VERGELIJKING VAN EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING VAN DE EFFECTMODELLERING IN DE ECOLOGISCHE VOORSPELLINGSMODELLEN SMART/MOVE EN DEMNAT.

NOV - rapport 5.2
RIVM rapport 715001007

Dr. A. van Hinsberg

RIVM
Bilthoven, november 1997

COLOFON

Omslagontwerp:	Bureau Beek Visser
Foto omslag:	natuurdoeltype afgesloten zee-armen landschap, overgenomen uit de Natuurplanner
Productie:	Drukkerij Cabri bv
Druk:	1998

samenstelling begeleidingscommissie NOV-5.2:

voorzitter:	dr. H. Vermeer	LNV
leden:	dr. ir. J.R.M. Alkemade	RIVM
	drs. D. Bal	IKC-N
	ing. G.P. Beugelink (plaatsvervangend voorzitter)	RIVM
	drs. R. van Ek	RIZA
	drs. J. Kros	SC-DLO
	drs. J. Runhaar	SC-DLO
	drs. J. Wiertz	RIVM

REFERAAT

Dr. A. v. Hinsberg, *Vergelijking van en voorstellen voor verbetering van de effectmodellering in de ecologische voorspellingsmodellen SMART/MOVE en DEMNAT*, NOV-rapport 5-2; 81 blz.; 16 fig.; 2 tab.; 36 ref.
Trefwoorden: multistress modellering / verdroging / ecologie

ISBN 9036951933

@ copyright RIVM, 1997
Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt worden door middel van druk, fotocopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder uitdrukkelijke bronvermelding

prijs: f 35,-

bestellingen: Sdu / Servicecentrum Uitgevers
Afdeling Verkoop
Postbus 20014
2500 EA Den Haag
Tel. : 070 - 37 89 830
Fax : 070 - 37 89 780
email : mlget@sdu.nl

VOORWOORD

Verdroging wordt naast vermesting en verzuring gezien als één van de meest bedreigende factoren voor het duurzaam voortbestaan van de terrestrische natuur. Ten behoeve van het beleid wordt gewerkt aan de ontwikkeling van een modelinstrumentarium waarmee de milieuproblematiek in kaart gebracht kan worden.

In het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging thema 5, multistress modellering, is gestart met een vergelijking van enkele landelijke ecologische voorspellingsmodellen. Daarbij is de keus gevallen op de modellen SMART-2/MOVE (zoals geïntegreerd in de Natuurplanner 1.0) en DEMNAT-2.1, omdat die beide uitspraken doen over de kwaliteit van de terrestrische natuur op nationale schaal. Bovendien worden deze modellen al toegepast in o.a. de Nationale Milieu- en Natuurverkenningen. Doel van de studie was om inzicht te verkrijgen in de belangrijkste verschil- en knelpunten t.a.v. beide modellen en daarmee te komen tot aanbevelingen voor modelverbetering en optimalisatie. Tevens is geïnventariseerd of modelverbetering gerealiseerd kon worden door integratie en/of koppeling van de modellijnen.

In een eerdere rapportage (NOV 5-1) is beschreven hoe de voorspellingsmodellen verschillen op het niveau van de abiotische- en biotische modellering. In het voorliggende rapport worden de resultaten beschreven van een overall vergelijking van gegenereerde modeluitkomsten en daarbij gehanteerde modelconcepten met betrekking tot verdrogings- en vernattingsscenario's. Naar aanleiding van de geconstateerde verschillen tussen beide modellen, worden noodzakelijke modelverbeteringen besproken. Deels zijn deze voorstellen gebaseerd op verbetering van de afzonderlijke modellijnen en deels op samenwerking en bundeling van kennis en onderzoek. Tevens wordt een aanzet gegeven tot de discussie omtrent toekomstige modelontwikkeling en/of modelintegratie. Wij stellen voor om deze discussie, al dan niet voorzien van een NOV-advies, voor te leggen aan de reeds bestaande Stuurgroep Afstemming MOVE-DEMNAT-GREINS, met vertegenwoordigers van RIZA, IKC, DLO en RIVM, om met concrete vervolgstappen te komen.

wnd voorzitter NOV-5:

Ing. G.P. Beugelink

SAMENVATTING

In het kader van thema 5 van het Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging, multistress modellering, is een vergelijkende studie verricht naar de verschillen en overeenkomsten tussen de ecologische voorspellingsmodellen SMART/MOVE en DEMNAT op het gebied van het milieuthema verdroging. Doel van deze studie was, om op basis van een vergelijking van voorspellingen over dezelfde (milieu)situaties, inzicht te krijgen in de knelpunten en fouten in de onderliggende modellering. Een dergelijke knelpuntenanalyse is met name van belang omdat essentiële validatie van landelijke modelvoorspellingen, mede door het ontbreken van een betrouwbare en complete set aan veld/meetgegevens, nog niet plaats heeft gevonden.

De vergelijking

De landelijke voorspellingsmodellen SMART/MOVE en DEMNAT zijn vergeleken op basis van berekeningen voor de ecologische effecten van grondwaterstandsveranderingen. De vergelijking heeft plaatsgevonden op basis van drie verschillende fictieve hydrologische scenario's. In één scenario is uitgegaan van de huidige situatie. In de andere scenario's is een landelijke daling of stijging van de grondwaterstand verondersteld (verandering in de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand van 10 cm), daarbij is geen gelijktijdige kwelfluxverandering verondersteld. Er is in die zin dus geen gebruik gemaakt van realistische hydrologische scenario's, hoewel de grootte veronderstelde dosis niet ongewoon is voor landelijke analyses. De vergelijking is daarnaast beperkt tot het milieuthema verdroging en tot die locaties en ecotopen, waarvoor met beide modellen uitspraken te genereren zijn. Er is hoofdzakelijk ingezoomd op de effecten van grondswaterstandsverhoging en -verlaging op de kwaliteit van de natte natuur in de Nederlandse natuurgebieden. Ten behoeve van de vergelijkbaarheid is getracht om de uiteindelijke berekende voorspellingen over de kwaliteit van de terrestrische natuur zoveel mogelijk uit te drukken in identieke maten.

Geconstateerde verschillen en overeenkomsten

Ondanks het gebruik van in grote lijnen vergelijkbare geografische en hydrologische invoergegevens bestaan er aanzienlijke verschillen in de modelvoorspellingen over de kwaliteit van de natte natuur, uitgedrukt als de volledigheid van 14 terrestrische ecotoopgroepen. Op het niveau van individuele gridcellen zijn over het algemeen de geconstateerde verschillen het grootst. Op het niveau van landelijk geaggregeerde modeluitkomsten geven de modellen daarentegen een veel consistenter beeld. Op een tussenliggend aggregatie niveau (per ecologische plantengroep) is de onderlinge consistentie sterk afhankelijk van het beschouwde hydrologische scenario en van de specifieke soortengroep.

De berekende gevoeligheid van de verschillende soortengroepen voor het vernattingsscenario wordt door beide modellen vrij vergelijkbaar ingeschat. De overeenkomst in voorspelde ecologische gevolgen van het onderzochte verdrogingsscenario is veel kleiner.

Oorzaken

De oorzaken van de geconstateerde modelverschillen en soms relatief geringe onderlinge consistentie zijn terug te voeren op verschillende (knel)punten in de onderliggende modellering. Het benoemen van deze knelpunten is de eerste fase in het traject van modelverbetering.

Deels zijn de modelverschillen toe te schrijven aan verschillen in de betekenis van de modeluitvoer van DEMNAT en SMART/MOVE. Zo doet SMART/MOVE voorspellingen over (veranderingen in) *potentiële natuur*. DEMNAT gaat daarentegen zoveel mogelijk uit van veranderingen in de *actuele natuur*. Potenties zullen echter in de praktijk niet altijd gerealiseerd kunnen worden. Zo kan in het veld door lokaal maaibeheer bijvoorbeeld de opslag van bos worden tegengegaan, terwijl op basis van verschillende bodemfactoren die locatie potentieel wel geschikt zou kunnen zijn voor het voorkomen van bos. Aangezien in SMART/MOVE o.a. maaibeheer niet wordt gebruikt voor bepaling van de geschiktheid van het milieu, zal in dergelijke gevallen SMART/MOVE dan ook een hogere volledigheid van m.n. bosecotopen voorspellen dan DEMNAT. Eenzelfde redenering geldt voor ecotoopgroepen van brakke milieus, aangezien de factor zout in SMART/MOVE momenteel niet gebruikt wordt om de abiotische geschiktheid van het milieu te beschrijven. Door toekomstige verbeteringen van de beschrijving van de geschiktheid van het milieu (veelal op basis van een uitgebreidere set aan abiotische milieufactoren) zullen verschillen tussen voorspellingen over potentiële en actuele natuur verkleinen. Voor die tijd is het echter wel van belang dat door toetsing van de voorspellingen over de potentiële natuur in de huidige situatie inzicht wordt verkregen in welke mate en in welke gevallen, op basis van de procesmatige bodemmodellering in SMART/MOVE, de huidige vegetatie op landelijk niveau goed voorspeld kan worden en bruikbaar is voor beleidsdoeleinden.

De geconstateerde verschillen in modeluitkomsten hangen daarnaast tevens sterk af van de wijze waarop de kwaliteit van de natuur wordt uitgedrukt. Modeluitspraken over de huidige *totale* landelijke kwaliteit van de natte natuur komen goed overeen wanneer met SMART/MOVE de volledigheid van ecotoopgroepen wordt gedefinieerd analoog aan de wijze waarop dat ook voor de huidige verspreidingskaarten van DEMNAT gebeurt. De onderlinge modelconsistentie is daarentegen veel kleiner wanneer in SMART/MOVE wordt uitgegaan van de definitie die gebruikt wordt in de dosis-effect module van DEMNAT.

Bij toekomstvoorspellingen wordt in DEMNAT (gelijktijdig) gebruik gemaakt van de twee voornoemde definities voor volledigheid. Een zuivere onderlinge

modelvergelijking, op basis van één van beide definities, wordt hierdoor bemoeilijkt. Berekeningen met SMART/MOVE tonen daarnaast aan dat modeluitspraken over de effecten van verdroging afhangen van de wijze waarop de volledigheid wordt gedefinieerd. Beide definities zijn dus niet geheel analoog en kunnen niet zondermeer door elkaar heen worden toegepast.

Naast bovengenoemde oorzaken zijn er ook een aantal meer specifieke oorzaken aanwijsbaar voor de geconstateerde modelverschillen. Momenteel is nog onduidelijk in welke mate de verschillende knelpunten het overall modelgedrag precies beïnvloeden. Duidelijk is dat sommige van de knelpunten wel een aanzienlijke invloed zullen hebben.

Zo wordt bij de koppeling tussen SMART-2 en MOVE-2 de abiotische heterogeniteit van het milieu op het niveau van 250 x 250 meter buiten beschouwing gelaten. Momenteel wordt per kilometerhok maar één milieu (middeling van de abiotische milieuwaarden op het niveau van 250 x 250 meter) geëvalueerd. Als gevolg hiervan wordt veelal voorbij gegaan aan de daarin aanwezige natuurlijke variatie. Daarnaast zal de 'gemiddelde' milieuwaarde niet altijd een realistisch beeld kunnen geven van de, binnen de kilometerhokken, aanwezige milieus. In dergelijke gevallen zal ook de ecologische voorspelling op gridcel niveau niet reëel kunnen zijn. Dit is met name duidelijk zichtbaar wanneer het kaartbeeld van de volledigheid van natte en vochtige ecotoopgroepen wordt gebaseerd op voorspellingen van plantensoorten met veelal een smalle milieutolerantie (c.q. volledigheids-definitie die gebruikt is voor de ecotoopgroepenkaarten van DEMNAT). Gebieden met natte natuur komen in dit kaartbeeld veelal niet duidelijk naar voren. Het landelijk kaartbeeld mede gebaseerd op plantensoorten met een bredere milieutolerantie geeft op veel punten een realistischer beeld van het voorkomen van natte natuur.

Daarnaast veroorzaken knelpunten in de koppelingsfase tussen indicatieve milieuwaarden en gemeten abiotische milieufactoren in SMART/MOVE, onrealistische lage voorspellingen over plantensoorten van met name zure voedselarme milieus (zoals b.v. hoogvenen). Voor dergelijke ecotopen voorspellen DEMNAT en SMART/MOVE veelal ook sterk verschillende ecologische effecten. De geconstateerde modelverschillen in de uitspraken over bossen en struwelen van vochtige voedselarme zwak-zure milieus en vochtige matig voedselrijke milieus zullen daarnaast deels te wijten zijn aan verwisselingen van kaarten van deze ecotoopgroepen in de vergeleken versie van DEMNAT. Voorts liggen knelpunten in de dosis-effect module van DEMNAT deels ten grondslag aan de relatief (te?) sterke verzurende en eutrofiërende effecten van grondwaterstandsdaling. Mede hierdoor wordt de grootte van het effect van verdroging door de modellen verschillend ingeschat. Maar ook de, al in een eerdere studie geconstateerde, verschillen in de onderliggende dosis-effect relaties tussen grondwaterstand en stikstofmineralisatie en de relatief (te?) grote invloed van atmosferische depositie in SMART/MOVE spelen daarbij een rol. De niet altijd realistische aanname in DEMNAT dat lokaal vernatting per definitie altijd resulteert in toename van de kwaliteit van de 'natte' natuur en verdroging in een afname, vergroten deze modelverschillen verder. Op kilometerniveau en voor sommige specifieke soortengroepen (met name voor plantensoorten van vochtige -niet natte- milieus) worden als gevolg van

deze verschillen met SMART/MOVE en DEMNAT soms zelfs tegengestelde ecologische effecten berekend.

Zonder hier uitputtend te zijn blijkt uit bovenstaande voorbeelden duidelijk dat de oorzaak van de soms geringe mate van onderlinge consistentie niet eenvoudig weg toe te schrijven is aan één of enkele knelpunten maar aan een combinatie van verschillende knelpunten.

Voor de meeste geconstateerde modelverschillen is de oorsprong getraceerd tot op het niveau van afzonderlijke modelaannames en rekenregels in met name de onderliggende abiotische- en biotische modellering en de gebiedsschematisatie (zie ook deelrapport NOV 5-1). Een geheel uitputtende knelpuntenanalyse heeft echter, gezien de beschikbare tijd, niet plaatsgevonden. Gezien het aantal en de invloed van sommige knelpunten op de overall modeluitkomsten is een verdergaande knelpuntanalyse momenteel echter niet erg zinvol. Wel is het wenselijk dat na oplossing van de geconstateerde knelpunten in de modellering, in het kader van de noodzakelijke structurele kwaliteitscontrole van de modellen, de knelpuntanalyse wordt voortgezet. Omdat nu nog onduidelijk is welke knelpunten het meest dominant zijn, is een prioritering van de wel gespecificeerde benodigde acties en een inschatting van de haalbaarheid achterwege gebleven.

Oplossingsstategieën en modelverbeteringen

Doordat veelal de specifieke oorzaken en knelpunten in de modellering zijn benoemd, is het mogelijk geweest concrete oplossingsstrategieën en/of acties ten behoeve van modelverbeteringen aan te dragen. Daarbij zijn zowel acties onderscheiden die resulteren in verbetering van de afzonderlijke modellijnen (door noodzakelijke oplossing van de geconstateerde knelpunten) als acties die resulteren in verbetering van het beleidsinstrumentarium door koppeling en/of integratie van de afzonderlijke modellen. Tevens zijn de voor- en nadelen van deze strategieën kort benoemd wat betreft o.a. het modelbeheer. Voorgesteld wordt om binnen de reeds bestaande Stuurgroep Afstemming MOVE-DEMNAT-GREINS, met vertegenwoordigers van RIZA, IKC, DLO en RIVM, te komen tot een prioritering en fasering in uitvoering ten aanzien van het oplossen van de geconstateerde knelpunten.

Ook is getracht, door het beschrijven van een nieuw modelconcept, een eerste aanzet te geven tot de discussie omtrent toekomstige modelontwikkeling en/of modelintegratie. Deze discussie zal, al dan niet voorzien van een NOV advies, in de stuurgroep Afstemming MOVE-DEMNAT-GREINS verder vorm moeten krijgen. Een belangrijk en kenmerkend element bij de nieuwe lijn van modelontwikkeling is de vastgelegde en sturende invloed van toetsing en controle op modelvoorspellingen. Daarnaast wordt in dit concept, veel meer dan nu, optimaal gebruik gemaakt van alle

aanwezige geografische informatie over natuur en milieu. Een ander kenmerkend element is de flexibiliteit waarmee het model geleidelijk kan toegroeien naar een, wellicht nu nog onhaalbaar geacht, 'ideaal model' waarin de natuurlijke/ecologische processen op een realistische en dynamische wijze gemodelleerd kunnen worden.

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD

SAMENVATTING

INHOUDSOPGAVE

1. INLEIDING 1.1

2. METHODEN VERGELIJKING OVERALL MODELGEDRAG 2.1

3. HYPOTHESEN: VERWACHTE ABIOTISCHE EN BIOTISCHE VERANDERINGEN BIJ GRONDWATERSTANDSVERANDERINGEN 3.1

4. VERGELIJKING OVERALL MODELGEDRAG 4.1
   - 4.1 Vergelijking berekeningsmethoden 4.1
   - 4.2 Vergelijking van voorspelling over vegetatie in huidige situatie 4.8
   - 4.3 Vergelijking van modelgedrag bij grondwaterstandsdaling 4.16
   - 4.4 Vergelijking modelgedrag bij grondwaterstandsstijging 4.22

5. SAMENVATTING VERGELIJKING OVERALL MODELGEDRAG 5.1

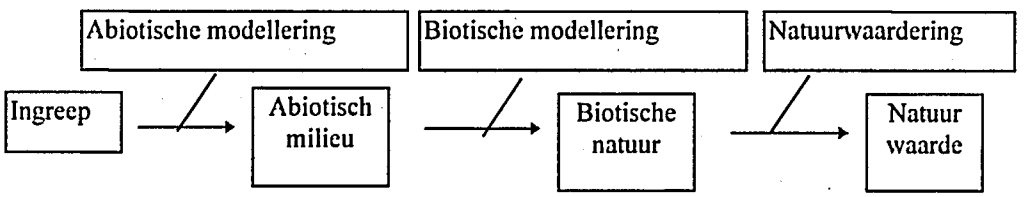
6. VOORSTELLEN MODELVERBETERINGEN 6.1
   - 6.1 Modelverbetering van de afzonderlijke lijnen 6.1
     - 6.1.1 Actiepunten specifiek t.b.v. modelverbetering SMART/MOVE 6.3
     - 6.1.2 Actiepunten specifiek t.b.v. modelverbetering DEMNAT 6.9
     - 6.1.3 Gezamenlijke actiepunten t.b.v. modelverbetering 6.11
   - 6.2 Modelverbetering door koppeling van modelonderdelen 6.15
   - 6.3 Modelverbetering met nieuwe generatie modellen 6.21
     - 6.3.1 Modelinvoer 6.24
     - 6.3.2 Modelbouwstenen 6.25
     - 6.3.3 Toetsing 6.30

LITERATUUR L.1

BIJLAGEN B.1

1. INLEIDING

De omvang en waarde van veel van de in Nederland oorspronkelijk voorkomende ecosystemen, zoals hoogvenen, blauwgraslanden, heide en moerassen is in de periode 1850-1950 sterk afgenomen. Areaal verlies, vermesting, verzuring en verdroging worden veelal gezien als de belangrijkste verklarende factoren voor deze landelijke achteruitgang in flora en fauna. Ondanks de toegenomen beleidsinspanning van de laatste jaren staat de kwaliteit van de terrestrische natuur in Nederland nog steeds onder grote druk. Ter ondersteuning van het nationale milieu- en natuurbeleid worden in Nederland op verschillende plaatsen gewerkt aan de ontwikkeling en voltooiing van ecologische effectmodellen zoals o.a. NICHE, GREINS, ICHORS, NTM, DEMNAT en SMART/MOVE. Dergelijke modellen hebben tot doel om op regionale en/of landelijke schaal de vaak complexe ecologische effecten van verschillende milieustresses te kunnen voorspellen. Tevens kan met deze modellen het beleid ter voorkoming en verbetering van milieuproblemen geoptimaliseerd worden, en kunnen toekomstige milieuproblemen vroegtijdig in kaart gebracht worden. Bij de totstandkoming van deze modellen wordt beschikbare kennis en informatie vanuit tal van verschillende wetenschappelijke disciplines samengevoegd om de effect keten tussen ingreep en effect zo goed mogelijk te beschrijven (figuur 1).



Figuur 1. Algemene procesketen c.q. ingreep-effect keten zoals toegepast in veel ecologische voorspellingsmodellen.

NICHE (Nature Impact Assessment of Change in Hydro-Ecological systems) voorspelt op regionale en lokale schaal effecten van grondgebruik en ingrepen in de grond-,en oppervlaktewaterhuishouding op grondwaterafhankelijke (semi-) terrestrische vegetaties en weidevogel populaties (Meuleman, in prep.). GREINS, het Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie Instrumentarium voor Natuurontwikkelings-Scenario's, voorspelt de kansrijkdom voor regionale natuurontwikkeling in afhankelijkheid van landgebruik en milieuomstandigheden (Prins, 1995; Prins et al., 1996). NTM, het Natuur Technisch Model, is gebruikt om op basis van regionale en landelijke milieuscenario's voorspellingen te doen over de realiseerbare potentiële natuurwaarde (Gremmen, 1987; Lieveld, in prep.).

Naast ecologische voorspellingsmodellen voor regionale schaal zijn er tevens modellen ontwikkeld voor landelijke effectberekeningen zoals SMART/MOVE en DEMNAT. Het voorspellingsmodel SMART/MOVE bestaat uit een proces georiënteerd

bodemmodel (SMART: Simulation Model for Acidification's Regional Trend, Kros et al., 1995) en een statistisch vegetatie-effectmodel (MOVE: Multi-stress model for Vegetation, Wiertz et al., 1992; Latour et al., 1993; Alkemade et al., 1996; Wiertz en Latour, 1996; Alkemade et al., 1997). De ontwikkeling heeft primair plaats gevonden ten behoeve van de nationale Milieu- en Natuurverkenningen en het Gebiedsgerichte beleid. Het model kan het best omschreven worden als een ecologisch multistressmodel waarmee getracht wordt de effecten van vermesting, verzuring en verdroging op de nationale terrestrische natuur te voorspellen. SMART/MOVE wordt momenteel voornamelijk toegepast voor effectprognose, ecologische normstelling en stress- en risicoanalyse.

DEMNAT, het Dosis Effect Model Natuur Terrestrisch, kan het best gekarakteriseerd worden als een ecohydrologisch voorspellingsmodel voor waterhuishoudkundige maatregelen op nationale schaal (Witte et al., 1992; Runhaar et al., 1996). Het model is voornamelijk toegepast en ontwikkeld ten behoeve van de 3de Nota Waterhuishouding, het Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening, de Watersysteemverkeningen van het RIZA en de Milieu- en Natuurverkenningen van het RIVM (Claessen, 1990; Claessen et al., 1991; Beugelink et al., 1992). Het ecohydrologisch voorspellingsmodel heeft primair betrekking op het thema verdroging. Vermesting en verzuring worden betrokken in modelberekeningen, voor zover deze door waterhuishoudkundige maatregelen worden beïnvloed.

Met de verschillende modellijnen kunnen, naast model-specifieke beleidsvragen, deels identieke vragen geëvalueerd worden (Wiertz en Van Ek, 1996). De modellijnen zijn deels onafhankelijk van elkaar ontwikkeld, hoewel in sommige modellijnen wel gezamenlijk gebruik wordt gemaakt van dezelfde rekenmodulen. Vergelijking van modelvoorspellingen voor identieke ingrepen en natuurlijke situaties kan dan ook inzicht geven in de mate van éénduidigheid en onderlinge consistentie. Dit is met name van belang omdat gegevens voor de noodzakelijke toetsing van de voorspellingen ontbreken. De mate van consistentie tussen theoretisch identieke modeluitspraken kan daarentegen ook enige informatie leveren over de mate van betrouwbaarheid en bruikbaarheid van het vergeleken beleidsinstrumentarium. Tegelijkertijd kunnen door vergelijkingen fouten en kennisleemten getraceerd worden. Geconstateerde knelpunten kunnen vervolgens dienen als leidraad voor verdere modelontwikkeling en afstemming van onderzoeksinspanningen. Experimenteel onderzoek naar ingreep-effect relaties en monitoring van veranderingen na ingrepen blijven echter noodzakelijk om modelvoorspellingen daadwerkelijk te kunnen toetsen.

In een studie naar de verschillen en overeenkomsten in de abiotische en biotische modellering (zie figuur 1) in de voorspellingsmodellen SMART/MOVE en DEMNAT zijn naast overeenkomsten in modelconcept en modelstructuur, ook vele conceptuele en kwantitatieve verschillen tussen deelvoorspellingen geconstateerd (Van Hinsberg, 1997). Daarbij is zoveel mogelijk aangegeven in welke stappen in de effectberekening modelverschillen geïntroduceerd zijn en door welke acties knelpunten kunnen worden opgelost.

Aannemelijk is dat als gevolg van de geconstateerde verschillen op het niveau van modelonderdelen ook het overall modelgedrag van de modellijnen zal verschillen. Een gevoeligheidsanalyse van de effecten van de geconstateerde knelpunten heeft echter niet plaatsgevonden, zodat niet exact duidelijk is geworden in welke mate de knelpunten het overall modelgedrag daadwerkelijk zullen beïnvloeden. Gerealiseerd moet worden dat bij vergelijking op modelonderdelen namelijk niet de totale reeks van effectberekeningen is vergeleken. Niet alle geconstateerde knelpunten in de nu vergeleken modelonderdelen zullen even sterk tot uitdrukking komen in de uiteindelijke modeluitkomsten. In de totale reeks van modelberekeningen, deels in nu nog niet beschouwde modelonderdelen, zullen enerzijds nieuwe verschillen geïntroduceerd kunnen worden. Anderzijds kunnen effecten van al geconstateerde knelpunten versterkt of juist verkleind en gecorrigeerd worden. Van belang is dan ook inzicht te verkrijgen in de mate waarin ook het overall gedrag van de modellen verschilt. Een zeer diepgaande analyse van verschillen en overeenkomsten of een uitgebreide gevoeligheidsanalyse lijkt echter veel minder zinvol voordat eerst de al constateerde fouten en knelpunten in de onderliggende abiotische en biotische modellering zijn opgelost. Van belang is wel dat de verschillen en knelpunten in de modellering goed in kaart gebracht worden, zodat op basis hiervan mogelijkheden voor verbeterde multistress modellering geformuleerd kunnen worden.

Doel van deze studie is dan ook om enerzijds de overeenkomsten en verschillen tussen overall modeluitkomsten over zoveel mogelijk identieke ingrepen en natuurlijke situaties in kaart te brengen en daarbij de oorzaken trachten te traceren. Anderzijds heeft deze studie tot doel om concrete aanbevelingen te doen voor modelverbeteringen, waarmee de betrouwbaarheid van de effectvoorspelling en tegelijkertijd de onderlinge modelconsistentie toe kan nemen. Naast actiepunten voor verbetering van bestaande modellijnen wordt tevens een eerste voorstel gedaan voor een mogelijk te ontwerpen nieuwe generatie multistress modellen. Hierbij dient te worden aangetekend dat niet getracht is om verschillende ideeën en mogelijkheden voor een dergelijk nieuw modelconcept te beschrijven. Wel is getracht om hiermee een eerste aanzet te geven tot de discussie omtrent toekomstige modelontwikkelingen.

2. METHODEN VERGELIJKING OVERALL MODELGEDRAG

Uitgangspunten modelvergelijking:

Gezien de doelstelling van de studie heeft de modelvergelijking zich beperkt tot de overlappende modelfuncties van de landelijke voorspellingsmodellen SMART/MOVE en DEMNAT. Andere ecologische voorspellingsmodellen geschikt voor meer lokale en/of regionale effectberekeningen zijn gezien het verschil in schaalniveau niet betrokken in de vergelijkende analyse. NTM (versie 3.0) is ondanks de landelijke modelschaal niet betrokken in de vergelijking, aangezien een operationele versie nog niet beschikbaar was ten tijde van deze studie en de uitkomsten van het model in termen van (veranderingen in) natuurwaarden praktisch minder goed vergelijkbaar zijn met uitkomsten van m.n. SMART/MOVE.

Bij de modelvergelijking is uitgegaan van de meest recente modelversies zoals deze bij aanvang van deze studie beschikbaar waren. Voor DEMNAT is gebruik gemaakt van de versie 2.1 (zoals beschikbaar in augustus 1996). Voor SMART/MOVE berekeningen is gebruik gemaakt van de versies samengevoegd in de Natuurplanner-1.0 (zoals beschikbaar in augustus 1996) bestaande uit SMART-2 en MOVE.

De modellen SMART/MOVE en DEMNAT zijn vergeleken op basis van overall modelgedrag en uitkomsten. Resultaten van een vergelijking van de afzonderlijke modelonderdelen abiotische en biotische modellering zijn elders beschreven (Van Hinsberg, 1997). Door vergelijking van overall modelgedrag is getracht de nadelen gerelateerd aan een vergelijking op basis van slechts enkele afzonderlijke modelonderdelen deels te ondervangen (zie ook Van Hinsberg, 1997). Wel is getracht om de resultaten van beide studies zoveel met elkaar in verband te brengen, zodat een beeld wordt verkregen van de oorzaken van modelverschillen op verschillende niveaus.

De vergelijking is beperkt gebleven tot die situaties waarbij de modellen in principe gelijke uitkomsten zouden moeten genereren, namelijk die situaties waarbij de modellen uitspraken doen over identieke ingrepen, schalen en effectparameters. Daartoe is de modelvergelijking beperkt gebleven tot vergelijking van overall modelgedrag bij:

- **Een identieke ingreep.** In deze studie heeft alleen vergelijking plaatsgevonden van de effecten veroorzaakt door grondwaterstandsveranderingen. Deze ingreep wordt namelijk, in tegenstelling tot andere ingrepen, beschouwd in beide modellijnen. Effecten van andere meer model specifieke ingrepen (zoals effecten van peilveranderingen en inbreng van systeemvreemdwater in DEMNAT en effecten van atmosferische depositie in SMART/MOVE), kunnen onderling niet vergeleken worden. Vergelijking zou ook mogelijk zijn geweest op basis van effectberekeningen voor kwelveranderingen. In de praktijk zullen grondwaterstandsveranderingen en kwelfluxveranderingen deels gelijktijdig plaatsvinden. Ten behoeve van de eenvoud en duidbaarheid van oorzaken van eventueel geconstateerde modelverschillen zijn effectberekeningen voor veranderingen in

grondwaterstand los gekoppeld van effectberekeningen voor kwelfluxveranderingen. Kortom, gerealiseerd moet worden dat de modellen vergeleken zijn op basis van fictieve/onrealistische hydrologische scenario's.

Effectberekeningen van andere ingrepen zijn niet vergeleken. In DEMNAT zijn hiertoe alle andere dosisvariabelen, anders dan de grondwaterstandsveranderingen, gelijk aan nul gesteld. In SMART/MOVE zijn de depositie- en kwelfluxgegevens gedurende de hele simulatieperiode gelijk verondersteld aan de aangenomen en/of berekende huidige condities. Hierbij is gebruik gemaakt van de gegevens zoals deze in SMART/MOVE (versie augustus 1996) aanwezig waren.

De effectvoorspellingen voor grondwaterstandsveranderingen zijn vergeleken op basis van identieke doses. Hierbij is gekozen voor 3 verschillende fictieve hydrologische scenario's (1) een gelijk blijvende gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, (2) een landelijke grondwaterstandsdaling van 10 cm, en (3) een grondwaterstandsstijging met 10 cm. Hierbij moet opgemerkt worden dat vergelijking op basis van andere scenario's wellicht ook andere modelovereenkomsten en verschillen in beeld gebracht hadden kunnen worden. Tevens moet ook hier worden opgemerkt dat de beschouwde hydrologische scenario's onrealistisch zijn aangezien de beschouwde grondwaterstandsveranderingen overal identiek worden geacht. Deels wordt hierdoor de bodemspecificiteit van de gevoeligheid voor grondwaterstandsdaling, welke normaliter door hydrologische modellen wordt beschouwd, onrealistisch ingeschat. Daarnaast moet gerealiseerd worden dat in DEMNAT zelf, in tegenstelling tot in SMART/MOVE, voor sommige gridcellen wordt aangegeven dat er bijvoorbeeld sprake is van schijnspiegels of hangwaterprofielen. In dergelijke gridcellen zal DEMNAT, in tegenstelling tot SMART/MOVE, geen effect van de veronderstelde grondwaterstands-veranderingen berekenen.

Er is niet gekozen om gebruik te maken van meer realistische hydrologische scenario's. De oorzaken van modelverschillen zouden in dat geval moeilijker traceerbaar zijn geweest. Daarnaast zouden de verkregen resultaten dan minder goed vergelijkbaar zijn geweest met resultaten van een eerdere vergelijkende studie naar de abiotische en biotische effectmodellering bij grondwaterstandsverandering (Van Hinsberg, 1997).

- Een identieke situatie en schaal. De modeluitkomsten zijn vergeleken voor zoveel mogelijk dezelfde geografische lokaties, waarbij is aangenomen dat onderliggende gegevens zoals bodem-, Gt- en kwelkaarten vergelijkbaar zijn. De consistentie op het niveau van deze basisgegevens is echter niet daadwerkelijk gecontroleerd. Om de modellen goed te kunnen vergelijken is een selectie gemaakt uit die kilometerhokken (c.q. gridcellen) die zowel in SMART/MOVE (alleen de Nederlandse natuurterreinen) als in DEMNAT (gebieden met informatie over natte en vochtige ecotoopgroepen/natuur) gebruikt worden. In DEMNAT wordt normaliter informatie van circa 25000 kilometerhokken gebruikt, in SMART/MOVE van ruim 7000 kilometerhokken. Voor 5313 van deze gridcellen (21% van het DEMNAT areaal en 76% van het SMART/MOVE areaal) worden door beide modellen uitspraken gedaan. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat

t.b.v. de vergelijkbaarheid de modelvergelijking beperkt is gebleven tot een kleiner modelareaal dan in beide lijnen gebruikelijk is.

- Een identieke effectparameter. Vergelijking heeft plaatsgevonden op basis van de ecologische effecten van grondwaterstandsveranderingen op zoveel mogelijk identieke soortengroepen. Hiervoor is gebruik gemaakt van de 14 terrestrische, grondwaterstandsafhankelijke (CML-)ecotoopgroepen die momenteel in DEMNAT worden gebruikt (tabel 1). De 4 aquatische ecotoopgroepen uit DEMNAT (bA10, A12, A17 en A18 uit tabel 1) zijn niet betrokken in de modelvergelijking. Ten behoeve van de vergelijking zijn in SMART/MOVE soortengroepen samengesteld bestaande uit dezelfde individuele plantensoorten. Hiervoor is gebruik gemaakt van de soortenlijsten uit GEVOEL2.1, de responsmodule van DEMNAT-2.1, en van de soortenlijsten gebruikt bij het maken van de actuele ecotoopgroepenkaarten. Informatie over andere plantensoorten, zoals aanwezig in SMART/MOVE, wordt als gevolg van dit uitgangspunt buiten beschouwing gelaten.

Ten behoeve van de zinvolle modelvergelijking is de voorspelde (verandering in) vegetatiesamenstelling uitgedrukt op basis van een zoveel mogelijk identieke effectparameter, namelijk de volledigheid van ecotoopgroepen. De volledigheid is daarbij, geheel analoog aan de definitie gebruikt in de dosis-effectmodule van DEMNAT, gedefinieerd als het percentage aanwezige soorten van een ecotoopgroep (c.q. Volledigheid = [Aantal aanwezige soorten van een ecotoopgroep]/[Totaal aantal soorten van die ecotoopgroep] x 100%). Aangezien van sommige individuele plantensoorten in SMART/MOVE geen kansfuncties aanwezig zijn, is in bovenstaande formule niet het totaal aantal plantensoorten van een ecotoopgroep gebruikt maar het totaal aantal plantensoorten van een ecotoopgroep waarvan in SMART/MOVE de kansfuncties bekend zijn. De wijze waarop in GEVOEL2.1 de kwaliteit van soortengroepen wordt uitgedrukt lijkt sterk op de wijze waarop in SMART/MOVE de kwaliteit van natuurdoeltypen wordt uitgedrukt.

Tevens is ten behoeve van een zuivere modelvergelijking de volledigheid in SMART/MOVE ook berekend met de methode zoals die gebruikt is voor het berekenen van de ecotoopgroepenkaarten uit DEMNAT. Daar is de volledigheid berekend als functie van de gesommeerde indicatiescore van een ecotoopgroep (zie Witte en Van der Meijden, 1995). Voor deze berekening in SMART/MOVE is uitgegaan van dezelfde soortenlijsten en indicatiescores zoals ook gebruikt bij het maken van de huidige ecotoopgroepenkaarten uit DEMNAT2.1. Hierbij dient opgemerkt te worden dat deze soortenlijsten niet exact identiek zijn aan de soortenlijsten uit GEVOEL2.1. Zo bevat de soortenlijst uit GEVOEL in tegenstelling tot de soortenlijst van Witte en Van der Meijden (1992, 1995), bijvoorbeeld wel ondersoorten. Daarnaast is voor deze berekening in SMART/MOVE, omdat voor niet alle individuele plantensoorten in SMART/MOVE een kansfunctie bestaat, een correctie uitgevoerd. De berekende gesommeerde indicatiescore van de verschillende ecotoopgroepen binnen een kilometercel zijn nl. vermenigvuldigd met de verhouding tussen de maximale indicatiescore op basis van het totaal aantal plantensoorten binnen deze ecotoopgroepen en de totale indicatiescore op basis van alleen het aantal plantensoorten waarvan in SMART/MOVE een kansfunctie is opgenomen. Bij interpretatie

van de resultaten van deze methode moet worden opgemerkt dat de methode is afgestemd op het afleiden van volledigheden van ecotoopgroepen uit FLORBASE-gegevens. Met name de specifieke drempelwaarden die gebruikt zijn om aan te geven of plantensoorten van een ecotoopgroep in het veld daadwerkelijk als groep voorkomen, zijn afgestemd op het werken met FLORBASE. FLORBASE bevat hierover namelijk geen informatie. Voor de berekening van de volledigheid uit modelvoorspellingen met SMART/MOVE zouden andere drempelwaarden vastgesteld dienen te worden, aangezien het model uitspraken doet de *groep van planten aanwezig op een bepaalde standplaats.* Een dergelijke 'kalibratie' van de drempelwaarden valt buiten het kader van deze studie.

De uiteindelijk berekende volledigheden zijn, anders dan veelal gebruikelijk in DEMNAT, niet omgezet in natuurwaarden, aangezien een duidelijke en vergelijkbare natuurwaarderingsfase in SMART/MOVE momenteel ontbreekt.

Nogmaals dient opgemerkt te worden dat als gevolg van bovenstaande vergelijkingsmethoden maar slechts een beperkt deel van de totale modelfuncties van beide lijnen zijn vergeleken. Wel wordt, in tegenstelling tot bij vergelijking op basis van afzonderlijke modelonderdelen, de gehele ingreep-effectketen vergeleken. Daarbij worden de effectberekeningen en de daarbij behorende abiotische- en biotische (gebieds)schematisatie in onderlinge samenhang beschouwd.

Tabel 1. De vergeleken 14 terrestrische, grondwaterstandsafhankelijke ecotoopgroepen zoals gebruikt in DEMNAT-2.1 en ten behoeve van de modelvergelijking in SMART/MOVE opgesteld (Runhaar et al., 1987).

Groep	Omschrijving
K21	kruidenvegetaties op natte, voedselarme, zure bodems
K22	kruidenvegetaties op natte, voedselarme, zwak zure bodems
K23	kruidenvegetaties op natte, voedselarme, basische bodems
K27	kruidenvegetaties op natte, matig voedselrijke bodems
K28	kruidenvegetaties op natte zeer voedselrijke bodems
bK20	kruidenvegetaties op brakke natte bodems
bK40	kruidenvegetaties op brakke vochtige bodems
K41	kruidenvegetaties op vochtige voedselarme zure bodems
K42	kruidenvegetaties op vochtige voedselarme zwak zure bodems
H22	bos en struweel op natte voedselarme zwak zure bodems
H27	bos en struweel op natte matig voedselrijke bodems
H28	bos en struweel op natte zeer voedselrijke bodems
H42	bos en struweel op vochtige voedselarme zwak zure bodems
H47	bos en struweel op vochtige matig voedselrijke bodems

3. HYPOTHESEN: VERWACHTE ABIOTISCHE EN BIOTISCHE VERANDERINGEN BIJ GRONDWATERSTANDS-VERANDERINGEN

Als gevolg van grondwaterstandsdaling zullen met name natte milieus, waarin gedurende een groot deel van het jaar het water tot boven het maaiveld staat, verdwijnen. Dergelijke milieus worden gekarakteriseerd door een permanente hoge bodemvochtigheid en een geringe zuurstofspanning in de bodem. Tevens zal onder dergelijke condities de stikstofbeschikbaarheid relatief laag zijn als gevolg van de traag verlopende ammonificatie en nitrificatie processen onder de heersende anaerobe omstandigheden. Natte bodems zullen daarnaast in het voorjaar relatief langzaam opwarmen, waardoor de snelheid van mineralisatieprocessen en andere microbiële processen gedurende een langere periode geremd zal worden. Als gevolg van anaerobe microbiële processen in natte bodems zal de tevens de redoxpotentiaal laag zijn.

Grondwaterstandsdaling zal resulteren in een vermindering van het vochtgehalte, een toename van de aeratie en de voedselrijkdom. Toename van de aeratie zal tevens resulteren in daling van de pH en basenrijkdom van de bodem. Plantensoorten die oorspronkelijk voorkomen in natte milieus zullen als gevolg van verlaging van de grondwaterstand dan ook verdwijnen en verdrongen worden door, veelal sneller groeiende, plantensoorten die niet specifiek aangepast zijn aan dergelijke condities (Stortenbeker en Berendse, 1985).

In van oorsprong minder natte milieus zullen de effecten van grondwaterstandsdaling op de vegetatie veel minder groot zijn, aangezien hier de bodemaeratie nog nauwelijks zal toenemen vanuit een veelal al goed geaereerde drogere beginsituatie. Afhankelijk van de bodemfysische eigenschappen zal verlaging van de grondwaterstand in dergelijke situaties nog wel resulteren in een verlaging van het vochtgehalte van de bodem. Ook hier zal dus, net als in van oorsprong natte milieus, een verandering in de vegetatiesamenstelling te verwachten zijn.

Verwacht kan worden dat juist soorten kenmerkend voor natte milieus (hydro- en hygrofyten) in de vegetatie achteruitgaan en/of verdwijnen als gevolg van grondwaterstandsdalingen. Waarnemingen van vegetatieveranderingen na grondwaterstandsdaling laten dit dan ook duidelijk zien (zie ook Van der Linden et al., 1992). Soorten die niet specifiek zijn aangepast aan natte, anaerobe milieus zullen veel minder gevoelig zijn voor grondwaterstandsdalingen. Daarnaast zal de abundantie van soorten kenmerkend voor drogere omstandigheden zowel toe als af kunnen nemen na grondwaterstandsdaling, afhankelijk van de vochtcondities in de uitgangssituatie (zie ook gegevens in Van der Linden et al., 1992). Zo zal het voorkomen van soorten kenmerkend voor extreem droge milieus (c.q. xerofyten) als gevolg van verdroging veelal alleen maar

toenemen. De omvang van de gevolgen van verdroging zal dan ook in het algemeen afnemen in de reeks van hydrofyt/hygrofyt (nat), mesofyt (vochtig) naar xerofyt (droog).

Als gevolg van grondwaterstandsdaling zal in het algemeen de abundantie van 'voedselminnende' soorten in de vegetatie toenemen, terwijl de abundantie van soorten kenmerkend voor voedselarme milieus juist af zal nemen (Stortenbeker en Berendse, 1985; Van der Linden et al., 1992). Op langere termijn zal daarentegen veelal verschraling optreden als gevolg van verruiging.

De omvang van de verschuiving in de soortensamenstelling in de vegetatie zal natuurlijk in sterke mate bepaald worden door ondermeer het organische stofgehalte van de bodem, de C/N-ratio van het organische stof en de mate waarin mineralisatieveranderingen de voedselrijkdom kunnen beïnvloeden. Zo zal veelal een verhoging van de mineralisatie plaats vinden in van oorsprong natte en vochtige bodems. Bij verlaging van het vochtgehalte vanuit een droge uitgangssituatie zal de mineralisatiesnelheid echter afnemen (Stortenbeker en Berendse, 1985).

Verzuring van de bodem als gevolg van grondwaterstandsdaling zal tevens resulteren in een afname van soorten indicerend voor basische milieus terwijl soorten indicerend voor zure omstandigheden juist zullen toenemen in abundantie (Van der Linden et al., 1992). Op grond van bovenstaande verwachtingen en waarnemingen kan dus samenvattend verondersteld worden dat, als gevolg van grondwaterstandsdaling:

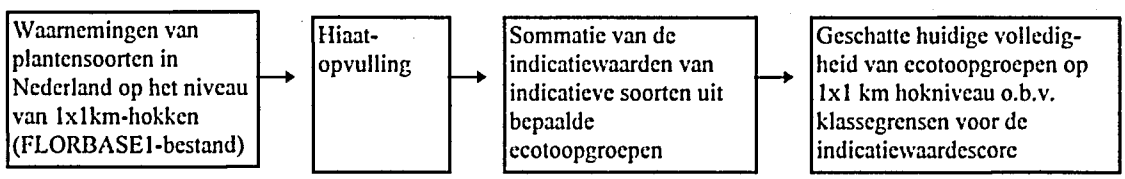
- De soorten van natte milieus (hydrofyten en hygrofyten) zullen achteruitgaan en verdwijnen. De achteruitgang van soorten van vochtige milieus (mesofyten) zal geringer zijn, en veel sterker zal afhangen van de vochtcondities in de beginsituatie. Zijn de vochtcondities in de uitgangssituatie te nat voor het voorkomen van deze soorten dan zal grondwaterstandsdaling resulteren in toename van deze soorten. Terwijl bij drogere uitgangssituaties er een afname van de abundantie zal plaatsvinden. De totale aanwezigheid van soorten van droge milieus (xerofyten) zal daarentegen (veelal) alleen maar toenemen.
- De verspreiding van soorten van voedselarme milieus zal afnemen, terwijl soorten van voedselrijke milieus juist zullen toenemen. Ook hier zal de omvang en richting van de verandering in de verspreiding van soorten van matig voedselrijke omstandigheden sterk afhangen van abiotische beginsituatie.
- De verspreiding van soorten van basische milieus zal afnemen ten opzichte van de verspreiding van soorten van zure milieus. De verandering in de abundantie van soorten van minder extreme milieus zal daar tussen in liggen en veel sterker afhangen van de bodemomstandigheden in de beginsituatie.

4. VERGELIJKING OVERALL MODELGEDRAG

4.1 Vergelijking berekeningsmethoden

Met DEMNAT-2.1 kan zowel de kwaliteit van de huidige (c.q. voor ingreep) als de toekomstige 'natte natuur' (c.q. na beschouwde ingreep) in kaart gebracht worden. De kwaliteit van de 'natte natuur' wordt daarbij afgeleid van de volledigheid van 14 terrestrische ecotoopgroepen en 4 aquatische ecotoopgroepen (zie tabel 1). De wijze waarop de natuur in de huidige situatie wordt berekend verschilt daarbij van de wijze waarop de toekomstige natuur wordt voorspeld.

Bij berekening van de natuur in de huidige situatie wordt zoveel mogelijk uitgegaan van daadwerkelijk waargenomen verspreidingspatronen. Het voorkomen van ecotoopgroepen is ten behoeve van DEMNAT-2.1 berekend uit verspreidingspatronen van individuele plantensoorten. Deze gegevens zijn ontleend aan het hiaat-opgevulde FLORBASE1-bestand (figuur 2). Dit bestand bevat ca. 4,5 miljoen plantensoort-waarnemeningen op 1 x 1 km-hokniveau uit de periode 1975-1990. Bij de berekening van de volledigheid van ecotoopgroepen in de huidige situatie is uitgegaan van het aangepaste, hiaat-opgevulde FLORBASE1-bestand. Deze hiaat-opvulling heeft plaatsgevonden om systematische fouten als gevolg van inventarisatie effecten zo veel mogelijk te reduceren (zie ook Witte en Van der Meijden, 1992 en 1995).

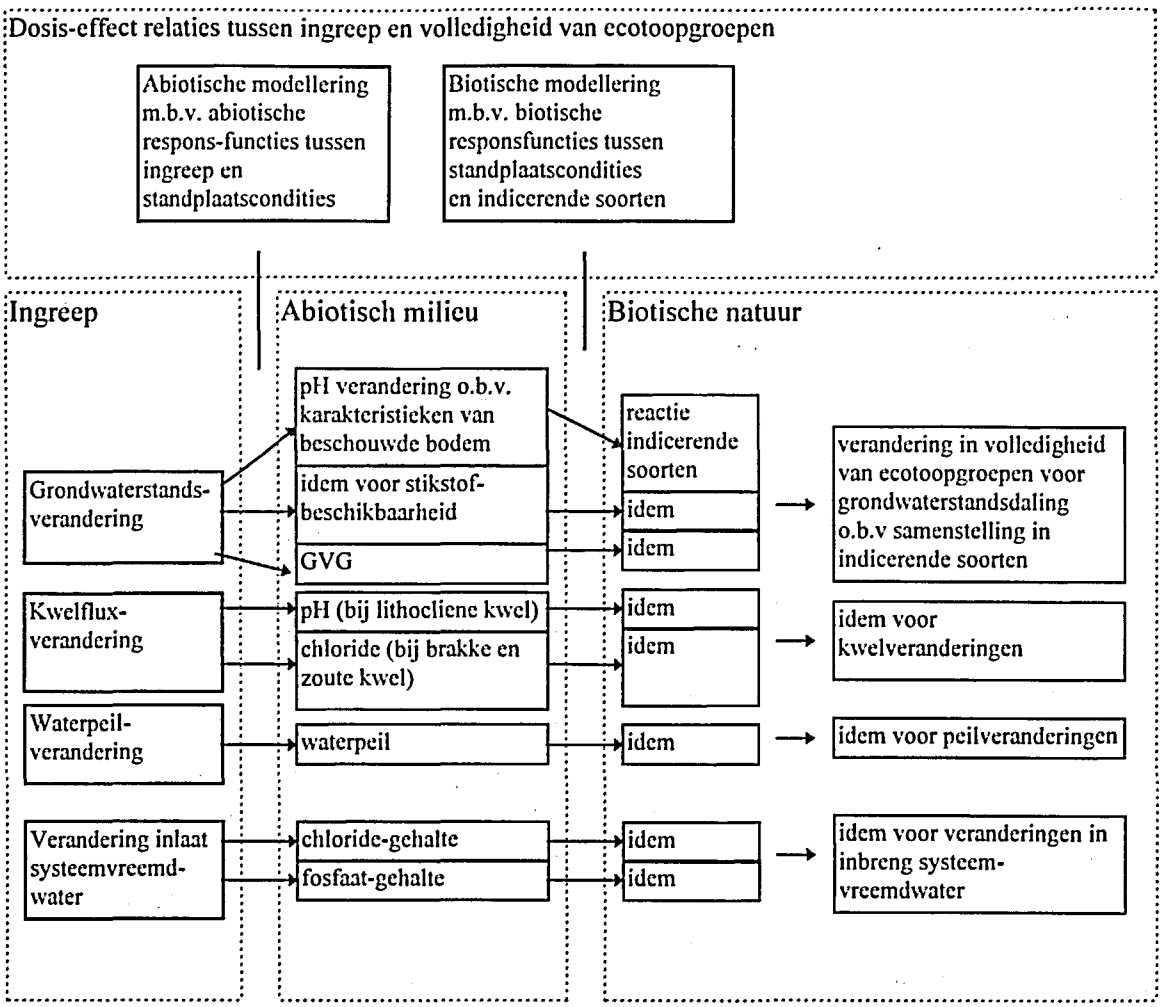


Figuur 2. Afleiding van de huidige volledigheid van ecotoopgroepen op basis van FLORBASE-gegevens (zie tekst).

Bij de voorspelling van de huidige volledigheid van ecotoopgroepen is uitgegaan van de verspreidingsgegevens van die plantensoorten die in sterke mate indicerend zijn voor de aanwezigheid van de ecotoopgroepen (figuur 2). Hiertoe is voor elke individuele soort van een ecotoopgroep een zogenaamde indicatiewaarde berekend (Witte en Van der Meijden, 1995). Deze indicatiewaarde geeft aan in hoeverre een plantensoort kenmerkend is voor een bepaalde ecotoopgroep en is berekend als het aantal ecotooptypen waarbij de soort is ingedeeld binnen de beschouwde ecotoopgroep, gedeeld door het aantal ecotooptypen waarbij de soort is ingedeeld (zie voor uitgebreide uitleg Witte en Van der Meijden, 1992). Plantensoorten met een geringe indicatiewaarde (kleiner dan 0.33) zijn voor de berekening van de volledigheid buiten beschouwing gelaten, aangezien de indicatieve betekenis van deze soorten voor het voorkomen van ecotoopgroepen te gering wordt geacht. Zo wordt het voorkomen van bijvoorbeeld K21 (ecotoopgroep van natte, voedselarme zure milieus, zie tabel 1) niet berekend op basis

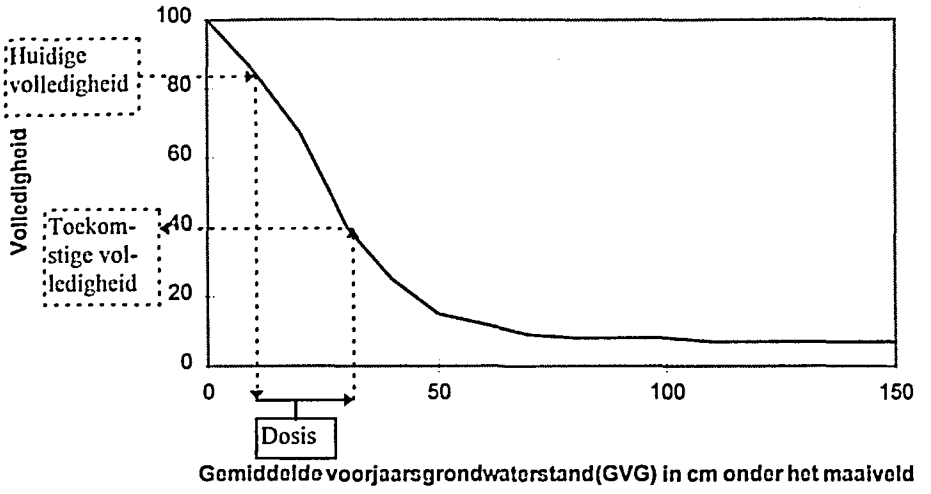
van alle hiertoe behorende 31 plantensoorten maar op basis van 19 van deze soorten (zie ook Van Hinsberg, 1997). Uit FLORBASE is per kilometerhok vervolgens de gesommeerde indicatiescore van de verschillende ecotoopgroepen berekend. Daarna is met behulp van klassengrensen (c.q. drempelwaarden) voor deze gesommeerde score de volledigheid berekend (zie voor uitleg Witte en Van der Meijden, 1992). Deze klassengrensen zijn gebruikt om aan te geven onder welke grenswaarde de aanwezigheid van ecotoopgroepen twijfelachtig is te noemen (huidige volledigheid = 0) en boven welke waarde de ecotoopgroepen goed ontwikkeld worden geacht (huidige volledigheid = 100%). De eerste drempelwaarde is gebruikt omdat de aanwezigheid van slechts enkele individuele plantensoorten binnen en kilometerhok niet per definitie indicerend hoeft te zijn voor het daadwerkelijk gezamelijk aanwezig zijn van een groep van planten in het veld. Tussen de klassengrensen is een lineair verband tussen de indicatiewaardescore en de volledigheid verondersteld (Witte en Van der Meijden, 1992).

Naast de actuele vegetatiesamenstelling kunnen met DEMNAT-2.1 voor een viertal, al of niet gelijktijdig optredende, hydrologische ingrepen effectvoorspellingen worden uitgevoerd. Het gaat daarbij om veranderingen in de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, veranderingen in kwelflux, veranderingen in het peil van kleine oppervlakte wateren en veranderingen in het percentage systeemvreemd water. Voor de berekening van de effecten van deze ingrepen worden dosis-effect relaties gebruikt die de complete ingreep-effect keten beschrijven (zie figuur 3). Deze dosis-effect relaties zijn per ingreep en combinatie van ecotoopgroep en ecoseriebodem opgesteld met het computerprogramma GEVOEL2.1 (Van der Linden et al., 1992; Runhaar, 1996).



Figuur 3. Effectmodellering van de ingreep-effectketen in DEMNAT-2.1. Ingrepen beïnvloeden het abiotisch milieu. Deze veranderingen worden waar mogelijk gemodelleerd met vaste abiotische responsfuncties die de relatie tussen de ingrepen en verschillende abiotische standplaatsfactoren beschrijven. Veranderingen in het abiotisch milieu beïnvloeden vervolgens de biotische natuur. Biotische responsfuncties worden gebruikt om de relatie tussen de abiotische standplaatsfactoren en de presentie van milieu-indicerende soorten te beschrijven. De abiotische en biotische responsfuncties worden vervolgens gecombineerd tot dosis-effect relaties die beschrijven hoe de volledigheid van ecotoopgroepen afhangt van beschouwde doses. Bij effectberekening van meerdere gelijktijdig optredende ingrepen en/of gelijktijdige veranderingen in meerdere standplaatscondities vindt combinatie van effecten plaats op het niveau van de vegetatie.

Bij de eigenlijke effectberekening wordt uitgaande van de berekende huidige volledigheid van een ecotoopgroep, de hydrologische dosis en de (voor de beschouwde situatie) juiste dosis-effect relatie de verandering en/of de toekomstige volledigheid voorspeld (zie figuur 4). DEMNAT berekent de verandering in de vegetatiesamenstelling dus zoveel mogelijk vanuit de huidige biologische situatie.



Figuur 4. Een voorbeeld van de berekening van de volledigheid in een toekomstige situatie (c.q. een situatie waarbij de grondwaterstand daalt). Op basis van de huidige volledigheid van een ecotoopgroep wordt de huidige grondwaterstand ingeschat. Met de beschouwde dosis wordt vervolgens de toekomstige volledigheid na de ingreep berekend.

Met DEMNAT is het ook mogelijk om voor gelijktijdig optredende ingrepen ecologische effecten te berekenen. Daarbij worden de afzonderlijk berekende effecten van de verschillende ingrepen gecombineerd. Combinatie van effecten vindt echter pas plaats op het niveau van de volledigheid van ecotoopgroepen en niet op het niveau van de onderliggende abiotische milieucondities (zie ook figuur 3). Hetgeen als een nadeel wordt beschouwd van het werken met vaste dosis-effect relaties tussen ingreep en vegetatie (Van Hinsberg, 1997). Het gebruik van vaste dosis-effect functies in de modellering heeft echter ook enkele belangrijke voordelen. Door het gebruik van dosis-effect functies worden ecologische effectberekeningen relatief snel en robuust. Daarnaast is modellering op basis van vaste dosis-effect functies, in principe minder gevoelig voor fouten in de parametrisatie en lacunes in de proceskennis dan b.v. procesmodellering. Landsdekkende parametrisatie voor zinvolle procesmodellering op standplaatsniveau wordt veelal gezien als een (nochtans) onoverbrugbaar probleem. Door gebruik te maken van dosis-effect relaties is het daarentegen mogelijk om een sterk verfijnde gebiedsschematisatie te hanteren op landelijke schaal. Deze verfijnde gebiedsschematisatie is van belang vanwege het vaak sterk ruimtelijk heterogene karakter van natte en vochtige ecosystemen. Aangenomen wordt dat de ruimtelijke gebiedsschematisatie een erg belangrijke factor is voor een juiste effectmodellering. Tevens wordt aangenomen dat wellicht in de toekomst ook de nauwkeurigheid van de dosis-effect module beperkend zou kunnen gaan worden (zie ook opmerkingen in Klijn et al., 1997). Onderbouwing van de fijnschalige gebiedsschematisatie heeft dan ook veel aandacht gekregen bij de ontwikkeling van DEMNAT. Daarnaast is in DEMNAT een uitgebreid natuurwaarderingssysteem opgenomen zodat ecologische effecten inzichtelijk gepresenteerd kunnen worden.

In DEMNAT wordt per definitie zoveel mogelijk uitgegaan van de huidige vegetatiesamenstelling. Dit heeft tot voordeel dat ook veranderingen in kleinschalige vegetatie-elementen gemodelleerd kunnen worden. Bij de effectmodellering voor grondwaterstandsveranderingen wordt in DEMNAT veelal alleen gebruik gemaakt van de actuele vegetatiesamenstelling en de dosisvariabele (figuur 4). Directe informatie over de actuele hydrologische toestand wordt daarbij niet (of slechts in sommige gevallen) gebruikt. Daarentegen wordt de actuele situatie afgeleid uit de actuele vegetatiesamenstelling. Bij andere effectberekeningen (zoals bijvoorbeeld bij kwelfluxveranderingen) wordt, naast informatie over de actuele vegetatiesamenstelling, ook informatie gebruikt over de actuele hydrologische situatie (Witte et al., 1992). Wanneer er geen directe informatie over de hydrologische uitgangssituatie wordt gebruikt maar deze wordt afgeleid uit de vegetatiesamenstelling, moet worden aangenomen of een bepaalde dosis zal resulteren in een toename of juist in een afname van de volledigheid. Het is immers bij een geringe actuele volledigheid van een ecotoopgroep namelijk niet op voorhand duidelijk of de uitgangssituatie bijvoorbeeld relatief te nat of juist relatief te droog is. In DEMNAT wordt aangenomen dat verdroging per definitie resulteert in een achteruitgang van de volledigheid van natte en vochtige ecotoopgroepen terwijl vernatting zal resulteren in een toename.

Duidelijk is dat de berekende actuele hydrologische situaties en daarmee de ecologische effecten sterk afhangen van de betrouwbaarheid van zowel de actuele volledigheid als van de dosis-effect relaties. Immers een andere dosis-effectrelatie zal bij eenzelfde actuele volledigheid (en omgekeerd) resulteren in een andere effectvoorspelling. Van belang is dan ook dat knelpunten op het niveau van de dosis-effect relaties worden verholpen (zie ook Van Hinsberg, 1997).

Een algemeen nadeel van het hierboven beschreven gebruik van vaste dosis-effect relaties is dat veranderingen in de abiotische standplaatscondities slechts in beperkte mate in onderlinge samenhang beschouwd (kunnen) worden (zie ook figuur 3; Klijn et al., 1997; Van Hinsberg, 1997). Aannemelijk is dat in praktijk de standplaatsfactoren elkaar onderling zullen beïnvloeden. Zo zal bijvoorbeeld bij een lage zuurgraad de mineralisatie geremd worden en zal de stikstofbeschikbaarheid worden beïnvloed. Dergelijke interacties kunnen niet eenvoudig worden gemodelleerd volgens het concept zoals weergegeven in figuur 3. Daarnaast zal het niet altijd goed mogelijk zijn om de effecten van gelijktijdig optredende ingrepen op één en dezelfde standplaatsfactor goed te voorspellen wanneer deze niet in onderlinge samenhang beschouwd kunnen worden (zie ook opmerkingen in Klijn et al., 1997). Zo zullen zowel kwel- als grondwaterstandsveranderingen beide de zuurgraad van de standplaats beïnvloeden. In DEMNAT worden de effecten van beide ingrepen daarentegen pas op het niveau van de vegetatie gekoppeld. Er wordt dus niet eerst bepaald hoe de zuurgraad van de standplaats veranderd door deze ingrepen en vervolgens berekend hoe als gevolg daarvan weer de vegetatiesamenstelling veranderd (zie figuur 3). Goede effectberekening van gelijktijdig optredende ingrepen (c.q. multistressmodellering zoals in geval van gelijktijdig

optredende kwelfluxveranderingen en grondwaterstandsveranderingen) wordt hierdoor bemoeilijkt (zie Klijn et al., 1997). Een ander nadeel van de gekozen benadering is dat abiotische en biotische modelleringfasen niet strikt gescheiden zijn, hetgeen de overzichtelijkheid en controleerbaarheid van de modellering van afzonderlijke processen niet ten goede komt (Van Hinsberg, 1997). Toetsing van de dosis-effect relaties, waarin de abiotische en biotische modellering zijn gecombineerd, is wel mogelijk maar heeft tot nu toe slechts in beperkte mate plaatsgevonden (Van der Linden et al., 1992).

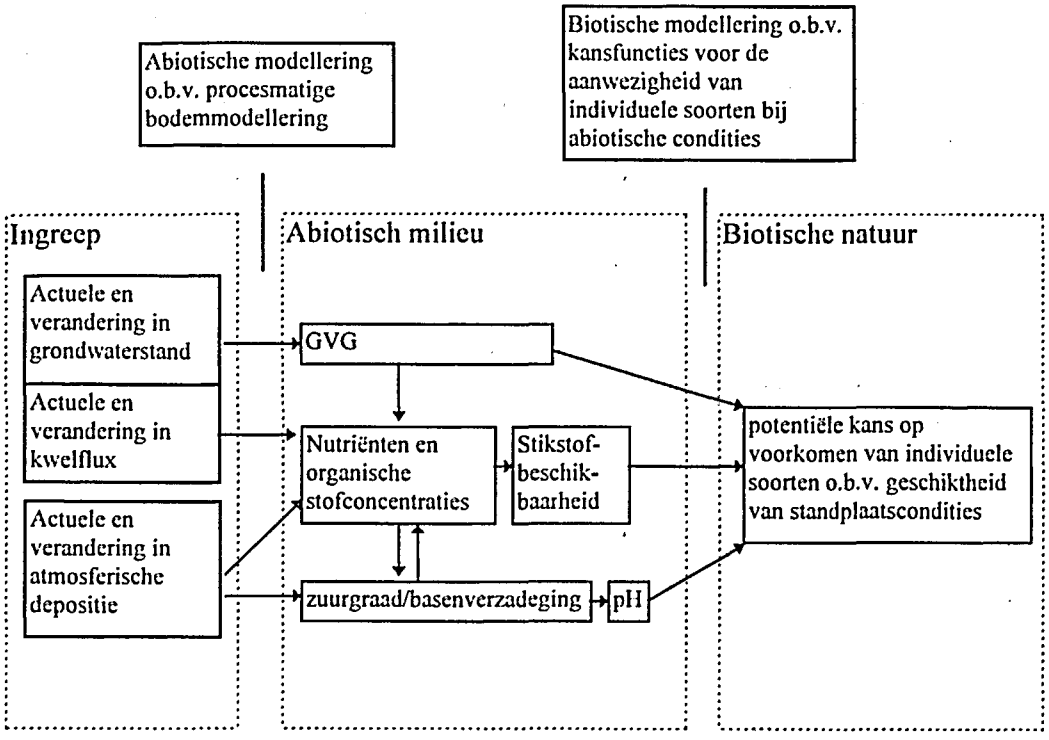
In SMART/MOVE wordt zowel de huidige als de toekomstige vegetatiesamenstelling berekend op basis van voorspellingen over de abiotische condities die bepalend worden geacht voor het voorkomen van plantensoorten. Momenteel worden de voorspellingen over het voorkomen van soorten gebaseerd op de geschiktheid van drie zogenaamde abiotische standplaatscondities (figuur 5). De gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand wordt daarbij gebruikt om de geschiktheid van de vochttoestand van de standplaats te beschrijven, de stikstofbeschikbaarheid wordt gebruikt om de voedselrijkdom te beschrijven en de zuurgraad van de standplaats wordt berekend als de pH van het bodemvocht. De stikstofbeschikbaarheid en zuurgraad van de bodem worden berekend met de procesgeoriënteerde bodemmodule SMART. De voorjaarsgrondwaterstanden worden berekend door hydrologische modellen en dienen als invoer voor SMART. In de bodemchemische modellering worden voor specifieke combinaties van vegetatiestructuurtypen en bodemklassen veranderingen in de zuurgraad/basenverzadiging en nutriënten/organische stof concentraties voorspeld in afhankelijkheid van ondermeer de grondwaterstand, kwelflux en de atmosferische depositie (figuur 5). De daarbij gebruikte rekenregels zijn grotendeels gebaseerd op formele fysische en chemische grondslagen, zoals massa- en ionenbalansen en evenwichtsvergelijkingen.

Vervolgens wordt bij de voorspelde standplaatscondities de kans op voorkomen van individuele soorten berekend met de vegetatiemodule MOVE. Hiertoe wordt momenteel gebruik gemaakt van kans- of presentiefuncties die beschrijven hoe de kans op voorkomen of de presentie van individuele soorten gezamenlijk afhangt van de standplaatsfactoren gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), stikstofbeschikbaarheid en pH. Tevens kan des gewenst gebruik worden gemaakt van univariate kans- of presentiefuncties die het voorkomen beschrijven per afzonderlijke standplaatsfactor. SMART/MOVE doet dus voorspellingen over de vegetatie die aanwezig zou kunnen zijn op basis van de geschiktheid van het abiotisch milieu voor het voorkomen van individuele soorten. Aangezien de geschiktheid van het milieu wordt bepaald op basis van slechts een beperkt aantal (abiotische) factoren wordt veelal gesproken over de voorspelling van de 'potentiële' kans op voorkomen.

Het strikt scheiden van de abiotische en biotische modellering komt de overzichtelijkheid en controleerbaarheid ten goede. Datzelfde geldt voor de procesmatige modellering, waarin wordt uitgegaan van ionenbalansen en evenwichtsvergelijkingen. Het type modellering maakt toetsing van deelvoorspellingen van (huidige) abiotische en biotische condities dan ook goed mogelijk. Toetsing en controle van (deel)uitkomsten heeft echter momenteel nog te weinig plaatsgevonden. Fouten en knelpunten in de abiotische en biotische modellering zijn daardoor dan ook waarschijnlijk lange tijd onopgemerkt gebleven (zie ook Van Hinsberg, 1997).

Modellering van de natuurlijke processen maakt dynamisch modelleren mogelijk, zodat abiotische en biotische effecten van ingrepen op verschillende tijdschalen berekend kunnen worden. Procesmatige modellering vergt echter nauwkeurige, betrouwbare en volledige invoer op een voldoende kleinschalig niveau voor het beschrijven van de veelal heterogene en gevarieerde toestandscondities in natuur en milieu. Juist deze hoge eisen aan een goede parametrisatie en de beperking van de daarvoor benodigde gegevens, wordt ervaren als het grootste knelpunt van dit modelconcept. Een zinvolle landsdekkende parametrisatie nodig voor ecologische multistress modellering op nationale schaal wordt door sommigen zelfs, als niet haalbaar omschreven (Klijn et al., 1997). Daarnaast vereist het modelconcept voor een zinvolle effectvoorspelling op basis van milieugeschiktheid een volledige beschrijving van het abiotische milieu in termen van factoren die bepalend zijn voor de toestand van de vegetatie. Wanneer niet alle essentiële milieufactoren gemodelleerd worden of kunnen worden zal de voorspelde vegetatie dan ook in meer of mindere mate afwijken van de daadwerkelijk aangetroffen vegetatie. Daarbij moet gerealiseerd worden dat het voorkomen van een vegetatie op een bepaalde plaats niet alleen zal afhangen van de abiotische geschiktheid van het milieu aldaar, maar ook van ecologische factoren die de vestigingskans en handhavingskans bepalen (zoals b.v. beheer, bereikbaarheid en areaal- en populatiegrootte). Een volledige beschrijving van de geschiktheid van een milieu zal hierdoor niet eenvoudig zijn.

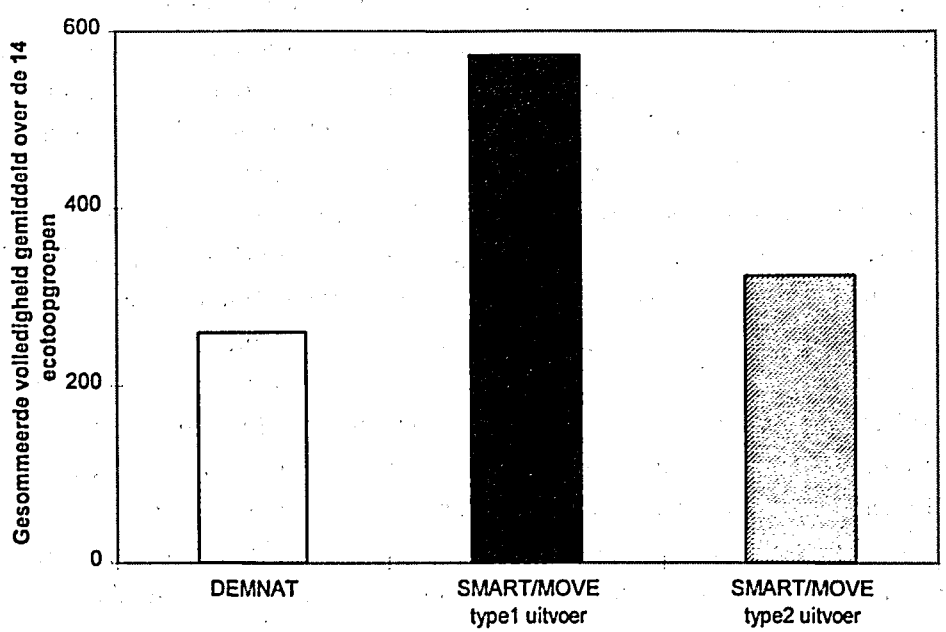
Naast vergelijking van modelconcepten is het van belang om inzicht te verkrijgen in de verschillen en overeenkomsten in modelresultaten. Een concept kan immers theoretisch wellicht beter zijn zonder dat er ook sprake is van een praktische (meer)waarde van de modeluitkomsten. Aangezien in DEMNAT de huidige en de toekomstige soortensamenstelling van de vegetatie op een verschillende wijzen worden gemodelleerd, heeft vergelijking van het overall modelgedrag dan ook plaats gevonden op deze twee verschillende niveaus. Begonnen zal worden met een beschrijving van de resultaten van de vergelijking van de modellering van de huidige vegetatiesamenstelling. Daarna zullen de resultaten van effectvoorspellingen van grondwaterstandsdaling en -stijging aan bod komen.



Figuur 5. Concept van effectmodellering gebruikt voor voorspellingen over de huidige en toekomstige vegetatiesamenstelling zoals toegepast in SMART/MOVE. Ingrepen beïnvloeden het abiotisch milieu, waarbij de abiotische factoren zoveel mogelijk in onderlinge samenhang worden beschouwd. Op basis van de standplaatsfactoren gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, stikstofbeschikbaarheid en bodem-pH wordt vervolgens de kans op voorkomen berekend.

4.2 Vergelijking van voorspelling over vegetatie in huidige situatie

De huidige gesommeerde volledigheid, gemiddeld over de 14 in DEMNAT onderscheiden ecotoopgroepen van natte en vochtige milieus (tabel 1) wordt door SMART/MOVE en DEMNAT verschillend ingeschat (figuur 6). Zeker wanneer in SMART/MOVE de volledigheid berekend wordt analoog aan de methode waarop normaliter de kwaliteit van een soortengroep wordt berekend. Door SMART/MOVE wordt dan een veel hogere totale volledigheid (ca. 2,3x zo hoog) berekend dan door DEMNAT. Dit verschil is gezien de verschillen in definitie en berekeningsmethode van de volledigheid in de huidige situatie echter goed verklaarbaar. Op basis van de definitie van volledigheid zoals in DEMNAT gebruikt voor berekening van de actuele situatie wordt een veel kleiner verschil gevonden.



Figuur 6. Gesommeerde volledigheid in de huidige situatie over gridcellen die zowel in SMART/MOVE als in DEMNAT voorkomen, gemiddeld over de 14 terrestrische CML-ecotoopgroepen berekend met DEMNAT en SMART/MOVE. Ten behoeve van de modelvergelijking is de SMART/MOVE-uitvoer op twee manieren berekend. In de SMART/MOVE type1-uitvoer is uitgegaan van een methode waarmee de volledigheid van ecotoopgroepen berekend wordt analoog aan de wijze waarop in SMART/MOVE normaliter de kwaliteit van soortengroepen wordt berekend. De hierbij gebruikt definitie van volledigheid komt overeen met de definitie zoals vastgelegd in GEVOEL2.1 (onderdeel van DEMNAT2.1 waarin de dosis-effect relaties worden berekend). In de SMART/MOVE type2-uitvoer is uitgegaan van de volledigheid zoals gedefinieerd door Witte en Van der Meijden (1992, 1995).

Het verschil tussen de modelvoorspellingen op basis van type1-uitvoer is deels toe te schrijven aan de betekenis van deze voorspellingen. In DEMNAT wordt de huidige volledigheid van ecotoopgroepen zoveel mogelijk berekend uit waargenomen verspreidingsgegevens (zie ook paragraaf 4.1). In SMART/MOVE wordt daarentegen de huidige vegetatiesamenstelling berekend die mogelijk gerealiseerd zou kunnen worden bij de voorspelde abiotische situatie. Hier wordt dus een voorspelling gedaan over de potentieel aanwezige vegetatiesamenstelling op een bepaalde plek. Verwacht mag worden dat de actuele gerealiseerde volledigheid lager zal zijn dan de voorspelde potentiële volledigheid. DEMNAT zal hierdoor logischerwijs ook een lagere volledigheid berekenen dan SMART/MOVE. Ook op gridcelniveau wordt door SMART/MOVE over het algemeen dan ook een hogere gesommeerde volledigheid voorspeld dan door DEMNAT (vergelijk kaarten 1 en 2). Ditzelfde geldt voor die gridcellen waar SMART/MOVE op basis van de andere definitie een volledigheid groter dan nul voorspeld (vergelijk kaarten 1 en 3).

Ten tweede is het bovengenoemde verschil een direct gevolg van de gebruikte berekeningsmethode. Wanneer in SMART/MOVE de volledigheid wordt berekend op een manier die aansluit bij de gangbare methode die normaliter in dit model wordt gebruikt om de kwaliteit van soortengroepen aan te geven (c.q. gelijk aan definitie zoals gebruikt

in GEVOEL), weegt namelijk, in tegenstelling tot bij berekening van de huidige volledigheid in DEMNAT, de presentie van alle soorten van een ecotoopgroep even zwaar mee. Hoewel deze maat goed aansluit bij de methode die normaliter in SMART/MOVE wordt gebruikt, verschilt deze term wel met de maat zoals gebruikt voor de berekening van huidige vegetatiesamenstelling in DEMNAT. Juist de 'minder kenmerkende' plantensoorten van een ecotoopgroep (c.q. soorten die bij meerdere ecotoopgroepen zijn ingedeeld) worden bij de berekening van de huidige volledigheid in DEMNAT namelijk veelal buitenbeschouwing gelaten (zie ook paragraaf 4.1 en Witte en Van der Meijden, 1995). De 'minder kenmerkende' plantensoorten hebben een relatief brede milieutolerantie, aangezien deze soorten in verschillende milieus/ecotopen voor kunnen komen. Een volledigheid gebaseerd op ook deze plantensoorten zal dus veelal hoger zijn dan een volledigheid gebaseerd op alleen de meer 'kenmerkende' plantensoorten van een ecotoopgroep. Bij aanwezigheid van voornamelijk 'minder kenmerkende' plantensoorten wordt in DEMNAT een relatief lage huidige volledigheid verondersteld. De volledigheid berekend met SMART/MOVE op basis van de definitie uit GEVOEL zal in dergelijke situaties hoger zijn.

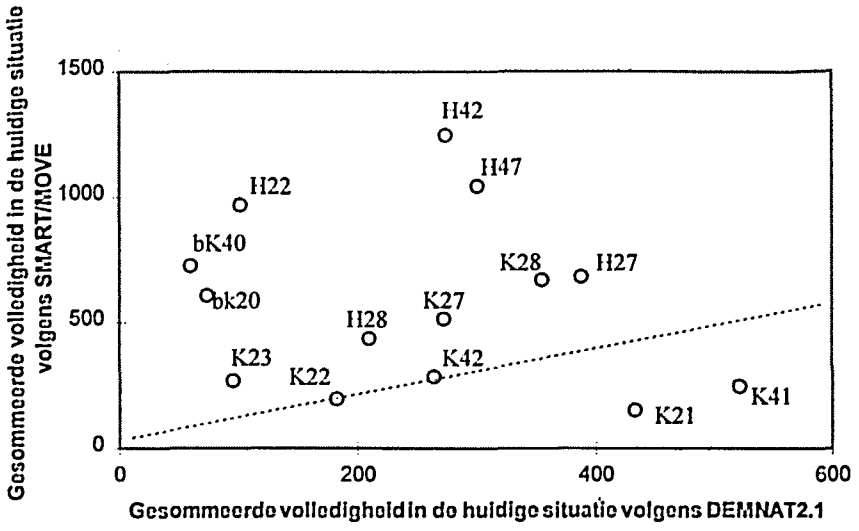
Wanneer de volledigheid berekend wordt analoog aan de wijze waarop dat voor de actuele situatie in DEMNAT2.1 gebeurt (c.q. methode Witte en Van der Meijden, 1992, 1995) neemt de gesommeerde volledigheid berekend met SMART/MOVE dan ook sterk af (zie SMART/MOVE type2-uitvoer in figuur 6). Tevens worden als gevolg hiervan de verschillen in *gesommeerde* volledigheid tussen DEMNAT2.1 en SMART/MOVE veel kleiner (figuur 6). Op gridcel niveau blijven echter aanzienlijke verschillen aanwezig (vergelijk kaarten 1 en 2 en kaarten 1 en 3). In sommige gevallen worden de verschillen op gridcelniveau kleiner (b.v. in de Veluwe en Utrechtse Heuvelrug). In ander gevallen worden de verschillen tussen SMART/MOVE en DEMNAT bij het gebruikt van deze berekeningswijze voor volledigheid echter juist groter (b.v. in Brabant en de Drentse Aa). Deze verandering in de mate van consistentie op gridcelniveau is dus sterk afhankelijk van de geografische lokatie en daarmee ook van de beschouwde ecotopen.

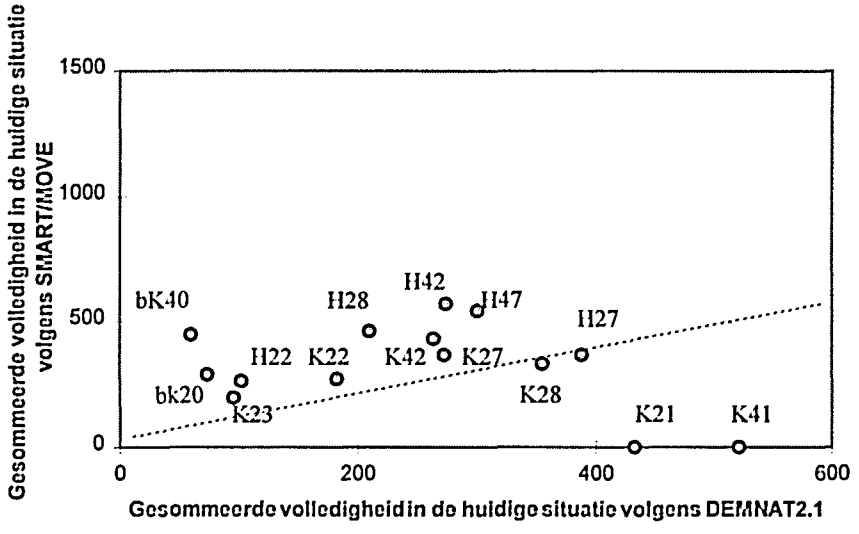
Uit bovenstaande informatie blijkt dat voorspellingen gebaseerd op de verschillende berekeningsmethoden voor volledigheid niet zonder meer 1 op 1 vergelijkbaar zijn. Daarbij moet wel vermeld worden dat momenteel in DEMNAT2.1 beide definities analoog worden geacht en dat bij effectberekeningen beide maten onderling gesubstitueerd worden. Tevens moet gerealiseerd worden dat momenteel in SMART/MOVE de kwaliteit van natuurdoeltypen wordt berekend op een wijze waarbij geen rekening wordt gehouden met soortspecifieke variatie in de 'kenmerkendheid' van een plantensoort voor een bepaald natuurdoeltype.

Van groter belang dan de verschillen en overeenkomsten tussen de voorspellingen van beide modellen op het niveau van gesommeerde volledigheid, is de constatering dat de verschillen tussen de modelvoorspellingen variëren per ecotoopgroep. De volledigheden van de 14 terrestrische ecotoopgroepen berekend met DEMNAT en SMART/MOVE zijn onderling niet significant gecorreleerd. De correlatie coëfficiënt is

klein en zelfs negatief. Bij beide berekeningsmethoden voor de volledigheid (type 1 en 2-uitvoer) bedraagt de correlatie coëfficiënt -0.19 ($n = 14$, $p > 0.05$). Met andere woorden de verschillen tussen de huidige (potentiële) volledigheid zoals berekend met SMART/MOVE verschilt per ecotoopgroep van de huidige volledigheid berekend in DEMNAT. Dit ongeacht welke definitie voor volledigheid wordt gebruikt. Ook de onderlinge consistentie op gridcel-niveau is, zoals eerder vermeld, gering (vergelijk kaart 1 met kaarten 2 en 3). Het verschil tussen SMART/MOVE uitkomsten (gebaseerd op de volledigheidsdefinitie uit GEVOEL2.1) en DEMNAT2.1 zal grotendeels verklaard kunnen worden door het verschillen in de manier waarop de volledigheid wordt gedefinieerd (figuur 7A). De correlatie tussen uitspraken van SMART/MOVE, gebaseerd op de volledigheid berekend volgens Witte en Van der Meijden (1992, 1995) is echter niet veel beter (figuur 7B).
Wel is duidelijk dat voor beide berekeningswijze de correlatie veel beter en tevens positief is, wanneer de ecotoopgroepen K21 en K41 (waarvoor SMART/MOVE onrealistisch lage volledigheden voorspeld) niet worden betrokken in de analyse (correlatie coëfficiënten van resp. 0.46 en 0.41, $n = 12$, niet significant).

De conclusie is dan ook dat over het algemeen de consistentie op het niveau van voorspellingen over de actuele vegetatie niet groot is, ongeacht de methode die in SMART/MOVE is gebruikt om de volledigheid van ecotopen te berekenen. De modeluitspraken variëren per geografische lokatie (zie ook kaarten 1, 2 en 3) en per beschouwde ecotoopgroep (figuur 7A en B). Er bestaat dus geen uniforme relatie tussen de voorspelde potentiële volledigheid berekend met SMART/MOVE en de door DEMNAT berekende actuele volledigheid. Aannemelijk is dat er meerdere oorzaken ten grondslag liggen aan deze modelverschillen, te meer omdat er ook een aantal verschillende knelpunten in de modellering in SMART/MOVE en DEMNAT op dit punt bestaan. Zo is bijvoorbeeld duidelijk dat middeling van de abiotische voorspellingen uit de bodemmodule SMART bij koppeling met de vegetatiemodule MOVE, in veel gevallen kan resulteren in onrealistische modeluitspraken (zie ook voorbeelden in Van Hinsberg, 1997). Voor sommige ecotoopgroepenkaarten uit DEMNAT bestaan op enkele onderdelen ook bedenkingen (zie ook opmerkingen bij de kaarten van K21 en K41 in Witte en Van der Meijden, 1995). Daarnaast zijn in de gebruikte DEMNAT-versie de volledigheidskaarten van H42 en H47 (zie tabel 1), abusievelijk verwisseld met de kaarten van respectievelijk H41 en H42 (mond. med. Van Ek).





Figuur 7. De gesommeerde huidige volledigheid in gridcellen die zowel in SMART/MOVE als in DEMNAT voorkomen van de 14 terrestrische CML-ecotoopgroepen (zie tabel 1) berekend met DEMNAT en SMART/MOVE. In figuur A is uitgegaan van een methode waarmee de volledigheid van ecotoopgroepen berekend wordt analoog aan de wijze waarop in SMART/MOVE normaliter de kwaliteit van soortengroepen wordt berekend. De hierbij gebruikte definitie van volledigheid komt goed overeen met de definitie zoals vastgelegd in GEVOEL2.1 (onderdeel van DEMNAT2.1 waarin de dosis-effect relaties worden berekend). De in figuur B weergegeven resultaten van SMART/MOVE zijn gebaseerd op basis van de volledigheid zoals gedefinieerd Witte en Van der Meijden (1992,1995). De stippellijn geeft de 1:1-relatie weer. De correlatiecoëfficiënten van de (niet-significante) verbanden tussen de DEMNAT-uitkomsten en SMART/MOVE berekeningen bedragen resp. -0.19 en -0.36 (n = 14).

Naast deze punten zijn er op het niveau van voorspellingen over gesommeerde volledigheden van ecotoopgroepen nog wel enkele duidelijke systematische verschillen aantoonbaar waarvan oorzaken beschreven kunnen worden.

Uit de verschillen tussen uitspraken over afzonderlijke ecotoopgroepen blijkt bijvoorbeeld dat SMART/MOVE de totale potentiële actuele volledigheid van de ecotoopgroepen bK20 en bK40 (kruidenvegetaties in natte en vochtige, brakke milieus) hoger ingeschat dan DEMNAT2.1 (figuur 7). Dit geldt met name wanneer de volledigheid berekend wordt volgens de definitie en soortenlijst uit GEVOEL2.1 (vergelijk figuur 7A en B). De ecotoopgroepen bK20 en bK40 komen momenteel in Nederland voornamelijk voor in het Estuariene district, delen van Noord-Holland, de Friese westkust, Lauwersmeer en op de Waddeneilanden. De verspreiding deze ecotoopgroepen is voor een groot deel beperkt tot brakwatersystemen. Aangezien in de huidige versie van SMART/MOVE geen abiotische modellering plaatsvindt van het zoutgehalte van de bodem, en dus ook geen voorspelling wordt gedaan over de omvang en ligging van brakwatersystemen, wordt het voorkomen van deze ecotoopgroepen logischerwijs niet realistisch voorspeld. Tegelijkertijd worden als gevolg van het niet modelleren van de effecten van saliniteit, zoute/brakke milieus die in praktijk veelal ongeschikt zouden zijn voor het voorkomen van vele plantensoorten momenteel in SMART/MOVE wel geschikt geacht (vergelijk b.v. kaarten 1 en 2 voor Estuariene district en Lauwersmeer).

Ook voor bossen en struwelen van natte en vochtige milieus (ecotoopgroepen H22, H27, H28, H42 en H47, tabel 1) wordt systematisch een hogere gesommeerde volledigheid berekend door SMART/MOVE dan door DEMNAT (figuur 7). Dit verschil is waarneembaar bij beide typen definities die in DEMNAT2.1 gebruikt worden (vergelijk figuur 7A en B). Op basis van de voorspellingen van SMART/MOVE wordt dus op veel plaatsen de abiotische conditie met betrekking tot vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad geschikt geacht voor het voorkomen van bosecotopen. Het eigenlijke voorkomen wordt echter waarschijnlijk mede door andere, nu niet beschouwde, milieufactoren beperkt. Zo zal momenteel als gevolg van maaien en/of begrazing de opslag van bossen en struwelen in veel terreinen worden tegengegaan. Niet overal waar bossen kunnen voorkomen op basis van de milieufactoren zuurgraad, grondwaterstand en stikstofbeschikbaarheid, zullen dus ook daadwerkelijk bossen aanwezig zijn. Mogelijk wordt ook de relatief hoge voorspelde volledigheden van Laag Nederland mede hierdoor verklaard (kaarten 2 en 3). Maar ook plaatselijk relatief lage stikstofbeschikbaarheden (en stikstofdeposities) en de ondiepe grondwaterstanden zullen deels ten grondslag liggen aan deze relatief hoge volledigheden. De relatief geringe volledigheid in m.n. Brabant (zeker in figuur 3) is waarschijnlijk ook deels toe te schrijven aan de sterke invloed van de atmosferische depositie. Onderzoek naar voorspellingen over specifieke plantensoorten, soortengroepen en/of gebieden is noodzakelijk om de modeluitspraken te toetsen en de daarbij behorende specifieke knelpunten (zoals b.v. de te dominante invloed van stikstofdepositie in SMART-berekeningen, zie ook Van Hinsberg, 1997) goed in kaart te

kunnen brengen. Een dergelijke noodzakelijke, maar uitgebreide analyse valt echter buiten de doelstelling van deze studie.

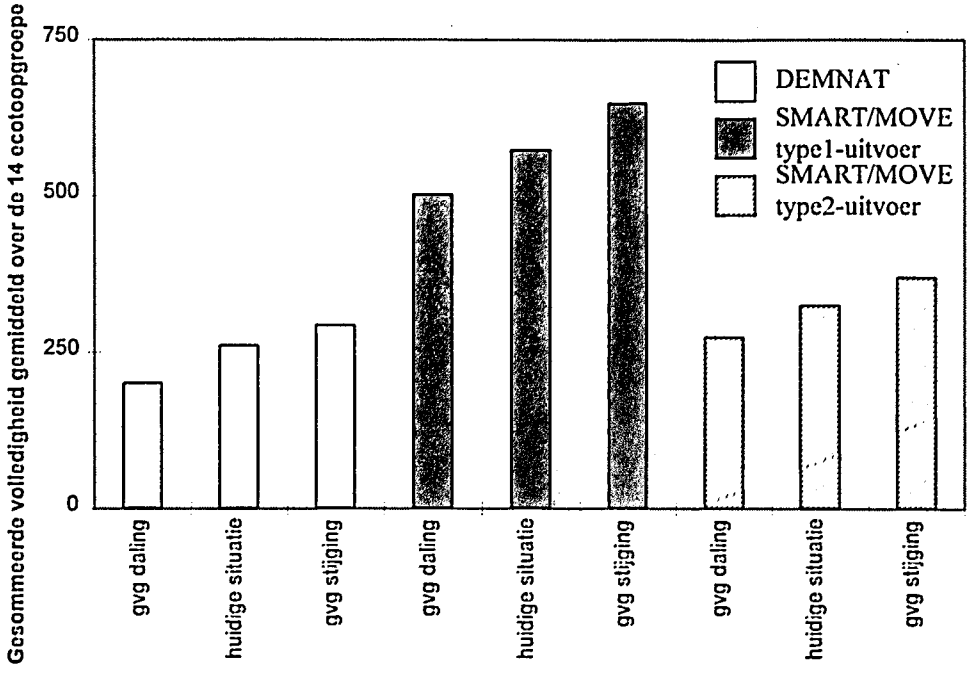
De voorspellingen van de huidige soortensamenstelling door SMART/MOVE zal naar alle waarschijnlijkheid verbeteren wanneer de abiotische geschiktheid van de standplaatsen uitgebreider beschreven wordt op basis van een grotere set aan abiotische standplaatsfactoren (b.v. met het zoutgehalte van de bodem en het lichtklimaat van de standplaats welke bepaald wordt door met name de vegetatiestructuur en dus indirect door het maaibeheer). In DEMNAT wordt het lichtklimaat van de standplaats en het beheer niet expliciet meegenomen in de effectmodellering. Het voorkomen van ecotoopgroepen in de uitgangssitatie wordt echter voorspeld op basis van waargenomen presentie van soorten en is dus niet afhankelijk van de volledigheid waarmee de abiotische geschiktheid van het milieu wordt beschreven. Aangezien het huidige voorkomen van ecotoopgroepen mede beïnvloed is door o.a. het beheer, zou gesteld kunnen worden dat impliciet beheer wel beschouwd wordt in DEMNAT. Voor een goede herstelmodellering in DEMNAT, waar de voorspelling voor de geschiktheid van het milieu minder strikt zal afhangen van de aanwezigheid van de vegetatie, is een zo goed mogelijke beschrijving van de abiotische potentiële geschiktheid van voorkomen echter weer van groot belang.

De gesommeerde volledigheid van ecotoopgroepen K21 en K41 wordt in tegenstelling tot alle andere ecotoopgroepen door SMART/MOVE lager ingeschat dan door DEMNAT (figuur 7). Gezien het verwachte verschil tussen potentiële volledigheid en actuele volledigheid is deze voorspelling niet realistisch. Wanneer de volledigheid in SMART/MOVE wordt berekend volgens de methode van Witte en Van der Meijden (1992, 1995) is de gesommeerde volledigheid voor deze ecotoopgroepen zelfs vrijwel gelijk aan nul (figuur 7B). Hoogstwaarschijnlijk wordt de geringe voorspelde volledigheid door SMART/MOVE voornamelijk veroorzaakt door het feit dat voor deze ecotoopgroepen in MOVE lage optimale Ellenberg-waarden voor voedselrijkdom (lager dan 3) worden berekend, situaties die na vertaling naar stikstofbeschikbaarheden met SMART niet realistisch voorspeld kunnen worden (zie ook Van Hinsberg, 1997). De relaties tussen de Ellenberg-waarden en de stikstofbeschikbaarheden is namelijk in de range van lage Ellenberg-waarden niet altijd even goed bruikbaar (zie ook Van Hinsberg, 1997). Logischerwijs zal de verspreiding van de ecotoopgroepen K21 en K41 dan ook niet realistisch voorspeld kunnen worden door SMART/MOVE. Daarnaast wordt waarschijnlijk ook door de grote invloed van atmosferische stikstofdepositie en de te sterk ophopende stikstofhoeveelheid in de bodem (zie ook Van Hinsberg, 1997) het areaal van voedselarme systemen relatief te laag ingeschat.

Wanneer met SMART/MOVE de volledigheid wordt berekend analoog aan de definitie van Witte en Van der Meijden (1995) is op gridcel niveau de door SMART/MOVE voorspelde potentiële volledigheid veelal kleiner dan de actuele volledigheid berekend met DEMNAT (kaart 3). Zo wordt b.v. in het stroomdal van de Drentse Aa de

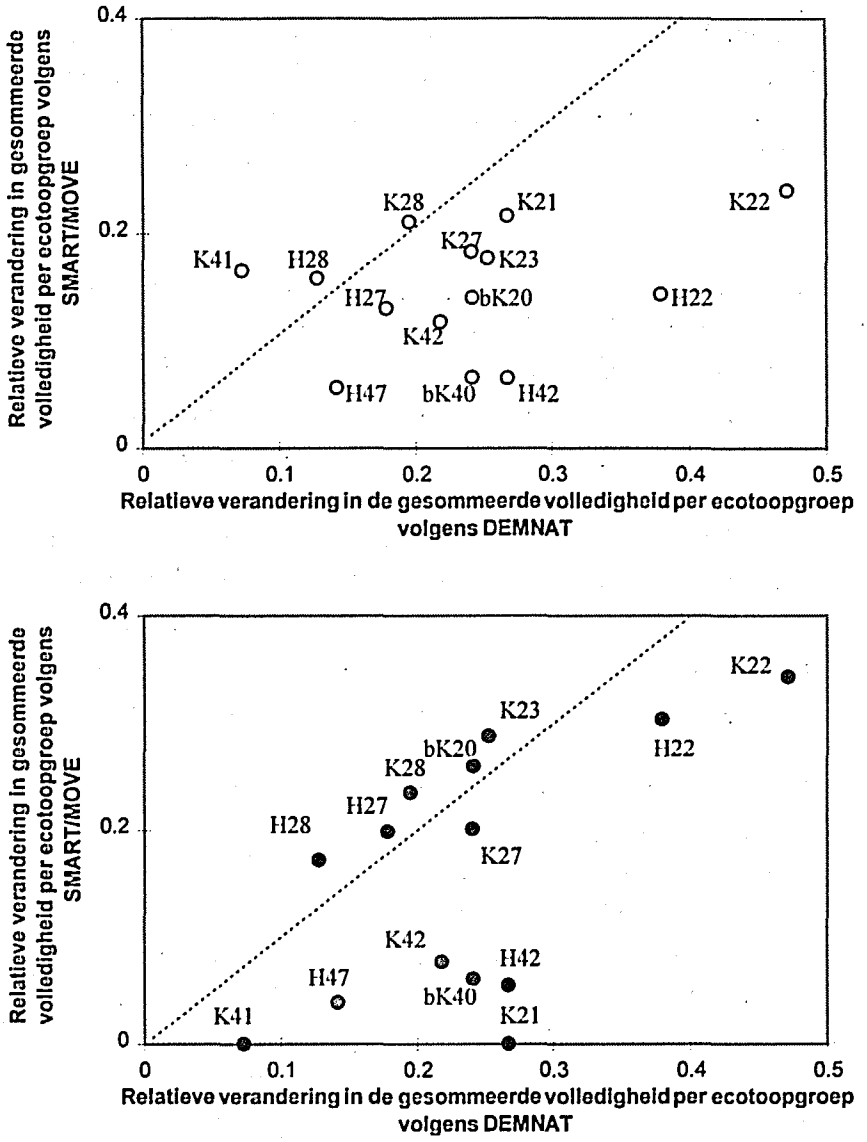
gesommeerde volledigheid, zeker op basis van de definitie van Witte en Van der Meijden (1995), door SMART/MOVE relatief erg laag ingeschat (kaart 3). Wanneer de volledigheid wordt gedefinieerd analoog aan de wijze waarop dat momenteel in SMART/MOVE gebeurt is een dergelijk landelijk verschil niet aanwezig (kaart 2). De te lage potentiële volledigheden zullen momenteel voornamelijk veroorzaakt worden door de middeling van abiotische SMART uitkomsten op het niveau van 250 x 250 meter. Bij de koppeling tussen de modellen SMART en MOVE wordt namelijk uiteindelijk per kilometerhok slechts voor één abiotische standplaatsconditie een potentiële vegetatiesamenstelling berekend (zie ook Van Hinsberg 1997). De abiotische heterogeniteit en dus ook de potentiële soortenrijkdom in deze kilometerhokken wordt hierdoor sterk onderschat. Daarnaast zullen als gevolg van de middeling specifieke, meer 'extreme' milieus veelal niet beschouwd worden. Wanneer op basis van de methode van Witte en Van der Meijden (1995) de kwaliteit van de terrestrische natuur voornamelijk wordt gebaseerd op plantensoorten met een nauwere milieutolerantie valt op gridcelniveau dit knelpunt dan ook veel duidelijker op (vergelijk kaart 2 en 3). Als de abiotische standplaatscondities, nu door SMART gemodelleerd op het niveau van 250x250 meter, niet zoals nu bij de koppeling met MOVE gemiddeld zouden worden tot slechts één waarde per kilometerhok maar afzonderlijk zou worden doorgerekend, neemt de totale gesommeerde volledigheid ook sterk toe (toename ca. 40% wanneer door MOVE berekeningen worden gedaan voor 250x250 meter-cellen, ongepubl. resultaten). Door weglaten van de middeling zal dit knelpunten gecorrigeerd worden. Tevens neemt dan de correlatie tussen SMART/MOVE voorspellingen en FLORBASE-2 gegevens toe (ongepubl. gegevens). Naast de middeling speelt natuurlijk ook de grofschaligheid van met name de gegevens over de hydrologische uitgangssituatie een zeer grote rol voor de relatief te lage potentiële volledigheden. Zo wordt in SMART/MOVE voor de huidige situatie momenteel uitgegaan van slechts 5 verschillende voorjaarsgrondwaterstanden in heel Nederland (zie ook Van Hinsberg, 1997). Betere modelinvoer is dan ook noodzakelijk voor het verkrijgen van een betere modeluitvoer op dit punt.

4.3 Vergelijking van modelgedrag bij grondwaterstandsdaling



Figuur 8. Gesommeerde volledigheid in gridcellen die zowel in SMART/MOVE als in DEMNAT voorkomen, gemiddeld over de 14 terrestrische CML-ecotoopgroepen (zie tabel 1), berekend voor de huidige situatie, de situatie na een landelijke gemiddelde voorjaarsgrondwaterstandsstijging (GVG) van 10 cm en na een daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm. Ten behoeve van de modelvergelijking is de SMART/MOVE-uitvoer op twee manieren berekend. In figuur A is uitgegaan van een methode waarmee de volledigheid van ecotoopgroepen berekend wordt analoog aan de wijze waarop in SMART/MOVE normaliter de kwaliteit van soortengroepen wordt berekend. De hierbij gebruikte definitie van volledigheid komt goed overeen met de definitie zoals vastgelegd in GEVOEL2.1. De in figuur B weergegeven resultaten van SMART/MOVE zijn gebaseerd op basis van de volledigheid zoals gedefinieerd Witte en Van der Meijden (1992,1995).

Door zowel SMART/MOVE als DEMNAT wordt een afname van de gesommeerde volledigheid voorspeld wanneer de gemiddelde voorjaars-grondwaterstand (GVG) wordt verlaagd met 10 cm (figuur 8), ongeacht met welke methode de volledigheid wordt berekend. De in SMART/MOVE berekende absolute achteruitgang in volledigheid volgens het concept uit GEVOEL2.1, is groter dan de door DEMNAT berekende absolute achteruitgang. Daarentegen zijn de modeluitkomsten op dit niveau consistenter wanneer in SMART/MOVE wordt uitgegaan van de methode volgens Witte en Van der Meijden (1992, 1995). Veel van de in paragraaf 4.2 genoemde knelpunten zullen ook modelverschillen in de toekomstige voorspellingen veroorzaken. Zo zal de absolute verandering in de potentiële volledigheid (zoals berekend met SMART/MOVE) veelal groter zal zijn dan de verandering in actuele volledigheid (zoals berekend met DEMNAT). Een verschil dat met name goed zichtbaar is wanneer in SMART/MOVE de volledigheid is berekend volgens het concept uit GEVOEL2.1. De absolute verandering in gesommeerde volledigheid berekend met SMART/MOVE volgens de methode van Witte en Van der Meijden (1992, 1995) is echter niet veel groter dan de verandering berekend met DEMNAT2.1.



Figuur 9. Voorspelde relatieve veranderingen in de gesommeerde volledigheid van de 14 terrestrische ecotoopgroepen (zie tabel 1) na een landelijke daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm ten opzichte van de volledigheid in de huidige situatie (relatieve verandering = [totale huidige volledigheid - totale toekomstige volledigheid]/[totale huidige volledigheid]). In figuur A is uitgegaan van een methode waarmee de volledigheid van ecotoopgroepen berekend wordt analoog aan de wijze waarop in SMART/MOVE normaliter de kwaliteit van soortengroepen wordt berekend. De hierbij gebruikte definitie van volledigheid komt goed overeen met de definitie zoals vastgelegd in GEVOEL2.1 (onderdeel van DEMNAT2.1 waarin de dosis-effect relaties worden berekend). De in figuur B weergegeven resultaten van SMART/MOVE zijn gebaseerd op basis van de volledigheid zoals gedefinieerd Witte en Van der Meijden (1992,1995). De stippellijnen geven de 1:1-relaties weer. De correlatiecoëfficiënten van de verbanden tussen de DEMNAT-uitkomsten en SMART/MOVE berekeningen bedragen 0.32 en 0.58 (n = 14; resp niet en wel significant), voor respectievelijk de gegevens in de figuren A en B.

Op gridcelniveau is bij deze berekeningswijze het verschil echter wel weer duidelijk zichtbaar (zie kaarten 4 t/m 6). Daarbij moet tevens worden opgemerkt dat de grootte van de totale absolute verandering berekend met SMART/MOVE uitgaande van de definitie van Witte en Van der Meijden (1995), ook sterk wordt verlaagd door de zeer geringe voorspelde volledigheden van de ecotoopgroepen K21 en K41 (zie ook figuur 7B en 9B).

Belangrijker is echter dat ook de berekende relatieve afnamen in de gemiddelde voorspelde volledigheden verschillen. Door DEMNAT wordt een relatieve afname berekend van ca. 24%. Door SMART/MOVE wordt in die zelfde set van gridcellen een afname berekend van ca. 15%, ongeacht de keuze voor definitie van volledigheid. Hoewel dus door beide modellen een algemene achteruitgang wordt berekend na grondwaterstandsdaling, voorspelt DEMNAT dus een aanzienlijk sterkere relatieve achteruitgang dan SMART/MOVE. Deze verschillen in relatieve veranderingen zullen veel minder dan de verschillen in absolute veranderingen veroorzaakt worden door de in paragraaf 4.2 genoemde knelpunten. Daarentegen zullen de verschillen in relatieve voorspellingen veelal veroorzaakt zijn door verschillen in de onderliggende kansfuncties en dosis-effect relaties die gebruikt worden om deze veranderingen te berekenen.

Door beide modellen wordt een afname voorspeld in de gesommeerde volledigheid van alle ecotoopgroepen (figuur 9A en B). Slechts bij enkele ecotoopgroepen voorspelt SMART/MOVE een sterkere relatieve achteruitgang dan DEMNAT (K41, K28 en H28 in figuur 9A en K23, K28, bK20, H27 en H28 in figuur 9B). In alle andere gevallen voorspelt DEMNAT een relatief sterkere afname. Globaal gezien voorspelt DEMNAT dus sterkere relatieve effecten van de beschouwde grondwaterstandsdaling. Bij sommige ecotoopgroepen bedraagt de voorspelde landelijke achteruitgang maar liefst 47% van de totale actuele volledigheid (K22 in figuur 9). SMART/MOVE voorspelt over de gehele range wat minder ingrijpende relatieve veranderingen, hoewel het grootste voorspelde landelijke effect toch ook nog 24% bedraagt (K22 in figuur 9A). Wanneer de berekening in SMART/MOVE wordt uitgevoerd op basis van het concept van Witte en Van der Meijden (1992, 1995), bedraagt de verandering 34% (K22 in figuur 9B). De 'meer kenmerkende plantensoorten' uit deze ecotoopgroep lijken dus sterker te reageren op grondwaterstandsveranderingen dan de gehele groep van plantensoorten. In andere ecotoopgroepen is dit juist andersom en blijken de 'meer kenmerkende' plantensoorten juist minder sterk te reageren (b.v. K42 in figuur 9A en B). Ook uit onderlinge vergelijking van de SMART/MOVE berekeningen kan geconcludeerd worden dat de relatieve gevoeligheid voor grondwaterstandsdaling van de verschillende ecotoopgroepen afhangt van de wijze waarop de volledigheid wordt gedefinieerd. De correlatie coëfficiënt tussen uitkomsten van beide methoden is 0.47 ($n = 14$, niet significant). Hierbij moet wel worden opgemerkt dat zonder K21 en K41 de correlatie coëfficiënt wel significant is ($r = 0.85$, $n = 12$, significant). Beide maten van volledigheid geven echter geen identiek beeld van de relatieve gevoeligheden voor grondwaterstandsdaling.

Voor een aantal verschillen in de omvang van de berekende relatieve effecten na grondwaterstandsdaling zijn een aantal specifieke oorzaken te noemen:

• In DEMNAT zal, in tegenstelling tot in SMART/MOVE, per definitie lokaal altijd een afname van de volledigheid plaatsvinden na grondwaterstandsdaling. Hierbij moet echter wel geconstateerd worden dat in een zeer beperkt aantal gridcellen in DEMNAT toch een, hetzij verwaarloosbare, toename van de volledigheid van sommige ecotoopgroepen wordt voorspeld (in gemiddeld minder dan 1%, met variatie tussen 0%-8% per ecotoopgroep, van het aantal gridcellen waarin een verandering wordt berekend). Door SMART/MOVE kan plaatselijk wel een toe- of een afname van de volledigheid na grondwaterstandsdaling worden berekend. Zo kan door het dalen van de grondwaterstand bijvoorbeeld een voorheen relatief te natte uitgangssituatie (b.v. bij een grondwaterstand rond het maaiveld voor ecotoopgroepen van vochtige milieus) veranderingen in een natter en 'geschikter' milieu. Ook kan net als in de praktijk als gevolg van een toename van de mineralisatie bij een dalende grondwaterstand een toename in het voorkomen van voedselminnende plantensoorten voorspeld worden. Hetzelfde geldt daarbij voor veranderingen in de zuurgraad. Aangezien dergelijke veranderingen in de vegetatie niet door DEMNAT worden beschouwd (zie ook Van Hinsberg, 1997) zullen, zeker lokaal, aanzienlijke modelverschillen veroorzaakt worden. Zo wordt in SMART/MOVE in gemiddeld 9% en 14% (range van 1%-22% en 0%-35% voor de verschillende ecotoopgroepen) van het aantal gridcellen waar een verandering optreedt daadwerkelijk een toename van de volledigheid berekend op basis van de definitie van volledigheid uit resp. GEVOEL2.1 en Witte en Van der Meijden (1995). Lokaal (c.q. in afzonderlijke gridcellen) zal het verschil tussen DEMNAT en SMART/MOVE uitkomsten nog verder uiteen kunnen liggen, en soms zelfs tegenovergesteld kunnen zijn.

Ongeacht de lokale toename in SMART/MOVE heeft grondwaters-standsdaling toch overall een negatief effect. Een dergelijke uitkomst lijkt niet onrealistisch aangezien in de berekeningen alleen maar ecotoopgroepen van natte en vochtige milieus zijn betrokken (zie ook hoofdstuk 3).

• Vervolgens worden door SMART/MOVE veelal minder sterkere directe verzurende abiotische effecten van grondwaterstandsdaling berekend dan door DEMNAT (zie ook Van Hinsberg, 1997). Met name voor de ecotoopgroepen van zwak zure milieus (K22, H22 en H42) wordt door SMART/MOVE dan ook een veel minder sterk effect berekend dan door DEMNAT (figuur 9).

Enerzijds worden deze verschillen deels veroorzaakt doordat in SMART/MOVE, ten behoeve van de modelvergelijking, de effecten van kwelveranderingen geheel buitenbeschouwing zijn gelaten, terwijl dit in DEMNAT niet geheel mogelijk is gebleken. In DEMNAT zijn namelijk, ondanks het bestaan van afzonderlijke dosis-effect relaties voor grondwaterstandsveranderingen en kwelfluxveranderingen, effecten veroorzaakt door een verminderde invloed van kwelwater in de wortelzone opgenomen in de dosis-effect relaties voor grondwaterstandsveranderingen. Gerealiseerd moet worden dat er hierdoor

een kans op dubbeltelling van effecten bestaat. Dit zou echter nog verder onderzocht moeten te worden. Wellicht waren de modelverschillen tussen SMART/MOVE en DEMNAT op dit punt kleiner geweest wanneer kwelveranderingen wel in de vergeleken scenario's betrokken waren.

Anderzijds worden in DEMNAT sterkere verzurende effecten berekend omdat bij ondiepe grondwaterstanden gelijktijdig ecotoopspecifieke optimale zuurgraad condities worden verondersteld (zie ook afleiding dosis-effect relaties in Van Hinsberg, 1997). Veranderingen in de grondwaterstand zullen daardoor ook resulteren in grote veranderingen in de zuurgraad. Vervolgens zullen hierdoor in sommige gevallen relatief te sterke effecten op de vegetatie berekend worden. Oplossing van bovenstaande knelpunten zal zowel de interne als de onderlinge modelconsistentie ten goede komen.

Daarnaast is onderzoek naar de omvang van de werkelijk optredende directe verzurende effecten van grondwaterstandsdaling noodzakelijk om inzicht te krijgen de waarde van de huidige modelvoorspellingen van zowel SMART/MOVE en DEMNAT op dit punt.

De uitspraken over de verschillende ecotoopgroepen zoals berekend met SMART/MOVE en DEMNAT zijn onderling niet sterk gecorreleerd. De berekende correlatie coëfficiënten zijn echter wel positief (figuur 9). Bij interpretatie van deze resultaten moet echter gerealiseerd worden dat de correlaties niet gebaseerd zijn op berekeningen voor zomaar een set van plantengroepen, maar op ecotoopgroepen die per definitie zeer verschillen in indicatieve waarde voor de milieufactoren zuurgraad, vochttoestand en voedselrijkdom. De ecotoopgroepen zullen dan ook zeer verschillend reageren op milieuveranderingen. Op het niveau van modeluitspraken over deze set van verschillende ecotoopgroepen had dan ook een grotere onderlinge consistentie verwacht mogen worden. Geconcludeerd moet worden dat de consistentie tussen de modellen op dit niveau dan ook gering is en acties ten behoeve van modelverbetering noodzakelijk zijn.

In SMART/MOVE hangt de berekende variatie in de grootte van de effecten tussen de ecotoopgroepen (c.q. gevoeligheid voor grondwaterstandsveranderingen) zeer sterk samen met de variatie in de berekende optimale grondwaterstanden voor deze ecotoopgroepen. De correlatie coëfficiënt tussen de veranderingen in de gesommeerde volledigheden en optimale gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand bedraagt -0.82 (berekend op basis van de definitie van volledigheid uit GEVOEL2.1). Ecotoopgroepen van natte milieus zijn dus over het algemeen gevoeliger voor verdroging dan ecotoopgroepen van minder natte, vochtige milieus. De gevoeligheid van de verschillende ecotoopgroepen hangt veel minder sterk af van de berekende optimale stikstofbeschikbaarheid en zuurgraad (correlatie coëfficiënten van resp. -0.47, $p > 0.05$ en 0.54, $p < 0.05$, $n = 14$). Uit deze correlatie coëfficiënten blijkt wel dat de gevoeligheid van de terrestrische ecotoopgroepen voor grondwaterstandsdaling afneemt in de verwachte reeksen van voedselarm naar voedselrijk en van basisch naar zuur (zie ook Hoofdstuk 3).

In DEMNAT is het verband tussen de optimale gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden (berekend op basis van de ecotoopgroepensamenstelling in vocht-indicerende soorten, zie ook Van Hinsberg, 1997) en de berekende effecten van de verschillende ecotoopgroepen veel minder duidelijk ($r = -0.36$, $p > 0.05$). De volledigheid van ecotoopgroepen van natte milieus neemt in DEMNAT echter gemiddeld wel sterker af na een grondwaterstandsdaling (met 26.2%) dan de volledigheid van ecotoopgroepen van vochtige standplaatsen (met gemiddeld 18.8%). Hoewel in sommige gevallen het verschil in gevoeligheid tussen grotendeels vergelijkbare ecotoopgroepen zoals bK20 (natte milieus) en bK40 (vochtige milieus) zelfs verwaarloosbaar klein is (verandering van resp. 24,2% en 24,1%). De correlatie coëfficiënten van de verbanden tussen de omvang van de berekende effecten en de optimale stikstofbeschikbaarheid en zuurgraad (resp. -0.46 en 0.49) zijn zelfs groter dan de correlatie coëfficiënt tussen het effect en de optimale grondwaterstand.

Uit bovenstaande gegevens blijkt dat in DEMNAT in tegenstelling tot in SMART/MOVE de effecten van vermesting en verzuring als gevolg van grondwaterstandsverlaging een veel grotere rol spelen bij de bepaling van de gevoeligheden van de verschillende ecotoopgroepen voor verdroging dan de directe veranderingen in de vochttoestand. Duidelijk is dat door beide modellen de verhouding tussen de omvang van de verdrogende, verzurende en eutrofiërende effecten veroorzaakt door grondwaterstandsdalingen anders wordt ingeschat. Zoals al is aangegeven worden door DEMNAT, los van de dosis-effect relaties voor kwelfluxveranderingen sterkere verzurende effecten van grondwaterstandsdaling berekend dan door SMART/MOVE. Vergelijking van de abiotische modellering in beide modellen heeft aangetoond dat er daarnaast aanzienlijke verschillen bestaan tussen de relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de stikstofbeschikbaarheid en zuurgraad (Van Hinsberg, 1997). Toetsing en onderbouwing van deze relaties is dan ook noodzakelijk. In SMART/MOVE is het met name zinvol om de algemene relatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de mineralisatiefractie te verbeteren (zie ook Van Hinsberg, 1997), zeker gezien de invloed en de geuite twijfels over de betrouwbaarheid van deze functie (Kros et al., 1995; Van Hinsberg, 1997). Een dergelijke studie zal gelijktijdig ook zinvolle informatie kunnen leveren voor de toetsing en onderbouwing van de abiotische responsefuncties uit DEMNAT. Daarnaast is het voor verbetering van de effectberekening in DEMNAT van belang om met name de knelpunten die geconstateerd zijn bij het berekenen van de dosis-effect relaties voor de eutrofiërende gevolgen van grondwaterstandsveranderingen op te lossen (zie ook Van Hinsberg, 1997). Wanneer de geconstateerde fouten bij de transformatie/standaardisatie van de dosis-effect relaties voor eutrofiëring worden opgelost zal hoogstwaarschijnlijk de omvang van het totale eutrofiërende effect afnemen. Hierdoor zullen de geconstateerde verschillen tussen effectberekeningen met veldwaarnemingen worden verminderd (zie ook toetsing dosis-

effect relaties DEMNAT-2.0 in Van der Linden et al., 1992) en tegelijkertijd de onderlinge modelconsistentie verbeteren.

4.4 Vergelijking modelgedrag bij grondwaterstandsstijging

Geheel analoog aan de effecten van grondwaterstandsdalingen wordt, zowel door SMART/MOVE als door DEMNAT, een toename van de volledigheid voorspeld wanneer de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand stijgt met 10 cm (figuur 8 en kaarten 6 en 7). Als gevolg van al eerder genoemde factoren treden er wederom een aantal verschillen in de modelvoorspelling voor de absolute volledigheid op, wanneer de volledigheid in SMART/MOVE wordt berekend analoog aan de definitie uit GEVOEL2.1. Wanneer de volledigheid berekend wordt analoog aan de definitie van Witte en Van der Meijden (1992, 1995) is het verschil in modeluitkomsten kleiner (figuur 8).

Anders dan bij grondwaterstandsdalingen is de berekende gemiddelde totale relatieve toename echter zeer vergelijkbaar, ongeacht welke methode wordt gebruikt voor de berekening van de volledigheid. Door DEMNAT wordt een relatieve toename berekend van 15%, door SMART/MOVE van resp. 15% en 14% (type 1 en 2 berekeningen). De totale verschillen tussen modelvoorspellingen bij grondwaterstandsstijgingen lijken dus kleiner dan bij grondwaterstands-dalingen. Een dergelijke algemene uitspraak kan echter niet zonder meer worden gedaan, aangezien de grootte van de berekende verschillen sterk afhankelijk zullen zijn van de beschouwde dosis en het beschouwde schaalniveau waarop de vergelijking plaatsvindt. In DEMNAT wordt bij het modelleren van herstel invers gebruik gemaakt van de dosis-effect relaties (zie ook figuur 4). De veranderingen in de vegetatie als gevolg van grondwaterstandsstijgingen worden hierbij berekend als de omgekeerde effecten van grondwatersstandsdalingen, waarbij het effect wordt gedempt met een ecotoopgroep en ecoserie afhankelijke hysteresis/dempingsfactor. Per definitie wordt daarbij een toename van de volledigheid voorspeld als de grondwaterstand stijgt. Afhankelijk van de grootte van die stijging zal de volledigheid toenemen. Bij een maximale grondwaterstandsverhoging die nog met de dosis-effect relaties beschreven kan worden (verandering met ca. 150 cm) zal een maximaal te berekenen (binnen de aangegeven grenzen die het herstelproces beperken) toename voorspeld worden. Voor effectberekeningen van extreme vernattingsscenario's zijn de dosis-effect relaties uit DEMNAT dan ook minder geschikt. In SMART/MOVE zal de volledigheid van terrestrische ecotoopgroepen als gevolg van extreme vernattingsscenario's juist weer afnemen. Het verschil tussen modelvoorspellingen op basis van extreme vernattingsscenario's zal dus weer veel groter zijn dan bij extreme verdrogingsscenario's. Op basis van de gemaakte modelvergelijking kan dus niet gesteld worden dat in het algemeen de modelverschillen kleiner zijn bij vernattingsscenario's dan bij verdrogingsscenario's.

Oorzaken die ten grondslag liggen aan de verschillen in effectberekeningen voor grondwaterstandsdalingen zullen veelal ook verschillen veroorzaken in de voorspellingen voor grondwaterstandsstijgingen (zie ook paragraaf 4.3). Daarnaast zullen echter ook andere, voor vernatting specifieke factoren ten grondslag liggen aan de modelverschillen.

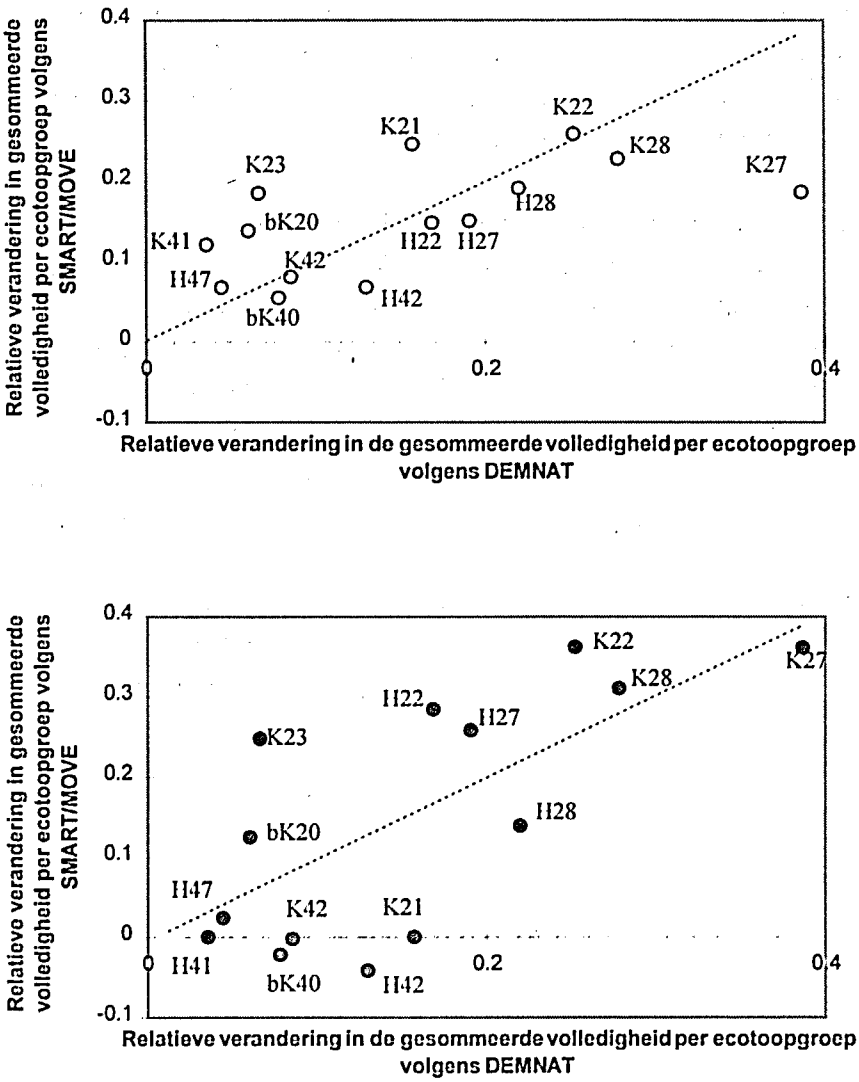
In DEMNAT wordt herstel berekend als 'inverse' degradatie met inachtneming van de juiste hysteresisfactoren. Deze factoren worden gebruikt omdat zowel abiotische als biotische herstelprocessen meestal langzamer verlopen dan degradatieprocessen. Sommige (a)biotische veranderingen zullen zelfs nagenoeg irreversibel zijn. Slechts ca. 10% van de variatie in de relatieve mate van herstel van de verschillende ecotoopgroepen (figuur 10) kan maar verklaard worden door de variatie in mate van degeneratie van grondwaterstandsdaling ($r = 0.30$, niet significant, $n = 14$). Het verschil tussen de toename na grondwaterstandstijging en afname na gronderwaterstandsdaling van de verschillende ecotoopgroepen kan echter veel beter verklaard worden door ecotoopspecifieke variatie in de hysteresisfactoren (correlatie coëfficiënt van -0.84, significant, $n = 14$). Hoe minder de demping van het herstel (hysteresisfactor dichter bij 1), hoe kleiner het verschil tussen herstel en degradatie. Onderbouwing en toetsing van de hysteresisfactoren heeft nog te weinig plaatsgevonden. Gezien de invloed van deze factoren op het uiteindelijke modelgedrag is toetsing en onderbouwing wel noodzakelijk.

Naast de variatie in hysteresisfactoren kan de variatie in de relatieve mate van herstel in DEMNAT ook deels verklaard worden door ecotoopspecifieke variatie in het aandeel van zogenaamde ruiscellen. Dit zijn gridcellen waarin de volledigheid kan toenemen vanuit een situatie waarbij de huidige volledigheid gelijk is aan nul. Die huidige volledigheid is daar nul, omdat de huidige gesommeerde indicatiewaardescore (zie ook figuur 2) te laag werd geacht om te veronderstellen dat een bepaalde ecotoopgroep ook daadwerkelijk voorkwam in die gridcel. Op basis van deze lage maar wel aanwezige indicatiescore is verondersteld dat in dergelijke situaties wel herstel kan optreden. Bij degeneratie berekeningen hebben dergelijk gridcellen geen enkele invloed, bij herstel wel. Gemiddeld is 32% (range: 6% - 76%) van de toename in de gesommeerde volledigheid van ecotoopgroepen na grondwaterstandsstijging, veroorzaakt door een toename in deze ruiscellen. Dit aandeel, wat sterk varieert per ecotoopgroep (zie range), beïnvloedt zowel de ecotoopspecifieke grootte van het absolute als het relatieve herstel. Onderzoek naar de consequenties van het wel of niet gebruiken van ruiscellen in de herstel modellering is wenselijk, zeker aangezien juist in deze gridcellen de floristische informatie waarop gebaseerd wordt of er herstel op kan treden beperkt is (zie ook opm. in Witte en Van der Meijden, 1995).

In SMART/MOVE is de relatieve toename van volledigheid van de verschillende ecotoopgroepen na grondwaterstandsstijging zeer sterk gecorreleerd met de relatieve afname na een grondwaterstandsdaling (correlatie coëfficiënten van 0.95 en 0.87, voor respectievelijk de methode waarbij de volledigheid wordt berekend analoog aan de definitie uit GEVOEL2.1 of uit Witte en Van der Meijden 1992, 1995). Aangezien

SMART/MOVE potentiële verspreidingspatronen berekend is aannemelijk dat de omvang van de totale afname en toename onderling gelijkwaardiger zijn dan in DEMNAT. Bij berekening van de potentiële kans op voorkomen na herstel wordt namelijk de kans op vestiging en/of handhaving van soorten niet beschouwd (c.q. biologisch herstel). Aannemelijk is echter dat het werkelijk optredende biologisch herstel veel minder zal zijn dan het potentiële herstel, aangezien o.a. (her)kolonisatie processen veelal traag verlopen. SMART/MOVE lijkt het herstelproces kan ook te gunstig in te schatten.

Verschillen tussen SMART/MOVE en DEMNAT in effectvoorspellingen voor grondwaterstandsstijgingen zullen, naast factoren die al in paragraaf 4.3 besproken zijn, met name veroorzaakt worden door variatie in inschatting van abiotische en biotische herstelkansen. Door modellering van biotische vestigings- en/of handhavingskansen naast de modellering van de abiotische geschiktheid zou met SMART/MOVE het herstel beter voorspeld kunnen worden. Een dergelijk nieuwe module zou tevens gebruikt kunnen worden voor berekening en/of toetsing van de hysteresisfactoren uit DEMNAT, of zelfs geheel opgenomen kunnen worden in de DEMNAT-lijn zodat herstelkansen (hysteresisfactoren), anders dan nu, gemodelleerd zouden kunnen worden in afhankelijkheid van b.v. aanwezige zaadbanken en/of nabijheid van populaties. Hierdoor zouden de voorspellingen van DEMNAT tevens minder afhankelijk kunnen worden van de beperkte floristische informatie uit de ruiscellen.



Figuur 10. Voorspelde relatieve veranderingen in de gesommeerde volledigheid van de 14 terrestrische ecotoopgroepen (zie tabel 1) na een landelijke stijging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm ten opzichte van de volledigheid in de huidige situatie (relatieve verandering = [totale toekomstige volledigheid - totale huidige volledigheid]/[totale huidige volledigheid]). In figuur A is uitgegaan van een methode waarmee de volledigheid van ecotoopgroepen berekend wordt analoog aan de wijze waarop in SMART/MOVE normaliter de kwaliteit van soortengroepen wordt berekend. De hierbij gebruikte definitie van volledigheid komt goed overeen met de definitie zoals vastgelegd in GEVOEL2.1 (onderdeel van DEMNAT2.1 waarin de dosis-effect relaties worden berekend). De in figuur B weergegeven resultaten van SMART/MOVE zijn De stippellijnen even de 1:1-relaties weer. De correlatiecoëfficiënten van de verbanden tussen de DEMNAT-uitkomsten en SMART/MOVE berekeningen bedragen 0.62 en 0.72 (n = 14; significant), voor respectievelijk de gegevens in de figuren A en B.

Hoewel de berekende relatieve veranderingen in de totale volledigheid zeer vergelijkbaar is, bestaat er nog wel variatie in de mate van overeenkomst tussen de uitspraken over de afzonderlijke ecotoopgroepen (figuur 10). De correlatie coëfficiënten

zijn echter wel significant en positief, ongeacht de manier waarop de volledigheid wordt berekend. Hoewel ook hier geldt dat bij het vergelijken van uitspraken over de set van verschillende ecotoopgroepen een sterk verband verwacht mag worden. De vraag is of een verklaarde variante van ca. 40-50% op dit punt dan ook beschouwd mag worden als een voldoende mate van onderlinge consistentie. Zeker wanneer ook de verschillen op gridcel niveau worden beschouwd (zie kaarten 7 t/m 9).

Door beide modellen wordt voor alle 14 terrestrische ecotoopgroepen een toename van de volledigheid voorspeld wanneer in SMART/MOVE de volledigheid wordt berekend analoog aan de definitie uit GEVOEL2.1(figuur 10). Voor 6 ecotoopgroepen voorspelt SMART/MOVE een sterkere relatieve toename dan DEMNAT, in de overige 8 gevallen voorspelt DEMNAT de grootste toename. Wanneer de volledigheid in SMART/MOVE echter wordt berekend analoog aan de definitie uit Witte en Van der Meijden (1992, 1995), wordt voor verschillende ecotoopgroepen een geringe afname in de volledigheid berekend. Het betreft hier met name ecotoopgroepen van vochtige milieus (K42, H42, H47 en bK40). Dit suggereert dat voor de 'meer kenmerkende' plantensoorten uit deze ecotoopgroepen grondwaterstandsstijging minder van belang is dan voor de totale groep van plantensoorten uit deze ecotoopgroepen. Net als bij grondwaterstandsdaling wordt voor andere ecotoopgroepen juist weer een grotere gevoeligheid berekend.

5. SAMENVATTING VERGELIJKING OVERALL MODELGEDRAG

• De voorspelling over zowel de huidige vegetatie als de verwachte toekomstige vegetatie na grondwaterstandsveranderingen verschillen aanzienlijk tussen de modellen SMART/MOVE en DEMNAT. De overeenkomsten zijn echter veel groter wanneer modeluitspraken over 14 terrestrische ecotoopgroepen in een groot modelareaal worden geaggregeerd.

• SMART/MOVE voorspelt hogere gesommeerde volledigheden voor de uitgangssituatie dan DEMNAT, met name voor Holoceen Nederland. Deze verschillen tussen de absolute voorspelde volledigheden van ecotoopgroepen zijn grotendeels verklaarbaar door verschillen in definitie en berekeningsmethoden.

> • In SMART/MOVE worden uitspraken gedaan over de potentiële vegetatie op een bepaald tijdstip, terwijl in DEMNAT zoveel mogelijk voorspellingen gedaan worden over verandering vanuit de aangetroffen actuele vegetatie. Potenties zullen in de praktijk echter niet altijd gerealiseerd kunnen worden.
>
> • De vergeleken modelvoorspellingen zijn deels gebaseerd op anders gedefinieerde effectparameters. In DEMNAT worden uitspraken gedaan over de volledigheid van ecotoopgroepen. De volledigheid van de actuele vegetatie wordt echter met een andere definitie van volledigheid beschreven dan de volledigheid in de dosis-effect relaties. Met SMART/MOVE is ten behoeve van de modelvergelijking de vegetatiesamenstelling ook uitgedrukt in termen van volledigheden van ecotoopgroepen. Daarbij is uitgegaan van de definitie voor volledigheid zoals deze in GEVOEL2.1, welke goed overeenkomt met de gangbare methode van SMART/MOVE om de kwaliteit van soortengroepen uit te drukken. Daarnaast is gebruik gemaakt van de definitie van volledigheid volgens Witte en Van der Meijden (1992, 1995). Op basis van de eerste definitie van volledigheid worden over het algemeen hogere volledigheden berekend dan op basis van de methode van Witte en Van der Meijden (1992, 1995), hetgeen deels wordt veroorzaakt doordat de eerste methode uitgaat van een grotere groep van soorten met daarin meer plantensoorten met een bredere ecologische amplitude.

• Belangrijker dan het feit dat als gevolg van deze (deels van de vergelijking afhankelijke) berekeningsmethoden het modelgedrag verschilt, is dat de mate waarin de modeluitspraken verschillen variëren per ecotoopgroep, per geografische locatie en per veronderstelde dosis. Met andere woorden niet voor alle ecotoopgroepen, elke

geografische locatie en/of elke grondwaterstandsverandering verschillen de modeluitkomsten even sterk. Duidelijk is dat verschillende geconstateerde knelpunten in de onderliggende abiotische en biotische effectmodellering (zie ook Van Hinsberg, 1997) alsmede verschillen in o.a. de gebiedsschematisatie ten grondslag liggen aan deze grote variatie in vaak geringe onderlinge modelconsistentie.

• Op het niveau van algemene uitspraken over de totale gesommeerde huidige volledigheid van 14 terrestrische ecotoopgroepen in de gehele set van beschouwde gridcellen (natuurgebieden) zijn de modeluitspraken (redelijk) consistent te noemen. Zeker wanneer de vergelijking wordt uitgevoerd op basis van de volledigheid zoals die in DEMNAT2.1 wordt gebruikt voor de berekening van de actuele situatie.
Wel blijkt dat:

- Niet alle voorspellingen over het huidige voorkomen van ecotoopgroepen door SMART/MOVE evengoed aansluiten bij verwachtingen en waarnemingen. Abiotische heterogeniteit op het niveau van 250 x 250 meter-hokken wordt bij de koppeling tussen SMART en MOVE voor een groot deel weggemiddeld. Hierdoor is de voorspelde potentiële volledigheid (soms) lager dan de huidige volledigheid zoals berekend met DEMNAT2.1. Met name zeldzame standplaatstypen (met vaak waardevolle natuur) worden door deze middeling buiten beschouwing gelaten. Dit wordt nog versterkt doordat met name de hydrologische situatie in de uitgangssituatie zeer grofschalig en weinig variabel is ingeschat/berekend, waardoor de vegetatiesamenstelling in de huidige situatie niet altijd goed voorspeld kan worden. Met name in Pleistoceen Nederland voorspelt SMART/MOVE onrealistisch lage volledigheden. Zeker wanneer het kaartbeeld van de natte natuur met SMART/MOVE wordt berekend op basis van de methode van Witte en Van der Meijden (1995), valt op dat in veel gevallen geen realistische voorspelling verkregen wordt. In natte gebieden zoals o.a. de Drentse Aa wordt op basis van deze methode vrijwel geen natte natuur voorspeld. Juist deze methode brengt goed in beeld dat door het niet beschouwen van fijnschalige heterogeniteit moeilijk uitspraken te genereren zijn over met name plantensoorten met een smalle milieutolerantie. Door de middeling zal veel van de wel aanwezige abiotische informatie over specifieke milieus verder wegvallen, waardoor ook zinvolle voorspellingen over de natuur van deze specifieke milieus moeilijk te maken zijn. De kaart gebaseerd op basis van de gebruikelijke methode geeft globaal gezien een wat realistischer beeld van het voorkomen van natte natuur, deels omdat hierbij ook meer soorten met een bredere milieutolerantie worden beschouwd. Aan deze kaart kleven echter ook een aantal nadelen (b.v. dubbel-

telling van soorten die in meerdere ecotoopgroepen voorkomen).

Tevens zijn uitspraken over ecotoopgroepen en plantensoorten van met name voedselarme zure milieus niet realistisch. Probleem daarbij is voornamelijk de kalibratiefase tussen gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden voor de voedselrijkdom en de stikstofbeschikbaarheid en de (soms?) te dominante invloed van de atmosferische stikstofdepositie (zie ook Van Hinsberg, 1997).

Ook voorspellingen over ecotoopgroepen van brakke systemen en bossen behoeven in SMART/MOVE verbetering, omdat de abiotische geschiktheid voor het voorkomen voor deze soorten niet voldoende beschreven kan worden met alleen de standplaatsfactoren vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom.

• Het gebruikte modelconcept in SMART/MOVE, waarbij de voorspelling van de huidige vegetatie anders dan in DEMNAT2.1 vrijwel geheel los staat van informatie over de daadwerkelijk momenteel aangetroffen vegetatie, maakt evaluatie/toetsing van de modelvoorspellingen op basis van dergelijke gegevens goed mogelijk. Dit is een zeer belangrijk pré van dit modelconcept. Met een dergelijke toetsing kan namelijk worden nagegaan of het model in staat is, om op basis van voorspellingen over de huidige abiotische condities, daadwerkelijk de huidige vegetatie realistisch te voorspellen. Deze toetsing, noodzakelijk voor de evaluatie van de mogelijkheden en beperkingen van het gebruikte modelconcept, heeft tot nu toe nog echter veel te weinig plaatsgevonden. Ondanks de voordelen die het toegepaste modelconcept theoretisch heeft ten aanzien van de toetsbaarheid en de modellering waarin veranderingen in samenhang beschouwd kunnen worden, blijft hierdoor de praktische (meer)waarde onbewezen.

De kaarten van de huidige verspreiding van de ecotoopgroepen, zoals gebruikt in DEMNAT, zijn getoest aan deskundige oordeel. Op basis van deze toetsing kan echter geen goed beeld verkregen worden van de betrouwbaarheid van de toekomstvoorspellingen en de voor- en nadelen van het daarbij gebruikte modelconcept. De huidige volledigheid in DEMNAT wordt immers op een geheel andere manier berekend dan de methoden die gebruikt worden om de toekomstige volledigheid te voorspellen.

Toetsing van de voorspelling van de ecologische effecten, die zullen optreden na bepaalde ingrepen, zijn praktisch veel moeilijker realiseerbaar doordat voldoende betrouwbare meet/veldgegevens ontbreken. Hetgeen niet wegneemt dat dergelijke toetsing en de daarvoor benodigde gegevens noodzakelijk blijven voor beide

modellijnen. Toetsing van de dosis effect relaties, die gebruikt worden bij de toekomstvoorspellingen, behoort wel tot de mogelijkheden.

- Als gevolg van middeling van door SMART berekende abiotische heterogeniteit op 250x250-meter, wordt de voorspelde potentiële volledigheid op kilometer-hokniveau veelal te laag ingeschat. Het heeft dan ook de aanbeveling om deze middeling achter wegen te laten en voor elke berekende abiotische toestandsconditie in SMART met MOVE de biotische natuur te voorspellen.

- Het concept van DEMNAT waarin voor het afleiden van de huidige volledigheid van ecotoopgroepen wordt uitgegaan van waargenomen presentie van plantensoorten, zal veelal een zeer realistisch beeld geven van de huidige situatie. Te meer omdat hierdoor ook voorspellingen gedaan kunnen worden over kleinschalige natuur. Toekomstveranderingen in de huidige situatie worden gemodelleerd met behulp van dosis-effect relaties. Nadeel is dat daarbij twee verschillende definities voor volledigheid door elkaar heen worden gebruikt, hetgeen gezien de conceptuele en de in deze studie geconstateerde kwantitatieve verschillen niet wenselijk is en derhalve voorkomen zal moeten worden.

- Globaal gezien (uitspraken gesommeerd over 14 terrestrische ecotoopgroepen in een grote set van gridcellen) komen de modeluitspraken over relatieve effecten van grondwaterstandsveranderingen beter overeen dan modeluitspraken over absolute effecten. Bij een landelijke grondwaterstandsdaling (met 10 cm) voorspellen beide modellen een zeer vergelijkbare relatieve afname van de totale gesommeerde volledigheid. Bij een landelijke grondwaterstandsstijging (met 10 cm) voorspellen beide modellen een zeer vergelijkbare toename van de gesommeerde volledigheid. Op het niveau van de relatieve veranderingen in de totale volledigheid van de verschillende ecotoopgroepen vertonen de modellen niet altijd een significante positieve correlatie. Voor de onderzochte grondwaterstandsstijging voorspellen de modellen wel op een meer éénduidige wijze de effecten voor identieke soortengroepen, terwijl voor de onderzochte grondwaterstandsdaling de onderlinge consistentie gering is. Daarbij moet natuurlijk wel gerealiseerd worden dat de berekende variatie in de veranderingen van ecotoopgroepen (welke per definitie zeer verschillend zouden moeten reageren op milieuveranderingen) na grondwaterstands-stijging, nu (maar) voor ca. 40% verklaard kan worden door variatie in berekeningen met het andere model. Tevens moet vermeld worden dat de mate van overeenkomst sterk afhankelijk is van de vergeleken dosis. De overeenkomsten van effecten op gridcel-niveau zijn daarnaast veel minder groot dan op het niveau van de landelijk gesommeerde modeluitkomsten.

Ook hier zijn de verschillen in overall modelgedrag grotendeels terug te voeren op geconstateerde verschillen op het niveau van de abiotische en biotische modellering.

Daarnaast spelen factoren op het niveau van met name gebiedsschematisatie een rol (zie ook eerder). Acties ten behoeve van het oplossen van onjuistheden en knelpunten in de onderliggende modellering zijn dan ook noodzakelijk en zullen niet alleen resulteren in verbeterde interne modelconsistentie maar waarschijnlijk ook in een verbeterde onderlinge modelconsistentie.

Bij vergelijking bleek tevens dat:

- Door DEMNAT in het algemeen grotere relatieve veranderingen in de volledigheid berekend worden dan door SMART/MOVE, met name bij schade berekeningen. In het algemeen worden door DEMNAT de verzurende en eutrofiërende effecten van grondwaterstandsdaling ten opzichte van de directe verdrogende effecten veel groter ingeschat dan in SMART/MOVE (zie ook Van Hinsberg, 1997). Als gevolg hiervan berekend DEMNAT dan ook relatief grotere effecten op de vegetatie.

- Duidelijk is dat de ideeën over de omvang van eutrofiërende effecten in beide modellen uiteenlopen, zodat onderzoek ten behoeve van onderbouwing van de veronderstellingen dan ook zeer wenselijk en noodzakelijk is.

- Deels worden de verschillen veroorzaakt door het wel of niet meeberekenen van kwelveranderingseffecten in deze studie. Onderzoek naar de modelverschillen bij kwelveranderingen en/of gelijktijdige kwel- en grondwaterstandsveranderingen is dan ook wenselijk.

- Oplossing van de knelpunten in de abiotische- en biotische modellering in DEMNAT, welke deels ten grondslag liggen aan onrealistisch sterke verzurende (veronderstelling dat optimale zuurgraad voor het voorkomen van soorten gerealiseerd wordt bij optimale grondwaterstand, zie Van Hinsberg, 1997) en eutrofiërende effecten (foutieve transformatie van dosis-effect relaties naar optimale uitgangssituatie, zie Van Hinsberg, 1997), zijn noodzakelijk.

- Het verdient daarnaast de aanbeveling om met name de relaties tussen de grondwaterstand en de stikstofmineralisatie uit SMART/MOVE en DEMNAT te toetsen en waar nodig aan te passen aan recente literatuur- en onderzoeksgegevens. De verschillen in deze functies zullen grotendeels bijdragen tot de waargenomen verschillen in overall modelgedrag. Ten aanzien

van de betrouwbaarheid van de reductiefunctie voor mineralisatie in SMART zijn al eerder bedenkingen geuit (Kros et al., 1995).

- De grootte van de effecten van grondwaterstandsdaling voor verschillende ecotoopgroepen, zoals berekend met SMART/MOVE, hangt sterk samen de berekende optimale grondwaterstanden. Knelpunten in de biotische modellering, die kunnen resulteren in onrealistische biotische voorspellingen (zoals b.v. veroorzaakt door het werken met Ellenberg-getallen), dienen dan ook opgelost te worden.

  In DEMNAT zijn verschillen in gevoeligheid van ecotoopgroepen voor grondwaterstandsdaling veel minder verklaarbaar door variatie in optimale grondwaterstanden en verhoudingen tussen typen van vocht-indicerende soorten in deze ecotoopgroepen. Dit resultaat verdient verdere aandacht, aangezien van ecotoopgroepen die deels ingedeeld zijn op basis van de indicatieve waarde voor de vochttoestand verwacht mag worden dat deze ook juist sterk verschillend zouden moeten reageren op een ingreep die primair deze vochttoestand beïnvloed.

- In DEMNAT wordt per definitie uitgegaan van een achteruitgang van de volledigheid bij grondwaterstandsdaling en van een vooruitgang bij grondwaterstandsstijging, hetgeen een onrealistisch beeld geeft van de te verwachte vegetatieveranderingen. Hierdoor worden in sommige gridcellen door beide modellen zelfs tegengestelde effecten berekend. Voor voorspellingen over de achteruitgang van ecotoopgroepen van natte milieus, basische milieus en voedselarme milieus door verdroging zullen de gemaakte modelaanname veelal realistisch zijn. Deze soortengroepen zullen nl. door verdroging veelal achter uit gaan. Voor ecotoopgroepen van vochtige, zure dan wel voedselrijke(re) milieus zijn dergelijke aanname veel minder realistisch, aangezien verdroging, afhankelijk van de vochtcondities in de uitgangssituatie, ook veelal resulteert in een toename van deze soortengroepen. Een te natte uitgangssituatie zou door verlaging van de grondwaterstand bijvoorbeeld beter geschikt kunnen worden voor het voorkomen van soorten van vochtige, niet natte, milieus (zie ook praktijk waarnemingen in Van der Linden et al., 1992). Mogelijk zal dergelijke toename echter relatief van minder belang zijn omdat, binnen veel kilometerhokken vaak al vochtig/droge milieus en natuur aanwezig zal zijn. Tevens zijn vegetaties op verdroogde/verzuurde lokaties vaak soortenarm ondermeer doordat vestiging van nieuwe plantensoorten langzaam verloopt. Mede hierdoor is het echter ook weinig realistisch om te

veronderstellen dat de volledigheid van ecotoopgroepen van natte en vochtige milieus alleen maar vooruit zullen gaan bij vernatting.

• De dosis-effect relaties uit DEMNAT zijn voor extreme vernattingsscenario's minder geschikt. Bij grondwaterstandsstijging wordt momenteel invers gebruik gemaakt van de dosis-effect relaties voor grondwatertstandsdaling, het is echter de vraag of geen aparte dosis-effect relaties voor grondwaterstandsstijgingen moeten worden opgesteld. In de dosis-effect relaties voor grondwaterstandsdaling wordt bijvoorbeeld verondersteld dat door daling van de grondwaterstand vanuit een optimale situatie (c.q. beginpunt van de dosis-effect relatie) ook de zuurgraad vanuit een optimale situatie zal gaan veranderen. Het is echter weinig realistisch om te veronderstellen dat als de grondwaterstand stijgt naar een (voor een bepaalde ecotoopgroep) optimale waarde ook de zuurgraad optimaal zal worden.

Tevens moet de grote rol van ruiscellen (c.q. gridcellen waarbij op basis van floristische gegevens de aanwezigheid van ecotoopgroepen twijfelachtig is te noemen) bij herstel berekeningen verder onderzocht worden. Juist in dergelijke cellen is namelijk de floristische informatie, waarop wordt gebaseerd of er een reële kans bestaat op herstel, veelal beperkt. De potenties voor herstel in de ruiscellen zouden wellicht beter mede ook op andere informatie bepaald kunnen worden (zie ook voorstellen voor de herstelmodellering in paragraaf 6.1.3 en Runhaar en Witte, 1996).

• De omvang van herstelprocessen wordt in DEMNAT deels bepaald door de zogenaamde hysteresis-factoren. Toetsing en onderbouwing van de waarde deze factoren heeft nog te weinig plaatsgevonden. De biologische kansen op herstel zullen daarnaast niet overal even groot zijn, hetgeen dan ook pleit voor een ruimtelijke modellering van deze hysteresis factoren in afhankelijkheid van b.v. de nabijheid van andere populaties (zie ook Van Ek, 1997).

• Aangezien SMART/MOVE uitspraken doet over de potentiële vegetatie worden herstel en degeneratie (bij de onderzochte scenario's) vrijwel even groot ingeschat. Met name biologische herstelprocessen zoals kolonisatiekans zullen daarentegen de kans op herstel beperken. Herstel zal dan ook momenteel aanzienlijk overschat worden. Betere modellering van biologische processen zoals kolonisatie en vestiging zijn noodzakelijk om de kans op herstel beter in te kunnen schatten (zie ook voorstellen voor de herstelmodellering in paragraaf 6.1.3).

- Aangezien er in SMART/MOVE voor sommige situaties duidelijke twijfels bestaan over de betrouwbaarheid van de voorspellingen over de huidige vegetatie, zullen ook voorspellingen over de toekomstige situaties onrealistisch kunnen zijn. Het verdient dan ook de aanbeveling om de eerder genoemde knelpunten in de modellering van de huidige situatie te verbeteren opdat ook de modellering van toekomstige situaties verbeterd.

6. VOORSTELLEN MODELVERBETERINGEN

Gezien de aard en omvang van de geconstateerde modelverschillen zijn acties ten behoeve van modelverbetering noodzakelijk. Duidelijk zal zijn dat, gezien het aantal en de variatie in de geconstateerde knelpunten in de modellering, modelverbetering een aanzienlijke inspanning vereist. Mede daarom is het van belang om verschillende methoden van modelverbetering naast elkaar te zetten zodat inzicht wordt verkregen in de kosten en baten van de verschillende opties.

Grofweg kunnen drie verschillende ontwikkelingsstrategieën (of natuurlijk combinaties daarvan) onderscheiden worden:

- Verbetering van de knelpunten van de afzonderlijke modellijnen, deels middels gezamenlijke projecten.
- Koppeling van (al dan niet verbeterde) modelonderdelen.
- Opzet van één geheel nieuw model op basis van deels nieuwe en/of deels oude modelconcepten.

Bovenstaande ontwikkelingsstrategieën verschillen ondermeer in de omvang van de vereiste inspanning, de te realiseren samenwerking en koppeling van kennis en onderzoek, de te realiseren mate van consistentie en de mate waarin ook wensen voor wezenlijk nieuwe modelfuncties gerealiseerd kunnen worden. De keuze van de te volgen strategie zal daarbij dan ook ondermeer afhangen van de balans tussen deze kosten en baten.

Wenselijk is om uiteindelijk over modellen te beschikken die voldoen aan een aantal kwaliteitseisen. Van belang zijn daarbij de kwaliteitseisen met betrekking tot de **interne modelconsistentie**, eisen omtrent de **controleerbaarheid en toetsbaarheid** van de modelvoorspellingen en eisen voor **betrouwbaarheid en realiteitswaarde** van de voorspellingen. Daarnaast is het van belang dat de modellen ook in praktijk goed en relatief eenvoudig te gebruiken zijn voor het oplossen van gestelde beleidsvragen.

6.1 Modelverbetering van de afzonderlijke lijnen

Duidelijk zal zijn dat bij oplossing van de interne knelpunten beide modellijnen beter bruikbaar zijn voor een zinvolle beleidsondersteuning aangezien de betrouwbaarheid van de bestaande modelberekeningen hierdoor toe zal nemen. Daarnaast is duidelijk dat door verbetering van de interne modelconsistentie in veel gevallen ook onderlinge modelconsistentie gerealiseerd zal worden hetgeen ook van belang is voor zinvolle beleidsondersteuning. In sommige gevallen kunnen door samenwerking en bundeling van kennis en onderzoek gezamenlijke knelpunten in de effectmodellering efficiënt worden opgelost. Daarnaast kunnen bij deze optie de modellen als afzonderlijke lijnen blijven bestaan.

Bij deze optie wordt dus niet per definitie gestreefd naar consensus modellering. De consensus moet daarentegen logischerwijs volgen uit betrouwbare effectmodellering in de afzonderlijke modellen. Immers voor identieke situaties zouden modelvoorspellingen gelijk moeten zijn. Voordeel van het bestaan van afzonderlijke modellijnen is wel dat afwezigheid van dergelijke onderlinge consensus inzicht kan geven in de kennislacunes in de effectmodellering en de mate van betrouwbaarheid van de modelvoorspellingen en daardoor sturend werken op onderzoeksinspanning. Daarnaast kan verwacht worden dat de ontwikkeling van betrouwbare ecologische voorspellingsmodellen via afzonderlijke onderzoekslijnen, zeker op de lange duur, een betere opbrengst zal kennen dan ontwikkeling via een gezamenlijke onderzoekslijn. Dit omdat niet op voorhand wordt uitgegaan van één, wellicht zoals later blijkt minder geschikte, onderzoekslijn. Voor efficiënte ontwikkeling is natuurlijk wel samenwerking en uitwisseling van onderzoeksgegevens en basis informatie noodzakelijk, zodat onderzoek en ontwikkeling niet geheel afzonderlijk verlopen.

Het beleid vraagt daarentegen nu oplossingen voor bepaalde milieu- en natuurvraagstukken. Daarbij is van belang dat zo goed mogelijk met alle beschikbare huidige kennis en informatie oplossingsstrategieën worden aangedragen. Verwacht wordt dat de aangedragen oplossingsstrategieën dan ook zoveel mogelijk berusten op wetenschappelijke consensus. Bij het aanwezig zijn van afzonderlijke modellijnen die deels gebruikt kunnen worden voor het oplossen van dezelfde beleidsvraagstukken (zie overlap in tabel 2) dient dan ook, met name bij het ontbreken van eenduidige voorspellingen, aangegeven te worden voor welke specifieke beleidsvragen, schaalniveaus, maatregelen, milieus en/of natuurlijke systemen welk model (gezien de betrouwbaarheid) het meest geschikt is. Momenteel bestaan er bij de ontwikkelaars van beide modellijnen echter, ook bij overlappende modelfuncties, geen eenduidige ideeën over deze mate van geschiktheid. Van belang is dan ook dat zoveel mogelijk getracht wordt om door toetsing van de modelvoorspellingen inzicht te krijgen in de praktische bruikbaarheid van de verschillende modelconcepten voor verschillende situaties. Voordat precies duidelijk is welke modellijnen waar de meest betrouwbare informatie verstrekken is zorgvuldige interpretatie van beide modelresultaten geboden en is (waar mogelijk) gelijktijdig gebruik van beide modellen raadzaam. Voorts lijken modeluitspraken geaggregeerd over grotere gebieden en meerdere ecosystemen (gezien de onderlinge modelconsistentie) betrouwbaarder dan modeluitvoer voor specifieke lokaties en ecosystemen.

Voor de opdrachtgever(s) moet daarnaast duidelijk zijn welke motieven er bestaan voor het feit dat deze functies niet in één model zijn 'of kunnen worden verenigd en waarvoor ontwikkeling van afzonderlijke modellen wenselijk is. Afbakening van het modelgebruik naar geschiktheid voor specifieke beleidsvragen kan wellicht op termijn resulteren in specialisatie van de afzonderlijke modellijnen of integratie van modellijnen.

Tabel 2. Globale specificatie van de door SMART/MOVE en DEMNAT beschouwde modelgebieden. Getracht moet worden om bij overlap in beleidsfunctie (zie •) aan te geven onder welke condities welk model het beste toegepast kan (zie tekst). [1] De natte natuur wordt beschreven op basis van 14 terrestrische ecotoopgroepen (K21, K22, K23, K27, K28, bK20, bK40, K41, K42, H22, H27, H28 ,H42 en H47, zie ook tabel 1) en 4 aquatische ecotoopgroepen (A12, A17, A18 en bA10).

	DEMNAT	SMART/MOVE
Beleidsthema	Beleidsevaluatie/verkenning van verdroging op nationale en provinciale schaal	Beleidsevaluatie/verkenning van verdroging, verzuring en vermesting op nationale en provinciale schaal
verdroging	•	•
verzuring		•
vermesting		• (vermesting door atm.depositie)
Ingrepen	Waterhuishoudkundige ingrepen	Atmosferische depositie en waterhuishoudkundige ingrepen
grondwaterstandsverandering	•	•
kwelverandering	•	•
waterpeilverandering	•	• (nog geen bijbehorende gebiedsschematisatie)
atmosferische depositie		•
inbreng systeemvreemd water	•	
Scenario's	Herstel en degeneratie-scenario's	Herstel en degeneratie-scenario's
herstel	• (niet eigenlijke doel)	•
degeneratie	•	•
Tijdsschaal	Huidige situatie en situatie over ca. 20 jaar	Dynamische modellering
huidige situatie	•	•
toekomstige situatie	• (situatie over ca. 20 jaar)	• (meestal situatie na ca. 20 en 50 jr).
Ruimtelijke schaal	Nationaal en regionaal	Nationaal en regionaal
nationaal	• (zie ook modelgebied)	• (zie ook modelgebied)
regionaal	•	•
Modelgebied	Kilometerhokken met 'natte natuur'[1] (ruim 25000 kilometerhokken)	Kilometerhokken in natuurgebieden (ruim 7300 kilometerhokken)
natuurterreinen	• (overlap van ca. 5300 hokken)	• (overlap van ca. 5300 hokken)
gebieden met natuur buiten natuurterreinen	•	
Natuur	14 natte en vochtige terrestrische ecotoop-groepen en 4 aquatische ecotoopgroepen	ruim 900 plantensoorten (en daaruit samen te stellen groepen)
'natte natuur'	•	• (ook informatie over andere natte, vochtige en aquatische ecotoopgroepen)
natuur anders dan 'natte natuur'		•
Natuurwaardering	Natuurwaardering o.b.v. zeldzaamheid en soortenrijk-dom van ecotoopgroepen	- (Wel uitspraken over natuurdoeltypen, soortenrijkdom en doelsoorten mogelijk)

6.1.1 Actiepunten specifiek t.b.v. modelverbetering SMART/MOVE

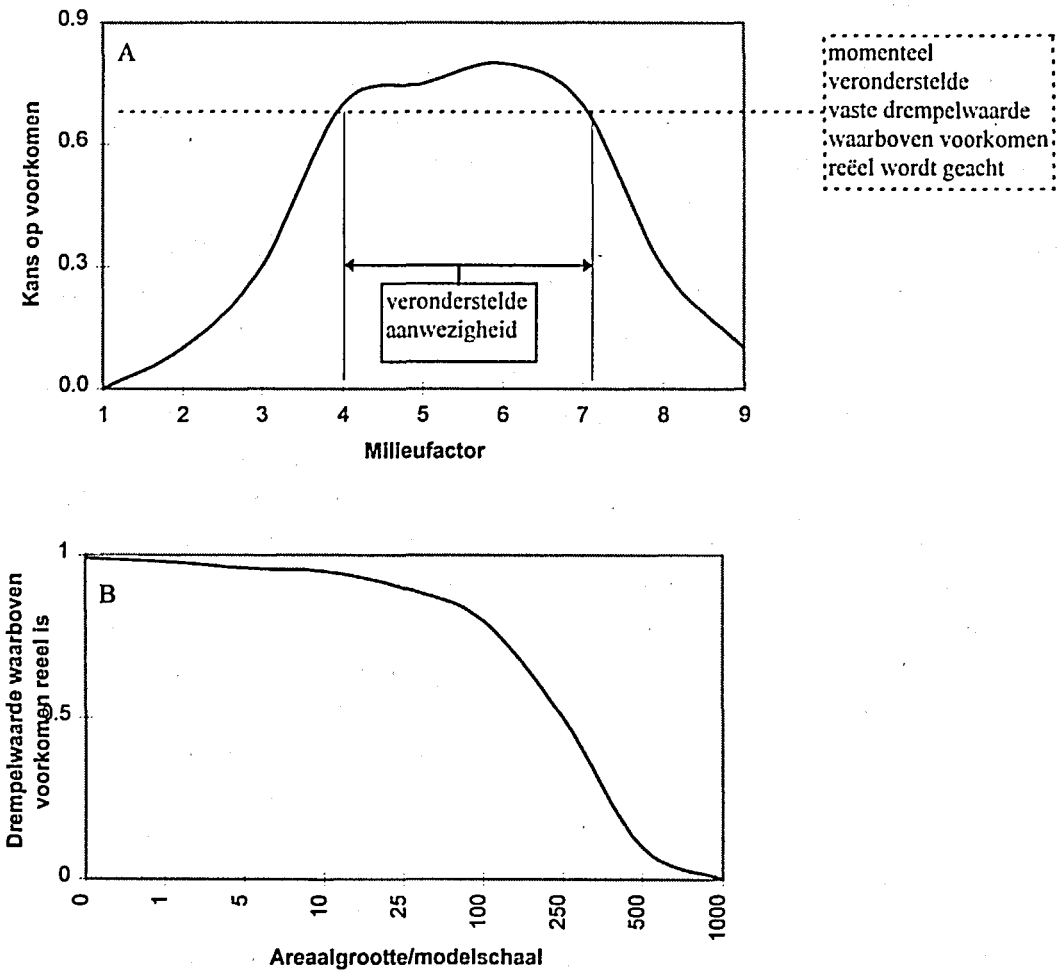
In deze paragraaf worden een aantal actiepunten ten behoeve van verbetering van de SMART/MOVE-lijn behandeld. Deze lijst van actiepunten hebben hoofdzakelijk betrekking op de oplossing van knelpunten gesignaleerd in de modelvergelijking. Daarmee is de lijst niet uitputtend en veelal beperkt tot die onderdelen die daadwerkelijk in de modelvergelijking zijn betrokken. Als zodanig worden geen suggesties aangedragen voor acties ten behoeve van veranderingen op bijvoorbeeld het niveau van natuurwaardering en de onderliggende hydrologische en depositiemodellering. Andere openstaande acties ten behoeve van modelverbeteringen zijn te vinden in de rapporten van de verschillende modellijnen. Belangrijke uitbreidingen/verbeteringen in

SMART/MOVE ten aanzien van de modellering van bodem, beheer, versnippering, verspreiding en natuurwaarde zijn opgenomen in Latour et al., 1997.

- Controle en correctie van kansfuncties van individuele soorten met oorspronkelijke Ellenberg-indicatie waarden, opdat onrealistische kansfuncties (zie ook Runhaar et al., 1994; Van Hinsberg, 1997) aangepast c.q. vervangen kunnen worden en biotische modellering kan verbeteren. Daarbij kan gebruik gemaakt worden van kalibratiemethoden waarmee verschuivingen door middeling van Ellenberg-waarden aan de uiteinden van de milieu-assen voorkomen kunnen worden.

- Aanpassing van de verbanden die gebruikt worden voor koppeling van de gemiddelde Ellenberg-indicatie waarden aan gemeten abiotische condities opdat geconstateerde knelpunten worden opgelost (zie ook Van Hinsberg, 1997). Daarbij (1) voorkomen dat voor soorten met een Ellenberg-waarden lager dan 3 voor voedselrijkdom, optimale stikstofbeschikbaarheden worden berekend lager dan 0, (2) bij de relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de gemiddelde Ellenberg-waarden voor vocht uitgaan van realistischere niet-lineaire regressievergelijkingen (zie ook Ertsen, 1996), (3) de opgestelde regressievergelijkingen alleen toepassen binnen de range waarbinnen deze geldig worden geacht, en (4) bij niet-lineaire verbanden tussen de Ellenberg-waarden en de abiotische factoren ook bij berekening van de gemiddelde Ellenberg-waarde van de standplaats hiermee rekening houden (in dergelijke gevallen niet simpel weg de gemiddelde Ellenberg waarde van een standplaats berekenen).

- Verschil tussen de schaal waarop de kansfuncties van soorten is bepaald en de schaal waarvoor de kansfuncties worden gebruikt opheffen, zodat de informatie in de kansfuncties zo goed mogelijk aansluit bij het schaalniveau van het model (zie ook Van Hinsberg, 1997 en volgend punt).



Figuur 11. Momenteel wordt in SMART/MOVE uitgegaan van drempelwaarden waarmee continue kansfuncties van voorkomen worden omgezet in presentiecurves (figuur A). Boven deze waarde wordt presentie aannemelijk geacht daaronder wordt presentie niet aannemelijk geacht. Hiervoor worden op het ogenblik vaste waarden voor gebruikt die niet afhangen van de specifieke beschouwde soort, hetgeen geen realistische aanname is. Deze waarde is bovendien willekeurig geparametriseerd. Beter zou zijn om de drempelwaarde per soort de bepalen. Dit kan gebeuren om per soort de SMART/MOVE voorspellingen met behulp van deze waarde te fitten op bekende verspreidingsgegevens. Logischer nog zou zijn om de drempelwaarde daarbij afhankelijk te stellen van de beschouwde modelschaal. Immers hoe groter het areaal, hoe groter de kans op voorkomen daarin en dus hoe kleiner de drempelwaarde zal zijn (figuur B).

• Toetsing van de modellering van de voorspelde huidige verspreidingspatronen van afzonderlijke soorten op basis van bijvoorbeeld FLORBASE-gegevens. Hierbij kan tevens het niveau waarbij een soort aanwezig wordt geacht (c.q. drempelwaarde waarbij de kans op voorkomen hoog genoeg wordt geacht om presentie aannemelijk te maken) worden afgeleid (zie ook Van Hinsberg, 1997). Nu wordt onterecht aangenomen dat voor elke soort eenzelfde drempelwaarde reëel is. De aangenomen waarde is bovendien vrijwel geheel willekeurig. Met behulp van relaties tussen de schaalgrootte van het

beschouwde areaal en deze drempelwaarde kan tegelijkertijd ook het vorige knelpunt worden opgeheven (zie figuur 11).

• Controle en correctie van de abiotische modelvoorspelling voor pH en stikstofbeschikbaarheid op basis van (recente) veldmetingen/ literatuurgegevens. Validatie heeft zich tot nu toe voornamelijk beperkt tot loofbossen.

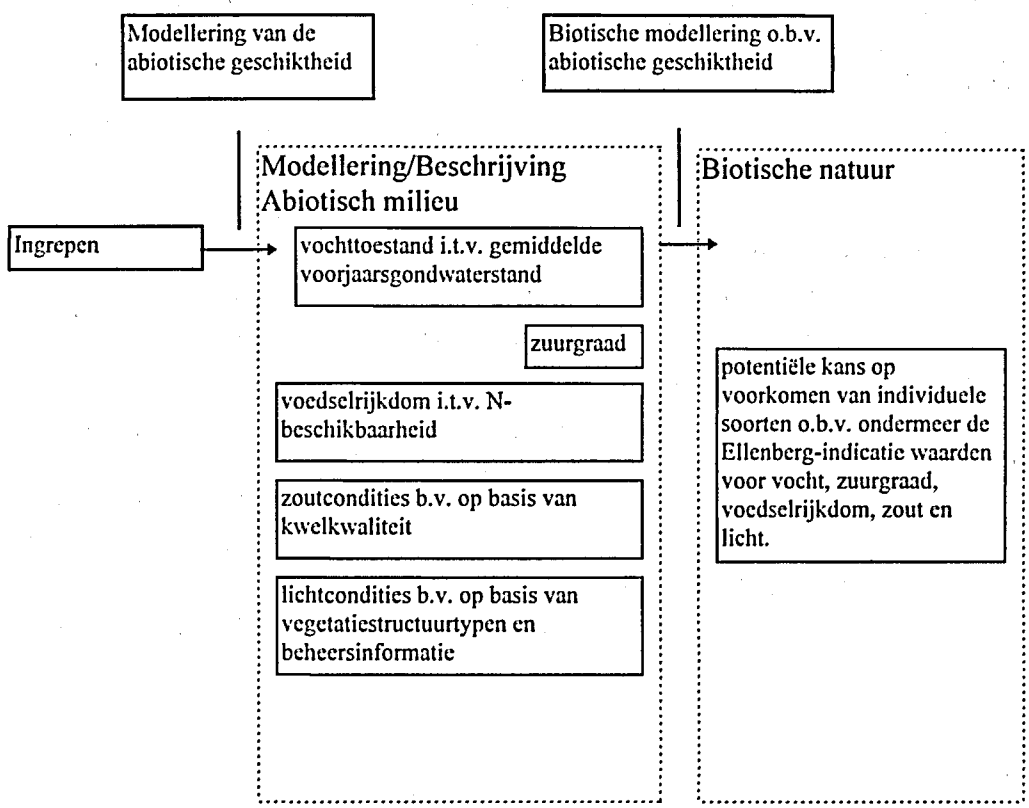
• Controle van gesimuleerde stikstofstromen in de verschillende modelcompartimenten (met name controle van de stikstofhoeveelheid in de bovengrondse vegetatie, de wortels, de humuslaag en de rest van de bodem), opdat ondermeer gecontroleerd wordt waarom er momenteel bij lage depositie en het niet bemesten geen verschraling berekend wordt en stikstofbeschikbaarheid blijft toenemen. Mogelijk biedt hiervoor herschaling van de verliescomponent door maaien en/of uitspoeling een oplossing. Daarnaast zou ook de omvang van beschikbaarheid aangepast moeten worden opdat beter beschreven wordt welk deel van de aanwezige stikstof in de bodem daadwerkelijk beschikbaar is voor plantengroei. Voor veel plantensoorten zal de bewortelingsdiepte beperkt zijn tot slechts enkele decimeters waardoor de werkelijk beschikbare stikstofhoeveelheid ook beperkt zal zijn. Daarnaast zal gecontroleerd dienen te worden waarom, ondanks reductiefuncties voor ondiepe grondwaterstanden, in oude vegetatie-bodem combinaties geen remming van de mineralisatie lijkt op te treden (zie ook Van Hinsberg, 1997). Mogelijk is het ook noodzakelijk om voor sommige situaties de modellering van de voedselrijkdom van de standplaats buiten stikstofbeschikbaarheid ook te baseren op andere elementen zoals bijvoorbeeld kalium of fosfor.

• Verbetering en verfijning van de huidige grondwaterstandenkaart, opdat anders dan nu, in de huidige abiotische situatie meer dan 5 voorjaarsgrondwaterstanden voorkomen (zie ook Van Hinsberg, 1997). Mogelijk kan dit deels gebeuren op basis van recente peilbuisgegevens. Anderzijds zou een dergelijke kaart bijvoorbeeld deels afgeleid kunnen worden op basis van vegetatiekaarten van 'grondwaterstand-indicerende' plantensoorten (zie ook later).

• Voorspelling van de huidige en toekomstige vegetatie door SMART/MOVE zal niet alleen verbeteren door verbeterde abiotische modellering, maar ook door uitbreiding van de modellering met andere standplaatsfactoren. Immers in het bestaande modelconcept kan de vegetatie alleen goed voorspeld worden als de abiotische geschiktheid van een milieu zo volledig mogelijk in kaart wordt gebracht. Het is met name belangrijk om aandacht te schenken aan de modellering van standplaatsfactoren zout en lichtcondities (zie figuur 12). De biotische modellering op basis van deze factoren kan geheel analoog aan het huidige modelconcept plaatsvinden (c.q. met hulp van de Ellenberg-waarden voor zout en licht en maaigetal, zie ook Oosterbeek et al., in prep.). Het Chloride-gehalte in de bodem kan daarbij wellicht worden opgenomen in de procesmatige bodemmodellering.

De lichtcondities zouden daarbij geparametriseerd kunnen worden voor vegetatiestructuurtypen zoals momenteel al in het model gebruikt worden.

• Naast modellering van de abiotische geschiktheid zou tevens meer aandacht geschonken moeten worden aan de modellering van de biotische bereikbaarheid en/of biologische geschiktheid, hetgeen echter een grotere investering vergt ten behoeve van modelontwikkeling (zie ook paragraaf 6.1.3 en 6.3.2).



Figuur 12. Momenteel wordt in SMART/MOVE de abiotische geschiktheid voor voorkomen van individuele plantensoorten bepaald op basis van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), de zuurgraad van het bodemvocht en de stikstofbeschikbaarheid. Wenselijk is om deze beschrijving van het abiotisch milieu uit te breiden met de standplaatsfactoren zoutconditie en lichtconditie.

• Fijnschaligere modellering van de abiotische heterogeniteit (en dus met name de abiotische gebiedsschematisatie) noodzakelijk. Middeling van abiotische standplaatscondities op 250x250 meter-schaal naar 1x1 kilometerhokken, bij de koppeling van de modellen SMART en MOVE, resulteert momenteel in een sterke verslechtering van de modelvoorspellingen. Beter is om de abiotische heterogeniteit op het niveau van 250x250 meterhokken binnen de kilometerhokken mee te nemen. Daarnaast is het wellicht noodzakelijk om voor sommige situaties (b.v. in de duinen) ook heterogeniteit binnen 250x250 meter-hokken te modelleren.

Door toetsing van de modelresultaten dient vervolgens onderzocht te worden voor welke situaties (c.q. ingrepen en natuur) modellering op 250x250meter-schaal resulteert in

realistische modeluitspraken en aansluit bij de beoogde (beleids)doelstellingen van het model.

- De toestand van de terrestrische natuur wordt momenteel in SMART/MOVE veelal uitgedrukt in termen van percentages van het aantal plantensoorten van een natuurdoeltype dat op een bepaalde lokatie kan voorkomen. Bij toepassing van bovenstaande maat in SMART/MOVE moet gerealiseerd worden dat veelal niet alle individuele plantensoorten van één natuurdoeltype daadwerkelijk naast elkaar kunnen voorkomen, aangezien natuurdoeltypen veelal bestaan uit een combinatie van verschillende ecologische soortengroepen. Het percentage plantensoorten van een bepaald natuurdoeltype dat op een bepaalde lokatie zou kunnen voorkomen, zou dan ook veel beter berekend kunnen worden ten opzichte van het aantal plantensoorten dat in de praktijk wel binnen één lokatie aangetroffen zou kunnen worden.

  Daarnaast moet gerealiseerd worden dat niet alle individuele plantensoorten binnen een natuurdoeltype een even grote kenmerkende waarde hebben voor dat natuurdoeltype. Veranderingen in meer kenmerkende plantensoorten zou dan ook, in tegenstelling tot nu, op een sterkere wijze de toestand van dat natuurdoeltype moeten beïnvloeden dan veranderingen in minder kenmerkende plantensoorten. Zoals blijkt uit deze studie kunnen effecten in ecotoopgroepen berekend op basis van zowel het totaal aantal aanwezige soorten als de aanwezige kwaliteitsscore van de meer kenmerkende plantensoorten, nogal verschillen. Aannemelijk is dat dit ook geldt voor het beschrijven van de toestand van natuurdoeltypen, hetgeen zou betekenen dat momenteel de toestand van de natuurdoeltype niet goed ingeschat kan worden. Beter lijkt het dan ook om voor bepaling van de toestand van natuurdoeltypen rekening te houden met de kenmerkende waarde van de individuele plantensoorten.

6.1.2 Actiepunten specifiek t.b.v. modelverbetering DEMNAT

In deze paragraaf wordt voornamelijk ingegaan op verbeteringen van de concrete knelpunten die geconstateerd zijn bij de gemaakte modelvergelijking. De lijst is mede hierdoor veelal beperkt tot die onderdelen die daadwerkelijk in de modelvergelijking zijn betrokken. Zo worden niet of nauwelijks suggesties gedaan over modelontwikkeling op het gebied van bijvoorbeeld de modelinvoer en de natuurwaardering, hoewel ook deze fasen in de modellering natuurlijk mede bepalend zijn voor het uiteindelijke modelgedrag. Voor informatie over ontwikkeling op met name deze terreinen wordt hier verwezen naar de verschillende DEMNAT-rapporten en naar de rapporten 'Toekomstsverkenningen DEMNAT' (Runhaar en Witte, 1997) en 'Voorstel voor verdere ontwikkeling van DEMNAT'(Van Ek, 1997).

• Controle en correctie van basale biotische responsfuncties voor de verschillende indicerende soortengroepen, opdat responsfuncties worden verkregen die aansluiten bij empirische onderzoeksgegevens (zie ook Van Hinsberg, 1997). Daarbij (1) zoveel mogelijk gebruik maken van niet-strikt-symetrische sigmoïde regressievergelijkingen, (2) de responsefuncties die gebruikt worden voor voorspellingen over bepaalde soortengroepen zoveel mogelijk daadwerkelijk direct afleiden van diezelfde soortengroepen (of andersom), en (3) zoveel mogelijk de responsfuncties die de afname vanuit een optimale beginsituatie voorspellen daadwerkelijk opstellen aan de hand van gegevens die de afname uit dergelijke situatie beschrijven.

• Gebruik maken van kalibratiemethoden waarmee verschuivingen door het gebruik van relatieve presentie- en abundantiegegevens aan de uiteinden van de milieu-assen (zie ook Van Hinsberg, 1997) voorkomen kunnen worden.

• Ten behoeve van de controleerbaarheid, toetsbaarheid en ontwikkeling de abiotische modellering en de biotische modellering zoveel mogelijk scheiden en gebruikte vuistregels zoveel mogelijk rekenkundig formuleren en documenteren. Bij het toepassen in de uiteindelijke effectmodellering kunnen de twee modelleringsfasen desgewenst weer worden samengevoegd.

• Transformatie van dosis-effect relaties voor grondwaterstanden niet baseren op voor alle gronden en voor alle vochtige ecotoopgroepen gelijke optimale grondwaterstanden, hiertoe kan gebruikt gemaakt worden van beschikbare onderzoeksgegevens (Runhaar, 1989a, b, zie ook Van Hinsberg, 1997). Transformatie van dosis-effect relaties voor eutrofiërende effecten van grondwaterstandsdaling toepassen op gehele functie in plaats van alleen delen van deze functie (zie ook Van Hinsberg, 1997).

• Verbetering van de abiotische responsfuncties tussen grondwaterstand en pH door het berekenen van één specifieke responsfunctie per combinatie van ecotoopgroep en

bodemgroep. De responsfunctie kan geheel analoog als nu worden berekend, maar dan op basis van alleen informatie over de optimale zuurgraad van de beschouwde ecotoopgroep in plaats van op basis van informatie over de optima van de in deze ecotoopgroep aanwezige indicerende soortengroepen.

- Onderzoek naar methoden om bij het gebruik van vaste dosis-effect relaties abiotische processen zoveel mogelijk in onderlinge samenhang te beschouwen. Mogelijk door de abiotische en biotische modellering geheel in DEMNAT te laten plaatsvinden in plaats van in een aparte module (zie ook opmerkingen in Klijn et al., 1997). Mogelijk zouden daarbij de abiotische en/of hydrologische toestandscondities in de uitgangssituatie veel directer dan nu afgeleid kunnen worden uit de voorspelde volledigheid van de aanwezige ecotoopgroepen (zie ook volgend punt).

- Door DEMNAT wordt na grondwaterstandsdaling per definitie altijd een afname van de volledigheid berekend, terwijl mag worden aangenomen dat het aantal soorten indicerend voor drogere c.q. niet-natte milieus zal toenemen. Zo zal na verdroging van een nat milieu de volledigheid van ecotoopgroepen van vochtige/niet-natte milieus toenemen. Daarnaast zal een toename van het aantal soorten indicerend voor zuurdere milieus en voedselrijkere milieus toenemen. Na grondwaterstandsstijging wordt door DEMNAT per definitie altijd een toename voorspeld, hetgeen ook niet altijd reëel is. Betrekking van de actuele abiotische/hydrologische condities bij de modellering is (mits voldoende betrouwbaar) nodig om de effecten op de vegetatie beter te kunnen beschrijven. Met een ander modelconcept zou de uitgangssituatie wellicht bepaald kunnen worden op grond van informatie over de grondwatertrap, satellietbeelden, bodemkaarten e.d. (zie ook Runhaar en Witte, 1996).

Daarnaast zou binnen het huidige modelconcept met behulp van globale informatie aangegeven kunnen worden of in een bepaalde situatie, als gevolg van een bepaalde dosis, een toename of juist een afname van een soortengroep te verwachten is. Momenteel wordt bijvoorbeeld al onder andere bij de effectberekeningen van kwelveranderingen gebruik gemaakt van zowel abiotische (kwelflux voor de ingreep) als biotische informatie over de uitgangssituatie. Dergelijke globale informatie over de uitgangssituatie zou ook bij andere dosisvariabelen afgeleid kunnen worden door bodemchemische/ hydrologische modellen en/of gegevens. Anderzijds zou globale informatie over de actuele situatie afgeleid kunnen worden uit gegevens over de vegetatie. Momenteel wordt veelal alleen de mate van volledigheid van een ecotoopgroep gebruikt om informatie over de abiotische en/of hydrologische toestandsconditie te bepalen (zie ook Van Hinsberg, 1997). Maar ook de samenstelling van de aanwezige ecotoopgroep bevat informatie over de aldaar heersende milieucondities. Zo kan uit het feit dat op een bepaalde plaats de volledigheid van bijvoorbeeld een ecotoopgroep van vochtige milieus gering is, geheel analoog aan nu, worden afgeleid dat de heersende abiotische milieufactoren niet optimaal zijn voor het voorkomen van deze soortengroep. Maar uit het feit dat bijvoorbeeld in deze situatie nog wel de soorten indicerend voor nattere

omstandigheden aanwezig zijn terwijl soorten van drogere omstandigheden niet aanwezig zijn, zou afgeleid kunnen worden dat de uitgangssituatie relatief te nat is voor het optimaal voorkomen van deze soortengroep. Op basis van dergelijke informatie zou dan, anders dan nu in dergelijke situaties, redelijkerwijs aangenomen kunnen worden dat grondwaterstandsdaling zal resulteren in een toename (i.p.v. in een afname) van de volledigheid. Mogelijk kan informatie over de soortensamenstelling zelfs een indicatie geven van de waarde van verschillende milieufactoren (zie ook opmerkingen bij het vorige punt), hiervoor is het echter wel noodzakelijk dat de gebruikte vegetatiegegevens afkomstig zijn uit abiotisch homogene situaties. Met floristische gegevens op het niveau van kilometerhokken lijkt het, gezien de daarin aanwezige abiotische heterogeniteit, echter niet realistisch om een precieze waarde voor een milieufactor af te leiden.

• Afstemming van de definitie van volledigheid in de actuele conditie en de volledigheid zoals gebruikt in de dosis-effect relaties. Ten behoeve van verbetering van de interne consistentie is het beter om de dosis-effect relaties te baseren op verandering in de volledigheid berekend op basis van de indicatiescores van de kenmerkende, of om de actuele vegetatie-samenstelling te baseren op de volledigheid zoals gedefinieerd in GEVOEL2.1. Gezien o.a. de wenselijkheid van gebruik van de indicatiescores voor het afleiden van de actuele vegetatie (zie ook Witte en Van der Meijden, 1995) lijkt aanpassing van de dosis-effect relaties het meest reëel. Daarbij moet gerealiseerd worden dat aanpassingen noodzakelijk zijn omdat, de verhouding tussen de relatieve gevoeligheden van ecotoopgroepen voor bijvoorbeeld grondwaterstandsveranderingen sterk afhangt van de manier waarop de volledigheden in de dosis-effect relaties berekend zijn.

• Controle van de berekende huidige volledigheden van ecotoopgroepen (afgeleid uit waarnemingen van afzonderlijke plantensoorten in FLORBASE) met veldgegevens over volledigheden van ecotoopgroepen. Dit is van belang omdat uit de gegevens van FLORBASE niet zonder meer duidelijk is of de in een kilometercel waargenomen plantensoorten die ingedeeld zijn bij een bepaalde ecotoopgroep, binnen die kilometercel ook daadwerkelijk als één groep naast elkaar voorkomen. Daarnaast is het van belang de toetsing van de dosis-effect relaties voor grondwaterstandsveranderingen uit DEMNAT-2.1 uit te breiden (zie ook Van der Linden et al., 1992).

• Toetsing en onderbouwing van de hystersisfactoren voor herstel. Gezien de grote invloed van hysteresisfactoren op de modelvoorspellingen (zie paragraaf 4.4 en Arts et al., 1996), is toetsing en onderbouwing noodzakelijk (zie ook volgende actiepunten).

6.1.3 Gezamenlijke actiepunten t.b.v. modelverbetering

• Monitoring van effecten na hydrologische maatregelen zouden geïntensiveerd moeten worden, opdat veranderingen in de vegetatie beter beschreven worden en gegevens voor

de noodzakelijke toetsing van modelvoorspellingen beschikbaar komen (zie ook Baalen et al., 1997).

- Juist door het ontbreken van voldoende betrouwbare veldgegevens zou toetsing van modeluitkomsten op basis van modelvergelijkingen geïntensiveerd moeten worden. Aangezien met behulp van dergelijke analyses op relatief snelle wijze eventuele fouten en knelpunten in de modellering opgespoord kunnen worden. Specifiek onderzoek ten behoeve van de oplossing van de daarbij geconstateerde knelpunten kan dan veel efficiënter worden opgezet. Bij de toekomstige modelvergelijkingen zou de aandacht met name moeten uitgaan naar nu nog grotendeels onderbelicht gebleven modelonderdelen, zoals de abiotische en biotische gebiedsschematisatie, de natuurwaardering en effectberekeningen bij kwelveranderingen.

- (Literatuur)studie naar de relaties tussen de grondwaterstand en de stikstofbeschikbaarheid/stikstofmineralisatie is noodzakelijk om de grote verschillen tussen SMART/MOVE en DEMNAT op dit punt te toetsen en weg te nemen (zie ook Van Hinsberg, 1997). Betere parametrisatie van de onderliggende abiotische responsfuncties zal ten goede komen aan de betrouwbaarheid van beide modellen en tegelijkertijd de onderlinge inconsistentie voor een belangrijk deel wegnemen.

- (Literatuur)studie naar de omvang van directe verzurende effecten (c.q. los van effecten veroorzaakt door kwelveranderingen) van grondwaterstandsdaling als gevolg van toegenomen oxydatie processen is noodzakelijk, aangezien deze door beide modellen geheel verschillend worden ingeschat. Ook op dit punt zal door onderbouwing en correctie van de modelparameters en dosis-effect relaties, onderlinge modelconsistentie toenemen.

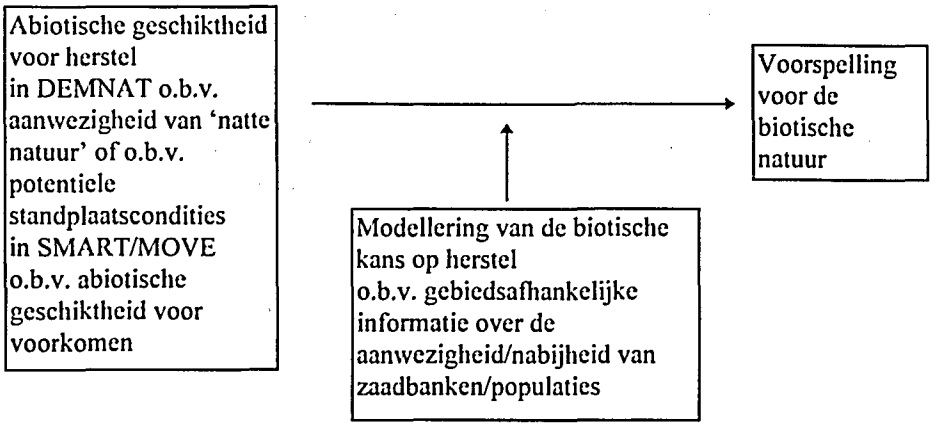
- Herstel wordt in beide modellen niet realistisch gemodelleerd. De dosis-effect relaties uit DEMNAT zijn bijvoorbeeld niet geschikt voor het maken van effect berekeningen van extremen vernattingsscenario's, aangezien bij vernatting de volledigheid zal blijven toenemen bij toenemende grondwaterstandsstijging. Momenteel kan daarnaast alleen herstel berekend worden wanneer al in enige mate 'natte natuur' aanwezig is. Herstel bij vernatting wordt daarbij momenteel berekend met inverse dosis-effect relaties voor verdroging. De in de dosis effect relaties gebruikte abiotische responsefuncties tussen grondwaterstand en voedselrijkdom en zuurgraad zouden echter veelal anders moeten zijn dan de abiotische responsefuncties voor vernatting. Zo zal na vernatting de zuurgraad bij ondiepe grondwaterstanden ondermeer bepaald worden door het grondwater. Bij afleiding van de dosis effect relaties voor verdroging is de zuurgraad bij ondiepe grondwaterstanden afgeleid van de aanwezige vegetatie. Bij invers gebruik van de dosis effect relaties voor verdroging wordt eigenlijk verondersteld dat stijging van de grondwaterstand in momenteel te droge uitgangssituaties tegelijkertijd ook altijd zal

resulteren in een zuurgraad die ook optimaler is voor het voorkomen van de beschouwde soortengroep.

In SMART/MOVE wordt de kans op potentieel herstel berekend, waarbij alleen rekening wordt gehouden met herstel van abiotische toestandscondities. SMART/MOVE zal daardoor de kansen op herstel relatief te positief inschatten. In werkelijkheid zal herstel namelijk minder snel verlopen, aangezien traag verlopende biologische kolonisatie- en vestigingsprocessen de kansen op herstel zullen beperken/vertragen.

Beide modellen zouden baat hebben bij een module waarmee de kans op biologisch herstel berekend zou kunnen worden. Aannemelijk is dat deze kans op herstel afhankelijk is van ondermeer de aanwezigheid van zaadbanken en de nabijheid en grootte van omringende populaties van de beschouwde soorten. Daarnaast zal de kans op herstel afhankelijk zijn van de verspreidingswijze van de beschouwde soort en van de aanwezigheid van geografische barrières. Dergelijk onderzoek wordt ook in de toekomstverkenning DEMNAT3.0 genoemd als gewenst (Runhaar en Witte, 1996).

Wenselijk is om berekening van de biologische kansen op herstel te baseren op basis van gebiedsspecifieke informatie over b.v. de aanwezigheid van zaadbanken of nabijgelegen populaties (figuur 13). Een dergelijke module kan voor SMART/MOVE gebruikt worden om naast de abiotische geschiktheid van een plek ook de biologische bereikbaarheid (c.q. kolonisatie-, vestigings-, en handhavingskansen) en geschiktheid (b.v. ten aanzien van beheer) van die plek te modelleren. Voor DEMNAT kan een dergelijke module, binnen het huidige modelconcept, gebruikt worden voor berekening van gebiedsafhankelijke hysteresisfactoren. Informatie die hiervoor nodig is zou deels onttrokken kunnen worden aan recente en/of oude verspreidingsgegevens zoals b.v. de FLORBASE bestanden. Hiermee zou respectievelijk de nabijheid van populaties en (in combinatie met literatuurgegevens over de soortsspecifieke potenties voor het vormen van zaadbanken) de aanwezigheid van zaadbanken afgeleid kunnen worden.



Figuur 13. Momenteel wordt in SMART/MOVE en DEMNAT herstel van de biotiek voornamelijk gebaseerd op abiotische geschiktheid van een standplaats. Deze geschiktheid wordt in SMART/MOVE berekend op basis van kansfuncties van voorkomen. In DEMNAT wordt de geschiktheid voornamelijk bepaald op basis van de huidige aanwezigheid van 'natte natuur' (zie tekst). Reëler is om naast abiotische geschiktheid ook de biotische kans op herstel te berekenen in afhankelijkheid van bijvoorbeeld de nabijheid van omringende populaties.

• Studie naar de geschiktheid van uitvoer van hydrologische modellen voor zinvolle ecohydrologische effectmodellering. Aandacht moet daarbij uitgaan naar de betekenis van hydrologische uitvoer voor ecologischemodellen zoals SMART/MOVE en DEMNAT. Knelpunten zijn hierbij de resolutieverschillen tussen hydrologische en ecologische modellen en de in deze modellen beschouwde bodem-specificiteit van de gevoeligheid voor hydrologische ingrepen. Onderzocht zal moeten worden welke hydrologische modellen (zoals b.v. NAGROM/MOZART/MONA en LGM) en welke hydrologische uitvoer het meest geschikt is voor ecologische effectmodellering op standplaatsniveau. Gecontroleerd zou moeten worden of effectberekeningen voor grondwaterstandsveranderingen naast op de GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand) ook op andere grondwaterkarakteristieken gebaseerd zou kunnen worden, zoals de GLG en/of GHG (resp. de gemiddelde laagste en hoogste grondwaterstand) en/of inundatieduur. Hierdoor zou de ecologisch relevante hydrologische toestand wellicht beter beschreven kunnen worden en zou tevens onderscheid gemaakt kunnen worden tussen permanente en fluctuerende hydrologische systemen. Daarnaast moet duidelijk worden in welke mate dubbeltelling van (variatie in) bodemgevoeligheid een probleem is bij het gebruik van de huidige hydrologische modeluitvoer in de ecologische modellen (zie ook Van Hinsberg, 1997).

• Naast bovenstaande actiepunten t.b.v. gezamenlijke modelverbetering wordt hier gewezen op de door Wiertz en Van Ek (1996) voorgestelde verbeteringen van aan met name de invoerkant (zoals de ontwikkeling, verbetering en/of actualisering van digitale natuurgebiedenkaarten, kwantitatieve kwelkaarten voor met name West- en Zuid-Holland, Gt-kaarten en kalibratie/ijkingbestanden.

6.2 Modelverbetering door koppeling van modelonderdelen

Naast de mogelijkheid om de modellijnen gescheiden verder te ontwikkelen bestaat de mogelijkheid om modellen en/of modelonderdelen te koppelen en meer in onderlinge samenhang verder te ontwikkelen. Hierbij kan gedacht worden aan een modelschil waarbij afhankelijk van de beschouwde vraag, ingreep, modelschaal en soortengroep koppeling van specifieke modelonderdelen wordt gerealiseerd (zie ook voorstellen van Wiertz en Van Ek, 1996). Een dergelijke ontwikkeling heeft vele voordelen.

- Onderzoek en modelontwikkeling zal meer op elkaar afgestemd worden, aangezien knelpunten en kennislacunes beter overzien kunnen worden.

- Invoergegevens die nu gebruikt worden door één van beide modellijnen zullen beschikbaar komen voor beide modellen. Tevens kan hierdoor het databeheer verbeterd worden, waardoor efficiëntere controle van invoergegevens mogelijk wordt.

- Vergelijking van modelvoorspellingen zal efficiënter worden, zodat noodzakelijke controle en toetsing van model in- en uitvoer (ter voorkoming van fouten) geïntensiveerd kan worden.

- De onderlinge modelconsistentie zal verbeteren, doordat fouten eerder opgemerkt zullen worden en doordat uitgegaan kan worden van identieke invoergegevens. Tevens zullen door samenwerking op het gebied van onderzoek de geconstateerde knelpunten en kennislacunes sneller worden aangepakt. Hetgeen ook de onderlinge consistentie van de modelonderdelen ten goede zal komen.

- De gekoppelde modelonderdelen zullen een meerwaarde hebben boven de afzonderlijke modellen, aangezien modelfuncties (zie tabel 2) en invoergegevens gekombineerd kunnen worden afhankelijk van de beschouwde vraag, ingreep, modelschaal en soortengroep.

Naast deze voordelen zijn er echter ook een aantal (mogelijke) knelpunten aanwijsbaar.

- Beheer en gebruik van gegevens en modelonderdelen zal goed geregeld moeten worden. Wenselijk lijkt om het versiebeheer en het ontwikkelingsbeheer van de afzonderlijke modulen neer te leggen bij de modelontwikkelaars. Hierdoor zal ontwikkeling van afzonderlijke modulen zo weinig mogelijk gehinderd worden. Technische rapportage

over de specifieke modulen zal ook moeten gebeuren door de modelontwikkelaars. Daarbij moet veel aandacht geschonken worden aan de beschrijving van de gemaakte modelaannamen, de vereiste module-invoer (en de precieze beschrijving hiervan) en de verkregen module-uitvoer. Zonder deze informatie zouden nieuw ontwikkelde versies en/of modulen niet in de model constellatie worden opgenomen.
Momenteel worden nieuwe gegevens en/of modulen soms al toegepast zonder dat daarvoor duidelijke beschrijvingen zijn opgesteld, hetgeen kan resulteren in foutief gebruik.

De gehele modelconstellatie zou centraal beheerd en/of gebruikt moeten worden, waarbij met name de betrouwbaarheid van de koppeling van verschillende modulen bewaakt zal moeten worden. Hier zal tevens aandacht geschonken moeten worden aan de databeheer (toestemming voor gegevensgebruik e.d.) en licenties voor modelgebruik.

- Aannemelijk is dat, zeker gezien de tekortkomingen van de huidige modellen/modulen, ontwikkeling van de modulen snel verlopen. Het lijkt daarom zinvol om grip te houden op het aantal modelversies dat in gebruik is, zodat het aantal licenties voor modelgebruik beperkt moeten blijven (zeker in de eerste tijd). Ten behoeve van de modelontwikkeling zou de constellatie zoveel mogelijk beschikbaar moeten zijn voor alle betrokken modelontwikkelaars.

- Koppeling van modelonderdelen zal een aanzienlijke inspanning vergen. Voor een zinvolle modellering is het allereerst essentieel om de al geconstateerde fouten in de modelonderdelen op te lossen (zie ook Van Hinsberg, 1997 en paragraaf 6.1). Daarnaast zal in sommige gevallen modellering meer modulair moeten worden opgezet (b.v. met aparte modulen voor abiotische modellering, biotische modellering en natuurwaardering), om koppeling tussen modelonderdelen daadwerkelijk mogelijk te maken. Daarbij zal gecontroleerd moeten worden of de toename in modulariteit niet ten koste gaat van de betrouwbaarheid van de uiteindelijke modelvoorspellingen.

- Veel aandacht zal moeten uitgaan naar de ontwikkeling van modulen die deze koppeling tussen de verschillende modelbouwstenen mogelijk maken. Dit is met name van belang omdat ook in de huidige modellijnen juist fouten worden geïntroduceerd bij dergelijke koppeling. Voorbeeld hiervan zijn bijvoorbeeld de middeling van de abiotische uitkomsten van SMART bij koppeling met MOVE en het verschil tussen de

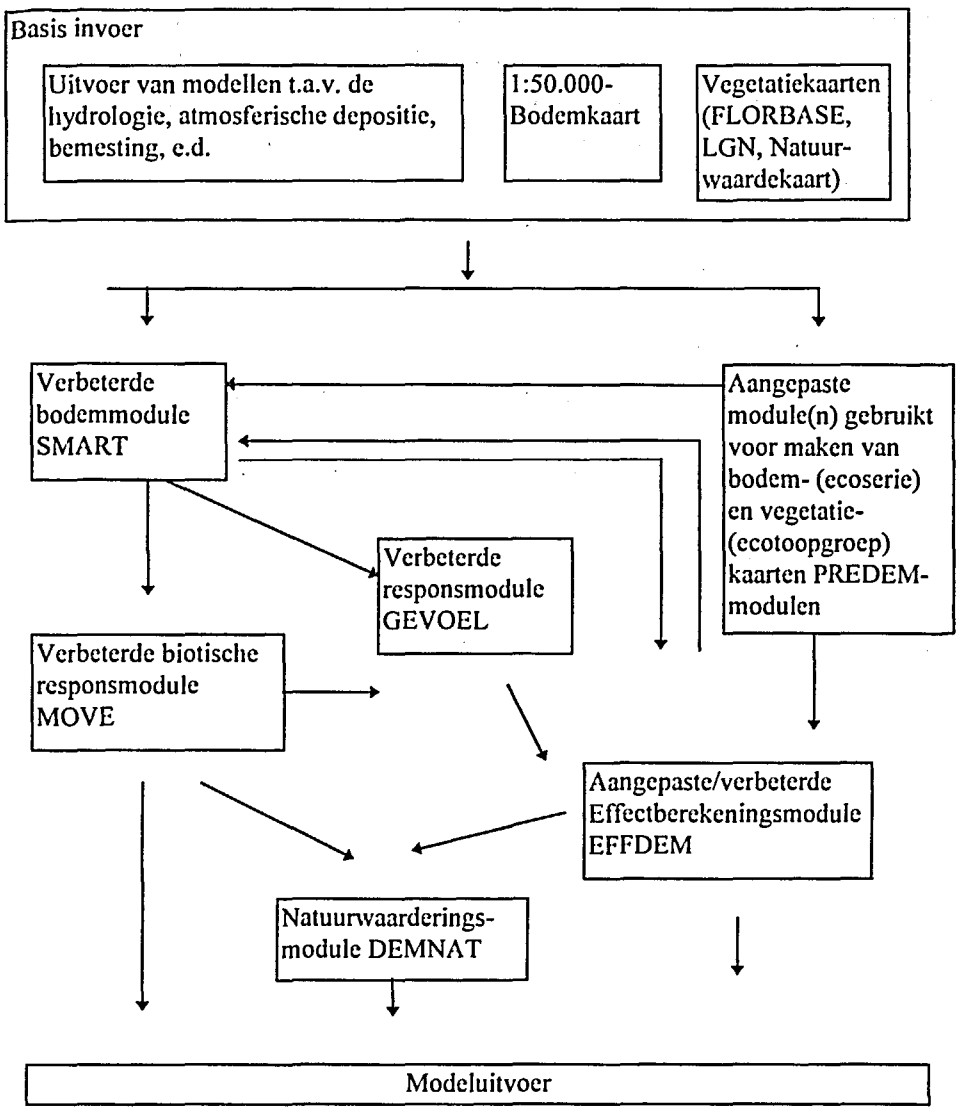
definitie van volledigheid zoals gebruikt in de biotische responsmodule GEVOEL en de rest van DEMNAT. Het gevaar bestaat dan ook door het werken met veel losse modulen nieuwe fouten worden geïntroduceerd. Daarentegen wordt het door modulaire modellering mogelijk om op vele plaatsen toetsing van deelresultaten te realiseren. Toetsing moet dan ook, meer dan nu, worden opgenomen als een essentieel onderdeel in de modelontwikkeling.

• Modulaire modelbouw kan in sommige gevallen botsen met de beoogde huidige of toekomstige modelfunctie(s). Te strikte scheiding van abiotische en biotische modellering kan bijvoorbeeld in de toekomst dynamische procesmodellering in de weg staan. Biotische en abiotische toestandscondities zullen namelijk in onderlinge samenhang gemodelleerd dienen te worden om de ecologische processen goed te kunnen beschrijven.

Met een dergelijke model constellatie kunnen verschillende wegen bewandeld worden om tot een uiteindelijke modelvoorspelling te kunnen komen, afhankelijk van de specifieke beleidsvraagstelling (figuur 14).
Allereerst kunnen natuurlijk de geheel oorspronkelijke modellijnen gebruikt worden.

• De basisinvoer kan dienen als invoer voor de bodemmodule SMART, welke weer invoer levert voor de biotische responsmodule MOVE.

• De basisinvoer kan ook dienen voor invoer voor PREDEM (een DEMNAT-module die vegetatie- en bodemkaarten combineert), welke samen met GEVOEL invoer genereert voor EFFDEM (de DEMNAT-module waarin de uiteindelijke effecten worden berekend). Uitvoer van deze module kan vervolgens gebruikt worden als invoer voor de (nu nog in EFFDEM geïntegreerde) natuurwaardering module.



Figuur 14. Modelconstellatie bestaande uit verbeterde maar bestaande modulen uit de SMART/MOVE en DEMNAT-lijn. De uiteindelijke effectberekening kan daarbij plaatsvinden door desgewenst gebruik te maken van verschillende modules (zie tekst).

Daarnaast kunnen ook allerlei verschillende wegen bewandeld worden, afhankelijk van de beschouwde beleidsvraagstelling.

- SMART/MOVE berekeningen zouden in de bovenstaande modelconstellatie, geheel analoog aan DEMNAT, primair gebaseerd kunnen worden op relatieve veranderingen in de grondwaterstand. Voor de effectmodellering zou dan geheel analoog aan nu in DEMNAT een aanname gedaan moeten worden ten aanzien van de grondwaterstand in de uitgangssituatie. Dit zou analoog aan DEMNAT ook deels gebaseerd/afgeleid kunnen worden uit vegetatiegegevens. Zo kan op basis van de aanwezigheid van een soortengroep indicatief voor natte milieus aangenomen worden dat er ondiepe

grondwaterstanden aanwezig zijn. Mogelijk kan een dergelijke benadering zinvol zijn voor die situaties waarbij modellering op basis van grondwaterstanden afgeleid van de verouderde grondwatertrappen-kaart niet resulteert in een realistische voorspelling of de natte natuur in te fijnschalige elementen voorkomt. Hierbij moet wel gerealiseerd worden dat de afleiding van de grondwaterstand in de uitgangssituatie in DEMNAT momenteel een tussentijds rekenresultaat is en geen gebruikelijke en gevalideerde modeluitvoer.

• Kaarten van de abiotische toestandsconditie zoals gegenereerd door SMART zouden gebruikt kunnen worden in de module EFFDEM om aan te geven of een bepaalde dosis al dan niet zal leiden tot een toe- of afname van de volledigheid in de begin situatie(zie ook paragraaf 6.1.2).

• De ecotoopgroepenbenadering zou desgewenst in plaats van de natuurdoeltypebenadering gebruikt kunnen worden in de SMART/MOVE-lijn. Hetgeen voor sommige beleidsvragen wenselijk kan zijn, aangezien veranderingen in ecotoopgroepen ecologisch gezien makkelijker te duiden zijn ten opzichte van veranderingen in natuurdoeltypen.

Natuurdoeltypen zijn immers veelal opgebouwd uit een bredere range van verschillende typen indicerende soorten dan ecotoopgroepen (zie Runhaar en Van 't Zelfde, 1996). Probleem daarbij is dat per definitie nooit het volledige aantal plantensoorten van een natuurdoeltype aanwezig zal kunnen zijn op homogene abiotische situatie. Daarnaast zijn relatieve volledigheidsveranderingen in natuurdoeltypen (zonder soortsafhankelijke natuurwaardering) moeilijk interpreteerbaar. Als gevolg van bepaalde milieuveranderingen zouden namelijk bepaalde plantensoorten in een natuurdoeltype kunnen toenemen terwijl ander plantensoorten van dat natuurdoeltype juist verdwijnen, zeker aangezien de natuurdoeltypen veelal bestaan uit een brede range van verschillende indicatieve soorten. Zonder natuurwaardering van deze verandering van de soortensamenstelling kan in een dergelijk geval zeer weinig worden gezegd over consequenties van de milieuveranderingen.

Veranderingen in ecotoopgroepen zijn daarentegen veel beter duidbaar aangezien deze groepen zijn samengesteld uit soorten die per definitie veel vergelijkbaarder reageren op dezelfde milieu-veranderingen. Verschuivingen in de soortensamenstelling binnen een ecotoopgroep zal dus veel minder snel de effecten op de natuur maskeren dan wanneer de natuureffecten worden uitgedrukt op basis van volledigheid van natuurdoeltypen.

- Indien wenselijk zou SMART gebruikt worden om (b.v. aanvullende) basale abiotische responsefuncties voor GEVOEL te berekenen. Waaruit met GEVOEL weer ecoserie en ecotoopgroep specifieke dosis-effect relaties berekend kunnen worden. Hierbij zou bijvoorbeeld gedacht kunnen worden aan abiotische responsfuncties voor stikstofhuishouding die specifiek geschikt zijn voor berekeningen over bossystemen of geschikt zijn voor bepaalde niveau van atmosferische stikstof-depositie. Met deze benadering kunnen modelberekeningen deels gebaseerd worden op expert-functies en deels op procesbenadering, afhankelijk van de inschatting van de mate van betrouwbaarheid van beide benaderingen.

  Geheel analoog, zou indien wenselijk MOVE gebruikt kunnen worden om (aanvullende) basale biotische responsfuncties te berekenen, waaruit GEVOEL weer ecoserie en ecotoopgroep specifieke dosis-effect relaties berekend. Met de soortsspecifieke kansfuncties uit MOVE zouden ook dosis effect relaties voor ecotoopgroepen berekend kunnen worden die anders dan nu gebaseerd zouden zijn op de volledigheid berekend op basis van soortsspecifieke informatie over de kenmerkendheid voor die ecotoopgroepen. Via deze weg zouden dosis-effect relaties berekend kunnen worden die beter aansluiten bij de volledigheidsdefinitie gebruikt bij de afleiding van de ecotoopgroepenkaarten. Ook zouden met deze benadering modelberekeningen gebaseerd kunnen worden op deels expertfuncties en procesbenadering. Bij het bovenstaande gebruik moet natuurlijk wel gecontroleerd worden of en in welke mate de betrouwbaarheid van de uiteindelijke modeluitspraken toeneemt.

- De SMART/MOVE combinatie zou ook direct ecoserie en ecotoopspecifieke dosis-effect relaties kunnen berekenen. Dit zou met name zinvol kunnen zijn bij toetsing van de relaties uit SMART/MOVE en DEMNAT. Daarnaast zou op basis van deze manier dosis-effect relaties voor die ecotoopgroepen berekend kunnen welke met de huidige methode in DEMNAT minder makkelijk bepaald kunnen worden.

- Tevens zouden veranderingen in soortensamenstelling zoals berekend met SMART/MOVE kunnen dienen als invoer voor de natuurwaarderingsmodule zoals momenteel geïntegreerd is in DEMNAT.

6.3 Modelverbetering met nieuwe generatie modellen

Een derde optie voor verbeterde multistress modellering is het opzetten van een geheel nieuwe modellijn. Een dergelijk nieuw ecologische effectvoorspellingsmodel zou moeten voldoen aan een aantal verschillende voorwaarden.

- Het model zou idealiter toepasbaar moeten zijn voor effectprognose, normstelling, natuurontwikkeling, beheers- en beleidsoptimalisering, signalering en (multi)stressanalyse.

- Het model zou meerdere beleidsmaatregelen/ingrepen in onderlinge samenhang moeten kunnen evalueren.

- Het model zou de effecten op de natuur zo goed en volledig mogelijk in kaart moeten kunnen brengen en de betrokken dynamische ecologische processen zo natuurgetrouw mogelijk moeten kunnen beschrijven.

- De modelresultaten zouden daarnaast makkelijk en eenduidig interpreteerbaar moeten zijn, zodat deze direct bruikbaar zijn voor beleidstoepassingen.

Daarnaast gelden natuurlijk ook hier weer de afgemene modeleisen zoals geformuleerd in de inleiding van hoofdstuk 6. Bovenstaande uitgangspunten stellen hoge eisen aan de betrouwbaarheid, overzichtelijkheid, controleerbaarheid en toetsbaarheid van de modellering. Daarnaast stelt een dergelijk ecologisch effectmodel hoge eisen aan de volledigheid en betrouwbaarheid van de invoer. Realisatie is daarbij alleen haalbaar wanneer ook daadwerkelijk voldoende draagvlak bestaat voor het ontwikkelen van een geheel nieuwe modellijn.

Vooralsnog lijkt het opzetten van een dergelijk ideaal model niet realistisch. Benodigde gegevens zijn vaak schaars en ecologische, hydrologische en bodemkundige proceskennis is veelal ontoereikend en/of nog niet operationeel voor modellering (zie ook Baalen et al., 1997).

Gezien de bestaande kennis in de al aanwezige modellijnen is het echter ook niet efficiënt om een geheel nieuw modelconcept vorm te geven. Uitgangspunt bij de ontwikkeling van een nieuwe model zou dan ook kunnen zijn **om met al bestaande modelconcepten en operationele kennis een zo betrouwbaar mogelijk beleidsintrumentarium te realiseren, dat geleidelijk kan evolueren naar een ideaal model waarin de ecologische processen op een natuurgetrouwe wijze dynamisch gemodelleerd kunnen worden.** Een dergelijk nieuw beleidsinstrument zal zeker in het begin veel weg

hebben van de al eerder genoemde modelconstellatie van al deels bestaande rekenmodulen.

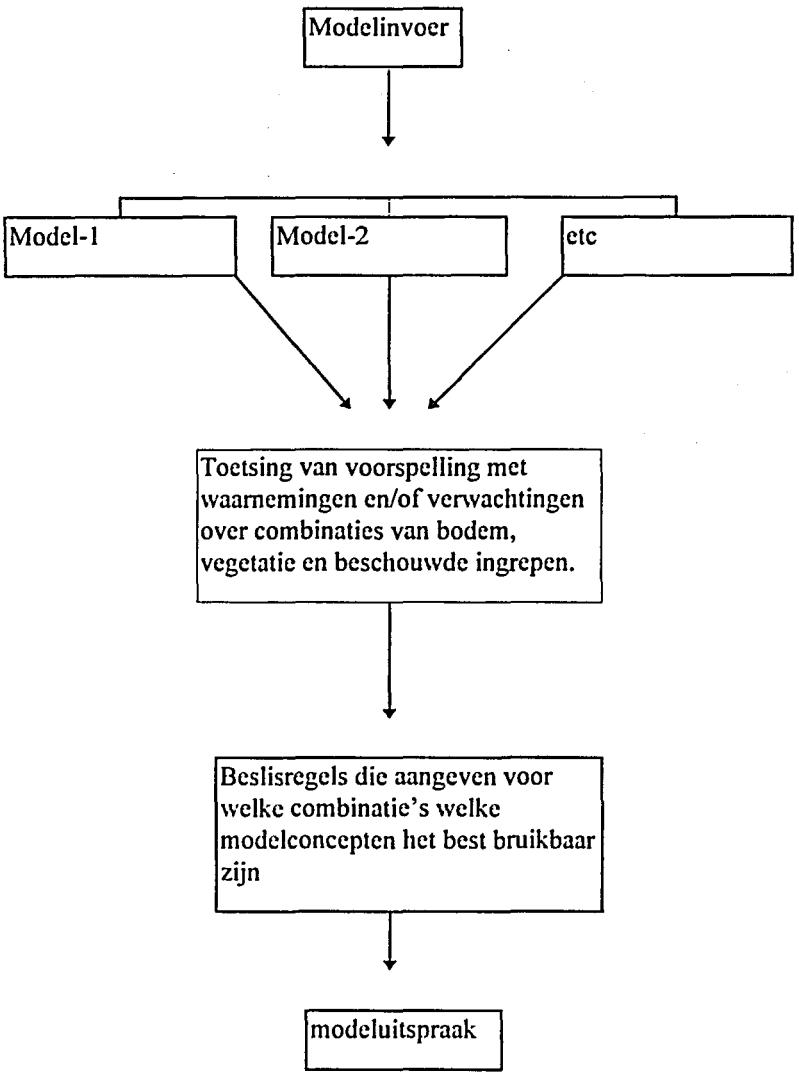
Probleem bij het optimaliseren van een dergelijke modelconstellatie is dat momenteel nog veel discussie bestaat over de haalbaarheid en betrouwbaarheid van zinvolle landelijke ecologische modellering op basis van zowel expert-modellen (zoals DEMNAT) als een meer procesmatige modellering (zoals SMART/MOVE). Beide modelconcepten kennen zowel voor- als nadelen. Daadwerkelijke toetsing van de modelvoorspellingen heeft echter nog nauwelijks plaatsgevonden. Meest efficiënt lijkt dan ook om **de effectberekening te baseren en te optimaliseren met gebruikmaking van verschillende modulen en/of modelconcepten, afhankelijk van de betrouwbaarheid waarmee per situatie een modelvoorspelling gedaan kan worden.** Hierbij is wel van belang conceptueel verschillende berekeningsmethoden zoveel mogelijk fysiek te scheiden, opdat concepten zuiver blijven en modelontwikkeling niet gehinderd zal worden door een weinig inzichtelijke modelstructuur.

Beperktheid van vegetatie en hydrologische gegevens in de uitgangssituatie wordt in het algemeen gezien als de bottleneck voor zinvolle (hydro)ecologische modellering op landelijke schaal. Opvallend is dan ook dat modellen zoals SMART/MOVE en DEMNAT beide de wel aanwezige gegevens niet optimaal gebruiken. SMART/MOVE maakt bijvoorbeeld geen uitputtend gebruik van informatie over geografische biotische toestandscondities (en daarmee ook van informatie over abiotische toestandscondities en biotische bereikbaarheid) zoals bijvoorbeeld aanwezig in de FLORBASE bestanden. DEMNAT maakt daarentegen geen uitputtend gebruik van informatie over geografische abiotische/hydrologische condities zoals berekend met bodemchemische/hydrologische modellen. Wenselijk is dat gezien de beperkte hoeveelheid gegevens, wel **gebruik gemaakt wordt van alle aanwezige zinvolle, voldoende betrouwbare (geografische) informatie.** Van belang is dan ook om door bundeling van modellijnen zo volledig en betrouwbaar mogelijke modelinvoer te genereren.

Een voorbeeld van een nieuw model dat voldoet aan deze opzet kan als volgt worden beschreven. Met behulp van vaste beslisregels wordt per situatie (c.q. beschouwde ecologische combinatie van vegetatie en bodem en beschouwde ingreep) gebruik gemaakt van een modelconcept (c.q. modellijnen) dat de meest betrouwbare uitspraak kan genereren voor die situatie (figuur 15). De beslisregels zijn hierbij van te voren opgesteld aan de hand van toetsing van de betrouwbaarheid van de modelvoorspellingen. Deze toetsing is zoveel mogelijk gebaseerd op reproduceerbare statistische analyses. In het model worden dus met verschillende modulen berekeningen gedaan. Vervolgens wordt met een beslismodel een overlay gemaakt van de verschillende betrouwbare modeluitkomsten, waardoor een zoveel mogelijk landsdekkend beeld van de effecten verkregen kan worden. Uiteindelijk zullen dan bijvoorbeeld effecten op vennen met andere modules worden berekend dan effecten op droge heidesystemen.

Als zodanig lijkt de beschreven modelstructuur erg op de modelconstellatie beschreven in paragraaf 6.2. Het grootste verschil is echter dat nu de toetsingsfase integraal in de modelstructuur is opgenomen. In de modelconstellatie zoals beschreven in paragraaf 6.2 is anders dan nu niet primair toetsing sturend voor het gebruik van de verschillende modulen maar de keuze van de gebruiker. Gezien de overeenkomst in modelstructuur gelden echter ook voor deze nieuwe constellatie een aantal van de knelpunten en beperkingen genoemd in paragraaf 6.2.

In de modelstructuur weergegeven in figuur 15 zijn verschillende niveaus onderscheidbaar. Allereerst de niveaus van de modelinvoer en van de afzonderlijke modelbouwstenen die gebruikt kunnen worden bij de eigenlijke voorspelling. Daarnaast kan een toetsingsfase worden onderscheiden waarbij de beslisregels voor de methode van berekening worden afgeleid. In deze modelstructuur kunnen op relatief eenvoudige wijze modellen of modelverbeteringen worden geïmplementeerd. Daarbij wordt steeds gecontroleerd of en in welke mate de toegeving resulteert in een aantoonbare modelverbetering.



Figuur 15. Nieuwe modelstructuur waarmee op basis van bestaande modelconcepten en/of bestaande verbeterde modellen afhankelijk van bewezen betrouwbaarheid per situatie wordt beoordeeld welke methode wordt gebruikt voor de uiteindelijke effectberekening. In een later stadium worden vervolgens alle afzonderlijke modelberekeningen samengevoegd tot één landsdekkende effectkaart. Als zodanig is er sprake van een geneste modellering.

6.3.1 Modelinvoer

Voor een dergelijk model zijn invoergegevens nodig over de uitgangssituatie in termen van bodem, hydrologie en flora (zie figuur 15). Niet alle basis informatie is momenteel op voldoende fijnschalig niveau aanwezig (zie ook Wiertz en Van Ek, 1996). Noodzakelijk is dan ook om de benodigde basiskaarten ruimtelijk te verfijnen, te vervolledigen en te ijken met nieuwe waarnemingen/metingen (Wiertz en Van Ek, 1996 en paragraaf 6.1.3). Gezien de grootte van de kosten en de vereiste inspanning is snelle actualisering van de basiskaarten echter niet aannemelijk. Voorlopig kan verbetering echter ook plaatsvinden door combinatie van bestaande basisgegevens van verschillende modellijnen, modelvoorspellingen en expert-judgement. Zo gebruiken zowel

SMART/MOVE als DEMNAT informatie over de actuele GVG (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand). In SMART/MOVE wordt deze afgeleid van de huidige Gt-kaart (Kros et al., 1995). Deze kaart is echter voor delen van Nederland sterk verouderd en heeft een ruimtelijke schaal van 1:50000. In DEMNAT wordt meestal de GVG in de uitgangssituatie, met behulp van dosis-effect relaties, indirect afgeleid uit de huidige vegetatiekaart. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat het huidige model niet primair tot doel heeft om de GVG in die uitgangssituatie te bepalen (GVG in de uitgangssituatie is dan ook geen standaard gevalideerde modeluitvoer). Door het afleiden van de GVG in de uitgangssituatie uit de vegetatie kan het model uitspraken doen over de effecten van grondwaterstandsveranderingen in fijnschalige ruimtelijke elementen. Helaas is ook de vegetatiekaart niet landsdekkend en overal even betrouwbaar (zie ook opmerkingen over betrouwbaarheid van ecotoopgroepenkaarten in Witte en Van der Meijden, 1995). Daarnaast kunnen fouten in de dosis-effect relaties (Van Hinsberg, 1997 en Runhaar, 1995) de schatting voor de GVG in de uitgangssituatie ook negatief beïnvloeden.

Aannemelijk is dat door combinatie van beide type informatie een meer complete en meer betrouwbare GVG-kaart gegenereerd kan worden. Ook andere hydrologische kaarten zoals bijvoorbeeld de kwelkaart zouden wellicht ook verbeterd kunnen worden door combinatie van modelgegevens en modelberekeningen. Actualisatie van de basiskaarten door directe metingen/waarnemingen blijft echter noodzakelijk voor verbetering van de ecohydrologische modellering.

Tevens moet hier worden opgemerkt dat het modelleren van de relatie tussen hydrologie en vegetatie op landelijke schaal erg lastig is vanwege het verschil in schaal van de hydrologische modellen en de schaal waarop processen in de vegetatie een rol spelen. Ruimtelijke detaillering van basisinformatie en hydrologische modeluitvoer blijft dan ook wenselijk. Onderzocht zal tevens moeten worden in welke gevallen welke hydrologische modellen gebruikt dienen te worden om zo realistisch mogelijke invoer voor de (hydro)ecologische modellen te kunnen genereren (zie ook paragraaf 6.1 en 6.2).

6.3.2 Modelbouwstenen

In de bovenstaande modelconstellatie kunnen vele bestaande ecologische-(effect)voorspellingsmodellen en/of modelconcepten worden toegepast. Zo zou bijvoorbeeld gebruik gemaakt kunnen worden van modellen die speciaal geschikt zijn voor modellering van aquatische of terrestrische systemen, agrarische of natuurlijke systemen, natte of droge systemen en/of modellen voor meer of minder heterogene systemen. Daarbij is naast betrouwbare effectmodellering tevens informatie nodig over de precieze ligging van (ook fijnschalige) milieus, aangezien model in- en uitvoer gekoppeld dient te worden en precies duidelijk moet zijn over welke gebieden welk model informatie nodig heeft of berekend.

Als basis is het wenselijk om zoveel mogelijk, waar de betrouwbaarheid van de modelvoorspellingen dat toelaat, uit te gaan van procesmatige modellering van de

ingreep-effect ketens. Een vaste ingreep-effect relatie zal in tegenstelling tot procesmatige beschrijving van de effectketen per definitie altijd beperkter toepasbaar zijn voor bepaalde condities. Daarnaast zal wetenschappelijke kennis over natuurlijke processen veelal beter aansluiten bij de procesmodellering en mede daardoor beter geschikt zijn voor beschrijving en parametrisering van deze procesketens. Onduidelijk is echter nog in welke mate procesmodellering bij de huidige stand van kennis en wetenschap daadwerkelijk kan leiden tot realistische modelvoorspellingen op een voldoende fijnschalig niveau. Daarom zal getoetst worden of en voor welke situaties (milieus, schaal e.d.) procesmodellering betrouwbare voorspellingen kan genereren. Modellering met vaste ingreep-effect relaties of delen daarvan, gebaseerd op wetenschappelijk onderzoek en/of meningen van experts, kan worden toegepast bij situaties waar procesmodellering niet bruikbaar is door het ontbreken van kennis van processen en procesparameters. Ook bij gebruik van deze vaste ingreep-effect relaties zal echter getoetst moeten worden in hoeverre modellering leidt tot realistische resultaten. Hoewel dus gezien de conceptuele voordelen van procesmodellering wordt uitgegaan van deze vorm van modellering is niet bij voorbaat duidelijk in welke mate deze vorm van modellering in de nieuwe modelstructuur daadwerkelijk toegepast zal worden.

Na oplossing van de belangrijkste knelpunten kunnen de SMART/MOVE- en DEMNAT-lijn gebruikt worden als eerste basis voor beschrijving van de ingreep-effectketens in de nieuwe modelconstellatie (figuur 16). Duidelijk zal zijn dat de opmerkingen wat betreft het beheer en gebruik van het model beschreven in 6.2 voor het grootste gedeelte ook geldt voor het hier beschreven nieuwe model. Naast concepten en/of delen van DEMNAT en SMART/MOVE zouden ook andere modellijnen opgenomen kunnen worden, afhankelijk van de toegevoegde waarde voor de betrouwbaarheid van landelijke modeluitspraken. Zo zou bijvoorbeeld NICHE, recent geparametriseerd voor de duinen, gebruikt kunnen worden voor effectvoorspelling in de Nederlandse duingebieden. Gebieden als uiterwaarden, beekdalen en vennen zouden daarnaast bijvoorbeeld weer met andere specifieke modellen beschouwd kunnen worden, wederom afhankelijk van de toegevoegde waarde voor de ecologische landelijke effectvoorspelling. De toegevoegde modellen/modulen zouden wel gebruik moeten maken van zoveel mogelijk dezelfde basis informatie.

Daarnaast kunnen ook de bestaande, nu afzonderlijke, modellijnen zoals DEMNAT en SMART/MOVE geschikt gemaakt worden voor nieuwe en bredere modelfuncties (zie ook figuur 16). Uitbreiding van modelfuncties is met name van belang omdat beleidsmaatregelen niet onafhankelijk van elkaar inwerken op milieu en natuur. Milieumaatregelen en bedreigingen zullen dus ook zo volledig mogelijk in kaart gebracht moeten worden. Zo zal verdroging via eutrofiëring leiden tot verruiging waardoor langzaam groeiende en minder concurrentie krachtige kruidachtige plantensoorten sneller uit de vegetatie zullen verdwijnen dan wanneer alleen eutrofiërende en verdrogende effecten worden beschouwd.

• Wenselijk lijkt om naast de zoutcondities ook de lichtcondities (in afhankelijkheid van beheer) mee te nemen bij de modellering van het abiotisch milieu. Daarbij kan anders dan nu de voorspelde soortensamenstelling weer dienen om de vegetatiestructuur en de daarmee samenhangende lichtcondities te berekenen (zie ook opmerkingen bij 6.1.1).

• Daarnaast dienen successie en beheer (o.a. voor het tegengaan van successie-effecten) toegevoegd te worden aan het model. Hierdoor zal het model breder toepasbaar worden en zal een realistischere herstelmodellering en modellering van natuurontwikkeling mogelijk worden. Bij deze ontwikkeling kan worden aangesloten en/of gebruikt gemaakt worden van modelconcepten uit modellen zoals bijvoorbeeld GREINS.

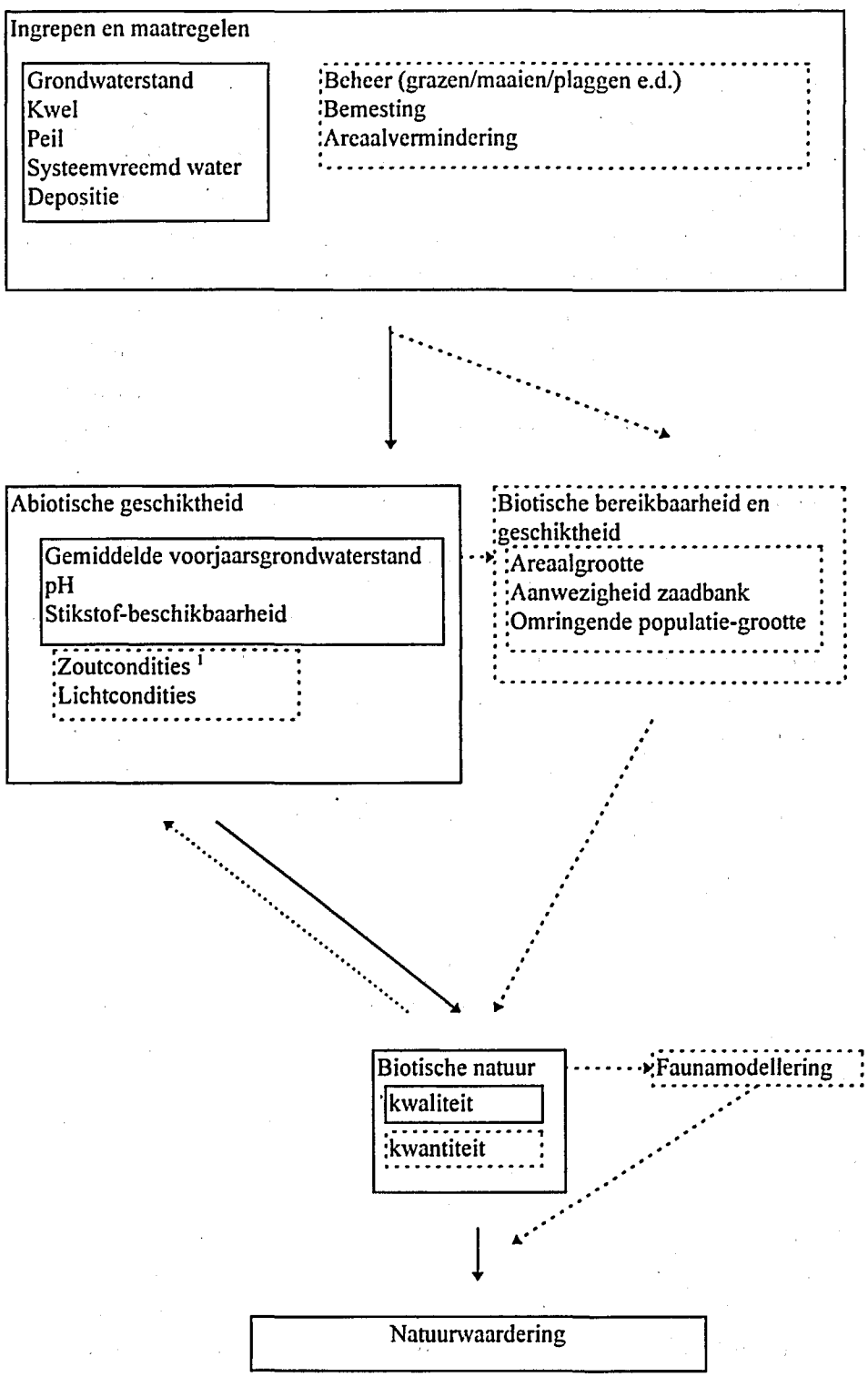
Gerealiseerd moet worden dat beheer niet alleen de abiotische geschiktheid van voorkomen bepaald maar ook direct de biotische geschiktheid van een plaats bepaald. Zo zullen bijvoorbeeld bij een bepaald maaibeheer niet alle soorten tot zaadverspreiding komen, waardoor ongeacht de abiotische geschiktheid sommige soorten niet zullen voorkomen op bepaalde terreinen. Veranderingen in abiotische geschiktheid als gevolg van beheer en/of successie kunnen, anders dan nu, deels uit de berekende veranderende soortensamenstelling afgeleid worden. Bijvoorbeeld door het afleiden van abiotische procesparameters en/of het modelleren van bijvoorbeeld lichtcondities in afhankelijkheid van vegetatiesamenstelling en beheerscondities. Dit vergt een ander type modellering dan momenteel in DEMNAT en SMART/MOVE wordt toegepast. Momenteel worden de ingreep-effect ketens veelal beschreven als lineair processen (zie ook figuur 1). Veranderingen in de abiotiek veroorzaken veranderingen in de vegetatiesamenstelling. Processen in tegenovergestelde richting worden veel minder beschouwd, hoewel in SMART/MOVE natuurlijk wel bijvoorbeeld de stikstofhuishouding afhankelijk is van de vegetatiegroei (en omgekeerd). Maar ook in deze modellijn wordt vegetatiegroei (of andere vegetatietype afhankelijke model-parameters) niet afgeleid uit de voorspelde vegetatiesamenstelling op bepaald tijdstip. Met andere woorden de vegetatiemodule MOVE genereert geen invoer voor de bodemmodule SMART.

Anderzijds zou gekozen kunnen worden voor een andere wijze van modellering die meer aansluit bij de huidige concepten. Zo zou op basis van vaste drempelwaarden voor de ouderdom van vegetatie-bodemcombinatie's en biomassaproducties kunnen worden bepaald of

bij modellering uitgegaan moet worden een bepaalde set aan procesparameters/responsfuncties behorende bij een bepaald successie stadium. Wanneer tijdens simulatie deze drempelwaarden worden bereikt zouden worden zou de abiotische modellering verder moeten gaan met andere procesparameters of andere dosis-effect relaties (zie b.v. Oosterbeek et al., in prep.).

- Naast onbemeste systemen is het van belang om ook bemeste of voorheen bemeste systemen (i.v.m. natuurontwikkeling) mee te nemen bij de modellering (figuur 16), door procesmatige bodemmodellering en/of vaste dosis-effect relaties voor verschillende klasse van bemesting (zie ook paragraaf 6.1.3). Voor natuurontikkelingsprojecten op voorheen agrarische systemen lijkt het zinvol om uit te gaan van procesmodellering, aangezien het juist bij dergelijke projecten het van belang is om de veranderingen in de mogelijkheden voor natuurontwikkeling door de tijd zo goed mogelijk te kunnen beschrijven.

- Wenselijk lijkt ook om het thema versnippering op te nemen in het nieuwe model (figuur 16). Hiervoor is het van belang dat naast de kwaliteit van een vegetatie ook het areaal van die vegetatie (kwantiteit) beschreven wordt. Door het modelleren van areaalgrootte kan tevens een realistische en voor beleid noodzakelijke natuurwaardering plaatsvinden op basis van zowel vegetatie kwaliteit en kwantiteit.
Daarnaast is modellering van areaalgrootte noodzakelijk voor een goede beschrijving van de biologische herstelkansen en van de kansen op aanwezigheid in een bepaald gebied. De kans op aanwezigheid zal namelijk sterk afhangen van de grootte van het areaal, de kans op vestiging/herstel zal daarnaast ook afhangen van de areaalgrootte van omringende populaties. Daarnaast kan op basis van onder andere areaalgrootte van een verspreidingsgebied en de geschiktheid van dat verspreidingsgebied, welke beide af te leiden zijn van een vegetatie kwaliteits- en kwantiteitskaart, aan beleidsrelevante faunamodellering worden gedaan (zie figuur 16).



Figuur 16. Beschrijving van de procesketen van ingreep tot effect binnen een nieuw vorm te geven model. Modellering van de ingreep-effect relatie gebeurt daarbij op basis van bestaande concepten uit SMART/MOVE en DEMNAT (door getrokken kaders en pijlen) en deels op basis van nieuwe ideeën (gestippelde kaders en pijlen). De nieuwe modelconcepten worden besproken in de tekst. [1]
In DEMNAT is de standplaatsfactor zout wel in beschouwing genomen.

6.3.3 Toetsing

Getoetst zal moeten worden of en in welke gevallen (b.v. combinaties van bodem en vegetatie) met een verbeterde SMART-module (zie ook paragraaf 6.1.1) realistische schattingen gedaan kunnen worden over huidige abiotische toestandscondities welke bepalend worden geacht voor het voorkomen van soorten en/of soortengroepen. Toetsing kan daarbij plaatsvinden voor gegevens/waarnemingen van specifieke omstandigheden, zoals bijvoorbeeld voor elsebroekbossen, natte heidesystemen of naaldbossen op hogere zandgronden. Anderzijds kan toetsing plaatsvinden op basis van de in MOVE gebruikte set van vegetatieopnamen, waarmee ook een landelijk beeld van de standplaatsfactoren voedselrijkdom, zuurgraad en vochtgehalte berekend kan worden in termen van respectievelijk stikstofbeschikbaarheid, pH en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand.

Getoetst zal tevens moeten worden of en in welke gevallen (c.q. soorten en soortengroepen) met de verbeterde MOVE-module realistische schattingen over het voorkomen van soorten en soortengroepen gedaan kunnen worden. Toetsing kan onder andere plaatsvinden op basis van het FLORBASE bestand of op daarvan afgeleide vegetatiekaarten, afhankelijk van betrouwbaarheid en bruikbaarheid (zoals de ecotoopgroepen kaarten uit DEMNAT2.1).

Wanneer met de verbeterde versie van SMART/MOVE realistische voorspellingen over de huidige abiotische en biotische toestand gedaan kunnen worden is het meer aannemelijk dat ook toekomst voorspellingen realistisch kunnen zijn. Toetsing van abiotische en biotische responsefuncties voor specifieke combinaties vegetatie en bodem blijft daarnaast echter noodzakelijk. Daarbij kan gebruik gemaakt worden van (verbeterde) expert-functies uit DEMNAT (zie ook paragraaf 6.1.2) of aan onderzoeks/literatuurgegevens over overeenkomstige specifieke ecosystemen.

Daarnaast kan op basis van voorspellingen over veranderingen in de soortensamenstelling van de vegetatie gecontroleerd worden of door natuurlijke successie-processen (nu alleen veroudering van de bodem-vegetatie combinatie) realistisch beschreven kunnen worden, hetgeen ook al een vorm van toetsing beschouwd kan worden.

Tevens zal getoetst moeten worden of verbeterde vaste dosis-effect relaties uit DEMNAT gebruikt kunnen worden voor situaties (gekarakteriseerd door bijvoorbeeld geografische ligging, soortensamenstelling en/of bodemgroep) waarbij procesmodellering met verbeterde SMART/MOVE-lijn niet gebruikt kan worden. Momenteel is nog onduidelijk in welke mate procesmodellering een betrouwbare voorspelling kan geven voor de abiotische en biotische toestand. In situaties waar procesmodellering niet bruikbaar is kan de ingreep-effectketen wellicht beter beschreven worden met vaste responsfuncties. Daarbij moet wel getracht worden om ook de dosis-effect relaties zoveel mogelijk te toetsen aan recente onderzoeksgegevens en waar mogelijk te baseren op betrouwbare abiotische en/of biotische responsfuncties (eventueel berekend op basis van

procesmodulen). Helaas zal door ontbreken van onderzoeksgegevens geen volledige toetsing van alle specifieke vaste dosis-effect relaties mogelijk zijn. In de toekomst kunnen wellicht gegevens van monitoringsstudies gebruikt worden voor een meer directe toetsing van de effectvoorspellingen.

Voor situaties die momenteel logischerwijs niet met één van beide benaderingen gemodelleerd kan worden dienen andere methoden gezocht te worden, hetzij door aanpassing van de modellen hetzij door gebruik te maken van andere al bestaande modellen.

LITERATUUR

Alkemade, J.R.M., J. Wiertz en J.B. Latour, 1996. Kalibratie van Ellenbergs milieu-indicatiegetallen aan werkelijk gemeten bodemfactoren. RIVM rapport 711901016. Bilthoven

Alkemade, J.R.M., J. Wiertz en J.B. Latour, 1997. MOVE: vegetatiemodel versie 1.0. De kans op voorkomen van ca. 1000 plantensoorten als functie van vocht, pH en nutriënten. RIVM rapport 711901015. Bilthoven

Arts, M., J.P.M. Witte & R. Van Ek, 1996. Gevoeligheidsanalyse DEMNAT-2.0. RIZA rapport 96.066, Lelystad

Baalen, Van S.J.A., F.L. Stoppelenburg & A.C. Garritsen, 1997. Kennisoverzicht instrumentarium verdrogingsbestrijding. NOV rapport 13.1. RIZA rapport 97.019. Lelystad

Beugelink, G.P., F.A.M. Claessen & J.H.C. Mülschlegel, 1992. Effecten op natuur van grondwaterwinning BpDIV. RIVM rapport 714305010; RIZA nota 92.059. Bilthoven

Claessen, F.A.M. (1990) Beleidsanalyse waterhuishoudig natuur-terrestrisch. Rijkswaterstaat, RIZA, nota 89.081. Lelystad

Claessen, F.A.M., J.P.M. Witte, F. Klijn, C.L.G. Groen & R. Van der Meijden (1991). Terrestrische natuur en de waterhuishouding van Nederland. H20 24: 330-337

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

Ertsen, A.C.D., 1996. Kalibratie van Ellenberg milieu-indicatiegetallen in SMART/MOVE. Aanvullende kalibratie met gegevens uit het ITORS bestand. Universiteit Utrecht

Fahner, F & J. Wiertz, 1987. Handleiding bij het WAFLO-model. RIN rapport 87/15, Leersum

Gremmen, N.J.M., 1987. Natuurtechnisch model voor de beschrijving en voorspelling van effecten van veranderingen in waterregiem op de waarde van een gebied vanuit natuurbehoudsstandpunt: uitgangspunten en modelconcept. Rapport 1, Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap

Hinsberg, Van A., 1997. Vergelijking van de abiotisch en biotische modellering bij grondwaterstandsveranderingen in de voorspellingsmodellen SMART/MOVE en DEMNAT. NOV-rapport 5.1, RIVM rapport 715001005. Bilthoven

Klijn, F., H. Kros & H. Runhaar, 1997. Toekomstverkenning dosis-effect module DEMNAT: mogelijke toepassing van SMART in toekomstige versies van DEMNAT. Werkdocument 97.038x, RIZA, Lelystad

Kros, J., G.J. Reinds, W. De Vries, J.B. Latour & M. Bollen, 1995. Modelling of soil acidity and nitogen availibility in natural ecosystems in respons to changes in acid deposition and hydrology. DLO Winand Staring Centre. Report 95, Wageningen

Latour, J.B., R. Reiling & J. Wiertz, 1993. MOVE: a multiple stress model for vegetation. CHO/TNO Technical meeting, Proc. and Inf. no. 47: 53 - 66

Liefveld, W.M., A.H. Prins & G. Van Wirdum, 1997. Kwantificering van de indicatieschalen van het NTM 2 en analyse van de modeloutput. IBN, NBP-onderzoeksrapport 15.

Linden, M. Van der, J. Runhaar & M. Van 't Zelfde, 1992. Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetaties van natte en vochtige standplaatsen. CML-rapport 86, Bilthoven

Meuleman, A.F.M., in prep. Gebruikershandleiding NICHE. KIWA Onderzoek & Advies, Nieuwegein

Oosterbeek, E.J., J.R.M. Alkemade & J. Wiertz, in prep. MOVE: vegetatiemodel versie 1.0: Het modelleren van beheer ten behoeve van MOVE. Concept RIVM-rapport, Bilthoven

Prins, A.H., 1995. NBP-deelprogramma Natuurontwikkeling. Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrument voor Natuurontwikkelings Scenario's (GREINS). Vegetatiemodule: GREINS-VEG0. NBP-onderzoeksrapport 6, DLO-IBN, Wageningen

Prins, A.H., V. Joosten & G. Van Wirdum, 1996. NBP-deelprogramma Natuurontwikkeling. Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrument voor Natuurontwikkelings Scenario's (GREINS). Vegetatiemodule: GREINS-VEG1. NBP-onderzoeksrapport 8, DLO-IBN, Wageningen

Runhaar, J., 1989a. Toetsing van het ecotopensysteem I: Hoofdrapport. CML-mededeling 48a

Runhaar, J., 1989b. Toetsing van het ecotopensysteem II: Rapportage van het veldwerk. CML-mededeling 48b

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

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

Runhaar, J., J.P. Witte & R. Jongman, 1994. Ellenberg-indicatiewaarden: verbetering met reciprocal averaging? Landschap 11/1:41-47

Runhaar, J. & J.P.M. Witte, 1996. Toekomstverkenning DEMNAT. RIZA rapport 96.061, Lelystad

Runhaar, J., J.P. Witte & M. Van der Linden, 1996. Waterbeheer en natuur: Effectvoorspelling met het landelijke model DEMNAT. Landschap 13/2: 65 - 77

Stortenbeker, C.W. & F. Berendse, 1985. Het beheer van natuur en milieu. In: Inleiding tot de oecologie (Bakker, K., Th.E. Cappenberg, N. Croin Michielsen, A.H.J. Freijsen, P.H. Nienhuis, J.W. Woldendorp & J.J. Zijlstra eds.) Bohn, Scheltema en Holkema. Utrecht: 522 - 556

Wiertz, J. & J.B. Latour, 1996. Ecologische multiple stress modellering t.b.v. optimalisatie van maatregelen. RIVM notitie Onderzoeksvoorstel Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging thema 5: Multistress, Bilthoven

Wiertz, J., J. Van Dijk & J.B. Latour, 1992. De MOVE-vegetatie module: De kans op voorkomen van 700 plantensoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout. IBN rapport 92/94, RIVM rapport 711901006. Wageningen, Bilthoven

Wiertz, J. & R. Van Ek, 1996. Afstemming tussen de modellen DEMNAT, SMART/MOVE en GREINS. Verkenning van de mogelijkheden op korte en langere termijn. RIVM rapport 715001002, RIZA werkdocument 96.035X. Bilthoven, Lelystad

Witte, J.P.M, C.L.G. Groen & J.G. Nienhuis, 1992. Het ecohydrologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2; conceptuele modelbeschrijving. RIVM rapport 714305007, Bilthoven

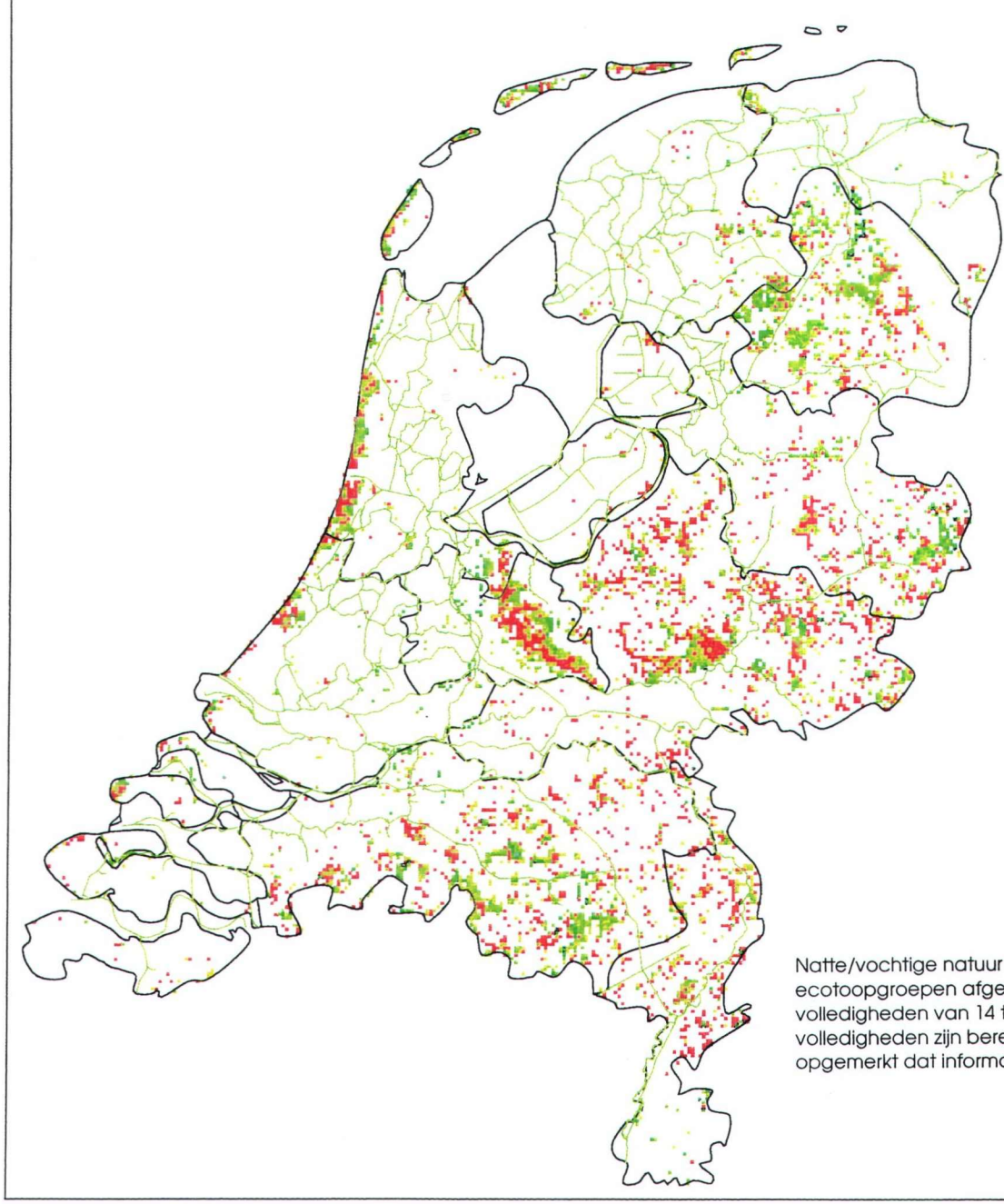
Witte, J.P.M. & R. Van der Meijden, 1992. Verspreiding en natuurwaarden van ecotoopgroepen in Nederland. Onderzoek effecten grondwaterwinning nr 6. LUW, RHHB

Witte, J.P.M. & R. Van der Meijden, 1995. Verspreidingskaarten van de botanische kwaliteit in Nederland uit FLORBASE. Gorteria 21/1: 3 - 59

BIJLAGEN

(kaart 1 t/m 9)

KAART 1



Natte/Vochtige Natuur o.b.v. huidige voorkomen van kenmerkende soorten van natte/vochtige ecotoopgroepen zoals afgeleid uit FLORBASE1.0 voor DEMNAT2.1

Natte/vochtige natuur o.b.v. **huidige** voorkomen van **kenmerkende** soorten van natte/vochtige ecotoopgroepen afgeleid uit FLORBASE1.0 voor **DEMNAT2.1**. De weergegeven waarde is de som van de volledigheden van 14 terrestrische natte/vochtige ecotoopgroepen (zie Methoden). De afzonderlijke volledigheden zijn berekend volgens Witte en Van der Meijden, 1995. Bij deze kaart moet worden opgemerkt dat informatie over het voorkomen van ecotoopgroep H41 i.p.v. H47 is meegenomen.

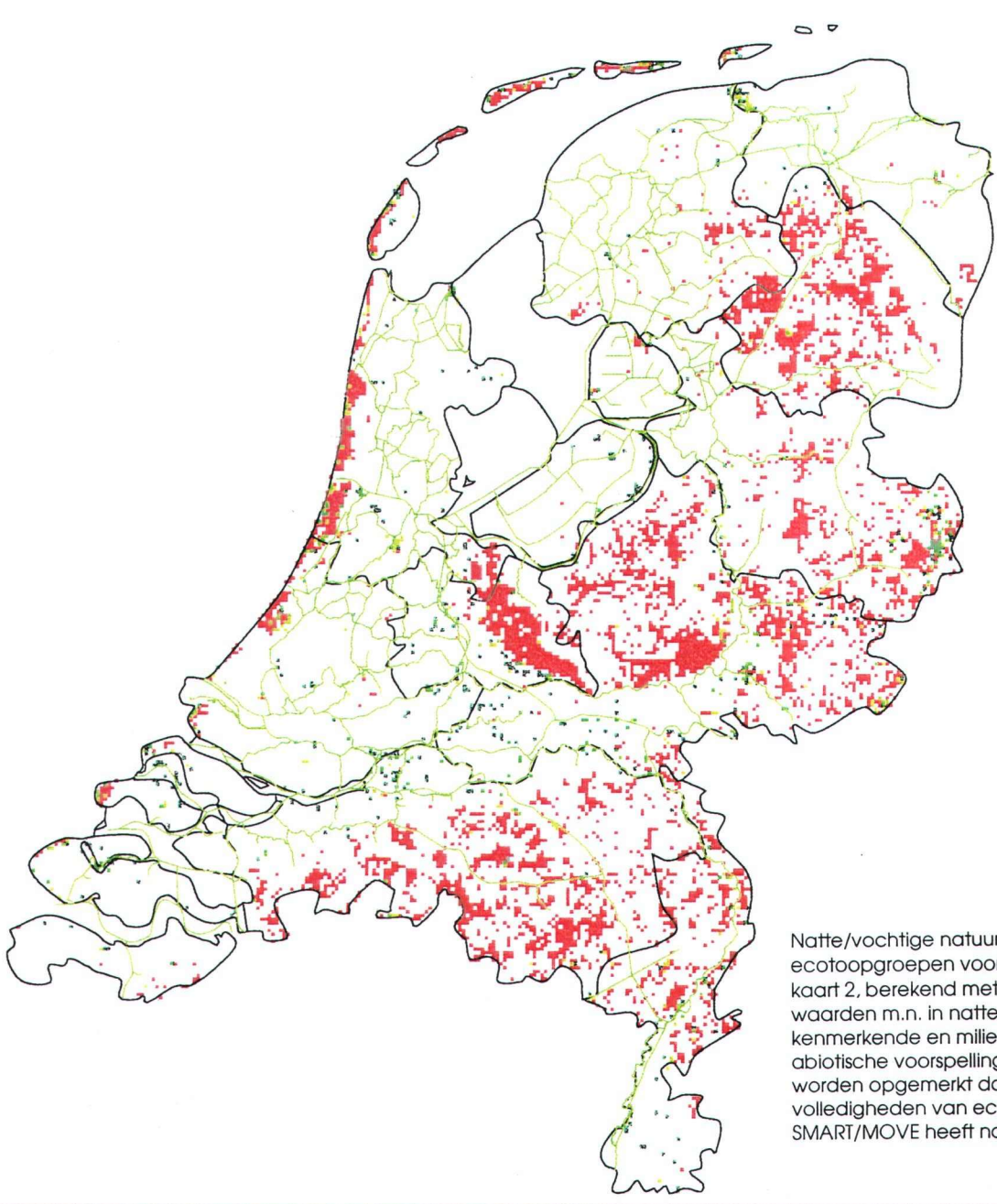
KAART 2



Natte/vochtige Natuur o.b.v. potentieel voorkomen van alle soorten behorende tot natte/vochtige ecotoopgroepen voorspeld met SMART/MOVE

Natte/vochtige natuur o.b.v. **potentieel** voorkomen van **alle** soorten behorende tot natte/vochtige ecotoopgroepen voorspeld met **SMART/MOVE**. De waarden zijn geheel analoog aan de standaard berekeningsmethode in SMART/MOVE, maar anders dan in kaart 1, berekend als de som van de percentages van het totaal aantal soorten van de verschillende ecotoopgroepen (zie Methoden). Opvallend zijn de relatief hoge waarden in Laag Nederland, de Utrechtse Heuvelrug en de Veluwe. Dit verschil met kaart 1 is grotendeels te verklaren door: 1/ het verschil tussen **potentiële** t.o.v. **actuele** aanwezigheid en, 2/ door het betrekken van informatie over alle plantensoorten. De minder kenmerkende plantensoorten hebben een bredere milieutolerantie. Nadeel is dat deze soorten soms ingedeeld zijn bij meerdere natte/vochtige ecotoopgroepen hetgeen leidt tot een overschatting van de gesommeerde volledigheden.

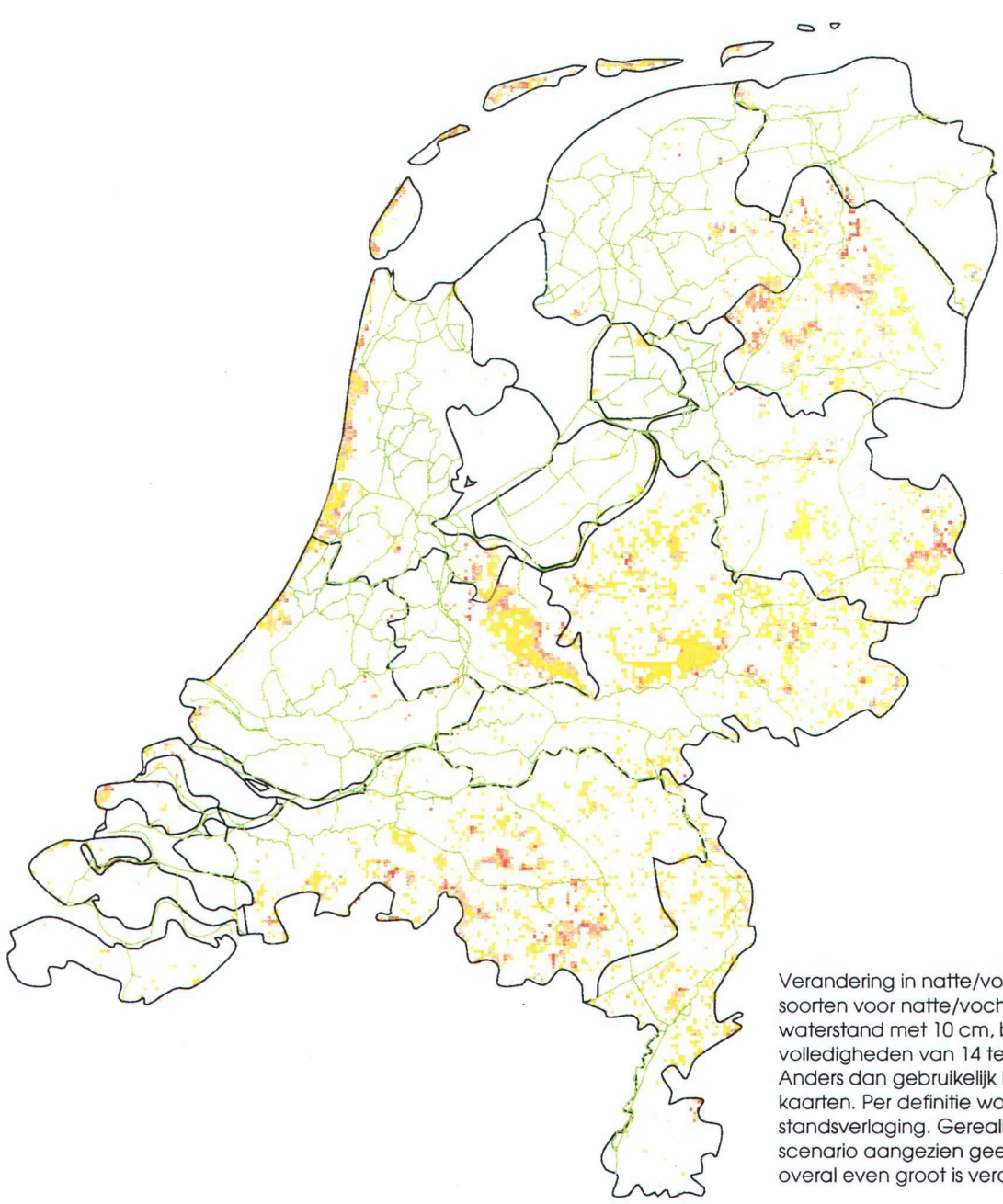
KAART 3



Natte/Vochtige Natuur o.b.v. potentieel voorkomen van kenmerkende soorten van natte/vochtige ecotoopgroepen voorspeld met SMART/MOVE.

Natte/vochtige natuur o.b.v. **potentieel** voorkomen van **kenmerkende** soorten van natte/vochtige ecotoopgroepen voorspeld met **SMART/MOVE**. De volledigheden van ecotoopgroepen zijn, anders dan in kaart 2, berekend met de methode volgens Witte en Van der Meijden, 1995. Opvallend zijn de lage waarden m.n. in natte gebieden zoals o.a. de Drentse Aa. Het geringe voorspelde voorkomen van de kenmerkende en milieuspecifieke plantensoorten is o.a. het gevolg van onterechte middeling van de abiotische voorspellingen op het niveau van 250x250 meter (zie tekst). Bij interpretatie van de kaart moet worden opgemerkt dat de gebruikte berekeningsmethode ontwikkeld is t.b.v. het afleiden van volledigheden van ecotoopgroepen uit FLORBASE-gegevens, de gewenste afstemming voor gebruik in SMART/MOVE heeft nog niet plaats kunnen vinden (zie Hoofdstuk 2).

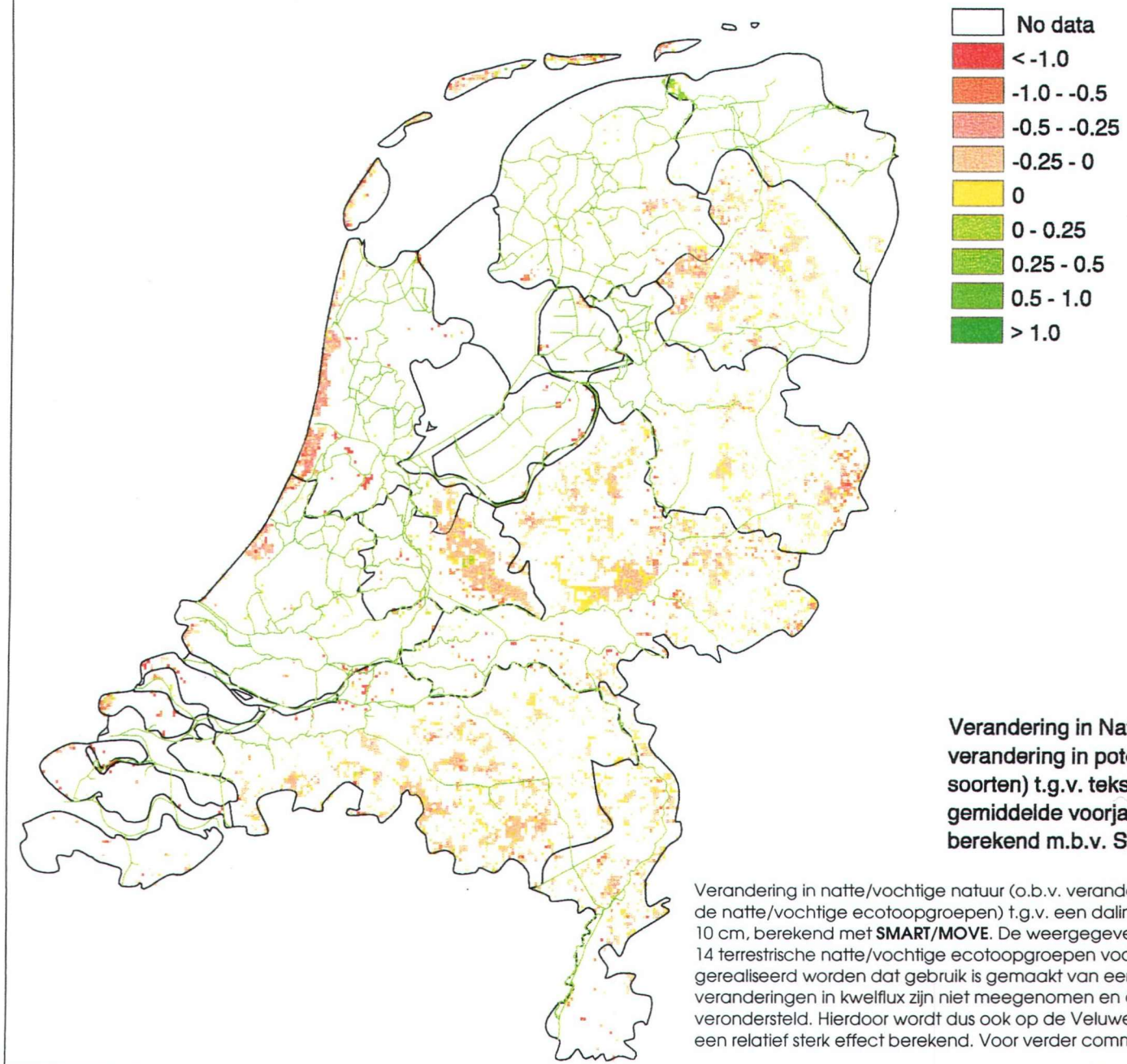
KAART 4



Verandering in Natte/Vochtige Natuur (o.b.v. verandering in huidig voorkomen van kenmerkende soorten) t.g.v. een verlaging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend m.b.v. DEMNAT2.1

Verandering in natte/vochtige natuur (o.b.v. verandering in het **huidig** voorkomen van **kenmerkende** soorten voor natte/vochtige ecotoopgroepen) t.g.v. een daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend met **DEMNAT 2.1**. De weergegeven waarde is het verschil tussen de volledigheden van 14 terrestrische natte/vochtige ecotoopgroepen voor en na de ingreep (zie Methoden). Anders dan gebruikelijk in DEMNAT is deze kaart dus gemaakt door het vergelijken van twee afzonderlijke kaarten. Per definitie wordt in DEMNAT een afname van de volledigheid berekend na grondwaterstandsverlaging. Gerealiseerd moet worden dat gebruik is gemaakt van een onrealistisch hydrologisch scenario aangezien geen veranderingen in kwelflux zijn meegenomen en alle grondwaterstandsdaling overal even groot is verondersteld. Voor overig commentaar zie tekst (m.n. paragraaf 4.3) en kaart 1.

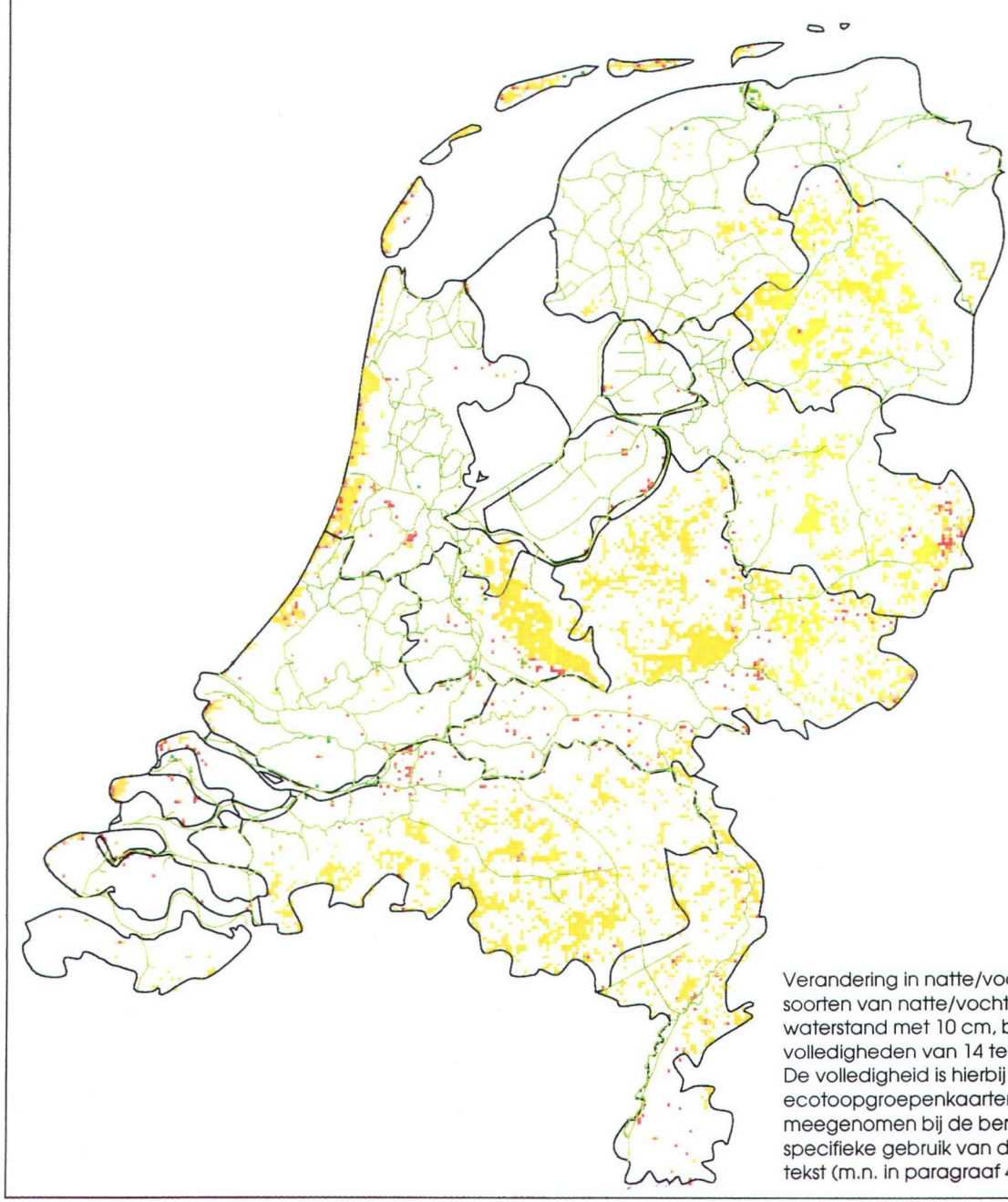
KAART 5



Verandering in Natte/Vochtige Natuur (o.b.v. verandering in potentieel voorkomen van alle soorten) t.g.v. tekst een verlaging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend m.b.v. SMART/MOVE.

Verandering in natte/vochtige natuur (o.b.v. verandering in het **potentiële** voorkomen van **alle** soorten van de natte/vochtige ecotoopgroepen) t.g.v. een daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend met **SMART/MOVE**. De weergegeven waarde is het verschil tussen de volledigheden van 14 terrestrische natte/vochtige ecotoopgroepen voor en na de ingreep (zie Methoden). Ook hier moet gerealiseerd worden dat gebruik is gemaakt van een onrealistisch hydrologisch scenario aangezien geen veranderingen in kwelflux zijn niet meegenomen en alle grondwaterstandsdaling overal even groot is verondersteld. Hierdoor wordt dus ook op de Veluwe, waar in praktijk hangwaterprofielen een rol spelen, een relatief sterk effect berekend. Voor verder commentaar zie tekst (m.n. paragraaf 4.3).

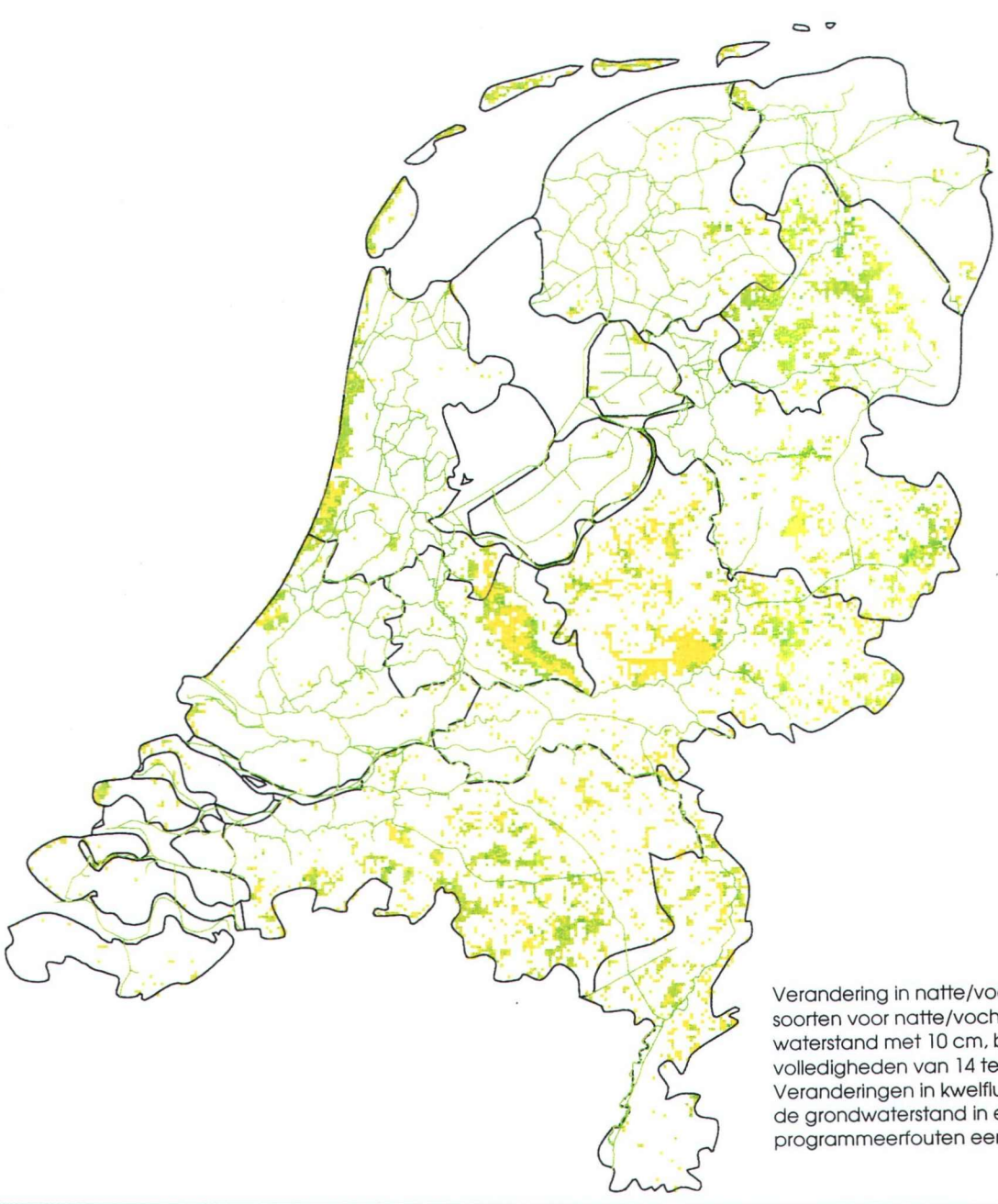
KAART 6



Verandering in Natte/Vochtige Natuur (o.b.v. verandering in potentieel voorkomen van kenmerkende soorten) t.g.v. een verlaging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend m.b.v. SMART/MOVE.

Verandering in natte/vochtige natuur (o.b.v. verandering in het **potentiële** voorkomen van **kenmerkende** soorten van natte/vochtige ecotoopgroepen) t.g.v. een daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend met **SMART/MOVE**. De weergegeven waarde is het verschil tussen de volledigheden van 14 terrestrische natte/vochtige ecotoopgroepen voor en na de ingreep (zie Methoden). De volledigheid is hierbij berekend analoog aan de definitie zoals gebruikt voor het maken van de ecotoopgroepenkaarten in de huidige situatie (zie ook kaart 3). Veranderingen in kwelflux zijn niet meegenomen bij de berekeningen. De relatief sterke effecten op de Veluwe hangen samen met het specifieke gebruik van de definitie waarmee de volledigheid berekend wordt. Voor overig commentaar zie tekst (m.n. in paragraaf 4.3 en bij kaart 5).

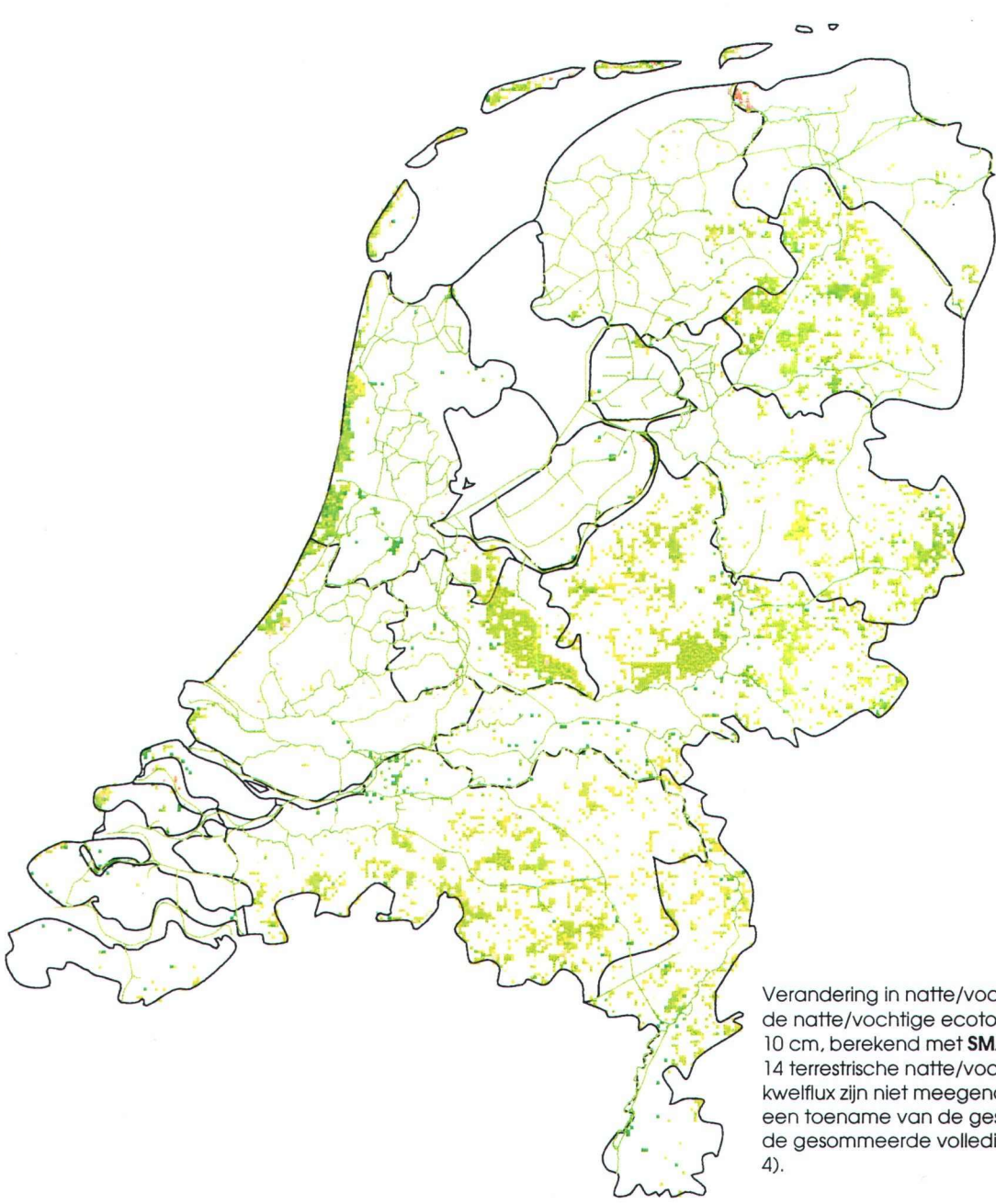
KAART 7



Verandering in Natte/Vochtige Natuur (o.b.v. verandering in huidig voorkomen van kenmerkende soorten) t.g.v. een stijging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend m.b.v. DEMNAT2.1

Verandering in natte/vochtige natuur (o.b.v. verandering in het **huidig** voorkomen van **kenmerkende** soorten voor natte/vochtige ecotoopgroepen) t.g.v. een stijging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend met **DEMNAT 2.1**. De weergegeven waarde is het verschil tussen de volledigheden van 14 terrestrische natte/vochtige ecotoopgroepen voor en na de ingreep (zie Methoden). Veranderingen in kwelflux zijn niet meegenomen bij de berekeningen. Per definitie resulteert een stijging van de grondwaterstand in een toename van de gesommeerde volledigheid. Lokaal wordt echter door kleine programmeerfouten een afname berekend. Voor verder commentaar zie tekst (m.n. paragraaf 4.4).

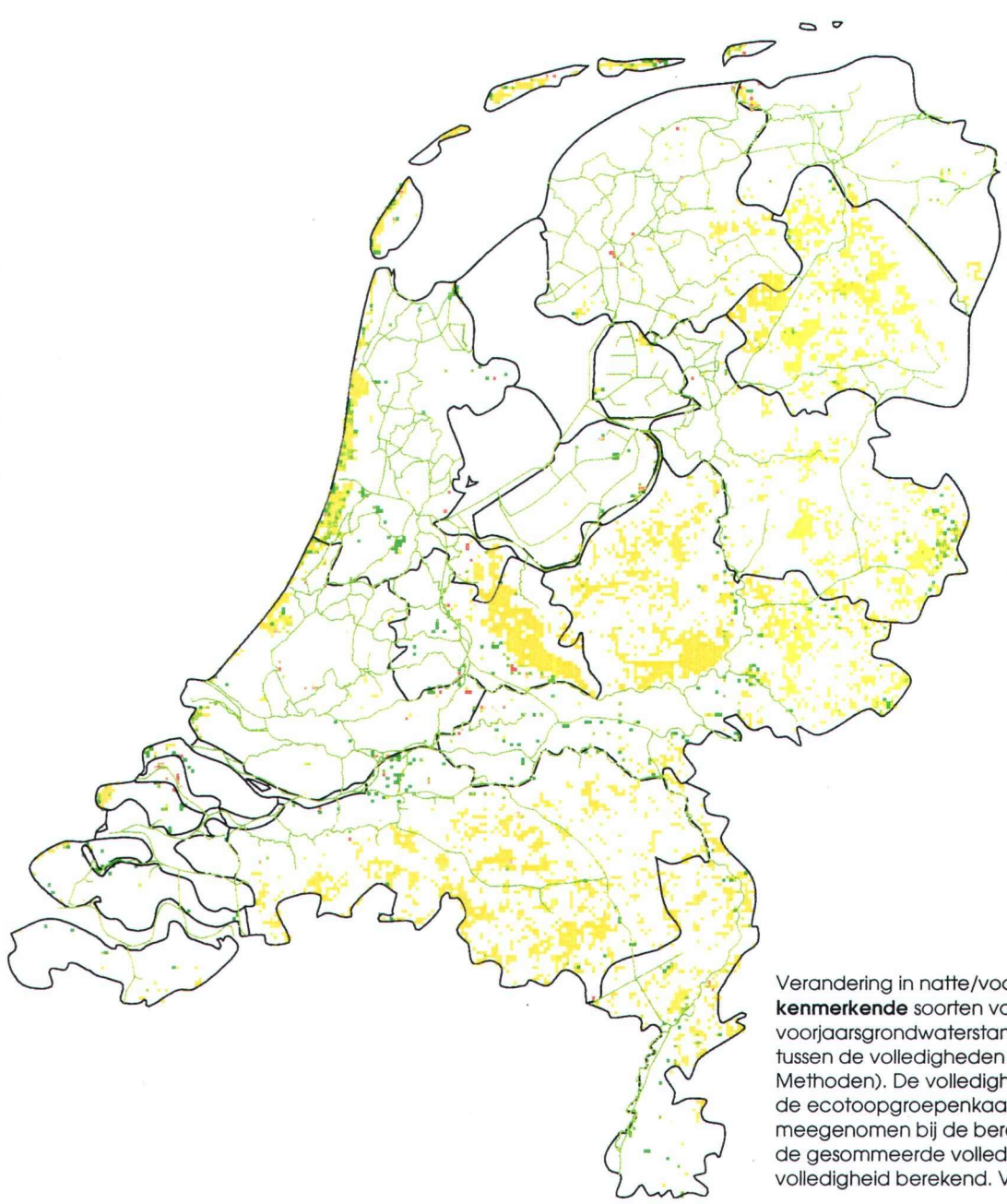
KAART 8



Verandering in Natte/Vochtige Natuur (o.b.v. verandering in potentieel voorkomen van alle soorten) t.g.v. tekst een stijging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend m.b.v. SMART/MOVE.

Verandering in natte/vochtige natuur (o.b.v. verandering in het **potentiële** voorkomen van **alle** soorten van de natte/vochtige ecotoopgroepen) t.g.v. een stijging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend met **SMART/MOVE**. De weergegeven waarde is het verschil tussen de volledigheden van 14 terrestrische natte/vochtige ecotoopgroepen voor en na de ingreep (zie Methoden). Veranderingen in kwelflux zijn niet meegenomen bij de berekeningen. In de meerderheid van het aantal grindcellen wordt een toename van de gesommeerde volledigheid berekend. Plaatselijk wordt echter soms ook afname van de gesommeerde volledigheid berekend. Voor verder commentaar zie tekst (m.n. paragraaf 4.4 en kaart 4).

KAART 9



Verandering in Natte/Vochtige Natuur (o.b.v. verandering in potentieel voorkomen van kenmerkende soorten) t.g.v. een stijging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend m.b.v. SMART/MOVE.

Verandering in natte/vochtige natuur (o.b.v. verandering in het **potentiële** voorkomen van de **kenmerkende** soorten van de natte/vochtige ecotoopgroepen) t.g.v. een stijging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand met 10 cm, berekend met **SMART/MOVE**. De weergegeven waarde is het verschil tussen de volledigheden van 14 terrestrische natte/vochtige ecotoopgroepen voor en na de ingreep (zie Methoden). De volledigheid is hierbij berekend analoog aan de definitie zoals gebruikt voor het maken van de ecotoopgroepenkaarten in de huidige situatie (zie ook kaart 3). Veranderingen in kwelflux zijn niet meegenomen bij de berekeningen. In de meerderheid van het aantal grindcellen wordt een toename van de gesommeerde volledigheid berekend. Plaatselijk wordt echter soms ook afname van de gesommeerde volledigheid berekend. Voor verder commentaar zie tekst (m.n. paragraaf 4.4 en kaart 4).