weken ontstaan waarin met zes vallen bemonsterd is. Na de maai-onderbreking is overgegaan op rondes van vier weken met bij- en verplaatsen na twee weken.

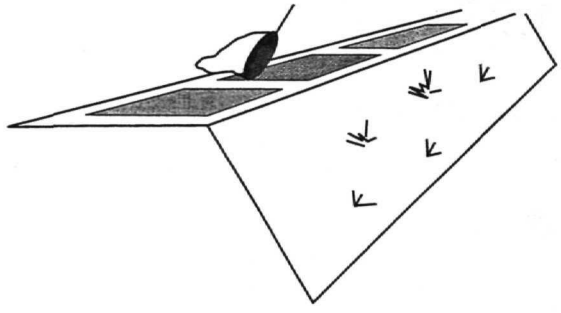
De pyramidevallen zijn gebruikt omdat vrijwel alle insecten die zich eronder bevinden uiteindelijk in de vangpot terecht komen (Siepel *et al.* 1987), aangezien de vallen lang op dezelfde plek staan. Hierdoor kan gerekend worden met dichtheden. Bovendien worden insecten die na het popstadium onder de val uit de grond komen ook gevangen. Daarmee wordt naast de dichtheid dus ook de aanwas gemeten. Een praktisch voordeel is de uitschakeling van weersinvloeden op de bemonstering. De methode is minder geschikt voor grotere insecten met lage dichtheden vanwege de geringe bemonsterde oppervlakte (Siepel *et al.* 1987).

2.2.2 Stofzuigapparaat (zie ook: Fig. 2.2)
Om insecten periodiek uit de vegetatie te verzamelen is gebruik gemaakt van een stofzuig-apparaat of stofzuiger (*vacuum sampler*) gemaakt van een bladblazer (merk: Ryobi; type: RSV3100E; *cf.* De Barro 1991). In de buis voor de luchtinlaat is daartoe een ring bevestigd met een insectennet volgens de methode van De Barro (1991) en MacLeod *et al.* (1995). Hierdoor ontstaat een zuigopening met een doorsnede van 15 centimeter. Het apparaat is erg handzaam, licht (ca 6 kg) en eenvoudig te gebruiken. Het net wordt geleegd door de luchtinlaat op een plastic bak te zetten en de ring met het net los te maken en in de bak uit te schudden waarna de zich in de bak bevindende insecten gedetermineerd kunnen worden. Enkele dagen vóór het legen van de pyramidevallen is elke rand met de stofzuiger bemonsterd. Per monstername is drie keer langzaam lopend een strook van 30 centimeter bij tien meter afgestroopt, totaal dus negen m^2. De stofzuiger is daarbij zoveel mogelijk verticaal in de vegetatie gehouden en, al naar gelang de hoogte van de vegetatie, op en neer bewogen.



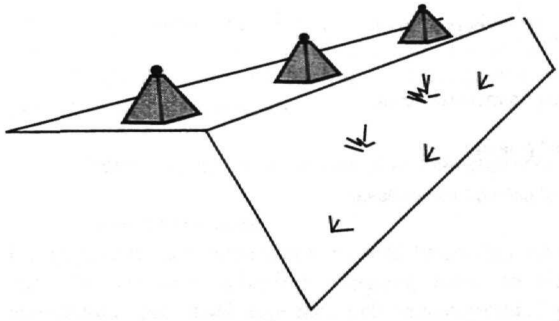
Insectenonderzoek
met stofzuiger

3 proefvakken van
0,3 x 10 meter



Insectenonderzoek
met sleepnet

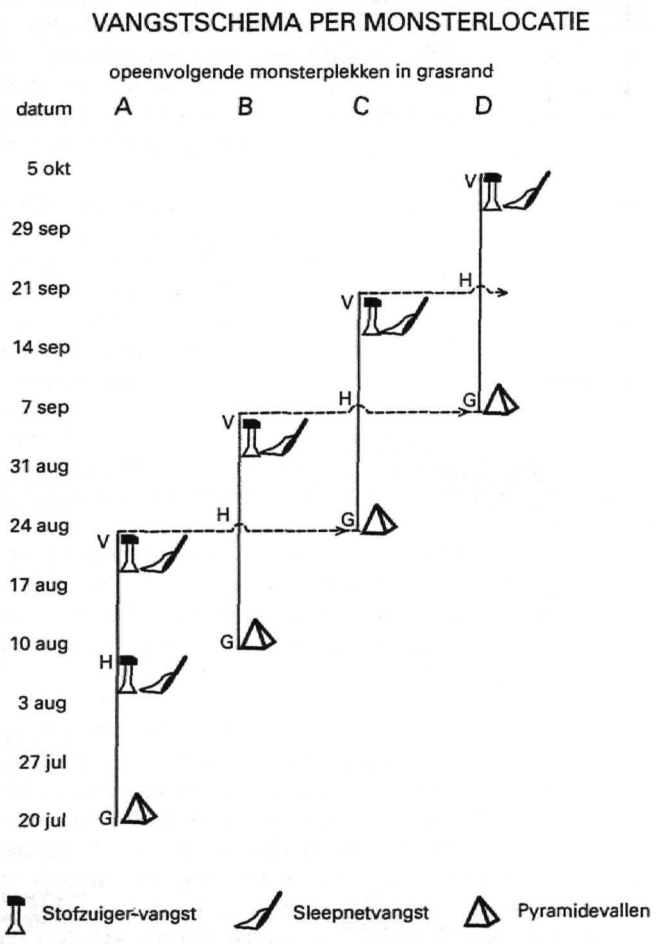
3 proefvakken van
1 x 5 meter



Insectenonderzoek
met pyramidevallen

3 vallen met
grondoppervlakte 0,36 m^2

Figuur 2.2 *Gebruikte vangtechnieken*



Figuur 2.3 *Monstertijdstippen en gebruikte vangtechnieken*

De aldus verkregen vangsten uit de gemaaide randen zijn toch goed vergelijkbaar met die uit ongemaaide omdat de structuur van de vegetatie weinig invloed heeft op de vangefficiëntie van het apparaat (MacLeod *et al.* 1995). De zuigkracht van de stofzuiger is zodanig, dat alle ontwikkelingsstadia opgezogen worden dus ook larven en cocons met poppen. Een nadeel is, dat door de nogal ruwe manier van zich door de vegetatie bewegen en het lawaai van de motor (oordoppen!) grote vliegende of springende insecten zoals zweefvliegen, hommels en sprinkhanen zich uit de voeten maken voordat ze opgezogen worden.

De waarnemingen verkregen met de stofzuiger geven een beeld van de in de vegetatie aanwezige insecten vlak vóór de pyramidevallen geleegd zijn.

2.2.3 Sleepnet (zie ook: Fig. 2.2)
Met een sleepnet werd steeds op dezelfde dag als de monstername met de stofzuiger, drie keer een strook van 1x5 meter bemonsterd door per vierkante meter het net vier maal door de bovenste laag van de vegetatie te slepen. Totaal is dus steeds vijftien m^2 bemonsterd.

De sleepnetmethode heeft als nadeel dat niet met dichtheden gerekend kan worden. Een voordeel is dat de grotere vliegende insecten, die door de stofzuiger zouden worden verjaagd wèl in het sleepnet terecht komen.

2.2.4 Monstertijdstippen en determinaties
In Figuur 2.3 is per monstertijdstip, voor de periode na het maaien, aangegeven met welke methode de bemonstering is uitgevoerd.

Gevangen insecten zijn in het veld (stofzuiger- en sleepnetvangsten) of in het laboratorium (pyramidevalvangsten) gedetermineerd. In Bijlage 1 is de complete lijst met aangetroffen groepen insecten weergegeven. Voor de bewerking zijn de vangsten ingedeeld in 18 verschillende groepen van insecten. De insecten die niet tot deze groepen behoorden kwamen terecht in een 'rest-groep'. Daarnaast werd gelet op het aantal waargenomen groepen per (sub)monsterpunt. Van een aantal groepen, namelijk de cicaden, wantsen, loopkevers, gaasvliegen, vlinders en zweefvliegen, zijn juveniele (jonge) en adulte (volwassen) dieren onderscheiden. In KADER 1 is een beknopte omschrijving van deze 19 insectengroepen opgenomen. De selectie van de te onderzoeken groepen vond plaats op basis van ervaringen in het voorafgaande onderzoeksjaar (= 1995; vgl. Canters 1996), waarbij met name de (makkelijke) herkenbaarheid in het veld, maar ook een zekere representativiteit voor de aanwezige insecten een rol speelde (= taxonomische en ecologisch-functionele spreiding).

2.3 Verwerkingswijze verzamelde veldgegevens

2.3.1 Gegevensbestand
De gegevens zijn opgeslagen in drie basisbestanden: één basisbestand voor de vangsten van elk der drie gebruikte vangmethoden. In deze basisbestanden zijn de aantallen opgenomen per insectengroep, per monsterronde, per grasrand en per submonster. Bij sommige insectengroepen is een onderverdeling gemaakt naar volwassen (= adulte) en jonge (= juveniele) dieren.

De gegevens zijn zodanig bewerkt dat ze gebruikt kunnen worden in een statistische analyse. De bewerkingen zijn de volgende:

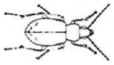
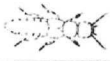
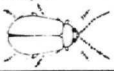
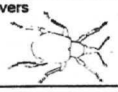
1 van één insectengroep zijn de juveniele en adulte dieren opgeteld tot totaalaantallen
2 de totaal gevangen aantallen dieren per groep worden omgerekend naar aantallen per 100 grasrand met een breedte van drie meter
3 van de groepen, waarvan juveniele dieren zijn onderscheiden, zijn percentages juvenielen berekend
4 de aantallen insecten per submonsters zijn opgeteld tot aantallen per monster. Dit was noodzakelijk omdat voor sommige monsters de gedetailleerde gegevens per submonster ontbraken
5 de twee deelvangsten, na twee en na vier weken, van de pyramidevallen zijn bij elkaar opgeteld; deze totaalaantallen zijn gekoppeld aan de laatste lichtingsdatum
6 de data van de vangronden zijn omgezet in vijf tijdstippen, zodanig dat de methoden onderling in tijd kunnen worden vergeleken
7 de totaalaantallen zijn logaritmisch en de percentages juvenielen zijn logit-getransformeerd (Oude Voshaar 1994); de getransformeerde gegevens voldoen beter aan een aantal statistische eisen, zoals dat de gegevens normaal verdeeld zijn, non-additief zijn en dat de varianties homogeen zijn
8 voor een aantal groepen zijn de resultaten van de pyramidevalvangsten en de stofzuigervangsten gecombineerd om voorbeeldsgewijs uitspraken te kunnen doen over duurzaamheid en migratie van de populaties. In KADER 2 wordt deze berekening beknopt toegelicht.

2.3.2 Statistische analyse

De bewerkte gegevens van de totaalaantallen en de percentages juvenielen zijn statistisch geanalyseerd met behulp van een variantie-analyse (pakket SGPLUS) met als factoren vangmethode, rand, wel/niet maaien en tijd. De normaliteit van de gegevens is getoetst met de Kolmogornov-Smirnov-toets. Verschillen tussen tijdstippen zijn getoetst met behulp van de *LSD-multiple range*-toets.

De eerste analyse heeft betrekking op de verschillen tussen methoden. Op basis van deze analyse is een selectie gemaakt van groepen waarover voldoende betrouwbare uitspraken gedaan kunnen worden. De gegevens van deze groepen verzameld met de best vangende methode zijn opnieuw geanalyseerd met variantie-analyse. De resultaten hiervan zijn grafisch weergegeven.

KADER 1

Sprinkhanen	Springende insecten waarvan de volwassen dieren en de larven (nymphen) leven van plantedelen. Voornamelijk in de zomer aanwezig.
Cicaden en bladluizen	Kleine insecten waarvan de volwassen dieren en de larven (nymphen) leven van plantesappen. Bladluizen kunnen virussen overbrengen en zijn daardoor extra schadelijk. De grootste aantallen vindt men over het algemeen in augustus.
Wantsen	Deze groep insecten bevat soorten die leven van plantesappen, maar ook veel soorten die predator zijn. Het talrijkst in de nazomer.
Loopkevers 	Veelal grotere, soms niet vliegende, kevers waarvan de larven vaak in de grond leven en de volwassen dieren vaak jagers zijn. Sommige soorten eten echter delen van planten. Het meest talrijk in juli en augustus.
Kortschildkevers 	Zeer soortenrijke kevergroep met verkorte dekschilden waarvan de meeste soorten predator zijn. Een klein aantal leeft van rottende plantedelen en schimmels. Het meest talrijk in de nazomer.
Weekschildkevers	Langwerpige kevers met zachte dekschilden. Zowel de volwassen dieren als de larven zijn predator. Houden zich vaak op in bloemhoofdjes en zijn het talrijkst in de zomer
Lieveheersbeestjes	Ronde kevertjes met zwarte stippen. Ze staan bekend als felle predatoren van bladluizen. In het voorjaar en de zomer het talrijkst.
Kniptorren	Langwerpige ovale kevers die door een speciale structuur (kniptoestel) een knikkende beweging tussen borststuk en achterlijf kunnen maken, waardoor ze opspringen. Er zijn soorten die luizen eten, maar ook plantenetende soorten komen voor. Het talrijkst in de zomer.
Graanhaantjes 	De volwassen dieren en de larven van deze soorten kunnen schadelijk zijn op grassen. Het talrijkst in de zomer.
Snuitkevers 	Soortenrijke groep kevers met zeer kleine maar ook flink grote vertegenwoordigers. Zowel de volwassen dieren als ook de larven kunnen schadelijk zijn aan gewassen. Het talrijkst in het begin van de herst.
Gaasvliegen	Meetal groene insecten met grote vleugels. Volwassen dieren en larven leven van bladluizen. Worden het meest in de zomer aangetroffen.
Vlinders	Variabele groep waarvan de meeste soorten 's nachts actief zijn. De rupsen leven voornamelijk van plantedelen, maar ook van schimmels en afval. De volwassen dieren zijn bloembezoekers. Het talrijkst in de zomer.
Koolmot	Nachtvlinder die in het najaar vanuit Zuid-Europa in grote aantallen hierheen trekt. De poppen overleven de winter niet. De rupsen kunnen schadelijk zijn in koolgewassen.
Sluipwespen	Enorm soortenrijke wespengroep waarvan de volwassen dieren eitjes leggen in eieren, larven of poppen van insecten of spinachtigen. Belangrijk als predatoren van schadelijke insecten. Het talrijkst in de zomer.
Zweefvliegen	Variabele soortengroep met vertegenwoordigers waarvan de larven leven van bladluizen, maar ook waarvan de larven in het water leven. De volwassen dieren zijn veelal bloembezoekers. Het talrijkst in de zomer.

KADER 2

Bepaling duurzaamheid en bron- en putwerking van grasranden

Centraal in het insectenonderzoek in 1996 staat de vraag: met welke methode kan bepaald worden, wat erin komt en wat eruit gaat? Oftewel de ontwikkeling van een methode voor de bepaling van de duurzaamheid en migratie - de bron- of putwerking - van populaties van insecten en spinachtigen. Mogelijk kunnen hierover uitspraken worden gedaan door een combinatie van gegevens van pyramideval- en stofzuigervangsten. Bij de pyramideval worden de insecten en spinachtigen over een periode van vier weken gevangen. De pyramideval geeft dus zowel informatie over dichtheden (de insecten en spinachtigen die aanwezig zijn) als over de productie of aanwas (de insecten en spinachtigen die gedurende de vangperiode bijkomen). De stofzuigervangsten geven directe informatie over dichtheden.

Het verschil tussen de pyramidevalvangst (dichtheid + aanwas) en de stofzuigervangst (dichtheid) levert de aanwas. Vereist is dan wel dat pyramidevallen en stofzuigers dezelfde dichtheden vangen. Dit is nog niet in 1996 in het veld gecontroleerd. Indien de aanwas net zo groot is als de aanwezige dichtheid, kan worden gesproken van een stabiele oftewel duurzame populatie. Dit levert tevens een maat op namelijk duurzaamheid R = aanwas/dichtheid. Dit levert tegelijkertijd een maat op voor de migratie (M), namelijk dat deel van de dichtheid aan insecten en spinachtigen dat niet door de aanwas kan worden verklaard is of naar de grasrand gekomen (put) of vertrokken (bron): M = 1-R. Zowel R als M kunnen zowel voor elk tijdstip apart als over de gehele periode worden berekend.

De resultaten van de duurzaamheidsanalyse zijn ingedeeld in drie categorieën. Bij de (subjectieve) keuze van de grenzen tussen de categorieën is rekening gehouden met de nog grote onzekerheden bij de bepaling van R. De eerste categorie - niet duurzaam-putwerking ($R < 0,5$); - wordt gevormd door de groep waarvan de eigen aanwas niet voldoende is om de populatie in stand te houden, of waarvan de aanwas zelfs negatief is ("de aanwezige populatie sterft uit"). De aanwezigheid van insecten en spinachtigen in deze categorie kan alleen worden verklaard door immigratie vanuit de omgeving, oftewel een putwerking van de grasrand. De tweede categorie - duurzaam-geen migratie ($0,5 < R < 1,5$) - betreft de situatie waarbij de aanwas zo groot is dat de populatie in stand blijft. Er is vrijwel geen immigratie of emigratie. De derde categorie - duurzaam-bronwerking ($R > 1,5$) - omvat de groepen waarbij de aanwas beduidend hoger is dan minimaal noodzakelijk voor de instandhouding voor de populatie. Dit betekent dat een deel van de individuen de rand verlaten hebben, oftewel een bronwerking van de grasrand.

3. RESULTATEN[2]

3.1 Vergelijking vangmethoden

In Tabel 1 en 2 zijn de resultaten weergegeven van de vergelijking van de drie verschillende vangmethoden. Hieruit zijn ook algemene conclusies te trekken. De rest-groep - voornamelijk 'kleine vliegen', orde Diptera - de meest dominante groep (70%), met een gemiddelde dichtheid van 107.000 individuen per 100 meter grasrand. Andere dominante groepen zijn sluipwespen (11,7%), spinnen (6,0%), loopkevers[3] (4,7%), kortschildkevers (4,1%) en cicaden (2,3%). De meeste 'kleine vliegen' leven van dood organisch materiaal. Sluipwespen, spinnen, loopkevers en kortschildkevers zijn vooral 'jagers' (predatoren) en zijn dus numeriek goed vertegenwoordigd.

Tabel 1. *Gemiddelde aantallen insecten per vangmethode (index) in grasranden langs akkers in de Wieringermeer in 1996; van de best vangende methode (index = 100) zijn tevens de gemiddelde en maximale aantallen per 100 meter grasrand vermeld.*

groepen	index			aantal per 100 m grasrand	
	pyramide	stofzuiger	sleepnet	gemiddeld	maximum
spinnen	100	0,9	0,0	9.260	91.200
hooiwagens	100	0,6	0,0	676	9.550
sprinkhanen	100	2,2	1,7	5,5	2.510
cicaden	100	83	0,6	3.500	145.000
bladluizen	100	8,3	8,8	59	40.700
wantsen	100	32	3,3	309	6.170
loopkevers	100	0,0	0,0	7.220	51.300
kortschildkevers	100	0,4	0,0	6.310	126.000
weekschildkevers	100	5,5	1,4	2,1	4.680
kniptorren	100	19	2,1	3,8	6.170
lieveheersbeestjes	100	70	26	2,5	1.120
graanhaantje(s)	100	45	3,6	262	7.240
snuitkevers	47	100	2,0	32,0	2.510
gaasvliegen	92	100	22	3,0	561
dag- en nachtvlinders	100	38	1,4	130	3.090
koolmot	100	11	0,4	1,5	561
sluipwespen	100	1,2	0,1	17.900	126.000
zweefvliegen	100	47	96	3,1	3.090
rest-groep	100	3,4	0,4	107.000	646.000
aantal groepen	100	86	44	11,9	15

[2] Voor een gecomprimeerde samenvatting van de vangsten wordt verwezen naar Bijlage 2.

[3] Onder deze loopkevers bleken opvallend veel exemplaren van de fytofage (in dit geval zaadetende) soorten *Amara* sps. en *Harpalus aeneus* en *H. rufipes* te zitten, hetgeen zou kunnen worden verklaard doordat de predatore soorten door het gebruik van insecticiden minder prooien tot hun beschikking hebben en daardoor in relatief lage aantallen voorkomen (mnd.med. B Brugge, ISP, Amsterdam).

Uit Tabel 1 blijkt dat de pyramidevallen voor vrijwel alle groepen insecten de best vangende methode is. Alleen voor de gaasvliegen en snuitkevers levert de stofzuigermethode hogere aantallen op. Na de pyramidevallen volgt de stofzuiger als beste methode. Voor veel groepen - cicaden, wantsen, graanhaantjes, lieveheersbeestjes en zweefvliegen - levert de stofzuigermethode vangsten op die in dezelfde orde van grootte liggen als bij de pyramidevalmethode. Voor andere groepen, waaronder de loopkevers, worden met de stofzuigermethode veel minder gevangen. Met de sleepnetmethode worden de laagste aantallen insecten gevangen. Alleen voor de zweefvliegen en in mindere mate gaasvliegen en lieveheersbeestjes worden aantallen gevangen die in dezelfde orde van grootte liggen als voor de pyramidevallen.

In Tabel 2 staan de percentages juvenielen voor zeven groepen weergegeven. Voor de zweefvliegen, loopkevers en de rest-groep is het percentage juvenielen laag (< 10%); voor de cicaden en wantsen ligt het percentage juvenielen tussen de 10 en 30% en alleen voor de vlinders en gaasvliegen worden hoge percentages juvenielen bereikt: 80-90%. Uit Tabel 2 blijkt dat de verschillende methoden in verschillende mate juveniele of adulte dieren vangen. Significante verschillen treden op bij de vlinders en de rest-groep (minder juvenielen in pyramidevallen) en de cicaden (minder juvenielen in sleepnetvangsten). De percentages juvenielen geven een indicatie over de duurzaamheid van de insectenpopulaties. Over het algemeen hebben duurzame populaties hoge percentages juvenielen.

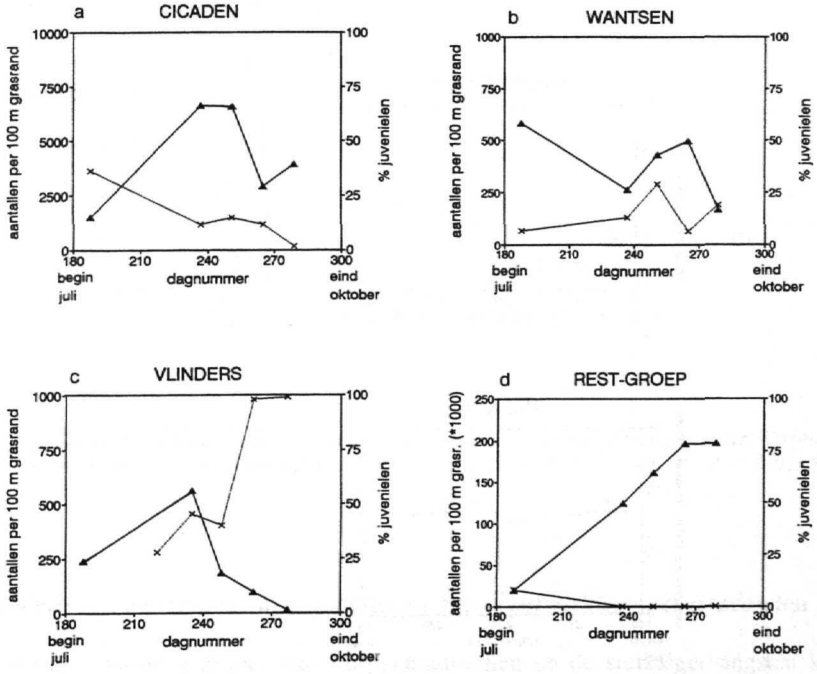
Tabel 2. *Gemiddelde percentages juveniele insecten (%) per vangmethode in grasranden langs akkers in de Wieringermeer in 1996.*

groep	n	% pyramide	n	% stofzuiger	n	% sleepnet
cicaden	50	15,4	49	21,5	30	0,8
wantsen	43	14,7	45	16,8	27	0,6
loopkevers	10	4,5	12	6,6	7	4,2
gaasvliegen	11	89,1	16	36,6	7	62,8
vlinders	37	4,7	40	81,4	13	94,6
zweefvliegen	16	8,1	12	5,7	19	0,2
rest-groep	50	0,6	49	1,3	49	77,0

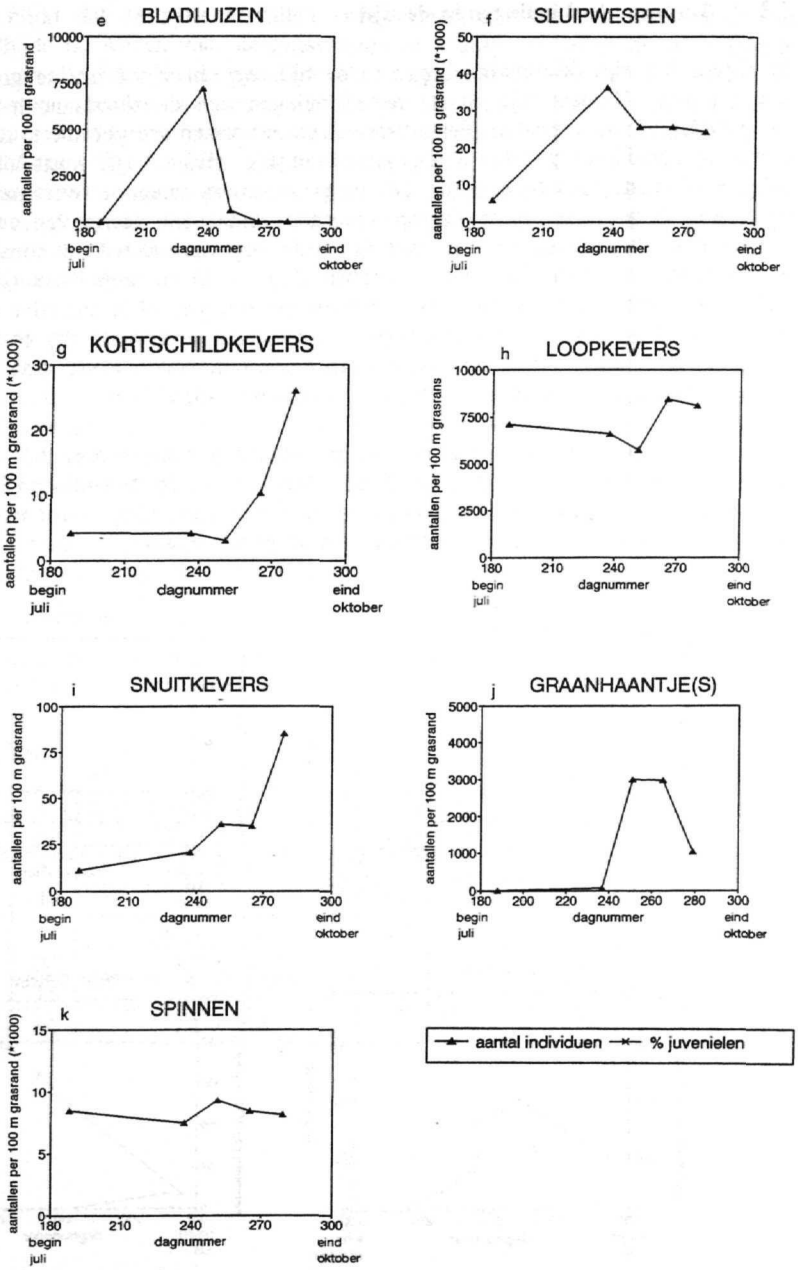
3.2 Aantalsontwikkelingen in de tijd

In Figuur 3.1 zijn de ontwikkelingen in de tijd van een aantal insectengroepen grafisch weergegeven. Globaal zijn in de ontwikkelingen van de totaalaantallen drie (grove) categorieën te onderscheiden. Een eerste categorie vormen groepen die in de loop van tijd toenemen: snuitkevers (Fig. 3.1i), graanhaantje(s) (Fig. 3.1j), kortschildkevers (Fig. 3.1g) en de rest-groep (Fig. 3.1d). De groepen uit deze categorie overwinteren veelal als volwassen dieren, die in de daarop volgende zomer hun eieren leggen. Een tweede categorie wordt gevormd door groepen die in de loop van tijd redelijk constant blijven tot iets afnemen: wantsen (Fig. 3.1a), spinnen (Fig. 3.1k) en loopkevers (Fig. 3.1h). De laatste categorie wordt gevormd door groepen met een piek in de aantallen rond augustus: bladluizen (Fig. 3.1e), sluipwespen (Fig. 3.1f), cicaden (Fig. 3.1b) en vlinders (Fig. 3.1c). De groepen uit de laatste twee categorieën overwinteren als eieren of als larven, die in de voorjaar en zomer uitkomen en volwassen worden.

Bij de ontwikkelingen in de tijd van het percentage juvenielen doet zich bij de cicaden (Fig. 3.1b) en de rest-groep (Fig. 3.1d) een afname voor, bij de wantsen (Fig. 3.1a) is dit een constant tot toenemend percentage en bij de vlinders (Fig. 3.1c) treedt een sterke stijging van het aandeel aan juvenielen op (in dit geval: rupsen).



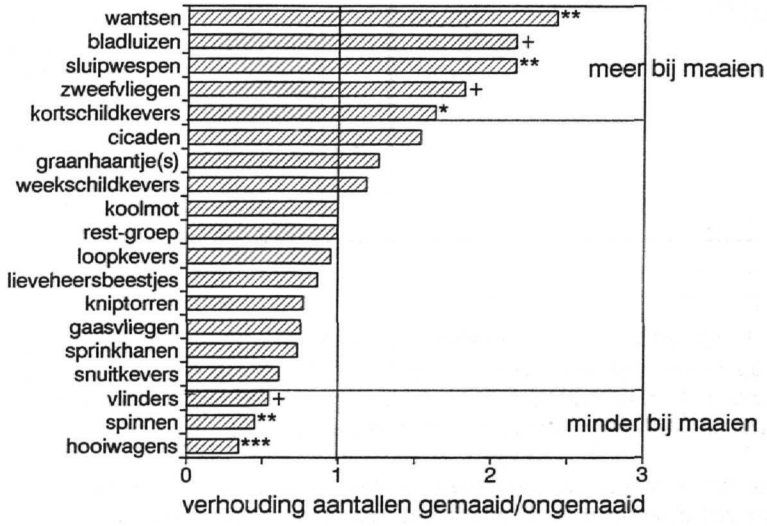
Figuur 3.1 *Verloop in aantallen en percentages juvenielen voor een aantal insectengroepen in grasranden langs akkers in de Wieringermeer in 1996; wordt vervolgd op de volgende pagina.*



Figuur 3.1 *(vervolg) Verloop in aantallen en percentages juvenielen voor een aantal insectengroepen in grasranden langs akkers in de Wieringermeer in 1996.*

3.3 Effecten van maaien

In Figuur 3.2 zijn de effecten van het maaien op de aantallen insecten weergegeven. Wantsen, bladluizen, kortschildkevers, sluipwespen en zweefvliegen blijken 1,5 tot 2,5 x meer voor te komen in gemaaide dan in ongemaaide randen. Daarentegen komen vlinders, spinnen en hooiwagens 2-3x meer voor in ongemaaide dan in gemaaide randen. Maaien heeft alleen effect op het percentage juvenielen voor de groep van cicaden: 15% in ongemaaide en 4% in gemaaide randen.



Figuur 3.2 *Verhouding aantallen insecten in gemaaide en in ongemaaide grasranden in de Wieringermeer in 1996; significantieniveaus: +: P = 0,05-0,10; *: P < 0,05; **: P < 0,01; ***: P < 0,001.*

3.4 Voorbeelden duurzaamheid populaties en bron-/putwerking van grasranden

Door combinatie van de gegevens van de pyramidevallen en de stofzuigervangsten kan een beeld worden verkregen van de duurzaamheid van de populaties insecten en van de bron-/putwerking van de grasranden langs de akkers in de Wieringermeer. Met nadruk wordt echter opgemerkt dat het een indicatief beeld is en alleen juist als de veronderstellingen, uiteengezet in KADER 2, terecht mogen worden gehanteerd.

Welke insectengroepen tot welke duurzaamheidscategorie behoren, is weergegeven in Tabel 3. Voor een aantal insectengroepen is de ontwikkeling in duurzaamheid (R) in de loop van de tijd grafisch weergegeven in Figuur 3.3.

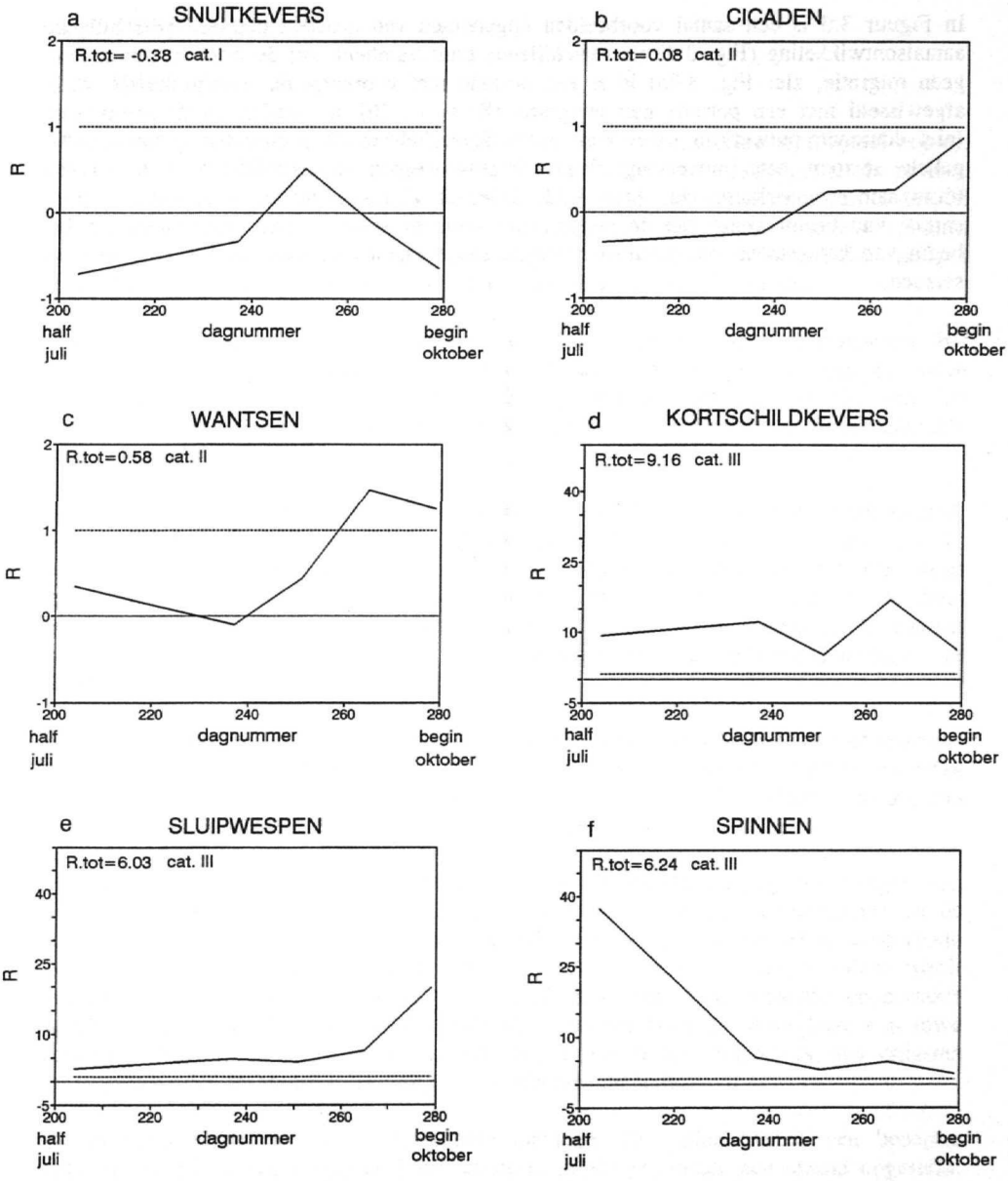
Tabel 3. *Indicatieve indeling naar duurzaamheid van populaties insecten en bron-/putwerking van grasranden langs akkers in de Wieringermeer in 1996; berekend over het gehele vangseizoen en over alle randen (zie tekst voor verdere toelichting).*

I NIET DUURZAAM PUTWERKING	II DUURZAAM/ GEEN MIGRATIE	III DUURZAAM/ BRONWERKING
gaasvliegen	cicaden	spinnen
lieveheersbeestjes	wantsen	hooiwagens
graanhaantje(s)	vlinders	loopkevers
snuitkevers		kortschildkevers
zweefvliegen		weekschildkevers
		kniptorren
		sluipwespen
		sprinkhanen
		bladluizen
		koolmot
		rest-groep

In Tabel 3 valt op dat in de experimentele grasranden langs akkers voor een groot aantal groepen duurzame populaties mogelijk lijken te zijn. Tevens valt op dat de insectengroepen, waarvoor de grasranden een bronwerking lijken te hebben, voornamelijk uit predatoren bestaan (nl. van sluipwespen tot en met spinnen).

De resultaten over het aantalsverloop kunnen nu ook gecombineerd worden met de indicatieve resultaten over de duurzaamheid van de populaties. Gaat een hoge dichtheid of een toename in de tijd van een populatie insecten altijd samen met een duurzame populatie? Hierin kan inzicht worden krijgen door de resultaten uit Tabel 3 en Figuur 3.3 te combineren met informatie over het aantalsverloop (Fig. 3.1). Dan valt bijvoorbeeld op dat een groep als de snuitkevers (Fign 3.1i en 3.3c) in de loop van tijd sterk toeneemt en dat dit waarschijnlijk moet worden verklaard door immigratie. Daarentegen neemt bijvoorbeeld de rest-groep (Fig. 3.1d) ook sterk in aantal toe in de tijd, maar dit kan waarschijnlijk verklaard worden door eigen aanwas (Tabel 3). Er zijn meer groepen die weliswaar een overeenkomstig aantalsverloop of dichtheden hebben, maar waar de 'motor' achter de aantalsontwikkeling òf immigratie vanuit de omgeving is òf eigen aanwas is.

De insectengroepen met een uitgesproken voorkeur voor ongemaaide of gemaaide randen blijken in de 'voorkeursranden' meer duurzame populaties te bevatten (hogere R).



Figuur 3.3 *Indicatieve ontwikkeling duurzaamheid in de loop van het vangseizoen voor een aantal insectengroepen in grasranden langs akkers in de Wieringermeer in 1996;*
R = aanwas/dichtheid; R.tot = duurzaamheid populatie gerekend over het gehele seizoen; Cat.I = niet duurzaam/putwerking; Cat.II = duurzaam/geen migratie; Cat.III = duurzaam/bronwerking.

In Figuur 3.3 is een aantal voorbeelden opgenomen van groepen met een verschillende aantalsontwikkeling (Fig. 3.1) en verschillende duurzaamheid. Bij de wantsen (duurzaam-geen migratie, zie: Fig. 3.3a) is er een periode met voornamelijk immigratie ($R < 1$) afgewisseld met een periode met emigratie ($R > 1$). Bij de cicaden en de snuitkevers (niet duurzaam-putwerking, zie: Fign 3.3b, 3.3c) hebben de grasranden gedurende het gehele seizoen een putwerking. Voor de sluipwespen, kortschildkevers en spinnen (duurzaam-bronwerking, zie: Fig. 3.3d, 3.3e, 3.3f) is gedurende het gehele seizoen sprake van bronwerking van de grasranden. Voor de spinnen is dat met name aan het begin van het seizoen het geval en voor de sluipwespen met name in het eind van het seizoen.

4. DISCUSSIE

4.1 Methodische aspecten

Door mechanische problemen met de stofzuiger en door het slechte weer (veel regen), konden er geen bruikbare vanggegevens van de stofzuiger en het sleepnet in de periode vóór het maaien worden verzameld. Door de lange duur van de maaiperiode (6 juli-20 juli) kon pas begin augustus weer met de eerste stofzuiger- en sleepnetvangsten begonnen worden. De vangperiode was daarmee vooral geconcentreerd op het tweede deel van het veldseizoen: onvolledig, maar wel het moment dat de gewassen rijp werden.

Oorspronkelijk lag het in de bedoeling tweewekelijks te bemonsteren. Aangezien het maken van de pyramidevallen meer tijd vroeg dan aanvankelijk was begroot, werd overgestapt op een driewekelijks ritme. Dit tijdsinterval lijkt ook geschikt om een redelijke indruk te verkrijgen van de ontwikkelingen van de aantallen van de onderzochte insectengroepen.

Op twee lokaties werden in verband met werk dat op het land moest worden uitgevoerd, de pyramidevallen verwijderd. Op één lokatie werden tijdens het aardappelrooien, rond 15 augustus, de vallen in het talud gelegd en de volgende dag weer op dezelfde plaats teruggezet; de gegevens van deze monstername werden zonder correctie in het databestand opgenomen. Op de andere lokatie werden de vallen op 10 september, tijdens het rooien van witlof, door de teler in het talud gelegd en niet teruggeplaatst: deze serie was daardoor niet meer bruikbaar.

Doordat submonsters soms bij elkaar gevoegd zijn, konden de submonsters niet systematisch met elkaar worden vergeleken. Wel bestaat de indruk dat de submonsters niet sterk verschilden. De indruk bestond zelfs dat de verschillen tussen de 'gelijke' submonsters geringer waren dan de verschillen tussen de monsterlokaties.

Vergelijking van de drie vangmethoden, die primair gericht zijn op het vangen van insecten in het gewas, is niet geheel zonder problemen. De stofzuigermethode en de sleepnetmethode geven een indruk van de dichtheden over een relatief grote oppervlakte (10-15 m^2) dat gedurende een korte periode (in de grootte-orde van minuten) wordt bemonsterd. De stofzuigermethode kan relatief goed naar een bepaalde oppervlakte worden toegerekend. Voor de sleepnetmethode is de bemonsterde oppervlakte een ruwe schatting. Duidelijk is dat de stofzuigermethode een veel betere methode is, qua vangsten en mogelijkheden tot standaardisering, dan de sleepnetmethode.

De pyramidevalmethode is een bijzondere methode. De vallen hebben een beperkte oppervlakte (per monstername ca 1 m^2) en staan steeds gedurende een maand opgesteld. De insecten kruipen of vliegen in de donkere val omhoog en worden in de 'lichte' top van pyramide gevangen. Ook een aantal bodembewonende insecten als loopkevers vertoont dit gedrag. Dit verklaart ook het grote verschil voor deze groep tussen de pyramideval en de stofzuiger- of sleepnetmethode.

Op dit moment is het onduidelijk in hoeverre de stofzuigermethode en de pyramidevalmethode dezelfde aantallen (reeds aanwezige) insecten vangen. Voor de analyse van de

duurzaamheid van de populaties en de bron-/putwerking van de grasranden is uitgegaan van de veronderstelling dat dit wel zo is. Ter controle zou hiervoor in 1997 een ijkingsonderzoek moeten worden uitgevoerd.

De pyramideval vangt niet alleen de aanwezige insecten, maar ook die dieren die gedurende de verzamelperiode uit de eieren komen of verpoppen. Van deze veronderstelling is gebruik gemaakt om uitspraken te kunnen doen over duurzaamheid van populaties en de bron-/putwerking van de grasranden. Het is echter de vraag of in een zo'n relatief onnatuurlijke situatie (afwezigheid van licht) de reproductie wel normaal plaatsvindt (zie ook: Sunderland *et al.* 1995)

Systematische vergelijking van de verschillende vangmethoden voor insecten akkers en akkerranden, zoals in dit project is gebeurd, is nog maar weinig uitgevoerd (Sunderland *et al.* 1995). Van de bestaande vangmethoden zijn binnen dit onderzoek de meest efficiënte gebruikt, namelijk de pyramideval en de stofzuiger. Van de stofzuigervangmethode zijn enige gegevens uit de literatuur over vangefficiëntie bekend, namelijk 70-85% voor bladluizen (De Barro 1991) en ongeveer 40-80% voor de predatoren van bladluizen (loopkevers, kortschildkevers, spinnen e.d.) (MacLeod *et al.* 1995). De in het onderzoek gebruikte methoden zijn echter niet helemaal optimaal voor het bepalen van de bodembewonende predatoren alsmede van de zeer actieve predatoren die de vangplek goed kunnen ontvluchten (Sunderland *et al.* 1995). Dat betekent dat de dichtheden aan predatoren in de grasranden een onderschatting zijn! Voor een betere schatting zijn aanvullende methoden, in het bijzonder *pitfalls* en vangmethoden voor actieve insecten nodig (b.v. zichtwaarnemingen). Siepel *et al.* (1996) gebruiken de informatie uit de *pitfalls* om uitspraken te doen over de predatoren in ruige akkerranden in Flevoland en gebruiken de pyramidevallen voor informatie over de prooidieren (zie ook: Remmelzwaal & Voslamber 1996).

In het onderzoek stond de ontwikkeling van de methode voor bemonstering van populaties insecten in grasranden centraal. Kan nu op basis van resultaten van dit jaar een keuze gemaakt worden? Als alleen het aantal gevangen insecten het meest belangrijke criterium zou zijn, dan is de pyramidevalmethode veruit de beste, met de stofzuigervangmethode op een goede tweede plaats. Echter voor een analyse van de dynamiek van populaties zijn, naast gegevens over dichtheden, gegevens nodig over geboorte, sterfte, immigratie en emigratie. Dan lijkt toepassing van de pyramidevalmethode niet zo voor de hand liggend omdat deze zowel de dichtheden over een lange periode op een klein oppervlakte alsmede ook een onbekend deel van de aanwas verzamelt. De stofzuigermethode blijft dan over voor het bepalen van de dichtheden

Aanvullend moeten dan gegevens worden verzameld over de netto-aanwas (het verschil tussen geboorte en sterfte) en de netto-migratie (het verschil tussen immigratie en emigratie). Dit kan op verschillende manieren, waarvan er hier twee te noemen zijn. De eerste manier is om de migratie te bepalen met behulp van malaisevallen. Een bezwaar van dit valtype is waarschijnlijk dat deze vallen niet zo nauwkeurig vangen - zeker niet in een open omgeving als de Wieringermeerpolder - dat de vangsten kunnen worden geïnterpreteerd als "op de monsterlokatie afkomend", maar eerder als over de lokatie heenvliegend en slechts voor een (klein?) deel er op afkomend. De tweede manier is om de migratie uit te sluiten door de plaatsing van gazen (lichte) kooien van ongeveer één kubieke meter inhoud; de bemonstering van deze kooien vindt plaats met de stofzuigermethode.

4.2 Landbouwkundige betekenis van de verkregen resultaten

Wat is nu de landbouwkundige betekenis van de resultaten van het onderzoek naar insecten in grasranden langs akkers in de Wieringermeer in 1996. Enerzijds zijn er de risico's op het optreden van ziekten en plagen vanuit de grasrand naar het gewas. In de grasranden zijn vier groepen belangrijke schadelijke insecten aangetroffen, namelijk bladluizen (verspreiding van virusziekten), de koolmot, snuitkevers en graanhaantje(s). De gemiddelde aantallen van deze groepen zijn echter bijzonder laag, namelijk van 0,01 promille voor de koolmot tot 1,7 promille voor graanhaantje(s). De grasranden fungeren bovendien voor de snuitkevers en graanhaantje(s) als put. Voor de bladluizen en de koolmot fungeert de grasrand als bron, maar gezien de gemiddeld lage dichtheden lijkt dit geen groot landbouwkundig probleem. Ook uit het onderzoek van het Instituut voor Planteziektenkundig Onderzoek (IPO-DLO) in 1995 (Canters 1996) en in 1996 (mnd.med. den Nijs, IPO) blijken grasranden langs akkers niet te leiden tot verhoogde risico's op het optreden van plagen en ziekten.

Tegenover de risico's staan de positieve effecten van de insecten in de grasranden langs akkers. Uit de literatuur is bekend (vgl. Riedel 1991, de Snoo 1994) dat er zelfs sprake is van een positief effect van dit soort randen. Ziekten en plagen worden dus meer onderdrukt op akkers met akkerranden dan op akkers zonder akkerranden. In 1996 maakten de predatoren - jagende insecten, die leven van andere ongewervelde dieren waaronder de voor de landbouw schadelijke insecten - gemiddeld maar liefst 23% uit van alle insecten in de grasranden. De predatoren in de grasrand zijn dus gemiddeld maar liefst 100x zo talrijk als de voor de landbouw schadelijke insecten. Uit het onderzoek van het IPO in 1995 en 1996 naar de effecten van akkerranden op het voorkomen van ziekten en plagen blijkt dat op akkers met akkerranden er *minder* aantastingen zijn, met langs de akkerrand zelf, door het vergelingsvirus, graanhaantjes en bladmineerders (Canters 1996; mnd.med. L den Nijs, IPO).

Een laatste positief effect is de, weliswaar geringe, aanwezigheid in de grasranden van bloembestuivende insecten als zweefvliegen, vlinders en weekschildkevers. Van bijen en hommels zijn in 1996 geen gegevens verzameld, maar uit het onderzoek in 1995 uitgevoerd is bekend dat in de grasranden ook meer bijen en hommels voorkomen dan in de reguliere gewasranden (Canters 1996).

5. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1 Conclusies

Uit het onderzoek in 1996 blijkt dat in de experimentele grasranden langs de akkers een groot aantal insectengroepen zich ophouden. Onder de groepen bevinden zich een groot aantal dat op andere insecten of kleine ongewervelde dieren jagen (predatoren). Juist voor deze predatore insectengroepen lijken de grasranden een bronwerking te hebben. Deze resultaten bevestigen het beeld dat uit de literatuur kan worden verkregen, namelijk dat niet-productieve randen kunnen fungeren als predatorstroken, met een gunstig effect voor het gewas op de akkers (Coombes & Sotherton 1986, Klinger 1987, Welling *et al.* 1988; vgl. Thomas *et al.* 1991).

Uit oogpunt van de aanwezigheid van predatore insectengroepen voldoen de experimentele grasranden in de Wieringermeer wel. Maar is hiermee het eindstadium bereikt? Welke fauna aan insecten in de grasranden is eigenlijk gewenst? Moeten er ook veel vlinders, bijen en hommels aanwezig zijn? Deze bloembezoekende groepen hebben een veel kruidenrijkere type grasrand nodig. Met het onderzoek in 1996 kan nog geen vergelijking worden gemaakt tussen de insectenwereld van deze experimentele grasranden en die van andere grasranden zoals wegbermen, grasranden met meer (ingezaaide) kruiden of oudere verschraalde grasranden. Vervolgonderzoek zou zich, behalve op de duurzaamheid van de populaties, ook moeten richten op een verrijking van de ongewervelde fauna in de grasranden.

5.2 Aanbevelingen

5.2.1 Methodische aspecten

Bij het interpreteren van de gegevens was een belangrijke aanname dat de dichtheden vastgesteld met de verschillende methoden direct vergelijkbaar zouden zijn. Dit is echter niet daadwerkelijk in het veld getoetst. Het verdient aanbeveling om dit soort veronderstellingen met betrekking tot de verschillende technieken in het volgende seizoen in het veld te toetsen (zie ook: § 4.1). Met name gaat het hier om i) een ijkingsonderzoek naar de (verhouding van de) dichtheden gevangen met de stofzuiger en met de pyramideval en ii) een controle op het uitkomen van eieren, larven en poppen - de aanwas - onder betrekkelijk onnatuurlijke omstandigheden: onder de donkere pyramidevallen.

5.2.2 Voortzetting onderzoek in 1997

Nu gebleken is dat er goede mogelijkheden lijken te zijn voor het vaststellen van de bron-/putwerking van een grasrand voor de onderzochte insectengroepen, is het wenselijk om het beeld te completeren, dat wil zeggen, de bron-/putwerking van de grasranden te bezien in relatie tot andere ecotopen waar de insectengroepen in de Wieringermeer zouden kunnen voorkomen, met name in de akker zelf, in het talud en in de wegberm.

Op deze wijze kan wellicht een beeld verkregen worden van de stromen van de verschillende insectengroepen tussen deze ecotooptypen. Om een goede uitgangspositie te hebben is het wenselijk dan te beginnen met de bemonstering van de bodem (het overwinteringsbiotoop) in de winter en dan tegelijkertijd ook de andere potentiële overwinteringsbiotopen te bemonsteren - voor zover er althans sprake is van overwinteraars -, zoals

bomen en erven. Daarbij zou ook gerichte aandacht aan het beheer kunnen worden gegeven, met name aan wel of niet maaien.

Het onderzoek zou als volgt in de tijd kunnen worden opgezet. In de periode februari-april wordt een inventarisatie uitgevoerd van de overwinteringsbiotopen: er worden bodemmonsters genomen die in het laboratorium met behulp van warmtelampen worden onderzocht op voorkomende aantallen insecten (Tullgren-methode; hierbij worden bodemmonsters in een trechter gedaan waarboven een lamp wordt gehangen; de dieren worden door de warmte geactiveerd en lopen vervolgens weg van de lamp - die tevens uitdroging veroorzaakt - de trechter in; uiteindelijk kruipen ze de trechter uit en komen in een verzamelpotje terecht). Deze bemonstering kan uitgevoerd worden in de akkers, grasranden en wegbermen. Daarnaast is het wellicht noodzakelijk en ook mogelijk andere overwinteringsbiotopen te bemonsteren (met plakstroken), zoals bomen langs wegen en erfbeplantingen.

Vervolgens worden vanaf april/mei in een maandelijks ritme dezelfde landschapselementen met verschillende elkaar ondersteunende technieken bemonsterd. De vraag is daarbij dan niet alleen of de grasranden bron of put zijn voor bepaalde insectengroepen, maat tevens is de vraag hoe de andere landschapselementen wat dit aspect betreft functioneren. Wellicht is het dan mogelijk voor de verschillende onderzochte groepen een beeld te krijgen van de ruimtelijke verdeling en verplaatsingen die zich in de loop van het seizoen voordoen (vgl. Sotherton 1984, Riedel 1991).

Hiermee zouden de vragen rond de bron-/putwerking van grasranden in een breder verband kunnen worden bezien, dat wil zeggen, wat zijn de belangrijkste plaatsen van voorkomen van bepaalde insectengroepen in een akkerbouwgebied, wat zijn de belangrijkste bewegingen en wat zijn de functioneel-ecologische en de landbouwkundige consequenties hiervan. De aandacht zal zich, naast op de technieken gebruikt in 1996, in 1997 ook moeten richten op andere, gedeeltelijk nieuwe technieken, zoals malaisevallen en gazen kooien (zie bovenstaand).

Wat de te onderzoeken groepen betreft is het wellicht mogelijk om de aandacht (mede) te richten op de soorten die voor de landbouw schadelijk zijn, zoals graanhaantje(s) *Oulema melanopa/duftschmidi* en snuitkevers - m.n. de bladrandkever *Sitona griseus/lineatus* -, maar ook op de bietenkever *Chaetocnema tibialis* (net als het grashaantje ook behorende tot de haantjes Chrysomelidae) èn op soorten die van oudsher bekende natuurwaarden representeren, zoals met name grote, vliegende insecten, zoals dagvlinders, hommels en zweefvliegen - vooral via zichtwaarnemingen te verkrijgen.

Schematisch kan het vervolgonderzoek voor 1997 als volgt worden weergegeven (zie volgende blz.):

Mogelijke inhoud en vorm van vervolg-onderzoek in 1997:

► feb-mrt-apr:
* eenmalige bemonstering van bodems (evt. ook bomen)
* techniek: Tullgren (evt. ook plakstroken, m.n. voor bomen)

► mei/juni/juli/aug/sep:
* maandelijkse bemonstering van akker, grasrand en wegberm
* technieken: pyramideval, stofzuiger, gazen kooi, zichtwaarnemingen en/of malaiseval

► op geschikte momenten gedurende het gehele veldseizoen:
* vergelijkend onderzoek verschillende vangmethoden

► okt-nov:
* uitwerking en bewerking van veldgegevens en rapportage.

LITERATUUR

Anonymus 1996. Akkerrandenbeheer Wieringermeer; voortgangsverslag 1995. Verslag agrarische en ecologische aspecten. Dienst Ruimte en Groen, afdeling Onderzoek & Informatie, provincie Noord-Holland. 43 p.

Canters KJ (red.) 1996. Een oriënterend onderzoek naar de effecten van akkerrandbeheer op ziekten, plagen en biodiversiteit. - CML rapport 126/IPO-DLO rapport 96-2/LBL-publicatie 88. Centrum voor Milieukunde, Leiden. 42 p. + 1 bijlage.

Coombes DS & Sotherton NW 1986. The dispersal and distribution of polyphagous predatory Coleoptera In cereals. - Annals of Applied Biology 108: 461-74.

De Barro PJ 1991. A cheap lightweight, efficient vacuum sampler. - Journal of the Australian Entomological Society 30: 207-8.

Klinger 1987. Auswirkungen eingesäter Randstreifen an einem Winterweizen-Feld auf Raubarthropoden und den Getreideblattausfall. - Journal Applied Entomology 104: 47-58.

MacLeod A, Sotherton NW, Harwood RWJ & Wratten SD 1995. An improved suction sampling device to collect aphids and their predators in agroecosytems. - Acta Jutlandica 70 (2): 125-31.

Oude Voshaar JH 1994. Statistiek voor onderzoekers; met voorbeelden uit de landbouw- en milieuwetenschappen. Wageningen Pers, Wageningen. xi, 253 p.

Remmelzwaal AJ & Voslamber B 1996. In de Marge; een onderzoek naar ruimte voor de natuur op landbouwbedrijven. - Flevobericht 390. Directie IJsselmeergebied RWS, Lelystad. 136 p.

Riedel W 1991. Overwintering and spring dispersal of *Bembidion lampros* (Coleoptera: Carabidae) from established hibernation sites in a winter wheat field in Denmark. In: Polgár L, Chambers RJ, Dixon AFG & Hodek I (eds): Behaviour and Impact of Aphidophaga: 235-41. SPB Academic Publishing bv, The Hague.

Siepel H, Bund CF van de, Meijer J, Wingerden WKRE, Bink FA, Bongers W, Mabelis AA, Roelofsen GJ & Boer MH 1987. Beheer van graslanden in relatie tot de ongewervelde fauna: ontwikkeling van een monitorsysteem. - RIN-rapport 87/29. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem. 127 p.

Siepel H, Burgers J, Kats RJM van, Lammertsma DR & Noordam AP 1996. De bijdrage van verruigde akkerranden aan de biodiversiteit van het landelijk gebied in Zuidelijk Flevoland. - IBN-rapport 215. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem. 73 p.

Sotherton NW 1984. The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. - Annals of Applied Biology 105: 423-9.

Snoo de GR 1994. Unsprayed field margins in arable land. Proceedings of the International Symposium on Crop Protection, 4th and 5th May 1994, Gent. - Mededelingen Faculteit Landbouwwetenschappen Gent 59/2b: 549-59.

Sunderland KD, Snoo GR de, Dinter A, Hance T, Helenius J, Jepson P, Kromp B, Lys J-A, Samu F, Sotherton NW, Toft S & Ulber B 1995. Density estimation for invertebrate predators in agroecosystems. - Acta Jutlandica 70 (2): 133-62.

Thomas MB, Wratten SD & Sotherton NW 1991. Field margins and small mammals. In: Boatman ND (ed): Field margins: Integrating agriculture and conservation: 85-94. BCPC monograph 58.

Welling M, Pötzl RA & Jürgens D 1988. Untersuchungen in Hessen über Auswirkung und Bedeutung von Ackerschonstreifen. 3: Epigäische Raubarthropoden. In: Welling W (Hsgr): Auswirkungen von Ackerschonstreifen: 55-63. - Mitteilungen aus der BBA für Land- und Forstwirtschaft 247.

BIJLAGEN

Bijlage 1: Soortengroepen binnen de spinachtigen en de insecten waarvan vertegenwoordigers tijdens het onderzoek zijn aangetroffen (groepen met een nummer zijn apart geregistreerd; - = binnen de rest-groep opgenomen)

	Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	syst.indelingsniveau (niet uitputtend)
	SPINACHTIGEN	Arachnida	klasse
1	spinnen	Araneae	suborde
	wolfspinnen	Lycosidae	familie
	springspinnen	Salticidae	familie
	krabspinnen	Thomisidae	familie
	strekspinnen	Tetragnathidae	familie
	hangmatspinnen	Linyphiidae	familie
2	hooiwagens	Phalangida	orde
	INSECTEN	Insecta	klasse
-	wagerjuffers	Zygoptera	suborde
-	*kakkerlakken*	*Dictyoptera*	*orde*
3	sprinkhanen	Saltatoria	orde
4	cicaden	Cicadidae	familie
5	bladluizen	Aphidoidea	superfamilie
6	wantsen	Heteroptera	orde
-	kevers	Coleoptera	orde
7	loopkevers	Carabidae	familie
8	kortschildkevers	Staphylinidae	familie
-	aaskevers	Silphidae	familie
-	glanskevers	Nitidulidae	familie
9	weekschildkevers	Cantharidae	familie
10	*kniptorren*	*Elateridae*	*familie*
11	lieveheersbeestjes	Coccinellidae	familie
-	haantjes	Chrysomelidae	familie
12	graanhaantje*)	Lema melanopa	soort
13	snuitkevers	Curculionidae	familie
14	gaasvliegen	Neuroptera	orde
-	schietmotten	Trichoptera	orde
15	dag- en nachtvlinders	Lepidoptera	orde
16	koolmot	Plutella xylostella	soort
-	wespen	Hymenoptera	orde
17	sluipwespen	Ichneumonoidae	superfamilie
-	*vliegen*	*Brachycera*	*suborde*
18	zweefvliegen	Syrphidae	familie
-	langpootvliegen	Dolichopodidae	familie
-	fruitvliegen	Drosophilidae	familie
-	sluipvliegen	Tachinidae	familie
-	strontvliegen	Sphaeroceridae	familie
-	roofvliegen	Asilidae	familie
-	wapenvliegen	Stratiomydiae	familie
-	steekvliegen	Muscidae	familie
-	muggen	Nematocera	suborde
	langpootmuggen	Tipulidae	familie
	galmuggen	Itoniidae	familie
	steekmuggen	Culicidae	familie

*) recent verkregen, nieuwe inzichten geven aan dat er mogelijk sprake is van twee soorten (mnd.med. B Brugge, ISP, Amsterdam)

Bijlage 2: Vanggegevens per rand, datum en vangmethode

Verklaring van de afkortingen:

METH	vangmethode	
PYR	pyramideval	
VAC	stofzuiger	
NET	sleepnet	
RAND	locatie grasrand	
TIJD	vangdatum	
	pyr	vac/net
tijd 1	6 juli	-
tijd 2	20 juli	7 aug.
tijd 3	24 aug.	22 aug.
tijd 4	7 sept.	4 sept.
tijd 5	21 sept	18 sept.
tijd 6	5 okt.	3 okt.
BL	bladluizen	
WV	wantsen volwassen	
WO	wantsen onvolwassen	
CV	cicaden volwassen	
CO	cicaden onvolwassen	
VV	vlinders volwassen	
VO	vlinders onvolwassen	
GV	gaasvliegen volwassen	
GO	gaasvliegen onvolwassen	
ZV	zweefvliegen volwassen	
ZO	zweefvliegen onvolwassen	
KM	koolmot	
GM	grasmotten	
SW	sluipwespen	
KT	kniptor	
KK	kortschildkevers	
WK	weekschildkevers	
LK	loopkevers	
SK	snuitkevers	
GH	grashaantje(s)	
HW	hooiwagens	
SP	spinnen	
SH	sprinkhanen	
LH	lieveheersbeestjes	
LL	larven lieveheersbeestjes	
NN	Overige groepen	
NL	larven overige groepen	

METH	RAND	TIJD	BL	WV	WO	CV	CO	VV	VO	GV	GO	ZV	ZO	KM	GM	SW	KT	KK	WK	LK	SK	GH	HW	SP	SH	LH	LL	NN	NL
PYR	Bemmel	1	4	3	0	0	1	6	0	0	0	0	0	0	0	42	8	81	8	82	0	0	11	56	0	0	0	42	25
PYR	Iwema1	1	2	0	0	1	0	5	1	0	0	0	0	0	0	33	0	18	6	28	0	0	13	16	0	0	0	54	7
PYR	Iwema2	1	1	1	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	22	0	10	3	38	1	0	0	6	0	0	0	50	1
PYR	Met1	1	0	2	2	2	6	4	0	0	0	0	0	0	0	17	0	2	1	36	0	0	14	10	6	0	0	30	1
PYR	Met2	1	0	2	2	6	15	1	0	0	0	0	0	0	1	22	0	17	5	2	0	1	4	21	1	0	0	70	1
PYR	Met3	1	2	13	1	4	4	1	5	0	0	0	0	0	0	41	3	71	17	53	0	0	3	25	3	0	0	121	11
PYR	Tjalma1	1	0	1	4	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	30	22	72	10	18	0	0	7	111	0	0	0	156	17
PYR	Tjalma2	1	0	2	1	12	12	1	2	0	0	0	0	0	0	14	3	75	2	13	0	0	0	63	0	0	0	98	8
PYR	Vossen1	1	0	3	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	1	2	37	1	0	2	16	0	0	0	29	28
PYR	Vossen2	1	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	12	0	9	0	43	0	0	0	181	1	0	0	23	2
PYR	Vossen1	2	0	2	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	1	12	0	1	0	12	0	1	2	55	0	0	0	84	3
PYR	Bemmel	3	10	3	0	33	5	1	0	0	0	0	0	0	0	70	0	18	1	25	0	0	12	12	0	0	0	260	1
PYR	Iwema1	3	35	1	1	82	5	1	0	0	0	0	0	0	0	154	1	35	0	39	3	7	8	40	0	0	0	835	0
PYR	Iwema2	3	19	4	1	22	0	6	0	0	1	0	0	0	0	132	0	18	2	14	0	3	0	18	2	0	0	570	0
PYR	Met1	3	42	1	1	34	21	9	0	0	0	0	0	0	0	120	0	13	0	82	0	5	17	27	9	0	0	310	0
PYR	Met2	3	18	3	10	35	15	5	0	0	2	1	0	0	0	99	5	18	0	8	1	0	6	34	0	2	0	455	1
PYR	Met3	3	148	2	0	38	12	6	1	0	0	1	0	0	7	172	0	37	0	58	0	4	9	20	2	0	0	1525	0
PYR	Tjalma1	3	38	5	1	22	0	4	1	1	0	1	0	0	0	159	0	11	0	14	3	1	6	29	0	0	0	630	1
PYR	Tjalma2	3	19	4	1	132	3	10	1	0	0	0	0	1	0	201	0	23	1	55	0	13	9	54	0	0	0	585	0
PYR	Vossen1	3	11	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	1	240	2	4	1	12	1	0	8	85	0	0	0	170	0
PYR	Vossen2	3	23	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	1	5	0	12	0	0	1	9	0	0	0	190	0
PYR	Bemmel	4	5	2	0	16	0	3	0	0	0	0	0	0	0	63	0	7	0	13	0	8	9	23	0	0	0	195	0
PYR	Iwema1	4	10	5	0	40	9	2	0	0	0	0	0	0	0	112	2	9	0	38	1	15	4	45	0	0	0	1200	0
PYR	Iwema2	4	17	3	1	36	5	2	0	0	0	0	1	0	0	142	2	29	0	22	3	22	0	12	0	0	0	690	2
PYR	Met1	4	4	0	0	49	55	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0	8	0	16	0	14	7	13	1	0	0	605	0
PYR	Met2	4	0	2	2	6	26	2	1	0	1	2	0	0	0	168	0	31	0	41	3	5	6	20	2	4	0	860	0
PYR	Met3	4	27	1	0	15	11	1	1	0	0	0	1	1	0	205	0	9	0	35	6	25	2	22	2	0	0	1025	1
PYR	Tjalma1	4	56	1	7	36	0	3	4	0	0	0	0	0	0	390	0	22	0	49	9	7	2	46	1	0	0	1550	1
PYR	Tjalma2	4	23	0	4	34	3	0	0	0	0	0	0	0	0	192	0	22	0	24	0	22	1	43	0	0	0	705	0
PYR	Vossen1	4	2	0	2	1	4	0	1	0	0	0	0	0	0	11	0	3	1	5	1	6	31	37	0	0	0	203	0
PYR	Vossen2	4	0	2	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	23	0	4	0	10	1	5	5	330	0	0	0	245	0
PYR	Bemmel	5	0	6	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49	0	29	0	5	2	3	2	4	1	3	0	195	0
PYR	Iwema1	5	0	1	0	23	9	0	0	0	0	0	0	1	0	88	0	55	0	61	0	9	11	27	0	0	0	630	1
PYR	Iwema2	5	0	7	2	15	2	0	1	0	2	0	3	0	0	150	0	53	0	29	0	9	4	17	5	0	0	625	2
PYR	Met1	5	2	4	0	22	34	2	0	0	0	0	0	0	0	67	0	35	0	16	1	9	11	20	1	0	0	590	0
PYR	Met2	5	0	1	1	5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	84	0	49	0	90	4	13	7	34	0	0	0	640	0
PYR	Met3	5	2	1	0	18	3	0	0	0	0	0	0	1	0	130	0	99	0	67	2	26	6	24	0	0	0	1300	1
PYR	Tjalma1	5	0	4	5	22	0	7	3	0	0	6	0	0	0	450	0	59	0	85	6	22	1	75	0	3	0	1950	2
PYR	Tjalma2	5	0	6	16	4	0	1	0	0	1	0	1	0	0	137	1	47	10	37	0	10	4	61	0	0	0	1400	1
PYR	Vossen1	5	0	0	0	5	0	6	1	0	0	1	0	1	0	95	0	19	0	16	0	11	34	66	0	0	0	680	2
PYR	Vossen2	5	0	1	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	16	0	7	0	15	0	11	13	71	0	1	0	450	0
PYR	Bemmel	6	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	34	0	39	0	15	0	1	1	17	0	1	0	125	0
PYR	Iwema1	6	0	0	3	16	0	1	0	0	0	0	0	0	0	92	0	80	0	32	2	2	10	24	0	0	0	715	0
PYR	Iwema2	6	11	4	0	6	2	0	0	1	1	1	0	0	0	211	0	235	0	22	0	1	0	21	0	0	0	1090	3
PYR	Met1	6	4	4	1	34	5	2	0	1	0	0	0	1	1	68	0	95	0	18	0	10	3	45	0	1	0	1050	0
PYR	Met2	6	4	4	0	309	212	0	0	1	0	0	0	1	0	165	0	450	0	186	6	7	5	14	1	1	0	1350	1
PYR	Met3	6	0	0	1	10	0	1	0	0	1	0	0	0	0	121	0	128	0	20	0	9	2	23	0	0	0	1350	0
PYR	Tjalma1	6	0	1	3	175	3	0	0	0	0	5	6	2	0	220	0	385	0	134	4	16	2	47	0	1	0	2300	0
PYR	Tjalma2	6	0	4	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	99	0	69	0	24	0	7	9	23	0	2	0	645	0
PYR	Vossen1	6	0	0	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	44	0	15	0	10	0	4	3	44	0	0	0	375	1
VAC	Bemmel	2	70	3	3	20	2	0	1	0	0	0	0	0	0	11	0	1	0	0	1	3	0	0	4	0	0	100	0
VAC	Iwema1	2	20	2	1	300	50	6	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	30	0
VAC	Iwema2	2	20	4	2	400	40	6	2	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	1	75	0	0	1	0	0	40	0
VAC	Met1	2	30	7	12	185	220	16	5	0	0	0	0	2	0	12	0	1	0	0	0	0	2	0	5	0	0	150	0
VAC	Met2	2	75	7	21	155	259	8	4	0	3	1	0	0	0	7	8	2	0	0	20	8	3	0	2	1	4	150	0
VAC	Met3	2	20	3	0	80	80	9	1	1	0	2	0	0	0	10	0	1	0	0	0	5	0	0	2	0	0	40	0
VAC	Tjalma1	2	20	5	1	60	20	1	0	0	0	0	0	0	0	20	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	50	0
VAC	Tjalma2	2	20	0	1	100	20	0	1	0	0	0	0	0	4	7	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	30	0
VAC	Vossen1	2	22	1	3	14	11	5	7	0	1	0	0	0	0	15	7	3	1	0	2	1	4	12	1	0	0	30	1
VAC	Vossen2	2	105	5	1	2	3	2	0	0	0	0	0	0	0	22	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	120	0
VAC	Bemmel	3	1	9	11	275	73	1	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	2	8	1	3	0	0	0	90	2
VAC	Iwema1	3	1	14	0	1000	100	0	0	0	0	0	0	0	11	26	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	75	6
VAC	Iwema2	3	1	18	4	285	40	1	0	0	2	1	2	0	0	17	0	1	0	0	1	15	0	7	0	1	0	90	3
VAC	Met1	3	0	16	1	600	400	1	1	0	1	0	0	0	0	16	1	1	0	0	1	7	1	11	1	0	0	110	2
VAC	Met2	3	0	14	4	310	560	2	6	0	4	0	0	0	0	14	2	1	1	0	6	3	1	20	0	0	0	80	1
VAC	Met3	3	1	5	1	190	75	2	5	0	0	0	0	0	0	65	0	0	0	0	0	111	1	0	2	0	0	100	17
VAC	Tjalma1	3	0	4	0	430	10	0	50	0	1	1	0	0	0	95	0	5	0	2	3	40	0	2	0	1	0	220	9
VAC	Tjalma2	3	0	5	1	800	50	0	3	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	1	0	41	0	2	0	0	0	110	12
VAC	Vossen1	3	11	5	2	64	17	3	12	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	1	11	16	13	27	0	0	0	90	1
VAC	Vossen2	3	0	1	0	27	16	3	1	0	0	0	0	0	0	8	1	1	0	0	0	9	3	33	0	2	0	85	0
VAC	Bemmel	4	0	6	16	90	35	0	0	1	2	0	0	0	0	10	0	2	0	0	1	2	0	15	1	0	0	75	2
VAC	Iwema1	4	0	10	4	320	60	0	0	0	0	0	2	1	0	15	0	11	0	0	0	19	0	11	0	1	0	65	5
VAC	Iwema2	4	0	9	5	50	29	0	0	3	0	0	0	0	0	16	0	3	0	0	5	5	0	4	0	0	0	85	4
VAC	Met1	4	0	7	2	180	60	2	3	0	0	0	0	1	0	11	0	0	0	0	1	3	1	5	1	0	0	100	1
VAC	Met2	4	0	7	1	410	120	1	4	0	0	2	1	0	0	28	0	0	0	0	4	1	0	11	0	2	0	130	1
VAC	Met3	4	0	4	0	70	15	1	0	0	0	0	0	0	0	17	0	3	0	2	1	41	0	13	0	0	1	95	8
VAC	Tjalma1	4	0	14	4	31	12	0	9	3	0	2	1	0	0	33	0	4	0	1	6	31	0	6	0	2	4	130	5
VAC	Tjalma2	4	0	2	5	110	45	1	1	4	0	0	0	0	0	23	0	2	0	1	0	18	3	7	0	1	0	85	17
VAC	Vossen1	4	0	1	0	40	18	0	8	0	0	0	0	0	0	13	0	3	0	2	11	24	6	25	0	0	0	130	3
VAC	Vossen2	4	0	0	0	21	0	1	0	0	0	0	0	0	0	15	0	3	0	1	2	11	2	24	0	0	0	120	1
VAC	Bemmel	5	0	2	2	31	10	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	3	0	3	0	0	0	70	1
VAC	Iwema1	5	0	0	0	125	25	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	3	0	0	4	15	0	8	0	0	0	75	0
VAC	Iwema2	5	0	1	0	19	2	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	2	1	2	0	6	0	0	0	140	1
VAC	Met1	5	0	1	0	180	80	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	7	1	10	0	0	0	120	3
VAC	Met2	5	0	3	2	340	65	0	3	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1	1	2	0	2	0	0	0	190	0
VAC	Met3	5	1	2	3	120	60	1	3	0	0	1	0	0	0	14	0	5	0	0	1	14	0	3	0	0	0	130	0
VAC	Tjalma1	5	0	8	4	2	0	0	6	0	3	1	0	0	0	26	0	4	0	0	6	4	1	4	0	4	0	150	3
VAC	Tjalma2	5	0	2	2	40	15	0	2	0	0	0	0	0	0	6	0	2	0	0	0	4	0	7	1	0	0	90	1
VAC	Vossen1	5	0	1	2	19	5	0	4	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	2	7	17	0	2	0	0	0	210	0

METH	RAND	TIJD	BL	WV	WO	CV	CO	VV	VO	GV	GO	ZV	ZO	KM	GM	SW	KT	KK	WK	LK	SK	GH	HW	SP	SH	LH	LL	NN	NL
VAC	Vossen2	5	0	1	0	5	10	0	2	2	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	4	2	0	6	0	0	0	90	0
VAC	Bemmel	6	0	0	0	21	2	0	0	1	0	0	0	0	0	7	0	9	0	0	1	2	0	15	0	1	0	110	7
VAC	Iwema1	6	0	1	0	39	0	1	1	0	0	0	1	0	0	7	0	7	0	1	3	4	1	11	0	0	0	110	1
VAC	Iwema2	6	0	3	1	13	2	0	2	0	0	0	0	0	0	3	0	20	0	1	4	2	0	21	0	0	0	195	2
VAC	Met1	6	0	1	0	90	105	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	1	6	12	0	15	0	0	0	235	2
VAC	Met2	6	0	5	1	200	55	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	17	0	5	2	1	3	15	0	0	0	450	3
VAC	Met3	6	0	0	0	15	10	0	2	1	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	1	5	0	5	0	0	0	140	1
VAC	Tjalma1	6	0	3	1	3	0	0	2	0	0	1	0	0	0	11	0	5	0	0	3	1	1	13	0	0	0	195	5
VAC	Tjalma2	6	0	2	1	25	15	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	5	0	0	2	1	0	12	1	0	0	110	1
VAC	Vossen1	6	0	2	0	18	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	3	13	11	0	13	0	0	0	800	3
NET	Bemmel	2	75	1	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	20	0
NET	Iwema1	2	30	4	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	10	0
NET	Iwema2	2	20	2	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	10	0
NET	Met1	2	16	2	6	7	1	1	2	0	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	6	0	0	90	0
NET	Met2	2	100	5	13	45	1	1	0	0	3	3	0	0	0	8	1	1	1	0	10	9	0	0	1	0	1	70	0
NET	Met3	2	40	3	0	10	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	20	0
NET	Tjalma1	2	40	2	2	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	20	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	30	0
NET	Tjalma2	2	20	1	2	10	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	20	0
NET	Vossen1	2	130	1	2	0	0	2	3	0	0	3	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	12	0
NET	Vossen2	2	90	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0
NET	Bemmel	3	0	7	9	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	4	0	1	1	0	0	65	2
NET	Iwema1	3	0	8	2	75	3	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	27	0	0	3	1	0	61	5
NET	Iwema2	3	2	14	0	80	0	0	0	1	1	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	40	10
NET	Met1	3	0	13	5	15	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	5	3	0	0	45	0
NET	Met2	3	0	5	3	20	1	0	1	0	1	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	17	1
NET	Met3	3	1	9	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	35	8
NET	Tjalma1	3	2	15	6	18	0	0	17	0	0	2	2	0	0	15	0	0	0	0	1	17	0	0	0	3	0	45	22
NET	Tjalma2	3	1	16	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	50	6
NET	Vossen1	3	2	0	1	8	0	3	1	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	1	11	0	0	1	2	0	15	0
NET	Vossen2	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	20	1
NET	Bemmel	4	1	1	5	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	10	2
NET	Iwema1	4	4	5	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	10	0	0	1	0	0	15	6
NET	Iwema2	4	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	18	0
NET	Met1	4	0	8	0	3	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	25	2
NET	Met2	4	0	1	0	13	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	40	0
NET	Met3	4	0	4	0	6	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	25	2
NET	Tjalma1	4	1	6	3	4	0	0	1	0	0	2	0	0	0	11	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	42	5
NET	Tjalma2	4	0	3	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	13	5
NET	Vossen1	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	12	0	1	0	0	0	17	0
NET	Vossen2	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	13	2
NET	Bemmel	5	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
NET	Iwema1	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	5	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	2
NET	Iwema2	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
NET	Met1	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
NET	Met2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	14	0
NET	Met3	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	15	2
NET	Tjalma1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	13	0
NET	Tjalma2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0
NET	Vossen1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	14	0
NET	Vossen2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	13	1
NET	Bemmel	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
NET	Iwema1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0
NET	Iwema2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
NET	Met1	6	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	14
NET	Met2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	7	0
NET	Met3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
NET	Tjalma1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	1
NET	Tjalma2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2
NET	Vossen1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0

naam onderzoeker Snoo, G.R. de
titel publicatie Modellering van de kansrijkdom van het biotisch herstel van natte en vochtige vegetaties
2000
beginpagina
hele inhoud
11
2000-525-197

Modellering van de kansrijkdom van het biotisch herstel van natte en vochtige vegetaties

W.L.M. Tamis CML
M. van 't Zelfde CML
R. van Ek RIZA
J.P.M. Witte WUR

CML- rapport nr. 149
RIZA-rapport 2000.039

Deze studie is verricht in opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) te Lelystad.

Modellering van de kansrijkdom van het biotisch herstel van natte en vochtige vegetaties

W.L.M. Tamis	CML
M. van 't Zelfde	CML
R. van Ek	RIZA
J.P.M. Witte	WUR

CML- rapport nr. 149
RIZA-rapport 2000.039

Deze studie is verricht in opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) te Lelystad.

REFERAAT

W.L.M. Tamis, M. van 't Zelfde, R. van Ek & J.P.M. Witte, 2000. *Modellering van de kansrijkdom van het biotisch herstel van natte en vochtige vegetaties.* CML rapport 149, RIZA rapport 2000.039, Lelystad, ISBN 9036953375.

De modellering van herstel van natte en vochtige ecosystemen kan worden opgesplitst in hydrologisch herstel, herstel van de standplaats, en herstel van de vegetatie (biotisch herstel). Het rapport richt zich op de modellering van de kansrijkdom voor biotisch herstel. Bij de modellering van biotisch herstel is aandacht besteed aan de ruimtelijke rangschikking van de flora in het verleden en heden, en de kenmerken van ecologische groepen ten aanzien van zaadverspreidingsvermogen en zaadbanken. Daarnaast is rekening gehouden met de bodemgeschiktheid en grondgebruik om biotische kansrijkdom kaarten te kunnen maken. De kennis is verwerkt in het model DEMNAT.

Trefwoorden: flora, herstel, modellering, DEMNAT

ISBN 9036953375

Dit rapport is te bestellen à 25,- per stuk bij Cabri Mailservice, Postbus 431, 8200 AK, Lelystad, Tel. 0320-285333, Fax. 0320-241121, Email. riza@cabri.nl.
Betaling na levering; acceptgiro wordt bijgevoegd.
Het rapport is gratis voor dienstonderdelen van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

© 2000 CML, Postbus 9518, 2300 RA Leiden.
RIZA, Postbus 17, 8200 AA Leystad.

INHOUDSOPGAVE

Voorwoord en verantwoording		i
Samenvatting		ii
Summary		iii
1. Inleiding		1
1.1	Achtergrond	1
1.2	Doel en globale werkwijze	2
1.3	Leeswijzer	3
2. Verspreidingsprofielen van ecotoopgroepen		5
2.1	Inleiding	5
2.2	Verwerking nieuwe zaadbankgegevens	5
2.3	Herziene zaadbankkarakteristieken	7
2.4	Herziene dispersiekarakteristieken	11
2.5	Conclusies , discussie en aanbevelingen	14
3. Werkwijze generalisatie		17
3.1	Inleiding	17
3.2	Algemene beschrijving van de generalisatiemethode	17
3.3	FLORIVON	23
3.4	FLORBASE	26
3.5	Conclusie, discussie en aanbevelingen	33
4. Generalisatie van FLORBASE en FLORIVON		37
4.1	Inleiding	37
4.2	Gegeneraliseerde floristische kwaliteitskaarten FLORBASE	37
4.3	Gegeneraliseerde floristische kwaliteitskaarten FLORIVON	42
4.4	Conclusie, discussie en aanbevelingen	46
5. Modellering kansrijkdom biotisch herstel		47
5.1	Inleiding	47
5.2	Aspecten van belang voor herstel van vegetaties	47
5.3	Modellering van herstel in DEMNAT	48
5.4	Aangepaste herstelmodellering in DEMNAT	51
5.5	Berekening biotische hysteresisfactor en correctiefactor voor grondgebruik en geschiktheid	52
5.6	Kansrijkdomkaarten	55
5.7	Conclusie, discussie en aanbevelingen	60
Literatuur		63

Bijlagen

I. Weegwaarden per ecotoopgroep
II. Beschrijving van database Thompson en van bewerkingswijze
III. Bewerking van floristische gegevens naar een floristische kwaliteitsmaat
IV. Beschrijving van de bewerkingen van de TMK 1850
V. Omzetting scores van kwartierhok naar km-cel
VI. Lijst met kleurenplaten op CD-ROM

VOORWOORD EN VERANTWOORDING

De rijksoverheid heeft behoefte aan instrumenten waarmee inzicht in, en een onderbouwing van de effecten van bepaalde beleidskeuzen kan worden gegeven. Op basis van dit gegeven wordt gewerkt aan verschillende modellen. Het DEMNAT model is ontwikkeld om de mogelijke effecten te evalueren van hydrologische ingrepen op de (semi)terrestrische natuur. In de meeste gevallen gaat het om een evaluatie van verschillende herstelscenario's. Het is echter juist de herstelmodellering van DEMNAT die voor verbetering vatbaar is. Om deze herstelmodellering te verbeteren zijn verschillende acties noodzakelijk die gericht zijn op een betere modellering van het hydrologisch herstel, het herstel van de standplaats (abiotisch herstel) en het herstel van de vegetatie (biotisch herstel). Dit project richt zich op het verbeteren van de modellering van het biotisch herstel, waarbij o.a. aandacht wordt besteed aan zaadverspreiding (dispersie), het voorkomen van zaadbanken en geografische isolatie.

De analyse en modellering in het project is op het CML uitgevoerd. Drs. R. van Ek (RIZA) produceerde GIS-kaarten met gecombineerde (overlay) informatie van potentiële standplaatsen, structuurtypen en natuurgebieden in ARC-INFO. Dr. J.P.M. Witte berekende de hiaatopgevulde scores voor FLORIVON en FLORBASE voor 18 natte en vochtige ecosysteemtypen.

Het project werd kritisch gevolgd door een begeleidingscommissie waarin naast de onderzoekers deelnamen dr. R. van der Meijden (Nationaal Herbarium te Leiden), drs. K. Groen (FLORON), dr. H. Runhaar (Alterra-DLO), dr. A.F.H. Prins (Alterra-DLO) en dr. R.M. Bekker (RUG).

Frans Claessen,
RIZA.

SAMENVATTING

De modellering van herstel van natte en vochtige ecosystemen kan worden opgesplitst in hydrologisch herstel, herstel van de standplaats, en herstel van de vegetatie (biotisch herstel). Dit onderzoek richt zich op de modellering van de kansrijkdom voor biotisch herstel. Bij de modellering van biotisch herstel wordt aandacht besteed aan de volgende aspecten:

- *botanische kwaliteit van het ecosysteem voor de huidige situatie*: hiertoe wordt gebruik gemaakt van nationale florabestand FLORBASE
- waarbij een *extrapolatie* is gemaakt naar niet-geïnventariseerde kilometercellen. Daartoe zijn regressiemodellen opgesteld die een relatie leggen tussen botanische kwaliteit en verklarende variabelen zoals o.a. vegetatiestructuur, bodem en hydrologie en landgebruik (wel/niet natuurterrein).
- *zaadbankkarakteristieken:* daarbij is op basis van de beschikbare literatuur een raming gemaakt van het volhardend vermogen (persistentie) van zaden en het mogelijke voorkomen. Om het mogelijke voorkomen af te leiden is gebruik gemaakt van een historisch florabestand FLORIVON-1. Er is op een vergelijkbare manier als voor FLORBASE een bewerking uitgevoerd om voor niet-geïnventariseerde gridcellen een waarde voor de botanische kwaliteit te bepalen;
- *zaadverspreidingsvermogen:* waarbij is gekeken naar de verspreidingsmechanismen van kenmerkende planten voor een bepaalde ecotoopgroep (zgn. dispersiekarakteristiek) en de geografische ligging van ecotoopgroepen rondom een kilometercel. Zo wordt de kansrijkdom voor biotisch herstel voor een bepaalde ecotoopgroep hoger ingeschat naarmate er in de nabije omgeving meer kilometerhokken voorkomen met goed ontwikkelde ecotoopgroepen van hetzelfde type;
- *bodemgeschiktheid en grondgebruik*: om biotische kansrijkdom kaarten te kunnen maken is ook rekening gehouden met het voorkomen van geschikte standplaatsen en landgebruik. Zo kan het biotisch herstel (herstel van de vegetatie) gefrustreerd worden door het plaatselijke grondgebruik (bijv. akkerbouw of bebouwing).

In het oorspronkelijke DEMNAT wordt rekening gehouden met biotisch herstel via zogenaamde 'hysteresis-factoren'. Deze factoren zijn gebaseerd op deskundigenoordeel en vastgesteld per type ecotoopgroep. De nieuwe berekeningswijze gepresenteerd in dit rapport is een poging om de berekeningswijze van biotisch herstel beter te onderbouwen. De methode wordt hierdoor enerzijds complexer, anderzijds ontstaan er betere aanknopingspunten om op een meer gerichte wijze verbeteringen door te voeren. Een inhoudelijke verbetering is nu vooral dat biotisch herstel niet meer alleen afhankelijk is gemaakt van de kenmerken van de ecotoopgroep, maar ook van de kenmerken van de omgeving (aanwezigheid ecotoopgroepen in de nabije omgeving). Een ander pluspunt van de nieuwe rekenwijze is dat herstel nu vlakdekkend kan worden bepaald. Bij het oorspronkelijke DEMNAT waren alleen herstelberekeningen mogelijk voor gebieden waar voldoende floragegevens beschikbaar voor waren.

Een ander onderdeel van de herstelmodellering is hydrologisch herstel en herstel van de standplaats (abiotisch herstel). Het onderzoek zal zich in de nabije toekomst vooral richten op de verbetering van deze onderdelen. Hiervoor zijn al twee projecten opgestart.

SUMMARY

MODELLING OF THE BIOTIC RECOVERY OF WET AND MOIST VEGETATIONS

In modelling the recovery of wet and moist ecosystems, a useful distinction can be made between hydrological recovery, site recovery and vegetation recovery (biotic recovery). The present study is concerned with modelling the probability of biotic recovery, conceived in terms of the following parameters:

- present botanical quality of ecosystem: assessed using the national flora database FLORBASE-2d. Regression models relating botanical quality to explanatory variables like vegetation structure, soil type/hydrology and land use ('natural' or otherwise) were developed to extrapolate data to unmapped kilometre grid cells;
- seed bank characteristics: seed persistence and potential local seed availability were estimated from literature data. In the latter case use was also made of the historical flora database FLORIVON-1. As with the FLORBASE database, a method was developed to assess the botanical quality of unmapped cells;
- seed dispersal potential: based on the dispersal characteristics of indicator species of the ecotope group in question and local presence of similar ecotopes: the more adjacent cells with well-developed ecotope groups of the same type, the greater the chance of biotic recovery;
- soil and land use compatibility: due allowance was also made for local presence of suitable sites as well as for land use constraints, as biotic (vegetation) recovery may simply be incompatible with land use patterns (arable farming, urbanisation).

In the original DEMNAT-2.1 biotic recovery was modelled using 'hysteresis factors', developed for each of the various ecotope groups on the basis of expert opinion. The new version presented here aims to improve the conceptual underpinning of the model. Although the model is now rather more complex, there is new scope for further fine-tuning. The main improvement of substance is that the probability of biotic recovery now no longer hinges solely on the characteristics of the ecotope group in question, but is co-determined by local environmental features (presence of similar ecotope groups). Another improvement is that the model is now spatially inclusive, in contrast to the original DEMNAT-2.1, which was unable to model recovery in grid cells with an incomplete floral data set.

The recovery model must now be extended to incorporate abiotic recovery: hydrological and general site recovery. The next phase of our research will therefore endeavour to improve the modelling of these aspects; in this context, two new projects are already underway.

1 INLEIDING

1.1 Achtergrond

Aan het eind van de jaren tachtig bleek uit landelijke inventarisaties dat er in Nederland op grote schaal sprake was van verdroging (Anonymous 1989). Daarop is ter onderbouwing van het nationale beleid het ecohydrologische model DEMNAT ontwikkeld waarmee op nationale schaal de effecten van waterhuishoudkundige ingrepen op natte en vochtige ecosystemen kunnen worden voorspeld (Witte 1990; Witte *et al.* 1992; Arts *et al.* 1997; Klijn *et al.* 1997; Bleij & Witte 1997; Runhaar *et al.* 1997; Runhaar & Witte 1997; Witte 1998; Runhaar 1999; Van Ek *et al.* 2000). DEMNAT is onder meer gebruikt ter onderbouwing van de Derde Nota Waterhuishouding, de Milieu-Effect Rapportage en het Beleidsplan Drink- en IndustriewaterVoorziening, de Evaluatie Nota Water, Watersysteemverkenningen 1996, de Milieuverkenningen en de Natuurverkenningen.

Runhaar *et al.* 1996; Van der Linden *et al.* (1996), Runhaar & Witte (1997) en Van Ek (1997) geven aan dat de modellering van het effect van herstelmaatregelen een van de zwakke onderdelen van DEMNAT vormt. Dit hangt deels samen met het gebrek aan voldoende gedetailleerde gegevens over de uitgangssituatie, deels met het feit dat het biotisch herstel, oftewel de terugkeer van plantensoorten, niet afzonderlijk wordt gemodelleerd. Voor de berekening van het biotisch herstel binnen DEMNAT wordt gebruik gemaakt van de zelfde dosis-effect functie die de achteruitgang van natte en vochtige ecotoopgroepen bij verdroging beschrijft, maar dan in omgekeerde richting. Aangezien de vooruitgang bij herstel minder snel verloopt dan de achteruitgang wordt een zogenaamde hysterisfactor toegepast. Deze hysteresisfactor is verschillend per ecotoopgroep, maar hetzelfde voor alle km-cellen.

In Van der Linden *et al.* (1996) en in Runhaar & Witte (1997)) wordt een schets gegeven van de wijze waarop het beoogde herstel binnen DEMNAT gemodelleerd zou kunnen worden. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen hydrologisch herstel, herstel van de standplaatsomstandigheden en het biotisch herstel. Bij de modellering van het biotisch herstel zou in ieder geval rekening gehouden moeten worden met de grootte van de standplaats, de aanwezigheid van relevante soorten in de omgeving en de aanwezigheid van relevante soorten ter plekke in de zaadbank. De benodigde stappen in de modellering van het biotisch herstel in DEMNAT zijn:

1) het formuleren van verspreidingsprofielen, met per ecotoopgroep informatie over de zaadbankkarakteristiek en dispersiekarakteristiek;
2) de generalisatie van de historische nationale floradatabank FLORIVON, het vlakdekkend generaliseren van gegevens over het vroegere voorkomen van plantensoorten;
3) de generalisatie van de recente nationale floradatabank FLORBASE, het vlakdekkend generaliseren van gegevens over het huidige voorkomen van plantensoorten;
4) het ontwerpen en bouwen van het kansrijkdommodel.

In een voorafgaand project zijn verspreidingsprofielen opgesteld voor 18 natte en vochtige en drie droge ecotoopgroepen (Tamis & Van 't Zelfde 1998), zie tabel 1.1. In die studie werd geconcludeerd dat er een redelijke overeenkomst is tussen de hysteresisfactoren in DEMNAT en de zaadbank- en dispersiekarakeristieken, maar ook dat er verschillen zijn. Omdat de verspreidingsprofielen gebaseerd zijn op een beperkte set van gegevens, werd in die studie aanbevolen de verspreidingsprofielen te verbeteren o.a. op basis van meer recente zaadbankgegevens van Thompson *et al.* (1997)

Het voorliggende verslag omvat de beschrijving van de modellering van het biotisch herstel van natte en vochtige vegetaties in DEMNAT en de (tussen)resultaten hiervan, inclusief de aangepaste verspreidingsprofielen.

*Tabel 1.1 Ecotoopgroepen en omschrijving opgenomen in het DEMNAT 2.1 model; * = alleen verspreidingsprofiel opgesteld in het kader van deze studie cf. Runhaar et al. (1987); Witte & Van der Meijden (1995); Witte (1998).*

Code	Omschrijving	Landschapstypen (voorbeelden)
A12	verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren	vennen of duinplasjes
A17	verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren	sloten veenweidegebied
A18	verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren	sloten in kleigebieden
bA10	verlandings- en watervegetaties van brakke wateren	inlagen
K21	Pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems	natte heiden/hoogvenen
K22	Pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems.	trilvenen, veenmosrietlanden, blauwgraslanden
K23	Pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems	natte duinvalleien,
K27	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems	moerasvegetaties en beekdalhooilanden
K28	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems	ruige slootkanten en moerasvegetaties
bK20	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems	brakke slootkantvegetaties N-H
K41	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems	vochtige heiden
K42	Pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	heischrale graslanden
bK40	Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems	inlagen
K61*	Pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zure bodems	zandgronden binnenland
K62*	Pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, zwak zure bodems	duingraslanden
K63*	Pioniervegetaties en graslanden op droge, voedselarme, basische bodems	rivierduingraslanden
H22	bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems	beekdalbos
H27	bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems	moerasbos
H28	bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems	grienden of hakhoutbos
H42	bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	bossen op zandgronden
H47	bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems	loofbossen op leemgronden

1.2 Doel en globale werkwijze

Het doel van het onderzoek is als volgt geformuleerd:

> *Het ontwikkelen van een methode voor het per kilometercel bepalen van de kansrijkdom van het biotisch herstel voor natte en vochtige vegetaties.*

Biotisch herstel wordt door Van der Linden *et al.* (1996) gedefinieerd als:

> *De (her)vestiging van de voor de oorspronkelijke vegetatie kenmerkende soorten.*

Deze definitie gaat uit van herstel als proces en niet als eindstadium of als een gekwantificeerd doel. In het kader van deze studie gaat het ook om de kans op optreden van vegetaties in nieuwe milieus die gecreëerd worden in het kader van bijv. natuurontwikkelingsprojecten

De methode wordt geoperationaliseerd via een geautomatiseerde DEMNAT-module.

In de modellering van het biotisch herstel spelen de soorten die vroeger voorkwamen en nu deels nog in de zaadbank aanwezig zijn en de soorten die recent in het km-cel of in de directe omgeving voorkomen een cruciale rol. Immers, als zij niet of beperkt aanwezig zijn, is spontaan biotisch herstel binnen een bepaalde termijn erg onwaarschijnlijk.
Uit het bestand FLORIVON kan het vroegere voorkomen van soorten, kenmerkend voor een bepaalde ecotoopgroep, worden afgeleid. De nul-versie van het bestand FLORIVON bevatte nog een aantal fouten. Deze fouten moesten eerst worden verwijderd, alvorens tot de modellering van het biotisch herstel kan worden overgegaan. De correctie van het bestand FLORIVON voor de natte en vochtige plantensoorten is in een parallel project door de stichting FLORON uitgevoerd (Groen *et al.* 1999). Het bestand FLORIVON is niet volledig landsdekkend, zodat de kansrijkdom op herstel in slecht geïnventariseerde delen van Nederland zou kunnen worden onderschat of zelfs niet kan worden bepaald. Daarom zal eerst een extrapolatie worden uitgevoerd vanuit goed geïnventariseerde delen naar slecht geïnventariseerde delen. Een belangrijke basis voor deze extrapolatie is de geschiktheid van het abiotisch milieu, zoals af te leiden uit de potentiële standplaatskaarten op basis van het ecoserietype (Klijn *et al.* 1997). Andere mogelijk bruikbare belangrijke kenmerken zijn inventarisatiekwaliteit, het beheer (grondgebruik of vegetatiestructuurtypen) alsmede geografische regio's.

Uit het bestand FLORBASE kan het recente voorkomen van de ecotoopgroepen worden afgeleid. Ook voor FLORBASE geldt, echter in mindere mate dan voor FLORIVON, dat het bestand niet volledig landsdekkend is. Ook hiervoor zal een extrapolatie eerst moeten plaatsvinden vanuit goed geïnventariseerde delen naar slecht geïnventariseerde delen met dezelfde werkwijze als bij het bestand FLORIVON.

Naast de generalisatie van de beide flora-bestanden zullen de verspreidingsprofielen voor de ecotoopgroepen (Tamis & Van 't Zelfde 1998) worden aangevuld met informatie uit de NW-Europese zaaddatabank van Thompson *et al.* (1997).

De gegeneraliseerde gegevens van FLORBASE en FLORIVON en de aangevulde verspreidingsprofielen worden vervolgens gebruikt voor het bepalen van de kans dat soorten uit vochtige en natte ecotoopgroepen terugkeren. Hierbij zal voor het herstel vanuit de zaadbank worden uitgegaan van de vroegere volledigheid van het type en van het aandeel binnen het type van soorten met een persistente zaadbank. De kans op aanvoer van zaad uit de omgeving is afhankelijk van het aandeel van soorten met een matige tot goede zaadverspreiding in relatie tot de afstand tot de dichtstbijzijnde standplaatsen en de volledigheid op die standplaatsen.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de bijstelling van de verspreidingsprofielen van de ecotoopgroepen behandeld. Aangezien de werkwijze om de gegevens van de bestanden FLORIVON en FLORBASE te extrapoleren voor niet of slecht geïnventariseerde gebieden in belangrijke mate overeenkomen wordt in hoofdstuk 3 de werkwijze van generalisatie besproken. In hoofdstuk 4 worden respectievelijk de resultaten van de generalisatie van FLORIVON en FLORBASE behandeld. Tenslotte wordt in Hoofdstuk 5 de modellering van het herstel van natte en vochtige vegetaties, alsmede de resulterende kansrijkdomkaarten behandeld. In elk hoofdstuk komen achtereenvolgens methode, resultaten en discussie en conclusies aan de orde. De huidige versies van bestanden FLORBASE (2d) en FLORIVON (1) en het model DEMNAT (2.1) worden in de verdere tekst zonder versienummer weergegeven. De kleurenfiguren ofwel kleurenplaten bij hoofdstukken 4 en 5 zijn apart te raadplegen op bijgevoegde CD-ROM; zie voor lijst met kleurenplaten Bijlage VI.

2 VERSPREIDINGSPROFIELEN VAN ECOTOOPGROEPEN

2.1 Inleiding

In de verspreidingsprofielen van ecotoopgroepen is informatie opgenomen over de zaadbanktypen en en dispersie-afstand (Tamis & Van 't Zelfde 1998). Deze informatie is noodzakelijk om een voorspelling te kunnen doen over het biotisch herstel, waarbij rekening wordt gehouden met het voorkomen van een ecotoopgroep in het verleden (zaadbank) en in de omgeving (dispersie). In de eerste versie van de verspreidingsprofielen werd geconstateerd dat deze slechts gebaseerd zijn op één derde van de Nederlandse plantensoorten en dat derhalve verdere onderbouwing gewenst was. In dit hoofdstuk wordt deze aanvulling op basis van de zaadbank-database van Thompson *et al.* (1997) uitgewerkt. Een tweede belangrijke aanpassing van de verspreidingsprofielen is dat rekening is gehouden met de ecologische amplitudo van de soorten (Witte 1998), zie ook bijlage I. Dit betekent dat per ecotoopgroep zowel een nieuwe zaadbankkarakteristiek als een nieuwe dispersiekarakteristiek is opgesteld.

2.2 Verwerking nieuwe zaadbankgegevens

In "The soil seed banks of North West Europe" van Thompson *et al.* (1997)[1] wordt alle bekende informatie van zaadbanken van plantensoorten uit noordwest Europa samengevat en beschreven. In de zaadbankdatabase is informatie opgenomen over dichtheden, levensduur, diepte en methodologie. In tabel 2.1 is ter illustratie een deel van de database weergegeven. Een uitgebreide beschrijving van deze database is opgenomen als bijlage IIA.

Thompson e.a. vermelden voor de meeste soorten meerdere waarnemingen van zaadbanktypes uit meerdere bronnen. Deze informatie wordt eerst geaggregeerd tot één zaadbanktype per soort. Vervolgens worden de zaadbanktypen voor de soorten waarvoor zowel bij Thompson e.a. en Hodgson e.a. informatie beschikbaar is, gecombineerd. De werkwijze is uitgebreid beschreven in bijlage IIB. In het kort komt de werkwijze op het volgende neer:

- er is een zaadbankindex berekend op basis van het aantal waarnemingen van zaadbanktype 1 (transient: kortlevend zaad), zaadbanktype 2 (medium-persistent: matig lang levend zaad) en zaadbanktype 3 (persistent: zeer lang levend zaad)
- hierbij wordt elk zaadbanktype vermenigvuldigd met een weegfactor
- de resulterende zaadbankindex wordt op basis van een lage klassegrens en een hoge klassegrens ingedeeld in een geaggregeerde zaadbanktype 1, 2 of 3
- de waarden voor de weegfactoren en klassengrenzen zijn bepaald met een ijkingprocedure
- bij deze ijkingprocedure is gebruik gemaakt van het gegeven dat Hodgson e.a. voor 400 soorten de gegevens uit Thompson e.a. hebben geaggregeerd tot hun eigen zaadbanktypen

Na deze bewerking en combinatie van zaadbankgegevens worden zaadbankkarakteristieken gemaakt per ecotoopgroep rekening houdend met de ecologische amplitudo van de soorten.

De meeste informatie over zaadbanktypen betreft algemene en minder zeldzame soorten en dus ook de zaadbankkarakteristieken zijn gebaseerd op vnl. algemenere soorten. Om te bepalen wat de gevolgen zijn voor de zaadbankkarakteristieken van het ontbreken van informatie van zeldzame soorten is de relatie tussen zeldzaamheid en zaadbanktype per soort onderzocht.
Bij de totstandkoming van de nieuwe zaadbankkarakteristieken is niet alleen nieuwe informatie gebruikt uit Thompson e.a., maar is ook rekening gehouden in de mate waarin de soorten

[1] Thompson *et al.* (1997) verder afgekort tot Thompson e.a.; Hodgson *et al.* (1995) verder afgekort tot Hodgson e.a.

Tabel 2.1 Een deel van de database van Thompson et al. (1997) voor Ranunculus sceleratus.

Species	Authority	Family	Seedbank_type	Nr_rec	Maxlong	Mindens	Maxdens	Meandens	Depth	Method	Source_code
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	1	2		53	70	62	8	7	275
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	2	1		1	1	1	2	5	113
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	2	8		37	3892	686	5	5	177
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	2	1		50	50	50	5	5	244
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	2	1		18	18	18	3	7	235
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	3	1	5				5	1	246
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	3	2	5				7,5	2	199
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	3	1	50				50	3	115
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	3	1		110	110	110	32	5	131
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	3	1		360	360	360	10	5	131
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	4	2		712	1040	876	12	4	230
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	4	1		61	61	61	5	5	166
Ranunculus sceleratus	L.	RANUNCULACEAE	4	1		173	173	173	5	5	177

Toelichting (uit: Thompson et al. 1997): Seedbank_type: 1= transient, 2= short term persistent, 3= long term persistent, 4= present (no type assigned); Nr_rec= number of records; Maxlong= longevity, the maximum length in time (in years) that the species has survived in the soil; Mindens= minimum seed density sq.m.; Maxdens= maximum seed density sq.m.; Meandens= mean seed density sq.m.; Depth= total depth of sampling in cm; Method, 1= seeds deliberately buried in a garden plot without subsequent disturbance, 2= idem with subsequent disturbance, 3= seeds deliberately buried in the field, 4= soil samples from natural vegetations, seeds extracted and germination and viability tested, 5= idem, seeds germinated in a glasshouse or outdoors without etraction, 6= idem, but germination in the field, 7= sequential sampling of natural seed banks on least six occasions per year ; source_code= corresponds to one the source references; blanks are missing values.

.

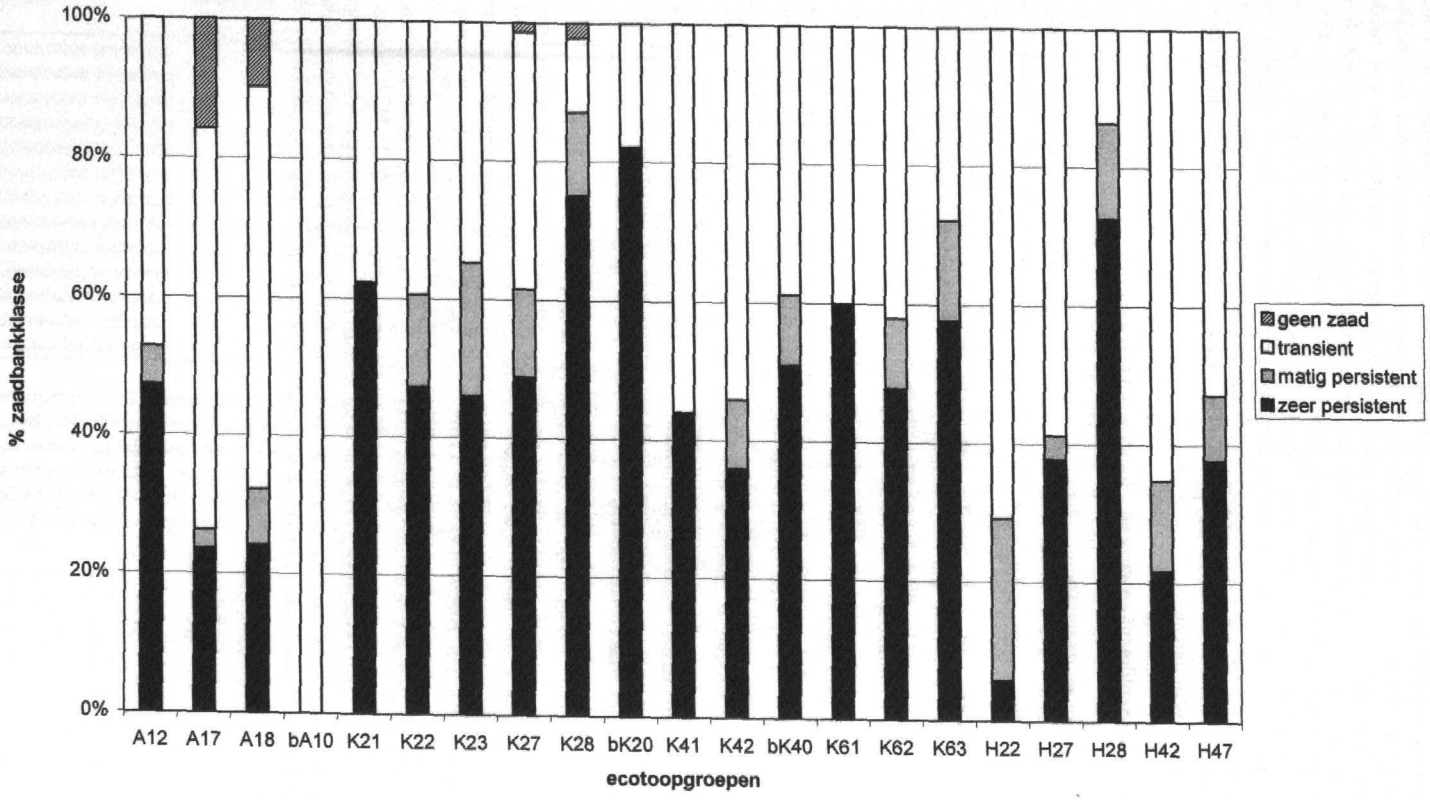
kenmerkend zijn voor de ecotoopgroepen. Hierbij is gebruik gemaakt van de weegwaarden van Witte (1998) (zie Bijlage I). Soorten die maar in één ecotoopgroep voorkomen, dus met een smalle ecologische amplitudo, zijn zeer kenmerkend voor die ecotoopgroep. Soorten met een brede ecologische amplitudo, d.w.z. voorkomend in meer dan drie ectoopgroepen, zijn bij de samenstelling van de zaadbankkarakteristiek buiten beschouwing gelaten. We veronderstellen dat soorten met een brede ecologische amplitudo meer persistente zaadbanken of een grotere dispersie bezitten (Tamis & Van 't Zelfde 1998). Om het effect van het gebruik van de weegwaarden en het weglaten van informatie van algemenere soorten voor de zaadbankkarakteristieken te kunnen bepalen is onderzocht of er een relatie is tussen zaadbanktype en ecologische amplitudo, i.c. het aantal ecotoopgroepen waarin soorten kunnen voorkomen.

2.3 Herziene zaadbankkarakteristieken

Aantal soorten en aantal waarnemingen
De databank van Thompson e.a. bevat van 1189 taxa bruikbare informatie over zaadbanken. Hieronder zijn 909 Nederlandse taxa (met 14.989 waarnemingen). Combinatie van informatie van Nederlandse taxa uit de databases van Thompson e.a. en Hodgson e.a. levert 1007 taxa, d.i. ca. 2/3 van de totale Nederlandse flora. Er worden voor 21 ecotoopgroepen zaadbankkarakteristieken opgesteld. Het aantal taxa uit deze ecotoopgroepen met een weegwaarde cf. Witte (1998) bedraagt 598. Hiervan hebben 353, d.i. ca. 60%, een zaadbanktype op basis van de gecombineerde gegevens van Thompson e.a. en Hodgson e.a.

Herziene zaadbankkarakteristieken
In figuur 2.1 zijn de herziene zaadbankkarakteristieken per ecotoopgroep weergegeven. Het patroon van de zaadbankkarakteristieken over de ecotoopgroepen is in vergelijking met de voorgaande versie (Tamis & Van 't Zelfde 1998) in grote mate hetzelfde: een relatief hoog aandeel persistente zaadbanken in de natte kruidige vegetaties en een relatief lage aandeel persistente zaadbanken in de aquatische en bosvegetaties. In detail zijn er diverse verschillen met de vorige versie, bijv. de ecotoopgroep A12 (verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren) heeft een lager aandeel en de zeer voedselrijke natte vegetaties (zoals K28, H28) een veel hoger aandeel persistente zaadbank dan in de vorige versie.

Volledigheid van gegevens en relatie zeldzaamheid en zaadbanktypen
In tabel 2.2 zijn de aantallen soorten per ecotoopgroep gebruikt voor het opstellen van de zaadbankkarakteristieken weergegeven. De aantallen soorten per ecotoopgroep zij daarbij geordend naar zeldzaamheid (UFK-klassen). In tabel 2.2 zien we dat de gebruikte gegevens betrekking hebben op de meer algemene soorten. Hierin zien we ook dat de toevoeging van de gegevens van Thompson e.a. voornamelijk betrekking heeft op de meer zeldzame soorten. Op basis van Hodgson e.a. was ongeveer van 30% van de relevante soorten uit een ecotoopgroep een zaadbanktype bekend (minimum 0%: bA10: verlandings- en watervegetaties van brakke wateren, maximum 60%: H47: bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems). Na toevoeging van de gegevens van Thompson e.a. verdubbelt het percentage relevante soorten per ecotoopgroep waarvan een zaadbanktype bekend is (minimum 33%: bA10, maximum 83%: H42: bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems).



Figuur 2.1 Zaadbankkarakteristieken van 21 ecotoopgroepen op basis van Thompson et al. (1997) en . Hodgson et al. (1995); zie voor toelichting: tekst.

Tabel 2.2 Aantal soorten (en ondersoorten) met een weegwaarde cf. Witte (1998) per UFK1990-klasse per ecotoopgroep in de database van Hodgson e.a: H, in de combinatie van databases van H en Thompson e.a: T+H, en voor alle soorten in het Botanisch Basisregister 1993 (CBS, 1993): alle; UFK = Uurhokfrequentie UFK-1 = geen informatie over voorkomen van de soort; UFK1=zeer zeldzaam tot UFK9=zeer algemeen.

		UFK											
ecotoopgroep	**bron**	**-1**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**totaal**	**tot%**
A12	H							2	2			4	14%
A12	T+H			2		1	1	3	2	1		10	36%
A12	alle	1	2	5	4	3	7	3	2	1		28	100%
A17	H							1	3	3	3	10	16%
A17	T+H					1	1	4	8	7	4	25	41%
A17	alle	1	1	2	3	2	10	11	12	14	5	61	100%
A18	H								1	2	5	8	21%
A18	T+H							1	4	8	6	19	50%
A18	alle				2	1	3	4	6	15	7	38	100%
bA10	H											0	0%
bA10	T+H						1		1	1		3	33%
bA10	alle			2		1	2	1	2	1		9	100%
K21	H						2		2			4	21%
K21	T+H		1		1		6	3	3			14	74%
K21	alle		2	1	1	1	7	4	3			19	100%
K22	H					2		3	8	3	1	17	25%
K22	T+H		2	1	4	5	1	6	9	3	1	32	48%
K22	alle		7	7	12	10	9	9	9	3	1	67	100%
K23	H				1				1	2		4	16%
K23	T+H				2	1	2		1	2		8	32%
K23	alle		2	1	7	6	5	1	1	2		25	100%
K27	H							3	8	12	7	30	34%
K27	T+H		4		4	3	4	10	12	18	7	62	71%
K27	alle	1	6	2	7	6	10	15	14	19	7	87	100%
K28	H							1	3	6	14	24	42%
K28	T+H				1		1	1	8	11	15	37	65%
K28	alle	1			3	5	5	5	11	12	15	57	100%
bK20	H								1		1	2	7%
bK20	T+H				1		3	4	2	1	1	12	44%
bK20	alle		1		2	5	6	8	3	1	1	27	100%
K41	H						2	1	2	1		6	50%
K41	T+H						2	2	3	1		8	67%
K41	alle			1			2	5	3	1		12	100%
K42	H		1	1		1	4	3	4	3		17	46%
K42	T+H		4	1	2	5	4	3	5	4		28	76%
K42	alle		6	2	4	6	6	4	5	4		37	100%
bK40	H							1		1	7	9	24%
bK40	T+H			2		2	2	1	1	2	7	17	45%
bK40	alle		2	4	6	6	4	5	1	2	8	38	100%
K61	H							1	2	2	1	6	50%
K61	T+H							2	4	2	1	9	75%
K61	alle				1	1	1	2	4	2	1	12	100%
K62	H			1		3		1	2	8	3	18	34%
K62	T+H		2	3	1	7	1	4	4	11	3	36	68%
K62	alle		3	5	4	10	6	4	6	12	3	53	100%
K63	H	1	1		2	5	4	4	3	7	3	30	30%
K63	T+H	1	1	2	3	13	10	11	5	8	3	57	58%
K63	alle		6	10	15	21	17	12	6	9	3	99	100%
H22	H			1		1		1	1			4	29%
H22	T+H			1	1	1		3	2			8	57%
H22	alle		2	1	1	3		4	3			14	100%

H27	H		1				3	1	4	1	10	33%
H27	T+H		2	1	1	1	7	2	6	1	21	70%
H27	alle	1	2	2	2	1	8	4	9	1	30	100%
H28	H				1		1	1	1	2	6	50%
H28	T+H			1	1		2	1	1	2	8	67%
H28	alle			2	1		4	1	2	2	12	100%
H42	H	1		1	3	6	2	4	2		19	48%
H42	T+H	2		6	7	6	3	6	3		33	83%
H42	alle	5		8	8	7	3	6	3		40	100%
H47	H				4	3	1	8	10	1	27	60%
H47	T+H		2		4	3	1	10	10	1	31	69%
H47	alle	1	2	3	6	7	2	10	12	2	45	100%

Relatie zaadbanktype en ecologische amplitudo

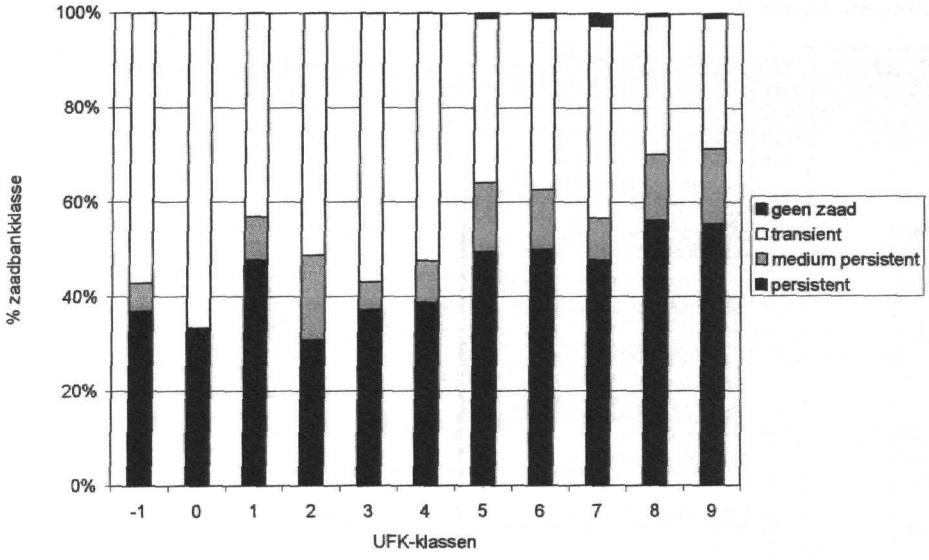
In de huidige versie van zaadbankkarakteristieken is rekening gehouden met de ecologische amplitudo. Soorten die in meerdere ecosysteemtypen voorkomen, zijn ook in meerdere ecotoopgroepen meegeteld, waarbij de mate waarin ze meetellen omgekeerd evenredig is met het aantal ecotoopgroepen waarin ze voorkomen. In het algemeen wordt wel gesteld dat soorten met een bredere ecologische amplitudo een meer persistente zaadbank zouden hebben. Er kon echter geen afhankelijkheid worden vastgesteld tussen het aantal ecotoopgroepen en zaadbanktypen (χ^2-toets, P=0.89), zie tabel 2.3. De conclusie die hieruit getrokken wordt, is tweeërlei: 1) het gebruik van weegwaarden heeft vrijwel geen invloed op het zaadbankprofiel en 2) het niet gebruiken van soorten met een brede ecologische amplitudo heeft geen onderschatting van het aandeel van soorten met een persistente zaadbank in de zaadbankkarakteristieken tot gevolg, alhoewel dit op een kleiner aantal soorten (nl. met een smalle ecologische amplitudo) gebaseerd is.

Tabel 2.3 Relatie tussen zaadbanktype en ecologische amplitudo (aantal ecotoopgroepen per soort).

aantal		**zaadbanktype**			
ecotoopgr.	**geen zaad**	**transient**	**mat. persist**	**zeer persist.**	**onbekend**
1	2	104	33	155	10
2	5	94	25	119	14
3	0	21	7	31	4

Relatie zeldzaamheid en zaadbanktype

Er ontbreekt voornamelijk informatie van zeldzame en zeer zeldzame soorten. Als er geen (duidelijke) relatie tussen zeldzaamheid en zaadbanktype is, kunnen gebruikte soorten voor het opstellen van de zaadbankkarakteristieken als een representatieve steekproef worden beschouwd. In figuur 2.2 is het aandeel aan zaadbanktype per zogenaamde UFK-klasse weergegeven. Hieruit blijkt dat het aandeel persistente soorten voor de UFK-klassen 0 t/m 5, de zeldzame klassen, ca. 40% is. Voor de meer algemene klassen 5 t/m 9 bedraagt dat ca. 50%. Ook het aandeel matig persistente zaadbanken is iets groter voor de meer algemene UFK-klassen. Dit betekent dat de zaadbankkarakteristieken, die zijn bepaald aan de hand van de meer algemene soorten in het algemeen een beperkte overschatting geven van het aandeel van taxa met een persistente zaadbank. In de discussie wordt hier nader op ingegaan.



Figuur 2.2 Het aandeel aan zaadbanktypen per zeldzaamklasse (UFK-1990); zie tabel 2.2 voor een omschrijving van UFK-klassen.

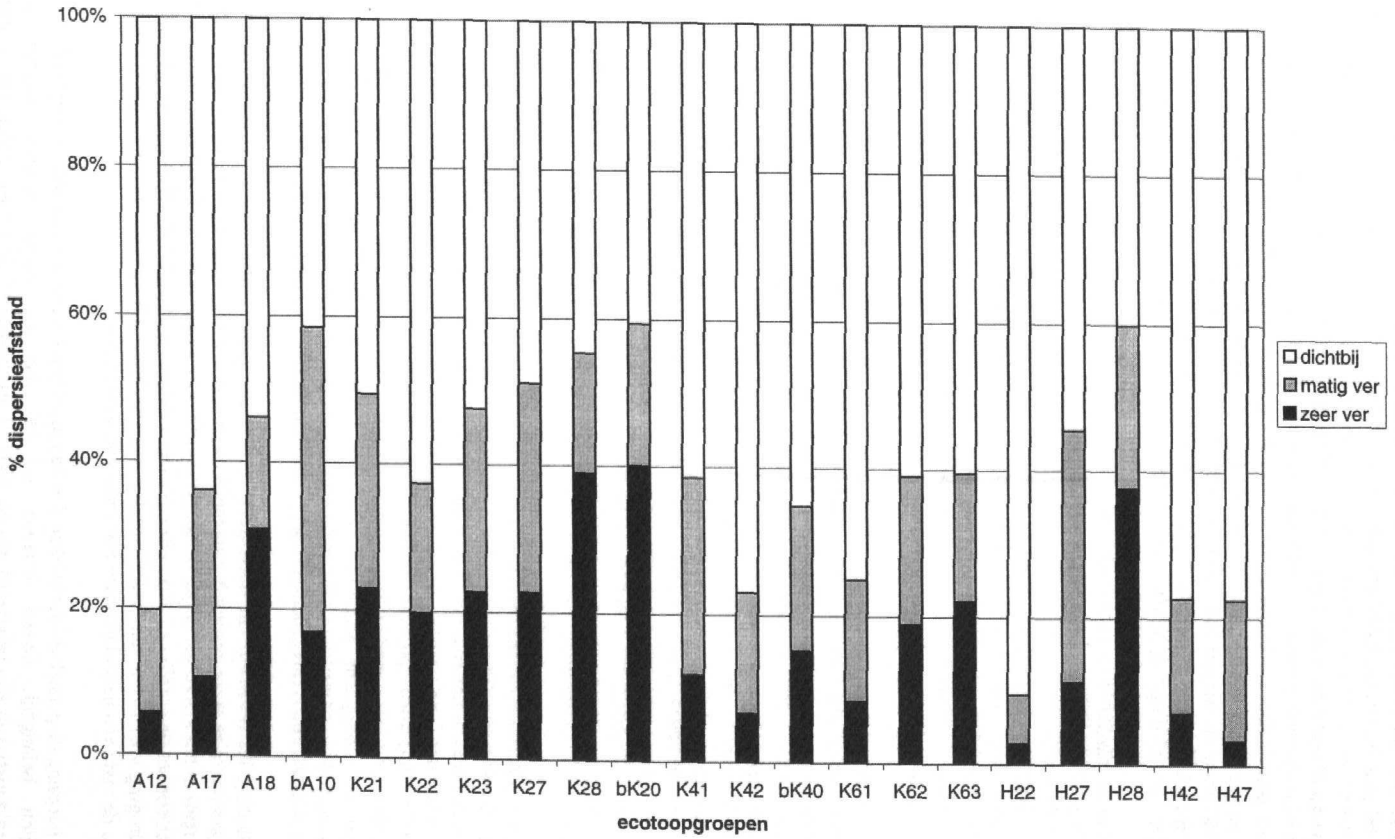
2.4 Herziene dispersiekarakteristieken

In figuur 2.3 zijn de herziene dispersiekarakteristieken per ecotoopgroep op basis van de gegevens in Hodgson *et al.* (1995) weergegeven. Bij deze dispersiekarakteristieken is in tegenstelling tot de vorige versie (Tamis & Van 't Zelfde 1998) rekening gehouden met de weegwaarden cf. Witte (1998). Naast de dispersiekenmerken van de samenstellende soorten is ook de geografische ligging en het beheer van belang voor de verspreiding van soorten. Zo zijn bijvoorbeeld voedselarme wateren (zoals ecotoopgroep A12: verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren) vnl. kleinere en geïsoleerde wateren (bijv. vennetjes). Daarentegen hebben voedselrijke wateren (zoals ecotoopgroep A18: verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren) een grotere verspreiding met veel verbindingen én de inlaat van gebiedsvreemd water is ook van groot belang voor de dispersie van zaden. Tabel 2.4 bevat een overzicht van de mate waarin bepaalde dispersiemechanismen per ecotoopgroep tot meer of minder verspreiding zullen leiden. Hiermee is rekening gehouden bij het vaststellen van de dispersiekarakteristieken, door respectievelijk meer en minder dispersie te vertalen in een factor twee meer of minder *verre* verspreiding. Deze factor is een schatting tot stand gekomen in overleg met de deskundigen in de begeleidingscommissie.

Het patroon in verschillen tussen dispersiekarakteristieken van ecotoopgroepen in de herziene versie is in grote lijnen vergelijkbaar met de vorige versie. De verschillen tussen de natte (meer ver) en vochtige (minder ver) ecotoopgroepen zijn duidelijk groter geworden. Belangrijke verschillen zijn verder dat de ecotoopgroep bA10 (verlandings- en watervegetaties van brakke wateren) afwijkt van alle andere ecotoopgroepen door een zeer groot aandeel van matig tot verre verbreiding. Daarentegen wijkt de ecotoopgroep H22 (bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems) af van alle andere

Tabel 2.4 Mate waarin geografische ligging en beheer al dan niet bijdragen aan dispersie van soorten kenmerkend voor de betreffende ecotoopgroepen. Meer of minder verspreiding van zaden of vegetatieve delen wordt, voor zover relevant, behandeld per verspreidingsmechanisme (wind, dieren, water, geen, vegetatief).

ecotoopgroep	**verspreidingsmechanismen**
A12	verspreiding via het water zeer beperkt i.v.m. geïsoleerde ligging van watertjes; hetzelfde geldt voor vegetatieve verspreiding; verspreiding door dieren beperkt i.v.m. beperkte primaire en secundaire productie
A17	verspreiding via het water beperkt i.v.m. geïsoleerde ligging van natuurgebieden in overig (landbouw)gebied; hetzelfde geldt voor vegetatieve verspreiding; extra verspreiding door trekkende en pleisterende watervogels
A18	verspreiding via het water extra; o.a. door bemaling en inlaat rivierwater
bA10	in geval van kustwateren: verspreiding via zee over grote afstanden; inlandse brakke wateren: verspreiding beperkt door geïsoleerde ligging van brakke wateren
K21	idem als A12
K22	idem als A12, maar mogelijk minder beperkt i.v.m. transport via zee en sterke winden langs de kust
K23	idem als K22
K27	idem als A17; extra verspreiding van alle soorten door maaimachines
K28	idem als A18; extra verspreiding van alle soorten door maaimachines
bK20	idem als bA10
K41	verspreiding door dieren beperkt door beperkte primaire en secundaire productie
K42	als K41
bK40	extra verspreiding door beweiding en maaimachines (alleen buitendijkse gebieden)
K61	extra verspreiding door wind door hoogteligging; verspreiding door dieren beperkt door geringe primaire en secundaire productie
K62	idem K61
K63	idem K61, mogelijk extra i.v.m. transport via zee en sterke winden langs de kust
H22	als A12, verspreiding door wind beperkt door hoogte vegetatie
H27	als A17, verspreiding door wind beperkt door hoogte vegetatie
H28	als A18, verspreiding door wind beperkt door hoogte vegetatie; extra verspreiding door boswerkzaamheden?
H42	verspreiding door wind beperkt door hoogte vegetatie; extra verspreiding door boswerkzaamheden (kap, transport) en recreatie?
H47	als H42.



Figuur 2.3 Dispersiekarakteristieken voor 21 ecotoopgroepen op basis van Hodgson et al. (1995), zie tekst voor toelichting

afgenomen, waardoor het aantal soorten waarop de dispersiekarakteristieken gebaseerd zijn, soms erg klein is, bijv. bij ecotoopgroepen bA10 en H22.

Er is een beperkte literatuursearch uitgevoerd in 1) Van der Linden *et al.* (1996); 2) BIOSIS (zie: http://www.biosis.org/htmls/products_services/ba.html) en 3) internet (trefwoorden dispers*, seedbank, flora, plant*, database), naar andere lijsten of databanken met informatie over zaadbanken of dispersiekenmerken van planten. De literatuursearch naar aanvullende databases of lijsten leverde noch in BIOSIS noch op internet belangrijke bronnen op. In drie andere databases bleek informatie aanwezig te zijn, zie hiervoor verder Bijlage IIC, die in de toekomst gebruikt zouden kunnen worden voor een verbeterde bepaling van de dispersiekarakteristiek.

2.5 Conclusies, discussie en aanbevelingen

Conclusies en discussie
De zaadbankkarakteristieken zijn aangepast enerzijds door gebruik van extra gegevens van de zaadbankdatabase van Thompson e.a. en door rekening te houden met de ecologische amplitudo van de soorten. Het aantal soorten op basis waarvan zaadbankkarakteristieken zijn samengesteld is ongeveer verdubbeld. Voor de huidige studie zijn de gegevens in Thompson e.a. geaggregeerd tot één zaadbanktype per soort op basis van een gestandaardiseerde rekenkundige afhandeling.

Geconstateerd wordt dat de zeldzame soorten over het algemeen minder vaak een persistente zaadbank hebben dan algemenere soorten. Aangezien de zaadbankkarakteristieken vnl. gebaseerd zijn op de algemenere soorten, betekent dit een beperkte overschatting van het aandeel van soorten met een persistente zaadbank. Het is echter de vraag of het feit dat zeldzame soorten minder vaak een persistente zaadbank hebben niet een onderzoeksartefact is. Indien een plantensoort in een vegetatie wél en de zaden niet in de bodem worden aangetroffen, dan wordt het zaadbanktype van de betreffende soort als transient geclassificeerd. De kans dat dit gebeurt voor zeldzame plantensoorten is groter dan voor algemenere plantensoorten, omdat de vindplaatsen van zeldzame planten vaak goed bekend zijn, terwijl het aantal zaden van deze plantensoorten vanwege een gering aantal individuen van planten relatief gering is. Vanwege de beperkte overschatting en vanwege het mogelijke onderzoeksartefact, wordt er vooralsnog van uitgegaan dat de zaadbankkarakteristieken niet wezenlijk zullen veranderen bij (toekomstige) toevoeging van informatie van zeldzame soorten.

Bij de herziene versie van de zaadbankkarakteristieken is gebruik gemaakt van de soorten met een weegwaarde cf. Witte (1998). Dit betekent dat niet alle informatie van zaadbanktypen in de zaadbankkarakteristieken verwerkt is. Bovendien werd er vanuit gegaan dat soorten met een brede ecologische amplitudo, dus soorten zonder weegwaarde, een meer persistente zaadbank hebben. Derhalve zou het uitsluiten van deze soorten tot een zaadbankkarakteristiek leiden met een groter aandeel van het transiente zaadbanktype. Geconstateerd is echter dat er geen verband is tussen zaadbanktype en ecologische amplitudo. Derhalve heeft het gebruik van weegwaarden naar verwachting niet tot systematische afwijkingen geleid in de zaadbankkarakteristieken. Het gebruik van weegwaarden heeft dus niet geleid tot verbetering van de zaadbankkarakteristieken.

Een kanttekening bij de mate van persistentie van plantenzaden in de bodem is dat de meeste informatie gebaseerd is op ongestoorde vegetaties op ongestoorde bodems. Met name zaden in natte bodems worden in het algemeen als persistent geclassificeerd. In hoeverre wordt dit verschijnsel niet veroorzaakt door het type milieu, waarin afbraak niet of vertraagd plaatsvindt ? Het is niet uitgesloten dat bij verdroging veel zaden van "natte" soorten een veel kortere levensduur hebben. Een en ander betekent dat de mate van herstel hiermee overschat zou kunnen zijn.

Ook bij de herziene dispersiekarakteristieken is rekening gehouden met de ecologische amplitudo van soorten. Een belangrijk nadeel daarvan is wel dat het aantal soorten waarop de dispersiekarakteristieken zijn gebaseerd met ca. 40 % is afgenomen (door het wegvallen van soorten met een brede ecologische amplitudo), zodat de karakteristieken voor sommige groepen op weinig

soorten gebaseerd zijn. Dit zou kunnen worden gecompenseerd met aanvullende gegevens van andere databases met dispersiegegevens, bijv. het Botanisch basisregister (CBS, 1997) en de Oost-Duitse floradatabank (Frank & Klotz 1990). Vooralsnog is dit niet gedaan om de volgende redenen:

- Op dit moment vindt veel onderzoek plaats naar de dispersie van plantenzaden; te verwachten is dat dit ook veel en deels afwijkende informatie zal opleveren. Uit het onderzoek tot nu toe blijkt (mond.med. Bekker, RUG) dat bijv. veel soorten die klassiek als windverspreiders worden geclassificeerd geen echte of echt goede windverspreiders zijn;
- In de verschillende bronnen wordt de dispersie sterk verschillend geclassificeerd, zodat conversie en samenvoeging van de dispersiegegevens niet simpel en binnen korte tijd was uit te voeren; bovendien zou ook de conversie van de soortsnamen nog de nodige tijd in beslag nemen, hetgeen niet begroot was.

In Tamis & Van 't Zelfde (1998) wordt het probleem genoemd van de samenvoeging van de successiestadia pioniersvegetatie en latere kruidige vegetaties, terwijl juist de pioniersvegetaties gekenmerkt worden door een hoog aandeel van persistente soorten (Bekker *et al.* 1998). Aangezien echter bij de modellering geen onderscheid gemaakt wordt tussen korte en lange termijn herstel (dus resp. de modellering van pioniers en latere successiestadia) is het niet zinvol voor dit model om onderscheid te maken tussen pioniersvegetatie en latere kruidachtige stadia.

De landschapecologische structuur van een gebied is van groot belang voor de dispersie van zaden: ecosysteemtypen kunnen geïsoleerd liggen tussen andere typen ecosystemen of juist met elkaar verbonden zijn. Vooralsnog is daar nu rekening mee gehouden, zij het op een zeer grove manier, door variatie in dispersie te koppelen aan ecotoopgroepen, bijv. A12 (matig zure, voedselarme wateren) betreffen vnl. kleinere, geïsoleerde wateren en derhalve zullen soorten van deze ecotoopgroep met zaden die vnl. via het water verspreid worden, geen grote afstanden kunnen afleggen. Een verdere verfijning van de modellering van de dispersie van zaden zou kunnen worden bereikt door ook met de *ruimtelijke configuratie van ecotopen binnen de km-cellen en daarbuiten en verbindingselementen* rekening te houden. De noodzaak van deze verdere ontwikkeling moet echter worden afgewogen tegen andere verbeteringen van DEMNAT, bijv. de modellering van het abiotisch herstel en tegen de zeer grote onzekerheden m.b.t. de kennis over dispersie.

Aanbevelingen

Op basis van de discussie worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- Het bepalen van de zaadbankkarakteristieken op basis van alle soorten, in plaats van alleen de soorten met een weegwaarde cf. Witte (1998), d.w.z. zonder de soorten met een brede ecologische amplitudo. Hierdoor worden, omdat gebruik gemaakt wordt van informatie van meer soorten, de zaadbankkarakteristieken betrouwbaarder. Het bepalen van de zaadbankkarakteristiek op basis van alle soorten zal niet tot een wezenlijk ander verdeling tussen typen zaadbanken leiden, omdat in dit onderzoeker geen relatie kon worden vastgesteld tussen ecologische amplitudo en zaadbanktype.
- Het onderzoeken van de betekenis van het milieu op het zaadbanktype van een soort, m.a.w. zijn de zaden van "natte" soorten persistent omdat ze opgeslagen liggen in natte milieu of omdat ze werkelijk persistent zijn.
- Een herziening van de dispersiekarakterisitieken op basis van de extra informatie , die in het kader van dit onderzoek (Bijlage IIC) is vastgesteld. Hierbij zal tevens moeten worden nagegaan of er een relatie is tussen dispersietype en ecologische amplitudo. Indien deze afwezig is kan de informatie van alle soorten, en niet alleen van die met een smalle ecologische amplitudo, worden gebruikt.

3 WERKWIJZE GENERALISATIE

3.1 Inleiding

Voor de modellering van het biotisch herstel is een landsdekkende beschikbaarheid van floristische gegevens gewenst. Echter zowel het FLORBASE- als het FLORIVON-bestand zijn niet volledig landsdekkend. Bovendien heeft een deel van de wel bekende gegevens betrekking op onvolledig getelde gridcellen (km-cellen of kwartierhokken). Daarom is een methode ontwikkeld om de beide bestanden te generaliseren, dat wil zeggen met gegevens aan te vullen zodat landsdekkende bestanden ontstaan. De generalisatie gebeurt op basis van de relatie tussen de floristische gegevens enerzijds en verklarende variabelen, zoals bijv. grondgebruik of potentiële standplaats, anderzijds. Met deze verklarende relatie wordt een voorspelling of extrapolatie gedaan van floristische waarden voor die gridcellen die niet of onvoldoende zijn geïnventariseerd. De generalisatie van het historische en het recente bestand wordt grotendeels op een vergelijkbare wijze uitgevoerd. In § 3.2 wordt de methode in het algemeen beschreven. In § 3.3 en 3.4 worden de gegevens en werkwijze nader toegelicht voor respectievelijk het FLORIVON- en het FLORBASE-bestand. In de afsluitende paragraaf wordt de werkwijze samengevat en aanbevelingen gedaan voor mogelijke verbeteringen bediscussieerd.

3.2 Algemene beschrijving van de generalisatiemethode

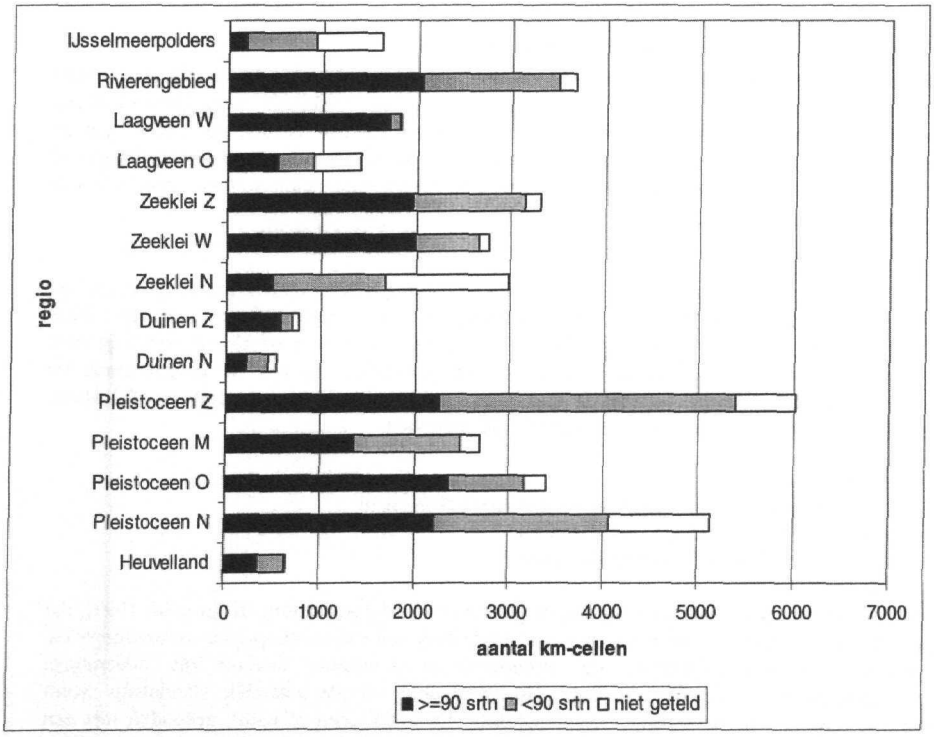
Voor de generalisatie van floristische gegevens (responsgegevens) zijn gegevens nodig die kunnen worden gebruikt om de variatie in de floristische gegevens te kunnen verklaren. Vervolgens moet een analysemodel worden ontwikkeld waarmee de responsgegevens kunnen worden gerelateerd aan de verklarende gegevens. Dit analysemodel kan vervolgens weer gebruikt worden voor voorspellingen of extrapolatie. De betrouwbaarheid van de voorspellingen moet dan uiteindelijk worden bepaald in een validatie-onderzoek. .

Responsvariabelen
Binnen DEMNAT worden de floristische gegevens die betrekking hebben op één ecotoopgroep in een aantal stappen bewerkt tot een floristische kwaliteitsmaat, de volledigheid per ecotoopgroep (Witte 1998). In Bijlage III staat deze bewerking beknopt samengevat. Voor de generalisatie wordt gebruik gemaakt van de zogenaamde hiaatopgevulde scores van gridcellen; dit zijn de gesommeerde en aangevulde floristische gegevens voordat ze geclassificeerd worden. Voor het analysemodel wordt alleen gebruik gemaakt van voldoende geïnventariseerde gridcellen.

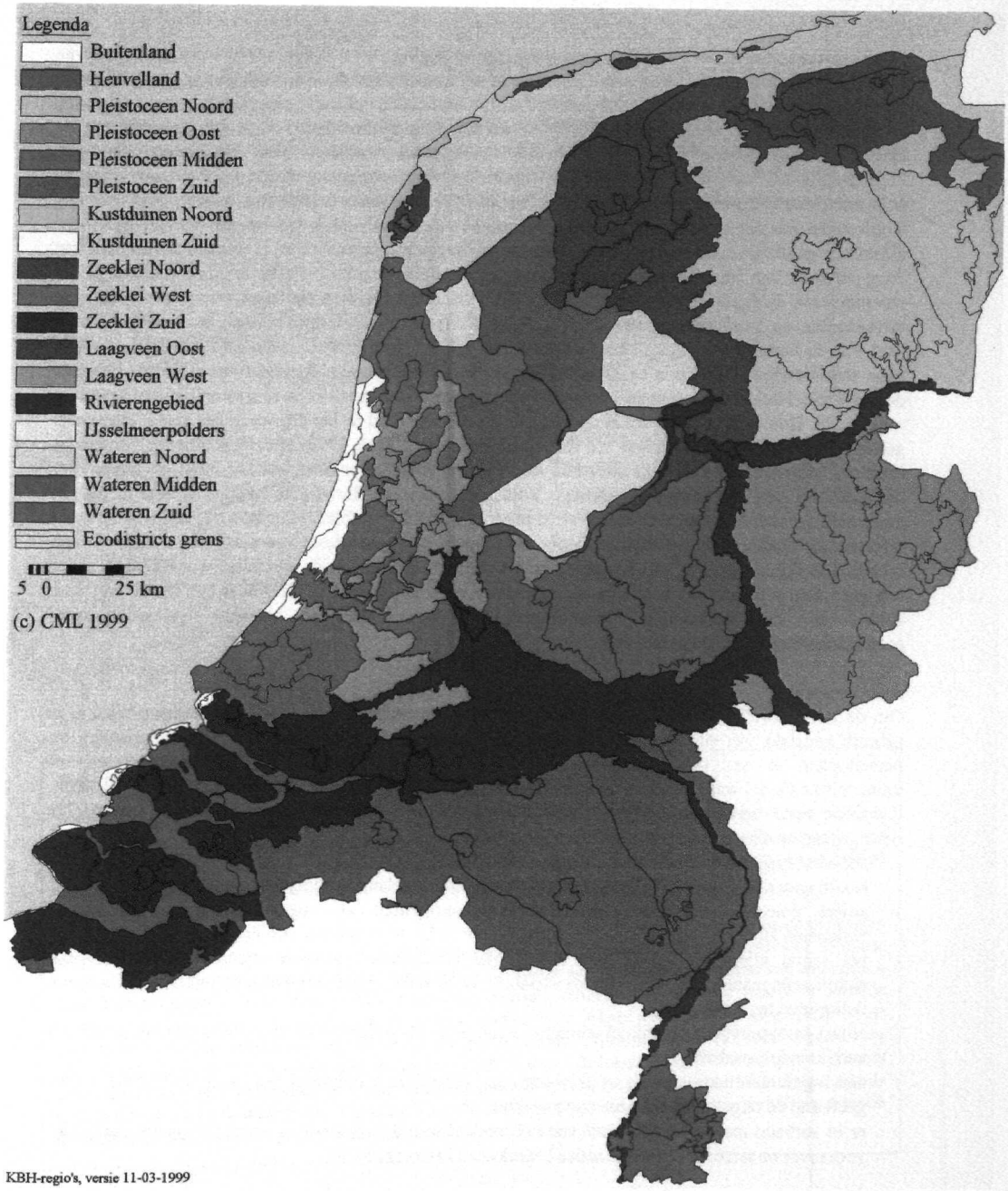
Verklarende variabelen
Er worden twee groepen van verklarende variabelen onderscheiden, nl.
- de ecologische en biogeografische variabelen en
- de variabelen betreffende inventarisatiekwaliteit.

Binnen DEMNAT wordt gebruik gemaakt van de potentiële standplaatskaarten (Klijn *et al.* 1997), dat wil zeggen kaarten waarop de potenties voor het voorkomen van een ecotoopgroep is weergegeven. Deze potentiële standplaatsenkaarten zijn gebaseerd op dominante factoren als bodemtype, grondwaterstand en het voorkomen van kwel. Bij de bepaling van de potentiële standplaats wordt uitgegaan van ongeveer de natuurlijke omstandigheden. Er wordt geen rekening gehouden met een andere dominante factor voor het voorkomen van plantensoorten, nl. het grondgebruik, bijv. bemesting en beheer (maaien). Daarom zijn in het kader van het voorliggende project kaarten geproduceerd waarop naast de potentiële standplaats tevens een aantal belangrijke vegetatiestructuurtypen en voor de recente kaart ook de natuurgebieden zijn onderscheiden. Het globale grondgebruik kan nu worden afgeleid uit de combinatie van bestemming (wel of niet natuurgebied) en vegetatiestructuur. De gecombineerde informatie over potentiële standplaats, bestemming en vegetatiestructuur is gebruikt als basis voor de analyse en voorspelling.

Naast verschillen in floristische samenstelling die samenhangen met verschillen in abiotische standplaatscondities (vocht, zuurgraad, voedselrijkdom, salinitieit) zijn er vaak ook regionale verschillen die samenhangen met andere minder goed bekende factoren. Op de eerste plaats zijn er de biogeografische oorzaken, bijv. gekoppeld aan klimaat of aan historie van kolonisatie van plantensoorten. Op de tweede plaats kunnen met een regionale indeling evt. verschillen in bodemsamenstelling, die in theorie dezelfde standplaats in dezelfde mate opleveren, ondervangen worden. Op de derde plaats zijn er ook (cultuur)verschillen in grondgebruik die afhangen van de regio's en die niet afgeleid kunnen worden uit het grondgebruik. Omdat deze aan regio's gekoppelde factoren niet voldoende bekend en/of kwantificeerbaar zijn, wordt in plaats daarvan de regio zelf als verklarende factor gebruikt. Voor dit project is een regio-indeling gemaakt die afgeleid is van de ecodistrictenkaart (Klijn *et al.* 1997) en de geografische plantendistrictenindeling (Van der Meijden 1996), zie figuur 3.2.



Figuur 3.1 Aantal km-cellen die goed (>=90 algemene en geschikte soorten), onvoldoende (<90) en niet op het voorkomen van plantensoorten geïnventariseerd zijn; rechts van de figuur staat het mediane aantal soorten van de goed getelde km-cellen per regio



Figuur 3.2 Indeling van Nederland in herstelregio's gebaseerd op ecodistricten en floradistricten.

Naast standplaatsconditie, landgebruik en geografische ligging zijn ook zgn. inventarisatie-effecten van belang om verschillen in floristische kwaliteit te kunnen verklaren. Een deel van de verschillen in inventarisatiekwaliteit, namelijk de verschillen die veroorzaakt worden doordat alleen de meer zeldzame (indicatieve) soorten zijn aangestreept, is al zoveel mogelijk verkleind door het gebruik van de hiaatopvullingsmethode (Witte 1998). In de voorliggende studie is voor de generalisatie van FLORBASE een aantal van 90 algemene soorten gebruikt als grens tussen goed en onvoldoende geïnventariseerde km-cellen (Witte 1998). In feite is dit een arbitraire benadering, waarbij geen rekening wordt gehouden dat in sommige gebieden het aantal soorten werkelijk minder dan 90 kan zijn (bijv. akkerbouwgebieden op zware klei). Het aantal te verwachten plantensoorten is immers afhankelijk van de oppervlakte aan land, de variatie aan en aard van standplaatsen, bodemgebruik en de soortenrijkdom van een regio. In figuur 3.1 is voor FLORBASE het aantal km-cellen per regio weergegeven die niet, onvoldoende en goed geïnventariseerd zijn. Voor het recente floristische bestand is onderzocht welk deel van de variatie in de gegevens verklaard kan worden door inventarisatie-effecten. Hiervoor zijn twee verklarende variabelen in beschouwing genomen, nl. het aantal algemene soorten (Witte 1998) en de provincie. Het aantal algemene soorten is een ruwe maat hoe intensief in ruimte en tijd een km-cel is onderzocht. Hoe beter een km-cel is onderzocht des te groter zal in het algemeen het aantal algemene, geschikte soorten en des te groter zal de volledigheid zijn (Rich 1998). De verschillende provincies hanteren verschillende methodes voor hun flora- en vegetatie-inventarisaties. Dit heeft gevolgen voor het aantal en aard van genoteerde soorten. Voor het historische floristische bestand is bekend dat het onderzoek verzameld en gecoördineerd werd per topografisch kaartblad. Hierdoor zijn er inventarisatie-effecten per kaartblad te verwachten. Voor het kunnen corrigeren voor inventarisatie-effecten is een schatting nodig per gridcel van het aantal te verwachten soorten; in de discussie wordt hierop nader ingegaan. Een schatting van het aantal te verwachten soorten per gridcel viel buiten het bestek van deze studie. In de uiteindelijke generalisatie is daarom alleen rekening gehouden met ecologische/biogeografische factoren.

Analysemodel

Om de relatie tussen de responsvariabele (score) en de verklarende variabelen te kunnen bepalen is gebruik gemaakt van een statistisch regressiemodel. Hierbij zijn verschillende regressiemodellen en bewerkingen in een vooronderzoek onderzocht. Belangrijke criteria voor de selectie van het uiteindelijke model was het percentage verklaarde variatie (deviantie) en homogeniteit van de deviantie, d.w.z. de mate waarin de variatie gelijk is verdeeld over het gehele bereik van de dataset. De belangrijkste resultaten van het vooronderzoek zijn, dat:

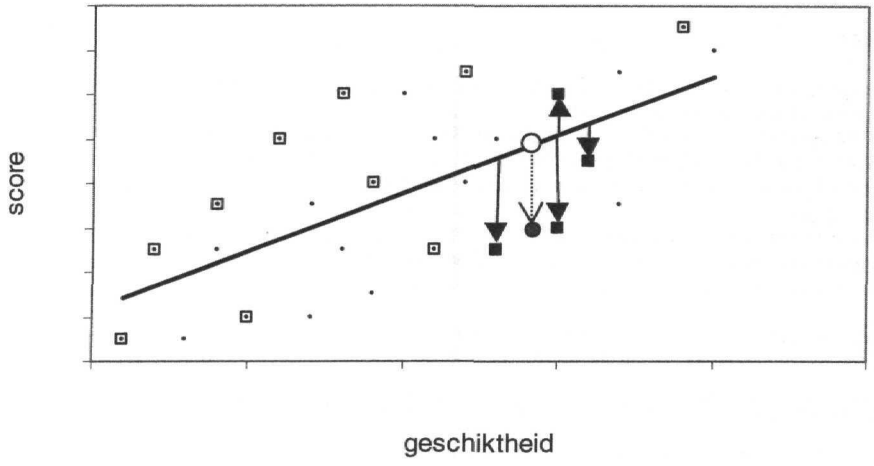
- het beste type model een logistisch regressiemodel is
- hiaatopgevulde scores als responsvariabele beter voldoen dan hiaatopgevulde volledigheden
- zowel potentiële standplaats-structuurtype-(natuurgebied) als regio belangrijke verklarende variabelen zijn
- het aantal algemene soorten een belangrijke verklarende variabele is;; de provincie is een significante maar minder belangrijke variabele; deze verklarende variabelen zijn niet gebruikt in het definitieve regressiemodel
- zowel de oppervlakte potentieel geschikte standplaats als ongeschikte standplaats belangrijk zijn als verklarende variabelen
- een log-transformatie van de oppervlakte[1] aan potentiële standplaats een beter verklarend model geeft dan de ongetransformeerde oppervlaktes
- er in verband met de complexiteit van het model beperkt onderzoek is verricht naar interacties en voorzover onderzocht deze interacties beperkt van belang zijn.

Voorspelling of extrapolatie

Op basis van de regressierelaties zijn voorspellingen gedaan voor de niet-goed geïnventariseerde km-cellen. Daarenboven is ook een lokale wegingsprocedure toegepast. Dit is gedaan omdat floristische

[1] Andere transformaties, bijv worteltransformatie, zijn niet onderzocht

kwaliteit vaak lokaal geclusterd voorkomt; d.w.z. dat als een gridcel een hoge floristische kwaliteit heeft voor een bepaalde ecotoopgroep de kans groot is dat een naburige cel ook een hoge floristische kwaliteit heeft en vice versa. Dit verschijnsel is niet met de huidige statistische technieken te kwantificeren. Deze lokale wegingsprocedure houdt in dat een voorspelde waarde verhoogd of verlaagd wordt op basis van waarden van km-cellen in de directe omgeving. Dit wordt verder toegelicht weergegeven in figuur 3.3 .



Figuur 3.3 Grafische weergave van lokale wegingsprocedure bij extrapolatie (toelichting zie kader).

Toelichting op de lokale wegingsprocedure (figuur 3.3)

Bij de lokale wegingsprocedure wordt een voorspelling voor een gridcel waarvan geen of onvoldoende floristische informatie bekend is, gewogen naar gridcellen waarvan wel voldoende (in het veld waargenomen) floristische informatie bekend is. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de voorspelde waarden en van de getelde waarden van die gridcellen waar wel voldoende floristische informatie over bekend is.

Deze procedure bestaat uit een aantal stappen: 1) er worden ten minste 10 goed geïnventariseerde buurcellen geselecteerd (vierkant met stip) binnen een straal van ten minste 10 km rond een gridcel, waarvoor de lokale weging wordt uitgevoerd (open cirkel op regressielijn); 2) hieruit wordt een tweede selectie van tenminste 4 goed geïnventariseerde buurcellen (gevulde vierkanten) gemaakt waarvan de voorspelde waarde in dezelfde range ligt als de voorspelde waarde van de gridcel, waarvoor de lokale weging wordt uitgevoerd; 3) de gemiddelde verhouding voorspelde waarde/werkelijke getelde waarde (pijlen naar beneden) wordt bepaald voor deze 2e selectie en 4) de voorspelde waarde van de gridcel waarvoor de lokale weging wordt uitgevoerd, wordt gecorrigeerd met deze verhouding (pijl naar beneden, gesloten cirkel). In het voorbeeld in de figuur zijn de getelde waarden voor de goed geïnventariseerde km-cellen lager dan de voorspelde waarden; derhalve wordt ook de voorspelde waarde van de gridcel waarvoor de lokale weging wordt uitgevoerd verlaagd.

Toepassing van binomiale test voor validatie van het generalisatiemodel; een voorbeeld

0. Veronderstel N validatiewaarden
1. Zoek de bijbehorende voorspelde waarden op
2. Classificatie van voorspelde en validatiewaarden in klassen ruis, matig, goed en zeer goed {60}
3. Bepaling van het aantal correcte voorspellingen C
4. Veronderstel een acceptabele fout van 5%; dus de nulhypothese is dat een fractie p van 95% van de voorspellingen goed moet zijn
5. Pas de binomiale toets toe.

Voorbeeld:

Stel dat het aantal validatiewaarden N 90 is en het aantal correct geclassificeerde waarden C 83 is. De fractie correct voorspelde waarden is derhalve 83/90*100= 92,2%. Indien we uitgaan van een verwachte fractie goed voorspelde waarden p van 95%, dan is het aantal verwachte correct geclassificeerde waarden 86 (85,5).
In hoeverre verschilt het verwachte aantal 86 van correct geclassificeerde waarden van het getelde aantal van 83? Hiervoor passen we de binomiaaltoets toe (Siegel & Castellan 1988).

Voor het voorbeeld vinden een kritieke waarde z =-0,96; hierbij hoort een overschrijdingskans van >0,20. Dit is groter dan de geaccepteerde overschrijdingskans van 0,05; derhalve zijn de aantallen correct ge-geclassificeerde waarden verwacht en geteld niet significant verschillend.

In principe is voor elk aantal validatiewaarde N die kritieke waarde z te berekenen, waarbij sprake is van een significant verschil tussen het verwachte aantal en het getelde aantl correct geclassificeerde waarden.

Hieronder is een rij met kritieke waarden z (omgerekend in aantallen) bij verschillende aantallen N (α=0.05)

p	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95
N	20	40	80	160	320
z	17	36	73	147	298
fractie correct	0,85	0,90	0,91	0,92	0,93

Duidelijk is dat bij kleinere aantallen validatiewaarden het moeilijker is om een verschil te vinden tussen getelde en verwachte aantallen correct gelssificeerde waarden. Hierdoor lijkt het aantrekkelijk om weinig validatiewaarden te verzamelen.
Een oplossing hiervoor is om een kritieke ondergrens (z-og) te definiëren, bijv. tenminste 90% van de validatie waarden moet correct geclassificeerd worden, vrij naar Bounded Effect Concentration (Hoekstra 1993). In dat geval loont het om zoveel mogelijk validatiewaarden te verzamelen, omdat dan sneller de conclusie "gevalideerd" kan worden getrokken:

p	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93
N	20	40	80	160	320
z-og	18	36	72	144	288
fractie correct	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90

Validatie

Het is belangrijk om validatie te onderscheiden van de bepaling van de betrouwbaarheid[1] van het analysemodel. Bij de bepaling van de betrouwbaarheid van het analysemodel gaat het om de mate waarin het model bij de ervoor gebruikte gegevens past. Validatie is de toetsing van de geldigheid van

[1] Betrouwbaarheid en nauwkeurigheid worden in het dagelijks taalgebruik door en elkaar gebruikt. In de statistiek hebben nauwkeurigheid en betrouwbaarheid een verschillende betekenis. Nauwkeurigheid heeft betrekking op dat herhaalde metingen sterk vergelijkbare waarden opleveren. Betrouwbaarheid heeft betrekking op de mate waarin de metingen verschillen van het werkelijke populatiegemiddelde.

het model op basis van nieuwe en onafhankelijke gegevens. Er is binnen deze studie niet voor gekozen om uit de bestaande gegevens random een deel weg te laten, om vervolgens een vergelijking te maken van voorspelde waarden en bekende getelde waarden (Ertsen 1998) Deze werkwijze leidt nl. *altijd* tot de conclusie dat het model valide is, omdat de gegevens waarmee gevalideerd wordt een representatieve steekproef vormen uit de gegevens die gebruikt worden om de statistische relaties mee te bepalen. Een alternatief zou zijn om gegevens van een specifieke (goed onderzochte) regio voor de validatie te gebruiken. Nadeel hiervan is dat de kans op voorhand al groot is dat het model niet gevalideerd wordt, omdat geen rekening kon worden gehouden met de specifieke regio-effecten. Het beste is om nieuwe gegevens te verzamelen, met name voor die gebieden waarbij hoge floristische kwaliteiten worden voorspeld. Deze nieuwe gegevens zijn:

- FLORBASE: nieuwe verzamelde gegevens van 1998 en 1999
- FLORIVON: nog niet eerder gebruikte oude gegevens.

Over wijze waarop statistische modellen gevalideerd zouden moeten worden is verrassend weinig gepubliceerd. De klassieke manier is het vergelijken van de nieuwe getelde waarden (de validatiewaarden) met de betrouwbaarheidsintervallen voor de voorspellingen. Hierbij doet zich bij de huidige procedure een probleem voor dat door het gebruik van de lokale wegingsprocedure de betrouwbaarheidsintervallen niet meer geldig zijn. Een van de alternatieven is het gebruik van een niet-parametrische test., zie het kader voor de uitwerking. In het kader van dit project zijn de statistische generalisatiemodellen niet gevalideerd.

3.3 FLORIVON

De gegevens van FLORIVON zijn verzameld in kwartierhokken. Kwartierhokken hebben een omvang van 1025 m bij 1041,67 m en zijn dus groter dan km-cellen. Daarnaast hebben kwartierhokken ook een andere projectie dan de km-cellen, de zogenaamde Bonne-projectie (Kloosterman & Van der Meijden 1994). In totaal zijn in deze studie ca. 27.000 kwartierhokken met land onderscheiden.

Voor de analyse is gebruik gemaakt van het door FLORON gecorrigeerde FLORIVON-bestand (versie 1: Groen *et al.* 1999). Daarbij is het bestand gecorrigeerd voor de soorten die gebruikt worden voor het maken van de ecotoopgroepkaarten die door DEMNAT worden gebruikt. De gegevens uit dit bestand zijn voor de 18 natte en vochtige ecotoopgroepen van DEMNAT bewerkt tot hiaatopgevulde volledigheidsscores (Witte *et al.* 2000). Er zijn ca. 20.000 kwartierhokken met floristische waarnemingen

Een probleem vormt de gebrekkige informatie over de belangrijke verklarende variabelen in de periode dat de FLORIVON-gegevens (1900-1950) zijn verzameld. Er zijn op dit punt een aantal keuzen gemaakt:

- wat betreft de potentiële standplaats en regio's is dezelfde informatie gebruikt als voor FLORBASE
- er is verondersteld dat het onderscheid tussen natuurgebied en niet-natuurgebied veel minder relevant is, onder andere in verband met de veel minder intensieve landbouw in de periode
- voor het historisch voorkomen van structuurtypen is gebruik gemaakt van de TMK 1850 (Anonymous 1999), de topografische militaire kaart van 1850, zie figuur 3.4. Deze kaart is verder bewerkt om de situatie rond 1930 te benaderen, zie bijlage IV. Een van de bewerkingen betreft de conversie van structuurtypen, zie onderstaande kader
- de kaart met het voorkomen van potentiële standplaatsen en structuurtypen (TMK 1850) zijn gecombineerd (zgn. overlay). Deze combinaties van structuurtypen en potentiële standplaatsen zijn gebruikt in de analyse en voorspelling.

Figuur 3.4 De topografische-militaire kaart van 1850 (TMK 1850).

Topografische en Militaire kaart uit 1850 (1:50.000)

- moeras
- uiterwaarden
- uiterwaarden langs de Overijsselse Vecht
- graslanden met sloten, hooigraslanden
- meenten, maden etc
- kwelders
- broekbos
- natte heide
- laagveenontginning
- graslanden met zeer korte slootafstanden
- laagveen
- open water
- bebouwing
- hoogveen
- boekweitpercelen
- niet gecodeerd
- schorren en gorzen
- wadden, slikken en platen

N

kader: conversie historische structuureenheden

eenheden TMK 1850	*geconverteerd naar*	*eenheden voor FLORIVON-generalisatie*
10 moeras		moeras
20 uiterwaarden		uiterwaarden
21 uiterwaarden langs de Overijsselse Vecht		uiterwaarden
30 graslanden met sloten, hooigraslanden		graslanden
31 meenten, maden		graslanden
32 kwelders		kwelders
37 water?		onbekend
40 broekbos		natte bossen
50 natte heide		natte heide
51 laagveenontginning		natte graslanden
52 graslanden met zeer korte slootafstanden		natte graslanden
53 laagveen		moeras
60 open water		open water
70 bebouwing		stedelijk gebied
80 hoogveen		natte heide
81 boekweitpercelen		onbekend
90 niet gecodeerd		onbekend
98 schorren en gorzen		kwelders
99 wadden, slikken en platen		wadden (aquatisch)
100 ?		onbekend

- Er worden in de periode 1900-1950 geen inventarisatie-effecten per provincie verondersteld, maar waarschijnlijk zijn er wel inventarisatie-effecten per kaartblad. De effecten hiervan zijn verder niet onderzocht. Ook de inventarisatie-effecten samenhangend met het aantal geïnventariseerde soorten is voor FLORIVON niet onderzocht. Wel dient te worden opgemerkt dat :
  - vooral "kleine" soorten van zeer natte/natte standplaatsen ondervertegenwoordigd zijn,
  - de gebieden rond de steden beter zouden zijn onderzocht,
  - laag Nederland en Drenthe onvoldoende zijn onderzocht,
  - bij de digitalisering van de oorspronkelijke gegevens van kaartblad 27 is 30% van de soorten niet opgenomen; dit is nu gecorrigeerd voor de natte en vochtige soorten (Groen *et al.* 1999),
  - het FLORIVON-bestand nog fouten bevat van soorten van droge en voedselrijke systemen.

De analyse en voorspellingen voor de FLORIVON-gegevens vinden plaats op kwartierhok-niveau. Witte *et al.* (2000) stellen bij het afleiden van correlaties tussen soorten voor de hiaatopvulling voor FLORIVON 100 algemene soorten voor als grens tussen niet en wel voldoende geïnventariseerd. Dit is hoger dan de grens van 90 algemene en geschikte soorten voor de analyse van FLORBASE, vanwege het 30% grotere formaat van de kwartierhokken. Van het aantal kwartierhokken met floristische waarnemingen voldoet echter slechts 20% (ca. 4.000) aan het aantalscriterium van 100 algemene soorten. Van het FLORBASE-bestand is ca. 60% van de gegevens geschikt voor analyse. Uit pragmatische overwegingen is voor het FLORIVON-bestand uitgegaan van ca. 60 algemene soorten (en ca. 70 soorten totaal). Van het FLORIVON-bestand voldoet ca. 50% van de gridcellen hieraan.

De gegeneraliseerde floristische scores per kwartierhok worden vervolgens omgezet naar gegevens per km-cel (zie bijlage V). Dit is noodzakelijk omdat de uiteindelijke herstelberekeningen worden uitgevoerd op km-cel niveau. De verdeling van scores van kwartierhok naar de samenstellende km-cellen vindt plaats rekening houdend met standplaatsgeschiktheid per km-cel (Klijn *et al.* 1997).

3.4 FLORBASE

Voor de recente floristische gegevens is gebruik gemaakt van versie 2d van FLORBASE (oktober 1998). Op basis van dit bestand zijn de hiaatopgevulde volledigheidsscores voor de 18 ecotoopgroepen van DEMNAT berekend. Er zijn ca. 31.000 km-cellen met floristische informatie. In totaal zijn er ca. 37.000 km-cellen met land. Dit aantal is beduidend hoger dan het aantal kwartierhokken, enerzijds vanwege het kleinere formaat en anderzijds vanwege de grote inpolderingen (bijv. Flevoland). Witte (1998) hanteert 90 algemene en geschikte soorten als grens tussen niet en wel voldoende geïnventariseerd. Van het aantal km-cellen met floristische waarnemingen voldoet ca. 60% (c. 19.000) aan dit criterium.

Voor de verklaring van het voorkomen van ecotoopgroepen is niet alleen gebruik gemaakt van de potentiële standplaatsenkaarten (Klijn *et al.* 1997), maar ook van informatie over het voorkomen van natuurgebieden en van structuurtypen. De informatie over het voorkomen van potentiële standplaatsen, natuurgebieden en structuurtypen is gecombineerd door de betreffende kaartvlakken (polygonen) met behulp van een GIS over elkaar heen te projecteren (overlay). De oppervlakte van de nieuw ontstane combinaties standplaats-natuurgebied-structuurtypes zijn vervolgens per km-cel bepaald en gebruikt voor de analyse en voorspelling.

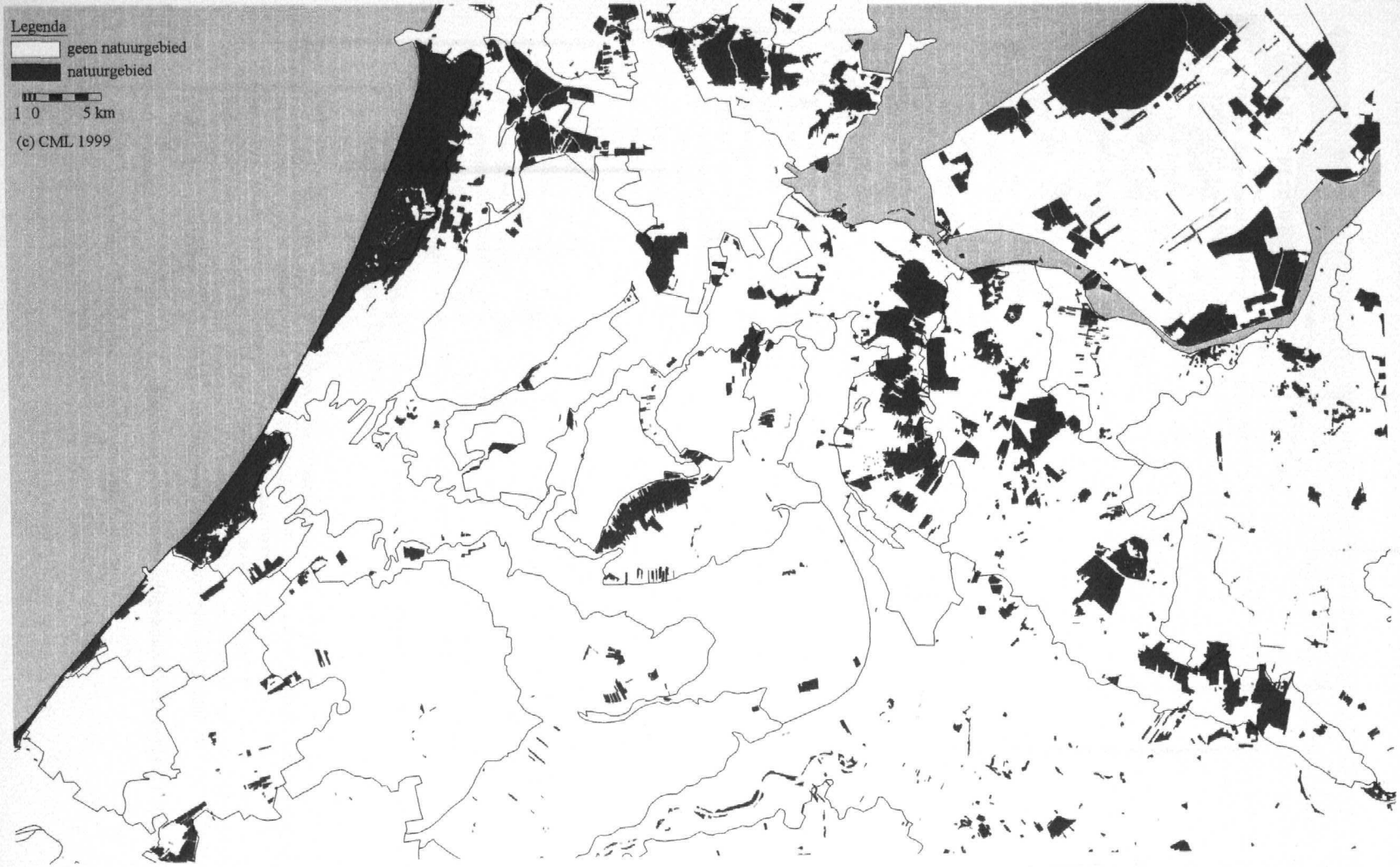
Natuurgebiedenkaart
Al sinds lange tijd is het IKC-Natuur, samen met een aantal andere organisaties zoals RIVM en CBS, bezig met de productie van een landelijke natuurgebiedenkaart. Er zijn echter zoveel partijen bij de productie betrokken dat de totstandkoming van deze kaart langzaam verloopt en waarschijnlijk niet klaar is voor het einde van het voorliggende project. Daarom is een "eigen" natuurgebiedenkaart geproduceerd door het RIZA, zie figuren 3.5 en 3.6. Deze bevat informatie over het voorkomen van "natuur"gebieden van:

- Natuurmonumenten (NM)
- Staatsbosbeheer (SBB) (inclusief recreatiegebieden)
- Provinciaal Landschap Gelderland
- categorieën bos en nat en droog natuurlijk terrein volgens de Statistiek van het Bodemgebruik (CBS 1997)
- Oostvaardersplassen
- uit de Verdrogingskaart 1998 die staan aangegeven met "hoofdfunctie natuur"; voor Groningen, Friesland, Drenthe, Overijssel, Noord-Holland, Utrecht en Zeeland, omdat deze provincies een goed onderscheid hebben gemaakt tussen verworven en niet-verworven natuurgebieden.
- aanvullende informatie over het voorkomen van natuurgebieden in twee proefgebieden uit het project "Gewenste grondwatersituatie Noord-Brabant" (Van Ek *et al.* 1998)
- aanvullende informatie over het voorkomen van natuurgebieden in het onderzoek "Regionalisering van het landelijke ecohydrologische model DEMNAT in Oost-Gelderland" (Haasnoot 1998)
- aanvullende informatie van DLG over het voorkomen van natuurgebieden in het zeekleigebied West-Brabant (Tamis *et al.* 1999)

Structuurtypenkaart
Er is door het CBS i.s.m. een aantal andere organisaties een gedetailleerde begroeiingstypenkaart geproduceerd ten behoeve van de natuurmeetnetten (Van Leeuwen & Van Strien 1997). Deze kaart bleek niet direct voor het voorliggende project te kunnen worden gebruikt, omdat voor het gebruik ervan een langdurige toestemmingsprocedure moest worden doorlopen. Daarom is het voorkomen van structuurtypen afgeleid van de Topografische kaart 1:50.000 en de Statistiek van het Bodemgebruik (CBS 1997), zie figuren 3.7 en 3.8. De verschillende legenda-eenheden zijn geaggregeerd tot 7 klassen:

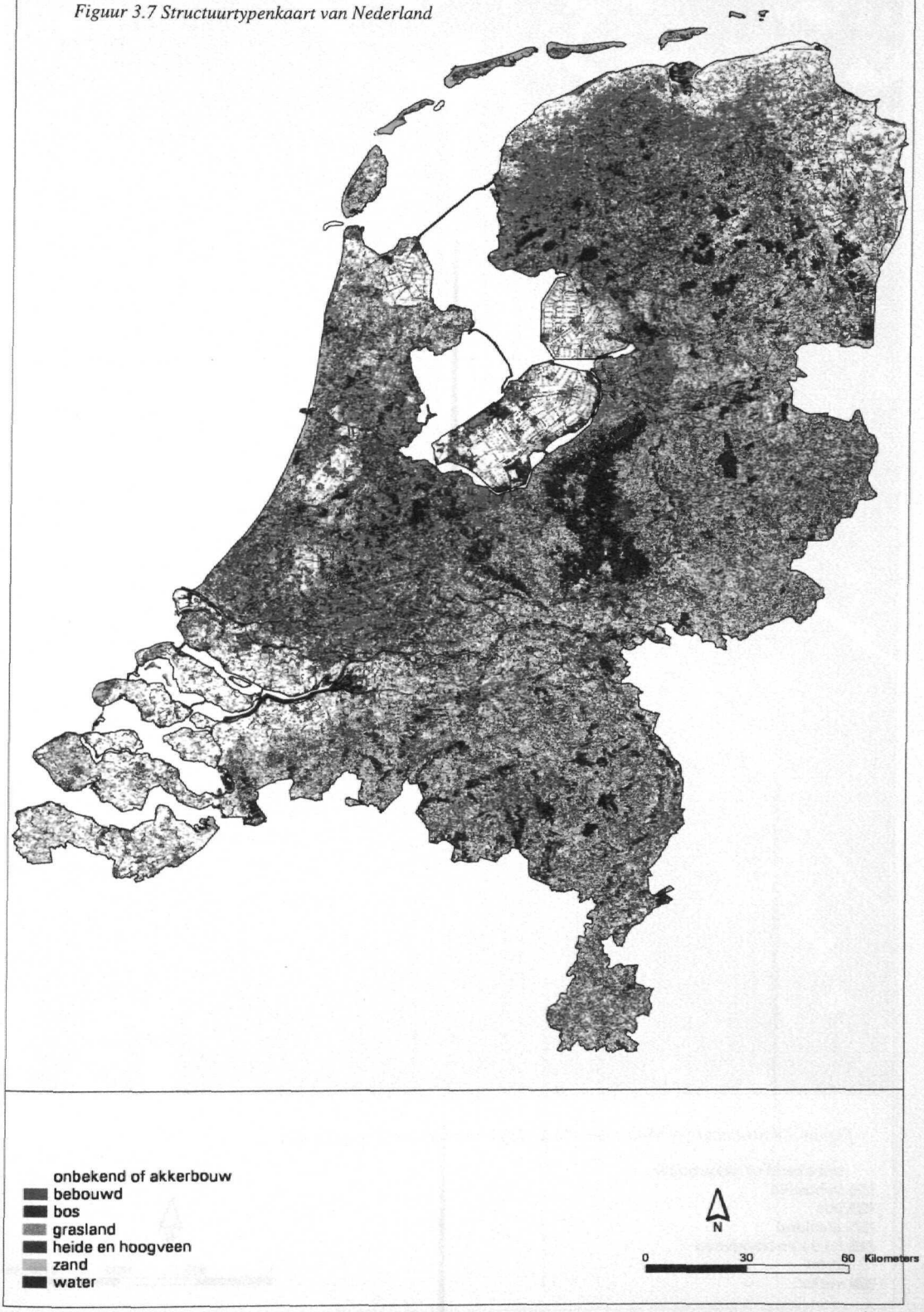
- bos
- grasland

Figuur 3.5 Voorlopige RIZA-natuurgebiedenkaart van Nederland.



Figuur 3.6 Voorlopige RIZA-natuurgebiedenkaart voor Nederland; uitsnede omgeving midden-west Nederland.

Figuur 3.7 Structuurtypenkaart van Nederland



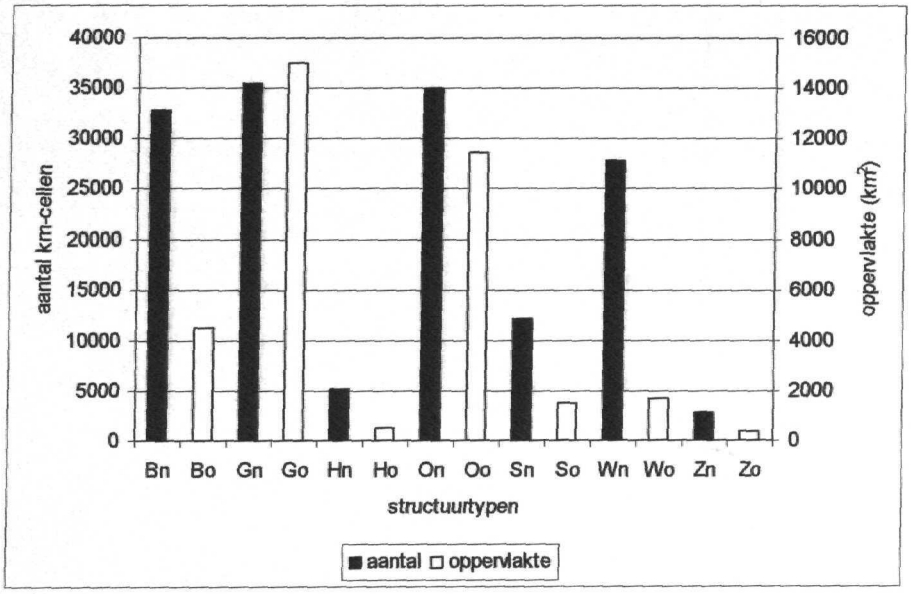
Figuur 3.8 Structuurtypenkaart voor Nederland; uitsnede omgeving Leiden.

- heide
- stedelijk gebied
- overig gebied (vnl. akkers)
- (open) water, alle grotere wateren m.u.v. sloten
- zandige gronden (vnl. duinen en stuifzanden)

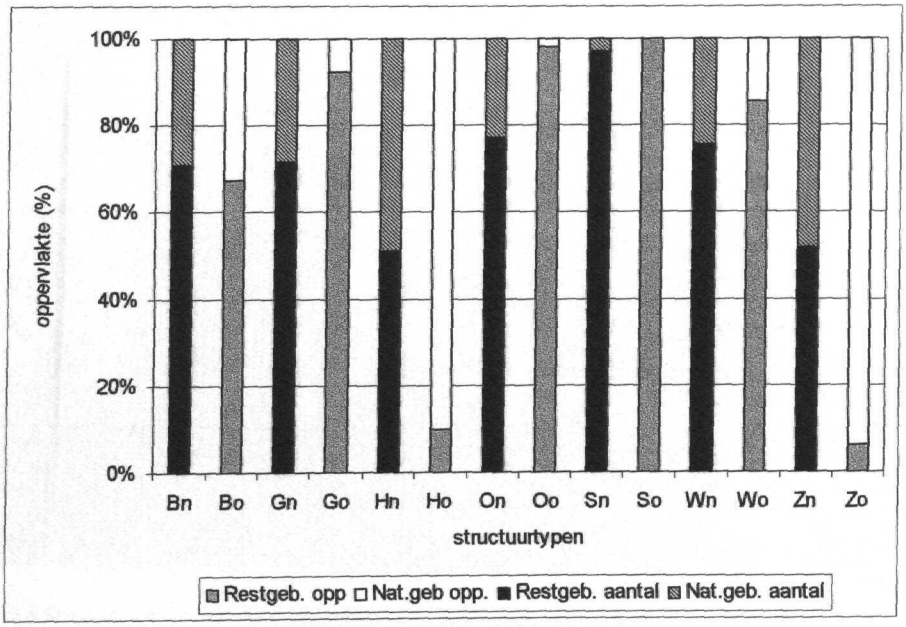
Het voorkomen van stedelijk gebied is afgeleid uit de Statistiek van het Bodemgebruik (CBS 1997), volgens onderstaande kader

Kader afleiding voorkomen stedelijk gebied uit de CBS Statistiek voor Bodemgebruik

categorieën Statistiek v. Bodemgebruik	nieuwe categorie
Agrarisch gebruik	
Glastuinbouw	*stedelijk*
Overig agrarisch gebruik	.....
Bossen	.....
Bebouwde grond	
Woongebied	stedelijk
Delfstoffenwinning	.....
Bedrijfsterreinen	stedelijk
Dienstverlenende sector	stedelijk
Overige openbare voorzieningen	stedelijk
Sociaal-culturele voorzieningen	stedelijk
Verkeer	
Spoor-, tram- en metrowegen	stedelijk
Verharde wegen	stedelijk
Onverharde en halfverharde wegen	.....
Vliegvelden	.....
Recreatie	
Parken en plantsoenen	.....
Sportterreinen	.....
Dagrecreatie	.....
Volkstuinen	stedelijk
Verblijfsrecreatie	.....
Natuurlijk terrein	
Droog natuurlijk terrein	.....
Nat natuurlijk terrein	.....
Overige gronden	
Stortplaatsen	.....
Wrakkenopslagplaatsen	stedelijk
Begraafplaatsen	.....
Bouwterrein voor bedrijfsterreinen	stedelijk
Bouwterrein voor overige bestemmingen	stedelijk
Overige gronden	.....
Water	.....



Figuur 3.9 Aantal vlakken (.n) en oppervlakte (.o) aan structuurtypen in Nederland; B=bos, G=grasland, H=heide, O=overige landgebruik (vnl. akkers), S=stad, W=water, Z=stuifzand en duinen



Figuur 3.10 Verdeling per structuurtype van aantal vlakken (.n) en oppervlakte (.o) over natuurgebied en restgebied; zie voor toelichting codes voorgaande figuur.

Er zijn uiteindelijk 26 combinaties van potentiële standplaats (geschikt of ongeschikt), natuurgebied (wel of niet natuurgebied) en structuurtypen (7 typen) onderscheiden[1]. Elke km-cel heeft dus een oppervlakte (in ha) van elke van deze combinaties. In figuur 3.9 en 3.10 wordt een overzicht gegeven voor heel Nederland van het voorkomen van de combinaties.

In de analyse en voorspelling is, zoals beschreven in § 3.2 alleen gebruik gemaakt van de combinaties van standplaats-natuurgebied-structuurtype en van regio's als verklarende variabelen. Bepaalde regio's (bijv. duinen) zijn beter onderzocht dan andere (bijv. kleigebieden). Dit zou betekenen dat er sprake is van een verstrengeling van inventarisatie- en regio-effecten. Dit is voor één van de ecotoopgroepen, K27 (Pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems), nader onderzocht. Hieruit blijkt dat de verstrengeling tussen regio en het aantal algemene en geschikte soorten (als maat voor inventarisatiekwaliteit) beperkt is. Zo wordt maar 20% van het effect van regio verklaard door algemene en geschikte soorten.

De analyse en voorspellingen voor de FLORBASE-gegevens vinden plaats op km-cel niveau.

3.5 Conclusies, discussie en aanbevelingen

Conclusies en discussie
In dit hoofdstuk wordt een algemene methode voor de generalisatie van de floristische gegevens van Nederland beschreven. Met generalisatie wordt de voorspelling van floristische gegevens bedoeld voor die gridcellen in Nederland die niet of onvoldoende zijn geïnventariseerd, op basis van landschapsecologische informatie wat betreft het voorkomen van standplaatsen, structuurtypen en natuurgebieden. Voor de generalisatie wordt gebruik gemaakt van een logistisch regressiemodel met de hiaatopgevulde scores als responsvariabele en de combinatie potentiële standplaats-structuurtyp-natuurgebied) en geografische regio's als verklarende variabelen. De geografische regio-indeling verklaart een belangrijk deel van de variatie in aanvulling op de ecologische standplaatsinformatie. Inventarisatie-effecten zijn wel onderzocht voor FLORBASE, maar verder niet betrokken in de voorspelling.

Een belangrijk probleem vormt de selectie van gridcellen die als voldoende geïnventariseerd kunnen worden beschouwd en die de basis vormen voor de analyse en voorspelling. Er zijn een aantal oplossingen hiervoor denkbaar. Op de eerste plaats zou een minimum aantal soorten per regio kunnen worden vastgesteld. Een tweede oplossing van dit probleem is een inschatting van het totaal aantal te verwachten soorten per gridcel of per landschapstype op basis van belangrijke landschapsecologische informatie (grootte, aard en samenstelling landschappen, diversiteit aan landschappen en bodems e.d.). Na uitvoering van deze inschatting kunnen de cellen geselecteerd worden die in belangrijke mate dit te verwachten aantal soorten per gridcel benaderen.

Voor de analyse en voorspelling van FLORIVON is gebruik gemaakt van gegevens van kwartierhokken met meer dan 60 algemene en geschikte soorten. Dit is aanzienlijk minder dan voor FLORBASE gebruikt is. Een mogelijk nadeel van deze lagere grens is dat de floristische scores dientengevolge ook lager zijn (immers gebaseerd op een kleiner aantal soorten). Een lagere grens voor selectie van gegevens uit FLORIVON lijkt echter gerechtvaardigd omdat vroeger veel minder aandacht was voor de meer algemene soorten. Van der Meijden (mond. med.) schat dat vroeger ca. 20-30 algemene soorten per km-cel minder genoteerd is. Een tweede rechtvaardiging van een lagere grens is dat het landschap vroeger waarschijnlijk minder heterogeen was, dan tegenwoordig. Tegenwoordig zijn in elke km-cel wel urbane invloeden te ontdekken (wegen, bebouwing etc.).

Bij de omrekening van de scores van kwartierhok naar km-cel bestaat het risico dat scores teveel worden "uitgesmeerd" over de verschillende gridcellen. Dit wordt gecorrigeerd door rekening te houden met de

[1] De combinaties stedelijkgebied-natuurgebied en stedelijk gebied-niet natuurgebied zijn samengevoegd.

potentiële geschiktheden van de km-cellen (Klijn *et al.* 1997). Een meer optimale techniek zou zijn om de geschiktheid van de samenstellende km-celdelen te bepalen op basis van GIS-informatie en dit te gebruiken bij de herverdeling van de scores.

Bij de voorspelling van de scores voor de gridcellen die niet of onvoldoende zijn geïnventariseerd is nu gebruik gemaakt van een procedure om rekening te houden met lokale effecten. Er zijn alternatieve interpolatiemethoden, bijv. de eindige differentiemethode. uit de hydrologie, of zelfs alternatieve statistische technieken hiervoor "local-weighed regression" (Beerling *et al.* 1995; Huntley 1995).

De betrouwbaarheid van een model wordt bepaald door de betrouwbaarheid van de gegevens enerzijds en de betrouwbaarheid van het model anderzijds. Aan de betrouwbaarheid van het analysemodel wordt in het volgende hoofdstuk aandacht besteed. Ondanks dat hieruit blijkt dat de modellen een redelijk deel van de variatie verklaren, moeten de voorspellingen met veel voorzichtigheid geïnterpreteerd en gebruikt worden! Het blijven bewerkingen op een grove landschappelijke schaal van één vrij grove floristische maat (cumulatie van presentie-gegevens). Deze voorspellingen zullen nooit veldwerk kunnen vervangen, omdat met de huidige methoden en gegevens de variatie in het veld niet exact genoeg kan worden weergegeven. Bovendien is er ook sprake van een grote mate van dynamiek in het natuurlijk milieu, zoals grote veranderingen in grondgebruik, waarden en biodiversiteit. De gebruikte modellen functioneren dan ook alleen in het kader van een globale beleidsstudie naar de kansrijkdom van het herstel van natte en vochtige vegetaties voor geheel Nederland.

Een belangrijk probleem vormt de betrouwbaarheid van de basisgegevens. In bovenstaande alinea is het probleem van de selectie van voldoende geïnventariseerde gridcellen reeds aan de orde geweest. Ook de landschapsecologische gegevens bevatten veel onzekerheden en/of fouten. De bodemkaart die ten grondslag ligt aan de potentiële standplaatsenkaart bevat veel verouderde informatie wat betreft grondwaterstand en de informatie is ook niet voor elk gebied even betrouwbaar. Zo zijn met name de landbouwgebieden beter onderzocht. Ook de vertaalslag van bodemkaart-grondwater- en kwelkaart naar potentiële standplaats bevat de nodige nog niet getoetste aannames. Hierbij is er een belangrijk probleem van schaalniveau: lokale variatie in het reliëf van belang voor het voorkomen van natte soorten wordt nog niet meegenomen.
De RIZA-natuurgebiedenkaart heeft een aantal beperkingen. Nog niet alle natuurgebieden staan er op en er staan soms ook gebieden ten onrechte op, bijv. grote recreatiegebieden van Staatsbosbeheer. Ook de structuurtypenkaart heeft een aantal beperkingen. Er moest worden gekozen voor een grove indeling en informatie over belangrijke structuurtypen, zoals sloten, ontbreekt geheel.
Voor de generalisatie van *FLORIVON* moest voor de structuurtype worden teruggegrepen op de TMK-1850. Het moge duidelijk zijn dat tussen 1850 en 1930 veel veranderd is. De belangrijkste nadelen van de TMK 1850 zijn: 1) de structuurinformatie is veel ouder dan de periode waarin geïnventariseerd is; 2) sinds 1850 hebben nog grote landaanwinningen en afsluitingen plaatsgevonden (IJsselmeerpolder, Haarlemeer, het IJ, Lauwerszee, Wieringermeer, delta, Zeeland).
Er zijn diverse alternatieve gegevensbronnen die niet of nog niet gebruikt konden worden, in het bijzonder wat betreft het voorkomen van natuurgebieden en van structuurtypen.

Aanbevelingen
Op basis van bovenstaande discussie zijn de volgende aanbevelingen geformuleerd:
- Verder onderzoek is nodig naar de omvang van de inventarisatie-effecten en naar de mogelijkheden om hiermee rekening te houden bij de generalisatie van floristische gegevens. Aanbevolen wordt om een studie uit te voeren naar het aantal te verwachten plantensoorten per gridcel, als basis voor verdere nationale modelleringsactiviteiten.
- Verder onderzoek naar de conversie van informatie van het ene gridformaat naar het andere gridformaat (bijv. van kwartierhok naar km-cel) rekening houdend met de clustering van voorkomen van plantensoorten.
- Verder onderzoek naar de bruikbaarheid van alternatieve methoden om bij de generalisatie van

floristische gegevens rekening te houden met lokale effecten.

- Vervolgonderzoek zou zoveel als mogelijk moeten gebeuren met geactualiseerde landschapsecologische bestanden; in het bijzonder:
  - een landsdekkende en volledige natuurgebiedenkaart
  - een gedigitaliseerde topografische kaart structuurtypenkaart voor de periode rond 1930.
- De bruikbaarheid van een model moet worden getoetst met nieuwe gegevens, de validatie. Een belangrijke aanbeveling is om, in ieder geval voor de recente situatie, een validatie uit te voeren op basis van nieuwe gegevens van FLORBASE.

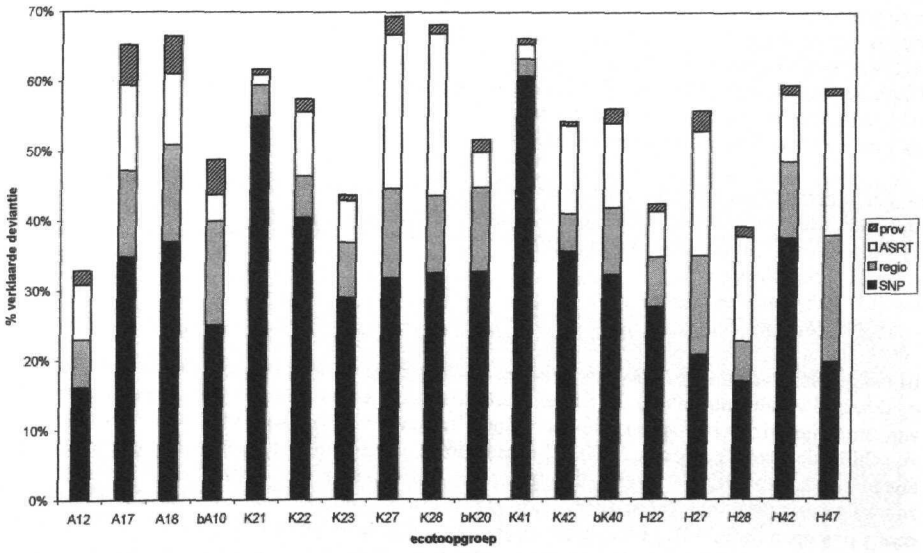
4 GENERALISATIE VAN FLORBASE EN FLORIVON

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de kaarten gepresenteerd met de gegeneraliseerde floristische gegevens van FLORBASE en FLORIVON voor 18 natte en vochtige ecotoopgroepen. In deze kaarten worden enerzijds de getelde scores voor de voldoende geïnventariseerde km-cellen weergegeven en de voorspelde scores voor de niet of onvoldoende geïnventariseerde km-cellen. Alle kaarten zijn als aparte kleurenplaten opgenomen op de CD-ROM. Op de kaarten zijn twee categorieën gegevens gepresenteerd, nl. de waargenomen en de voorspelde km-cellen. De waargenomen gridcellen, met tenminste 90 (FLORBASE) of 60 (FLORIVON) geschikte soorten, zijn met een cirkeltje gemarkeerd. De overige gridcellen die voorspeld zijn met de in H3 gepresenteerde methode zijn niet gemarkeerd.

4.2 Gegeneraliseerde floristische kwaliteitskaarten FLORBASE

In figuur 4.1 is weergegeven hoe goed de gebruikte modellen bij de gebruikte gegevens passen. Er bestaan geen objectieve criteria voor de kwaliteit van de modellen. In het algemeen ligt het percentage verklaarde deviantie voor de ecologische en biogeografische variabelen (gebruikt bij de uiteindelijke generalisatie) tussen de 40 en 50%, hetgeen voor veldgegevens een goede score is (Musters *et al.* 1986).



Figuur 4.1 Percentage verklaarde deviantie (R^2) voor de regressiemodellen voor het beschrijven van het voorkomen van ecotoopgroepen in de huidige situatie op basis van FLORBASE; SNP=combinatie structuurtype-natuurgebied-potentiële standplaats; ASRT= het aantal algemene en geschikte soorten; prov = provincie.

In deze studie zijn alle modellen waarbij potentiële standplaatsplaats en structuurtype in combinatie met regio minder dan 25% van de gegevens verklaren als slecht, van 25-40% als matig en van 40-55% als goed en hoger dan 55% als zeer goed, geclassificeerd. Alle modellen zijn significant (P <0,001).
Voor de ecotoopgroepen A12 (verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren) en H28 (bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems) beschrijven de modellen de gegevens slecht. Hiervoor zijn een aantal belangrijke oorzaken. In de eerste plaats hebben zeldzame groepen in het algemeen een groter deel niet verklaarbare spreiding dan meer algemenere groepen (Oude Voshaer 1994). Op de tweede plaats worden vennen (A12) waarschijnlijk slecht gekarakteriseerd door het structuurtype oppervlaktewater (zie ook (Haasnoot 1998). Bij de natte bossen zal het ontbreken van boomsoorten in de soortengroep, alsmede het slecht gekarakteriseerd zijn van dit structuurtype en standplaats een rol spelen (Witte *et al.* 1992).
Zeer goed beschrijvende en voorspellende modellen zijn er voor de zure systemen (K21, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems en K41, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems). Dit hangt in belangrijke mate waarschijnlijk samen met het feit dat heide als apart structuurtype is opgenomen.
Voorts valt op dat de meer voedselarme vegetaties en de vochtige vegetaties beter voorspeld worden dan respectievelijk de meer voedselrijke vegetaties en de nattere vegetaties. Dit hangt waarschijnlijk samen met het gegeven dat de meer voedselarme systemen in belangrijke mate voorkomen in natuurgebieden en sterker gebonden zijn aan potentiële standplaatstypen (een arme bodem kun je makkelijk voedselrijk maken; andersom niet). Voor de slechtere voorspelling van nattere vegetaties speelt waarschijnlijk het ontbreken van informatie over het voorkomen van sloten voor deze vegetaties een rol.
Voorts valt op dat met name voor de algemenere voedselrijkere ecotoopgroepen het aandeel verklaard door het aantal algemene soorten veel groter is dan voor de overige meer zeldame ecotoopgroepen. Tenslotte valt op dat het aandeel verklaard door de provincie over het algemeen gering is. De grote verschillen die er zijn in inventarisatiemethodes tussen provincies zijn waarschijnlijk al verklaard door de variabele "aantal algemene soorten".

In het algemeen worden de gegeneraliseerde kaarten als voldoende tot goed beoordeeld door deskundige floristen. De volgende kanttekeningen zijn geplaatst:
Te weinig voorspeld zijn de ecotoopgroepen:
- K21 (Fochtelooërveen)
- K27 (Wieden/Weerribben)
- K23 (Hompelvoet)

Bij vergelijking van de lage (pioniers, graslanden en ruigten) en hoge vegetaties (bossen en struwelen) op dezelfde standplaats valt op dat de kaartbeelden duidelijk verschillend zijn en derhalve het gebruik van structuurtypen een belangrijke toevoeging is geweest. De kaart van Nederland is voor de verschillende ecotoopgroepen in verschillende mate aangevuld met voorspelde gegevens. In het algemeen kan worden gesteld dat zeldzame ecotoopgroepen (bijv. A12, verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren) weinig worden aangevuld en algemenere ecotoopgroepen (bijv. A18, verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren en K28, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems) soms zeer veel worden aangevuld, zie ook tabel 4.1. De aanvullingen worden per ecotoopgroep verder besproken in tabel 4.2.

Tabel 4.1 Aantallen kilometer-cellen per floristische kwaliteitsklasse (ruis-nhil, ruis-weinig, matig, goed, zeer goed) per ecotoopgroep in Nederland uitgesplitst naar waargenomen en voorspelde klassen op basis van gegevens in. Percentages zijn berekend op basis van rijtotalen.

Ecotoopgroep		nihil	%	weinig	%	matig	%	goed	%	zeer goed	%
A12	waargenomen	16559	90,9%	1221	6,7%	310	1,7%	84	0,5%	34	0,2%
	voorspeld	18379	98,7%	190	1,0%	35	0,2%	12	0,1%	6	0,0%
	totaal	34938	94,9%	1411	3,8%	345	0,9%	96	0,3%	40	0,1%
A17	waargenomen	11100	61,0%	4834	26,5%	1237	6,8%	626	3,4%	411	2,3%
	voorspeld	14582	78,3%	3414	18,3%	485	2,6%	115	0,6%	26	0,1%
	totaal	25682	69,7%	8248	22,4%	1722	4,7%	741	2,0%	437	1,2%
A18	waargenomen	6512	35,8%	4601	25,3%	3725	20,5%	2503	13,7%	867	4,8%
	voorspeld	8612	46,2%	6104	32,8%	3478	18,7%	415	2,2%	13	0,1%
	totaal	15124	41,1%	10705	29,1%	7203	19,6%	2918	7,9%	880	2,4%
bA10	waargenomen	13443	73,8%	2944	16,2%	1159	6,4%	478	2,6%	184	1,0%
	voorspeld	17349	93,2%	1103	5,9%	133	0,7%	35	0,2%	2	0,0%
	totaal	30792	83,6%	4047	11,0%	1292	3,5%	513	1,4%	186	0,5%
K21	waargenomen	16294	89,5%	916	5,0%	584	3,2%	270	1,5%	144	0,8%
	voorspeld	17467	93,8%	550	3,0%	436	2,3%	142	0,8%	27	0,1%
	totaal	33761	91,7%	1466	4,0%	1020	2,8%	412	1,1%	171	0,5%
K22	waargenomen	14103	77,5%	2689	14,8%	966	5,3%	292	1,6%	158	0,9%
	voorspeld	16737	89,9%	1578	8,5%	263	1,4%	31	0,2%	13	0,1%
	totaal	30840	83,7%	4267	11,6%	1229	3,3%	323	0,9%	171	0,5%
K23	waargenomen	17255	94,8%	602	3,3%	177	1,0%	72	0,4%	102	0,6%
	voorspeld	18276	98,1%	225	1,2%	62	0,3%	34	0,2%	25	0,1%
	totaal	35531	96,5%	827	2,2%	239	0,6%	106	0,3%	127	0,3%
K27	waargenomen	7679	42,2%	6672	36,6%	2295	12,6%	1023	5,6%	539	3,0%
	voorspeld	11236	60,3%	6471	34,7%	742	4,0%	138	0,7%	35	0,2%
	totaal	18915	51,4%	13143	35,7%	3037	8,2%	1161	3,2%	574	1,6%
K28	waargenomen	2787	15,3%	6650	36,5%	5194	28,5%	2711	14,9%	866	4,8%
	voorspeld	3571	19,2%	11074	59,5%	3564	19,1%	401	2,2%	12	0,1%
	totaal	6358	17,3%	17724	48,1%	8758	23,8%	3112	8,4%	878	2,4%
bK20	waargenomen	16025	88,0%	1372	7,5%	383	2,1%	250	1,4%	178	1,0%
	voorspeld	17560	94,3%	679	3,6%	204	1,1%	91	0,5%	88	0,5%
	totaal	33585	91,2%	2051	5,6%	587	1,6%	341	0,9%	266	0,7%
K41	waargenomen	15479	85,0%	1515	8,3%	693	3,8%	352	1,9%	169	0,9%
	voorspeld	16717	89,8%	1097	5,9%	548	2,9%	188	1,0%	72	0,4%
	totaal	32196	87,4%	2612	7,1%	1241	3,4%	540	1,5%	241	0,7%
K42	waargenomen	13102	72,0%	3536	19,4%	1068	5,9%	318	1,7%	184	1,0%
	voorspeld	16153	86,7%	2068	11,1%	281	1,5%	79	0,4%	41	0,2%
	totaal	29255	79,4%	5604	15,2%	1349	3,7%	397	1,1%	225	0,6%
bK40	waargenomen	7229	39,7%	10201	56,0%	399	2,2%	189	1,0%	190	1,0%
	voorspeld	10789	57,9%	7391	39,7%	282	1,5%	99	0,5%	61	0,3%
	totaal	18018	48,9%	17592	47,8%	681	1,8%	288	0,8%	251	0,7%
H22	waargenomen	16415	90,2%	1329	7,3%	218	1,2%	152	0,8%	94	0,5%
	voorspeld	18299	98,3%	277	1,5%	34	0,2%	8	0,0%	4	0,0%
	totaal	34714	94,3%	1606	4,4%	252	0,7%	160	0,4%	98	0,3%
H27	waargenomen	10414	57,2%	4806	26,4%	1423	7,8%	831	4,6%	734	4,0%
	voorspeld	14301	76,8%	3758	20,2%	419	2,3%	106	0,6%	38	0,2%
	totaal	24715	67,1%	8564	23,3%	1842	5,0%	937	2,5%	772	2,1%
H28	waargenomen	8438	46,3%	7388	40,6%	1145	6,3%	616	3,4%	621	3,4%
	voorspeld	11244	60,4%	6921	37,2%	300	1,6%	73	0,4%	84	0,5%
	totaal	19682	53,4%	14309	38,9%	1445	3,9%	689	1,9%	705	1,9%
H42	waargenomen	14215	78,1%	2726	15,0%	592	3,3%	325	1,8%	350	1,9%
	voorspeld	17271	92,7%	1226	6,6%	77	0,4%	30	0,2%	18	0,1%
	totaal	31486	85,5%	3952	10,7%	669	1,8%	355	1,0%	368	1,0%
H47	waargenomen	11347	62,3%	4565	25,1%	1206	6,6%	591	3,2%	499	2,7%
	voorspeld	15873	85,2%	2495	13,4%	192	1,0%	45	0,2%	17	0,1%
	totaal	27220	73,9%	7060	19,2%	1398	3,8%	636	1,7%	516	1,4%

Tabel 4.2 Beschrijving belangrijkste aanvullingen na generalisatie van FLORBASE per ecotoopgroep

A12, verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren
Veel aanvullingen met zowel matige, goede als zeer goede volledigheden in met name in centraal en zuidoost Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid). Voorts veel aanvullingen met matige volledigheden in noordwest Overijssel inde Wieden (Laagveen Oost). Tenslotte enkele aanvullingen met matige volledigheid in het noorden van het Pleistoceen Noord.

A17, verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren
Veel aanvullingen met zowel matige als goede volledigheden in zuidoost Friesland (Laagveen Oost) en langs de noordelijke rand van het Pleistoceen Noord. Voorts veel aanvullingen met matige en goede volledigheden in noordwest Overijssel (Wieden en omgeving; Laagveen Oost). Voorts aanvullingen met matige en goede volledigheden in het westelijk deel van het Rivierengebied en langs de noordrand van het Pleistoceen Zuid (Noord-Brabant).

A18, verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren
Zeer veel aanvullingen met zowel matige als goede volledigheden in zuidoost en oost Friesland (Laagveen Oost). Verder veel aanvullingen met matige, goede als zeer goede volledigheden langs de noord- en oostrand van het Pleistoceen Noord alsmede in het Pleistoceen Noord zelf, noordwest Overijssel (Wieden e.o.; Laagveen Oost), het westelijk Rivierengebied. Verder vindt enige aanvulling plaats met matige, goede als zeer goede volledigheiden langs de noordrand van het Pleistoceen Zuid en in centraal en zuidoost en oost Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid).

bA10, verlandings- en watervegetaties van brakke wateren
Veel aanvullingen in het Zeeklei Noord-gebied met vnl. matige en enkele goede tot zeer goede volledigheden. Op de Waddeneilanden (Kustduinen Noord) een beperkt aantal aanvullingen met matige kwaliteit, hoewel bij een aantal aanvullingen (bijv. westpunt Vlieland) een vraagteken moet worden gezet. In de IJsselmeerpolder vinden een beperkt aantal aanvullingen met matige kwaliteit plaats vnl. ten noorden van Urk en in Z-Flevoland. In het Zeeklei West-gebied vinden een klein aantal aanvullingen met goede tot zeer goede kwaliteit plaats in de Wieringermeer. Waarom dit zo lokaal wordt voorspeld is onduidelijk. Mogelijk hangt dit samen met onvolkomendheden in de basisbestanden. Tenslotte vindt een klein aantal aanvullingen met matige kwaliteit plaats in het Zeeklei Zuid-gebied (West-Brabant).

K21, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems
Aanvullingen met vnl. matige en goede kwaliteit vinden hier plaats op het Pleistoceen Noord, bijv. bij het Bargerveen. Aanvullingen met zowel matige, goede als zeer goede kwaliteit vindt plaats in het Pleistoceen Zuid met name bij de Peel. Tenslotte vindt er in beperkte mate aanvulling plaats met vnl. matige kwaliteit op de Veluwe en in Gelderland (Pleistoceen Midden en Pleistoceen Oost).

K22, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems
Aanvullingen vinden met matige, goede tot zeer goede kwaliteit vinden plaats in oost Friesland (Laagveen Oost). Verder vinden aanvullingen met vnl. matige kwaliteit plaats in centraal en zuidoost Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid). Een klein aantal aanvullingen met matige kwaliteit vindt tenslotte plaats in het Pleistoceen Noord, op de Veluwe (Pleistoceen Midden) en op de Waddeneilanden (Kustduinen Noord).

K23, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems
Aanvullingen met matige tot zeer goede kwaliteit vinden met name plaats op de Waddeneilanden (Schiermonnikoog) en in het Lauwersmeergebied (Kustduinen Noord). Verder vindt een beperkt aantal aanvullingen plaats in het Deltagebied (Kustduinen Zuid).

K27, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems
Veel aanvullingen met matige tot zeer goede kwaliteit vinden plaats in de kop van Overijssel (Wieden) en in oost Friesland (Laagveen Oost). Voorst vinden aanvullingen met matige tot goede kwaliteit plaats langs de noordrand van het Pleistoceen Noord en in centraal en zuidoost Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid). Tenslotte vinden aanvullingen met vnl. matige kwaliteit plaats in midden Limburg (Pleistoceen Zuid) en het westelijk Rivierengebied.

K28, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems
Veel aanvullingen met vnl matige tot goede kwaliteit vinden plaats in het Rivierengebied, met name langs de Rijn en de Waal. Langs de Maas vinden alleen aanvullingen plaats in midden Limburg. Voorts vinden

aanvullingen met vnl. matige kwaliteit plaats in de IJsselmeerpolders, in het Zeeklei Noord- en Zeeklei West-gebied, in de kop van Overijssel (Wieden) en oost Friesland (Laagveen Oost) en het Pleistoceen Noord. Tenslotte vindt een klein aantal aanvullingen plaats in het Pleistoceen Oost en Zuid.

bK20, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems
Veel aanvullingen met vnl. goede tot zeer goede kwaliteit vindt plaats in het Lauwersmeer en op de Waddeneilanden (Kustduinen Noord). Een klein aantal aanvullingen met vnl matige en enige goede tot zeer goede kwaliteit vindt plaats langs de waddenkust van het Zeeklei Noord-gebied. Het is de vraag of voor de Dollard de voorspelde waarden niet te laag zijn. Een klein aantal aanvullingen vinden met matige volledigheden vinden plaats in de Wieringermeer (Zeeklei West) en Zuid-Flevoland (IJsselmeerpolders). Een groot aantal aanvullingen vinden tenslotte plaats in het Zeeklei Zuid-gebied met zowel matige, goede als zeer goede volledigheden, met name langs de kustlijn.

K41, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems
Aanvullingen met matige tot zeer goede kwaliteit vinden hier plaats op de Veluwe (Pleistoceen Midden) en in mindere mate in het centrale deel van het Pleistoceen Noord en in het zuidelijk deel van het Pleistoceen Zuid, alsmede aan de grens in midden Limburg (Meinweg).

K42, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems
Aanvullingen met vnl. goede tot zeer goede kwaliteit vinden plaats op de Waddeneilanden (Schiermonnikoog, Terschelling) en in duinen van Zeeland (Kustduinen Noord en Zuid). Aanvullingen met vnl. matige kwaliteit vinden verder plaats op de Veluwe (Pleistoceen Midden) en in het Pleistoceen Noord en Zuid.

bK40, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems
Aanvullingen vinden hier plaats langs de kust van de Waddenzee met zowel matige, goede als zeer goede kwaliteit (Kustduinen Noord en Zeeklei Noord). Ook bij deze ecotoopgroep is het de vraag of de Dollard niet te laag uitvalt. Verder vinden aanvullingen plaats in het Zeeklei Zuid-gebied, zowel met matige, goede als zeer goede volledigheden.

H22, bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems
Een klein aantal aanvullingen met zowel matige, goede als zeer goede kwaliteit vindt vrijwel alleen plaats in het Pleistoceen Zuid, met name in centraal en zuidoost Noord-Brabant en in midden Limburg.

H27, bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems
Een klein aantal aanvullingen met vnl. matige kwaliteit vindt plaats in het Laagveen Oost (Friesland, Wieden) en langs de noordrand van het Pleistoceen Noord. Verder vinden aanvullingen met zowel matige als goede kwaliteit plaats in het westelijk Rivierengebied, met name in de Biesbosch en in het Rivierengebied langs de Maas in midden Limburg. Voorts vinden nog enige aanvullingen met zowel matige, goede als zeer goede kwaliteit in west, centraal en zuidoost Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid).

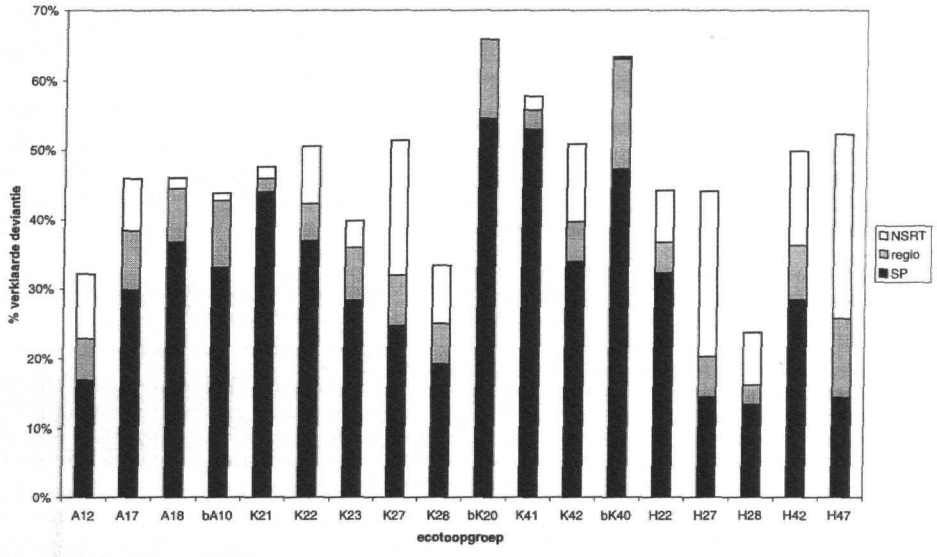
H28, bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems
Veel aanvullingen met goede tot zeer goede kwaliteit vinden hier plaats in het westelijke Rivierengebied, met name in de Biesbosch. Verder vinden veel aanvullingen plaats met vnl. matige kwaliteit in Flevoland (IJsselmeerpolders). De voorspelde matige kwaliteit midden op de Afsluitdijk doet wat merkwaardig aan. Tenslotte vinden een aantal aanvullingen met matige tot goede kwaliteit plaats langs de Maas (midden Limburg).

H42, bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems
Aanvullingen vinden hier plaats voornamelijk in het oostelijk deel van Gelderland (Pleistoceen Oost) en in de zuidelijk deel van Limburg (Heuvelland). Verder vindt een klein aantal aanvullingen met vnl. matige kwaliteit plaats verspreid over de Pleistoceen-gebieden.

H47, bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems
Aanvullingen met matige, goede en zeer goede kwaliteit vinden hier plaats in het oostelijk deel van Gelderland, langs de IJssel (Pleistoceen Oost) en in het zuidelijk deel van Limburg (Heuvelland). Verder vindt een klein aantal aanvullingen met matige kwaliteit plaats in centraal Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid).

4.3 Gegeneraliseerde floristische kwaliteitskaarten FLORIVON

In figuur 4.2 is weergegeven hoe goed de gebruikte modellen bij de gebruikte gegevens passen. Alle modellen zijn significant (P <0,001). De modellen die het slechtst voorspellen, zijn die voor de ecotoopgroepen A12 (verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren), H28 (bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems) en K28 (pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems). Zie voor verklaringen de bespreking van regressiemodellen voor FLORBASE in de voorgaande paragraaf. De best voorspellende modellen zijn voor de brakke landvegetaties (bK20, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems en bK40, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems). Waarschijnlijk hangt dit samen met het voorkomen van het structuurtype kwelders. De bos-ecotooptypen (H..) zijn slechter dan de kruidige tegenhangers met de zelfde standplaats. Dit hangt waarschijnlijk in belangrijke mate door het onbreken van onbetrouwbare informatie over het voorkomen van bos. Zie verder ook de beschrijving van de regressiemodellen voor FLORBASE in de vorige paragraaf.



Figuur 4.2 Percentage verklaarde deviantie (R^2) voor de regressiemodellen voor het beschrijven van het voorkomen van ecotoopgroepen in de huidige situatie op basis van FLORIVON; SP=combinatie structuurtype-potentiële standplaats; NSRT= het aantal soorten.

Tabel 4.3 Aantallen kwartierhokken per floristische kwaliteitsklasse (ruis-nihil, ruis-weinig, matig, goed, zeer goed) per ecotoopgroep in Nederland uitgesplitst naar waargenomen en voorspelde klassen op basis van gegevens in FLORIVON. Percentages zijn berekend op basis van rijtotalen.

Ecotoopgroep		nihil	%	weinig	%	matig	%	goed	%	zeer goed	%
A12	waargenomen	9279	85,9%	1102	10,2%	290	2,7%	79	0,7%	55	0,5%
	voorspeld	16090	97,6%	351	2,1%	44	0,3%	6	0,0%	1	0,0%
	totaal	25369	92,9%	1453	5,3%	334	1,2%	85	0,3%	56	0,2%
A17	waargenomen	7283	67,4%	2969	27,5%	419	3,9%	119	1,1%	15	0,1%
	voorspeld	12019	72,9%	4195	25,4%	254	1,5%	21	0,1%	3	0,0%
	totaal	19302	70,7%	7164	26,2%	673	2,5%	140	0,5%	18	0,1%
A18	waargenomen	6643	61,5%	3386	31,3%	729	6,7%	47	0,4%	0	0,0%
	voorspeld	9534	57,8%	6068	36,8%	886	5,4%	4	0,0%	0	0,0%
	totaal	16177	59,3%	9454	34,6%	1615	5,9%	51	0,2%	0	0,0%
bA10	waargenomen	10292	95,3%	442	4,1%	0	0,0%	52	0,5%	19	0,2%
	voorspeld	16144	97,9%	320	1,9%	27	0,2%	1	0,0%	0	0,0%
	totaal	26436	96,8%	762	2,8%	27	0,1%	53	0,2%	19	0,1%
K21	waargenomen	8445	78,2%	776	7,2%	907	8,4%	581	5,4%	96	0,9%
	voorspeld	13715	83,2%	1669	10,1%	978	5,9%	120	0,7%	10	0,1%
	totaal	22160	81,2%	2445	9,0%	1885	6,9%	701	2,6%	106	0,4%
K22	waargenomen	7354	68,1%	2008	18,6%	824	7,6%	365	3,4%	254	2,4%
	voorspeld	12913	78,3%	2971	18,0%	566	3,4%	40	0,2%	2	0,0%
	totaal	20267	74,2%	4979	18,2%	1390	5,1%	405	1,5%	256	0,9%
K23	waargenomen	9862	91,3%	671	6,2%	136	1,3%	50	0,5%	86	0,8%
	voorspeld	16166	98,0%	170	1,0%	50	0,3%	33	0,2%	73	0,4%
	totaal	26028	95,4%	841	3,1%	186	0,7%	83	0,3%	159	0,6%
K27	waargenomen	5162	47,8%	4728	43,8%	650	6,0%	203	1,9%	62	0,6%
	voorspeld	10058	61,0%	6129	37,2%	259	1,6%	46	0,3%	0	0,0%
	totaal	15220	55,8%	10857	39,8%	909	3,3%	249	0,9%	62	0,2%
K28	waargenomen	3580	33,1%	6199	57,4%	912	8,4%	106	1,0%	8	0,1%
	voorspeld	4122	25,0%	11764	71,3%	600	3,6%	6	0,0%	0	0,0%
	totaal	7702	28,2%	17963	65,8%	1512	5,5%	112	0,4%	8	0,0%
bK20	waargenomen	9793	90,6%	507	4,7%	274	2,5%	172	1,6%	59	0,5%
	voorspeld	14755	89,5%	1149	7,0%	465	2,8%	88	0,5%	35	0,2%
	totaal	24548	89,9%	1656	6,1%	739	2,7%	260	1,0%	94	0,3%
K41	waargenomen	7276	67,3%	1914	17,7%	457	4,2%	647	6,0%	511	4,7%
	voorspeld	11821	71,7%	3186	19,3%	1088	6,6%	312	1,9%	85	0,5%
	totaal	19097	70,0%	5100	18,7%	1545	5,7%	959	3,5%	596	2,2%
K42	waargenomen	6527	60,4%	1902	17,6%	1009	9,3%	654	6,1%	713	6,6%
	voorspeld	11279	68,4%	3880	23,5%	1032	6,3%	250	1,5%	51	0,3%
	totaal	17806	65,2%	5782	21,2%	2041	7,5%	904	3,3%	764	2,8%
bK40	waargenomen	8538	79,0%	1915	17,7%	183	1,7%	86	0,8%	83	0,8%
	voorspeld	12219	74,1%	3651	22,1%	453	2,7%	105	0,6%	64	0,4%
	totaal	20757	76,0%	5566	20,4%	636	2,3%	191	0,7%	147	0,5%
H22	waargenomen	9588	88,7%	1001	9,3%	113	1,0%	66	0,6%	37	0,3%
	voorspeld	16353	99,2%	139	0,8%	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
	totaal	25941	95,0%	1140	4,2%	113	0,4%	66	0,2%	37	0,1%
H27	waargenomen	8919	82,5%	1610	14,9%	177	1,6%	67	0,6%	32	0,3%
	voorspeld	15995	97,0%	496	3,0%	1	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
	totaal	24914	91,3%	2106	7,7%	178	0,7%	67	0,2%	32	0,1%
H28	waargenomen	7445	68,9%	2948	27,3%	305	2,8%	71	0,7%	36	0,3%
	voorspeld	14614	88,6%	1845	11,2%	23	0,1%	6	0,0%	4	0,0%
	totaal	22059	80,8%	4793	17,6%	328	1,2%	77	0,3%	40	0,1%
H42	waargenomen	9685	89,6%	855	7,9%	125	1,2%	56	0,5%	84	0,8%
	voorspeld	16437	99,7%	55	0,3%	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
	totaal	26122	95,7%	910	3,3%	125	0,5%	56	0,2%	84	0,3%
H47	waargenomen	8659	80,1%	1643	15,2%	308	2,9%	127	1,2%	68	0,6%
	voorspeld	16129	97,8%	347	2,1%	15	0,1%	1	0,0%	0	0,0%
	totaal	24788	90,8%	1990	7,3%	323	1,2%	128	0,5%	68	0,2%

Tabel 4.4 Beschrijving belangrijkste aanvullingen na generalisatie van FLORIVON per ecotoopgroep

A12, verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren
Voor deze ecotoopgroep vindt in beperkte mate aanvulling met matige tot goede volledigheden in zuidoost en midden Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid). Verdere aanvullingen met matige kwaliteit vinden vnl. plaats aan de noordelijke rand van het Pleistoceen Noord (Friesland en Groningen) en in het oosten van Overijsel/Gelderland (Pleistoceen Oost).

A17, verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren
Enige aanvulling met matige volledigheden vinden plaats aan de noordrand van het Noordelijk Pleistoceen (Groningen) en in het Utrechts/Hollands plassengebied (Laagveen West). Veel aanvulling met matige kwaliteit in het Laagveen Oost-gebied (O-Friesland, Wieden/Weerribben).

A18, verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren
Voor deze ecotoopgroep vindt vrijwel alleen aanvulling plaats met matige volledigheden in zowel Laagveen- als in Zeekleigebieden van Friesland, Groningen, Overijssel (Wieden/Werribben), Zuid-Holland en Utrecht. Ook in Noord-Brabant (Peel; Pleistoceen Zuid) vindt enige aanvulling plaats met matige volledigheden.

bA10, verlandings- en watervegetaties van brakke wateren
Aanvulling met vnl. matige volledigheden vindt plaats aan de kop van de Dollard (Groningen, Zeeklei Noord), Schiermonnikoog en Vlieland (Kustduinen Noord). Bij de Dollard is het effect van de lokale weging goed merkbaar, de klassen van volledigheden komen voor in concentrische ringen rond een gemeten punt.

K21, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems
Aanvulling met matige tot goede volledigheden vindt plaats in het Pleistoceen Noord en Zuid (resp. Drenthe en Noord-Brabant) en in minder mate ook in het Pleistoceen oost en Midden (resp. Gelderland en Gelderse vallei).

K22, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems
Veel aanvullingen met matige tot goede volledigheden vinden met name plaats in het oosten van het Pleistoceen Oost (oostelijk Overijssel/Gelderland) en het Pleistoceen Zuid (zuid-oost Noord-Brabant). Aanvullingen met vnl. matige volledigheden vinden plaats in het Pleistoceen Noord (Drenthe) en het Laagveen Oost-gebied. In het Laagveen West-gebied vindt beperkt aanvulling plaats met zowel matig als goede kwaliteit. Tenslotte vindt beperkt aanvulling plaats met matige volledigheden in Kustduinen Noord-gebied (Texel, Vlieland).

K23, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems
Aanvullingen met vnl. goede tot zeer goede volledigheden vinden plaats op de waddeneilanden (Schiermonnikoog, Vlieland etc.) en in de duinen van Voorne (Kustduinen Noord en Zuid).

K27, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems
Veel aanvullingen met vnl. matig tot goede volledigheden vinden plaats in het Laagveen Oost-gebied van Friesland en in de kop van Overijssel (Wieden/Weerribben). Verder vindt enige aanvulling plaats met matige tot goede volledigheden in het Pleistoceen Zuid (centraal Noord-Brabant) en in het Utrechts-Hollands plassengebied (Laagveen West).

K28, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems
Enige aanvulling met matige tot goede volledigheden vindt plaats in het (oostelijk) Rivierengebied. Verder vindt aanvulling plaats met matige volledigheden in Zeeklei Noord en West-gebieden en in de Laagveengebieden (Friesland en Zuid-Holland) , op het Pleistoceen Noord (m.n. oost Groningen) en in beperkte mate ook op het Pleistoceen Zuid (centraal Noord-Brabant).

bK20, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems
Veel aanvullingen met goede tot zeer goede volledigheden vinden plaats op de Waddeneilanden en op de Zuid-Hollandse eilanden (Kustduinen Noord, en Zuid Zeeklei Noord en Zuid). Veel aanvullingen met matige tot goede volledigheden vinden plaats langs de Friese, Groningse en Noord-Hollandse waddenkust, (Zeekleigebieden) langs de IJsselmeerkust, in de Noordoostpolder (IJsselmeerpolders) en in en langs de Zeeuwse eilanden (Zeeklei Zuid).

K41, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems
Veel aanvullingen met zowel matige, goede als zeer goede volledigheden vinden plaats in alle Pleistoceen-gebieden (Drenthe, Gelderland, Veluwe, Gelderse Vallei, Noord-Brabant etc.).

K42, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems
Aanvullingen met vnl. matige tot goede volledigheden vinden plaats in alle Pleistoceen-gebieden (noord Drenthe, Overijssel, Gelderland, Gelderse Vallei, centraal en zuidoost Noord-Brabant) en in het Kustduinen Noord-gebied (met name waddeneilanden).

bK40, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems
Aanvulling met goede tot zeer goede volledigheden vinden plaats op de Waddeneilanden (Terschelling; Kustduinen Noord), langs de Friese waddenkust, en langs de Friese en Noord-Hollandse IJsselmeerkust (Zeeklei West en Noord). Aanvulling met vnl. matige volledigheden vinden plaats in en langs de Zeeuwse en Zuid-Hollandse eilanden (Zeeklei Zuid), in de Noordoostpolder (IJsselmeerpolders).en de Wieringermeer (Zeeklei West).

H22, bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems
Voor deze groep lijkt geen aanvulling met matige, goede of zeer goede volledigheden te hebben plaatsgevonden.

H27, bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems
Voor deze groep lijkt geen aanvulling met matige, goede of zeer goede volledigheden te hebben plaatsgevonden.

H28, bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems
Enige aanvulling met matige, goede en zeer goede volledigheden vindt met name plaats in het westelijk Rivierengebied (Biesbosch.).

H42, bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems
Voor deze groep lijkt geen aanvulling met matige, goede of zeer goede volledigheden te hebben plaatsgevonden.

H47, bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems
Enige aanvulling met matige volledigheden heeft plaatsgevonden in Zuid-Limburg (Heuvelland), op de strandwalgronden nabij Haarlem (Kustduinen Zuid) en in het Utrechts-Hollands plassengebied (Laagveen West).

In het algemeen lijken de gegeneraliseerde kaarten voor FLORIVON minder goed dan voor FLORBASE. Bij de kaarten zijn de volgende kanttekeningen te plaatsen:
- de (matig) voedselrijke systemen lijken ondergeïnventariseerd
- de beste inventarisaties lijken rond de grote steden te hebben plaatsgevonden (zie bijv. A18, verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren, rond Leiden)
- de effecten van de lokale weging zijn soms storend aanwezig, hetgeen mogelijk duidt op selectieve inventarisaties (alleen bepaalde vegetaties) in bepaalde regio's.

De kaart van Nederland is voor de verschillende groepen in verschillende mate aangevuld met voorspelde gegevens. Sommige ecotooptypen (bossen) zijn vrijwel niet aangevuld. Andere ecotoopgroepen zijn vrijwel alleen met matige volledigheden aangevuld. Met name de voedselarme, vochtige systemen zijn op de Pleistocene gronden duidelijk aangevuld. De aanvullingen per ecotoopgroep worden verder gepresenteerd en besproken in tabel 4.3 en 4.4

4.4 Conclusies, discussie en aanbevelingen

Conclusies en discussie

In dit hoofdstuk zijn de resultaten van de generalisatie van de FLORBASE en FLORIVON-bestanden gepresenteerd. Voor FLORBASE lijkt deze bewerking in het algemeen goed geslaagd., maar verbeteringen zijn nog mogelijk (zie aanbevelingen)

Voor FLORIVON lijkt de generalisatie minder geslaagd. De keuze van het voorkomen van structuurtypen aan de hand van een kaart van 1850 voldoet op een aantal punten duidelijk niet. Dit wordt met name duidelijk bij de bossen, alhoewel er rond 1930 minder en minder oud bos aanwezig was dan tegenwoordig. Daarnaast lijken de kaarten van de meer voedselrijke systemen nog grote hiaten te bevatten, die waarschijnlijk veroorzaakt worden door inventarisatie-effecten (Witte 1998); zo is rond stedelijk gebied waarschijnlijk veel beter geïnventariseerd. Een andere verklaring voor de slechtere voorspellingen voor FLORIVON ligt mogelijk in het feit dat de grens voor voldoende geïnventariseerd veel lager ligt dan voor FLORBASE; m.a.w. de uitgangsgegevens voor verklaring en voor voorspelling waren minder goed. Echter zolang er geen betere landschapsecologische en floristische data zijn, is dit op het moment het beste wat gebruikt kan worden voor de voorspelling van het biotisch herstel.

De verschillen met de hiaatopgevulde FLORIVON-kaarten van Witte *et al.* (2000) worden enerzijds veroorzaakt dat bij Witte e.a. geen generalisatie heeft plaatsgevonden en anderzijds doordat bij Witte e.a. gebruik is gemaakt van iets andere relaties voor de aanvulling met soorten.

Aanbevelingen

Op basis van de in dit hoofdstuk gepresenteerde resultaten zijn voor de generalisatie van FLORBASE de volgende verbeteringen mogelijk door aanpassing van de voorspellingsmodellen i.c.

- nadere selectie van verklarende variabelen, bijv. kwadratische modellen,
- aanpassing van de lokale wegingprocedure bijv. meer gedifferentieerd naar ecotoopgroep of meer rekening houdend met lijnelementen, bijv. de kust, rivieren e.d.,
- door verbetering van de onderliggende landschapsecologische informatie wat betreft het voorkomen van standplaatsen, structuurtypen (in het bijzonder vennen en sloten) en natuurgebieden,
- meer rekening te houden met inventarisatie-effecten.

Voor de verbetering van de generalisatie van FLORIVON gelden in het algemeen dezelfde aanbevelingen.

- het is wenselijk dat een betere topografische kaart uit ca. 1930 gebruikt wordt voor het afleiden van structuurtypen,
- nader onderzoek voor correctie van inventarisatie-effecten van stedelijk gebied (nabij woonplaats werd meer geïnventariseerd, dan verder van woonplaats).

5 AANGEPASTE MODELLERING VAN BIOTISCH HERSTEL IN DEMNAT

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de methode voor de aangepaste modellering van het herstel van natte en vochtige vegetaties uitgewerkt en toegepast op de gegeneraliseerde FLORBASE- en FLORIVON-bestanden. De nadruk in dit hoofdstuk ligt op het zogenaamde biotische herstel, d.w.z. de bijdrage door de zaadbank en door dispersie vanuit de omgeving aan het herstel van vegetaties.
In dit hoofdstuk wordt eerst een beschouwing gegeven over de aspecten waarmee rekening zou moeten worden gehouden bij de modellering van herstel van vegetaties (§ 5.2). Vervolgens wordt in § 5.3 de huidige wijze van herstelberekening in DEMNAT kort beschreven. In § 5.4 wordt de aangepaste modellering van DEMNAT beschreven en aan de hand van fictieve voorbeelden toegelicht. De kaarten met kansrijkdom voor herstel van natte en vochtige vegetaties worden besproken in § 5.5. De herstelkaarten zijn als kleurenplaten te vinden op de CD-ROM. De afsluitende paragraaf bevat conclusies, discussie en suggesties voor verbetering.

5.2 Aspecten van belang voor herstel van vegetaties

Verschillende bronnen (Van der Linden *et al.* 1996; Runhaar & Witte 1997, mondelinge mededeling Groen) geven een opsomming van aspecten die van belang zijn bij de modellering van het herstel van natte en vochtige vegetaties. Samengevat zijn er vier groepen van aspecten te onderscheiden: 1) flora, 2) grondgebruik (incl. vegetatiestructuur), 3) standplaatsomstandigheden en 4) overige processen (waaronder toeval). Deze aspecten worden hieronder verder uitgewerkt, waarbij wordt aangegeven in welke mate hiermee bij de aangepaste herstelmodellering in DEMNAT rekening wordt gehouden.

Flora
Van belang zijn: a) aanwezige zaadbank (verleden), b) aanwezige flora (heden) en c) dispersie (vanuit de omgeving). Planten die op een bepaalde plaats afwezig zijn, kunnen daar nog wel in de zaadbank aanwezig zijn, met name soorten met persistente zaden. Zodra de omstandigheden gunstig zijn, kunnen zij soms weer massaal optreden. Het is evident dat de plantensoorten die reeds aanwezig zijn, in feite het startpunt vormen voor het herstel. De natuurlijke dispersie door wind, water, dieren e.d. is, zeker op de lange termijn, een belangrijke factor die bijdraagt aan het herstel (zie ook H2). Er zijn soorten met zaden die zeer ver worden verspreid door wind of door dieren, terwijl andere zaden niet ver van de plant vallen. Van belang is dan welk deel van de zaden welke afstand aflegt. In de aangepaste herstelmodellering wordt zowel met het voorkomen van de flora in het verleden, heden en de omgeving rekening gehouden.

Grondgebruik (incl. vegetatiestructuur) en landschap
Zowel het grondgebruik in het verleden, heden en toekomst is van belang voor het voorspellen van het herstel van vegetaties. Dit zal worden geïllustreerd aan de hand van een aantal voorbeelden.
Het grondgebruik in de vroegere situatie bepaalt in belangrijke mate de kans op de aanwezigheid van een zaadbank. Zo is het aannemelijk dat herstel van een lage vegetatie minder waarschijnlijk is als op die plek vroeger bos heeft gestaan. Als het grondgebruik vroeger akkerbouw was, is het niet aannemelijk dat er een lage natuurlijke vegetatie aanwezig was. Het grondgebruik in het heden is eveneens van groot belang. Daar waar nu stedelijk gebied ligt, is het aannemelijk dat er in het algemeen weinig kans op herstel van een vegetatie is. Indien de locatie vnl. uit akkers bestaat, is het waarschijnlijk dat door de jaarlijkse grondbewerking de zaadbank uitgeput zal zijn, doordat de zaden bovengeploegd worden en vervolgens verloren gaan (afbraak of kieming onder ongunstige omstandigheden). Ook het grondgebruik in de toekomst is van belang. Wordt er bos weggehaald of geplant? Wordt het gebied natuurgebied of blijft het landbouwgebied? Over het grondgebruik in de toekomst kunnen bij modelberekeningen op landelijke schaal algemene veronderstellingen worden gedaan, zoals dat het grondgebruik gelijk blijft (actueel herstel) of dat alles natuurgebied wordt (maximaal herstel). Naast het grondgebruik is ook de toekomstige

ruimtelijke rangschikking van de verschillende grondgebruiks- en standplaatstypen (de zgn. eiland-effecten (MacArthur 1972); hierbij is meer herstel te verwachten bij grotere en meer verbonden geschikte ruimtelijke eenheden) van belang voor de dispersie van zaden. In de herstelmodellering wordt rekening gehouden met het grondgebruik op het geaggregeerde niveau van km-cellen. Het grondgebruik is in de eerste plaats gebruikt voor het voorspellen van de niet of onvoldoende geïnventariseerde gridcellen (zie hoofdstuk 3). Hiermee is grondgebruik indirect in de floristische informatie aanwezig. In aanvulling daarop zal het huidige grondgebruik gebruikt worden als een correctie voor de kansrijkdom voor het (toekomstig) herstel.

Standplaatsomstandigheden
Het herstel van de vegetatie volgt op het hydrologisch herstel en het herstel van de standplaatsen. Dit abiotisch herstel wordt binnen DEMNAT apart gemodelleerd. Op dit moment is alleen de huidige standplaatssituatie relatief goed bekend en wordt geen nieuwe of andere informatie gebruikt voor de standplaatssituatie in het verleden of in de toekomst, terwijl deze ook van groot belang zijn. Naast de standplaatskenmerken is ook de grootte van de geschikte standplaats van belang; hoe groter de standplaats hoe meer soorten er voor kunnen komen. Op het geaggregeerde schaalniveau van km-cellen waarop de herstelmodellering plaatsvindt wordt zowel met oppervlakte in combinatie met de huidige geschiktheid rekening gehouden.

Overige processen: toeval en ecologische restauratie
Nog afgezien van het feit dat veel van bovengenoemde aspecten een duidelijke toevals- of kanscomponent bevatten, zijn een aantal toevalsprocessen van belang die een grote invloed kunnen zijn op het herstel van vegetaties. Hierbij gaat het met name om natuurlijke dispersie van zeer grote afstanden, (waarschijnlijk) vooral ten gevolge van zware stormen.
Op de tweede plaats zijn er in de afgelopen decennia veel "ecologische restauratie-activiteiten" ontplooid[1]: herintroductie, natuurbouw en/of ontwikkeling, floravervalsing.
Over deze toevalsprocessen en ecologische restauratie bestaat geen kwantitatieve informatie over het belang en succes ervan voor het herstel van vegetaties. Deze processen en activiteiten kunnen dan ook niet in de herstelmodellering worden meegenomen.

5.3 Modellering van herstel in DEMNAT

Algemeen
Voor de aangepaste modellering van het herstel van vegetaties wordt uitgegaan van het huidige DEMNAT-model. In deze paragraaf wordt de wijze waarop in DEMNAT herstel wordt berekend, kort beschreven. Voor een uitgebreide beschrijving van DEMNAT zie o.a. de DEMNAT-rapporten. Deze paragraaf is in belangrijke mate gebaseerd op (Witte 1998) en (Runhaar *et al.* 1997). DEMNAT bestaat uit:
1) een gebiedsschematisatie,
2) dosis-effect functies,
3) een natuurwaarderingsmodule.
De verschillende hydrologische doses zijn afkomstig van hydrologische modellen. Bij de gebiedsschematisatie ontstaan "ecoplots": combinaties van ecotoopgroep, ecologische bodemeenheden en grondwatereenheden (kwel, schijnwaterspiegel en grondwaterstand). Met de dosis-effectfuncties worden de respons van de vegetatie en bodemprocessen gezamenlijk beschreven. In de waarderingsmodule worden de resultaten van de verschillende ecotoopgroepen gewaardeerd en gecombineerd.

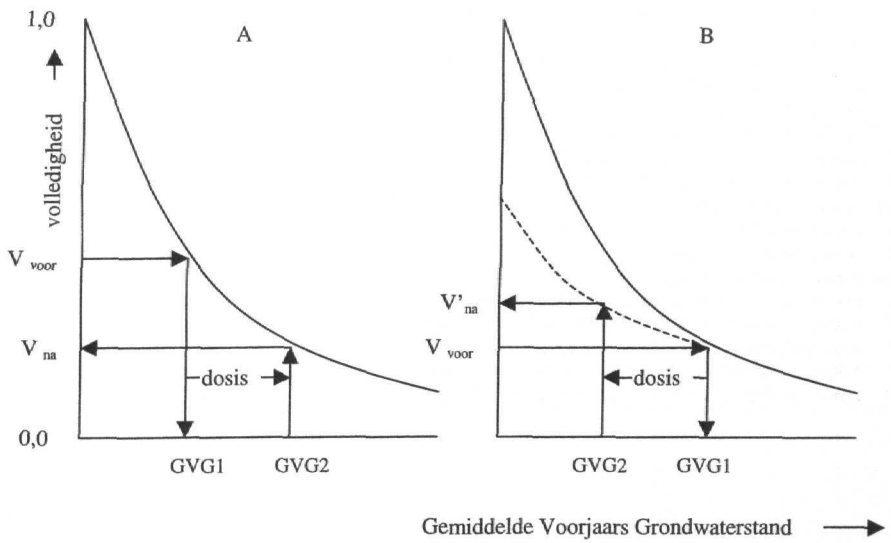
Dosis-effect functies
Binnen DEMNAT zijn voor elke relevante combinatie van ecotoopgroep, ecologische bodemeenheden en hydrologische ingrepen dosis-effectfuncties bepaald. De huidige hydrologische modellen kunnen op nationale schaal alleen globale voorspellingen doen over de te verwachten hydrologische situatie, bijvoorbeeld ten aanzien van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand. In DEMNAT wordt hiermee rekening gehouden door

[1] Hierbij gaat het niet om dispersie door de mens ten gevolgen van transport met maaimachines, vee e.d. Daarvoor is bij het opstellen van de verspreidingsprofielen al rekening mee gehouden.

niet met absolute hydrologische begin- en eindwaarden te rekenen, maar met hydrologische verschillen. Hiervoor wordt eerst de volledigheid voor een ingreep (V_{voor}) gebruikt om de waarschijnlijke hydrologische uitgangssituatie te bepalen. Vervolgens wordt de hydrologische dosis gebruikt om met een dosis-effect functie een nieuwe volledigheid af te leiden (V_{na}), zie figuur 5.2A. Voor herstelberekeningen wordt de omgekeerde weg gevolgd, waarbij met behulp van een hysteresisfactor rekening wordt gehouden met het feit dat veelal geen volledig herstel optreedt binnen de voorspellingstermijn van 20 jaar, zie figuur 5.2B. Bij een combinatie van afzonderlijke hydrologische ingrepen wordt op basis van een bepaalde procedure de effecten "in serie" doorgerekend. Na de effectberekeningen worden de resultaten gecombineerd tot km-celniveau op basis van de groottes en geschiktheden van de samenstellende ecoplots.

De berekening voor het herstel voor één dosiseffect-functie gaat als volgt:

- met de volledigheid (V_{voor}) vóór de herstelingreep wordt de uitgangswaarde (bijv. in figuur 5.2 GVG1) bepaald
- toepassing van een dosis in dosiseffect-functie levert een volledigheid (V_{na}) ná de herstelingreep
- het verschil, $\Delta V = V_{na} - V_{voor}$, wordt vervolgens gecorrigeerd (toelichting volgt) met:
  - een toepassingsfactor t
  - een hysteresisfactor h
  - dempingsfactoren d1 en d2
- dit levert een gecorrigeerd verschil: $\Delta V' = t * h * d1 * d2 * (V_{na} - V_{voor})$
- hieruit volgt een definitieve volledigheid $V'_{na} = V_{voor} + \Delta V'$
- herstelberekeningen worden alleen uitgevoerd voor volledigheden $V_{voor} > -0,25$



Figuur 5.2A Effect van een grondwaterstandsdaling bij een fictieve ecotoopgroep en ecologische bodemeenheid. B Effect van een grondwaterstandstijging; stippellijn: herstel rekening houdend met o.a. hysteresis (stippellijn).

In de huidige versie van DEMNAT wordt de dosis-effectfunctie ten behoeve van de herstelberekeningen op een aantal manieren gecorrigeerd en wel met een toepassingsfactor, hysteresisfactor en dempingsfactoren. Met de toepassingsfactor t (waarde tussen 0 en 1, (Runhaar *et al.* 1997)) wordt bepaald of de ingreep relevant is voor een ecotoopgroep. De dempingsfactoren worden toegepast in gevallen waarbij de hydrologische situatie waarschijnlijk niet de belemmerende factor is voor herstel (reeds nat) en in gevallen waarbij het voorkomen van een ecotoopgroep onwaarschijnlijk is.

Met de zogenaamde hystersisfactor vindt een correctie plaats voor 1) irreversibele veranderingen in bodems rijk aan organisch materiaal, waardoor herstel naar de oorspronkelijke situatie minder waarschijnlijk is en 2) voor mate van voorkomen en mate van isolatie van landschapstypen; meer zeldzame landschapstypen liggen in het algemeen meer geïsoleerd en daarmee is de kolonisatie door dispersie voor deze situaties minder waarschijnlijk dan voor meer algemene landschapstypen en ecotoopgroepen. De hysteresisfactor is weergegeven in tabel 5.3. Met deze hystersisfactor wordt dus in de huidige versie rekening gehouden met biotische herstelmechanismen. De hysteresisfactor wordt in DEMNAT als vermenigvuldigingsfactor toegepast. Derhalve betekent een hysteresisfactor van 1,0 dat de berekende toename in volledigheid verder niet gehinderd verloopt (immers vermenigvuldiging met 1), terwijl een hysteresisfactor van 0,5 betekent dat de berekende toename in volledigheid gehalveerd wordt (vermenigvuldiging met 0,5).

Tabel 5.3 Hysteresisfactoren binnen DEMNAT.; Bodemgroep 1: V01 t/m V04,V06 (veenbodems); Bodemgroep 2: V10, K09, Z01 t/m Z06 (moerige bodems) en Bodemgroep 3:overige ecoseries (vnl. minerale bodems); raadpleeg bron: Runhaar et al. (1997) voor nadere omschrijving.

Ecotoopgroep		Bodemgroep 1	2	3
code	omschrijving			
A12	verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren	0,7	0,7	0,7
A17	verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren	0,7	0,7	0,9
A18	verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren	1,0	1,0	1,0
bA10	verlandings- en watervegetaties van brakke wateren	0,7	0,7	0,7
K21	pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems	0,5	0,8	0,8
K22	pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems	0,5	0,6	0,7
K23	pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems	0,6	0,6	0,7
K27	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems	0,7	0,8	0,9
K28	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems	1,0	1,0	1,0
bK20	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems	0,7	0,7	0,7
K41	pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems	0,8	0,8	0,8
K42	pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	0,6	0,6	0,7
bK40	pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems	0,7	0,7	0,7
H22	bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems	0,7	0,8	0,7
H27	bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems	0,7	0,8	0,9
H28	bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems	1,0	1,0	1,0
H42	bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems	0,6	0,6	0,7
H47	bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems	0,7	0,7	0,9

5.4 Aangepaste modellering van het herstel van vegetaties in DEMNAT

Voor een verbetering van de herstelberekeningen in DEMNAT wordt gebruik gemaakt van extra informatie en wel:

- gegeneraliseerd FLORIVON-bestand: landsdekkend voorkomen van de scores van ecotoopgroepen in het verleden (1900-1950) om daarmee de bijdrage vanuit de zaadbank te kunnen bepalen
- gegeneraliseerd FLORBASE-bestand: landsdekkend voorkomen van de huidige scores van ecotoopgroepen om daarmee de bijdrage vanuit de omgeving door middel van dispersie te kunnen bepalen
- het huidige grondgebruik: grove classificatie in structuurtypen in combinatie met het voorkomen van natuurgebieden en
- verspreidingsprofielen: een zaadbankkarakteristiek en een dispersiekarakteristiek per ecotoopgroep.

Bij de aangepaste modellering van het herstel van vegetaties wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de huidige berekeningswijze. De belangrijkste aanpassingen zijn:

- de huidige hysteresisfactor bestaat uit een abiotisch (ha) en een biotisch (hb) component; deze worden gesplitst; uit tabel 5.3 is tabel 5.4 afgeleid met de abiotische hysteresisfactoren
- per ecoplot wordt op basis van score in het verleden, heden en in de omgeving een biotische hysteresisfactor (hb) bepaald. zie § 5.5
- de herstelberekeningen worden altijd uitgevoerd voor de hele range van volledigheden; dus niet alleen voor $V_{voor} > -0,25$, maar ook voor $V_{voor} >= -1,0$
- de herstelberekeningen worden uitgevoerd voor zowel voor goed geïnventariseerde km-cellen (op basis van waargenomen waarden) als voor niet of niet goed geïnventariseerde km-cellen (op basis van voorspelde waarden)
- er kan een extra correctiefactor (g) worden toegepast op de *toename* in volledigheid voor het huidige grondgebruik en abiotische geschiktheid, die verschillend is per km-cel; dit wordt toegelicht in § 5.5

Tabel 5.4 Abiotische hysteresisfactoren binnen de aangepaste versie van DEMNAT. Per onderscheiden bodemgroep zijn de bijbehorende ecologische bodemeenheden vermeld; gegevens afgeleid uit tabel 5.3 (ha_i =hysteresisfactor$_i$/(maximum hysteresisfactor per ecotoopgroep); en i= rangnummer bodemgroep) en aangepast door J. Runhaar (okt. 1999).

Ecotoopgroep	Bodemgroep 1: V01 t/m V04,V06	Bodemgroep 2: V10, K09, Z01 t/m Z06	Bodemgroep 3: overige
A12	1,0	1,0	1,0
A17	1,0	1,0	1,0
A18	1,0	1,0	1,0
bA10	1,0	1,0	1,0
K21	0,6	1,0	1,0
K22	0,7	0,9	1,0
K23	0,7	0,9	1,0
K27	0,8	0,9	1,0
K28	1,0	1,0	1,0
bK20	1,0	1,0	1,0
K41	1,0	1,0	1,0
K42	0,9	0,9	1,0
bK40	1,0	1,0	1,0
H22	0,7	0,9	1,0
H27	0,8	0,9	1,0
H28	1,0	1,0	1,0
H42	0,9	0,9	1,0
H47	0,8	0,8	1,0

In de aangepaste situatie (vergelijk beschrijving berekening herstel in de vorige paragraaf) wordt het verschil, $\Delta V = V_{na} - V_{voor}$, gecorrigeerd met :

- toepassingsfactor t (onveranderd)
- dempingsfactoren d1 en d2 (onveranderd)
- abiotische hysteresisfactor ha voor drie bodemgroepen
- biotisch hysteresisfactor hb die verschillend is per km-cel
- optionele correctiefactor voor grondgebruik en geschiktheid g die verschillend is per km-cel

Dit levert een gecorrigeerd verschil: $\Delta V' = t * d1 * d2 * ha * hb * g * (V_{na} - V_{voor})$

5.5 Berekening biotische hysteresisfactor en correctiefactor voor grondgebruik en geschiktheid

Bepaling biotische hysterisfactor hb

Bij de bepaling van de biotische hysteresisfactor gaat het om het betrekken van de floristische kwaliteit ter plekke in het verleden (zaadbank) en in de omgeving (dispersie). De berekeningen worden eerst uitgevoerd met scores, om ook met kleine scores (met een bijbehorende volledigheid van 0) te kunnen rekenen. Aan het eind van de berekeningen vindt de omrekening naar volledigheden plaats ten behoeve van kaartpresentaties en toepassing in DEMNAT. De gebruikte codes in de formules worden toegelicht in een apart kader.

Het algemene uitgangspunt bij de bepaling van de biotische hysteresisfactor is dat de maximaal haalbare score (S_{max}; dus als alle condities optimaal zijn) van een ecotoopgroep in een km-cel afhankelijk is van de huidige floristische kwaliteit (score) is (S_H), de vroegere floristische kwaliteit (S_{FLORI}) en wat er in de huidige omgeving aan floristische kwaliteit aanwezig is (S_{BUUR}). Een tweede belangrijke uitgangspunt is dat deze drie "bronnen" een aantal soorten gemeenschappelijk hebben en dat derhalve bij de bepaling van de maximaal haalbare score hiermee rekening moet worden gehouden om dubbeltelling te voorkomen.

Berekening van de biotische hysteresisfactor vindt in DEMNAT plaats. De benodigde gegevens voor de berekening van de biotische hysteresisfactor vindt in een aparte FORTRAN-module plaats. De input wordt gevormd door de gegeneraliseerde FLORBASE en FLORIVON-kaarten *op km-cel niveau* en de output wordt gevormd door een bestand met per km-cel per ecotoopgroep een maximaal haalbare score. We gaan eerst in op de bepaling van de bijdrage vanuit het verleden en op de bepaling van de bijdrage vanuit de omgeving. Daarna wordt toegelicht hoe deze gecombineerd worden met de huidige score om een maximaal haalbare score en volledigheid te kunnen bepalen om van daaruit een de biotische hysteresisfactor te bepalen.

<u>Bepaling bijdrage score uit het verleden</u>

Bekend is uit de zaadbankkarakterisiteken welke fractie van de ecotoopgroep een transiente of een matig of zeer persistente zaadbank heeft. De soorten met een transiente zaadbank zullen voor het herstel geen rol spelen; hiervoor wordt een weegfactor 0 gebruikt. De soorten met een zeer persistente zaadbank zullen de grootste rol spelen in het herstel; hiervoor wordt een weegfactor 1 gebruikt. De rol van soorten met een matig persistente zaadbank zal beperkt zijn, hiervoor wordt vooralsnog de weegfactor 0.1 gebruikt. Deze weegwaarden zullen in de verdere uitwerking van het programma instelbaar zijn. Voor de berekening van bijdrage van de score uit het verleden aan het biotisch herstel wordt de volgende formule gebruikt (zie kader voor toelichting variabelen):

$$S_V = S_{flori} * \sum_{1}^{3} Z * W$$

Voorbeeld : Bij een score in het verleden van 8,5, met een zaadbankarakteristiek van 0,65; 0,20 en 0,15 voor respectievelijk de transiente, medium-persistente en persistente fracties en de respectievelijke bijbehorende weegwaarden van 0; 0,1 en 1 bedraagt de bijdrage van de score uit het verleden aan het biotisch herstel:
$S_V = 8,5 * (0,65 * 0,0 + 0,20 * 0,1 + 0.,5 * 1,0) = 1,5$

Beschrijving van afkortingen van variabelen in de formules voor de bepaling van de biotische herstelfactor en de correctiefactor voor grondgebruik

. .1	: als suffix; voor de transiente fractie of de fractie met dispersie dichtbij
. .2	: als suffix; voor de matig persistente fractie of de fractie matig ver
. .3	: als suffix; voor de persistente fractie of de fractie ver
D .	: dispersiefractie 1-3 van een ecotoopgroep
g	: correctiefactor voor grondgebruik
ha	: de abiotische hysteresisfactor
hb	: de biotische hystersisfactor
k .	: de weegwaardeconstante voor de dispersiefracties
q	: afstand tot de buurcel i $= \sqrt{(x_c - x_i)^2 + (y_c - y_i)^2}$
S	: score; d.i. de gesommeerde gewogen presentie van plantensoorten uit een ecotoopgroep
S_{buur}	: de score van één buurcel op basis van FLORBASE
S_{flori}	: de score van één km-cel op basis van FLORIVON
S_H	: de huidige score op basis van FLORBASE van de km-cel waarvoor herstelberekeningen worden uitgevoerd
$S_{H\,max}$	: de maximale score per km^2 op basis van FLORBASE voor geheel Nederland
S_{max}	: de maximale haalbare score in een km-cel. na combinatie van S_H, S_{OT} en S_V
S_O	: de dispersiefractie van de volledigheid van één buurcel op basis van FLORBASE, die een bijdrage levert vanuit de omgeving aan het biotisch herstel;
S_{OT}	: de getotaliseerde volledigheid voor alle dispersiefracties van alle buurcellen op basis van FLORBASE, die een bijdrage leveren aan het biotisch herstel
S_V	: de volledigheid in het verleden van één km-cel op basis van FLORIVON, die een bijdrage levert aan het biotisch herstel
V	: volledigheid; d.i. tussen 0 en 1 genormaliseerde score (S) van een ecotoopgroep
V_H	: de huidige volledigheid (zowel voorspeld of waargenomen) op basis van FLORBASE van de km-cel waarvoor herstelberekeningen worden uitgevoerd
V'_H	: de voorspelde huidige volledigheid op basis van FLORBASE van de km-cel waarvoor herstelberekeningen worden uitgevoerd
V_{max}	: de maximale haalbare volledigheid; d.i. de genormaliseerde S_{max}
V_{na}	: de volledigheid volgens de dosiseffect curve ná de hydrologische ingreep
W .	: weegwaarde voor de zaadbank- of dispersiefracties van een ecotoopgroep
x_i	: x-coördinaat van een naburige km-cel i
x_c	: x-coördinaat voor de km-cel c waarvoor herstelberekening wordt uitgevoerd
y_i	: y-coördinaat van een naburige km-cel i
y_c	: y-coördinaat voor de km-cel c waarvoor herstelberekening wordt uitgevoerd
Z .	: zaadbankfractie 1-3 van een ecotoopgroep

Bepaling bijdrage score vanuit de omgeving

Bekend is uit de dispersiekarakteristieken welke fractie van de ecotoopgroep een verre, een matig verre of een verspreiding dichtbij heeft. Het zijn met name soorten met een verre verspreiding die een rol bij het biotisch herstel zullen spelen. Voor de bepaling van de bijdrage van de score vanuit de omgeving is er vanuit gegaan dat de verre dispersie maximaal 8 km, de matig verre dispersie maximaal 4 km en de dichtbije dispersie maximaal 2 km bedraagt[2]. Deze afstanden zijn vast en worden voor alle ecotoopgroepen

[2] Vanzelfsprekend kunnen andere keuzen worden gedaan op basis van deskundigen inschatting, literatuur of empirisch onderzoek. Binnen de begeleidingscommissie van het project vond de ene deskundige 8 km veel te veel en

gehanteerd. Tevens wordt er vanuit gegaan dat buurcellen die verder weg liggen een kleinere bijdrage door dispersie aan het herstel leveren. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van weegwaarden voor elke dispersieklasse. Deze weegwaarde neemt exponentieel af[3] met de afstand q van buurcel tot de "ontvangende" km-cel: $W_{.} = e^{k.q}$. Op basis van deze informatie kan voor één bepaalde buurcel de bijdrage aan het herstel worden bepaald voor de verschillende dispersiefracties:

$$S_{O.} = D_{.} * W_{.} * S_{buur}$$

Voorbeeld. Voor een buurcel met een score van 6,0 die 2 km van de "ontvangende" cel afligt, bij een ecotoopgroep met een fractie dichtbije verspreiding van 50% is de berekening: $W=e^{-2,30*2}$; daarmee W = 0,01 en
$S_{O.} = 0,50 * 0.,1 * 6,0 = 0,3$.

Na berekening van de bijdrage van één buurcel, moeten de bijdragen van alle buurcellen (bij een straal van 8 km ca. 200 km-cellen) worden gecombineerd. Hierbij moet rekening worden gehouden met het feit dat buurcellen geheel of gedeeltelijk dezelfde floristische samenstelling kunnen hebben (zie ook discussie) en dat er een maximale bijdrage (nl. de maximale score) is[4]. Met deze afhankelijkheid van soortensamenstelling tussen buurcellen is rekening gehouden door het maximum te nemen per dispersiefractie van alle buurcellen en deze voor de drie dispersiefracties te sommeren, in formule:

$$S_{OT} = \sum_{1}^{3} \max_{1}^{n} imum(S_{O..})$$

Voorbeeld. Voor 2 buurcellen:

	kmcel 1	kmcel 2	maximum
$S_{O1.}$	0,0	0,5	0,5
$S_{O2.}$	1,0	1,0	1,0
$S_{O3.}$	6,0	3,0	6,0

S_{OT} = 0,5 + 1,0 + 6,0 = 7.5

Combinatie volledigheden

Uiteindelijk worden de bijdragen van de drie bronnen (verleden, omgeving en de huidige score) gecombineerd. Hierbij worden alle scores genormaliseerd tot één maximaal haalbare score voor een bepaalde km-cel. Hierbij wordt gemakshalve uitgegaan van onafhankelijkheid van samenstelling tussen de drie bronnen

$$S_{max} = (1-(1-S_V/S_{H\,max})*(1-S_{OT}/S_{H\,max})*(1-S_H/S_{H\,max}))*S_{H\,max}$$

Voorbeeldberekening (op basis van voorgaande voorbeelden) en een fictieve huidige score van 3,5 en een maximale landelijke score van 10,0: S_{max} =(1-(1-1,5/10)*(1-7,5/10)*(1-3,5/10))*10= 8,6

---

de ander vond 8 km veel te weinig (sporen van paardenstaarten en zaden van orchideeën zouden tientallen tot honderden km's kunnen halen).

[3] Hierbij is uitgegaan van een bijdrage fractie van 0,01 bij de maximale afstand voor een dispersieklasse; hieruit kunnen de weegwaardeconstanten k worden afgeleid voor de drie dispersiefracties.

[4] Een alternatieve benadering is om uit te gaan van de volledige onafhankelijkheid van samenstelling van buurcellen. De berekening gebeurt in twee stappen. Op de eerste plaats vindt de combinatie plaats van bijdragen per dispersiefractie. Tevens moet rekening worden gehouden met het ontbreken van informatie van buitenland cellen. In de tweede stap worden de gecombineerde bijdragen voor alle buurcellen per dispersiefractie gesommeerd. Belangrijk nadeel van deze berekeningswijze is dat bij een groot aantal buurcellen zelfs met alleen lage bijdragen een hoge getotaliseerde bijdrage vanuit de omgeving berekend wordt, hetgeen niet realistisch is. Een tussenweg is uit te gaan van gedeeltelijke afhankelijkheid, waarbij soortensamenstelling van buurcellen onderling gecorreleerd is.

Deze maximale score wordt ten behoeve voor kaartpresentaties en berekeningen in DEMNAT genormaliseerd tot een volledigheid V_{max}.

De biotische hysteresisfactor is afhankelijk van de huidige volledigheid (V_H), de maximaal haalbare volledigheid (V_{max}) en de hydrologische hersteldosis:

$$hb = \frac{V_{max} - V_H}{V_{na} - V_H}$$

waarbij hb = 1 voor $V_{max} >= V_{na}$ en hb = 0 voor $V_{max} = V_H$.

De biotische herstelfactor is dus maximaal (1) als de, volgens de dosis-effect functie, voorspelde volledigheid na hydrologische herstelingreep (V_{na}) lager is dan de maximaal haalbare volledigheid (V_{max}). De biotische herstelfactor is minimaal (0) als de maximaal haalbare volledigheid (V_{max}) gelijk is aan de huidige volledigheid (V_H); met andere woorden er komt uit de omgeving of uit het verleden niets meer bij.

Bepaling correctiefactor g voor grondgebruik en geschiktheid voor bijdrage omgeving en verleden
Bij de generalisatie van zowel de historische als huidige floristische gegevens is rekening gehouden met het grondgebruik en de geschiktheid. De belangrijkste reden om bij de voorspelling van de toekomstige floristische situatie een aanvullende correctiefactor voor grondgebruik en geschiktheid toe te passen is dat bij de bepaling van de maximaal haalbare volledigheid van een km-cel, wat betreft de bijdragen uit het verleden en omgeving, nog géén rekening is gehouden met het huidige grondgebruik en geschiktheid ter plekke. Als hiermee niet rekening zou worden gehouden, bestaat de mogelijkheid dat voor een ecotoopgroep, die in de huidige situatie niet meer voorkomt (bijv. omdat bijvoorbeeld het gehele gebied bebouwd is geworden), maar in het verleden en in de omgeving nog wel goed ontwikkeld voorkwam of voorkomt, een goed biotisch herstel berekend wordt. Dit is in dit voorbeeld gegeven het huidige grondgebruik echter niet waarschijnlijk.

Bij de generalisatie van de huidige situatie is rekening gehouden met het grondgebruik en potentiële geschiktheid. Dit betekent dat de voorspelde waarden (V'_H) voor de compleetheid van een ecotoopgroep voor alle km-cellen (en dus niet alleen de niet- of slecht geïnventariseerde km-cellen) de beste schatting zijn van de geschiktheid en derhalve als correctiefactor gebruikt kunnen worden voor de bijdrage vanuit het verleden en omgeving, derhalve:
$g = V'_H$

Er is een overlap tussen de correctiefactor g en de dempingsfactoren van DEMNAT. In de discussie wordt hierop nader ingegaan.

5.6 Kansrijkdomkaarten

In deze paragraaf worden de kansrijkdomkaarten voor biotisch herstel besproken. Bij deze kansrijkdomkaarten is uitgegaan van optimale omstandigheden (biotische hysteresisfactor = 1). Behalve om het herstel in de enge betekenis van het woord gaat het ook om weergave van ontwikkeling van ecotoopgroepen door de aanwezigheid in de directe omgeving. Bij de presentatie van de kansrijkdomkaarten is zowel de maximaal haalbare score vertaald in kwaliteitsklassen (V_{max}) van belang, als de toename, eveneens vertaald in klassen, daarin. Beide aspecten van kansrijkdom zijn in één kaart weer gegeven, zie voor nadere omschrijving tabel 5.1.

De kansrijkdomkaarten zijn opgenomen als kleurenplaten op de CD-ROM. Er zijn geen kansrijkdomkaarten gemaakt rekening houdend met het grondgebruik (en standplaats) of met een bepaalde hydrologische dosis. In Tabel 5.2 zijn de belangrijkste kansrijke gebieden voor herstel van natte en vochtige vegetaties onder optimale condities beschreven. In tabel 5.3 is dit nogmaals getalsmatig weergegeven.

Tabel 5.1 Toelichting op de categorieën in de kansrijkdomkaarten voor biotisch herstel voor natte en vochtige vegetaties. In de kaartlegenda komt klein herstel overeen met matig herstel in de tabel en groot herstel overeen met goed herstel in de tabel Tussen haakjes de kaartkleuren voor de maximaal haalbare kwaliteitsklasse; in de tabel zijn de markeringen voor de mate van herstel weergegeven.

		Maximaal haalbare volledigheid = V_{max}			
		ruis (grijs)	matig (geel)	goed (oranje)	zeer goed (rood)
Huidige volledigheid = V_H	ruis	geen herstel	matig herstel ○	goed herstel ●	goed herstel ●
	matig	-	geen herstel	matig herstel ○	goed herstel ●
	goed	-	-	geen herstel	matig herstel ○
	zeer goed	-	-	-	geen herstel

Tabel 5.2 Beschrijving kansrijkdom biotisch herstel per ecotoopgroep. In deze tabel komt goed herstel overeen met groot herstel en matig herstel met klein herstel (zie ook tabel 5.1 en kansrijkdomkaarten).

A12, verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren
Goed herstel vindt met name plaats in de kop van het Pleistoceen Noord, in het oosten van Overijssel (Pleistoceen Oost), verspreid door Noord Brabant (Pleistoceen Zuid) en op een aantal plaatsen in de duinen (Voorne, Terschelling, Kustduinen Noord en Zuid). Veel km-cellen met matig herstel zijn te vinden in de kop van Overijssel (Wieden/ Weerribben, Laagveen Oost) en in het Utrechts-Hollands plassengebied (Laagveen West) en verder verspreid over Pleistoceen Noord, Oost en Zuid en in de Kustduinen Noord .

A17, verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren
Goed herstel is mogelijk in de Laagveengebieden, langs de noordrand van het Pleistoceen Noord en in beperkte mate ook in Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid). In al deze gebieden is veel km-cellen matig herstel mogelijk en verder ook in mindere mate in Pleistoceen Oost en langs de binnenduinrand.

A18, verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren
Goed herstel komt bij deze ecotoopgroep weinig voor, hetgeen niet verwonderlijk vanwege zijn (waarschijnlijke) sterke recente toename en gebrek aan informatie uit het verleden. In vrijwel alle lage gebieden (Holoceen Nederland) is matig herstel mogelijk.

bA10, verlandings- en watervegetaties van brakke wateren
Goed herstel komt bij deze ecotoopgroep weinig voor, hetgeen waarschijnlijk samenhangt met gebrek aan informatie uit het verleden. Gebieden met relatief veel matig herstel is in de kop van Friesland (Zeeklei Noord) en in de Purmer (Zeeklei West). Gezien de voortgaande verzoeting van de binnenlandse wateren is het maken van een kansrijkdomkaart voor deze groep alleen zinvol bij zeer ingrijpende maatregelen als de inlaat van zout of brak water.

K21, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems
Veel goed herstel van deze ectoopgroep is mogelijk in het oosten van het Pleistoceen Noord, Oost en Zuid en voorts in de Gelderse Vallei (Pleistoceen Midden). Veel matig herstel is mogelijk in vrijwel alle Pleistocene gebieden op de Waddeneilanden (in het bijzonder Terschelling, Kustduinen Noord) en ook in de Laagveen-gebieden.

K22, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems
Veel goed herstel van deze ecotoopgroep is mogelijk in het oosten van Gelderland en Overijssel (Pleistoceen Oost) en in zuidoost Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid). In mindere mate is ook goed herstel mogelijk in de kop van Overijssel (Wieden/Weerribben, Laagveen Oost), in het Utrechts-Hollands plassengebied (Laagveen West) en in het Pleistoceen Noord, Oost en Zuid en Kustduinen Noord. In alle genoemde gebieden is tevens veel matig herstel mogelijk.

K23, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems
Veel goed herstel is mogelijk in de Duingebieden, met name op de Waddeneilanden en op de Zeeuwse en Zuid-Hollandse eilanden. Matig herstel is mogelijk in de Duingebieden en verder verspreid in de Laagveengebieden (kop van Overijssel, Noord-Holland/Utrecht) en de Pleistocene gebieden (met name Oost, Midden en Zuid)

K27, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems
Veel goed herstel is mogelijk in de Laagveengebieden, met name in Friesland en in de Pleistocene gebieden Noord, Oost en Zuid. In Drenthe en Noord-Brabant zijn de beekdalen goed als belangrijkste herstelgebieden zichtbaar. In de genoemde gebieden is matig herstel op grote schaal mogelijk, hetgeen waarschijnlijk samenhangt met de goede verspreiding van deze ecotoopgroep

K28, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems
Veel goed herstel is mogelijk met name in de Laagveengebieden, het Rivierengebied (Maas!) en in mindere mate ook in de Pleistocene gebieden Noord en Oost (met name in oostelijke delen), Zuid (met name zuidoost Noord-Brabant) en in de Zeekleigebieden (bijv. Zeeuws-Vlaanderen). In de genoemde gebieden is ook veel matig herstel mogelijk.

bK20, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems
Veel goed herstel is mogelijk op de Waddeneilanden en langs de Friese Waddenkust, en langs en in de Zuidhollandse en Zeeuwse eilanden, in het Laagveen Westgebied in Noord-Holland (Zaanstreek) en voorts in de Noordoostpolder. In de genoemde gebieden en verder vooral in Noordoostpolder, de Waddenkust van Groningen en Voorne lijken er mogelijkheden voor matig herstel. Vanzelfsprekend is herstel alleen mogelijk bij herstel van de toevoer van zout of brak water zoals bijv. bij de plannen voor het (gedeeltelijk) openen van de Haringvlietsluizen (Dirkx 2000).

K41, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems
Veel goed herstel is mogelijk in het centrale deel van het Pleistoceen Noord (Drenthe), in het oostelijk deel van het Pleistoceen Zuid (Gelderland/Overijssel) en in zuidoostelijk deel van Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid) en in mindere mate op het Pleistoceen Midden. Veel matig herstel is mogelijk in de eerder genoemde Pleistocene gebieden en in de Kustduinen Noord.

K42, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems
Goed herstel is heel beperkt mogelijk in het Pleistoceen Zuid, Pleistoceen oost (oostelijk deel) en Pleistoceen Noord (noordelijk deel). Veel matig herstel is mogelijk in de eerder genoemde gebieden en in de Kuistduingebieden, Pleistoceen Midden en in mindere mate ook in de Laagveengebieden.

bK40, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems
Veel goed herstel is mogelijk langs de kusten van de Waddeneilanden, in en langs de Friese, Groningse en Noordhollandse Waddenkust, in en langs de Zuidhollandse en Zeeuwse eilanden (in het bijzonder Walcheren) en voorts in mindere langs de IJsselmeerkust (in het bijzonder rond Urk in de Noordoostpolder) en in Noord-Holland. Veel matig herstel is mogelijk in de eerder genoemde gebieden en verder in Noord-Holland, de Noordoostpolder en in de Lauwersmeer. Zie verder opmerkingen bij ecotoopgroep bK20.

H22, bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems
Voor deze ecotoopgroep is op geen enkele plaats goed herstel mogelijk. Matig herstel lijkt mogelijk in de oostelijke delen van de Pleistocene gebieden Noord en Oost, in het zuidoosten van Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid) en in beperkte mate in de kop van Overijssel (Laagveen Oost).

H27, bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems
Veel goed herstel is mogelijk in de kop van Overijssel en van Friesland en in het Utrechts-Hollands plassengebied (Laagveen Oost en West), in de oostelijke delen van de Pleistocene gebieden Noord en Oost (Drente/Groningen en Overijssel/Gelderland), in het zuidoostelijk deel van Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid). en plaatselijk ook in het Rivierengebied (Biesbosch, Maas). Veel matig herstel is mogelijk in eerder genoemde gebieden en langs de binnenduinrand en in Midden Limburg.

H28, bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems
Veel goed herstel is mogelijk in het gehele Rivierengebied, in de kop van Overijssel en het Utrechts-Hollands plassengebied (Laagveen Oost en West) en de Pleistocene gebieden Oost (oostelijk deel) en Zuid (centrum). Veel matig herstel is mogelijk in eerder genoemde gebieden en voorts in de IJsselmeerpolders en de Zeekleigebieden.

H42, bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems
Voor deze ecotoopgroep is goed herstel beperkt mogelijk in het oosten van het Pleistoceen Oost (Gelderland/Overijssel) in Zuid-Limburg (Heuvelland). Veel matig herstel is mogelijk in de Pleistocene gebieden en langs de binnenduinrand in Noord en Zuid-Holland.

H47, bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems
Veel goed herstel is mogelijk in het oosten van Gelderland/Overijssel (Pleistoceen Oost), in Zuid-Limburg (Heuvelland), centraal Noord-Brabant (Pleistoceen Zuid) en in de binnenduinrand (met name Kustduinen Zuid). Veel matig herstel is, naast in de eerder genoemde gebieden, mogelijk in het Pleistoceen Noord, in het Pleistoceen Midden (met name Utrechtse Heuvelrug en Gelderse Vallei) en in het Rivierengebied langs de Maas in Limburg.

Bij een globale vergelijking van de kaarten valt op dat er een aantal groepen zijn waarbij weinig goed biotisch herstel mogelijk lijkt te zijn (de wateren .A1., vegetaties op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems .42 en bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems, H22). Daarentegen zijn er een aantal groepen waarbij veel goed herstel mogelijk lijkt te zijn, te weten de pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte en vochtige, brakke bodems bK2/40, de vegetaties op natte, zeer voedselrijke bodems, .28, en pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems, K27.

Deze verschillen tussen deze ecotoopgroepen kunnen worden verklaard door de onderliggende gegevens: zaadbank- en dispersieprofielen en het gegeneraliseerde voorkomen in het verleden en heden (ter plekke en in de omgeving). Naarmate de fractie persistente zaadbank en fractie dispersie ver van zaden groter zijn en de ecotoopgroep vroeger en in het heden meer voorkomt, zijn de herstelkansen groter. Dit geldt in het bijzonder voor de voedselrijke natte groepen (veel voorkomend, grote dispersie, grote fractie persistente zaden e.d.). Voor de brakke groepen geldt hetzelfde, met dien verstande dat deze ecotoopgroepen sterk geclusterd langs de kusten voorkomen en dat de fractie persistente zaden gemiddeld groot is. De biotische herstelkansen voor de vegetaties in wateren worden niet zo groot ingeschat. Dit wordt veroorzaakt voor A12, verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren, door het beperkte voorkomen in het heden en verleden en een zeer geringe dispersie in combinatie met een grote fractie persistente zaden. De andere aquatische ecotoopgroepen zijn volgens FLORIVON slecht vertegenwoordigd in het verleden en hebben in het algemeen een kleine fractie persistente zaden in combinatie met een kleine dispersie. De vegetaties op zwak zure vochtige bodems (.42) komen zowel in het heden als in het verleden weinig voor en hebben zowel een lage tot middelmatige dispersie als dito fractie persistente zaden. Dit zelfde geldt ook voor ecotoopgroep H22, bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems.

Voor lang niet alle ecootopgroepen is het gebruik van deze kansrijkdomkaarten nodig vanuit natuurbehoudsoogpunt of mogelijk gezien het huidige grondgebruik. Voor de meeste voedselrijke systemen is geen apart beschermingsbeleid noodzakelijk. Voor de brakke ecotoopgroepen is het gebruik van de kansrijkdomkaarten minder zinvol omdat de noodzakelijke brakke milieucondities veelal door ingrijpen van de mens verdwenen zijn (afsluiting toevoer zout water). Alleen voor de Waddenkusten, voor plannen als het openenen van de Haringvlietsluizen en voor scneario's ten aanzien van zeespiegelstijgingen zijn deze kaarten voor de brakke ecotoopgroepen zinvol.

Bij het gebruik van de herstelkaarten moet ook de betrouwbaarheid van de onderliggende gegevens worden betrokken. Zo heeft bijv. ecotoopgroep bA10, verlandings- en watervegetaties van brakke wateren, maar weinig soorten en hiervan is wederom van een klein deel informatie over dispersie en zaadbanken beschikbaar. De betrouwbaarheid van de gegeneraliseerde voorkomens in het verleden is in het vorige hoofdstuk aan de orde geweest, dit geldt in het bijzonder voor de aquatische groepen en bossen. Hierbij moet opgemerkt worden dat de kaarten voor deze groepen voor zover gebaseerd op werkelijk waargenomen gegevens wel goed bruikbaar zijn.

Een laatste punt dat bij de interpretatie van de kaarten mogelijk van belang is, is dat voor een aantal ecotoopgroepen de onderste klassegrenzen heel laag liggen zodat snel een overschrijding (stijging van 1 klasse) plaatsvindt. Dit effect zien we bij ecotoopgroep bK20, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems.

Tabel 5.3 Aantal km-cellen per ecotoopgroep die geen, één, twee of drie klassen in volledigheid toenemen en de resulterende maximaal haalbare volledigheidsklasse (V_{max}) alsmede het uiteindelijke totale aantal km-cellen per volledigheidsklasse. Percentages zijn berekend op basis van het totaal aantal landcellen in Nederland: 36.830. De kolom ruis-totaal is identiek aan de 1e kolom in de tabel ruis-geen toename en is derhalve niet herhaald in de tabel.

eco-toop-groep	geen toename in klasse								toename 1 klasse							toename 2 klassen					toename 3 klassen		totaal toename							
	ruis	%	matig	V_{max} %	goed	%	zeer goed	%	matig	%	goed	%	zeer goed	%		goed	V_{max} %	zeer goed	%		V_{max} zeer goed	%	matig	%	goed	%	zeer goed	%		
A12	35681	96,9	227	0,6	62	0,2	40	0,1	598	1,6	103	0,3	34	0,1		57	0,2	15	0,0		13	0,0	825	2,2	222	0,6	102	0,3		
A17	31547	85,7	262	0,7	186	0,5	437	1,2	2241	6,1	1417	3,8	555	1,5		142	0,4	43	0,1		0	0,0	2503	6,8	1745	4,7	1035	2,8		
A18	20390	55,4	3409	9,3	1565	4,2	880	2,4	5425	14,7	3794	10,3	1353	3,7		14	0,0	0	0,0		0	0,0	8834	24,0	5373	14,6	2233	6,1		
bA10	34522	93,7	1178	3,2	504	1,4	186	0,5	317	0,9	114	0,3	9	0,0		0	0,0	0	0,0		0	0,0	1495	4,1	618	1,7	195	0,5		
K21	31557	85,7	511	1,4	222	0,6	171	0,5	3236	8,8	455	1,2	190	0,5		400	1,1	54	0,1		34	0,1	3747	10,2	1077	2,9	449	1,2		
K22	31118	84,5	438	1,2	95	0,3	171	0,5	3477	9,4	651	1,8	228	0,6		452	1,2	140	0,4		60	0,2	3915	10,6	1198	3,3	599	1,6		
K23	35878	97,4	50	0,1	15	0,0	127	0,3	336	0,9	109	0,3	91	0,2		84	0,2	80	0,2		60	0,2	386	1,0	208	0,6	358	1,0		
K27	23773	64,5	142	0,4	73	0,2	574	1,6	6169	16,7	2025	5,5	1088	3,0		1968	5,3	870	2,4		148	0,4	6311	17,1	4066	11,0	2680	7,3		
K28	8345	22,7	999	2,7	311	0,8	878	2,4	11419	31,0	5623	15,3	2801	7,6		3886	10,6	2136	5,8		432	1,2	12418	33,7	9820	26,7	6247	17,0		
bK20	33123	89,9	57	0,2	26	0,1	266	0,7	1668	4,5	241	0,7	315	0,9		540	1,5	289	0,8		305	0,8	1725	4,7	807	2,2	1175	3,2		
K41	32008	86,9	308	0,8	200	0,5	241	0,7	2464	6,7	874	2,4	340	0,9		336	0,9	59	0,2		0	0,0	2772	7,5	1410	3,8	640	1,7		
K42	33451	90,8	948	2,6	277	0,8	225	0,6	1359	3,7	392	1,1	120	0,3		39	0,1	9	0,0		10	0,0	2307	6,3	708	1,9	364	1,0		
bK40	30632	83,2	43	0,1	10	0,0	251	0,7	3635	9,9	267	0,7	278	0,8		1005	2,7	371	1,0		338	0,9	3678	10,0	1282	3,5	1238	3,4		
H22	36133	98,1	171	0,5	116	0,3	98	0,3	187	0,5	81	0,2	44	0,1		0	0,0	0	0,0		0	0,0	358	1,0	197	0,5	142	0,4		
H27	30117	81,8	340	0,9	172	0,5	772	2,1	2865	7,8	1381	3,7	765	2,1		289	0,8	121	0,3		8	0,0	3205	8,7	1842	5,0	1666	4,5		
H28	24164	65,6	3	0,0	0	0,0	705	1,9	5203	14,1	392	1,1	689	1,9		3026	8,2	1050	2,9		1598	4,3	5206	14,1	3418	9,3	4042	11,0		
H42	34577	93,9	212	0,6	112	0,3	368	1,0	804	2,2	425	1,2	243	0,7		53	0,1	32	0,1		4	0,0	1016	2,8	590	1,6	647	1,8		
H47	32388	87,9	518	1,4	210	0,6	516	1,4	1737	4,7	791	2,1	426	1,2		151	0,4	89	0,2		4	0,0	2255	6,1	1152	3,1	1035	2,8		

5.7 Conclusies, discussie en aanbevelingen

Conclusies en discussie

Voor het bepalen van de kansrijkdom van biotisch herstel van natte en vochtige vegetaties is een methode ontwikkeld, die voortbouwt op de huidige berekening van herstel binnen DEMNAT. In plaats van een constante hysteresisfactor per ecotoopgroep wordt in de aangepaste methode gebruik gemaakt van een variabele biotische hysteresisfactor. Daarnaast is het mogelijk gemaakt rekening te houden bij het biotisch herstel met het huidige grondgebruik en geschiktheid. De biotische hysterisfactor is afhankelijk van de huidige volledigheid van een ecotoopgroep, van de verwachte volledigheid conform de dosis-effectfuncties voor een ecoplot binnen DEMNAT ná de hydrologische ingreep en van de maximaal haalbare volledigheid. De maximaal haalbare volledigheid (uitgaande van optimale omstandigheden) is gebaseerd op 3 bronnen: de huidige volledigheid ter plekke én in de omgeving en van de volledigheid ter plekke in het verleden. Hierbij wordt rekening gehouden met een gemeenschappelijk deel aan plantensoorten in de bronnen, zodat dubbeltelling wordt voorkomen. Voor 18 ecotoopgroepen zijn kaarten gemaakt waarop de kansrijkdom voor biotisch herstel is weergegeven onder optimale omstandigheden.

Gezien de onzekerheden in de gegevens waarop de kansrijkdomkaarten zijn gebaseerd, zijn deze vooral bruikbaar voor relatieve vergelijkingen: waar in Nederland en voor welke ecotoopgroep is de meeste kans op herstel?

Bij een globale vergelijking van de kaarten valt op dat er een aantal groepen zijn waarbij weinig goed herstel mogelijk lijkt te zijn (de wateren .A1., .vegetaties op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems .42 en bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems H22). Daarentegen zijn er een aantal groepen waarbij veel goed herstel mogelijk lijkt te zijn, te weten de pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte en vochtige brakke bodems bK2/40, de vegetaties op natte, zeer voedselrijke bodems, .28, en pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems, K27. Deze verschillen tussen deze ecotoopgroepen kunnen worden verklaard door de onderliggende gegevens: zaadbank- en dispersieprofielen en het gegeneraliseerde voorkomen in het verleden en heden (omgeving). Naarmate de fractie persistente zaadbank en fractie dispersie ver van zaden groter is en het voorkomen van een ecotoopgroep (vroeger en heden) groter is, nemen de herstelkansen toe. Voor lang niet alle ecotoopgroepen is het gebruik van deze kansrijkdomkaarten nodig vanuit natuurbehoudsoogpunt of mogelijk gezien het huidige grondgebruik. Voor de meeste voedselrijke systemen is geen apart beschermingsbeleid noodzakelijk. Voor de brakke ecotoopgroepen is het gebruik van de kansrijkdomkaarten alleen zinvol als de noodzakelijke brakke milieucondities door ingrijpen van de mens (toevoer zout water) hersteld worden.

Aan de scores of volledigheden van een ecotoopgroep is niet meer af te lezen welke plantensoorten hieraan hebben bijgedragen. Deze informatie zou wel bruikbaar kunnen zijn om per gridcel meer gedifferentieerde zaadbank- of dispersieprofielen, of om de gemeenschappelijke soorten in buurcellen of in verschillende bronnen die bijdragen aan de maximaal haalbare volledigheid, te kunnen bepalen. Belangrijk probleem hierbij is dat voor gridcellen die niet of onvoldoende zijn geïnventariseerd deze samenstelling onbekend is, tenzij ook de voorspellingen op soortsniveau zouden worden gedaan (bijv. Alkemade *et al.* (1999)). Voorspellingen op soortsniveau leveren echter hun eigen problemen en onzekerheden op.

In de methode voor de bepaling van de kansrijkdom zijn aanpassingen doorgevoerd om rekening te kunnen houden met biotische herstelprocessen. Hierbij zijn een aantal keuzen gemaakt die voor discussie vatbaar zijn.

Er zijn een drietal discussiepunten met betrekking tot het rekening houden met dispersie.

Er is uitgegaan van een arbitraire maximale afstand van 8 km, waarover dispersie kan plaatsvinden. Het transport van zaden en plantendelen kan echter over veel grotere afstanden plaatsvinden bij stormen. In principe zou dit toevals-aspect optioneel in het model (als een stochastisch proces) kunnen worden ingebouwd. Er zijn hiertegen echter twee belangrijke bezwaren.

Op de eerste plaats differentieren zware stormen niet tussen km-cellen (maar mogelijk wel tussen ecotoopgroepen) en derhalve draagt dit niet bij aan de verschillen in kansrijkdom tussen cellen. Op de tweede plaats is alleen informatie beschikbaar van Nederland en kan niet de lange afstandtransporten vanuit België, Duitsland of Engeland gemodelleerd worden.

Een tweede discussie-aspect met betrekking tot dispersie is dat bij de aggregatie van de bijdragen van de buurcellen aan de dispersie is uitgegaan van de volledige afhankelijkheid van samenstelling van de buurcellen, d.w.z. dat een buurcel met een hogere score altijd de soorten van de buurcel met een lagere score heeft. Dit zal echter niet altijd het geval zijn; derhalve leidt dit tot een onderschatting. Deze onderschatting lijkt echter minder problematisch dan de grote overschatting die zou plaatsvinden als zou zijn uitgegaan van de volledige *on*afhankelijkheid van soortensamenstelling van buurcellen. Een verbetering zou zijn als de mate van afhankelijkheid berekend zou kunnen worden. Er is echter geen eenvoudig toe te passen rekenmethode die deze mate van afhankelijkheid kan bepalen (E. Meelis UL, mondelinge mededeling).

Bij de berekening van de bijdrage van de buurcellen aan de dispersie wordt geen rekening gehouden met de windrichting of met landschapsstructuur. Rekening houden met windrichting hoort wél tot de mogelijkheden. De belangrijkste windrichting is weliswaar zuidwest in het winterhalfjaar, maar de verschillen tussen de windrichtingen in het zomerhalfjaar (het seizoen waarin de zaden geproduceerd worden) zijn niet zó groot dat dit een aparte berekening vergt (Anonymous 1999). Ook met de effecten van landschapsstructuur (voor lage vegetaties zijn bossen dispersie-hindernissen etc.) zou rekening gehouden kunnen worden op het niveau van km-cellen, door het berekenen van een dispersieweerstand afhankelijk van de vegetatiesamenstelling. Het is echter de vraag of deze verfijning gerechtvaardigd is, gezien de vele onzekerheden in de gegevens.

Bij de herstelberekeningen in DEMNAT wordt met behulp van dempingsfactoren op een uniforme wijze gecorrigeerd voor die gevallen waarin niet de hydrologische situatie maar het grondgebruik een belemmerende factor is in het herstel. De (optionele) correctiefactor g voor grondgebruik en geschiktheid in de aangepaste berekeningswijze is in tegenstelling tot de dempingsfactoren gebaseerd op actuele informatie over het grondgebruik en wordt toegepast op het schaalniveau van de vierkante km. Dempingsfactoren zijn gebaseerd op alleen de abiotische geschiktheid en worden toegepast op het niveau van ecoplots.

Bij de berekening van de maximaal haalbare volledigheid wordt uitgegaan van volledige onafhankelijkheid van soortensamenstelling van de bijdragen uit het verleden, omgeving en de huidige score. Dit is in tegenstelling met de werkwijze waarop de bijdragen door dispersie vanuit de buurcellen gecombineerd worden. Door deze werkwijze zal er sprake zijn van overschatting, die mogelijk enige compensatie biedt voor de onderscheid bij de berekening van de bijdrage vanuit de omgeving. Anderzijds is het bij de berekening van de maximaal haalbare score beter verdedigbaar dat de samenstelling van de bijdragen van verleden en omgeving en de huidige score meer onafhankelijk zijn dan de bijdragen van de verschillende buurcellen.

Aanbevelingen

Naar aanleiding van bovenstaande discussie worden de volgende aanbevelingen geformuleerd:

- de voorgestelde methode voor berekening van biotisch herstel is een eerste poging om biotische herstelprocessen rekening te houden. Een validatie op basis van uitgevoerde herstelprojecten lijkt ter controle en evt. aanpassing van de procedure is gewenst.
- nader onderzoek naar het verdisconteren van gedeeltelijke afhankelijkheid van km-cellen
- nader onderzoek naar de wenselijkheid en mogelijkheden van het verdisconteren van de landschapsstructuur bij het berekenen van het biotisch herstel
- het biotisch herstel wordt door de (optionele) combinatie van dempingsfactoren en correctiefactoren "dubbel" gecorrigeerd. Dit is voor verbetering vatbaar. Wenselijk is één correctiefactor op het schaalniveau van ecoplot, waarbij het grondgebruik verdisconteerd is.

LITERATUUR

Alkemade,J.R.M., Bakkenes,M., Ihle,F., Latour,J.B. & Leemans,R., 1999. Assessing effects of climate change on the diversity and distribution of European higher plants. In: Van Oene,H., Berendse,F., Alkemade,J.R.M., Bakkenes,M., Ihle,F., & De Kovel,C.G.F. (eds.). Assessment of long-term effects of climate change on biodiversity and vulnerability of terrestrial ecosystems. Dutch National Research Programma on Global Air Pollution and Climate Change, Wageningen/Bilthoven, blz. 15-42

Anonymous, 1989. Verdroging van natuur en landschap in Nederland. I. Beschrijving en analyse. II Het technisch rapport. IVM/CML/TNO/RIN, Amsterdam

Anonymous, 1999a. Topografische-Militaire Kaart 1850.

Anonymous, 1999b. De toestand van het klimaat in Nederland 1999.

Arts,M.T., Witte,J.P.M. & Van Ek,R., 1997. Gevoeligheidsanalyse DEMNAT-2.0. RIZA 96.066, Wageningen/lelystad

Beerling,D.J., Huntley,B. & Bailey,J.P., 1995. Climate and the distribution of *Fallopia japonica*: use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. *Journal of Vegetation Science* **6**: 269-282.

Bekker,R.M., Schaminée,J.J., Bakker,J.P. & Thompson,K., 1998. Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Botanica Neerlandica* **47**: 15-26.

Bleij,B. & Witte,J.P.M., 1997. Aggregatie van DEMNAT-uitkomsten: een programma-pakket voor de aggregatie van DEMNAT-uitkomsten per km^2 naar ecodistricten van willekeurige vorm en grootte. RIZA 96.095, LUW, Wageningen

CBS, 1993. Botanisch basisregister 1993. Statistics Netherlands, Voorburg

CBS, 1997a. Biobase, register biodiversiteit.

CBS, 1997b. Statistiek van het bodemgebruik 1993. Statistics Netherlands, Voorburg

Dahmen,F.W. & Dahmen,H.C., 1997. Terra Botanica.

Dirkx,J., 2000. Zoutwatervrees; Heropenen Haringvliet herstelt averij aan natuur. *Natuur en Milieu* **24**: 26-27.

Ertsen,A.C.D., 1998. Ecohydrological response modelling. Predicting plant species response to changes in site conditions. thesis University Utrecht

Frank,D. & Klotz,S., 1990. Biologisch-Ökologische Daten zur Flora der DDR. *Wissenschaftliche Beiträge Martin-Luther-Universität* **32**: 1-47.

Groen,C.L.G., De Bonte,A., Van der Meijden,R. & Van Moorsel,R.C.M.J., 1999. Kwalitatieve vebetering van de historische floradatabank FLORIVON: indicatorsoorten van aquatische, natte en vochtige milieus. FLORON-rapport 17, FLORON, Leiden

Haasnoot,M., 1998. Regionalisering van het landelijke ecohydrologische model DEMNAT in Oost Gelderland; onderzoek naar de mogelijkheden voor het verfijnen van verspreidingskaarten van ecotoopgroepen als invoer voor DEMNAT. RIZA 98.042, RIZA, Lelystad

Hodgson,J.G., Grime,J.P., Hunt,R. & Thompson,K., 1995. The electronic comparative plant ecology; incorparating the principal data from Comparative plant ecology and the abridged comparative plant ecology. Chapmann & Hall, London

Hoekstra,J.A., 1993. Statistics in ecotoxicology; quantifying the biological effects of chemicals. Thesis Free University, Amsterdam

Huntley,B., 1995. Plant species' response to climate change: implications for the conservation of European birds. *Ibis* **137**: 127-138.

Klijn,F., Runhaar,J. & Van 't Zelfde,M., 1997. Ecoseries-2.1; Verbetering en operationalisatie van een classificatie van ecoseries voor DEMNAT-2.1. DEMNAT-2.1 rapport 2, CML-rapport 121, RIZA rapport 96.060, CML, Leiden

Kloosterman,F.H. & Van der Meijden,R., 1994. Eindverslag digitalisering van het IVON-archief (historisch floristisch bestand) van het Rijksherbarum te Leiden. TNO OS 94-42B, TNO, Delft

MacArthur,R.H., 1972. Geographical ecology; patterns in the distribution of species. Harper & Row Publ., New York

Musters,C.M., Parmentier,F., Poppelarrs,A.J., Ter Keurs,W.J. & Udo de Haes,H.A., 1986. Factoren die de dichtheid van weidevogels bepalen; een analyse gericht op integratie van landbouw en natuur. Afdeling Milieubiologie RUL/CML RUL, Leiden

Oude Voshaer,J.H., 1994. Statistiek voor onderzoekers; met voorbeelden uit de landbouw- en milieuwetenschappen. Wageningen Pers, Wageningen

Rich,T.C.G., 1998. Het maken van gestandaardiseerde waarnemingen voor botanische verspreidingskaarten. *Gorteria* **24**: 110-120.

Runhaar,J. & Witte,J.P.M., 1997. Toekomstverkenning DEMNAT. RIZA 96.061, DEMNAT 2.1 3, RIZA, Lelystad

Runhaar,J., 1999. Impact of hydrological changes on nature conservation areas in the Netherlands. thesis UL , Leiden

Runhaar,J., Groen,C.L.G., Van der Meijden,R. & Stevers,R., 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* **13**: 277-359.

Runhaar,J., Van Ek,R., Bos,H.B. & Van 't Zelfde,M., 1997. Dosis-effectmodule DEMNAT versie 2.1. DEMNAT-2.1 rapport 4, RIZA-rapport 96.062, RIZA/CML, Lelystad/Leiden

Runhaar,J., Witte,J.P.M. & Van der Linden,M., 1996. Waterbeheer en natuur: effectvoorspelling met het landelijk model DEMNAT. *Landschap* **13**: 65-78.

Siegel,S. & Castellan,N.J., Jr., 1988. Nonparametric statistics for the behavavioral sciences. McGraw-Hill Book Company, New York

Tamis,W.L.M. & Van 't Zelfde,M., 1998. Verspreidingsprofielen van ecotoopgroepen. CML 141, CML, Leiden

Tamis,W.L.M., De Jong,F.M., Van 't Zelfde,M. & Canters,K.J., 1999. Regional planning of unsprayed field margins in the marine clay region West-Brabant in the Netherlands. *Aspects of Applied Biology* **54**: 321-328.

Thompson,K., Bakker,J.P. & Bekker,R.M., 1997. The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge

Van der Linden,M., Blokland,K.A., Zonneveld,L.M.I., Van Ek,R. & Runhaar,J., 1996. Herstel van natte en vochtige ecosystemen. NOV 9-1, Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging/RIZA, Lelystad

Van der Meijden,R., 1996. Heukels' flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen

Van der Meijden,R., Van Duuren,L. & Duistermaat,H., 1996. Standaardlijst van de Nederlandse flora 1996. Overzicht van wijzigingen sinds 1990. *Gorteria* **22**: 1-5.

Van der Meijden,R., Van Duuren,L., Weeda,E.J. & Plate,C.L., 1991. Standaardlijst van de Nederlandse flora. *Gorteria* **17**: 75-127.

Van Ek,R., 1997. Voorstel voor verdere ontwikkeling van DEMNAT. RIZA werkdocument 97.124x, RIZA, Lelystad

Van Ek,R., Klijn,F., Runhaar,J., Stuurman,R., Tamis,W.L.M. & Rechman,J., 1998. Gewenste grondwatersituatie Noord-Brabant; Deelrapport 1: Methode ontwikkeling voor het bepalen van de optimale grondwatersituatie van de sector natuur. RIZA, Leleystad

Van Ek,R., Witte,J.P.M., Runhaar,J. & Klijn,F., 2000. Ecological effects of water management in the Netherlands: The model DEMNAT. *Ecological Engineering* **15**: ...-...

Van Leeuwen,N. & Van Strien,A., 1997. Begroeiingstypen-kaarten voor natuurmeetnetten. Statistics Netherlands, Voorburg

Witte,J.P.M. & Van der Meijden,R., 1995. Verspreidingskaarten van de botanische kwaliteit in Nederland uit FLORBASE. *Gorteria* **21**: 3-59.

Witte,J.P.M., 1990. Aanzet tot een landelijk ecohydrologisch voorspellingsmodel. RIZA 90.057, RIZA, Lelystad

Witte,J.P.M., 1998. National water management and the value of nature. thesis LUW , Wageningen

Witte,J.P.M., Groen,C.L.G. & Van der Meijden,R., 1992. Toetsing van de verspreiding van ecotoopgroepen aan het LKN-bestand. 14, LUW/CML/RHHB, Wageningen/Leiden

Witte,J.P.M., Van Ek,R. & Van der Meijden,R., 2000. Verspreidingskaarten van ecotoopgroepen uit het FLORIVON-bestand. Agricultural University Wageningen, Wageningen

Bijlage I. Weegwaarden per ecotoopgroep

IA. Omschrijving

In bijgevoegde tabel zijn de, in deze studie toegepaste, weegwaarden per ecotoopgroep per taxon weergegeven. De naamgeving is conform Standaardlijst 1990 (Van der Meijden *et al.*, 1991), die is toegepast in het Botanisch basisregister van 1993 (CBS, 1993). Totaal is aan 997 taxa een of meerdere weegwaarden toegekend.

Deze tabel is gegenereerd door Flip Witte, zie voor de gebruikte methoden Witte (1998). Aanvullende opmerkingen bij totstandkoming van deze weegwaarden zijn:

- de weegwaarden zijn gebaseerd op de indeling van ecologische soortengroepen conform bijlage 4.1 in Groen *et al.* (1993); de weegwaarde worden berekend als de inverse van het aantal ecotoopgroepen waarin een soort voorkomt. Dit betekent een weegwaarde 1 als een soort in één ecotoopgroep voorkomt en bijv. een weegwaarde 0,33 als een soort voorkomt in drie ecotoopgroepen.
- bij de bepaling van de weegwaarden zijn bepaalde ecotooptypen slecht gedefinieerd, onder meer door de afwezigheid van voldoende indicatieve soorten. Zo zitten in H21 en K24 maar enkele soorten, waarvan er geen enkele specifiek is voor deze ecotoopgroepen.
- er hebben voor een beperkt aantal soorten in overleg met Ruud van der Meijden van het Rijksherbarium correcties plaatsgevonden.
- de weegwaarden zijn vastgesteld voor soorten van de Standaardlijst 1990 (Van der Meijden *et al.*, 1991). In 1997 heeft Witte in overleg met Groen een aantal veranderingen doorgevoerd, o.a. naar aanleiding van de nieuwe Standaardlijst 1996 (Van der Meijden *et al,*. 1996).

Standaardlijst 1996		*wordt*	*Standaardlijst 1990*		*ecotoopgroepen*
2457	Arctium minus		84	Arctium minus	K48, H48, H68
5303	Hieracium vulgatum		617	Hieracium vulgatum	>3 ecotoopgr.
2469	Xanthium strumarium		1755	Xanthium orientale	K28
2465	Lotus corniculatus var. sativus		761	Lotus corniculatus subsp. corniculatus	>3 ecotoopgr.
5309	*Lotus corniculatus*		761	*Lotus corniculatus subsp. corniculatus*	>3 ecotoopgr.

Standaardlijst 1990		wordt	Standaardlijst 1990		
2338*	Caltha palustris		187	Caltha palustris subsp. palustris	K27, H27
89**	Arenaria serpyllifolia subsp. serpyllifolia		2334	Arenaria serpyllifolia	K46, K63, K67
2319*	*Odontites vernus*		509	*Odontites vernus subsp. serotinus*	bK20, K47
1757***	Xanthium strumarium		1755	Xanthium orientale	K28
5160***	Xanthium orientale var. riparium		1755	Xanthium orientale	K28
5161***	Xanthium orientale var. albinum		1755	Xanthium orientale	K28

* nummer en naam SL90 en SL96 identiek; ** nummer SL90 en SL96 identiek; naam in SL96 gewijzigd in A. serpyllifolia; ***: namen en nummers niet meer aanwezig in SL96.

Nieuwe plantnummers in de Standaardlijst 1996 zijn dus door Witte in de weegwaardentabel terugvertaald naar de oude nummers van de Standaardlijst 1990, om toegang te krijgen tot de ecotopenlijst van het CML.

In Bijlage Ib tot en met 1d zijn 496 taxa opgenomen zonder weegwaarden en wel in de volgende categorieën:

IB) alleen weegwaarde na omnummering naar ander taxon (44 taxa)
IC) geen weegwaarde, want te brede ecologische amplitudo (186 taxa)
ID) geen weegwaarde vanwege andere redenen (bijv. bomen en struiken) (266 taxa).

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
A12	77	Apium inundatum	0.50
A12	221	Carex diandra	0.50
A12	239	Carex lasiocarpa	0.50
A12	429	Echinodorus ranunculoides	0.50
A12	430	Echinodorus repens	0.50
A12	435	Eleocharis acicularis	0.50
A12	644	Hypericum elodes	0.50
A12	668	Isoetes echinospora	1.00
A12	667	Isoetes lacustris	1.00
A12	753	Littorella uniflora	1.00
A12	754	Lobelia dortmanna	1.00
A12	764	Ludwigia palustris	1.00
A12	925	Lythrum portula	0.50
A12	821	Menyanthes trifoliata	0.50
A12	850	Myriophyllum alterniflorum	1.00
A12	866	Nymphaea alba	0.33
A12	939	Pilularia globulifera	0.50
A12	988	Potamogeton coloratus	0.50
A12	993	Potamogeton gramineus	1.00
A12	1000	Potamogeton polygonifolius	0.50
A12	346	Potentilla palustris	0.33
A12	1946	Ranunculus aquatilis + Ranunculus peltatus	0.50
A12	1053	Ranunculus ololeucos	1.00
A12	1154	Scirpus fluitans	0.50
A12	1228	Sparganium angustifolium	1.00
A12	1230	Sparganium natans	0.50
A12	1323	Utricularia intermedia	1.00
A12	1362	Veronica scutellata	0.33
A17	26	Alisma gramineum	0.50
A17	27	Alisma lanceolatum	0.50
A17	28	Alisma plantago aquatica	0.50
A17	78	Apium nodiflorum	0.33
A17	171	Butomus umbellatus	0.50
A17	178	Calla palustris	1.00
A17	211	Carex acuta	0.33
A17	214	Carex aquatilis	0.50
A17	237	Carex elata	0.33
A17	249	Carex paniculata	0.50
A17	254	Carex pseudocyperus	0.50
A17	326	Cicuta virosa	1.00
A17	337	Cladium mariscus	0.50
A17	435	Eleocharis acicularis	0.50
A17	440	Eleocharis palustris subsp. uniglumis	0.33
A17	441	Elodea canadensis	1.00
A17	442	Elodea nuttallii	0.50
A17	463	Equisetum fluviatile	0.50
A17	991	Groenlandia densa	1.00
A17	630	Hippuris vulgaris	0.50
A17	638	Hottonia palustris	1.00
A17	640	Hydrocharis morsus ranae	1.00
A17	723	Lemna minor	0.50
A17	724	Lemna trisulca	0.50
A17	765	Luronium natans	1.00
A17	783	Lysimachia thyrsiflora	0.50
A17	785	Lythrum salicaria	0.33
A17	821	Menyanthes trifoliata	0.50
A17	851	Myriophyllum spicatum	0.50
A17	852	Myriophyllum verticillatum	1.00
A17	854	Najas marina	0.50
A17	865	Nuphar lutea	0.50
A17	866	Nymphaea alba	0.33
A17	867	Nymphoides peltata	0.50
A17	868	Oenanthe aquatica	1.00
A17	985	Potamogeton acutifolius	1.00
A17	986	Potamogeton alpinus	1.00
A17	989	Potamogeton compressus	1.00
A17	994	Potamogeton lucens	0.50
A17	995	Potamogeton natans	0.50
A17	997	Potamogeton obtusifolius	1.00
A17	1000	Potamogeton polygonifolius	0.50
A17	1003	Potamogeton trichoides	1.00
A17	1632	Potamogeton x decipiens	1.00
A17	1619	Potamogeton x fluitans	1.00
A17	1004	Potamogeton x zizii	1.00
A17	346	Potentilla palustris	0.33
A17	1946	Ranunculus aquatilis + Ranunculus peltatus	0.50
A17	1046	Ranunculus circinatus	0.50
A17	1050	Ranunculus hederaceus	1.00
A17	1051	Ranunculus lingua	1.00
A17	1074	Rorippa amphibia	0.33
A17	1099	Rumex hydrolapathum	0.50
A17	1114	Sagittaria sagittifolia	0.50
A17	1131	Salvinia natans	1.00
A17	1154	Scirpus fluitans	0.50
A17	1216	Sium latifolium	0.33
A17	1231	Sparganium emersum	1.00
A17	1533	Sparganium erectum subsp. erectum	0.50
A17	1230	Sparganium natans	0.50
A17	1255	Stratiotes aloides	1.00
A18	7	Acorus calamus	1.00
A18	26	Alisma gramineum	0.50
A18	27	Alisma lanceolatum	0.50
A18	28	Alisma plantago aquatica	0.50
A18	171	Butomus umbellatus	0.50
A18	184	Callitriche platycarpa	1.00
A18	274	Catabrosa aquatica	0.50

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
A18	299	Ceratophyllum demersum	1.00
A18	300	Ceratophyllum submersum	0.50
A18	442	Elodea nuttallii	0.50
A18	584	Glyceria fluitans	0.33
A18	585	Glyceria maxima	0.50
A18	722	Lemna gibba	1.00
A18	723	Lemna minor	0.50
A18	724	Lemna trisulca	0.50
A18	851	Myriophyllum spicatum	0.50
A18	865	Nuphar lutea	0.50
A18	866	Nymphaea alba	0.33
A18	867	Nymphoides peltata	0.50
A18	990	Potamogeton crispus	1.00
A18	994	Potamogeton lucens	0.50
A18	992	Potamogeton mucronatus	1.00
A18	995	Potamogeton natans	0.50
A18	996	Potamogeton nodosus	1.00
A18	998	Potamogeton pectinatus	0.50
A18	999	Potamogeton perfoliatus	0.50
A18	1002	Potamogeton pusillus	1.00
A18	1046	Ranunculus circinatus	0.50
A18	1074	Rorippa amphibia	0.33
A18	1099	Rumex hydrolapathum	0.50
A18	1114	Sagittaria sagittifolia	0.50
A18	1162	Scirpus triqueter	1.00
A18	1216	Sium latifolium	0.33
A18	1533	Sparganium erectum subsp. erectum	0.50
A18	1241	Spirodela polyrhiza	1.00
A18	1318	Typha latifolia	0.50
A18	1395	Wolffia arrhiza	1.00
A18	1396	Zannichellia palustris subsp. palustris	0.50
bA10	300	Ceratophyllum submersum	0.50
bA10	630	Hippuris vulgaris	0.50
bA10	854	Najas marina	0.50
bA10	988	Potamogeton coloratus	0.50
bA10	998	Potamogeton pectinatus	0.50
bA10	999	Potamogeton perfoliatus	0.50
bA10	1044	Ranunculus baudotii	1.00
bA10	1161	Scirpus lacustris subsp. tabernaemontani	1.00
bA10	1396	Zannichellia palustris subsp. palustris	0.50
bK20	76	Apium graveolens	1.00
bK20	117	Aster tripolium	0.50
bK20	121	Atriplex prostrata	0.33
bK20	170	Bupleurum tenuissimum	0.50
bK20	224	Carex distans	0.50
bK20	285	Centaurium littorale	0.33
bK20	287	Centaurium pulchellum	0.33
bK20	343	Cochlearia officinalis subsp. officinalis	1.00
bK20	440	Eleocharis palustris subsp. uniglumis	0.33
bK20	438	Eleocharis quinqueflora	0.50
bK20	1642	Epilobium tetragonum	0.50
bK20	581	Glaux maritima	0.67
bK20	671	Juncus ambiguus	1.00
bK20	674	Juncus arcticus (subsp. balticus)	0.67
bK20	762	Lotus corniculatus subsp. tenuifolius	0.33
bK20	509	Odontites vernus subsp. serotinus	0.50
bK20	1630	Oenanthe crocata	1.00
bK20	870	Oenanthe lachenalii	1.00
bK20	917	Parapholis strigosa	0.50
bK20	948	Plantago maritima	0.50
bK20	1024	Puccinellia fasciculata	0.67
bK20	1029	Pulicaria dysenterica	0.33
bK20	1135	Samolus valerandi	0.33
bK20	1158	Scirpus rufus	1.00
bK20	1226	Sonchus palustris	0.50
bK20	1238	Spergularia salina	1.00
bK20	1311	Triglochin palustris	0.33
bK40	39	Alopecurus bulbosus	1.00
bK40	43	Althaea officinalis	1.00
bK40	120	Atriplex glabriuscula	1.00
bK40	124	Atriplex laciniata	1.00
bK40	122	Atriplex littoralis	1.00
bK40	121	Atriplex prostrata	0.33
bK40	135	Bellis perennis	0.33
bK40	170	Bupleurum tenuissimum	0.50
bK40	256	Carex punctata	1.00
bK40	285	Centaurium littorale	0.33
bK40	293	Cerastium diffusum	0.33
bK40	296	Cerastium fontanum subsp. vulgare	0.33
bK40	315	Chenopodium polyspermum	0.33
bK40	316	Chenopodium rubrum	0.33
bK40	342	Cochlearia danica	0.50
bK40	341	Cochlearia officinalis subsp. anglica	1.00
bK40	368	Crambe maritima	1.00
bK40	376	Crithmum maritimum	1.00
bK40	275	Desmazeria marina	1.00
bK40	451	Epilobium hirsutum	0.50
bK40	514	Festuca arundinacea	0.50
bK40	580	Glaucium flavum	0.50
bK40	634	Honckenya peploides	0.50
bK40	635	Hordeum marinum	1.00
bK40	637	Hordeum secalinum	0.50
bK40	1425	Lactuca tatarica	1.00
bK40	1426	Lathyrus japonicus	0.50
bK40	732	Lepidium latifolium	1.00

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
bK40	756	Lolium perenne	0.33
bK40	762	Lotus corniculatus subsp. tenuifolius	0.33
bK40	795	Matricaria maritima	0.50
bK40	917	Parapholis strigosa	0.50
bK40	944	Plantago coronopus	0.50
bK40	1028	Puccinellia rupestris	1.00
bK40	1057	Ranunculus sardous	0.33
bK40	1098	Rumex crispus	0.33
bK40	1110	Sagina maritima	1.00
bK40	1290	Torilis nodosa	0.50
bK60	172	Cakile maritima	1.00
bK60	189	Calystegia soldanella	1.00
bK60	293	Cerastium diffusum	0.33
bK60	444	Elymus farctus	1.00
bK60	486	Eryngium maritimum	1.00
bK60	497	Euphorbia paralias	1.00
bK60	580	Glaucium flavum	0.50
bK60	634	Honckenya peploides	0.50
bK60	1426	Lathyrus japonicus	0.50
bK60	443	Leymus arenarius	0.50
H22	229	Carex elongata	1.00
H22	250	Carex pendula	1.00
H22	263	Carex strigosa	1.00
H22	267	Carex vesicaria	0.33
H22	322	Chrysosplenium alternifolium	1.00
H22	323	Chrysosplenium oppositifolium	1.00
H22	420	Dryopteris cristata	0.33
H22	455	Epilobium obscurum	0.33
H22	468	Equisetum sylvaticum	0.50
H22	1868	Myrica caroliniensis	1.00
H22	849	Myrica gale	1.00
H22	908	Osmunda regalis	0.50
H22	1174	Scutellaria minor	0.50
H22	1385	Viola palustris	0.50
H27	131	Barbarea stricta	0.50
H27	187	Caltha palustris subsp. palustris	0.50
H27	201	Cardamine amara	0.33
H27	202	Cardamine flexuosa	0.50
H27	211	Carex acuta	0.33
H27	212	Carex acutiformis	0.50
H27	213	Carex appropinquata	0.50
H27	237	Carex elata	0.33
H27	238	Carex laevigata	1.00
H27	249	Carex paniculata	0.50
H27	254	Carex pseudocyperus	0.50
H27	329	Circaea lutetiana	0.50
H27	334	Cirsium oleraceum	0.50
H27	373	Crepis paludosa	0.50
H27	455	Epilobium obscurum	0.33
H27	458	Epilobium roseum	0.33
H27	469	Equisetum telmateia	0.50
H27	490	Eupatorium cannabinum	0.33
H27	526	Filipendula ulmaria	0.33
H27	578	Geum rivale	1.00
H27	639	Humulus lupulus	0.50
H27	660	Impatiens noli tangere	0.50
H27	969	Polygonum bistorta	0.50
H27	1070	Ribes nigrum	1.00
H27	1071	Ribes rubrum	0.33
H27	1160	Scirpus sylvaticus	0.33
H27	2406	Scrophularia umbrosa	0.50
H27	1173	Scutellaria galericulata	0.50
H27	1253	Stellaria nemorum	0.50
H27	1275	Thalictrum flavum	0.50
H28	59	Angelica archangelica	0.50
H28	201	Cardamine amara	0.33
H28	202	Cardamine flexuosa	0.50
H28	204	Cardamine impatiens	0.50
H28	302	Chaerophyllum bulbosum	0.50
H28	1073	Elymus caninus	0.50
H28	660	Impatiens noli tangere	0.50
H28	930	Phalaris arundinacea	0.50
H28	1071	Ribes rubrum	0.33
H28	1097	Rumex conglomeratus	0.50
H28	1189	Senecio paludosus	0.50
H28	1245	Stachys palustris	0.33
H41	146	Blechnum spicant	1.00
H41	362	Ceratocapnos claviculata	0.50
H41	356	Cornus suecica	1.00
H41	590	Goodyera repens	1.00
H41	746	Linnaea borealis	1.00
H41	749	Listera cordata	1.00
H41	774	Lycopodium annotinum	1.00
H41	778	Lycopodium selago	0.50
H41	423	Oreopteris limbosperma	0.50
H41	424	Phegopteris connectilis	0.50
H41	1022	Pteridium aquilinum	0.33
H41	1295	Trientalis europaea	1.00
H42	56	Anemone nemorosa	0.33
H42	247	Carex pallescens	0.33
H42	327	Circaea alpina	1.00
H42	328	Circaea x intermedia	1.00

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
H42	349	Convallaria majalis	0.50
H42	1287	Crassula tillaea	0.50
H42	406	Digitalis purpurea	0.50
H42	464	Equisetum hyemale + Equisetum x moorei	0.50
H42	468	Equisetum sylvaticum	0.50
H42	534	Gagea lutea	1.00
H42	536	Gagea spathacea	1.00
H42	537	Gagea villosa	1.00
H42	422	Gymnocarpium dryopteris	1.00
H42	598	Hedera helix	0.33
H42	624	Hieracium sabaudum	1.00
H42	661	Impatiens parviflora	1.00
H42	690	Juncus tenuis	0.50
H42	711	Lathyrus linifolius	0.50
H42	769	Luzula luzuloides	1.00
H42	1933	Luzula multiflora	0.33
H42	770	Luzula pilosa	0.50
H42	771	Luzula sylvatica	1.00
H42	781	Lysimachia nemorum	1.00
H42	826	Milium effusum	0.50
H42	833	Moneses uniflora	1.00
H42	839	Mycelis muralis	0.33
H42	423	Oreopteris limbosperma	0.50
H42	909	Oxalis acetosella	1.00
H42	424	Phegopteris connectilis	0.50
H42	954	Poa chaixii	1.00
H42	956	Poa nemoralis	0.50
H42	964	Polygonatum multiflorum	0.33
H42	966	Polygonatum verticillatum	1.00
H42	1016	Primula vulgaris	0.50
H42	1033	Pyrola minor	0.50
H42	1034	Pyrola rotundifolia	0.50
H42	1151	Scilla non scripta	0.50
H42	1182	Selinum carvifolia	0.50
H42	1222	Solidago virgaurea	0.50
H42	1249	Stellaria holostea	1.00
H42	1302	Trifolium medium	0.50
H43	3	Aceras anthropophorum	0.50
H43	6	Aconitum vulparia	1.00
H43	8	Actaea spicata	0.50
H43	10	Adoxa moschatellina	0.50
H43	56	Anemone nemorosa	0.33
H43	58	Anemone ranunculoides	0.50
H43	103	Arum maculatum	0.50
H43	934	Asplenium scolopendrium	0.50
H43	125	Atropa bella donna	1.00
H43	151	Brachypodium sylvaticum	0.50
H43	155	Bromus ramosus subsp. benekenii	1.00
H43	163	Bromus ramosus subsp. ramosus	0.50
H43	194	Campanula persicifolia	1.00
H43	199	Campanula trachelium	1.00
H43	222	Carex digitata	1.00
H43	264	Carex sylvatica	1.00
H43	289	Cephalanthera damasonium	1.00
H43	290	Cephalanthera longifolia	1.00
H43	291	Cephalanthera rubra	1.00
H43	392	Daphne mezereum	1.00
H43	459	Epipactis atrorubens	0.50
H43	491	Euphorbia amygdaloides	1.00
H43	529	Fragaria vesca	0.33
H43	110	Galium odoratum	0.50
H43	425	Gymnocarpium robertianum	1.00
H43	598	Hedera helix	0.33
H43	605	Helleborus viridis	1.00
H43	629	Hippophae rhamnoides	0.50
H43	645	Hypericum hirsutum	1.00
H43	648	Hypericum montanum	1.00
H43	716	Lathyrus sylvestris	1.00
H43	750	Listera ovata	0.50
H43	760	Lonicera xylosteum	1.00
H43	770	Luzula pilosa	0.50
H43	808	Melica uniflora	0.50
H43	823	Mercurialis perennis	1.00
H43	826	Milium effusum	0.50
H43	846	Myosotis sylvatica	1.00
H43	861	Neottia nidus avis	1.00
H43	881	Ophrys insectifera	1.00
H43	887	Orchis mascula	0.50
H43	888	Orchis militaris	0.50
H43	891	Orchis purpurea	0.50
H43	899	Orobanche hederae	1.00
H43	920	Paris quadrifolia	1.00
H43	935	Phyteuma spicatum subsp. nigrum	0.50
H43	951	Platanthera chlorantha	0.50
H43	964	Polygonatum multiflorum	0.33
H43	979	Polystichum aculeatum	1.00
H43	2007	Polystichum setiferum	1.00
H43	1011	Potentilla sterilis	0.50
H43	1014	Primula elatior	0.33
H43	1032	Pulmonaria officinalis	0.50
H43	1052	Ranunculus polyanthemos	1.00
H43	1064	Rhamnus catharticus	0.50
H43	1072	Ribes uva crispa	0.50
H43	1080	Rosa arvensis	0.50
H43	1138	Sanicula europaea	1.00
H43	383	Vincetoxicum hirundinaria	1.00

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
H46	8	Actaea spicata	0.50
H46	10	Adoxa moschatellina	0.50
H46	33	Allium scorodoprasum	0.50
H46	58	Anemone ranunculoides	0.50
H46	103	Arum maculatum	0.50
H46	151	Brachypodium sylvaticum	0.50
H46	163	Bromus ramosus subsp. ramosus	0.50
H46	339	Clematis vitalba	0.50
H46	361	Corydalis cava	1.00
H46	365	Corydalis solida	1.00
H46	548	Cruciata laevipes	0.50
H46	411	Dipsacus pilosus	1.00
H46	1073	Elymus caninus	0.50
H46	750	Listera ovata	0.50
H46	808	Melica uniflora	0.50
H46	896	Ornithogalum umbellatum	0.50
H46	935	Phyteuma spicatum subsp. nigrum	0.50
H46	1011	Potentilla sterilis	0.50
H46	1014	Primula elatior	0.33
H46	1032	Pulmonaria officinalis	0.50
H46	1072	Ribes uva crispa	0.50
H46	1080	Rosa arvensis	0.50
H46	1092	Rubus saxatilis	1.00
H46	1187	Senecio nemorensis (subsp. fuchsii)	1.00
H46	1384	Viola odorata	1.00
H47	29	Alliaria petiolata	0.33
H47	32	Allium schoenoprasum	0.50
H47	34	Allium ursinum	1.00
H47	56	Anemone nemorosa	0.33
H47	102	Arum italicum	1.00
H47	192	Campanula latifolia	1.00
H47	262	Carex spicata	0.50
H47	303	Chaerophyllum temulum	0.33
H47	329	Circaea lutetiana	0.50
H47	454	Epilobium montanum	0.33
H47	460	Epipactis helleborine	0.50
H47	490	Eupatorium cannabinum	0.33
H47	515	Festuca gigantea	1.00
H47	538	Galanthus nivalis	1.00
H47	110	Galium odoratum	0.50
H47	572	Geranium phaeum	1.00
H47	576	Geranium robertianum	0.50
H47	579	*Geum urbanum*	0.50
H47	598	Hedera helix	0.33
H47	639	Humulus lupulus	0.50
H47	835	Montia fontana subsp. chondrosperma	0.50
H47	839	Mycelis muralis	0.33
H47	853	Myrrhis odorata	0.50
H47	895	Ornithogalum nutans	0.50
H47	918	Parietaria officinalis	0.50
H47	936	Phyteuma spicatum subsp. spicatum	1.00
H47	956	Poa nemoralis	0.50
H47	964	Polygonatum multiflorum	0.33
H47	1016	Primula vulgaris	0.50
H47	1047	Ranunculus ficaria subsp. bulbilifer	0.33
H47	1071	Ribes rubrum	0.33
H47	1103	Rumex sanguineus	1.00
H47	1151	Scilla non scripta	0.50
H47	1170	Scrophularia nodosa	1.00
H47	1765	Scutellaria columnae	1.00
H47	2358	Sedum telephium	0.50
H47	807	Silene dioica	0.50
H47	1246	Stachys sylvatica	1.00
H47	1253	Stellaria nemorum	0.50
H47	1289	Torilis japonica	0.50
H47	1314	Tulipa sylvestris	1.00
H47	1351	Veronica chamaedrys	0.50
H47	1354	Veronica montana	1.00
H47	1373	Vicia sepium	0.50
H47	1377	Vinca minor	1.00
H48	11	Aegopodium podagraria	0.50
H48	29	Alliaria petiolata	0.33
H48	70	Anthriscus sylvestris	0.33
H48	86	Arctium pubens	0.33
H48	303	Chaerophyllum temulum	0.33
H48	377	Cucubalus baccifer	1.00
H48	382	Cuscuta lupuliformis	0.50
H48	390	Dactylis glomerata	0.50
H48	546	Galium aparine	0.33
H48	607	Heracleum sphondylium	0.33
H48	700	Lamium album	0.50
H48	708	Lapsana communis	0.50
H48	1047	Ranunculus ficaria subsp. bulbilifer	0.33
H48	1101	Rumex obtusifolius	0.50
H48	1133	Sambucus nigra	0.50
H48	807	Silene dioica	0.50
H48	1217	Smyrnium olusatrum	1.00
H61	186	Calluna vulgaris	0.33
H61	362	Ceratocapnos claviculata	0.50
H61	1140	Cytisus scoparius	0.50
H61	398	Deschampsia flexuosa	0.33
H61	447	Empetrum nigrum	0.33
H61	549	Galium saxatile	0.50
H61	691	Juniperus communis	0.50
H61	775	Lycopodium clavatum	0.50

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
H61	804	Melampyrum pratense	1.00
H61	1022	Pteridium aquilinum	0.33
H62	349	Convallaria majalis	0.50
H62	1140	Cytisus scoparius	0.50
H62	406	Digitalis purpurea	0.50
H62	1403	Galeopsis pubescens	1.00
H62	588	Gnaphalium sylvaticum	0.50
H62	618	Hieracium laevigatum	0.33
H62	619	Hieracium maculatum	1.00
H62	2417	Hieracium murorum	0.50
H62	617	Hieracium vulgatum	0.33
H62	650	Hypericum pulchrum	0.50
H62	691	Juniperus communis	0.50
H62	905	Orobanche rapum genistae	1.00
H62	1273	Teucrium scorodonia	0.50
H62	1319	Ulex europaeus	1.00
H63	68	Anthriscus caucalis	1.00
H63	136	Berberis vulgaris	1.00
H63	167	Bryonia cretica (subsp. dioica)	1.00
H63	338	Claytonia perfoliata	1.00
H63	385	Cynoglossum officinale	0.50
H63	529	Fragaria vesca	0.33
H63	629	Hippophae rhamnoides	0.50
H63	663	Inula conyzae	0.50
H63	752	Lithospermum officinale	1.00
H63	773	Lycium barbarum	1.00
H63	965	Polygonatum odoratum	0.50
H63	971	Polygonum dumetorum	0.50
H63	1064	Rhamnus catharticus	0.50
H63	1083	Rosa pimpinellifolia	0.33
H63	1172	Scrophularia vernalis	1.00
H63	1382	Viola hirta	0.50
H67	29	Alliaria petiolata	0.33
H67	35	Allium vineale	0.33
H67	1315	Arabis glabra	1.00
H67	129	Ballota nigra subsp. foetida	0.33
H67	243	Carex muricata	1.00
H67	303	Chaerophyllum temulum	0.33
H67	460	Epipactis helleborine	0.50
H67	576	Geranium robertianum	0.50
H67	579	Geum urbanum	0.50
H67	971	Polygonum dumetorum	0.50
H67	1289	Torilis japonica	0.50
H67	1352	Veronica hederifolia	0.50
H68	86	Arctium pubens	0.33
H68	546	Galium aparine	0.33
H68	1133	Sambucus nigra	0.50
K21	55	Andromeda polifolia	1.00
K21	219	Carex curta	0.50
K21	417	Drosera intermedia	1.00
K21	418	Drosera rotundifolia	0.67
K21	1431	Erica scoparia	1.00
K21	473	Erica tetralix	0.50
K21	476	Eriophorum angustifolium	0.33
K21	479	Eriophorum vaginatum	1.00
K21	568	Gentiana pneumonanthe	0.50
K21	689	Juncus tenageia	0.50
K21	777	Lycopodium inundatum	1.00
K21	858	Narthecium ossifragum	1.00
K21	912	Oxycoccus macrocarpos	0.50
K21	913	Oxycoccus palustris	1.00
K21	962	Polygala serpyllifolia	0.50
K21	1068	Rhynchospora alba	1.00
K21	1069	Rhynchospora fusca	1.00
K21	1330	Vaccinium uliginosum	1.00
K21	1394	Wahlenbergia hederacea	1.00
K22	288	Anagallis minima	0.50
K22	77	Apium inundatum	0.50
K22	79	Apium repens	1.00
K22	175	Calamagrostis stricta	0.50
K22	217	Carex buxbaumii	1.00
K22	219	Carex curta	0.50
K22	221	Carex diandra	0.50
K22	223	Carex dioica	1.00
K22	228	Carex echinata	1.00
K22	234	Carex hartmanii	1.00
K22	236	Carex hostiana	1.00
K22	242	Carex limosa	1.00
K22	220	Carex oederi subsp. oedocarpa	1.00
K22	247	Carex pallescens	0.33
K22	248	Carex panicea	0.50
K22	255	Carex pulicaris	1.00
K22	266	Carex trinervis	0.50
K22	267	Carex vesicaria	0.33
K22	324	Cicendia filiformis	1.00
K22	332	Cirsium dissectum	1.00
K22	884	Dactylorhiza incarnata	0.50
K22	399	Deschampsia setacea	1.00
K22	416	Drosera longifolia	1.00
K22	418	Drosera rotundifolia	0.33
K22	420	Dryopteris cristata	0.33
K22	429	Echinodorus ranunculoides	0.50

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K22	430	Echinodorus repens	0.50
K22	432	Elatine hexandra	1.00
K22	476	Eriophorum angustifolium	0.33
K22	477	Eriophorum gracile	1.00
K22	478	Eriophorum latifolium	1.00
K22	2376	Galium palustre	0.33
K22	556	Galium uliginosum	0.50
K22	593	Gymnadenia conopsea	0.33
K22	597	Hammarbya paludosa	1.00
K22	612	Hieracium lactucella	0.50
K22	641	Hydrocotyle vulgaris	0.33
K22	643	Hypericum canadense	1.00
K22	644	Hypericum elodes	0.50
K22	670	Juncus acutiflorus	0.50
K22	674	Juncus arcticus (subsp. balticus)	0.33
K22	681	Juncus filiformis	1.00
K22	686	Juncus pygmaeus	1.00
K22	689	Juncus tenageia	0.50
K22	748	Liparis loeselii	0.50
K22	1933	Luzula multiflora	0.33
K22	925	Lythrum portula	0.50
K22	879	Ophioglossum vulgatum	0.50
K22	889	Orchis morio	0.33
K22	912	Oxycoccus macrocarpos	0.50
K22	921	Parnassia palustris	0.50
K22	923	Pedicularis palustris	1.00
K22	939	Pilularia globulifera	0.50
K22	942	Pinguicula vulgaris	1.00
K22	950	Platanthera bifolia	0.33
K22	346	Potentilla palustris	0.33
K22	1048	Ranunculus flammula	0.33
K22	1149	Scheuchzeria palustris	1.00
K22	1150	Schoenus nigricans	0.50
K22	1159	Scirpus setaceus	1.00
K22	1174	Scutellaria minor	0.50
K22	1182	Selinum carvifolia	0.50
K22	1258	Succisa pratensis	0.50
K22	427	Thelypteris palustris	0.33
K22	1332	Valeriana dioica	0.50
K22	1362	Veronica scutellata	0.33
K22	1385	Viola palustris	0.50
K23	53	Anagallis tenella	1.00
K23	145	Blackstonia perfoliata subsp. serotina	1.00
K23	240	Carex lepidocarpa	1.00
K23	266	Carex trinervis	0.50
K23	285	Centaurium littorale	0.33
K23	287	Centaurium pulchellum	0.33
K23	884	Dactylorhiza incarnata	0.50
K23	1637	Dactylorhiza majalis	0.50
K23	438	Eleocharis quinqueflora	0.50
K23	461	Epipactis palustris	1.00
K23	471	Equisetum variegatum	1.00
K23	556	Galium uliginosum	0.50
K23	562	Gentianella amarella	1.00
K23	587	Gnaphalium luteo album	0.50
K23	593	Gymnadenia conopsea	0.33
K23	641	Hydrocotyle vulgaris	0.33
K23	672	Juncus alpinoarticulatus subsp. atricapillus	1.00
K23	748	Liparis loeselii	0.50
K23	889	Orchis morio	0.33
K23	1717	Parentucellia viscosa	0.50
K23	921	Parnassia palustris	0.50
K23	1048	Ranunculus flammula	0.33
K23	1150	Schoenus nigricans	0.50
K23	1157	Scirpus cariciformis	1.00
K23	1272	Teucrium scordium	1.00
K24	420	Dryopteris cristata	0.33
K24	908	Osmunda regalis	0.50
K24	427	Thelypteris palustris	0.33
K27	5	Achillea ptarmica	1.00
K27	25	Alchemilla vulgaris s.l.	0.50
K27	78	Apium nodiflorum	0.33
K27	131	Barbarea stricta	0.50
K27	1610	Bromus racemosus	1.00
K27	175	Calamagrostis stricta	0.50
K27	187	Caltha palustris subsp. palustris	0.50
K27	193	Campanula patula	0.50
K27	201	Cardamine amara	0.33
K27	211	Carex acuta	0.33
K27	212	Carex acutiformis	0.50
K27	213	Carex appropinquata	0.50
K27	214	Carex aquatilis	0.50
K27	1400	Carex cespitosa	1.00
K27	225	Carex disticha	1.00
K27	237	Carex elata	0.33
K27	233	Carex flava	1.00
K27	267	Carex vesicaria	0.33
K27	268	Carex vulpina	1.00
K27	334	Cirsium oleraceum	0.50
K27	337	Cladium mariscus	0.50
K27	345	Colchicum autumnale	0.50
K27	373	Crepis paludosa	0.50
K27	388	Cyperus fuscus	1.00
K27	1637	Dactylorhiza majalis	0.50
K27	440	Eleocharis palustris subsp. uniglumis	0.33

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K27	455	Epilobium obscurum	0.33
K27	456	Epilobium palustre	1.00
K27	458	Epilobium roseum	0.33
K27	463	Equisetum fluviatile	0.50
K27	466	Equisetum palustre	0.50
K27	469	Equisetum telmateia	0.50
K27	490	Eupatorium cannabinum	0.33
K27	526	Filipendula ulmaria	0.67
K27	532	Fritillaria meleagris	1.00
K27	2376	Galium palustre	0.33
K27	587	Gnaphalium luteo album	0.50
K27	589	Gnaphalium uliginosum	0.50
K27	591	Gratiola officinalis	1.00
K27	594	Gypsophila muralis	1.00
K27	626	Hierochloe odorata	1.00
K27	641	Hydrocotyle vulgaris	0.33
K27	647	Hypericum dubium	0.50
K27	651	Hypericum quadrangulum	1.00
K27	670	Juncus acutiflorus	0.50
K27	682	Juncus alpinoarticulatus subsp. alpinoarticulatus	1.00
K27	673	Juncus articulatus	0.67
K27	1409	Juncus canadensis	1.00
K27	684	Juncus inflexus	0.50
K27	714	Lathyrus palustris	1.00
K27	734	Leucojum aestivum	1.00
K27	763	Lotus uliginosus	1.00
K27	772	Lychnis flos cuculi	1.00
K27	780	Lycopus europaeus	0.50
K27	783	Lysimachia thyrsiflora	0.50
K27	785	Lythrum salicaria	0.33
K27	813	Mentha aquatica	0.33
K27	814	Mentha arvensis	0.33
K27	817	Mentha pulegium	0.50
K27	820	Mentha x verticillata	0.50
K27	835	Montia fontana subsp. chondrosperma	0.50
K27	1922	Myosotis laxa + Myosotis palustris	0.33
K27	848	Myosurus minimus	0.50
K27	929	Peucedanum palustre	0.33
K27	957	Poa palustris	1.00
K27	969	Polygonum bistorta	0.50
K27	975	Polygonum minus	1.00
K27	1005	Potentilla anglica	0.33
K27	1014	Primula elatior	0.33
K27	1029	Pulicaria dysenterica	0.67
K27	1048	Ranunculus flammula	0.33
K27	1137	Sanguisorba officinalis	0.50
K27	1160	Scirpus sylvaticus	0.67
K27	2406	Scrophularia umbrosa	0.50
K27	1173	Scutellaria galericulata	0.50
K27	1183	Senecio aquaticus	1.00
K27	1200	Silaum silaus	1.00
K27	1216	Sium latifolium	0.33
K27	1221	Solidago gigantea	0.50
K27	1226	Sonchus palustris	0.50
K27	1254	Stellaria palustris	1.00
K27	1275	Thalictrum flavum	0.50
K27	427	Thelypteris palustris	0.33
K27	1311	Triglochin palustris	0.33
K27	1332	Valeriana dioica	0.50
K27	1349	Veronica beccabunga	0.50
K27	1353	Veronica longifolia	1.00
K27	1362	Veronica scutellata	0.33
K28	38	Alopecurus aequalis	1.00
K28	40	Alopecurus geniculatus	0.67
K28	59	Angelica archangelica	0.50
K28	78	Apium nodiflorum	0.33
K28	141	Bidens cernua	1.00
K28	142	Bidens connata	1.00
K28	143	Bidens frondosa	1.00
K28	144	Bidens tripartita	1.00
K28	274	Catabrosa aquatica	0.50
K28	302	Chaerophyllum bulbosum	0.50
K28	312	Chenopodium glaucum	0.50
K28	315	Chenopodium polyspermum	0.33
K28	316	Chenopodium rubrum	0.33
K28	380	Cuscuta europaea	0.50
K28	448	Epilobium ciliatum	0.40
K28	451	Epilobium hirsutum	0.50
K28	457	Epilobium parviflorum	1.00
K28	1642	Epilobium tetragonum	0.50
K28	466	Equisetum palustre	0.50
K28	496	Euphorbia palustris	1.00
K28	2376	Galium palustre	0.33
K28	584	Glyceria fluitans	0.67
K28	585	Glyceria maxima	0.50
K28	662	Inula britannica	1.00
K28	673	Juncus articulatus	0.33
K28	684	Juncus inflexus	0.50
K28	719	Leersia oryzoides	1.00
K28	739	Limosella aquatica	1.00
K28	785	Lythrum salicaria	0.33
K28	810	Melilotus altissima	0.33
K28	820	Mentha x verticillata	0.50
K28	1922	Myosotis laxa + Myosotis palustris	0.67
K28	848	Myosurus minimus	0.50
K28	869	Oenanthe fistulosa	1.00
K28	930	Phalaris arundinacea	0.50

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K28	967	Polygonum amphibium	0.33
K28	972	Polygonum hydropiper	1.00
K28	976	Polygonum mite	1.00
K28	1012	Potentilla supina	1.00
K28	1030	Pulicaria vulgaris	1.00
K28	1058	Ranunculus sceleratus	1.00
K28	1074	Rorippa amphibia	0.33
K28	1075	Rorippa austriaca	0.50
K28	1076	Rorippa palustris	0.50
K28	1078	Rorippa sylvestris	0.33
K28	1097	Rumex conglomeratus	0.50
K28	1100	Rumex maritimus	1.00
K28	1102	Rumex palustris	1.00
K28	1184	Senecio congestus	1.00
K28	1186	Senecio fluviatilis	1.00
K28	1189	Senecio paludosus	0.50
K28	1245	Stachys palustris	0.33
K28	847	Stellaria aquatica	1.00
K28	1247	Stellaria uliginosa	1.00
K28	1311	Triglochin palustris	0.33
K28	1318	Typha latifolia	0.50
K28	1349	Veronica beccabunga	0.50
K28	1755	Xanthium orientale	1.00
K41	186	Calluna vulgaris	0.33
K41	447	Empetrum nigrum	0.33
K41	473	Erica tetralix	0.50
K41	558	Genista anglica	0.50
K41	560	Genista pilosa	0.50
K41	568	Gentiana pneumonanthe	0.50
K41	659	Illecebrum verticillatum	0.50
K41	687	Juncus squarrosus	1.00
K41	778	Lycopodium selago	0.50
K41	924	Pedicularis sylvatica	0.50
K41	962	Polygala serpyllifolia	0.50
K41	1153	Scirpus cespitosus subsp. germanicus	1.00
K42	288	Anagallis minima	0.50
K42	88	Arctostaphylos uva ursi	1.00
K42	93	Arnica montana	1.00
K42	246	Carex ovalis	0.50
K42	247	Carex pallescens	0.33
K42	248	Carex panicea	0.50
K42	1766	Centaurea jacea	0.33
K42	286	Centaurium erythraea	0.33
K42	344	Coeloglossum viride	1.00
K42	1287	Crassula tillaea	0.50
K42	1199	Danthonia decumbens	0.33
K42	472	Erica cinerea	0.50
K42	2316	Euphrasia stricta	1.00
K42	523	Filago vulgaris	0.50
K42	559	Genista germanica	1.00
K42	561	Genista tinctoria	1.00
K42	612	Hieracium lactucella	0.50
K42	1407	Hieracium peleterianum	1.00
K42	646	Hypericum humifusum	1.00
K42	659	Illecebrum verticillatum	0.50
K42	690	Juncus tenuis	0.50
K42	711	Lathyrus linifolius	0.50
K42	747	Linum catharticum	0.67
K42	1933	Luzula multiflora	0.33
K42	879	Ophioglossum vulgatum	0.50
K42	889	Orchis morio	0.33
K42	924	Pedicularis sylvatica	0.50
K42	950	Platanthera bifolia	0.33
K42	1005	Potentilla anglica	0.33
K42	1033	Pyrola minor	0.50
K42	1034	Pyrola rotundifolia	0.50
K42	1038	Radiola linoides	1.00
K42	1193	Serratula tinctoria	1.00
K42	1222	Solidago virgaurea	0.50
K42	1258	Succisa pratensis	0.50
K42	1302	*Trifolium medium*	0.50
K42	1380	Viola canina	0.50
K43	3	Aceras anthropophorum	0.50
K43	13	Agrimonia eupatoria	0.50
K43	22	Ajuga chamaepitys	1.00
K43	31	Allium oleraceum	0.50
K43	51	Anacamptis pyramidalis	0.50
K43	71	Anthyllis vulneraria	0.50
K43	603	Avenula pratensis	1.00
K43	604	Avenula pubescens	0.33
K43	150	Brachypodium pinnatum	1.00
K43	157	Bromus erectus	0.50
K43	177	Calepina irregularis	1.00
K43	196	Campanula rapunculus	0.50
K43	1766	Centaurea jacea	0.33
K43	284	Centaurea scabiosa	0.50
K43	286	Centaurium erythraea	0.33
K43	287	Centaurium pulchellum	0.33
K43	330	Cirsium acaule	0.50
K43	357	Coronilla varia	0.50
K43	459	Epipactis atrorubens	0.50
K43	529	Fragaria vesca	0.33
K43	553	Galium pumilum	1.00
K43	563	Gentianella campestris	1.00
K43	565	Gentianella ciliata	1.00

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K43	567	Gentianella germanica	1.00
K43	593	Gymnadenia conopsea	0.33
K43	1923	Helianthemum nummularium	1.00
K43	608	Herminium monorchis	1.00
K43	627	Himantoglossum hircinum	1.00
K43	663	Inula conyzae	0.50
K43	692	Knautia arvensis	0.50
K43	695	Koeleria pyramidata	1.00
K43	747	Linum catharticum	0.33
K43	880	Ophrys apifera	0.50
K43	887	Orchis mascula	0.50
K43	888	Orchis militaris	0.50
K43	891	Orchis purpurea	0.50
K43	892	Orchis simia	1.00
K43	894	Origanum vulgare	0.50
K43	938	Picris hieracioides	0.33
K43	949	Plantago media	0.50
K43	950	Platanthera bifolia	0.33
K43	951	Platanthera chlorantha	0.50
K43	961	Polygala comosa	1.00
K43	1065	Rhinanthus alectorolophus	1.00
K43	1128	Salvia pratensis	0.50
K43	1130	Salvia verticillata	1.00
K43	1136	Sanguisorba minor	0.50
K43	1141	Satureja acinos	0.67
K43	1142	Satureja calamintha subsp. sylvatica	1.00
K43	1143	Satureja vulgaris	1.00
K43	1146	Saxifraga tridactylites	0.33
K43	1147	Scabiosa columbaria	1.00
K43	1194	Sesleria albicans	1.00
K43	1206	Silene vulgaris	0.50
K43	1244	Stachys officinalis	1.00
K43	1419	Tetragonolobus maritimus	1.00
K43	1270	Teucrium chamaedrys subsp. germanicum	1.00
K43	1271	Teucrium montanum	1.00
K43	1282	Thlaspi perfoliatum	1.00
K46	13	Agrimonia eupatoria	0.50
K46	15	Agrostemma githago	1.00
K46	31	Allium oleraceum	0.50
K46	32	Allium schoenoprasum	0.50
K46	33	Allium scorodoprasum	0.50
K46	2334	Arenaria serpyllifolia	0.33
K46	118	Astragalus glycyphyllos	1.00
K46	604	Avenula pubescens	0.33
K46	751	Buglossoides arvensis	1.00
K46	169	Bunium bulbocastanum	0.50
K46	191	Campanula glomerata	1.00
K46	195	Campanula rapunculoides	1.00
K46	196	Campanula rapunculus	0.50
K46	218	Carex caryophyllea	0.50
K46	262	Carex spicata	0.50
K46	271	Carum carvi	1.00
K46	286	Centaurium erythraea	0.33
K46	743	Chaenorrhinum minus	1.00
K46	325	Cichorium intybus	0.50
K46	333	Cirsium eriophorum	1.00
K46	339	Clematis vitalba	0.50
K46	345	Colchicum autumnale	0.50
K46	347	Conium maculatum	1.00
K46	396	Consolida regalis	1.00
K46	357	Coronilla varia	0.50
K46	375	Crepis vesicaria (subsp. taraxacifolia)	1.00
K46	548	Cruciata laevipes	0.50
K46	412	Dipsacus fullonum	1.00
K46	458	Epilobium roseum	0.33
K46	484	Erucastrum gallicum	0.50
K46	485	Eryngium campestre	0.50
K46	2388	Euphorbia esula	0.50
K46	494	Euphorbia exigua	1.00
K46	511	Euphrasia rostkoviana	1.00
K46	535	Gagea pratensis	1.00
K46	569	Geranium columbinum	1.00
K46	573	Geranium pratense	1.00
K46	628	Hippocrepis comosa	1.00
K46	666	Isatis tinctoria	1.00
K46	742	Kickxia elatine	1.00
K46	744	Kickxia spuria	1.00
K46	692	Knautia arvensis	0.50
K46	710	Lathyrus aphaca	1.00
K46	717	Lathyrus tuberosus	1.00
K46	720	Legousia hybrida	1.00
K46	721	Legousia speculum veneris	1.00
K46	788	Malva alcea	1.00
K46	797	Medicago arabica	1.00
K46	798	Medicago falcata	0.33
K46	803	Melampyrum arvense	1.00
K46	809	Melilotus alba	0.50
K46	812	Melilotus officinalis	0.50
K46	822	Mercurialis annua	0.50
K46	829	Minuartia hybrida	1.00
K46	840	Myosotis arvensis	0.50
K46	875	Onobrychis viciifolia	1.00
K46	877	Ononis repens subsp. spinosa	1.00
K46	880	Ophrys apifera	0.50
K46	894	Origanum vulgare	0.50
K46	896	Ornithogalum umbellatum	0.50
K46	1717	Parentucellia viscosa	0.50

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K46	928	Peucedanum carvifolia	1.00
K46	937	Picris echioides	1.00
K46	938	Picris hieracioides	0.33
K46	949	Plantago media	0.50
K46	1042	Ranunculus arvensis	1.00
K46	1106	Rumex thyrsiflorus	1.00
K46	1128	Salvia pratensis	0.50
K46	1132	Sambucus ebulus	1.00
K46	1148	Scandix pecten veneris	1.00
K46	1198	Sherardia arvensis	1.00
K46	1206	Silene vulgaris	0.50
K46	1288	Torilis arvensis	1.00
K46	1290	Torilis nodosa	0.50
K46	1312	Trisetum flavescens	1.00
K46	1335	Valerianella dentata	1.00
K46	1344	Verbena officinalis	1.00
K46	1379	Viola calaminaria	1.00
K47	4	Achillea millefolium	0.50
K47	12	Aethusa cynapium	0.50
K47	25	Alchemilla vulgaris s.l.	0.50
K47	30	Allium carinatum	1.00
K47	35	Allium vineale	0.33
K47	63	Anthemis cotula	1.00
K47	96	Arrhenatherum elatius	0.50
K47	126	Avena fatua	0.50
K47	129	Ballota nigra subsp. foetida	0.33
K47	133	Barbarea vulgaris	1.00
K47	1759	Bromus carinatus	1.00
K47	165	Bromus sterilis	0.50
K47	193	Campanula patula	0.50
K47	203	Cardamine hirsuta	0.33
K47	246	Carex ovalis	0.50
K47	1766	Centaurea jacea	0.33
K47	296	Cerastium fontanum subsp. vulgare	0.33
K47	321	Chrysanthemum segetum	1.00
K47	350	Convolvulus arvensis	0.50
K47	384	Cynodon dactylon	0.50
K47	386	Cynosurus cristatus	1.00
K47	462	Equisetum arvense	0.33
K47	467	Equisetum ramosissimum	1.00
K47	487	Erysimum cheiranthoides	0.50
K47	514	Festuca arundinacea	0.33
K47	1690	Fumaria muralis	0.50
K47	542	Galeopsis speciosa	1.00
K47	575	Geranium pyrenaicum	1.00
K47	589	Gnaphalium uliginosum	0.50
K47	611	Hieracium aurantiacum	1.00
K47	615	Hieracium caespitosum	1.00
K47	647	Hypericum dubium	0.50
K47	699	Lactuca serriola	0.50
K47	713	Lathyrus nissolia	1.00
K47	715	Lathyrus pratensis	1.00
K47	731	Lepidium graminifolium	0.50
K47	319	Leucanthemum vulgare	0.50
K47	745	Linaria vulgaris	0.50
K47	762	Lotus corniculatus subsp. tenuifolius	0.33
K47	799	Medicago lupulina	0.50
K47	810	Melilotus altissima	0.33
K47	814	Mentha arvensis	0.67
K47	817	Mentha pulegium	0.50
K47	72	Misopates orontium	1.00
K47	842	Myosotis discolor	0.50
K47	853	Myrrhis odorata	0.50
K47	509	Odontites vernus subsp. serotinus	0.50
K47	895	Ornithogalum nutans	0.50
K47	901	Orobanche minor	1.00
K47	915	Papaver dubium	0.50
K47	922	Pastinaca sativa	0.50
K47	927	Petroselinum segetum	1.00
K47	940	Pimpinella major	1.00
K47	946	Plantago lanceolata	0.50
K47	1873	Polygonum cuspidatum	0.50
K47	1005	Potentilla anglica	0.33
K47	1017	Prunella vulgaris	1.00
K47	1040	Ranunculus acris	0.50
K47	1061	Raphanus raphanistrum	0.50
K47	1088	Rubia tinctorum	1.00
K47	1093	Rumex acetosa	0.50
K47	1137	Sanguisorba officinalis	0.50
K47	1139	Saponaria officinalis	0.50
K47	1144	Saxifraga granulata	1.00
K47	2358	Sedum telephium	0.50
K47	1185	Senecio erucifolius	1.00
K47	1733	Senecio inaequidens	1.00
K47	1734	Senecio vernalis	0.50
K47	805	Silene latifolia (subsp. alba)	0.50
K47	806	Silene noctiflora	1.00
K47	1213	Sisymbrium austriacum	1.00
K47	1221	Solidago gigantèa	0.50
K47	1243	Stachys arvensis	0.50
K47	1248	Stellaria graminea	0.50
K47	1260	Tanacetum vulgare	0.50
K47	1280	Thlaspi caerulescens	1.00
K47	1293	Tragopogon porrifolius	1.00
K47	1954	Tragopogon pratensis	0.33
K47	1299	Trifolium dubium	0.50
K47	1303	Trifolium micranthum	1.00

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K47	1305	Trifolium pratense	0.50
K47	1309	Trifolium subterraneum	0.50
K47	1336	Valerianella locusta	1.00
K47	1347	Veronica arvensis	0.33
K47	1351	Veronica chamaedrys	0.50
K47	1896	Veronica filiformis	0.50
K47	1363	Veronica serpyllifolia	1.00
K47	1369	Vicia cracca	1.00
K47	1373	Vicia sepium	0.50
K47	1374	Vicia tetrasperma subsp. gracilis	1.00
K47	1375	Vicia tetrasperma subsp. tetrasperma	1.00
K47	2387	Vicia villosa	1.00
K47	1378	Viola arvensis	0.50
K48	11	Aegopodium podagraria	0.50
K48	12	Aethusa cynapium	0.50
K48	41	Alopecurus myosuroides	1.00
K48	42	Alopecurus pratensis	1.00
K48	70	Anthriscus sylvestris	0.67
K48	83	Arctium lappa	1.00
K48	84	Arctium minus	1.00
K48	86	Arctium pubens	0.33
K48	87	Arctium tomentosum	1.00
K48	92	Armoracia rusticana	1.00
K48	96	Arrhenatherum elatius	0.50
K48	101	Artemisia vulgaris	0.50
K48	123	Atriplex patula	1.00
K48	121	Atriplex prostrata	0.33
K48	152	Brassica nigra	1.00
K48	168	Bunias orientalis	1.00
K48	200	Capsella bursa pastoris	0.50
K48	730	Cardaria draba	1.00
K48	208	Carduus crispus	0.50
K48	296	Cerastium fontanum subsp. vulgare	0.33
K48	306	Chenopodium album	0.50
K48	307	Chenopodium bonus henricus	1.00
K48	310	Chenopodium ficifolium	0.50
K48	312	Chenopodium glaucum	0.50
K48	313	Chenopodium hybridum	1.00
K48	315	Chenopodium polyspermum	0.33
K48	316	Chenopodium rubrum	0.33
K48	325	Cichorium intybus	0.50
K48	331	Cirsium arvense	0.50
K48	336	Cirsium vulgare	1.00
K48	1728	Coincya cheiranthos	1.00
K48	350	Convolvulus arvensis	0.50
K48	358	Coronopus didymus	1.00
K48	359	Coronopus squamatus	1.00
K48	380	Cuscuta europaea	0.50
K48	382	Cuscuta lupuliformis	0.50
K48	390	Dactylis glomerata	0.50
K48	407	Digitaria ischaemum	0.50
K48	408	Digitaria sanguinalis	0.50
K48	428	Echinochloa crus galli	0.50
K48	446	Elymus repens	0.33
K48	448	Epilobium ciliatum	0.40
K48	454	Epilobium montanum	0.67
K48	462	Equisetum arvense	0.33
K48	484	Erucastrum gallicum	0.50
K48	487	Erysimum cheiranthoides	0.50
K48	495	Euphorbia helioscopia	1.00
K48	1689	Euphorbia lathyrus	1.00
K48	498	Euphorbia peplus	1.00
K48	1690	Fumaria muralis	0.50
K48	545	Galinsoga parviflora	0.50
K48	544	Galinsoga quadriradiata	0.50
K48	546	Galium aparine	0.33
K48	570	Geranium dissectum	1.00
K48	574	Geranium pusillum	0.50
K48	607	Heracleum sphondylium	0.67
K48	637	Hordeum secalinum	0.50
K48	699	Lactuca serriola	0.50
K48	700	Lamium album	0.50
K48	701	Lamium amplexicaule	1.00
K48	703	Lamium purpureum var. incisum	1.00
K48	706	Lamium purpureum var. purpureum	1.00
K48	708	Lapsana communis	0.50
K48	729	Lepidium campestre	1.00
K48	731	Lepidium graminifolium	0.50
K48	733	Lepidium ruderale	0.50
K48	755	Lolium multiflorum	1.00
K48	756	Lolium perenne	0.33
K48	789	Malva moschata	1.00
K48	790	Malva neglecta	1.00
K48	792	Malva sylvestris	1.00
K48	796	Matricaria discoidea	0.50
K48	795	Matricaria maritima	0.50
K48	794	Matricaria recutita	0.50
K48	801	Medicago sativa	1.00
K48	810	Melilotus altissima	0.33
K48	1772	Mentha x niliaca	1.00
K48	822	Mercurialis annua	0.50
K48	906	Orobanche reticulata	1.00
K48	911	Oxalis fontana	1.00
K48	922	Pastinaca sativa	0.50
K48	926	Petasites hybridus	1.00
K48	952	Poa annua	0.50
K48	968	Polygonum aviculare	1.00

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K48	1873	Polygonum cuspidatum	0.50
K48	973	Polygonum lapathifolium	1.00
K48	977	Polygonum persicaria	1.00
K48	1040	Ranunculus acris	0.50
K48	1047	Ranunculus ficaria subsp. bulbilifer	0.33
K48	1057	Ranunculus sardous	0.67
K48	1764	Rapistrum rugosum	1.00
K48	1075	Rorippa austriaca	0.50
K48	1076	Rorippa palustris	0.50
K48	1078	Rorippa sylvestris	0.67
K48	1093	Rumex acetosa	0.50
K48	1098	Rumex crispus	0.67
K48	1101	Rumex obtusifolius	0.50
K48	1734	Senecio vernalis	0.50
K48	1192	Senecio vulgaris	0.50
K48	1207	Sinapis arvensis	1.00
K48	1211	Sisymbrium officinale	0.50
K48	1219	Solanum nigrum subsp. nigrum	0.50
K48	1738	Solanum nigrum subsp. schultesii	0.50
K48	1224	Sonchus asper	1.00
K48	1225	Sonchus oleraceus	1.00
K48	1243	Stachys arvensis	0.50
K48	1245	Stachys palustris	0.33
K48	1250	Stellaria media	0.50
K48	320	Tanacetum parthenium	1.00
K48	1281	Thlaspi arvense	1.00
K48	1301	Trifolium hybridum	1.00
K48	1305	Trifolium pratense	0.50
K48	1316	Tussilago farfara	1.00
K48	1322	Urtica urens	0.50
K48	1345	Veronica agrestis	0.50
K48	1357	Veronica peregrina	1.00
K48	1358	Veronica persica	1.00
K48	1359	Veronica polita	1.00
K61	186	Calluna vulgaris	0.33
K61	379	Cuscuta epithymum	0.33
K61	1199	Danthonia decumbens	0.33
K61	398	Deschampsia flexuosa	0.33
K61	447	Empetrum nigrum	0.33
K61	549	Galium saxatile	0.50
K61	558	Genista anglica	0.50
K61	560	Genista pilosa	0.50
K61	775	Lycopodium clavatum	0.50
K61	776	Lycopodium tristachyum	1.00
K61	1094	Rumex acetosella	0.33
K61	1235	Spergula morisonii	1.00
K62	20	Aira caryophyllea	0.50
K62	21	Aira praecox	0.50
K62	61	Antennaria dioica	1.00
K62	81	Arabidopsis thaliana	0.33
K62	198	Campanula rotundifolia	0.50
K62	215	Carex arenaria	0.50
K62	230	Carex ericetorum	1.00
K62	292	Cerastium arvense	0.33
K62	298	Cerastium semidecandrum	0.33
K62	367	Corynephorus canescens	1.00
K62	379	Cuscuta epithymum	0.33
K62	1199	Danthonia decumbens	0.33
K62	404	Dianthus deltoides	1.00
K62	472	Erica cinerea	0.50
K62	524	Filago minima	1.00
K62	523	Filago vulgaris	0.50
K62	557	Galium verum	0.50
K62	588	*Gnaphalium sylvaticum*	0.50
K62	609	Herniaria glabra	0.50
K62	618	Hieracium laevigatum	0.33
K62	621	Hieracium pilosella	0.50
K62	5163	Hieracium praealtum	1.00
K62	625	Hieracium umbellatum	0.50
K62	617	Hieracium vulgatum	0.33
K62	633	Holosteum umbellatum	1.00
K62	650	Hypericum pulchrum	0.50
K62	652	Hypochaeris glabra	1.00
K62	654	Hypochaeris radicata	0.33
K62	669	Jasione montana	1.00
K62	766	Luzula campestris	0.33
K62	825	Mibora minima	1.00
K62	897	Ornithopus perpusillus	1.00
K62	953	Poa bulbosa	0.50
K62	1007	Potentilla argentea	1.00
K62	1013	Potentilla verna	0.50
K62	1083	Rosa pimpinellifolia	0.33
K62	1094	Rumex acetosella	0.33
K62	1164	Scleranthus perennis	1.00
K62	1166	Scorzonera humilis	1.00
K62	1176	Sedum album	0.50
K62	1180	Sedum reflexum	0.50
K62	1181	Sedum sexangulare	0.50
K62	1205	Silene otites	0.50
K62	1237	Spergularia rubra	0.50
K62	1268	Teesdalia nudicaulis	1.00
K62	1273	Teucrium scorodonia	0.50
K62	1307	Trifolium scabrum	1.00
K62	1308	Trifolium striatum	1.00
K62	1313	Tuberaria guttata	1.00
K62	1339	Verbascum lychnitis	0.50

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K62	1366	Veronica verna	1.00
K62	1380	Viola canina	0.50
K62	1381	Viola curtisii	0.50
K62	1392	Vulpia bromoides	1.00
K63	21	Aira praecox	0.50
K63	44	Alyssum alyssoides	1.00
K63	1758	Amaranthus blitoides	0.50
K63	1654	Ambrosia coronopifolia	0.50
K63	51	Anacamptis pyramidalis	0.50
K63	779	Anchusa arvensis	0.50
K63	54	Anchusa officinalis	1.00
K63	71	Anthyllis vulneraria	0.50
K63	81	Arabidopsis thaliana	0.33
K63	82	Arabis hirsuta subsp. hirsuta	1.00
K63	2334	Arenaria serpyllifolia	0.33
K63	97	Artemisia absinthium	1.00
K63	98	Artemisia campestris subsp. campestris	1.00
K63	99	Artemisia campestris subsp. maritima	1.00
K63	604	Avenula pubescens	0.33
K63	157	Bromus erectus	0.50
K63	166	Bromus tectorum	1.00
K63	169	Bunium bulbocastanum	0.50
K63	203	Cardamine hirsuta	0.33
K63	209	Carduus nutans	1.00
K63	215	Carex arenaria	0.50
K63	218	Carex caryophyllea	0.50
K63	253	Carex praecox	1.00
K63	269	Carlina vulgaris	0.67
K63	284	Centaurea scabiosa	0.50
K63	292	Cerastium arvense	0.33
K63	293	Cerastium diffusum	0.33
K63	298	Cerastium semidecandrum	0.33
K63	311	Chenopodium foliosum	1.00
K63	314	Chenopodium murale	1.00
K63	330	Cirsium acaule	0.50
K63	342	Cochlearia danica	0.50
K63	353	Corispermum leptopterum	1.00
K63	379	Cuscuta epithymum	0.33
K63	385	Cynoglossum officinale	0.50
K63	393	Datura stramonium	0.50
K63	400	Descurainia sophia	1.00
K63	276	Desmazeria rigida	0.50
K63	410	Diplotaxis tenuifolia	0.50
K63	431	Echium vulgare	1.00
K63	481	Erodium glutinosum	1.00
K63	483	Erophila verna	0.50
K63	492	Euphorbia cyparissias	0.50
K63	500	Euphorbia seguieriana	1.00
K63	557	Galium verum	0.50
K63	566	Gentiana cruciata	1.00
K63	577	Geranium rotundifolium	1.00
K63	642	Hyoscyamus niger	1.00
K63	654	Hypochaeris radicata	0.33
K63	693	Koeleria macrantha	1.00
K63	728	Leonurus cardiaca	1.00
K63	766	Luzula campestris	0.33
K63	793	Marrubium vulgare	1.00
K63	798	Medicago falcata	0.33
K63	802	Medicago x varia	1.00
K63	827	Milium vernale	1.00
K63	862	Nepeta cataria	1.00
K63	874	Oenothera parviflora	1.00
K63	876	Ononis repens subsp. repens	1.00
K63	878	Onopordum acanthium	1.00
K63	907	Orobanche caryophyllacea	1.00
K63	900	Orobanche lutea	1.00
K63	902	Orobanche picridis	1.00
K63	903	Orobanche purpurea	1.00
K63	931	Phleum arenarium	1.00
K63	938	Picris hieracioides	0.33
K63	944	Plantago coronopus	0.50
K63	953	Poa bulbosa	0.50
K63	955	Poa compressa	0.50
K63	965	Polygonatum odoratum	0.50
K63	1013	Potentilla verna	0.50
K63	1062	Reseda lutea	1.00
K63	1063	Reseda luteola	1.00
K63	1083	Rosa pimpinellifolia	0.33
K63	1136	Sanguisorba minor	0.50
K63	1139	Saponaria officinalis	0.50
K63	1141	Satureja acinos	0.33
K63	1146	Saxifraga tridactylites	0.33
K63	1175	Sedum acre	0.50
K63	1181	Sedum sexangulare	0.50
K63	1191	Senecio viscosus	0.50
K63	1202	Silene conica	1.00
K63	1204	Silene nutans	1.00
K63	1205	Silene otites	0.50
K63	1208	Sisymbrium altissimum	1.00
K63	1212	Sisymbrium orientale	0.50
K63	1220	Solanum triflorum	1.00
K63	1240	Spiranthes spiralis	1.00
K63	1278	Thesium humifusum	1.00
K63	1954	Tragopogon pratensis	0.33
K63	1334	Valerianella carinata	1.00
K63	1339	Verbascum lychnitis	0.50
K63	1341	Verbascum phlomoides	1.00

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K63	1343	Verbascum thapsus	0.50
K63	1364	Veronica austriaca subsp. teucrium	1.00
K63	1361	Veronica prostrata	1.00
K63	1371	Vicia lathyroides	1.00
K63	1381	Viola curtisii	0.50
K63	1382	Viola hirta	0.50
K63	1388	Viola rupestris	1.00
K64	49	Calammophila baltica (x)	1.00
K64	398	Deschampsia flexuosa	0.33
K64	443	Leymus arenarius	0.50
K64	1022	Pteridium aquilinum	0.33
K67	4	Achillea millefolium	0.50
K67	20	Aira caryophyllea	0.50
K67	35	Allium vineale	0.33
K67	1651	Amaranthus albus	1.00
K67	1758	Amaranthus blitoides	0.50
K67	46	Amaranthus blitum	1.00
K67	47	Amaranthus retroflexus	1.00
K67	1654	Ambrosia coronopifolia	0.50
K67	779	Anchusa arvensis	0.50
K67	62	Anthemis arvensis	1.00
K67	67	Anthoxanthum aristatum	1.00
K67	73	Apera spica venti	1.00
K67	81	Arabidopsis thaliana	0.33
K67	2334	Arenaria serpyllifolia	0.33
K67	90	Aristolochia clematitis	1.00
K67	94	Arnoseris minima	1.00
K67	106	Asperugo procumbens	1.00
K67	126	Avena fatua	0.50
K67	129	Ballota nigra subsp. foetida	0.33
K67	137	Berteroa incana	1.00
K67	159	Bromus inermis	0.50
K67	164	Bromus secalinus	1.00
K67	165	Bromus sterilis	0.50
K67	198	Campanula rotundifolia	0.50
K67	203	Cardamine hirsuta	0.33
K67	207	Carduus acanthoides	1.00
K67	210	Carduus tenuiflorus	1.00
K67	269	Carlina vulgaris	0.33
K67	279	Centaurea cyanus	1.00
K67	292	Cerastium arvense	0.33
K67	298	Cerastium semidecandrum	0.33
K67	384	Cynodon dactylon	0.50
K67	393	Datura stramonium	0.50
K67	402	Dianthus armeria	1.00
K67	409	Diplotaxis muralis	1.00
K67	410	Diplotaxis tenuifolia	0.50
K67	415	Draba muralis	1.00
K67	453	Epilobium lanceolatum	0.50
K67	464	Equisetum hyemale + Equisetum x moorei	0.50
K67	475	Erigeron canadensis	0.50
K67	480	Erodium cicutarium subsp. cicutarium	1.00
K67	483	Erophila verna	0.50
K67	485	Eryngium campestre	0.50
K67	492	Euphorbia cyparissias	0.50
K67	2388	Euphorbia esula	0.50
K67	541	Galeopsis segetum	1.00
K67	618	Hieracium laevigatum	0.33
K67	621	Hieracium pilosella	0.50
K67	625	Hieracium umbellatum	0.50
K67	617	Hieracium vulgatum	0.33
K67	649	Hypericum perforatum	1.00
K67	654	Hypochaeris radicata	0.33
K67	1704	Lepidium virginicum	0.50
K67	319	Leucanthemum vulgare	0.50
K67	1706	Linaria repens	1.00
K67	745	Linaria vulgaris	0.50
K67	766	Luzula campestris	0.33
K67	798	Medicago falcata	0.33
K67	799	Medicago lupulina	0.50
K67	809	Melilotus alba	0.50
K67	812	Melilotus officinalis	0.50
K67	840	Myosotis arvensis	0.50
K67	842	Myosotis discolor	0.50
K67	914	Papaver argemone	1.00
K67	915	Papaver dubium	0.50
K67	946	Plantago lanceolata	0.50
K67	984	Portulaca oleracea	0.50
K67	1009	Potentilla intermedia	1.00
K67	1726	Potentilla norvegica	1.00
K67	1727	Potentilla recta	1.00
K67	1061	Raphanus raphanistrum	0.50
K67	1094	Rumex acetosella	0.33
K67	1163	Scleranthus annuus	1.00
K67	1175	Sedum acre	0.50
K67	1191	Senecio viscosus	0.50
K67	1195	Setaria pumila	1.00
K67	1196	Setaria verticillata	1.00
K67	1197	Setaria viridis	1.00
K67	805	Silene latifolia (subsp. alba)	0.50
K67	1212	Sisymbrium orientale	0.50
K67	1234	Spergula arvensis	1.00
K67	1237	Spergularia rubra	0.50
K67	1248	Stellaria graminea	0.50
K67	1260	Tanacetum vulgare	0.50
K67	1954	Tragopogon pratensis	0.33

ecotoopgroep	soortnr	LATNAAM (BB93)	weegwaarde
K67	1296	Trifolium arvense	1.00
K67	1299	Trifolium dubium	0.50
K67	1304	Trifolium ornithopodioides	1.00
K67	1309	Trifolium subterraneum	0.50
K67	1340	Verbascum nigrum	1.00
K67	1343	Verbascum thapsus	0.50
K67	1347	Veronica arvensis	0.33
K67	1896	Veronica filiformis	0.50
K67	1352	Veronica hederifolia	0.50
K67	1365	Veronica triphyllos	1.00
K67	1370	Vicia hirsuta	1.00
K67	1754	Vicia tenuifolia	1.00
K67	1378	Viola arvensis	0.50
K67	1393	Vulpia myuros	1.00
K68	101	Artemisia vulgaris	0.50
K68	159	Bromus inermis	0.50
K68	200	Capsella bursa pastoris	0.50
K68	208	Carduus crispus	0.50
K68	295	Cerastium glomeratum	1.00
K68	306	Chenopodium album	0.50
K68	310	Chenopodium ficifolium	0.50
K68	407	Digitaria ischaemum	0.50
K68	408	Digitaria sanguinalis	0.50
K68	428	Echinochloa crus galli	0.50
K68	446	Elymus repens	0.33
K68	475	Erigeron canadensis	0.50
K68	488	Erysimum hieracifolium	1.00
K68	545	Galinsoga parviflora	0.50
K68	544	Galinsoga quadriradiata	0.50
K68	574	Geranium pusillum	0.50
K68	1704	Lepidium virginicum	0.50
K68	756	Lolium perenne	0.33
K68	796	Matricaria discoidea	0.50
K68	794	Matricaria recutita	0.50
K68	952	Poa annua	0.50
K68	984	Portulaca oleracea	0.50
K68	1192	Senecio vulgaris	0.50
K68	1211	Sisymbrium officinale	0.50
K68	1219	Solanum nigrum subsp. nigrum	0.50
K68	1738	Solanum nigrum subsp. schultesii	0.50
K68	1250	Stellaria media	0.50
K68	1322	Urtica urens	0.50
K68	1345	Veronica agrestis	0.50
zA10	1398	Zostera marina	1.00
zA10	1399	Zostera noltii	1.00
zK20	91	Armeria maritima	1.00
zK20	100	Artemisia maritima	1.00
zK20	117	Aster tripolium	0.50
zK20	595	Atriplex pedunculata	1.00
zK20	596	Atriplex portulacoides	1.00
zK20	224	Carex distans	0.50
zK20	231	Carex extensa	1.00
zK20	1760	Cotula coronopifolia	1.00
zK20	581	Glaux maritima	0.33
zK20	685	Juncus maritimus	1.00
zK20	738	Limonium vulgare	1.00
zK20	948	Plantago maritima	0.50
zK20	1024	Puccinellia fasciculata	0.50
zK20	1025	Puccinellia maritima	1.00
zK20	1115	Salicornia europaea + Salicornia procumbens	1.00
zK20	1152	Scirpus americanus	1.00
zK20	1232	Spartina maritima	1.00
zK20	1233	Spartina townsendii	1.00
zK20	1236	Spergularia maritima	1.00
zK20	1256	Suaeda maritima	1.00
zK20	1310	Triglochin maritima	1.00

Tabel 1b. Soorten die ná omnummering een weegwaarde hebben

soort nr.	latijnse naam (standaard lijst 1990)
89	Arenaria serpyllifolia subsp. serpyllifolia
180	Callitriche hamulata
182	Callitriche obtusangula
183	Callitriche palustris
185	Callitriche stagnalis
493	Euphorbia esula subsp. esula
507	
599	Helianthemum nummularium subsp. nummularium
600	Helianthemum nummularium subsp. obscurum
613	Hieracium praealtum subsp. bauhinii
620	
622	Hieracium praealtum subsp. praealtum
623	
841	Myosotis laxa (subsp. cespitosa)
844	Myosotis palustris
886	Dactylorhiza majalis subsp. majalis
890	Dactylorhiza majalis subsp. praetermissa
987	Potamogeton berchtoldii
1041	Ranunculus aquatilis
1055	Ranunculus peltatus
1167	Scrophularia auriculata
1169	Scrophularia umbrosa subsp. neesii
1171	Scrophularia umbrosa subsp. umbrosa
1179	Sedum telephium subsp. telephium
1229	Sparganium erectum
1452	Alchemilla vulgaris s.s.
1460	Caltha palustris subsp. araneosa
1480	Galium verum subsp. maritimum
1757	Xanthium strumarium
1917	Erodium cicutarium
1936	Montia fontana
1964	Zannichellia palustris
2266	Scrophularia auriculata + Scrophularia umbrosa
2319	Odontites vernus
2338	Caltha palustris
2420	Equisetum hyemale
2424	Equisetum x moorei
2457	
2469	
5160	Xanthium orientale var. riparium
5161	Xanthium orientale var. albinum
5193	Potamogeton pusillus + Potamogeton berchtoldii
5303	
6097	Callitriche

Tabel 1c. Soorten zonder weegwaarde iv.m. met een brede ecologische amplitudo (meer dan drie ecotoopgroepen)

soort nr.	latijnse naam (standaard lijst 1990)
9	Adonis vernalis
19	Agrostis capillaris
24	Ajuga reptans
52	Anagallis arvensis subsp. arvensis
57	Pulsatilla vulgaris
60	Angelica sylvestris
65	Anthericum liliago
66	Anthoxanthum odoratum
109	Galium glaucum
111	Asplenium adiantum nigrum
112	Asplenium ruta muraria
113	Asplenium trichomanes
119	Athyrium filix femina
134	Bassia hirsuta
148	Botrychium lunaria
153	Briza media
161	Bromus hordeaceus subsp. hordeaceus
173	Calamagrostis canescens
174	Calamagrostis epigejos
176	Calamagrostis pseudophragmites
188	Calystegia sepium
205	Cardamine pratensis
206	Cardaminopsis arenosa
216	Carex brizoides
232	Carex flacca
235	Carex hirta
244	Carex nigra
245	Carex cuprina
251	Carex pilulifera
258	Carex remota
259	Carex riparia
260	Carex rostrata
265	Carex tomentosa
272	Carum verticillatum
278	Centaurea calcitrapa
301	Ceterach officinarum
304	Erysimum cheiri
335	Cirsium palustre
352	Corallorhiza trifida
354	Corispermum marschallii
360	Corrigiola litoralis
364	Pseudofumaria lutea
372	Crepis capillaris
378	Cuscuta epilinum
387	Cyperus flavescens
389	Cystopteris filix fragilis
394	Daucus carota
395	Spergularia segetalis
397	Deschampsia cespitosa
403	Dianthus carthusianorum

405 *Dianthus superbus*
421 Dryopteris filix mas
433 Elatine hydropiper
436 Eleocharis multicaulis
437 Eleocharis palustris subsp. palustris
439 Eleocharis ovata
445 *Elymus athericus*
450 Chamerion angustifolium
474 Erigeron acris
499 Euphorbia platyphyllos
501 Euphorbia stricta
518 Festuca ovina
519 *Festuca pratensis*
520 Festuca rubra subsp. commutata
522 Filago arvensis
527 Filipendula vulgaris
533 Fumaria officinalis
540 Galeopsis bifida
543 *Galeopsis tetrahit*
547 Galium boreale
550 Galium mollugo
554 Galium sylvaticum
555 Galium tricornutum
571 Geranium molle
582 Glechoma hederacea
602 Helichrysum arenarium
610 Hieracium amplexicaule subsp. speluncarum
631 Holcus lanatus
632 Holcus mollis
636 Hordeum murinum
653 Hypochaeris maculata
664 Inula salicina
665 Iris pseudacorus
675 Juncus bufonius
677 Juncus capitatus
679 Juncus conglomeratus
680 Juncus effusus
698 Lactuca saligna
709 Lathraea squamaria
712 Lathyrus niger
725 Leontodon autumnalis
727 Leontodon saxatilis
735 Pseudorchis albida
737 Lilium bulbiferum subsp. croceum
740 Linaria arvensis
741 Cymbalaria muralis
757 Lolium remotum
758 Lolium temulentum
761 Lotus corniculatus subsp. corniculatus
782 Lysimachia nummularia
784 Lysimachia vulgaris
786 Maianthemum bifolium
830 Moehringia trinervia
831 Moenchia erecta
832 Molinia caerulea
855 Najas minor
857 Nardus stricta
871 Oenanthe silaifolia
882 Orchis coriophora
893 Orchis ustulata
904 Orobanche ramosa
916 Papaver rhoeas
919 Parietaria judaica
933 Phragmites australis
941 Pimpinella saxifraga
958 Poa pratensis
959 Poa trivialis
963 Polygala vulgaris
970 Polygonum convolvulus
1006 Potentilla anserina
1008 Potentilla erecta
1010 Potentilla reptans
1015 Primula veris
1031 Pulmonaria montana
1039 Orthilia secunda
1043 Ranunculus auricomus
1045 Ranunculus bulbosus
1049 Ranunculus fluitans
1056 Ranunculus repens
1059 Ranunculus tripartitus
1066 Rhinanthus angustifolius
1067 Rhinanthus minor
1089 Rubus caesius
1091 Rubus idaeus
1096 Rumex aquaticus
1104 Rumex scutatus
1109 Sagina apetala
1111 Sagina nodosa
1112 Sagina procumbens
1113 Sagina subulata
1124 Salix repens
1129 Salvia verbenaca
1145 Saxifraga hirculus
1156 Scirpus maritimus
1177 Sedum cepaea
1190 Senecio sylvaticus
1214 Sisymbrium supinum
1215 Berula erecta
1218 Solanum dulcamara
1239 Spiranthes aestivalis
1257 Subularia aquatica
1259 Symphytum officinale
1269 Teucrium botrys
1298 Trifolium campestre
1300 Trifolium fragiferum
1306 Trifolium repens
1317 Typha angustifolia
1321 Urtica dioica
1324 Utricularia minor
1326 Utricularia ochroleuca
1329 Vaccinium myrtillus

1331	Vaccinium vitis idaea
1333	Valeriana officinalis
1337	Valerianella rimosa
1355	Veronica officinalis
1360	Veronica praecox
1368	Vicia sativa subsp. nigra
1387	Viola riviniana
1391	Viscum album
1474	Festuca ovina subsp. tenuifolia
1490	Lycopodium complanatum
1549	Hieracium amplexicaule subsp. amplexicaule
1609	Asplenium viride
1616	Dactylorhiza maculata
1618	Polystichum lonchitis
1628	Adonis aestivalis
1914	Eleocharis palustris
1921	Festuca rubra
1953	Thalictrum minus
1960	Vicia sativa
1966	Viola reichenbachiana + Viola riviniana
2285	Hieracium amplexicaule
2337	Bromus hordeaceus
2343	Juncus bulbosus
2465	
5309	

Tabel 1d. Soorten zonder weegwaarde om andere redenen (bijv. boom/struik) uit standaardlijst 1990 (cat. 1)

soort nr.	latijnse naam (standaard lijst 1990)
1	Acer campestre
2	Acer pseudoplatanus
14	Agrimonia procera
17	Agrostis gigantea
18	Agrostis stolonifera
36	Alnus glutinosa
37	Alnus incana
50	Ammophila arenaria
64	Anthemis tinctoria
74	Aphanes arvensis
75	Aphanes inexpectata
80	Aquilegia vulgaris
104	Asparagus officinalis subsp. officinalis
105	Asparagus officinalis subsp. prostratus
108	Asperula cynanchica
114	Aster lanceolatus
116	Aster tradescantii
127	Azolla caroliniana
128	Azolla filiculoides
130	Barbarea intermedia
138	Beta vulgaris subsp. maritima
139	Betula pubescens
140	Betula pendula
179	Callitriche cophocarpa
181	Callitriche hermaphroditica
190	Camelina sativa
261	Carex oederi subsp. oederi
270	Carpinus betulus
273	Castanea sativa
297	Cerastium pumilum
305	Chelidonium majus
318	Chenopodium vulvaria
340	Clematis viticella
355	Cornus sanguinea
366	Corylus avellana
369	Crataegus monogyna
370	Crataegus laevigata
371	Crepis biennis
374	Crepis tectorum
413	Doronicum pardalianches
414	Doronicum plantagineum
419	Dryopteris dilatata
426	Dryopteris carthusiana
434	Elatine triandra
465	Equisetum x litorale
482	Erodium cicutarium subsp. dunense
489	Evonymus europaeus
512	Fagopyrum tataricum
513	Fagus sylvatica
517	Festuca rubra subsp. arenaria
525	Filago pyramidata
528	Fragaria moschata
530	Rhamnus frangula
531	Fraxinus excelsior
539	Galeopsis ladanum subsp. angustifolia
583	Glyceria notata subsp. declinata
586	Glyceria notata subsp. notata
606	Heracleum mantegazzianum
658	Ilex aquifolium
678	Juncus compressus
683	Juncus gerardi
688	Juncus subnodulosus
696	Petrorhagia prolifera
702	Galeobdolon luteum
704	Lamium maculatum
726	Leontodon hispidus
736	Ligustrum vulgare
759	Lonicera periclymenum
800	Medicago minima
811	Melilotus indica
815	Mentha longifolia
818	Mentha suaveolens
824	Mespilus germanica
828	Mimulus guttatus
834	Monotropa hypopitys
837	Muscari botryoides

838 Muscari comosum
843 Myosotis ramosissima
845 Myosotis stricta
856 Narcissus pseudonarcissus subsp. pseudonarcissus
859 Rorippa microphylla
860 Rorippa nasturtium aquaticum
872 Oenothera biennis
873 Oenothera erythrosepala
932 Phleum pratense subsp. pratense
943 Pinus sylvestris
945 Plantago major subsp. pleiosperma
947 Plantago major subsp. major
978 Polypodium vulgare
980 Populus alba
981 Populus canescens
982 Populus nigra
983 Populus tremula
1001 *Potamogeton praelongus*
1018 Prunus avium
1019 Prunus padus
1020 Prunus serotina
1021 *Prunus spinosa*
1023 Puccinellia distans subsp. distans
1027 Puccinellia distans subsp. borealis
1035 Pyrus communis
1036 Quercus petraea
1037 Quercus robur
1085 Rosa rugosa
1095 Rumex x pratensis
1107 Ruppia maritima
1108 Ruppia cirrhosa
1116 Salix alba
1117 Salix aurita
1118 Salix caprea
1119 Salix cinerea
1120 Salix dasyclados
1121 Salix fragilis
1122 Salix pentandra
1123 Salix purpurea
1125 Salix triandra
1126 Salix viminalis
1127 Salsola kali subsp. kali
1134 Sambucus racemosa
1155 Scirpus lacustris subsp. lacustris
1188 Senecio jacobaea subsp. jacobaea
1203 Silene gallica
1210 Sisymbrium loeselii
1223 Sonchus arvensis var. arvensis
1227 Sorbus aucuparia
1251 Stellaria neglecta
1252 Stellaria pallida
1261 Taraxacum laevigatum
1262 Taraxacum celticum
1263 Taraxacum obliquum
1265 *Taraxacum palustre*
1267 Taxus baccata
1283 Thymus pulegioides
1284 Thymus serpyllum
1285 Tilia cordata
1286 Tilia platyphyllos
1292 Tragopogon pratensis subsp. orientalis
1320 Ulmus minor
1325 Utricularia australis
1327 Utricularia vulgaris
1338 Verbascum blattaria
1342 Verbascum densiflorum
1346 Veronica anagallis aquatica
1350 Veronica catenata
1356 Veronica opaca
1367 Viburnum opulus
1386 Viola reichenbachiana
1389 Viola persicifolia
1390 Viola tricolor
1397 *Zannichellia palustris subsp.* pedicellata
1401 Crataegus rosiformis
1411 Phleum pratense subsp. bertolonii
1413 *Polygonum oxyspermum*
1415 Polypodium interjectum
1418 Sedum forsterianum
1420 Thymus praecox
1422 Cornus mas
1423 Epipactis muelleri
1424 Filago lutescens
1453 Alchemilla filicaulis
1454 Alchemilla glabra
1455 Alchemilla monticola
1456 Alchemilla xanthochlora
1458 Arabis hirsuta subsp. sagittata
1465 Cerastium fontanum subsp. glabrescens
1472 Festuca ovina subsp. cinerea
1473 Festuca ovina subsp. ovina
1500 Poa angustifolia
1524 Salsola kali subsp. ruthenica
1525 Scirpus cespitosus subsp. cespitosus
1530 Senecio jacobaea subsp. dunensis
1535 Sparganium erectum subsp. neglectum
1542 Zannichellia palustris subsp. polycarpa
1544 Agrostis canina
1545 Agrostis vinealis
1546 Allium paradoxum
1568 Glyceria x pedicellata
1607 Dryopteris pseudomas
1611 Carex divulsa
1620 Anemone apennina
1621 Scilla siehei
1622 *Crocus tommasinianus*
1623 Crocus vernus
1625 Leucojum vernum
1627 Saxifraga granulata cv. 'Plena'
1634 Rubus fruticosus

1635 Salicornia europaea
1636 Salicornia procumbens
1643 Rosa canina
1644 Rosa villosa
1645 Rosa rubiginosa
1647 Alchemilla gracilis
1648 Alchemilla mollis
1649 Alchemilla subcrenata
1650 Abutilon theophrasti
1652 Amaranthus hybridus
1658 Amsinckia menziesii
1659 Anagallis arvensis subsp. coerulea
1660 Anchusa ochroleuca
1677 Chondrilla juncea
1679 Claytonia sibirica
1685 Eragrostis minor
1691 Fumaria capreolata
1692 Galeopsis ladanum subsp. ladanum
1695 Hordeum jubatum
1701 Lepidium heterophyllum
1709 Lythrum hyssopifolia
1711 Medicago nigra
1720 Erigeron annuus
1722 Plantago arenaria
1739 Solanum nitidibaccatum
1751 Vicia lutea
1762 Eragrostis pilosa
1763 Hirschfeldia incana
1768 Crepis foetida
1823 Phytolacca esculenta
1841 Prunus cerasifera
1852 Amelanchier lamarckii
1855 Blackstonia perfoliata subsp. perfoliata
1858 Eranthis hyemalis
1862 Impatiens glandulifera
1871 Pentaglottis sempervirens
1874 Polygonum polystachyum
1875 Polygonum sachalinense
1876 Quercus rubra
1877 Robinia pseudoacacia
1879 Rosa majalis
1880 Rudbeckia laciniata
1885 Scilla bifolia
1887 Scilla siberica
1890 Solidago canadensis
1895 Ulmus glabra
1898 Galeobdolon luteum cv. 'Florentinum'
1934 Malus sylvestris
1965 Aronia x prunifolia
2025 Sonchus arvensis var. maritimus
2101 Mahonia aquifolium
2102 Parthenocissus inserta
2104 Phytolacca americana
2105 Rhododendron ponticum
2106 Ribes alpinum
2107 Symphoricarpos albus
2108 Vallisneria spiralis
2109 Viburnum lantana
2418 Tragopogon pratensis subsp. pratensis
2419 Carex vulpinoidea
2421 Satureja calamintha subsp. calamintha
2422 Ajuga pyramidalis
2423 Apera interrupta
2425 Juncus ensifolius
2426 Lemna minuscula
2427 Montia fontana subsp. fontana
2428 Salicornia disarticulata
2429 Taraxacum hamatum
2430 Taraxacum officinale s.s.
2431 Agrostis castellana
5032 Buddleja davidii
5047 Pseudofumaria alba
5133 Rubus spectabilis
5154 Ulmus laevis
5155 Vaccinium corymbosum
5158 Vincetoxicum nigrum
5159 Vulpia fasciculata
5174 Chenopodium botrys
5175 Cyperus esculentus
5190 Tragopogon dubius

Bijlage II. Beschrijving van A) database Thompson , B) bewerkingswjze gegevens en C) aanvullende gegevens over dispersie

A) Beschrijving zaadbank-database Thompson *et al.* (1997)

In de noord west Europese zaaddatabank van Thompson *et al.* (1997) kunnen per soort meerdere waarnemingen van meerdere bronnen bekend zijn. Voor ca. een kwart van de soorten is maar één waarneming gedaan[1]. Thompson e.a. hebben de waarnemingen in drie zaadbankklassen ingedeeld. op basis van de informatie in de bronnen, nl.:

- aanwezigheid van plantensoort in vegetatie (+/-) en bij afwezigheid de duur ervan
- aanwezigheid van zaden in de bodem (+/-)
- voorkomen van zaden in bodemlagen (oppervlakkig/diep).

Voor de meeste soorten zijn de gegevens nogal variabel. Voor een aantal soorten is, naast deze classificatie, ook informatie beschikbaar over de levensduur van zaden in de grond. Dit is in tegenstelling tot Hodgson *et al.* (1995) die maar één toekenning van zaadbankklasse per soort heeft. De indeling in zaadbanktypen gehanteerd door Hodgson e.a. is overgenomen in de NW-Europese zaaddatabank, nl.

Type 1: transient:	zaden die minder dan één jaar in de bodem aanwezig zijn
Type 2: short-term persistent:	zaden zijn tenminste één maar minder dan vijf jaar aanwezig
Type 3: long-term persistent:	zaden zijn tenminste vijf jaar in de bodem aanwezig

Deze drie typen worden in de tekst als transient, matig persistent en zeer persistent aangeduid. Thompson e.a. gaan uitgebreid in op de grote variatie in zaadbankgegevens per soort en op de (on)mogelijkheid om deze informatie te aggregeren naar één type zaadbank. Voor sommige soorten is dit geen probleem, omdat vrijwel alle waarnemingen dezelfde aanwijzing geven voor het type zaadbank. Soorten met verschillende aanwijzingen voor zaadbanktypen vormen een probleem, omdat, vanwege methodologische problemen, persistente zaadbanken minder gemakkelijk kunnen worden vastgesteld dan niet-persistente (transient) zaadbanken. Bovendien is de toedeling van het persistente zaadbanktype aan soorten volgens Thompson e.a. afhankelijk van het aantal waarnemingen. Zo zijn voor een soort als *Agrostis capillaris* 12 van de 102 waarnemingen (12%) van het persistente zaadbanktype. Volgens Thompson e.a. zou dit voldoende aanwijzing zijn om het type zaadbank voor deze soort als persistent te classificeren. Voor *Triëntalis europea* zijn 2 van de 18 waarnemingen (11%) van het persistente zaadbanktype, terwijl volgens Thompson e.a. dit mogelijk onvoldoende basis is om het type zaadbank voor deze soort als persistent te classificeren. Er zijn nog twee andere complicaties bij de aggregatie van informatie over zaadbanktypen. Ten eerste is een deel van de variatie waarschijnlijk te verklaren vanuit de populatie-dynamische strategie van de betreffende soorten. Ten tweede is het aannemelijk dat soorten met een windverspreiding categorisch te persistent worden ingedeeld (zaden zijn wel, maar plant niet present op een locatie). Dit is bijv. vrijwel zeker het geval voor *Chamerion angustifolium.*

Thompson e.a. hebben een aantal richtlijnen geformuleerd voor interpretatie van de data:

1. Soorten met meer waarnemingen uit verschillende bronnen zijn betrouwbaarder te classificeren. Gegevens van soorten met maar één waarneming moeten met voorzichtigheid gebruikt worden.
2. Foute persistente waarnemingen voor transiente soorten zijn veel uitzonderlijker dan foute transiente waarnemingen voor persistente soorten; dus een soort met verschillende type 3 waarnemingen is waarschijnlijk een "long-term persistent", zelfs als type 1 en 2 waarnemingen meer algemeen zijn

[1] Voor de Nederlandse soorten is dit 17% en voor de DEMNAT-soorten is dit 9.3%

3. Verschillende populaties van een aantal soorten kunnen verschillen in het zaadbanktype, samenhangend met genetische en milieu-variabiliteit;
4. Voor de onderzoeksmethode waarbij regelmatig (minimaal 6 x) in een jaar zaden worden verzameld ("herhaalde verzamelmethode"), is het maximale zaadbanktype type 2. Voorts is altijd de meest conservatieve aanname gedaan over persistentie van de zaadbank. Type 3 waarnemingen zijn bijna altijd de beste waarnemingen.
5. Accepteer niet een losse persistentie waarneming van een kunstmatig begravingsexperiment (methode 1, 2, 3, tabel 2.1) als dit inconsistent is met vele veldwaarnemingen. Kunstmatige begravingsexperimenten overschatten de persistentie van zaden.
6. Behandel type 3 waarnemingen voor soorten met winddispersie met grote voorzichtigheid

Op basis van deze gegevens is door Bekker *et al.* (1998) onderzoek gedaan naar de zaadbankkarakteristiek van de Nederlandse plantengemeenschappen. Hiervoor zijn alleen soorten met ten minste vijf (gecategoriseerde) waarnemingen óf drie of vier unanieme waarnemingen gebruikt. Aan deze criteria voldeden 561 Nederlandse plantensoorten. Zij berekende vervolgens een zaadbankindex op een continue schaal van 0 tot 1 door de fractie van (matig en zeer) persistente waarnemingen, gesommeerd over alle bronnen, van het totaal aan gecategoriseerde waarnemingen te bepalen.

B) Beschrijving werkwijze aggregatie en combinatie van zaadbankgegevens

De gegevens in noord west Europese zaaddatabank zijn voor het maken van de verspreidingsprofielen op de volgende manier bewerkt:

- Naamgeving van de Nederlandse taxa is aangepast aan het Botanisch basisregister 1997 (CBS 1997a), zie tabel II.2
- Vanwege het beperkt aantal waarnemingen (5 %) dat is bepaald met de "herhaalde verzamelmethode" (waarvan weer 70 % tot type 1 behoort), die tot een onderschatting van zaadbanktype 3 leiden, zijn de gegevens bepaald met deze methode niet weggelaten.
- De beste werkwijze voor de aggregatie van waarnemingen per plantensoort zou een beoordeling per individuele soort zijn. Op deze wijze kan nl. het beste worden rekening gehouden met de richtlijnen van Thompson e.a., echter hiervoor is de benodigde ecologische kennis per soort maar bij enkele deskundigen (zoals Hodgson) aanwezig.
- Daarom is een procedure ontwikkeld waarbij gebruik gemaakt wordt van het feit dat Hodgson e.a. de gegevens van Thompson e.a. gebruikt hebben voor de bepaling van de zaadbanktypen voor hun soorten in hun floradatabase. Hiertoe is eerst een continue zaadbankindex (ZI) berekend op basis van het aantal waarnemingen per klasse;

$$ZI = \frac{(n\ type1\ *\ weegwaarde\ type1 + n\ type2\ *\ weegwaarde\ type2 + n\ type3\ *\ weegwaarde\ type3)}{totaal\ aantal\ waarnemingen\ n\ typen\ 1,\ 2\ en\ 3}$$

(n= aantal waarnemingen)

De resulterende index is weer geclassificeerd in de drie zaadbanktypen.

- Voor de bepaling van de weegwaarden en klassegrenzen is gebruik gemaakt van een ijkingsprocedure (in EXCEL) op basis van de soorten die zowel in Hodgson e.a. als in Thompson e.a. voorkomen. Er zijn 410 taxa waarvan zowel door Hodgson e.a. als door Thompson e.a. zaadbanktypen aan toe zijn toegekend. De weegwaarden zijn:

weegwaarde type 1:	0,185
weegwaarde type 2:	1,029
weegwaarde type 3:	1,248
klassegrens laag:	0,305
klassegrens hoog:	0,480

- In tabel II.1 wordt een vergelijking gemaakt tussen zaadbankclassificatie van soorten door beide bronnen, c. 80% van de classificaties komt overeen.

Tabel IIA1. Vergelijking zaadbankclassificatie van plantensoorten volgens Hodgson et al. (1995) en Thompson et al. (1997)

zaadbankclassificatie	Thompson e.a.				
Hodgson e.a.	**transient**	**mat. persist**	**zeer persist**	**onbekend**	**totaal**
geen zaad	2	0	0	5	7
transient	104	17	10	23	154
mat. persistent	5	30	31	8	74
zeer persistent	3	16	194	4	217
onbekend	235	33	229	58	555
totaal	349	96	464	98	1007

- De zaadbankclassificaties van Thompson e.a. en Hodgson e.a. zijn vervolgens gecombineerd. Aangezien Hodgson e.a. de informatie van Thompson e.a. bewerkt hebben voor hun "algemene soorten", zijn de "geïnterpreteerde" gegevens van Hodgson e.a. als "waar" beschouwd. Op basis van de weegwaarden en klassegrenzen zijn voor die soorten die niet worden behandeld in Hodgson e.a., voorspellingen gedaan. Deze voorspellingen zijn uitgevoerd, ongeacht het aantal waarnemingen.
- Tenslotte is per ecotoopgroep de som van de weegwaarde van de plantensoorten bepaald per zaadbanktype.
- Deze werkwijze is afgeleid af van de werkwijze van Bekker *et al.* (1998), zie Bijlage IIa. Indien de werkwijze van Bekker *et al.* (1998) zou zijn gevolgd, dan zou in het algemeen het aandeel persistente soorten 20% kleiner zijn geweest De werkwijze van Bekker e.a. is niet gevolgd omdat de resultaten ervan minder overeenkwamen met die Hodgson e.a.

Tabel IIA2.. Soorten in Thompson *et al.* (1997), waarvan de naam verschilt met die van de Standaardlijst 1996

naam Thompson	**nrSL**	**naam standaardlijst 1996**
Allium scorodoprasm	33	Allium scorodoprasum
Anagallis subsp. caerulea	1659	Anagallis arvensis subsp. foemina
Aphanes inexspectata	75	Aphanes inexpectata
Arenaria subsp. leptoclados	1459	Arenaria leptoclados
Asperula cynanchia	108	Asperula cynanchica
Atropa belladonna	125	Atropa bella-donna
Bassia scoparia	1697	Kochia scoparia
Beta subsp. maritima	138	Beta vulgaris subsp. maritima
Bromopsis benekenii	155	Bromopsis ramosa subsp. benekenii
Bromopsis inermis	159	Bromopsis inermis (subsp. inermis)
Bromopsis ramosa	163	Bromopsis ramosa subsp. ramosa
Carex subsp. oedocarpa	220	Carex oederi subsp. oedocarpa
Carex subsp. viridula	261	Carex oederi subsp. oederi
Centaurea nigra	1766	Centaurea jacea
Crepis vesicaria	375	Crepis vesicaria (subsp. taraxacifolia)
Echinochloa crusgalli	428	Echinochloa crus-galli
Empetrum subsp. hermaphroditum	447	Empetrum nigrum
Euphorbia peplis	498	Euphorbia peplus
Euphrasia micrantha	2316	Euphrasia stricta
Euphrasia nemorosa	2316	Euphrasia stricta
Euphrasia officinalis	2316	Euphrasia stricta
Frangula alnus	530	Rhamnus frangula

Gagea arvensis	537	Gagea villosa
Gnaphalium luteoalbum	587	Gnaphalium luteo-album
Helictotrichon pratensis	603	Helictotrichon pratense
Hordeum subsp. leporinum	636	Hordeum murinum
Hyacinthoides non-scripta	1151	Scilla non-scripta
Juncus gerardii	683	Juncus gerardi
Lycopersicon esculentum	1833	Solanum lycopersicum
Medicago subsp. falcata	798	Medicago falcata
Myosotis laxa	841	Myosotis laxa (subsp. cespitosa)
Ononis spinosa	877	Ononis repens subsp. spinosa
Oxalis stricta	911	Oxalis fontana
Papaver subsp. lecoqii	915	Papaver dubium
Persicaria laxiflora	977	Persicaria maculosa
Phyteuma nigrum	935	Phyteuma spicatum subsp. nigrum
Phyteuma spicatum	936	Phyteuma spicatum subsp. spicatum
Pilosella aurantiaca	611	Hieracium aurantiacum
Pilosella officinarum	621	Hieracium pilosella
Poa humilis	958	Poa pratensis
Potentilla neumanniana	1013	Potentilla verna
Ranunculus penicillatus	1055	Ranunculus peltatus
Raphanus subsp. maritimus	1061	Raphanus raphanistrum
Rorippa islandica	1076	Rorippa palustris
Rosa tomentosa	1644	Rosa villosa
Sedum rupestre	1180	Sedum reflexum
Senecio nemorensis	1187	Senecio ovatus
Sesleria caerulea	1194	Sesleria albicans
Silene latifolia	805	Silene latifolia (subsp. alba)
Solanum sarachoides	1739	Solanum physalifolium
Spergularia media	1236	Spergularia media (subsp. angustata)
Taraxacum officinale	2430	Taraxacum officinale s.s.
Teucrium chamaedrys	1270	Teucrium chamaedrys subsp. germanicum
Thalictrum aquilegiifolium	5151	Thalictrum aquilegifolium
Thymus polytrichus	1420	Thymus praecox
Triglochin maritimum	1310	Triglochin maritima
Tripleurospermum inodorum	795	Tripleurospermum maritimum
Ulmus procera	1320	Ulmus minor
Vaccinium oxycoccos	913	Oxycoccus palustris
Veronica austriaca	1364	Veronica austriaca subsp. teucrium
Viola lutea	1379	Viola lutea (subsp. calaminaria)

C) Beschrijving andere databases met dispersiegegevens

Er is een beperkte literatuursearch uitgevoerd in 1) Van der Linden et al. (1996); 2) BIOSIS (zie: http://www.biosis.org/htmls/products_services/ba.html) en 3) internet (trefwoorden dispers*, seedbank, flora, plant*, database), naar andere lijsten of databanken met informatie over zaadbanken of dispersiekenmerken van planten. De literatuursearch naar aanvullende databases of lijsten leverde noch in BIOSIS noch op internet belangrijke bronnen op. In drie andere databases bleek informatie aanwezig te zijn

*Tabel IIC1. Klassen van het kenmerk zaadmorfologie in het Botanisch basisregister (CBS 1993) en frequentie voor alle soorten en voor de familie Compositae (Brassicaea); * = vnl genera..*

Klasse	omschrijving	aantal taxa Totaal	aantal taxa Compositae
1	geen speciale structuren	1145	62
2	geocarpie (ontwikkeling van het zaad in de grond)	1	
3	actief uitwerpen van het zaad	25	
4	noten, vlezige vruchten of schijnvruchten	131	
5	klierhaarvormige structuren	1	
6	haak- of stekelvormige structuren	36	13
7	blaasvormige structuren	3	
8	haar- of veervormige structuren	153	107
9	vleugelachtige structuren	93	1
10	elaiosoom (verspreiding door mieren)	93	
11	kiem omsloten door een los fijnmazig netzakje	112	
12	?	1013*	83*

In het Botanisch basisregister (CBS 1993) is van 2806 plantentaxa (inclusief exoten en genera) informatie aanwezig over de zaadmorfologie, zie tabel IIC1. Hiervan hebben 1145 records betrekking op morfologieklasse 1, geen speciale structuren. In tabel 2.2 is ook de zaadmorfologie weergegeven voor taxa uit de familie Compositae (Brassicaea); een familie met veel windverspreiders ("pluizen"). Een directe koppeling tussen de classificatie van de zaadmorfologie in het Botanisch basisregister en van de ecologische databank van Hodgson e.a. is niet zonder meer mogelijk, doordat in de laatste databank zaadmorfologie gecombineerd wordt met dispersiemechanismen en Hodgson e.a. bovendien combinatieklassen gebruikt.

Een tweede database komt uit het voormalige Oost-Duitsland: "Biologische-ökologische Daten zur Flora der DDR" van Frank & Klotz (1990), waarin informatie is opgeslagen van 2275 taxa. Deze database is vergelijkbaar met het Nederlandse Botanisch basisregister en bevat ook zeer veel informatie, onder andere over de verbreidingsstrategie, zie tabel IIC2.

Een derde database op commerciële basis is Terra Botanica 3.2 van Dahmen & Dahmen (1997), waarin verschillende categorieën vegetatieve en generatieve vermeerdering en categorieën dispersiemechanismen per soort worden vermeld.

Tabel IIC2 Categorieën dispersiemechanismen en aantallen taxa per catergorie in de DDR-flora database (Frank & Klotz 1990).

code	omschrijving	code	omschrijving
w	Windausbreitung	s	Selbstausbreitung
a	Ameisenausbreitung	v	Verdauungsausbreitung
e	Klettausbreitung	t	Verschleppung durch Tiere
h	Wasserausbreitung		(excl. a,e,v)
m	Menschausbreitung		

?	12	em	1	hw	2	sm	6	vs	5	wh	40
a	64	es	19	hwes	10	st	6	vw	1	wha	11
ae	1	evs	3	m	11	stm	2	vwe	2	whas	14
aes	1	ewa	2	me	2	sv	2	w	512	whe	1
aew	1	ewam	1	mh	1	svw	12	wa	5	whs	1
as	3	ewh	6	ms	1	svwm	2	wae	2	whsa	9
asw	1	ewhm	7	mw	3	sw	43	wav	21	wm	25
av	1	ewm	4	mws	1	swe	16	we	333	wmh	10
aw	2	ews	6	s	137	swm	1	wea	139	wms	6
awe	1	ewv	28	sa	42	tm	1	weam	4	ws	53
awes	4	h	82	sae	1	ts	1	weas	2	wse	1
e	98	he	35	sam	1	v	144	weh	22	wv	6
ea	12	hes	7	se	6	va	4	wem	21	wva	10
eaw	1	hesw	1	sem	2	vam	1	wes	67	wvs	2
ehs	1	hew	2	sh	3	ve	2	wesm	2	wvw	1
ehws	1	hs	6	shm	1	vm	7	wev	9		

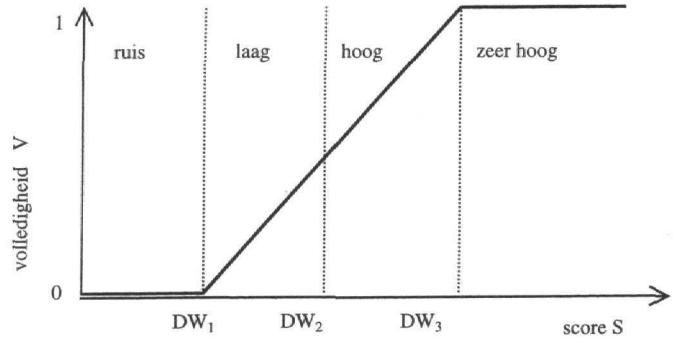
Bijlage III. Bewerking van floristische gegevens naar een floristische kwaliteitsmaat

Responsgegevens:berekening van de volledigheid per ecotoopgroep

Voor de bepaling van de volledigheid per ecotoopgroep hebben de floristische gegevens een aantal bewerkingen ondergaan. Op de eerste plaats is er een zogenaamde hiaatopvulling toegepast. De hiaatopvulling bestaat uit toevoeging van soorten die op grond van de waargenomen (indicator)soorten met een hoge mate van waarschijnlijkheid verwacht kunnen worden, maar niet genoteerd (met name algemenere soorten) of opgemerkt zijn (Witte, 1998). Voor de hiaatopgevulde gegevens is vervolgens per ecotoopgroep per grid-cel de score (S) bepaald. Dit is de som van de weegwaarden (w) cf. Witte (1998; zie ook bijlage 1) van alle (n) in de grid-cel voorkomende en aangevulde plantensoorten van een ecotoopgroep:

$$S = \sum_{i=1}^{i=n} W_i$$

De hiaatopgevulde volledigheidscore (S) per ecotoopgroep is vervolgens op basis van een aantal klassengrenzen of drempelwaarden, zie tabel 3.1, omgerekend naar een volledigheid (V) zie figuur III.1. Met de volledigheid (V) per gridcel wordt vervolgens in DEMNAT gerekend.
Voor de generalisatie is uitgegaan van de hiaatopgevulde score S.



Figuur III.1 Volledigheid V van een ecotoopgroep versus de hiaatopgevulde score S; de volledigheidsklassen (ruis-zeer hoog) en drempelwaarden (DW) zijn ook in de figuur uitgezet.

Tabel III.1.Drempelwaarden (DW) voor het hiaatopgevulde FLORBASE-bestand (kilometerhokken), en hieruit berekende drempelwaarden voor het FLORIVON-bestand (kwartierhokken); bron: Witte et al. 2000.); zie ook figuur III.1 voor gebruik drempelwaarden.

	kilometerhokken			kwartierhokken		
ecotoopgroep	DW_1	DW_2	DW_3	DW_1	DW_2	DW_3
A12	2.2	3.6	5.0	2.3	3.7	5.1
A17	12.0	15.0	18.0	12.8	15.7	18.7
A18	8.0	12.0	16.0	8.6	12.5	16.5
K21	2.0	4.5	7.0	2.2	4.7	7.2
K22	4.0	6.5	9.0	4.3	6.8	9.3
K23	2.5	3.5	4.5	2.6	3.7	4.7
K27	12.0	15.5	19.0	12.8	16.3	19.8
K28	10.0	14.5	19.0	10.7	15.2	19.7
K41	2.2	3.2	4.2	2.4	3.3	4.3
K42	2.5	3.7	4.9	2.7	3.9	5.1
K43	2.5	3.6	4.7	2.7	3.9	5.1
K46	6.0	7.5	9.0	6.6	8.1	9.6
K61	2.0	2.9	3.8	2.1	3.0	3.8
K62	5.8	8.0	10.1	6.3	8.3	10.4
K63	13.0	17.5	22.0	13.8	18.5	23.2
H22	2.2	2.7	3.2	2.3	2.8	3.2
H27	3.5	4.5	5.5	3.8	4.7	5.7
H28	1.7	2.0	2.3	1.8	2.1	2.4
H42	4.0	5.0	6.0	4.3	5.3	6.3
H43	5.0	7.0	9.0	5.4	7.6	9.7
H47	6.5	8.5	10.5	7.0	9.0	10.9
H62	1.4	2.2	3.0	1.5	2.3	3.1
H63	3.0	4.3	5.6	3.2	4.6	5.9
bA10	2.0	2.5	3.0	2.1	2.5	3.0
bK20	3.4	4.8	6.2	3.7	5.0	6.4
bK40	5.0	6.0	7.0	5.2	6.2	7.2
bK60	2.0	2.9	3.8	2.2	3.0	3.9
zK20	5.2	7.2	9.2	5.6	7.5	9.5

Bijlage IV. Beschrijving van de bewerkingen van de TMK 1850

Voor het voorkomen van structuurtypen in Nederland rond 1930 is gebruik gemaakt van de Topografisch-Militaire Kaart van 1850. Tussen 1850 en 1930 is echter het nodige in het Nederlandse landschap veranderd. Getracht is de belangrijkste veranderingen in de kaart te verwerken. Daarnaast zijn een aantal eigenaardigheden van de TMK gecorrigeerd. Correcties en aanpassingen zijn alleen uitgevoerd voor kwartierhokken waarvoor een oppervlakte aan potentiële standplaats bekend was.

De veranderingen en aanpassingen betreffen;

	TMK 1850	situatie 1930
- regio veranderd van Duinen naar Wateren Noord		
Lauwersmeer	open	open
Maasvlakte	open	open
dijken/platen Zeeland	water	water
- regio veranderd van IJsselmeerpolders naar Wateren Midden		
Flevoland	water	water
Houtribdijk	water	water
- structuurtype oppervlaktewater omgezet in (land) onbekend		
Noordoostpolder	niet aanwezig	land
Afsluitdijk	idem	idem
Wieringermeer	idem	idem
het IJ	idem	idem
Haarlemmermeer	idem	idem
meer ten NO van R'dam	idem	idem
- structuurtype onbekend omgezet afhankelijk van regio		
regio Duinen	onbekend	onbekend duinen
regio overig hoog Nederland	onbekend	onbekend hoog
regio laag Nederland	onbekend	onbekend laag

- structuurtype blanco omgezet in structuurtype onbekend (alleen langs landsgrenzen)
De oorzaak hiervan is dat de TMK 1850 en potentiële standplaatsenkaart niet precies passen

- structuurtype wadden omgezet in ander structuurtype afhankelijk van regio
(NB. betreft alleen oppervlakten, die in de huidige situatie land of inlandig zoet water zijn)

regio Rivierengebied	wadden	moeras
regio IJselmeerpolders	wadden	onbekend
regio zeeklei N, W, Z	wadden	kwelders
regio Duinen Noord	wadden	kwelders
regio Wateren *	wadden	open water
overige regio's	wadden	moeras

Er zijn twee probleemgebieden: 1) in de regio Zeeklei Zuid worden een aantal structuurtypen in het binnenland omgezet naar kwelders (beter was moeras); het gaat echter om een betrekkelijk gering aantal kwartierhokken en verder strekte zich in 1930 ook de invloed van het zoute water ver landinwaarts. 2) Aan de Friese kust ten zuiden van de Afsluitdijk worden een aantal structuurtypen omgezet in kwelders. Ook hier betreft een betrekkelijk gering aantal kwartierhokken en in die jaren was de Zuiderzee net afgesloten door de Afsluitdijk. In de onderzoeksperiode was het gebied dus een deel van de tijd zout en een deel van de tijd zoet. Deze fouten worden verder als gegeven en minder belangrijk beschouwd.

- structuurtype oppervlaktewater omgezet in ander structuurtype afhankelijk van regio en ligging aan de Noordzee- of Waddenkust
(NB. betreft alleen oppervlakten, die in de huidige situatie land of inlandig zoet water zijn)

regio Duinen m.u.v. Zwanewater	oppervlaktewater	onbekend
regio Zeeklei Noord, West en Zuid	oppervlaktewater	kwelder

Deze omzetting is noodzakelijk omdat de grenzen van de potentiële standplaatsenkaart en de structuurtypenkaart niet geheel passen en omdat in de TMK 1850 geen onderscheid wordt gemaakt tussen zout en zoet oppervlaktewater.

Bijlage V. Omzetting scores van kwartierhok naar km-cel

Een kwartierhok bestaat uit een aantal samenstellende km-cel-delen.

Deze omzetting gebeurde in een aantal stappen.

1. De scores per kwartierhok werden eerst omgezet in scores per km-cel op basis van de relaties tussen oppervlaktes en scores, afgeleid van FLORBASE (Witte 1998; Witte *et al.* 2000). De correctie voor de hoge scores lagen voor alle ecotoopgroepen tussen de 0.90 en 0.96. Grotere verschillen tussen ecotoopgroepen traden op bij de lage tot zeer lage scores. De correctie hiervan is minder belangrijk, omdat het al lage scores betreft. Daarom is voor alle ecotoopgroepen zelfde omzettingsformule toegepast van score van kwarttierhok naar km-cel, nl.

$$CF = 1 - 0{,}79 * e^{-3{,}08*S/T1}$$

CF = correctiefactor
S = score ecotoopgroep
T1 = ruisgrens ecotoopgroep

Als S heel klein is dan wordt CF ca. 0,20; als S heel groot is dan wordt de CF gelijk aan 1.

2. De aangepaste score per kwartierhok wordt verdeeld over de samenstellende km-celdelen; rekening houdend met oppervlakte per deel en geschiktheid per deel ((Klijn *et al.* 1997).

3. Tenslotte wordt per km-cel de samenstellende kwartierhokdelen gesommeerd.

Bijlage VI. Lijst met kleurenplaten op CD-ROM

Hoofdstuk 4

plaat 4.1	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep A12, verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.2	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep A17, verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.3	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep A18, verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.4	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep bA10, verlandings- en watervegetaties van brakke wateren op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.5	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K21, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.6	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K22, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.7	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K23, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.8	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K27, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.9	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K28, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.10	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep bK20, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.11	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K41, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.12	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K42, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.13	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep bK40, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.14	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H22, bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.15	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H27, bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.16	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H28, bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.17 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H42, bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.18 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H47, bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORBASE-2d (>90 algemene geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.19 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep A12, verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.20 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep A17, verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.21 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep A18, verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.22 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep bA10, verlandings- en watervegetaties van brakke wateren op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.23 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K21, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.24 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K22, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.25 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K23, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.26 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K27, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.27 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K28, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.28 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep bK20, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.29 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K41, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.30 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep K42, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.31 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep bK40, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.32 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H22, bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.33 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H27, bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.34 *Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H28, bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met °= waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

plaat 4.35	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H42, bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*
plaat 4.36	*Floristische kwaliteit van ecotoopgroep H47, bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems op basis van waarnemingen uit FLORIVON-1 (>60 geschikte soorten); met ° = waargenomen en zonder ° is voorspeld.*

Hoofdstuk 5

plaat 5.1	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep A12, verlandings- en zoetwatervegetaties van voedselarme, zwak zure wateren , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.2	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep A17, verlandings- en zoetwatervegetaties van matig voedselrijke wateren , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.3	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep A18, verlandings- en zoetwatervegetaties van zeer voedselrijke wateren , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.4	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep bA10, verlandings- en watervegetaties van brakke wateren , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.5	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep K21, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zure bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.6	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep K22, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, zwak zure bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.7	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep K23, pioniervegetaties en graslanden op natte, voedselarme, basische bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.8	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep K27, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, matig voedselrijke bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.9	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep K28, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, zeer voedselrijke bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.10	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep bK20, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op natte, brakke bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.11	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep K41, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zure bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.12	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep K42, pioniervegetaties en graslanden op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.13	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep bK40, pioniervegetaties, graslanden en ruigten op vochtige, brakke bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.14	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep H22, bossen en struwelen op natte, voedselarme, zwak zure bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.15	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep H27, bossen en struwelen op natte, matig voedselrijke bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.16	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep H28, bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.17	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep H42, bossen en struwelen op vochtige, voedselarme, zwak zure bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*
plaat 5.18	*Kansrijkdom biotisch herstel van ecotoopgroep H47, bossen en struwelen op vochtige, matig voedselrijke bodems , onder optimale omstandigheden; zie tabel 5.1-5.3*

Bijlage VI. Lijst met kleurplaten op CD_ROM
behorende bij het rapport:
W.L.M. Tamis, M. van 't Zelfde, R. van Ek & J.J.P.M. Witte. 2000. Modellering van de kansrijkdom van het biotisch herstel van natte en voedingsrijke vegetaties. CML rapport 149. RIZA rapport 2000.039, Lelystad
ISBN 9036953375.
RIZA
CML
Centrum voor milieukunde