

**Vergelijking van de abiotische en biotische modellering bij
grondwaterstandsveranderingen in de voorspellingsmodellen
SMART/MOVE en DEMNAT**

**NOV - rapport 5.1
RIVM rapport 715001005**

**Dr. A. van Hinsberg
juli 1997**

Colofon

omslagontwerp: Bureau Beek Visser
productie: Koninklijke Vermande bv
druk: 1997

samenstelling begeleidingscommissie NOV-5.1:
voorzitter: ing. G.P. Beugelink (voortraject)
leden: dr. ir. J.R.M. Alkemade
drs. R. van Ek
drs. J. Kros
drs. J. Runhaar
drs. J. Wiertz

RIVM
RIVM
RIZA
SC-DLO
SC-DLO
RIVM

ISBN nr.: 9036951437
Trefw.: multistress / verdroging / ecologie
Auteur: Dr. A. v. Hinsberg
Titel: Vergelijking van de abiotische en biotische modellering bij grondwaterstandsveranderingen in de voorspellingsmodellen SMART/MOVE en DEMNAT

Reeks Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging, nr 5-1

@ 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 30, -

bestellingen: Sdu / Servicecentrum uitgevers
Afdeling SEO / RIZA
Postbus 20014
2500 EA Den Haag
tel. 070-3789830
fax 070-3789780

Voorwoord

Sinds een jaar of tien wordt verdroging -naast verzuring en vermesting- (h)erkend als een dominante bedreiging van het duurzaam voortbestaan van in dit geval met name natte en vochtige natuur. De erkenning van het verdrogingsprobleem vormde een belangrijke impuls voor de verdere ontwikkeling van het betrekkelijk nieuwe vakgebied der ecohydrologie. Ten behoeve van de beleidsontwikkeling vormde die erkenning tevens het startsein voor de ontwikkeling van een aantal ecohydrologische effectvoorspellingsmodellen, zoals DEMNAT, ECAM, ECOMOD, ICHORS, MOVE, NTM, WAFLO enz. In het rapport "Kennisoverzicht Ecohydrologie" (van der Veen en Garritsen, 1994; NOV rapport 7) zijn deze en andere modellen beschreven. Deze modellen weerspiegelen, elk op hun eigen manier, de in Nederland aanwezige kennis over de relaties tussen (verandering in) de grond- en oppervlaktewaterhuishouding en (de effecten daarvan op) de standplaats van de planten.

Echter, gegeven de nog steeds gebrekkige kennis, bijvoorbeeld over het herstel van verdroogde vegetaties maar ook de lacunes in ecologische databestanden werden steeds vaker vragen gesteld als "Wat stellen die modellen nu eigenlijk voor?" en "Voorspellen de modellen bij gelijksoortige ingrepen ook gelijksoortige effecten?". Mede naar aanleiding van deze vragen is in het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging bedacht, dat na ca tien jaar modelontwikkeling de tijd rijp was voor een moment van bezinning en vervolgens besloten enkele modellen met elkaar te vergelijken. Daarbij is de keus gevallen op de modellen DEMNAT en (SMART/)MOVE, die beide -als enige- een landsdekkend werkterrein kennen. Het doel van die vergelijking was inzicht te verkrijgen in de belangrijkste knelpunten en kennislacunes van beide modellen om daarmee te komen tot aanbevelingen voor verbetering en optimalisatie van ecologische voorspellingsmodellen in het algemeen. Een belangrijke nevendoelelstelling was het evalueren van de mogelijkheden tot integratie van beide modellen tot een landsdekkend multistress model.

Met deze niet geringe opdracht, zeker gezien de daarvoor beschikbare tijd, is Arjen Hinsberg in augustus 1996 aan het werk gegaan. De grondigheid en de gedrevenheid waarmee hij zich in deze complexe materie heeft verdiept worden zeer gewaardeerd. Het voorliggende rapport vormt daarvan het bewijs.

In dit rapport zijn de resultaten van de vergelijking van de abiotische en de biotische modelonderdelen beschreven. Tevens zijn concrete acties voor de verbetering van de modellen benoemd. In een tweede rapport van zijn hand zullen de vergelijking van de modeluitkomsten met betrekking tot verdrogings- en vernattingsscenario's en de mogelijkheden voor een verbeterde multistress modellering worden beschreven.

Guus Beugelink
wnd voorzitter Begeleidingscommissie NOV thema 5

Samenvatting

In het kader van thema 5 van het Nationaal Onderzoekprogramma Verdroging is een vergelijkende studie verricht naar de verschillen en overeenkomsten tussen de ecologische voorspellingsmodellen SMART/MOVE en DEMNAT op het gebied van de abiotische en biotische modellering bij effectberekening van grondwaterstandsveranderingen. Vergelijking heeft plaats gevonden op het vlak van de toegepaste modelconcepten en modeluitkomsten. Andere ook essentiële modelonderdelen zijn niet in deze vergelijkende studie betrokken.

Uitgangspunt bij de gemaakte modelvergelijkingen was dat modelonderdelen in principe dezelfde (deel)uitkomsten zouden moeten genereren, wanneer deze uitspraken doen over dezelfde set van ingrepen, schaal, situatie en effectparameters.

SMART/MOVE en DEMNAT zijn beide ecologische voorspellingsmodellen die geschikt zijn voor het maken van effectberekeningen voor deels dezelfde (hydrologische) ingrepen. Beide modellen gebruiken hiervoor in grote lijnen dezelfde geografische en hydrologische invoergegevens en beschouwen daarbij vergelijkbare procesketens. Ongeacht deze overlap zijn er in verschillende modelleringsstappen aanzienlijke verschillen tussen de gebruikte modelconcepten en verkregen (deel)uitkomsten geconstateerd. Daarbij zijn knelpunten van de toegepaste modelconcepten beschreven naast de oorzaken van de geconstateerde verschillen in de modeluitkomsten. Veel van de geconstateerde modelverschillen blijken veroorzaakt te zijn door hetzij minder realistische (soms leidend tot interne inconsistentie) ofwel minder goed onderbouwde modelaannamen. Acties ten behoeve van verbetering van de onderbouwing van deze modelaannamen zullen resulteren in verbetering van zowel de interne modelconsistentie als de onderlinge consistentie tussen de modellijnen.

Voorwoord

Inhoudsopgave

Samenvatting

1. Inleiding	1
1.1 Kader	1
1.2 Leeswijzer	3
2. Methoden en uitgangspunten bij de modelvergelijking ..	5
2.1 Globale beschrijving vergeleken modellijnen	5
2.2 Algemene uitgangspunten van modelvergelijking	7
2.3 Uitwerking uitgangspunten	9
3. Abiotische en biotische modellering in DEMNAT	11
3.1 Concept abiotische en biotische modellering	11
3.1.1 Abiotische responsfuncties voor grondwaterstands- veranderingen	13
3.1.1.1 Abiotische responsfuncties voor vochttoestand	13
3.1.1.2 Abiotische responsfuncties voor voedselrijkdom	16
3.1.1.3 Abiotische responsfunctie voor zuurgraad	18
3.1.2 Biotische responsfuncties	21
3.1.3 Combinatie van abiotische en biotische responsfuncties	22
3.1.4 Berekening dosis-effect relaties voor specifieke ecotoopgroepen en ecoseriebodems	25
3.2 Opstelling biotische responsfuncties/dosis-effect relaties	34
3.3 Toepassing dosis-effect relaties	43
4. Abiotische en biotische modellering in SMART/MOVE	51
4.1 Concept abiotische en biotische modellering	51
4.1.1 Abiotische modellering van grondwaterstands- verandering	52
4.1.1.1 Abiotische modellering van de vochttoestand	52
4.1.1.2 Abiotische modellering van de voedselrijkdom	56
4.1.1.3 Abiotische modellering van de zuurgraad	61
4.1.2 Biotische kans/presentiefuncties	63
4.2 Opstelling kans/presentiefuncties	66
4.3 Toepassing kans/presentiefuncties	73
5. Vergelijking abiotische responsfuncties voor grondwater- standsveranderingen	77
5.1 Methode	78
5.2 Vergelijking abiotische responsfuncties voor vochttoestand	78
5.3 Vergelijking abiotische responsfuncties voor voedselrijkdom	83
5.4 Vergelijking abiotische responsfuncties voor zuurgraad	90

6. Vergelijking biotische responsfuncties	91
6.1 Methode	91
6.2 Vergelijking biotische responsfuncties voor vochttoestand	94
6.3 Vergelijking biotische responsfuncties voor voedselrijkdom	100
6.4 Vergelijking biotische responsfuncties voor zuurgraad	104
7. Conclusies modelvergelijkingen	109
7.1 Overeenkomsten en verschillen in modelconcept	109
7.2 Vergelijking abiotische responsfuncties	112
7.4 Vergelijking biotische responsfuncties	115
8. Literatuur	119
Bijlage (Globale beschrijving/vergelijking NTM 3	123

1. Inleiding

In de afgelopen decennia zijn sterke veranderingen opgetreden in de conditie van natuur en milieu. Veranderingen in de vegetatie zijn veelal veroorzaakt door een combinatie van verschillende milieustresses. Verzuuring, vermisting, verdroging en versnippering worden veelal gezien als de meest belangrijke bedreigende processen. Ter ondersteuning van het nationale milieu-, water-, en natuurbeleid zijn in Nederland verschillende effectmodellen voor de terrestrische natuur ontwikkeld. Deze modellen hebben tot doel de ecologische effecten van verschillende milieustresses te kunnen voorspellen. Modellen zoals NICHE (Nature Impact Assessment of Changes in Hydro-Ecological systems) en GREINS (Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie Instrumentarium voor Natuurontwikkelings-Scenario's) worden gebruikt om op regionale en/of lokale schaal de effecten van o.a. ingrepen in de waterhuishouding op de vegetatie te voorspellen. Met behulp van ecologische voorspellingsmodellen zoals NTM (Natuur Technisch Model), SMART/MOVE (Simulation Model for Acidification's Regional Trend/Multi-stress model for Vegetation) en DEMNAT (Dosis Effect Model Natuur Terrestrisch) kunnen op landelijke schaal o.a. de gevolgen van verdrogingsscenario's op de natuur worden geëvalueerd. Op basis van scenarioberekeningen kunnen beleidsmaatregelen ten behoeve van oplossing en voorkoming van milieuproblemen geoptimaliseerd worden. De bruikbaarheid van dit instrumentarium voor beleidsondersteuning hangt natuurlijk ondermeer samen met de betrouwbaarheid van de uiteindelijke ecologische effectvoorspelling. Toetsing en onderlinge vergelijking van modelconcepten en modelvoorspellingen kunnen inzicht geven in de aanwezigheid en omvang van knelpunten en kennislacunes, zodat onderzoek en modelontwikkeling t.b.v. verbetering van het beleidsinstrumentarium afgestemd en geoptimaliseerd kunnen worden.

1.1 Kader

In 1995 is een verkennende vergelijkende studie verricht met als doel na te gaan in hoeverre afstemming en gemeenschappelijke ontwikkeling en/of koppeling/integratie van de modellen DEMNAT, SMART/MOVE en GREINS noodzakelijk en realiseerbaar waren (Wiertz en Van Ek, 1996). Uit deze inventariserende studie bleek dat korte-termijn koppeling en integratie vooralsnog niet eenvoudig realiseerbaar waren. Wel werd geconstateerd dat er een gedeeltelijke overlap bestond tussen de functies van de modellen SMART/MOVE en DEMNAT t.a.v. het oplossen vergelijkbare beleidsvraagstukken voor nationale schaal. Tevens bleek dat een aantal modelbouwstenen

onderscheiden konden worden die (mits op elkaar afgestemd) binnen eenzelfde modelconstellatie toepasbaar konden zijn, zodat er toch mogelijkheden lagen voor bundeling van kennis, onderzoek en bestaande modelonderdelen. Voor de afstemming en verdere ontwikkeling van enkele prioritaire bouwstenen is vervolgens een gemeenschappelijk actieprogramma opgesteld. Dit betrof o.a. de ontwikkeling en afstemming van digitale kaarten van natuurgebieden en kwelflux en -kwaliteit, onderzoek naar de mogelijkheden voor koppeling van het hydrologische model MOZART met het bodemmodel SMART en vergelijkingen tussen de modellen SMART/MOVE en DEMNAT op basis van modelonderdelen en overall-uitkomsten (Wiertz en Van Ek, 1996).

In het kader van het Nederlands Onderzoekprogramma Verdroging thema 5 (multistress) is in 1996 bij het RIVM een vergelijkende analyse gestart met als doel overeenkomsten en verschillen tussen enkele afzonderlijke modelbouwstenen en totale modellijnen in kaart te brengen. De resultaten van deze studie zou tevens moeten resulteren in aanbevelingen voor modelverbeteringen en mogelijkheden voor afstemming, koppeling en integratie (zie ook Wiertz en Latour, 1996). De uitgevoerde modelvergelijking is, geheel volgens het NOV-projectplan, beperkt gebleven tot de modellen SMART/MOVE en DEMNAT. Gezien het verschil in modelfunctie zijn meer regionaal of lokaal gerichte modellen zoals bijvoorbeeld NICHE en GREINS niet in de analyse betrokken. NTM 3 is, ondanks de overlap in o.a. de beschouwde modelschaal, eveneens niet in de vergelijkende analyse betrokken. Ten behoeve van de volledigheid is een korte beschrijving (en vergelijking) van NTM 3 opgenomen in de bijlage van dit rapport.

In deze rapportage worden de resultaten besproken van de gemaakte vergelijkingen van de abiotisch en biotische modellering (c.q. abiotische en biotische dosis-effect relaties). Tevens worden suggesties voor verbeteringen op het niveau van de vergeleken dosis-effect relaties besproken. In een tweede rapport zal een vergelijking van overall modeluitkomsten besproken worden tezamen met voorstellen voor verbeterde (multistress) modellering.

1.2 Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 wordt een korte beschrijving gegeven van de vergeleken modelversies. Daarna worden de algemene uitgangspunten en de daarmee samenhangende beperkingen en knelpunten van de modelvergelijking besproken. Deze algemene uitgangspunten worden in paragraaf 2.3 vervolgens verder uitgewerkt. In hoofdstuk 3 en 4 worden op basis van de

uitgangspunten de concepten van de abiotische en biotische modellering in de modellen DEMNAT en SMART/MOVE behandeld. In deze hoofdstukken worden tevens de aannamen en knelpunten van de verschillende modelconcepten behandeld. In de hoofdstukken 5 en 6 worden achtereenvolgens de (deel)uitkomsten van de abiotische en biotische modellering van beide modellijnen vergeleken. In het laatste hoofdstuk worden de belangrijkste conclusies beschreven samen met enkele aanbevelingen voor verder onderzoek en suggesties voor modelverbeteringen.

2. Methoden en uitgangspunten bij de modelvergelijking

2.1 Globale beschrijving vergeleken modellen

In deze vergelijkende studie is gebruik gemaakt van de modelversies van DEMNAT en SMART/MOVE zoals die in augustus 1996 bij aanvang van deze studie beschikbaar waren. Voor de SMART/MOVE-lijn is gebruik gemaakt van de versie zoals die geïntegreerd is in de Natuurplanner 1.0 (SMART2 en MOVE1.0). Voor de DEMNAT-lijn (inclusief de vegetatie-module GEVOEL) is gebruik gemaakt van versie 2.1.

Het voorspellingsmodel SMART/MOVE is ontwikkeld bij het RIVM in samenwerking met het IBN-DLO en het SC-DLO. Ontwikkeling heeft primair plaats gevonden ten behoeve van de Milieu- en Natuurverkenningen van het RIVM en het Gebiedsgerichte milieubeleid van rijk en provincies. Het model kan het best omschreven worden als een ecologisch multistressmodel waarmee de effecten van vermessing, verzuring en verdroging op de (nationale) terrestrische natuur voorspeld kunnen worden. SMART/MOVE wordt voornamelijk toegepast voor effect prognose, ecologische normstelling en stressanalyse. Het voorspellingsmodel bestaat uit een procesgeoriënteerd 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).

De bodemmodule SMART berekent per lokatie de bodem-pH, de stikstofbeschikbaarheid en de grondwaterstand. Daarbij worden de veranderingen in de zuurgraad/basenverzadiging en nutriënten /organische stof concentraties voorspeld in afhankelijkheid van de grondwaterstand, de kwelflux, de vegetatiestructuur en de atmosferische depositie. De gebruikte rekenregels zijn grotendeels gebaseerd op formele fysische en chemische grondslagen, zoals massa- en ionenbalansen en verschillende evenwichtsvergelijkingen. Parametrisatie voor de beschouwde processen vindt plaats voor verschillende combinatie van bodemtypes en vegetatiestructuurtypen (fysiotopen), grondwatertrappen en kwelkwaliteitsklassen (Kros et al., 1995).

In SMART/MOVE bestaat momenteel nog geen vaste methode voor de biotische gebiedsschematisatie. Momenteel wordt gewerkt met floristisch gedefinieerde natuurdoeltypen, welke gekoppeld worden aan fysiotopen met een gelijke vegetatiestructuur (Wiertz en Van Ek, 1996). Essentiële invoergegevens van de bodemmodule worden geleverd door modellen voor atmosferische depositie en door hydrologische modellen. In de vegetatiemodule MOVE wordt aan de hand van responscurves de kans op

voorkomen van individuele soorten en/of soortengroepen berekend bij de met SMART berekende abiotische condities. Een afzonderlijke natuurwaarderingsmodule ontbreekt nog in SMART/MOVE. Momenteel wordt veelal gewerkt met voorspellingen over doelsoorten en/of soortengroepen behorend bij natuurdoeltypen, hetgeen informatie geeft over de mate waarin natuurdoelstellingen bereikt kunnen worden en beschouwd kan worden als een natuurwaardering per soort of soortengroep (Wiertz en Van Ek, 1996).

DEMNET, het Dosis Effect Model Natuur Terrestrisch, kan gekarakteriseerd worden als een ecohydrologisch voorspellingsmodel voor waterhuishoudkundige maatregelen op nationale schaal. De huidige versie van het ecologische voorspellingsmodel is het gezamenlijke eigendom van het RIZA en het RIVM. Het model is ontwikkeld in samenwerking met de Landbouwuniversiteit Wageningen, het CML en het Rijksherbarium. Het model is voornamelijk toegepast en ontwikkeld ten behoeve van de 3^{de} Nota Waterhuishouding, het Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening, de Watersysteemverkenningen van het RIZA en de Milieu- en Natuurverkenningen van het RIVM (Claessen, 1990; Claessen et al., 1991; Beugelink et al., 1992; Beugelink et al., 1995). 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. DEMNET bestaat uit drie essentiële onderdelen, namelijk een set van dosis-effect relaties (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996), een landsdekkende geografische schematisatie van bodem en vegetatie (Klijn, 1997) en een natuurwaarderingssysteem (Witte en Van der Meijden, 1993; Witte et al., 1994; Witte, 1996).

De feitelijke ecologische effectvoorspelling wordt uitgevoerd met behulp van zogenaamde dosis-effect relaties voor verschillende hydrologische ingrepen. Deze relaties beschrijven de veranderingen in soortensamenstelling van specifieke ecotoopgroepen als functie van de bodem en een hydrologische dosis. De omvang en grootte van de hydrologische dosis wordt berekend met behulp van (landelijke) grondwatermodellen, modellen voor de onverzadigde zone en modellen voor het oppervlakte water. De dosis-effect relaties worden in de vegetatiemodule GEVOEL berekend uit biotische en abiotische responsfuncties (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996). Deze functies beschrijven respectievelijk de relaties tussen de verschillende abiotische standplaatsfactoren en de vegetatiesamenstelling, en de relaties tussen de hydrologische ingrepen en de abiotische standplaatsfactoren. Momenteel wordt gewerkt met dosis-effect relaties voor grondwaterstandveranderingen, waterpeilveranderingen,

kwelfluxveranderingen en veranderingen in de toevoer van systeemvreemdwater.

Bij de simulatie wordt gebruik gemaakt van geografische informatie over de hydrologische en ecologische situatie. Veel aandacht is bij DEMNAT uitgegaan naar een goede, landsdekkende plaatsbepaling en karakterisering van de huidige toestand van ecotoopgroepen (Witte en Van der Meijden, 1993). Daarnaast wordt in DEMNAT gebruik gemaakt van een fijschalige abiotische gebiedsschematisatie (Klijn, 1997). De daarbij gebruikte geografische informatie over bodemeenheden die verschillen in gevoeligheid voor hydrologische ingrepen, is afgeleid van de 1:50000 bodemkaart en grondwatertrappenkaart van Nederland.

Met een uitgebreid natuurwaarderingssysteem kunnen de berekende effecten in DEMNAT gewogen worden naar de betekenis die de afzonderlijke ecotoopgroepen hebben voor de natuur in Nederland. Daarbij wordt onder meer rekening gehouden met de zeldzaamheid van ecotoopgroepen in nationaal en internationaal verband. Na deze weging kunnen de resultaten van de verschillende ecotoopgroepen worden opgeteld zodat een makkelijk te interpreteren eindresultaat ontstaat.

2.2 Algemene uitgangspunten van uitgevoerde modelvergelijking

- Een belangrijk uitgangspunt in deze vergelijkende studie is dat, **vergelijkingen alleen hebben plaats gevonden op het niveau van de abiotische en biotische modellering** (c.q. abiotische en biotische dosis-effect relaties). Andere essentiële modelonderdelen voor het verkrijgen van betrouwbare uiteindelijke modelvoorspellingen zijn als gevolg van deze keuze helaas minder of niet aan bod gekomen. In de rapportage over de vergelijking van overall modeluitkomsten zullen de modellen meer als geheel worden beschouwd. Wenselijk is echter om ook andere, nu nog niet beschouwde afzonderlijke specifieke modelonderdelen (zoals o.a. de gebiedsschematisatie) te vergelijken.

De keuze voor vergelijking van afzonderlijke modelonderdelen volgt logischerwijs uit de wens om afstemming, gezamenlijke ontwikkeling en koppeling te realiseren op het niveau van deze modelbouwstenen. Vergelijking van de abiotische en biotische modellering (zoals ook beschreven in het NOV onderzoeksvoorstel thema 5), is daarbij relatief eenvoudig te realiseren aangezien deze modellering in beide modellen al grotendeels modelair gebeurt (scheiding DEMNAT en GEVOEL binnen de DEMNAT-lijn en scheiding SMART en MOVE in de SMART/MOVE-lijn, zie ook Wiertz en Van Ek, 1996). Daarnaast wordt de mogelijkheid van koppeling op module niveau met andere modellen als relatief eenvoudig ervaren (zie bv. voor GEVOEL, Runhaar

et al., 1996), of worden de afzonderlijke modules momenteel soms zelfs al in verschillende modelconstellaties toegepast (bv. SMART/GREINS-VEGO, Prins, 1995).

- Een ander belangrijk uitgangspunt is dat, **vergelijking plaats heeft gevonden op modelonderdelen, die mogelijk in de toekomst gebruikt zullen worden in een (nieuwe) gecombineerde modelconstellatie** (Wiertz en Van Ek, 1996). Uitkomsten van modelonderdelen worden daarbij dus ook (gedeeltelijk) los gezien van de rest van de modelomgeving. Vergelijking van overall modeluitkomsten komen daarentegen aan bod in een volgend NOV-rapport. Nadeel van de vergelijking van losse modelonderdelen is natuurlijk dat de betrouwbaarheid van uitkomsten van modelonderdelen eigenlijk niet los te koppelen zijn van de betrouwbaarheid van andere deeluitkomsten en van de huidige functie waarvoor het model momenteel wordt gebruikt. Conceptueel kan een bepaalde aanpak in een modelonderdeel beter zijn, maar bijvoorbeeld door gebrek aan voldoende betrouwbare invoer voor dit modelonderdeel praktisch gezien niet goed bruikbaar zijn. Zo bestaat er bijvoorbeeld geen algemene consensus over de praktische meerwaarde van een procesmatige bodemmodellering voor ecologische effectmodellering op nationale schaal, aangezien momenteel een zinvolle landsdekkende parametrisatie niet door iedereen als haalbaar wordt verondersteld (Klijn et al., 1997).

Tevens moet bij de vergelijking van deeluitkomsten worden gerealiseerd dat knelpunten op het niveau van modelonderdelen niet altijd zullen resulteren in knelpunten op overall modelgedrag. De resultaten van deze vergelijkende studie kunnen dan ook niet zonder meer gebruikt worden als toets voor de betrouwbaarheid van gehele modellen.

Voordeel van een vergelijking op modelonderdelen is dat knelpunten die binnen de huidige modelstructuur momenteel niet (of nauwelijks) zullen leiden tot onrealistische modeluitkomsten wel gesignaleerd worden, zodat op basis van de resultaten ook direct aanbevelingen voor koppeling en integratie gemaakt kunnen worden. Tevens kunnen na interne modelveranderingen en verbeteringen binnen een modellijn dergelijke (nu nog 'onbelangrijke') knelpunten wel een grotere rol gaan spelen dan momenteel het geval is.

- Centraal in deze studie staat het uitgangspunt dat **idealiter modelonderdelen in principe dezelfde uitkomsten zouden moeten genereren (namelijk de 'juiste'), wanneer de modellen uitspraken doen over dezelfde ingrepen, schaal, situatie en effectparameters**. Probleem is echter aan te geven wanneer een uitspraak juist is, aangezien onderzoeksgegevens voor toetsing vaak ontbreken (Fahner en Wiertz, 1987; Runhaar et al., 1996). Helaas

leidt dit uitgangspunt tot een verdere inperking van de modeldelen die vergeleken kunnen worden. Een kwantitatieve vergelijking kan immers alleen plaatsvinden in het geval van overlappende model of deelfuncties. Voor globale verschillen en overeenkomsten in totale set aan modelfuncties, modelstructuur, totale benodigde invoer en verkregen modeluitvoer wordt hier verwezen naar Wiertz en Van Ek (1996) en de verschillende rapporten van de desbetreffende modellijnen.

2.3 Uitwerking uitgangspunten

De modellen SMART/MOVE en DEMNAT worden beide gebruikt om gevolgen van veranderingen in grondwaterstand en kwelflux op de vegetatie c.q. natuurwaarde te kunnen voorspellen. Daarnaast worden de modellen gebruikt voor andere, niet overlappende, toepassingen. Zo kunnen met DEMNAT bijvoorbeeld vegetatieveranderingen als gevolg van peilveranderingen en inbreng van systeemvreemdwater berekend worden. Terwijl met SMART/MOVE de effecten van atmosferische depositie op de vegetatie voorspeld kunnen worden. Om de uiteindelijke effecten van (hydrologische) ingrepen op de vegetatie te kunnen voorspellen wordt in beide modellen gebruik gemaakt van zowel relaties tussen de beschouwde ingreep en de abiotische standplaatsfactoren (c.q. abiotische responsfuncties) als relaties tussen de standplaatsfactoren en de vegetatie (c.q. biotische responsfuncties). Door combinatie van deze relaties kan een zogenaamde dosis-effect relatie geconstrueerd worden die beschrijft hoe de vegetatie zal veranderen (effect) als functie van een bepaalde ingreep (dosis). Vergelijking van de dosis-effect relaties is dus gezien de overlap in gebruik alleen mogelijk voor de ingrepen, grondwaterstandsveranderingen en kwelfluxveranderingen.

De modellen zijn echter voornamelijk vergeleken op basis van de effectmodellering voor grondwaterstandsveranderingen, aangezien grondwaterstandsveranderingen in beide modellen een grote (dan wel de grootste) invloed hebben op de uiteindelijke overall modelvoorspellingen. Hierbij moet wel gerealliseerd worden dat in de praktijk grondwaterstandsveranderingen en kwelfluxveranderingen vaak tegelijk plaatsvinden. In beide modellen kan de effectmodellering van grondwaterstandsveranderingen en kwelfluxveranderingen echter wel afzonderlijk bekeken worden. In DEMNAT worden dosis-effect relaties voor veranderingen in de vegetatie als gevolg van grondwaterstandsveranderingen en kwelfluxveranderingen geheel apart berekend, om pas in een later stadium van de effectberekeningen samen toegepast te worden (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996). Hierbij moet wel worden opgemerkt dat in de dosis-effect relaties voor grondwaterstandsveranderingen

wel de verzurende effecten veroorzaakt door een verminderde buffering door het grondwater worden beschouwd (Runhaar et al., 1996).

Zoals al is opgemerkt in paragraaf 2.2 zijn in deze studie alleen de abiotische en biotische modellering uit de modellen SMART/MOVE en DEMNAT vergeleken. In beide voorspellingsmodellen wordt bij de effectvoorspelling uitgegaan van een zogenaamde standplaatsbenadering. Hierbij wordt verondersteld dat de samenstelling van een vegetatie bepaald wordt door een beperkte set van abiotische standplaatsfactoren (Runhaar et al., 1996; Wiertz en Van Ek, 1996). Algemeen wordt aangenomen, dat met name de vochttoestand, zuurgraad, voedselrijkdom en de saliniteit van een standplaats in sterke mate bepalend zijn voor de vegetatiesamenstelling (Van Wirdum en Van Dam, 1984; Ellenberg, 1991). Daarbij kan de kanttekening gemaakt worden dat de factor vochttoestand eigenlijk betrekking heeft op twee verschillende, maar onderling sterk samenhangende abiotische factoren, te weten aeratie en vochtleverantie. In SMART/MOVE wordt de kans op voorkomen van soorten op een lokatie berekend aan de hand van informatie over de grondwaterstand, de bodem-pH en de stikstofbeschikbaarheid. In DEMNAT vindt daarnaast ook modellering plaats op basis van saliniteit (chloride-gehalte) en de fosfaatgehalte. De abiotische standplaatsmodellering kan dus alleen vergeleken voor de abiotische factoren grondwaterstand, pH en stikstofbeschikbaarheid. In beide modellen wordt verondersteld dat grondwaterstandsval en stijging veranderingen teweeg kunnen brengen, in niet alleen de vochttoestand, maar ook in de zuurgraad en de voedselrijkdom van de standplaats. Bij de vergelijking op basis van de dosis-effect relaties gebruikt bij effectberekeningen voor grondwaterstandsveranderingen kunnen dus vergelijkingen plaatsvinden voor de standplaatsmodellering op het niveau van deze drie afzonderlijke standplaatsfactoren.

Samenvattend kan gesteld worden dat modelvergelijking dus slechts heeft plaatsgevonden voor de abiotische en biotische modellering bij grondwaterstandsveranderingen. Daarbij zijn zowel de concepten van de abiotische en biotische modellering vergeleken als de (deel)uitkomsten van beide modelonderdelen. Gerealiseerd moet worden dat als zodanig dus slechts een beperkt deel van totale de modellen is vergeleken.

3. Abiotische en biotische modellering in DEMNAT

In dit hoofdstuk worden de abiotische en biotische modellering uit DEMNAT belicht. Centraal daarbij staan de stappen die in de berekening van de dosis-effect functies onderscheiden worden (zie ook Witte et al., 1992 en Van der Linden et al., 1992). Daarnaast wordt in dit hoofdstuk aandacht besteed aan de afleiding van de onderliggende abiotische en biotische responsfuncties uit empirische data en literatuurgegevens. Tenslotte wordt de toepassing van de dosis-effect relaties bij effectberekeningen beschreven. Hierbij wordt tevens aandacht besteed aan het feit dat geheel anders dan in SMART/MOVE de actuele hydrologische situatie wordt afgeleid uit de aanwezige vegetatiesamenstelling. Uitgebreide informatie over andere essentiële modelonderdelen, zoals de gebiedsschematisatie en de natuurwaardering is te vinden in de verschillende DEMNAT rapporten (zie o.a. Klijn et al., 1992; Van der Linden et al., 1992 en Witte et al., 1992).

3.1 Concept abiotische en biotische modellering

Binnen DEMNAT speelt de module GEVOEL een belangrijke rol bij de definitie en berekening van dosis-effect relaties. In deze module worden dosis-effect relaties berekend die per ecologische bodemeenheid (ecoserie) aangegeven hoe de volledigheden van bepaalde ecotoopgroepen zal veranderen (effect) onder invloed van een bepaalde hydrologische dosis (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996). De volledigheid van een ecotoopgroep wordt daarbij gedefinieerd als de ratio van het aantal soorten dat op een bepaalde locatie aanwezig zal zijn en het totaal aantal soorten waaruit deze soortengroep bestaat. Hierbij moet worden opgemerkt dat deze definitie niet geheel gelijk is aan de definitie van volledigheid zoals gebruikt in andere modules van DEMNAT (zie ook paragraaf 3.3). Elders in DEMNAT wordt de term volledigheid namelijk gebruikt voor een maat van de floristische kwaliteit van een ecotoopgroep (Witte en Van der Meijden, 1992). In deze tekst is gekozen om de term volledigheid te gebruiken analoog aan de manier waarop deze in de vegetatiemodule GEVOEL rekenkundig is gedefinieerd. De effectparameters berekend in SMART/MOVE kunnen namelijk worden omgezet in een maat die hierbij goed aansluit en vergelijking van effectparameters mogelijk maakt.

Bij de berekeningen van de dosis-effect relaties in GEVOEL worden in principe de volgende vier fasen doorlopen (zie ook Van der Linden et al., 1992; Witte et al., 1992; Runhaar et al., 1996), hoewel afhankelijk van met name de beschikbaarheid van gegevens soms wordt afgeweken van deze volgorde:

- **Opstelling van abiotische responsfuncties per functionele bodemgroep:**

Allereerst wordt per ecologische bodemeenheid bepaald welke veranderingen in de afzonderlijke standplaatsfactoren te verwachten zijn bij een bepaalde ingreep, bijvoorbeeld welke verandering in zuurgraad te verwachten is bij een bepaalde grondwaterstandsval.

- **Opstelling van biotische responsfuncties voor indicatieve soortengroepen:**

Vervolgens worden de biotische responsfuncties bepaald. Deze functies beschrijven hoe het voorkomen van soortengroepen indicierend voor respectievelijk de vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom zal afhangen van de verschillende standplaatsfactoren.

- **Opstelling van gecombineerde dosis-effectrelaties voor indicatieve soortengroepen:**

Door combinatie van de abiotisch en biotische responsfuncties wordt vervolgens een set van dosis-effect relaties berekend voor de verdrogende, verzurende en eutrofiërende invloed van grondwaterstandsveranderingen op het voorkomen van de verschillende indicerende soortengroepen op de functionele bodemgroepen.

- **Combinatie/berekening van dosis-effect relaties per specifieke combinatie van ecotoopgroep en (ecoserie)bodem:**

Op grond van de soortensamenstelling van een ecotoopgroep (indeling in indicerende soorten) en de set van functionele bodemkenmerken van een specifieke ecoseriebodem worden dosis-effect relaties berekend die beschrijven hoe de volledigheid van specifieke ecotoopgroepen op specifieke ecoseriebodems bij een bepaalde ingreep zal veranderen. De laatste twee stappen worden in de DEMNAT rapportage veelal gezamenlijk beschreven. In deze rapportage worden ze echter afzonderlijk behandeld.

De hier boven geschetste fasering geeft het algemene schema voor de opstelling van de dosis-effect relaties weer. In de praktijk is hier soms van afgeweken doordat bepaalde stappen niet expliciet zijn uitgewerkt of bepaalde stappen direct zijn gecombineerd. Zo is bij de bepaling van de effecten via veranderingen in de vochttoestand niet eerst bepaald welke veranderingen in aeratie en vochtleverantie optreden, maar is zoveel mogelijk op basis van empirische data direct een relatie gelegd tussen het aandeel van vocht indicerende soortengroepen, de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de bodemtextuur (zie ook paragraaf 3.1.1.1).

3.1.1 Abiotische responsfuncties voor grondwaterstandsveranderingen

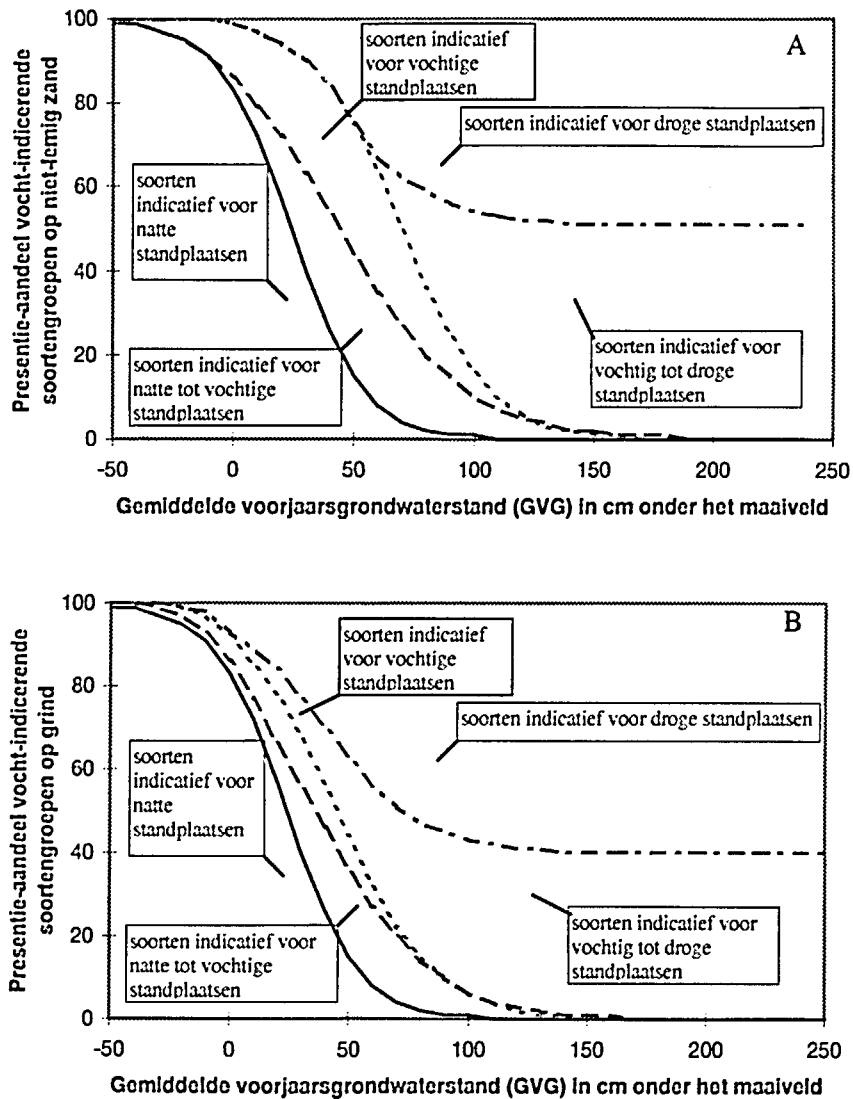
3.1.1.1 Abiotische responsfuncties voor vochttoestand

Als gevolg van grondwaterstandsval zal het vochtgehalte van de bodem afnemen. Tegelijkertijd zal de hoeveelheid zuurstof in de bodem toenemen. De mate waarin deze abiotische factoren zullen veranderen is ondermeer afhankelijk van de textuur en het organische stofgehalte van de bodem (Kuiper, 1981). Aangezien beide factoren onderling sterk samenhangen worden ze in DEMNAT aangeduid als zijnde één standplaatsfactor, namelijk de vochttoestand (Van der Linden et al., 1992). Op basis van verschillende fysische en chemische bodemkarakteristieken (zoals bv. het vochtvasthoudend vermogen en capillaire stijghoogte) zijn in DEMNAT vijf functionele bodemgroepen voor vochttoestand onderscheiden. Aangenomen wordt dat de relatie tussen de grondwaterstand en de vochttoestand van de standplaats voor elk van deze bodemgroepen anders is (Tabel 1).

De dosis-effect relaties voor vochttoestand zijn opgesteld als relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en het presentie-aandeel van verschillende vocht-indicerende soortengroepen in de vegetatie (Runhaar et al., 1996; zie voor uitgebreide uitleg paragraaf 3.2). Als zodanig zijn hier de abiotische en biotische modelleringsfase zoals onderscheiden in paragraaf 2.1 niet afzonderlijk herkenbaar. Deels zijn de gebruikte dosis-effect relaties daarentegen direct bepaald uit empirische gegevens (zie paragraaf 3.2). Andere relaties zijn, als gevolg van ontbrekende gegevens over sommige functionele bodemgroepen en/of vocht-indicerende soortengroepen, indirect afgeleid uit de wel berekende verbanden. Hiervoor is gebruik gemaakt van een aantal vuistregels (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996; zie ook paragraaf 3.2). Aangezien deze vuistregels de verschillen in bodem-gevoeligheid voor grondwaterstandsveranderingen beschrijven, kunnen deze beschouwd worden als een onderdeel van de abiotische modellering in DEMNAT.

Aangenomen is bijvoorbeeld dat op grindgronden, door de geringe/ontbrekende capillaire opstijging, de gevoeligheid voor grondwaterstandsveranderingen groter is dan op andere bodems. De (gecombineerde) dosis-effect relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en het aandeel van vochtindicerende soortengroepen op grindgronden zijn dan ook steiler verondersteld dan de regressie-vergelijkingen berekend voor leem-arme zandgronden (vergelijk Figuur 1A en B). Voor zandgronden met een dunne bovenlaag is aangenomen, dat de vochttoestand eveneens snel zal afnemen bij grondwaterstandsverlaging. Voor de andere functionele bodemgroepen is

verondersteld dat de vochttoestand juist minder sterk zal afhangen van de grondwaterstand, gezien het grotere vochtvasthoudend vermogen en de sterkere capillaire flux van dergelijke bodems. De dosis-effect relaties voor deze bodemgroepen worden om deze reden dan ook minder steil verondersteld dan de verbanden berekend op leem-arme zandgronden.



Figuur 1. Relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en het presentie-aandeel van vocht-indicerende soortengroepen op respectievelijk niet-leemig zand (Figuur A) en grind (Figuur B). De relaties in figuur A zijn direct opgesteld uit empirische gegevens, de relaties in figuur B zijn hieruit afgeleid (Relaties ontleend aan invoer-files GEVOEL2.1 en weergegeven volgens Runhaar et al., 1996).

Tabel 1. Indeling in functionele bodemgroepen op basis van bodemfysische en -chemische karakteristieken die conditionerend zijn voor de gevoeligheid van respectievelijk de standplaatskenmerken vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad voor grondwaterstandsveranderingen (Runhaar, 1996).

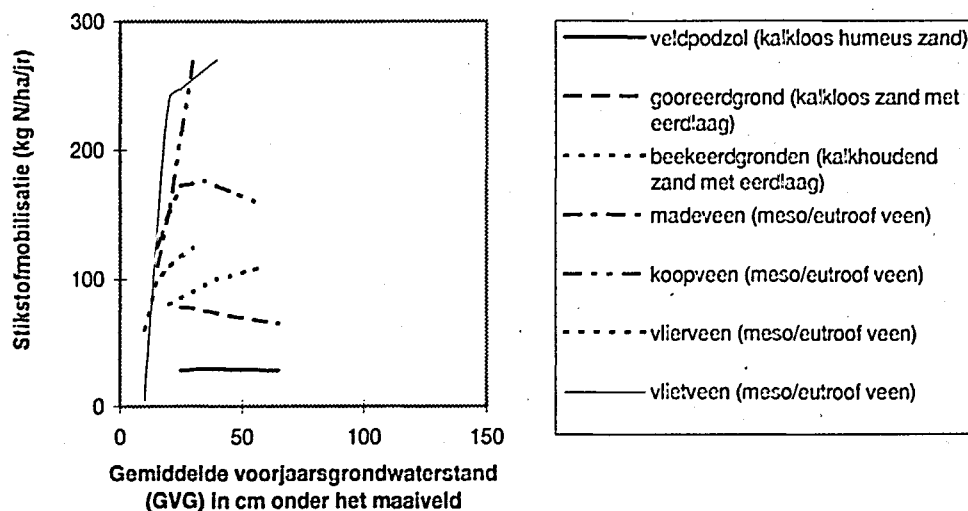
Nr.	Omschrijving	Ingedeelde ecoserie-bodems (Runhaar, 1996)
Indeling functionele bodemgroepen o.b.v. gevoeligheid voor veranderingen in vochttoestand		
1	grind	G01
2	niet-lemig zand met dunne bovengrond	Z07,Z08,Z10,Z14,Z16,Z17,Z30,Z31
3	veen met zanddek, lemige zanden met dunne bovengrond, humeus zand	V05,V07,V11,Z04,Z05,Z06,Z09,Z11,Z12,Z13,Z15
4	zwarte klei	K03,K06,K08,K14,K15
5	overige gronden	V01,V02,V03,V04,V06,V08,V09,V10,K01,K02,K04,K05,K07,K09,K10,K11,K12,K13,K30,K31,Z01,Z02,Z03,Z18,Z19,Z20,L01,L02
Indeling functionele bodemgroepen o.b.v. gevoeligheid voor veranderingen in voedselrijkdom		
1	meso- en eutroof veen, veen op zand	V04,V06,V10
2	veen met zanddek, moerig zand	V05,V07,V11,Z01,Z02,Z03
3	moerige klei, veen met kleidek	V08,V09,K09
4	kalkhoudend zand met eerdlaag	Z06
5	kalkloos zand met eerdlaag	Z04,Z05
6	kalkhoudend zand met dunne bovenlaag	Z10,Z11,Z30,Z31
7	kalkloos, humeus zand	Z07,Z08,Z09,Z12,Z13
8	overige gronden arm aan mineraliseerbare stof	K01,K02,K03,K04,K05,K06,K07,K08,K10,K11,K12,K13,K14,K15,K30,K31,Z14,Z15,Z16,Z17,Z18,Z19,Z20,G01,L01,L02
9	oligotroof veen	V01,V02,V03
Indeling functionele bodemgroepen o.b.v. gevoeligheid voor veranderingen in zuurgraad		
1	primair oligotroof veen	V01,V02,V03
2	moerige klei, oude sterk verweerde kleigronden met zanddek, kalkloze zandgronden zonder eerdlaag, grindgronden	K09,K13,Z04,Z05,Z07,Z08,Z12,Z14,G01
3	Primair meso-/eutroof veen, veen op zand, oude sterk verweerde kleigronden zonder zanddek, lemige kalkloze zandgronden	V04,V05,V06,V07,V10,V11,K12,Z01,Z02,Z03,Z09,Z13,Z15
4	veen met kleidek, kalkloze/-arme kleigronden, kalkloze zandgronden met kleidek, kalkarme/-houdende zandgronden, kalkarme lössgronden	V08,V09,K01,K02,K03,K07,K08,K10,K14,Z16,Z18,Z19,Z20,L01
5	kalkloze zandgronden met eerdlaag en ijzeraanrijking, kalkhoudende zandgronden met dunne bovengrond	Z06,Z10,Z11
6	kalkrijke klei- en kalkverweringsgronden, kalkhoudende löss- en zandgronden zonder bovengrond	K04,K05,K06,K11,K15,Z17,L02
7	buitendijkse gronden	K30,K31,Z30,Z31

Daarnaast is verondersteld dat de verandering in het presentie-aandeel van de soorten indicierend voor natte standplaatsen, in tegenstelling tot het voorkomen andere indicerende soortengroepen, vooral afhangt van de bodemaeratie. Tevens is aangenomen dat bij gelijke grondwaterstand de aeratie veel minder sterk zal variëren per bodemtype dan het vochtgehalte. Als gevolg hiervan is verondersteld dat de relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en het voorkomen van soorten indicierend voor natte standplaatsen ook niet of nauwelijks zal variëren per bodemtype. Tevens wordt de optimale grondwaterstand voor deze soortengroep op alle onderscheiden functionele bodemgroepen gelijk geacht. Uitzondering hierop zijn de zware kleigronden waar een minder sterkere afname van deze indicerende soortengroep is verondersteld (Van der Linden et al., 1992).

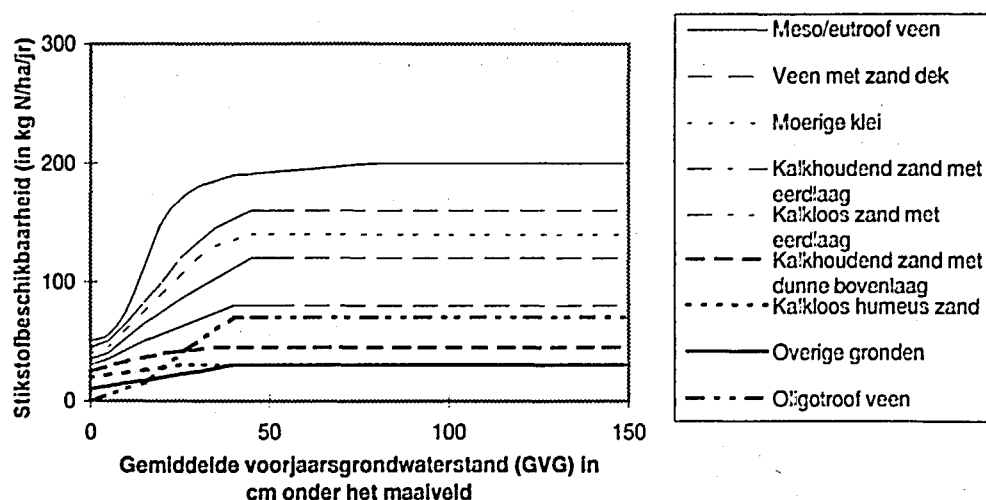
3.1.1.2 Abiotische responsfuncties voor voedselrijkdom

Naast veranderingen in de vochttoestand beïnvloeden grondwaterstandsveranderingen ook de voedselrijkdom van de standplaats. De toename in aeratie, als gevolg van grondwaterstandsval, kan resulteren in een verhoogde mineralisatie van organische stikstofverbindingen. De grootte van deze verandering is daarbij afhankelijk de bodemsamenstelling. Op basis van verschillende bodemchemische kenmerken, zoals de zuurgraad, het kalkgehalte en het gehalte en type organisch bodemmateriaal, is in DEMNAT een indeling gemaakt in negen functionele bodemgroepen (Tabel 1).

Aangenomen is dat deze bodemgroepen verschillen in de abiotische responsfunctie tussen de grondwaterstand en de mineralisatie (Tabel 1). De abiotische responsfuncties voor de bodemgroepen zijn opgesteld aan de hand van resultaten van het Staalkaarten-model (Kemmers, 1990; Zuidema, 1990). In deze modellen zijn de veranderingen in stikstof-mobilisatie ten gevolge van verlaging van de grondwaterstand gemodelleerd voor zeven verschillende 'natte' situaties, welke getypeerd kunnen worden als veel voorkomende combinaties van bodem, vegetatie, en type waterhuishouding. Zo zijn modelruns gemaakt voor zeven verschillende bodemtypen zijnde vlietveen, vlierveen, madeveen, koopveen, gooreerdgrond, beekeerdgrond en veldpodzol (Figuur 2). Vier van de negen in DEMNAT onderscheiden functionele bodemgroepen komen grofweg overeen met deze bodemtypen. De abiotische responsfuncties van deze overeenkomstige bodemtypen zijn dan ook gebruikt voor de modellering van de voedselrijkdom in DEMNAT (Figuur 2 en 3). Op verschillende punten is echter afgeweken van de modeluitkomsten.



Figuur 2. Relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de stikstofmobilisatie van verschillende bodemtypen en de daarmee overeenkomende functionele bodemgroepen zoals onderscheiden in GEVOEL2.1. De weergegeven relaties zijn berekend op basis van de uitkomsten van het Staalkaartenmodel die gebruikt zijn voor de opstelling van de abiotische responsfuncties voor voedselrijkdom in GEVOEL2.1 (Gegevens ontleend aan Van der Linden et al., 1992).



Figuur 3. Abiotische responsrelaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de stikstofbeschikbaarheid voor de verschillende functionele bodemgroepen uit GEVOEL2.1 (Figuur ontleend aan Van der Linden et al., 1992).

Daarnaast zijn de abiotische responsfuncties van de vijf overige functionele bodemgroepen afgeleid van de bovenstaande Staalkaartenresultaten op basis van een aantal globale aannames (zie ook Van der Linden

et al., 1992). Zo is bijvoorbeeld aangenomen dat de mineralisatie zal veranderen tot dat de voorjaarsgrondwaterstand gedaald is tot 50 cm onder het maaiveld. Een verdere verlaging van de grondwaterstand zou niet resulteren in een verdere stijging van de mineralisatieflux (Van der Linden et al., 1992). Door een fout in de invoerfiles van GEVOEL2.1, wordt op oligotroof veen nog wel een verandering in de soortengroep indicierend voor voedselarme tot matig voedselrijke standplaatsen berekend bij grondwaterstandsdingen van 80 cm (invoerfiles GEVOEL2.1).

Bij aanpassing van de Staalkaart-uitkomsten is daarnaast de mineralisatie voor zeer natte situaties geschat, aangezien in het model hoofdzakelijk uitspraken werden gedaan over situaties waarbij de voorjaarsgrondwaterstand steeds al minimaal 10 tot 20 cm onder het maaiveld lag (Figuur 2).

Bij gebruik van de Staalkaart gegevens moet wel gerealiseerd worden dat de berekende abiotische responsfuncties voornamelijk zijn gebaseerd op gegevens van specifieke systemen (zie ook opmerkingen in Zuidema, 1990), veelal goed ontwikkelde graslanden. De responsfuncties zijn daardoor wellicht minder geschikt voor gebruik in herstelberekeningen, gezien de dan afwijkende ouderdom van de systemen. Daarnaast lijken de responsfuncties ook minder geschikt voor voorspellingen over vegetatietypen anders dan graslanden, zoals bossen en struwelen (ecotoopgroepen H22, H27, H28, H42 en H47). Wenselijk lijkt dan ook om ook responsfuncties voor bossystemen en andere ontwikkelingsstadia op te stellen en te onderzoeken of deze afwijken van de huidige responsfuncties en derhalve zouden moeten worden toegevoegd aan de set van responsfuncties in DEMNAT.

3.1.1.3 Abiotische responsfuncties voor zuurgraad

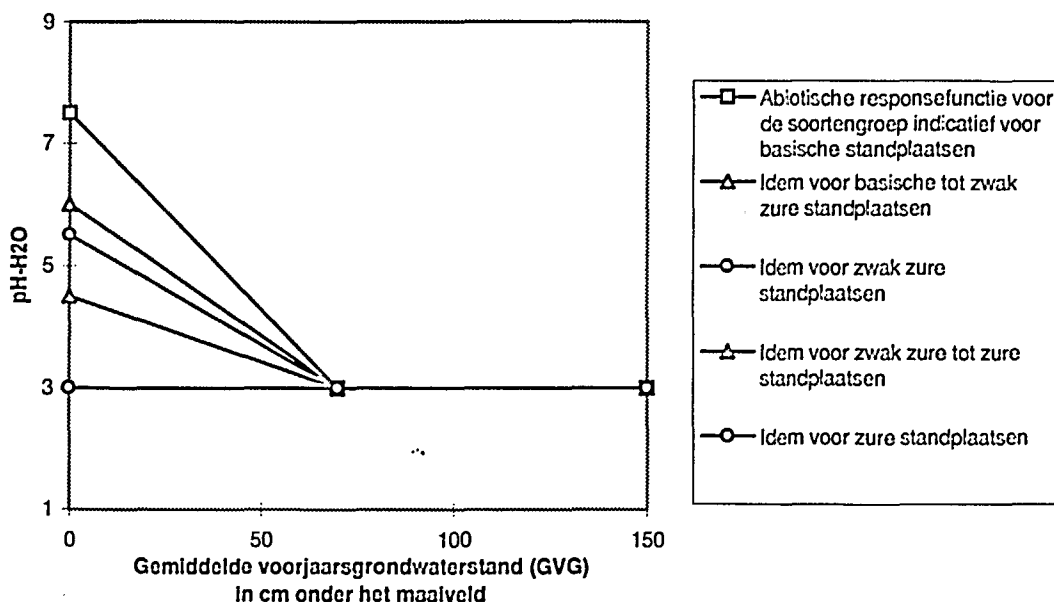
Tenslotte zal grondwaterstandsding resulten in verzuring van de bodem door zowel een toename van de oxydatie van organische- en gereduceerde zwavelverbindingen als door een toename van de invloed van zuur regenwater. Grondwaterstandsverandering zal daarnaast ook leiden tot een beïnvloeding van de kwelflux, en daarmee natuurlijk ook de zuurgraad van de standplaats beïnvloeden. De effecten van kwelveranderingen op de vegetatie (via veranderingen in zuurgraad) worden in DEMNAT echter gescheiden berekend van de dosis-effect relaties voor grondwaterstandsveranderingen. Hoewel deels de verzurende effecten van grondwaterstandsding wel toegeschreven worden aan de verminderde bufferende invloed van basenrijk grondwater. Het concept van de abiotische modellering in DEMNAT maakt verder splitsing echter niet eenvoudig realiseerbaar.

De grootte van het verzurende effect van grondwaterstandsddaling zal afhankelijk zijn van het dominante buffermechanisme van de standplaats, welke bepaald wordt door grondwater- en/of bodemkarakteristieken. Aangenomen is dat als gevolg van grondwaterstandsddaling de invloed van het grondwater verdwijnt, waardoor de bodem-pH steeds meer bepaald zal worden door chemische bodemkarakteristieken. Verondersteld is dat bij een voorjaarsgrondwaterstand van 70 cm onder het maaiveld en dieper de invloed van het grondwater nihil zal zijn. In dergelijke situaties zal de bodem-pH dan ook geheel bepaald worden door de bodemkarakteristieken (Runhaar et al., 1996). In DEMNAT worden in totaal negen functionele bodemgroepen onderscheiden die verschillen in deze 'bodem-eigen' zuurgraad (Tabel 1).

De pH van een natte standplaats zal daarentegen bepaald worden door zowel bodemkarakteristieken als grondwaterkwaliteit. In DEMNAT wordt de pH in natte situaties echter niet gemodelleerd met behulp van gegevens over de bodem- en grondwaterkwaliteit. Daarentegen is bij de opstelling van de abiotische responsfuncties voor elke zuurgraad-indicerende soortengroep een ander pH-traject verondersteld (zie bv. Figuur 4 voor oligotroof veen). Wanneer bijvoorbeeld de relaties tussen de voorjaarsgrondwaterstand en het voorkomen van zowel de soortengroepen indicatief voor basische standplaatsen als de soortengroep indicatief voor zwak-zure standplaatsen op één en dezelfde bodemgroep wordt berekend, wordt de verwachte zuurgraad bij een grondwaterstand van rond het maaiveld anders verondersteld (Figuur 4). In de DEMNAT rapportage wordt deze stap soms beschreven als: 'de zuurgraad van de standplaats in de uitgangssituatie wordt afgeleid uit de soortensamenstelling van de vegetatie' (Runhaar et al., 1996). Koppeling van de abiotische responsfuncties met de actuele vegetatiegegevens vindt echter in een veel later stadium in de modellering plaats, waarbij de actuele hydrologische situatie en niet de zuurgraad wordt afgeleid uit de samenstelling van de vegetatie (zie ook paragraaf 3.1.4 en 3.3). Afleiding van de actuele zuurgraad op standplaatsniveau uit de waargenomen vegetatiesamenstelling zou echter een geheel andere type modellering mogelijk maken (standplaatsmodellering met afleiding van actuele standplaatscondities uit actuele vegetatiesamenstelling). Feitelijk wordt momenteel de pH in de natte uitgangssituatie echter per indicerende soortengroep gelijkgesteld aan de pH waarbij die specifieke soortengroep optimaal in de vegetatie vertegenwoordigd is (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996). De optima die daarbij gebruikt zijn, zijn afgeleid uit de biotische responsfuncties tussen de zuurgraad en de presentie van de verschillende indicerende soortengroepen (Van der Linden et al., 1992). Deze stappen zouden onterecht kunnen suggereren dat in DEMNAT expliciet de aanname is gemaakt dat er binnen één en dezelfde ecotoopgroep ook daadwerkelijk meerdere pH's zouden voorkomen. Zo

komen in ecotoopgroep K23 bijvoorbeeld zowel soorten indicierend voor zowel basische als soorten indicierend voor basische tot zwak-zure standplaatsen voor, beide met een verschillend pH-optimum. Het gebruik van meerdere verschillende abiotische responsfuncties voor één en dezelfde ecotoopgroep heeft slechts alleen een praktische functie.

Voor de opstelling van de abiotische responsfuncties tussen de GVG en de zuurgraad is vervolgens aangenomen dat er een dalend lineair verband bestaat tussen de zuurgraad van de standplaats bij de GVG in de natte uitgangssituatie (GVG op het maaiveld) en de zuurgraad bij een GVG van 70 cm onder het maaiveld (Figuur 4). Daarbij wordt de zuurgraad deels onafhankelijk gemodelleerd van andere standplaatsfactoren, aangezien er geen relatie gebruikt wordt die bijvoorbeeld beschrijft hoe als gevolg van veranderingen in bijvoorbeeld de mineralisatie of de aeratie ook de zuurgraad verandert (zie ook Van der Linden et al., 1992).



Figuur 4. Abiotische responsrelatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de zuurgraad van de standplaatsen zoals gebruikt voor berekening van de dosis-effect relaties van de verschillende zuurgraad-indicerende soortengroepen op primair oligotroof veen (functionele bodemgroep met een 'bodemeigen' pH van 3). De weergegeven relaties zijn berekend volgens de methode en de gegevens beschreven in Van der Linden et al. (1992) en Runhaar (1996).

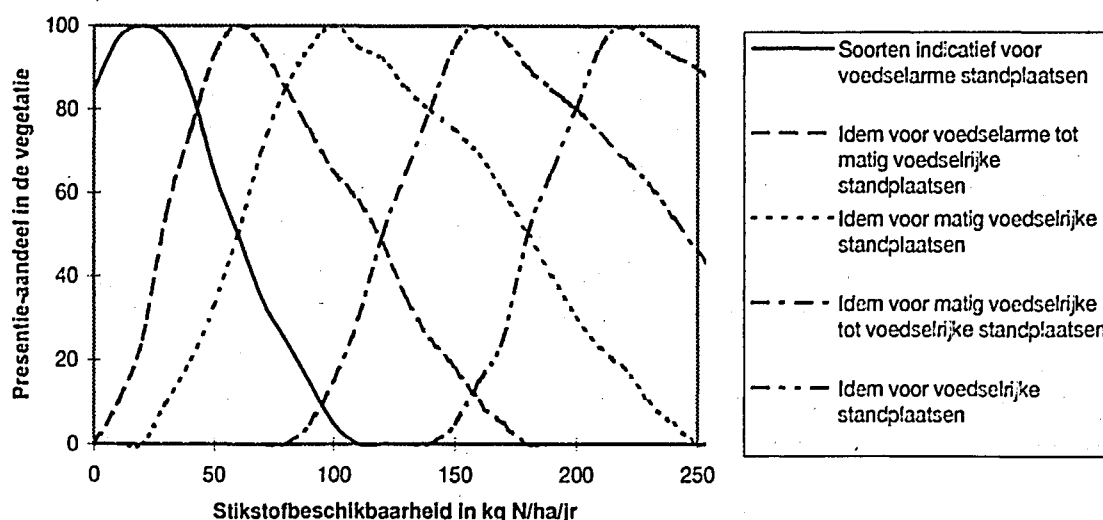
Conceptueel lijkt het beter om uit te gaan van één enkele optimale zuurgraad per ecotoopgroep. Aanpassing van deze basale abiotische

responsfunctie tussen pH en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand zal waarschijnlijk de meeste, hieruit berekende, afzonderlijke dosis-effect relaties beïnvloeden. Hoogstwaarschijnlijk zal door deze aanpassing de omvang van de berekende verzurende invloed van grondwaterstands daling verminderen. aangezien, een abiotische responsfunctie tussen zuurgraad en GVG gebaseerd op per ecotoopgroep één enkele optimale en dus meer gemiddelde pH-waarde altijd minder steil zal verlopen dan momenteel het geval is. Deze gevolgen van een dergelijke aanpassing zijn echter nog niet voldoende onderzocht en vereisen dan ook aandacht in andere studies ten behoeve van modelverbeteringen.

3.1.2 Opstelling biotische responsfuncties tussen de standplaatsfactoren en de indicerende soortengroepen

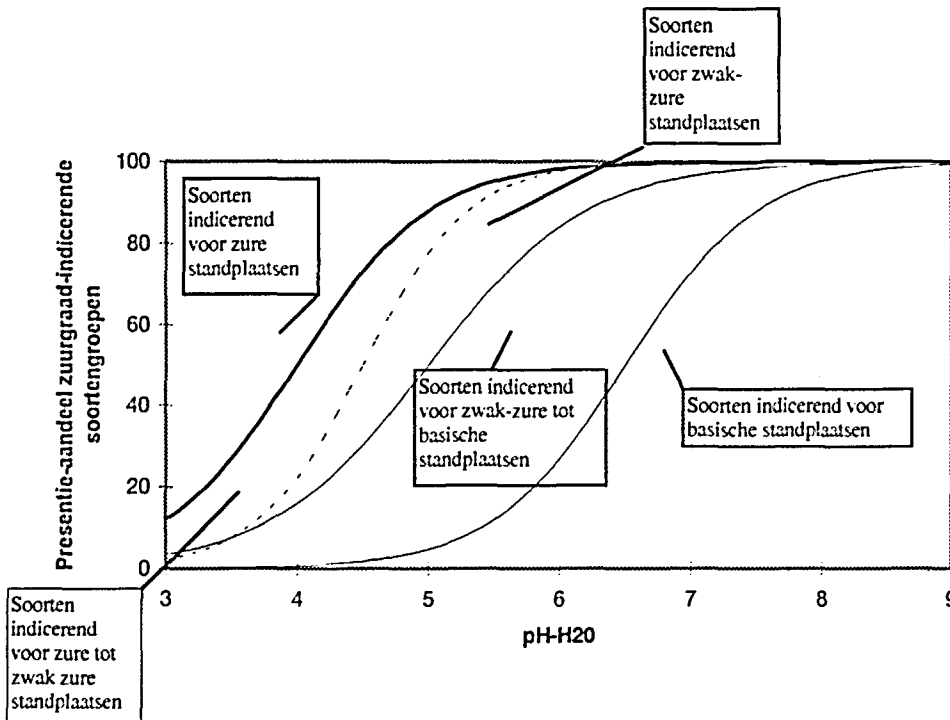
Zoals vermeld in paragraaf 3.1.1.1 zijn de biotische responsfunctie tussen de vochttoestand en de presentie van vocht-indicerende soortengroepen in DEMNAT niet expliciet opgesteld. Daarentegen zijn zoveel mogelijk direct de dosis-effect relaties tussen de GVG en de vegetatiesamenstelling bepaald (zie ook paragraaf 3.1.1.1 en 3.2).

De biotische responsfuncties tussen de stikstofbeschikbaarheid (Figuur 5) en de soortensamenstelling zijn ingeschat op basis van globale inzichten en een beperkte set aan literatuurgegevens (Runhaar, 1989b).



Figuur 5. Biotische responsrelatie tussen de stikstofbeschikbaarheid en het presentie-aandeel van de voedselrijkdom-indicerende soortengroepen zoals gebruikt in GEVOEL2.1 (Figuur ontleend aan Van der Linden et al., 1992).

De relaties tussen de zuurgraad en de vegetatie zijn beschreven als de relatie tussen de pH en het relatieve presentie-aandeel van combinaties van zuurgraad-indicerende soortengroepen (Figuur 6). Deze relatie is berekend op basis van onderzoeksgegevens van Kruijnen et al. (1967).



Figuur 6. Biotische responsrelaties tussen de zuurgraad van de bodem (pH-H₂O) en het relatieve presentie-aandeel van verschillende combinaties van zuurgraad-indicerende soortengroepen in de vegetatie (Relaties ontleend aan invoer-files GEVOEL2.1 en weergegeven volgens Runhaar, 1996).

3.1.3 Combinatie van abiotische en biotische responsfuncties

Berekening van de gecombineerde responsfuncties heeft, zoals in paragraaf 3.1.1 weergegeven, plaatsgevonden voor zowel de verzurende en eutrofiërende effecten van grondwaterstands dalingen. Voor de verdrogende effecten zijn zoveel mogelijk direct gecombineerde dosis-effect relaties opgesteld (paragraaf 3.1.1.1). De gevolgde procedure (voor verzurende en eutrofiërende effecten kort beschreven in Van der Linden et al., 1992), voor combinatie van de abiotische en biotische responsfuncties kan het best geïllustreerd worden aan het volgende rekenvoorbeeld dat betrekking heeft op het eutrofiërende effect van grondwaterstands daling op het presentie-aandeel van voedselrijkdom-indicerende soortengroepen.

- Allereerst is met behulp van de abiotische responsfuncties, zoals weergegeven in figuur 3, afgelezen wat bij een bepaalde gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand de stikstofbeschikbaarheid is. Zo kan uit de

stikstofbeschikbaarheidscurve voor bijvoorbeeld mesotroof veen (Figuur 6) worden afgelezen, dat bij een GVG van rond met maaiveld een gemiddelde stikstofbeschikbaarheid van ca. 50 kg N/ha/jr verwacht mag worden. Bij een GVG van 10 cm onder het maaiveld zou daarnaast een stikstofbeschikbaarheid van ca. 75 kg N/ha/jr. verwacht mogen worden (zie eerste twee kolommen in Tabel 2).

- Vervolgens is met behulp van de biotische responsfuncties (Figuur 5) afgelezen wat bij deze stikstofbeschikbaarheden (en dus GVG) het verwachte presentie-percentage van de verschillende voedselrijkdom-indicerende soortengroepen is (Tabel 2). Zo wordt bij een stikstofbeschikbaarheid van 50 kg N/ha/jr (en dus bij een GVG van rond het maaiveld) nog 65 procent van het aantal soorten indicatief voor voedselarme standplaatsen verwacht. Bij een stikstofbeschikbaarheid van 75 kg N/ha/jr (en dus bij een GVG van 10 cm onder het maaiveld) is dit percentage teruggelopen tot 30 procent (derde kolom Tabel 2).

Tabel 2. Voorbeeld voor de berekening van de dosis-respons functie voor voedselrijkdom-indicerende soortengroepen m.b.t. de veranderingen in de voedselrijkdom van de standplaats als het gevolg van grondwaterstand veranderingen. In kolom A: de afgelezen volledigheid uit biotische responsfuncties weergegeven in figuur 5. In kolom B: de opgegeven volledigheid in de uiteindelijke invoerfiles van GEVOEL2.1.

GVG in cm onder het maaiveld	Stikstof mineralisatie op meso- en eutroof veen, veen op zand (Tabel 1). Waarde is afgelezen uit figuur 3.	Volledigheid van de voedselrijkdom-indicerende soortengroep van voedselarme standplaatsen bij opgegeven stikstof-mineralisatie.		Idem voedselarme tot matig voedselrijke standplaatsen		Idem voor matig voedselrijke standplaatsen		Idem voor matig tot voedselrijke standplaatsen	
		A	B	A	B	A	B	A	B
0	50	65	100	95	100	30	100	0	100
10	75	30	30	90	70	75	100	0	100
20	150	0	0	20	30	75	75	95	100
30	180	0	0	0	5	50	50	90	90
40	190	0	0	0	0	40	40	85	85
50	200	0	0	0	0	35	35	85	80
>50	200	0	0	0	0	35	35	80	80

Het doel van deze stappen in GEVOEL is om dosis-effect relaties te berekenen die beschrijven hoe het aandeel van soortengroepen zal afnemen vanuit een beginsituatie waarin het aandeel per definitie gelijkgesteld is aan

100%. Als zodanig hebben de waarden afgelezen bij een stikstofbeschikbaarheid lager dan de optimale stikstofbeschikbaarheid (in Tabel 2) weinig betekenis voor deze dosis-effect relaties. Rekenkundig zijn deze waarden derhalve gelijkgesteld aan 100%. Hoewel door deze stap de Ausgangssituation in de dosis-effect relatie ook op 100% wordt gesteld, geheel analoog aan concept van dosis-effect relaties, moet deze stap niet worden verward met de standaardisatie van de gehele dosis-effect relaties zoals beschreven in formule 3 in paragraaf 3.1.4. Als gevolg van de nu gebruikte methode worden alleen slechts enkele waarden van de effectrelaties aangepast en wordt niet de gehele relaties getransformeerd (zoals eigenlijk wel had gemoeten, mond. med. Runhaar). Wanneer alle waarden zouden zijn getransformeerd analoog aan formule 3 dan zouden de dosis-effect relaties over het algemeen minder steil verlopen. Zo was bijvoorbeeld de in de vierde kolom (B) van tabel 2 weergegeven waarde (30%) na transformatie omgezet geweest in een veel hogere waarde namelijk 46% (mond. med. Runhaar), waardoor de dosis-effect relatie minder steil was geworden. Wanneer bij het berekenen van alle basale effectrelaties niet de gehele dosis-effect relaties zijn getransformeerd, zullen de huidige voorspelde eutrofiërende effecten van grondwaterstands daling dan ook in het algemeen te hoog worden ingeschat.

In dit voorbeeld is ook goed zichtbaar dat de gecombineerde dosis-effect relaties niet gebruikt kunnen worden om op basis van alleen abiotische condities de vegetatiesamenstelling te voorspellen, hetgeen momenteel dan natuurlijk ook niet gebeurt in DEMNAT (zie ook paragraaf 3.3). Immers bij bijvoorbeeld een GVG van 10 cm onder het maaiveld zal de soortengroep indicierend voor matig voedselrijke tot voedselrijke standplaatsen niet volledig ontwikkeld zijn (100% in kolom 8 (B) in tabel 2) maar waarschijnlijk geheel ontbreken (0% in kolom 7 (A)). Bij koppeling met andere modellen/modullen die voorspellingen doen over abiotische toestandscondities kunnen echter wel weer knelpunten geïntroduceerd worden.

Een andere expliciete modelaannname, die goed zichtbaar wordt in deze berekening is dat met de huidige dosis-effect relaties alleen nog voorspeld kan worden dat de presentie van soorten zal afnemen of hooguit gelijk zal blijven wanneer de grondwaterstand daalt. Dit zal ook plaatsvinden wanneer op grond van de gebruikte onderliggende biotische en abiotische responsfuncties nog wel een toename van de aanwezigheid van bepaalde soortengroepen verwacht zou kunnen worden.

Tevens moet vermeld worden dat de huidige dosis-effect relaties tussen de GVG en de voedselrijkdom indicerende soortengroepen niet altijd precies overeenkomen met de gegevens zoals berekend uit de onderliggende abiotische en biotische responsfuncties (zie bv. het verschil tussen de afgelezen en de opgegeven volledigheden van de soortengroep van voedselarme tot

matig voedselrijke standplaatsen in Tabel 2). Controle van de totale set aan basale responsfuncties (uit de invoer-files van GEVOEL) is dan ook wenselijk. Juist omdat deze basale functies worden gebruikt voor berekening van alle ecotoopgroep en ecoseriebodem specifieke dosis-effect relaties.

Aangezien de dosis-effect relaties in de huidige modelconstelatie alleen worden gebruikt om de relatieve verschillen in gevoeligheid voor ingrepen te berekenen, zijn de geconstateerde knelpunten wellicht voor de overall modeluitkomsten niet van doorslaggevend belang. Gevoeligheidsanalyse en verder onderzoek ten behoeve van modelverbeteringen op dit punt is dan ook wenselijk.

3.1.4 Berekening van de dosis-effect relaties voor specifieke ecotoopgroepen en ecoseriebodems.

Als laatste stap worden de dosis-effect relaties berekend voor specifieke ecotoopgroepen en (ecoserie)bodems. Aangezien de rapportage over DEMNAT2.1 momenteel nog niet geheel is afgerond en in het verleden niet uitgebreid gepubliceerd is over deze fase wordt hier wat uitgebreider ingegaan op deze stap.

De dosis-effect relaties van specifieke ecotoopgroepen worden afgeleid uit de dosis-effect relaties van de verschillende indicerende soortengroepen, welke op hun beurt weer berekend zijn door combinatie van basale abiotische en biotische responsfuncties (paragraaf 3.1).

Voor het berekenen van de dosis-effect relaties van ecotoopgroepen worden de soorten van deze ecotoopgroepen ingedeeld op basis van de indicerende waarde voor vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom (Runhaar et al., 1987). Deze indeling naar indicerende soortengroepen kan worden weergegeven als drie afzonderlijke vectoren. De vector-elementen geven daarbij weer hoeveel soorten van een beschouwde ecotoopgroep ingedeeld zijn in de verschillende indicatieve soortengroepen.

In formule:

$$ax = (ax_1, ax_2, \dots, ax_i) \quad (1)$$

waarbij:

- i: indices voor de indicerende soortengroepen
- ax: vector met aantallen soorten van beschouwde ecotoopgroep verdeeld over i verschillende indicerende soortengroepen.

x geeft daarbij aan welke specifieke standplaatsfactor beschouwd wordt: v voor vochttoestand, z voor zuurgraad en n voor voedselrijkdom.

αx_i : aantal soorten van de i-de indicerende soortengroep in de beschouwde ecotoopgroep

De indelingen van soorten op basis van de indicatieve waarde voor vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom kunnen dan op de volgende wijze worden weergegeven:

$$\alpha v = \begin{pmatrix} \alpha v1 \\ \alpha v2 \\ \alpha v3 \\ \alpha v4 \\ \alpha v5 \\ \alpha v6 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \text{aantal soorten van natte standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van natte tot vochtige standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van vochtige standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van vochtige tot droge standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van droge standplaatsen} \\ \text{aantal soorten indifferent t. a. v. de vochttoestand} \end{pmatrix} \quad (2)$$

$$\alpha z = \begin{pmatrix} \alpha z1 \\ \alpha z2 \\ \alpha z3 \\ \alpha z4 \\ \alpha z5 \\ \alpha z6 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \text{aantal soorten van zure standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van zure tot zwak zure standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van zwak zure standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van zwak zure tot basische standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van basische standplaatsen} \\ \text{aantal soorten indifferent t. a. v. de zuurgraad} \end{pmatrix}$$

$$\alpha n = \begin{pmatrix} \alpha n1 \\ \alpha n2 \\ \alpha n3 \\ \alpha n4 \\ \alpha n5 \\ \alpha n6 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \text{aantal soorten van voedselarme standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van voedselarme tot matig voedselrijke standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van matig voedselrijke standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van matig voedselrijke tot voedselrijke standplaatsen} \\ \text{aantal soorten van voedselrijke standplaatsen} \\ \text{aantal soorten indifferent t. a. v. de voedselrijkdom} \end{pmatrix}$$

Voor bijvoorbeeld ecotoopgroep K23 (kruidenvegetatie van natte, voedselarme, basische standplaatsen) komt dit neer op de volgende indeling op basis van respectievelijk de indicatieve waarde voor vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom (berekening GEVOEL).

$$\alpha v = \begin{pmatrix} 24 \\ 7 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix}, \quad \alpha z = \begin{pmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 12 \\ 19 \\ 0 \end{pmatrix}, \quad \alpha n = \begin{pmatrix} 20 \\ 11 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix}$$

Met behulp van de gecombineerde dosis-effect relaties tussen de GVG en de presentie van vocht-, zuurgraad- en voedselrijkdom-indicerende soortengroepen wordt vervolgens berekend hoe de samenstelling van de ecotoopgroepen zal veranderen als gevolg van grondwaterstands daling of stijging. Hiertoe worden de gecombineerde dosis-effect relaties van de indicerende soortengroepen allereerst op zodanige wijze geschaald (c.q. gestandaardiseerd), dat bij de optimale GVG alle, voor de beschouwde ecotoopgroep, karakteristieke soorten aanwezig zullen zijn.

In formule:

$$DX'_{GVGj} = DX_{GVGj} / DX_{opt. GVGj} \quad (3)$$

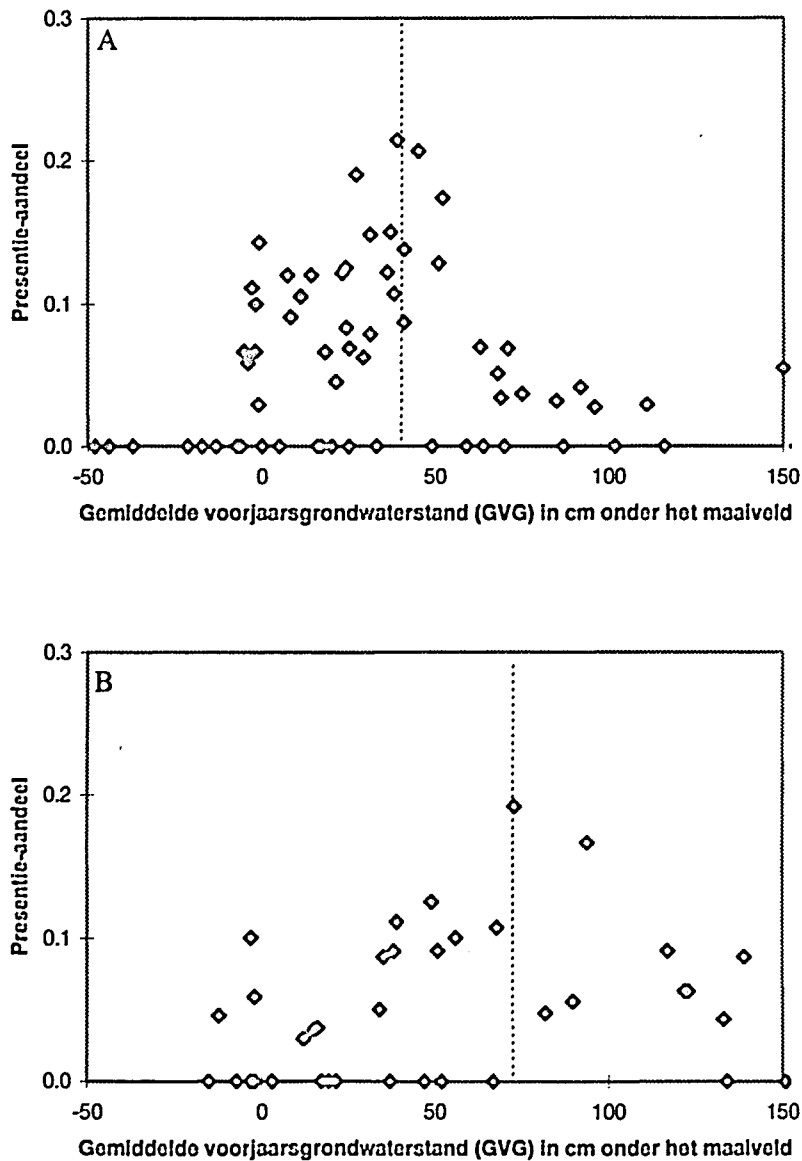
waarbij:

- i: indices voor de indicerende soortengroepen
- GVG: indices voor gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand
- DX_{GVGj} : matrix met daarin de gecombineerde dosis-effect relatie van de i-de indicerende soortengroep met de GVG, waarbij X aangeeft welke specifieke deelrelatie is beschouwd (V voor vochttoestand, Z voor zuurgraad en N voor stikstofbeschikbaarheid)
- DX' : idem maar geschaald naar de situatie bij optimale GVG
- opt. GVG: indexwaarde voor GVG waarbij de beschouwde ecotoopgroep volledig ontwikkeld is.

In DEMNAT is aangenomen dat de optimale gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) voor ecotoopgroepen van natte standplaatsen ligt rond het maaiveld (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996). Daarbij wordt verder geen rekening gehouden met de specifieke soortensamenstelling binnen deze ecotoopgroepen. Zo wordt bijvoorbeeld de optimale GVG van een ecotoopgroep bestaande uit verhoudingsgewijs veel soorten indicatief voor natte standplaatsen (77% bij K23) gelijkgesteld aan de optimale GVG van een ecotoopgroep die verhoudingsgewijs bestaat uit minder van dergelijke soorten (61% bij K21). Voor alle ecotoopgroepen van vochtige standplaatsen is de optimale GVG gelijkgesteld aan 40 cm onder het maaiveld.

Hierbij is tevens impliciet de aanname gemaakt, dat de ligging van de optima niet verschilt per bodemtype. De gelijkheid in optimale GVG voor soorten indicierend voor natte standplaatsen op verschillende bodems volgt geheel uit de eerder beschreven aanname dat de aeratie waar deze soorten voornamelijk op reageren niet varieert per bodemtype. De gelijke optimale GVG voor vochtige ecotoopgroepen op alle bodemtypen is daarentegen niet

helemaal consistent met eerdere aannames. Soorten indicierend voor vochtige standplaatsen reageren voornamelijk op veranderingen in de vochtleverantie (zie ook paragraaf 3.1.1.1), en aangenomen is dat deze vochtleverantie juist sterk varieert per bodemtype bij vergelijkbare grondwaterstanden.



Figuur 7. Relatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en het presentie-aandeel van de soortengroep indicierend voor vochtige standplaatsen op leem-arme zandgronden (Figuur A) en leemige zandgronden (Figuur B). De stippellijn geeft ongeveer de ligging van de optimale GVG weer (Gegevens ontleend aan databestand Runhaar, 1989b).

Als gevolg van de gelijkstelling van de optimale GVG (c.q. beginpunt dosis-effect relaties) wordt een deel van de veronderstelde belangrijke relatieve verschillen in gevoeligheid van bodems en ecotoopgroepen voor

grondwaterstands-veranderingen buiten beschouwing gelaten. Uit figuur 7A/B blijkt ook dat, de gegevens gebruikt voor opstelling van de responsfuncties (Runhaar, 1989), informatie bevat over de verschillen in optimale GVG op verschillende bodemgroep. Realistischer en consequenter is dan ook om niet alleen de vorm van de responsfuncties bodemtype-afhankelijk te stellen, maar ook de ligging van de responsfuncties.

In GEVOEL worden na de schaling per deeleffect (voor vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom) de aantalsvectoren vermenigvuldigd met deel-effectmatrices (zie Formule 4). Deze matrices bestaan uit de gecombineerde dosis-effect relaties die beschrijven hoe de presentie-percentages van de verschillende indicerende soortengroepen afhangt van de GVG op een bepaalde functionele bodemgroep. Voor vochttoestand bestaat deze effectenmatrix (DV) dan bijvoorbeeld uit de gecombineerde responsfuncties die weergeven hoe als gevolg van veranderingen in de vochttoestand van de bodem de presentie van de vochtindicerende soortengroepen zal veranderen als gevolg van een bepaalde grondwaterstandsverandering.

In formule:

$$dX_{GVG} = (DX'_{GVGj} * \alpha_j) / \sum_{i=1}^{i=\text{aantal_groepen}} \alpha_i \quad (4)$$

waarbij:

dX_{GVG} : voorspelde volledigheid van een ecotoopgroep als functie van de GVG, waarbij X aangeeft welk afzonderlijk deeleffect beschouwd is (V voor vochttoestand, Z voor zuurgraad en N voor stikstofbeschikbaarheid)

De dosis-effect relaties van bijvoorbeeld ecotoopgroep K23 kunnen analoog aan bovenstaande wijze voor ieder gewenste (ecoserie)bodem berekend worden, wanneer maar gebruik wordt gemaakt van de deel-effectenmatrix van de functionele bodemgroep waartoe de beschouwde specifieke (ecoserie)bodem behoort. Zo wordt bijvoorbeeld in GEVOEL de deel-effectrelatie van ecotoopgroep K23 (kruidenvegetatie van natte, basische en voedselarme standplaatsen) voor de vochttoestand op oligotroof veen (voedselarme, basische bodems) berekend op basis van de dosis-effect relaties opgesteld aan de daarbij horende functionele bodemgroep (zie Tabel 1). Met behulp van de ongeschaalde deeleffectmatrix voor de vochttoestand behorende bij deze specifieke ecoseriebodem (herkomst: invoerfiles GEVOEL2.1, zie ook deelfuncties Van der Linden et al., 1992) kan het volgende rekenvoorbeeld voor de schaling weergegeven worden (zie Formule 3):

Ongeschaalde responsfuncties
 van soortengroepen indicatief
 voor verschillende standplaatsen
 →
 Idem voor geschaalde responsfuncties
 (geschaald naar volledigheid bij
 veronderstelde optimale GVG: in dit
 geval bij GVG = 0 cm)

$$DV = \begin{pmatrix} DV * i,0cm \\ DV * i,10cm \\ DV * i,20cm \\ . \\ . \\ . \\ . \\ . \\ . \\ DV * i,150. \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} .83 & .89 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .72 & .84 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .57 & .77 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .40 & .70 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .26 & .63 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .15 & .56 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .08 & .51 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . \end{pmatrix} \begin{pmatrix} .83 \\ .89 \\ 1 \\ 1 \\ 1 \\ 1 \\ 1 \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix} / \begin{pmatrix} .83 \\ .89 \\ 1 \\ 1 \\ 1 \\ 1 \\ 1 \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} (.83/.83) = 1 & (.89/.89) = 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ (.72/.83) = .87 & (.84/.89) = .94 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ (.57/.83) = .69 & (.77/.89) = .87 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ (.40/.83) = .48 & .79 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .31 & .71 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .18 & .63 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .10 & .57 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . \end{pmatrix}$$

Met behulp van formule (4) kan vervolgens berekend worden hoe de volledigheid van de beschouwde ecotoopgroep (in dit voorbeeld K23) wordt beïnvloed als gevolg van veranderingen in vochttoestand van de standplaats:

	Geschaalde responsfunctie van de verschillende indicerende vocht-groepen	af van K23	Tussen resultaat van matrix-berekening	Responsfunctie voor K23 o.b.v. vochttoestand
$dV = \begin{pmatrix} DV i,0cm \\ DV i,10cm \\ DV i,20cm \\ . \\ . \\ . \\ . \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix}$	$= \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .87 & .94 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .69 & .87 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .48 & .79 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .31 & .71 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .18 & .63 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ .10 & .57 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . \end{pmatrix}$	$\begin{pmatrix} 24 \\ 7 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix} / 31 =$	$= \begin{pmatrix} ((1 * 24) + (1 * 7)) / 31 \\ ((.87 * 24) + (.94 * 7)) / 31 \\ ((.69 * 24) + (.87 * 7)) / 31 \\ ((.48 * 24) + (.79 * 7)) / 31 \\ ((.31 * 24) + (.71 * 7)) / 31 \\ ((.18 * 24) + (.63 * 7)) / 31 \\ ((.10 * 24) + (.57 * 7)) / 31 \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 \\ .886 \\ .731 \\ .550 \\ .400 \\ .282 \\ .206 \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix}$	

In dit rekenvoorbeeld is zichtbaar dat bij een verlaging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand de verwachte volledigheid van deze ecotoopgroep van natte omstandigheden snel af zal nemen als gevolg van een verlaging van de vochttoestand (laatste kolom rekenvoorbeeld). Zo zal bij een GVG van rond het maaiveld de ecotoopgroep nog volledig ontwikkeld zijn, aangezien K23 een ecotoopgroep van natte standplaatsen is en optimaal voorkomt bij een GVG van 0 cm. Bij een GVG van 10 cm onder het maaiveld is de vochttoestand minder gunstig en zal de volledigheid tot ca. 89% van de begin volledigheid zijn teruggelopen. Bij een grondwaterstandsval van 20 cm uit de optimale uitgangssituatie is de volledigheid nog maar 73% van de begin volledigheid.

Op vergelijkbare wijze worden veranderingen in de vegetatie berekend welke het gevolg zijn van zowel de verzurende als de eutrofiërende (deel)effecten van grondwaterstandsval. Ook dit geschiedt met behulp van ecoserie-specifieke deeleffect-matrices voor de verschillende standplaatsfactoren. Deze dosis-effect relaties beschrijven, geheel analoog aan bovenstaande deel-relaties voor de vochttoestand, dan hoe de presentie van voedselrijkdom- en zuurgraad-indicerende soortengroepen zal veranderen als gevolg van veranderingen in respectievelijk de voedselrijkdom en de zuurgraad van de standplaats. De daarbij gebruikte abiotische responsfuncties zijn beschreven in de paragraaf 3.1.1.2 en 3.1.1.3.

De berekende deeleffecten voor vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom worden in GEVOEL vervolgens vermenigvuldigd om de uiteindelijke gecombineerde dosis-effect relaties voor veranderingen in grondwaterstand te bepalen (Formule 5). Hierbij wordt verondersteld dat veranderingen in de verschillende standplaatsfactoren in principe onafhankelijk van elkaar inwerken op de samenstelling van de vegetatie. Wanneer de volledigheid van een soortengroep als gevolg van veranderingen in de vochttoestand van de standplaatsfactoren terugloopt met b.v. 50% en daarnaast door veranderingen in zuurgraad ook terugloopt met 50%, dan wordt verondersteld dat na de ingreep nog slechts 25% van de soortengroep aanwezig zal zijn. Er wordt dus niet vanuit gegaan dat de achteruitgang in volledigheid het gevolg kan zijn van de achteruitgang van slechts één en dezelfde subgroep van soorten. Daarnaast worden de effecten van hydrologische ingrepen op de vegetatie dus afzonderlijk berekend. Bij het gelijktijdige optreden van meerdere ingrepen worden de afzonderlijke effecten op vegetatie niveau gecombineerd (zie Witte et al., 1992). Hierbij vindt dus geen integratie plaats op het niveau van de afzonderlijke abiotische

standplaatsfactoren. Hiermee wijkt de methode dus af van een zogenaamde multi-stressbenadering (zie ook Klijn et al., 1997).

In formule:

$$V_{GVG} = dV_{GVG} \cdot dZ_{GVG} \cdot dT_{GVG} \cdot 100\% \quad (5)$$

waarbij:

V_{GVG} : percentuele verandering in de volledigheid van een beschouwde ecotoopgroep op een bepaalde ecoserie-bodem ten opzichte van een volledig ontwikkelde ecotoopgroep als functie van veranderingen in GVG

Voor ecotoopgroep K23 op oligotroof veen wordt in GEVOEL bijvoorbeeld de volgende dosis-effect relatie (herkomst: invoerfiles van DEMNAT; analoog aan de dosis-effect relaties uit Van der Linden et al., 1992) tussen de volledigheid van deze ecotoopgroep en de grondwaterstand berekend:

		vochttoestand	zuurgraad	voedselrijkdom	
$V_{GVG} =$	$\begin{pmatrix} Vi,0cm \\ Vi,10cm \\ Vi,20cm \\ . \\ . \\ . \\ . \\ . \\ . \\ . \\ Vi,150cm \end{pmatrix}$	$\begin{pmatrix} 1 \\ .886 \\ .731 \\ .550 \\ .400 \\ .282 \\ .206 \\ . \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix}$	$\begin{pmatrix} 1 \\ .815 \\ .493 \\ .272 \\ .143 \\ .072 \\ .030 \\ . \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix}$	$\begin{pmatrix} 1 \\ 1 \\ 1 \\ .871 \\ .806 \\ .742 \\ .742 \\ . \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix}$	$\begin{pmatrix} 100\% \\ 72\% \\ 36\% \\ 13\% \\ 5\% \\ 2\% \\ 0\% \\ . \\ . \\ . \\ . \end{pmatrix}$
	$=$	$*$	$*$	$*$	$=$
					$100\% =$

Deze gecombineerde dosis-effect relatie beschrijft hoe de verwachte volledigheid van ecotoopgroep K23 op oligotroof veen (herkomst: invoerfiles DEMNAT2.1) zal afnemen als gevolg van veranderingen in de vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom, welke op hun beurt weer veroorzaakt zijn door grondwaterstands dalingen.

In DEMNAT wordt de dosis-effect relatie samen met de actuele vegetatiesamenstelling en de hydrologische dosis gebruikt voor effectberekeningen. Anders dan in SMART/MOVE wordt dus niet alleen uitgegaan van een berekende actuele hydrologische conditie maar ook van de actuele vegetatiesamenstelling. Zo wordt in DEMNAT bijvoorbeeld de actuele grondwaterstand geschat met behulp van de actuele volledigheid (Van der Linden et al., 1992; zie ook paragraaf 3.3). Het zal duidelijk zijn dat ecotoopgroep K23 (van natte, basische en voedselarme omstandigheden) in de praktijk zelden of nooit met hoge volledigheden zou voorkomen op zuur oligotroof veen, waardoor bovenstaande dosis-effect relatie dan ook niet wordt toegepast in DEMNAT.

Aangezien de optimale gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand voor deze ecotoopgroep gelijk is aan 0, zou de dosis-effect relatie echter ook beschouwd worden als een responsfunctie waarmee beschreven wordt hoe groot de volledigheid van deze ecotoopgroep zal zijn bij een bepaalde GVG. Wanneer de dosis-effect relaties echter op deze manier geïnterpreteerd zouden worden, dan zou voorspeld worden dat bij een GVG op het maaiveld, de ecotoopgroep volledig ontwikkeld zou zijn. Bij een GVG van 10 cm onder het maaiveld zou de verwachte volledigheid van deze ecotoopgroep nog maar gemiddeld 72% bedragen. Wanneer de dosis-effect relaties op een dergelijke wijze toegepast zouden worden (namelijk door op basis van alleen de abiotische situaties de volledigheid schatten), zou wel voorspeld worden dat ecotoopgroep K23 met onrealistisch hoge volledigheden zou kunnen voorkomen op zuur oligotroof veen. Ook hier blijkt weer duidelijk dat de huidige dosis-effect relaties niet gebruikt kunnen worden om alleen uitgaande van abiotische toestandscondities voorspellingen te doen over de te verwachte (veranderingen in de) vegetatiesamenstelling. Bij koppeling met andere modellen moet dan ook met deze beperking rekening worden gehouden.

Belangrijk is tevens de constatering dat met behulp van de huidige veronderstelde bodemspecifieke relaties tussen enerzijds de grondwaterstand en de verschillende abiotische standplaatsfactoren, en anderzijds tussen de standplaatsfactoren en de vegetatie, bovenstaande ecologisch onrealistische, theoretische voorspellingen te maken zijn. Het bestaan van deze, op voorhand, onrealistische voorspellingen toont aan dat extrapolatie van de basale abiotische en basale biotische responsfuncties niet altijd mogelijk is (zie ook paragraaf 3.1.3) en dat de dosis-effect relaties, geheel analoog aan de huidige toepassing in DEMNAT, alleen gebruikt kunnen worden in combinatie met informatie over de actuele vegetatiesamenstelling (zie ook paragraaf 3.3).

De op bovenstaande wijze per ecotoopgroep en per ecoserie-bodem berekende set van dosis-effect relaties wordt gebruikt als invoer voor DEMNAT. In de huidige versie van DEMNAT zijn in totaal 672 (invoerfiles DEMNAT2.1) van deze effectrelaties voor grondwaterstandveranderingen aanwezig (voor 14 ecotoopgroepen en 48 ecoseriebodems).

3.2 Opstelling biotische responsfuncties/dosis-effect relaties

Zoals eerder is aangegeven zijn de relaties tussen de voedselrijkdom en de soortensamenstelling van de vegetatie geschat op basis van literatuurgegevens (Ellenberg, 1977; Gremmen, 1987; Runhaar, 1989b). De relaties tussen de relatieve soortensamenstelling en de zuurgraad zijn daarnaast zoveel bepaald op basis van onderzoeksgegevens van Kruijnen et al. (1967). De relaties tussen de relatieve soortensamenstelling en de GVG, voor beschrijving van de effecten veroorzaakt via veranderingen in de vochttoestand, zijn op vrijwel analoge wijze bepaald met gebruikmaking van de onderzoeksgegevens van Runhaar (1989a). De methode die daarbij gebruikt is kan het best beschreven worden aan de hand van de opstelling van de relaties voor vochttoestand.

Voor de bepaling van deze responsfuncties is uitgegaan van zowel uit vegetatieopnamen afgeleide regressie vergelijkingen als veronderstelde verbanden tussen de standplaatsfactoren en het voorkomen van soorten (Runhaar, 1996). De regressie vergelijkingen zijn berekend met behulp van onderzoeksgegevens van Runhaar (1989a, b), over het voorkomen van soortengroepen in relatie tot vochttoestand en bodemtextuur. Soorten met eenzelfde indicatieve waarde voor de vochttoestand van de standplaats (indeling volgens Runhaar et al., 1987) zijn daartoe op zodanige wijze gecombineerd dat de nieuwe, geaggregeerde soortengroepen domineren op een steeds bredere range van grondwaterstanden (Tabel 3). Naast een groep van soorten die voorkomen op alleen natte standplaatsen is er dus een soortengroep samengesteld die bestaat uit zowel soorten indicierend voor natte standplaatsen als soorten indicierend voor natte tot vochtige standplaatsen. In totaal zijn er op deze manier een vijftal gecombineerde soortengroepen onderscheiden (Tabel 3).

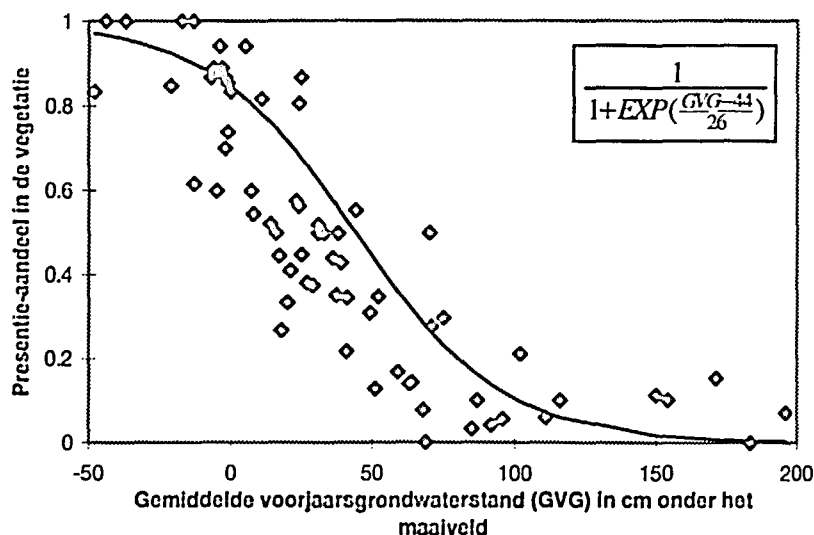
Tabel 3. Indeling van soorten in combinaties van vocht-indicerende soortengroepen (volgens Runhaar, 1996.)

groepnr.	Omschrijving
1	soorten van natte standplaatsen (inclusief soorten van aquatische standplaatsen en aquatische tot natte standplaatsen)
2	soorten van natte standplaatsen (inclusief soorten van aquatische standplaatsen en aquatische tot natte standplaatsen) soorten van natte tot vochtige standplaatsen
3	soorten van natte standplaatsen (inclusief soorten van aquatische standplaatsen en aquatische tot natte standplaatsen) soorten van natte tot vochtige standplaatsen soorten van vochtige standplaatsen
4	soorten van natte standplaatsen (inclusief soorten van aquatische standplaatsen en aquatische tot natte standplaatsen) soorten van natte tot vochtige standplaatsen soorten van vochtige standplaatsen soorten van vochtige tot droge standplaatsen
5	soorten van natte standplaatsen (inclusief soorten van aquatische standplaatsen en aquatische tot natte standplaatsen) soorten van natte tot vochtige standplaatsen soorten van vochtige standplaatsen soorten van vochtige tot droge standplaatsen soorten van droge standplaatsen soorten indifferent voor de vochttoestand van de standplaats

Voor elk van deze geaggregeerde soortengroepen is vervolgens bepaald hoe het presentie-aandeel van deze groepen in de vegetatie afhangt van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG). Zo is bijvoorbeeld bepaald hoe het presentie-aandeel van de gecombineerde soortengroep bestaande uit soorten van natte standplaatsen en soorten van natte tot vochtige standplaatsen, op leem-arme zandgronden afhangt van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (Figuur 8). Met behulp van niet-lineaire regressie-analyse is vervolgens bepaald wat het verband is tussen het percentage soorten van deze gecombineerde soortengroep in een vegetatieopname en de gemeten GVG (Figuur 8).

De curve die de relatie tussen grondwaterstand en de soortengroep indicatief voor natte standplaatsen weergeeft is direct gebruikt om de afname van deze soortengroep te beschrijven. De relaties opgesteld aan de gecombineerde groep bestaande uit soorten indicatief voor natte standplaatsen en soorten indicatief voor natte tot vochtige standplaatsen is echter gebruikt om de afname van alleen de soorten indicatief voor natte tot vochtige standplaatsen te beschrijven. De relaties opgesteld aan de gecombineerde groep bestaande uit soorten indicatief voor natte standplaatsen, soorten indicatief voor natte tot vochtige standplaatsen en soorten indicatief voor vochtige standplaatsen is geheel analoog gebruikt om

alleen de afname van soorten indicatief voor alleen vochtige standplaatsen te beschrijven. Hierbij moet worden gerealiseerd dat de relaties die gebruikt zijn om veranderingen in een bepaalde soortengroep te beschrijven zijn dus niet opgesteld aan een analoge soortengroep maar aan een anders gedefinieerde, veel bredere, groep van soorten.

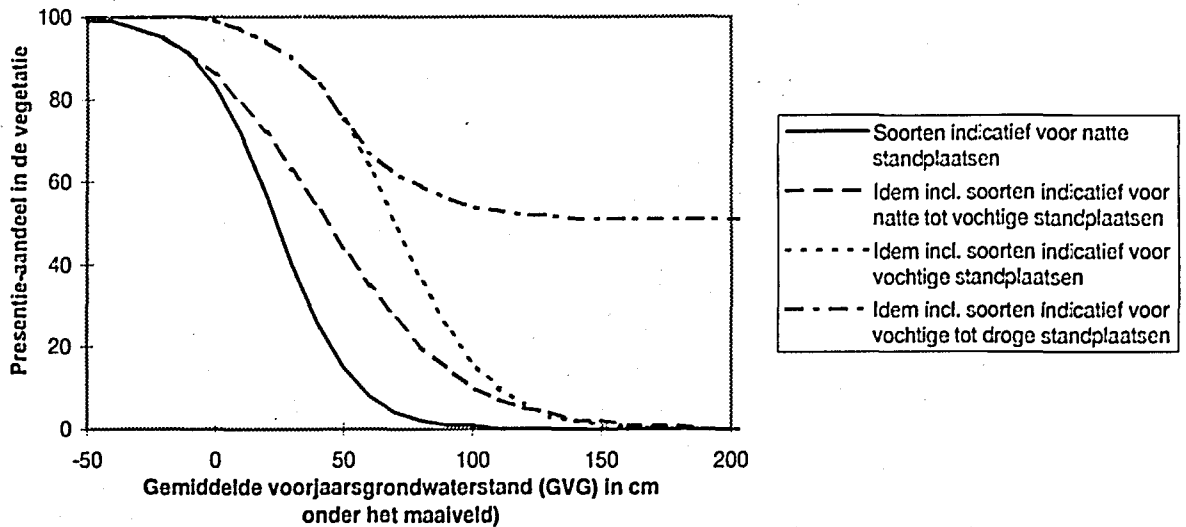


Figuur 8. Relatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en het presentie-aandeel van de gecombineerde soortengroep bestaande uit soorten indicatief voor natte milieu's en soorten indicatief voor natte tot vochtige milieu's. De weergegeven regressievergelijking is in GEVOEL2.1 gebruikt om het verband tussen de GVG en het presentie-aandeel te beschrijven (Data ontleend aan Runhaar 1989a,b; Curve ontleend aan invoerfiles GEVOEL2.1).

In figuur 9A zijn alle gefitte effectrelaties weergegeven voor de verschillende combinaties van vocht-indicerende soortengroepen die voorkomen op leem-arme zandgronden die gebruikt zijn om de gevoeligheid van afzonderlijke vochtgroepen voor grondwaterstandsval te beschrijven. De effectrelaties van veel andere functionele bodemgroepen konden veelal niet op deze wijze berekend worden, aangezien de empirische gegevens hiervoor ontbraken. Dergelijke functies zijn daarentegen veelal afgeleid van de op leemarme zandgronden bepaalde regressie vergelijkingen (Figuur 9A) met behulp van een aantal aanpassingen (zie ook Runhaar, 1996 en paragraaf 3.1.1.1).

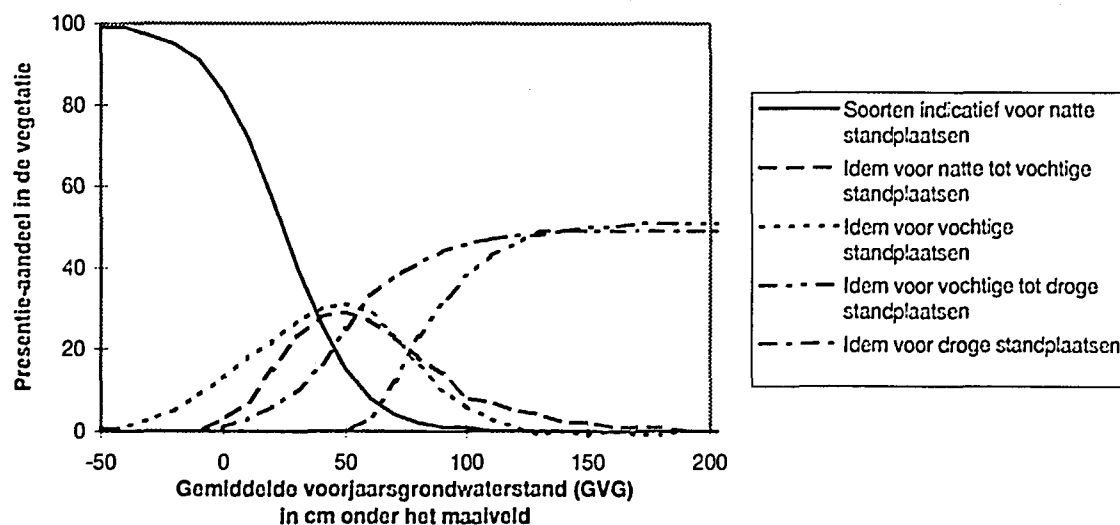
Uit de effectrelaties zoals gebruikt in DEMNAT (figuur 9A) kan ook worden afgeleid wat het aandeel van de afzonderlijke indicerende soortengroepen in de vegetatie is (zie ook opmerkingen in Van der Linden et al., 1992). Door bijvoorbeeld het presentie-aandeel van de gecombineerde soortengroep bestaande uit soorten indicatief voor natte tot vochtige standplaatsen en

soorten indicatief voor natte standplaatsen te verminderen met het presentie-aandeel van soorten indicatief voor natte standplaatsen, kan het presentieaandeel van alleen de soorten indicatief voor natte tot vochtige standplaatsen berekend worden (Figuur 9B).



Figuur 9A. Relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden (GVG) en de presentie-aandelen van de combineerde vocht-indicerende soortengroepen in vegetaties op leem-arme zandgronden (Curves ontleend aan invoerfiles GEVOEL2.1).

In figuur 9B valt echter op, dat de vocht-indicerende vochtgroepen elkaar niet opvolgen in de reeks die op grond van de indeling op indicatiewaarde voor de vochttoestand verwacht mag worden. Zo neemt het presentieaandeel van de soortengroep indicatief vochtige standplaatsen in de vegetatie eerder toe dan het presentie-aandeel van soorten indicatief voor natte tot vochtige standplaatsen. Daarnaast zouden soorten indicatief voor droge standplaatsen volgens figuur 9B al voorkomen bij een ondiepere GVG's (natter) dan soorten indicatief voor vochtige tot droge standplaatsen. Duidelijk is dat de opgestelde relaties de veranderingen in de vegetatiesamenstelling niet geheel realistisch beschrijven. De verschuivingen zijn waarschijnlijk deels artefacten van de toegepaste regressiemethode (gebruik strikt symmetrische sigmoïde-functies). Door het gebruik van niet alleen strikt symmetrische sigmoïde regressiefuncties zal de voorspellende waarde van de regressievergelijkingen toenemen en zal de waargenomen verschuiving verminderen.



Figuur 9B. Relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden (GVG) en de presentie-aandelen van de afzonderlijke vocht-indicerende soortengroepen in vegetaties op leem-arme zandgronden. Deze relaties zijn berekend uit de curves van de gecombineerde indicerende soortengroepen zoals weergegeven in figuur 9A.

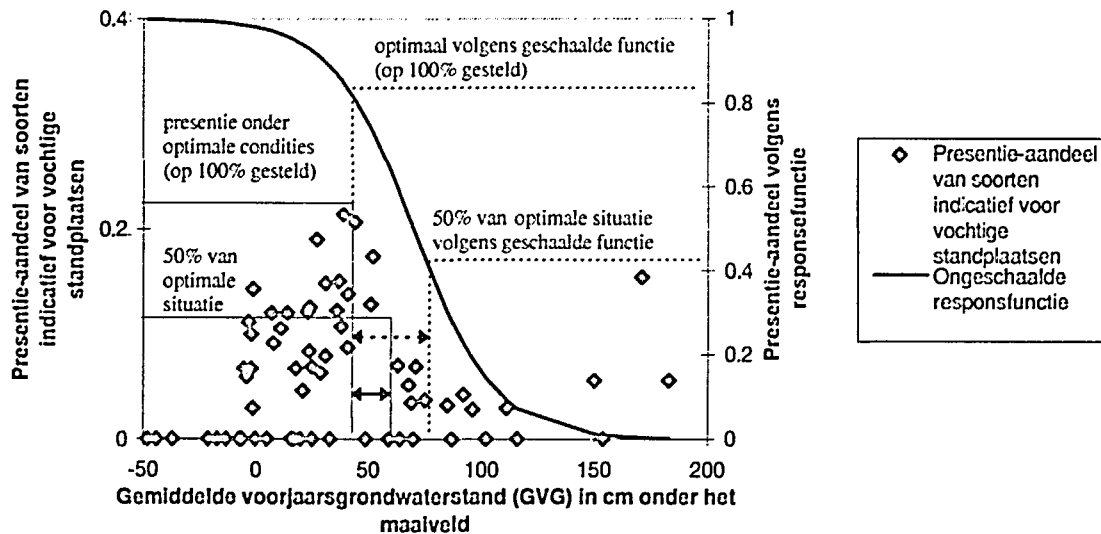
Belangrijker is echter het feit dat de responsfuncties zoals weergegeven in figuur 9A direct worden gebruikt om de relatieve gevoelheden van de afzonderlijke vocht-indicerende soortengroepen voor grondwaterstandsveranderingen te beschrijven. Dit terwijl de regressievergelijkingen niet opgesteld zijn met gegevens die daadwerkelijk de afname van deze afzonderlijke soortengroepen beschrijven, maar met gegevens die de afname van combinaties van verschillende afzonderlijke indicerende soortengroepen beschrijven. De regressievergelijkingen/responsfuncties zullen daardoor de veranderingen in de afzonderlijke soortengroepen in de vegetatie dan ook niet juist kunnen beschrijven. Wanneer de dosis-effect relaties voor afzonderlijke indicerende soortengroepen, in tegenstelling tot nu, daadwerkelijk berekend zou worden op basis van alleen de informatie van deze afzonderlijke indicerende soortengroepen i.p.v. met informatie over gecombineerde soortengroepen dan zouden de relaties anders zijn. Dit kan geïllustreerd worden met het volgende voorbeeld (met de gegevens weergegeven in figuur 10). Bij interpretatie van de gegevens in figuur 10 moet natuurlijk wel gerealiseerd worden dat de punten links van het optimum geen enkel nut hebben voor de opstelling van dosis-effect relaties. De dosis-effect relaties in DEMNAT doen immers alleen maar uitspraken over de afname van soortengroepen als gevolg van een grondwaterstandsval vanuit een optimale uitgangssituatie. Voor de vorm van de dosis-effect relaties zouden dan ook voornamelijk alleen de punten rechts van het optimum van belang zijn. Daarnaast moet gerealiseerd worden dat ook de waarden van de punten

rechts van het optimum zoals weergegeven is figuur 10, niet direct vergeleken kunnen worden met de weergegeven waarden van de dosis-effect curve in figuur 10. De weergegeven curve is namelijk nog niet geschaald naar het optimum van de afzonderlijke indicerende soortengroep (zie formule 3). Daarnaast zou om directe vergelijking tussen de punten en de curve mogelijk te maken ook de waarden van de punten in figuur 10 eerst geschaald moeten worden naar de verwachte waarde in het optimum (c.q. schaling naar de beginsituatie, waarbij per definitie de presentie op 100% is gesteld).

Op basis van de dosis-effect curve van de gecombineerde soortengroepen zoals weergegeven in figuur 10 mag verwacht worden dat bij een GVG van ca. 70 cm onder het maaiveld het presentie-aandeel van de soorten indicatief voor natte tot vochtige situaties met 50% is afgenomen ten opzichte van de situatie onder optimale omstandigheden (bij de veronderstelde optimale GVG van 40 cm). De dosis waarbij dus nog maar 50% van het maximale presentie-aandeel gerealiseerd kan worden (c.q. LD50) is ca. 30 cm (70 cm - 40 cm; als gestippelde pijl weergegeven in Figuur 10). Dit punt is naast de ligging van de beginwaarde (dosis=0 situatie), één van de belangrijkste curvatuurkenmerken van sigmoïde dosis-effect relaties. Het 50%-reductieniveau zou volgens de empirische gegevens van de afzonderlijke soortengroep daarentegen liggen in de buurt van een GVG van ca. 60 cm onder het maaiveld (Figuur 10), hetgeen overeenkomt met een LD50 van (60 - 40 cm =) ca. 20 cm (als pijl weergegeven in Figuur 10). Het LD50 niveau van de dosis-effect relaties zou dus verschillen afhankelijk van de gekozen berekeningsmethode. Duidelijk is dan ook dat de dosis-effect relaties van de gecombineerde soortengroepen niet zonder meer geschikt zijn als betrouwbare schatter voor de dosis-effect relaties van afzonderlijke indicerende soortengroepen, dit terwijl de relaties momenteel wel voor dit doel gebruikt worden.

Bij het gebruik van de dosis-effect relaties moet tevens gerealiseerd worden dat de relaties het verband beschrijven tussen de GVG en het presentie-aandeel van soortengroepen in de vegetatie. Als zodanig beschrijven de functies dan ook niet alleen de veranderingen van één bepaalde soortengroep, maar per definitie de veranderingen in soortengroepen ten opzichte van de veranderingen in de omvang van andere soortengroepen. Het presentie-aandeel van bijvoorbeeld soorten indicatief voor natte standplaatsen in een vegetatie is namelijk niet alleen afhankelijk van het aantal soorten in deze groep maar ook van het aantal aanwezige soorten van andere groepen. Het voordeel van het gebruik van relatieve presentie gegevens is dat bij bepaling van de dosis-effect relaties effecten van andere, storende omgevingsfactoren (zoals bijvoorbeeld beïnvloed door

maai-beheer) buiten beschouwing worden gelaten (zie ook Runhaar, 1995). Daarnaast heeft deze methode als voordeel dat de schattingen van de vegetatiesamenstelling op basis van relatieve presentie-aandelen waarschijnlijk minder afhankelijk zijn van ruimtelijke schaal waarop de presentie-aandelen zijn bepaald dan wanneer de vegetatiesamenstelling wordt bepaald op basis van absolute aantallen (zie ook Witte et al., 1992).



Figuur 10. Relatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en het presentie-aandeel van de afzonderlijke soortengroep indicatief voor vochtige standplaatsen op leem-arme zandgronden (punten) en de dosis-effect relatie die in GEVOEL gebruikt is om na schaling de verandering (vanuit een optimale beginsituatie) van deze soortengroep te beschrijven. De curve is daarbij berekend op basis van het relatieve presentie-aandeel van de gecombineerde soortengroep bestaande uit soorten indicatief voor natte standplaatsen, soorten indicatief voor natte tot vochtige standplaatsen en soorten indicatief voor vochtige standplaatsen. Om vergelijking mogelijk te maken moeten beide relaties (curve en punten) eerst geschaald worden (zie ook uitleg in de tekst). De gestippelde lijnen geven aan waar ongeveer het optimum (c.q. uitgangssituatie) en het 50%-niveau hiervan ligt volgens de geschaalde dosis-effect relatie. De doorgetrokken lijnen geven aan waar ongeveer het optimum en het 50%-niveau hiervan ligt volgens de ruwe data. De gestippelde en doorgetrokken pijlen geven ongeveer de grootte van het LD50-niveau weer (= Dosis waarbij nog maar 50% van het maximale presentie-aandeel in de vegetatie gerealiseerd kan worden), berekend op basis van respectievelijk de geschaalde dosis-effect relatie en de geschaalde ruwe data (Functie ontleend aan Invoer-files GEVOEL2.1. Data ontleend aan onderzoeksgegevens Runhaar, 1989a, b).

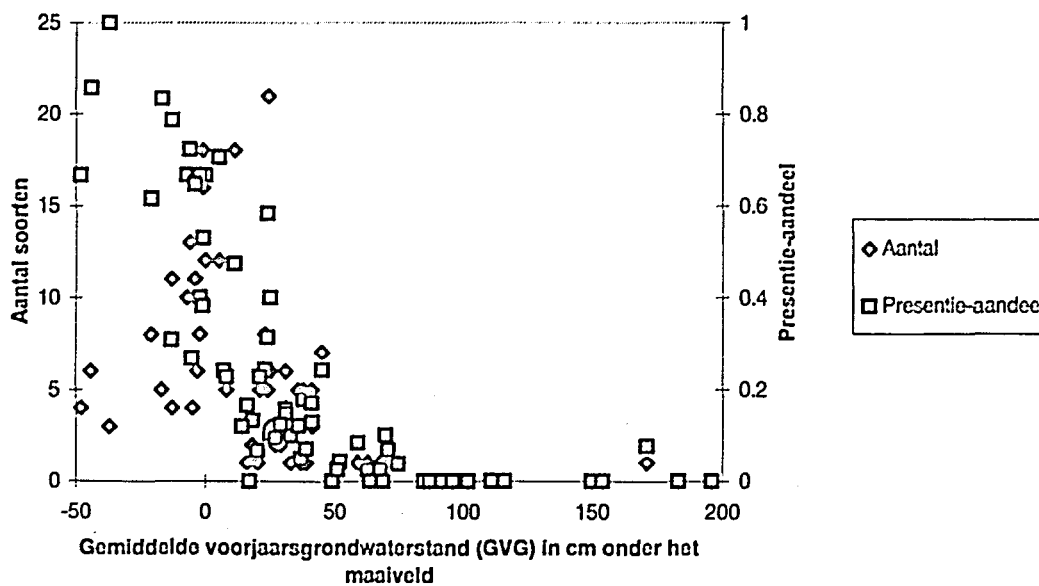
Ondanks deze grote voordelen heeft het gebruik van relatieve presentie- en/of abundantie gegevens echter ook een aantal nadelen, zoals bijvoorbeeld geïllustreerd kan worden aan de hand van de bepaling van de ligging van de optima van soortengroepen. De waarde van een bepaalde standplaatsfactor, waarbij een soortengroep met een maximaal relatief presentie-aandeel in de vegetatie aanwezig zal zijn (optimum o.b.v. relatieve

presentie gegevens) is bijvoorbeeld veelal niet gelijk zijn aan de waarde waarbij diezelfde soortengroep met een zo groot mogelijk aantal soorten in de vegetatie aanwezig is (optimum o.b.v. absolute presentie gegevens). Datzelfde gaat natuurlijk op voor de abiotische toestand waarbij bijvoorbeeld 25%, 50% of 95% van de soorten is verdwenen t.o.v. de optimale uitgangssituatie. Soortengroepen die aan de uiteinden van de verschillende milieu-assen met maximale volledigheid voorkomen zullen bij nog extremere waarden voor deze standplaatsfactoren een maximaal presentieaandeel in de vegetatie vertegenwoordigen. Hierdoor zal bijvoorbeeld de ligging van het optima (c.q. het beginpunt van de dosis-effect relatie) verschuiven richting de uiteinden van de milieu-assen wanneer gewerkt wordt met relatieve presentiegegevens. Natuurlijk zullen ook andere curvatuurkarakteristieken, zoals bijvoorbeeld het buigpunt van de dosis-effect relatie, door het gebruik van relatieve maten veranderen. Dit kan geïllustreerd worden aan de hand van het volgende voorbeeld. Wanneer op basis van het presentie-aandeel de optimale grondwaterstand van soorten indicatief van natte standplaatsen wordt berekend, dan zal deze veel lager liggen (tussen ca. -40 en -30 cm o.b.v. gegevens in figuur 11A) dan wanneer de optimale GVG wordt berekend op basis van niet relatieve presentie-gegevens (tussen de ca. 0 en 10 cm o.b.v. figuur 11B). Geheel analoog kan beredeneerd worden dat soortengroepen met optima aan de andere zijde van de milieu-assen (droog, basisch en voedselrijk) hoger zullen worden ingeschat bij gebruik van relatieve presentiegegevens dan bij het gebruik van absolute presentie gegevens. Als gevolg van het gebruik van relatieve presentie gegevens zullen natuurlijk niet alleen de ligging van de optima verschuiven, maar ook andere curvatuurkarakteristieken zoals de ligging van buigpunten zullen beïnvloed worden.

Aangezien de vorm van de dosis-effect relaties in DEMNAT zijn afgeleid op basis van relatieve presentiegegevens, is de kans op verschuivingen van verschillende curvatuurkarakteristieken aannemelijk. De ligging van de optima, zoals gebruikt bij de opstelling van de dosis-effect relaties, zijn daarentegen voornamelijk afgeleid van bedekkingsgegevens (Zie ook Van der Linden et al., 1992). Ook bij deze (deels relatieve) abundantiegegevens kunnen verschuivingen optreden. Bij bepaling van de ligging van de optimale grondwaterstanden op basis van relatieve presentie is getracht te corrigeren voor dergelijke verschuiving (zie ook Van der Linden et al., 1992). De afgelezen optimale GVG, op basis van bedekkingsgegevens, ligt voor soorten indicierend voor natte standplaatsen op zand en klei 40 cm boven het maaiveld en op veen rond het maaiveld. In plaats van deze afgelezen waarden is een optimale GVG van rond het maaiveld verondersteld en gebruikt (bv. bij de schaling). De afgelezen optimale GVG van soorten indicierend voor vochtige

standplaatsen varieert tussen de 40 cm en de 60 cm onder het maaiveld, verondersteld is dat een waarde van 40 cm onder het maaiveld realistischer is. Gerealiseerd moet echter worden dat als gevolg van het werken met relatieve waarden niet alleen de optima zullen verschuiven, maar dat ook andere curvatuur-karakteristieken zullen worden beïnvloed. Probleem daarbij is tevens dat de data verschuivingen niet over de hele range van grondwaterstanden even groot zijn (zo zullen bijvoorbeeld de optima aan de uiteinden van de milieu-as sterker verschuiven dan meer gemiddelde optima).

Bij de bepaling van de optimale pH's (gebruikt voor opstelling van abiotische responsefuncties, zie paragraaf 3.1.1.3), is direct gebruik gemaakt van de afgelezen optimale waarden. Onderzocht zou moeten worden in hoeverre ook hier data verschuivingen zijn opgetreden en in hoeverre de correcties hiervoor mogelijk zijn. Probleem daarbij is dat de data verschuivingen in de dosis-effect relatie niet over de hele range van abiotische factoren even groot zijn (zo zullen bijvoorbeeld de optima aan de uiteinden van de milieu-as veelal sterker verschuiven dan meer gemiddelde optima). Onderzocht zou dan ook moeten worden of er standaard methoden voor terugtransformaties bestaan die geldig zijn voor de gehele range van abiotische condities.



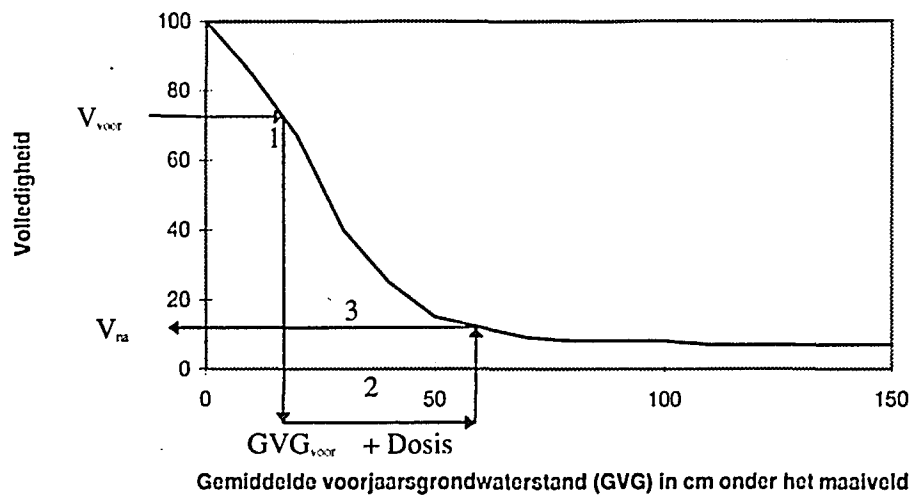
Figuur 11. Relatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) op leem-arme zandgronden en respectievelijk het absolute aantal soorten indicatief voor natte standplaatsen en het relatieve presentie-aandeel van deze soortengroep in de vegetatie (Gegevens ontleend aan Runhaar, 1989a,b).

3.3 Toepassing dosis-effect relaties

Zoals eerder is aangegeven wordt in DEMNAT uitgegaan van een standplaatsbenadering, waarbij verondersteld is dat het voorkomen en de samenstelling van de vegetatie voorspeld kan worden met een beperkt aantal standplaatsfactoren. Op grond van enerzijds informatie over de actuele of de te verwachten grootte van de abiotische standplaatsfactoren, en anderzijds de relaties tussen de standplaatsfactoren en de vegetatie kan een voorspelling gedaan worden over respectievelijk de actuele dan wel de te verwachten soortensamenstelling en verspreiding. De dosis-effect relaties worden in DEMNAT gebruikt, om uitgaande van de huidige vegetatie en een berekende hydrologische dosis (in geval van grondwaterstandsveranderingen) of hydrologische situatie de veranderingen in de vegetatie te voorspellen. Daarbij kan een onderscheid gemaakt worden tussen situaties waarbij de actuele hydrologische situatie wordt afgeleid uit de actuele volledigheid (effecten van grondwaterstandsveranderingen, peilveranderingen en veranderingen in de inbreng van gebiedsvreemdwater) en situaties waarbij de uitgangssituatie ook onafhankelijk van de actuele volledigheid bepaald kan worden (effecten van kwelveranderingen).

Wanneer met DEMNAT wordt voorspeld hoe de volledigheid van ecotoopgroepen zal veranderen als gevolg van een grondwaterstandsval, dan wordt met de dosis-effect relatie en de actuele volledigheid (berekend uit FLORBASE) een schatting gemaakt van de actuele gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG_{voor} ; zie ook Witte et al., 1992). Op grond van de actuele volledigheid (V_{voor}) en de opgegeven grondwaterstandsval (dosis) wordt vervolgens met de dosis-effectrelatie de nieuwe, te verwachten volledigheid na de ingreep uitgerekend (V_{na}). Hierbij wordt aangenomen dat een grondwaterstandsval altijd zal resulteren in een verlaging van de volledigheid, ongeacht of het ecotoopgroepen van natte dan wel vochtige omstandigheden betreft. Verdroging van natte standplaatsen zal dus bijvoorbeeld niet leiden tot een toename van de vochtige ecotoopgroepen, hoewel dergelijke veranderingen wel op zullen treden (zie ook Van der Linden et al., 1992).

Grafisch kan de bovenstaande berekening op de volgende wijze worden weergegeven, waarbij de responsfunctie van K21 op oligotroof veen als rekenvoorbeeld wordt gebruikt (Figuur 12; zie ook Witte et al., 1992).



Figuur 12. Toepassing van de dosis-effect relatie van ecotoopgroep K21 (kruidenvegetatie van natte, voedselarme en zure milieu's) op oligotroof veen bij berekening van de effecten van grondwaterstands daling. (1) Afhankelijk van de aangetroffen actuele volledigheid (V_{voor}) wordt de actuele gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand berekend (GVG_{voor}). (2) Vervolgens wordt hieruit samen met de hydrologische dosis de hydrologische situatie na grondwaterstands daling berekend. (3) Op basis van de berekende toekomstige hydrologische situatie wordt vervolgens de volledigheid na de ingreep (V_{na}) voorspeld (Dosis-effect relatie ontleend aan invoer-files DEMNAT 2.1).

Wanneer de actuele hydrologische situatie wel bekend wordt verondersteld (zoals in het geval bij voorspellingen voor veranderingen in kwelflux) zou de actuele volledigheid zowel berekend worden uit FLORBASE als geschat kunnen worden met behulp van de dosis-effect relaties. Daarbij kunnen de berekende en de geschatte actuele volledigheid aanzienlijk verschillen (Witte et al., 1992; Van der Linden et al., 1992). Enerzijds zouden deze verschillen kunnen duiden op onjuistheden in de effectrelaties (bv. veroorzaakt door schaalproblemen). Anderzijds is aannemelijk dat deze verschillen veroorzaakt worden door andere, niet-beschouwde, standplaatsfactoren of ingrepen (b.v. lichtklimaat, maaibeheer e.d.). Wanneer er verschillen bestaan tussen de aangetroffen actuele volledigheid (V_{voor}) en de verwachte volledigheid volgens de opgegeven abiotische situatie ($V_{kwel\ voor}$), dan wordt de voorspelde volledigheid na de ingreep berekend uit zowel de actuele volledigheid (bepaald uit FLORBASE) als de te verwachte verandering in volledigheid bij de opgegeven verandering in de hydrologische situatie (zie ook Witte et al., 1992).

Bij herstel berekeningen wordt gebruik gemaakt van de inverse dosis-effect relatie, waarbij met behulp van zogenaamde hysteresisfactoren de helling van de oorspronkelijke relaties worden afgezwakt (uitgebreide

informatie in Witte et al., 1992). Hiervoor is gekozen omdat herstel- en hervestigingsprocessen in het algemeen minder snel verlopen dan degradatieprocessen. Bij het gebruik van de inverse relaties wordt aangenomen, dat bijvoorbeeld grondwaterstandsverhogingen altijd zullen resulteren in een toename van de volledigheid. Zo kan bijvoorbeeld met behulp van extreme vernattingsscenario's (grondwaterstandsverhogingen groter dan 2 meter) de maximaal te realiseren volledigheid van grondwaterstand-afhankelijke ecotoopgroepen berekend worden. Ook deze aanname is weer inherent aan de keuze voor het werken met dosis-waarden en dosis-effect relaties i.p.v. met actuele abiotische toestandscondities.

Als gevolg van het berekenen van de verwachte volledigheid met behulp van de actuele volledigheid zullen de modelvoorspellingen meer gelijkenis vertonen met de huidige volledigheidssituatie, zoals afgeleid uit FLORBASE. Tevens zal door deze berekeningswijze de kans op biologisch onrealistische voorspellingen sterk verminderd worden, aangezien effecten op ecotoopgroepen pas worden berekend wanneer deze groepen ook daadwerkelijk voorkomen op een bepaalde plaats.

Bij het bovenstaande gebruik van de dosis-effect relaties wordt aangenomen, dat de volledigheid zoals die gedefinieerd wordt in DEMNAT, overeenkomt met de volledigheid zoals gebruikt in GEVOEL. De actuele volledighedsfractie berekend in DEMNAT wordt namelijk direct gebruikt voor het aflezen van de responsfuncties zoals berekend in GEVOEL. Bij de berekening van de actuele volledigheid van een ecotoopgroep wordt, in tegenstelling tot in GEVOEL, echter gebruik gemaakt van weegfactoren voor individuele soorten en van afwijkende soortenlijsten (Witte et al., 1992; Witte en Van der Meijden, 1993; Runhaar, 1995).

Deze weegfactoren geven aan in hoeverre individuele soorten kenmerkend zijn voor een bepaalde ecotoopgroep. Het idee hierachter is dat als een aantal zeer kenmerkende soorten afwezig zijn de 'volledigheid' van een ecotoopgroep kleiner zou moeten zijn dan wanneer eenzelfde aantal minder kenmerkende soorten afwezig zijn. In GEVOEL wordt hiermee echter geen rekening gehouden.

De weegfactoren worden berekend als het aantal ecotooptypen waarbij de soort binnen de beschouwde ecotoopgroep is ingedeeld, gedeeld door het totaal aantal ecotooptypen waarbij de soort is ingedeeld. In tabel 4 is aangegeven wat bijvoorbeeld de weegfactoren voor de individuele soorten uit de ecotoopgroep K21 zijn.

Tabel 4. Soorten van ecotoopgroep K21 met daarbij de ecotooptypen waarin de soort voorkomt en de daaruit berekende weegfactoren gebruikt voor berekening van de actuele volledigheid in DEMNAT. *: niet opgenomen in DEMNAT veelal omdat de weegfactor kleiner is dan 0.33. **: niet opgenomen in GEVOEL (Soortenlijst gebruikt voor afleiding actuele volledigheid ontleend aan Witte en Van der Meijden, 1995; Soortenlijst gebruikt voor berekening verandering in volledigheden ontleend aan uitvoer-files GEVOEL2.1).

Soort	Ecotooptype	Weegfactor
<i>Agrostis canina</i> *	G21,G22,V11,V12	0.25
<i>Andromeda polifolia</i>	G21	1
<i>Carex curta</i>	G21,G22	0.50
<i>Carex nigra</i> *	G21,G22,G41,G42	0.25
<i>Carex rostrata</i> *	G21,G22,G27,V11,V12,V17	0.17
<i>Dactylorhiza maculata</i> *	G21,G22,G41,G42	0.25
<i>Drosera intermedia</i>	P21	1
<i>Drosera rotundifolia</i>	P21,G21,G22	0.67
<i>Eleocharis multicaulis</i> *	G21,G22,V11,V12	0.25
<i>Erica scoparia</i>	G21	1
<i>Erica tetralix</i>	G21,G41	0.50
<i>Eriophorum angustifolium</i>	G21,G22,V11	0.33
<i>Eriophorum vaginatum</i>	G21	1
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	G21,G41	0.50
<i>Juncus bulbosus</i> *	P21,P22,V11,V12	0.25
<i>Juncus conglomeratus</i> *	G21,G22,G27,G42,R24	0.20
<i>Juncus tenagela</i>	G21,G22	0.50
<i>Lycopodium inundatum</i>	P21	1
<i>Molinia caerulea</i> *	G21,G22,G41,G42,R24,R44	0.17
<i>Narthecium ossifragum</i>	G21	1
<i>Oxycoccus macrocarpos</i>	G21,G22	0.50
<i>Oxycoccus palustris</i>	G21	1
<i>Pedicularis sylvatica</i> *	G21,G22,G41,G42	0.25
<i>Polygala serpyllifolia</i>	G21,G41	0.50
<i>Potentilla erecta</i> *	G21,G22,G41,G42	0.25
<i>Rhynchospora alba</i>	P21	1
<i>Rhynchospora fusca</i>	P21	1
<i>Scirpus cespitosus</i> subsp. germ*	G21,G41	0.50
<i>Scirpus cespitosus</i> subsp. cesp*	G21,G41	0.50
<i>Vaccinium uliginosum</i>	G21	1
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> *	G21,G41,G61	0.33
<i>Wahlenbergia hederacea</i> **	G21	1

Soorten met een weegfactor kleiner dan 0.33 worden bij de berekening van de actuele volledigheid (concept DEMNAT) geheel buiten beschouwing gelaten. De motivatie hiervoor is dat aanwezigheid van deze soorten slechts een geringe indicatieve waarden heeft voor het voorkomen van de beschouwde ecotoopgroep. De veranderingen in volledigheid van

ecotoopgroepen (concept GEVOEL) zoals gebruikt in de dosis-effect relaties zijn echter gebaseerd op alle individuele soorten van een ecotoopgroep.

De actuele volledigheid (concept DEMNAT) van een beschouwde ecotoopgroep wordt berekend met behulp van het hiaatopgevulde FLORBASE-1 bestand, met presentie-gegevens van plantensoorten op een 1 x 1 km-hokniveau (Witte en Van der Meijden, 1995). Allereerst wordt per gridcel de indicatieve score voor aanwezigheid van de verschillende ecotoopgroepen berekend door de weegfactoren van de aanwezige, ecotoopgroep-kenmerkende, soorten te sommeren.

In formule:

$$S = \sum_{i=1}^n W_i \quad \text{voor } W_i \geq 0.33 \quad (6)$$

waarbij:

- S: Indicatieve score van een ecotoopgroep in een gridcel
- W_i : Weegfactor voor de i-de soort van een beschouwde ecotoopgroep
- i: Index voor individuele soorten kenmerkend voor een beschouwde ecotoopgroep
- n: Totaal aantal soorten van een beschouwde ecotoopgroep

Zo zal bijvoorbeeld de indicatieve score van ecotoopgroep K21 (Tabel 4) hooguit 15.33 kunnen bedragen, wanneer alle kenmerkende soorten met een weegfactor groter dan 0.33 in een gridcel voorkomen. Met behulp van deze actuele indicatieve score wordt vervolgens de actuele volledigheid berekend. Daarbij is verondersteld dat een ecotoopgroep slechts daadwerkelijk aanwezig is wanneer de indicatieve score groter is dan, een voor de beschouwde ecotoopgroep, specifieke drempelwaarde. Onder deze drempelwaarde wordt verondersteld dat er met onvoldoende zekerheid kan worden aangenomen dat de ecotoopgroep daadwerkelijk voorkomt. Bij herstelberekeningen wordt in dergelijke situaties echter wel verondersteld dat de volledigheid weer toe kan gaan nemen, dit in tegenstelling tot situaties waarbij de score gelijk is aan nul.

In formule::

$$V_{\text{voor}} = 0 \text{ voor } S < DW_1 \quad (7)$$

waarbij:

V_{voor} : actuele volledigheid van een bepaalde ecotoopgroep
 DW_1 : drempelwaarde van een bepaalde ecotoopgroep
waaronder de aanwezigheid van deze ecotoopgroep
twijfelachtig zal zijn

Wanneer de indicatie score groter is dan een tweede ecotoopspecifieke drempelwaarde, wordt verondersteld dat de actuele volledigheid gelijk is aan één.

In formule:

$$V_{\text{voor}} = 1 \text{ voor } S > DW_2 \quad (8)$$

waarbij:

DW_2 : drempelwaarde van een bepaalde ecotoopgroep
waarboven deze ecotoopgroep zeer goed ontwikkeld zal
zijn

Tussen deze twee drempelwaarden wordt de indicatieve score gebruikt als maat voor de actuele volledigheid.

In formule:

$$V_{\text{voor}} = \frac{S - DW_1}{DW_2 - DW_1} \text{ voor } DW_1 \leq S \leq DW_2 \quad (9)$$

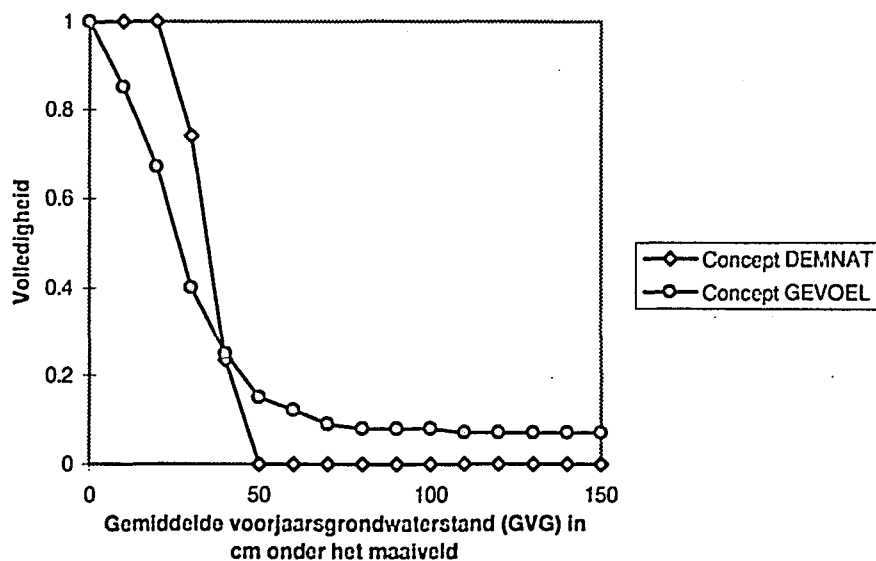
Hoewel de definities voor volledigheid in de verschillende rekenmodules verschillen, zouden beide maten kwalitatief toch goed overeen kunnen komen. Wanneer wordt aangenomen dat de presentie van individuele soorten van een ecotoopgroep voorspeld kan worden met de responsfuncties uit GEVOEL (volledigheidsconcept volgens GEVOEL) dan kan tevens berekend worden hoe de som van de verwachte indicatieve score van die soorten zal variëren met bijvoorbeeld de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand. De verwachte indicatieve score bij een bepaalde GVG kan vervolgens gebruikt

worden om de verwachte volledigheid (concept DEMNAT) te bepalen gebruikmakend van de formules 6 t/m 8, d.w.z. door van de afname van de berekening van de indicatieve score en de daaruit berekende volledigheid. In figuur 13 is het verband weergegeven tussen de gemiddelde grondwaterstand en de beide maten voor de volledigheid van ecotoopgroep K21 op oligotroof veen.

Tabel 5. Drempelwaarden per ecotoopgroep gebruikt voor de berekening van de actuele volledigheden in DEMNAT (waarden ontleend aan Witte en Van der Meijden, 1995).

Ecotoopgroep	Drempelwaarde (DW,) waaronder de aanwezigheid als twijfelachtig wordt beschouwd	Drempelwaarde (DW2) waarboven de aanwezigheid als zeer goed wordt beschouwd
K21	2.0	7.0
K22	4.0	9.0
K23	2.5	4.5
K27	12.0	19.0
K28	10.0	19.0
bK20	3.4	6.2
bK40	5.0	7.0
K41	2.2	4.2
K42	2.5	4.9
H22	2.2	3.2
H27	3.5	5.5
H28	1.7	2.3
H42	4.0	6.0
H47	6.5	10.5

De op bovenstaande wijze berekende waarden lijken kwalitatief echter niet direct goed vergelijkbaar (Figuur 13): In sommige gevallen bedraagt het absolute verschil tussen beide berekeningen van de volledigheid meer van 30%. Hetgeen betekent dat de responsfuncties gebaseerd op het concept volgens GEVOEL niet in alle gevallen zonder meer gebruikt kunnen worden voor het bepalen van de actuele standplaatsfactoren op basis van de actuele volledigheid gebaseerd op het concept volgens DEMNAT. De afname van de volledigheid, zoals in DEMNAT gedefinieerd, neemt bijvoorbeeld in het gekozen rekenvoorbeeld pas bij veel diepere grondwaterstanden af dan de volledigheid zoals gebruikt in GEVOEL. Beredeneerd kan worden dat het verband tussen beide maten van volledigheid zal variëren per ecotoopgroep, hetgeen de onderlinge vergelijking van voorspellingen over ecotoopgroepen sterk bemoeilijkt. Hoewel aan het gebruik van beide benaderingen zowel voor- als nadelen kleven (zie ook Witte et al., 1992 en Runhaar, 1995) lijkt het wenselijk om de gevolgen van de verschillende concepten beter in kaart te brengen, en te kiezen voor een methode waarbij op eenduidige wijze de veranderingen in de vegetatie wordt beschreven.



Figuur 13. Dosis-effect relatie voor ecotoopgroep K21 op oligotroof veen berekend op basis van het volledighedsconcept uit GEVOEL2.1 of het concept gebruikt voor afleiding van de actuele volledigheid in DEMNAT2.1 (zie uitleg in de tekst) (De dosis-effect relatie volgens het concept van GEVOEL is ontleend aan de invoer-files van DEMNAT2.1).

4. Abiotische en biotische modellering in SMART/MOVE

4.1 Concept abiotische en biotische modellering

In SMART/MOVE vindt de abiotische en biotische modellering op een andere wijze plaats dan in DEMNAT. De abiotische standplaatsfactoren grondwaterstand, bodem-pH en stikstofbeschikbaarheid worden berekend met behulp van de procesgeoriënteerde bodemmodule SMART. De uitvoergegevens van SMART worden gebruikt als invoergegevens voor de vegetatiemodule MOVE. De invoer van SMART bestaat uit hydrologische-, bodemkundige- en vegetatiestructuurgegevens alsmede gegevens over de atmosferische depositie. Deze gegevens voor atmosferische depositie worden momenteel berekend met behulp van het model DEADM. De kwelflux kan berekend worden door verschillende hydrologische modellen zoals LGM, NAGROM en SIMGRO. Met behulp van deze modellen kan tevens de weerstand van de afdekkende bodemlaag en de veranderingen in de grondwaterstijghoogte in het eerste watervoerende pakket berekend worden. In SMART worden deze gegevens gebruikt voor de berekening van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden. In tegenstelling tot de hydrologische modellering vindt de bodemchemische modellering geheel plaats in de bodemmodule SMART. Hierbij worden veranderingen in de zuurgraad/basenverzadiging en nutriënten/organische stof concentraties voorspeld in afhankelijkheid van ondermeer de grondwaterstand, de kwelflux, de vegetatiestructuur en de atmosferische depositie. De gebruikte rekenregels zijn daarbij grotendeels gebaseerd op formele fysische en chemische grondslagen, zoals massa- en ionenbalansen en evenwichtsvergelijkingen. Een deel van de gebruikte rekenregels en responsfuncties is echter opgesteld op basis van 'expert-judgement'. De betrouwbaarheid van de modelresultaten zullen sterk afhangen van de volledigheid van de kennis van de bodemprocessen en van de kwaliteit van zowel de modelinvoer als de modelparameters.

Parametrisatie vindt in SMART plaats voor zeven verschillende bodemtypes, vijf grondwatertrapklassen (Gt-klassen), vier kwelkwaliteitsklassen en vijf vegetatiestructuurtypen. De bodemtypen zijn afgeleid uit de 1: 50000 bodemkaart van Nederland en ingedeeld in zeven groepen, te weten arm zand, rijk zand, kalkrijk zand, kalkloze klei, kalkrijke klei, veen en löss. De vijf Gt-klassen zijn daarbij afgeleid van de LKN-klassen. De vijf onderscheiden vegetatiestructuurtypen zijn loofbos, dennenbos, sparrenbos, onbemeste grasland en heide. De onderscheiden kwelkwaliteitsklassen zijn afgeleid van de LKN-kwelklassen, waaraan op basis van Van Wirdum (1991) concentraties zijn

toegekend. De in SMART gebruikte vegetatiestructuurparameters (zoals interceptie en opnameparameters) en bodempparameters (zoals organische stofgehalte e.d.) zijn afgeleid uit verschillende literatuurgegevens (zie Kros et al., 1995).

4.1.1 Abiotische modellering van grondwaterstandsveranderingen

4.1.1.1 Abiotische modellering van de vochttoestand

De modellering van de vochttoestand in SMART/MOVE gebeurt net als in DEMNAT op basis van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand. Hoewel, anders dan in DEMNAT, in een bepaalde fase in de modellering de GVG wordt omgezet in een waarde voor de vochttoestand van de standplaats (zie ook Alkemada et al., 1996).

De GVG wordt berekend met behulp van de verandering in grondwaterstand (berekend met behulp van hydrologische modellen) en de referentie grondwaterstand, welke van de Gt-klassen zijn afgeleid (Van der Sluijs, 1990). De grondwaterstandsveranderingen worden daarbij berekend uit de weerstand van de afdekkende bodemlaag en de verandering in de grondwaterstijghoogte in het eerste watervoerende pakket (Formule 10, zie Pastoors, 1992). Deze parameters worden berekend door het hydrologische model LGM. De uiteindelijke berekening van de verandering in de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand vond bij versie 1.0 van de natuurplanner plaats in SMART. In recentere versies vindt deze berekening geheel plaats in LGM.

In formule:

$$\Delta GVG = \Delta \varphi * \frac{\gamma}{\gamma + c} \quad (10)$$

waarbij:

ΔGVG :	verandering in gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand in meters
$\Delta \varphi$:	verandering in grondwaterstijghoogte in het eerste watervoerende pakket in meters
γ :	drainageweerstand per Gt-klasse in dagen
c :	weerstand van de afdekkende bodemlaag in dagen

De drainageweerstand (γ) die de verandering in de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand mede bepaald, is in deze formule afhankelijk van de grondwatertrap (Tabel 6). De verandering in GVG is daarnaast afhankelijk van de weerstand van de afdekkende bodemlaag. Wanneer door het

ontbreken van een dergelijke laag, bv. in zandgronden, de verticale stijgweerstand klein is zal de verandering in de voorjaarsgrondwaterstand gelijk zijn aan de berekende verandering in grondwaterstijghoogte in het eerste watervoerende pakket. Bij bodems met een grotere weerstand van de afdekkende bodemlaag zal de GVG minder sterk afhangen van de veranderingen in stijghoogte van het eerste watervoerende pakket.

Tabel 6. Indeling en parametrisatie van onderscheiden grondwatertrappen in SMART/MOVE
(Tabel ontleend aan source SMART2 versie augustus 1996. Weergave analoog aan Kros et al., 1995).

LKN-grondwaterklasse	Grondwatertrap	De hieraan gekoppelde referentie GVG (in cm onder het maaiveld) zoals gebruikt in SMART (waarden ontleend aan source SMART aug. 1996)	Drainageweerstand zoals gebruikt in SMART (in dagen; waarden ontleend aan source SMART aug. 1996)
I	Gt-1	8.5	100
II	Gt-2	23.8	150
III	Gt-2', Gt-3, Gt-3', Gt-5, Gt-5'	47.7	300
IV	Gt-4, Gt-6	82.4	400
V	Gt-7, Gt-7'	154.5	700

In tegenstelling tot bij DEMNAT wordt in SMART dus de grondwaterstand zelf gebruikt als basis voor de modellering van de vochttoestand van de standplaats, en niet de verandering in grondwaterstand. In SMART/MOVE speelt de verandering in de grondwaterstand natuurlijk wel een essentiële rol voor de berekening van de grondwaterstand (zie formule 10). Afhankelijk van de scenario keuze kan in SMART worden gerekend met een voorjaarsgrondwaterstand die abrupt of geleidelijk (lineair) zal veranderen vanuit een uitgangssituatie naar een voorspelde toekomstige situatie. Bij een geleidelijke verandering wordt verondersteld dat gedurende de simulatieperiode de GVG lineair veranderen tot de voorspelde GVG in de toekomstige situatie. De GVG op een willekeurig tijdstip (GVG_t) kan dan berekend worden als de som van de GVG in de uitgangssituatie (in SMART momenteel de GVG in 1988: GVG_{1988}), en de GVG in de toekomst (b.v. GVG_{2020}) vermenigvuldigd met een lineaire interpolatie factor. Bij de geleidelijke verandering wordt verondersteld dat de begin GVG gelijk zal zijn aan de referentie GVG zoals weergegeven in tabel 6, aangezien de lineaire interpolatie factor gesteld is aan nul. Gevolg hiervan is dat in de eerste jaren van de modellering (c.q. situatie rond 1988) bij de berekening van de GVG

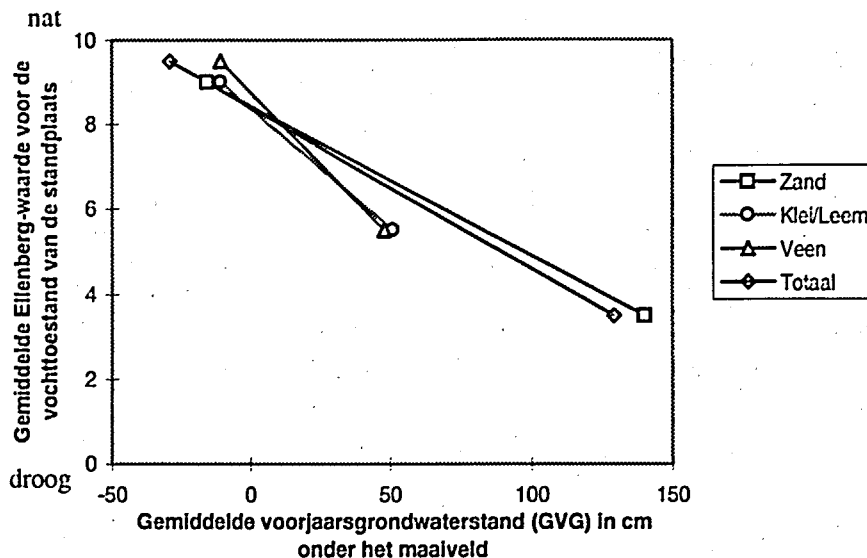
onterecht nog nauwelijks rekening wordt gehouden met de gebieds-specifieke informatie over de aanwezige weerstand van de afdekkende bodemlaag, de drainageweerstand en de grootte van de hydrologische ingreep. De berekende GVG zal in deze begin jaren namelijk gelijk zijn aan de Gt-specifieke gemiddelde grondwaterstand zoals weergegeven in tabel 6. De GVG's zullen hierdoor een sterk discreet en onrealistisch karakter hebben (anno 1988 slechts 5 GVG-waarden). Gevolg hiervan is dat ook de voorspellingen van de huidige potentiële vegetatiesamenstelling een sterk discreet en onrealistisch karakter zullen hebben. De keuze van een geleidelijke of een abrupte verandering in de grondwaterstand zal ook de abiotische en biotische toekomstvoorspellingen sterk beïnvloeden aangezien, met een geleidelijke verandering de bodem en vegetatie slechts een beperkte duur bloot staan aan de volledige hydrologische dosis. Van belang is dan ook dat zowel de hydrologische dosis als de hydrologische veranderingen in de tijd goed gemodelleerd worden.

De stijghoogte en weerstand van de afdekkende bodemlaag zijn in de hydrologische modellen berekend op basis van bodemspecifieke informatie (Pastoors, 1992). Net als in DEMNAT zijn de berekende grondwaterstandsveranderingen dus situatie- en bodemspecifiek (Vermulst et al., 1996; Arnold, 1997), hoewel de wijze waarop de grondwaterstandsverandering berekend wordt verschilt tussen DEMNAT (standaard met NAGROM/MOZART) en SMART/MOVE (standaard met LGM).

Bij de koppeling van de GVG aan de vochttoestand van een standplaats (Alkemade et al., 1996) kan in SMART/MOVE gebruik worden gemaakt van bodem-specifieke regressie vergelijkingen tussen de indicatiewaarde voor de vochttoestand van de bodem en de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand. Onderzocht zal moeten worden of dit niet leidt tot dubbeltelling en overschatting van de specificiteit van de bodem met betrekking tot de gevoeligheid voor grondwaterstandsveranderingen, aangezien in de berekende grondwaterstanden zelf ook bodemtype afhankelijk zijn (zie bv. formule 10). In DEMNAT wordt per definitie verondersteld dat bodems verschillen in de gevoeligheid voor grondwaterstandsveranderingen. Ook hier dient onderzocht te worden in hoeverre het gebruik van bodemspecifieke hydrologische modeluitvoer leidt tot overschatting van de bodemverschillen.

In SMART/MOVE worden voor drie bodemklassen verschillende relaties gebruikt om de GVG te koppelen aan de gemiddelde vochttoestand (Figuur 14). Deze relaties zijn opgesteld met behulp van regressie analyse tussen de

gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde en de gemeten GVG (Alkemade et al., 1996).



Figuur 14. Relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden voor de vochttoestand van de standplaats op verschillende bodemtypen. De relaties zijn alleen weergegeven in de range van waarden waarbinnen deze door middel van regressie analyse zijn opgesteld (Relaties ontleend aan Alkemade et al., 1996).

In figuur 14 is duidelijk zichtbaar dat de relaties tussen de GVG en de vochttoestand van de standplaats (bepaald in gemiddelde Ellenberg-waarde voor vochttoestand) nauwelijks verschillen tussen Veen en Klei/Leem. De relatie tussen de GVG en de vochttoestand op zand verschilt wel met de beide andere abiotische responsfuncties. Opvallend is dat uit bovenstaande relaties, zeker bij het doortrekken van bovenstaande berekende regressievergelijkingen, zou blijken dat bij bijvoorbeeld een GVG van 40 cm onder het maaiveld de zand natter zou zijn dan veen en/of klei. Buiten de range waarbinnen de regressievergelijkingen bepaald en geldig zijn (voor veen en klei bij een GVG van dieper dan 50 cm onder het maaiveld) zal de kans op dergelijke onrealistische uitspraken toenemen. Zo zou bijvoorbeeld de kans van voorkomen van droge soorten op zowel zavel als kleigronden te hoog kunnen worden ingeschat. Van belang is dan ook om de relaties per bodemtype te gebruiken binnen de range van grondwaterstanden waarbinnen deze zijn opgesteld. In paragraaf 5.2 wordt verder ingegaan op deze en andere knelpunten die optreden bij het gebruik van bovenstaande lineaire relaties in SMART/MOVE.

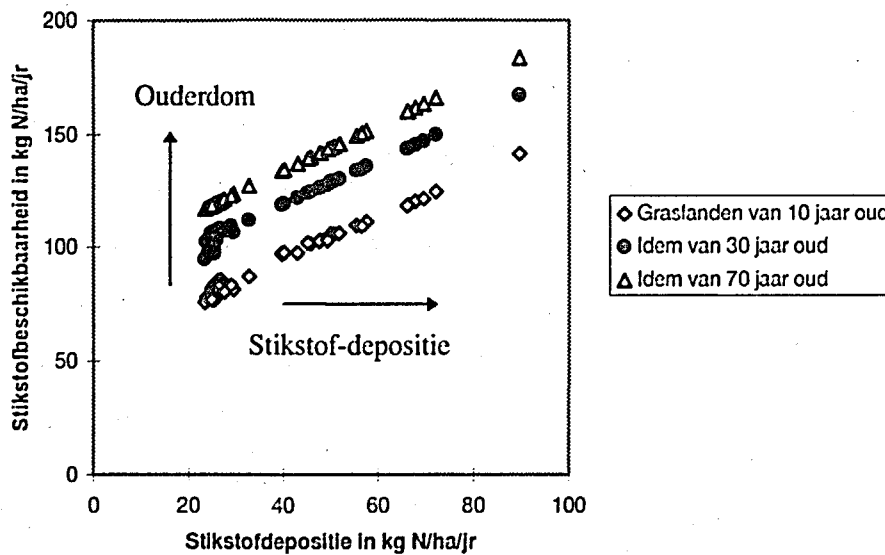
In SMART/MOVE wordt als default een relatie gebruikt die is opgesteld aan de gecombineerde groep van bodems (Figuur 14). Bij het gebruik van

deze regressievergelijking wordt dus geen extra bodem-specificiteit van de abiotische responsfuncties tussen GVG en vochttoestand verondersteld, anders dan al is opgenomen in de berekende grondwaterstand en grondwaterstandsveranderingen (zie ook formule 10).

4.1.1.2. Abiotische modellering van de voedselrijkdom

In SMART/MOVE wordt de voedselrijkdom van de standplaats gemodelleerd als de stikstofbeschikbaarheid. De stikstofbeschikbaarheid, gebruikt als invoer voor MOVE, wordt daarbij berekend als de som van de hoeveelheid stikstof die voor plantengroei beschikbaar komt als gevolg van atmosferische depositie (NO_x en NH_3) en mineralisatieprocessen in de bodem. Bij berekening van de stikstofmineralisatie wordt onderscheid gemaakt in stikstof dat beschikbaar komt door mineralisatie van organische stof, waarbij verschillende pools worden onderscheiden, namelijk recent ontstane wortel- en bladresten en organische stof van ouder dan 1 jaar.

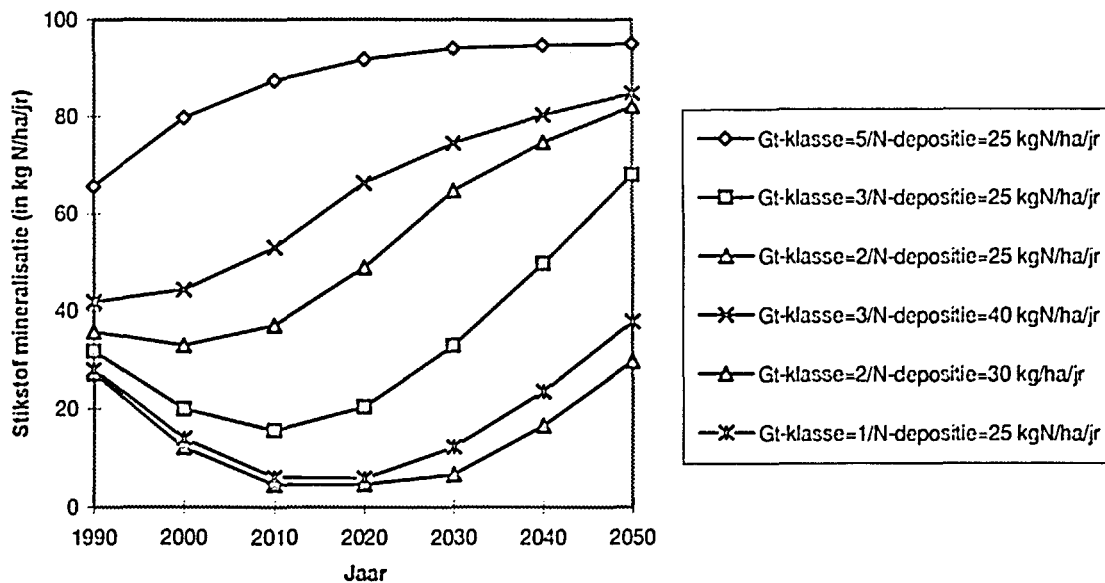
De atmosferische depositie die daadwerkelijk in de bodem terecht komt (doorval) en in principe kan worden opgenomen door de vegetatie, is in SMART afhankelijk gesteld van de vegetatiestructuur (filtering factoren; Kros et al., 1995). De stikstofmineralisatie is o.a. ook bodem- en vegetatietype afhankelijk aangezien is aangenomen dat bijvoorbeeld stikstofgehaltes per bodem- en vegetatietypen verschillen. Een uitgebreide opsomming en beschrijving van de waarden van de bodem en/of vegetatietype afhankelijke modelparameters is opgenomen in Kros et al. (1995). De totale mineralisatieflux zal in SMART/MOVE daarnaast variëren met de: depositie (hoe groter namelijk de depositie hoe meer stikstof in de recent ontstane wortel- en bladresten aanwezig zal zijn: zie ook figuur 15), de pH (hoe zuurder de bodem hoe sterker de mineralisatie), de grondwaterstand (hoe droger de bodem hoe groter de mineralisatie) en de ouderdom van de vegetatie en bodem (toename van organisch materiaal in de bodem als gevolg van veroudering: zie ook figuur 15). Uit figuur 15 blijkt duidelijk dat de stikstofbeschikbaarheid lineair toeneemt met de depositie en de ouderdom van de combinatie van bodem en vegetatie. Ongeacht het niet bemesten maar het wel maaien blijft de stikstofbeschikbaarheid toenemen en vindt geen verschraving plaats. Verwacht zou mogen worden dat de productiviteit van systemen en daarmee ook de mineralisatie en de stikstofbeschikbaarheid echter zal gaan afnemen als gevolg van maaien en niet bemesten doordat, ook andere nutriënten, zoals kalium en/of fosfor, beperkend zouden worden voor de vegetatiegroei.



Figuur 15. Relatie tussen de atmosferische stikstofdepositie en de stikstofbeschikbaarheid bij onbemeste graslanden op arme zandgronden, zoals berekend met de uitvoer van SMART, uitgaande van een onveranderende stikstofdepositie en grondwaterstand (Gt-klasse 4) (Berekeningen SMART2 versie aug. 1996).

De effecten van ouderdom, depositie en grondwaterstand zijn ook goed illustreerbaar met modelberekeningen voor bijvoorbeeld de stikstofmineralisatie op arme zandgronden met graslanden (Figuur 16). Bij een constante depositie en grondwaterstand varieert de mineralisatie met de ouderdom, de Gt-klasse (c.q. grondwaterstand) en de omvang van de stikstofdepositie.

Bij een relatief geringe stikstofdepositie en een diepe grondwaterstand (Gt-klasse 5 en N-depositie = 25 kgN/ha/jr) neemt de mineralisatie langzaam toe tot een evenwichtssituatie wordt bereikt (Figuur 16). Bij eenzelfde atmosferische depositie maar bij een ondiepere grondwaterstand (b.v. Gt-klasse 3) wordt de mineralisatie geremd, waardoor de mineralisatie kleiner is dan bij drogere situaties. Bij nog ondiepere grondwaterstanden (Gt-klasse 2) is de remming van de mineralisatie nog sterker. In sommige van de bovenstaande voorbeelden neemt bij een geringe depositie en ondiepe grondwaterstand de mineralisatie zelfs eerst af, om pas na een 20 tot 30 jaar weer te stijgen als gevolg van ophoping van organisch materiaal in de bodem.



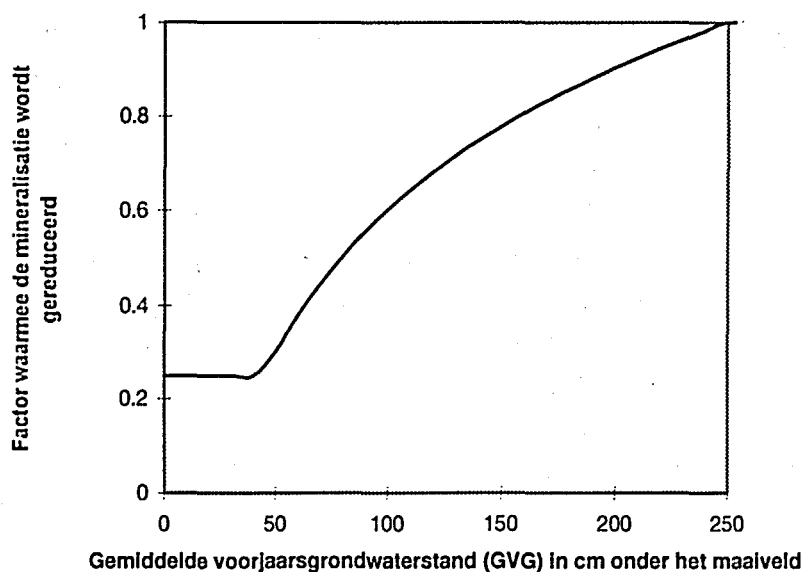
Figuur 16. Verandering in de stikstofmineralisatie bij onbemeste graslanden op arme zandgronden gedurende een simulatie periode van 60 jaar (1990 tot 2050), gebruikmakend van een constant depositie en grondwaterstandsscenario (Berekeningen SMART2 versie aug. 1996).

Mogelijk wordt deze verlaging veroorzaakt door een relatief te hoge initiële beginsituatie welke gebaseerd is op een initiële ouderdom van 10, 30 en 60 jaar voor respectievelijk gras, heide en bosvegetaties. Wanneer de atmosferische depositie hoger is (b.v. 30 of 40 kg N/ha/jr), dan vindt geen initiële verlaging van de mineralisatie plaats, maar neemt de mineralisatie gelijk toe. Ook uit de bovenstaande voorbeelden blijkt dat volgens SMART de stikstofdepositie een aanzienlijk deel van de uiteindelijke stikstofbeschikbaarheid bepaalt (20 - 75% in de voorbeelden van figuur 16). Daarnaast is duidelijk dat ook de leeftijd van de bodem en vegetatie een zeer dominante invloeden hebben op de grootte van de mineralisatie en daardoor ook op de omvang van de stikstofbeschikbaarheid. In bovenstaande voorbeelden blijkt tevens dat de mineralisatie en de stikstofbeschikbaarheid uiteindelijk altijd toe zal nemen met de ouderdom van de bodem en vegetatie. Klaarblijkelijk is in SMART de som van de verlies componenten voor de stikstofbeschikbaarheid zoals o.a. vraat en maai-beheer (vaak) lager dan de som van de componenten die een toename van de stikstofbeschikbaarheid veroorzaken. Zelfs in zeer natte gebieden kan daardoor de stikstofmineralisatie en beschikbaarheid zeer groot worden (Figuur 24C) ongeacht de remming van de mineralisatie. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt doordat momenteel in het model het organisch stikstof in de bodem blijft ophopen en doordat de

mineralisatie van afgestorven wortelresten momenteel onterecht niet geremd wordt door ondiepe grondwaterstanden.

Zeker op gemaaide onbemeste graslanden op arme zandgronden (Figuur 24A) zou daarentegen juist verwacht mogen worden dat verschraling optreedt en dat stikstofmineralisatie daardoor afneemt. In het algemeen zal in het model na een lange simulatieperiode echter het areaal aan voedselarme systemen, in tegenstelling tot de verwachting, sterk afnemen. Mogelijk zijn deze onrealistische modelresultaten het gevolg van onderschatting van de afvoer van nutriënten en/of het niet beschouwen van het beperkend worden van andere nutriënten. Tevens zullen als gevolg van deze grote invloed van de ouderdom van het systeem op de veranderingen in stikstofbeschikbaarheid veranderingen als gevolg van veranderingen in het milieubeleid minder duidelijk naar voren komen (bijvoorbeeld bij gebruik om relatieve verschillen tussen beleidsscenario's te vergelijken).

In SMART/MOVE wordt aangenomen dat er een vaste reductiefunctie bestaat tussen de grondwaterstand en de mineralisatiefractie van het recent ontstane strooiselmateriaal (Figuur 17). Deze relatie is opgesteld op basis van literatuur gegevens (De Vries et al., 1987). Een vergelijkbare relatie is ook verondersteld tussen de pH en de mate waarin mineralisatie wordt gereduceerd.



Figuur 17. Reductiefunctie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de stikstofmineralisatie (Functie ontleend aan source SMART2 versie aug. 1996).

Afhankelijk van de hoeveelheid en soort organische stof en de daarin voorkomende stikstofhoeveelheid kan door bovenstaande reductiefunctie de stikstofbeschikbaarheid veranderen als gevolg van

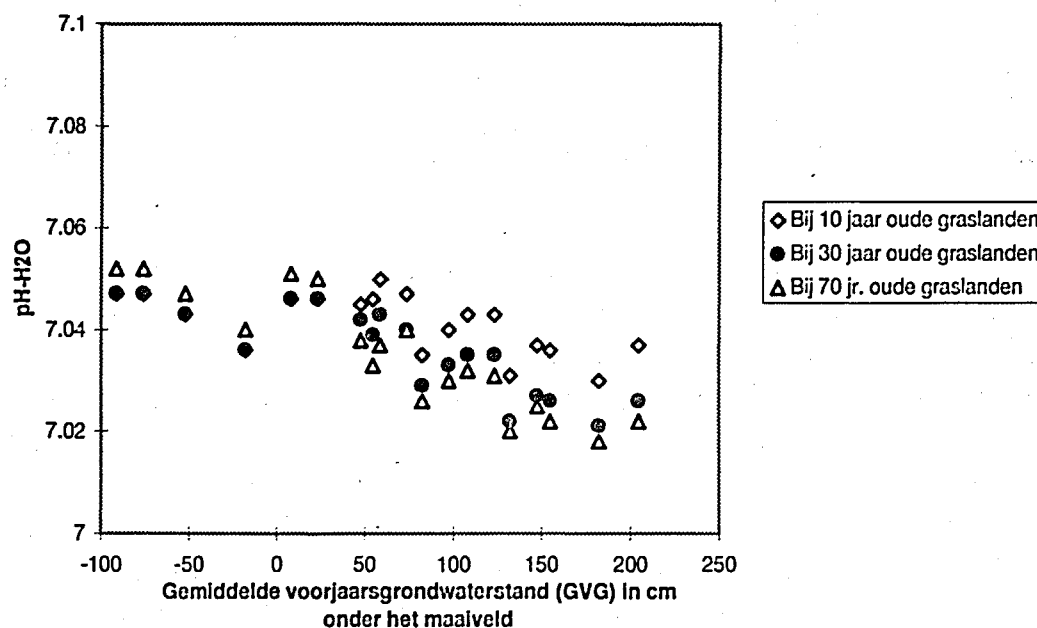
grondwaterstandsveranderingen. Tevens zijn er soortgelijke reductiefuncties verondersteld tussen de grondwaterstand en de omvang van nitrificatie en denitrificatie processen. Ook deze processen beïnvloeden de stikstofhuishouding van de bodem en daarmee ook de stikstofbeschikbaarheid. Tevens beïnvloeden deze processen de bodem-pH waardoor ook indirect de relatie tussen de grondwaterstand en de stikstofbeschikbaarheid zal worden beïnvloed. De relatie tussen de grondwaterstand en de mineralisatieflux of stikstofbeschikbaarheid wordt dus niet alleen bepaald door de veronderstelde reductiefunctie zoals weergegeven in figuur 17. Eigenlijk bestaat er, in tegenstelling tot in DEMNAT, in SMART/MOVE geen uniforme relatie tussen de GVG en de stikstofbeschikbaarheid.

Bij de koppeling van de biotische responsfuncties uit MOVE met de abiotische voorspellingen uit SMART wordt een link gelegd tussen de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden van de voedselrijkdom van de standplaats en de stikstofbeschikbaarheid (Alkemade et al., 1996). De relatie tussen gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden van de standplaatsen en de stikstofbeschikbaarheid voor de vegetatie is hierbij geschat met behulp van gegevens over de plantaardige productie, omgerekend naar kilo's totale stikstofproductie per ha per jaar. Daarbij is aangenomen dat deze jaaropbrengst de stikstof-beschikbaarheid voor de vegetatie vrijwel volledig weerspiegelt (zie voor uitgebreide beschrijving Alkemade et al., 1996). Als gevolg van deze koppeling worden voor Ellenberg-waarde lager dan drie negatieve stikstofbeschikbaarheden berekend, hetgeen onrealistisch is aangezien ook in dergelijke situaties de productie van de vegetatie ook groter zal zijn dan 0. Deze waarden worden in verdere modelberekeningen buiten beschouwing gelaten. Gevolg hiervan is wel dat soorten die voornamelijk voorkomen op standplaatsen met lage gemiddelde Ellenberg-waarden voor voedselrijkdom in de modelberekeningen momenteel niet of nauwelijks betrokken worden (zie ook paragraaf 5.3). Bij ca. 175 soorten ligt het optimum van de gemiddelde Ellenberg-waarde voor voedselrijkdom beneden de 3 (bepaald met multiple regressie). Afhankelijk van de breedte van de afzonderlijke kansfuncties (tolerantie) zal een deel van deze 175 soorten buiten beschouwing worden gelaten. Dit terwijl het voorkomen van dergelijke, vaak zeldzame plantensoorten juist indicatief kan zijn voor de gevolgen van vermessing.

4.1.1.3 Abiotische modellering van de zuurgraad

In SMART/MOVE wordt de zuurgraad van de standplaats bepaald door de chemische samenstelling van het bodemvocht. Deze samenstelling is daarbij weer afhankelijk van o.a. verschillende chemische bodemprocessen (stikstof-transformatieprocessen zoals (de)nitrificatie en mineralisatie e.d.), het kalkgehalte van de bodem, de kwelflux en -samenstelling en de atmosferische depositie.

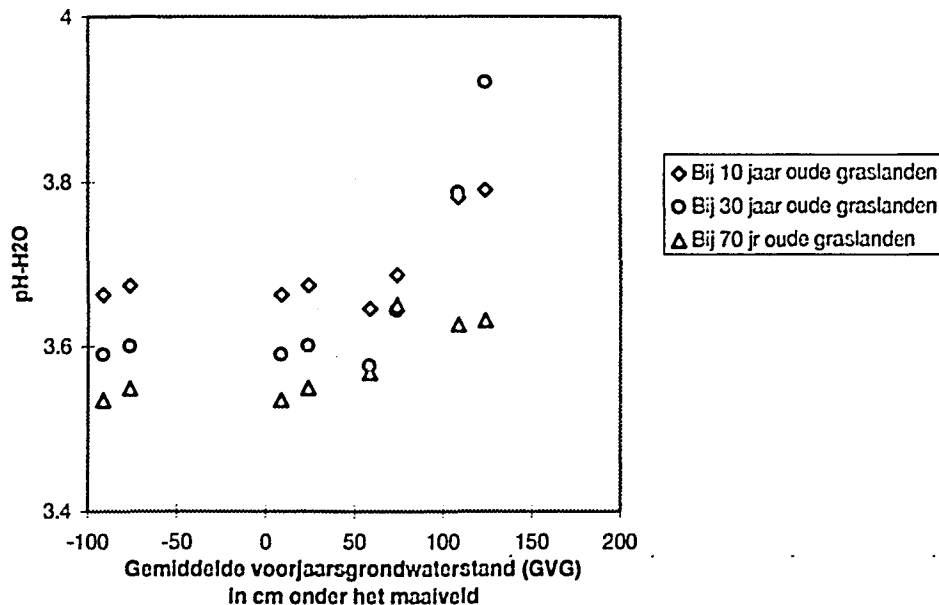
Wanneer de grondwaterstand verandert zullen verschillende bodemprocessen beïnvloed worden, waardoor indirect ook de zuurgraad van de standplaats zal worden beïnvloed. De berekende veranderingen zijn echter vaak zeer gering. Op kalkhoudende zandgronden (Figuur 18A) wordt een verandering van de pH berekend van slechts enkele hondersten. Gesteld kan worden dat voor deze systemen geen verzuring plaats vindt als gevolg van grondwaterstandsddaling.



Figuur 18A. Relatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de berekende zuurgraad van de bodem bij onbemeste graslanden op kalkrijke zandgronden, uitgaande van een constante atmosferische stikstofdepositie van 25 kg N/ha/jr (Berekeningen SMART2 versie aug. 1996).

De grootste veranderingen in zuurgraad als gevolg van grondwaterstandsddaling worden gemodelleerd op veengronden. In deze gevallen wordt dan echter geen verzuring berekend maar juist een stijging van

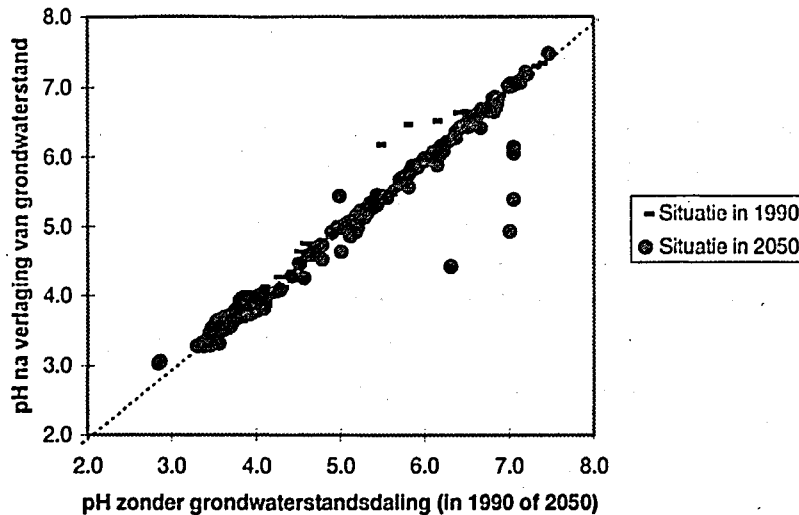
de pH (Figuur 18B), maar ook hier is de verandering als gevolg van een daling van de grondwaterstand zeer gering (verandering met enkele tienden).



Figuur 18B. Relatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de berekende zuurgraad van de bodem bij onbemeste graslanden op veen, uitgaande van een constante atmosferische stikstofdepositie van 25 kg N/ha/jr (Berekeningen SMART2 versie aug. 1996).

Over het algemeen zijn de directe verzurende effecten van grondwaterstands­daling berekend door SMART/MOVE dus erg gering (Figuur 19). Bij interpretatie van figuur 19 moet wel gerealiseerd worden dat in deze figuur ook veel gegevens zijn meegenomen van al droge uitgangssituaties. Bij dergelijke diepe grondwaterstanden in de uitgangssituatie zal de zuurgraad logischerwijs natuurlijk niet meer beïnvloed worden door grondwaterstands­veranderingen. Daarnaast moet gerealiseerd worden dat in de praktijk als gevolg van grondwaterstands­verandering natuurlijk ook de kwel­flux zal veranderen. Aannemelijk is dat juist deze kwel­veranderingen de zuurgraad van de bodem wel sterk zullen beïnvloeden, bijvoorbeeld bij de vermindering van basenrijke kwel. Hier zijn echter zoveel mogelijk alleen de directe effecten van grondwaterstands­veranderingen bekeken (en dus los gekoppeld van de effecten van kwel­veranderingen). Dit is gedaan om de resultaten zoveel mogelijk vergelijkbaar te maken met de deel­resultaten van DEMNAT, waar de dosis­-effect relaties voor grondwaterstanden apart worden berekend van de dosis­-effect relaties van kwel­flux­veranderingen. Echter in DEMNAT worden bij daling van de grondwaterstand echter ook effecten van de afnemende bufferende invloed van het grondwater beschouwd, zodat

effecten van kwel en grondwaterstand toch niet helemaal los van elkaar worden berekend en er waarschijnlijk zelfs enige mate van dubbeltelling plaatsvindt. Onderzocht zal dan ook moeten worden in hoeverre gelijktijdige kwelflux- en grondwaterstandsveranderingen in DEMNAT en SMART/MOVE wel een vergelijkbaar effect op de zuurgraad hebben.



Figuur 19. Relatie tussen de berekende zuurgraad van de bodem voor en na een daling van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) met 1 meter bij onbemeste graslanden op verschillende bodems. Hierbij is uitgegaan van een gelijkblijvende atmosferische stikstofdepositie en een loskoppeling van kwelinvloeden (zie uitleg tekst) (Berekeningen SMART2 versie aug. 1996).

4.1.2 Biotische kans/presentiefuncties

Anders dan in DEMNAT wordt in SMART/MOVE de vegetatiesamenstelling niet berekend met behulp van responsfuncties van indicerende soortengroepen, maar gemodelleerd met behulp van kansfuncties van individuele soorten. Daartoe is in de vegetatie-module MOVE de kans op het voorkomen van individuele plantensoorten beschreven als functie van de afzonderlijke abiotische standplaatsfactoren, vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad. De standplaatscondities zijn daarbij bepaald als gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde (zie Wiertz et al., 1992) of als de daaraan gerelateerde meetbare factoren, gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), stikstofbeschikbaarheid (N) en bodem-pH.

De kansfuncties kunnen het verband beschrijven tussen de beschouwde standplaatsfactoren en de kans op voorkomen van individuele soorten (continue kansfuncties) of tussen de factoren en de presentie van afzonderlijke

soorten (presentiecurves) (Latour et al., 1996). Door sommatie van deze, al dan niet gestandaardiseerde, curves kan vervolgens het aantal te verwachte soorten van een bepaalde soortengroep geschat worden (zie ook Figuur 20).

In formule:

$$A_{GVG,pH,N} = \sum_{i=1}^{i=\text{aantal_soorten}} P_{i,GVG,pH,N} \quad (11)$$

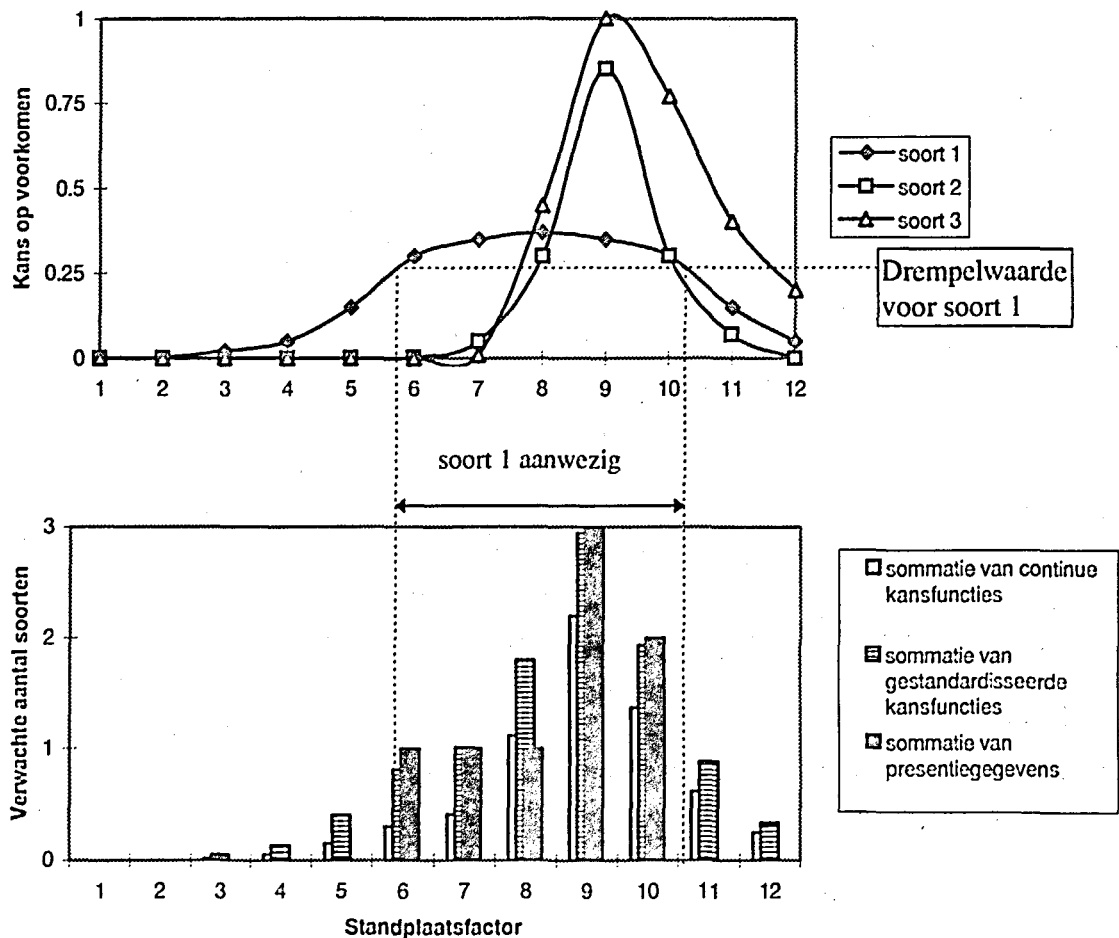
waarbij:

- i: indices voor beschouwde soorten in een bepaald soortengroep (bv. natuurdoeltype of ecotoopgroep)
- $P_{i,GVG,pH,N}$: presentie of kans van voorkomen van een i-de soort als functie van de abiotische standplaatscondities, vocht, voedselrijkdom en zuurgraad (bepaald als gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde; Wiertz et al., 1992) of als de daaraan gekoppelde meetbare abiotische standplaatsfactoren, gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), stikstofbeschikbaarheid (N) en bodem-pH (pH).
- $A_{GVG,pH,N}$: geschatte mathematische verwachting van het aantal soorten uit beschouwde soortengroep als functie van verschillende standplaatscondities/factoren

In figuur 20 is grafisch weergegeven hoe de kans- of presentiecurves worden gesommeerd. De presentiecurves die daarbij gebruikt kunnen worden zijn afgeleid van de continue kansfuncties. Bij deze afleiding wordt aangenomen dat een soort slechts aanwezig is wanneer de kans op voorkomen boven een bepaalde drempelwaarde ligt (Figuur 20). Wanneer de kans op voorkomen lager is dan deze drempelwaarde wordt aangenomen dat de soort niet aanwezig zal zijn. In de huidige versie van SMART/MOVE kan deze drempelwaarde op elke willekeurige waarde worden ingesteld. De defaultwaarde is echter arbitrair vastgelegd op 75% van de maximale kans op voorkomen van een soort (in latere versies op 20%). Aannemelijk is echter dat de ligging van deze drempelwaarde, en daarmee ook de range van voorkomen van een soort, echter zal afhangen van zowel soortsspecifieke kenmerken (zoals verspreidingskarakteristieken) als standplaats-specifieke kenmerken (zoals de grootte van de standplaats en de daarin aanwezige abiotische variatie). Wenselijk is dan ook om deze drempelwaarden, beter dan nu, te relateren aan soortsspecifieke verspreidingspatronen en standplaats-specifieke gebiedsinformatie.

In figuur 20 is duidelijk zichtbaar dat de verwachting van het aantal soorten van een soortengroep zal afhangen van de keuze voor het type

functies dat gesommeerd wordt. De grootte van het verschil tussen de berekeningsmethoden zal daarbij ondermeer afhankelijk zijn van de grootte van de soortengroep. Het verschil tussen een mathematische verwachting van het aantal soorten berekend op basis van de gesommeerde continue kansfuncties en de berekende verwachting op basis van gesommeerde presentiegegevens zal over het algemeen kleiner zijn naarmate de soortengroep groter is. Daarnaast zal het verschil sterk afhangen van het verschil in de maximale kans op voorkomen van de individuele soorten. Naarmate dit verschil zal toenemen zal ook het verschil tussen de verschillende berekeningsmethoden toenemen.



Figuur 20. Continue kansfuncties van 3 denkbeeldige soorten en de hiermee geschatte verwachting van het aantal soorten o.b.v. gesommeerde individuele continue kansfuncties (c.q. mathematische verwachting), dan wel o.b.v. gesommeerde gestandaardiseerde kansfuncties (maximale kans op voorkomen is gelijkgesteld aan 1) of o.b.v. gesommeerde presentiegegevens (veelal gebruikt als default berekeningswijze). De stippellijnen geven de grenzen aan waarbinnen de kans op voorkomen van soort 1 groter is dan 75% van de maximale kans op voorkomen. Aangenomen wordt dat soort 1 binnen deze grenzen aanwezig zal zijn (presentie = 1).

Tot nu toe zijn de resultaten van SMART/MOVE meestal gepresenteerd in termen van het absolute verwachte aantal soorten van een soortengroep (Formule 11) berekend op basis van sommatie van presentiecurves. Door deling van het te verwachte aantal soorten uit een soortengroep met het theoretisch maximale aantal te verwachte soorten uit die groep, kan met behulp van SMART/MOVE ook berekend worden welk deel van de soorten onder bepaalde abiotische condities aanwezig zou kunnen zijn conform de definitie van volledigheid in GEVOEL.

In formule:

$$V_{GVG,pH,N} = A_{GVG,pH,N} / A_{cp,max\ GVG,pH,N} \quad (12)$$

waarbij:

- $V_{GVG,pH,N}$: aanwezige deel (c.q. volledigheid) van een beschouwde soortengroep als functie van de verschillende standplaatscondities/factoren
- $A_{cp,max\ GVG,pH,N}$: verwachte aantal soorten uit beschouwde soortengroep onder optimale omstandigheden (optimale GVG, optimale pH en optimale stikstofbeschikbaarheid)

De in deze formule berekende verwachting voor het aanwezige deel van een beschouwde soortengroep vertoont grote gelijkenis met de volledigheid zoals berekend in GEVOEL (zie paragraaf 3.1). Anders dan in GEVOEL, wordt in SMART/MOVE de volledigheid van een soortengroep echter niet berekend ten opzichte van een situatie waarin per definitie alle afzonderlijke soorten van die soortengroep aanwezig zullen zijn. Het maximaal te verwachte aantal soorten, d.w.z. het aantal soorten onder optimale condities ($A_{cp,max\ GVG,pH,N}$), kan echter kleiner zijn dan het totaal aantal soorten waaruit de soortengroep bestaat bijvoorbeeld wanneer de soorten geen coherente ecologische groep vormen. Het verschil tussen beide waarden zal dus kleiner zijn naarmate de onderliggende individuele kansfuncties van een soortengroep meer gelijkenis vertonen, en de soorten dus een coherente ecologische groep vormen.

4.2 Opstelling kans/presentiefuncties

De kansfuncties zoals gebruikt in MOVE zijn afgeleid uit een grote set van verschillende vegetatieopnamen (Wiertz et al., 1992). Deze opnamen zijn geselecteerd uit het gegevensbestand van het onderzoeksproject

Plantengemeenschappen (Schaminée et al., 1989; Meertens et al., 1992). In januari 1992 bevatte dit bestand ca. 20000 opnamen.

Voor berekening van de kansfuncties zijn allereerst per vegetatieopname de Ellenberg-indicatiewaarden voor vochttoestand (Ellenberg, 1992) van de in de opname aanwezige soorten gemiddeld. Datzelfde is gedaan voor de Ellenberg-indicatiewaarden voor zuurgraad en voedselrijkdom (Wiertz et al., 1992). Deze berekende gemiddelde indicatiegetallen van de standplaatsen hebben hierdoor een continue verdeling gekregen.

Vervolgens is deze continue verdeling weer omgezet in een klassenindeling, om de omvang van de dataset te beperken. De schaal van Ellenberg, die oorspronkelijk negen klassen kent (voor vocht 12) en een klassebreedte heeft van één, is daartoe onderverdeeld in 48 klassen met een klassebreedte van $\frac{1}{4}$. Door het grote aantal klassen is het verlies aan informatie echter beperkt gebleven.

Iedere vegetatieopname heeft vervolgens, als nieuwe milieuwaarde, het gemiddelde gekregen van de klasse waartoe het oorspronkelijk berekende gemiddelde behoorde. Vervolgens is voor iedere soort bepaald in hoeveel opnamen uit een reeks van klassen de soort voorkomt. Met behulp van Gaussische logistische regressie (Jongman et al., 1987) is vervolgens bepaald hoe het voorkomen van individuele soorten gerelateerd is aan de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde van de opname.

Bij berekening van deze kansfuncties is in SMART/MOVE zowel gebruik gemaakt van monofactoriële (Wiertz et al., 1992) als van multiple regressiemodellen (Alkemade et al., 1996). De monofactoriële kansfuncties beschrijven daarbij de kans op voorkomen als functie van de afzonderlijke gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden van de standplaats (Wiertz et al., 1992). De multivariate kansfuncties beschrijven daarentegen de kans op voorkomen als functie van de gezamenlijke set van gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden voor vocht, zuurgraad en voedselrijkdom (Alkemade et al., 1996). In de huidige versie van SMART/MOVE zijn van ruim 900 soorten monofactoriële en/of multivariate kansfuncties opgenomen. Deze kansfuncties beschrijven de kans op voorkomen van afzonderlijke soorten, ondersoorten, hybriden en in enkele gevallen combinaties van deze groepen.

Met behulp van regressie-analyse zijn de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde van de opnamen gekoppeld aan gemeten abiotische standplaatsfactoren zoals GVG, bodem-pH en stikstofbeschikbaarheid (zie ook Alkemade et al., 1996). Door combinatie van deze relaties met de berekende

kansfuncties zijn responsfuncties verkregen die beschrijven hoe de kans op voorkomen van individuele soorten afhangt van de GVG, bodem-pH en stikstofbeschikbaarheid.

De nauwkeurigheid van de schattingen voor het aantal te verwachten soorten en de dus voor de verwachte volledigheid van een beschouwde soortengroep is ondermeer afhankelijk van de geografische en ecologische representativiteit van de gebruikte dataset (zie ook Runhaar et al., 1994).

De geografische spreiding van de opnamen over Nederland is over het algemeen vrij goed (Wiertz et al., 1992). Hoewel op grond van bestaande inzichten wel gesteld kan worden dat er leemten bestaan in de volgende gebieden: Friesland, Veenkoloniën, veengebied Coevorden-Zwolle, Noordoost-Veluwe, Nijverdal-Raalte-Lochem, westelijk deel Graafschap, Noordoost-Brabant, West-Brabant, löss-gebied Sittard, Zeeuws-Vlaanderen, hart van Zuid-Holland, noordwestelijk deel van Noord-Holland en de Flevopolders (Wiertz et al., 1992).

Om een betrouwbare schatting van de kansfuncties te kunnen maken moet de set van gebruikte vegetatieopnamen eveneens een representatief beeld geven van het voorkomen van soorten bij een brede range aan combinaties van standplaatsfactoren. De gebruikte dataset bestaat echter uit relatief veel opnamen van natuurgebieden. Hierdoor kan de absolute kans op voorkomen van zeldzame soorten te hoog worden ingeschat ten opzichte van meer algemener soorten (Wiertz et al., 1992). Dit kan bijvoorbeeld geïllustreerd worden met het feit dat *Molinia caerulea*, een soort van onbemeste milieus, ca. vijf keer zo vaak voorkomt in het opname-bestand als *Lolium perenne* (een soort typisch voor bemeste milieus). Dit terwijl *Lolium perenne* veel algemener voorkomt in Nederland dan *Molinia caerulea*. Om deze problemen deels te ondervangen kunnen de individuele kansfuncties in MOVE gestandaardiseerd worden. Bij deze standaardisatie worden de individuele kansfuncties gedeeld door de maximale kans op voorkomen (Figuur 20, $P_{\max}=1$), waardoor verschillen in de absolute kans op voorkomen buiten beschouwing worden gelaten. Een nadeel van deze methode is echter dat ook de invloed van belangrijke soortspecifieke kenmerken, zoals bv. verspreidingskarakteristieken, die de absolute kans op voorkomen mede bepalen door deze transformatie worden genivelleerd.

Voor een betrouwbare schatting van de parameters van kansfuncties (zoals de optima en tolerantie) is het eveneens noodzakelijk dat in de dataset alle relevante combinaties van de te beschouwen standplaatsfactoren gelijkmatig vertegenwoordigd zijn. Wanneer de kansfuncties voor iedere standplaatsfactor afzonderlijk bepaald worden met behulp van monofactoriële regressie-analyse, kan een relatieve over- of

ondervertegenwoordiging van combinaties van standplaatsfactoren de betrouwbaarheid van de functies negatief beïnvloeden (zie ook Runhaar et al., 1994). Duidelijk is dat in de gebruikte dataset een bepaalde mate van ongebalanceerdheid aanwezig is (Wiertz et al., 1992; Runhaar et al., 1994). Onduidelijk is echter nog in welke mate de betrouwbaarheid van de geschatte kansfuncties hierdoor is beïnvloed (Latour et al., 1994; Runhaar et al., 1994). De door middel van multiple regressie opgestelde kansfuncties, waarbij de kans op voorkomen wordt beschreven als een functie van een set van standplaatsfactoren, zijn waarschijnlijk minder gevoelig voor deze effecten van ongebalanceerdheid van het opnamenbestand, aangezien juist de onderlinge samenhang tussen de standplaatsfactoren in de regressieanalyse betrokken wordt. Maar ook bij het gebruik van deze methode zal een zo volledig en gebalanceerd mogelijk opname bestand de betrouwbaarheid van de geschatte kansfuncties ten goede komen, door bijvoorbeeld uitmiddeling van fouten in de vegetatieopnamen en het bestrijken van de gehele range van abiotische toestandcondities.

De betrouwbaarheid van de kansfuncties wordt, naast de opbouw van de dataset, natuurlijk ook bepaald door de toegepaste analyse- en berekeningsmethoden. Vooral bij de berekeningen van de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden van de standplaatsen zijn een aantal kanttekeningen te plaatsen.

Ten eerste zijn de oorspronkelijke Ellenberg-indicatiewaarden gedefinieerd op een ordinale schaal i.p.v. op een interval schaal (Ellenberg et al., 1992). Hiermee wordt bij het berekenen van de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde van de standplaats echter geen rekening gehouden, zodat hoge en lage indicatiewaarde het gemiddelde, wellicht onterecht, even sterk zullen beïnvloeden. Mogelijk bestaat er namelijk geen 1:1-relatie tussen de Ellenberg-indicatiewaarde en meetbare chemische en/of fysische grootheden, zodat een lage en hoge oorspronkelijke indicatieve-waarde het gemiddelde anders zou moeten beïnvloeden.

Tevens moet gerealiseerd worden dat bij de bepaling van de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde voor de standplaats geen rekening gehouden is met verschillen in abundantie tussen soorten (Wiertz et al., 1992). Soorten die in een bepaalde opname veelvuldig voorkomen (c.q. hoge bedekkingsgraad) beïnvloeden hierdoor de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde van die opname even sterk als soorten die in die opname slechts marginaal voorkomen (c.q. met een lage bedekkingsgraad).

Ten derde is bij de berekening van de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden geen gebruik gemaakt van weegfactoren voor individuele soorten, waarmee voorkomen had kunnen worden dat relatief hoge of lage

Ellenberg-indicatiewaarde van individuele soorten zijn uitgemiddeld (zie bv. Gremmen en Van Tongeren, 1997).

Een direct gevolg van deze keuzen is dat waarschijnlijk voor relatief weinig standplaatsen heel hoge of juist heel lage gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden berekend zijn geworden. Hierdoor zal de range van nieuwe Ellenberg-waarden worden verkleind en zullen soorten met hoge of lage oorspronkelijke Ellenberg-waarden bij meer gemiddelde indicatieve waarden voorkomen dan volgens de oorspronkelijke Ellenberg-schaal. Dit effect is bijvoorbeeld goed waarneembaar wanneer de oorspronkelijke Ellenberg-indicatiewaarden van de verschillende soorten vergeleken worden met de ligging van de optima bij de nieuwe gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde voor de standplaatsen (Tabel 7).

Tabel 7. De optima van soorten met vergelijkbare oorspronkelijke Ellenberg-indicatiewaarde voor vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom (Ellenberg et al., 1991) volgens de gemiddelde nieuwe Ellenberg-indicatiewaarde voor de standplaatsen (Nieuwe Ellenberg-indicatiewaarden ontleend aan invoer-file Natuurplanner1.0).

Oorspronkelijke Ellenberg indicatieve waarde voor vocht (F)	Nieuwe optimale Ellenberg indicatieve waarde voor vocht	Oorspronkelijke Ellenberg indicatieve waarde voor zuurgraad (R)	Nieuwe optimale Ellenberg indicatieve waarde voor zuurgraad	Oorspronkelijke Ellenberg indicatieve waarde voor voedselrijkdom (N)	Nieuwe optimale Ellenberg indicatieve waarde voor voedselrijkdom
1 droog	-	1 zuur	1.6	1 voedselarm	2.5
2	2.6	2	3.3	2	2.8
3	3.1	3	3.9	3	3.7
4	3.9	4	4.6	4	4.7
5	4.8	5	5.4	5	5.2
6	5.8	6	5.9	6	5.8
7	6.8	7	6.8	7	6.4
8	7.6	8	7.3	8	7.1
9	8.5	9 basisch	6.8	9 voedselrijk	8.4
10	9.8				
11	10.7				
12 nat	11.1				

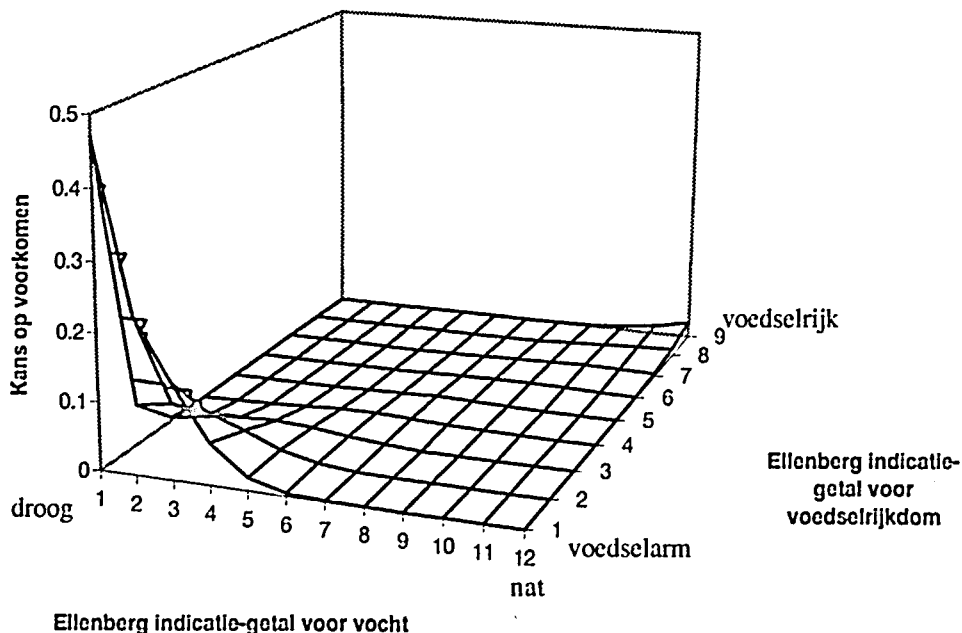
In tabel 7 is duidelijk zichtbaar dat volgens de nieuwe indicatieve waarde, de optima van soorten elkaar opvolgen in de verwachte reeks van droog tot nat, van zuur tot basisch en van voedselarm tot voedselrijk. Echter soorten met lage dan wel hoge oorspronkelijke Ellenberg-indicatiewaarden zijn verschoven richting het centrum van de (nieuwe) milieu-schaal. De grootste verschuivingen zijn daarbij zichtbaar bij (met name de hogere) Ellenberg-waarden voor zuurgraad en bij (met name de lagere) Ellenberg-waarden voor

voedselrijkdom. Bij vochttoestand lijken de verschillen in de gemiddelde ligging van de optima minder groot. Bij de koppeling van de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden aan de gemeten abiotische standplaatsfactoren (Alkemade et al., 1996) kan de grootte van deze effecten, op de schaal van gemeten standplaatsfactoren, zowel nadrukkelijker als minder nadrukkelijk worden. Dit zal met name afhangen van de specifieke vorm van de gebruikte regressievergelijking waarmee de Ellenberg-indicatiewaarden worden gekoppeld aan gemeten abiotische grootheden. Zeker wanneer bijvoorbeeld de relatie tussen de Ellenberg-waarden en de abiotische standplaatsfactoren wordt beschreven met een niet-lineaire regressievergelijking zal afhankelijk van de vorm van de vergelijking een kleine verandering op de Ellenberg-schaal kunnen leiden tot een grote verandering op de schaal van de abiotische toestandsconditie (bij een sterk stijgend verband/traject) of juist tot een nog kleinere verandering (constant traject).

Tevens moet worden opgemerkt dat de regressiemodellen, zoals de gebruikte symmetrische optimumcurves, de variatie in voorkomen niet altijd optimaal zullen beschrijven. Het kan bijvoorbeeld zo zijn dat aan de verschillende kanten van het optimum het voorkomen van een soort anders afhangt van de waarde van de betreffende standplaatsfactor. Het gebruik van symmetrische regressiemodellen om dergelijke relaties te beschrijven kan dan zelfs leiden tot onrealistische responscurves.

Dit zal met name optreden wanneer de maximale kans op voorkomen van een individuele soort op de grens van de Ellenberg-range ligt of daarbuiten, en het voorkomen met een deel van een negatieve optimumcurve (vergelijkbaar met een dalparabool) wordt beschreven. In dergelijke gevallen kan namelijk met de kansfunctie aan de tegenoverliggende zijde van de Ellenberg-schaal waar de soort optimaal voorkomt, de soort met onrealistisch hoge kansen voorspeld worden. Dit kan bijvoorbeeld geïllustreerd worden aan de hand van de berekende responsfunctie van *Zannichellia palustris* spec. Deze soort komt voornamelijk voor in zoet en brak, voedselrijk, meestal ondiep water. In figuur 21 is de responsfunctie van deze soort weergegeven bij een gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde voor de zuurgraad van 9 (8 is de oorspronkelijke Ellenberg-indicatiewaarde). Bij de door Ellenberg veronderstelde optimale vochttoestand (12, nat) en voedselrijkdom (8, voedselrijk) van de standplaats beschrijft de responsfunctie zoals verwacht een toename in de kans op voorkomen. Daarnaast wordt echter bij tegenovergestelde Ellenberg-waarden voor vocht (1, droog) en voedselrijkdom (1, voedselarm) een onrealistisch hoge kans op voorkomen voorspeld.

De modelvoorspellingen zullen momenteel echter niet of nauwelijks beïnvloed worden door dergelijke artefacten, aangezien als gevolg van gebiedsschematisatie niet of nauwelijks uitspraken gedaan worden over de uiteinden van de range van gemiddelde Ellenberg-waarden waar deze artefacten juist optreden (zie paragraaf 4.3). Hierdoor zullen onrealistische voorspellingen die juist optreden aan de uiteinden van de Ellenberg-schaal momenteel niet of nauwelijks doorwerken in de uiteindelijke modeluitkomsten. Zo worden bijvoorbeeld met het huidige model geen uitspraken gedaan over het voorkomen van soorten op standplaatsen met een gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde voor voedselrijkdom lager dan 3, aangezien voor deze standplaatsfactoren een negatieve stikstofbeschikbaarheid wordt berekend bij de kalibratie van Ellenberg-waarden aan gemeten abiotische factoren en dergelijke standplaatsen niet voorkomen in de SMART uitvoer. De onrealistische voorspelling zoals weergegeven in figuur 21 speelt daardoor momenteel geen rol. Daarnaast is slechts bij een beperkt deel van de soorten het voorkomen gefit met behulp van een negatieve optimumcurve ($< 5\%$).



Figuur 21. Relatie tussen de kans op voorkomen van *Zannichellia palustris* met de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden voor vocht en voedselrijkdom op standplaatsen met een gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde voor zuurgraad van 9 (Relatie ontleend aan multi-variate regressievergelijking uit invoer-files Natuurplanner1.0).

Het is echter wel van belang te realiseren dat wanneer de abiotische range waarbinnen uitspraken gedaan worden wordt uitgebreid (b.v. door koppeling met andere modellen of door verbetering van de kalibratie of door verfijning van de gebiedsschematisatie van SMART), bovenstaande artefacten

van de regressiemethode een grotere rol kunnen gaan spelen. Daarnaast moet gerealiseerd worden dat bijvoorbeeld bij standaardisatie en opstelling van de presentiecurves onrealistische optima momenteel wel degelijk gebruikt kunnen worden in bij modelvoorspellingen.

4.3 Toepassing kans/presentiefuncties

In SMART/MOVE wordt met behulp van de kansfuncties berekend wat de kans op voorkomen van individuele soorten of soortengroepen is bij de door SMART berekende condities. Hierbij moet gerealiseerd worden dat kansfuncties zijn opgesteld aan de hand van gegevens van proefvlakken. De functies geven dus een schatting voor de kans op voorkomen in een gemiddeld proefvlak. Doorgaans hebben de vegetatieopnamen van graslanden een oppervlak van ca. 4 tot 16 m² en die van bossen en struwelen van ca. 25-100 m². De oudere opnamen hebben vaak betrekking op grotere oppervlakten. Bij berekening van de kansfuncties is echter geen rekening gehouden met deze schaalverschillen. De kansfuncties worden daarnaast gebruikt om voorspellingen te doen over veel grotere oppervlakten. SMART berekent per unieke combinatie van bodem/vegetatie en Gt-klasse de zuurgraad, de nutriëntenbeschikbaarheid en de voorjaarsgrondwaterstand in gridcellen van 250 x 250 m (6.25 ha). Alvorens deze resultaten met MOVE geëvalueerd worden, worden ze eerst oppervlakte gewogen gemiddeld. Door deze middeling wordt er per standplaatsfactor één waarde berekend op een resolutie van 1 x 1 km (in latere versies geen middeling maar meest dominante situatie). Vervolgens wordt door MOVE voorspeld wat de kans op voorkomen van soorten en soortengroepen is in deze kilometerhokken.

De kansfuncties opgesteld aan relatief kleine ruimtelijke gebieden zullen veel minder goed beschrijven hoe de kans op voorkomen binnen de veel grotere gebieden is (zoals bv. 1 x 1km-hokken). Vooral bij het gebruik van de niet gestandaardiseerde continue kansfuncties zal de geschatte kans op voorkomen waarschijnlijk een (aanzienlijke) onderschatting geven voor de absolute kans op voorkomen binnen de kilometer-hokken. Bij berekeningen gebaseerd op presentiecurves of gestandaardiseerde kansfuncties zal deze systematische fout niet optreden. Het gebruik van gestandaardiseerde kansfuncties heeft echter ook nadelen, aangezien soortspecifieke kenmerken die de absolute kans op voorkomen mede bepalen als gevolg van de standaardisatie buiten beschouwing worden gelaten (zie paragraaf 4.2). Bij het gebruik van presentiecurves is kalibratie van de drempelwaarde (gebruikt voor de constructie van presentiecurves) noodzakelijk om de presentie realistisch in te kunnen schatten. Bij deze kalibratie zal dan tevens de dataschaal (enkele

m²), beter dan nu, afgestemd moeten worden op de modelschaal (bv. kilometerhokken).

Als gevolg van de middeling van standplaatsgegevens van 250 x 250 meter-hokken (zie ook paragraaf 4.2) neemt de abiotische resolutie van de modellen sterk af. Hierdoor zal de modellering van kleine maar vaak zeldzame vegetaties niet adequaat kunnen gebeuren, hoewel juist veel aandacht is uitgegaan naar modellering van toestandscondities op standplaatsniveau. Gerealiseerd moet worden dat voor een zinvolle modellering, zowel een goede ruimtelijke gebiedsschematisatie en parametrisatie als een goede modellering van abiotische en biotische processen van cruciaal belang zijn.

Door middeling van verschillende combinaties aan abiotische condities neemt variatie in de berekende standplaatsfactoren sterk toe. De betekenis van de ontstane nieuwe variatie is echter zeer gering. Tevens moet gerealiseerd worden dat door middeling de nieuwe waarden van de standplaatsfactoren sterk kunnen afwijken van de oorspronkelijke waarden. Hetgeen bijvoorbeeld geïllustreerd kan worden aan de hand van het volgende praktijk voorbeeld. In gridcel 130589 wordt door SMART in 8 cellen van 250 x 250 meter o.a. een bodem-pH geschat, deze loopt uiteen van ca. 4.0 tot 7.0. Na middeling van de 250 x 250m-gegevens wordt de actuele bodem-pH geschat op ca. 4.4. In dit specifieke geval zal de geschatte kans op voorkomen van soorten indicatief voor basische standplaatsen op 1 x 1 km-schaal erg klein zijn. Terwijl op basis van de pH's op 250x250 m gegevens het voorkomen van dergelijke soorten wel hoog ingeschat zou worden. Theoretisch is het zelfs mogelijk dat wanneer een hoge en een lage waarde voor een standplaatsfactor gezamenlijk voorkomen binnen een kilometercel, middeling zal leiden tot een nieuwe waarde die weinig tot geen relatie meer heeft met de oorspronkelijke gegevens. De omvang van het probleem wordt daarbij nog vergroot doordat middeling plaats vindt voor zowel de gemodelleerde gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, de zuurgraad als de stikstofbeschikbaarheid. Verbetering van de koppeling tussen de bodemmodule SMART en de vegetatiemodule MOVE is dan ook van groot belang voor de realisatie van een zinvolle effectvoorspelling. Voor een verbeterde modellering van vaak kleinschalige, maar zeldzame vegetaties is wellicht de resolutie van 250 x 250 m nog te grof. Onduidelijk is nog hoe fijnschalig abiotische toestandscondities landsdekkend gemodelleerd kunnen worden (zie ook Wiertz en Van Ek, 1996; Klijn et al., 1997). Veel (maar niet alles) hangt hierbij af van de resolutie van beschikbare gegevens zoals een bodemkaart, vegetatiekaart, kwelkaart en Gt-kaart. In DEMNAT wordt momenteel gewerkt met een zeer fijnschalige en klasserijke bodemkaart en

vegetatiekaart (model verschillen in gebiedsschematisatie zijn echter door de gemaakte keuzen sterk onderbelicht gebleven, zie paragraaf 2.1 en 2.3). Over de mogelijkheden om hiervoor een zinvolle parametrisatie ten behoeve van procesmodellering met bijvoorbeeld SMART te operationaliseren lopen de meningen sterk uiteen (Klijn et al., 1997). Onderzoek naar de optimale resolutie voor een zinvolle landsdekkende effectvoorspelling en de haalbaarheid hiervan lijkt dan ook zeer wenselijk.

5. Vergelijking abiotische responsfuncties voor grondwaterstandsveranderingen

De abiotische modellering gebeurt in beide modellen op een andere wijze. In SMART/MOVE is gekozen voor een procesbenadering waarbij veranderingen in de standplaatscondities worden berekend op basis van fysisch en chemische grondslagen. Daarbij worden de effecten zoveel mogelijk in onderlinge samenhang berekend. Nadeel van deze benadering is dat de betrouwbaarheid van de modeluitspraken sterk afhangt van de mate van volledigheid van de kennis over de belangrijke processen en de betrouwbaarheid van modelinvoer en modelparameters. De bruikbaarheid van een procesbenadering voor een zinvolle ecologische effectvoorspelling wordt daarnaast sterk bepaald door de mogelijkheden voor een betrouwbare parametrisatie van voldoende fijschallige rekeneenheden.

In DEMNAT gebeurt de modellering op basis van vaste abiotische responsfuncties, veelal opgesteld door middel van 'expert-judgement'. Voordeel hiervan is dat de responsfuncties zelf natuurlijk veelal reëel zullen lijken of zijn. Nadeel is echter dat de veelal complexe veranderingen in tal van verschillende standplaatsfactoren niet altijd goed in onderlinge samenhang vastgesteld kunnen worden (zie ook paragraaf 3.1.1.1 en 3.1.1.3). Zo staat de effect-modellering van de gevolgen van grondwaterstandsvaling op de zuurgraad van de standplaats momenteel vrijwel geheel los van de modellering van de effecten op de voedselrijkdom (zie paragraaf 3.1.1.2 en 3.1.1.3), terwijl tegelijkertijd is aangenomen dat deze standplaatsfactoren elkaar juist sterk zullen beïnvloeden (zie ook Van der Linden et al., 1992). Daarnaast worden de effecten van verschillende ingrepen op de vegetatie ook afzonderlijk berekend. Integratie van de effectberekeningen vindt daarbij dus niet plaats op het niveau van de afzonderlijke standplaatsfactoren maar op het niveau van de abiotische effecten. Effecten van gelijktijdig optredende veranderingen in bijvoorbeeld kwelflux en grondwaterstand zullen echter natuurlijk gelijktijdig de zuurgraad van de standplaats beïnvloeden. Als gevolg van deze benadering is het concept van DEMNAT dus momenteel minder geschikt voor multistressmodellering.

Bij de effect voorspelling voor grondwaterstandsveranderingen wordt zowel in SMART/MOVE als in DEMNAT uitgegaan van veranderingen in dezelfde standplaatsfactoren, welke op hun beurt ook weer veroorzaakt worden door veranderingen in dezelfde fysische- en chemische bodemprocessen. Als zodanig is de abiotische modellering dus goed vergelijkbaar. Zo wordt in beide modellen (eigenlijk) gebruik gemaakt van abiotische responsfuncties tussen de

voorjaarsgrondwaterstand en de vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom van de standplaats. Kwalitatieve vergelijking van deze abiotische responsfuncties, die theoretisch gezien natuurlijk gelijk zouden moeten zijn, is dan ook goed mogelijk.

5.1 Methode

De responsfuncties zijn vergeleken op een zo basaal mogelijk niveau, namelijk op het niveau van de functionele bodemgroepen zoals onderscheiden in DEMNAT en de daarmee overeenkomende combinaties van bodem en vegetatietype in SMART/MOVE. Op dit niveau zijn de abiotische en biotische modellering in DEMNAT namelijk nog niet geïntegreerd, zodat vergelijkingen mogelijk zijn voor de verschillende abiotische responsfuncties. Daarnaast zijn alle ecoserie-bodem specifieke dosis-effect relaties in DEMNAT afgeleid van deze basale abiotische responsfuncties. Om een vergelijking van de abiotische responsfuncties van de functionele bodemgroepen mogelijk te maken zijn met behulp van SMART/MOVE responsfuncties berekend voor zoveel mogelijk vergelijkbare situaties.

5.2 Vergelijking abiotische responsfuncties voor vochttoestand

In beide modellen worden veranderingen in de vochttoestand van de standplaats gemodelleerd op basis van veranderingen in de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand. Bij gebruik van dezelfde voorgeschakelde hydrologische modellen en dezelfde hydrologische scenario's zullen de berekende grondwaterstandsveranderingen, die als invoer dienen voor de modellen, identiek zijn. Bij gebruik van verschillende hydrologische modellen zou de invoer theoretisch natuurlijk nog wel kunnen verschillen.

Hoewel de modellering van de GVG op gelijke wijze kan gebeuren is het mogelijk, dat veranderingen in de vochttoestand toch op een wat andere wijze worden berekend. Een zinvolle kwantitatieve vergelijking van de abiotische responsfuncties tussen de GVG en de vochttoestand is echter moeilijk te maken, aangezien deze in DEMNAT niet expliciet is opgesteld. Wel is het mogelijk om de impliciet veronderstelde verschillen in gevoeligheid van de verschillende functionele bodemgroepen zichtbaar te maken en te vergelijken met de in SMART/MOVE veronderstelde relaties tussen de GVG en de vochttoestand. Daarbij moet wel gerealiseerd worden dat de grondwaterstandsveranderingen, direct berekend door voorgeschakelde hydrologische modellen, of indirect met behulp van uitvoer van deze

modellen, zelf ook bodemtype afhankelijk zijn (zie bv. formule 10 voor SMART/MOVE).

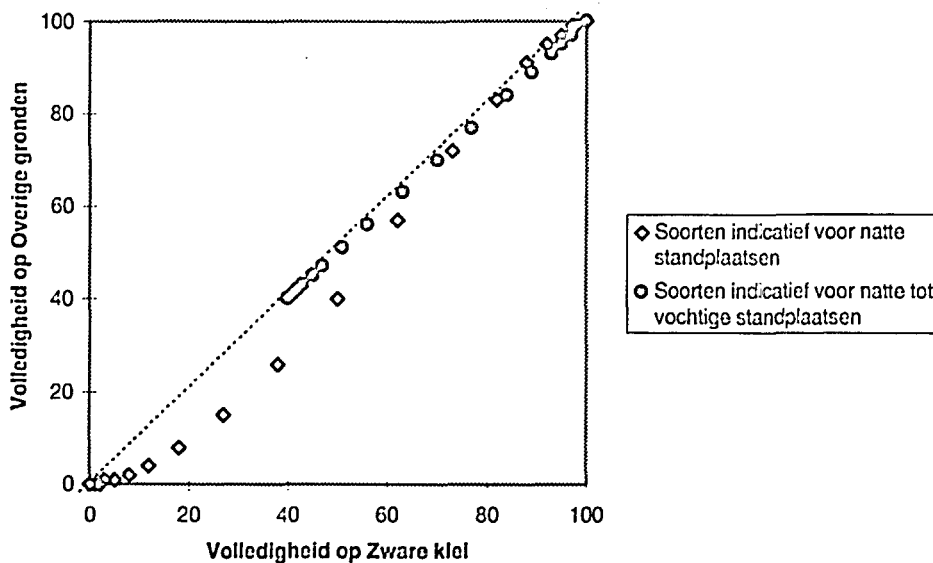
De indeling van bodems op basis van de gevoeligheid voor verdrogingseffecten in de modellen DEMNAT en SMART/MOVE zelf, lijkt op het eerste gezicht aanzienlijk te verschillen. Verschillen in bodemgevoeligheid die al besloten in de hydrologische modeluitvoer worden bij de modelvergelijking daarbij buiten beschouwing gelaten. In SMART/MOVE kunnen drie bodemgroepen onderscheiden namelijk; Zand-, Klei/Leem-, en Veengronden die verschillen in de gevoeligheid voor grondwaterstands dalingen, hoewel als default maar één relatie wordt gebruikt voor al deze bodemgroepen. Daarentegen zijn in DEMNAT standaard vijf functionele bodemgroepen onderscheiden (Tabel 1), die verschillen in bodemgevoeligheid.

In SMART/MOVE zijn geen aparte abiotische responsfuncties voor grindgronden opgesteld, aangezien het areaal van dergelijke gronden in het huidige SMART/MOVE model-gebied (natuurterreinen in Nederland) zeer gering is.

Daarnaast zijn de in DEMNAT onderscheiden functionele bodemgroepen 'Niet-Lemig zand' en 'Lemige zandgronden' in SMART/MOVE beide ingedeeld in de bodemgroep 'Zand'. Op basis van fysische bodemkarakteristieken (zoals capillaire stijghoogte e.d.) zou echter verondersteld mogen worden dat de abiotische responsfuncties tussen GVG en vochttoestand binnen deze bodemgroep wel kunnen verschillen. Ook op basis van absolute presentie-gegevens van indicerende soortengroepen (Runhaar, 1989b) lijkt een onderverdeling van de zandgronden wenselijk.

De abiotische responsfuncties van de in DEMNAT onderscheiden bodemgroepen 'Zware klei' en 'Overige gronden' (met daarin klei-, veen- en leemgronden) lijken waarschijnlijk zeer sterk op elkaar, aangezien de voorspelde volledigheden van de verschillende vocht-indicerende soortengroepen bij eenzelfde GVG op deze bodems vrijwel identiek zijn. In figuur 22 zijn alleen de gegevens opgenomen van de indicerende soortengroepen waar al enig verschil tussen responsfuncties aanwezig is, maar ook voor de andere soortengroepen (soorten indicatief voor natte standplaatsen en voor de soorten indicatief voor natte tot vochtige standplaatsen) zijn de responsfuncties vrijwel identiek. Alleen bij diepere grondwaterstanden (c.q. bij lage volledigheden) bestaat er een verschil tussen de voorspellingen van soorten indicatief voor natte standplaatsen. Ook wanneer de abiotische responsfuncties uit SMART/MOVE van de bodemgroepen Klei/Leem en Veen met elkaar worden vergeleken valt op dat

de responsfuncties van deze bodems onderling een grote gelijkenis vertonen (Figuur 14).



Figuur 22. Relaties tussen de voorspelde volledigheden van identieke vocht-indicerende soortengroepen bij gelijke grondwaterstanden op de functionele bodemgroepen, zware kleigronden en overige gronden. Daarbij zijn alleen die relaties van soortengroepen weergegeven waar al enig verschil bestaat tussen de voorspelde volledigheden op beide functionele bodemgroepen (Relaties ontleend aan invoer-files GEVOEL2.1).

Met behulp van de responsfuncties kan tevens bekeken worden hoe de bovenstaande onderscheiden bodemgroepen verschillen in relatieve gevoeligheid voor grondwaterstandsveranderingen. Deze vuistregels die in DEMNAT gebruikt zijn voor afleiding van de verschillende responsfuncties (voor bodemtypen waarvoor onvoldoende gegevens aanwezig waren) zijn niet expliciet rekenkundig opgesteld. Wel zijn deze vuistregels of in ieder geval de in DEMNAT veronderstelde verschillen in relatieve bodemgevoeligheden zichtbaar te maken. Deze vuistregels kunnen vervolgens vergeleken worden met de relaties tussen GVG en vochttoestand uit SMART/MOVE (figuur 14). De veronderstelde verschillen in relatieve gevoeligheid voor grondwaterstandsveranderingen in DEMNAT (c.q. vuistregels) zijn daarbij afgeleid uit de responsfuncties van vocht-indicerende soortengroepen (invoerfiles GEVOEL2.1).

Voor de soortengroep indicierend voor natte standplaatsen is bijvoorbeeld afgelezen wat op kleibodems bij een GVG van 30 cm onder het maaiveld het presentie-aandeel van deze soortengroep in de vegetatie is. In dit voorbeeld is dat 50% (herkomst invoerfiles GEVOEL2.1). Vervolgens is in de responsfunctie van grindgronden (hier gekozen als willekeurige

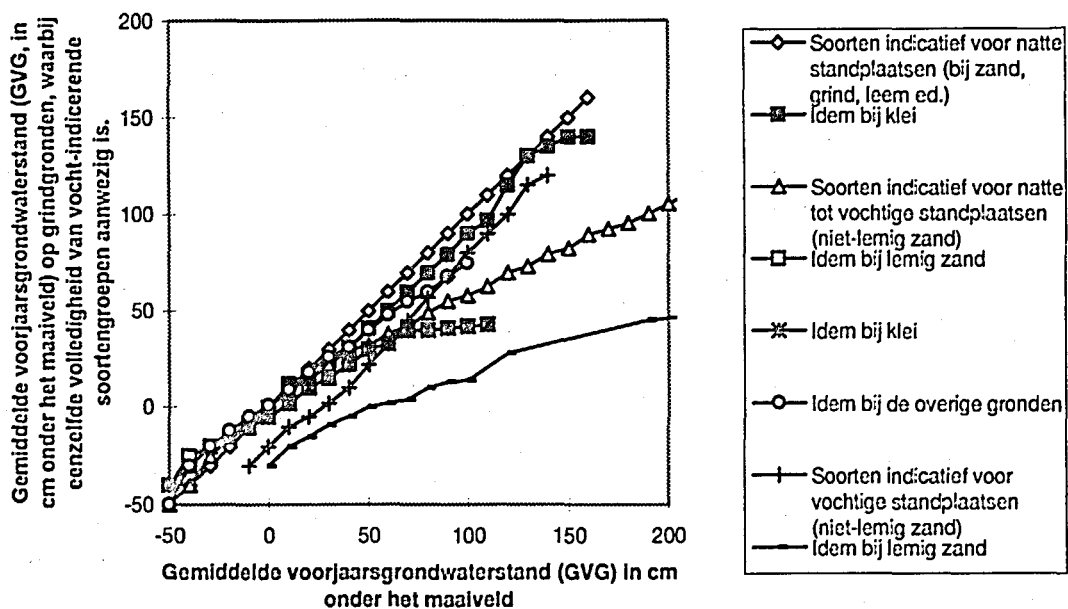
referentiebodem) afgelezen bij welke GVG datzelfde presentie-aandeel gerealiseerd zou kunnen worden op grind. In dit voorbeeld is dat bij een GVG van ca. 24 cm onder het maaiveld. Deze waarde kan gezien worden als een relatieve maat voor de vochttoestand. De vochttoestand die op grindgronden bereikt wordt bij een GVG van 24 cm onder het maaiveld wordt namelijk pas op kleigronden bereikt bij een GVG van 30 cm onder het maaiveld. In andere woorden bij een GVG van 24 cm onder het maaiveld is grind droger dan klei. Deze globale uitspraak komt natuurlijk overeen de gebruikte vuistregel (zie ook paragraaf 3.1.1.1). Bovenstaande stappen zijn vervolgens herhaald voor verschillende GVG's en verschillende bodemgroepen. Daarnaast is deze procedure herhaald voor de verschillende indicerende soortengroepen. De resultaten hiervan zijn weergegeven in grafieken weergegeven in figuur 23. Dit complexe figuur moet als volgt gelezen worden. Wanneer de gevoeligheid van een bodemgroep voor grondwaterstandsveranderingen over het gehele traject van GVG's gelijk aan de gevoeligheid van grindgronden dan zou de relatie voor deze bodem in figuur 23 beschreven worden met een 45-graden lijn. Hoe verder de lijnen onder de 45-graden lijn liggen, hoe minder gevoelig de bodems voor grondwaterstandsveranderingen zijn t.o.v. de grindbodems.

Opvallend is dat de relaties tussen de relatieve gevoeligheid van de verschillende bodems uit DEMNAT verschilt per indicerende soortengroepen. Wanneer de relatieve gevoeligheid van niet-lemig zand ten opzichte van grindgronden wordt berekend op basis van de responsfuncties voor soorten indicatief voor natte standplaatsen verschilt deze van zowel de gevoeligheid berekend op basis van soorten indicatief voor natte tot vochtige standplaatsen als van de gevoeligheid berekend op basis van soorten indicatief voor vochtige standplaatsen. Waarschijnlijk is dat de vuistregels gebruikt voor afleiding van de responsfuncties (in paragraaf 3.1.1.1) rekenkundig niet consequent doorgevoerd. Dit is natuurlijk niet verwonderlijk aangezien de vuistregels ook niet expliciet eerst in de vorm van rekenregels zijn opgesteld. Wenselijk lijkt om de gebruikte vuistregels en aannames (c.q. verwachte verschillen tussen bodems) wel eerst expliciet op te stellen. Hierdoor zou de controleerbaarheid en de interne consistentie van het model kunnen toenemen. Bij de opstelling van de rekenregels zou bijvoorbeeld gebruik gemaakt kunnen worden van bestaande proceskennis en al beschreven relaties tussen enerzijds het watergehalte in de bodem en de zuurstofspanning en anderzijds de GVG.

Uit figuur 23 blijkt dat de gevoeligheid voor uitdroging in DEMNAT globaal gezien afneemt in de reeks van grindgronden, overige gronden (waaronder leem/veen en klei), niet-lemige zandgronden, lemige zandgronden naar kleigronden. Hoewel de vuistregels dus misschien niet

allemaal even consequent zijn doorgevoerd is de bovenstaande reeks van bodemgevoeligheden wel grotendeels in overeenstemming met deze regels. Afwijkend is alleen de gevoeligheid van de overige gronden. Met name de vuistregels gebruikt bij afleiding van de responsfuncties van deze bodemgroep zullen derhalve gecontroleerd moeten worden. Opvallend is daarnaast dat de relaties in figuur 23 grotendeels beschreven kunnen worden met lineaire functies, hoewel in sommige functies een duidelijk knik aanwezig is.

In SMART/MOVE worden de relatieve gevoeligheden van bodems direct beschreven met lineaire relaties (aangezien ook de relaties tussen de GVG en de gemiddelde Ellenberg indicatie waarde voor de vochttoestand kunnen worden beschreven met lineaire verbanden, zie figuur 14). In SMART/MOVE neemt bij natte condities (c.q. hoge GVG) de vochttoestand ook af in de logische reeks van Veen, Klei/Leem, naar Zand wanneer de GVG daalt. Aan de andere kant van de vocht-schaal is deze reeks echter omgekeerd. In dit traject van GVG's zou de onrealistische situatie gemodelleerd kunnen worden dat bij een gelijke GVG de vochttoestand op zandgronden relatief natter is dan bij veen- of kleigronden (zie figuur 14). Als gevolg van het groter vochtvasthoudend vermogen van klei- en veenbodems dan van zandbodems zou juist verwacht mogen worden dat bij een diepere GVG veen en klei nog natter is. Waarschijnlijk wordt deze onrealistische reeks veroorzaakt doordat de abiotische relaties tussen de GVG en de vochttoestand momenteel berekend zijn met lineaire regressieanalyse. Naast theoretische bezwaren (niet-lineaire relaties tussen grondwaterstand en vochtgehalte van bodem) bestaan er voor met name kleibodems aanwijzingen dat niet-lineaire relaties het verband tussen GVG en de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden beter zouden kunnen beschrijven (Ertsen, 1996). In de datasets gebruikt voor het opstellen van de relaties tussen GVG en de Ellenberg-waarden zijn echter relatief weinig veen en kleigronden aanwezig met een zeer diepe grondwaterstand. Hierdoor is de kans op het aantonen van het bestaan van een niet-lineaire relatie tussen GVG en de Ellenberg-waarden ook erg gering. Opzetten van een uitgebreidere (met meer diepere grondwaterstanden) en meer gebalanceerde dataset zou daarbij gebruikt kunnen worden voor verbetering van beide modellijnen, namelijk voor de afleiding van vuistregels en/of dosis-effect relaties voor DEMNAT en relaties tussen GVG en Ellenberg-waarden voor SMART/MOVE. Een dergelijke actie zou dan gelijk kunnen resulteren in afstemming en consistentie op dit niveau.



Figuur 23. Grafische weergave van de vuistregels die in GEVOEL2.1 gebruikt zijn om de verschillen tussen de gevoeligheden van de vocht-indicerende soortengroepen voor grondwaterstandsveranderingen op verschillende bodemgroepen aan te geven (Vuistregels berekend zoals beschreven in de tekst met behulp van de responsfuncties ontleend aan de invoer-files van GEVOEL2.1).

5.3 Vergelijking abiotische responsfuncties voor voedselrijkdom

Met beide modellen kunnen abiotische responsrelaties berekend worden tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de stikstofbeschikbaarheid. Kwantitatieve vergelijking van deze abiotische responsfuncties is dan ook goed mogelijk. Daarnaast is het mogelijk om op basis van de in SMART/MOVE veronderstelde vaste reductiefunctie tussen de grondwaterstand en de mineralisatiefractie van de organische stikstof en de responsfuncties uit DEMNAT, een aantal meer algemene curvatuur-karakteristieken te vergelijken (zoals bv. hoogte en steilheid). Juist deze vergelijking lijkt zinvol gezien hiermee de meer systematische verschillen in curvatuur van de responsfuncties aan het licht komen. Het vergelijken van de responsfuncties voor specifieke functionele bodemgroepen uit DEMNAT en de daarmee overeenkomende combinaties tussen bodem en vegetatie uit SMART dienen daarbij als illustratie.

De stikstofbeschikbaarheid wordt in SMART, ten behoeve van MOVE, berekend als de som van de stikstofmineralisatie en de stikstofdepositie. De

atmosferische stikstofdepositie bepaalt daarbij grotendeels de stikstofbeschikbaarheid (zie ook paragraaf 4.1.1.2).

Anders dan in SMART/MOVE wordt in DEMNAT niet expliciet rekening gehouden met variatie in atmosferische depositie. Aangezien in de rapportage over de modellering van de stikstof- en fosfaathuishouding in het Staalkaarten-model (berekend de module ECONUM) geen melding wordt gemaakt over het beschouwen van stikstofbelasting vanuit de atmosfeer (Kemmers, 1990; Zuidema, 1990), is het waarschijnlijk dat de atmosferische depositie geheel buitenbeschouwing is gelaten bij de berekening van de stikstofmineralisatiecurves van DEMNAT. Opvallend is daarbij dat in de module ANIMO, binnen het Staalkaartenmodel gebruikt om de zuurhuishouding door te rekenen, een constante stikstofdepositie van 52 kg/ha/jr is verondersteld (Groenendijk en Van der Bolt, 1990). In SMART wordt verondersteld dat de gemiddelde atmosferische stikstofdeposities op graslanden momenteel liggen tussen de 25 (graslanden op kalkhoudende zandgronden) en 55 kg N/ha/jr (graslanden op löss). Als gevolg van dit systematische verschil zullen de abiotische responsfuncties tussen GVG en stikstofbeschikbaarheid in DEMNAT veelal lager liggen dan in SMART/MOVE.

Daarnaast wordt in SMART/MOVE de stikstofbeschikbaarheid bepaald door de mineralisatie en daarmee ook door factoren zoals de ouderdom van het ecosysteem (combinatie vegetatie-bodem), de zuurgraad en het type vegetatie en bodem (zie ook paragraaf 4.1.1.2). De vaste reductiefunctie tussen de GVG en de fractie van de mineralisatie, zoals beschreven in paragraaf 4.1.1.2, bepaalt daardoor ook grotendeels de abiotische responsfunctie tussen de GVG en stikstofbeschikbaarheid. Deze algemene reductiefunctie wijkt af van de algemeen veronderstellingen die worden toegepast in DEMNAT. Zo wordt bijvoorbeeld in SMART/MOVE aangenomen dat de sterkste remming van de mineralisatie plaatsvindt bij een grondwaterstand hoger dan 45 cm onder het maaiveld. Onder dergelijke condities zou nog slechts 25% van de mineralisatie kunnen plaats vinden. Bij grondwaterstanden tussen de 45 cm en de 250 cm onder het maaiveld zou de reductiefractie van de mineralisatie langzaam dalen bij stijgende grondwaterstanden.

Anders dan in DEMNAT wordt dus aangenomen dat er altijd, ook in zeer natte milieus, stikstofmobilisatie als gevolg van mineralisatie plaatsvindt. In DEMNAT is daarentegen bijvoorbeeld verondersteld dat de stikstofmobilisatie en -mineralisatie in zeer nat oligotroof veen geheel stilligt. Aannemelijk is echter dat er ook anaerobe mineralisatie kan plaatsvinden, zodat er ook in constant natte milieus mineralisatie optreedt. Daarnaast zal in milieus waar de grondwaterstand in het voorjaar rond het maaiveld ligt maar in de zomer veel

lager, ook gedurende een bepaalde periode aerobe mineralisatie plaatsvinden. Als gevolg van deze verschillen in algemene aannames zal juist onder natte condities de stikstofbeschikbaarheid berekend door SMART/MOVE hoger zijn dan de stikstofbeschikbaarheid berekend door DEMNAT.

Een derde systematisch verschil tussen de abiotische responsfuncties, namelijk de helling van de functies, wordt veroorzaakt door de verschillende aannames die gemaakt zijn over de range van grondwaterstanden waarbinnen remming van de mineralisatie optreedt. In DEMNAT wordt, in tegenstelling tot in SMART, verondersteld dat de mineralisatie bij een grondwaterstand van 50 cm en dieper niet meer zal variëren met de grondwaterstand. De grootste veranderingen in mineralisatie zullen volgens DEMNAT plaatsvinden in de range van grondwaterstanden tussen de 5 en 25 cm onder het maaiveld. In SMART/MOVE wordt daarentegen verondersteld dat bij een GVG tussen de 0 en 45 cm onder het maaiveld de remming van de mineralisatie constant hoog zal zijn. Wanneer de grondwaterstand daalt beneden de 45 cm onder het maaiveld zal de remming van de mineralisatie langzaam afnemen, terwijl dit in DEMNAT juist ongeveer de grens is waarbij totaal geen remming meer wordt verondersteld. Als gevolg van deze verschillen zullen de abiotische responsfuncties tussen GVG en stikstofbeschikbaarheid in SMART/MOVE pas bij diepere grondwaterstanden gaan toenemen dan in DEMNAT. Daarnaast zal in SMART/MOVE de stijging van de stikstofbeschikbaarheid bij daling van de grondwaterstand langer doorgaan dan in DEMNAT.

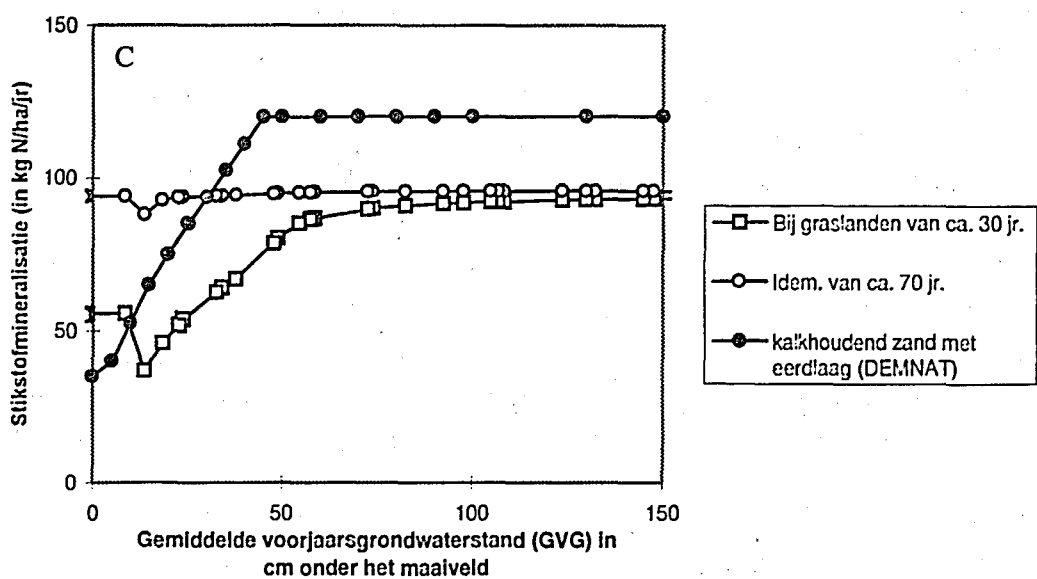
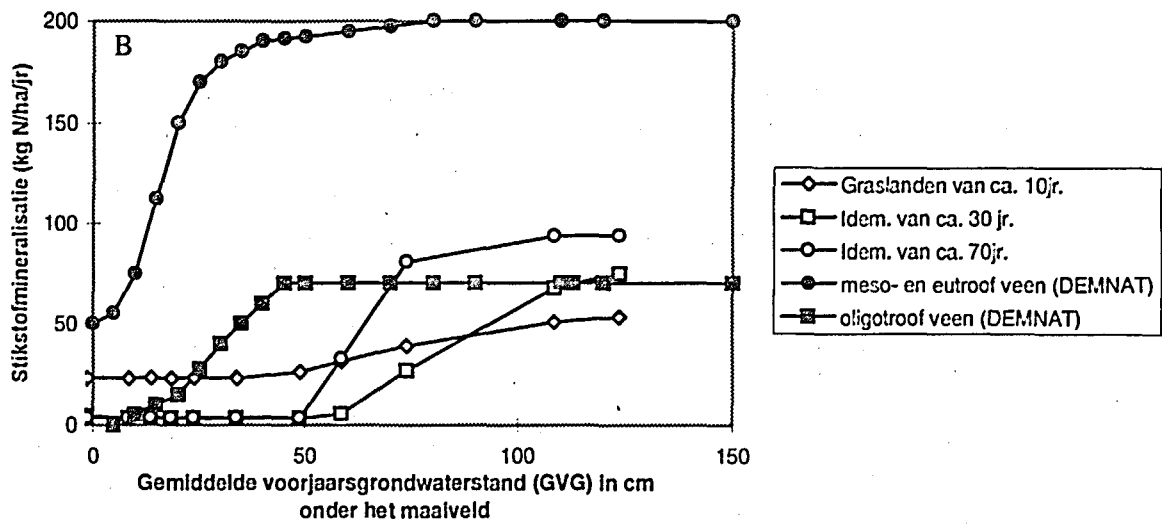
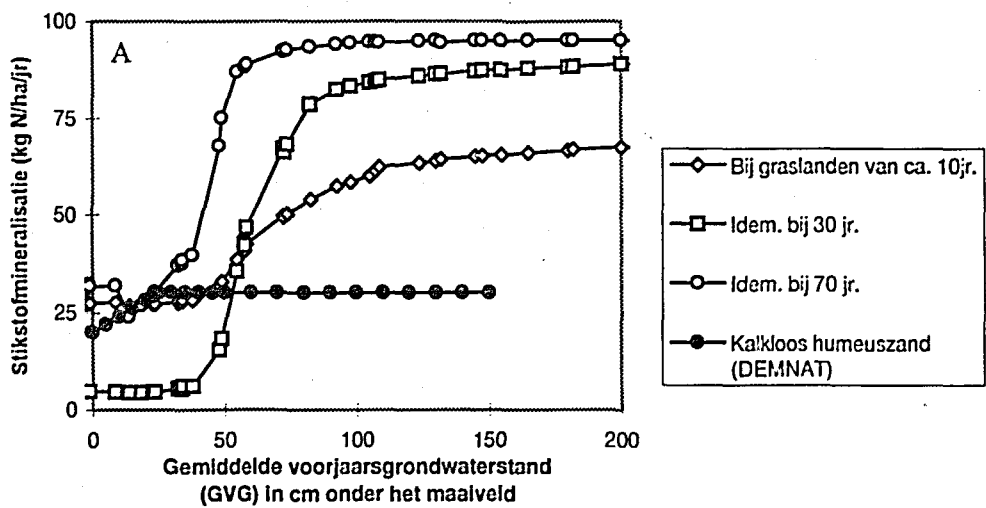
Op basis van deze grote systematische verschillen tussen de abiotische responsfuncties is een diepgaande analyse voor specifieke situaties en bodems niet erg zinvol. Met behulp van een aantal specifieke responsfuncties kunnen de bovenstaande algemene verschillen wel goed geïllustreerd worden. Daartoe zijn met SMART/MOVE responsfuncties berekend op basis van de gegevens zoals beschreven voor de responsfuncties in DEMNAT.

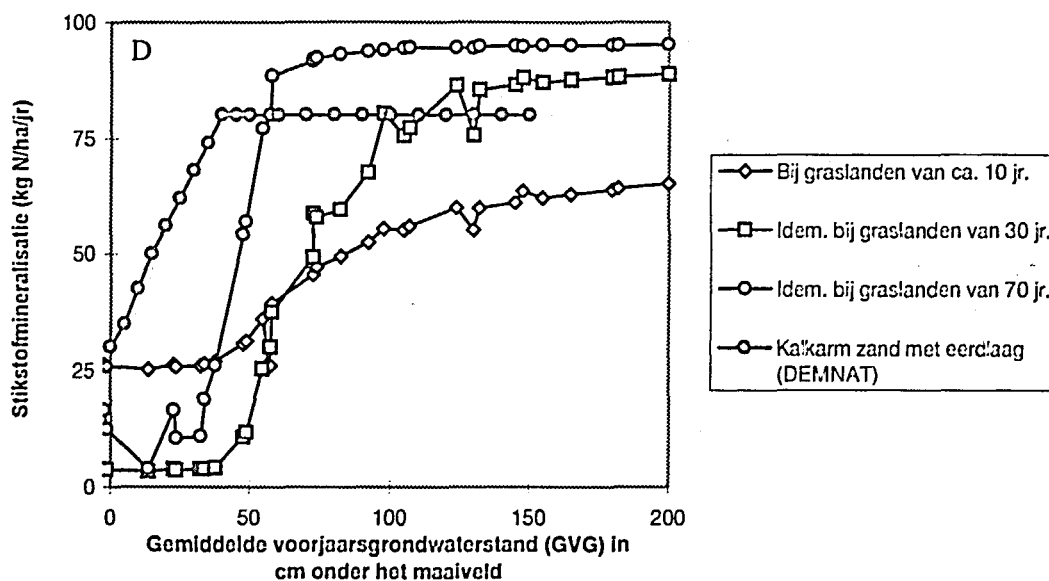
De in DEMNAT gebruikte abiotische responsfuncties hebben betrekking op specifieke combinaties van bodems en vegetatietypen bij lage depositiewaarden (zie ook Zuidema, 1990; Kemmers, 1990). Zo zijn de responsfunctie van meso- en eutroof veen in DEMNAT afgeleid van gegevens bepaald bij natte hooilanden op madeveen, blauwgraslanden op koopveen, mesotroof moeras op vlierveen en veenmosrietland op vlietveen. Daarbij is steeds uitgegaan van goed ontwikkelde vegetaties. Deze abiotische relatie uit DEMNAT zou dan ook theoretisch overeen moeten komen met modelresultaten van SMART/MOVE voor goed ontwikkelde, onbemeste graslanden op veengronden bij een geringe atmosferische depositie. De

responsfunctie voor kalkhoudend zand met eerdlaag in DEMNAT is bepaald aan de hand van gegevens over blauwgraslanden op beekerdgronden. In SMART zou deze situatie gemodelleerd moeten worden als zijnde een goed ontwikkeld onbemest grasland op kalkhoudende zandgronden. Abiotische responsfuncties van kalkloos humeus zand in DEMNAT zijn verkregen uit de gegevens van natte heide op veldpolzolgronden, hetgeen gemodelleerd zou kunnen worden door heide op arme zandgronden. De responsfunctie van de bodemgroep kalkloos zand met eerdlaag in DEMNAT is gebaseerd op gegevens van vochtige borstelgraslanden op gooreerdgronden, hetgeen vergelijkbaar zou moeten zijn met modeluitkomsten voor goed ontwikkelde graslanden op kalkloos, rijk zand.

In figuur 24 zijn de relaties weergegeven tussen gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de stikstofmineralisatie zoals opgesteld in DEMNAT en zoals berekend met SMART/MOVE voor overeenkomstige situaties. Hierbij moet wel gerealiseerd worden dat bij berekening van de curves met SMART/MOVE wel uitgegaan is van een zekere (maar relatief lage) atmosferische stikstofdepositie. Om de mineralisatiecurves om te zetten in stikstofbeschikbaarheidscurves moet elke berekende waarde van SMART/MOVE vermeerderd worden met de waarde van de atmosferische stikstofdepositie (die in de voorbeelden over al 25 Kg N/ha/jr bedraagt), waardoor de curves als geheel hoger zullen liggen dan nu aangegeven.

Bij vergelijking van de abiotische responsfuncties van overeenkomstige situaties valt op dat de omvang van de stikstofmineralisatie in de beide modellen globaal gezien ligt in een zeer vergelijkbare range van waarden (Figuur 24). De stikstofbeschikbaarheid zal daardoor in SMART/MOVE veelal wat hoger zijn, aangezien de mineralisatie in SMART/MOVE nog wordt vermeerderd met de stikstofdepositie. Zo wordt bij drogere condities de mineralisatie en de stikstofbeschikbaarheid voor kalkloos humeus zand veel hoger ingeschat door SMART/MOVE dan door DEMNAT (Figuur 24A), zeker in oudere systemen. Aangezien de stikstofbeschikbaarheid in SMART/MOVE grotendeels toe te schrijven is aan de stikstofdepositie, welke niet afhankelijk is van de grondwaterstand, zal met name bij ondiepe grondwaterstanden de stikstofbeschikbaarheid (mineralisatie + 25 kg N/ha/jr in figuur 24) in SMART/MOVE hoger dan in DEMNAT. Uitzondering daarop is de responsfunctie van meso- en eutroofveen (Figuur 24B).





Figuur 24A t/m D: Abiotische responsfunctie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de stikstofmineralisatie voor onbemeste graslanden op verschillende SMART-bodemgroepen vergeleken met de bijbehorende responsfuncties van de in DEMNAT onderscheiden functionele bodemgroepen. De responsfuncties van SMART (open symbolen) zijn berekend voor situaties met een constante stikstofdepositie van 25 kg N/ha/jr. *Figuur A:* situatie voor kalk-arm zand uit SMART vergeleken met de situatie voor kalkloos humeuzand uit DEMNAT. *Figuur B:* situatie voor veen uit SMART vergeleken met de situatie voor de functionele bodemgroepen meso/eutroof veen en oligotroof veen uit DEMNAT. *Figuur C:* situatie voor kalkhoudend zand uit SMART vergeleken met de situatie van kalkhoudend zand met eerdlaag uit DEMNAT. *Figuur D:* situatie voor rijke zandgronden uit SMART vergeleken met de situatie voor kalkarm zand met eerdlaag uit DEMNAT. (SMART-responsfuncties berekend met SMART2 versie aug. 1996. DEMNAT-functies ontleend aan de invoer-files van GEVOEL2.1).

In sommige gevallen ligt de range van waarden van de mineralisatie echter aanzienlijk uiteen (Figuur 24). Zo kan de abiotische responsfunctie voor mesotroof veen (DEMNAT) zeer slecht beschreven worden met de abiotische responsfuncties voor veen (SMART; zie figuur 24B), beter is de overeenkomst tussen oligotroof veen uit DEMNAT met veen uit SMART/MOVE (figuur 24B). In DEMNAT wordt verondersteld dat op meso- en eutroof veen (inclusief veen met zanddek en klei met veendek) de stikstofmineralisatie/beschikbaarheid het hoogst is van alle bodemgroepen. In SMART wordt daarentegen verondersteld dat veenbodems juist relatief voedselarm zijn, en daardoor waarschijnlijk beter overeenkomen met de gegevens van oligotroof veen uit DEMNAT. De parametrisatie in SMART/MOVE is daardoor minder geschikt voor standplaatsmodellering van meso/eutroofveen, wenselijk lijkt dan ook om de parametrisatie uit te breiden. De verschillen tussen de DEMNAT en SMART/MOVE responsfuncties voor venen zouden echter ook deels

veroorzaakt kunnen zijn door verschillen in zuurgraad. Bij de afleiding van de responsfunctie in het Staalkaarten-model is uitgegaan van een kwelafhankelijke situatie, waarbij de pH-waarde werd geschat tussen de 6.3 en 8.1. Bij berekening van de voorbeelden van de abiotische responsfunctie in SMART/MOVE is daarentegen kwel nu niet betrokken, zodat een veel lagere zuurgraad werd berekend ($\text{pH} < 4.0$). Bij een lagere pH zal de mineralisatie in SMART echter sterk gereduceerd worden. Zo wordt bijvoorbeeld verondersteld dat bij een bodem-pH van 4 de mineralisatieflux wordt gereduceerd met minimaal 40%. Boven de 6.5 wordt verondersteld dat de pH niet remmend meer werkt op de mineralisatie. Daarnaast bestaan er in SMART verschillende andere functies die de stikstofbeschikbaarheid bij lage pH's negatief beïnvloeden (beïnvloeding nitrificatie en denitrificatie). Verondersteld mag dus worden dat voorbeelden van abiotische responsfuncties bij basische uitgangssituaties (basenrijke kwel) daardoor veel hoger zouden komen te liggen en daarmee hoogst waarschijnlijk ook meer vergelijkbaar zouden worden met de abiotische responsfunctie voor meso/eutroof veen uit DEMNAT. Deze specifieke situatie is in deze studie echter niet doorgerekend.

Uit de voorbeelden in figuur 24 blijkt duidelijk dat er inderdaad ook aanzienlijke verschillen bestaan tussen de range van grondwaterstanden waarbij veranderingen in stikstofbeschikbaarheid optreden. De responsfuncties van SMART/MOVE lijken daardoor veelal verschoven te zijn ten opzichte van de responsfuncties in DEMNAT (of omgekeerd). Deze verschuiving wordt bijna geheel veroorzaakt door het verschil in de parametrisatie van de waarde van de grondwaterstand waarbij de mineralisatie begint toe te nemen (zie ook paragraaf 4.1.1.2). Onduidelijk is nog welke parameterwaarde reëel is. Aannemelijk is dat de grens van grondwaterstanden waarbij de mineralisatie toe zal gaan nemen (in tegenstelling tot de huidige modelaannames) afhankelijk is van de diepte waarop het organische materiaal zich bevindt. De grenswaarde verondersteld in SMART/MOVE lijkt op voorhand wat te hoog, aangezien bij een gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand van 45 cm onder het maaiveld het organische materiaal al gedurende een langere periode van het jaar niet meer onder water zal staan. Dit zal zeker gelden voor de bovenste strooisellaag. Voor mineralisatie van dieper gelegen wortelresten zou onder deze omstandigheden nog wel remming van de mineralisatie kunnen optreden als gevolg van zuurstof-tekorten.

Onderzoek naar de juiste parametrisatie van de mineralisatiecurves lijkt echter wenselijk voor verbetering van, en de consistentie tussen beide modellijnen. Vaststelling van de parameterwaarden kan daarbij plaatsvinden op basis van literatuurgegevens over het verband tussen het vochtgehalte van

de bodem en de snelheid van mineralisatie-processen enerzijds, en gegevens over de relatie tussen vochtgehalte van de bodem en de GVG anderzijds..

5.4 Vergelijking abiotische responsfuncties voor zuurgraad

Kwantitatieve vergelijking van specifieke abiotische responsfuncties voor zuurgraad is niet mogelijk, aangezien in DEMNAT de zuurgraad in natte situaties niet wordt berekend op basis van grondwater-, kwel- en/of bodemchemische informatie. Daarentegen kan wel geconstateerd worden dat in SMART/MOVE de zuurgraad veranderingen veroorzaakt door alleen grondwaterstandsdingen over het algemeen veel kleiner zijn dan geschat met behulp van DEMNAT. Dit zal waarschijnlijk echter anders zijn wanneer in SMART/MOVE ook de kwelveranderingen worden beschouwd. De abiotische responsfuncties voor grondwaterstandsding uit DEMNAT zijn echter rekenkundig geheel gescheiden van de abiotische responsfuncties voor kwelveranderingen. Hoewel de functie voor grondwaterstandsding nog wel de verminderde invloed van (b.v. basenrijk) grondwater beschouwd, hetgeen wellicht leidt tot enige dubbeltelling.

Gezien het grote verschil tussen beide modellen in de voorspelde effecten op de zuurgraad lijkt onderzoek ten behoeve van onderbouwing van de omvang van verzurende effecten veroorzaakt door grondwaterstandsding dan ook wenselijk. Onderzocht zou tevens kunnen worden in hoeverre de effecten van gecombineerde kwelflux- en grondwaterstandsveranderingen in DEMNAT en SMART/MOVE wel leiden tot vergelijkbare veranderingen in de zuurgraad van de standplaats, en in hoeverre momenteel dubbeltelling op dit punt berekend door DEMNAT problematisch zijn.

6. Vergelijking biotische responsfuncties

De biotische responsfuncties zoals berekend kunnen worden met SMART/MOVE komen conceptueel grotendeels overeen met de responsfuncties uit DEMNAT. Beide functies beschrijven in hoeverre het verwachte aantal soorten (al dan niet relatief ten opzichte van het optimum) van een soortengroep zal afhangen van de verschillende standplaatsfactoren. Een kwantitatieve vergelijking van de biotische responsfuncties is dan ook goed mogelijk. Vergelijking van de biotische responsfuncties op een zo basaal mogelijk niveau, namelijk op het niveau van indicerende soortengroepen, lijkt daarbij het meest wenselijke.

Ten eerste omdat deze functies een belangrijke rol spelen bij de afleiding van de totale set (meer dan 650) aan dosis-effect relaties in DEMNAT (zie paragraaf 3.1). In SMART/MOVE kunnen de responsfuncties van indicerende soortengroepen beschouwd worden als het eindresultaat van de biotische modellering, zodat globaal de geldigheid van de vele onderliggende individuele responsfuncties gecontroleerd kan worden. Controle van alle afzonderlijke dosis-effect relaties uit DEMNAT en kansfuncties uit SMART/MOVE is echter wel wenselijk, maar past niet binnen de opzet van deze studie.

Ten tweede is vergelijking op dit niveau zinvoller dan vergelijking van specifieke voorbeelden aangezien de responsfuncties uit DEMNAT op dit basale niveau (vaak) nog niet geïntegreerd zijn met de abiotische responsfuncties voor specifieke functionele bodemgroepen of ecoserie-bodems, waardoor abiotische en biotische modellering nog apart vergeleken kunnen worden. Bij een vergelijking van geïntegreerde functies zouden aangetroffen verschillen veroorzaakt kunnen worden door zowel verschillen in de abiotische- als de biotische modellering, resultaten van vergelijkingen zouden hierdoor moeilijker interpreteerbaar worden.

Een derde voordeel is dat vergelijkingen op dit niveau kan gebeuren op basis van de drie afzonderlijke standplaatsfactoren vochttoestand (c.q. voorjaarsgrondwaterstand), zuurgraad (c.q. bodem-pH) en voedselrijkdom (c.q. stikstofbeschikbaarheid), hetgeen bij vergelijking van geïntegreerde functies niet meer eenvoudig mogelijk is.

6.1 Methode

Voor het vergelijken van de biotische modellering zijn in SMART/MOVE soortengroepen samengesteld die overeenkomen met de indicerende soortengroepen zoals gebruikt in DEMNAT (zie ook paragraaf 3.1.2). Hiertoe is gebruik gemaakt van de soortindeling van Runhaar et al. (1987) analoog zoals

toegepast in. Bij de vergelijking op het niveau van afzonderlijke ecotoopgroepen is ook gebruik gemaakt van de soortensamenstelling zoals ook gebruikt is in GEVOEL.

Vergelijking heeft alleen plaatsgevonden voor de ligging van de optimale waarde van de verschillende standplaatsfactoren. Hiervoor is gekozen omdat de ligging van de optima één van de meest bepalende parameters is voor de dosis-effect relaties (hiermee wordt namelijk de positie van dosis-effect relatie vastgelegd (dosis=0), zie ook paragraaf 3.1.4). Andere parameters zijn natuurlijk ook van belang voor het beschrijven van zowel de dosis-effect relaties als de kansfuncties (zoals bijvoorbeeld de steilheid van de afname vanuit het optimum of dosis=0 punt). Deze parameters zijn echter niet in de analyse betrokken. Wel kan beredeneerd worden dat de ligging van de optima ook andere belangrijke curvatuur-karakteristieken beïnvloeden. Zo zal bijvoorbeeld de abiotische situatie waarbij 100% (c.q. LD100, lethale-dosis waarbij 100% van het aantal soorten is verdwenen) 95% (LD95), of 50% (LD50) van alle soorten van een soortengroep zijn verdwenen afhangen van het optimum.

Ten tweede kan op grond van de conceptuele beschrijvingen van de biotische modellering verwacht worden dat er grote systematische verschillen zullen bestaan tussen de responsfuncties. Veel van deze verschillen kunnen duidelijk geïllustreerd worden door alleen een vergelijking van de ligging van de optima zoals voorspeld door beide modellen. Juist het vergelijken van modelgedrag op basis van grote, systematische verschillen is in deze studie van belang. Gerealiseerd moet worden dat ook op basis van andere curvatuurkarakteristieken (zoals bv. de LD50 of LD100) deze grote, systematische verschillen aantoonbaar zijn. Nadeel is wel dat de optimale waarden in DEMNAT al deels gecorrigeerd zijn voor verschuivingen veroorzaakt door het gebruik van relatieve (presentie)gegevens (zie bijvoorbeeld Van der Linden et al., 1992). Bij het behandelen van de verschillende biotische responsfuncties worden echter ook de oorspronkelijke responsfuncties weergegeven, waaruit afgelezen kan worden dat niet alleen de optima verschuivingen als gevolg van het gebruik van relatieve maten.

Ten derde wordt de ligging van de optima in beide modellen daadwerkelijk gebruikt in sommige, belangrijke modelberekeningen (b.v. bij de afleiding van presentiecurves en gestandaardiseerde kansfuncties in SMART/MOVE en bij de afleiding en schaling van basale responsfuncties). Verschillen in de optima zullen daardoor ook direct resulteren in verschillen in model- of module uitkomsten.

De ligging van de optima worden in SMART/MOVE berekend op basis van de vier verschillende methoden, zoals die momenteel kunnen worden toegepast binnen het model (zie ook paragraaf 4.1.2). Zo zijn de optima berekend op basis van gesommeerde continue monofactoriële kansfuncties, gestandaardiseerde continue monofactoriële kansfuncties, monofactoriële presentiecurves en multivariate presentiecurves. Momenteel worden voornamelijk de monofactoriële en de multivariate presentiecurves gebruikt, waarbij veelal de voorkeur uit gaat naar het gebruik van de multivariate functies (zie beperkingen in paragraaf 4.2). Maar ook de monofactoriële presentiecurves worden momenteel in SMART/MOVE nog gebruikt. De keuze voor de berekeningsmethode hangt af van de vraagstelling van de modelrun. Bij multistress analyse en factoranalyse worden de multifactoriële curves gebruikt. Wanneer alleen maar uitspraken worden gedaan over één afzonderlijke factor wordt soms gebruik gemaakt van de monofactoriële curves. Voor de duidelijkheid lijkt het zinvol om met name de optima van de mono- en multifactoriële presentiefuncties te vergelijken met de gegevens uit DEMNAT. Voor de compleetheid zijn echter ook de resultaten van de andere berekeningsmethodieken weergegeven, aangezien deze ook gebruik kunnen worden voor het controleren van de onderlinge consistentie van de verschillende methoden.

Bij vergelijking tussen de methoden moet wel gerealiseerd worden, dat de ligging van de optima altijd zal afhangen van de gebruikte methode, hoewel niet alle verschillen daadwerkelijk zullen duiden op werkelijke verschillen. Ten eerste zullen continue, klokvormige kansfuncties per definitie altijd een smaller optimum hebben (veelal één waarde) dan de blokvormige presentiecurves (veelal meerdere waarden). Hierdoor kunnen verschillen in de waarde van de optima kleiner zijn dan gesuggereerd wordt op basis van de hier gepresenteerde resultaten. Daarnaast zijn de berekende optima bepaald met verschillende nauwkeurigheden: de optima van de monofactoriële functies zijn berekend op basis van kwart Ellenberg-waarden terwijl de optima van de multivariate functies berekend zijn in tienden van Ellenberg-waarden. Afhankelijk van de relatie tussen de Ellenberg-waarden en gemeten abiotische standplaatsfactoren kan een kleine afwijking in de waarde van de optima op de Ellenberg-schaal resulteren in een relatief grote verschuiving op de standplaatsfactoren-schaal. Vooral bij niet-lineaire relaties tussen Ellenberg-waarden en standplaatsfactoren zal een verschuiving uitgedrukt in Ellenberg-eenheden niet resulteren in evengrote verschuiving op de schaal van de abiotische standplaatsfactoren. Ook hierdoor kunnen dus schijnbare verschillen tussen berekeningsmethoden worden vergroot. Bij vergelijking tussen de

methoden zal dus rekening gehouden moeten worden met de beperkingen van de gepresenteerde data/methode.

Naast de ligging van de optima is berekend of de ecotoopgroepen (zoals ook gebruikt in GEVOEL) overeenkomen met soortengroepen die samengesteld zouden kunnen worden op basis van de kansfuncties uit SMART/MOVE (en omgekeerd). Dit is gedaan door te kijken of onder door SMART/MOVE berekende optimale condities, volgens SMART ook wel alle afzonderlijke soorten van deze ecotoopgroepen voor zouden kunnen komen. Onder de aanname dat de ecotoopgroepen bestaan uit soorten die in het veld samen voorkomen en vergelijkbaar reageren op milieuveranderingen, zou ook verwacht mogen worden dat op basis van de individuele kansfuncties uit SMART/MOVE (wanneer deze natuurlijk correct zijn) deze soorten dan ook inderdaad vergelijkbaar zouden moeten reageren en allen (of bijna allen) aanwezig zouden moeten zijn in de door SMART/MOVE berekende optima. Wanneer dit niet het geval is zijn of de ecotoopgroepen niet correct opgesteld of zijn de responsfuncties van SMART/MOVE niet correct. Eenzelfde controle van de kansfuncties uit SMART/MOVE zou kunnen gebeuren op basis van plantensociologische soortengroepen. Een goede fit betekend echter niet dat de responsfuncties uit SMART/MOVE dan ook correct zijn, aangezien alleen maar wordt gecontroleerd of in de door SMART/MOVE berekende optima de soorten volgens SMART/MOVE inderdaad wel voor kunnen komen. Dit is namelijk wat anders dan te controleren of in het optimum van een (coherente) soortengroepen (b.v. empirisch bepaald buiten het model om of bepaald uit gegevens in DEMNAT) met behulp van de kansfuncties van SMART/MOVE inderdaad een optimum wordt voorspeld.

6.2 Vergelijking biotische responsfuncties voor vochttoestand

De responsfuncties voor de vocht-indicerende soortengroepen zijn in GEVOEL direct opgesteld per functionele bodemgroep met gelijke textuur (paragraaf 3.1.1.1). Hierbij zijn de abiotische en biotische modellering dus al geïntegreerd. De optimale voorjaarsgrondwaterstand optima (c.q. beginpunt van de dosis-effect relaties) voor het voorkomen van de verschillende indicerende soortengroepen en de verschillende ecotoopgroepen is daarbij echter niet afhankelijk gesteld van de bodemtextuur. Hierdoor is de ligging van de van beide type soortengroepen wel direct vergelijkbaar.

Soorten indicierend voor natte standplaatsen en ecotoopgroepen van natte omstandigheden komen volgens GEVOEL voor bij een gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand rond het maaiveld (Van der Linden et al., 1992; Runhaar et al., 1996). Deze optima zijn bepaald aan de hand van relatieve

presentiegegevens bepaald op veen, klei en zandgronden, zowel (getracht is) de waarden enigszins te corrigeren voor verschuivingen veroorzaakt door het werken met relatieve gegevens (afgelezen optima respectievelijk 0, 40 en 40 cm boven het maaiveld zie Van der Linden et al., 1992). Soorten indicierend voor vochtige standplaatsen en derhalve ecotoopgroepen van vochtige omstandigheden komen daarentegen optimaal voor bij een GVG van 40 cm onder het maaiveld (afgelezen optima 60, 60 en 40 cm onder het maaiveld, zie van der Linden et al., 1992).

Wanneer de optima worden berekend met behulp van SMART/MOVE dan valt direct op dat het resultaat sterk kan variëren met de toegepaste berekeningsmethode (Tabel 8). Deze variatie tussen de optima wordt echter ook deels veroorzaakt door slechts schijnbare verschillen tussen de berekeningsmethoden. Zo zijn de optima van discrete, blokvormige presentiecurves bijvoorbeeld per definitie altijd breder dan de optima van continue paraboolvormige kansfuncties (met veelal een puntvormig optimum), zodat de verschillen in de waarde van de optima tussen de wel en niet continue kansfuncties in werkelijkheid kleiner kunnen zijn dan de in de tabel weergegeven verschillen. Een vergelijking van de optima zoals weergegeven in tabel 8 is met inachtneming van bovenstaande opmerkingen echter wel goed mogelijk.

Ecotoopgroepen van natte standplaatsen komen volgens de berekeningen van MOVE optimaal voor bij een gemiddelde GVG van ca. 15 cm (o.b.v. monofactoriële presentiecurves) of ca. 30 cm (o.b.v. multivariate presentiecurves) onder het maaiveld. Ecotoopgroepen van vochtige standplaatsen komen daarentegen volgens MOVE optimaal voor bij een GVG van ca. 60 cm of ca. 70 cm onder het maaiveld. De optima zoals berekend in MOVE liggen dus systematisch bij aanzienlijk lagere GVG's (droger) dan de optima zoals die gebruikt worden in GEVOEL.

Daarnaast bestaat er in SMART/MOVE nog een aanzienlijke systematische variatie in de ligging van de optima binnen ecotoopgroepen die volgens GEVOEL gelijke optima hebben. Deze variatie is met name aanwezig binnen de ecotoopgroepen van natte standplaatsen: optima liggen tussen de -2.7 en 50.0 cm. Bij ecotoopgroepen van vochtige standplaatsen is de variatie minder: de optima liggen bij deze ecotoopgroepen tussen een GVG van 43.4 en 76.3 cm onder het maaiveld. Deels kan deze variatie toegeschreven worden aan de gebruikte bepalingmethode voor de ligging van de optima. Echter, in sommige gevallen is de variatie binnen de ecotoopgroepen van natte standplaatsen volgens MOVE in vergelijking tot de variatie tussen de verschillende berekeningsmethode dermate groot dat de

variatie tussen deze ecotoopgroepen niet geheel kan worden toegeschreven aan de gebruikte berekeningsmethode. Opvallend is dat de ecotoopgroepen bK20, K23 en K28 volgens MOVE optimaal ontwikkeld zijn bij grondwaterstanden van meer dan 20 cm onder het maaiveld (monofactoriële presentiecurves) of meer dan 40 cm (multivariate presentiecurves), terwijl de optimale condities voor het voorkomen van ecotoopgroepen K21, K22 en K27 bij veel ondiepere grondwaterstanden ligt (natter). Deze verschillen zijn zichtbaar bij alle berekeningsmethoden.

Tabel 8. Optimale gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG in cm onder het maaiveld) van de terrestrische ecotoopgroepen zoals gedefinieerd door Runhaar et al. (1987) op basis van gegevens uit DEMNAT en berekend met behulp van verschillende berekeningsmethoden uit SMART/MOVE. De optimale GVG uit DEMNAT komt daarbij overeen met het begin punt van de dosis-effect relaties uit GEVOEL (zie ook Van der Linden et al., 1992).

Groep	Optima in DEMNAT		Optima in SMART/MOVE				
	Optimale GVG	Totaal aantal soorten	Optimale GVG (o.b.v. monofactoriële continue kansfuncties)	Optimale GVG (o.b.v. monofactoriële presentiecurves)	Optimale GVG (o.b.v. gestandaardiseerde monofactoriële continue kansfuncties)	Optimale GVG (o.b.v. multivariate presentiecurves)	Aantal soorten in het multivariate optimum t.o.v. aantal soorten met bekende kansfuncties
K21	0	31	-3	4	-3	16	27/27
K22	0	88	1	4	11	8	75/78
K23	0	31	14	30	27	50	30/30
K27	0	147	4	4	7	13	118/121
K28	0	95	30	24	27	11	54/54
bK20	0	44	43	43	40	50	45/45
bK40	40	55	63	63	63	68	35/36
K41	40	22	30	43	43	76	21/21
K42	40	56	30	50	53	76	48/48
H22	0	33	4	1	7	42	25/25
H27	0	65	4	11	11	40	55/56
H28	0	31	14	17	20	45	27/27
H42	40	85	73	70	76	74	58/59
H47	40	138	67	70	70	68	86/89

Tevens valt op dat de optima van de multivariate kansfuncties veel droger liggen dan de optima van de univariate kansfuncties. Dit treedt voornamelijk op bij de ecotoopgroepen H22, H27 en H28. Blijkbaar verschillen de multi- en monofactoriële kansfuncties juist voor deze plantengroepen (struwelen en bossen). Terwijl de mono- en multifactoriële kansfuncties van

kruiden onderling veel meer overeenkomen (Tabel 8). Waarschijnlijk verschuift juist voor struiken en bomen het optimum door de relatief grotere interactietermen in de multivariate regressievergelijking richting de drogere standplaatsen. De vraag is of voor b.v. moerasbossen een optimale GVG van ca. 40 cm wel reëel is. Het is dan ook wenselijk om te controleren of met name de voorspellingen van deze soortengroepen reëel is. Mogelijk hebben de soorten van dergelijke bossen volgens SMART/MOVE een brede tolerantie zodat ze niet alleen in drogere situaties optimaal kunnen voorkomen maar ook met hoge kansen voorspeld kunnen worden in natere situaties.

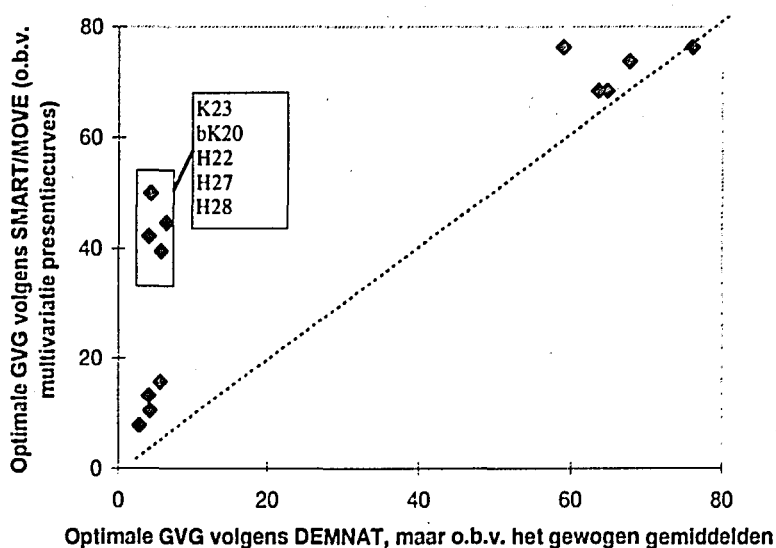
De soortindeling in ecotoopgroepen volgens GEVOEL lijkt in grote mate consistent met de soortindeling op basis van de multifactoriële presentiefuncties, aangezien in de door SMART/MOVE berekende optima bijna alle beschouwde soorten voorkomen (laatste kolom in Tabel 8). Dit betekent dat (in ieder geval) de responsfuncties van de ecotoopgroepen in MOVE vrij homogeen zijn wat betreft de ligging van de optima. Deze grote mate van consistentie suggereert tevens dat op basis van gelijkheid van de biotische responsfuncties berekend in MOVE soortengroepen samengesteld zouden kunnen worden die grote overeenkomst vertonen met de ecotoopgroepen.

Bovenstaande resultaten lijken tegenstrijdig. Enerzijds kan immers geconstateerd worden dat er grote verschillen bestaan tussen de ligging van de optima zoals berekend in beide modellen. Anderzijds kan geconstateerd worden dat de ecotoopsindeling niet tegenstrijdig is met de indeling op basis van de responsfuncties uit SMART/MOVE. Dit zou kunnen betekenen dat de berekende absolute waarden van de optima door SMART/MOVE niet goed aansluiten bij de relatieve volgorde van de responsfuncties bepaald in Ellenberg-waarden, omdat bijvoorbeeld de correlatie-coëfficiënt tussen Ellenberg-waarden en de GVG afwijkt van 1 (nu 0.54, zie Alkemade et al., 1996), of omdat de berekende optimale waarden door verschuivingen in de assen niet correct zijn. Anderzijds zou dit verklaard kunnen worden doordat de ligging van de optima in GEVOEL niet geheel goed aansluiten bij de soorten indeling van de ecotoopgroepen (zoals al eerder is gesuggereerd in paragraaf 3.1.4). Aannemelijk lijkt bijvoorbeeld dat de ligging van het optimum van een ecotoopgroep afhankelijk is van de specifieke soortensamenstelling van die groep en van de fysische-eigenschappen van de beschouwde bodem. In DEMNAT verschillen wel de optima van ecotoopgroepen van natte milieus met de optima van ecotoopgroepen van vochtige milieus. Maar binnen deze groepen wordt geen onderscheidt meer gemaakt naar de ligging van de optima (voor de helling van de afname van afzonderlijke ecotoopgroepen wel), hoewel de soortensamenstelling in vocht-indicerende soortengroepen

wel varieert. Aannemelijk is dat analoog aan de gevoeligheid (helling van dosis-effect relatie) ook de ligging van het optimum (c.q. beginpunt dosis-effect relatie) van een ecotoopgroep op de vocht-as zal verschuiven richting de droge kant naarmate een ecotoopgroep bijvoorbeeld bestaat uit relatief meer soorten indicatief voor drogere standplaatsen. Wanneer het optimum van ecotoopgroepen uit GEVOEL dan ook berekend wordt als het gemiddelde van de optima van de daarin voorkomende vocht-indicerende soorten i.p.v. gelijkgesteld aan het optimum van slechts één enkele karakteristieke indicerende soortengroep, hetgeen de interne modelconsistentie ten goede komt, vertonen de modelvoorspellingen van SMART/MOVE en DEMNAT een veel betere onderlinge gelijkenis (Figuur 25). Bij deze berekening is uitgegaan van de optimale GVG's van -10, 0 (huidige optimale GVG voor soorten indicierend voor natte standplaatsen), 20, 40 (huidige optimale GVG voor soorten indicierend voor vochtige standplaatsen) en 160 cm onder het maaiveld voor respectievelijk soorten indicierend voor aquatische, natte, natte tot vochtige, vochtige en vochtig tot droge standplaatsen. Deze optima zijn daarbij, geheel analoog aan nu, afgelezen uit de relatie tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de bedekking van indicerende soortengroepen zoals weergegeven in Van der Linden et al. (1992). Voor de eenvoud is, analoog aan de huidige aannamen in GEVOEL, aangenomen dat de optima niet bodemtype/textuur afhankelijk zijn. Hoewel deze aanname voor met name de soorten indicierend voor natte tot vochtige standplaatsen, vochtige standplaatsen en vochtige tot droge standplaatsen niet reëel is (paragraaf 3.2). De optimale GVG van bijvoorbeeld K21 is anders dan nu niet slechts gelijkgesteld aan de optimale GVG van de meest karakteristieke indicerende soortengroep (in dit geval de soortengroep indicierend voor natte standplaatsen), maar berekend als de gemiddelde optimale GVG van de verschillende in K21 aanwezige indicerende soortengroepen ((17 % aquatische soorten x -10 cm) + (47 % soorten indicierend voor natte standplaatsen x 0 cm) + (37 % soorten indicierend voor natte tot vochtige standplaatsen x 20 cm) = 5.7 cm onder het maaiveld).

Uit figuur 25 blijkt dat, ondanks de verbetering van de interne consistentie en daardoor ook van de onderlinge consistentie, er verschillen tussen uitspraken van beide modellen blijven bestaan. Opvallend is de nog steeds slechte relatie tussen de uitspraken over sommige ecotoopgroepen. Het betreft hier met name de ecotoopgroepen K23, bK20, H22, H27 en H28, welke door SMART/MOVE ook nu nog consequent hoger worden ingeschat dan door DEMNAT. Opmerkelijk is dat juist bij deze ecotoopgroepen (met name K23, H22, H27 en H28) het verschil tussen de multivariate en de monofactoriële berekeningsmethode in SMART/MOVE ook erg groot is. Dit duidt op het verschuiven van de optima van deze ecotoopgroepen als gevolg

van de interactie-componenten met de andere standplaatsfactoren zoals zuurgraad en voedselrijkdom. Onduidelijk is nog in hoeverre deze verschuivingen reëel zijn, hetgeen dan ook onderwerp van aandacht moet zijn. Bij de vaststelling van de beginpunten van de dosis-effect relaties voor ecotoopgroepen in DEMNAT is helemaal geen rekening gehouden met het bestaan van dergelijke verschuivingen, aangezien is aangenomen dat de optima/beginpunten niet verschillen per bodemtype (paragraaf 3.1.4). Daarnaast is het waarschijnlijk dat met name bomen en struiken (ecotoopgroepen H22, H27 en H28) nog kunnen voorkomen bij diepere grondwaterstanden dan nu in DEMNAT is aangenomen. Met name een diepere beworteling zou kunnen verklaren dat dergelijke soorten inderdaad nog bij diepere grondwaterstanden optimaal voorkomen (Runhaar, 1989b). Wel moet gecontroleerd worden in hoeverre de soorten van bijvoorbeeld elsenbroek/moerasbossen volgens de kansfuncties van SMART/MOVE ook bij nattere (en realistische) situaties (dan nu berekend als optima) nog voor kunnen komen.

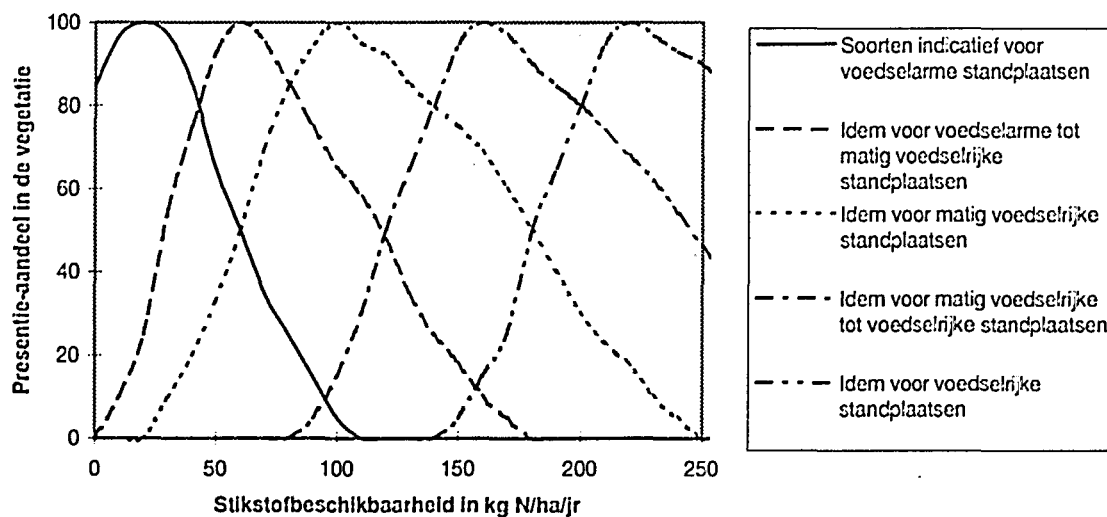


Figuur 25. Relatie tussen de optimale gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) voor het voorkomen van de verschillende ecotoopgroepen volgens GEVOEL en SMART/MOVE. De berekende optima van de ecotoopgroepen uit GEVOEL zijn daarentegen meer dan nu afhankelijk gesteld van de specifieke soortensamenstelling en berekend als de gemiddelde optima van de, in de ecotoopgroepen voorkomende, indicerende soorten (zie uitleg in tekst). De optima volgens SMART zijn berekend met behulp van multi-variate presentiecurves (zie tabel 8). De stippellijn geeft de verwachte 1:1-relatie weer.

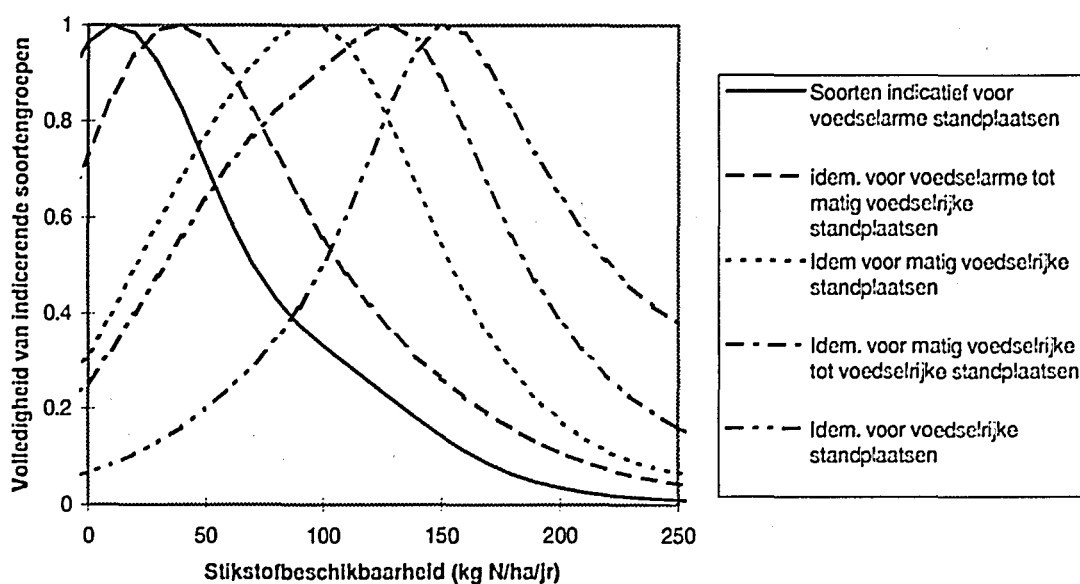
Tevens is in figuur 25 nog duidelijk zichtbaar dat de lagere optima volgens SMART/MOVE liggen bij meer gemiddelde waarden dan in DEMNAT, hetgeen veroorzaakt wordt door respectievelijk de relatieve inkrimping en

uitrekking van de vochtassen in SMART/MOVE en DEMNAT (zie paragraaf 3.2 en 4.2). Hoogst waarschijnlijk zal bij het oplossen van deze knelpunten/fouten in de modellering van DEMNAT en SMART/MOVE (bv. door gebruik van transformaties) gelijktijdig de onderlinge consistentie verder verbeteren.

6.3 Vergelijking biotische responsfuncties voor voedselrijkdom



Figuur 26. Biotische responsrelatie tussen de stikstofbeschikbaarheid en het presentie-aandeel van de voedselrijkdom-indicerende soortengroepen zoals gebruikt in GEVOEL2.1 (Figuur ontleend aan Van der Linden et al., 1992).



Figuur 27. Biotische responsrelatie tussen de stikstofbeschikbaarheid en het presentie-aandeel van de voedselrijkdom-indicerende soortengroepen zoals berekend met SMART/MOVE (Figuur berekend door optelling van gestandaardiseerde monofacteriële kansfuncties).

De responsfuncties voor de voedselrijkdom-indicerende soortengroepen zoals gebruikt voor GEVOEL zijn onafhankelijk opgesteld van de abiotische responsfuncties (Figuur 26), zodat vergelijking van de biotische responsfuncties uit beide modellen goed mogelijk is. Met behulp van de individuele kansfuncties kunnen met SMART/MOVE relaties worden opgesteld tussen het voorkomen van vergelijkbare voedselrijkdom-indicerende soortengroepen en ecotoopgroepen en de geschatte stikstof-beschikbaarheid (Figuur 27).

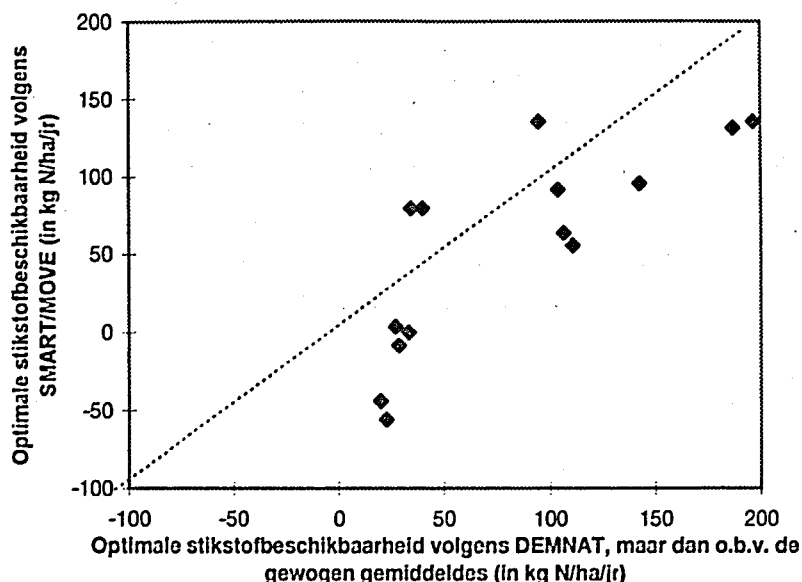
In de figuren 26 en 27 is duidelijk zichtbaar, dat de soortengroepen elkaar in beide modellen opvolgen in de verwachte reeks van voedselarm tot voedselrijk. Daarnaast is te zien dat met name aan de voedselrijke kant van de milieu-as de responsfuncties uit SMART/MOVE ineen schuiven ten opzichte van de responsfuncties zoals gebruikt in DEMNAT (of omgekeerd).

Daarnaast is ook hier duidelijk zichtbaar dat de optima van de responsfuncties gebruikt in beide modellen wederom aanzienlijk uiteen liggen, hetgeen tevens geconcludeerd kan worden op basis van de resultaten van alle berekeningsmethoden (Tabel 9). Over het algemeen liggen de optima in GEVOEL gemiddeld bij veel hogere waarden dan de optima zoals berekend door SMART/MOVE, waarbij deze verschillen het grootst zijn aan de voedselrijke kant van de trofie-as.

Als de afleiding van de optimale stikstofbeschikbaarheid van ecotoopgroepen uit DEMNAT geheel analoog gebeurt als de afleiding van de optimale vochttoestand (d.w.z. dat het optimum van een ecotoopgroep gelijk wordt gesteld aan het optimum van de daarin meest voorkomende Indicerende soortengroep), dan blijkt de relatie tussen beide modelvoorspellingen slechts gering te zijn. Als de optima van de ecotoopgroepen in DEMNAT anders dan nu berekend zouden worden als het gewogen gemiddelde van de optima van de Indicerende soortengroepen (analoog aan afleiding in paragraaf 6.2) verbetert de relatie wederom aanzienlijk (Figuur 28).

Tabel 9. Optimale stikstofbeschikbaarheid (in kgN/ha/jr) voor het voorkomen van de verschillende voedselrijkdom-indicerende soortengroepen volgens GEVOEL en SMART/MOVE. De optima uit DEMNAT komen overeen met de waarden gebruikt voor opstelling van de dosis-effect relaties tussen gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de presentie van de voedselrijkdom-indicerende soortengroepen (paragraaf 3.1.4) (Waarden optima ontleend aan resp. de source-code van GEVOEL2.1 en berekend met SMART/MOVE).

	Optima in DEMNAT	Optima in SMART/MOVE			
	Optimum volgens DEMNAT	Optimum o.b.v. continue mono-factoriële kans-functies	Optimum o.b.v. mono-factoriële presentie-curves	Optimum o.b.v. gestandaardiseerde mono-factoriële kans-functies	Optimum o.b.v. multi-variate presentie-curves
Soorten indicatief voor voedselarme standplaatsen	20	0	10	10	10
Idem voor voedselarme tot matig voedselrijke standplaatsen	60	30	40	40	70
Idem voor matig voedselrijke standplaatsen	100	90	90	90	90
Idem voor matig voedselrijke tot voedselrijke standplaatsen	160	120	110	130	120
Idem voor voedselrijke standplaatsen	220	240	160	150	160
Soorten indifferent met betrekking tot de voedselrijkdom	-	90	80	60	100



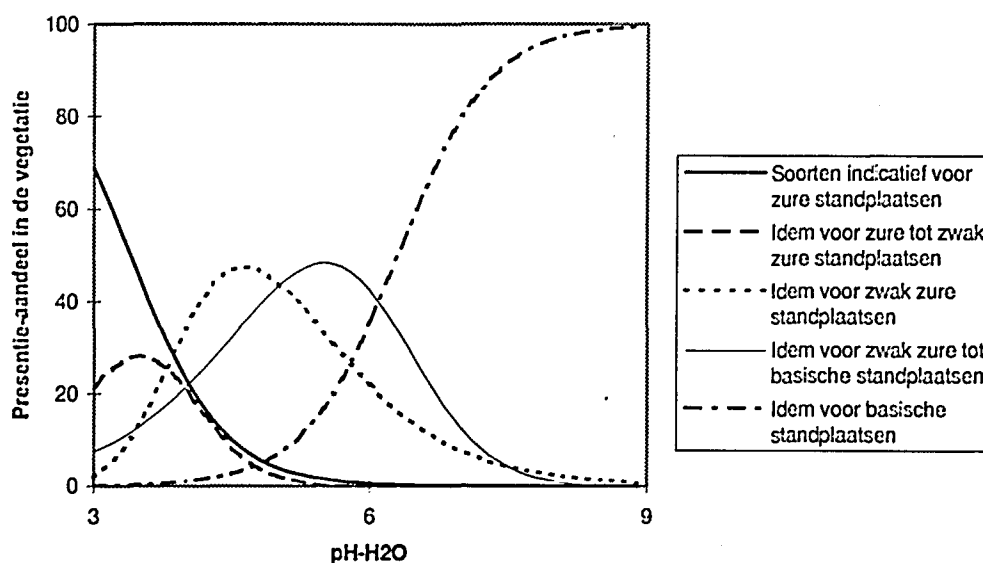
Figuur 28. Relatie tussen de optimale stikstofbeschikbaarheid voor het voorkomen van de verschillende ecotoopgroepen volgens GEVOEL en SMART/MOVE. De berekende optima van de ecotoopgroepen uit GEVOEL zijn anders dan in de huidige methode echter berekend als de gemiddelde optima van de, in de ecotoopgroepen voorkomende, indicerende soorten (zie uitleg in tekst). De optima volgens SMART zijn berekend met behulp van multi-variate presentiecurves (zie tabel 9). De stippellijn geeft de verwachte 1:1-relatie weer.

In figuur 28 is echter nog steeds zichtbaar dat, hoewel de relatie sterk verbeterd is, er nog steeds een aanzienlijke variatie bestaat tussen beide modelvoorspellingen (in sommige gevallen is het verschil groter dan 75 kg N/ha/jr.).

Opvallend zijn daarbij natuurlijk de sterk negatieve optima voor voedselbeschikbaarheid berekend voor de ecotoopgroepen K21 en K41. Hoewel de optima van deze ecotoopgroepen volgens MOVE, geheel analoog aan de indeling als voedselarme ecotoopgroepen bij de laagste stikstofbeschikbaarheden liggen, is de voorspelde waarde onrealistisch laag. Het voorkomen van deze ecotoopgroepen zal in SMART/MOVE momenteel dan ook niet realistisch voorspeld kunnen worden (zie ook paragraaf 4.1.1.2). De optimale gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden van deze ecotoopgroepen ligt tussen de één en de drie, hetgeen verwacht mag worden. Hoogst waarschijnlijk wordt de te lage waarde voor de optimale stikstofbeschikbaarheid dan ook veroorzaakt door een, voor deze range van Ellenberg-waarden, onjuiste/ongeschikte kalibratie-relatie tussen de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde en de stikstofbeschikbaarheid.

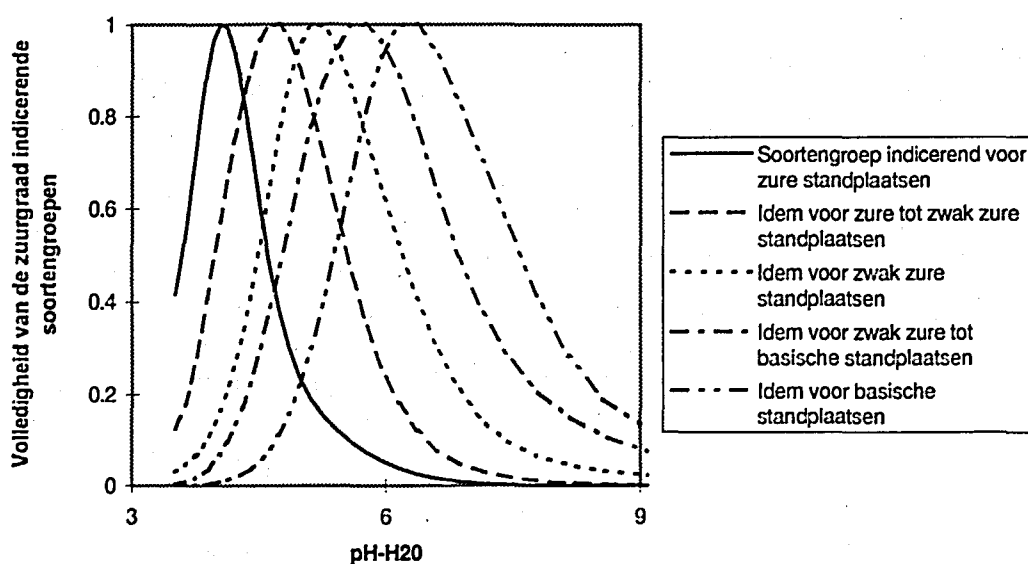
6.4 Vergelijking biotische responsfuncties voor zuurgraad

De responsfuncties voor de zuurgraad-indicerende soortengroepen zoals gebruikt in GEVOEL zijn opgesteld met onderzoeksgegevens van Kruijne et al. (1967). Met deze gegevens zijn de relaties tussen het voorkomen van de verschillende soortengroepen en de zuurgraad van de bodem ($\text{pH-H}_2\text{O}$) bepaald (Figuur 29). De door SMART/MOVE berekende responsfuncties voor de verschillende indicerende soortengroepen beschrijven ook de relatie tussen voorkomen en de bodem-pH uitgedrukt in $\text{pH-H}_2\text{O}$ (Figuur 30).



Figuur 29. Biotische responsrelatie tussen de zuurgraad van de bodem ($\text{pH-H}_2\text{O}$) en het presentie-aandeel van de zuurgraad-indicerende soortengroepen zoals gebruikt in GEVOEL2.1 (Figuur afgeleid aan de responsefuncties weergegevens in paragraaf 3.1.2 and/oog aan de methode beschreven in 3.2).

Duidelijk is dat de in GEVOEL en SMART/MOVE bepaalde optima wederom aanzienlijk sterk uiteen liggen (Tabel 10). Opvallend is wederom de verschuiving van de responsfunctie als gevolg inkrimping en uitdijning van de milieu-assen in respectievelijk SMART/MOVE en DEMNAT. De soorten van zure standplaatsen komen volgens de gegevens gebruikt in GEVOEL bij een lagere zuurgraad optimaal voor dan door MOVE berekend wordt (Tabel 10). De soorten die daarentegen voornamelijk voorkomen op basische standplaatsen komen volgens MOVE juist bij een lagere bodem-pH optimaal voor dan in GEVOEL wordt verondersteld.



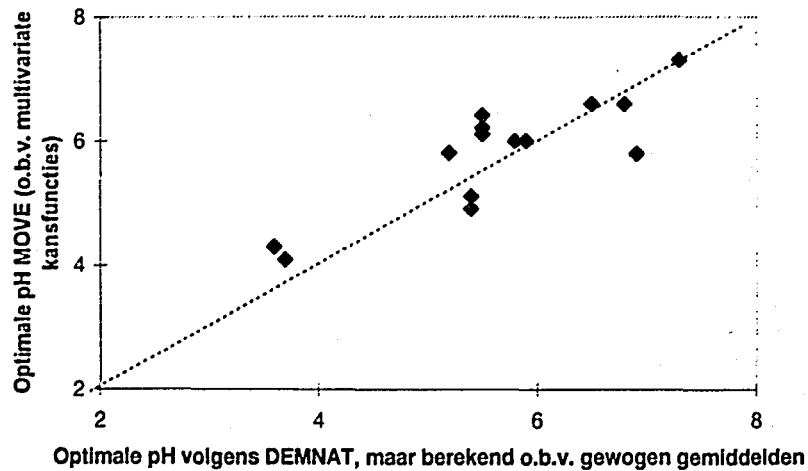
Figuur 30. Biotische responsfuncties tussen de zuurgraad van de bodem (pH-H₂O) en de volledigheid van de zuurgraad-indicerende soortengroepen zoals berekend met SMART/MOVE (Figuur berekend door optelling van gestandaardiseerde monofacteriële kansfuncties).

Tevens valt op dat er aanzienlijke verschillen bestaan tussen de optima zoals afgelezen kunnen worden uit figuur 29 en de optima opgegeven in Van der Linden et al. (1992) en in Tabel 10. De gebruikte optima in DEMNAT, weergegeven in tabel 10, zijn afgeleid van relaties tussen de bedekkingsgraad en de pH en niet gebaseerd op relatieve presentiegegevens. Wanneer de optima worden afgeleid uit de presentiegegevens zoals weergegeven in figuur 29 dan valt op dat de optima van de soortengroepen indicatief voor meer gemiddelde condities beter overeen met de optima berekend in SMART/MOVE dan wanneer de oude (zie ook paragraaf 6.2) optima vergeleken worden. Beredeneerd kan worden dat bij het gebruik van relatieve presentiegegevens de verschuivingen van de relaties tussen de abiotische condities en het voorkomen van soortengroepen dan ook het kleinst zal zijn in het midden van de milieu as. Ook hier blijkt weer duidelijk dat de uitspraken over de relatie tussen vegetatie en abiotische factoren sterk afhangt van de keuze of de vegetatieveranderingen beschreven worden in termen van bedekkingsgraad of presentie en absolute of relatieve gegevens.

Tabel 10. Optimale zuurgraad van de bodem voor het voorkomen van de verschillende zuurgraad-indicerende soortengroepen volgens GEVOEL en SMART/MOVE. Optimale waarden uit DEMNAT komen overeen met de waarden gebruikt voor de opstelling van de abiotische responsefuncties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de zuurgraad (zie ook paragraaf 3.1.1.3) (Waarden ontleend aan Van der Linden et al., 1992 voor DEMNAT en berekend met SMART/MOVE).

	Optima in DEMNAT	Optima in SMART/MOVE			
	Optimale bodem-pH	Optimale bodem-pH o.b.v. continue mono-factoriële kansfuncties	Optimale bodem-pH o.b.v. mono-factoriële presentiecurves	Optimale bodem-pH o.b.v. gestandaardiseerde mono-factoriële kansfuncties	Optimale bodem-pH o.b.v. multivariate presentiecurves
Soorten indicatief voor zure standplaatsen	3.5	3.9	4.1	4.1	4.0
Idem voor zure tot zwak-zure standplaatsen	4.5	4.6	4.6	4.7	4.6
Idem voor zwak-zure standplaatsen	6.0	5.3	5.1	5.1	5.6
Idem voor zwak-zure tot basische standplaatsen	6.5	5.4	5.6	5.8	5.8
Idem voor basische standplaatsen	7.5	6.0	6.4	6.4	6.9
Soorten indifferent met betrekking tot de zuurgraad	niet gedefinieerd	6.2	5.6	6.6	niet berekend

Wanneer de optima van de ecotoopgroepen voor de zuurgraad opnieuw worden berekend als het gewogen gemiddelde van de optima van de daarin voorkomende indicerende soorten, hetgeen reëel lijkt (en eigenlijk al deels indirect gebeurt in GEVOEL), verbetert tegelijkertijd het verband tussen de modeluitspraken wederom aanzienlijk (Figuur 31). Hoewel ook nu weer zichtbaar is/blijft dat de optima van ecotoopgroepen van zure omstandigheden en van basische omstandigheden volgens SMART/MOVE bij meer gemiddelde waarden liggen dan volgens DEMNAT. Ook hier is aannemelijk dat transformaties die de effecten van inkrimping (SMART/MOVE) en uitdijing (DEMNAT) van de milieu-assen tegengaan, zullen leiden tot een verdere verbetering van afzonderlijke modeluitkomsten en tevens tot een verbetering van de onderlinge consistentie.



Figuur 31. Relatie tussen de optimale zuurgraad voor het voorkomen van de verschillende ecotoopgroepen volgens GEVOEL en SMART/MOVE. De berekende optima van de ecotoopgroepen uit GEVOEL zijn anders dan nu echter berekend als de gemiddelde optima van de, in de ecotoopgroepen voorkomende, indicerende soorten (zie uitleg in tekst). De optima volgens SMART zijn berekend met behulp van multi-variate presentiecurves (zie tabel 10). De stippellijn geeft de verwachte 1:1-relatie weer.

7. Conclusies modelvergelijkingen

7.1 Overeenkomsten en verschillen in modelconcept

- SMART/MOVE en DEMNAT zijn beide ecologische voorspellingsmodellen die gebruikt kunnen worden voor effectberekeningen voor deels dezelfde hydrologische ingrepen. Naast modelspecifieke ingrepen beschouwen beide modellen grondwaterstands- en kwelveranderingen. Naast deze overeenkomsten bestaan er ook grote modelverschillen. SMART/MOVE is, in tegenstelling tot DEMNAT, geschikt voor effectberekeningen voor atmosferische depositie. DEMNAT is, in tegenstelling tot SMART/MOVE, geschikt voor effectberekeningen van peilverlagingen van oppervlaktewater en inlaat van systeemvreemd-water.
- Beide modellen gebruiken in grote lijnen dezelfde geografische (bodemkaart, Gt-kaart e.d.) en (desgewenst identieke) hydrologische invoer. Daarnaast gebruikt DEMNAT een ecotoopgroepenkaart (afgeleid uit FLORBASE), en SMART/MOVE een vegetatiestructuurtypekaart. Hoewel beide modellen grotendeels gebruik maken van dezelfde basisgegevens wordt er soms heel anders mee omgesprongen. Zelfs bij gebruik van identieke invoer berekend door hetzelfde hydrologische model zal in veel gevallen de eigenlijke beschouwde hydrologische dosiswaarde anders zijn (bijvoorbeeld door het wel/niet beschouwen van bodemspecificiteit voor grondwaterstands dalingen buiten de hydrologische invoer om, of door het beschouwen van geleidelijke of abrupte grondwaterstands dalingen). In DEMNAT wordt daarnaast voornamelijk gewerkt met hydrologische dosisvariabelen, in SMART/MOVE met hydrologische toestandsvariabelen (waarbij de voorspelde hydrologische situatie in de toekomst natuurlijk wel wordt berekend uit zowel de huidige toestandsconditie als de hydrologische dosis). De door hydrologische modellen berekende dosisvariabelen worden veelal beschouwd als meer betrouwbare output. In tegenstelling tot in SMART/MOVE wordt de actuele hydrologische toestandsconditie in DEMNAT afgeleid uit de actuele vegetatiesamenstelling. Onderzocht zou kunnen worden in hoeverre, en in welke gevallen, de actuele vegetatiesamenstelling een betere schatter zou kunnen zijn voor de actuele hydrologische situatie dan de voorspellingen van hydrologische modellen, en in hoeverre het gelijktijdig gebruik van beide type gegevens kan leiden tot een nauwkeurigere schatting van de actuele hydrologische situatie. Wel moet gerealiseerd worden dat bij het afleiden van de actuele hydrologische situatie uit de actuele vegetatiesamenstelling gebruik wordt gemaakt van relaties tussen de hydrologische situatie en de vegetatie, de betrouwbaarheid van de geschatte

hydrologische situatie hangt daarbij dus sterk af van de betrouwbaarheid van zowel de vegetatiegegevens als de responsfuncties.

- In beide modellen kunnen vergelijkbare bouwstenen worden onderscheiden, zoals de abiotische modellering, de biotische modellering, de geografische schematisatie en de natuurwaardering. Hoewel in beide modellen grofweg dezelfde bouwstenen onderscheiden kunnen worden bestaan er wel aanzienlijke verschillen. Zo is bij de modelontwikkeling de gebiedsschematisatie en de natuurwaardering in SMART/MOVE nog grotendeels onderbelicht gebleven. Bij de ontwikkeling van DEMNAT is voor deze, ook essentiële, modelonderdelen juist veel onderzoek verricht.

In deze vergelijkende studie zijn de gebiedsschematisatie en natuurwaardering niet of nauwelijks betrokken (zie uitgangspunten paragraaf 2.2). Wel zijn zijdelings een aantal knelpunten in deze modelonderdelen gesignaleerd (zoals bijvoorbeeld bij de middeling van abiotische modeluitkomsten in SMART/MOVE). Voorzetting van het vergelijkend onderzoek op basis van ook andere modelonderdelen (zoals bv. de gebiedsschematisatie) zal dan ook de knelpunten-analyse verder onderbouwen en uitbreiden, zodat tevens meer inzicht verkregen kan worden in de aanbevelingen voor modelverbeteringen en de daarmee samenhangende onderlinge modelconsistentie.

- In beide modellen wordt bij de abiotische modellering uitgegaan van een zogenaamde standplaatsbenadering. Hoewel in beide modellen de abiotische modellering gebeurt op basis van een standplaatsbenadering, zijn er aanzienlijke conceptuele verschillen in de aanpak. In SMART/MOVE worden de standplaatsfactoren zoveel mogelijk gemodelleerd in onderlinge samenhang. Daarbij wordt de set van standplaatsfactoren als geheel steeds beïnvloed door de beschouwde ingrepen. Het modelconcept van SMART/MOVE is hierdoor zeer geschikt voor multistressmodellering. In DEMNAT vindt daarentegen abiotische modellering van de standplaatsfactoren vrijwel onafhankelijk van elkaar plaats. Combinatie van effecten vindt pas plaats op het niveau van de vegetatie. De combinatie van effecten van tegelijkertijd optredende ingrepen vindt daarbij ook pas plaats op het niveau van de vegetatie, in plaats van op het niveau van de standplaatsfactoren. Het modelconcept zoals gebruikt in DEMNAT is hierdoor minder geschikt voor multistressmodellering (b.v. i.v.m. dubbeltelling effecten). Wel vindt al multistressmodellering plaats binnen DEMNAT.

- Bij de standplaatsbenadering worden grotendeels dezelfde standplaatsfactoren onderscheiden, nl. de vochttoestand, de zuurgraad en

de voedselrijkdom van de standplaats. In tegenstelling tot in SMART/MOVE, wordt in DEMNAT ook het zoutgehalte als afzonderlijke standplaatsfactor onderscheiden.

- De modellering van de standplaatsfactoren voor de terrestrische natuur gebeurt op basis van vrijwel dezelfde abiotische factoren, nl. de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (vochttoestand), de bodem-pH (zuurgraad) en de stikstofbeschikbaarheid (voedselrijkdom).
- De abiotische modellering vindt in beide modellen plaats op basis van goed overeenkomende procesketens, leidend van ingreep, via beïnvloeding van fysisch-chemische processen tot veranderingen in de standplaatsfactoren. Hoewel gebruik gemaakt wordt van eenzelfde procesketen geschiedt de feitelijke modellering op een geheel andere wijze. In DEMNAT worden de standplaatsfactoren gemodelleerd met behulp van vaste abiotische responsfuncties die de relaties weergeven tussen de hydrologische dosis en de standplaatsfactoren (soms deels in de vorm van vuistregels, zoals bijvoorbeeld gebruikt voor de afleiding van de verschillen in bodemgevoeligheid van de vochttoestand voor grondwaterstandsveranderingen). Deze relaties/vuistregels zijn echter niet altijd expliciet opgesteld en/of rekenkundig beschreven en derhalve niet altijd consequent doorgevoerd. Controleerbaarheid en betrouwbaarheid van de relaties zouden dan ook bevorderd kunnen worden door het beter beschrijven van aannames en relaties. In SMART/MOVE vindt daarentegen een procesgerichte modellering van de standplaatsfactoren plaats, hetgeen de controleerbaarheid en toetsbaarheid ten goede komt. Toetsing van de uiteindelijke abiotische responsrelaties heeft echter nog nauwelijks plaatsgevonden.
- Bij de biotische modellering wordt in beide modellen uitgegaan van relaties tussen het voorkomen van soorten/soortengroepen en deze standplaatsen of abiotische factoren. Hoewel de biotische modellering in beide modellen gebeurt op basis van relaties tussen de vegetatie en de standplaatsfactoren, bestaan er wel verschillen tussen beide type relaties. In DEMNAT worden relaties gebruikt tussen het relatieve presentie-aandeel van soortengroepen en de standplaatsfactoren/ abiotische factoren, waarmee dosis-effect relaties voor verschillende ecotoopgroepen worden afgeleid. In SMART/MOVE worden daarentegen kans/presentiecurves gebruikt voor individuele soorten, welke later worden geaggregeerd tot kans/presentiecurves van soortengroepen (veelal natuurdoeltypen). Voor beide modellen is controle/toetsing van de onderliggende basale respons/kansfuncties dan ook van belang gezien de kans op doorwerking van fouten.

- Een belangrijk verschilpunt is dat DEMNAT de vegetatieveranderingen als gevolg van hydrologische ingrepen berekend uitgaande van de huidige vegetatiesamenstelling, SMART/MOVE voorspelt daarentegen het voorkomen en de samenstelling van de potentiële vegetatie bij de voorspelde huidige en toekomstige abiotische situatie. De abiotische voorspellingen in SMART/MOVE worden daarbij wel berekend op grond van onder andere (structuur)kenmerken van de actuele of gewenste vegetatie, informatie over de actuele aanwezigheid van individuele soorten speelt daarbij echter geen rol van betekenis.

7.2 Vergelijking abiotische responsfuncties

- Er bestaan belangrijke systematische verschillen in de opgestelde/berekende abiotische responsfuncties tussen de standplaatsfactoren en de grondwaterstand.
- De veranderingen in de vochttoestand als gevolg van grondwaterstands daling wordt in beide modellen niet expliciet gemodelleerd. Onderbouwing en controle van de veronderstelde verschillen in bodemgevoeligheid (c.q. verschillen in relaties tussen bodems) zou wel kunnen plaatsvinden op basis van bestaande kennis en berekende relaties tussen onder andere de grondwaterstand en de bodemvochtigheid en aeratie. De aannames en vuistregels die in DEMNAT gebruikt zijn voor het afleiden van relaties tussen vegetatie en grondwaterstand op bodems waarvoor deze relaties niet met regressieanalyse bepaald konden worden, zijn als zodanig niet consequent doorberekend. Door expliciete opstelling en rekenkundige vertaling van deze aannames en vuistregels zullen controleerbaarheid en betrouwbaarheid van de responsfuncties verbeteren.

Als default wordt in SMART/MOVE voor verschillende bodems één vaste relatie tussen de vochttoestand (bepaald in gemiddelde Ellenberg-waarden voor vocht) en de grondwaterstand gebruikt. Als default zouden beter bodemtype afhankelijke relaties (die trouwens wel in SMART/MOVE zijn ingebouwd) gebruikt kunnen worden, aangezien aannemelijk is dat de vochttoestand van een standplaats bij gelijke grondwaterstand zal verschillen per bodemtype. Deze relaties behoeven echter wel bijstelling wat betreft de range van grondwaterstanden waarbinnen de relaties geldig zijn, zodat onrealistische voorspellingen niet gemaakt kunnen worden. Daarnaast is het waarschijnlijk beter om niet-lineaire relaties tussen de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden voor vochttoestand en de grondwaterstand te gebruiken, aangezien de onderliggende factoren bodemaeratie en vochtgehalte ook niet lineair gerelateerd zijn aan de grondwaterstand.

- De relaties tussen stikstofbeschikbaarheid en grondwaterstands­daling komen het meest overeen tussen beide modellen, hoewel er ook grote systematische verschillen zijn gevonden in alle belangrijke curvatuurkenmerken zoals beginpunt, hoogte en steilheid. Deze verschillen worden voornamelijk bepaald door parametrisatieverschillen en het feit dat DEMNAT geen atmosferische stikstofdepositie in beschouwing neemt. Acties ten behoeve van onderzoek en toetsing van deze parameterwaarden lijken dan ook zinvol voor verbetering van beide modellen en onderlinge consistentie.
- In DEMNAT is de gemodelleerde stikstofbeschikbaarheid in het algemeen kleiner dan in SMART/MOVE, zeker in natte situaties.
- In SMART/MOVE wordt de mineralisatie over een veel breder traject van grondwaterstanden geremd dan in DEMNAT.
- In DEMNAT bestaan er slechts een beperkt aantal responsfuncties tussen de stikstofbeschikbaarheid en de grondwaterstand, die geldig zijn voor aantal veel voorkomende, maar specifieke situaties. De relaties worden echter ook toegepast voor andere situaties. De geldigheid en/of uitbreidingsmogelijkheden voor met name herstelberekeningen (i.v.m. de dan afwijkende ouderdom van de systemen) en voorspellingen over struwelen en bossen (i.v.m. afwijking van vegetatietype) dienen onderzocht te moeten worden om modelverbeteringen realiseren. In tegenstelling tot SMART/MOVE worden ouderdom van de vegetatie, atmosferische depositie en vegetatietype (alle relaties zijn namelijk gebaseerd op heide en graslandvegetaties) in DEMNAT niet of nauwelijks als belangrijke bepalende factoren meegenomen. De set van vaste responsfuncties in DEMNAT zouden in het bestaande concept ten behoeve van modelverbetering kunnen worden uitgebreid met een nieuwe set van functies berekend voor bijvoorbeeld verschillende atmosferische deposities/ ontwikkelingsstadia en vegetatiestypen. Dergelijke functies zouden daarbij bijvoorbeeld berekend kunnen worden door (misschien wel aangepaste of opnieuw geparameteriseerde) versies van de Staalkaart-modellen. Mogelijk zou voor een dergelijke actie ook (misschien wel aangepaste of opnieuw geparameteriseerde) versies van SMART gebruikt kunnen, hetgeen tevens kan resulteren in verbetering, samenwerking en onderlinge afstemming van beide modellen.
- In SMART/MOVE bestaan geen vaste responsfuncties voor de relaties tussen de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en de stikstofbeschikbaarheid. De

relaties variëren per vegetatietype, bodemtype, abiotische situatie, depositie en ouderdom van de bodem/vegetatie. Depositie en ouderdom van de bodem/vegetatie zijn momenteel sterk bepalend voor de voorspelde stikstofbeschikbaarheid in SMART/MOVE. Afvoer van stikstof door bijvoorbeeld maaibeheer leidt momenteel in het model vaak niet tot de verwachte verschraling. Mogelijk worden deze zaken veroorzaakt door het feit dat in SMART/MOVE de voedselrijkdom en dus de vegetatiegroei alleen wordt gemodelleerd op basis van de stikstofbeschikbaarheid, groeibeperking als gevolg van de beperkte beschikbaarheid van andere nutriënten worden niet gemodelleerd. Onderzocht zou moeten worden in hoeverre hierdoor onrealistische voorspellingen gemaakt kunnen worden, en in hoeverre modelverbeteringen op dit punt gerealiseerd kunnen worden.

Toetsing van de responsfuncties heeft tot nu toe op een te beperkte schaal plaatsgevonden. Met name de range van grondwaterstanden waarbij mineralisatieveranderingen optreden en de mate waarin organische stoffen ophopen in ouder wordende systemen (ongeacht het maaibeheer) dienen beter onderbouwd te worden. Daarnaast moet ook aandacht besteed worden aan de verbetering van de nu onrealistische voorspelling over voedselarme soorten, waarschijnlijk door aanpassing/verbetering van de onrealistische relatie tussen stikstofbeschikbaarheid en de voedselrijkdom van de standplaats aan de voedselarme range van de Ellenberg-schaal.

- De relaties tussen zuurgraad en grondwaterstand zijn in DEMNAT slecht onderbouwd. Modellerings vindt onterecht grotendeels onafhankelijk van de andere standplaatsfactoren plaats en gebeurt feitelijk op een ander (schaal)niveau dan bij modellering van bv. de stikstofbeschikbaarheid. Daarnaast wordt de zuurgraad van een standplaats in DEMNAT zowel beïnvloed door kwelveranderingen als door grondwaterstandsveranderingen. Deze effecten worden echter niet geïntegreerd op het niveau van abiotische standplaatscondities (c.q. zuurgraad) maar beïnvloeden beide via afzonderlijk berekende zuurgraadsveranderingen de vegetatie. Deze scheiding zal leiden tot dubbeltelling en onrealistische (deel)voorspellingen, hetgeen een directe consequentie is van het huidige modelconcept (effectberekening op basis van vaste, afzonderlijke dosis-effect relaties per hydrologische dosis).

In DEMNAT wordt een sterk verzurend effect van grondwaterstands daling berekend. Deels wordt dit sterk verzurende effect veroorzaakt door de beschouwde verminderde bufferende werking van (basenrijk) grondwater. Dit proces zou beter integraal opgenomen kunnen worden in de dosis-effect relaties voor kwelfluxveranderingen, hetgeen tevens dubbeltelling van effecten zou voorkomen. Daarnaast zal opstelling van één

enkele abiotische responsfunctie per combinatie van vegetatie en bodem resulteren in het algemeen minder sterke verzurende effecten.

In SMART/MOVE wordt, los van de effecten van kwelveranderingen, juist nauwelijks enig effect van grondwaterstandsval op de zuurgraad berekend. Directe verzurende effecten van veranderingen in stikstoftransformatie en mineralisatie als gevolg van alleen grondwaterstandsveranderingen worden wel gemodelleerd in SMART/MOVE maar zijn veelal zeer beperkt in omvang. Literatuurstudie naar de omvang van de directe gevolgen van grondwaterstandsval (c.q. los van kwelinvloeden) op de bodem-pH is zinvol voor verbetering van de inzichten en modellering van deze effecten. Waarschijnlijk zal implementatie van resultaten van een dergelijke actie tevens resulteren in verbetering van de onderlinge modelconsistentie.

7.3 Vergelijking biotische responsfuncties

- De basale biotische responsfuncties voor met name vochttoestand in DEMNAT komen niet meer geheel overeen met de empirische resultaten waarmee ze zijn opgesteld. Deels wordt dit veroorzaakt doordat o.a. de optima gebruikt voor schaling niet afhankelijk zijn verondersteld van bodemtextuurtype en specifieke soortensamenstelling binnen de indeling in natte en vochtige ecotoopgroepen. Belangrijker is dat de relaties (c.q. regressievergelijkingen) gebruikt voor voorspelling van de afname van specifieke indicerende soortengroepen opgesteld aan de hand van gegevens van andere soortengroepen (namelijk gecombineerde indicerende soortengroepen), zodat de regressievergelijkingen als zodanig niet de processen beschrijven waartoe zij in het model worden gebruikt. Als gevolg van deze fouten/aannamen voorspelt DEMNAT onder andere relatief weinig variatie in de bijvoorbeeld de optimale grondwaterstand van ecotoopgroepen (beginpunt dosis-effect relaties). Aangezien de paar basale functies gebruikt worden voor berekening van alle (672) dosis-effect relaties, en de dosis-effect relaties worden gebruikt voor de afleiding van de actuele hydrologische toestand is betrouwbaarheid van deze basale functies essentieel. Controle en gedeeltelijke herberekening van de basale responsfuncties is dan ook wenselijk. Herberekening van de dosis-effect relaties op basis van de aangegeven knelpunten zal dan ook naar alle waarschijnlijkheid resulteren in verbetering van het modelgedrag van DEMNAT.

In SMART/MOVE heeft controle van de gefitte individuele kansfuncties nog veel te weinig plaatsgevonden, terwijl deze studie aangeeft dat er wel onrealistische kansfuncties voorkomen in de totale set van functies. Wel is natuurlijk bekend in hoeverre de kansfuncties van afzonderlijke soorten de

variatie in voorkomen van die soorten in de set van vegetatieopnamen bepalen. Optima van sommige individuele kansfuncties in MOVE, berekend op basis van Ellenberg-getallen, komen niet altijd meer goed overeen met de oorspronkelijke Ellenberg-indicatiewaarden. Mogelijk zijn dit de consequenties van het gebruik van 'negatieve' optimumcurves gebruikt voor het fitten van sommige kansfuncties. Voor individuele kansfuncties dient gecontroleerd te worden of de keuze van de regressiemodellen of de samenstelling van de dataset heeft geleid tot realistische kansfuncties. Met name de parametrisatie van de drempelwaarde gebruikt voor het opstellen van presentiecurves dient te worden afgestemd op soortsspecifieke verspreidingspatronen.

Kansfuncties van groepen van soorten op basis van abiotische factoren leiden ook niet altijd tot reële modelvoorspellingen, zoals bijvoorbeeld de optimale, negatieve stikstofbeschikbaarheden voor voedselarme soortengroepen. Dergelijke verschillen worden waarschijnlijk veroorzaakt door de geringe statistische betrouwbaarheden in sommige trajecten van de relaties tussen de gemeten abiotische factoren en de gemiddelde Ellenberg-waarden van de standplaatsen (zie ook 6.2).

- Het gebruik van relatieve presentiegegevens in de responsfuncties van DEMNAT leidt tot het introduceren van een afname van de betrouwbaarheid van modeluitspraken in met name de uiteinden van de milieu-assen (als gevolg van een uitrekking van de assen), zodat in dit traject de dosis-effect relaties minder betrouwbare modelresultaten zullen genereren. Door het gebruik van gemiddelde Ellenberg-getallen worden in SMART/MOVE ook aan met name de uiteinden van de milieu-assen fouten geïntroduceerd (als gevolg van een inkrimping van de assen), zodat uitspraken in dit traject van de kansfuncties ook minder betrouwbaar zullen zijn. Op basis van deze verschillen zijn dan ook een groot aantal systematische verschillen in de modeluitkomsten aantoonbaar. In het algemeen verschuiven als gevolg van deze methoden de optima van bijvoorbeeld soorten die maximaal voorkomen op natte of zure standplaatsen volgens SMART/MOVE naar minder extreme waarden voor deze standplaatsfactoren. In DEMNAT wordt daarentegen het voorkomen aan het uiteinden van de milieuassen juist overschat (zichtbaar bij bijvoorbeeld verschuivingen in optimum of LD50-niveau (= Letale Dosis waarbij 50% van het aantal soorten is verdwenen)). Door SMART/MOVE zal het voorkomen van soorten aan de tegenovergestelde kant van de millieurange (bijvoorbeeld soortengroepen van droge, dan wel basische, dan wel voedselrijke standplaatsen) in het algemeen lager liggen dan voorspeld door DEMNAT. De gevolgen van de verschillende berekeningsmethoden zijn daarbij aantoonbaar voor tal van verschillende curvatuur karakteristieken (zoals

bijvoorbeeld optima of beginpunt van dosis-effect relatie, LD50/LD95-niveau, buigpunt e.d.).

Door bijvoorbeeld het combineren van relatieve presentiegegevens met gegevens over de verandering in het totaal aantal soorten in een vegetatie zouden modelverbeteringen in DEMNAT gerealiseerd kunnen worden. Tevens zou onderzocht moeten worden of met transformaties de geconstateerde knelpunten in DEMNAT en SMART/MOVE opgelost zou kunnen worden. Aannemelijk is dat als gevolg van een dergelijke actie niet alleen de modelvoorspellingen verbeteren maar tevens ook de onderlinge model consistentie toe zal nemen.

- Ondanks grote verschillen in de biotische modellering (bijvoorbeeld verschillen in optima) zijn uitspraken gebaseerd op de responsfuncties uit SMART/MOVE wel grotendeels consistent met de soortsindeeling in ecotoopgroepen zoals gebruikt in DEMNAT (en andersom). Aantoonbaar is dat na oplossing van geconstateerde knelpunten in de modellering (zoals bijvoorbeeld bij afhankelijk stellen van het beginpunt van dosis-effect relaties in DEMNAT van de specifieke soortensamenstelling binnen ecotoopgroepen, na verbetering van de relaties tussen Ellenberg-waarden en bijvoorbeeld de stikstofbeschikbaarheid, en na transformaties die as-lnkrimp en uitdijning in respectievelijk SMART/MOVE en DEMNAT tegengaan), een sterke verbetering van de interne en onderlinge consistentie van modelonderdelen gerealiseerd kan worden.

8. 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
- Arnold, G.E., 1997. MOZART 'in a nutshell'. Modelbeschrijving MOZART. RIZA rapport. 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. H2O 24: 330-337
- Ellenberg, H., 1977. Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. Oecol. Plant. 12: 1-12
- Ellenberg, H., 1991. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). Scripta Geobotanica 18: 9-166
- Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Dull, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen (eds.), 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Erich Goltze, Göttingen
- 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
- Groenendijk, P. & F.J.M. Van der Bolt, 1990. Effecten van waterbeheer op

standplaatsfactoren van korte vegetaties. Deel 5. Waterkwaliteit en zuurhuishouding. Starings Centrum Rapport 64.5, Wageningen

Jongman, R.H.G., C.J.F. Ter Braak & O.F.R. Van Tongeren, 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen

Kemmers, R.H., 1990. Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties. De stalenmethode. Starings Centrum Rapport 64.1, Wageningen

Klijn, F., 1997. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. PhD-Thesis, Rijksuniversiteit Leiden

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

Kruijne, A.A., D.M. De Vries & H. Mooi, 1967. Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten. Pudoc Wageningen.

Kuipers, S.F., 1981. Bodemkunde. Educaboek, Culemborg.

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

Latour, J.B., J. Wiertz & R. Reiling, 1994. Reactie op Runhaar et al. 1994. Landschap 11/1: 47 - 48.

Lieveld, W.M., A.H. Prins & G. Van Wirdum, in prep. Kwantificeren van de indicatieschalen van het NTM 2 en analyse van de modeloutput. IBN-Rapport.

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

Pastoors, M.J.H., 1992. Landelijk Grondwater Model; onderzoek effecten grondwaterwinning. RIVM- rapport 714305005, 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
- 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., 1995. Betrouwbaarheid absolute grootte door DEMNAT berekende effecten. CML-notitie
- Runhaar, J., 1996. Dosis-effekt-module DEMNAT2.1. Concept CML-rapport.
- Runhaar, J., J.P. Witte & R. Jongman, 1994. Ellenberg-indicatiewaarden: verbetering met reciprocal averaging? Landschap 11/1: 41 - 47
- 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., J.P. Witte & M. Van der Linden, 1996. Waterbeheer en natuur: Effectvoorspelling met het landelijke model DEMNAT. Landschap 13/2: 65 - 77
- Schaminee, J.H.J., V. Westhoff & G. Wirdum, 1989. Naar een nieuw overzicht van de plantengemeenschappen van Nederland. De Levende Natuur 90: 204 - 209
- Sluijs, P. Van der, 1990. 'Grondwatertrappen'. In: W.P. Locher & H. De Bakker (eds.) Bodemkunde in Nederland, deel 1, Algemene Bodemkunde. Den Bosch, Malmberg: 167 - 180
- 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
- Vermulst, J.A.P.H., J. Hoogeveen, W.J. De Lange, H.B. Bos & U. Pakes, 1996. MONA: an interface for GIS-based coupled saturated and unsaturated groundwater modelling in The Netherlands. IAHS-Publication 235: 575 - 583

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

Zuidema, G., 1990. Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties. Stikstof- en fosfaathuishouding. DLO-SC rapport 64, Wageningen

Globale beschrijving/vergelijking NTM3

NTM, het Natuurtechnisch Model, is ontwikkeld door Gremmen (1987) met als doel het verband tussen standplaatsfactoren en natuurbehoudswaarde te beschrijven. NTM 2 is toegepast in GREINS voor voorspellingen op regionale schaal. NTM 3, toegepast voor de NatuurVerkenningen 1997, doet eveneens als SMART/MOVE voorspellingen over de Nederlandse natuurgebieden. De abiotische modelinvoer is daarbij berekend door SMART2 (voor zuurgraad en stikstofbeschikbaarheid) en LGM (gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand). Evenals in SMART/MOVE, worden de door SMART berekende abiotische toestandscondities eerst omgerekend naar de Ellenberg indicatie-waarden voor vocht, zuurgraad en voedselrijkdom (Lieveld et al., in prep). Vervolgens wordt door NTM de natuurwaarde van de potentieel aanwezige vegetatie berekend bij een bepaalde voorspelde abiotische situatie. Dit gebeurt met behulp van een set van functies die het verband beschrijven tussen de standplaatsfactoren en de natuurwaarde. Anders dan in SMART/MOVE wordt dus geen gebruik gemaakt van relaties tussen de standplaatsfactoren en het voorkomen van individuele soorten, maar van relaties tussen standplaatsfactoren en natuurwaarde van de vegetatie.

Om NTM te ijken voor landelijke effectberekeningen, zijn de relaties tussen de standplaatsfactoren en de natuurwaarde berekend met een omvangrijke set van vegetatieopnamen. Deels komt deze set overeen met de set van gegevens die gebruikt zijn voor berekening van de kansfuncties uit SMART/MOVE. Bij berekening van de functies in NTM kan gekozen worden tussen verschillende methoden. Deze methoden verschillen in het niveau/manier waarop de abiotische standplaatsfactoren en natuurwaarde worden berekend.

- Per vegetatie-opname kunnen de gemiddelde Ellenberg indicatiewaarden berekend worden. Daarnaast kan per opname de natuurwaarde van die opname berekend worden. Met behulp van multiple regressie kan vervolgens een relatie berekend worden tussen de standplaatsfactoren en de natuurwaarde van de vegetatie.

- Daarnaast de natuurwaarde van een opname gekoppeld aan de afzonderlijke indicatiewaarden van de daarin aanwezige soorten i.p.v. aan de gemiddelde Ellenberg-waarde van die opname.

- Tenslotte kan de relatie tussen de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde van een opname en de natuurwaarde echter ook per soort worden berekend. Per opname kan dan voor elke individuele soort in die opname de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde worden toegekend. Tevens kan daaraan de natuurwaarde per soort worden gekoppeld. Met behulp van niet lineaire regressie analyse kan vervolgens per soort een relatie (c.q. optimum

verband) berekend worden tussen de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde en de natuurwaarde.

Deze laatste methode lijkt sterk op de methode die gebruikt is voor berekening van de kansfuncties uit SMART/MOVE, met het verschil dat per soort en opname niet de natuurwaarde maar de aan- of afwezigheid wordt beschouwd. Hoewel afhankelijk van de in NTM gekozen methode, lijkt NTM sterk op het voorspellingsmodel SMART/MOVE. Het grootste conceptuele verschil tussen NTM en SMART/MOVE is dat in NTM direct de effecten op de natuurwaarde worden berekend, terwijl in SMART/MOVE eerst de effecten op het voorkomen van individuele soorten wordt berekend en desgewenst vervolgens de effecten op de natuurwaarde kunnen worden geschat. Daarnaast bestaan er verschillen in de gebruikte relaties tussen de SMART-uitvoer en de Ellenberg-indicatiewaarden en de natuurwaardering.