

Verbeteringen voor de Natuurplanner

G.W.W. Wamelink
G.J. Reinds
J.P. Mol-Dijkstra
J. Kros
H.J.J. Wieggers

werkdocumenten

wot
Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu



WAGENINGENUR

For quality of life

Verbeteringen voor de Natuurplanner

G.W.W. Wamelink

G.J. Reinds

J.P. Mol-Dijkstra

J. Kros

H.J.J. Wieggers

Werkdocument 35

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, juni 2008

De reeks 'Werkdocumenten' bevat tussenresultaten van het onderzoek van de uitvoerende instellingen voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT Natuur & Milieu). De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van de WOT Natuur & Milieu verspreid. De inhoud van dit document is vooral bedoeld als referentiemateriaal voor collega-onderzoekers die onderzoek uitvoeren in opdracht van de WOT Natuur & Milieu. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd. De reeks omvat zowel inhoudelijke documenten als beheersdocumenten.

Dit werkdocument is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de WOT Natuur & Milieu.

©2008 **Alterra**

Wageningen UR

Postbus 47, 6700 AA Wageningen.

Tel: (0317) 48 07 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.alterra@wur.nl

De reeks WOt-werkdocumenten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit werkdocument is verkrijgbaar bij het secretariaat. **Het document is ook te downloaden via www.wotnatuurenmilieu.wur.nl**

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 54 71; Fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	7
2 Callibraties	9
2.1 Vertaling van pH-H ₂ O in Ellenberg R en vice versa	9
2.2 Omrekening van gvg naar Ellenberg	18
2.3 Oplossingen voor de vertaling van stikstofbeschikbaarheid uit SMART2 naar Ellenberg N	24
3 Schatting van strooisel met N-gehalte voor de berekening van critical loads	27
3.1 Methode	27
3.2 Resultaat	27
3.3 Discussie	33
4 Analyse van de oorzaak van het voorkomen van zeer lage critical loads voor zwavel in de Nederlandse critical-loadberekeningen van 2005	35
5 N-mineralisatie in SMART2-SUMO2	37
5.1 Inleiding	37
5.2 Vergelijking met literatuuronderzoek	37
5.3 Oxidatie van veen	38
5.4 Parameterisatie en reductiefuncties van de mineralisatie	38
5.5 Mineralisatie van veen	39
6 Worteldiepte modellering in SUMO: een opzet	43
6.1 Uitgangspunten	43
6.2 Nutriëntenbeschikbaarheid over het bodemprofiel	43
6.3 Wortelbiomassa verdeling over het bodemprofiel	45
Literatuur	47
Bijlage 1 Regressieanalyses voor pH versus Ellenberg R per vegetatietype (grasland, heide, loofbos, naaldbos)	49
Bijlage 2 Regressieanalyses voor gvg versus Ellenberg F per vegetatietype (grasland, heide, loofbos)	53

Samenvatting

Tijdens de ontwikkeling en toepassing van de modellen SMART2, SUMO2 en MOVE, alle onderdeel van de Natuurplanner het modelinstrumentarium van het Milieu- en Natuurplanbureau¹, is een aantal problemen aan het licht gekomen. In dit werkdocument wordt een aantal van deze problemen behandeld en wordt een oplossing gegeven of een oplossingsrichting aangegeven.

De behandelde onderwerpen zijn:

1. Verbetering van de regressievergelijkingen tussen de Ellenberg-waarden voor vocht, zuurgraad en nutriëntenbeschikbaarheid en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg), pH en stikstofbeschikbaarheid (betrokken van een kaart en uitvoer uit SMART2).
2. Het modelleren van de strooiselproductie voor verschillende bostypen voor de berekening van de critical loads.
3. Een analyse van de zeer lage critical loads voor zwavel voor sommige Natuurdoeltypen.
4. Een analyse van de problemen voor de N-mineralisatie in SMART2-SUMO2 in laagveen-gebieden.
5. Een opzet voor de modellering van de worteldiepte effecten voor SUMO2.

Daarnaast is een apart rapport verschenen met daarin de gebruikershandleiding van de opgeleverde SMART2-studio binnen dit project (De Vries *et al.*, 2007)

¹ Het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) is sinds april 2008 samen met het Ruimtelijke Planbureau (RPB) opgegaan in het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL)

1 Inleiding

De modellen SMART2, SUMO2 en MOVE3 vormen het hart van het decision support system *De Natuurplanner*. Dit modelinstrumentarium gebruikt het Milieu en Natuurplanbureau (MNP) voor de evaluatie van toekomstscenario's. Deze scenario's kunnen gebaseerd zijn op verwachte ontwikkelingen op Europese of wereldschaal, maar ook op regionale schaal. Een typische toepassing is het doorrekenen van veranderingen in stikstofdepositie op nationale schaal. Daarnaast maakt het MNP gebruik van de normstelling/terugrekenmodule om abiotische randvoorwaarden af te leiden voor het realiseren van natuurdoelen. Ook deze module maakt gebruik van de modelketen. De normstellingmodule (Van Hinsberg & Kros, 1999) is te verbeteren op het punt waar SMART2 de maximaal toelaatbare milieudruk afleidt op basis van de abiotische condities. In de huidige normstellingmodule vindt dit plaats met behulp van regressievergelijkingen afgeleid uit SMART2-runs, die een relatie leggen tussen abiotische condities (pH, stikstofbeschikbaarheid) en depositie. Beter is om direct aan te sluiten bij de huidige modellen. Alterra heeft daarvoor een steady-state versie ontwikkeld van het model SMART2 waarmee berekend kan worden bij welke deposities abiotische randvoorwaarden kunnen worden gerealiseerd (critical loads voor zwavel, stikstof en stikstof als nutriënt). Verbetering van de normstellingmodule is nodig, gezien de NFC-taken² van het planbureau.

Daarnaast zijn er in de loop van de tijd verschillende problemen geconstateerd met de verschillende modellen, die niet direct opgelost zijn of snel oplosbaar waren. Dit werkdokument geeft voor een aantal problemen een oplossing of een richting waarin de oplossing kan worden gezocht.

De volgende knelpunten in de modellering worden in dit rapport behandeld:

1. De communicatie tussen SMART2 en MOVE gebeurt via regressievergelijkingen. Er wordt geadviseerd hoe de regressievergelijkingen kunnen worden aangepast aan nieuwe inzichten.
2. Bij berekeningen van de critical loads wordt te beperkte informatie over de strooiselproductie gebruikt. Met SUMO2 wordt hier verbetering in gebracht. Per bostype is de strooiselproductie gemodelleerd.
3. Bij de berekening van de critical loads (CL) is de berekening voor de maximale S-depositie voor drie natuurdoeltypen nader bekeken. Bij de huidige berekeningen is een negatieve S-depositie nodig om de CL te realiseren.
4. De N-mineralisatie door SMART2 in natte gebieden lijkt nog niet te voldoen. Er wordt aangegeven wat het probleem is en hoe dit kan worden opgelost.
5. Bij vegetatiesuccessie verandert de bewortelingsdiepte. Dit kan leiden tot scherpe overgangen in de uitvoer van SMART2. Er wordt onderzocht hoe dit probleem kan worden opgelost, en hoe dit tot een verbetering van de stikstofopname in SUMO zou kunnen leiden.
6. Binnen dit project is de SMART2-studio met documentatie opgeleverd (De Vries et al., 2007).

² NFC-taken – National Focal Centre: dataverzameling voor de *United Nations Economic Commission for Europe online statistics*.

2 Callibraties

De output van SMART2 die als invoer wordt gebruikt voor MOVE wordt gegeven in fysische grootheden voor zuurgraad (pH) en stikstofbeschikbaarheid. Daarnaast wordt de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) als invoer gebruikt voor MOVE. Het model MOVE is echter gebaseerd op Ellenberg indicatiewaarden (Ellenberg *et al.* 1991). Voor de vertaling van de fysische grootheden in Ellenbergwaarden zijn in het verleden verschillende regressies uitgevoerd (Alkemade *et al.* 1996, Wamelink *et al.* 1996, Ertsen *et al.* 1998, Wamelink *et al.* 2002, Wamelink *et al.* 2003). De Natuurplanner maakt gebruik van de regressies uitgevoerd door Alkemade *et al.*

Hieraan kleven een aantal nadelen.

1. De regressies zijn gebaseerd op een beperkte dataset. Inmiddels zijn er meer gegevens beschikbaar.
2. Voor de pH wordt een niet lineaire regressie gebruikt. Waarschijnlijk is dit een artefact van de data. Bij het gebruik van meer data komt deze niet meer voor.
3. Wamelink *et al.* (2002, 2003) toonden aan dat overall regressies een zeer grote onzekerheid hebben en dat het beter is om regressies per vegetatietype te gebruiken.
4. De door Alkemade *et al.* (1996) afgeleide regressies geven de mogelijkheid om de fysische grootheid (pH, gvg) te berekenen uit de Ellenberg indicatiewaarden. Voor de modellen is echter het omgekeerde nodig. Om dit te bereiken zijn de regressievergelijkingen wiskundig omgerekend, wat echter statistisch onjuist is. Hiervoor dienen aparte vergelijkingen te worden afgeleid.
5. De relatie tussen Stikstofbeschikbaarheid (uit SMART2) en Ellenberg N loopt naar $N = 3.02$. De Ellenberg waarde voor stikstof kan dus nooit beneden de 3,02 komen. Dit is niet alleen onrealistisch, maar heeft ook grote consequenties voor de uitkomsten van MOVE, aangezien veel soorten en natuurdoeltypen een Ellenberg optimum beneden deze waarde hebben.

In dit hoofdstuk worden de verschillende regressievergelijkingen met elkaar vergeleken en wordt een aanbeveling gedaan welke te gebruiken. Hiertoe zijn nieuwe regressievergelijkingen afgeleid voor de relatie tussen pH en Ellenberg R, en tussen gvg en Ellenberg F. Voor de regressie tussen N-beschikbaarheid en N worden mogelijke oplossingen aangegeven. Tevens wordt zichtbaar gemaakt wat het effect van de verschillende regressies is op de Ellenberg waarde die als invoer voor MOVE wordt gebruikt. Waar in dit hoofdstuk sprake is van pH wordt altijd $\text{pH-H}_2\text{O}$ bedoeld, tenzij anders aangegeven.

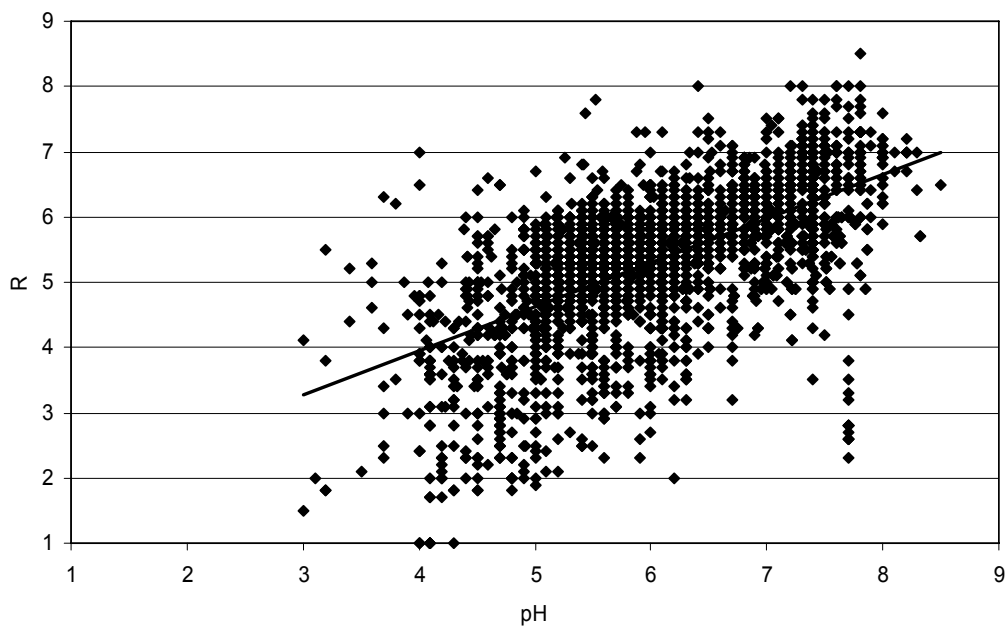
2.1 Vertaling van $\text{pH-H}_2\text{O}$ in Ellenberg R en vice versa

In tabel 2.1.1 en 2.1.2 worden de meest gangbare vertalingen van Ellenberg R in $\text{pH-H}_2\text{O}$ en vice versa met elkaar vergeleken. De verschillen kunnen groot zijn. Grote verschillen aan de onder en bovenkant van de pH en R ranges worden mede veroorzaakt door het verschil tussen het gebruik van lineaire en niet lineaire regressie. De grootste dataset voor de regressie is gebruikt door Wamelink *et al.* (2002, 2003). Voor deze dataset is er geen bewijs van de aanwezigheid van een niet lineair verband tussen Ellenberg R en pH. Waarschijnlijk zijn de door Ertsen *et al.* (1998) en Alkemade *et al.* (1996) gevonden niet lineaire regressie het gevolg van de samenstelling van de dataset. Dit temeer daar de datasets gebruikt door beide auteurs onderdeel zijn van de dataset gebruikt door Wamelink *et al.* Het gebruik van een

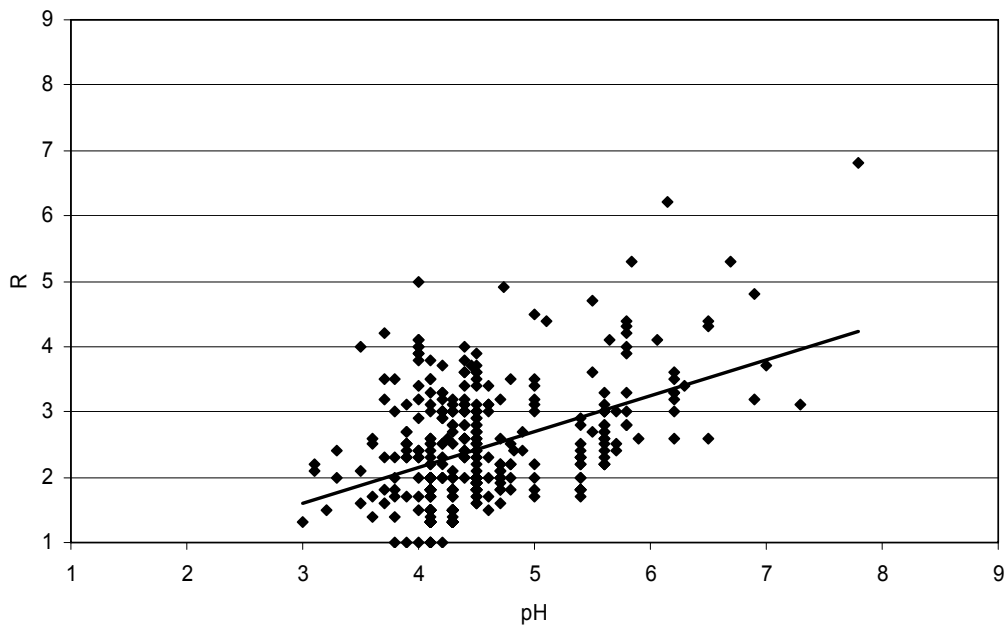
lineair verband is daarom aan te bevelen. Het lost tegelijkertijd ook het probleem op dat er door het niet lineaire deel extreme waarden worden geschat, die vervolgens moeten worden afgekapt en gecorrigeerd tot de maximumwaarde (9).

Het gebruik van een lineair verband geeft verschillende mogelijkheden. Er zijn drie vergelijkingen, waarvan de door Wamelink *et al.* (2002, 2003) geschatte de recentste zijn en gebaseerd op de grootste dataset. Een keuze hiervoor lijkt dan logisch. Daarnaast dient er gekozen worden tussen een overall regressie of een regressie per vegetatietype. Regressie per vegetatietype heeft als voordeel dat de onzekerheid kleiner is (Wamelink *et al.* 2002). Echter er kon niet voor elke klasse een regressie worden geschat en een deel van de regressies is niet significant. Toch is het wenselijk om meer dan een regressie te gebruiken om zo de onzekerheid te verkleinen (zie ook Schouwenberg *et al.* 2000). Om deze reden zijn er nieuwe regressies uitgevoerd op het niveau van de SMART2 vegetatietypen (grasland, heide, loofbos en naaldbos, zie figuur 2.1.1 t/m 2.1.6), waarbij de typen sparrenbos en dennenbos zijn samengevoegd tot naaldbos. In bijlage 1 wordt de volledige regressieanalyse gegeven voor de regressies tussen Ellenberg R en pH per vegetatietype, De regressieparameters van alle vergelijkingen worden gegeven in Tabel 2.1.3. Voorgesteld wordt om deze regressievergelijkingen in de natuurplanner in te bouwen en te gebruiken in plaats van de overall regressie. De relatie tussen pH en R is voor naaldbos niet significant en dus niet bruikbaar. Het aantal punten voor de regressie is in verhouding gering. Dit zou de oorzaak kunnen zijn, het is echter ook mogelijk dat naaldbossen in Nederland indifferent zijn voor de zuurgraad. Voorgesteld wordt om hiervoor voorlopig de overall regressie te gebruiken, zoals die door Wamelink *et al.* (2002) is geschat.

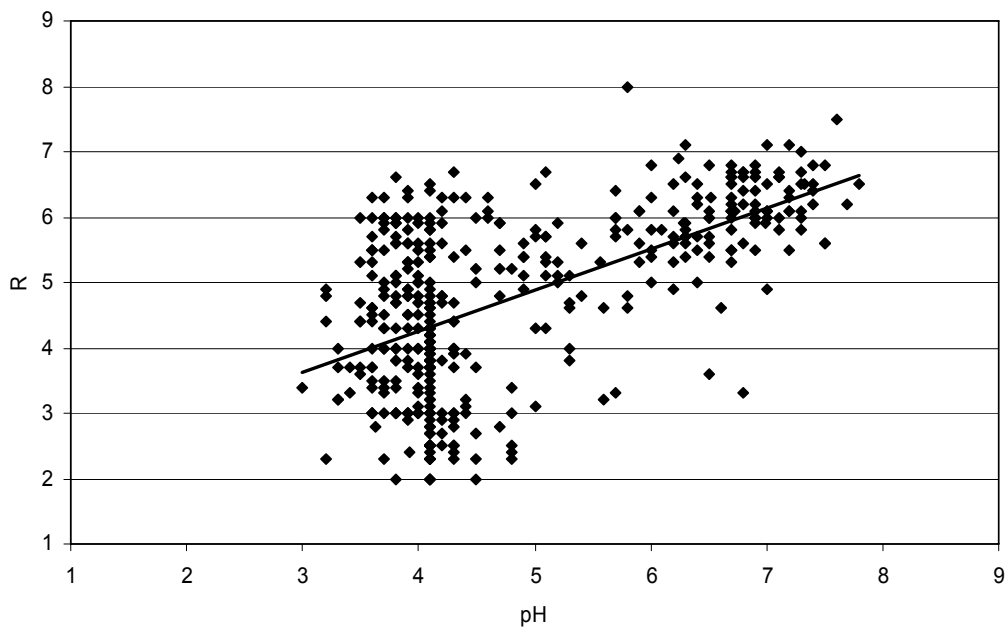
De effecten op de uitkomsten uit MOVE en dus de Natuurplanner door het gebruik van de nieuwe vergelijkingen zullen in sommige pH bereiken aanzienlijk zijn. Vooral voor de lage pH waarden worden andere Ellenbergwaarden berekend. Daarnaast wijkt heide voor bijna het hele bereik af. Hoe dit verder doorwerkt in de Natuurplanner zou moeten worden uitgezocht, maar het lijkt geen twijfel dat de hier gevonden verschillen van wezenlijke invloed moeten zijn.



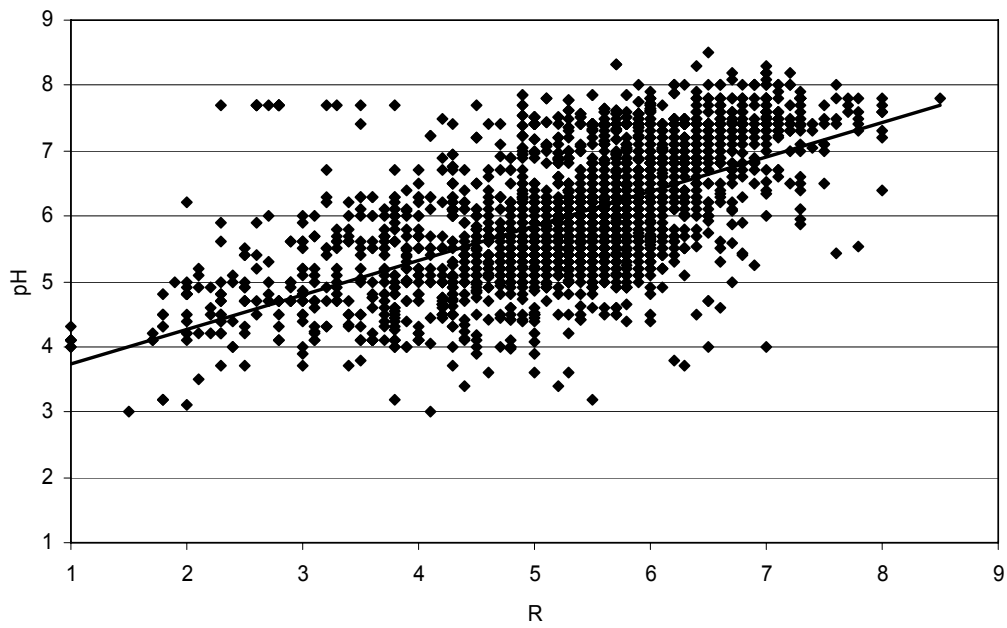
Figuur 2.1.1. Regressie van Ellenberg indicatorwaarde voor zuurgraad (R) op bodem pH voor grasland.



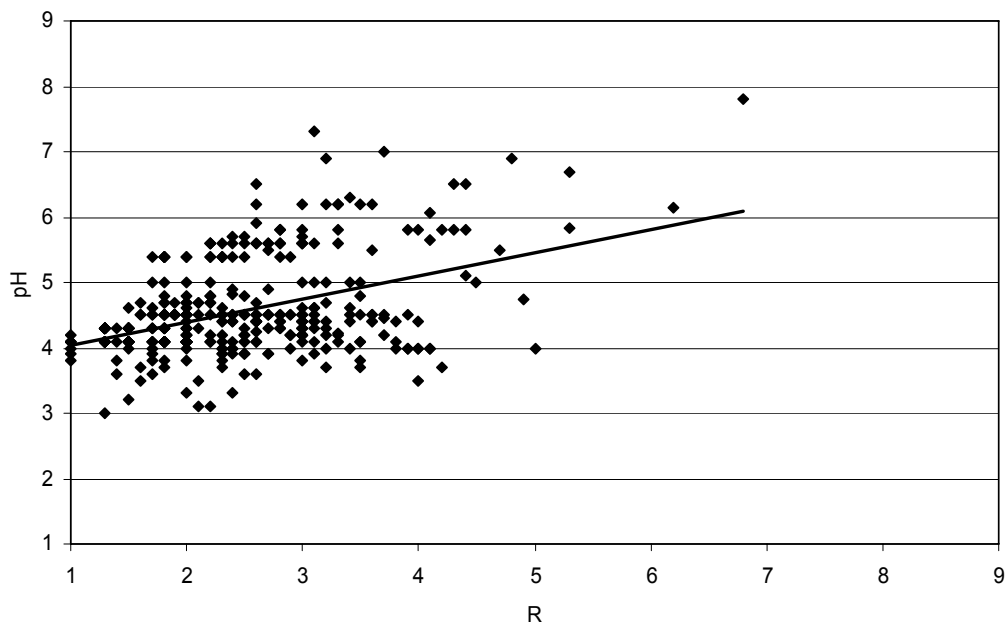
Figuur 2.1.2. Regressie van Ellenberg indicatorwaarde voor zuurgraad (R) op bodem pH voor heide.



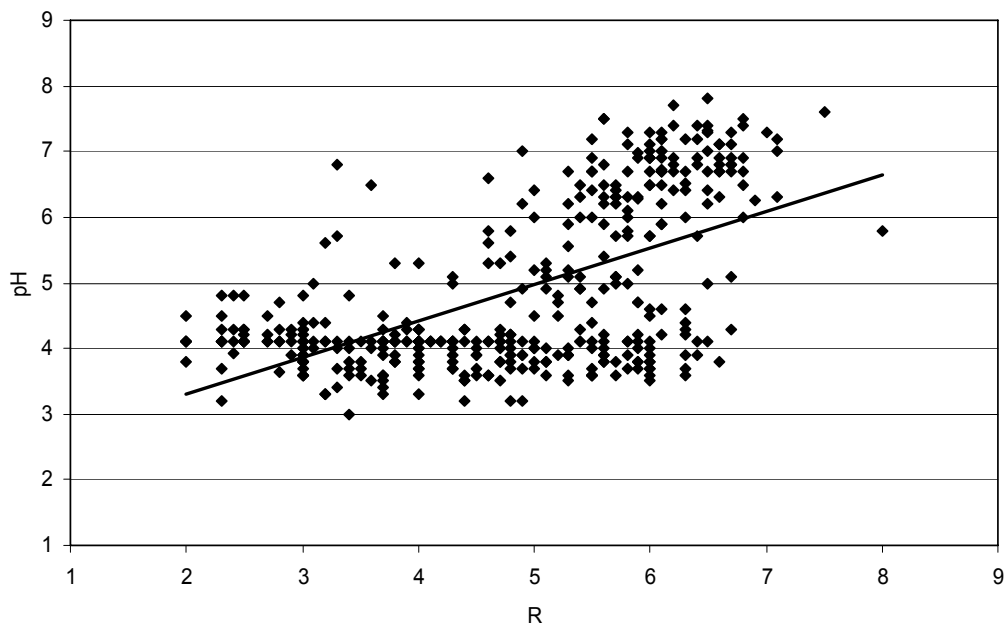
Figuur 2.1.3. Regressie van Ellenberg indicatorwaarde voor zuurgraad (R) op bodem pH voor loofbos.



Figuur 2.1.4. Regressie van bodem pH op Ellenberg indicatorwaarde voor zuurgraad (R) voor grasland.



Figuur 2.1.5. Regressie van bodem pH op Ellenberg indicatorwaarde voor zuurgraad (R) voor heide.



Figuur 2.1.6. Regressie van bodem pH op Ellenberg indicatorwaarde voor zuurgraad (R) voor loofbos.

Tabel 2.1.1. Berekening van de R-waarde uit de pH met behulp van verschillende regressielijnen.

pH	Ertsen <i>et al.</i>	Wamelink <i>et al.</i>	Alkemade <i>et al.</i> ¹	Alkemade <i>et al.</i> ¹	n.s.						n.s.		n.s.		n.s.		n.s.		
			linear	non linear	naaldbos	loofbos	heide	gras	klasse 6	klasse 8	klasse 9	klasse 10	klasse 11	klasse 12	klasse 14	klasse 15	klasse 16	klasse 17	klasse 19
3	0.9	2.7	0.8	-2.7	4.5	3.6	1.6	4.8	1.8	3.1	3.3	1.6	1.5	5.4	2.2	6.6	3.9	5.3	2.2
4	3.4	3.5	2.4	1.8	4.2	4.3	2.2	5.3	2.8	3.8	3.8	2.2	2.0	5.6	2.9	6.7	4.4	5.6	2.6
5	4.8	4.3	4.1	4.3	4.0	4.9	2.7	5.8	3.9	4.6	4.2	2.8	2.6	5.8	3.7	6.8	5.0	6.0	3.1
6	5.7	5.2	5.7	5.8	3.7	5.5	3.3	6.4	5.0	5.3	4.7	3.4	3.2	6.0	4.4	6.9	5.5	6.4	3.5
7	6.4	6.0	7.3	6.9	3.5	6.1	3.8	6.9	6.1	6.1	5.1	4.0	3.7	6.2	5.1	7.0	6.1	6.7	4.0
8	6.8	6.9	9.0	7.7	3.2	6.8	4.4	7.4	7.1	6.9	5.6	4.6	4.3	6.4	5.8	7.1	6.6	7.1	4.4

¹⁾ Waarden beneden R=1 worden gecorrigeerd tot 1, waarden boven 9 worden gecorrigeerd tot 9. N.B. De formules zijn wiskundig afgeleid uit de regressie van de berekening van pH uit de R-waarde en daarom per definitie fout!

Vervolg van Tabel 2.1.1.

					n.s						n.s	!	n.s	
pH	Calluno-Ulicetea	Asteretea tripolii	Saginetea maritima	Isoeto-Nanojuncetea	Bidentetea tripartitae	Artemisietea vulgaris	Galio-Urticetea	Epilobietea angustifolii	Franguletea	Almetea glutinosae	Vaccinio-Betuletea pubescentis	Vaccinio-Piceetea	Quercetea robori-petraeae	Quercu-Fagetea
	klasse 20	klasse 26	klasse 27	klasse 28	klasse 29	klasse 31	klasse 33	klasse 34	klasse 36	klasse 39	klasse 40	klasse 41	klasse 42	klasse 43
3	1.5	5.0	1.2	3.8	5.4	4.5	5.0	3.6	3.5	3.8	3.3	3.7	4.0	5.1
4	2.1	5.3	2.2	4.0	5.6	4.9	5.5	4.0	4.1	4.5	3.4	3.4	4.0	5.3
5	2.7	5.7	3.3	4.3	5.9	5.3	6.0	4.3	4.6	5.1	3.5	3.1	3.9	5.6
6	3.2	6.0	4.4	4.5	6.1	5.7	6.5	4.7	5.2	5.7	3.6	2.7	3.9	5.9
7	3.8	6.4	5.4	4.8	6.4	6.1	7.0	5.1	5.7	6.3	3.7	2.4	3.8	6.1
8	4.3	6.7	6.5	5.0	6.6	6.5	7.5	5.4	6.3	6.9	3.9	2.0	3.7	6.4

! Vaccinio-Piceetea heeft een significante negatieve relatie, Het wordt aanbevolen om deze niet te gebruiken!

Tabel 2.1.2. Berekening van de pH uit de R-waarde met behulp van verschillende regressielijnen.

			linear	non linear	n.s.							n.s		n.s		n.s		n.s	
					naaldbos	loofbos	heide	gras	klasse 6	klasse 8	klasse 9	klasse 10	klasse 11	klasse 12	klasse 14	klasse 15	klasse 16	klasse 17	klasse 19
Ellenberg	Ertsen <i>et al.</i>	Wamelink <i>et al.</i>	Alkemade <i>et al.</i>	Alkemade <i>et al.</i>	nieuw	nieuw	nieuw	nieuw	Littorelletea	Phragmitetea	Parvocaricetea	Scheuchzerietea	Oxycocco-Sphagnetea	Plantaginetea majoris	Koelerio-Corynepherea	Festuco-Brometea	Molinio-Arrhenatheretea	Trifolio-Geranietea sanguinei	Nardetea
1	3.7	3.6	3.1	3.8	4.4	2.8	4.0	3.7	4.3	4.3	3.1	4.0	4.0	5.5	3.9	6.9	3.1	4.9	3.8
2	4.0	4.2	3.7	4.1	4.0	3.3	4.4	4.3	4.6	4.7	3.7	4.1	4.4	5.7	4.5	7.0	3.7	5.4	4.2
3	4.4	4.7	4.3	4.4	3.7	3.9	4.8	4.8	4.8	5.1	4.4	4.1	4.7	5.9	5.2	7.0	4.4	5.8	4.6
4	4.8	5.2	5.0	4.9	3.4	4.4	5.1	5.3	5.0	5.5	5.0	4.2	5.0	6.1	5.9	7.1	5.0	6.3	5.1
5	5.4	5.7	5.6	5.4	3.1	5.0	5.5	5.8	5.3	5.9	5.7	4.3	5.3	6.3	6.5	7.2	5.6	6.7	5.5
6	6.1	6.3	6.2	6.2	2.8	5.5	5.8	6.4	5.5	6.2	6.3	4.3	5.7	6.5	7.2	7.3	6.2	7.2	5.9
7	7.1	6.8	6.8	7.1	2.4	6.1	6.2	6.9	5.7	6.6	6.9	4.4	6.0	6.7	7.9	7.4	6.9	7.6	6.3
8	8.5	7.3	7.4	8.6	2.1	6.6	6.5	7.4	6.0	7.0	7.6	4.5	6.3	6.9	8.5	7.5	7.5	8.1	6.8
9	10.5	7.9	8.0	10.8	1.8	7.2	6.9	8.0	6.2	7.4	8.2	4.5	6.7	7.1	9.2	7.6	8.1	8.5	7.2

Vervolg Tabel 2.1.2

				n.s						n.s	!	n.s	
Klasse 20	Klasse 26	Klasse 27	Klasse 28	Klasse 29	Klasse 31	Klasse 33	Klasse 34	Klasse 36	Klasse 39	Klasse 40	Klasse 41	Klasse 42	Klasse 43
Calluno-Ulicetea	Asteretea tripolii	Saginetea maritimae	Isoeto-Nanojuncetea	Bidentetea tripartitae	Artemisietea vulgaris	Galio-Urticetea	Epilobietea angustifolii	Franguletea	Alnetea glutinosae	Vaccinio-Betuletea pubescentis	Vaccinio-Piceetea	Quercetea robori-petraeae	Querceto-Fagetetea
4.2	5.4	6.4	4.8	4.9	1.5	1.8	2.4	3.4	1.7	4.2	5.1	4.0	0.3
4.6	5.7	6.6	5.0	5.2	2.6	2.6	3.1	3.7	2.6	4.2	4.8	4.0	1.4
5.0	6.1	6.8	5.2	5.6	3.6	3.4	3.7	4.0	3.5	4.2	4.5	4.0	2.5
5.3	6.4	7.0	5.4	6.0	4.7	4.3	4.4	4.4	4.3	4.2	4.2	4.0	3.6
5.7	6.7	7.2	5.7	6.4	5.7	5.1	5.0	4.7	5.2	4.2	3.9	4.0	4.7
6.1	7.1	7.4	5.9	6.7	6.8	5.9	5.6	5.0	6.0	4.2	3.6	4.0	5.8
6.5	7.4	7.6	6.1	7.1	7.8	6.7	6.3	5.4	6.9	4.3	3.3	3.9	6.9
6.9	7.7	7.8	6.3	7.5	8.9	7.5	6.9	5.7	7.8	4.3	3.0	3.9	8.0
7.3	8.1	7.9	6.5	7.8	9.9	8.4	7.6	6.1	8.6	4.3	2.7	3.9	9.1

Tabel 2.1.3. Regressieparameters voor de verschillende regressie vergelijkingen voor de vertaling van pH in Ellenberg R en Ellenberg R in pH.

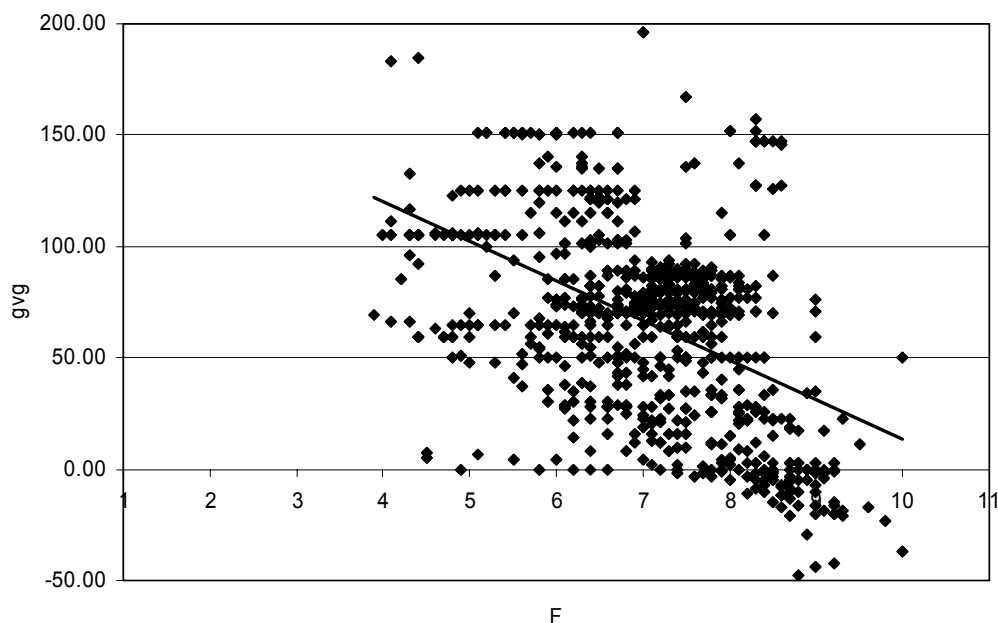
Vegetatietype/klasse	pH → R			R → pH		
	α_i	β_i	t	α_i	β_i	t
Littorelletea	-1.44	1.07	***	4.094	0.2355	***
Phragmitetea	0.77	0.76	***	3.937	0.384	***
Parvocaricetea	1.92	0.46	***	2.463	0.6397	***
Oxycocco-Sphagnetetea	-0.26	0.57	***	3.698	0.3288	***
Koelerio-Corynephoretea	0.06	0.72	***	3.202	0.6667	***
Molinio-Arrhenatheretea	2.22	0.55	***	2.472	0.629	***
Nardetea	0.87	0.44	***	3.356	0.4273	***
Calluno-Ulicetea	-0.15	0.56	***	3.794	0.3861	***
Asteretea tripolii	3.92	0.35	*	5.058	0.333	*
Saginetetea maritimae	-2.06	1.07	*	6.22	0.192	*
Isoeto-Nanojuncetea	3.04	0.25	***	4.595	0.211	***
Artemisietetea vulgaris	3.35	0.39	*	0.44	1.056	*
Galio-Urticetea	3.53	0.5	***	0.982	0.8209	***
Epilobietetea angustifolii	2.48	0.37	*	1.81	0.638	*
Franguletea	1.87	0.55	**	3.025	0.337	**
Alnetetea glutinosae	1.97	0.62	***	0.874	0.86	***
Vaccinio-Piceetea	4.76	-0.34	*	5.446	-0.302	*
Quercu-Fagetea	4.25	0.27	***	-0.85	1.1086	***
grasland	1.27	0.10	***	3.204	0.5279	***
heide	-0.04	0.27	***	3.691	0.3531	***
loofbos	1.76	0.21	***	2.253	0.5453	***
Overall dataset Wamelink <i>et al.</i> (2002)	0.14	0.84	***	3.09	0.53	***
Volgens Ertsen <i>et al.</i> (1998) R=9.84+(22.72/(0.47-pH))						
volgens alkemade <i>et al.</i> (1996)				2.511	0.611	***
volgens alkemade <i>et al.</i> (1996) pH=0.598+36.722/(12.614-R)						
volgens van Dobben <i>et al.</i> (2004)				3.1065	0.52663	***

2.2 Omrekening van gvg naar Ellenberg

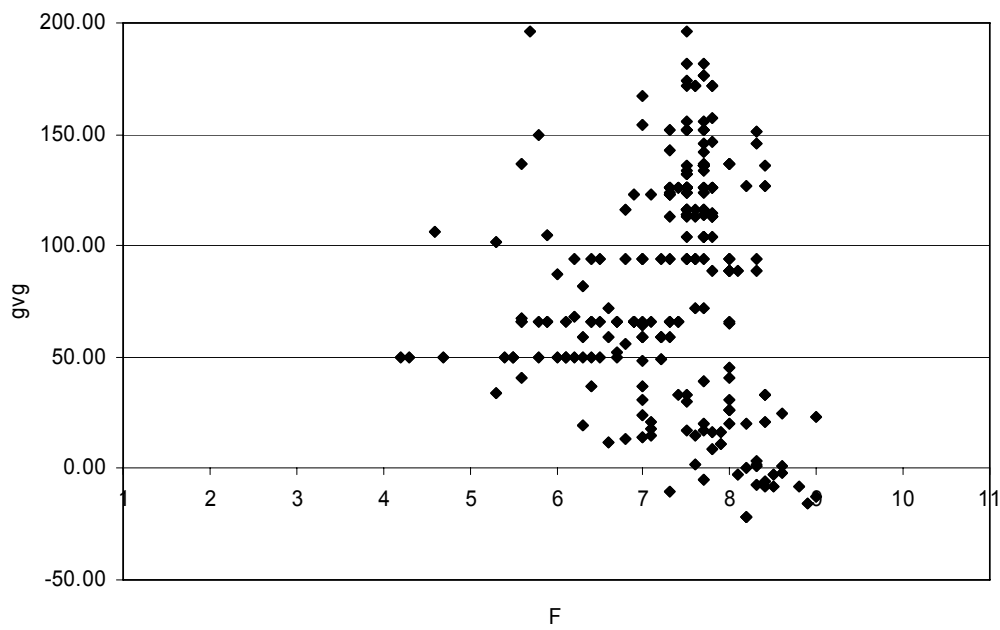
De verschillende regressies tussen gvg en Ellenberg indicatiewaarde voor vocht (F) zijn net als die voor pH met elkaar vergeleken (Tabel 2.2.1 en 2.2.2). De regressieparameters worden gegeven in Tabel 2.2.3. De vergelijking is voor vocht ingewikkelder dan voor pH, omdat hier niet alleen onderscheid wordt gemaakt tussen vegetatieklassen, maar ook tussen bodemtypen (Ertsen *et al.* 1998 en Alkemade *et al.* 1996). Alleen de aparte regressies voor verschillende bodemtypen geschat door Ertsen *et al.* worden hier als voorbeeld gegeven. Net als voor de pH zijn ook hier de verschillen soms groot. De afweging welke regressie hier te gebruiken is lastiger dan voor pH omdat hier twee totaal verschillende invloedsfactoren moeten worden

vergeleken; bodemtype en vegetatieklasse. Net als voor pH zijn op basis van de dataset van Wamelink *et al.* (2002) nieuwe regressievergelijkingen geschat voor loofbos, grasland en heide (figuur 2.2.1 t/m 2.2.6 en Bijlage 2). Net als voor pH zijn er te weinig waarnemingen om voor naaldbossen een regressieanalyse uit te voeren. Opvallend is dat de vertalingen van gvg in F volgens de regressievergelijkingen volgens Wamelink *et al.* (2002), inclusief de hier nieuw afgeleide regressies, maar een klein bereik binnen de Ellenberg range beslaan. Om deze reden lijken deze regressies minder geschikt. Het grootste bereik heeft de op dit moment in de Natuurplanner gebruikte regressie volgens Alkemade *et al.* (1996). Aangeraden wordt daarom om deze voorlopig te handhaven. Zover bekend zijn deze uitgevoerd als een regressie van gvg op F. Deze is vervolgens wiskundig omgerekend tot een regressie van F op gvg, hetgeen echter onjuist is. De laatste wordt echter veel gebruikt in de Natuurplanner omdat de gvg van de kaart wordt omgerekend naar F die als invoer dient voor MOVE. Een nieuwe regressie dient hiervoor te worden afgeleid op basis van dezelfde dataset.

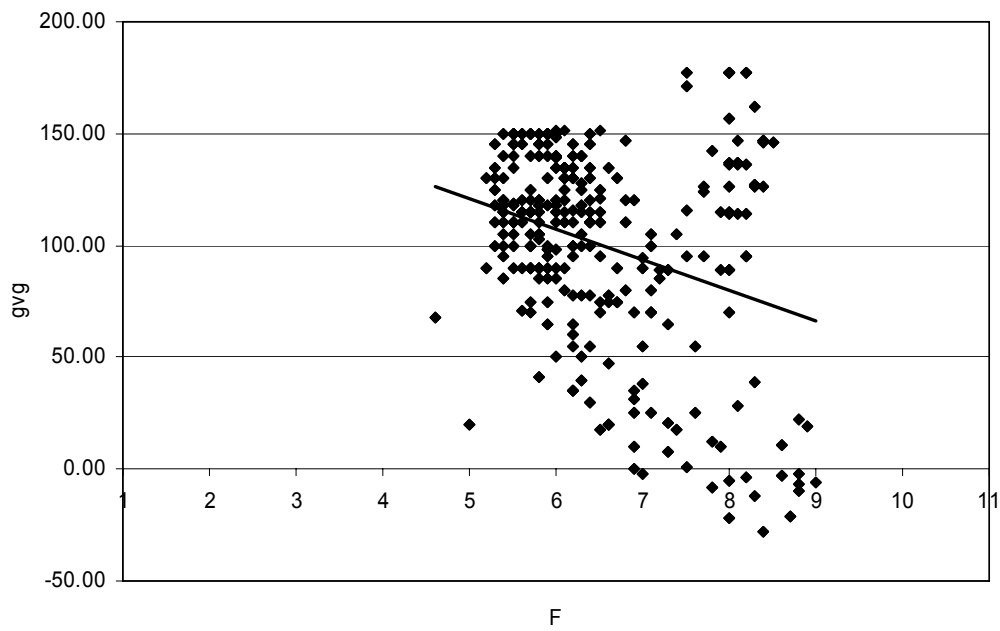
Het gebruik van de hierboven beschreven regressies levert ook nog een probleem op dat geldt voor alle methoden; de vegetatie is zo rond de gvg van 50 cm beneden maaiveld vaak niet meer afhankelijk van het grondwater. Informatie over het grondwater kan dan ook niet gebruikt worden om het voorkomen van soorten op te baseren. De voorkomende soorten zijn dan afhankelijk van het hangwater en dus van de hoeveelheid neerslag en spreiding van de neerslag over het seizoen. Hoe dit probleem moet worden opgelost dient nader te worden onderzocht in overleg met de betrokken deskundigen. Mogelijk dat er voor de betrokken soorten een relatie kan worden gelegd met de neerslag in het groeiseizoen.



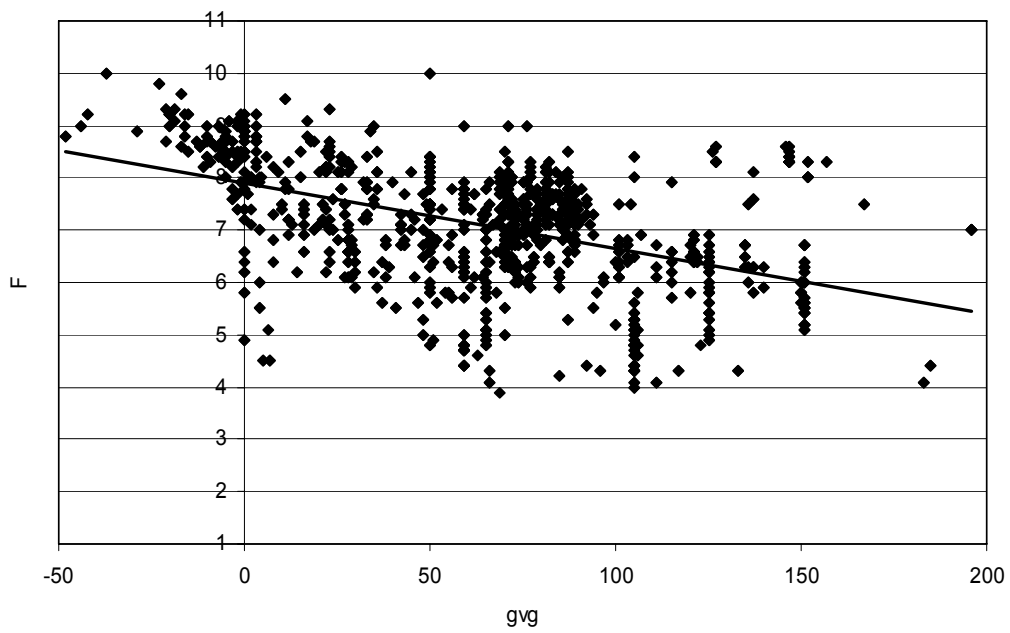
Figuur 2.2.1. Regressie van gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) op gemiddelde Ellenberg indicator waarde voor vocht (F) voor grasland.



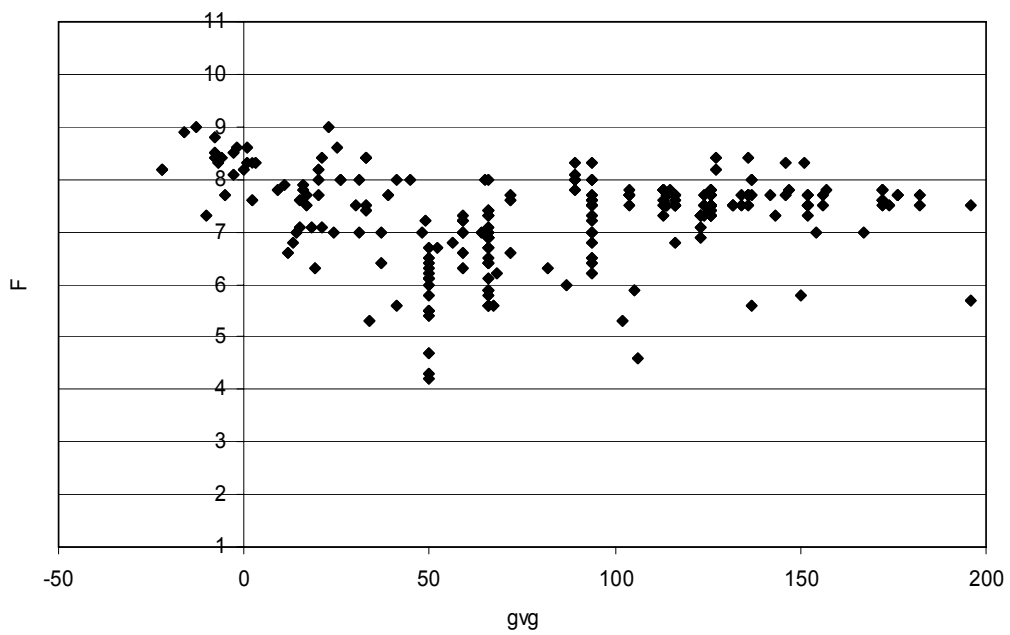
Figuur 2.2.2. Regressie van gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) op gemiddelde Ellenberg indicator waarde voor vocht (F) voor heide (n.s.).



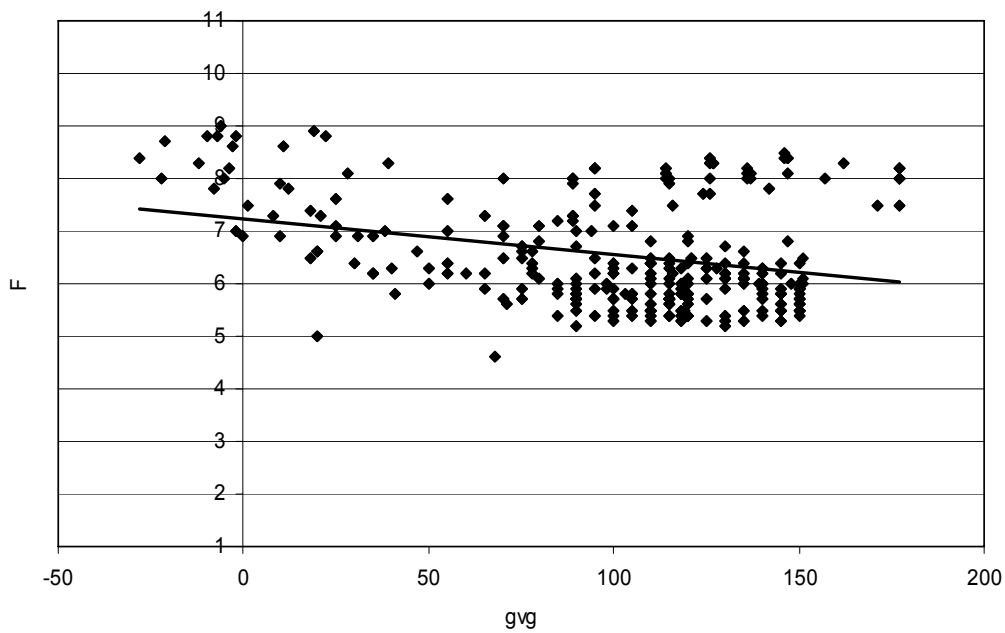
Figuur 2.2.3. Regressie van gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) op gemiddelde Ellenberg indicator waarde voor vocht (F) voor loofbos.



Figuur 2.2.4. Regressie van gemiddelde Ellenberg indicator waarde voor vocht (F) op gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) voor grasland.



Figuur 2.2.5. Regressie van gemiddelde Ellenberg indicator waarde voor vocht (F) op gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) voor heide (n.s.).



Figuur 2.2.6. Regressie van gemiddelde Ellenberg indicator waarde voor vocht (F) op gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (gvg) voor loofbos.

Tabel 2.2.1. Berekening van F uit de gvg met behulp van verschillende regressievergelijkingen

Gvg	Ertsen <i>et al.</i>				Wamelink <i>et al.</i>	Alkemade <i>et al.</i>	Nieuw loofbos	Nieuw gras
	overall	zand	veen	klei				
-60	8.8	8.6	10.6		8.5	10.6	7.6	8.6
-40	8.4	8.2	9.8		8.3	9.9	7.5	8.4
-20	8.0	7.8	9.0		8.1	9.1	7.4	8.1
0	7.6	7.4	8.2	8.2	7.8	8.4	7.2	7.9
20	7.2	7.0	7.4	6.7	7.6	7.7	7.1	7.7
40	6.8	6.6	6.6	6.2	7.4	7.0	7.0	7.4
60	6.4	6.2	5.8	5.9	7.2	6.3	6.8	7.2
80	6.0	5.8	5.0	5.7	6.9	5.6	6.7	6.9
100	5.6	5.4	4.2	5.5	6.7	4.9	6.6	6.7
150	4.6	4.4	2.2	5.4	6.2	3.2	6.2	6.1

Tabel 2.2.2. Berekening van de gvg uit F met behulp van verschillende regressievergelijkingen

F	Ertsen <i>et al.</i>				Wamelink <i>et al.</i>	Alkemade <i>et al.</i>	Nieuw	Nieuw
	overall	zand	veen	klei				
1	175	198	67		222	212	175	173
2	151	171	59		199	183	161	156
3	128	144	51		177	155	148	138
4	104	117	43		154	126	134	120
5	80	90	35	116	131	98	120	103
6	56	64	27	45	108	69	106	85
7	32	37	20	28	86	41	92	67
8	8	10	12	20	63	13	79	49
9	-15	-17	4	16	40	-16	65	32
10	-39	-44	-4		17	-44	51	14
11	-63	-71	-12		-5	-73	37	-4
12	-87	-98	-20		-28	-101	23	-21

Tabel 2.2.3. Regressieparameters voor de verschillende regressie vergelijkingen voor de vertaling van gvg in Ellenberg F en Ellenberg F in gvg.

Vegetatietype/klasse	Gvg → F			F → gvg		
	α_i	β_i	t	α_i	β_i	t
Calluno-Ulicetea	5.12	0.0138	*			*
Rhamno-Prunetea	6.33	-0.0062	*	267.18	-25.696	*
Querco-Fagetea	6.79	-0.0076	***	379.61	-42.594	***
Plantaginetalia majoris	7.42	-0.0087	**			**
Molinio-Arrhenatheretea	7.52	-0.0054	***	164.81	-13.585	***
Oxycocco-Sphagnetea	7.71	-0.0017	*	180.87	-12.577	*
Isoeto-Nanojuncetea	7.77	-0.0073	*	135.51	-10.997	*
Asteretea tripolii	8.17	-0.0152	***	156.7	-11.799	***
Scheuchzerietea	8.65	-0.0063	***	824.57	-93.494	***
overall	7.83	-0.0111	***	244.77	-22.75	***
Loofbos	7.24	-0.0068		189	-13.8	***
Gras	7.90	-0.0120		191	-17.7	***
Ertsen <i>et al.</i> (1998)	7.61	0.02	***	99.089	-23.834	***
Alkemade <i>et al.</i> (1996)				221.186	-26.338	***

2.3 Oplossingen voor de vertaling van stikstofbeschikbaarheid uit SMART2 naar Ellenberg N

MOVE heeft naast informatie over de grondwaterstand en zuurgraad informatie nodig over de stikstofbeschikbaarheid. Hiervoor wordt de jaarlijkse stikstofbeschikbaarheid door SMART2 uitgerekend en doorgegeven. Deze wordt vertaald in de Ellenberg indicatorwaarde voor nutriëntenrijkdom (N). Hiervoor is tot op heden echter geen goede regressievergelijking beschikbaar. De regressie is gebaseerd op expertkennis en uitvoer uit SMART2. Het vervangen van deze methode door een methode gebaseerd op metingen in het veld is wenselijk. Echter metingen van de hoeveelheid stikstof die in een jaar vrij komt zijn moeilijk, zo niet onmogelijk. Wel kan er op basis van de mineralisatiesnelheid geschat worden hoeveel N er in een jaar beschikbaar is voor de plant. Daarnaast zou er gebruik kunnen worden gemaakt van de uitvoer uit SUMO. Daarvoor is het noodzakelijk om een relatie te leggen tussen biomassa en Ellenberg N. Dit lijkt voor graslanden goed mogelijk, voor heide is dit al lastiger en voor bossen zeer lastig. In bossen zou wel gebruik kunnen worden gemaakt van de biomassatoename van de bomen (dat ook uitvoer van SUMO kan zijn). Hierbij wordt dan aangenomen dat er een relatie is tussen de groei van de bomen en de algehele stikstofbeschikbaarheid in het bos.

Door van Dobben *et al.* (2005) wordt uitgebreid ingegaan op de relatie tussen biomassa en het voorkomen van soorten. Er wordt geconcludeerd dat er weliswaar altijd een significante relatie aanwezig is, maar dat andere factoren meestal meer verklaren. Dit geeft aan dat biomassa gebruikt kan worden als verklarende factor, maar dat dit niet de enige kan zijn. Hiermee dient bij de vertaling van de uitvoer van SMART en SUMO naar Ellenberg N voor invoer in MOVE rekening mee worden gehouden. Daarnaast lijken verschillende vegetatietypen verschillend te reageren in relatie tot de biomassaproductie, die de toepasbaarheid ingewikkelder maakt. Belangrijkere invloedsfactoren blijken uit het onderzoek van Van Dobben *et al.* vocht, zuurgraad en licht te zijn. De eerste twee zijn al aanwezig in de modelketen, licht niet in MOVE. Het effect van licht wordt wel gemodelleerd in SUMO, maar op het niveau van vegetatietypen en niet van soorten. Dit zou echter indirect kunnen worden toegevoegd door zoals voor pH voorgesteld, regressies per vegetatietype te gebruiken. Dit scheidt ook direct de bossen van de overige vegetaties, wat parallel loopt met de lichtbeschikbaarheid. Fosfaat speelt in een deel van de vegetatie ook een belangrijke rol en zou dus net als N moeten worden meegenomen in de bepaling van Ellenberg N. De modellen SMART-SUMO simuleren ook de P-cyclus, echter nog met onvoldoende betrouwbaarheid. Daarnaast zou er nog een relatie moeten worden gelegd tussen P al dan niet in combinatie met N en Ellenberg N.

In de UK wordt het model GBMOVE ontwikkeld. Voor de koppeling tussen bodem en vegetatie wordt gebruik gemaakt van de C/N verhouding in de bodem. Deze wordt net als voor MOVE vertaald in Ellenberg N. Hiervoor gelden dus dezelfde onzekerheden voor de vertaling zoals genoemd voor pH en grondwaterstand. Daarnaast kleven ook hier een aantal andere nadelen aan. Het is in ieder geval geen grootheid die direct invloed heeft op de plantengroei, hoogstens indirect. Daarnaast geeft de C/N alleen informatie in een beperkt stikstofbeschikbaarheidstraject (zie Smart *et al.* 2005). Als er hoge stikstofbeschikbaarheden aanwezig zijn, zoals bij de huidige depositie, dan verandert de C/N niet meer wezenlijk. Voordeel van de C/N verhouding is dat het gemakkelijk en nauwkeurig gemeten kan worden en dat er al relatief veel metingen beschikbaar zijn. Echter over het geheel bezien lijkt de C/N verhouding op het ogenblik geen wezenlijk betere resultaten te geven en zal dit juist een Nederland met de relatief hoge stikstofbeschikbaarheden waarschijnlijk slechtere resultaten geven. Daarnaast is het de vraag of het wenselijk is om de modellen te baseren op een variabele die niet direct invloed uitoefent op de plantengroei.

In Zweden wordt het model FORSAFE gebruikt voor de modellering van de bodem en vegetatieprocessen (pers. med. H. Sverdrup). Het vegetatiemodel is ook gebaseerd op plantensoorten. In tegenstelling tot de MOVE modellen is FORSAFE niet gebaseerd op Ellenberg indicatorwaarden maar op responsies van soorten voor de nitraatconcentratie in het bodemvocht. Hierdoor is een vertaling naar indicatorwaarden overbodig wat een kleinere onzekerheid tot gevolg heeft. Sverdrup claimt dat de responsies voor een groot aantal soorten beschikbaar zijn. Hoe deze zijn geschat is echter onduidelijk. Ze zijn waarschijnlijk deels geschat op veldwaarnemingen, maar deels waarschijnlijk ook op lab-experimenten. Van de laatste is het maar zeer de vraag of die enige betekenis hebben in het veld. Daarnaast is het de vraag of nitraatconcentratie (of welke concentratie dan ook) een bruikbare maat is voor de stikstofbeschikbaarheid in de vegetatie. Immers de metingen laten zien wat er (nog) niet is opgenomen door de planten. Nitraatconcentratie is een toestandvariabele die naar mijn mening uiteindelijk wel eens heel weinig zou kunnen zeggen over de stikstofbeschikbaarheid. Ook hier ontstaan waarschijnlijk problemen bij lage stikstofbeschikbaarheden waar alle stikstof direct wordt opgenomen door de plant en er dus een heel traject van stikstofbeschikbaarheid voor de plant aanwezig is zonder dat zijn weerslag vindt in de nitraat concentratie. Mogelijk zou een combinatie van C/N en nitraatconcentratie uitkomst kunnen bieden. Echter om definitief te kunnen zeggen of de nitraatconcentratie een goede factor voor stikstofbeschikbaarheid kan zijn, zijn meer metingen noodzakelijk. Hieraan zal de komende jaren worden gewerkt.

Het lijkt voorlopig het veiligst om in plaats van een spoor twee sporen te volgen in de vertaling van N beschikbaarheid in Ellenberg N, zowel via de biomassa als via de stikstofbeschikbaarheid. Dit zal waarschijnlijk twee verschillende getallen opleveren. Er zal een beslisboom moeten worden ontwikkeld waarin besloten wordt hoe de uiteindelijke Ellenberg N waarde wordt bepaald. Bij kleine verschillen zou het gemiddelde kunnen worden genomen, bij grote verschillen zou een van beide waarden kunnen worden gekozen.

Het is in ieder geval sterk aan te bevelen om de Ellenbergwaarde toe te staan beneden de 3 te laten komen, wat nu niet het geval is. Dit laatste zal grote invloed hebben op de uitkomsten uit MOVE en dus de Natuurplanner. Voor veel soorten en vegetatietypen geldt immers dat ze bij lage Ellenberg N-waarden voor komen en verschillende soorten hebben daar zelfs hun optimum. De huidige relaties tussen Ellenberggetallen en gemeten abiotische condities zijn soms niet bruikbaar in de hele range van Ellenberggetallen. Hinsberg en Kros (1999) geven hiervoor een oplossing die ook eenvoudig te implementeren is in de Natuurplanner. In de Natuurplanner is namelijk in te stellen hoe binnen verschillende trajecten van Ellenberggetallen de vertaling is te maken voor gemeten pH- en stikstofwaarden.

3 Schatting van strooisel met N-gehalte voor de berekening van critical loads

De berekeningen van critical loads (CL) met behulp van het model SMART2 wordt uitgevoerd zonder dat er rekening wordt gehouden met verschillen in vegetatietypen en standplaatsen. Hierdoor is de strooiselproductie, van belang bij de berekening van de CL, voor een arme zandgrond hetzelfde als voor een rijke kleigrond. In de praktijk zit er een groot verschil tussen deze twee standplaatsen zowel voor de strooiselproductie als het stikstofgehalte van het strooisel. Om dit te verbeteren is met het model SUMO2 de strooiselproductie per combinatie van bosvegetatietype (boomsoort) grondwatertrap (GT) en bodemtype gemodelleerd. Onder strooisel wordt alleen bladstrooisel verstaan.

3.1 Methode

Voor het berekenen van de strooiselproductie is gebruik gemaakt van de modellen SMART2 (v 2.0) en SUMO2 (3.1). De vegetatiekaart voor SUMO2 is de standaard vegetatiekaart voor de EHS, zoals die in SMART2-SUMO2 standaard wordt gebruikt. De depositie is gezet op een landelijke critical load van 1400 mol/ha N. De run is gestart in 1980 en de strooiselproductie met N-gehalte is berekend voor 2005, voor elk vegetatietype en grid apart. De strooiselproductie is daarna gemiddeld per bosvegetatietype-bodemtype-GT combinatie. Voor het N-gehalte is een biomassa gewogen gemiddelde berekend. Er is geen onderscheid gemaakt in leeftijdsklasse voor de bomen, ook deze zijn gemiddeld. Omdat de CL berekening rekening houdt met reallocatie van stikstof is het stikstofgehalte van de vegetatie als uitvoer gegeven, dus voordat reallocatie in SUMO plaats vindt.

3.2 Resultaat

In totaal is voor 238 combinaties van bosvegetatietype-bodemtype-GT de strooiselproductie gesimuleerd met het stikstofgehalte (Tabel 2.3.1). Niet alle mogelijke combinaties komen voor. Het N-gehalte varieert van 1,08% tot 4,25% voor respectievelijk grove den op kalkrijke klei voor GT 3 en beuk op kalkrijke grond voor GT 5. De strooiselproductie varieert van 0,93 ton/ha tot 6,04 ton/ha voor respectievelijk wilg op neutrale veengrond met GT 1 en lariks op kalkrijke zandgrond voor GT 1.

Tabel 3.2.1. Gemiddelde strooiselproductie en N-gehalte voor boomsoorten gesimuleerd met SMART2-SUMO2 voor een stikstofdepositie van 1400 mol/ha. Voor een verklaring van de bodemtypen zie Tabel 3.2.2.

Boomsoort	Bodemtype	GT	N	N	Strooisel
				In %	In ton/ha
alder	'CC'	2	1	1.92	2.22
alder	'CC'	3	20	1.93	2.31
alder	'CC'	4	314	2.03	2.65
alder	'CC'	5	169	2.08	2.88
alder	'CL'	2	38	2.00	2.37
alder	'CL'	3	100	2.03	2.45
alder	'CL'	4	74	2.14	2.86
alder	'CL'	5	38	2.56	4.33
alder	'LM'	5	88	2.53	4.01
alder	'PN'	1	13	2.01	1.59
alder	'PN'	2	117	2.04	1.68
alder	'PN'	3	36	2.13	1.93
alder	'PN'	4	5	2.51	3.50
alder	'SC'	1	4	2.57	2.29
alder	'SC'	2	9	2.42	2.00
alder	'SC'	3	41	2.45	1.87
alder	'SC'	4	40	2.59	3.15
alder	'SC'	5	20	2.58	3.58
alder	'SP'	2	23	2.52	1.58
alder	'SP'	3	48	2.55	1.95
alder	'SP'	4	32	2.49	2.62
alder	'SP'	5	34	2.54	3.30
alder	'SR'	2	18	2.53	1.44
alder	'SR'	3	114	2.55	1.79
alder	'SR'	4	17	2.51	2.53
alder	'SR'	5	13	2.47	2.78
Beech	'CC'	3	9	2.70	2.26
Beech	'CC'	4	98	2.23	2.21
Beech	'CC'	5	40	2.54	2.30
Beech	'CL'	2	1	2.15	2.77
Beech	'CL'	3	54	2.34	2.49
Beech	'CL'	4	35	2.76	2.50
Beech	'CL'	5	28	3.96	2.86
Beech	'LM'	4	6	1.85	2.82
Beech	'LM'	5	121	3.52	2.85
Beech	'PN'	1	2	1.25	1.48
Beech	'PN'	2	13	1.37	1.77
Beech	'PN'	3	9	1.30	1.66
Beech	'SC'	2	3	2.41	2.13
Beech	'SC'	3	12	2.05	1.90
Beech	'SC'	4	9	3.69	1.98
Beech	'SC'	5	27	4.25	2.14
Beech	'SP'	2	12	2.25	2.17
Beech	'SP'	3	101	1.85	2.12
Beech	'SP'	4	129	2.52	2.55
Beech	'SP'	5	1814	3.25	2.09

Boomsoort	Bodemtype	GT	N	N	Strooisel
				In %	In ton/ha
Beech	'SR'	2	9	2.62	2.37
Beech	'SR'	3	85	2.07	2.51
Beech	'SR'	4	77	2.98	2.33
Beech	'SR'	5	145	3.16	2.11
Douglas	'CC'	3	15	1.64	2.90
Douglas	'CC'	4	160	1.70	3.23
Douglas	'CC'	5	64	1.76	3.62
Douglas	'CL'	2	26	1.62	2.57
Douglas	'CL'	3	346	1.64	2.68
Douglas	'CL'	4	101	1.77	3.29
Douglas	'CL'	5	74	1.92	4.07
Douglas	'LM'	3	80	1.72	1.68
Douglas	'LM'	4	21	1.66	2.27
Douglas	'LM'	5	205	1.69	2.59
Douglas	'PN'	1	16	1.78	1.86
Douglas	'PN'	2	73	1.77	1.50
Douglas	'PN'	3	326	1.75	1.42
Douglas	'PN'	4	131	1.89	2.59
Douglas	'PN'	5	1	1.75	2.30
Douglas	'SC'	2	4	1.91	2.54
Douglas	'SC'	3	286	1.90	2.19
Douglas	'SC'	4	73	2.07	2.90
Douglas	'SC'	5	21	2.24	3.53
Douglas	'SP'	1	4	2.05	1.30
Douglas	'SP'	2	31	2.15	1.70
Douglas	'SP'	3	2398	2.04	1.56
Douglas	'SP'	4	3377	2.10	1.84
Douglas	'SP'	5	16841	2.15	2.16
Douglas	'SR'	2	7	2.21	2.14
Douglas	'SR'	3	1439	2.01	1.69
Douglas	'SR'	4	1056	2.05	1.96
Douglas	'SR'	5	1410	2.11	2.26
larch	'CC'	3	8	1.80	4.29
larch	'CC'	4	18	1.91	4.51
larch	'CC'	5	13	1.88	5.13
larch	'CL'	2	10	1.73	3.97
larch	'CL'	3	111	1.67	3.86
larch	'CL'	4	33	1.93	4.44
larch	'CL'	5	38	2.14	5.64
larch	'LM'	3	12	1.85	2.64
larch	'LM'	4	10	1.69	3.24
larch	'LM'	5	109	1.85	4.72
larch	'PN'	1	3	1.84	1.81
larch	'PN'	2	40	1.86	2.42
larch	'PN'	3	205	1.91	2.10
larch	'PN'	4	37	1.85	3.79
larch	'PN'	5	1	1.65	4.27
larch	'SC'	1	3	2.03	6.04

Boomsoort	Bodemtype	GT	N	N	Strooisel
				In %	In ton/ha
larch	'SC'	2	8	1.87	5.37
larch	'SC'	3	86	1.58	4.24
larch	'SC'	4	57	2.05	5.94
larch	'SC'	5	636	2.06	6.00
larch	'SP'	1	10	1.58	4.36
larch	'SP'	2	102	1.60	4.27
larch	'SP'	3	1712	1.54	3.93
larch	'SP'	4	2473	1.80	4.99
larch	'SP'	5	11962	1.91	5.63
larch	'SR'	2	5	1.92	5.74
larch	'SR'	3	685	1.51	3.77
larch	'SR'	4	555	1.74	5.05
larch	'SR'	5	823	1.84	5.35
northern red oak	'CC'	3	7	1.87	2.04
northern red oak	'CC'	4	124	2.02	2.51
northern red oak	'CC'	5	100	2.09	2.75
northern red oak	'CL'	3	5	1.96	2.16
northern red oak	'CL'	4	32	2.26	2.82
northern red oak	'CL'	5	8	2.84	3.87
northern red oak	'LM'	3	1	1.87	1.77
northern red oak	'LM'	5	62	2.21	2.75
northern red oak	'PN'	2	2	1.80	1.69
northern red oak	'PN'	3	3	1.85	1.73
northern red oak	'PN'	4	1	1.98	1.98
northern red oak	'SC'	3	5	2.22	1.87
northern red oak	'SC'	4	14	2.65	2.60
northern red oak	'SC'	5	17	2.76	2.80
northern red oak	'SP'	2	2	2.53	1.82
northern red oak	'SP'	3	47	2.33	1.63
northern red oak	'SP'	4	103	2.54	1.99
northern red oak	'SP'	5	494	2.72	2.29
northern red oak	'SR'	3	31	2.34	1.71
northern red oak	'SR'	4	30	2.51	1.99
northern red oak	'SR'	5	49	2.65	2.26
oak	'CC'	2	1	2.15	1.89
oak	'CC'	3	22	2.40	2.14
oak	'CC'	4	183	2.40	2.18
oak	'CC'	5	95	2.52	2.38
oak	'CL'	2	34	2.68	2.32
oak	'CL'	3	391	2.58	2.25
oak	'CL'	4	83	3.05	2.70
oak	'CL'	5	170	3.46	3.14
oak	'LM'	2	2	1.98	1.86
oak	'LM'	3	143	2.18	1.95
oak	'LM'	4	19	2.29	2.03
oak	'LM'	5	288	2.86	2.57
oak	'PN'	1	15	1.86	1.89
oak	'PN'	2	114	1.95	1.92

Boomsoort	Bodemtype	GT	N	N	Strooisel
				In %	In ton/ha
oak	'PN'	3	294	1.86	1.76
oak	'PN'	4	24	2.49	2.39
oak	'PN'	5	2	2.20	2.16
oak	'SC'	1	6	2.72	1.78
oak	'SC'	2	19	2.63	1.71
oak	'SC'	3	63	2.59	1.64
oak	'SC'	4	86	3.30	2.15
oak	'SC'	5	375	3.53	2.35
oak	'SP'	2	39	2.82	1.70
oak	'SP'	3	672	2.50	1.65
oak	'SP'	4	632	3.02	1.76
oak	'SP'	5	2416	3.34	1.88
oak	'SR'	2	28	2.69	1.70
oak	'SR'	3	882	2.74	1.70
oak	'SR'	4	495	3.08	1.78
oak	'SR'	5	483	3.34	1.91
poplar	'CC'	2	2	1.38	2.11
poplar	'CC'	3	30	1.39	2.16
poplar	'CC'	4	504	1.49	2.63
poplar	'CC'	5	242	1.56	2.93
poplar	'CL'	2	86	1.44	2.16
poplar	'CL'	3	221	1.45	2.20
poplar	'CL'	4	83	1.57	2.69
poplar	'CL'	5	33	2.06	3.88
poplar	'LM'	2	1	1.34	1.23
poplar	'LM'	3	92	1.43	1.57
poplar	'LM'	4	2	1.49	2.10
poplar	'LM'	5	27	1.48	2.26
poplar	'PN'	1	1	1.47	1.29
poplar	'PN'	2	72	1.49	1.60
poplar	'PN'	3	21	1.55	1.77
poplar	'PN'	4	2	1.64	2.28
poplar	'SC'	1	3	1.87	2.62
poplar	'SC'	2	11	1.73	2.31
poplar	'SC'	3	95	1.68	2.10
poplar	'SC'	4	34	1.85	2.55
poplar	'SC'	5	52	2.05	2.96
poplar	'SP'	2	9	1.76	1.61
poplar	'SP'	3	77	1.72	1.58
poplar	'SP'	4	31	1.79	1.81
poplar	'SP'	5	31	1.91	2.19
poplar	'SR'	2	9	1.71	1.51
poplar	'SR'	3	308	1.73	1.66
poplar	'SR'	4	29	1.78	1.92
poplar	'SR'	5	17	1.93	2.29
Scots pine	'CC'	3	1	1.08	3.53
Scots pine	'CC'	4	2	1.14	4.13
Scots pine	'CL'	2	26	1.30	4.34

Boomsoort	Bodemtype	GT	N	N	Strooisel
				In %	In ton/ha
Scots pine	'CL'	3	569	1.31	4.43
Scots pine	'CL'	4	19	1.48	5.50
Scots pine	'CL'	5	39	1.41	5.65
Scots pine	'LM'	3	78	1.21	3.24
Scots pine	'LM'	4	24	1.60	5.90
Scots pine	'LM'	5	240	1.38	5.02
Scots pine	'PN'	1	30	1.26	3.02
Scots pine	'PN'	2	133	1.21	2.82
Scots pine	'PN'	3	224	1.26	3.07
Scots pine	'PN'	4	12	1.46	4.79
Scots pine	'PN'	5	6	1.46	5.22
Scots pine	'SC'	3	30	1.46	3.04
Scots pine	'SC'	4	9	1.93	4.40
Scots pine	'SC'	5	91	1.95	4.52
Scots pine	'SP'	2	131	1.84	3.12
Scots pine	'SP'	3	4124	1.82	3.37
Scots pine	'SP'	4	5510	1.93	3.32
Scots pine	'SP'	5	43865	1.94	3.32
Scots pine	'SR'	2	64	1.71	3.42
Scots pine	'SR'	3	1986	1.68	3.62
Scots pine	'SR'	4	1061	1.80	3.76
Scots pine	'SR'	5	2749	1.83	3.72
wilow	'CC'	3	61	1.61	2.18
wilow	'CC'	4	194	1.77	2.72
wilow	'CC'	5	64	1.85	3.01
wilow	'CL'	2	14	1.78	1.96
wilow	'CL'	3	80	1.83	1.64
wilow	'CL'	4	65	1.79	2.36
wilow	'CL'	5	7	2.21	1.94
wilow	'LM'	2	3	1.69	1.05
wilow	'LM'	3	35	2.14	1.07
wilow	'LM'	5	5	1.99	1.50
wilow	'PN'	1	13	2.01	0.93
wilow	'PN'	2	40	2.04	1.25
wilow	'PN'	3	63	1.98	1.13
wilow	'PN'	4	12	2.07	1.30
wilow	'SC'	1	9	1.81	1.91
wilow	'SC'	3	11	1.85	1.93
wilow	'SC'	4	6	2.11	2.30
wilow	'SC'	5	11	2.79	2.01
wilow	'SP'	2	15	1.90	1.20
wilow	'SP'	3	381	1.86	1.19
wilow	'SP'	4	478	1.91	1.34
wilow	'SP'	5	2814	2.00	1.48
wilow	'SR'	2	3	1.89	1.25
wilow	'SR'	3	168	1.87	1.25
wilow	'SR'	4	92	1.95	1.44
wilow	'SR'	5	220	2.03	1.52

Tabel 3.2.2. Verklaring van de bodemtypen gebruikt in Tabel 3.2.1 en Tabel 4.1.

Nr oud	Oude code	Nieuwe code ¹⁾	SMB code	Nr nieuw	Textuur	
					silt (%)	klei (%)
1	SP	SP	SP	13		
2	SR	SR	SR	14		
3	SC	SC	SC	15		
4	CN	CS	C1	4		20
		CL	C2	5		30
		CM	C3	6		40
		CH	C4	7		60
5	CC	CC	CC	16		
6	LN	LS	L1	1	50	10
		LM	L1B	2	70	10
		LH	L2	3	78	15
7	PN	PN	P1	8		6
		PS	P2	9		30
		PL	P3	10		45
		PM	P3B	11		40
		PH	P4	12		65

¹⁾ Verklaring 2^e karakter (refereert vnl naar textuur)

P = poor

R = rich

C = calcareous

N = normal

S = sandy/slight

L = light

M = moderate

H = heavy

3.3 Discussie

Opvallend zijn de hoge strooiselproducties voor Lariks. Nader onderzoek hierna lijkt gewenst evenals het hoge N-gehalte voor sommige beukstandplaatsen. Overigens wordt door van den Burg (1985) wel aangegeven dat in loofbomen N-gehalten boven de 4% voor komen, echter omdat hier met een relatief lage depositie is gewerkt zouden de gehalten relatief laag moeten zijn. De hoge gehalten kunnen ook veroorzaakt zijn doordat P de limiterende factor is op de groei, waardoor relatief hoge N-gehalten kunnen worden gesimuleerd omdat deze in voldoende mate aanwezig zijn. Er zit wel een correctie hiervoor in het model dat voorkomt dat de verhouding tussen N en P te scheef komt te liggen.

Een aantal combinaties komt maar zeer weinig voor op de doorgerekende vegetatiekaart. De resultaten van deze simulatie zijn daarom minder representatief voor de situatie in het veld. Over het algemeen genomen lijken de simulaties betrouwbaar resultaten te geven voor zowel N-gehalte als strooiselbiomassa en zijn deze geschikt voor herberekening van de CL.

4 Analyse van de oorzaak van het voorkomen van zeer lage critical loads voor zwavel in de Nederlandse critical-loadberekeningen van 2005

Bij de berekeningen van critical loads voor S en N met de steady-state versie van SMART2 op basis van randvoorwaarden voor pH en N-beschikbaarheid, is geconstateerd dat voor een beperkt aantal cellen zeer lage critical loads voor S werden berekend. Het gaat hier om 930 van de 73471 doorgerekende cellen (1,3%), waar een critical load C_{maxS} wordt gevonden van < 100 eq/ha/yr. Hiervan hebben 573 cellen een negatieve C_{maxS} .

In Tabel 4.1 wordt een overzicht gegeven van de combinaties van bodem, vegetatie, GT en Natuurdoeltype (genoemd receptor-type) waarvoor lage C_{maxS} wordt berekend. Dit overzicht geeft het aantal cellen per receptor-type met waarden beneden de 200 eq/ha en de spreiding daarin. Het betreft hier de spreiding in de C_{maxS} waarden beneden 200 mol; het kan voorkomen dat voor het receptor type ook nog waarden boven 200 eq/ha/yr voorkomen maar deze zijn niet meegenomen in de bepaling van het onderstaande gemiddelde en minimum en maximum.

Tabel 4.1 laat zien dat negatieve C_{maxS} (negatief in zowel gemiddelde als maximum en minimumgecorrleerd is met Natuurdoeltypen (NDT) die een hoge pH als randvoorwaarde hebben (NDT's 64, 65, 105 en in iets mindere mate 96). Het betreft hier allemaal natte systemen die, om aan de randvoorwaarde van $pH > 6$ te kunnen voldoen ofwel kalkrijk zouden moeten zijn dan wel basenrijke kwel zouden moeten hebben.

Het zijn vooral de veengronden waarbij problemen optreden. Het duidelijkst zijn de problemen bij receptor type PNGRP1 met NDT 105. Bij dit receptor type zijn alle berekende C_{maxS} waarden negatief; kwel komt niet voor (of beter: de kwelkaart geeft geen waarde; $kwel_flux = -9999$). Aangezien er een pH moet worden gehaald van 6.4, kan dit alleen als er een zeer hoge, basenrijke kwel flux aanwezig is van ten minste 0.7 mm/dag (2.5 m/yr). Tabel 4.2 geeft de berekende C_{maxS} voor dit systeem in afhankelijkheid van de kwelflux:

Opvallend genoeg worden ook negatieve critical loads berekend voor enkele kalkrijke kleigronden. Dit wordt voor een aantal cellen veroorzaakt door een fout in de programmatuur: omdat de kwelconcentraties niet goed doorgegeven worden naar de routine die de critical loads berekent, leidt een hogere kwel alleen maar tot een grotere ANC-uitspoeling en dus tot lagere critical loads. Correctie van de fout leidt tot een beter resultaat: bij toenemende basenrijke kwel neemt de critical load voor S ook toe. Waarom het probleem ook lijkt op te treden bij een aantal cellen met kalkrijke gronden zonder kwel, wordt nog nader uitgezocht.

Tabel 4.1. Waarden voor CLmaxS en spreiding daarin voor receptoren met een CLmaxS < 200 eq/ha/j; Een negatieve waarde voor avg_kwel (in mm/j) betekent opwaarts transport (=positieve kwel). Voor een verklaring van de bodemtypen zie Tabel 3.2.2.

Soil	Veg	GT	NDT	pH	nav	Nr plots	Avg clmaxs	Min CLmaxs	Max CLmaxs	Naam	Avg kwel
PN	GRP	1	105	6.38	9.25	43	-6569	-6977	-6463	Gg-3.2 beheerde kwelder	
CC	GRP	1	65	6.59	12.16	13	-1613	-1912	-1175	Zk-3.4 rietland en ruigte	-0.0239
SP	GRP	1	105	6.38	9.25	18	-1551	-1588	-1507	Gg-3.2 beheerde kwelder	
CC	GRP	3	64	6.57	8.77	251	-1547	-2149	-29	Zk-3.3 zoute en brakke ruigte en grasland	0.3835
CM	GRP	2	96	5.47	5.62	13	-116	-141	0	Az-3.2 open begroeiing van vochtige gronden	0.1073
CC	GRP	4	105	6.38	9.25	212	-86	-173	-1	Gg-3.2 beheerde kwelder	0.3746
PL	GRP	2	66	4.79	4.65	24	9	-32	22	Zk-3.5 nat schraalgrasland	0.3601
PN	GRP	3	54	4.62	8.53	148	44	-31	76	Lv-3.5 bloemrijk grasland	0.4676
PL	GRP	3	54	4.62	8.53	20	67	18	97	Lv-3.5 bloemrijk grasland	0.2077
PS	GRP	3	54	4.62	8.53	46	70	37	95	Lv-3.5 bloemrijk grasland	0.5455
PN	GRP	1	80	4.62	11.19	19	74	58	85	Du-3.4 duinrietland en -ruigte	0.8416
PS	GRP	4	54	4.62	8.53	11	86	62	89	Lv-3.5 bloemrijk grasland	1.4118
PN	GRP	3	20	4.40	8.53	44	90	78	99	Hz-3.6 bloemrijk grasland	0.5063

Tabel 4.2. CLmaxS voor GRP op PN met GT klasse 1 in afhankelijkheid van kwelflux (in m/j); randvoorwaardes zoals gegeven in tabel 4.1

GRP = grasland; PN = veen met een neutrale pH.

Kwelflux (m/yr)	CLmaxS
0.0000	-6600
1.5000	-3697
2.0000	-2173
3.0000	882
4.0000	4221

5 N-mineralisatie in SMART2-SUMO2

5.1 Inleiding

De mineralisatie van C, N en P in SMART2-SUMO2 in het bijzonder onder natte omstandigheden (zoals in natte heide, hoogvenen, natte schrale (blauw)-graslanden) dient nader te worden onderzocht. Zo is deze tot nu toe onvoldoende getoetst wordt er bijvoorbeeld geen rekeningen gehouden met de effecten van verandering in de grondwaterstand op de mineralisatie van veen (Wamelink & Dobben. 2004, Wamelink & Jong 2005).

In de literatuur zal specifiek naar gegevens worden gezocht over N-mineralisatie (onder natte omstandigheden) en deze zullen worden vergeleken met de modeluitkomsten. De modeluitkomsten zullen uitgebreid worden geëvalueerd. Daarbij moet worden opgemerkt dat de gegevens hierover schaars zijn. De uitkomsten kunnen het hart van de procesformulering in SMART2 v2.0 raken. Het heeft ook direct invloed op de C-vastlegging in de bodem en daarmee op de C/N-verhouding in de bodem. Specifiek speelt daarbij ook nog het oxideren van veenpakketten in de bodem. Er wordt een literatuuronderzoek uitgevoerd naar het belang van het effect en - bij gebleken importantie - een voorstel gemaakt hoe dit kan worden ingebouwd in SMART2 v2.0. De problemen voor de P-formulering worden later aangepakt.

Hierna wordt een beknopt overzicht gegeven van de reeds uitvoerde vergelijkingen van berekende N-mineralisatiesnelheden met de literatuur. Verder wordt een eerste aanzet gegeven om voor het wel of niet aanpassen van de mineralisatie gerelateerde parameterisatie en reductiefuncties in SMART2-SUMO2 en een voorstel over de implementatie van de oxidatie van veen in SMART2-SUMO2.

5.2 Vergelijking met literatuuronderzoek

Mineralisatieresultaten van afzonderlijke SMART2-toepassingen en gecombineerde SMART2-SUMO2-toepassingen zijn in het verleden vergeleken met literatuurgegevens.

Een vergelijking van SMART2 alleen is uitgevoerd door Kros (2002) waarin de met SMART2 berekende N-mineralisatiefluxen vergeleken zijn met waarnemingen. Een belangrijk knelpunt hierbij is dat de N-mineralisatie in hoge mate afhankelijk is van:

1. de leeftijd van de vegetatie,
2. het beheer (zoals maaien, begrazen, dunnen) en
3. de N-depositie.

Voor de validatie is gekeken naar de N-mineralisatiefluxen in relatief volwaardig ontwikkelde ecosystemen, dat wil zeggen: heide en grasland van 10 jaar oud en bossen van 40 jaar oud. Daarnaast is aangenomen dat er gedurende deze periode geen biomassa vanuit heide en bossen wordt verwijderd en dat er sprake is van relatief hoge N-depositie.

De gemodelleerde mineralisatie fluxen in oude (70 jaar) korte vegetaties zijn overeenkomstige met de in de literatuur gevonden waarnemingen. Voor jongere systemen (10 jaar) berekende SMART2 enigszins hogere N mineralisatiefluxen (gemiddeld 60 kg, terwijl bovenkant range in literatuur 42 kg bedraagt). In bossen is vrijwel altijd sprake van een onderschatting van de in

de literatuur gevonden waarnemingen. De gemodelleerde range loopt van 40 tot 60 kg N ha⁻¹ j⁻¹ terwijl de in de literatuur gevonden range loopt van 70 tot 110 kg N ha⁻¹ j⁻¹. Een belangrijke oorzaak is de onderschatting van de strooiselproductie in de stand-alone versie van SMART2. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen hoe dit uitvalt wanneer naar de resultaten van SMART2-SUMO2 wordt gekeken. Van Hinsberg (1997) heeft in zijn analyse van dezelfde modelresultaten geconcludeerd dat onder natte omstandigheden (GT1 en 2: natte heide, hoogvenen, natte schrale (blauw)-graslanden) de N-mineralisatie niet juist wordt geschat.

5.3 Oxidatie van veen

In Kros *et al.* (in prep) is de mineralisatie zoals berekend met SMART2-SUMO2 vergeleken met enerzijds de corresponderende resultaten van STONE en anderzijds met literatuurwaarden.

Met beide modellen zijn berekeningen uitgevoerd voor een aantal relevante combinaties van bodem, GT en bemestingsniveaus. Daarbij zijn onder andere de met SMART2-SUMO2 en STONE berekende N en P opname, de biomassa-productie en mineralisatie vergeleken. Deze indicatieve toepassing laat zien dat beide modellen behoorlijk verschillende resultaten produceren. SMART2-SUMO2 berekent voor onbemeste graslanden op veengronden vergelijkbare N- en P-beschikbaarheden als STONE-ANIMO. De gemiddelde N-beschikbaarheid van SMART2-SUMO2 (130 kg N) is ongeveer gelijk aan die van STONE-ANIMO (134 kg N) en de P beschikbaarheid van SMART2-SUMO2 (13 kg P) bijna 25% lager dan die van STONE-ANIMO (17 kg P). De gemiddelde N-beschikbaarheid zoals berekend door de modellen ligt lager dan literatuurgegevens (gemiddeld rond de 200 kg N) afgeleid voor drogere situaties met een hogere N-depositie. De gemiddelde P-beschikbaarheid van SMART2-SUMO2 komt goed overeen met die van STONE-ANIMO en met literatuurwaarden.

SMART2-SUMO2 berekent lagere N- en P-mineralisatiesnelheden. Beide liggen ca. 20% lager dan de snelheden berekend met STONE. In vergelijking met literatuurgegevens berekent SMART2-SUMO2 voor veengronden te lage N en P mineralisatiefluxen. De N-mineralisatie van SMART2-SUMO2 is (te) laag omdat SMART2-SUMO2 geen rekening houdt met de mineralisatie van bodemorganische stof (nalevering van N). Het verdient de aanbeveling om hier nader naar te kijken. Het gaat hierbij vooral om de mineralisatie van veen al of niet in combinatie met een veranderende grondwaterstand.

5.4 Parameterisatie en reductiefuncties van de mineralisatie

In Kros *et al.* (in prep) wordt een overzicht gegeven van de in literatuur gevonden mineralisatie-constanten en reductiefuncties. Belangrijk is om naast de reductiefuncties en mineralisatie-parameters ook na te gaan in hoeverre de berekende strooiselproductie, de bron voor mineralisatie, juist gemodelleerd wordt (zie hierboven). Aanbevolen wordt daarom alvorens de parameterisatie en reductiefuncties aan te passen eerst de strooiselproductie zo correct mogelijk te parameteriseren. Het lastige is echter dat de strooiselproductie afhankelijk is van de groei die op zijn beurt weer afhankelijk is van de N-beschikbaarheid en daarmee van de N-mineralisatie. Verder is er gekeken naar de mogelijkheden ter verbetering en/of toevoeging van reductiefuncties voor temperatuur, vocht, zuurgraad en textuur. In de literatuur is geen verschil gevonden tussen de reductiefuncties voor C-, N- en P-mineralisatie.

Voor de temperatuur-reductiefunctie lijkt de functie van Kirschbaum een goed alternatief (Kirschbaum & Paul, 2002). Deze reductiefunctie wordt in de meest recente literatuur ook veel gebruikt. Het verschil met de huidige temperatuur reductiefunctie in SMART2 is echter

minimaal bij de referentietemperatuur van 10°C. Bij lagere temperaturen geeft de functie van Kirschbaum een hogere reductie op de mineralisatie dan de SMART2 reductiefunctie ($r_{f,mi, \tau} = 0.40$ i.p.v. 0.65). Het traject van de reductiefunctie van Kirschbaum tussen 0 en 9°C lijkt ook veel op de reductiefunctie gebruikt in ANIMO die weer erg veel op de Arrheniusvergelijking lijkt. Voor mineralisatie bij hogere temperaturen (> 25°C) zijn de meeste reductiefuncties, bij een referentietemperatuur van 10°C, niet bruikbaar. Er bestaat nog enige onduidelijkheid over de referentietemperatuur die in geheel SMART2-SUMO2 gebruikt wordt. Dit moet nog nader afgesproken worden. Voorgesteld wordt om 10°C als referentietemperatuur te gebruiken (is de gemiddelde jaartemperatuur in Nederland).

De huidige mineralisatie-reductiefunctie voor vocht in SMART2 moet worden aangepast. Met name de reductie ten gevolge van droogte moet worden ingebouwd. Hier lijkt de reductie voor droogte beschreven in ANIMO een redelijk alternatief. Vooral omdat deze reductiefunctie voornamelijk gebaseerd is op de pF-curve en daarom voor alle gronden toepasbaar is. In de meest recente literatuur wordt veel gebruik gemaakt van de reductiefunctie van Kirschbaum. Deze reductiefunctie houdt echter alleen maar rekening met een reductie ten gevolge van droogte. In natte systemen kan ook reductie van de mineralisatie optreden ten gevolge van een reductie van het zuurstofgehalte. Een combinatie van de functies van ANIMO (Rijtema *et al.*, 1999) en/ of Kirschbaum & Paul (2002) met SMART2 zou een goed alternatief kunnen zijn.

Over de reductiefuncties voor pH is in de literatuur weinig te vinden. Vaak wordt wel beschreven dat de pH invloed heeft op de mineralisatie, maar hoe groot die invloed is wordt niet beschreven. Daarom is het advies dan ook om de in SMART2 gebruikte reductiefunctie voor pH niet aan te passen. De reductiefuncties voor nitrificatie die in SMART2 gebruikt wordt verschillen met de in de literatuur gevonden reductiefuncties (Bhat *et al.*, 1980; Rijtema *et al.*, 1999). Hiervoor zou SMART2 eventueel aangepast kunnen worden. De pH reductiefunctie voor denitrificatie gebruikt in SMART2 komt redelijk goed overeen met de in de literatuur gevonden reductiefunctie (zie Heinen, 2006) en hoeft niet aangepast te worden.

Omdat ook het kleigehalte invloed heeft op de mineralisatie wordt aanbevolen om ook in SMART2 een klei reductiefunctie in te bouwen. Vooral omdat SMART2 ook toegepast gaat worden voor natte systemen. Het model NUCOM (Wamelink *et al.*, 2001a) lijkt een goede beschrijving te geven van de reductie op de mineralisatie ten gevolge van het klei (lutum) gehalte.

De temperatuur- en waterreductiefuncties vermeld in de literatuur zijn vaak gekalibreerd met gegevens van kortdurende laboratoriumstudies. Dit kan betekenen dat hiermee alleen de reductie op de actieve, makkelijk afbreekbare organische-stofpool beschreven wordt. Waarschijnlijk is de meer stabiele organische-stofpool minder gevoelig voor reductie ten gevolge van temperatuur en water.

5.5 Mineralisatie van veen

Oxidatie, krimp en klink

De mineralisatie van veen is een belangrijke bron van N, P en CO₂. Dit proces is in sterke mate het gevolg van maaiveld daling van (sterk) ontwaterde veengronden.

Door drainage van veengronden treedt maaiveld daling op. Deze maaiveld daling kan worden onderscheiden in oxidatie, krimp en klink of zetting (Schothorst, 1967, 1977, 1978). Door oxidatie treedt CO₂-emissie op, terwijl dit bij krimp en klink niet het geval is, zoals in het onderstaande wordt toegelicht.

Oxidatie van veen is het verteren van plantaardig materiaal na het toetreden van lucht. Door het verlagen van het grondwater treedt meer lucht dieper in het veen. Met het toetreden van lucht neemt het bodemleven en de mogelijkheden voor biologische afbraak (oxidatie) en veraarden toe. Daarbij wordt organisch materiaal omgezet in CO₂. Het krimpen en het veraarden van veen doet de doorlatendheid voor water en lucht toenemen. Het oxidatieproces is uitgebreid beschreven door Hendriks (1992).

Krimp wordt veroorzaakt door het onttrekken van water aan het veen door verdamping en ontwatering. Verdamping, vooral indirect door het gewas, droogt het veen sterk uit. Daarbij krimpt vooral vers veen sterk. Bij opnieuw bevochtigen zwelt het veen maar gedeeltelijk terug. Bij de eerste krimp - zwel cyclus is de irreversibele krimp groot. Bij de daarop volgende krimp - zwel cycli neemt het aandeel van de irreversibele krimp steeds meer af en wordt de krimp voornamelijk reversibel. Door dieper te ontwateren en bij peilaanpassingen aan de maaiveld daling krimpt een dikkere laag veen irreversibel. Na enige tijd treedt echter weer een nieuw evenwicht op en is de maaiveld daling door krimp voornamelijk reversibel. Een zeer droge zomer waarbij de grondwaterstand extra diep wegzakt en het veen extra sterk uitdroogt, heeft echter weer een flinke maaiveld daling door irreversibele krimp tot gevolg. De daaropvolgende jaren is maaiveld daling door krimp weer voornamelijk reversibel.

Klink wordt veroorzaakt door afname van de hydrostatische waterspanning door de peilverlaging. De vaste delen en de hydrostatische waterspanning op elke willekeurige diepte onder het grondwater dragen de daarboven liggende grond en water. Door meer te ontwateren neemt het gewicht van de (natte) grond boven een beschouwde diepte iets af. De hydrostatische waterspanning neemt echter veel sterker af, zodat de vaste delen meer druk moeten opnemen. De (slappe) bodem van veen en ongerijpte kleilagen neemt deze druk op en wordt daardoor samengedrukt.

Koolstofmineralisatie

De CO₂ emissie ten gevolge van de maaiveld daling in de bovengrond kan op basis van de volgende formule worden berekend (5.6.1; zie De Vries *et al.* in prep):

$$CO_{2,em} = S_{mv} \cdot \rho_{so} \cdot fr_{OS} \cdot fr_C \cdot \frac{44}{12} \cdot 10^4 \quad (5.5.1)$$

met:

- CO_{2,em} = CO₂ emissie (kg CO₂.ha.jr⁻¹)
- S_{mv} = snelheid in jaarlijkse daling van het maaiveld (m.jr⁻¹)
- D_{ow} = ontwateringsdiepte (cm)
- ρ_{so} = bulkdichtheid van ongerijpt veen (kg.m⁻³)
- fr_{OS} = organische stof fractie in veen (-)
- fr_C = koolstoffractie in organische stof (-)

Vermenigvuldiging met de factor 10⁴ is nodig om de CO₂-emissie om te rekenen van kg C.m².jr⁻¹ in kg C.ha⁻¹.jr⁻¹. Vermenigvuldiging met een factor 44/12 levert de emissie in kg CO₂.ha⁻¹.jr⁻¹. In de formule hebben de termen ρ_s, fr_{OS} en fr_C allemaal betrekking hebben op ongerijpt veen in de ondergrond.

De veenlaag (moerige laag) is bij veengronden dikker dan 40 cm. Indien de moerige laag dunner is dan 40 cm, dan spreken we van moerige gronden. Bij ondiepe veengronden eindigt de moerige laag tussen de 40 en 120 cm diepte. Op de moerige laag kan een zand- of kleidek liggen van 15 – 40 cm dikte. Bij de meeste veengronden is het veen vanaf 80 – 100 cm diepte volledig ongerijpt. Daarom kunnen ondiepe veengronden, waarbij de moerige laag

dieper eindigt dan deze 80 – 100 cm diepte, in wezen op dezelfde manier worden behandeld als diepe veengronden. Voor de aanpak bij ondiepere veengronden moet in formule (1) nu een dichtheid van het ongerijpte veen worden vervangen door de dichtheid van het veen onderin de veenlaag (zie De Vries *et al.* in prep).

Stikstofmineralisatie

In Nederlandse (goed) gedraineerde veengronden, komt een grote netto stikstofmineralisatie voor, met een sterkte afhankelijk van grondwaterstand (drainage) en bodemgebruik, leidend tot een afname van de bodem N-pool (Velthof *et al.*, 2000). Er zijn veldgegevens die wijzen op een bijna lineair toenemende netto N-mineralisatie uit veengronden met de diepte tot de gemiddeld laagste grondwaterstand, GLG (Hassink, 1995; Velthof *et al.*, 2000). In bouwland en maïsland is de netto N-mineralisatie hoger vergeleken met grasland door bodemverstoring. De (lineaire) relatie tussen N-mineralisatie en GLG kan ook worden afgeleid uit het feit dat de N-mineralisatie door maaiveldsdaling direct gerelateerd is aan de oxidatie van organische stof volgens (zie formule 5.5.2 voor dikke veenlagen):

$$N_{mi} = S_{mv} \cdot \rho_{so} \cdot fr_{OS} \cdot fr_C \cdot 10^4 \cdot (1/CN) \cdot rf_{mi,CN} \quad (5.5.2)$$

met:

N_{mi} = N mineralisatie (kg.ha.jr⁻¹)

CN = C/N ratio van veen (-)

$rf_{mi,CN}$ = reductiefactor voor de mineralisatie van N ten opzichte van C als functie van het C/N quotiënt (-)

De relatie tussen N-mineralisatie en CO₂-emissies uit veengronden kan worden geschat als (formule 5.5.3)

$$N_{mi} = \cdot CO_{2,em} / (CN \cdot \frac{44}{12}) \cdot rf_{mi,CN} \quad (5.5.3)$$

Voor dunne veenlagen kan een soortgelijke vergelijking worden op gesteld maar dan met gebruik van gegevens over het organische stofgehalte en de dichtheid van half gerijpt veen. Ook kan voor de berekening van de N mineralisatie de alternatieve formule worden gebruikt waarbij de waarden van het organische stofgehalte en de dichtheid betrekking hebben op veraard veen in de bovengrond.

Door Kuikman *et al.* (2005) is op soortgelijke wijze de N mineralisatie berekend maar door hen is de waarde van $rf_{mi,CN}$ niet meegenomen in de berekening. Dat betekent echter dat men een directe 1:1 relatie aanneemt tussen de gemineraliseerde N hoeveelheid en de CO₂ uitstoot naar de atmosfeer. Dat is echter niet het geval bij hoge C/N quotiënten omdat stikstof dan preferentieel wordt ingebouwd in de organische stof. Door de C/N ratio afhankelijke reductiefactor ($rf_{mi,CN}$) wordt deze stikstofimmobilisatie meegenomen. De waarde van de reductiefactor is berekend als (formule 5.5.4; Janssen, 1984; De Vries *et al.*, 1995):

$$rf_{mi,CN} = \begin{cases} 1 & \text{for } CN_s \leq CN_{mo} \\ 1 - \frac{CN_s - CN_{mo}}{DA_{mo} \cdot CN_{mo}} & \text{for } CN_{mo} < CN_s < (1 + DA_{mo}) \cdot CN_{mo} \\ 0 & \text{for } CN_s \geq (1 + DA_{mo}) \cdot CN_{mo} \end{cases} \quad (5.5.4)$$

met:

CN_s = C/N ratio van de bodem; in dit geval het veen (-)

CN_{mo} = C/N ratio van de micro-organismen die het substraat afbreken (-)

DA_{mo} = Dissimilatie - assimilatie ratio van de micro-organismen (-).

Als waarde voor CN_{mo} is 15 genomen en voor DA_{mo} 1.5 (Dus bij $CNs > 37.5$ is er geen netto N mineralisatie meer uit veen).

6 Worteldiepte modellering in SUMO: een opzet

6.1 Uitgangspunten

De nutriëntenopname in SUMO (op het ogenblik N en P) wordt gemodelleerd op basis van de wortelbiomassa. De nutriëntenhoeveelheid wordt evenredig verdeeld naar wortelbiomassa over de functionele typen. Voor het Forest-focusproject (in opdracht van de EU) wordt daar de opname van basische kationen en kalium op eenvoudige, nog nader te bepalen wijze, aan toegevoegd. Het toevoegen van nog meer beperkende factoren op de groei in SUMO roept ook extra problemen op voor het teveel aan reductiefuncties die de groei beperken. Hier wordt in het EU project aan gewerkt. In dit hoofdstuk wordt alleen gekeken naar een manier om de verdeling van de nutriënten, inclusief de nieuwe nog toe te voegen nutriënten, over de functionele typen te verbeteren. Implementatie van het uiteindelijke voorstel zal in een ander project moeten plaatsvinden. Het probleem van de huidige modellering is dat vooral in bossen de biomassa van de kruidlaag lijkt te worden onderschat. Dit zou deels kunnen worden veroorzaakt doordat alle wortelbiomassa geacht wordt in hetzelfde bodemcompartiment met elkaar te concurreren om nutriënten. In werkelijkheid is deze situatie echter anders, en zullen kruiden vooral in de bovenste (humeuze) bodemlaag hun voedingstoffen opnemen, terwijl bomen dit ook dieper kunnen doen. Echter hierdoor wordt de relatieve wortelcompetitie van de kruiden onderschat. Naar verhouding hebben ze meer biomassa bovenin, het meest voedselrijke bodemdeel.

Om de modellering van concurrentie tussen functionele typen mogelijk te maken zijn er twee belangrijke randvoorwaarden:

1. Er moet bekend zijn hoe de nutriëntenbeschikbaarheid over het bodemprofiel verdeeld is.
2. Er moet bekend zijn hoe verschillende functionele typen hun wortelbiomassa en met name de opname verdelen over het bodemprofiel.

De mogelijkheden voor implementatie van de processen hangt sterk af van de beschikbaarheid van literatuurgegevens.

6.2 Nutriëntenbeschikbaarheid over het bodemprofiel

Een verdeling van de nutriëntenbeschikbaarheid over het bodemprofiel wordt op het ogenblik niet gemodelleerd door SMART2. Het is op het ogenblik ook niet de bedoeling om SMART2 uit te breiden tot een meerlagig model. Op het ogenblik wordt ingeschat dat dit niet eenvoudig is uit te voeren en dat mogelijk de beschikbare kennis nog tekort schiet om dit op een relatief simpele wijze te modelleren. Mogelijk dat het BSIK-project (R. Aarts, Wageningen UR), aanknopingspunten voor een meerlagige bodemmodellering gaat bieden. Het is overigens de vraag of een meerlagige bodemmodellering wenselijk is. Juist voor landelijke toepassingen, is het model eenvoudig gehouden vanwege de geringere databehoeftes dan bij meerlagige modellen.

Voorgesteld wordt daarom om een functie te gebruiken die de verdeling van de nutriëntenbeschikbaarheid over het bodemprofiel berekent. Deze formule zal rekening houden met de uit de literatuur bekende verdeling van nutriënten over het profiel. Als er genoeg informatie beschikbaar is zal dit bodemtype-afhankelijk worden gemaakt. De bodem zal vervolgens worden gecompartmenteerd op basis van de worteldieptes van de verschillende functionele typen.

Een eerste opzet van de formule (zie formule 6.2.1, Mol *et al.* in prep.) is al beschikbaar en ook ingebouwd in SMART2 v3.4.

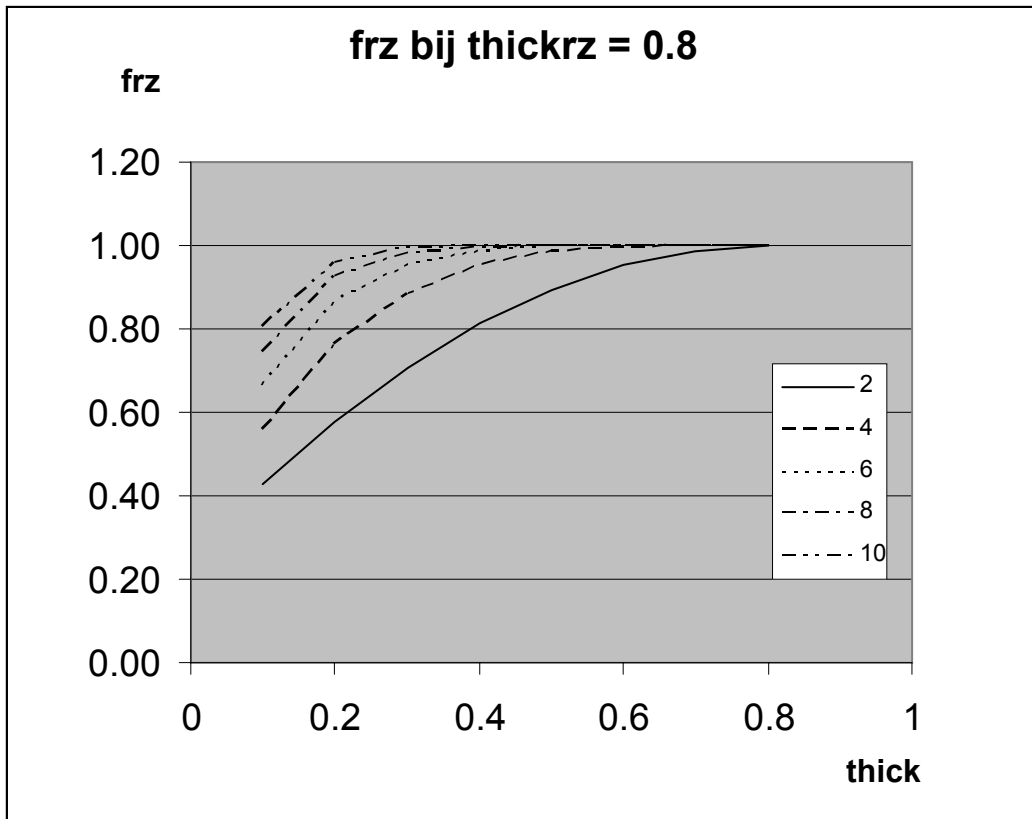
$$f_{r_{ru}}(z) = \begin{cases} 1 - \left(\frac{T_{rz} - z}{T_{rz}} \right)^{ru_{exp}} & \text{for } z \leq T_{rz} \\ 1 & \text{for } z > T_{rz} \end{cases} \quad (6.2.1)$$

Met $f_{r_{ru}}(z)$ als het fractioneel aandeel van een proces in de wortelzone tot op diepte z , T_{rz} als de dikte van de wortelzone (m) en ru_{exp} een exponent welke het verloop over de diepte bepaalt.

Bij de huidige parameterisatie heeft deze formule een te grote invloed op de nutriëntenkringloop wanneer over geringe diepte worde gerekend en daarom wordt bij het modelleren altijd tot tenminste de diepte van de wortelzone gerekend. In figuur 6.2.1 is te zien dat bij een lagere waarde van ru_{exp} $f_{r_{ru}}(z)$ langzamer oploopt bij grotere diepte dan bij een hogere waarden van ru_{exp} .

De exponent (ru_{exp}) is een van de parameters die nader moet worden bekeken en waarvan de instelling invloed heeft op de uiteindelijke uitkomst. Wanneer de formulering valide is bevonden dan kan in principe voor elk bodemcompartiment tussen elke twee gewenste dieptes de stikstofbeschikbaarheid in dat compartiment berekend worden en doorgegeven aan SUMO2. Hiervoor moet door SUMO2 echter wel de informatie over de diepte van de grenzen van de verschillende bodemcompartimenten worden doorgegeven aan SMART2. Wanneer dit zoals nu op jaarbasis gebeurt dan zou SMART2 met de gegevens op t-1 rekenen, wat kan leiden tot balansafwijkingen, vooral bij drastische beheeringrepen zoals plaggen. Hier moet een oplossing voor gevonden worden. Mogelijk dat binnen een tijdstap een keer extra SMART2 en SUMO aangeroepen moeten worden. Een (op voorhand niet gewenst)_alternatief zou kunnen zijn om de berekening van de stikstofbeschikbaarheid over het bodemprofiel in SUMO plaats te laten vinden. Het voordeel is dat er dan geen time lag aanwezig hoeft te zijn. Nadeel is dat er in SUMO bodemprocessen moeten worden gemodelleerd en dat wordt als niet wenselijk beschouwd.

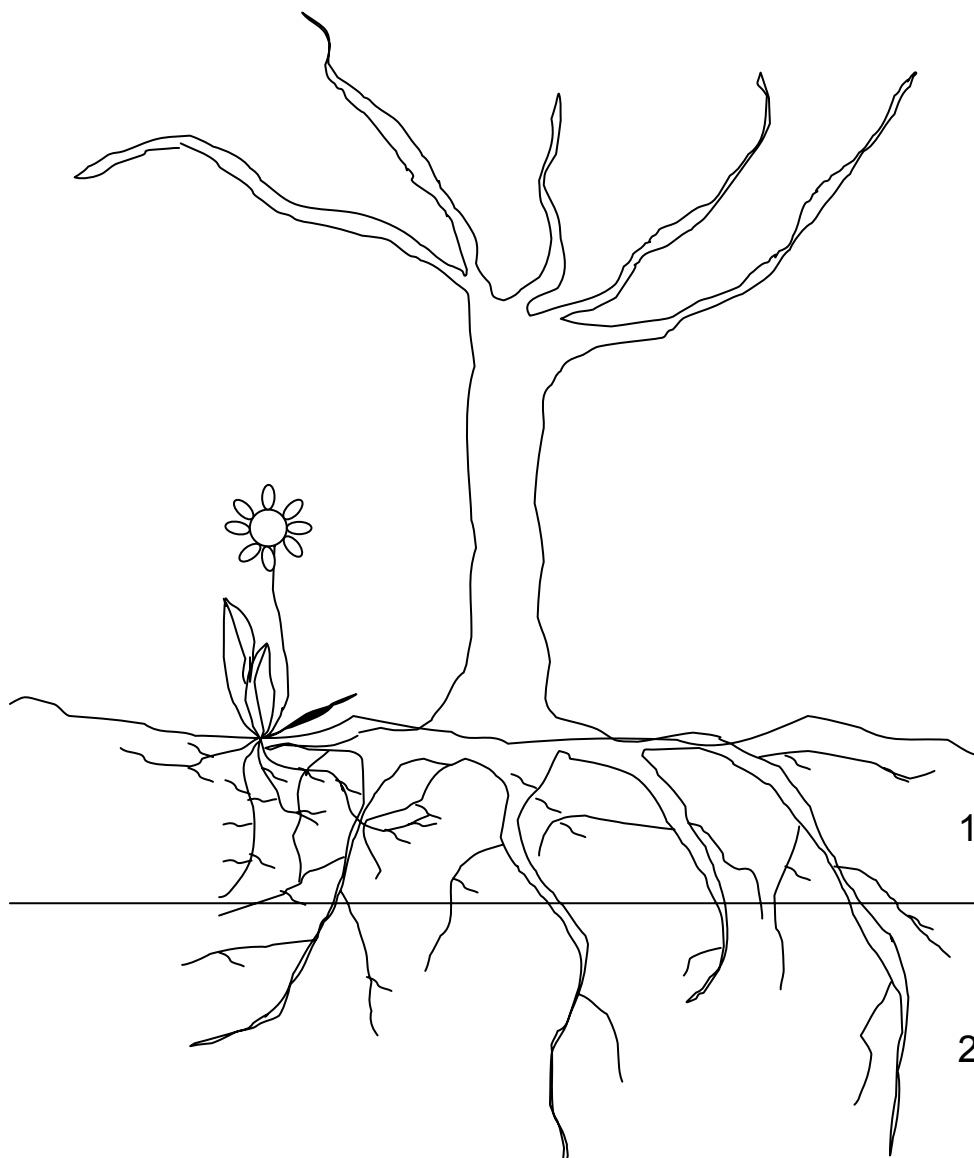
Op het ogenblik berekent SMART2 de stikstofbeschikbaarheid voor twee bodemcompartimenten, voor de strooisellaag en voor de rest van de bodem. Het totaal van deze twee wordt als een waarde aan SUMO2 aangeboden. Een zeer eenvoudige oplossing zou kunnen zijn om dit gescheiden aan te beiden en de wortelopname in SUMO voor twee compartimenten te berekenen. Dit wordt echter nu als te simpel beschouwd. Daarbij gaat het ook uit van de bodem. De wens is vooral om verschillende wortelzones te creëren in SUMO2 waar concurrentie om stikstof plaats vindt. Een van de zones kan samenvallen met de strooisellaag, maar dat hoeft niet altijd zo te zijn. Verder kan het noodzakelijk blijken om de strooisellaag zelf te verdelen in twee of meer compartimenten. Daarnaast kan de strooisellaag ook grotendeels afwezig zijn en vindt de concurrentie vooral plaats in de bodem, wat dan tot dezelfde problemen als in de huidige SUMO2 versie zou leiden.



Figuur 6.2.1. $Fr_{ru}(z)$ bij een dikte van de wortelzone van 0.8 en bij vijf verschillende waarden voor $ruexp$.

6.3 Wortelbiomassa verdeling over het bodemprofiel

De verdeling van wortelbiomassa over het bodemprofiel zal analoog gebeuren aan de verdeling van bladbiomassa voor de interceptie van licht (Wamelink *et al.* 2001). Voor elk functioneel type zal de worteldiepte worden bepaald. Deze zal afhankelijk zijn van de voorjaarsgrondwaterstand (geen wortels in het grondwater; over wilgen elzen etc moet nog worden nagedacht). Het beschikbare bodemcompartiment wordt opgedeeld in vijf delen waarin tenminste een en maximaal vijf functionele typen tegelijk aanwezig zijn. Vervolgens wordt per bodemcompartiment berekend hoeveel wortelbiomassa van elk functioneel type aanwezig is. Voor een situatie met twee functionele typen is dit nader uitgewerkt in figuur 6.3.1. Het eerste compartiment eindigt aan de onderkant van de wortels van het kruid en bevat alle wortelbiomassa van het kruid en een deel van de boom. Op basis van de aanwezige biomassa vindt concurrentie plaats om de nutriënten. In compartiment 2 zijn alleen wortels aanwezig van de boom. Het compartiment eindigt bij de diepste wortel. Alle nutriënten kunnen in principe worden opgenomen door de boom. Per compartiment wordt vervolgens de opname van nutriënten berekend op basis van de aanwezige biomassa. De totale opname zal worden gesommeerd per functioneel type en op basis daarvan zal er groei plaats vinden. De grote bottleneck zal de hoeveelheid beschikbare literatuur zijn om voor de benodigde parameters gemeten waarden te vinden.



Figuur 6.3.1 Voorbeeld van compartimentering in de wortelzone voor twee functionele typen.

Literatuur

- Alkemade, J R M, Wiertz, J, Latour, J B. 1996. Kalibratie van Ellenbergs milieu-indic atiegetallen aan werkelijk gemeten bodemfactoren. Rapport RIVM 711901016, 48 p.
- Bhat, K.K., T.N. Flowers and J.R. O' Callaghan, 1980. A model for the simulation of the fate of nitrogen in farm wastes on land application. *J. Agric. Sci.* 94 (1), 183-193.
- Burg, J. van den. Foliar analysis for determination of tree nutrient status – a compilation of literature data. Rapport 414. RBL De Dorschkamp, Wageningen.
- Ellenberg. H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1991 Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18, 9-166.
- Ertsen, D. 1998. Ecohydrological response modelling. Diss. Utrecht, 145 p.
- Hassink, J., 1995. Organic matter dynamics and N mineralization in grassland soils. PhD Thesis, Agricultural University Wageningen, 250 pp.
- Heinen, M., 2006. Simplified denitrification models: Overview and properties. *Geoderma* 133: 444-463
- Hendriks, R.F.A., 1992. Afbraak en mineralisatie van veen. Rapport 199. DLO-Staring Centrum, Wageningen, 152 pp.
- Hinsberg, A. Van & H. Kros, 1999. Een Normstellingmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. RIVM-rapport 722108024. RIVM, Bilthoven.
- Janssen, B.H., 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant soil* 76, 297-304.
- Kirschbaum, M.U.F. and K.I. Paul, 2002. Modelling C and N dynamics in forest soils with a modified version of the CENTURY model. *Soil Biol. Biochem.* 34 (3), 341-354.
- Kros, J., 2002 Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale s.n. S.I. , XII, Diss. Alterra, Wageningen 284 p pp.
- Kros, J. R. Wieggers, J. Mol, R. Jochem, (in prep). Herziening parameterisatie SMART2; Mineralisatie, reductiefuncties, herziening parameterisatie en software kwaliteit aangaande de modellen SMART2 en SUMO2. Publicatie WOT Natuur & Milieu, Wageningen,
- Kuikman, P.J., J.J.H. van den Akker and F. de Vries, 2005. Emissions of N₂O and CO₂ from organic agricultural soils. Alterra report 1035.2. Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Mol et al. (in prep). Nutriëntenbeschikbaarheid over het bodemprofiel (in SMART2 v3.4)
- Rijtema, P.E., P. Groenendijk and J.G. Kroes, 1999. Environmental impact of land use in rural regions. The development, validation and application of model tools for management and policy analysis. Series on environmental science and management Vol. 1, Imperial College Press, London.
- Schothorst, C.J., 1967. Bepaling van de componenten van de zakking na grondwaterstandsvaling. *Landbouwk. Tijdschr.* 79, 11.
- Schothorst, C.J., 1977. Subsidence of low moor peat soils in the Western Netherlands. *Geoderma* 17 (4), 265-291.

- Schothorst, C.J., 1978. Het zakkingsproces bij ontwatering van de westelijke veenweidegronden. *Landbouwk. Tijdschr.* 90, 6.
- Schouwenberg, E.P.A.G., H. Houweling, M.J.W. Jansen, J. Kros & J.P. Mol-Dijkstra 2000. Uncertainty propagation in model chains: a case study in nature conservancy. Alterra rapport 1. Alterra, Wageningen.
- Smart, S., Evans, C., Rowe, E., Wamelink, W., Wright, S., Scott, A., Roy, D., Preston, C., Hill, M., Rothery, P., Bullock, J., Moy, I., Emmet, B. & Maskell, L. 2005. Atmospheric nitrogen pollution impacts on biodiversity: Phase 1 – Model development and testing (CR0289). CEH, Lancaster.
- Van Dobben, H.F., Wamelink, G.W.W., Wegman, R.M.A. 2005. Schatting van de nutriëntenbeschikbaarheid uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie. WOT-rapport 16. WOT Natuur & Milieu, Wageningen.
- Velthof, G.L., J.W. van Groenigen, G. Gebauer, S. Pietrzak, S.C. Jarvis, M. Pinto, W. Corre and O. Oenema, 2000. Temporal stability of spatial patterns of nitrous oxide fluxes from sloping grassland. *J. Environ. Qual.* 29 (5), 1397-1407.
- Vries, W de., J. Kros and C. van der Salm, 1995. Modelling the impact of acid deposition and nutrient cycling on forest soils. *Ecol. Model.* 79 (1-3), 231-254.
- Vries, W. de, W. Wamelink, G.J. Reinds, H.J.J. Wieggers, J. P. Mol-Dijkstra, J. Kros, G.J. Nabuurs, A. Pussinen, S. Solberg, M. Dobbertin, D. Laubhann, H. Sterba and M. van Oijen. 2007. Assessment of the relative importance of nitrogen deposition, climate change and forest management on the sequestration of carbon by forests in Europe. Alterra report 1538. Alterra, Wageningen.
- Vries, W. de, J. Kros en G.L. Velthof (eds), (in prep). INITIATOR2: instrument voor een integrale milieuanalyse van de gevolgen van aanpassingen in de landbouw. Berekening van de emissies van ammoniak, broeikasgassen, fijn stof en geur en de accumulatie, uit- en afspoeling van koolstof, stikstof, fosfaat, basen en zware metalen. Alterra rapport (in voorbereiding).
- Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben. 1996. Schatting van responsies van soorten op de milieufactoren vocht, pH en macronutriënten: een aanzet tot calibratie van Ellenberg's indicatiegetallen. IBN rapport nr. 233. IBN, Wageningen.
- Wamelink, G.W.W., H. van Oene, J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros, H.F. van Dobben and F. Berendse, 2001a. Validatie van de modellen SMART2, SUMO1, NUCOM en MOVE op site-, regionaal en national niveau. Alterra rapport 65. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Wamelink, G.W.W., R.M.A. Wegman, P.A. Slim, J. Dirksen, J.P. Mol-Dijkstra & H.F. van Dobben. 2001b. Modelling van begrazing in SUMO; verbetering van de vegetatiemodellering in de natuurplanner. Alterra-rapport 368. Alterra, Wageningen.
- Wamelink, G W W, Joosten, V, van Dobben, H F, Berendse, F. 2002. Validity of ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science* 13:269-278.
- Wamelink, G.W.W. & H.F. van Dobben 2004. Effectiviteit van beheermaatregelen in het veenweidegebied. Een model simulatie met SMART2-SUMO2-MOVE2. Planbureau rapporten 1. Natuurplanbureau- vestiging Wageningen.
- Wamelink, G.W.W. & H.F. van Dobben. 2003. Validity and uncertainty of Ellenberg indicator values. *Basic and applied ecology*, 4, 515 - 523.
- Wamelink, G.W.W. & J.J. de Jong 2005. Simulatie van de potentiële natuurwaarde onder SAN en SN en een kostenanalyse voor verschillende beheersscenario's van het veenweidegebied op regionale schaal. Een modeltoepassing van SMART2-SUMO3 en BIODIV. WOT—rapport 8. WOT Natuur & Milieu, Wageningen.

Bijlage 1 Regressieanalyses voor pH versus Ellenberg R per vegetatietype (grasland, heide, loofbos, naaldbos)

Berekening van de pH uit R

gras	
Multiple R	0.59595
R Square	0.355156
Adjusted R Square	0.354923
Standard Error	0.759944
Observations	2762

ANOVA

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	877.8839	877.8839	1520.108	2.8E-265
Residual	2760	1593.939	0.577514		
Total	2761	2471.823			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	3.204543	0.073355	43.68528	0	3.060706	3.348379
X Variable 1	0.527883	0.013539	38.98856	2.8E-265	0.501335	0.554432

heide	
Multiple R	0.440384
R Square	0.193938
Adjusted R Square	0.191754
Standard Error	0.650317
Observations	371

ANOVA

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	37.54667	37.54667	88.78128	4.95E-19
Residual	369	156.0545	0.422912		
Total	370	193.6012			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	3.691063	0.098263	37.56309	3.8E-128	3.497838	3.884289
X Variable 1	0.353131	0.037478	9.422382	4.95E-19	0.279434	0.426828

loofbos	
Multiple R	0.581887
R Square	0.338593
Adjusted R Square	0.337003
Standard Error	1.018173
Observations	418

ANOVA

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	220.7726	220.7726	212.9619	3.04E-39
Residual	416	431.2575	1.036677		
Total	417	652.0301			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	2.252615	0.185861	12.11991	3.66E-29	1.887271	2.617958
X Variable 1	0.545326	0.037368	14.59321	3.04E-39	0.471871	0.61878

naaldbos	
Multiple R	0.290915
R Square	0.084632
Adjusted R Square	0.059892
Standard Error	0.687111
Observations	39

ANOVA

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	1.61507	1.61507	3.420882	0.072377
Residual	37	17.46847	0.472121		
Total	38	19.08354			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	5.267981	0.472842	11.14111	2.23E-13	4.309912	6.226049
X Variable 1	-0.2614	0.141329	-1.84956	0.072377	-0.54776	0.024963

Berekening van R uit de pH

gras

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.59595
R Square	0.355156
Adjusted R Square	0.354923
Standard Error	0.857933
Observations	2762

ANOVA

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	1118.874	1118.874	1520.108	2.8E-265
Residual	2760	2031.495	0.736049		
Total	2761	3150.369			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	1.269146	0.10496	12.09171	7.78E-33	1.063338	1.474954
X Variable 1	0.672794	0.017256	38.98856	2.8E-265	0.638957	0.70663

heide

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.440384
R Square	0.193938
Adjusted R Square	0.191754
Standard Error	0.810999
Observations	371

ANOVA

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	58.39318	58.39318	88.78128	4.95E-19
Residual	369	242.6985	0.65772		
Total	370	301.0917			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	-0.04238	0.269132	-0.15746	0.874965	-0.5716	0.486847
X Variable 1	0.549196	0.058286	9.422382	4.95E-19	0.434581	0.663811

loofbos

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.590407
R Square	0.34858
Adjusted R Square	0.347007
Standard Error	1.073621
Observations	416

ANOVA					
	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	255.3552	255.3552	221.535	1.95E-40
Residual	414	477.2024	1.152663		
Total	415	732.5576			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	1.75697	0.211273	8.316113	1.32E-15	1.341669	2.172272
X Variable 1	0.626316	0.04208	14.88405	1.95E-40	0.5436	0.709033

naaldbos

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.290915
R Square	0.084632
Adjusted R Square	0.059892
Standard Error	0.764703
Observations	39

ANOVA					
	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	2.00043	2.00043	3.420882	0.072377
Residual	37	21.63649	0.58477		
Total	38	23.63692			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	4.684065	0.782909	5.982898	6.62E-07	3.09774	6.270389
X Variable 1	-0.32377	0.17505	-1.84956	0.072377	-0.67845	0.030919

Bijlage 2 Regressieanalyses voor gvg versus Ellenberg F per vegetatietype (grasland, heide, loofbos)

Berekening van gvg uit F

gras

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.469825
R Square	0.220735
Adjusted R Square	0.220227
Standard Error	38.50092
Observations	1536

ANOVA

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	644102.2	644102.2	434.5228	3.62E-85
Residual	1534	2273880	1482.321		
Total	1535	2917982			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	191.0919	6.113533	31.25719	2.3E-166	179.1001	203.0837
X Variable 1	-17.7494	0.851488	-20.8452	3.62E-85	-19.4196	-16.0792

heide

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.032865
R Square	0.00108
Adjusted R Square	-0.00101
Standard Error	52.14278
Observations	481

ANOVA

	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	1408.229	1408.229	0.517946	0.47207
Residual	479	1302339	2718.87		
Total	480	1303747			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	99.65371	20.62874	4.830818	1.83E-06	59.1197	140.1877
X Variable 1	-2.01994	2.806705	-0.71968	0.47207	-7.53492	3.495032

loofbos

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.306872
R Square	0.094171
Adjusted R Square	0.092539
Standard Error	42.77689
Observations	557

ANOVA					
	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	105579.8	105579.8	57.6982	1.31E-13
Residual	555	1015574	1829.863		
Total	556	1121153			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	189.8629	12.02615	15.78751	1.2E-46	166.2406	213.4852
X Variable 1	-13.7757	1.813564	-7.59593	1.31E-13	-17.338	-10.2134

Berekening van F uit gvg

gras

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.469825
R Square	0.220735
Adjusted R Square	0.220227
Standard Error	1.019113
Observations	1536

ANOVA					
	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	451.2917	451.2917	434.5228	3.62E-85
Residual	1534	1593.199	1.038591		
Total	1535	2044.491			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	7.898731	0.046844	168.6185	0	7.806847	7.990616
X Variable 1	-0.01244	0.000597	-20.8452	3.62E-85	-0.01361	-0.01127

heide

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.032865
R Square	0.00108
Adjusted R Square	-0.00101
Standard Error	0.848389
Observations	481

ANOVA					
	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	0.372799	0.372799	0.517946	0.47207
Residual	479	344.7669	0.719764		
Total	480	345.1397			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	7.346234	0.074002	99.27031	0	7.200825	7.491644
X Variable 1	-0.00053	0.000743	-0.71968	0.47207	-0.00199	0.000925

loofbos

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.306872
R Square	0.094171
Adjusted R Square	0.092539
Standard Error	0.952912
Observations	557

ANOVA					
	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	1	52.3924	52.3924	57.6982	1.31E-13
Residual	555	503.9634	0.908042		
Total	556	556.3558			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>	<i>Lower 95%</i>	<i>Upper 95%</i>
Intercept	7.236044	0.098274	73.63145	1.3E-288	7.04301	7.429078
X Variable 1	-0.00684	0.0009	-7.59593	1.31E-13	-0.0086	-0.00507

Wot-onderzoek

Verschenen documenten in de reeks Werkdocumenten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu vanaf 2006

Werkdocumenten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; F 0317 – 41 90 00; E info.wnm@wur.nl

De werkdocumenten zijn ook te downloaden via de Wot-website www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

2006

- 21 *Rienks, W.A., I. Terluin & P.H. Vereijken.* Towards sustainable agriculture and rural areas in Europe. An assessment of four EU regions
- 22 *Knegt, B. de, H.W.B. Bredenoord, J. Wiertz & M.E. Sanders.* Monitoringsgegevens voor het natuurbeheer anno 2005. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 1
- 23 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04-001 – Monitor- en Evaluatiesysteem Agenda Vitaal Platteland
- 24 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek Natuurplanbureaufunctie
- 25 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04-385 - Milieuplanbureaufunctie
- 26 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04-394 – Natuurplanbureaufunctie
- 27 *Jaarrapportage 2005.* WOT-04 - Kennisbasis
- 28 *Verboom, J., R. Pouwels, J. Wiertz & M. Vonk.* Strategisch Plan LARCH. Van strategische visie naar plan van aanpak
- 29 *Velthof, G.L. en J.J.M. van Grinsven (eds.)* Inzet van modellen voor evaluatie van de meststoffenwet. Advies van de CDM-werkgroep Harmonisatie modellen
- 30 *Hinssen, M.A.G., R. van Oostenbrugge & K.M. Sollart.* Draaiboek Natuurbalans. Herziene versie
- 31 *Swaay, C.A.M. van, V. Mensing & M.F. Wallis de Vries.* Hotspots dagvlinder biodiversiteit
- 32 *Goossen, C.M. & F. Langers.* Recreatie en groen in en om de stad. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 33 *Turnhout, Chr. Van, W.-B. Loos, R.P.B. Foppen & M.J.S.M. Reijnen.* Hotspots van biodiversiteit in Nederland op basis van broedvogelgegevens
- 34 *Didderen, K en P.F.M. Verdonschot.* Graadmeter Natuurwaarde aquatisch. Typen, indicatoren en monitoring van regionale wateren
- 35 *Wamelink, G.W.W., G.J Reinds, J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros & H.J.J. Wieggers.* Verbeteringen voor de Natuurplanner
- 36 *Groeneveld, R.A. & R.A.M. Schrijver.* FIONA 1.0; Technical description
- 37 *Luesink, H.H., M.J.C. de Bode, P.W.G. Groot Koerkamp, H. Klinker, H.A.C. Verkerk & O.Oenema.* Protocol voor monitoring landelijke mestmarkt onder een stelsel van gebruiksnormen
- 38 *Bakker-Verdurmen, M.R.L., J.W. Eimers, M.A.G. Hinssen-Haanen, T.J. van der Zwaag-van Hoorn.* Handboek secretariaat WOT Natuur & Milieu
- 39 *Pleijte, M. & M.A.H.J. van Bavel.* Europees en gebiedsgericht beleid: natuur tussen hamer en aambeeld? Een verkennend onderzoek naar de relatie tussen Europees en gebiedsgericht beleid
- 40 *Kramer, H., G.W. Hazeu & J. Clement.* Basiskaart Natuur 2004; vervaardiging van een landsdekkend basisbestand terrestrische natuur in Nederland
- 41 *Koomen, A.J.M., W. Nieuwenhuizen, J. Roos-Klein Lankhorst, D.J. Brus & P.F.G. Vereijken.* Monitoring landschap; gebruik van steekproeven en landsdekkende bestanden
- 42 *Selnes, T.A., M.A.H.J. van Bavel & T. van Rheenen.* Governance of biodiversity
- 43 *Vries, S. de. (2007)* Veranderende landschappen en hun beleving
- 44 *Broekmeijer, M.E.A. & F.H. Kistenkas.* Bouwen en natuur: Europese natuurwaarden op het ruimtelijk ordeningsspoor. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006

- 45 *Sollart, K.M. & F.J.P. van den Bosch.* De provincies aan het werk; Praktijkervaringen van provincies met natuur- en landschapsbeleid in de periode 1990-2005. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 46 *Sollart, K.M. & R. de Niet met bijdragen van M.M.M. Overbeek.* Natuur en mens. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2006

2007

- 47 *Ten Berge, H.F.M., A.M. van Dam, B.H. Janssen & G.L. Velthof.* Mestbeleid en bodemvruchtbaarheid in de Duin- en Bollenstreek; Advies van de CDM-werkgroep Mestbeleid en Bodemvruchtbaarheid in de Duin- en Bollenstreek
- 48 *Kruit, J. & I.E. Salverda.* Spiegeltje, spiegeltje aan de muur, valt er iets te leren van een andere plannings-cultuur?
- 49 *Rijk, P.J., E.J. Bos & E.S. van Leeuwen.* Nieuwe activiteiten in het landelijk gebied. Een verkennende studie naar natuur en landschap als vestigingsfactor
- 50 *Ligthart, S.S.H.* Natuurbeleid met kwaliteit. Het Milieu- en Natuurplanbureau en natuurbeleidsevaluatie in de periode 1998-2006
- 51 *Kennismarkt 22 maart 2007; van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten MNP in 27 posters*
- 52 *Kuindersma, W., R.I. van Dam & J. Vreke.* Sturen op niveau. Perversies tussen nationaal natuurbeleid en besluitvorming op gebiedsniveau.
53. *Reijnen, M.J.S.M.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. National Capital Index version 2.0
53. *Windig, J.J., M.G.P. van Veller & S.J. Hiemstra.* Indicatoren voor 'Convention on Biodiversity 2010'. Biodiversiteit Nederlandse landbouwhuisdieren en gewassen
53. *Melman, Th.C.P. & J.P.M. Willemsen.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Coverage protected areas.
53. *Weijden, W.J. van der, R. Leewis & P. Bol.* Indicatoren voor 'Convention on Biodiversity 2010'. Indicatoren voor het invasieproces van exotische organismen in Nederland
53. *Nijhof, B.S.J., C.C. Vos & A.J. van Strien.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Influence of climate change on biodiversity.
53. *Moraal, L.G.* Indicatoren voor 'Convention on Biodiversity 2010'. Effecten van klimaatverandering op insectenplagen bij bomen.
53. *Fey-Hofstede, F.E. & H.W.G. Meesters.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Exploration of the usefulness of the Marine Trophic Index (MTI) as an indicator for sustainability of marine fisheries in the Dutch part of the North Sea.
53. *Reijnen, M.J.S.M.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Connectivity/fragmentation of ecosystems: spatial conditions for sustainable biodiversity
53. *Gaaff, A. & R.W. Verburg.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010' Government expenditure on land acquisition and nature development for the National Ecological Network (EHS) and expenditure for international biodiversity projects
53. *Elands, B.H.M. & C.S.A. van Koppen.* Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Public awareness and participation

- 54 *Broekmeyer, M.E.A. & E.P.A.G. Schouwenberg & M.E. Sanders & R. Pouwels.* Synergie Ecologische Hoofdstructuur en Natura 2000-gebieden. Wat stuurt het beheer?
- 55 *Bosch, F.J.P. van den.* Draagvlak voor het Natura 2000 gebiedenbeleid. Onder relevante betrokkenen op regionaal niveau
- 56 *Jong, J.J. & M.N. van Wijk, I.M. Bouwma.* Beheerskosten van Natura 2000 gebieden
- 57 *Pouwels, R. & M.J.S.M. Reijnen & M. van Adrichem & H. Kuipers.* Ruimtelijke condities voor VHR-soorten
- 58 *Bouwma, I.M.* Quickscan Natura 2000 en Programma Beheer.
- 59 *Schouwenberg, E.P.A.G.* Huidige en toekomstige stikstofbelasting op Natura 2000 gebieden
- 60 *Hoogeveen, M.* Herberekening Ammoniak 1998 (*werktitel*)
- 61 *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-001 – ME-AVP
- 62 *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 63 *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 64 *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-385 – Milieuplanbureauafunctie
- 65 *Jaarrapportage 2006.* WOT-04-394 – Natuurplanbureauafunctie
- 66 *Brasser E.A., M.F. van de Kerkhof, A.M.E. Groot, L. Bos-Gorter, M.H. Borgstein, H. Leneman* Verslag van de Dialogen over Duurzame Landbouw in 2006
- 67 *Hinssen, P.J.W.* Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Werkplan 2007
- 68 *Nieuwenhuizen, W. & J. Roos Klein Lankhorst.* Landschap in Natuurbalans 2006; Landschap in verandering tussen 1990 en 2005; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006.
- 69 *Geelen, J. & H. Leneman.* Belangstelling, motieven en knelpunten van natuuraanleg door grondeigenaren. Uitkomsten van een marktonderzoek.
- 70 *Didderen, K., P.F.M. Verdonschot, M. Bleeker.* Basiskaart Natuur aquatisch. Deel 1: Beleidskaarten en prototypen
- 71 *Boesten, J.J.T.I., A. Tiktak & R.C. van Leerdam.* Manual of PEARLNEQ v4
- 72 *GrashofBokdam, C.J., J. Frissel, H.A.M. Meeuwssen & M.J.S.M. Reijnen.* Aanpassing graadmeter natuurwaarde voor het agrarisch gebied
- 73 *Bosch, F.J.P. van den.* Functionele agrobiodiversiteit. Inventarisatie van nut, noodzaak en haalbaarheid van het ontwikkelen van een indicator voor het MNP
- 74 *Kistenkas, F.H. en M.E.A. Broekmeyer.* Natuur, landschap en de Wet algemene bepalingen omgevingsrecht
- 75 *Luttik, J., F.R. Veeneklaas, J. Vreke, T.A. de Boer, L.M. van den Berg & P. Luttik.* Investeren in landschapskwaliteit; De toekomstige vraag naar landschappen om in te wonen, te werken en te ontspannen
- 76 *Vreke, J.* Evaluatie van natuurbeleidsprocessen
- 77 *Apeldoorn, R.C. van,* Working with biodiversity goals in European directives. A comparison of the implementation of the Birds and Habitats Directives and the Water Framework Directive in the Netherlands, Belgium, France and Germany
- 78 *Hinssen, P.J.W.* Werkprogramma 2008; Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT-04). Onderdeel Planbureauafuncties Natuur en Milieu.
- 79 *Custers, M.H.G.* Betekenissen van Landschap in onderzoek voor het Milieu- en Natuurplanbureau; een bibliografisch overzicht
- 80 *Vreke, J., J.L.M. Donders, B.H.M. Elands, C.M. Goossen, F. Langers, R. de Niet & S. de Vries.* Natuur en landschap voor mensen Achtergronddocument bij Natuurbalans 2007
- 81 *Bakel, P.J.T. van, T. Kroon, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, H.Th.L. Massop, D.J.J. Walvoort.* Reparatie Hydrologie voor STONE 2.1. Beschrijving reparatie-acties, analyse resultaten en beoordeling plausibiliteit.
- 2008**
- 82 *Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma.* Jurisprudentie-monitor natuur 2005-2007; Rechtsontwikkelingen Natura 2000 en Ecologische Hoofdstructuur
- 83 *Berg, F. van den, P.I. Adriaanse, J. A. te Roller, V.C. Vulto & J.G. Groenwold.* SWASH Manual 2.1; User's Guide version 2
- 84 *Smits, M.J., M.J. Bogaardt, D. Eaton, P. Roza & T. Selnes..* Tussen de bomen het geld zien. Programma Beheer en vergelijkbare regelingen in het buitenland (een quickscan)
- 85 *Dijk, T.A. van, J.J.M. Driessen, P.A.I. Ehlert, P.H. Hotsma, M.H.M.M. Montforts, S.F. Plessius & O. Oenema..* Protocol beoordeling stoffen Meststoffenwet; versie 1.0
- 86 *Goossen, C.M., H.A.M. Meeuwssen, G.J. Franke & M.C. Kuyper.* Verkenning Europese versie van de website www.daarmoetikzijn.nl.
- 87 *Helming, J.F.M. & R.A.M. Schrijver.* Economische effecten van inzet van landbouwsubsidies voor milieu, natuur en landschap in Nederland; Achtergrond bij het MNP-rapport 'Opties voor Europese landbouwsubsidies
- 88 *Hinssen, P.J.W.* Werkprogramma 2008; Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu (WOT-04). Programma 001/003/005
- 90 *Kramer, H.* Geografisch Informatiesysteem Bestaande Natuur; Beschrijving IBN1990t en pilot ontwikkeling BN2004
- 92 *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-001 – Koepel
- 93 *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-002 – Onderbouwend Onderzoek
- 94 *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-003 – Advisering Natuur & Milieu
- 95 *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-005 – M-AVP
- 96 *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-006 – Natuurplanbureauafunctie
- 97 *Jaarrapportage 2007.* WOT-04-007 – Milieuplanbureauafunctie
- 98 *Wamelink, G.W.W.* Gevoeligheids- en onzekerheids-analyse van SUMO
- 99 *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, L.J. Mokveld & J.H. Wisman.* Ammoniakemissies uit de landbouw in Milieubalans 2006: uitgangspunten en berekeningen
- 100 *Kennismarkt 3 april 2008; Van onderbouwend onderzoek Wageningen UR naar producten MNP*
- 101 *Mansfeld, M.J.M. van & J.A. Klijn,* "Balansen op de weegschaal". Terugblik op acht jaar Natuurbalansen (1996-2005)
- 102 *Sollart, K.M. & J. Vreke.* Het faciliteren van natuur- en milieueducatie in het basisonderwijs; MNE-ondersteuning in de provincies
- 104 *Wijk, M.N., van (redactie).* Aansturing en kosten van het natuurbeheer. Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer
- 105 *Selnes, T. & P. van der Wielen.* Tot elkaar veroordeeld? Het belang van gebiedsprocessen voor de natuur
- 106 *Annual reports for 2007; Programme WOT-04*