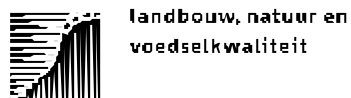


Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen

Eindrapportage 1998-2001

Hilde Tomassen
Fons Smolders
Juul Limpens
Gert-Jan van Duinen
Sake van der Schaaf
Jan Roelofs
Frank Berendse
Hans Esselink
Geert van Wirdum



© 2003 Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport EC-LNV nr. 2003/139
Ede, 2003
ISBN 90-807236-1-4

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Dit rapport is opgesteld door de Katholieke Universiteit Nijmegen, Stichting Bargerveen en Wageningen Universiteit in opdracht van het Expertisecentrum LNV van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Expertisecentrum LNV onder vermelding van code 2003/139 en het aantal exemplaren.

Oplage	250 exemplaren
Samenstelling	Hilde Tomassen, Fons Smolders, Juul Limpens, Gert-Jan van Duinen, Sake van der Schaaf, Jan Roelofs, Frank Berendse, Hans Esselink en Geert van Wirdum
Redactie	Hilde Tomassen en Fons Smolders
Druk omslag	Drukkerij Van Eck en Oosterink, Dodewaard
Druk	Ministerie van LNV, directie IFA/Bedrijfsuitgeverij
Productie	Expertisecentrum LNV Bedrijfsvoering/Vormgeving en Presentatie Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41 Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede Telefoon : 0318 822500 Fax : 0318 822550 E-mail : Balie@eclnv.agro.nl

Voorwoord

Voor u ligt het eindrapport (1998-2001) van het onderzoeksprogramma OBN hoogvenen. In 1998 is dit project, getiteld 'Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen', gestart. Het onderzoek werd uitgevoerd door een consortium gevormd door de Katholieke Universiteit Nijmegen (leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Milieubiologie en afdeling Dierecologie), Wageningen Universiteit (leerstoelgroep Natuurbeheer en Plantenecologie & leerstoelgroep Waterhuishouding), Stichting Bargerveen en het Nederlands Instituut voor Toegepaste Natuurwetenschappen (NITG-TNO). Het project werd uitgevoerd in opdracht van het Expertisecentrum LNV (EC-LNV) van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. In deze voorlopige eindrapportage worden de belangrijkste resultaten gepresenteerd van het onderzoeksprogramma.

Drs. R.P. van Brouwershaven
Directeur Expertisecentrum LNV

Dankwoord

Een dergelijk omvangrijk project kan niet uitgevoerd worden zonder de hulp van velen. De volgende mensen hebben bijgedragen aan het onderzoek van de Katholieke Universiteit Nijmegen door hun hulp bij het veldwerk of de analyse van de verzamelde monsters: Lisette Arts, Jacqueline Baar, Noortje Bakker, Jeanine Berk, Ivo Besselink, Igor Dolné, Jelle Eygensteyn, Rien van der Gaag, Jeroen Geurts, Marcel Isken, Ellen van Halteren, Jaap Hamers, Marjo van Herk, Remco Hoeben, Rick Hovens, Paul Janssen, Esther de Jong, Eoin Kelleher, Geert Kooijman, Marcius Kuster, Leon Lamers, Esther Lucassen, Michelle McKeon, Jurgen Memelink, Mark van Mullekom, Boris Nolte, Roy Peters, Liesbeth Pierson, Hein Pijnappel, Jeroen Reiniers, Ralf Ribbers, Dennis Snoek, Frank Spikmans, Annemarie Teunissen, Koen te Velde, Philippine Vergeer, Germa Verheggen en Martin Versteeg.

Herman Klees, zonder jou was een groot deel van het Wageningse veldwerk onmogelijk geweest en Jan van Walsem zonder jou was zo'n monsterstroom nooit geanalyseerd ! Renske van Eekelen, Jelmer Weijschedé, Jeffrey Raymakers en Luuk Keunen, hoewel jullie gegevens niet allemaal zijn gebruikt in deze rapportage, worden jullie toch bedankt voor jullie inzet en enthousiasme.

Het faunaonderzoek was onmogelijk geweest zonder de hulp van de medewerkers en studenten van Stichting Bargerveen en afdeling Dierecologie (KUN). Zij hebben gedurende kortere of langere tijd bijgedragen aan het onderzoek door hun hulp bij het veldwerk, het sorteren van watermacrofaunamonsters, het analyseren van water- en bodemonsters en niet in de laatste plaats het determineren van fauna: Ankie Brock, Miranda van Es, Marten Geertsma, Hein van Kleef, Jan Kuper, Sandra Lomans, Theo Peeters, Yvette Plass, Ted Post, Michel Smits, Jasper Stalpers, Liesbet Timan, Judith Bosman, Monique Peeters, Juhan Javois en Wilco Verberk. Marij Orbons bedanken we voor de prettige samenwerking in het vissenlab van de afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie (KUN). Voor hulp bij de determinatie en controle van gedetermineerde fauna bedanken we: Jan Cuppen, Bas Drost en Bernhard van Vondel (controle waterkevers), Henk van der Hammen (determinatie watermijten), Dik Hermes (determinatie waterwantsen), Bert Higler (controle kokerjuffers), Tjeerd-Harm van den Hoek en Anders Nilsson (controle keverlarven), Henk Moller Pillot en Peter Langton (controle dansmuggen), Kees Goudsmits, Vincent Kalkman en Klaas-Douwe Dijkstra (controle libellenlarven) en Yan Zhuge (determinatie microfauna).

Frans Germes (Meerstalblok), Roy Dear (Haaksbergerveen) en Albert Henckel (Dwingelerveld), bedankt voor het trouw waarnemen van de vele peilbuizen, peilschalen en meetstuwen en het nemen van afvoerwatermonsters.

Een aantal leden van het deskundigenteam willen wij bedanken voor het kritisch doorlezen van een concept versie van dit rapport.

Tenslotte was het onderzoek niet mogelijk geweest zonder de perfecte medewerking van de terreinbeheerders (Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en Stichting het Limburgs Landschap) en hun medewerkers. We willen allen bedanken die het mogelijk maakten het onderzoek in de verschillende terreinen uit te voeren en relevante achtergrondinformatie gaven over de veldsituatie en de beheersproblematiek. Een aantal personen willen we hierbij noemen: Jans de Vries & Piet Ursem (Bargerveen), Albert Henckel (Dwingelerveld), Willem Klok

(Fochteloërveen), Roy Dear (Haaksbergerveen), Han Duijverman (Korenburgerveen), Wim Cruysberg (Mariapeel) en René Gerats (Pikmeeuwenwater & Tuspeel). Het onderzoek in Ierland zou onmogelijk zijn geweest zonder de toestemming van National Parks and Wildlife Conservation (Jim Ryan). Bij het voorbereiden en uitvoeren van het faunaonderzoek in Estland hebben we de nodige hulp en informatie gekregen van Hans Joosten, Tõnu Ploompuu, Henn Timm, Edgar Karofeld, Kai Kimmel (Endla), Meelis Suurkask (Soomaa), Enn Vilbaste, Agu Leivits en de andere stafleden van Nigula.

Zonder al dit werk en deze hulp zou dit onderzoek niet mogelijk geweest zijn!

Het Onderzoeksc consortium

Inhoudsopgave

1	Algemene inleiding	11
1.1	Overzicht van het hoogveenherstel in Nederland	11
1.2	Preadvies OBN Hoogvenen	12
1.3	Werkplan OBN Hoogvenen	12
1.4	Onderzoeksconsortium	14
1.5	Deskundigenteam	15
1.6	Rapportage	15
1.7	Leeswijzer	15
2	Stikstofdepositie, eutrofiëring en nutriëntenkringloop	17
2.1	Inleiding	17
2.2	Materiaal en methoden	19
2.2.1	Depositie metingen	19
2.2.2	Bemestingsexperimenten in het veld	20
2.2.3	Decompositie & mineralisatie	22
2.2.4	Bemestingsexperimenten in de kas	23
2.2.5	Beheersexperiment Pikmeeuwenwater	24
2.2.6	Invloed van guano-eutrofiëring op de vegetatiesamenstelling van hoogvenen	25
2.2.7	Nutriëntenrijkdom Nederlandse hoogvenen	25
2.3	Resultaten en discussie	26
2.3.1	Depositie metingen	26
2.3.2	Bemestingsexperimenten in het veld	27
2.3.3	Decompositie	43
2.3.4	Mineralisatie	44
2.3.5	Bemestingsexperimenten in de kas	45
2.3.6	Beheersexperiment Pikmeeuwenwater	57
2.3.7	Invloed van guano-eutrofiëring op de vegetatiesamenstelling van hoogvenen	59
2.3.8	Nutriëntenrijkdom Nederlandse hoogvenen	61
2.4	Conclusies & consequenties voor beheer	63
2.4.1	Effecten van stikstofdepositie op veenmos	63
2.4.2	Interacties tussen veenmos en overige soorten	64
2.4.3	Verdroogde (hoog)venen	65
2.4.4	Nutriënten en soortensamenstelling en consequenties voor nutriëntenkringloop	65
2.4.5	Consequenties voor beheer	67

2.4.6	Kritieke stikstofdepositie	68
2.4.7	Toekomstig onderzoek	69
3	Kwalitatieve hydrologie en substraatkwaliteit	71
3.1	Inleiding	71
3.1.1	Drijftilvorming na inundatie van hoogveenrestanten	71
3.1.2	Koolstofdioxide en methaan als koolstofvoeding voor Sphagna	72
3.1.3	Vernatting van witveen	73
3.1.4	Introductie van bultvormende veenmossen	73
3.2	Materiaal en methoden	73
3.2.1	Veldmetingen en experimenten in het veld	73
3.2.2	Laboratorium- en kasexperimenten	75
3.3	Resultaten en discussie	81
3.3.1	Drijftilvorming na inundatie van hoogveenrestanten	81
3.3.2	Vernatten van witveen	98
3.3.3	Invloed van waterpeil en substraatkwaliteit op de vermorsing van restveen	101
3.3.4	Koolstofdioxide en methaan als koolstofvoeding voor Sphagna	108
3.3.5	Introductie-experimenten <i>Sphagnum</i>	118
3.4	Conclusies en aanbevelingen voor het beheer	119
4	Waterkwantiteit	123
4.1	Inleiding	123
4.2	Resultaten & discussie	124
4.2.1	Grondwaterstand en bergingseigenschappen	124
4.2.2	De overloopmethode	129
4.2.3	Hydromorfologische bepaling van vooruitzichten op lange termijn in hoogveenherstelgebieden	133
5	Fauna	135
5.1	Inleiding	135
5.1.1	Watermacrofauna	135
5.1.2	Hoogveenlandschap	135
5.1.3	Veranderingen in het hoogveenlandschap	137
5.1.4	Effecten van herstelmaatregelen voor fauna	137
5.1.5	Faunaonderzoek OBN-Hoogvenen	138
5.2	Materiaal en methoden	139
5.2.1	Monsterpunten Nederland	139
5.2.2	Monsterpunten Ierland	140
5.2.3	Monsterpunten Estland	140
5.2.4	Bemonsteringsmethoden	143
5.2.5	Omgevingsvariabelen	143
5.2.6	Gegevensanalyse	144
5.3	Resultaten en discussie	146
5.3.1	Verschillen tussen herstel-wateren en relict-wateren	146
5.3.2	Vergelijking Nederlandse en Estlandse monsterpunten	153
5.3.3	Soortensamenstelling binnen een intact hoogveen	155
5.3.4	Relatie hoogveenvegetatie en -fauna	159

5.3.5	Habitatdiversiteit	160
5.4	Conclusies en aanbevelingen voor herstelbeheer	161
5.4.1	Effecten van vernattingsmaatregelen	161
5.4.2	Behoud van nog aanwezige populaties	161
5.4.3	Behoud en herstel van habitatvariatie op landschapschaal	162
5.4.4	Monitoring en maatregelen	162
6	Samenvatting en synthese: perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland	163
6.1	Algemeen	163
6.2	Herstel van acrotelmcondities	164
6.3	Bergingseigenschappen	164
6.4	Bepaling wegzijging of aanvoer van grondwater: de overloopmethode	165
6.5	Vernatten van witveen	165
6.6	Drijftilvorming	166
6.7	Groei van submers (ondergedoken) <i>Sphagnum cuspidatum</i>	167
6.8	Plas-dras vernatting van zwartveen	167
6.9	Introductie van "sleutelsoorten"?	168
6.10	Introductie van substraat	169
6.11	Effecten van hoge stikstofdepositie	169
6.12	Aanvullend beheer	170
6.13	Herstel en behoud van faunadiversiteit	170
6.14	Aanbevelingen voor beheer/herstel	171
6.15	Concrete aanbevelingen	172
6.16	Vervolgonderzoek	174
	Literatuur	175

1 Algemene inleiding

Fons Smolders & Hilde Tomassen

1.1 Overzicht van het hoogveenherstel in Nederland

Aan het begin van de vorige eeuw bedroeg het hoogveenareaal in Nederland nog zo'n 90.000 hectaren. In minder dan een eeuw is dit biotoop dat zich in de loop van vele duizenden jaren had ontwikkeld vernietigd door afgraving, boekweitbrandcultuur en verdroging. Ondertussen bedraagt het areaal aan 'hoogveen' in Nederland nog \pm 3600 ha waarvan hooguit enkele tientallen hectaren nog als levend hoogveen kunnen worden aangemerkt. De rest bestaat uit ontwaterde en grotendeels vergraven hoogveenrestanten die het karakter van een hoogveensysteem nagenoeg geheel hebben verloren. In vele hoogveenrestanten en nog levende hoogvenen is tevens sprake van een sterke nivellering van de vegetatie, waarbij een ongewenste dominantie optreedt van Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*), Berk (*Betula*) en Slank Veenmos (*Sphagnum recurvum*) (Schouwenaars *et al.* 1997; Schouten *et al.* 1998).

Pas sinds de aankoop van het Meerstalblok in 1968, worden deze hoogveenrestanten beschermd. Eind jaren '70 werd voor het herstel van hoogveenvegetaties vooral de 'trial en error' methode toegepast. De natuurbeschermingsorganisaties hebben toen veel werk verzet, om de laatste hoogveenrestanten te behouden. In de jaren '80 werd het onderzoek er meer bij betrokken. Tijdens 'hoogveendagen' werden problemen rond het beheer tussen hoogveenbeheerders en wetenschappers besproken en zijn ondersteund door hydrologisch onderzoek (zie publicaties van o.a. Ivanov 1981; Ingram 1983; Blankenburg & Kuntze 1987; Joosten & Bakker 1987; Streefkerk & Casparie 1987) verdere lijnen uitgezet, hydrologische studies opgezet en knelpunten in terreinen aangepakt. Begin jaren '90 kwam het besef, dat de eco-hydrologische processen en randvoorwaarden beter moesten worden bestudeerd (Paffen 1990; Paffen & Roelofs 1991; Schouwenaars 1993; Van Wirdum 1993). Daartoe is onderzoek in Ierland gestart waarbij belangrijke kenmerken van het hoogveensysteem, waaronder standplaatscondities (kenmerkende vegetatietypen met vochtregime, zuurgraad en trofiegraad), systeemeigenschappen (acrotelm, catotelm, waterbalans) en landschapeigenschappen (hoogveen, soaks, laggs) in beeld zijn gebracht (Van der Schaaf 1999; Schouten, publicatie in voorbereiding).

De inspanningen om de hoogveenrestanten te herstellen en te beheren hebben wisselend succes gehad. Slechts in enkele gebieden komt een redelijke hoogveenontwikkeling op gang. Dit vooral op locaties waar na vernatting restveen (bolster) is komen opdrijven. In de meeste gevallen echter is er in het geheel geen sprake van een ontwikkeling richting hoogveen of hoogveenvegetaties. Veelal gaat het om grootschalige inundatie van afgegraven veenrestanten na bouw van dammen. In deze plassen bevindt zich vaak uitsluitend sterk gehumificeerd zwartveen. Dit laatste materiaal komt zelden opdrijven en ook de groei van waterveenmossen in deze waterplassen is doorgaans zeer beperkt of geheel afwezig. Dit was aanleiding voor de Directie Natuurbeheer van het ministerie van LNV en het EC-LNV om in het kader van de regeling Overlevingsplan Bos & Natuur een subsidie beschikbaar te stellen voor onderzoek naar mogelijkheden voor hoogveenherstel in Nederland. In

eerste instantie is een zogenaamd preadvies Hoogvenen samengesteld waarin de bestaande kennis bijeengebracht is en benodigd onderzoek geformuleerd is.

1.2 Preadvies OBN Hoogvenen

Op basis van het in het preadvies gegeven overzicht van leemten in kennis zijn onderzoeksvragen geformuleerd, die gegroepeerd zijn in een zestal onderzoeksthema's:

Thema 1: Relatie hydrologie en waterkwaliteit

Thema 2: Verspreiding hoogveenflora

Thema 3: Waterbalans, grondwaterstanden en vocht

Thema 4: Waterkwaliteit, nutriënten en overige ionen

Thema 5: Vegetatieontwikkeling in hoogvenen

Thema 6: Fauna hoogveenrestanten

In het preadvies wordt uitgegaan van verschillende schaalniveaus met betrekking tot de restauratie van hoogveen. Het laagste niveau (microniveau) speelt zich af op de standplaats, het mesoniveau speelt zich op het niveau van perceel of hoogveenkern, terwijl het macroniveau het gehele hoogveenlandschap inclusief lagg-zones en omliggende terreinen behelst. In de eerste fase is prioriteit gegeven aan onderzoek op standplaatsniveau. De gedachte hierachter is dat je eerst de belangrijkste sturende processen binnen een ecosysteem moet begrijpen om uiteindelijk een systeem op landschapschaal te kunnen sturen. Uiteindelijk zullen op basis van de kennis van deze sturende processen doeltreffende herstel- en beheersmaatregelen ontwikkeld worden.

De belangrijkste knelpunten in de kennis over hoogveenherstel die geselecteerd werden voor onderzoek in de eerste fase waren:

1. *Is hoogveenontwikkeling wel mogelijk onder de huidige omstandigheden van hoge atmosferische depositie van stikstof?*
2. *Welke rol speelt de water- en veenkwaliteit bij de mogelijkheden tot hoogveenherstel?*
3. *Optimalisering van de hydrologie.*
4. *Optimalisering faunistische diversiteit in hoogveenrestanten.*

1.3 Werkplan OBN Hoogvenen

In 1998 is het onderzoek in het kader van OBN hoogvenen van start gegaan. Het onderzoek werd uitgevoerd door een consortium van onderzoeksgroepen. In Tabel 1.1 staat een overzicht van de verschillende onderzoekslijnen met de uitvoerende onderzoeksgroepen.

Tabel 1.1: Overzicht verschillende onderzoekslijnen met de uitvoerende onderzoeksgroep(en).

Onderzoekslijnen	Uitvoerende onderzoeksgroepen
Stikstofdepositie, eutrofiëring en nutriëntenkringloop	Natuurbeheer en Plantenecologie (NP-WU) & Aquatische Ecologie en Milieubiologie (AM-KUN)
Kwalitatieve hydrologie en substraatkwaliteit	Aquatische Ecologie en Milieubiologie (AM-KUN)
Kwantitatieve hydrologie	Waterhuishouding (W-WU)
Fauna	Stichting Bargerveen (ST. BV) & Dierecologie (DE-KUN)
Ontwikkeling methode voor de monitoring van hoogveenherstel	Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen (NITG-TNO)

In 1998 is het werkplan (Smolders 1998a) getiteld 'Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen' opgezet waarin de verschillende deelonderzoeken zijn uitgewerkt. Uiteindelijk zijn hierin 18 onderzoeksvragen geformuleerd op basis van het preadvies Hoogvenen (Schouwenars *et al.* 1997) :

Project 1: Stikstofdepositie, eutrofiëring en nutriëntenkringloop

1. Welk nutriënt (N of P) vormt de belangrijkste limiterende factor voor de groei van de verschillende soorten veenmossen en vaatplanten in hoogvenen? Wat is het effect van een verhoging van de N- of P-input op de primaire productie van deze soorten?
2. Wat zijn de effecten van een verhoogde stikstofdepositie op de chemische samenstelling (o.a. C:N ratio) van levend en afgestorven materiaal van zowel veenmossen als hogere planten?
3. Welke effecten heeft de huidige hoge stikstofdepositie op de vestiging en groei van *Betula* en *Molinia* in situaties waarin geen sprake is van verdroging?
4. Welke effecten heeft de huidige hoge stikstofdepositie op de groei en het concurrentievermogen van *Sphagnum recurvum*? Vindt bij verhoogde atmosferische stikstofdepositie uitbreiding plaats van *Sphagnum recurvum* ten koste van *Sphagnum magellanicum* in hoogveenbulten en *Sphagnum cuspidatum* in slenken?
5. Wat zijn de consequenties van een toename van *Betula* en *Molinia* voor de groei van hoogveenvormende soorten zoals *Sphagnum magellanicum* en *Sphagnum papillosum* en daarmee voor de snelheid van veenvorming? Wat zijn de gevolgen voor de evapotranspiratie in hoogveenvegetaties?
6. Wat zijn de effecten van een verhoogde stikstofdepositie op de afbraaksnelheid van levend en afgestorven materiaal van enkele hogere planten en veenmossoorten?
7. Wat zijn de gevolgen van een verhoogde stikstofdepositie op de abundantie van epifyllische wieren op lang levende bladeren van soorten als *Andromeda polifolia*, *Oxycoccus palustris* en *Erica tetralix*? Wat zijn de gevolgen van een eventuele uitbreiding van deze wieren voor het concurrentievermogen van bovengenoemde soorten?
8. Welke rol speelt de huidige stikstofdepositie in de vestiging en groei van *Molinia caerulea* en *Betula pubescens* in verdroogde Nederlandse hoogveenrestanten?

Project 2: Kwalitatieve hydrologie en substraatkwaliteit

1. Wat zijn de sturende factoren voor het ontstaan van drijftillen (via opdrijven van restveen of via een drijvende veenmosmat)? In hoeverre stimuleren zwak gebufferde omstandigheden de vorming van drijftillen? Hoe kan drijftilvorming in meerstallen en geïnundeerde hoogveenrestanten worden gestimuleerd? In hoeverre werkt de aanwezigheid van bonkaarde stimulerend?
2. Hoe beïnvloedt de waterchemie en de bodemchemie de successie van de vegetatie na de vorming van plassen of het vermorsen van restveen? In hoeverre maken terrestrische *Sphagnum*-soorten gebruik van kooldioxide dat gegenereerd wordt in de bodem en in hoeverre is dit van belang voor het functioneren van een hoogveensysteem?
3. In hoeverre verschillen de bodemwater- en de oppervlaktewaterkwaliteit tussen locaties waar hoogveenregeneratie plaatsvindt en locaties waar hoogveenregeneratie niet of moeizaam op gang komt?

Project 3: Kwalitatieve hydrologie

1. Hoe groot zijn de grondwaterstandsommelingen in absolute zin en ten opzichte van maaiveld in relatie tot in- en uitgaande waterstromen in verschillende terreintypen?

Project 4: Fauna

1. Wat is de relatie tussen waterkwaliteit, -kwantiteit, temporair droogvallen, bodemtype, sapropelium, water- en oeverbegroeiing enerzijds en de samenstelling en abundanties van watermacrofauna anderzijds?
2. Schaalniveaus: Hoe beïnvloedt de huidige landschapsopbouw de samenstelling, abundanties en verspreiding van soorten? Wat zijn eventueel ontbrekende schaalementen of gradiënttypen?
3. Aantastende factoren: Hoe beïnvloeden aantastende factoren als stikstofdepositie, verrijking (guanotrofiëring) en verdroging de hoogveenfauna?
4. Vernatting: Wat is de invloed van de verschillende vormen van vernatting (uitvenen, vernatting veenbodems, inundatie en inundatie met vermorsing van restveen) op de ontwikkeling van de watermacrofauna?
5. Intact hoogveen: Welke is de kenmerkende fauna (samenstelling, abundanties en verspreiding) van gehele hoogveen-oecosystemen, zowel van de meerstallen, veenstroompjes als van ombrotrofe en minerotrofe systeemonderdelen en randgebieden? In welke gradiënttypen met welke dimensies treedt een kenmerkende fauna op?
6. Nederlandse hoogveenrestanten: In welke mate zijn de Nederlandse hoogveenrestanten bevolkt door kenmerkende soorten van gehele (intacte) hoogveenoecosystemen enerzijds en door soorten van eutrofe of storingssystemen anderzijds?

Bovenstaande onderzoeksvragen vormden de basis van het uitgevoerde onderzoek, waarvan de resultaten in de hoofdstukken 2 tot en met 5 worden beschreven. Voor de leesbaarheid van het rapport worden bovenstaande onderzoeksvragen niet meer apart besproken.

1.4 Onderzoeksc consortium

Hieronder volgt een overzicht van de instituten en personen die betrokken zijn bij het onderzoek in het kader van OBN hoogvenen.

Katholieke Universiteit Nijmegen

Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Milieubiologie (AM-KUN)

Jan Roelofs

Fons Smolders

Hilde Tomassen

Afdeling Milieukunde (M-KUN)

Rob Leuven

Wageningen Universiteit

Leerstoelgroep Natuurbeheer en Plantenecologie (NP-WU)

Frank Berendse

Juul Limpens

Sectie Waterhuishouding (W-WU)

Sake van der Schaaf

Stichting Bargerveen (ST. BV) & Afdeling Dierecologie (DE-KUN)

Hans Esselink

Gert-Jan van Duinen

Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen (NITG-TNO)

Geert van Wirdum

1.5 Deskundigenteam

Het deskundigenteam OBN hoogvenen onder leiding van Matthijs Schouten kwam gedurende de onderzoeksperiode regelmatig bijeen om de voortgang en de kwaliteit van het onderzoek te bewaken.

Hieronder volgt een overzicht van de leden van het deskundigenteam OBN Hoogvenen:

Gert Jan Baaijens	Rijksuniversiteit Groningen
Henk Beije	ExpertiseCentrum-LNV
Frank Berendse	Wageningen Universiteit
Phlip Bossenbroek	Staatsbosbeheer
Hans Esselink	St. Bargerveen, K.U. Nijmegen
Ab Grootjans	Rijksuniversiteit Groningen
Geert Kooijman	Staatsbosbeheer
Jan Roelofs	Katholieke Universiteit Nijmegen
Sake van der Schaaf	Wageningen Universiteit
Matthijs Schouten	Staatsbosbeheer
Jos Schouwenaars	Wetterskip Boarn & Klif
Nicko Straathof	Natuurmonumenten
Jan Streefkerk	Staatsbosbeheer
Bert Takman	Staatsbosbeheer
Loekie van Tweel-Groot	Landschap Overijssel
Geert van Wirdum	NITG-TNO

1.6 Rapportage

In 1999, 2000 en 2001 is in tussentijdse rapportages gerapporteerd over de voortgang van het onderzoek (Smolders 1998b; Tomassen *et al.* 2000 & Tomassen *et al.* 2001). Ondertussen is een groot deel van het onderzoek afgerond. Een aantal langdurige experimenten en een deel van het faunaonderzoek loopt nog door. Daarnaast moet een deel van de resultaten nog worden uitgewerkt. De komende twee jaren zal in een tweede fase aanvullend onderzoek worden gedaan met name gericht op de operationalisering van de ontwikkelde concepten. Hierbij is het opschalen van experimenten naar het veld van groot belang. Tevens zullen een aantal zaken die in het oorspronkelijke preadvies geen prioriteit hebben gekregen alsnog aan bod komen. De tweede fase vormt een noodzakelijke voortzetting van het onderzoek uit de eerste fase, die het mogelijk moet maken om praktijkrijpe maatregelen te formuleren. Daarom is ervoor gekozen om pas na afloop van de tweede fase een definitief afrondend rapport te publiceren waarin de bevindingen van de twee onderzoeksfases geïntegreerd zullen worden gepubliceerd. Deze rapportage moet worden gezien als de eindrapportage van de eerste fase van het OBN-hoogveenonderzoek, maar heeft dus toch nog enigszins het karakter van een tussentijdse rapportage.

1.7 Leeswijzer

Het eindrapport OBN hoogvenen geeft een overzicht van de belangrijkste resultaten behaald binnen de eerste fase van het onderzoek (1998 t/m 2001). Een aantal belangrijke processen ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen worden inzichtelijk gemaakt en de effectiviteit van beheersmaatregelen wordt geanalyseerd. Allereerst worden de resultaten naar de rol van de hoge atmosferische stikstofdepositie bij veranderingen in de vegetatie en mogelijke beheersmaatregelen beschreven (hoofdstuk 2). Hierna komt het onderzoek naar herstel mogelijkheden via vernattingsmaatregelen aan de orde (hoofdstuk 3), waarbij zowel herstel via drijftilvorming als via vernatting tot aan het veenoppervlak worden besproken. Het

kwantitatief hydrologische onderzoek heeft zich voornamelijk gericht op waterbalansonderzoek en het kwantificeren van peilschommelingen (hoofdstuk 4). Vervolgens worden de resultaten van het correlatieve onderzoek naar relaties tussen de soortensamenstelling van de aquatische macrofauna en omgevingsvariabelen besproken (hoofdstuk 5). Tenslotte worden de gevonden resultaten samengevat en wordt getracht duidelijkheid te verschaffen in de perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland (hoofdstuk 6).

2 Stikstofdepositie, eutrofiëring en nutriëntenkringloop

Juul Limpens & Hilde Tomassen

2.1 Inleiding

Venen, bestaan bij de gratie van een positieve balans tussen productie en afbraak van organisch materiaal. In hoogveen spelen veenmossen een cruciale rol in de instandhouding van deze positieve balans. Veenmossen groeien en leggen daarmee voedingsstoffen vast in hun weefsel. Bovendien breekt dit weefsel moeilijk af zodat deze voedingsstoffen voor (zeer) lange tijd aan de nutriëntenkringloop worden onttrokken. Verder creëren veenmossen een vochtig en zuur milieu waarin afbraakprocessen, en daarmee nutriëntenkringloop, traag verlopen. Zo ‘verschrallen’ veenmossen als het ware hun leefmilieu, waardoor het voor slechts enkele typische soorten mogelijk blijft zich te handhaven (Malmer *et al.* 1994; Van Breemen 1995a). Hogere planten leggen tijdens hun groei ook voedingsstoffen vast in weefsel, maar dit weefsel wordt makkelijker afgebroken dan veenmos. Opgeslagen voedingsstoffen komen weer sneller ter beschikking in het systeem (Scheffer 1998; Hobbie 1996). Zolang de hoeveelheid afgestorven plantenresten verwaarloosbaar is ten opzichte van het afgestorven veenmos, blijft de trage nutriëntenkringloop van hoogvenen in stand en blijft het systeem extreem voedselarm.

Aanvoer van voedingsstoffen in hoogvenen vindt plaats uit de atmosfeer (depositie), door fixatie van N_2 door cyanobacteriën die met veenmos zijn geassocieerd en door mineralisatie van afgestorven organisch materiaal (Malmer *et al.* 1994). Veenmossen zijn voor hun nutriëntenvoorziening voornamelijk afhankelijk van depositie en hergebruik van voedingsstoffen uit afstervend weefsel. Hogere planten zijn met name afhankelijk van mineralisatie van oud plantenmateriaal. Ook kunnen zij met behulp van hun bladeren stikstof uit de atmosfeer invangen en opnemen, een proces dat canopy uptake wordt genoemd (Heil *et al.* 1988; Bobbink *et al.* 1992). In gebieden met een lage stikstofdepositie (beneden $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) is deze hoeveelheid echter te verwaarlozen. Wanneer stikstofdepositie uit de atmosfeer toeneemt, betekent dit een toename van de nutriënteninput in hoogvenen. Dit kan de balans tussen productie- en afbraakprocessen in negatieve richting doen verschuiven. Tot op zekere hoogte kan het veenmos extra depositie van nutriënten (met name stikstof) opvangen en verwerken in extra groei (Woodin & Lee 1987). Dit kan zolang groei van veenmos door stikstof wordt beperkt. Wanneer dit niet meer het geval is, en een andere voedingsstof (bijvoorbeeld fosfor) beperkend wordt voor de groei, kan een situatie ontstaan waarin het veenmos met stikstof is verzadigd en niet meer alle depositie wegfilt. Zo kan het stikstof ter beschikking komen van de hogere planten die tussen het mos wortelen. Deze kunnen vervolgens van de extra voedingsstoffen profiteren en harder gaan groeien (Lamers *et al.* 2000; Berendse *et al.* 2001). Het valt te verwachten dat ondiep wortelende soorten zoals Kleine veenbes (*Oxycoccus palustris*) sneller een groeirespons zullen vertonen dan dieper wortelende soorten zoals Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*), zoals ook blijkt uit onderzoek dat werd uitgevoerd door Heijmans *et al.* (2000a). Wanneer het wortelmilieu minder nutriëntenarm wordt, kunnen ook soorten die zich minder goed hebben aangepast

aan voedselarme omstandigheden een kans krijgen zich te vestigen of uit te breiden. Men kan hierbij denken aan een soort als Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*, Figuur 2.1), een bekende vergrasser van droge en vochtige heiden (Heil & Diemont 1983; Aerts & Berendse 1988). Bij een hogere bedekking van kruidachtige planten, neemt de beschaduwing op het veenmos toe. Dit kan belemmerend werken op de veenmosgroei, waardoor weer minder voedingsstoffen door het mos weggevangen en vastgelegd kunnen worden (Hayward & Clymo 1983).

Op deze manier kan ook de verhouding tussen afgestorven veenmos- en plantenmateriaal worden beïnvloed. Meer materiaal van hogere planten betekent snellere afbraak. Dit kan leiden tot een kortere nutriëntenkringloop en daarmee tot hogere concentraties voedingsstoffen in de wortelzone van hogere planten. Meer voedingsstoffen leiden weer tot snellere plantengroei. Meer hogere planten betekent relatief minder veenmos, minder watervasthoudend vermogen en daarmee minder vochtig en zuur milieu. Hoge stikstofdepositie kan als het ware leiden tot een negatieve spiraal waarin hogere planten worden gestimuleerd en veenmossen (en daarmee andere typische hoogveensoorten) het loodje moeten leggen.



Figuur 2.1: Dominantie van *Betula* en *Molinia*, Bargerveen.

Om inzicht te krijgen in hoeverre deze theorie ook in de praktijk wordt weerspiegeld werd een reeks experimenten uitgevoerd waarin effecten van stikstof op verschillende niveaus werden onderzocht. Er was aandacht voor de effecten van stikstof op productie en afbraak van zowel veenmossen als hogere planten, veranderingen in soortensamenstelling van de vegetatie en waterkwaliteit in de wortelzone. Tenslotte werd onderzocht of de dominantie van Pijpenstrootje (*Molinia*) en Berk (*Betula*) teruggedrongen kan worden middels beheersmaatregelen.

2.2 Materiaal en methoden

2.2.1 Depositie metingen

Per onderzoeksgebied (Rundeveen, Reigerplas, Harkeveen, Bargerveen & Clara bog; Figuur 2.2 & Figuur 2.3) werden 5 bulkvangers geplaatst. Een bulkvanger bestond uit een 2 liter fles waarop een trechter, met daarin een zeefje, was bevestigd. Twee wekelijks (in Clara bog iedere 6 weken) werd het opgevangen regenwater verzameld en geanalyseerd (meetreeks I). In Clara bog werden tevens 3 bulkvangers in een gradiënt van west naar oost over het veen geplaatst (meetreeks II). De metingen in Nederland werden uitgevoerd van april 1999 t/m april 2001 en in Ierland van april 2000 t/m april 2001.

Op 2 locaties, in de Reigerplas en het Harkeveen, werd tussen april 2000 en april 2001 ook de doorvaldepositie gemeten onder een door Gewone dophei gedomineerde vegetatie met een bedekking van ongeveer 30%. Doorvaldepositie is de hoeveelheid depositie die op de bodem (hier veenmos) terecht komt nadat de kruidlaag is gepasseerd. De gevolgde methode kwam overeen met die van Heil & Diemont (1983), die een opstelling van halfopen buizen afgedekt met kunststof gaas gebruikten. Directe opname van gasvormig ammoniak of stikstofoxiden door de veenmossen zelf werd in de meetsituatie verwaarloosbaar geacht.

Omdat met een bulkvanger voornamelijk natte depositie wordt gemeten, en natte depositie maar hooguit de helft van de totale depositie bedraagt, hebben we gebruik moeten maken van een omrekenmethode. Bobbink *et al.* (1992) hebben voor heide berekend dat de bulkdepositie ongeveer 35-40% van de totale depositie bedroeg. Aangezien kruidenrijke hoogvenen en heiden wat structuur betreft redelijk overeenkomen, hebben we deze verhouding gebruikt om de totale depositie te schatten.



Figuur 2.2: Ligging van de belangrijkste Nederlandse onderzoekslocaties betrokken bij het onderzoek naar de effecten van stikstofdepositie. De Reigerplas, het Rundeveen en het Harkeveen zijn gelegen in het Dwingelerveld.

2.2.2 Bemestingsexperimenten in het veld

Bepaling nutriëntenlimitatie (N of P?) van hoogveenvegetatie en effecten van bemesting op soortensamenstelling

In 1998 werden in juni op 6 locaties in Nederland en Ierland 20 proefvlakken van 1,0 x 1,0 m uitgezet. De locaties verschilden onderling in vegetatiesamenstelling (Tabel 2.1). Vanaf juli datzelfde jaar werd begonnen met de bemestingsbehandelingen. Met behulp van een gieter werden zes keer per zomer halfjaar, gedurende een natte periode, gedemineraliseerd water, stikstof, fosfaat of een combinatie van beide over de proefvlakken gegoten. N en P werden toegediend in de vorm van NH_4NO_3 en $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ en opgelost in 2 liter gedemineraliseerd water voor de Nederlandse locaties en gezeefd veenwater voor Clara bog. De bemestingsbehandelingen betekenden een extra jaarlijkse depositie van respectievelijk 40 kg N ha⁻¹ en 3 kg P ha⁻¹. Uit metingen aan het N, P en K gehalte in het Ierse veenwater bleek dat de hoeveelheid nutriënten die via het toegediende veenwater op de proefvlakken terecht kwam was te verwaarlozen (Tabel 2.3). Fosfaat werd toegevoegd omdat het vermoeden bestond dat stikstof in Nederland tenminste voor een aantal typische (hoogveen)soorten niet meer beperkend was voor de groei (Aerts *et al.* 1992; Heijmans *et al.* 2001a). Bedekking van hogere planten en veenmos werd bepaald met behulp van de 'point quadrat methode', een objectieve methode waarmee nauwkeurig de uitbreiding van vaatplanten of mossen kan worden gevolgd (Jonasson 1988). Een frame van 25 bij 37,5 cm werd op een vast punt boven de vegetatie geplaatst. Het frame had op 150 punten een mogelijkheid om een metalen pen verticaal boven de vegetatie te bewegen. Per punt werden die soorten genoteerd die tijdens elk verticaal traject door de top van de metalen pen werden geraakt. De metingen werden eenmaal per jaar aan het einde van het groeiseizoen in augustus - september uitgevoerd.

Tabel 2.1: Vegetatiesamenstelling per onderzoekslocatie. Alleen de dominante soorten zijn weergegeven.

Onderzoeks-gebied	Dominant in Moslaag	Dominant in Kruidlaag	Totale bedekking Kruidlaag
Clara Bog	<i>Sphagnum papillosum</i> & <i>Sphagnum magellanicum</i>	Struikhei * <i>Calluna vulgaris</i> Witte snavelbies * <i>Rhynchospora alba</i>	5 -10%
Reigerplas	<i>Sphagnum papillosum</i> & <i>Sphagnum magellanicum</i>	Witte snavelbies * <i>Rhynchospora alba</i>	10-30%
Bargerveen-Sp	<i>Sphagnum papillosum</i>	Dophei * <i>Erica tetralix</i>	20-70%
Rundeveen	<i>Sphagnum recurvum</i>	Kleine veenbes * <i>Oxycoccus palustris</i> Veenpluis * <i>Eriophorum angustifolium</i>	10-70%
Harkeveen	<i>Sphagnum recurvum</i>	Eenarig wollegras * <i>Eriophorum vaginatum</i>	10-40%
Bargerveen-Sc	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	Veenpluis * <i>Eriophorum angustifolium</i>	10-60%

Hoogtegroei van veenmos werd 2 maal per jaar (maart - april en september - november) gemeten met behulp van cranked-wires. Dit zijn stokjes die in de veenmoslaag kunnen worden verankerd. Groei van veenmos werd bepaald door dat deel van het stokje te meten dat boven het veenmos uitstak. Er waren 4 cranked-wires

per proefvlak. Op vier locaties (Bargerveen-Sc, Reigerplas, Runderveen en Clara Bog), werd veenwater gemonsterd op 10 cm diepte met behulp van 2 bodemvochtmonsternemers (Rhizon SMS) per proefvlak. In het lab werden de concentraties van Na^+ , Fe^{2+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} bepaald. In 1998 en 1999 werd ongeveer om de drie maanden gemonsterd, terwijl in 2000 en 2001 de metingfrequentie werd opgevoerd tot 1 keer per 2 maanden. Bemesting met N en P had geen effect op de concentraties Na^+ , Fe^{2+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} in het bodemwater; per locatie vertoonden alle proefvlakken een gelijk seizoensverloop. In dit rapport worden daarom alleen K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} besproken.

Begin augustus 2001 werden alle kruiden in de point-quadrat plots vlak boven het veenmos geoogst en in het lab op soort gesplitst. Na drogen werd per soort de biomassa bepaald. Veenmos werd geoogst in 1 tot 4 kolommen (10 cm doorsnede, 10 cm diep) per proefvlak. Het aantal kolommen dat werd geoogst hing af van de variatie in veenmossoort of morfologie in het proefvlak. Bij een grote variatie werden meerdere kolommen gestoken. Het aantal kopjes (capitula) per kolom werd geteld en vervolgens werden de veenmossen gescheiden in een capitulumdeel (bovenste 1 cm) en een stengeldeel (1-3 cm). Van beide delen werd na drogen de biomassa bepaald. Van zowel plant- als veenmosmateriaal werden na destructie de gehalten N, P en K gemeten. Omdat de gegevens van deze analyses nog niet waren uitgewerkt ten tijde van dit rapport, zal bij de resultaten hier nu niet verder op worden ingegaan.

Stikstofdepositie en concurrentie vermogen van *Sphagnum recurvum*

In Clara bog werden 10 proefvlakken van 1 x 1 m uitgezet in een uniforme vegetatie van *Sphagnum magellanicum*. Hierin werden pluggen van *S. recurvum* geplaatst met een diameter van ongeveer 20 cm. De helft van de proefvlakken ontving extra stikstof ($40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) in de vorm van NH_4NO_3 dat werd opgelost in 2 liter gezeefd veenwater. Zowel veenmosgroei als waterchemie werden op dezelfde manier gemeten als het voorgaande experiment. Omdat gaandeweg het vermoeden bestond dat *S. recurvum* door zowel N als P werd gelimiteerd, werden de proefvlakken eind 2000 in tweeën gedeeld met behulp van kunststof gazon randen. In de ene helft werden de oude behandelingen voortgezet, terwijl de andere helft extra P ($3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) kreeg toegediend in de vorm van $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Veenmos werd geoogst in 1 tot 3 kolommen (10 cm doorsnede, 10 cm diep) per proefvlak. Het aantal kolommen dat werd geoogst hing af van de variatie in veenmossoort of morfologie in het proefvlak. Bij een grote variatie werden meerdere kolommen gestoken. Het aantal kopjes (capitula) per kolom werd geteld en vervolgens werden de veenmossen gescheiden in een capitulumdeel (bovenste 1 cm) en een stengeldeel (1-3 cm). Van beide delen werd na drogen de biomassa bepaald. Na destructie werden de gehalten N, P en K gemeten. Omdat de gegevens van deze analyses nog niet waren uitgewerkt ten tijde van dit rapport, zal bij de resultaten hier niet verder op worden ingegaan.

Stikstofdepositie en de groei van Berk en Pijpenstrootje in verdroogde hoogvenen

In juli 1998 werd in een verdroogd deel van Clara bog (oostelijke deel) in 16 proefvlakken van 1,5 x 1,5 meter de bestaande vegetatie (Struikhei en *Cladonia*) verwijderd. Hierna werden 3 kiemplanten van Berk, 1 Pijpenstrootje en 1 Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*) plant in de proefvlakken geplaatst. De proefvlakken werden blootgesteld aan verschillende stikstofniveaus (0, 20, 40 en $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) door stikstofadditie met een gieter iedere 6 weken. Van elke behandeling waren vier replica's aanwezig die random over de proefvlakken werden verdeeld. Stikstof werd toegediend als ammoniumnitraat en ammoniumsulfaat, waarbij de verhouding ammonium:nitraat gelijk was aan 70% : 30% (gebaseerd op Nederlandse situatie in 1994). Stikstof werd opgelost in 5 liter gezeefd veenwater, dit kwam neer op een extra neerslag van 13,3 mm per jaar. De uiteindelijke concentraties in het veenwater waren voor de 20, 40 en $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ behandeling respectievelijk: $3,2 \text{ mmol l}^{-1} \text{ NH}_4\text{NO}_3 + 2,1 \text{ mmol l}^{-1} (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, $6,5 \text{ mmol l}^{-1} \text{ NH}_4\text{NO}_3 + 4,3 \text{ mmol l}^{-1} (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ en $12,9 \text{ mmol l}^{-1} \text{ NH}_4\text{NO}_3 + 8,6 \text{ mmol l}^{-1} (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. In droge perioden werd stikstof opgelost in 4 liter veenwater waarna beregend werd met 1 liter veenwater. In ieder proefvlak werden drie bodemvochtmonsternemers (Rhizon SMS) geplaatst om de chemische samenstelling van het bodemvocht te kunnen volgen. In het lab werden de pH en de NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , Na^+ , K^+ , Cl^- , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , Si, totaal S en

totaal P concentraties bepaald. Stikstofadditie had geen effect op de Na⁺, K⁺, Cl⁻, Mg²⁺, Ca²⁺, Fe²⁺, Zn²⁺, Mn²⁺, Al³⁺, Si en totaal P concentraties en worden daarom in dit rapport niet besproken. Tijdens de duur van het experiment werd aan het begin en eind van ieder groeiseizoen de groei van de vegetatie bepaald met behulp van niet destructieve groeimetingen (hoogte, aantal bladeren etc.). Aan het einde van het experiment (september 2001) werd tevens de bedekking van de andere aanwezige soorten (Struikhei, *Cladonia* & Veenpluis) in de proefvlakken bepaald. De additie van stikstof en sulfaat veroorzaakte schade (bruinkleuring van het blad) aan Struikhei en de mate van beschadiging werd bepaald met behulp van een 4 klassensysteem: 0 = geen schade; 1 = klein deel beschadigd; 2 = ongeveer de helft beschadigd en 3 = vrijwel al het Struikhei beschadigd. De bovengrondse biomassa van de verschillende soorten werd na drogen bepaald. De P, K en S concentraties van het plantmateriaal werden bepaald na destructie met HNO₃ en H₂O₂ en de N en C concentraties met behulp van een CNS-analysator. In iedere plot werden 5 veenmonsters (0 – 5 cm diep) gestoken voor bepaling van water- en zoutextraheerbare nutriënten en de totale concentratie nutriënten (destructie). Extraheerbare nutriënten werden bepaald na uitschudden van 40 g vers veen met 200 ml dubbel gedestilleerd water of 0,2 mol l⁻¹ NaCl-oplossing gedurende 1 uur.

2.2.3 Decompositie & mineralisatie

Relatie tussen de (chemische) samenstelling van veenmosmateriaal en de afbraaksnelheid

Zakjes (litterbags, maaswijdte 74 µm) met veenmosmateriaal van verschillende samenstelling en herkomst werden op 10 cm diepte in het veen ingegraven.

Gewichtsafname en chemische samenstelling van dit materiaal werden gedurende een periode van 2 tot 3 jaar gevolgd door tussentijds ‘oogsten’ van zakjes en het analyseren van de inhoud.

Er zijn drie deelexperimenten te onderscheiden. In het eerste deelexperiment werd het effect van verschillende C:N verhoudingen op de afbraaksnelheid van *S.*

magellanicum onderzocht. Met stengeldelen gevulde litterbags werden op 10 cm diepte in lage bulten met *S. magellanicum* in de Reigerplas ingegraven. Het materiaal was afkomstig uit een experiment dat in het kader van het BERI project door Monique Heijmans werd uitgevoerd en waarvan de resultaten tot een proefschrift zijn verwerkt (Heijmans 2000). In het tweede experiment werden stengeldelen van Ierse *S.*

magellanicum, *S. papillosum*, *S. cuspidatum* en *S. recurvum* in een door *S. cuspidatum* en een door *S. papillosum* gedomineerde vegetatie ingegraven op 10 –15 cm diepte.

Het derde experiment vergeleek de afbraak van dood bladmateriaal van *Eriophorum angustifolium* en stengeldelen van *S. papillosum* en *S. recurvum* uit zowel Ierland als Nederland. Het plantenmateriaal werd ingegraven in het Bargerveen in lage bulten van *S. papillosum* op 10 –15 cm diepte.

Het massaverlies van het plantenmateriaal uit de litterbags werd elk jaar bepaald. Na het eerste jaar echter, nam in een groot deel van de litterbags het gewicht toe.

Waarschijnlijk werd dit veroorzaakt door ingroei van schimmeldraden en inspoeling van fijn organisch materiaal (Johnson & Damman 1993). In de resultaten zullen daarom enkel gegevens over massaverlies na 1 jaar incubatie worden besproken.

In 2001 werden in het Harkeveen en de Reigerplas metingen gedaan aan de stikstof en fosfor mineralisatie in de proefvlakken van het bemestingsexperiment. In mei werden hiertoe per proefvlak 3 kolommen veen (diameter 10 cm, diepte 20 cm) gesneden met een scherp mes. Deze kolommen werden vervolgens in pvc buizen geplaatst die aan 2 zijden waren afgesloten met een pvc dop of doorzichtig plastic en vlak onder de top waren voorzien van 8 kleine gaten. Twee buizen werden terug in het veen geplaatst (1 met een doorzichtige en 1 met een ondoorzichtige dop). De derde buis werd meegenomen naar het lab waar vervolgens de grove wortels uit het veen werden verwijderd, een mengmonster werd gemaakt en de bodem werd uitgeschud met 1M KCl. Na drie maanden werden de andere buizen uit het veen opgehaald en op bovenstaande manier behandeld. Naast een uitschudmonster met KCl werd ook een uitschudmonster met melkzuur gemaakt. De uitschudmonsters werden gefilterd en vervolgens geanalyseerd op N en P.

2.2.4 Bemestingsexperimenten in de kas

Effecten van een verhoogde stikstofdepositie op de groei van Berk en Pijpenstrootje in *Sphagnum recurvum*

In de periode januari 1997 tot en met mei 2000 werd een laboratoriumexperiment uitgevoerd waarbij *Sphagnum recurvum* plaggen (3 cm dik veenpakket met levend *Sphagnum*) afkomstig uit Nationaal Park de Hamert (Pikmeeuwenwater), werden blootgesteld aan verschillende stikstofniveaus (0-2,5-5-10-20-40 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹). De plaggen werden in glazen aquaria geplaatst in een groot waterbad waarvan de temperatuur gereguleerd kon worden. De daglengte en temperatuur werden tijdens het experiment kunstmatig respectievelijk verlengd en verhoogd tijdens het voorjaar (naar 16 uur licht en 15°C) en respectievelijk verkort en verlaagd gedurende het najaar (naar 8 uur licht en 3°C). De temperatuur aan de bovenzijde van de plag was enkele graden hoger. Per plag werden drie plaatsen bodemvochtmonsternemers (Rhizon SMS) geïnstalleerd (op een diepte van 0 – 3 cm) voor het monsteren van bodemwater. Voordat de bemestingsbehandelingen werden gestart, waren de plaggen zodanig doorgespoeld met stikstofarm regenwater (voor samenstelling zie), dat vrijwel geen vrij ammonium in het veenwater meer aanwezig was. Na vier maanden was de concentratie stikstof (voornamelijk ammonium) in het bodemwater gedaald van gemiddeld 50 µmol l⁻¹ naar 5-10 µmol l⁻¹ (Figuur 2.26). Op dat moment werden per plag 6 kiemplanten van Berk en 5 jonge scheuten van Pijpenstrootje in de plaggen geplaatst. Vanaf mei 1997 werd gestart met het toedienen van regenwater met een oplopende stikstofconcentratie. Stikstof werd toegediend als ammoniumnitraat en ammoniumchloride met een uiteindelijk ammonium:nitraat verhouding van 65%:35% (gebaseerd op depositiemetingen in het Pikmeeuwenwater 1994). Op jaarbasis werd, in viervoud, 0 - 2,5 - 5 - 10 - 20 - 40 kg N ha⁻¹ toegevoegd aan de plaggen. De wekelijkse hoeveelheid regenwater werd in twee tot drie doses toegediend, met een uiteindelijke jaarlijkse neerslag van 750 mm. in staat de basissamenstelling van het kunstmatige regenwater weergeven. Na beregenen werd het waterpeil in de aquaria handmatig op het juiste peil (3 cm onder het veenmosoppervlak) gebracht, waarbij de hoeveelheid afgevoerd water werd gemeten (voor bepaling verdamping).

Tabel 2.2: Basissamenstelling van het kunstmatige regenwater. Concentraties zijn weergegeven in µmol l⁻¹ tenzij anders vermeld.

Element	Concentratie (µmol l ⁻¹)
Zeezout (Wiegandt, voor chemische samenstelling zie Van Dijk et al. 1989)	5 mg l ⁻¹
KCl	29,5
CaCl ₂ ·2H ₂ O	10,2
Fe-EDTA	10,1
KH ₂ PO ₄	10,0
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0,7
MnCl ₂ ·4H ₂ O	0,8
CuSO ₄ ·5H ₂ O	0,2
H ₃ BO ₃	0,8
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	0,008

De chemische samenstelling van het bodemwater werd maandelijks bepaald en tweemaal per jaar werd de groei van de vegetatie gemeten. Mei 2000 werd het experiment geogst waarbij de boven- en ondergrondsebiomassa en de chemische samenstelling van de vegetatie werd bepaald. Hiervoor werd *Sphagnum recurvum* gescheiden in een capitulum deel (bovenste 2 cm) en een stengeldeel (2-4 cm). De chemische samenstelling van het materiaal werd bepaald na destructie met HNO₃ en H₂O₂ en met behulp van een CNS-analysator. In de bodemwater- en destructie monsters werden de concentraties NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻ Na⁺, K⁺, Cl⁻, Mg²⁺, Ca²⁺, Fe²⁺, Zn²⁺, Mn²⁺, Al³⁺, Si, totaal S en totaal P concentraties bepaald. Stikstofadditie had geen duidelijk effect op de concentraties van Na⁺, Cl⁻, Mg²⁺, Ca²⁺, Fe²⁺, Zn²⁺, Mn²⁺, Al³⁺, Si en totaal S en deze worden daarom in dit rapport niet besproken.

Effect van lage en hoge N-depositieniveaus op de groei van Berk en Pijpenstrootje in *Sphagnum magellanicum*

In mei 1999 werd een kasexperiment gestart met 45 emmers (diameter 34 cm, diepte 40 cm) intacte hoogveenvegetatie. Om seizoensfluctuaties in de bodemtemperatuur te minimaliseren, werden de emmers in met water gevulde bassins geplaatst. In 30 emmers werden jonge scheuten van Pijpenstrootje of kiemplanten van Berk geïntroduceerd. In 15 emmers werden geen kiemplanten geplaatst. De emmers met en zonder geïntroduceerde kiemplanten werden vervolgens blootgesteld aan drie stikstof behandelingen (0, 40 en 80 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹). Stikstof werd twee wekelijks in de vorm van NH₄NO₃ toegediend en per gift opgelost in 1 liter gedemineraliseerd water. Het waterniveau in de emmers werd op 5 cm onder het veenmosoppervlak gehouden met behulp van een kunstmatige regenwateroplossing (Garrels & Christ 1965).

Per emmer werd op 2 diepten een bodemvochtmonsteremer, (Rhizon SMS, lengte poreus deel 5 cm) gestoken, de een tot op 5 cm diepte, de ander tot 10 cm.

Tweemaandelijks werd bodemwater gemonsterd en geanalyseerd op Na⁺, Fe²⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, NH₄⁺, NO₃⁻ en PO₄³⁻.

De groei van *Molinia* werd gevolgd door 2 keer per jaar het aantal bladeren en de lengte van het langste blad te meten. Omdat de kiemplanten van *Betula* al snel bleken te worden overgroeid door het veenmos, werd volstaan met per week de overgebleven kiemplanten te tellen. De hoogtegroeï van het veenmos werd gevolgd door twee keer per jaar de afstand op te meten tussen een vast punt boven de emmer en de top van het veenmos.

In oktober 2000 werd het experiment geoogst. Alle hogere planten werden tot op veenmosniveau afgeknipt, gesorteerd en gewogen. Het aantal veenmoskopjes per oppervlakte eenheid werd geteld en de veenmossen werden vervolgens gescheiden in een capitulum deel (bovenste 1 cm) en 2 stengeldelen (1-2 cm en 2-3 cm). Na destructie werden de gehalten N, P en K gemeten.

2.2.5 Beheersexperiment Pikmeeuwenwater

De in Nationaal Park de Hamert gelegen ombrotrofe drijftil in *het Pikmeeuwenwater* vertoont in soortensamenstelling grote overeenkomsten met hoogveenvegetaties. Evenals in vele andere hoogvenen is er sprake van een sterke toename van Berken en Pijpenstrootje. Om te kunnen bepalen of de ongewenste dominantie van Berk en Pijpenstrootje tegengegaan kan worden werd een beheersexperiment opgezet.

Tussen juni en september 1994 werden 16 proefvlakken van 4x4 m uitgezet in een vegetatie die gedomineerd werd door Pijpenstrootje, Gewone dophei (*Erica tetralix*), Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Berk. De volgende beheersmaatregelen werden eenmalig uitgevoerd in drievoud: maaien & afvoeren maaisel, plaggen (verwijderen bovenste 30 cm van het veen), compleet uitvenen (dikte veenpakket was 70 cm) en een controlebehandeling. Door de druk van de totale drijftil was na plaggen het niveauverschil met de omgeving hooguit 10 cm en ontstond geen ondiepe waterlaag zoals oorspronkelijk de bedoeling was (zie ook Lamers 1995). Eenmaal per jaar werd de vegetatie beschreven volgens Braun-Blanquet. Jaarlijks werd de bodemwaterchemie in de wortelzone gevolgd met behulp van keramische cups op 10 cm diepte.



Figuur 2.3: Overzicht van de ligging van de belangrijkste Ierse onderzoekslocaties betrokken bij het hoogveenonderzoek.

2.2.6 Invloed van guano-eutrofiëring op de vegetatiesamenstelling van hoogvenen

Het eutrofiërende effect van vogeluitwerpselen blijkt duidelijk uit de afwijkende vegetatie rond houten paaltjes op Clara bog in Ierland (Figuur 2.3). De depositie van nutriënten rond 5 paaltjes werd van september 2000 tot en met september 2001 bepaald door het opvangen van uitwerpselen (en neerslag) via een trechter (diameter 22 cm) in een 10 liter container. Twee paaltjes stonden aan de rand van het veen in een lager gelegen afgraving en drie paaltjes stonden hoger op het onvergraven veen. Tijdens natte perioden werd als gevolg van praktische problemen een deel van de neerslag gemist in de lager gelegen afgraving. De inhoud van de containers werd iedere 6 weken verzameld en geanalyseerd. Tevens werd in het najaar van 2000 veen en vegetatie geanalyseerd dat verzameld was direct rond de paaltjes en op enige afstand van de paaltjes. Hiervoor werd tevens materiaal verzameld in andere Ierse venen: Sharavogue en Raheenmore bog (Figuur 2.3).

2.2.7 Nutriëntenrijkdom Nederlandse hoogvenen

In de periode 1998-2001 werd in een aantal Nederlandse en buitenlandse hoogveengebieden in dieptegradiënten de samenstelling van het veenwater regelmatig bemonsterd (zie ook hoofdstuk 3). In Nederland werden dieptegradiënten uitgezet in het Fochteloërveen (n=3), het Bargerveen (n=5), het Dwingelerveld (n=3), het Haaksbergerveen (n=4), het Korenburgerveen (n=2), de Tuspeel (n=2) en de Mariapeel (n=4). Bovendien werden gradiënten uitgezet in de Ierse hoogvenen Clara bog (n=3), Raheenmore bog (n=2) en Sharavogue (n=2). Deze gradiënten werden tenminste 4 maal bemonsterd in de vier verschillende seizoenen. Tevens werden in zuidwest Noorwegen op 5 jonge drijftillen met hoogveenvegetaties gradiënten uitgezet die tweemaal werden bemonsterd in de zomer. In Estland werden in drie verschillende hoogvenen gradiënten uitgezet die eenmalig bemonsterd zijn. De concentraties van de belangrijkste nutriënten in het veenvocht op 0-10 cm en 25 cm werden bepaald. De vegetatie zal vooral beïnvloed worden door de nutriëntenrijkdom van dit ondiepere veenwater.

2.3 Resultaten en discussie

2.3.1 Depositie metingen

Regenwaterkwaliteit kan de vegetatiesamenstelling van de van nature voedselarme (hoog)veensystemen beïnvloeden. Bij een hoog stikstofgehalte in de neerslag neemt de totale beschikbaarheid van voedingsstoffen in het veen toe (Lamers *et al.* 2000; Berendse *et al.* 2001). Hierdoor kunnen planten die meer stikstof nodig hebben voor hun groei zich sneller uitbreiden dan soorten die zich juist aangepast hebben aan voedselarme omstandigheden. De onderzoeksgebieden werden zo gekozen dat een verschil in stikstofdepositie werd verwacht. Het Runderveen bijvoorbeeld, werd direct omgeven door landbouwgebied terwijl het nabijgelegen Reigerplas door bos werd omringd. In Clara bog werden de bulkvangers geplaatst in een transect van het westelijke deel naar het oostelijke deel van het veen. Aan de westzijde is enige invloed van landbouwactiviteiten. De vraag was of deze verschillen in beschutting en ligging invloed hadden op het stikstofgehalte in de neerslag.

De samenstelling van de bulkdepositie in Nederland bleek niet te verschillen tussen de onderzoekslocaties (Tabel 2.3). Voor alle Nederlandse onderzoeksgebieden kwam de totale jaarlijkse bulkdepositie neer op 21 kg N, 0.2 kg P en 0.4 kg K per hectare. Wanneer we dit voor stikstof omrekenen naar totale depositie (Bobbink *et al.* 1992), dan blijkt dit op 32-39 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ neer te komen. Deze waarden komen overeen met modelberekeningen van het RIVM voor meetpunt Witteveen, die wijzen op een totale depositie van 37 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor gemiddelde vegetatie (RIVM 1999). Voor Ierland zou de jaarlijkse totale N depositie uitkomen op 9 tot 13 kg N ha⁻¹. Dit is iets lager dan modelberekeningen voor dit deel van Ierland aangeven (15-19 kg, EMEP 2002). Wanneer we ervan uitgaan dat onze metingen kloppen, dan zou het depositieniveau op de Ierse locatie net overeenkomen met de critical load van 10 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ die voor hoogvenen zijn voorgesteld (Bobbink & Roelofs 1995; Bobbink & Lamers 1999; Risager 1998).

Tabel 2.3: Overzicht van de hoeveelheid neerslag per onderzoeksgebied en de depositie van nutriënten in kg ha⁻¹ jaar⁻¹ voor een vergelijking tussen de onderzoekslocaties, * $P = 0.05$.

	mm	N(NH ₄ ⁺)	N(NO ₃ ⁻)	P(PO ₄ ³⁻)	K ⁺
Clara bog					
West	979	4.12	1.40	0.18	2.07
Midden	955	2.76	1.37	0.10	1.65
Oost	1074	2.78	1.26	0.06	3.64
veenwater	12	0.02 (0)	0.01 (0)	0.00 (0)	0.04 (0)
Bulkdepositie	1035 (7)*	4.57 (0.62)*	1.61 (0.03)*	0.19 (0.10)	0.20 (0.03)
Reigerplas					
Bulkdepositie	988 (4)	13.23 (0.87)	5.03 (0.09)	0.18 (0.02)	0.33 (0.08)
Doorval	677 (15)	6.57 (0.30)	2.67 (0.11)	0.02 (0)	0.32 (0.12)
Bargerveen					
Bulkdepositie	863 (3)	15.61 (1.55)	5.73 (0.11)	0.55 (0.31)	0.51 (0.10)
Harkeveen					
Bulkdepositie	1001 (3)	12.58 (0.28)	4.97 (0.09)	0.17 (0.02)	0.62 (0.21)
Doorval	679 (13)	7.00 (0.30)	2.78 (0.12)	0.01 (0)	0.35 (0.08)
Runderveen					
Bulkdepositie	1003 (4)	14.28 (1.87)	5.08 (0.11)	0.12 (0.01)	0.53 (0.13)

De doorvaldepositie bleek net als de bulkdepositie niet tussen de meetlocaties te verschillen. In het door bos omzoomde Reigerplas lag het depositieniveau net zo hoog als in het Harkeveen dat slechts door een haag van het omringende landbouwgebied werd gescheiden. (Tabel 2.3). Opvallend was dat de hoeveelheid N die op het veenmos terecht kwam veel lager was dan de bulkdepositie. Omgerekend, moet de kruidlaag op de meetpunten ongeveer 70% van de totale stikstofdepositie

hebben opgevangen. Deels kan dit stikstof door het blad zijn opgenomen, deels kan het ook met regen langs de stengels door het veenmos zijn gesijpeld (respectievelijk canopy uptake en stemflow genoemd). Dit zou voor de praktijk betekenen dat de N belasting voor het veenmos lager en voor de kruiden hoger ligt dan op basis van de bulkdepositie verwacht zou worden.

Het is mogelijk dat de afgeleide waarden voor de totale depositie een overschatting zijn van de werkelijke depositie. Aangezien de SO₂ concentratie in de atmosfeer sterk is afgenomen sinds het eind van de 80-er jaren (RIVM 1999), en co-depositie van NH₃ en SO₂ (Van Breemen *et al.* 1982) niet werd waargenomen (gegevens niet weergegeven), is het goed mogelijk dat de omrekeningsfactor voor bulkdepositie naar totale depositie (Bobbink *et al.* 1992) naar beneden moet worden bijgesteld (persoonlijke mededeling R. Bobbink). Dit komt overeen met depositiemetingen in een Grove dennen opstand nabij Ysselsteyn, waarbij het verschil tussen totale stikstofdepositie in bulkneerslag in vergelijking tot doorvalneerslag in de periode van 1984 tot en met 2001, kleiner is geworden (Boxman 2002). Uit dit onderzoek komt tevens naar voren dat de zwavel- en ammoniumdepositie gedurende het laatste decennium met circa 60% zijn afgenomen en hierbij werd co-depositie van ammonium en sulfaat verminderd waargenomen (Boxman 2002).

De bulkdepositie op Clara bog (meetreeks II, Ierland) kwam op ongeveer 4,0 tot 5,5 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ (Tabel 2.3). De totale depositie was waarschijnlijk 2 à 3 keer zo hoog (Bobbink *et al.* 1992) en zou dan uitkomen op 6 tot 11 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. De totale stikstofdepositie nam af van west naar oost, voornamelijk door een afname in gereduceerde stikstofverbindingen (NH₄⁺) afkomstig van landbouwactiviteiten aan de westelijke rand van het veen.

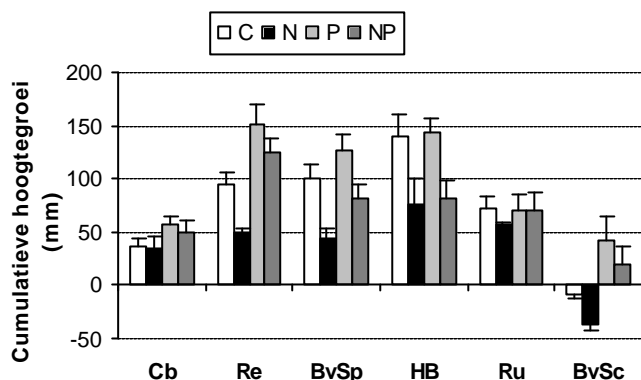
2.3.2 Bemestingsexperimenten in het veld

Een verhoogde aanvoer van voedingsstoffen (b.v. stikstof) via neerslag kan de groeisnelheid van hogere planten of veenmossen beïnvloeden (Lamers *et al.* 2000; Berendse *et al.* 2001). Stikstof kan de groei van een soort bevorderen, geen effect hebben of de groei juist remmen. Doordat verschillende soorten anders kunnen reageren op een verhoogde beschikbaarheid van voedingsstoffen kunnen verschuivingen binnen de vegetatie optreden (o.a. Grime 1979, Berendse & Aerts 1984). In Nederlandse hoogvenen zie je bijvoorbeeld een sterke uitbreiding van Berk en Pijpenstrootje. Deze uitbreiding vindt zowel plaats in verdroogde als niet verdroogde venen. Waarschijnlijk wordt deze verschuiving in soortensamenstelling sterk beïnvloed door de hoge depositie van stikstofverbindingen in Nederland (Heil *et al.* 1988; Houdijk 1990). In zowel niet verdroogde als verdroogde hoogvenen werd gekeken naar het effect van bemesting op de soortensamenstelling en groei.

Bepaling nutriëntenlimitatie (N of P?) van hoogveenvegetatie

Veenmos

Veenmosgroei bleek zoals verwacht niet meer gelimiteerd te worden door N, zelfs niet in Ierland (Figuur 2.4 & Tabel 2.4). Bemesting met stikstof leidde op 3 locaties tot een reductie in lengtegroei (Figuur 2.4) en een lagere productie in 2000 (Tabel 2.4). Voor de locatie in het Bargerveen die gedomineerd werd door *Sphagnum cuspidatum* (Bargerveen-Sc), had bemesting met N een dramatisch effect op de veenmosgroei (Figuur 2.4).



Figuur 2.4: Cumulatieve hoogtegroeï van veenmos na 3,5 jaar bemesting met N en P per onderzoekslocatie (\pm standaardfout). Cb = Clara bog, geen bemestingseffect; Re = Reigerplas, N effect $P = 0.011$, P effect $P = 0.000$; BvSp = Bargerveen-Sphagnum papillosum, N effect $P = 0.003$, P effect $P = 0.045$; HB = Harkeveen, N effect $P = 0.012$; Ru = Runderveen, geen bemestingseffect; BvSc = Bargerveen-Sphagnum cuspidatum, P effect $P = 0.035$ (ANOVAR).

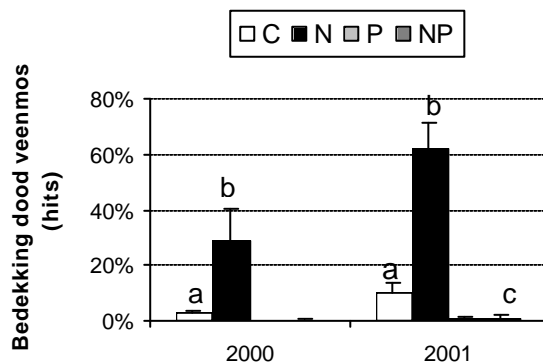
Tabel 2.4: Veenmosproductie in 2001 na 3,5 jaar bemesting met N en P met tussen haakjes de standaardfout. Berekend als $P = (Bs * h) - (?Bc/3.5)$, met Bs = bulkdensity stengel, ?Bc = verandering in bulkdensity capitulum gedurende experiment en h = hoogtegroeï. n = 5, n.s. = $P > 0.05$, * $P = 0.05$, ** $P = 0.01$, *** $P = 0.001$. Voor gebruikte afkortingen voor de veenmossoorten zie Tabel 2.1. Verschillende letters geven significante verschillen tussen de behandelingen weer. Effect staat voor behandelingseffect (ANOVA).

	Soort	Controle	N	P	NP	Effect
Clara bog (lr)						
Capitulum dichtheid ($\times 1000 \text{ m}^{-2}$)	Sm, Sp	14 (1)	13 (1)	16 (3)	18 (2)	n.s.
Capitulum gewicht (mg)		11.88 (0.93)	14.25 (1.95)	10.38 (1.71)	11.94 (1.29)	n.s.
Stengel gewicht (mg cm^{-1})		7.27 (0.74)	6.77 (1.71)	3.53 (0.62)	4.88 (1.47)	n.s.
Productie ($\text{g m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$)		105 (45)	100 (46)	68 (47)	109 (58)	n.s.
Reigerplas						
Capitulum dichtheid	Sm, Sp	10 (2)ab	12 (1)a	13 (1)b	16 (2)b	**
Capitulum gewicht		12.16 (0.77)ab	12.30 (1.42)a	11.61 (1.21)ab	7.52 (0.70)b	*
Stengel gewicht		8.01 (0.88)ab	8.43 (1.16)b	6.18 (1.01)a	4.38 (0.38)b	***
Productie		-11 (20)ab	-36 (17)a	156 (57)b	80 (20)ab	*
Bargerveen-Sp						
Capitulum dichtheid	Sp	16 (2)ab	9 (1)a	17 (1)b	16 (1)ab	*
Capitulum gewicht		9.96 (0.82)	12.63 (1.27)	9.02 (1.50)	10.00 (1.64)	n.s.
Stengel gewicht		6.51 (0.84)	9.07 (0.93)	4.74 (0.66)	6.68 (0.99)	n.s.
Productie		180 (21)a	22 (25)b	135 (35)a	84 (20)ab	**
Bargerveen-Sc						
Capitulum dichtheid	Sc	15 (1)a	10 (1)b	19 (2)a	16 (1)a	***
Capitulum gewicht		14.60 (1.40)	11.91 (0.78)	14.00 (2.48)	19.04 (3.55)	n.s.
Stengel gewicht		6.11 (0.56)a	6.97 (0.45)a	3.54 (0.49)b	6.50 (1.13)a	*
Productie		17 (18)ab	-86 (8)a	144 (99)bc	206 (64)c	***
Harkeveen						
Capitulum dichtheid	Sr	14 (1)	10 (1)	14 (1)	12 (2)	n.s.
Capitulum gewicht		9.80 (1.80)	7.19 (0.62)	8.54 (1.73)	8.76 (0.81)	n.s.
Stengel gewicht		2.66 (0.46)	2.91 (0.30)	3.20 (0.34)	2.63 (0.20)	n.s.
Productie		73 (28)	-7 (13)	127 (113)	119 (40)	n.s.
Runderveen						
Capitulum dichtheid	Sr	14 (1)ab	11 (2)a	19 (2)b	18 (1)b	**
Capitulum gewicht		10.14 (1.28)ab	6.44 (0.75)a	11.04 (1.30)b	6.61 (1.06)a	*
Stengel gewicht		3.04 (0.36)	2.64 (0.29)	3.27 (0.38)	2.30 (0.35)	n.s.
Productie		108 (56)	-19 (18)	92 (50)	64 (54)	n.s.

Dit sterk negatieve effect werd veroorzaakt door het verschijnen van de Veenmosgrauwkop (*Tephrocybe palustris*, Figuur 2.5), een schimmel die bijna 50% van al het veenmos in de met stikstof behandelde proefvlakken aantastte (Figuur 2.6). Bemesting met P had een tegenovergesteld effect. Er werden nauwelijks witte plekken waargenomen. Aantasting van veenmos door de Veenmosgrauwkop vormt overigens geen grootschalige bedreiging voor het Nederlandse hoogveen, al kan het plaatselijk voor problemen zorgen. Deze paddestoel is kenmerkend voor natte en zure omstandigheden en is een gewone soort voor hoogvenen. In de meeste gevallen is infectie van veenmos met deze soort enkel waar te nemen als een gedeeltelijke ontbladering van de zijtakken. Dit verschijnsel werd bijvoorbeeld ook in het veenmos uit Ierland waargenomen, ook buiten de met N bemeste proefvlakken. Echter de hevigheid van de infectie, het ontstaan van de dode, witte plekken, lijkt duidelijk in verband te staan met een hoge stikstofbelasting (Figuur 2.6). In Ierland werd bijvoorbeeld slechts op 1 plek een witte vlek waargenomen, en dit was in een met N bemest proefvlak. In veen in Canada, werden ook witte vlekken waargenomen, maar die waren geassocieerd met urineplekken van Elanden (persoonlijke mededeling S.A. Redhead). De aanwezigheid van (veel) witte plekken kan als indicator voor stikstofoverlast worden meegenomen.



Figuur 2.5: De Veenmosgrauwkop (*Tephrocybe palustris*), een paddestoel die dode plekken in veenmos kan veroorzaken.

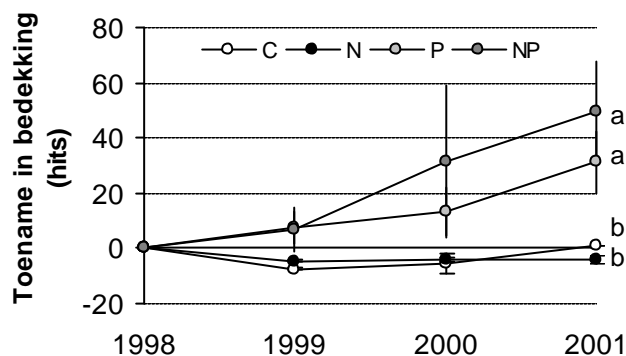


Figuur 2.6: Oppervlakte dood veenmos per bemestingsbehandeling per jaar (\pm standaardfout). Verschillende letters geven per jaar significante verschillen tussen de behandelingen weer (ANOVA).

Fosfor bleek voor 3 van de 6 locaties (Reigerplas, Bargerveen-Sp, Bargerveen-Sc) de beperkende factor voor veenmosgroei. In Clara Bog leek het veenmos ook positief op bemesting met P te reageren, maar dit effect was niet significant. Voor het Harkeveen en Rundeveen, beiden gedomineerd door *S. recurvum*, bleek bemesting met P geen

enkel effect op de hoogtegroeï van veenmos te hebben. Het relatief hoge P gehalte in het bodemwater van het Rundeveen (Tabel 2.6) doet vermoeden dat er enige verrijking plaats vond via uitspoeling van fosfaten van het omringende landbouwgebied. Dit kan wellicht een verklaring zijn voor de afwezigheid van een P effect in het Rundeveen, het veenmos had reeds voldoende P ter beschikking voor haar groei. Aangezien het Harkenveen op een soortgelijke wijze in landbouwgebied ligt ingebed, is eenzelfde verklaring aannemelijk.

In Reigerplas en Bargerveen-Sp, zorgde bemesting met P weliswaar voor een stimulatie van de veenmosgroei, maar veroorzaakte ook een verschuiving in de veenmossamenstelling. De hoogveenvormers *S. papillosum* en *S. magellanicum* die bij aanvang van het experiment 98% of meer van de proefvlakken bedekten, maakten in de loop van het experiment plaats voor *S. recurvum* die bovenstaande soorten overgroeide in de proefvlakken die met P werden bemest (Figuur 2.7 & Figuur 2.8).



Figuur 2.7: De toename in bedekking van *S. recurvum* per behandeling in de Reigerplas (\pm standaardfout). Verschillende letters geven significante verschillen tussen de behandelingen weer (ANOVAR).



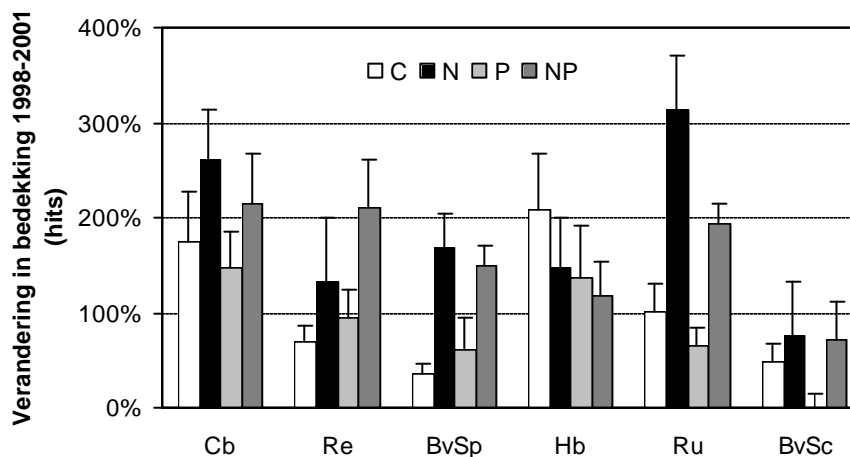
Figuur 2.8: *S. recurvum* vertoonde meer hoogtegroeï dan *S. magellanicum* en wist de laatste soort in de proefvlakken die met P werden bemest te overgroeien, Reigerplas.

In het veld viel op dat de met P bemeste proefvlakken een bol uiterlijk kregen. De veenmossen in het midden groeiden harder dan die aan de rand. Dit had met name in het Bargerveen-Sp, de Reigerplas en het Rundeveen tot gevolg dat bij zomers weer, juist die proefvlakken het gevoeligst bleken voor verdroging. De veenmoskopjes kleurden tijdelijk groenwit. Proefvlakken die licht werden beschadwd door Berken hadden minder last van dit verschijnsel. Het is waarschijnlijk dat deze extra gevoeligheid voor verdroging heeft bijgedragen aan de grote spreiding in de metingen aan *Sphagnum* groei. Een opvallend neveneffect van bemesting was verder de kleurverandering van de veenmossen. Een jaar na het starten van de behandelingen, bleken *S. magellanicum* en *S. rubellum* niet meer rood te kleuren in de proefvlakken die enkel met P werden bemest. Groene veenmossen, zoals *S.*

papillosum, *S. cuspidatum* en *S. recurvum*, kregen een lichtere, gelige teint. Deze verschijnselen werden in mindere mate ook waargenomen in de proefvlakken die een combinatie van N en P kregen toegediend. *S. magellanicum* en *S. rubellum* werden minder groen en *S. papillosum*, *S. cuspidatum* en *S. recurvum* werden niet gelig groen maar juist diep donkergroen. Bemesting met N, had enkel effect op de kleur van *S. papillosum*, die in de herfst niet meer gelig groenbruin kleurde.

Kruidenbedekking

Bemesting met stikstof leidde tot een toename in de bedekking met kruiden en dood materiaal (Figuur 2.9) op vier locaties, waaronder die in Ierland. Soorten als *Erica*, Kleine veenbes (*Oxycoccus palustris*), Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*) en Snavelzegge (*Carex rostrata*) wisten van de N gift te profiteren. De effecten van de behandelingen op de bedekking werden grotendeels weerspiegeld in bovengrondse biomassa (Tabel 2.5). Uit deze tabel blijkt dat in elk geval een aantal hogere planten ook door P gelimiteerd moet zijn geweest (zie ook verder in de tekst, waar de effecten van P worden besproken). De biomassa in de met N en P behandelde plots leek in veel gevallen hoger dan die in de plots die enkel met N werden bemest. Het lijkt op het eerste gezicht vreemd dat biomassa gegevens niet een precieze weerspiegeling zijn van de bedekking. Echter wanneer men zich realiseert dat de biomassa per hit (per keer dat een soort geraakt wordt) sterk afhangt van de groeivorm van de plant (Chiarucci *et al.* 1999; Heijmans 2000) wordt deze kleine discrepantie duidelijk. Bij een gelijke biomassa per oppervlakte eenheid, zal een soort als *Molinia*, met bladeren die verticaal zijn gericht immers minder vaak geraakt worden dan *Oxycoccus* die horizontaal gerichte bladeren heeft.

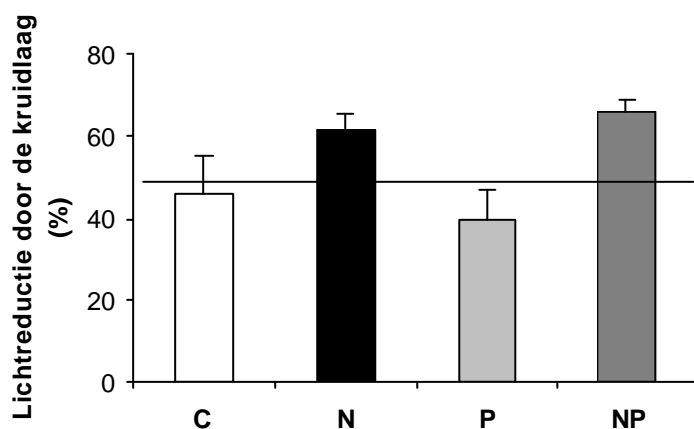


Figuur 2.9: Verandering in kruidenbedekking (\pm standaardfout) ten opzichte van 1998 na 3,5 jaar bemesting met N en P per onderzoekslocatie. Cb = Clara bog, N effect $P = 0.002$; Re = Reigerplas; N effect $P = 0.009$, P effect $P = 0.071$; BvSp = Bargerveen-Sphagnum papillosum, N effect $P = 0.003$; HB = Harkeveen, geen bemestingseffect; Ru = Rundeveen, N effect $P = 0.016$, P effect $P = 0.056$; BvSc = Bargerveen-Sphagnum cuspidatum, P effect $P = 0.073$ (ANOVA).

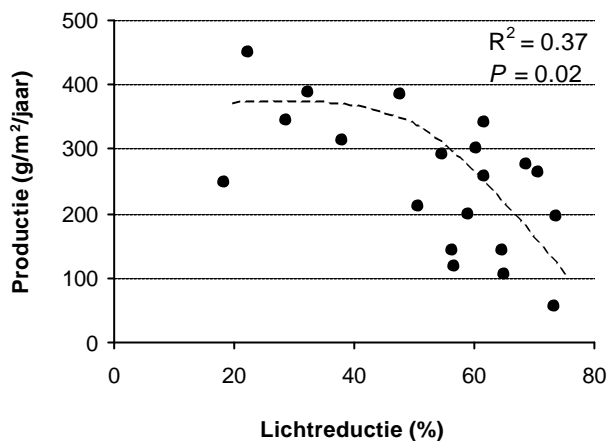
Tabel 2.5: Biomassa en strooisel van hogere planten na 3,5 jaar bemesting met N en P, met tussen haakjes de standaardfout. n=5, n.s.= $P > 0.05$, * $P = 0.05$, ** $P = 0.01$, *** $P = 0.001$.

	C	N	P	NP	N effect	P effect
Clara bog						
Biomassa (g m ⁻²)	89 (13)	161 (32)	115 (10)	175 (63)	n.s	n.s
Strooisel (g m ⁻²)	21 (5)	37 (9)	20 (7)	17 (6)	n.s.	n.s.
Reigerplas						
Biomassa	59 (14)	77 (12)	78 (14)	158 (23)	**	**
Strooisel	29 (8)	51 (8)	19 (9)	30 (11)	(*)	*
Bargerveen-Sp						
Biomassa	276 (61)	366 (39)	261 (42)	474 (87)	*	n.s.
Strooisel	49 (15)	66 (14)	36 (7)	52 (8)	n.s.	n.s.
Harkeveen						
Biomassa	118 (20)	273 (89)	149 (39)	110 (13)	n.s	n.s
Strooisel	30 (3)	51 (11)	32 (11)	26 (6)	n.s.	n.s.
Rundveen						
Biomassa	111 (12)	235 (32)	94 (15)	175 (7)	***	(*)
Strooisel	7 (2)	23 (7)	4 (2)	38 (4)	***	n.s.
Bargerveen-Sc						
Biomassa	22 (7)	27 (9)	46 (25)	65 (18)	n.s	(*)
Strooisel	45 (12)	81 (22)	29 (13)	29 (8)	n.s.	*

Dat de toename in vaatplanten bedekking consequenties had voor de hoeveelheid licht die tot het veenmos doordrong was het best waarneembaar in het Bargerveen waar de bedekking van met name *Erica* het hoogst was (Figuur 2.10). Hoe hoger de bedekking met kruiden, hoe minder licht tot het veenmos doordrong. Bij dichte schaduw, werd het veenmos iel van structuur (Figuur 2.12), de productie daalde drastisch (Figuur 2.11) en op den duur verdween het veenmos en maakte plaats voor Bronsmos (*Pleurozium schreberi*) of Heideklauwtjesmos (*Hypnum cupressiforme*). Wanneer er naast beschaduwing ook nog een toename plaats vond in de hoeveelheid beschikbaar stikstof, breidden algen zich uit en werd het veenmos verstikt (Figuur 2.13). De uitbreiding van algen in met stikstof bemeste proefvlakken, werd op alle locaties in meer of mindere mate waargenomen. De koppeling met beschaduwing kon echter alleen duidelijk worden gemaakt op 1 locatie (Bargerveen-Sp) omdat de vegetatiestructuur zich alleen daar leende voor lichtmetingen. Een lichtmeter onder *Erica* vegetatie schuiven was goed mogelijk, echter een meter onder een dichte kluwe *Oxycoccus* steken, bleek niet haalbaar.



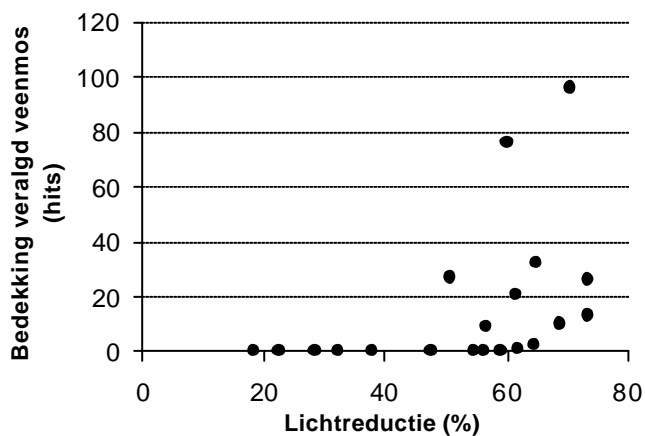
Figuur 2.10: Gemiddelde lichtreductie door de kruidlaag (\pm standaardfout) in Bargerveen-Sp. N effect $P = 0.004$ (ANOVA). Er werden 2 metingen per proefvlak uitgevoerd net boven de veenmoslaag met behulp van een lichtmeter (lichtgevoelig oppervlak van 1 m x 2 cm, DeltaT).



Figuur 2.11: Kwadratische relatie tussen de lichtreductie door de kruidlaag en de productie van *S. papillosum* in het Bargerveen.



Figuur 2.12: *Sphagnum papillosum* uit een kasexperiment dat 3 maanden lang werd gekweekt onder verschillende beschaduwingsniveau's. 0, 1, 2, 3, 4 = respectievelijk geen schaduw, 70 %, 85 %, 90 % en 95 % beschaduwing. Overgenomen uit Van Eekelen (2001).

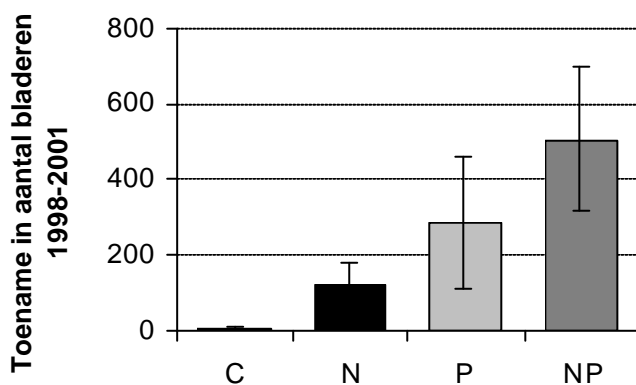


Figuur 2.13: Relatie tussen de lichtreductie door de kruidlaag en de bedekking van door algen bedekt veenmos in Bargerveen-Sp.

Bemesting met P had geen duidelijk effect op de bedekking met hogere planten (Figuur 2.9). De hoeveelheid dood materiaal leek wel af te nemen op 2 locaties, maar dit was waarschijnlijk een neveneffect van de verhoogde veenmosgroei; het dode materiaal werd eenvoudig overgroeid (Tabel 2.5). Op enkele locaties was wel een duidelijk effect op specifieke soorten waar te nemen. *Molinia* bijvoorbeeld, profiteerde sterk van fosfor bemesting in Bargerveen-Sc (Figuur 2.14 & Figuur 2.15). Deze resultaten worden ondersteund door de waarnemingen in de Mariapeel, waar een snelle vestiging van *Molinia* op pas gevormde drijftillen werd waargenomen bij een hoog P gehalte in het bodemwater (Figuur 2.45 & Figuur 2.46).



Figuur 2.14: *Molinia* profiteerde van bemesting met een combinatie van N en P in Bargerveen-Sc.



Figuur 2.15: Toename in aantal bladeren (\pm standaardfout) van *Molinia* tussen Juli 1998 en 2001 in Bargerveen-Sc. P effect $P = 0.044$, N effect n.s. (ANOVA).

Waterchemie

Wanneer het gehalte aan voedingsstoffen in het bodemwater van de verschillende locaties met elkaar wordt vergeleken, vallen de veel lagere waarden voor N in het lerse bodemwater op. De hoge depositie in Nederland heeft kennelijk een verrijking van het bodemwater veroorzaakt zoals ook al door Lamers *et al.* (2000) werd opgemerkt. Verder vielen de hoge concentraties K en P in het Rundeveen op. Wellicht is inspoeling van deze voedingsstoffen vanuit het omringende bemeste grasland een verklaring voor deze hoge waarden. Een andere mogelijkheid is dat we hier deels te maken hebben met een erfenis uit het verleden; enkele tientallen jaren geleden was het grasland nog landbouwgrond. Bovendien was de afscherpende haag bomen rond

het veentje nog niet aanwezig, zodat meststoffen direct het veentje in konden waaien (persoonlijke mededeling GJ Baaijens).

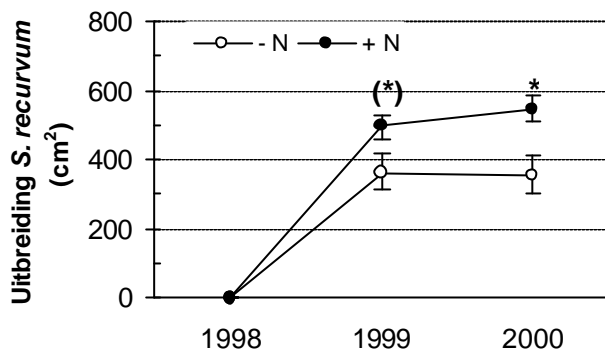
Bemesting met N en P bleek de samenstelling van het bodemwater op alle 4 bemonsterde locaties te beïnvloeden). Voor 3 locaties werd een toename in ammonium of nitraat gevonden in de proefvlakken die met N werden bemest. Op 2 locaties werd een verhoging van het fosfaat in het bodemwater gevonden wanneer met P werd bemest. Bemesting met P zorgde voor een verlaging van de concentraties ammonium of nitraat. Dit effect was het duidelijkste voor Bargerveen-Sc waar de concentratie stikstof in het bodemwater in de met P behandelde proefvlakken lager lag dan in de controle proefvlakken. Het blijft echter onduidelijk of de verlaging van het N gehalte in het bodemwater op deze locatie door een hogere opname van N door veenmos of door de zich uitbreidende *Molinia* werd veroorzaakt. Nadere uitwerking van chemische analyses moet uitkomst brengen.

Tabel 2.6: Gemiddelde concentraties N, P en K in het bodemwater (mg l⁻¹) op 10 cm diepte per onderzoekslocatie met de standaardfout tussen haakjes. n=15, n.s.= P > 0.05, * P = 0.05, ** P = 0.01, *** P = 0.001.

	C	N	P	NP	N effect	P effect
Clara Bog						
N-NH ₄ ⁺	0.08 (0.02)	0.09 (0.02)	0.06 (0.01)	0.08 (0.02)	n.s.	n.s.
N-NO ₃ ⁻	0.01 (0.01)	0.06 (0.02)	0.02 (0.01)	0.02 (0.01)	**	n.s.
P-PO ₄ ³⁻	0.01 (0.00)	0.00 (0.00)	0.02 (0.01)	0.01 (0.00)	*	n.s.
K ⁺	0.22 (0.04)	0.36 (0.08)	0.29 (0.07)	0.24 (0.06)	n.s.	n.s.
Reigerplas						
N-NH ₄ ⁺	0.27 (0.03)	0.45 (0.05)	0.39 (0.04)	0.44 (0.05)	**	n.s.
N-NO ₃ ⁻	0.01 (0.00)	0.09 (0.02)	0.02 (0.00)	0.03 (0.01)	***	n.s.
P-PO ₄ ³⁻	0.02 (0.01)	0.03 (0.01)	0.02 (0.01)	0.02 (0.01)	n.s.	n.s.
K ⁺	0.48 (0.10)	0.50 (0.13)	0.66 (0.12)	0.58 (0.11)	n.s.	n.s.
Rundeveen						
N-NH ₄ ⁺	0.24 (0.03)	0.29 (0.05)	0.36 (0.10)	0.32 (0.06)	n.s.	n.s.
N-NO ₃ ⁻	0.02 (0.01)	0.02 (0.01)	0.02 (0.00)	0.01 (0.00)	n.s.	n.s.
P-PO ₄ ³⁻	0.08 (0.02)	0.07 (0.02)	0.19 (0.02)	0.10 (0.02)	(*)	***
K ⁺	0.87 (0.14)	1.01 (0.14)	0.71 (0.12)	1.04 (0.14)	(*)	n.s.
Bargerveen-Sc						
N-NH ₄ ⁺	0.37 (0.08)	2.41 (0.24)	0.18 (0.04)	0.85 (0.14)	n.s.	***
N-NO ₃ ⁻	0.01 (0.00)	0.03 (0.01)	0.01 (0.00)	0.01 (0.01)	***	**
P-PO ₄ ³⁻	0.01 (0.01)	0.00 (0.00)	0.03 (0.01)	0.02 (0.01)	n.s.	***
K ⁺	0.57 (0.10)	0.63 (0.10)	0.34 (0.07)	0.39 (0.09)	n.s.	***

Stikstofdepositie en concurrentie vermogen van *Sphagnum recurvum*

Sphagnum recurvum heeft zich in Noordwest Europa de laatste decennia met name op de overgang van bult naar slenk sterk uitgebreid (Ferguson & Lee 1983; Tüxen 1983; Voigt & Johnson 1987; Risager 1998). Juist op deze overgang vindt men in het buitenland (Ierland, Noorwegen) nog vaak *S. magellanicum*. In Nederland vindt men deze soort hier nauwelijks meer. Het vermoeden bestaat dat hoge stikstofdepositie (mede) de oorzaak zou kunnen zijn van deze soortverschuiving (Twenhöven 1992).



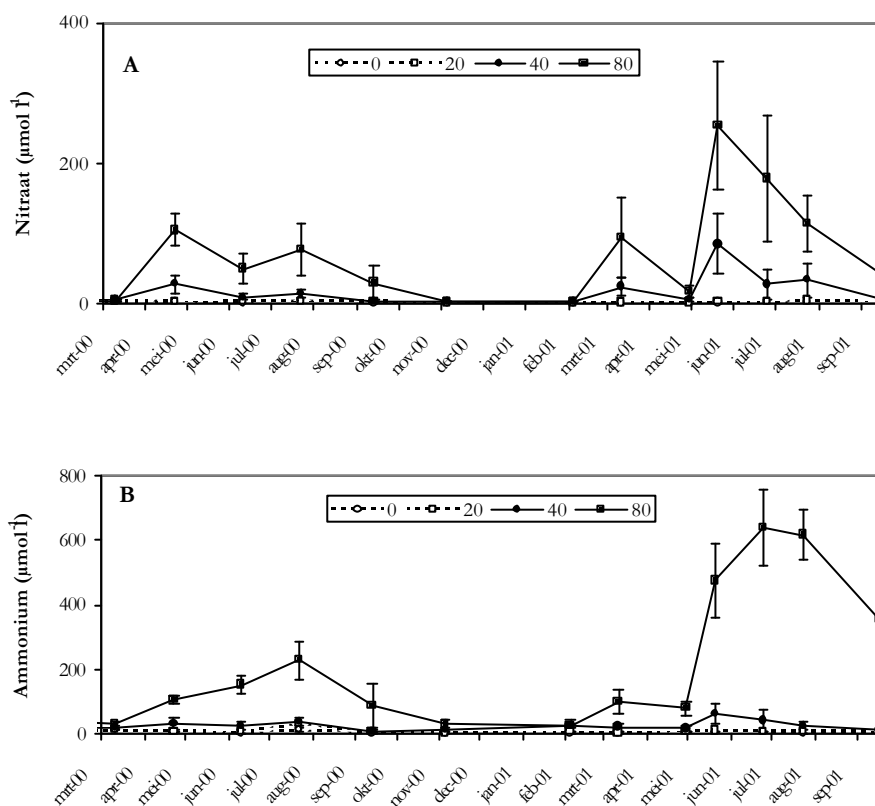
Figuur 2.16: Effect van N bemesting op de uitbreiding van *S. recurvum* (\pm standaardfout) in een *S. magellanicum* vegetatie tussen 1998 en 2000. Verschillen tussen de behandelingen werden getoetst met een t-Test. (*) $P = 0.07$, * $P = 0.02$.

S. recurvum dat extra stikstof kreeg toegediend, wist zich meer uit te breiden dan het *S. recurvum* dat geen extra stikstof kreeg toegediend (Figuur 2.16). Bij verhoogde stikstofdepositie is *S. recurvum* kennelijk in staat *S. magellanicum* op den duur te verdringen. Wat echter opvalt is de verzwakking van de groei in de loop van 2000. Dit duidt mogelijk op limitatie van de groei door een ander element dan stikstof. Voor fosfor werd dit in 2001 uitgezocht. Het zag er ernaar uit dat *S. recurvum* positief reageerde op het toegevoegde P. Echter de uitbreiding per proefvlak verschilde aanzienlijk en leek sterk af te hangen van de vochtvoorziening. In nattere proefvlakken deed het *S. recurvum* het doorgaans beter dan in de drogere, een interactie die ook werd gemeld door Aerts *et al.* (2001) en Twenhöven (1992). Of het P effect significant is, zal moeten blijken uit nadere uitwerking van de gegevens. Echter, wanneer men de uitbreiding van *S. recurvum* in de Nederlandse proefvlakken in aanmerking neemt (Figuur 2.7 & Figuur 2.8), is het waarschijnlijk dat *S. recurvum* het beste groeit op locaties die rijk zijn aan zowel N als P. Aangezien voor het huidige depositieniveau in Nederland geldt, dat alle locaties relatief rijk aan N zijn, zal (explosieve) groei van *S. recurvum* voornamelijk afhangen van de P rijkdom. Deze veronderstelling wordt ondersteund door het relatief hoge gehalte aan P in het bodemwater van het Runderveen (Tabel 2.6), dat volledig door deze soort werd gedomineerd.

Stikstofdepositie en de groei van Berk en Pijpenstrootje in verdroogde hoogvenen

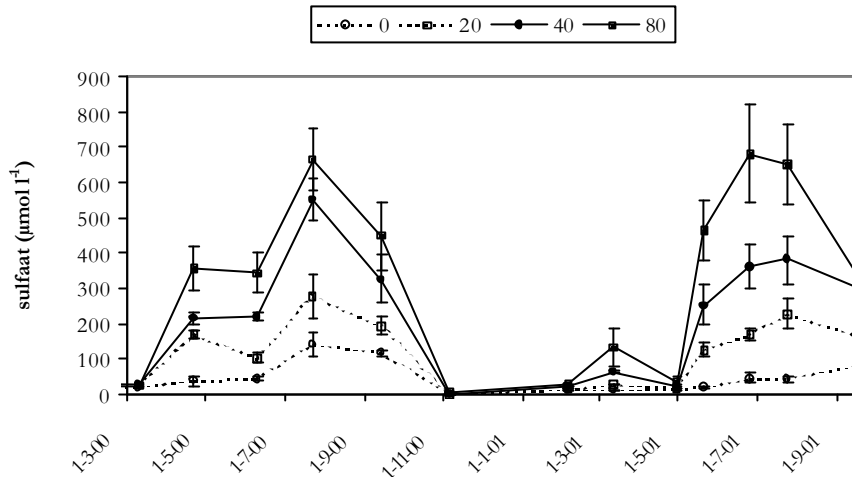
In een verdroogd en onvergraven deel van Clara bog werd de invloed van een verhoogde N-depositie op de groei van Berk, Pijpenstrootje en Eenrig wollegras onderzocht. De nitraat- en ammoniumconcentratie in het veenvocht namen vanaf de start van het experiment sterk toe bij een verhoging van de N-depositie (zie tussenrapportage 2000: Tomassen *et al.* 2001). Deze hoge concentraties werden gemeten omdat vrijwel direct na N-additie monsters werden genomen. Na aanpassing van de monstermethode (vanaf maart 2000) bleek gedurende het groeiseizoen 2000 de concentratie nitraat en ammonium alleen bij een stikstofadditie van $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ sterk verhoogd te zijn (respectievelijk maximaal 100 en $230 \mu\text{mol l}^{-1}$; Figuur 2.17a&b). Bij lagere toevoegingen van stikstof waren de nitraat en ammoniumconcentraties in het veenvocht lager dan respectievelijk 30 en $35 \mu\text{mol l}^{-1}$. In een natuurlijke situatie is de concentratie nitraat in bodemvocht zeer laag (rond $5 \mu\text{mol l}^{-1}$). De hoge nitraatconcentraties in dit experiment werden veroorzaakt door de afwezigheid van een levende veenmoslaag die zeer snel nitraat kan opnemen en door de zure omstandigheden (zie Figuur 2.19) waarbij geen denitrificatie (omzetting naar N_2) kon plaatsvinden. Nitraat moet dus door de vegetatie opgenomen zijn of uitgespoeld in perioden met een neerslagoverschot. In het laatste groeiseizoen (2001) waren de nitraatconcentraties bij een stikstofdepositie van zowel 40 als $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ sterk verhoogd (Figuur 2.17a). De concentratie ammonium in het bodemvocht bij een behandeling van $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ nam in het laatste groeiseizoen toe tot zeer extreme waarden ($640 \mu\text{mol l}^{-1}$; Figuur 2.17b).

De hoeveelheden ammonium die bij de 80 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ behandeling werden toegediend waren na 3 jaar te hoog om nog gebonden te kunnen worden aan het bodemadsorptiecomplex (verzadigd met ammonium) of te worden opgenomen door de vegetatie. Een belangrijk feit is dat de toegevoegde hoeveelheid N bovenop de achtergronddepositie van ongeveer 10 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ kwam. De ammoniumconcentratie bij de andere behandelingen was relatief laag door opname en binding aan het bodemadsorptiecomplex (Tabel 2.8). In vergelijking tot de situatie waarbij een levende veenmoslaag aanwezig is (zie eerste veldexperiment) waren de ammonium en nitraatconcentraties bij een extra depositie van 40 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ hoog. Bij aanwezigheid van veenmossen nam de concentratie bij de N behandeling (40 kg) toe tot 6,4 μmol l⁻¹ NH₄ (= 0,09 mg l⁻¹ N-NH₄) en 4,3 μmol l⁻¹ NO₃ (= 0,06 mg l⁻¹ N-NO₃). In dit experiment waren de concentraties ammonium en nitraat respectievelijk 60 en 85 μmol l⁻¹ bij een extra depositie van 40 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. De hoge opnamecapaciteit van voornamelijk *Sphagnum* was hiervoor verantwoordelijk.



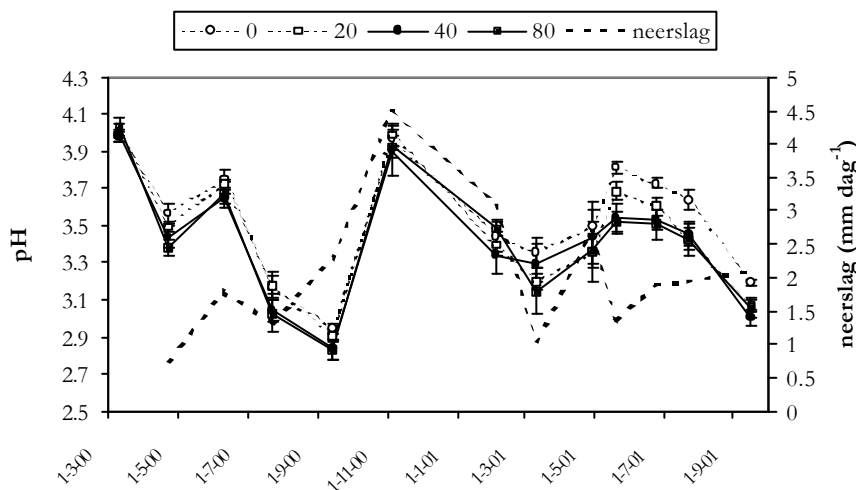
Figuur 2.17a&b: Effect van N-depositie op de concentratie van a) NO₃⁻ en b) NH₄⁺ (± standaardfout) in het veenvocht van Clara bog op 5 cm diepte.

Ammonium werd gedeeltelijk toegevoegd in de vorm van ammoniumsulfaat (bij hoge NH₃ en SO₂ concentraties in de lucht is er co-depositie van uiteindelijk ammonium en sulfaat), hierdoor waren de sulfaatconcentraties in het bodemwater sterk verhoogd (Figuur 2.18). Aan het begin van het groeiseizoen (start N addities) nam de sulfaatconcentratie geleidelijk toe en bereikte maximale concentraties rond juli – augustus. Hierna nam de concentratie af door afname van de verdamping (lagere temperaturen) en een toename van de neerslag (uitspoeling). Andere ionen, zoals bijvoorbeeld natrium, gaven vergelijkbare seizoensfluctuaties als gevolg van indamping in de zomermaanden en verdunning in de wintermaanden.



Figuur 2.18: Effect van verhoogde N-depositie (gedeeltelijk toegevoegd als ammoniumsulfaat) op de sulfaatconcentratie (\pm standaardfout) in het bodemvocht op 5 cm diepte.

De pH van het bodemvocht tijdens het experiment was zeer laag en fluctueerde tussen 4.0 en 2.8. Stikstofadditie had weinig effect op de pH (Figuur 2.19) en de grootste variaties werden veroorzaakt door het tijdstip in het jaar. Gedurende het groeiseizoen 2000 nam de pH bij alle behandelingen sterk af. In het laatste groeiseizoen (2001) was de pH pas aan het einde sterk verlaagd. Deze veranderingen in pH werden veroorzaakt door uitdroging van het veen. In natte perioden nam de pH van het bodemvocht namelijk weer toe (Figuur 2.19). Tijdens droge perioden kan zuurstof dieper in het veen doordringen en vinden oxidatieprocessen plaats. Bij deze oxidatie komen waterstofionen (zuurionen) vrij die zorgen voor een verlaging van de pH. Bij gelijke neerslag zal de zuurproductie in de zomermaanden hoger zijn dan in de wintermaanden omdat in de zomer de oxidatieprocessen sneller verlopen en omdat de verdamping hoger is.



Figuur 2.19: Effect van verhoogde N-depositie op de pH van het bodemvocht (\pm standaardfout) op 5 cm diepte van maart 2000 tot en met september 2001. Tevens staat de neerslag (mm dag^{-1}) weergegeven (rechter y-as).

De concentratie fosfaat in het bodemwater was bij alle N behandelingen lager dan $1 \mu\text{mol l}^{-1}$ (de totale concentratie opgeloste P verbindingen was lager dan $2,5 \mu\text{mol l}^{-1}$). Bij een lage fosfaat beschikbaarheid kan een groeirespons van de vegetatie uitblijven

doordat de groei wordt gelimiteerd door fosfaat. De concentratie kalium, een ander belangrijk nutriënt voor planten, fluctueerde tussen 10 en 20 $\mu\text{mol l}^{-1}$.

Tabel 2.7: C/N, C/P en N/P ratio en de mineralisatiesnelheid van het veen (\pm standaardfout) na 3 jaar additie van verschillende hoeveelheden stikstof. Verschillende letters geven significante verschillen tussen behandelingen weer.

<i>N-depositie</i> <i>kg ha⁻¹ jaar⁻¹</i>	<i>C/N ratio</i> <i>g g⁻¹</i>	<i>C/P ratio</i> <i>g g⁻¹</i>	<i>N/P ratio</i> <i>g g⁻¹</i>	<i>Mineralisatie</i> <i>$\mu\text{mol g}^{-1} \text{dag}^{-1}$</i>
0	37.3 \pm 0.5 ^a	1409 \pm 56 ^a	37.8 \pm 1.2 ^a	11.81 \pm 1.17
20	37.8 \pm 1.0 ^a	1561 \pm 24 ^{ab}	41.3 \pm 0.5 ^{ab}	9.30 \pm 0.55
40	35.5 \pm 0.4 ^{ab}	1552 \pm 23 ^{ab}	43.8 \pm 0.8 ^{bc}	10.43 \pm 0.77
80	34.4 \pm 0.3 ^b	1617 \pm 40 ^b	47.1 \pm 1.1 ^c	10.94 \pm 0.55

Veen dat blootgesteld gestaan heeft aan hoge deposities van stikstof had een lagere C/N ratio door een toename van de stikstofconcentratie bij gelijk blijvende koolstofconcentratie (Tabel 2.7). De C/P ratio nam toe door een afname van de fosforconcentratie (verhoogde opname van P door de vegetatie). Veen met een lagere C/N ratio is mogelijk eenvoudiger afbreekbaar door de extra beschikbaarheid van stikstofvoeding voor de bacteriën betrokken bij de mineralisatie. Incubatieproeven gaven aan dat de mineralisatie niet gestimuleerd werd bij een lagere C/N ratio (Tabel 2.7). Dit werd mogelijk veroorzaakt door de ongunstigere C/P ratio (Tabel 2.7), maar ook door de zeer zure omstandigheden in het veen (Figuur 2.19). In dit verdroogde deel van het veen in Ierland had een verhoging van de stikstofdepositie geen effect op de afbraaksnelheid van het veen.

Tabel 2.8: Water- en/of zoutextraheerbaar nitraat, ammonium, kalium, calcium, magnesium & sulfaat (in $\mu\text{mol kg}^{-1} \text{DW} \pm$ standaardfout) in het veen na 3 jaar additie van verschillende hoeveelheden stikstof. Verschillende letters geven significante verschillen tussen behandelingen weer.

	N depositie (kg ha⁻¹ jaar⁻¹)			
	0	20	40	80
NO ₃ ⁻ (H ₂ O)	45 \pm 9	74 \pm 11	74 \pm 25	143 \pm 19
NH ₄ ⁺ (H ₂ O)	140 \pm 21 ^a	129 \pm 16 ^a	423 \pm 42 ^b	2261 \pm 264 ^c
Ca ²⁺ (H ₂ O)	245 \pm 42	192 \pm 22	259 \pm 66	189 \pm 9
Mg ²⁺ (H ₂ O)	210 \pm 53	159 \pm 11	170 \pm 20	125 \pm 11
SO ₄ ²⁻ (H ₂ O)	791 \pm 96 ^a	758 \pm 56 ^a	997 \pm 115 ^{ab}	1360 \pm 165 ^b
NH ₄ ⁺ (NaCl)	257 \pm 41 ^a	459 \pm 216 ^a	1706 \pm 482 ^b	13189 \pm 1832 ^c
Ca ²⁺ (NaCl)	39396 \pm 3072	40210 \pm 3871	41065 \pm 3298	41351 \pm 2811
Mg ²⁺ (NaCl)	31628 \pm 3699	28444 \pm 2215	26581 \pm 1746	27356 \pm 3284

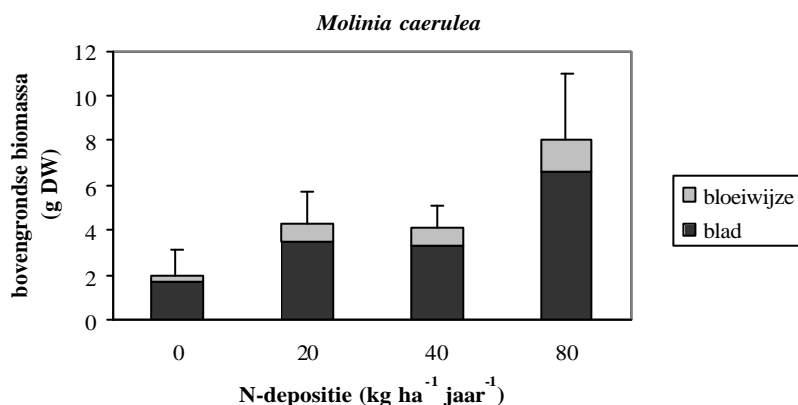
De concentratie ammonium, nitraat en sulfaat geabsorbeerd aan het veen nam zoals verwacht toe bij een toename van de experimentele stikstofadditie (Tabel 2.8). De concentratie calcium en magnesium in waterextracten was iets lager bij een extra stikstofdepositie van 80 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Om de totale potentiële verdringing van kationen (positieve ionen) te bepalen werd het veen uitgeschud met NaCl (0,2 M). De hoeveelheid gebonden ammonium nam zeer sterk toe bij een toename van de depositie. Een verdubbeling van de depositie van 20 naar 40 kg N en van 40 naar 80 kg N zorgde voor een verhoging van respectievelijk een factor vier en zeven. Relatief werd er meer ammonium aan het veen gebonden doordat de fractie ammonium dat opgenomen is steeds beperkter werd. Opvallend waren de grote hoeveelheden calcium en magnesium die vrij gemaakt werden door uitschudden met zout (Tabel 2.8). Bij calcium werd ongeveer 43% van het totaal aanwezige calcium vrijgemaakt en voor magnesium ongeveer 64%. Het veen is onder gebufferde omstandigheden ontstaan en bevat waarschijnlijk als gevolg van 'recycling' nog steeds grote hoeveelheden calcium en magnesium. Ook de aanwezigheid van soorten van meer

gebufferde omstandigheden (zoals Waterdrieblad) op nattere delen van het veen indiceren de relatief gebufferde omstandigheden op Clara bog.

Tabel 2.9: Enkele morfologische kenmerken (gemiddelde \pm standaardfout) van Pijpenstrootje bij verschillende N-depositie in een onvergraven, verdroogd deel van Clara bog na 3 jaar verhoogde stikstofdepositie.

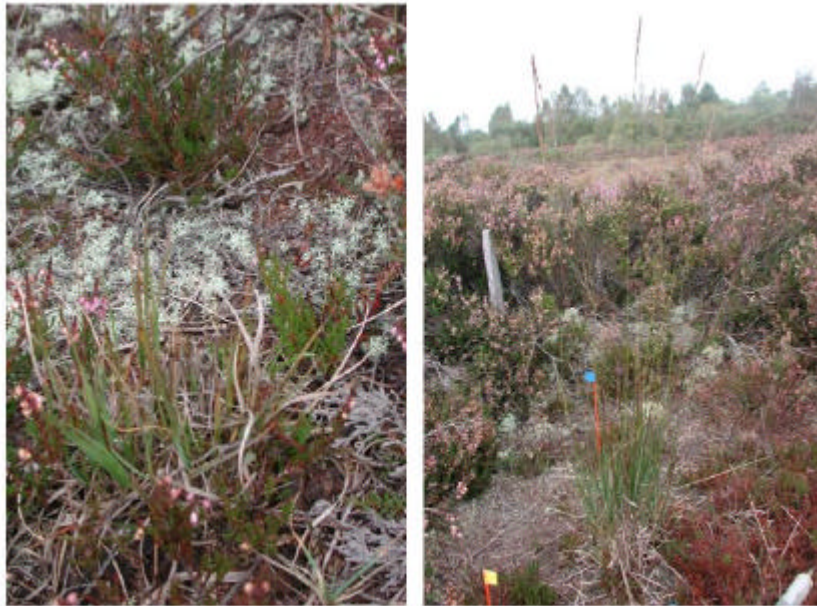
N-depositie kg ha ⁻¹ jaar ⁻¹	Aantal groene scheuten	Maximale hoogte blad (mm)	Aantal bloeiwijzen
0	23 \pm 5	190 \pm 41	3 \pm 3
20	40 \pm 5	200 \pm 19	6 \pm 4
40	35 \pm 10	246 \pm 14	5 \pm 3
80	43 \pm 11	296 \pm 25	9 \pm 3

Verhoging van de stikstofdepositie had geen effect op de groei van Berk en Eenarig wollegras. De geïntroduceerde Berkjes groeiden vrijwel niet en een gedeelte stierf zelfs (ongeacht de behandeling). De stikstofconcentratie in het blad van Berk nam significant toe bij een hogere stikstofdepositie (Tabel 2.10). Het uitblijven van gestimuleerde groei en de sterke toename van de stikstofconcentratie in het blad geven aan dat een ander nutriënt de groei limiteerde. Op grond van de N/P ratio blijkt dat de groei in ieder geval (mede) gelimiteerd werd door fosfor. N/P ratio's varieerden tussen 20 en 76 en ratio's boven 16 wijzen op P-limitatie (Koerselman & Meuleman 1996). De zeer zure omstandigheden hadden waarschijnlijk ook ongunstige effecten op de groei van Berk. De groei van Eenarig wollegras werd eveneens niet beïnvloed door de extra beschikbaarheid van stikstof. De chemische samenstelling van het blad verschilde niet tussen de verschillende stikstofdeposities. Op basis van de N/P ratio blijkt dat ook de groei van Eenarig wollegras gelimiteerd werd door fosfor in plaats van stikstof (Tabel 2.10).



Figuur 2.20: Biomassa van blad en bloeiwijzen (g drooggewicht; gemiddelde \pm standaardfout; n=4) van Pijpenstrootje bij een verschillende stikstofdepositie gedurende 3 jaar.

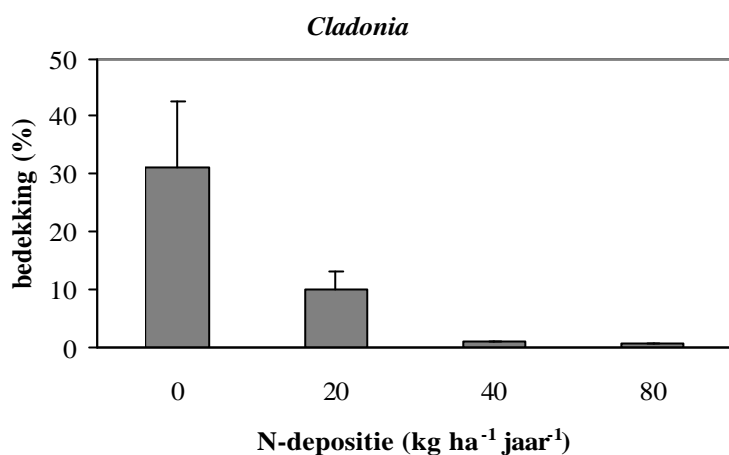
Verhoging van de N-depositie lijkt wel effect op de groei van Pijpenstrootje te hebben gehad (Tabel 2.9, Figuur 2.20 & Figuur 2.21). Het aantal groene scheuten en bloeiwijzen en de hoogte van het blad namen toe bij een toename van de stikstofdepositie, maar de verschillen waren niet significant. De bovengrondse biomassa van Pijpenstrootje lijkt toegenomen te zijn bij een toename van de depositie, maar de verschillen waren niet significant ($p = 0.18$) vanwege de grote spreiding. Analyse van het blad leverde geen verschillen in nutriëntenconcentratie op (Tabel 2.10). De hoge N/P ratio van 41 tot 52 geeft aan dat de groei door fosfor gelimiteerd werd, maar Pijpenstrootje kan blijkbaar zeer effectief met het beschikbare P omgaan, zodat toch extra biomassa gevormd kon worden.



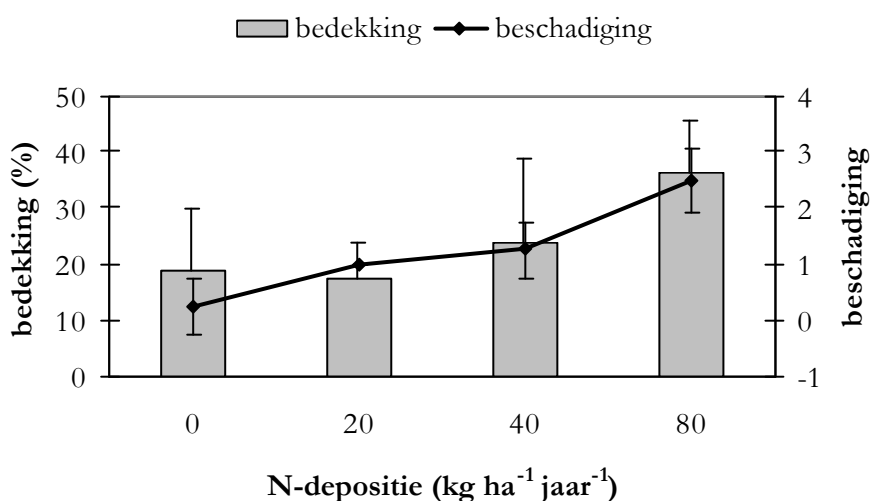
Figuur 2.21: Illustratie van een controlebehandeling (links) en een 80 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ behandeling (rechts) na 3 jaar. Een verdubbeling van de Nederlandse depositie had in Ierland een gestimuleerde groei van Pijpenstrootje tot gevolg en afsterven van Cladonia en Struikhei.

Naast de geïntroduceerde soorten werden de proefvlakken bedekt door Struikhei en de bodembedekkende korstmoss *Cladonia* sp. Deze soorten werden bij de inrichting van het experiment grotendeels verwijderd (Struikhei alleen bovengronds) en tijdens de duur van het experiment vond hergroei plaats. De bedekking van *Cladonia* in de proefvlakken was significant afgenomen als gevolg van verminderde hergroei bij verhoogde stikstofdepositie (Figuur 2.21 & Figuur 2.22; $p = 0.01$). Ten opzichte van de controlebehandeling was de bedekking significant lager bij een experimentele stikstofdepositie van 40 en 80 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Chemische analyse gaf aan dat de concentratie stikstof en zwavel toegenomen waren bij een hogere ammonium(sulfaat) additie (Tabel 2.10). *Cladonia* blijkt zeer gevoelig te zijn voor hoge N en S concentraties en de hergroei in de proefvlakken was sterk afgenomen. Het verdwijnen van bodembedekkende korstmossen in de Nederlandse hoogvenen lijkt hoogst waarschijnlijk veroorzaakt te zijn door de hoge stikstof- en zwaveldepositie in Nederland de laatste decennia. Andere onderzoeken geven ook de gevoeligheid van korstmossen voor zwavel- en stikstofverbindingen aan (bijvoorbeeld Van Dobben *et al.* 1983; Van der Eerden *et al.* 1991; Press *et al.* 1998; Hyvärinen & Crittenden 1998; Carroll *et al.* 1999).

De totale bedekking van Struikhei (vitaal & minder vitaal) in de verschillende proefvlakken was niet significant verschillend. Bij de hoogste stikstofadditie lijkt de bedekking wel toegenomen te zijn (Figuur 2.23). De vitaliteit van Struikhei bij 40 en 80 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ was significant lager dan bij de controlebehandeling ($p < 0.001$). De zeer hoge ammonium en sulfaatconcentratie veroorzaakte grote schade aan Struikhei (Figuur 2.21 & Figuur 2.23). Initieel stimuleerde stikstofdepositie waarschijnlijk de groei van Struikhei, maar na langere tijd werden toxische concentraties bereikt die voor afsterven van Struikhei hebben gezorgd.



Figuur 2.22: Bedekking van het proefvlak (gemiddelde ± standaardfout) door de korstmos *Cladonia* bij verschillende stikstofdepositie gedurende 3 jaar.



Figuur 2.23: Bedekking van de proefvlakken door *Struikhei* (gemiddelde ± standaardfout) bij verschillende stikstofdepositieniveaus gedurende 3 jaar. Tevens is beschadiging als gevolg van de behandelingen weergegeven als 'beschadigingfactor', waarbij 4 verschillende klassen werden onderscheiden: 0 (geen beschadiging), 1 (lichte beschadiging), 2 (middelmatige beschadiging) & 3 (zwaar beschadigd).

Tabel 2.10: Chemische samenstelling (gemiddelde \pm standaardfout) van Pijpenstrootje, Berk, Eenarig wollegras, Struikhei en *Cladonia* na 3 jaar extra experimentele stikstofdepositie van 0, 20, 40 en 80 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Verschillende letters geven, binnen één soort, significante verschillen aan ($p < 0.05$).

	N-depositie kg ha ⁻¹ jaar ⁻¹	N $\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	P $\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	K $\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	S $\mu\text{mol g}^{-1}$ DW	N/P g g ⁻¹
Pijpenstrootje	0	1227 \pm 92	12.3 \pm 0.9	204 \pm 12.7	49 \pm 4	45.9 \pm 4.7
	20	1340 \pm 63	14.7 \pm 0.6	205 \pm 14.4	57 \pm 4	41.4 \pm 1.8
	40	1285 \pm 124	13.1 \pm 1.8	220 \pm 14.4	64 \pm 8	46.0 \pm 5.3
	80	1452 \pm 66	12.8 \pm 0.8	179 \pm 12.5	65 \pm 2	52.1 \pm 3.7
Berk	0	948 \pm 123 ^a	19.9 \pm 4.7	98 \pm 9	32 \pm 3	24.4 \pm 4.7 ^{ab}
	20	1325 \pm 182 ^{ab}	32.4 \pm 8.0	202 \pm 48	67 \pm 44	20.1 \pm 2.4 ^a
	40	1488 \pm 172 ^{ab}	18.4 \pm 2.2	123 \pm 27	42 \pm 3	37.4 \pm 3.5 ^b
	80	1958 \pm 235 ^b	12.9 \pm 2.6	125 \pm 6	39 \pm 13	76.1 \pm 13.9 ^c
Eenarig Wollegras	0	671 \pm 65	17.0 \pm 2.1	132 \pm 4	31 \pm 1	18.0 \pm 0.6
	20	681 \pm 32	16.5 \pm 2.5	140 \pm 11	28 \pm 1	19.8 \pm 0.6
	40	660 \pm 46	15.0 \pm 1.6	133 \pm 14	30 \pm 1	20.2 \pm 1.1
	80	740 \pm 47	13.9 \pm 3.1	111 \pm 19	31 \pm 1	26.7 \pm 4.0
Struikhei	0	761 \pm 28 ^a	11.9 \pm 0.3	82 \pm 8	39 \pm 1 ^a	28.9 \pm 1.1 ^a
	20	808 \pm 20 ^a	11.5 \pm 0.3	89 \pm 9	40 \pm 1 ^a	31.9 \pm 1.1 ^a
	40	1009 \pm 86 ^b	11.3 \pm 0.8	76 \pm 8	45 \pm 3 ^{ab}	40.5 \pm 1.3 ^b
	80	1404 \pm 31 ^c	11.9 \pm 0.7	77 \pm 7	52 \pm 1 ^b	54.1 \pm 4.8 ^c
Cladonia	0	431 \pm 27 ^a	8.5 \pm 1.1	24 \pm 1	21 \pm 2 ^a	23.7 \pm 2.4 ^a
	20	627 \pm 14 ^b	7.8 \pm 0.1	23 \pm 1	30 \pm 1 ^b	36.2 \pm 0.7 ^b
	40	692 \pm 40 ^b	8.3 \pm 0.8	28 \pm 3	34 \pm 2 ^b	38.2 \pm 2.4 ^b
	80	983 \pm 3 ^c	7.6 \pm 0.2	27 \pm 1	46 \pm 1 ^c	58.4 \pm 1.9 ^c

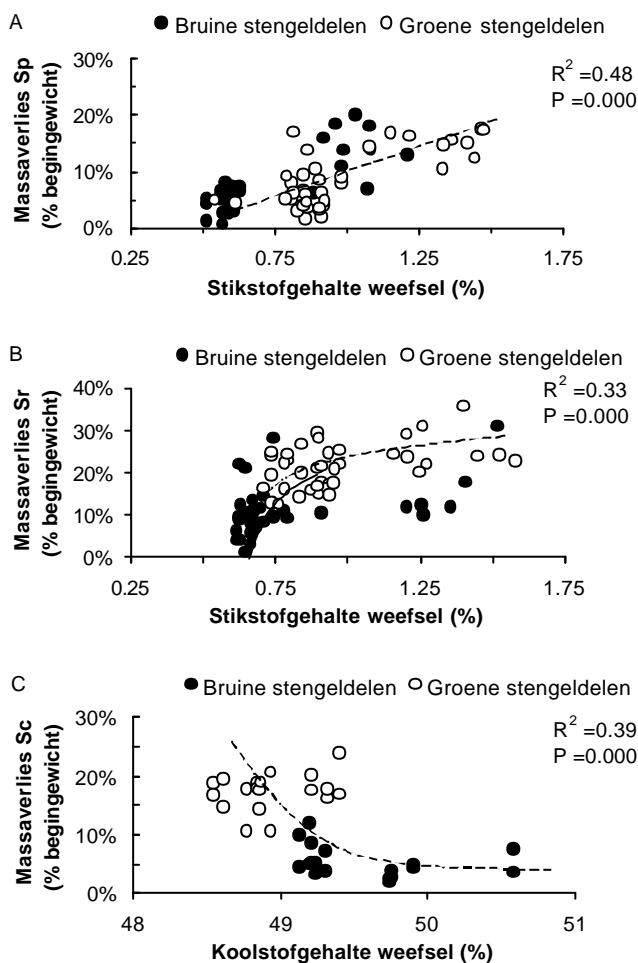
2.3.3 Decompositie

De diktegroei van een veenpakket wordt bepaald door de verhouding tussen groei en afbraak (decompositie) van met name veenmos. Een verhoogd stikstofgehalte in afgestorven planten en mossen, veroorzaakt door een verhoogde stikstofdepositie, kan de afbraak van dit organisch materiaal stimuleren. Hierdoor kan een situatie ontstaan waarin jaarlijks meer veen afbreekt dan dat er aangroeit. Er vindt dan een degradatie van het veenpakket en de bijbehorende hoogveenvegetatie plaats. In een decompositie experiment werd deze relatie onderzocht.

Het Nederlandse veenmos had een veel hoger stikstofgehalte dan het Ierse veenmos (zie Tomassen *et al.* 2001) en brak sneller af. *S. papillosum* uit Nederland bijvoorbeeld, verloor ongeveer twee maal zoveel massa als het Ierse *S. papillosum* (15% en 8% respectievelijk). Voor *S. recurvum* was dit verschil iets kleiner (26% en 17% respectievelijk). Het massaverlies van *Eriophorum* was ongeveer gelijk en bedroeg ongeveer 25% in het eerste jaar. Wanneer het massaverlies uit litterbags van Ierse *S. magellanicum*, *S. papillosum*, *S. recurvum* en *S. cuspidatum* met elkaar werd vergeleken, bleken de bultvormers *S. magellanicum* en *S. papillosum* langzamer af te breken dan de slenksoorten *S. recurvum* en *S. cuspidatum*. Verder bleek *S. recurvum* weer sneller af te breken dan *S. cuspidatum* (gegevens niet weergegeven). De plek waar het veenmos was ingegraven (*S. cuspidatum* of *S. papillosum* vegetatie) had geen invloed op het massaverlies. Het verschil in afbreekbaarheid tussen bult- en slenkbewonende *Sphagna* wordt ook gemeld in andere studies die deels zijn uitgevoerd met dezelfde soorten, hoewel de gevonden massaverliezen en gebruikte methoden sterk verschilden tussen de studies (Clymo 1965; Reader & Steward 1972; Rosswall *et al.* 1975; Coulson & Butterfield 1978; Rochefort *et al.* 1990; Johnson & Damman 1991). In de laatste studie werd wel een effect van ingraaf milieu gevonden, wanneer de milieus verschilden in zuurstof rijkdom. Wanneer dit niet het geval was, verdween het effect. Het is goed mogelijk dat de plekken waar onze litterbags werden

ingegraven niet verschilden in zuurstof rijkdom, immers in beide gevallen werden de zakjes net boven het hoogste bodemwater niveau geplaatst.

De relatie tussen het stikstofgehalte van het weefsel en massaverlies bleef onduidelijk. Voor *S. papillosum* en *S. recurvum* leek dit verband te bestaan wanneer veenmos met een voldoende verschillend stikstofgehalte werd vergeleken (Figuur 2.24A & Figuur 2.24B). Veenmos met een hoog stikstofgehalte vertoonde meer massaverlies dan veenmos met een laag stikstofgehalte. Voor *S. cuspidatum* werd een negatief verband gevonden tussen het koolstofgehalte en het massaverlies (Figuur 2.24C). Het massaverlies van *S. magellanicum* vertoonde een zeer zwak positief verband met het stikstofgehalte en een zwak negatief verband met het koolstofgehalte (gegevens niet weergegeven). Het stikstofgehalte van veenmos blijkt kennelijk wel een rol te spelen in de afbraak, maar is geen afdoende verklaring voor het verschil in afbraak tussen Nederlands en Iers materiaal. Verschillen in chemische samenstelling (Verhoeven & Liefveld 1997), mogelijk veroorzaakt door het verschil in depositie, zouden een verklaring kunnen bieden.



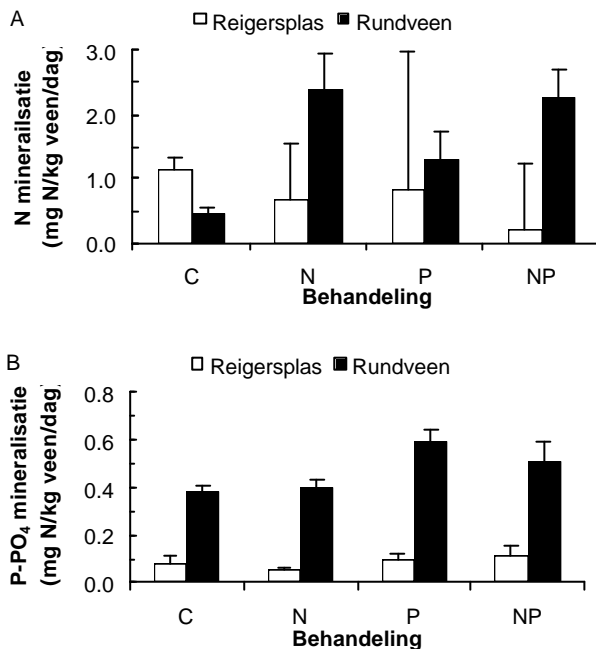
Figuur 2.24: De relatie tussen A) het stikstofgehalte van *S. papillosum* en het massaverlies uit ingegraven litterbags, B) het stikstofgehalte van *S. recurvum* en het massaverlies en C) het koolstofgehalte van *S. cuspidatum* en het massaverlies. De gegevens komen uit 3 deelexperimenten. De weergegeven lijnen geven de beste regressielijn weer.

2.3.4 Mineralisatie

De mineralisatie van stikstof (Figuur 2.25A) werd niet beïnvloed door de behandelingen, al leek dat voor het Rundeveen wel het geval te zijn ($P = 0.09$,

ANOVA). Bij de Reigerplas viel de aanzienlijke spreiding in mineralisatie in de bemeste proefvlakken op. Over alle behandelingen gezien, verschilde de mineralisatie niet tussen beide locaties. Maar wanneer enkel naar de niet bemeste proefvlakken wordt gekeken, was de N mineralisatie in de Reigerplas hoger dan die in het Rundveen ($P = 0.03$, t-Test). De gevonden waarden zijn relatief laag vergeleken bij de door Verhoeven *et al.* (1990) gemeten waarden voor veen, al komen ze dicht bij die voor het Meerstalbok.

De fosformineralisatie (Figuur 2.25B) in het Rundveen was hoger dan in de Reigerplas ($P = 0.001$, ANOVA). Bemesting met P bevorderde de mineralisatie van fosfor. Echter dit effect kan ook veroorzaakt zijn door een methodische fout. Voor de beginmeting, werd enkel uitgeschud met KCl hetgeen een oplossing opleverde waarin geen P werd aangetroffen. Voor de eindmeting werd de bodem ook met lactaatbuffer uitgeschud, wat de weergegeven resultaten opleverde. Het is daarom mogelijk dat het extra gemeten fosfor reeds in het begin aan de bodem gebonden heeft gezeten en niet gemeten is. De gevonden waarden vallen binnen de range van de metingen van Verhoeven *et al.* (1990), al zijn ze nog aan de lage kant.



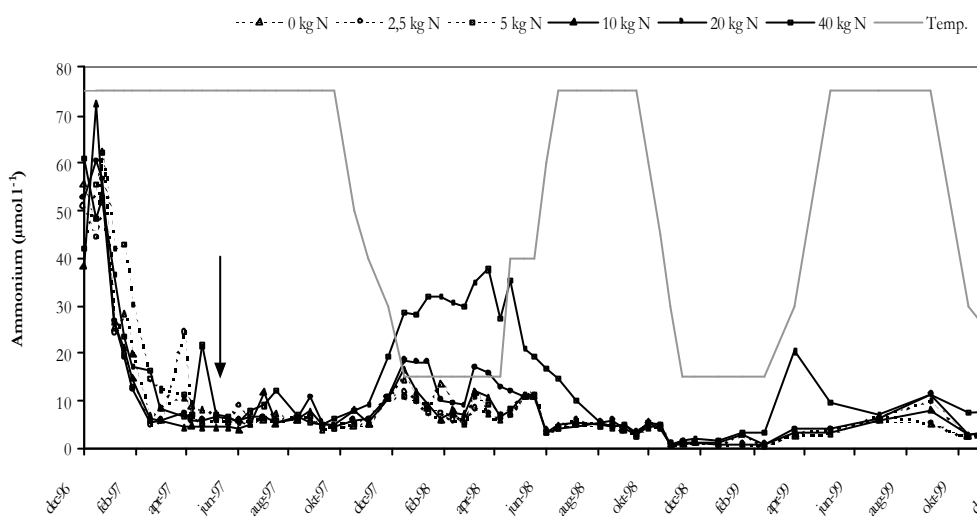
Figuur 2.25: Het effect van bemesting op de mineralisatie (\pm standaardfout) van A) stikstof en B) fosfor. Er was een significant P effect op fosformineralisatie ($P = 0.05$, ANOVA).

2.3.5 Bemestingsexperimenten in de kas

Effecten van een verhoogde stikstofdepositie op de groei van Berk en Pijpenstrootje in *Sphagnum recurvum*

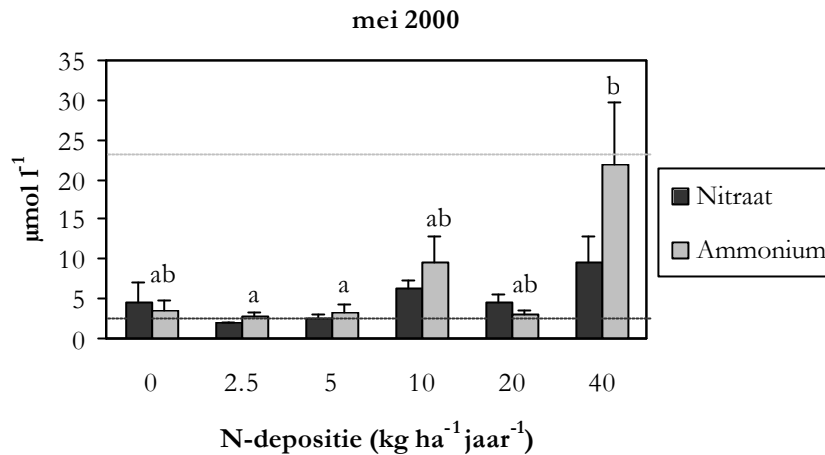
In hoogveenrestanten in Nederland vindt een sterke uitbreiding plaats van Berk en Pijpenstrootje. Het vermoeden bestaat dat het hoge gehalte aan stikstof in de neerslag de oorzaak hiervan kan zijn. Om hierin een beter inzicht te krijgen werd een laboratoriumexperiment ingezet waarbij de hoeveelheid stikstof in het regenwater werd gevarieerd. De plaggen waren afkomstig uit Nederland (totale depositie $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) en om uitspraken te kunnen doen over effecten van lagere stikstofdeposities ($0 - 20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) werden de plaggen gedurende 5 maanden doorgespoeld met stikstofvrij regenwater. Tijdens deze voorbehandeling daalde de ammoniumconcentratie in het veenvocht van $40 - 60 \mu\text{mol l}^{-1}$ naar concentraties lager dan $10 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Figuur 2.26). Op dat moment werd gestart met de verschillende

stikstofaddities. Tijdens het eerste groeiseizoen bleef de ammoniumconcentratie bij alle behandelingen zeer laag (5-10 $\mu\text{mol l}^{-1}$). Na start van de eerste winterperiode nam alleen bij een stikstofdepositie van 40 $\text{kg ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$ de concentratie vrij ammonium in het veenwater toe tot ongeveer 35 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Figuur 2.26). Na de eerste winterperiode nam de concentratie ammonium weer af tengevolge van verhoogde opname door de vegetatie. Tijdens de tweede en derde winterperiode werd deze stijging niet waargenomen. Doordat de vegetatie zich verder heeft kunnen ontwikkelen, was de opnamecapaciteit van de vegetatie voldoende hoog om accumulatie van vrij ammonium te voorkomen. In het laatste half jaar van het experiment was de ammoniumconcentratie in het bodemvocht bij een depositie van 40 $\text{kg N ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$ licht gestegen (Figuur 2.26 & Figuur 2.27). De concentratie nitraat in het veenvocht is gedurende het experiment zeer laag gebleven, alhoewel aan het einde van het experiment de concentratie bij hogere stikstofadditie toegenomen was (Figuur 2.27).

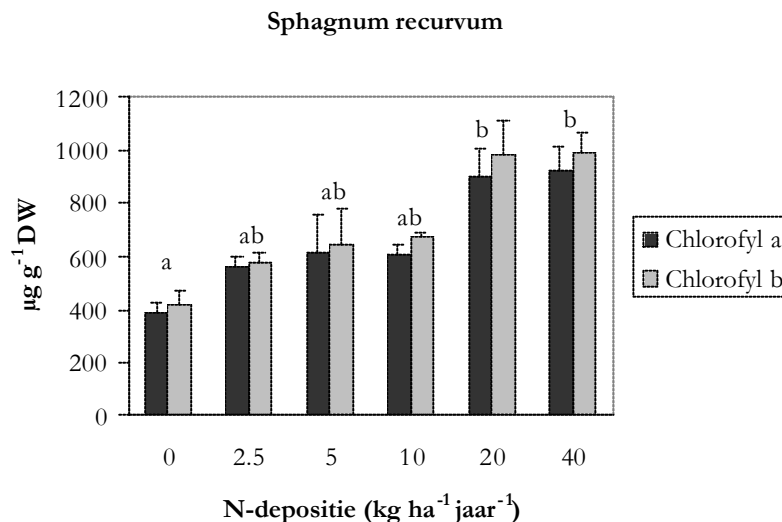


Figuur 2.26: Verloop van de ammoniumconcentratie in het veenwater op 0 – 10 cm diepte bij verschillende stikstofdeposities van december 1996 tot en met mei 2000. De pijl geeft de start van de stikstofaddities weer. Tevens staat de temperatuur van het waterbad aangegeven indicatief voor winter- en zomerperiode.

De opnamecapaciteit van de vegetatie, voornamelijk *Sphagnum recurvum*, was blijkbaar te hoog om hoge concentraties vrij stikstof (zoals gemeten in Nederlandse hoogveenrestanten) te bereiken. Vergelijking van de ammonium- en nitraatconcentraties aan het eind van dit experiment met de gemiddelde veldconcentraties geeft aan dat de nitraatconcentratie schommelde rond de concentratie die in het veld gemeten werd. De ammoniumconcentratie in het veenvocht bij de 40 $\text{kg N ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$ behandeling was ongeveer gelijk aan de concentratie ammonium gemeten in Nederlandse hoogveenrestanten. De totale stikstofdepositie in Nederland ligt rond 35 – 40 $\text{kg ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$ en verklaard de overeenkomst in ammoniumconcentratie bij de 40 kg N behandeling. Bij de andere behandelingen was de concentratie ammonium beduidend lager (Figuur 2.27).

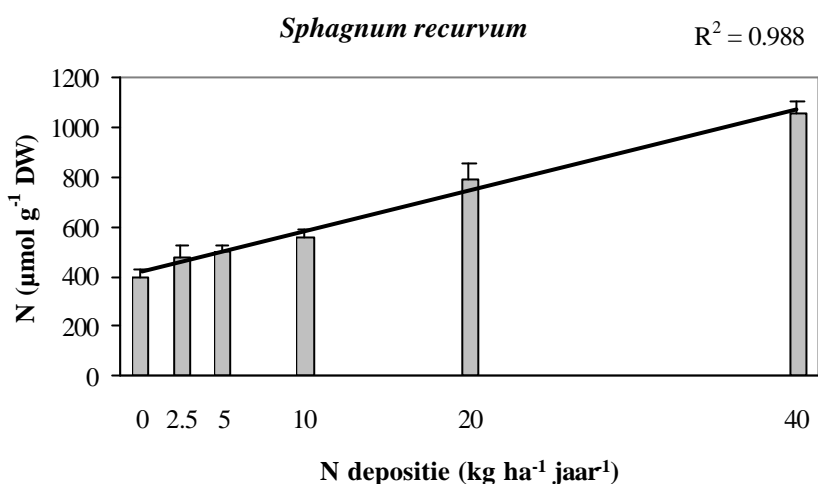


Figuur 2.27: Concentratie nitraat en ammonium ($\mu\text{mol l}^{-1}$) in het bodemwater bij verschillende stikstofdeposities aan het einde van het experiment (mei 2000). Weergegeven zijn gemiddelden en standaardfout ($n=4$). De gemiddelde concentratie nitraat en ammonium in het bodemvocht van Nederlandse hoogvenen (uitgezonderd de Mariapeel) staat weergegeven met de horizontale lijn.



*Figuur 2.28: Chlorofyl a & b concentratie (in $\mu\text{g g}^{-1}$ DW + standaardfout) in het capitulum van *Sphagnum recurvum* na 3 jaar additie van verschillende hoeveelheden N.*

Veenmossen hebben een zeer hoge opnamecapaciteit voor stikstof. Veenmossen bij de hogere stikstofbehandelingen waren groener van kleur. Analyse van chlorofyl a en b (bladgroen) gaf een duidelijk verband tussen behandeling en chlorofylconcentratie ($p < 0.001$; Figuur 2.28). Voor de vorming van chlorofylmoleculen is stikstof nodig. De totale stikstofconcentratie in het veenmos bleek ook een zeer duidelijke relatie te hebben met de hoeveelheid toegevoegd stikstof (Figuur 2.29). De concentratie stikstof in veenmos nam lineair toe met de stikstofdepositie. Dit betekent dat de beschikbaarheid van stikstof meer dan voldoende was voor de groei en dat stikstof in het weefsel werd opgeslagen. Zeer waarschijnlijk was een ander nutriënt limiterend voor de groei van het veenmos en kon het beschikbare stikstof niet omgezet worden in biomassa. Op grond van de N/P ratio werd de groei van *Sphagnum* gelimiteerd door fosfor bij een depositie van $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ of hoger (Tabel 2.11).

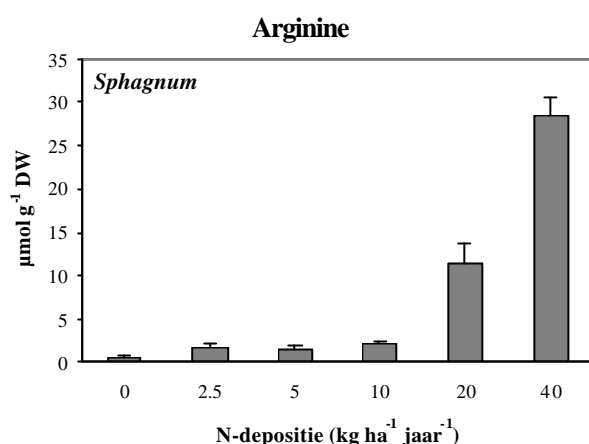


Figuur 2.29: Stikstofconcentratie ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW + standaardfout) in het capitulum van *Sphagnum recurvum* na 3 jaar additie van verschillende hoeveelheden N.

Tabel 2.11: Stikstof, fosfor en kaliumconcentratie ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW) en N/P ratio (g g^{-1}) in *Sphagnum recurvum*, Berk en Pijpenstrootje na 3 jaar experimentele N addities tussen 0 en 40 kg ha^{-1} jaar⁻¹. Gemiddelde \pm standaardfout (n=4). Verschillende letters geven significante verschillen ($p < 0.05$) op basis van een eenweg ANOVA.

	N additie (kg ha^{-1} jaar ⁻¹)	N $\mu\text{mol g}^{-1}$	P $\mu\text{mol g}^{-1}$	K $\mu\text{mol g}^{-1}$	N/P g g^{-1}
<i>Sphagnum</i>	0	402 \pm 29 ^a	25.9 \pm 1.1 ^a	179 \pm 10 ^a	7.0 \pm 0.3 ^a
	2.5	480 \pm 42 ^{ab}	22.2 \pm 0.7 ^{ab}	151 \pm 5 ^{ab}	9.8 \pm 0.8 ^b
	5	499 \pm 31 ^{ab}	21.8 \pm 0.9 ^{ab}	144 \pm 6 ^{ab}	10.3 \pm 0.4 ^b
	10	557 \pm 25 ^b	21.9 \pm 0.9 ^{ab}	168 \pm 6 ^a	11.6 \pm 0.6 ^b
	20	792 \pm 63 ^c	20.2 \pm 1.0 ^b	133 \pm 13 ^{ab}	17.7 \pm 0.7 ^c
	40	1058 \pm 51 ^c	22.6 \pm 2.2 ^{ab}	115 \pm 18 ^b	21.5 \pm 1.1 ^c
<i>Berk</i>	0	608 \pm 48 ^a	25.3 \pm 5.9	228 \pm 16	13.8 \pm 4.5 ^a
	2.5	594 \pm 59 ^a	16.1 \pm 3.0	193 \pm 30	17.5 \pm 1.8 ^{ab}
	5	676 \pm 96 ^a	19.0 \pm 4.7	209 \pm 27	18.0 \pm 3.3 ^{ab}
	10	561 \pm 62 ^a	16.8 \pm 4.0	205 \pm 30	16.4 \pm 1.9 ^{ab}
	20	733 \pm 101 ^a	13.4 \pm 1.1	232 \pm 14	24.7 \pm 2.5 ^{ab}
	40	1403 \pm 80 ^b	23.0 \pm 5.9	241 \pm 24	31.7 \pm 6.1 ^b
<i>Pijpenstrootje</i>	0	904 \pm 99	11.4 \pm 1.5	391 \pm 38	37.5 \pm 5.5
	2.5	928 \pm 59	11.2 \pm 0.3	325 \pm 33	37.8 \pm 2.9
	5	1059 \pm 79	14.9 \pm 3.8	372 \pm 12	38.0 \pm 8.5
	10	930 \pm 31	12.4 \pm 2.2	400 \pm 28	37.5 \pm 6.8
	20	1094 \pm 30	11.6 \pm 1.0	394 \pm 19	43.9 \pm 4.9
	40	1233 \pm 108	26.4 \pm 12.3	297 \pm 74	33.0 \pm 9.9

Vrij ammonium is giftig voor planten en het extra opgenomen stikstof dat niet gebruikt wordt voor de groei, moet omgezet worden in niet giftige verbindingen. Veel planten zetten het ammonium om in stikstofrijke vrije aminozuren (Marschner 1986). De gevormde aminozuren worden dus niet ingebouwd in eiwitten maar blijven vrij aanwezig in het veenmos. *Sphagnum recurvum* blijkt de overmaat aan stikstof vooral in de aminozuren arginine, asparagine en glutamine te hebben opgeslagen (Figuur 2.30 & Tabel 2.12).



Figuur 2.30: Arginineconcentratie (gemiddelde + standaardfout) in het capitulum van *Sphagnum recurvum* na 3 jaar additie van verschillende hoeveelheden N.

Tabel 2.12: Arginine (ARG), asparagine (ASN), glutamine (GLN), asparaginezuur (ASP), glutaminezuur (GLU) en serine (SER) concentratie (µmol g⁻¹ DW) in *Sphagnum recurvum*, Berk en Pijpenstrootje bij verschillende stikstof addities tussen 0 and 40 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Gemiddelde ± standaardfout (n=4). Verschillende letters geven significante verschillen (p < 0.05) aan volgens een eenweg ANOVA.

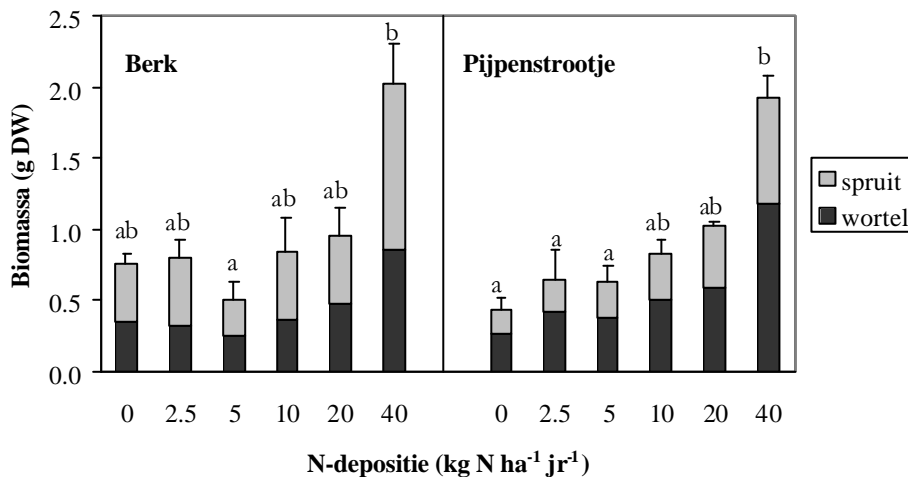
		N additie (kg N ha ⁻¹ jaar ⁻¹)					
		0	2.5	5	10	20	40
ARG	<i>Sphagnum</i>	0.37 ± 0.14 ^a	1.69 ± 0.42 ^b	1.40 ± 0.40 ^b	2.02 ± 0.25 ^b	11.53 ± 2.21 ^c	28.43 ± 2.10 ^c
	Berk	1.81 ± 1.12 ^{ab}	0.52 ± 0.19 ^{ab}	0.12 ± 0.02 ^a	0.51 ± 0.32 ^{ab}	4.51 ± 1.92 ^b	93.30 ± 24.29 ^c
	Pijpenstrootje	3.68 ± 3.35	0.13 ± 0.07	0.12 ± 0.02	0.21 ± 0.08	0.14 ± 0.02	0.23 ± 0.04
ASN	<i>Sphagnum</i>	1.25 ± 0.36 ^a	3.63 ± 0.43 ^b	3.77 ± 0.51 ^b	7.37 ± 2.35 ^b	22.55 ± 4.74 ^c	28.29 ± 4.94 ^c
	Berk	0.21 ± 0.13	0.07 ± 0.05	0.11 ± 0.11	0.08 ± 0.04	0.01 ± 0.01	0.70 ± 0.29
	Pijpenstrootje	2.85 ± 2.20	0.29 ± 0.20	0.57 ± 0.43	0.46 ± 0.36	0.17 ± 0.14	3.42 ± 1.74
GLN	<i>Sphagnum</i>	0.78 ± 0.10 ^a	1.13 ± 0.29 ^{ab}	0.64 ± 0.56 ^{abc}	0.86 ± 0.37 ^{ab}	1.66 ± 0.59 ^{bc}	1.67 ± 0.97 ^c
	Berk	0.21 ± 0.12	0.21 ± 0.13	0.57 ± 0.24	0.18 ± 0.02	0.27 ± 0.12	0.59 ± 0.11
	Pijpenstrootje	0.40 ± 0.15 ^a	1.05 ± 0.13 ^{ab}	1.10 ± 0.31 ^{ab}	1.68 ± 0.26 ^b	1.55 ± 0.20 ^b	0.80 ± 0.07 ^{ab}
ASP	<i>Sphagnum</i>	1.52 ± 0.53	2.12 ± 0.37	2.37 ± 1.45	4.94 ± 0.89	2.93 ± 0.60	3.56 ± 1.59
	Berk	0.34 ± 0.07 ^a	1.03 ± 0.19 ^{ab}	2.54 ± 1.51 ^b	0.49 ± 0.16 ^a	0.63 ± 0.28 ^{ab}	0.52 ± 0.14 ^a
	Pijpenstrootje	2.38 ± 0.64 ^{ab}	3.19 ± 0.48 ^{ab}	3.04 ± 0.59 ^{ab}	4.11 ± 0.94 ^b	3.68 ± 0.13 ^b	1.24 ± 0.08 ^a
GLU	<i>Sphagnum</i>	2.81 ± 0.40 ^a	3.44 ± 0.08 ^{ab}	4.69 ± 0.61 ^{ab}	5.31 ± 0.19 ^b	5.60 ± 0.94 ^b	6.11 ± 0.75 ^b
	Berk	1.12 ± 0.13	1.95 ± 0.27	2.87 ± 0.07	1.35 ± 0.09	1.69 ± 0.23	1.60 ± 0.40
	Pijpenstrootje	4.10 ± 0.88	3.24 ± 0.36	3.40 ± 0.21	3.00 ± 0.37	4.13 ± 0.36	3.59 ± 0.51
SER	<i>Sphagnum</i>	1.50 ± 0.14	1.56 ± 0.39	1.09 ± 0.59	0.61 ± 0.36	1.34 ± 0.46	0.57 ± 0.33
	Berk	0.27 ± 0.05	0.50 ± 0.07	0.10 ± 0.10	0.40 ± 0.09	0.50 ± 0.09	0.38 ± 0.14
	Pijpenstrootje	1.51 ± 0.65 ^{ab}	0.44 ± 0.16 ^a	0.65 ± 0.06 ^{ab}	1.15 ± 0.14 ^{ab}	0.96 ± 0.07 ^{ab}	1.32 ± 0.13 ^b

Ten opzichte van de controlebehandeling is de concentratie stikstof aanwezig in vrije aminozuren significant toegenomen bij een depositie van 10 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ of hoger. Bij een stikstofdepositie van 20 en 40 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ nam de concentratie aminozuurstikstof zeer sterk toe (Tabel 2.13). Het aandeel aminozuurstikstof was respectievelijk 14 en 18% van het totaal aanwezige stikstof. Accumulatie van vrije aminozuren is een duidelijke indicatie voor stikstofverzadiging en bij verzadiging van de veenmoslaag met stikstof zal de concentratie vrij stikstof in het veenvocht gaan toenemen. Naar verwachting kunnen wortelende planten als Berk en Pijpenstrootje

pas van een verhoogde stikstofdepositie profiteren wanneer stikstof vrij in de rhizosfeer aanwezig is. Het is echter wel bekend dat planten via de bladeren nutriënten kunnen opnemen, vooral wanneer de concentraties in het regenwater hoog zijn (Sutton *et al.* 1993). Hierdoor zal waarschijnlijk, ondanks de lage stikstofconcentraties in de rhizosfeer, stikstof beschikbaar zijn geweest voor de groei van Berk en Pijpenstrootje.

Tabel 2.13: Stikstofconcentratie, concentratie stikstof in vrije aminozuren en de fractie van aminozuurstikstof van het totale stikstof in *Sphagnum recurvum*, Berk en Pijpenstrootje na 3 jaar experimentele stikstofadditie tussen 0 en 40 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Gemiddelde ± standaardfout (n=4).

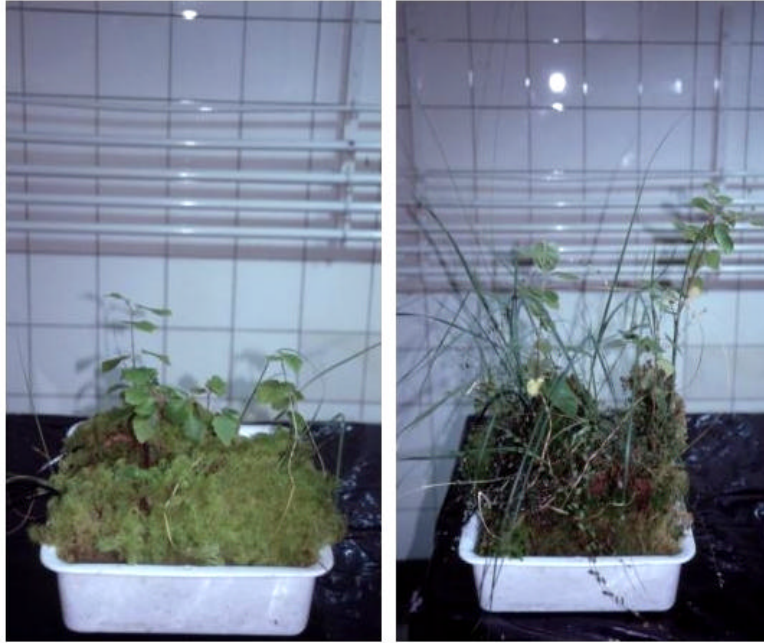
	N-additie kg ha ⁻¹ jaar ⁻¹	N μmol g ⁻¹ DW	Aminozuur N μmol g ⁻¹ DW	Fractie aminozuur N %
<i>Sphagnum</i>	0	402 ± 29 ^a	11 ± 2 ^a	2.8 ± 0.5 ^a
	2.5	480 ± 42 ^{ab}	23 ± 3 ^b	4.9 ± 0.1 ^{ab}
	5	499 ± 31 ^{ab}	23 ± 1 ^b	4.6 ± 0.3 ^{ab}
	10	557 ± 25 ^b	35 ± 6 ^b	6.3 ± 0.7 ^b
	20	792 ± 63 ^c	104 ± 18 ^c	13.6 ± 2.6 ^c
	40	1058 ± 51 ^c	184 ± 5 ^d	17.5 ± 1.1 ^c
<i>Berk</i>	0	608 ± 48 ^a	10 ± 5 ^a	1.5 ± 0.6 ^a
	2.5	594 ± 59 ^a	6 ± 1 ^a	1.0 ± 0.2 ^a
	5	677 ± 136 ^a	4 ± 3 ^a	1.0 ± 0.0 ^a
	10	561 ± 62 ^a	4 ± 2 ^a	0.9 ± 0.3 ^a
	20	733 ± 101 ^a	21 ± 8 ^a	2.7 ± 0.7 ^a
	40	1404 ± 80 ^b	378 ± 97 ^b	26.9 ± 6.5 ^b
<i>Pijpenstrootje</i>	0	904 ± 99	29 ± 19	3.7 ± 2.6
	2.5	928 ± 59	10 ± 1	1.1 ± 0.1
	5	1059 ± 111	11 ± 1	1.0 ± 0.2
	10	930 ± 31	13 ± 2	1.4 ± 0.2
	20	1094 ± 30	13 ± 1	1.2 ± 0.1
	40	1233 ± 108	16 ± 4	1.3 ± 0.4



Figuur 2.31: Boven- en ondergrondse biomassa (g drooggewicht; gemiddelde + standaardfout; n=4) van Berk en Pijpenstrootje bij een verschillende stikstofdepositie gedurende 3 jaar.

De oppervlakkig wortelende Kleine veenbes (*Oxycoccus palustris*) had al snel stikstof beschikbaar, gezien de snelle uitbreiding in de bakken met een hoge N-depositie (Figuur 2.32). De totale biomassa van de dieper wortelende Berk en Pijpenstrootje was na een N-depositie van 40 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ gedurende drie jaar sterk toegenomen ten opzichte van de controlebehandeling (Figuur 2.31 & Figuur 2.32). In vergelijking met de controlebehandeling lijkt de biomassa van Pijpenstrootje geleidelijk toegenomen

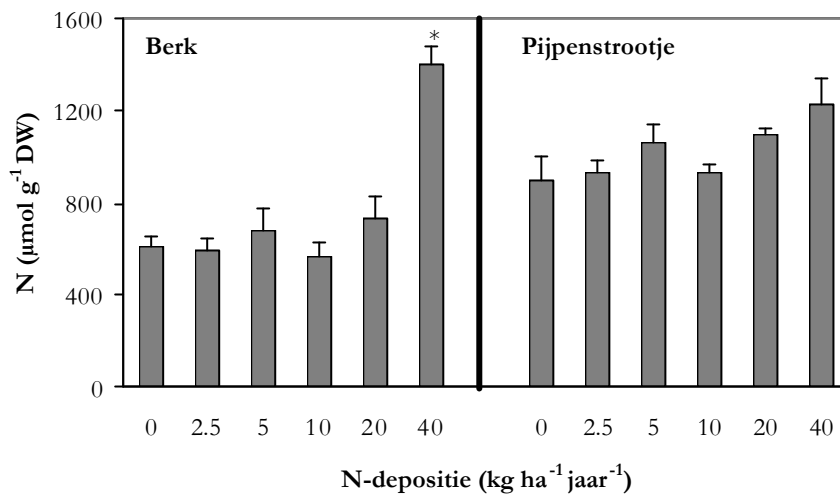
te zijn met een stijging van de depositie. De biomassa van Berk nam alleen bij een depositie van 40 kg N duidelijk toe, deze biomassa bevond zich voornamelijk bovengronds (Figuur 2.31).



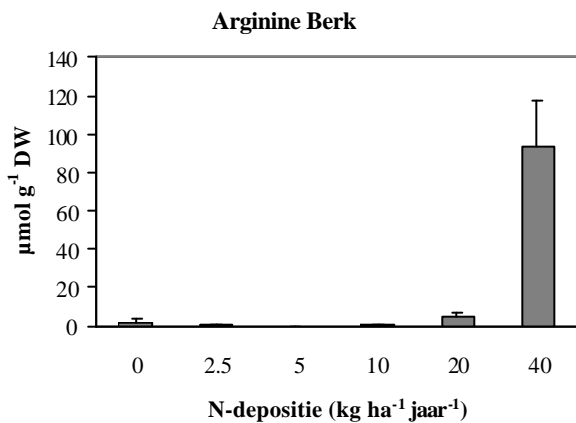
Figuur 2.32: Illustratie van een controlebehandeling (links) en een 40 kg N ha⁻¹jaar⁻¹ behandeling (rechts) in mei 2000, na drie jaar behandelen (voor de foto werden de plagen aan het einde van het experiment uit de aquaria gehaald). Ten opzichte van de controlebehandeling zijn Berk en Pijpenstrootje harder gegroeid bij een jaarlijkse depositie van 40 kg N ha⁻¹jaar⁻¹. Verder heeft Kleine veenbes van het extra beschikbare N geprofiteerd en heeft Sphagnum recurvum een groenere kleur (bevat meer N).

De concentratie stikstof in het blad van Berk was bij een additie van 40 kg N significant hoger dan bij de andere stikstofbehandelingen (Figuur 2.33). Bij lagere N depositie werd al het extra stikstof gebruikt voor groei waardoor de concentratie ongeveer gelijk bleef. Bij 40 kg N was N niet meer limiterend voor de groei en accumuleerde stikstof in het bladweefsel. Evenals bij *Sphagnum* werd het stikstof opgeslagen in vrije aminozuren. Bij Berk accumuleerde echter alleen arginine (Figuur 2.34 & Tabel 2.12). De fractie stikstof opgeslagen in vrije aminozuren (arginine) was 27% van de totale stikstofconcentratie bij een depositie van 40 kg N. De andere belangrijke nutriënten (P & K) werden niet beïnvloed door de stikstofbehandeling (Tabel 2.11). Op grond van de N/P ratio werd de groei bij een stikstofdepositie van 2,5 kg N en hoger gelimiteerd door fosfor, dit kwam niet overeen met de gevonden biomassa productie.

De nutriëntenconcentraties in het blad van Pijpenstrootje waren bij alle behandelingen ongeveer gelijk (Tabel 2.11 & Figuur 2.33). Dit wijst erop dat stikstof nog steeds de groei van Pijpenstrootje kon stimuleren, zelfs bij een additie van 40 kg N. Evenals Berk geeft de N/P ratio aan dat de groei van Pijpenstrootje gelimiteerd werd door fosfor maar dit bleek niet uit de groeirespons van deze soorten op stikstof. Pijpenstrootje kan blijkbaar zeer effectief omgaan met fosfor zodat relatief weinig fosfor in het blad aanwezig is ten opzichte van stikstof. Een andere indicatie voor stikstoflimitatie is het feit dat in het blad van Pijpenstrootje geen vrije aminozuren zijn geaccumuleerd (Tabel 2.12), dus al het stikstof werd omgezet in bouwstoffen.



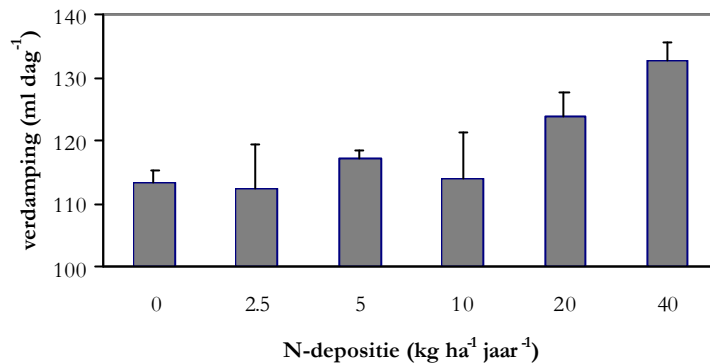
Figuur 2.33: Stikstofconcentratie (in $\mu\text{mol g}^{-1} \text{DW}$ + standaardfout) in het blad van Berk en Pijpenstrootje bij een verschillende stikstofdepositie gedurende 3 jaar.



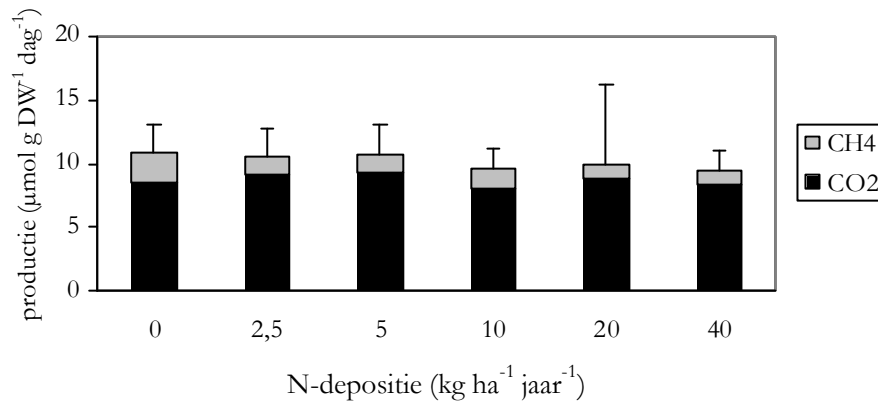
Figuur 2.34: Arginineconcentratie (in $\mu\text{mol g}^{-1} \text{DW}$ + standaardfout) in het blad van Berk bij een verschillende stikstofdepositie gedurende 3 jaar.

De toegenomen biomassa van Berk en Pijpenstrootje had tevens een effect op de waterhuishouding. De verdamping en interceptie van neerslag (evapotranspiratie) nam toe bij een toename van de stikstofdepositie (Figuur 2.35). De sterke uitbreiding van Berk en Pijpenstrootje bij een hoge stikstofdepositie heeft mogelijk een negatief effect op de waterhuishouding van hoogvenen. De resultaten uit het labexperiment zijn echter wel moeilijk te vertalen naar de veldsituatie (afwezigheid windwerking & instraling).

13/03/2000 - 24/05/2000



Figuur 2.35: Evapotranspiratie (ml dag⁻¹) van de vegetatie bij verschillende stikstofdepositie in de periode maart tot en met mei 2000. Weergegeven zijn gemiddelde en standaardfout (n=4).

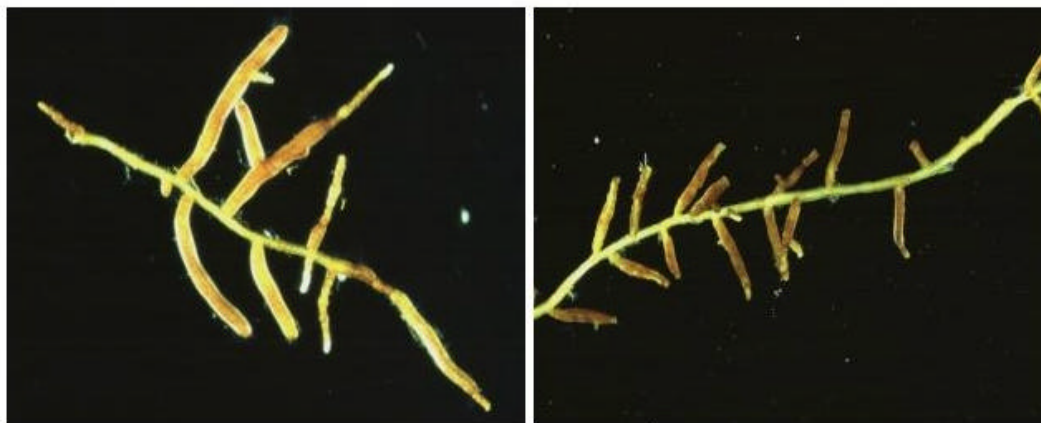


Figuur 2.36: Methaan- en koolstofdioxideproductie (in µmol g DW⁻¹ dag⁻¹ + standaardfout) in witveen na 3 jaar additie van verschillende hoeveelheden N. De productie van CH₄ en CO₂ is bepaald door middel van anaërobe incubatie gedurende 24 dagen.

Over het algemeen wordt aangenomen dat bij een afname van de C/N ratio van het veen, de afbraak sneller gaat verlopen. Onder invloed van een hoge depositie van N neemt de afbraaksnelheid toe en hierdoor de netto veenvorming af. De anaërobe decompositiesnelheid van het veen uit het experiment, dat drie jaar verschillende hoeveelheden N heeft ontvangen, was bij alle behandelingen ongeveer gelijk (Figuur 2.36). Gezien de duidelijke verschillen in C/N ratio van het veenmos werd een verschil verwacht in de C/N ratio van het veen maar dit is niet uit analyse gebleken. Stikstof werd blijkbaar zeer goed terug opgenomen vanuit het afstervende materiaal (reallocatie), hierdoor is de concentratie stikstof in het veen ongeveer gelijk gebleven.

De wortels van de Berkjes uit het experiment waren sterk geïnfecteerd met ectomycorrhiza's (Figuur 2.37). Over de aanwezigheid van ectomycorrhiza's in natte systemen is nog vrij weinig bekend. Ectomycorrhiza's spelen een zeer grote rol bij de opname van nutriënten (voornamelijk fosfor, maar ook stikstof) en hierdoor ook op de groei van Berk in dit experiment. Na moleculaire analyse van mycorrhiza's afkomstig uit de controle- en 40 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ behandeling bleek dat er veel verschillende typen aanwezig waren en dat de typen verschilden tussen de twee behandelingen. Mycorrhiza soorten kunnen verschillen in opname en transport van N en hebben hierdoor mogelijk effect gehad op de groei van Berk. De relatief grote

spreiding in de gevormde biomassa door Berk werd mogelijk mede veroorzaakt door de mate waarin de wortels geïnfecteerd waren met ectomycorrhiza's.

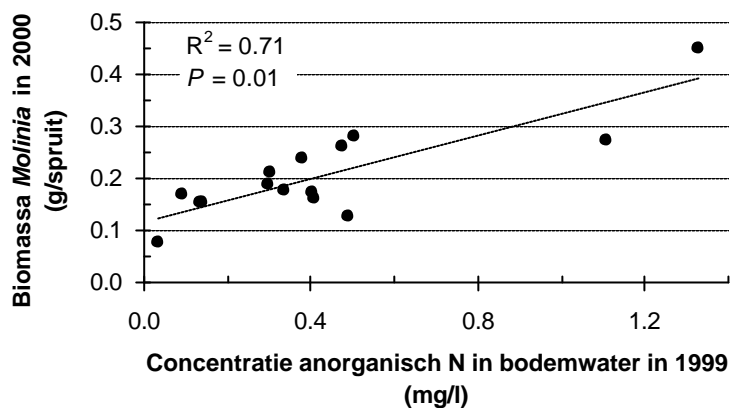


Figuur 2.37: Voorbeeld van aanwezige ectomycorrhiza's op de wortels van Berk bij een controle (links) en een 40 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ behandeling (rechts). De aanwezige ectomycorrhiza's bij de controlebehandeling lijken vitaler dan bij een hoge N-depositie (met dank aan Jacqueline Baar).

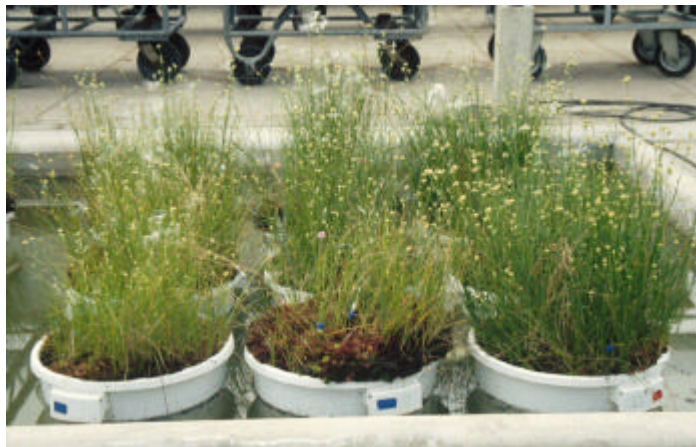
Effect van lage en hoge N-depositieniveaus op de groei van Berk en Pijpenstrootje in *Sphagnum magellanicum*

Berk (*Betula*) en Pijpenstrootje (*Molinia*) in een intacte hoogveenvegetatie, met een ondergrond van 30 cm veen bleken iets anders te reageren als in de veenplaggen van het voorgaande experiment. De groei van *Molinia* in dit experiment werd duidelijk beïnvloed door het stikstofgehalte in het bodemwater (Figuur). Echter de op basis van het voorgaande experiment verwachte sterke uitbreiding van *Molinia* werd niet waargenomen. Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*) daarentegen, wist zich zowel bovengronds als ondergronds sterk uit te breiden bij een verdubbeling van de atmosferische stikstofdepositie (Figuur). Waarschijnlijk had *Rhynchospora* een betere concurrentie positie ten opzichte van *Molinia* bij de voor het experiment gebruikte stabiele hoge waterstand (5 cm onder het veenmosniveau).

De hoge N/P ratio's (50 en hoger, data niet weergegeven) van het bladmateriaal van *Molinia* suggereren dat deze soort in het tweede groeiseizoen niet meer door N werd gelimiteerd maar door P (volgens Koerselman & Meuleman 1996). *Rhynchospora* had een veel lagere N/P ratio, die bij de 0 kg N en 40 kg N beneden de 16 lag, wat een aanwijzing zou zijn voor co-limitatie van beide nutriënten. Kennelijk had *Molinia* meer moeite met het opnemen van P dan *Rhynchospora* onder de gegeven omstandigheden. Dit zou kunnen wijzen op een effect van hoge waterstand op de aanwezigheid of de werking van de met *Molinia* geassocieerde Vesiculaire Arbusculaire Mycorrhiza's (VAM). Aangezien de wortels vol zaten met deze schimmelstructuren (gegevens niet weergegeven), blijft de laatste mogelijkheid open. Het gebruik van de N/P ratio voor het bepalen van N of P limitatie voor individuele planten, moet echter met een zekere terughoudendheid gebeuren. Hoewel de methode voor een vegetatie als geheel vrij goed schijnt op te gaan (Koerselman & Meuleman 1996), kunnen individuele soorten afwijken (Güsewell *et al.* 1998).



Figuur 2.38: Relatie tussen het anorganisch stikstofgehalte in het bodemwater gedurende het groeiseizoen in 1999 en de bovengrondse biomassa van *Molinia* in 2000. De relatie werd getoetst met een non-parametrische Spearman test.



Figuur 2.39: *Rhynchospora alba* in het kasexperiment. In de N behandelingen had *R. alba* een donkergroene kleur.

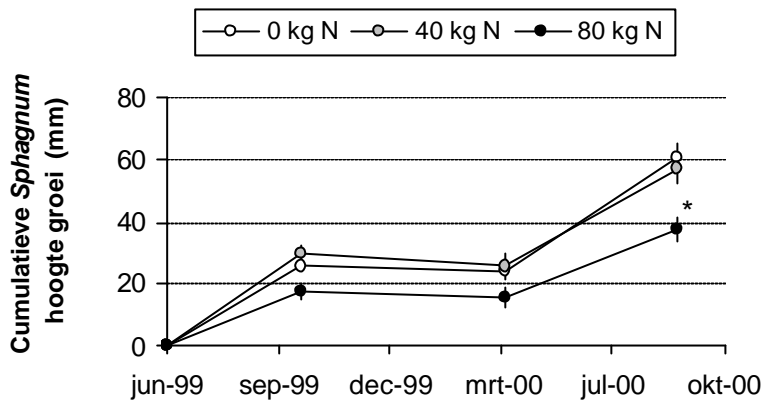
Tabel 2.14: Overleving van *Betula* kiemplanten in een *S. magellanicum* vegetatie. n = 5, * P = 0.05.

	0 kg N	40 kg N	80 kg N	N effect
Aantal keer dat een <i>Betula</i> kiemplant werd overgroeid en vervangen, voor 26 juni	1.20 (0.14)a	0.48 (0.13)b	0.68 (0.14)ab	*
Aantal dagen dat verstreek voordat alle <i>Betula</i> kiemplanten in een container overgroeid waren, na 26 juni	59 (5)a	98 (5)b	85 (5)ab	*

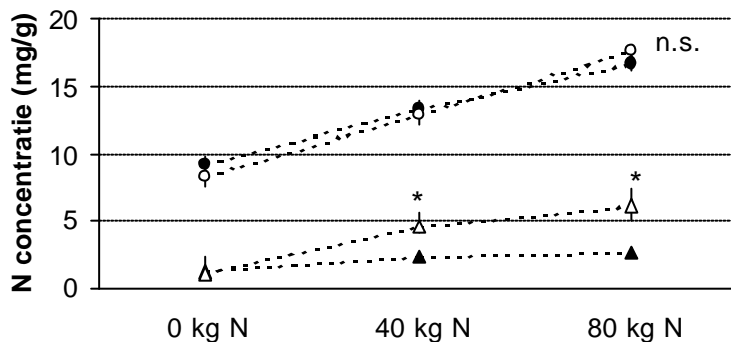
Het effect van stikstof op de groei van *Betula* in dit experiment, is eveneens minder duidelijk dan werd verwacht. De kleine kiemplanten werden in enkele maanden allemaal overgroeid door *S. magellanicum*. De tijd die het kostte om de kiemplanten te overgroeien verschilde echter wel tussen de behandelingen (Tabel 2.14). Bij 40 en 80 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹, duurde het 3 maanden voordat alle kiemplanten waren overgroeid terwijl bij 0 kg dit binnen 2 maanden gebeurde.

Wanneer naar het effect van stikstofdepositie op het waterverlies door interceptie & verdamping (evapotranspiratie) wordt gekeken, werd wel eenzelfde verband gevonden als bij het hiervoor besproken experiment. Bij extra stikstof nam de

bedekking van de hogere planten toe, wat gepaard ging met een stijging van de evapotranspiratie (Tomassen *et al.* 2001).



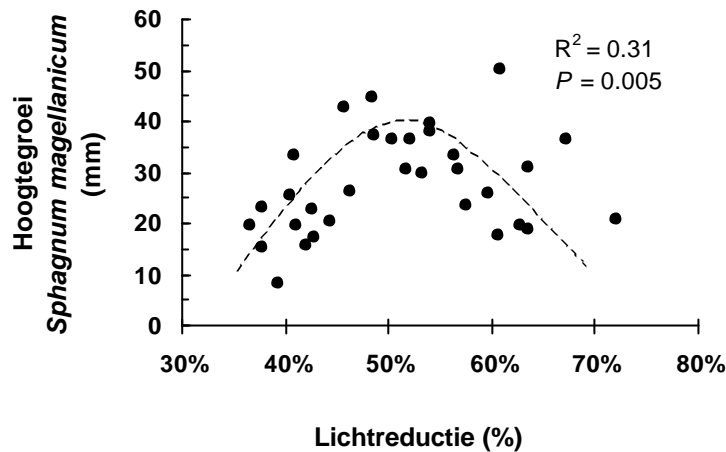
Figuur 2.40: Effect van stikstof op de cumulatieve hoogte groei van *S. magellanicum*. $n = 15$, * significant N effect $P = 0.001$ (ANOVAR).



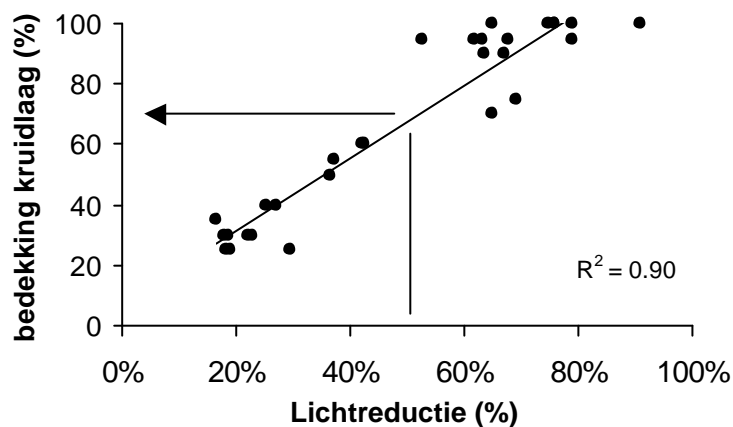
Figuur 2.41: Het effect van stikstof op het totale N gehalte van het veenmosweefsel (cirkels \pm standaardfout) en de concentratie van N opgeslagen in vrije aminozuren (driehoeken \pm standaardfout). Zwarte symbolen hebben betrekking op het capitulum (0-1cm), witte symbolen op de stengel (1-3 cm). n.s. $P > 0.05$, * $P = 0.01$

Hogere planten leken niet te reageren op een verlaging van de stikstofdepositie van 40 naar 0 kg N. Voor een tijdsspanne van 2 groeiseizoenen is dit ook niet direct te verwachten. Men zou de eerste reactie bij het veenmos verwachten. Toch bleek ook hier dat veenmosgroei over het hele experiment genomen pas negatief wordt beïnvloed bij een depositieniveau van 80 kg per hectare per jaar (Figuur 2.40, $P = 0.001$). Echter, anderhalf jaar zonder depositie (0 kg N behandeling) verminderde zowel de totale concentratie N in het weefsel als de hoeveelheid stikstof, opgeslagen in vrije aminozuren (Figuur 2.41, $P = 0.001$). Het veenmos in deze behandeling leek 'schoon' gespoeld te zijn, iets dat ook bij *S. recurvum* in het vorige experiment werd waargenomen.

Het negatieve effect van N op veenmosgroei bleek ook in dit experiment voor een belangrijk deel verklaard te kunnen worden met overschaduwing door hogere planten (Figuur 2.42). Bij een afname in lichtintensiteit van 50 % of hoger bleek de lengtegroei van *S. magellanicum* af te nemen. De toename in lengtegroei bij een beschaduwing lager dan 50 % werd waarschijnlijk veroorzaakt door strekkingsgroei. Lichtmetingen in het veld onder de veenvegetatie door Renske van Eekelen wezen uit dat 50% beschaduwing ongeveer overeenkomt met 70% bedekking van een door *Erica* gedomineerde vegetatie (Figuur 2.43).



Figuur 2.38: De relatie tussen de lichtreductie door de kruidlaag en de hoogtegroei van *S. magellanicum*.

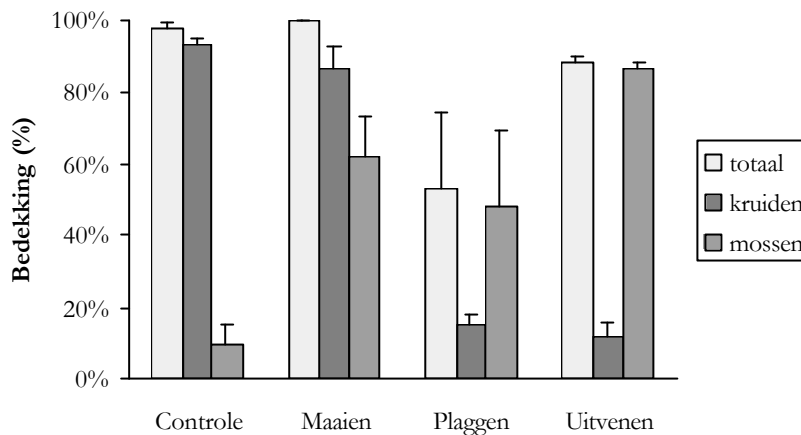


Figuur 2.39: De relatie tussen de lichtreductie door de kruidlaag en de geschatte bedekking van een *Erica* vegetatie. De punten zijn gemiddelden van 2 metingen net boven de veenmoslaag met behulp van een lichtmeter (lichtgevoelig oppervlak van 1m x 2 cm, DeltaT). Overgenomen uit Van Eekelen (2001).

2.3.6 Beheersexperiment Pikmeeuwenwater

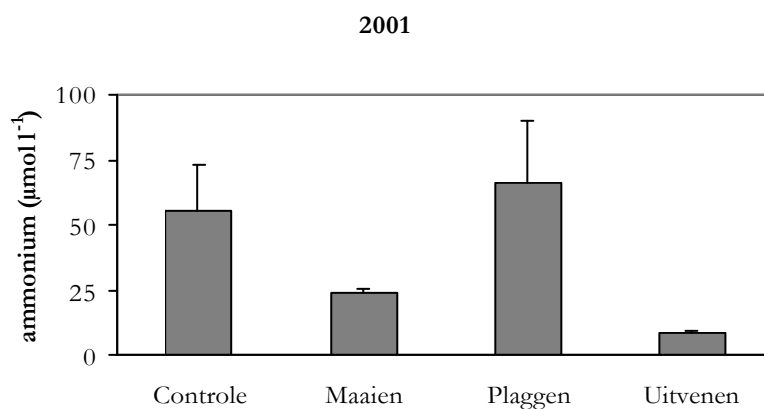
De ongewenste dominantie van Berk en Pijpenstrootje in de Nederlandse hoogveenrestanten kan mogelijk beperkt worden middels beheersmaatregelen. In 1994 werd een beheersexperiment in het Pikmeeuwenwater gestart naar de invloed van maaien, plaggen en uitvenen op de vegetatie. Opvallend resultaat is de sterke uitbreiding van *Sphagnum* (moslaag) in de gemaaide proefvlakken (Figuur 2.40). De lagere bedekking van Struikhei heeft waarschijnlijk een gunstig effect op de groei van veenmossen gehad (minder beschaduwing; zie ook resultaten voorgaand experiment). Veenpluis dat zich de afgelopen jaren sterk uitbreidde in de geplagde proefvlakken is in 2000 massaal afgestorven. Mogelijk heeft de natte zomer geleid tot de vorming van het toxische sulfide in de anaërobe rhizosfeer. Na afsterven van Veenpluis heeft *Sphagnum cuspidatum* zich in de geplagde proefvlakken zeer sterk uitgebreid (Figuur 2.42). De submerse *Sphagnum cuspidatum* vegetatie in de uitgeveende gaten heeft zich ten opzichte van 2000 niet verder uitgebreid. De bedekking van Pijpenstrootje is tijdens de periode 1994 tot en met 2001 sterk toegenomen in de controleproefvlakken (van gemiddeld 10% naar 25%). Vlak na

maaien werd de groei van Pijpenstrootje eerst gestimuleerd maar 7 jaar na uitvoering van de beheersmaatregel was de bedekking in de gemaaide proefvlakken weer gelijk aan de controleproefvlakken. Over het effect van de verschillende maatregelen op terugdringen van Berk kunnen geen uitspraken gedaan worden omdat door de beheerder regelmatig de opgeslagen Berken werden verwijderd (ook in de proefvakken).



Figuur 2.40: Totale bedekking, bedekking kruidlaag en moslaag (oktober 2001) van de permanente proefvlakken na uitvoering van verschillende beheersexperimenten (in 1994) in het Pikmeeuwenwater. Weergegeven zijn gemiddelden en standaardfout ($n=3$).

De concentratie ammonium in het bodemvocht (bovenste 10 cm) was 7 jaar na eenmalig maaien duidelijk afgenomen ten opzichte van de controle (Figuur 2.41). Zeer waarschijnlijk was door de sterke toename in bedekking van *Sphagnum* de opname van ammonium sterk verhoogd. In de geplagde proefvlakken was de ammoniumconcentratie iets toegenomen ten opzichte van de controle. De recente massale sterfte van Veenpluis was hiervoor waarschijnlijk verantwoordelijk (afbraak van dood Veenpluis). De concentratie ammonium in het oppervlaktewater van de uitgeveende proefvlakken was relatief laag vergeleken met de concentraties in het bodemvocht. In het oppervlaktewater is minder ammonium vrijgekomen bij afbraakprocessen en ammonium werd opgenomen door het submers groeiende *S. cuspidatum*.



Figuur 2.41: Concentratie ammonium in het bodemvocht na uitvoering van verschillende beheersexperimenten (in 1994), situatie 2001. Weergegeven zijn gemiddelde \pm standaardfout ($n = 3$).



Figuur 2.42: Illustratie van de vegetatie in een controle (linksboven), gemaaid (rechtsboven), geplagd (linksonder) en uitgeveend (rechtsonder) proefvlak van het beheersexperiment in het Pikmeeuwenwater in 2001, zeven jaar na uitvoering van de beheersmaatregelen. Opvallend is de hoge veenmosbedekking in de gemaaide en geplagde proefvlakken.

2.3.7 Invloed van guano-eutrofiëring op de vegetatiesamenstelling van hoogvenen

Het effect van vogeluitwerpselen op de vegetatie is duidelijk waar te nemen bij houten paaltjes die ongeveer 10 jaar geleden zijn geplaatst op Clara bog. De vegetatie direct rond deze paaltjes is vaak sterk verrijkt met bijvoorbeeld Braam, Pitrus en Harig Wilgenroosje maar ook Berk en Pijpenstrootje (Figuur 2.43). De extreem snelle groei van Beenbreek is ook een aanwijzing voor een hoge beschikbaarheid aan nutriënten (Figuur 2.43). Om een schatting te krijgen van de hoeveelheid nutriënten die beschikbaar komen uit vogeluitwerpselen werden in het najaar van 2000 een aantal regenvangers bij de paaltjes geplaatst. De resultaten geven aan dat de concentratie nutriënten in de regenvangers sterk verhoogd waren ten opzichte van de concentratie in de neerslag (Tabel 2.14). De concentratie fosfaat, ammonium en kalium waren vele malen hoger in het water uit de regenvangers. Een aantal regenvangers stonden op een laag niveau aan de rand van het veen in een afgraving en aan aantal vangers waren in de kern van het veen op een hoger niveau geplaatst. Als gevolg van praktische problemen werd een deel van de neerslag in de vangers aan de rand van het veen gemist. Dit verklaart mogelijk een deel van de lagere depositie in de afgraving ten opzichte van de veenkern. Echter, vogels hebben een duidelijke voorkeur voor de paaltjes die in de kern van het veen staan, waarschijnlijk vanwege een beter overzicht over het veen. De paaltjes lijken voornamelijk gebruikt te zijn door Torenvalken (sporen van insectenvleugels gevonden) en Kraaien (zwarte veren gevonden). Ten opzichte van de bulkdepositie was de stikstofdepositie rond de paaltjes op het veen een factor 40 hoger ($185 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$). De nitraatdepositie in de vangers rond de paaltjes was lager dan in de bulkdepositie doordat in de vangers waarschijnlijk anaërobe omstandigheden zijn ontstaan waarbij nitraat gedenitrificeerd werd. De fosfaat- en kaliumdepositie waren respectievelijk een factor 310 en 24 hoger rond de paaltjes (Tabel 2.14). De gemeten depositie van nutriënten

betrof alleen het direct oplosbare deel van de vogeluitwerpselen, een deel hiervan was nog niet opgelost en kon hierdoor niet gemeten worden. De werkelijke depositie via vogeluitwerpselen was nog hoger.



Figuur 2.43: Voorbeelden van veranderingen in de vegetatie rond paaltjes in Clara bog als gevolg van vogeluitwerpselen zoals de groei van Berk (links), Pijpenstrootje (midden) en van extreem grote Beenbreek (rechts).

Tabel 2.14: Depositie van verschillende nutriënten ($\text{kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) in controle regenwater en water uit de regenvangers bij paaltjes op Clara bog tussen september 2000 en september 2001.

	PO_4^{3-} kg ha^{-1} jaar^{-1}	NO_3^- kg ha^{-1} jaar^{-1}	NH_4^+ kg ha^{-1} jaar^{-1}	N (totaal) kg ha^{-1} jaar^{-1}	K^+ kg ha^{-1} jaar^{-1}	S (totaal) kg ha^{-1} jaar^{-1}
Controle regenwater (n=3)	0,1	1,3	3,2	4,6	2,5	3,8
Regenvangers afgraving (n=2)	10	0,2	27	27	23	21
Regenvangers kern van het veen (n=3)	31	0,4	184	185	60	33

Rond paaltjes (en op enkele meters afstand: referentie) in drie verschillende Ierse venen (Clara bog, Sharavogue en Raheenmore bog) werd veen verzameld en geanalyseerd. De nutriëntenconcentraties in het veen (bovenste 10 cm) waren in de directe omgeving van de paaltjes duidelijk verhoogd ten opzichte van de concentraties in het veen op enkele meters afstand van een paaltje (Tabel 2.15). De concentraties in het veen van zowel N, P als K namen met een factor 2 tot 5 toe ten opzichte van de referentie. De beschikbaarheid aan nutriënten voor 'verruigers' als Berk en Pijpenstrootje was zeer waarschijnlijk toegenomen. De verhoogde beschikbaarheid van nutriënten kon ook waargenomen worden in de groei van Beenbreek. De lengte van de planten rond de paaltjes was ongeveer 2,5 maal zo groot ten opzichte van de referentie (Tabel 2.16). De concentratie stikstof in het weefsel was vrijwel gelijk gebleven en de kaliumconcentratie was afgenomen door groeiverdunning. De fosforconcentratie was verdubbeld en met een N/P ratio van 24 werd de groei van Beenbreek gelimiteerd door fosfor (N/P ratio > 16 indiceert P-limitatie; Koerselman & Meuleman 1996).

Tabel 2.15: Concentratie nutriënten in het veen (0-10 cm diepte) verzameld in de directe omgeving van paaltjes (n= 11) en op enige afstand hiervan (n = 6) in Clara west, Sharavogue en Raheenmore. Gegeven zijn gemiddelde en SD.

	N ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	P ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	N/P (g/g)	K ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)
Referentie	412 \pm 68	9 \pm 3	22 \pm 6	78 \pm 10
Paaltjes	1086 \pm 192	49 \pm 14	11 \pm 3	128 \pm 24

Tabel 2.16: Lengte en nutriëntenconcentratie in Beenbreek bij controle planten (n=2) en planten verzameld direct rond paaltjes (n=3) in Clara bog. Gegeven zijn gemiddelde en SD.

	Lengte (mm)	N ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	P ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	N/P (g/g)	K ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)
Referentie	87 \pm 8	1089 \pm 62	12 \pm 1	41 \pm 5	327 \pm 36
Paaltjes	206 \pm 11	1291 \pm 99	24 \pm 2	24 \pm 2	194 \pm 31

Tabel 2.17: Concentratie nutriënten ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW) in *Sphagnum* verzameld onder een oud vogelnest, een nieuw vogelnest en op een referentie locatie in Sharavogue.

	N ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	P ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	K ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	N/P (g/g)
Referentie	428	6,5	77,9	29,8
Oud nest	782	18,5	124,6	19,1
Nieuw nest	1292	34,8	169,0	16,8

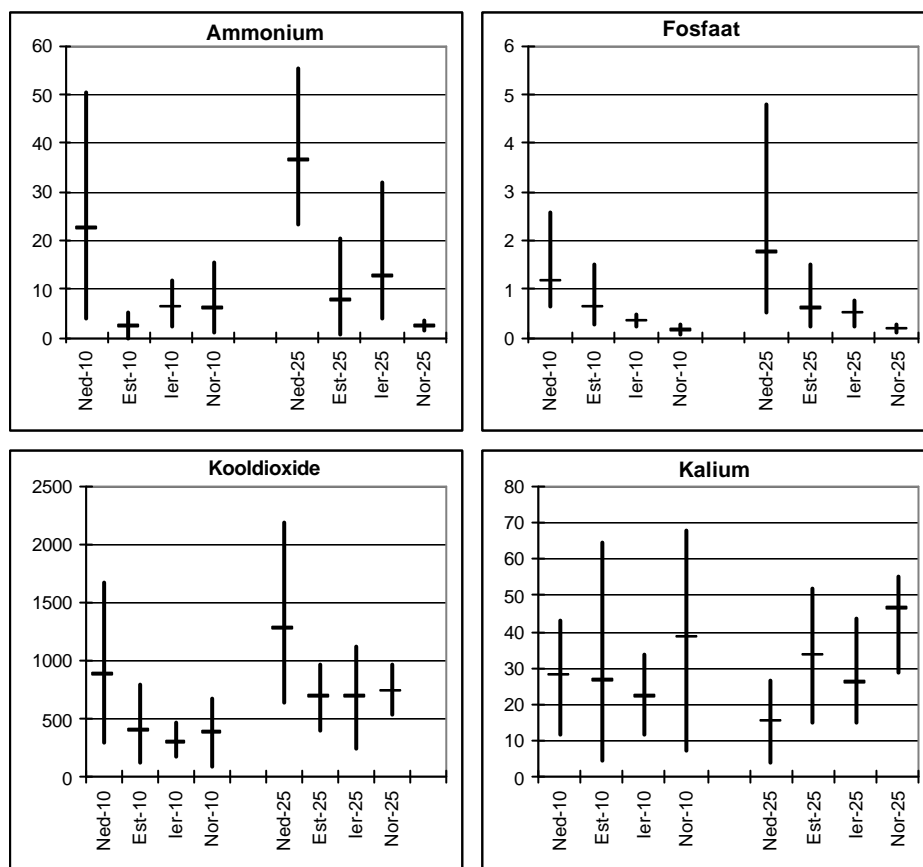
De nutriëntenconcentratie in *Sphagnum* onder vogelnesten was sterk verhoogd ten opzichte van referentiemateriaal (Tabel 2.17). Onder oude vogelnesten waren de concentraties lager dan onder nieuwe nesten, maar het effect van de vogeluitwerpselen was nog aanwezig. De groei van het *Sphagnum* werd nog gelimiteerd door fosfor (N/P > 16).

2.3.8 Nutriëntenrijkdom Nederlandse hoogvenen

De concentraties van de belangrijkste nutriënten (ammonium, fosfaat, kalium en kooldioxide) in het veenvocht op twee verschillende diepten (0-10 cm en 25 cm) in Nederland bleek te verschillen van de concentraties gemeten in de 'referentie'landen. Figuur 2.44 laat duidelijk zien dat de Nederlandse hoogveenrestanten in vergelijking met de buitenlandse hoogvenen relatief rijk waren aan ammonium, fosfaat en kooldioxide. De verhoogde kooldioxideconcentratie kan wellicht verklaard worden door de versterkte decompositie als gevolg van de verhoogde nutriëntenrijkdom van het veen.

Op zich hoeft de verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid de groei van het *Sphagnum* niet negatief te beïnvloeden. Als alle nutriënten in voldoende mate beschikbaar zijn kan de groei van *Sphagnum* zelfs gestimuleerd worden. De verhoogde beschikbaarheid van nutriënten zal wel de groei van vaatplanten stimuleren hetgeen onder relatief droge omstandigheden kan leiden tot verberking en vergassing door *Molinia*. Onder natte omstandigheden lijkt de verhoogde beschikbaarheid aan nutriënten te leiden tot een sterke groei van *Eriophorum spec.* Hogere bedekking van vaatplanten zal de groei van veenmossen zeer waarschijnlijk negatief beïnvloeden door schaduwvorming (zie eerder dit hoofdstuk). Wanneer het acrotelm zich nog niet goed heeft ontwikkeld en de hydrologie nog niet optimaal is kan de groei van met name *Eriophorum spec.* gunstig zijn omdat de vegetatie de veenmossen beschermt tegen uitdroging in extreem droge perioden. Al met al hoeft de verhoogde nutriëntenrijkdom in Nederlandse hoogvenen de ontwikkeling van

hoogveenvegetaties, zeker op de wat langere termijn, niet te frustreren. Bij een verdergaande verlaging van de stikstof en fosfor input in deze systemen zal, wanneer de veenvorming weer opgang komt, het systeem geleidelijk verschrallen.

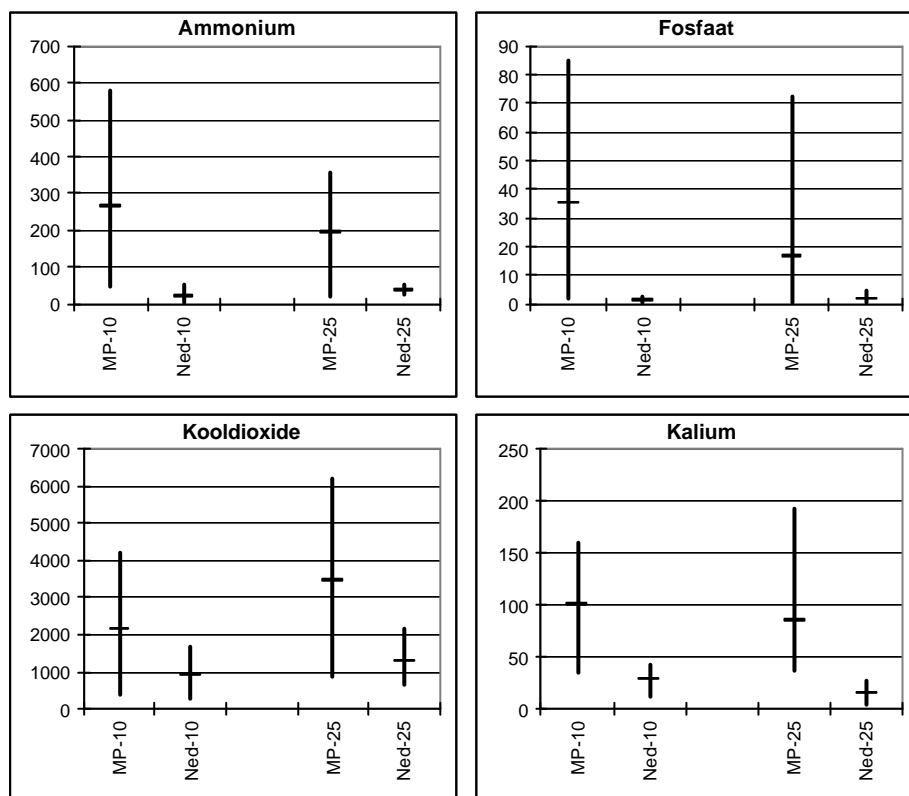


Figuur 2.44: Concentratie ammonium, fosfaat, koolstofdioxide en kalium ($\mu\text{mol l}^{-1}$) in het bodemvocht van verschillende venen in Nederland ($n=19$), Estland ($n=3$), Ierland ($n=7$) en Noorwegen ($n=5$) op 10 en 25 cm diepte. Weergegeven zijn gemiddelden en de minimale en maximale gemeten concentratie.



Figuur 2.45: In de Mariapeel zijn na vernattingsmaatregelen (winter 1998-1999) stukken restveen met *Sphagnum cuspidatum* komen opdrijven (links, zomer 1999). Vanwege de hoge beschikbaarheid van nutriënten is het *Sphagnum* binnen een jaar vrijwel geheel overgroeid met *Pijpenstrootje* en *Pitrus* (rechts, najaar 2000).

In Figuur 2.44 hebben we de Mariapeel buiten beschouwing gelaten. De nutriëntenconcentraties in de Mariapeel waren namelijk sterk afwijkend van de gemiddelde concentraties gemeten in de andere Nederlandse hoogveenrestanten, De Mariapeel bleek nutriëntenrijker te zijn en Figuur 2.46 laat duidelijk de verhoogde concentraties aan ammonium, fosfaat, kooldioxide en kalium zien. De vegetatieontwikkeling op drijftillen die ontstaan waren na vernatting van de Mariapeel in 1998 laten duidelijk het extreem eutrofe karakter van de Mariapeel zien (Figuur 2.45). Na inundatie waren plaatselijk witveensubstraten komen opdrijven met aanvankelijk een homogene bedekking met *Sphagnum cuspidatum*. Na slechts twee jaar werden de drijftillen volledig gedomineerd door Pijpenstrootje en Pitrus (*Juncus effusus*) en was de bedekking door *Sphagnum* sterk gereduceerd. Vanwege het zeer eutrofe karakter, lijkt in grote delen van de Mariapeel de ontwikkeling van een oligotroof vegetatietype (bijvoorbeeld een hoogveenvegetatie) op korte termijn niet mogelijk. Op de lange termijn, echter, zou een geleidelijke oligotrofiëring wel degelijk kunnen leiden tot geschikte condities.



Figuur 2.46: Concentratie ammonium, fosfaat, koolstofdioxide en kalium ($\mu\text{mol l}^{-1}$) in het bodemvocht op 10 en 25 cm diepte in de Mariapeel ($n=4$) en de andere Nederlandse venen ($n=19$). Weergegeven zijn gemiddelden en de minimale en maximale gemeten concentratie.

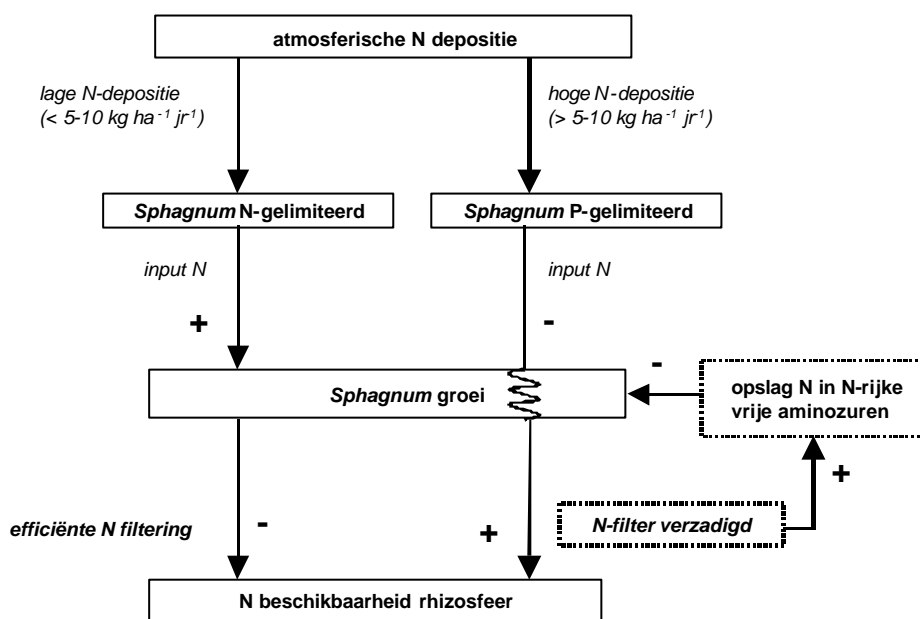
2.4 Conclusies & consequenties voor beheer

2.4.1 Effecten van stikstofdepositie op veenmos

De in de inleiding besproken theorie (Figuur 2.47 & Figuur 2.48), leek op grond van de behaalde resultaten grotendeels te worden bevestigd. De veenmosgroei werd niet meer door stikstof gelimiteerd. Toch scheen het veenmos niet helemaal verzadigd te zijn met stikstof. Immers de concentratie stikstof in het mos nam nog bijna lineair toe bij een verdubbeling van de huidige stikstofdepositie (Figuur). Echter, doordat de

veenmosgroei tegelijkertijd afnam (Figuur), bleek de totale hoeveelheid in veenmos vastgelegd stikstof te verminderen (gegevens niet weergegeven). Dit leidde in een veldexperiment tot een verhoging van de concentratie anorganisch stikstof in het bodemwater in de proefvlakken die met stikstof werden bemest (Tabel 2.6). Dit effect werd ook in beide kasexperimenten gevonden (Figuur 2.26, Figuur 2.27 & Tomassen *et al.* 2001). Het veenmos was kennelijk niet meer in staat al het toegediende N op te nemen. Het veel lagere N gehalte van lers bodemwater bevestigt het falen van de stikstof 'filter' (Lamers *et al.* 2000). De stikstof verzadiging van het veenmos uitte zich in de toename van (stikstofrijke) vrije aminozuren (Tabel 2.12, Tabel 2.13 Figuur 2.30 & Figuur).

Sphagnum-laag



Figuur 2.47: Schema waarin de effecten van een hoge en lage atmosferische stikstofdepositie op een levende Sphagnum-laag worden weergegeven.

Fosfor was op meer dan de helft van de locaties limiterend voor de veenmosgroei (Figuur 2.4, Tabel 2.4). In de overige situaties, zou beschikbaarheid van water gedurende de zomer de limiterende factor geweest kunnen zijn, aangezien bij zomerse veldbezoeken regelmatig droogteverschijnselen werden waargenomen.

2.4.2 Interacties tussen veenmos en overige soorten

Doordat het veenmos niet meer in staat bleek alle toegediende stikstof op te nemen en vast te leggen, konden hogere planten zich uitbreiden (Figuur 2.9, Figuur 2.31, Figuur 2.32, Figuur & Tabel 2.5), hetgeen tot gevolg had dat de beschaduwing van het veenmos sterk toenam en groei en productie daalden (Figuur 2.10, Figuur 2.11 & Figuur 2.42). Naast beschaduwing kunnen ook andere negatieve effecten van hogere planten op veenmos een rol gespeeld hebben. Een hoge bedekking van hogere planten, betekent een groter bladoppervlak en een hogere dichtheid wortels tussen het veenmos. Het groter bladoppervlak betekent een hogere interceptie van neerslag (vergelijk hoeveelheid mm in doorvaldepositie en bulkdepositie, Tabel 2.3). Een sterke doorworteling van het veenmos kan interfereren met de capillaire opstijging van water in het veenmos. In drogere perioden kunnen deze negatieve effecten de positieve effecten van beschutting (Heijmans *et al.* 2001b) teniet doen bij een lage kruidenbedekkingen en ver overstijgen bij hogere bedekkingen. De gevonden

positieve relatie tussen evapotranspiratie en kruidenbedekking (Figuur 2.35 Tomassen *et al.* 2001), ondersteunt deze bewering.

Naast directe effecten van een hoge kruidenbedekking, kunnen we ook meer indirecte effecten onderscheiden. De concurrentieverhouding tussen algen en veenmos werd bijvoorbeeld beïnvloed door de aanwezigheid van kruiden, aangezien uitbreiding van algen alleen werd waargenomen bij beschaduwde veenmos (Figuur 2.13) dat bovendien extra stikstof kreeg toegediend. Het lijkt erop dat de veenmosgroei eerst moet afnemen (beschaduwde, minder water) en het microklimaat geschikt moet zijn (hoge luchtvochtigheid, extra stikstof) willen algen zich kunnen uitbreiden. Het negatieve effect van stikstof op veenmos leek voornamelijk verklaard te kunnen worden uit de stimulerende werking van stikstof op de groei van hogere planten en de verandering in het microklimaat die dat tot gevolg had. In enkele gevallen was het negatieve stikstof effect niet te wijten aan (in)directe effecten van groei van hogere planten. In de literatuur wordt bijvoorbeeld een remming van de vestiging van *S. magellanicum* genoemd bij een hoge stikstofconcentratie in het milieu (Li & Vitt 1994). De door N depositie gestimuleerde aantasting van veenmos door de Veenmosgrauwkop (*Tephrocybe*; Figuur 2.6) is hier ook een voorbeeld van. Bemesting met P bleek de gevoeligheid van het veenmos voor infectie sterk te doen afnemen. Kennelijk was de onbalans tussen stikstof en fosfor aanleiding voor de hogere infectiegevoeligheid. Voor Zwarte den (*Pinus nigra*) werd een dergelijke toename in gevoeligheid voor een schimmelinfectie bij hoge stikstofbelasting beschreven door De Kam *et al.* (1991) en Van Dijk *et al.* (1992). Besmette bomen bleken een hoger gehalte aan stikstofrijke aminozuren te hebben dan gezonde bomen. Een dergelijk verband zou ook voor veenmos en *Tephrocybe palustris* kunnen gelden. Bemesting met fosfor zou dan een vermindering van het gehalte aan vrije aminozuren in de plant tot gevolg moeten hebben, immers de groeilimitatie wordt opgeheven en N kan weer gebruikt worden voor groei en hoeft niet allemaal opgeslagen te worden. De aanwezigheid van (veel) dode plekken met *Tephrocybe* zou gebruikt kunnen worden als indicatie van een milieu dat disproportioneel veel stikstof bevat.

2.4.3 Verdroogde (hoog)venen

Verhoogde stikstofdepositie in verdroogde hoogvenen had een grotere invloed op de concentratie stikstof in het bodemwater van het veen (Figuur 2.17a&b). In deze specifieke situatie had de afwezigheid van een levende veenmoslaag grote gevolgen voor de opnamecapaciteit van stikstof en hiermee effect op de beschikbaarheid van stikstof voor vaatplanten (Woodin & Lee 1987). Maar ook in een verdroogde situatie met een levende veenmoslaag zal de opname van stikstof door *Sphagnum* lager zijn dan onder optimale hydrologische omstandigheden. Bij lagere waterstanden wordt de groei van *Sphagnum* namelijk sterk verlaagd (zie ook hoofdstuk 3). Wanneer *Sphagnum* uitdroogt stopt de gasuitwisseling (opname van koolstofdioxide) en hiermee de fotosynthese en de groei (Schipperges & Rydin 1998). Kiemplanten van bijvoorbeeld Berk worden minder snel overgroeid door *Sphagnum* in een verdroogde situatie (Tabel). Tijdens de zeer droge zomer van 1976 zijn in veel Nederlandse hoogvenen massaal Berken gekiemd en gevestigd door de gunstiger concurrentiepositie van Berk ten opzichte van *Sphagnum* onder droge omstandigheden (Lamers 1995). Verdroging van het veen zal de effecten van een hoge stikstofdepositie versterken door het relatief sterker remmende effect op de veenmosgroei dan op de groei van vaatplanten (wortels hebben langer contact met de wegzakkende waterspiegel).

2.4.4 Nutriënten en soortensamenstelling en consequenties voor nutriëntenkringloop

Bemesting met stikstof en fosfor in het veld had een verschuiving in dominantie verhouding binnen zowel veenmos als hogere planten tot gevolg. Welke soort tot dominantie kwam lag waarschijnlijk voor een groot deel aan de reeds aanwezige soorten. Verder wisten ondiep wortelende soorten als Kleine veenbes (*Oxycoccus palustris*), *Erica tetralix*, *Rhynchospora alba* en *Calluna vulgaris* meer van de bemestingsbehandelingen te profiteren dan een diep wortelende soort als Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*). *Molinia* en Snavelzegge (*Carex rostrata*), die wat bewortelingsdiepte betreft hier tussenin zitten, vertoonden de grootste respons in

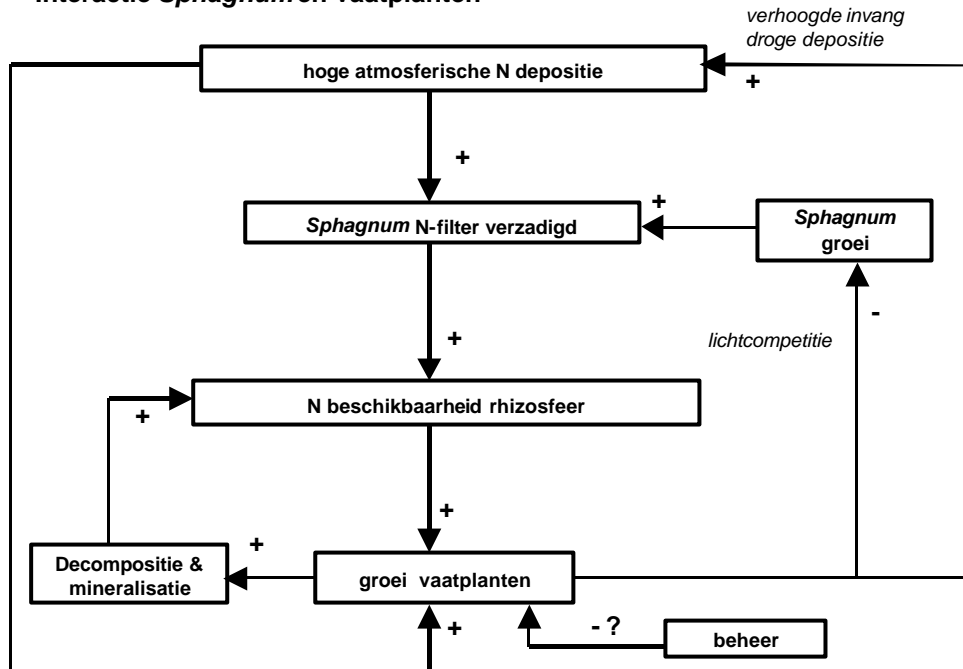
proefvlakken waar voor de rest weinig ondiep wortelende soorten aanwezig waren. Soortgelijke resultaten werden ook gevonden in andere bemestingsexperimenten (Twenhöven 1992; Heijmans *et al.* 2000; Berendse *et al.* 2001).

Het gevoerde peilbeheer leek ook mee te kunnen bepalen welke soort tot dominantie kwam, zoals duidelijk naar voren kwam in een kasexperiment (Figuur). *Rhynchospora* bleek zich uit te kunnen breiden ten koste van *Molinia*, bij een stabiele hoge waterstand (5 cm onder het veenmos). Verschil in nutriënten limitatie tussen beide soorten leek hier van invloed te zijn. Van een stabiele hogere waterstand zullen waarschijnlijk soorten als *Rhynchospora* en *Oxycoccus* profiteren, terwijl bij een minder stabiele waterstand *Molinia* en *Betula* meer de overhand krijgen. Wat voor effect bemesting met zowel N, P als K kan hebben bleek duidelijk uit de gerapporteerde effecten van guanotrofiëring (Figuur 2.43 & Tabel 2.14 tot en met Tabel 2.17), waarbij het aspect van de vegetatie in een lers veen volledig veranderde van veen(heide) naar voedselrijk grasland. Een vergelijkbare verschuiving werd ook beschreven door Maksimova & Yudina (1999), die een veen in Rusland bemestten met een combinatie van N, P en K.

De soortensamenstelling van de moslaag, bleek ook aan veranderingen onderhevig te zijn. Effecten van N bemesting verliepen voornamelijk indirect via de uitbreiding van hogere planten en de vestiging van algen. Soorten van drogere milieus als *Hypnum cuppressiforme* en *Pleurozium schreberi* wisten zich op enkele plekken uit te breiden. Bemesting met P bleek een sterker effect te hebben. *S. recurvum* wist meer van de bemesting te profiteren dan de overige *Sphagnum* soorten, wat tot gevolg had dat deze soort ging domineren (Figuur 2.7 & Figuur 2.8).

De verschuivingen in dominantie van soorten, kunnen op langere termijn grote gevolgen hebben op de vegetatiestructuur en de nutriëntenkringloop. Verschillen in interceptie van licht, regen en depositie, verdamping, strooiselproductie en de afbreekbaarheid ervan, zijn enkele mogelijkheden. Gedurende droge perioden bijvoorbeeld, heeft door *Molinia* vergrast veen een veel hogere verdamping dan veen met een hoge bedekking *Sphagnum* (Schouwenaars 1993). Structuur van de kruidlaag en hoeveelheid strooisel bepalen het lichtmilieu op de bodem (Tappeiner & Cernusca 1996) en voor een deel de (interceptie)verdamping (Rosset *et al.* 2001). Strooisel van grassen als *Molinia* breekt veel beter af dan dat van *Erica* of *Calluna* (Van Vuuren 1992; Hobbie 1996), terwijl materiaal van hogere planten weer sneller afbreekt dan veenmos (Van Breemen 1995b; Scheffer 1998). Binnen de veenmossen zelf breken slenksoorten weer sneller af dan bultsoorten (Johnson & Damman 1991). Met een verschuiving in vegetatiesamenstelling, vindt ook een verschuiving in microklimaat plaats, wat vervolgens weer het succes van de ene soort ten opzichte van de ander kan beïnvloeden. Dat een verandering in microklimaat op lange termijn desastreus kan zijn voor het voortbestaan van veen, blijkt uit een studie van Ohlson *et al.* (2001) in Noorwegen. De auteurs beschrijven de overgang van een door veenmos gedomineerd veen, via het stadium van een rustende veenheide naar dennenbos, veroorzaakt door de vestiging van Grove den (*Pinus sylvestris*) en de door deze soort veroorzaakte veranderingen in licht- en vochtclimate. Een andere studie (Frankl & Schmeidl 2000) schetst een vergelijkbare successie voor een deels vergraven veen in Zuid Duitsland (Rottauer Filz) na vestiging van *Pinus sylvestris* en *Betula*. Tussen 1959 en 1994 vond naast een uitbreiding van deze bomen, ook een daling van de gemiddelde grondwaterstand in het centrum van het veen plaats. De daling bedroeg 10 tot 15 cm. Het meest opvallend echter, waren het optreden van extreem lage zomer waterstanden na 1980 (tot -80 cm in 1994). Of de daling van de grondwaterstand de vestiging van *Betula* en *Pinus* vooraf ging, of dat de bomen juist de grondwaterstand beïnvloedden, werd echter niet duidelijk uit de studie.

Interactie *Sphagnum* vaatplanten



Figuur 2.48: Schema waarin de interactie tussen *Sphagnum* en vaatplanten onder hoge stikstofdepositie wordt weergegeven.

2.4.5 Consequenties voor beheer

Het negatieve effect van stikstof op veenmos leek voornamelijk verklaard te kunnen worden uit de stimulerende werking van stikstof op de groei van hogere planten en de verandering in het microklimaat die dat tot gevolg had. Inperking van de groei van hogere planten, lijkt daarom een geschikte strategie om de negatieve effecten van stikstof op hoogveen binnen de perken te houden. Veenmosgroei werd belemmerd boven een beschaduwingsniveau van 50 % (Figuur 2.11, Figuur 2.38 & Hayward & Clymo 1983). Dit bleek overeen te komen met een totale bedekking van 70 % voor een door *Erica* gedomineerde vegetatie (Figuur 2.39). Deze waarde zou als richtlijn voor ingrepen gehanteerd kunnen worden.

Een verschuiving van N limitatie naar P limitatie van hogere planten, zoals beschreven voor laag productief laagveen zou het elegantste en goedkoopst zijn (Verhoeven *et al.* 1988). Voor een aantal soorten werden reeds aanwijzingen voor een dergelijke verschuiving gevonden. Wachten tot deze verschuiving van nature optreedt, zou echter waarschijnlijk het einde van het veenmos betekenen. Immers soorten die makkelijker aan P kunnen komen, b.v. soorten met mycorrhiza's, zouden zich inmiddels dusdanig hebben uitgebreid (zoals *Erica* in de Bargerveen locatie gedomineerd door *Sphagnum papillosum*) dat het microklimaat voor veenmosgroei niet meer geschikt zou zijn. Beheer dat gericht is op het laag houden van de fosfor beschikbaarheid voor hogere planten (b.v. mineralisatie op een minimum houden) zou misschien een mogelijkheid zijn. Een hoge grondwaterstand die een kleine peil fluctuatie (zie hoofdstuk 4) vertoont zou hiervoor in aanmerking komen (Wassen 1990). Echter zelfs in dit laatste geval, kunnen sommige soorten alsnog tot dominantie komen en veenmos beschaduen (Figuur). Een goed voorbeeld van de interactie tussen waterstand en beschikbaarheid van voedingsstoffen zijn de resultaten van het project "Irish-Dutch project on raised bogs" (Van der Schaaf & Streefkerk in druk). In goed ontwikkelde veenmosvegetaties met een gemiddelde veenwaterstand van + 20 tot - 60 cm t.o.v. maaiveld, was de concentratie aan voedingsstoffen (N, P & K) in het veenwater significant lager dan in drogere omstandigheden met een gemiddelde veenwaterstand van - 30 tot - 60 cm onder maaiveld.

Wanneer de bedekking van kruiden dusdanig hoog is (> 70%) dat veenmosgroei wordt belemmerd, is actief ingrijpen aan te bevelen. Maaien bleek de bedekking met veenmos te stimuleren (Figuur 2.40), maar na 7 jaar was de bedekking van kruiden weer dusdanig toegenomen, dat opnieuw maaien waarschijnlijk nodig is om optimale condities voor veenmosgroei te houden. Plaggen en uitvenen bleken op een drijftil veenmosgroei te stimuleren. De bultvormende soorten *S. magellanicum* en *S. papillosum* hadden zich echter nog niet gevestigd. De abiotische omstandigheden waren waarschijnlijk wel geschikt maar de uitbreiding van deze soorten verloopt vaak zeer langzaam (zie hoofdstuk 3). Hervestiging van *Molinia* op de geplagde plekken, zoals in natte heiden (Sansen & Koedam 1996) kan echter een probleem gaan vormen, wanneer de plagplekken niet snel worden gekoloniseerd door *Sphagnum*. Heeft veenmos zich eenmaal gevestigd, dan worden zowel vestiging als groei van hogere planten bemoeilijkt, doordat veenmos een bewegend substraat is dat (kiem)planten kan overgroeien (Tabel) en de hoeveelheid beschikbare voedingsstoffen in het wortelmilieu kan verlagen (Figuur 2.41). Uitvenen is een kostbare en ingrijpende maatregel, en heeft waarschijnlijk alleen zin wanneer de hoeveelheid licht en de CO₂ concentratie in het ontstane open water hoog genoeg zijn voor herkolonisatie met *Sphagnum cuspidatum* (zie hoofdstuk 3).

Gezien de door P bevorderde groei van *S. recurvum* en *Molinia* (Figuur 2.7, Figuur 2.8, Figuur 2.14 & Figuur 2.15) lijkt bemesting met P geen optie om (gestagneerde) veenmosgroei te stimuleren. Nadere uitwerking van de chemische analyses van het plantenmateriaal zal echter moeten uitwijzen of een zeer kleine aanrijking met P toch niet tot de mogelijkheden behoort. Hierbij zou gestreefd moeten worden naar een dosis die hoog genoeg is om de P limitatie van het veenmos op te heffen, maar te laag om beschikbaar te komen voor de hogere planten.

In veenheide blijkt een combinatie van branden, opgevolgd door begrazing succesvol in het terugdringen van *Molinia* (Todd *et al.* 2000). Een vergelijkbaar effect werd ook gemeld voor het door SBB beheerde terrein 'de Witte' in Drenthe (persoonlijke mededeling B. Takman). In deze veenheide vond een sterke uitbreiding van veenmossen plaats nadat het terrein voor korte tijd intensief met koeien was begraasd, tegelijkertijd met een verhoging van de waterstand (dichten greppels). Het openen van de (vergraste) kruidlaag door kortdurende begrazing met schapen gedurende de beginstadia van vermorsing in een hoogveen, wordt ook genoemd door Eigner (1995). In hetzelfde artikel, werd verwijdering van Berken noodzakelijk geacht om de systeem verdamping te verminderen. Verstoring van de bestaande veenvegetatie werd als groot nadeel genoemd. Op kale veenbodem trad bijvoorbeeld versnelde verjonging van Berk op. Een 'ijle' bedekking met Berk werd niet als negatief ervaren. Hoe 'ijl' ijl is werd echter niet genoemd.

2.4.6 Kritieke stikstofdepositie

Een algemeen geldende uitspraak doen over de intensiteit van beheer en de kritische depositiewaarde voor alle hoogveenrestanten en heidehoogveentjes is onmogelijk. OBN maatregelen en daarbij horende randvoorwaarden blijven maatwerk, zoals uit tal van voorbeelden, onder andere bij het herstel van zwak gebufferde vennen, blijkt. Hieronder zal wel geprobeerd worden zoveel mogelijk een overzicht te geven van wat de auteurs mogelijk, dan wel onmogelijk achten.

Het blijkt mogelijk om in Nederland hoogveen te ontwikkelen en te behouden, ondanks de hoge stikstofbelasting uit de atmosfeer. Het feit dat vorming van nieuw veen nog steeds plaats vindt (met name in verlandende heideveentjes en laagvenen), is hiervoor voldoende bewijs. Uit de resultaten van het uitgevoerde onderzoek blijkt echter wel dat stikstofdepositie een negatief effect heeft, en voor een belangrijk deel verantwoordelijk kan worden gehouden voor vergrassing en verberking van de Nederlandse hoogveen(restanten). Nieuw gevormd veen zal bij een hoge depositie sneller dichtgroeien met hogere planten dan onder een laag depositieniveau. Additioneel beheer van hoogvenen lijkt in veel gevallen noodzakelijk te zijn, om ongewenste ontwikkelingen tegen te gaan. De frequentie van het beheer zal afhangen van het depositieniveau en van de (a)biotische omstandigheden die in het

gebied heersen. Een groot deel van de negatieve effecten van stikstofdepositie kan zeker worden bestreden in combinatie met een goed peil- en vegetatiebeheer. Echter niet alle effecten kunnen met beheer tegen worden gehouden, zoals een lagere vestigingskans van *S. magellanicum* (Li & Vitt 1994), verminderde groei van korstmossen (Figuur 2.22), aantasting van veenmos door *Tephrocybe palustris* (Figuur 2.6) of beter afbreekbaar organisch materiaal (Figuur 2.24). Een verlaging van het huidige depositieniveau tot onder het kritische depositieniveau (critical load) is na het creëren van een goede hydrologische uitgangssituatie ongetwijfeld de beste manier om hoogveen in Nederland te ontwikkelen.

Een probleem bij het formuleren van kritische depositie grenzen is dat de effecten van stikstofdepositie, waterstandstand en fluctuatie, waterkwaliteit (zie hoofdstuk 3) en P gehalte in het systeem met elkaar lijken te interacteren. Systemen met een hoge, constante waterstand en veel CO₂ in het bodemwater zullen minder gevoelig zijn voor stikstofdepositie, lees een hoger kritisch depositie niveau hebben, dan systemen met een wisselende waterstand en een lage CO₂ beschikbaarheid. Een ander probleem is waar je de grens legt. Leg je de grens op een dusdanig lage waarde dat ingrijpen op termijn in het geheel niet meer nodig zal zijn, of accepteer je een ingrijpfrequentie van eenmaal in de 10 of 50 jaar? Het beste is wanneer als grens voor kritische depositie het punt wordt genomen waarop veenmos nog door stikstof wordt gelimiteerd. In een dergelijk geval kan vrijwel worden gegarandeerd dat ingrepen in de vegetatie, op een overgangperiode na, niet meer nodig zullen zijn. De empirisch geschatte kritieke stikstofdepositie waarde voor hoogvenen (5-10 kg ha⁻¹ jaar⁻¹; Bobbink & Roelofs 1995) komt in de buurt van een dergelijke situatie, al lijkt het kritische niveau eerder rond de 5 dan de 10 kg N te liggen. De overgang van stikstof naar fosforlimitatie van veenmos, leek plaats te vinden bij stikstofdepositie niveau's lager dan die in Ierland (9-13 kg ha⁻¹ jaar⁻¹). Veenmosgroei in Clara Bog werd immers niet meer door stikstof gelimiteerd (Figuur 2.4 & Tabel 2.4). Zelfs de groei van *Calluna* en *Eriophorum vaginatum* in een vegetatie zonder veenmos leek niet meer door N te worden gelimiteerd, al leek *Molinia* nog wel van een hogere stikstofgift te profiteren (Figuur 2.20). In een kasexperiment bleek de groei van *Betula* en *Molinia* vanaf een bemestingsniveau van 10 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ licht toe te nemen (Figuur 2.31), al nam de groei pas sterk toe na 20 kg ha⁻¹ jaar⁻¹.

Wanneer een sterke toename van kruiden als grens voor het kritisch depositieniveau wordt genomen, en een ingreep frequentie van 1 maal in de 25 jaar acceptabel wordt geacht, kan een grenswaarde worden aangehouden die tussen 15 en 20 kg N kg ha⁻¹ jaar⁻¹ ligt, afhankelijk van de hydrologische uitgangssituatie van het gebied. Bij een ideale hydrologische situatie zou bijvoorbeeld volstaan kunnen worden met een grenswaarde van 20 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹. Een ideale hydrologische situatie wordt hier gedefinieerd als: de daling van de waterstand in de zomer is beperkt tot 20 cm onder het veenmosniveau, de waterstandfluctuatie is laag en de koolstofdioxideconcentratie van het bodemwater rond 1 mmol l⁻¹ ligt. Een grenswaarde van 15 kg N kg ha⁻¹ jaar⁻¹ zou bijvoorbeeld gelden voor een gebied waar de grondwaterstand 's zomers wegzakt tot 50 cm onder het veenmosniveau.

In alle gevallen zal rekening gehouden moeten worden met een soort overgangssituatie waarin beheersmaatregelen noodzakelijk zijn om een goede uitgangssituatie te scheppen voor veenmosgroei en voor het wegwerken van de erfenis uit het rijke stikstofverleden. Veenmos is in principe in staat zijn eigen milieu weer te verarmen wanneer de bron van voedingsstoffen (depositie) wordt weggenomen. Immers in het beschreven kasexperiment met *S. magellanicum* daalde het N gehalte in Nederlands veenmos en in het bodemwater tot Iers niveau binnen twee jaar na uitsluiting van de atmosferische depositie. De snelheid waarmee een dergelijke erfenis wordt weggewerkt is echter sterk afhankelijk van de snelheid van veenmosgroei en daarmee van de abiotische omstandigheden ter plekke.

2.4.7 Toekomstig onderzoek

Helaas zijn niet alle vragen beantwoord die in het preadvies als geprioriteerd stonden vermeld. Een belangrijke vraag over het effect van Berkenopslag op hoogveen is blijven liggen. In het vervolgonderzoek zal hier aandacht aan worden besteed.

Hiernaast zal dieper worden ingegaan op welke abiotische omstandigheden bepalen welke soort veenmos, *S. magellanicum* of *S. recurvum* gaat domineren. Ook zal de interactie tussen de stikstofdepositie en de waterstand op hoogveenvegetaties nader worden onderzocht.

3 Kwalitatieve hydrologie en substraatkwaliteit

Fons Smolders & Hilde Tomassen

3.1 Inleiding

3.1.1 Drijftilvorming na inundatie van hoogveenrestanten

Alle maatregelen gericht op hoogveenherstel hebben primair als doel om de juiste standplaatscondities te scheppen voor de groei van hoogveenvormende veenmossen. Uiteindelijk moet de hernieuwde groei van deze veenmossen leiden tot de ontwikkeling van een zogenaamd acrotelm. Dit is beslist een vereiste omdat alleen een goed functionerend acrotelm het zelfregulerend vermogen heeft dat zo karakteristiek is voor levende hoogvenen. Onder het acrotelm wordt de bovenste weinig gehumificeerde veenlaag verstaan. Deze laag bestaat uit vrij los grotendeels levend veenmos, is maximaal een halve meter dik en heeft door zijn specifieke structuur een hoge bergingscapaciteit voor water. De doorlatendheid van het acrotelm neemt af met toenemende diepe. Onder het acrotelm ligt het catotelm dat bestaat uit sterker gehumificeerd en daardoor slecht doorlatend veen. In natte perioden wordt door zijdelingse (laterale) afstroming het wateroverschot afgevoerd via het acrotelm terwijl in droge tijden door de specifieke structuur van het acrotelm de verdamping sterk wordt verminderd. Hierdoor wordt enerzijds voorkomen dat het hoogveen te nat wordt en onder water loopt en anderzijds dat het hoogveen te sterk uitdroogt. In vele zogenaamde hoogveenrestanten ligt door ontwatering en vergraving nog slechts een sterk verdroogde restveenlaag. Ook waar het oppervlak niet is vergraven is de toplaag veelal toch sterk verdroogd door lokale en regionale ontwatering. Vernatting van het veenoppervlak is een essentiële voorwaarde voor het herstel van de standplaatscondities voor veenmossen. Veenmossen krijgen slechts een kans zich te vestigen en uit te groeien wanneer het veenoppervlak permanent verzadigd blijft met nutriëntenarm (zwak) zuur water. Veelal wordt deze vernatting bereikt door de aanleg van veendammen waardoor regenwater wordt vastgehouden in het gebied.

In het algemeen kunnen twee typen vernattingsmaatregelen worden onderscheiden. Vernatting tot aan het veenoppervlak (vermorsing) biedt zeer goede kansen voor hoogveenherstel, maar is meestal moeilijk te realiseren (Wheeler & Shaw 1995). Met name in droge perioden zakt het waterpeil meestal te diep weg waardoor de beginnende veenmosgroei wordt geremd. Middels inundatie van het veenoppervlak is het veelal wel mogelijk om permanent natte condities te creëren. Een probleem bij inundatie is dat mede door de kleuring van het water door humuszuren, het veenmos (Waterveenmos; *Sphagnum cuspidatum*) slechts kan groeien op plaatsen waar het water niet te diep is. Dit hangt vooral ook samen met het feit dat de kooldioxideconcentratie in de waterlaag veelal te laag is voor een optimale groei van Waterveenmos (Paffen & Roelofs 1991). Het kooldioxide wordt nageleverd uit afbraakprocessen in de veenbodem en de kooldioxideconcentratie is daarom meestal het hoogste net boven de bodem. Alleen daar waar nog voldoende licht in het water doordringt en waar de kooldioxideconcentratie voldoende hoog is kan *S. cuspidatum* goed groeien. Bij inundatie van grotere veenoppervlakken wordt dan ook veelal

slechts veenmosgroei waargenomen in de ondiepere randzones (Wheeler & Shaw 1995; Schouten *et al.* 1998). Uiteindelijk kan er zo vanuit de randzone wel degelijk een geleidelijke verlanding richting dieper water plaatsvinden, maar dit is toch veelal een langzaam proces.

Een snelle verlanding van geïnundeerde oppervlakten is waargenomen in gebieden waar restveenmateriaal los is gekomen van de bodem en is komen opdrijven. Dit is bijvoorbeeld gebeurd in delen van het Haaksbergerveen en het Meerstalblok. In andere gebieden is na inundatie geen (rest)veenmateriaal opgedreven zodat hier de hoogveenontwikkeling alleen vanuit de ondiepere delen kan plaatsvinden. Uit eerder onderzoek is naar voren gekomen dat methaan mogelijk een belangrijke rol speelt als drijfgas in drijfzillen en opdrijvend restveen. Ook methaan komt vrij bij de (anaërobe) decompositieprocessen in het veen maar is in tegenstelling tot kooldioxide slecht oplosbaar in water. Hierdoor vormt het kleine gasbelletjes die wanneer deze in de veenmatrix worden vastgehouden voor een opwaartse kracht (drijfvermogen) zorgen. Op de drijfzillen vestigen zich in eerste instantie vooral veenmossoorten als *Sphagnum recurvum* en *Sphagnum cuspidatum*. Deze veenmossoorten zijn meestal dominant in de eerste fase van de hoogveenvorming. Om een echt hoogveen te krijgen is het echter van groot belang dat zich uiteindelijk ook bultvormende veenmossen zoals *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum papillosum* en *Sphagnum rubellum* vestigen.

3.1.2 Koolstofdioxide en methaan als koolstofvoeding voor Sphagna

Over het algemeen wordt verondersteld dat *Sphagnum* soorten die zich boven de waterspiegel ontwikkelen, atmosferisch CO₂ als koolstofbron gebruiken. Er zijn veel studies verricht naar de effecten van verhoogde concentraties CO₂ in de atmosfeer op de groei van *Sphagnum* soorten. De resultaten van deze onderzoeken geven geen eenduidig beeld. Het lijkt erop dat verhoogde concentraties atmosferisch CO₂ slechts een beperkte invloed hebben op de groei van *Sphagnum*. In de bovenste veenlagen is de concentratie opgelost CO₂ echter vaak veel hoger dan in de atmosfeer, dit omdat CO₂ continu geproduceerd wordt bij aërobe en anaërobe afbraakprocessen (Silvola 1990; Bridgeham & Richardson 1992; Yavitt *et al.* 1997; Lamers *et al.* 1999). Op grond van deze gegevens lijkt het waarschijnlijk dat *Sphagnum* niet alleen groeit op atmosferisch CO₂. Ander bewijs hiervoor zijn experimenten waarbij aangetoond is dat CO₂ afkomstig van afbraakprocessen opgenomen wordt door het groeiende *Sphagnum* (Turetsky & Wieder 1999). Om beter inzicht te krijgen in de rol van CO₂ aanwezig in de acrotelm bij de groei van *Sphagnum* is een laboratoriumexperiment uitgevoerd. Hierbij werd *Sphagnum magellanicum* onder natte condities opgekweekt bij verschillende concentraties CO₂ in de waterlaag (resultaten in dit hoofdstuk).

Naast de herfixatie van CO₂ door *Sphagnum* speelt mogelijk ook de herfixatie van methaan een rol bij de groei van veenmossen. De hoge concentratie CO₂ in de acrotelm wordt namelijk niet alleen veroorzaakt door afbraakprocessen in het veen, maar ook door partiële oxidatie van methaan. Methanogene bacteriën die voorkomen in het anaërobe deel van het veen produceren methaan (Segers 1998) dat door methanotrofen in de bovenste water- en veenlagen wordt omgezet in CO₂ (Crill *et al.* 1994). Methaan zou daarom, naast CO₂, een goede koolstofbron kunnen vormen voor *Sphagnum*. Voordat methaan gebruikt kan worden voor de fotosynthese moet het eerst door methanotrofe bacteriën omgezet worden in CO₂. Crill *et al.* (1994) toonden al aan dat er methanotrofen aanwezig zijn in hoogveenvegetaties. De methanotrofe activiteit zal waarschijnlijk het hoogste zijn op die delen van de plant, die op de grens tussen water en lucht zitten, aangezien methaan onder anaërobe omstandigheden wordt geproduceerd (Segers 1998) en methanotrofe bacteriën aëroob zijn. Een tweede voorwaarde waaraan voldaan moet worden om methaan te gebruiken als koolstofbron voor de fotosynthese is dat de planten in staat moeten zijn om stoffen die opgelost zijn in het water op te nemen. Volgens Rydin & Clymo (1989) is *Sphagnum* in staat CO₂ uit het water op te nemen en te gebruiken voor de opbouw van celweefsel. Dit maakt het aannemelijk dat ook andere stoffen opgenomen kunnen worden uit het water en kunnen worden gebruikt voor de opbouw van celweefsel. In labexperimenten werd gekeken naar de vastlegging van ¹³C in *Sphagnum* (resultaten in dit hoofdstuk). Als methaan een koolstofbron blijkt te zijn voor *Sphagnum* zou dit

willen zeggen dat er, dankzij het hoge CO₂ verzadigingspunt van de fotosynthese van *Sphagnum* (Jauhiainen & Silvola 1999; Lamers *et al.* 1999) een hogere fotosynthetische activiteit bereikt kan worden. Aangezien de fotosynthetische activiteit van hogere planten niet verhoogd kan worden door bentisch CH₄ en CO₂ als additionele koolstofbron (Jauhiainen & Silvola 1999), zou fixatie van bentisch C een verbetering in de concurrentiepositie van *Sphagnum* betekenen.

3.1.3 Vernatting van witveen

Plas-dras vernatting van witveenrestanten levert zeer waarschijnlijk goede herstel mogelijkheden op. In tegenstelling tot zwartveen, kan in het witveen door stimulatie van de anaërobe decompositie veel koolstofdioxide en methaan geproduceerd worden. Hierdoor zal naast atmosferisch koolstof ook voldoende bentisch koolstof beschikbaar zijn voor de groei van *Sphagnum* (Turetsky & Wieder 1999). Methaan kan tevens zorgen voor opzwellen van het veen bij ondiepe inundatie waardoor toch plas-dras omstandigheden ontstaan. Verder heeft witveen een hogere bergingscapaciteit ten opzichte van zwartveen en de waterstandsfluctuaties in droge en natte perioden blijft hierdoor beperkt. Indien bultvormende veenmossen nog in het terrein aanwezig zijn kan door vernatting van witveen waarschijnlijk snel hoogveenherstel op gang komen.

3.1.4 Introductie van bultvormende veenmossen

In veel situaties waarbij na herstelmaatregelen sterke veenmosgroei op gang komt ontstaan uitgebreide *Sphagnum cuspidatum* of *Sphagnum recurvum* vegetaties. Bij een normaal verloop van de successie zullen na verloop van tijd bultvormende veenmossen als *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum papillosum* of *Sphagnum rubellum* zich vestigen en uitbreiden. In de Nederlandse situatie blijft de vegetatieontwikkeling echter vaak steken in de *S. cuspidatum* of *S. recurvum* fase. Het is niet geheel duidelijk of de abiotische omstandigheden ongeschikt zijn of dat vestiging van deze soorten problematisch verloopt. Li & Vitt (1994) vonden dat hoge stikstofdepositie de vestiging van *S. magellanicum* kan remmen. Uit paleoecologisch onderzoek bleek dat in de ontwikkelingsgeschiedenis van onze hoogvenen lange perioden voorkwamen waarin *S. cuspidatum* of *S. recurvum* de veenmosvegetatie domineerden (Joosten 1995). In restauratieprojecten kan echter niet honderden jaren gewacht worden tot de bultvormende soorten zich vestigen. In vergelijking tot het weefsel van slenksoorten, breekt het weefsel van bultvormende soorten relatief langzamer af (zie ook decompositie-experiment hoofdstuk 2), waardoor de aangroei van nieuw veen sneller verloopt. De vorming van een functionerend acrotelm is van belang om de tegenwoordig vaak sterk fluctuerende waterstanden beter op te vangen. Bij herstel via drijftilvorming is vorming van nieuw veen essentieel om de methaanproductie op gang te houden. Het is daarom van cruciaal belang om te weten waarom de vestiging van bultvormende soorten in Nederlandse hoogveenrestanten vaak zeer moeizaam verloopt.

3.2 Materiaal en methoden

3.2.1 Veldmetingen en experimenten in het veld

Chemische samenstelling veenwater op verschillende diepte in het veenprofiel

In het veld werden een groot aantal drijftillen bemonsterd met behulp van poreuze keramische cups (Figuur 3.1). Deze zijn inert en werden op verschillende diepten in het veen ingebracht. De cups werden door middel van een luchtdicht slangetje verbonden aan een vacuüm injectiespuit die vervolgens onder onderdruk werd gebracht en zo volledig kon worden volgezogen met veenvocht. Aan het veenvocht werden chemische analyses gedaan volgens standaard methoden (zie o.a. Lamers *et al.* 1999). Voor de methaanbepaling werd in plaats van een spuit een tot 80 % vacuüm getrokken infuusflesje van 30 ml middels een naald verbonden aan het slangetje. Vervolgens werd het flesje voor 80% volgezogen met veenwater. In de "headspace" van het flesje werd vervolgens de methaanconcentratie in het flesje gemeten.

Uiteindelijk werd na bepaling van de inhoud van het flesje de concentratie methaan per volume eenheid veenvocht uitgerekend.



Figuur 3.1: Met behulp van keramische cups wordt op verschillende diepten onder vacuüm bodemvocht verzameld. Op deze foto wordt gemonsterd in een recent ontstane drijftil in de Mariapeel.

Eigenschappen van drijftillen

In de zomer van 2000 werd een veldonderzoek gedaan waarbij gekeken werd naar substraateigenschappen van 13 drijvende en 17 geïnundeerde, niet drijvende veensubstraten. De onderzoekslocaties zijn aangegeven in Figuur 3.2. Het doel van het onderzoek was te ontdekken waarom na inundatie van hoogveenrestanten sommige substraten wel opdrijven en andere niet. In het onderzoek werd de soortelijke massa (dichtheid), de potentiële decompositie, en de fractie van het veen kleiner dan 1 mm bepaald. De potentiële methaan- en kooldioxideproductie (potentiële decompositie) werd bepaald door een deel van het substraat te incuberen bij 20 °C in gasdichte flessen. De fractie kleiner dan 1 mm werd bepaald door een submonster van het (niet gedroogde) substraat over een 1 mm zeef te spoelen. Er werd ook een uitknijpmonster gemaakt door vocht te persen uit het substraat. Dit uitknijpwater werd geanalyseerd. Een deel van het substraat werd vervolgens gedroogd waarna de chemische samenstelling (C, N, P, lignine gehalte, etc.) werd bepaald.

Vernatting Fochteloërveen

In het Fochteloërveen is na de aanleg van een dammencomplex een sterke vernatting van het verdroogde witveen opgetreden. Sinds februari 2000 werd hier in een achttal permanente proefvlakken (4 x 4 m) de vegetatieontwikkeling gevolgd. De eerste opnamen werden gemaakt direct na hervernatting en vervolgens werden na respectievelijk 1 en 2 groeiseizoenen opnieuw vegetatieopnamen gemaakt (Braun-Blanquet). Verder werd de chemische samenstelling van het oppervlaktewater gevolgd.

Drijftilvorming door introductie van substraat

Wanneer na inundatie van restveen geen drijftillen ontstaan kan mogelijk drijftilvorming gestimuleerd worden door methaanproductie te stimuleren door het restveen te bufferen (toevoegen dolokal) en/of door het inbrengen van geschikt substraat (bijvoorbeeld bolster). In de Mariapeel werden daarom op een locatie waar na inundatie van het restveen geen drijftillen zijn ontstaan 12 cilinders (ϕ 100 cm en hoogte 150 cm) geplaatst. Aan 6 cilinders werd 500 g dolokal toegevoegd en aan 6 cilinders werd 70 kg bolster uit de Tuspeel toegevoegd. Hierdoor ontstonden vier verschillende behandelingen: 1) controle, 2) bekalking van het restveen, 3) inbrengen van bolster & 4) bekalking in combinatie met het inbrengen van bolster. Van iedere

behandelingen waren 3 replica's aanwezig die random verdeeld waren. In elke cilinder werden twee keramische cups geplaatst om veranderingen in de samenstelling van het veenvocht (vooral methaan) te kunnen volgen. Tijdens het experiment werd materiaal uit de cilinders anaëroob geïncubeerd om de potentiële methaanproductie te kunnen bepalen.



Figuur 3.2: Ligging van de belangrijkste Nederlandse onderzoekslocaties betrokken bij het onderzoek naar kwalitatieve hydrologie en substraatkwaliteit.

Introductie-experimenten met *Sphagnum*

Op locaties in Nederland (Tuspeel), Ierland (Clara bog) en Noorwegen werden introductie-experimenten ingezet met verschillende *Sphagnum*-soorten. Hierbij werden verschillende *Sphagnum*-soorten getransplanteerd naar locaties waar de betreffende soort niet voorkwam. De oppervlakte bedekt met de geïntroduceerde soort was bij aanvang ongeveer 20 bij 20 cm (lengte *Sphagnum*-planten 10-15 cm). Gedurende de tijd werd de oppervlakte van het *Sphagnum* opgemeten om uitbreiding of afname te kunnen bepalen. *Sphagnum* werd hierbij niet alleen geïntroduceerd in vegetaties met andere *Sphagnum*-soorten maar ook op kaal veen (Clara bog).

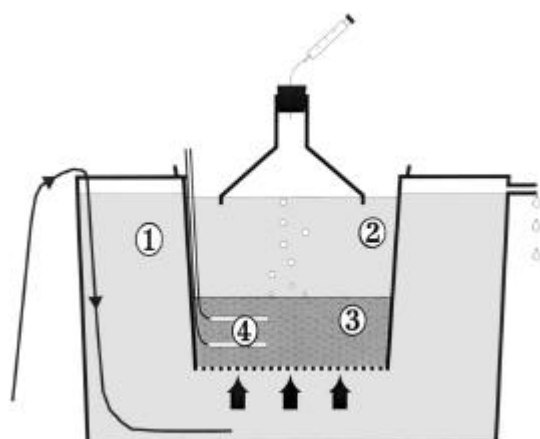
3.2.2 Laboratorium- en kasexperimenten

Stimulatie van drijftilvorming onder gebufferde omstandigheden

In 1998 werd een experiment uitgevoerd in het kassencomplex van de K.U. Nijmegen om te onderzoeken wat de effecten zijn van de waterkwaliteit in de veenbasis op de initiële hoogveenontwikkeling. In de experimenten werden substraten gebruikt bestaande uit zwartveen afkomstig uit het Haaksbergerveen, de Mariapeel en het Amsterdamse veld (Bargerveen). Het gaat hier om zogenaamde veenrestanten die zijn achtergebleven na lokale verveningen in het verleden. Op de locaties vormt dit substraat het uitgangsmateriaal voor hoogveenherstel bij uit te voeren of reeds in uitvoering zijnde vernattingsprojecten. Van elk substraat werd een deel gedroogd en geanalyseerd op de elementensamenstelling (zie Smolders *et al.* 1997). De samenstelling van de substraten wordt gegeven in Tabel 3.1.

Tabel 3.1: Chemische eigenschappen ($\mu\text{mol g drooggewicht}^{-1}$) van veenmateriaal uit het Haaksbergerveen, de Mariapeel en het Amsterdamse veld zoals gebruikt in het kasexperiment.

	Haaksbergerveen	Mariapeel	Amsterdamse veld
Ca	55,6	80,6	54,6
Mg	16,4	24,9	44,1
K	18,8	11,2	6,2
Na	6,8	11,4	9,1
Mn	0,3	1,1	0,2
Fe	26,4	47,3	4,5
Si	92,5	63,2	7,1
Zn	1,5	3,5	0,3
P	15,7	17,4	5,2
S	166	108	84
Al	146	137	18
N	989	1089	672
N (g g^{-1} DW)	0,014	0,015	0,009
C (g g^{-1} DW)	0,359	0,440	0,459
C/N (g/g)	26,3	29,7	49,7
C/P (g/g)	740	814	2851
C/K (g/g)	488	1002	1882



Figuur 3.3: Proefopstelling gebruikt in het kasexperiment. 1. buitencompartiment waarin verschillende watertypen werden doorgevoerd door middel van een continue doorstroomsysteem. 2. waterlaag van het binnencompartiment. 3. veenplag 4. poriewaterbemonsteraars waarmee veenvocht uit de veenplaggen kon worden opgezogen. De bodem van het binnencompartiment was geperforeerd. Dagelijks werd een vaste hoeveelheid water uit het binnencompartiment verwijderd. Met behulp van een omgekeerde trechter kon de methaanemissie bepaald worden.

In het veld werden plaggen gestoken met een diameter van 30 cm en een dikte van 10 cm. Deze plaggen werden in emmers geplaatst met een geperforeerde bodem. De emmers werden vervolgens in een waterbak geplaatst (Figuur 3.3 & Figuur 3.4). De binnenemmers werden gevuld met een basismedium (Tabel 3.2) dat op pH 3,6 werd gebracht. In de buitenbak werden drie verschillende behandelingsmedia aangebracht. Dit medium bestond uit één van de volgende media (1) basismedium (pH 3,6), (2) basismedium met 1 mM natriumbicarbonaat (pH 6,0) of (3) basismedium met 1 mM natriumbicarbonaat en 1 mM natriumsulfaat (pH 6,0). Uit de buitenbakken werd vervolgens dagelijks 200 ml water verwijderd waardoor er een kunstmatige kwelstroom werd nagebootst van de buitenbak via de plag naar de binnenemmer. Het medium in de buitenbak werd continu verversd zodat zowel de samenstelling als het

waterpeil in de buitenbak constant bleven gedurende het gehele experiment. In elke bak werd 100 gram vers *Sphagnum cuspidatum* materiaal gebracht.

Tabel 3.2: Samenstelling van de verschillende behandelingsoplossingen gebruikt in het inundatie-experiment. Alle concentraties zijn in $\mu\text{mol l}^{-1}$.

	Behandeling		
	Controle	HCO_3^-	$\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$
pH	3,6	6,0	6,0
NaHCO_3	-	1000	1000
Na_2SO_4	-	-	1000
KCl	30	30	30
MgCl_2	30	30	20
CaCl_2	150	150	150

Gedurende het experiment werden regelmatig veenwatermonsters genomen en methaanmetingen verricht aan monsters die genomen werden via poreuze cups in het substraat (zie veldmetingen). Verder werden tweemaal methaanemissie metingen verricht. Hiervoor werd een omgekeerde trechter op de waterlaag van de binnenbak gezet. Vervolgens werd gedurende een periode van drie dagen tweemaal per dag de methaanconcentratie onder de trechter gemeten. Uit de toename in de tijd werd vervolgens de methaanemissie uitgerekend (zie ook Figuur 3.3). Aan het einde van het experiment werd van elke bak een gedeelte van het substraat geïncubeerd (zie incubaties) om de methaanproductie te bepalen. Ook werd per bak de totale biomassa aan *Sphagnum* bepaald. Na drogen werden de nutriëntconcentraties in het *Sphagnum* bepaald volgens Smolders *et al.* (1997).



Figuur 3.4: Illustratie opstelling kasexperiment met de buitenbakken, binnenemmers, voorraadvaten met medium en de pompen. Op moment van opname werd de methaanemissie gemeten met behulp van omgekeerde trechters.

Effect van in water opgelost CO_2 op de groei van *Sphagnum magellanicum*

In een laboratoriumexperiment werd ook de invloed van in water opgelost CO_2 op de groei van *Sphagnum magellanicum* onderzocht. In het najaar van 1999 werden 16 *S. magellanicum* plaggen, afkomstig uit Clara bog, in glazen aquaria geplaatst. De plaggen vulden na inzet ongeveer eenderde van de aquaria. De aquaria stonden in een waterbad waarvan de temperatuur nauwkeurig gereguleerd werd ($19\text{ }^\circ\text{C}$ vlak boven het wateroppervlak) bij een daglengte van 16 uur (lichtsterkte $\pm 105\ \mu\text{mol m}^{-2}\ \text{s}^{-1}$). Via een doorstroomsysteem werden de plaggen gedurende de lichtperiode gevoed met verschillende CO_2 -oplossingen ($20\ \mu\text{mol l}^{-1}$ (controle), $750\ \mu\text{mol l}^{-1}$, $2000\ \mu\text{mol l}^{-1}$ en $5000\ \mu\text{mol l}^{-1}\ \text{CO}_2$) met behulp van peristaltische masterflexpompen. Tweemaal per week werd beregend met kunstmatig regenwater (750 mm op

jaarbasis). De depositie van stikstof en fosfor was voldoende om limitatie hiervan te voorkomen ($20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ en $2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$). Met behulp van bodemvocht-monsteraars (Rhizon's) werd de chemische samenstelling van het veenvocht gevolgd. Regelmatig werd de hoogte van de pluggen gemeten en de oppervlakte bedekt door *S. magellanicum*. Na 4 maanden werden de pluggen geoogst waarbij de anatomie van *S. magellanicum* werd bekeken (o.a. aantal capitula, grootte van de capitula) en de chemische samenstelling bepaald (nutriënten, chlorofyl, organische stof fracties en vrije aminozuren).

Invloed van waterpeil en substraatkwaliteit op de vermorsing van restveen

Tussen september 2000 en februari 2002 werd een experiment gestart naar de invloed van het waterpeil en de substraatkwaliteit bij vermorsing van restveen. Twaalf glazen aquaria werden gevuld met zwartveen (Amsterdamse veld) en twaalf met witveen (Meerstalblok) afkomstig uit het Bargerveen. De aquaria werden in een waterbad geplaatst bij een daglengte van 16 uur (lichtsterkte $105 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Na een acclimatisatieperiode werden in elk aquarium vijf soorten *Sphagnum* geïntroduceerd, namelijk *S. cuspidatum*, *S. recurvum*, *S. papillosum*, *S. magellanicum* en *S. rubellum*. Van iedere soort werd ongeveer 28 cm^2 ingezet (20 tot 35 g versgewicht). Per substraattypen werden de volgende waterregimes toegepast (4 replica's): 10 cm onder maaiveld (droog), tot maaiveld (plas-dras) en 10 cm boven maaiveld (inundatie). Het waterniveau werd constant gehouden door regelmatig demiwater toe te voegen. Drie maal per week werd beregend met kunstmatig regenwater ($20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ en 800 mm op jaarbasis). Regelmatig werd bodemvocht geanalyseerd en werd de bedekking van de verschillende *Sphagnum*-soorten bepaald met behulp van digitale beeldverwerking (Corel Photo-paint 9.0). Eenmalig werd de diameter van een aantal kopjes van iedere soort opgemeten bij de verschillende behandelingen. Na 6 maanden werd het waterpeil bij alle behandelingen op plas-dras ingesteld om herstel van de groei te kunnen bepalen. Na 9 maanden herstel werd het experiment geoogst waarbij van alle soorten de droge biomassa werd bepaald.

Effect van plas-dras vernatting op de soortensamenstelling van witveenpluggen

Plas-dras vernatting van witveen heeft waarschijnlijk positieve veranderingen in de vegetatiesamenstelling tot gevolg. Om dit te testen werden verdroogde witveen pluggen afkomstig uit het Bargerveen ($n = 2$), de Tuspeel ($n = 3$), de Mariapeel ($n = 2$) en Clara bog (Ierland; $n = 2$) in het laboratorium plas-dras vernat. De pluggen werden in een klimaatkamer bij een daglengte van 16 uur (lichtsterkte $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) gedurende ruim vijfhonderd dagen zo goed mogelijk plas-dras gehouden. De pluggen werden beregend met de Nederlandse achtergronddepositie voor stikstof en fosfor. In de pluggen werden twee bodemvochtmonsternemers geplaatst om de chemische samenstelling van het veenwater te kunnen volgen. Regelmatig werden de veranderingen in de vegetatie vastgelegd.

Stimulatie van drijftilvorming door introductie van substraat in combinatie met bekalking

Februari 2001 werden in 16 vijverbakken ($\phi 180 \text{ cm}$ en 80 cm diep), gevuld met 20 cm zwartveen uit het Amsterdamseveld (Bargerveen) en regenwater, PVC cilinders ($\phi 40 \text{ cm}$ en 80 cm diepte) geplaatst. In iedere vijverbak stonden 4 cilinders die elk gevuld werden met veen afkomstig van een verschillende locatie. Het weinig gehumificeerde veen was afkomstig uit de Mariapeel, het Haaksbergerveen, het Bargerveen en de Tuspeel. Aan het veen werden verschillende hoeveelheden dolokal toegevoegd: 0 – 2 – 4 – 8 mg per gram vers veen. In iedere cilinder werd 15 cm bekalkt veen gebracht met daarop een laag van 5 cm onbekalkt veen om oplossing van dolokal in de waterlaag te beperken. In iedere cilinder werden twee bodemwatersamplers geplaatst om de veranderingen in chemische samenstelling (o.a. pH, CO_2 , CH_4 , calcium en nutriënten) van het veenwater te kunnen volgen. Tevens werd de chemische samenstelling van het veen (Tabel 3.3) geanalyseerd en werd de potentiële methaanproductie van het veen bepaald bij verschillende bekalkingsniveaus: 0 – 2 – 4 – 8 – 25 mg dolokal per gram vers veen middels anaërobe incubatie (zie onder).

Tabel 3.3: Nutriëntenratio's (g g⁻¹) en de verschillende groottefractie van de deeltjes van het veen gebruikt in het experiment.

Locatie	C/N	C/P	C/K	fractie < 1 mm	fractie 1-50 mm	fractie > 50 mm
Tuspeel	51,80	1531,06	1949,53	43,73	7,88	48,38
Haaksbergerveen	25,59	650,24	1431,25	39,70	15,71	44,59
Bargerveen	29,77	631,84	483,76	70,16	4,74	25,11
Mariapeel	58,63	1269,18	333,16	60,50	16,84	22,66

Incubatie-experimenten

Om de potentiële methaanproductie te bepalen werd veensubstraat van verschillende diepten geïncubeerd in 500 ml infuusflessen. In de flessen werd steeds ongeveer 200 gram (versgewicht) geïncubeerd. Vervolgens werden de flessen afgesloten en drie maal geflushed met stikstofgas (N₂) op een begassingsbord. De flessen werden in het donker bij een temperatuur van 18 °C geïncubeerd gedurende maximaal vier weken. Gedurende deze periode werd regelmatig de methaanconcentratie in de headspace gemeten. Uit de lineaire toename van de methaanconcentratie in het headspace kon vervolgens de methaanproductiesnelheid worden berekend. Door een deel van het veen te drogen en daarna te verassen werd het organische stofgehalte van het veen bepaald zodat uiteindelijk de methaanproductie per gram organisch stof per dag kon worden uitgedrukt.

Met sommige substraten werden ook incubaties uitgevoerd bij verschillende temperaturen, verschillende pH's en na toevoeging van verschillende hoeveelheden sulfaat. Dit om de effecten van temperatuur, pH en sulfaatconcentratie op de methaanproductie te bepalen.

Effect CO₂-concentratie en licht op de groei van submers *Sphagnum cuspidatum*

In het experiment werd veenmos geïncubeerd in water uit de Mariapeel met een E₄₅₀ van 0.380. Deze flessen werden in plastic bakken onder een groeilamp gelegd waarna in bakken respectievelijk 10 cm en 40 cm water uit de Mariapeel werd aangebracht. Op deze manier werden dus twee waterdiepten nagebootst. Het water in de flessen werd geflushed met kooldioxide gas zodat twee verschillende CO₂ concentraties werden verkregen (respectievelijk 100 en 2000 μmol l⁻¹). Het water in de flessen werd elke twee dagen vervangen nadat de CO₂ concentratie in de flessen was gemeten. Na 3 weken werd de biomassa van het veenmos opnieuw bepaald en werd ook het aantal nieuw gevormde kopjes geteld.

Methaanoxidatie

Methanotrofe activiteit

De aanwezigheid van methanotrofen werd bepaald door *Sphagnum* planten te incuberen in aanwezigheid van methaan. De planten werden hiervoor in drie stukken verdeeld: de capitula, het midden deel dat soms boven water en soms onder water zit en het onderste deel dat zich altijd onder water bevindt. De plantdelen werden bij 20°C geïncubeerd in serumflesjes van 120 ml waaraan 2 ml gedemineraliseerd water werd toegevoegd om het weefsel vochtig te houden. Aan elk flesje werd 0,25 ml zuiver CH₄ toegevoegd en de methaanconcentratie in de 'headspace' werd gedurende enkele dagen gemeten. De afname in CH₄ concentratie was een maat voor de snelheid waarmee methaan geoxideerd werd. Om te kunnen bepalen of de aanwezigheid van methanotrofen soortspecifiek is, werden 4 verschillende soorten gebruikt: *Sphagnum magellanicum* en *Sphagnum papillosum* als bultvormende soorten en *Sphagnum recurvum* en *Sphagnum cuspidatum* als slenksoorten. Van iedere soort werd op minimaal drie locaties materiaal verzameld waarbij de methaanconcentratie in het veld werd gemeten om een eventuele invloed hiervan op de oxidatiesnelheid te kunnen bepalen.

Transport door Sphagnum

Transport werd getest met gelabeld methaan (¹³CH₄) door *Sphagnum recurvum* in een opstelling te plaatsen waarbij aan het basale deel van de plant ¹³CH₄ werd toegediend. Het capitulum en het basale deel werden gescheiden zodat transport alleen door de plant kon plaatsvinden. In het septum van een 500 ml serumfles werd een sneetje

gemaakt waarin de plant werd bevestigd. Het sneetje werd afgedicht met plasticine kleuterklei en op de dop van de fles werd een bekersglasje bevestigd om te voorkomen dat de plant uitdroogde. De flessen werden zo neergelegd dat de gasfase niet in aanraking kwam met het septum en er een soort waterslot ontstond om te voorkomen dat het gas uit de fles ontsnapte (zie Figuur 3.5). Aan ieder fles werd 2,5 ml zuiver methaan toegevoegd en de fles werd met aluminiumfolie afgedekt zodat alleen het bovenste compartiment licht kreeg. De flessen werden zes dagen in het licht geïncubeerd bij 20°C om de methaanoxidatie op gang te brengen. Daarna werd gedurende twee weken tweemaal per week 0,25 ml $^{13}\text{CH}_4$ toegevoegd. Na 5 weken werden beide delen gevriesdroogd en vervolgens werd met behulp van een massaspectrometer gemeten of $^{13}\text{CH}_4$ aanwezig was in de capitula.



Figuur 3.5: Experimentele opstelling voor transport van methaan door *Sphagnum recurvum*.

Effect van CH_4 op de oxidatiesnelheid

Effect van de aanwezigheid van methaan op de oxidatiesnelheid werd bepaald door *Sphagnum papillosum* uit het Haaksbergerveen op te kweken in glazen buizen (diameter van 8 cm, op 6 cm hoogte een overloop) bij 20°C. Wekelijks werd beregend met kunstmatig regenwater (10 kg P ha⁻¹ jaar⁻¹ en 100 kg N ha⁻¹ jaar⁻¹). Met behulp van peristaltische pompen werd medium met of zonder methaan door het systeem gepompt. Het medium met methaan werd gemaakt door een 40 liter vat voor de helft te vullen met demiwater en voor de helft met methaan (zuiverheid 0,4). De methaanconcentratie in het vat varieerde tussen 1,5 en 3,5 mmol l⁻¹ CH₄. Na 8 weken werd het experiment geoogst waarbij het *Sphagnum* in drie stukken werd gedeeld (capitulum, midden, onder). Van ieder segment werd de oxidatiesnelheid bepaald door middel van incubaties (zie boven).

Wordt methaan uiteindelijk ingebouwd in chlorofyl a van *Sphagnum*?

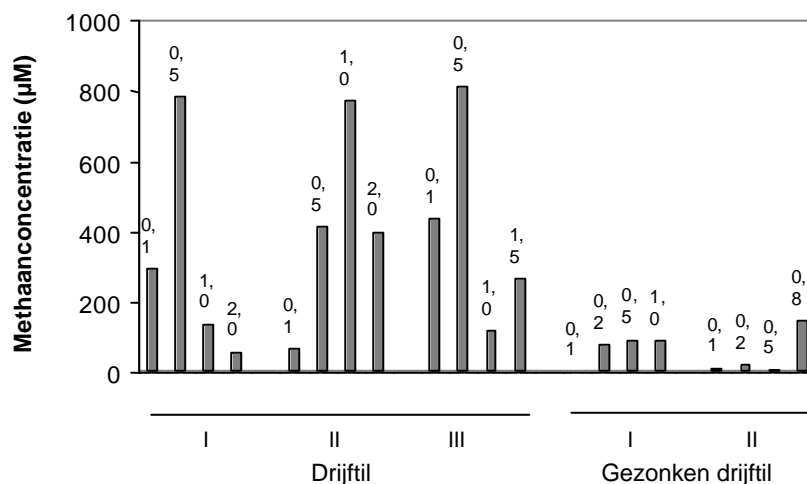
Op 9 april 2001 werd *Sphagnum cuspidatum* verzameld in de Mariapeel (groeide gedeeltelijk boven water tussen de Pijpenstrootje pollen). In 5 infuusflessen van 250 ml werden elk 7 plantjes *S. cuspidatum* van 13 cm gelegd. Tevens werd 5 ml, 20 maal verdund, gebiedseigen water uit de Mariapeel toegevoegd. De flessen werden afgesloten met een dop en een rubberen inlage. De flessen werden onder een HPI-T lamp (400 W) gelegd. Het onderste deel van de infuusfles (2/3 deel vanaf de bodem) werd omwikkeld met aluminiumfolie. Het bovenste deel (1/3) was blootgesteld aan het licht van de lamp met een daglengte van 16. Er werd 1 ml methaan toegevoegd en 2 ml kooldioxide. Na 5 dagen werd gemeten of de methaanoxidatie op gang was gekomen. Toen dit het geval bleek werd in vier van de infuusflessen minimaal 135,5 µmol $^{13}\text{CH}_4$ geïnjecteerd (totaal 12,5 ml: periodiek 1 of 0,5 ml geïnjecteerd van 18 april tot 23 mei). Eén fles werd als controle gebruikt. Hierin werd in plaats van $^{13}\text{CH}_4$ standaard methaan ($^{12}\text{CH}_4$) geïnjecteerd. Op 28 mei werd van het *Sphagnum* in de flessen het chlorofyl geïsoleerd en geanalyseerd op de MALDI-TOF (apparaat dat zeer gevoelig moleculen op gewicht kan scheiden).

3.3 Resultaten en discussie

3.3.1 Drijftilvorming na inundatie van hoogveenrestanten

Veldmetingen en incubatie-experimenten

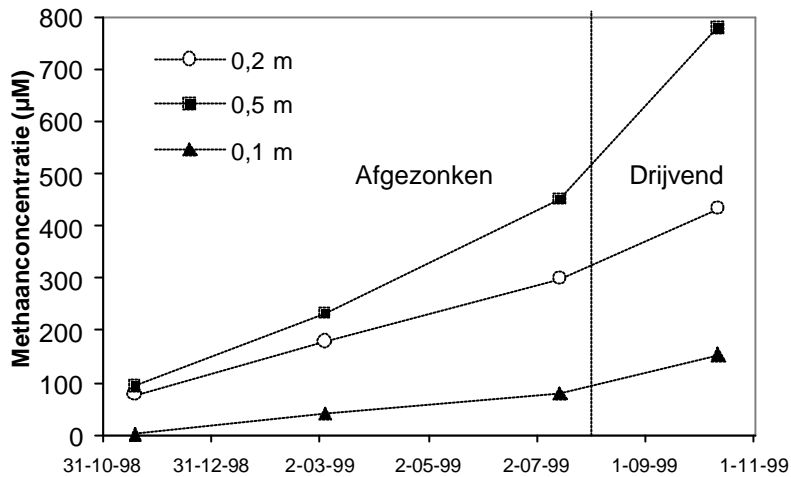
Tussen 1998 en 2000 werden een groot aantal diepteprofielen genomen in hoogveendrijftillen in Nederland, Ierland, België en Noorwegen. Hierbij werd de chemie van het veenwater bepaald op verschillende diepten in het veenprofiel. Van een aantal locaties werd ook materiaal geïncubeerd om de potentiële methaanproductie te bepalen. In het Haaksbergerveen hebben zich na inundatie in de jaren tachtig in een aantal compartimenten drijftillen ontwikkeld die gedomineerd worden door *Sphagnum magellanicum*. *Sphagnum magellanicum* kan niet erg goed tegen langdurige inundatie waaruit we kunnen afleiden dat deze drijftillen permanent drijven. In andere compartimenten in het Haaksbergerveen zijn initieel gevormde drijftillen zonder aanwijsbare reden afgezonken en/of zijn de drijftillen niet permanent maar drijven op in de zomer en zinken af in de winter. Vergelijkende metingen in een aantal drijftillen lieten zien dat de methaanconcentraties in permanent drijvende drijftillen aanmerkelijk hoger waren dan in afgezonken drijftillen (Figuur 3.6). In de permanente drijftillen werden op een halve meter diepte methaanconcentraties van meer dan 700 μM gemeten terwijl de concentraties in de afgezonken drijftillen niet hoger waren dan 100 μM . In één van de afgezonken drijftillen werd in de loop van de tijd een geleidelijke toename van de methaanconcentratie in het veenvocht gemeten (Figuur 3.7). In augustus 1999 is deze drijftil aan de oppervlakte gekomen. De drijftil bleek volledig bedekt te zijn met *Sphagnum cuspidatum*. In oktober 1999 werden in deze drijftil methaanconcentraties gemeten die vergelijkbaar zijn met de concentraties in permanent drijvende drijftillen. In de winter van 1999/2000 is de drijftil opnieuw afgezonken waarna deze in het voorjaar van 2000 weer omhoog is gekomen.



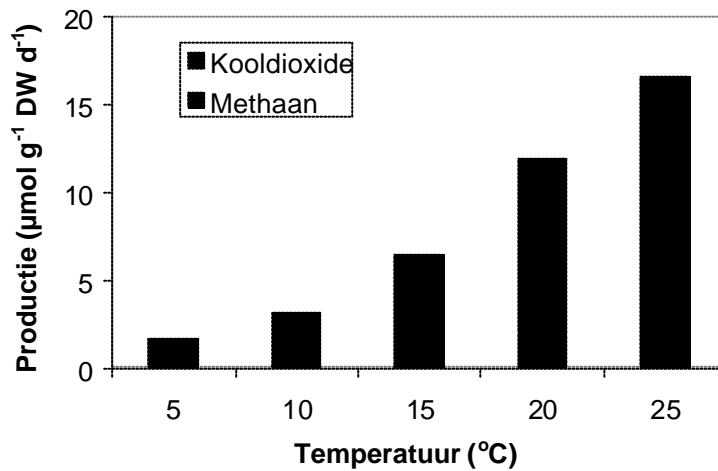
Figuur 3.6: Methaanconcentraties op verschillende diepten in drie permanent drijvende drijftillen en twee afgezonken drijftillen in het Haaksbergerveen. De waarden boven de balkjes geven de diepten aan (in meters) waarop de monsters werden genomen.

Deze waarnemingen bevestigen dat methaangas een belangrijk drijfgas is voor veensubstraten. Dit is in overeenstemming met waarnemingen van o.a. Lamers *et al.* (1999) en Scott *et al.* (1999). Veelal wordt de methaanproductie gestimuleerd door een hogere temperatuur (Bridgham & Richardson 1992; Boon & Mitchell 1995; Schulz *et al.* 1997). Incubatie experimenten bij verschillende temperaturen lieten zien dat dit inderdaad het geval is. Uit Figuur 3.8 blijkt dat zowel de CO_2 -productie als de methaanproductie sterk werden gestimuleerd door hogere incubatie temperaturen. Dit was het gevolg van de stimulatie van de microbiële activiteit bij hogere temperaturen. Verschillen in methaanconcentratie door verschillende

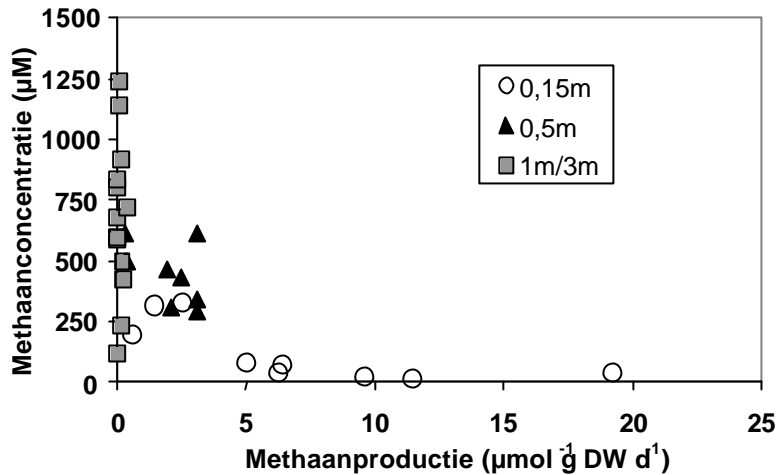
omgevingstemperaturen kunnen voor niet permanente drijftillen dus heel goed het afzinken in de winter en het opdrijven in de zomer verklaren. Het blijft dan natuurlijk wel de vraag waarom niet alle drijftillen afzinken in de winter. Dit houdt zeer waarschijnlijk verband met het vermogen van het veen om het gevormde methaan vast te houden (zie later dit hoofdstuk).



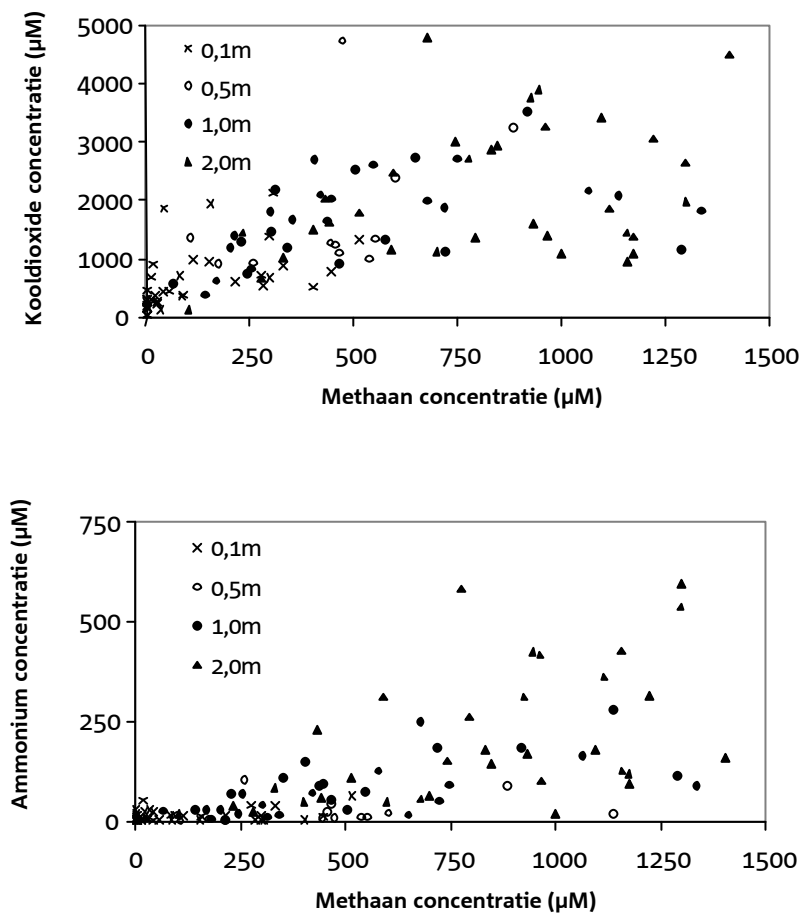
Figuur 3.7: Het verloop van de methaanconcentraties op drie verschillende diepten in een afgezonken drijftil van het Haaksbergerveen. Vanaf augustus 1999 kwam de drijftil opnieuw los van de bodem en dreef vervolgens gedurende het gehele najaar van 1999 aan het wateroppervlak.



Figuur 3.8: Methaan- en kooldioxideproductie van weinig gehumificeerd Sphagnum recurvumveen tijdens incubatie bij verschillende temperaturen. Het veen is afkomstig uit de Tuspeel en is verzameld op 20 cm diepte.

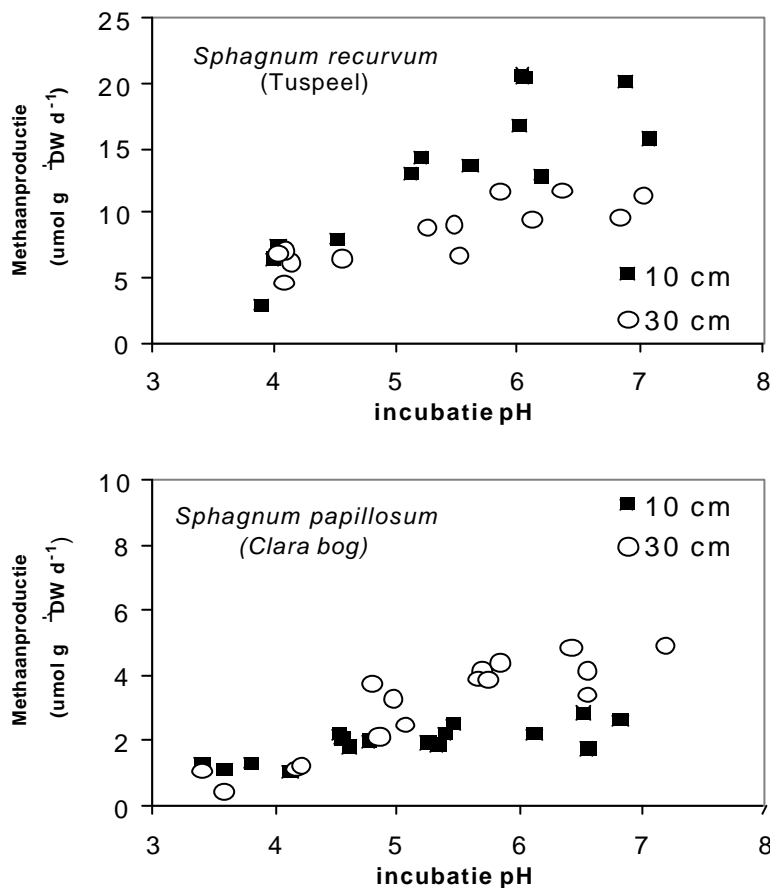


Figuur 3.9: Methaanconcentratie in het veld (gemeten in de zomer) uitgezet tegen de methaanproductie (bepaald in het laboratorium) voor veen verzameld van verschillende diepten. Het veen werd verzameld op verschillende locaties in Nederland, Ierland en Noorwegen.



Figuur 3.10: Kooldioxide- en ammoniumconcentratie uitgezet tegen de methaanconcentratie in het veenvocht. De monsters werden verzameld op verschillende diepten in hoogveenprofielen in Nederland, België, Ierland en Noorwegen. De verschillende symbolen geven de verschillende diepten aan waarop de monsters werden verzameld.

Een vergelijking van de methaanconcentraties in het veen (gemeten in het veld) met de potentiële methaanproductie gemeten aan geïncubeerd veen in het laboratorium laten zien dat de methaanconcentratie in het veen omgekeerd gerelateerd was aan de potentiële methaanproductie. De hoogste methaanproductie werd doorgaans gemeten in de toplaag van het veen in het recent afgestorven *Sphagnum* materiaal terwijl de methaanconcentraties hier bijna altijd zeer laag waren (Figuur 3.9). Het is bekend dat een belangrijk deel van het geproduceerde methaan ontwijkt naar de atmosfeer of in de aërobe toplaag van het veen wordt geoxideerd door methanotrofe bacteriën (zie later dit hoofdstuk). Het diepere veen is meestal sterker gehumificeerd en daardoor compacter van structuur en slechter doorlaatbaar. Dieper in het veen zal het methaan door de slechte doorlaatbaarheid van het veen en de grotere afstand tot het veenoppervlak dan ook minder goed kunnen ontsnappen. Het methaan wordt hier beter vastgehouden in de veenmatrix zodat ondanks de veel lagere productiesnelheden hier toch hogere methaanconcentraties werden gemeten (Figuur 3.9). Niet alleen methaan hoopt zich op in diepere veenlagen. Hetzelfde geldt voor onder andere ammonium en kooldioxide die ook vrij komen bij de mineralisatie van het veen (Figuur 3.10). Er kan dan ook worden geconcludeerd dat de ophoping van methaan in het veen voor een belangrijk deel wordt bepaald door de structuur van het veen. Dieper in het veen wordt het methaan als het ware gevangen gehouden door de compacte structuur van het veen.



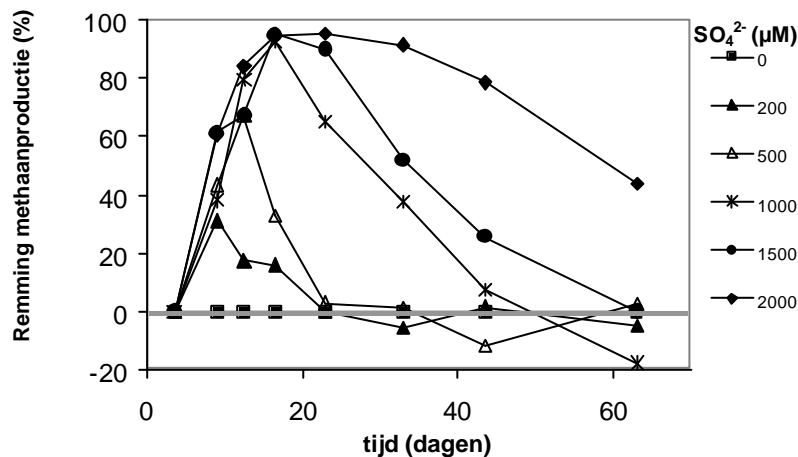
Figuur 3.11: Methaanproductie bij verschillende pH's in *Sphagnum papillosum* veen uit Clara bog (Ierland) en *Sphagnum recurvum* veen uit de Tuspeel (Nederland). Op beide locaties werd veen van twee verschillende diepten geïncubeerd. Uit deze figuur blijkt tevens het verschil in mineralisatiesnelheid tussen bult- en slenksoorten gecombineerd met het verschil tussen Nederlands en Iers veenmos (zie tevens hoofdstuk 2). De drogere standplaats van *S. papillosum* ten opzichte van de standplaats van *S. recurvum* verklaart de lagere methaanproductie op 10 cm diepte (methanogene bacteriën zijn strikt anaëroob).

Ook in permanente drijftillen wordt het methaan goed vastgehouden in de veenmatrix hetgeen ook hier samenhangt met de structuur van het veen. Wisselende productiesnelheden gedurende het jaar (onder invloed van temperatuursverschillen in de verschillende seizoenen) zijn hier dus van ondergeschikt belang. In niet permanente drijftillen is de structuur wellicht minder geschikt om methaan goed vast te houden waardoor seizoensvariaties meer invloed hebben op de methaanconcentraties in de drijftil en dus op het drijfvermogen van het veen.

Uit de incubatie-experimenten is reeds gebleken dat de temperatuur een belangrijke invloed heeft op de methaanproductie. Verder zagen we dat het jonge *Sphagnum* veen een hogere methaanproductie geeft dan het oudere veen dieper in het profiel. Andere factoren die de methaanproductie zouden kunnen beïnvloeden zijn de pH van het veen (Segers 1998; Dunfield *et al.* 1993) en de aanvoer van sulfaat (Bhattacharya *et al.* 1996; Lamers *et al.* 1999). Sulfaat kan worden aangevoerd via atmosferische depositie en vooral ook via sulfaathoudend grondwater. Incubatie-experimenten bij verschillende pH waarden laten zien dat de methaanproductie werd gestimuleerd door een hogere pH (

Figuur 3.11). Door de hogere pH wordt niet alleen de mineralisatie van het veen gestimuleerd waardoor meer substraat (zoals acetaat en waterstof) voor de methanogene bacteriën beschikbaar komt, maar kan afhankelijk van het pH optimum ook de activiteit van de methanogenen worden gestimuleerd (Segers 1998).

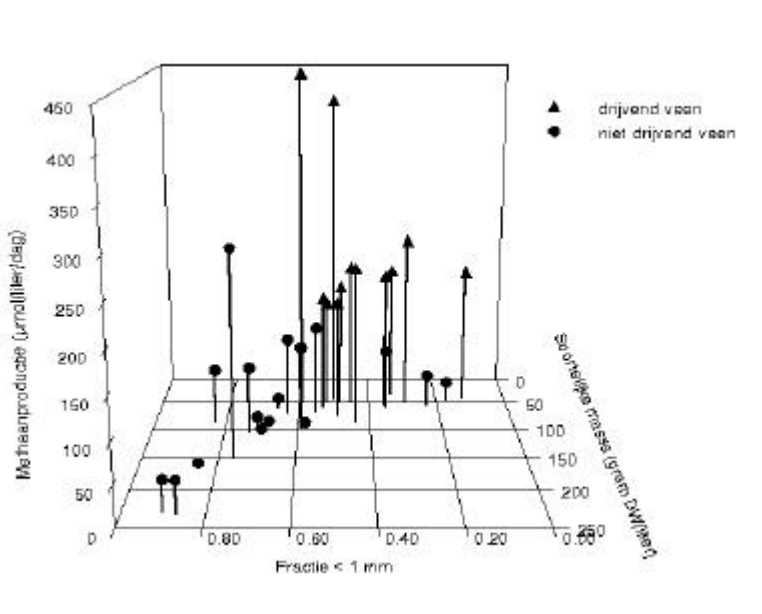
Uit de incubatie-experimenten waarbij veen met verschillende sulfaatconcentraties werd geïncubeerd blijkt dat de methaanproductie werd geremd door sulfaat (Figuur 3.12). Het is bekend dat sulfaatreducerende bacteriën met de methanogenen concurreren voor organische substraten (Bhattacharya *et al.* 1996). De aanwezigheid van sulfaat leidt veelal tot een remming van de methaanproductie omdat sulfaatreducerders veel efficiënter het beschikbare substraat gebruiken. In onze incubatie-experimenten bleek de remming langer te duren naarmate er meer sulfaat werd toegediend. Pas op het moment dat het sulfaat volledig was gereduceerd viel de remming weg en kwam de methaanproductie op gang.



Figuur 3.12: De remming van de methaanproductie ten opzichte van de controle na toevoeging van verschillende hoeveelheden sulfaat aan *Sphagnum recurvum* veen. Het veen was verzameld op twintig centimeter diepte in het Korenburgerveen. De remming is weergegeven als het % remming ten opzichte van de productie in de controle behandeling (0 µM sulfaat). Honderd procent remming betekent dat er geen methaanproductie plaatsvond. Een negatieve remming betekent een stimulatie van de productie ten opzichte van de controle.

Veldonderzoek eigenschappen drijftillen

In 2000 werd een onderzoek gedaan naar de eigenschappen van drijftillen ten opzichte van veen dat niet was komen opdrijven na inundatie. De resultaten van dit onderzoek laten zien dat de grootte van de substraatdeeltjes was gecorreleerd met de soortelijke massa van het substraat (Figuur 3.13). Naarmate de fractie kleiner dan 1 mm toenam nam ook de soortelijke massa van het substraat toe. De drijftillen bleken over het algemeen te bestaan uit veensubstraten met een grovere structuur, een lagere soortelijke massa en een hogere methaanproductie. Dit komt overeen met de hypothese dat het drijfvermogen van drijftillen wordt veroorzaakt door methaangas. Methaan komt net als kooldioxide vrij in het veen bij de anaërobe decompositie van recent afgestorven plantaardig materiaal en het methaan kan zich ophopen in het veen in de vorm van kleine gasbelletjes die voor het drijfvermogen kunnen zorgen.



Figuur 3.13: Relatie tussen de methaanproductie van drijvend en niet drijvend veen en de fractie kleiner dan 1 mm en de soortelijke massa van het materiaal. Voor dit onderzoek werd materiaal verzameld op diverse locaties in Nederland.

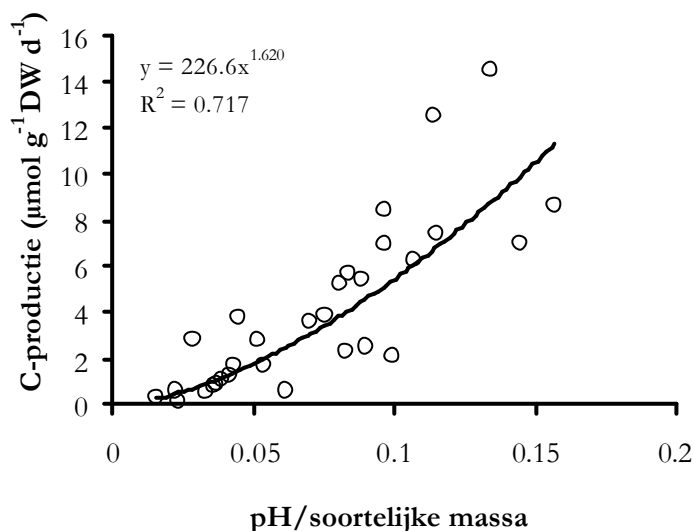
Kooldioxide, dat ook vrijkomt bij afbraakprocessen, lost in tegenstelling tot methaan goed op in water en is daardoor veel minder belangrijk als "drijfgas". Het lijkt dus logisch dat substraten met een hoge potentiële methaanproductie eerder drijven dan substraten met een lage productie. Echter niet alleen de productie is belangrijk maar, zoals we hebben gezien, ook de mate waarin het gas in het substraat wordt vastgehouden. Het fijnere veen bestaat uit verder afgebroken (sterker gehumificeerd) veen (vaak zwartveen). Het grovere veen uit jonger, minder sterk afgebroken veen (vaak witveen of bolster). Het minder gehumificeerde materiaal bleek over het algemeen een grotere methaanproductie (uitgedrukt in $\mu\text{mol l}^{-1}$) te hebben dan het sterker gehumificeerde veen. Het methaangas wordt wellicht ook beter vastgehouden in grover, relatief goed gestructureerd materiaal, alhoewel dit nog nader onderzocht moet worden. Een lagere methaanproductie in combinatie met een hogere soortelijke massa en wellicht ook ongunstiger structuur leiden er zeer waarschijnlijk toe dat de sterker gehumificeerde substraten niet opdrijven.

Naarmate een substraat sterker is gehumificeerd neemt de nutriëntenconcentratie in relatie tot het koolstofgehalte af. Bovendien neemt de concentratie aan resistente slecht afbreekbare verbindingen (zoals lignine) toe. Naarmate het resterende materiaal armer wordt aan nutriënten en rijker wordt aan lignine, wordt het steeds slechter afbreekbaar en zal dus ook de potentiële methaan- en kooldioxide productie afnemen. Dit wordt duidelijk geïllustreerd in Tabel 3.4. Duidelijke correlaties (hoge R^2) werden gevonden wanneer fosfor (P) en/of lignine in de vergelijking zaten. De

sterkste correlatie ($R^2 = 0,731$) werd gevonden tussen de decompositie en de lignine/P ratio (Tabel 3.4).

Tabel 3.4: Relatie tussen de decompositie (C-productie) en een groot aantal chemische eigenschappen van het veen. De relatie is gebaseerd op de vergelijking $C(\text{prod}) = a \cdot X^b$.

X	A	b	R ²
N	1.081	1.878	0.232
P	1429.6	1.667	0.688
K	1.859	-0.060	0.001
N/P	13714	-2.896	0.607
C/N	2301.6	-1.918	0.321
C/P	222656	-1.487	0.681
C/K	16.73	-0.220	0.007
hemicellulose	0.288	0.691	0.214
celoplosbare fractie	8.082	-0.346	0.010
cellulose+cutine	1.550	0.2446	0.014
lignine	9404.3	-2.407	0.514
lignine/N	495.6	-1.852	0.611
lignine/P	9355.4	-1.181	0.731
lignine/K	1122.3	-0.803	0.567
pH	0.0023	4,710	0.452
soortelijke massa	4756	-1.771	0.613
pH/soortelijke massa	226.6	1.620	0.717
pH/(lignine/P)	673.1	1.201	0.730

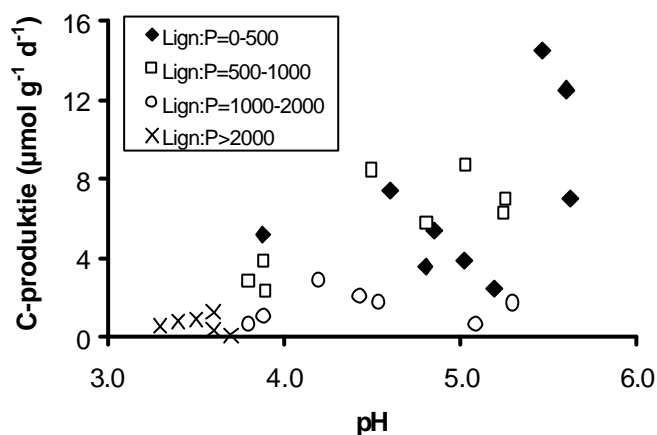


Figuur 3.14: Relatie tussen de koolstofproductie na incubatie en de pH/soortelijke massa ratio van het veenmateriaal afkomstig van verschillende locaties in Nederland.

Behalve de chemische eigenschappen van het substraat wordt de decompositie ook beïnvloed door de pH van het veenvocht. Over het algemeen, neemt de decompositie toe wanneer de pH van het veenvocht toeneemt. Andersom kan een hogere decompositie weer leiden tot een verhoging van de pH van het veenvocht omdat bij anaërobie afbraakprocessen netto alkaliniteit wordt gegenereerd. In Figuur 3.15 wordt de totale C-productie van de substraten uitgezet tegen de pH. Hierbij werden de substraten in 4 klassen verdeeld al naar gelang de lignine/P ratio. Substraten met een lignine/P ratio hoger dan 2000 hadden een lage C-productie en ook altijd een lage pH in het veenvocht. Substraten met een lignine/P ratio tussen de 1000 en 2000 hadden een lage C-productie onafhankelijk van de pH van het veenvocht. Een verhoogde pH van het veenvocht leidde hier dus niet tot een toename van de decompositieprocessen. De substraten waren waarschijnlijk te slecht afbreekbaar. Bij

de substraten met een lignine/P ratio lager dan 1000 bestond er een verband tussen de potentiële C-productie en de pH. Waarschijnlijk kan een hogere pH van het veenvocht bij deze substraten leiden tot een sterkere decompositie.

Het lijkt er sterk op dat de chemische eigenschappen van het substraat, die de verschillen in de potentiële methaanproductie kunnen verklaren, vooral bepaald worden door de humificatiegraad van het substraat. Ook de soortelijke massa neemt toe naarmate het materiaal sterker gehumificeerd is. Vandaar dat er ook een correlatie bestond tussen de soortelijke massa van het materiaal en de methaan- en kooldioxideproductie (Tabel 3.4). De bepalingen van de chemische eigenschappen van het substraat of direct van de methaan- en kooldioxideproductie vereisen relatief ingewikkelde analyse technieken. Het blijkt echter dat ook de ratio tussen de pH van het uitknijpvocht en de soortelijke massa een goede correlatie ($R^2 = 0,717$) gaf met de potentiële decompositie (Tabel 3.4 & Figuur 3.14). De soortelijke massa en de pH van het uitknijpvocht zijn relatief eenvoudig te bepalen en kunnen dus voor het beheer interessant zijn als indicatie voor de potentiële methaanproductie.



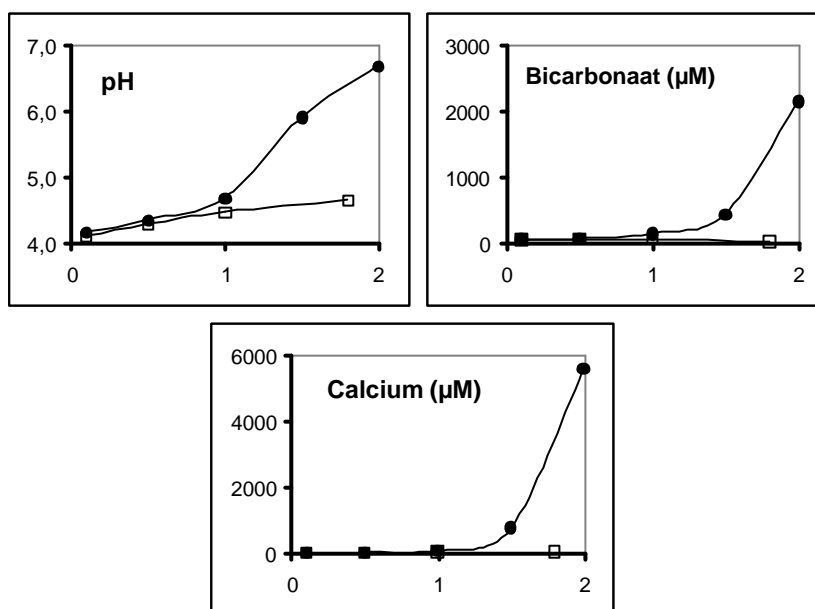
Figuur 3.15: Verband tussen koolstofproductie ($\mu\text{mol g}^{-1} \text{DW dag}^{-1}$) en de pH van het veenvocht. De lignine/P ratio van het materiaal is verdeeld in vier verschillende categorieën die met verschillende symbolen aangegeven zijn in de figuur.

De relaties tussen de pH van het veenvocht, de chemische substraateigenschappen en de decompositie verklaren waarom in gebieden waar het veen onder invloed staat van (zwak) gebufferd (grond-)water gemakkelijk en snel drijftillen ontstaan wanneer er nog voldoende weinig/matig gehumificeerd veen (veelal witveen of bolster) aanwezig is. Sulfaat is een bekende remmer van de methanogenese omdat de sulfaatreducerende bacteriën concurreren met de methanogene bacteriën voor dezelfde substraten (organische zuren, met name acetaat). Hoge sulfaatconcentraties in het veenvocht remmen dan ook de methaanproductie. Invloed van sulfaathoudend grondwater in hoogveenrestanten is dus ongunstig en moet vermeden worden. Ook al omdat sulfaatreductie leidt tot een versnelde mobilisatie van fosfaat, hetgeen kan leiden tot eutrofiëring.

Invloed van gebufferd (grond)water in de veenbasis

Uit eerder onderzoek is gebleken dat wanneer in een geïnundeerd hoogveenrestant gebufferd grondwater in de veenbasis komt er een snelle ontwikkeling van drijftillen kan plaatsvinden wanneer er nog geschikt substraat aanwezig is. Dit zal met name van belang zijn voor relatief dunne veenpakketten, waar de veenbasis dus dicht aan het oppervlak ligt. Onder invloed van het gebufferde grondwater wordt de afbraak van het substraat gestimuleerd waarbij methaan en kooldioxide worden geproduceerd. Wanneer er voldoende methaangas ophoopt in het veen kan het substraat opdrijven. Op deze drijvende substraten kunnen zich veenmossen vestigen die een successie richting hoogveenvegetatie op gang kunnen brengen. Het bij de afbraak geproduceerde en als bicarbonaat aangevoerde kooldioxide kan de groei van *Sphagnum* stimuleren.

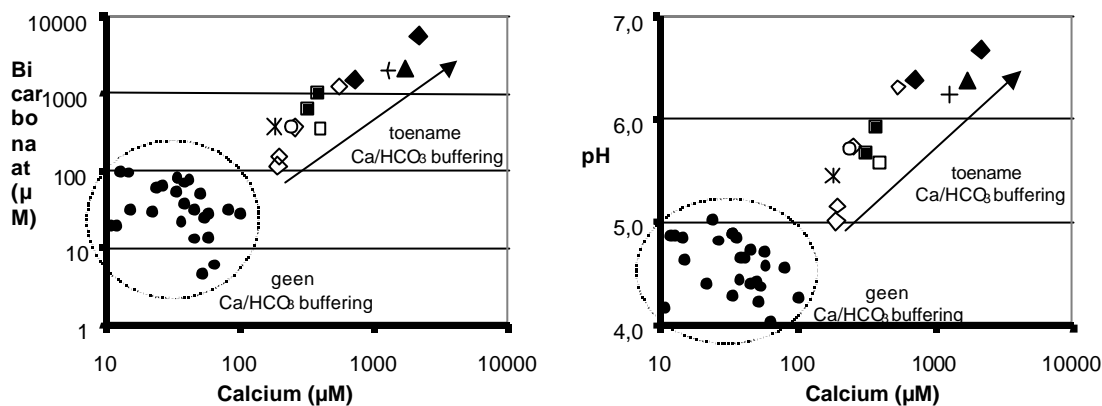
Het is dus van belang om aan te kunnen tonen of er in een bepaald hoogveenrestant al dan niet sprake is van buffering van de veenbasis door kalkhoudend (grond)water. Figuur 3.16 geeft het verloop van de pH, en de calcium- en bicarbonaatconcentratie op verschillende diepten in het veenvocht van een locatie in het Korenburgerveen en een locatie in het Fochteloërveen. De diepste metingen kwamen op beide locaties overeen met de veenbasis. Op de locatie in het Korenburgerveen namen zowel de calcium- als de bicarbonaatconcentratie sterk toe in de diepte hetgeen gepaard ging met een toename van de pH. Dit duidt duidelijk op de invloed van calciumbicarbonaat houdend (kalkrijk) water in de veenbasis. Op de locatie in het Fochteloërveen was dit patroon volledig afwezig. Hier lijkt duidelijk geen sprake van een buffering van de veenbasis. Overigens zegt de buffering van de veenbasis niets over de kwaliteit van het hoogveen. Op beide locaties, bijvoorbeeld, werd de vegetatie gedomineerd door *Sphagnum papillosum*. De buffering van de veenbasis lijkt met name van belang voor de initiële hoogveenvorming. Methaanproductie is namelijk een proces waarbij zuur wordt geconsumeerd en invloed van gebufferd water is alleen noodzakelijk om de methaanproductie op gang te brengen in het meestal zure restveen.



Figuur 3.16: Verloop van de pH, bicarbonaat- en calciumconcentratie in veenvocht verzameld op verschillende diepten (m) in het Korenburgerveen (λ) en het Fochteloërveen (o).

We hebben van een groot aantal locaties de pH en de calcium- en bicarbonaatconcentraties gemeten in het veenvocht van de veenbasis. Hierbij werden zowel locaties opgenomen waarvan bekend was dat de veenbasis wordt beïnvloed door gebufferd grondwater als locaties waarbij hiervan geen sprake was. In Figuur 3.17 hebben we van deze locaties de pH en de bicarbonaatconcentratie uitgezet tegen de calciumconcentratie. De figuur laat duidelijk zien dat deze locaties uiteenvallen in twee clusters. De locaties zonder veenbasisbuffering liggen links onder in de grafiek. Zowel de pH als de bicarbonaatconcentraties laten een zwakke negatieve correlatie zien met de calciumconcentratie. De pH van de veenbasis wordt op deze locaties bepaald door processen zoals de anaërobe afbraak (alkaliniteit genererend) en de adsorptie van waterstofionen aan veenpartikels. Naarmate de veenbasis zuurder is zal de calciumconcentratie toenemen door verdringing van calcium van het adsorptiecomplex door waterstofionen. Dit verklaart waarschijnlijk het verband tussen deze parameters.

Voor de locaties met een gebufferde veenbasis werd een sterke positieve correlatie gevonden tussen de pH en de bicarbonaatconcentratie met de calciumconcentratie van het veenvocht. Bovendien waren de calciumconcentraties steeds (veel) hoger dan 100 μM terwijl deze op de locaties zonder veenbasisbuffering steeds lager waren dan 100 μM . Op deze locaties leidt de invloed van calciumbicarbonaat houdend water duidelijk tot een buffering van het substraat. Door het veenvocht uit de veenbasis (pH, bicarbonaat- en calciumconcentratie) te analyseren en te plotten in de grafieken kan bepaald worden in welke cluster een locatie valt. Op deze manier kan eenvoudig worden nagegaan of er sprake is van een buffering van de veenbasis door calciumbicarbonaat invloed, en ook hoe sterk die invloed is.



Figuur 3.17: Verband tussen de bicarbonaatconcentratie en pH ten opzichte van de calciumconcentratie in het veenvocht verzameld in de veenbasis van verschillende locaties. Verklaring symbolen: locaties zonder Ca/HCO_3 buffering (λ) & de locaties met Ca/HCO_3 buffering: Lough Roe (σ), Korenburgerveen (\blacklozen), Haaksbergerveen ($?$), Hautes Fagnes ($*$), Nigula Estland (μ), Scragh bog ($+$), Zwart water (o) en Weerribben (v).

Kasexperiment naar de invloed van gebufferde omstandigheden bij drijftilvorming

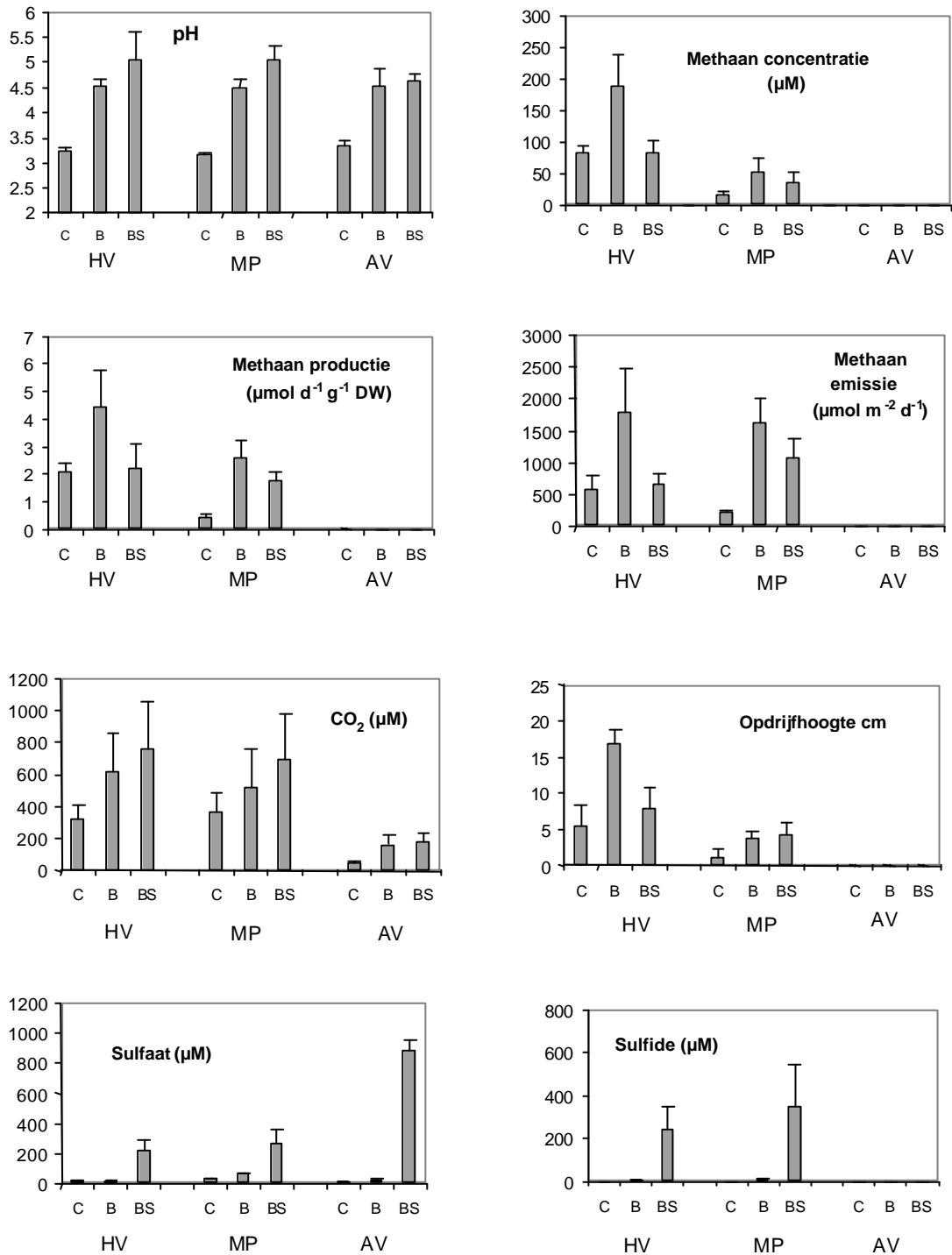
Hoogvenen blijken in het algemeen te ontstaan op plekken waar een gradiënt ontstaat van meer gebufferde omstandigheden dieper in het veen naar zure omstandigheden in de toplaag. Vaak is onder deze omstandigheden de initiële hoogveenontwikkeling een relatief snel proces. Op verzurende laagveenkragen (bijvoorbeeld in de Weerribben) vind een spontane (hier echter ongewenste) initiële hoogveenontwikkeling plaats. Lamers *et al.* (1999) lieten zien dat het opdrijven van restveen in het Haaksbergerveen werd versneld doordat het restveen hier onder invloed stond van gebufferd grondwater. Drijftilvorming wordt door veel factoren beïnvloed. Een probleem is dat de meeste hoogveenrestanten bestaan uit oude sterk gehumificeerde en bovendien sterk verzuurde substraten. Indien deze geïnundeerd worden door regenwater is de kans groot dat de microbiële afbraak laag blijft en dat er maar weinig methaan wordt geproduceerd. Wanneer er onvoldoende ophoping van methaan plaatsvindt zal het substraat geen drijfvermogen kunnen ontwikkelen. De invloed van gebufferd grondwater zou de methaanproductie kunnen stimuleren doordat de pH van het substraat wordt verhoogd door de zuurneutraliserende (bufferende) werking van bicarbonaat.

In een experiment onder gecontroleerde omstandigheden in de kas werden drie sterk gehumificeerde restveensubstraten (afkomstig uit het Amsterdamse veld, het Haaksbergerveen en de Mariapeel) blootgesteld aan verschillende grondwaterkwaliteiten, te weten sulfaatarm zuur grondwater (pH 3,6), sulfaatarm gebufferd grondwater (pH 6,0 en 1 mM bicarbonaat) en sulfaathoudend gebufferd grondwater (pH 6,0; 1,0 mM bicarbonaat en 1 mM sulfaat). Aan het einde van het experiment, ongeveer een half jaar na het starten van de behandeling, bleken alleen

de substraten uit het Haaksbergerveen die de bicarbonaatbehandeling hadden ondergaan een maximaal drijfvermogen te hebben bereikt. Alleen de substraten uit het Amsterdamse veld bleken helemaal niet los te komen van de bodem (Figuur 3.18). Uit de metingen van de methaanconcentraties in de veenplaggen kwam naar voren dat de methaanconcentratie positief gecorreleerd was met het drijfvermogen. Over het algemeen bleek de methaanconcentratie het hoogste te zijn in het substraat uit het Haaksbergerveen gevolgd door het substraat uit de Mariapeel (Figuur 3.18). In het substraat uit het Amsterdamse veld waren na zes maanden incubatie de methaanconcentraties in de plaggen nog steeds zeer laag. Metingen van de methaanproductie en de methaanemissie laten zien dat deze lage methaanconcentraties werden veroorzaakt door een zeer lage methaanproductie en niet doordat het methaan minder goed werd vastgehouden in het substraat. De methaanemissie, de methaanproductie en de methaanconcentratie in de plaggen bleken steeds dezelfde trend te vertonen (Figuur 3.18). Deze resultaten ondersteunen de veldwaarnemingen en laten zien dat het drijfvermogen van de plaggen samenhangt met de ophoping van methaan in het substraat.

Het methaan werd geproduceerd door afbraakprocessen in het veen en zoals al uit de veldwaarnemingen is gebleken is deze afbraak het sterkst boven in het veen in het jongere substraat. Oude veenrestanten zijn vaak al sterk afgebroken hetgeen betekent dat de methaanproductie hierin meestal erg laag is. Dit is vanzelfsprekend een handicap bij de restauratie van hoogveenrestanten omdat de kans dat sterk gehumificeerd substraat komt opdrijven afhangt van de mate waarin methaan ophoopt in het substraat. Onder de factoren die de potentiële decompositie van organisch substraat bepalen zijn koolstof/nutriënten ratio's, zoals de C/N, C/P en wellicht ook C/K ratio van het materiaal. Zo wordt bijvoorbeeld aangenomen dat de decompositie goed kan verlopen wanneer de C/N ratio lager is dan 20 en de C/P ratio lager dan 200 (Beltman *et al.* 1996). Opvallend is dat voor alle drie de gebruikte substraten deze ratio's veel hoger lagen (Tabel 3.1). Het substraat uit het Amsterdamse veld had echter verreweg de hoogste koolstof/nutriënten ratio's hetgeen zeer waarschijnlijk verklaart waarom in dit substraat ongeacht de behandeling vrijwel geen methaan werd geproduceerd (zie ook substraateigenschappen drijftillen). Naast de koolstof/nutriënten ratio's spelen ook andere substraateigenschappen een rol, zoals de pH, de soortelijke massa en lignine/P ratio (Tabel 3.4).

Een andere factor die een rol speelt bij de anaërobe afbraak van het veen is de pH. We hebben gezien dat een hogere pH de methaanproductie sterk kan stimuleren. De hoogste methaanproductie werd gemeten in de bicarbonaatbehandeling. De aanvoer van matig gebufferd bicarbonaathoudend water leidde hier tot een verhoging van de pH van het veenvocht van \pm pH 3,6 naar \pm pH 4,6 in alle drie de substraten (Figuur 3.18). In zowel het Haaksbergerveen substraat als het Mariapeel substraat leidde dit tot een (sterke) verhoging van de methaanproductie. De gecombineerde bicarbonaat/sulfaat behandeling leidde tot een nog hogere pH (\pm 5,0) in de Mariapeel en het Haaksbergerveen substraat. De methaanproductie werd echter niet verhoogd ten opzichte van de bicarbonaatbehandeling en bleef voor het Haaksbergerveen zelfs op hetzelfde niveau als de controlebehandeling. Metingen van de sulfaat- en de sulfideconcentraties in het veenvocht lieten zien dat het sulfaat werd omgezet in sulfide (Figuur 3.18). Hierbij wordt netto alkaliniteit gegenereerd waardoor de pH van het veenvocht extra toenam (Lamers *et al.* 1998). De sulfaatreducerende bacteriën die hiervoor zorgen concurreren echter met de methanogene bacteriën voor de substraten (o.a. acetaat) die vrijkomen bij de decompositie van het veen. Als gevolg van deze substraatcompetitie wordt de methaanproductie geremd. In het experiment heft de remming van de methaanproductie de stimulatie door de verhoogde pH op. In het substraat uit het Amsterdamse Veld werd geen sulfide gemeten en bleven de sulfaatconcentraties hoog. Hier werd ook geen extra pH verhoging gemeten ten opzichte van de bicarbonaatbehandeling. Dit duidt erop dat in dit substraat de activiteit van zowel de methanogene als de sulfaatreducerende bacteriën sterk beperkt werd door de beschikbaarheid van organische substraten zoals acetaat.



Figuur 3.18: Parameters in de verschillende plaggen na 6 maanden blootstelling van veenplaggen uit het Haaksbergerveen (HV) de Mariapeel (MP) en het Amsterdamse Veld (AV) aan zuur water, pH 3,6 (C); bicarbonaathoudend water (1mM) met pH 6,0 (B); en bicarbonaathoudend water (1mM) met pH 6,0 en een sulfaatconcentratie van 1 mM (BS).

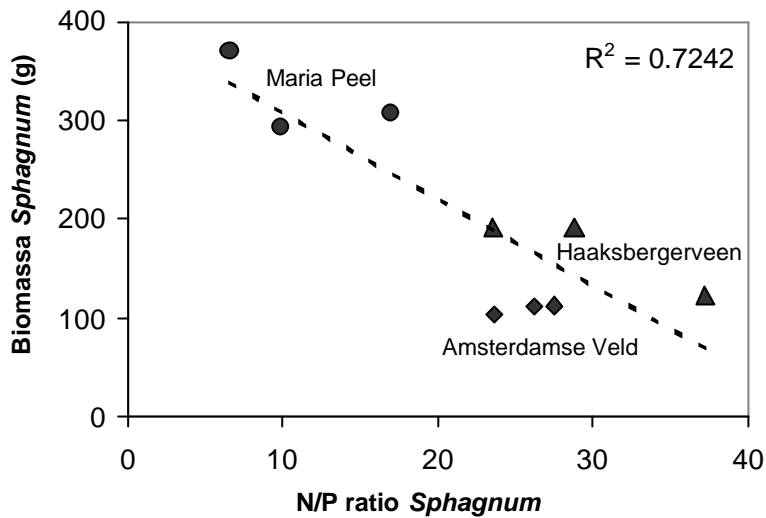
We kunnen concluderen dat bij de inundatie van sterk gehumificeerde veenrestanten als gevolg van de lage zuurgraad en de hoge C/nutriënten ratio's er maar weinig methaan wordt geproduceerd, waardoor de kans dat substraat komt opdrijven maar

erg klein is. Deze resultaten komen overeen met veldwaarnemingen, waaruit is gebleken dat met name op plekken waar nog weinig gehumificeerd witveen aanwezig is, inundatie leidt tot het opdrijven van grote stukken veen en een snelle ontwikkeling van door *Sphagnum* gedomineerde drijftillen. Witveen bestaat uit relatief jong en weinig gehumificeerd organisch materiaal en is dan ook nog relatief goed afbreekbaar. Buffering door bicarbonaathoudend grondwater kan leiden tot een stimulatie van de drijftilvorming in geïnundeerde hoogveenrestanten. De substraateigenschappen blijven echter bepalend. In het Haaksbergerveen is inderdaad de invloed van gebufferd grondwater in de veenbasis aangetoond (Lamers *et al.* 1999) en dit heeft hier waarschijnlijk geleid tot de snelle ontwikkeling van drijftillen in een aantal compartimenten. Sulfaathoudend grondwater remt echter de methaanproductie en heeft dan ook een negatieve invloed op de drijftilvorming.

Daar waar diepe inundatie niet leidt tot het opdrijven van materiaal zal de hoogveenverlanding moeten plaatsvinden middels de groei van *Sphagnum cuspidatum*. In het experiment is ook gekeken naar de biomassa productie van *Sphagnum cuspidatum* op de verschillende substraten en onder invloed van de behandelingen. De totale biomassa aan *Sphagnum cuspidatum* bleek gecorreleerd te zijn met de N/P ratio in de veenmossen. De biomassa aan het einde van het experiment was duidelijk hoger in de bakken met Mariapeel substraat (Figuur 3.19). Dit ging gepaard met N/P ratio's van 16 en lager (Figuur 3.20). In het algemeen wordt aangenomen dat bij een N/P ratio tussen 10 en 14 de groei optimaal verloopt (Aerts *et al.* 1992; Koerselman & Meuleman 1996). N/P ratio's hoger dan 20 zoals gemeten in *Sphagnum cuspidatum* dat groeide op het substraat uit het Haaksbergerveen en het Amsterdamse Veld duiden meestal op fosfaatlimitatie. De hogere biomassa productie op het Mariapeel substraat lijkt dus gestimuleerd te worden door een grotere beschikbaarheid van fosfaat. Het lijkt er dus op dat in Nederland veelal fosfor en niet stikstof de limiterende factor is voor de groei van *Sphagnum* in geïnundeerde hoogveenrestanten (zie ook hoofdstuk 2). Dit is in overeenstemming met waarnemingen van Aerts *et al.* (1992) die laten zien dat in gebieden met een verhoogde stikstofdepositie de groei van veenmossen veelal P gelimiteerd is.



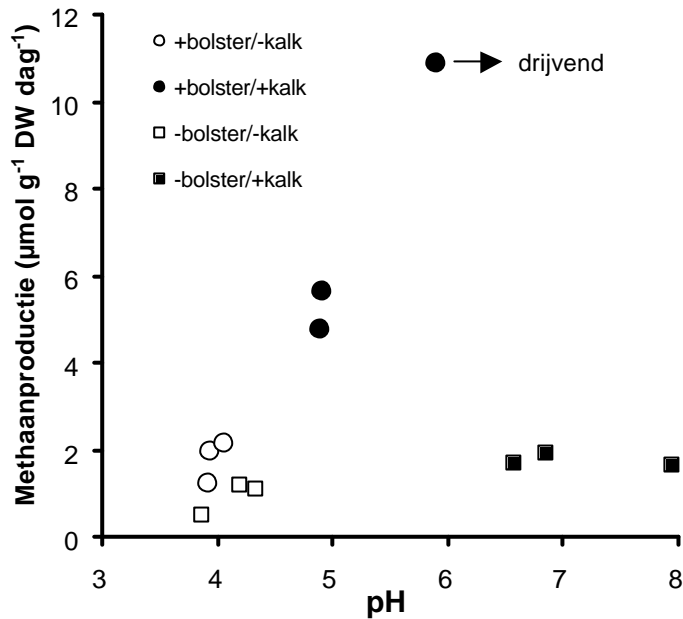
Figuur 3.19: Groei van Sphagnum cuspidatum in met bicarbonaatbehandelde veenplaggen uit het Amsterdamse veld (links) en Mariapeel (rechts). Sphagnum afkomstig uit het Amsterdamse veld heeft zich gedurende het experiment nauwelijks uitgebreid. Sphagnum cuspidatum uit de Mariapeel is daarentegen sterk uitgebreid en Pijpenstrootje heeft zich gevestigd.



Figuur 3.20: Relatie tussen de biomassa productie en de N/P ratio van *Sphagnum cuspidatum* afkomstig uit het Haaksbergerveen, de Mariapeel en het Amsterdamse veld na 6 maanden behandelen. Tussen de behandelingen werden geen verschillen in biomassa waargenomen.

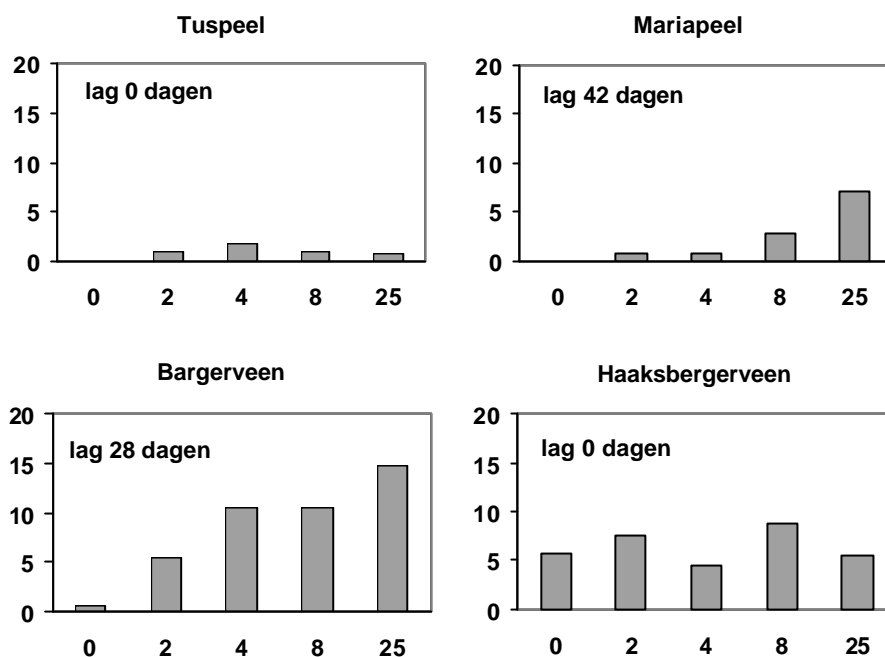
Stimulatie van drijftilvorming door introductie van substraat in combinatie met bekalking

Wanneer na inundatie van een hoogveenrestant geen drijftilvorming optreedt, omdat er geen geschikt substraat aanwezig is, kan vaak het beste voor plas/dras inundatie worden gekozen (zie later dit hoofdstuk). Indien dit geen optie is (bijvoorbeeld in veenputten die dieper in het landschap liggen) dan kan ervoor worden gekozen om geschikt substraat te introduceren. Het te introduceren substraat zal van nature zuur zijn, waardoor de microbiële activiteit en dus de methaanproductie in het substraat relatief laag zal zijn. Daarom hebben we ervoor gekozen om het substraat te vermengen met verschillende hoeveelheden kalk. In mei 1999 werd in de Mariapeel een cilinderexperiment gestart op een locatie waar na vernatting geen drijftillen waren ontstaan. Aan een deel van de cilinders werd dolokal (500 g) toegevoegd om de methaanproductie in het restveen mogelijk te stimuleren. De methaanproductie in deze twee behandelingen bleef echter laag (Figuur 3.21) door ongeschikte substraateigenschappen. In de andere helft van de cilinders werd bolster uit de Tuspeel (ongeveer 70 kg) ingebracht in combinatie met of zonder bekalking. De methaanproductie in het zure bolster bleef laag (Figuur 3.21). Inbrengen van bolster in combinatie met bekalken heeft in één van de cilinders tot drijftil vorming geleid (Figuur 3.21). De pH van het materiaal in de andere twee cilinders was lager vergeleken met de drijftilcilinder, wat waarschijnlijk veroorzaakt werd door de methode van bekalken. Het dolokal werd niet goed vermengd met het bolster maar apart toegevoegd en hierdoor zijn verschillen in het effect van bekalken ontstaan. Daarom werd in februari 2001 een mesocosmosexperiment gestart waarbij het te introduceren substraat goed gemengd werd met verschillende hoeveelheden dolokal.



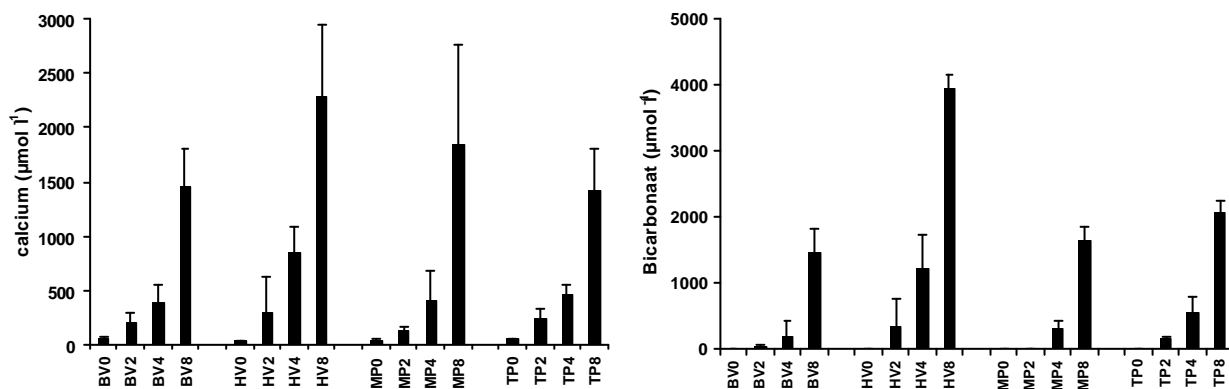
Figuur 3.21: Relatie tussen pH en methaanproductie van restveen en/of bolster waaraan wel of geen dolokal werd toegevoegd afkomstig uit een cilinderexperiment in de Mariapeel. Het aanwezige restveen is niet gaan drijven ook niet wanneer de methaanproductie werd gestimuleerd door dolokal toe te voegen. Het ingebrachte bolster (afkomstig uit de Tuspeel) ging zonder dolokal niet drijven. Wanneer zowel bolster als dolokal werd toegevoegd is in één van de drie cilinders veen gaan drijven.

Bij aanvang van het mesocosmosexperiment werd door middel van anaërobe incubatie de potentiële methaanproductie van de verschillende substraten waaraan verschillende hoeveelheden dolokal waren toegevoegd getest. De koolstof/nutriënten ratio's en de groottefracties van het substraat staan weergegeven in Tabel 3.3. De methaanproductie kwam in de Tuspeel en Haaksbergerveen direct op gang (lag fase van 0 dagen; Figuur 3.22). In het materiaal uit de Mariapeel en het Bargerveen duurde het respectievelijk 42 en 28 dagen voordat de methaanproductie op gang kwam. Het Bargerveenmateriaal was veenheide plagsel en lag al enige tijd in depot onder aërobe omstandigheden, waardoor de methanogene populatie zeer klein was. Mariapeelsubstraat was afkomstig van een relatief droge locatie en had een ongunstige C/P ratio (Tabel 3.3). De methaanproductie in het Mariapeel- en Bargerveensubstraat werd gestimuleerd door vermenging met dolokal (Figuur 3.22), de pH was hier van nature te laag voor methaanproductie. Methaanproductie in substraat uit de Tuspeel en het Haaksbergerveen werd vrijwel niet beïnvloed door bekalking. Haaksbergerveen substraat had zonder dolokal al een hoge methaanproductie (geschikte pH) en het Tuspeel materiaal bestond waarschijnlijk uit slecht afbreekbaar materiaal met zeer hoge koolstof/nutriënten ratio's (Tabel 3.3).

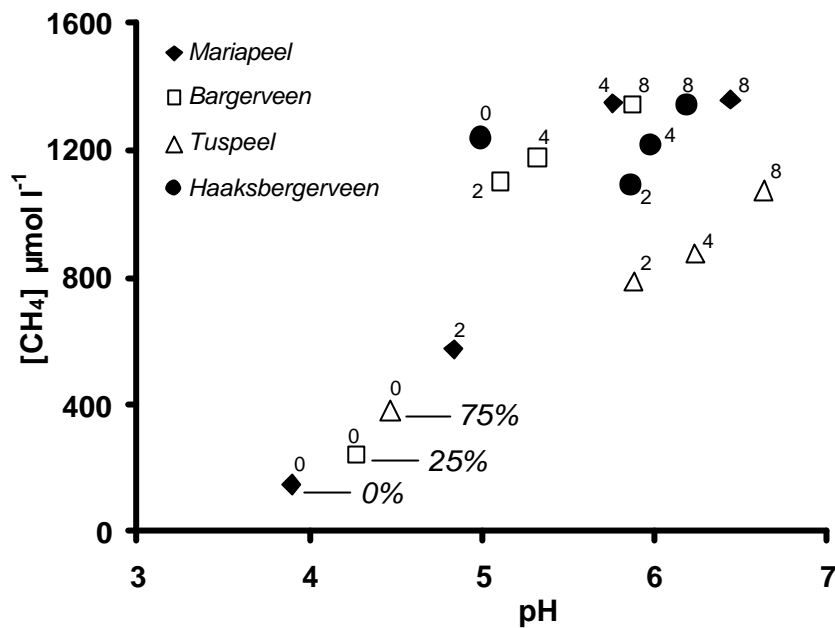


Figuur 3.22: Methaanproductie ($\mu\text{mol dag}^{-1} \text{g DW}^{-1}$) in veen afkomstig uit de Tuspeel, de Mariapeel, het Bargerveen en het Haaksbergerveen bij vermenging met 0 – 2 – 4 – 8 – 25 mg dolokal g^{-1} versgewicht bepaald met behulp van anaërobe incubatie bij 20°C.

Het toegevoegde dolokal aan de verschillende substraten bleek goed op te lossen gezien de concentraties calcium en bicarbonaat in het veenwater (Figuur 3.23). Alle in het experiment gebruikte substraattypen bleken na verloop van tijd te gaan drijven. Het substraat uit het Haaksbergerveen bleek ongeacht de hoeveelheid toegevoegde kalk in alle gevallen op te drijven (Figuur 3.24). Voor de substraten uit de Mariapeel, het Bargerveen en de Tuspeel bleek bij de controlebehandeling (0 mg per gram kalk) slechts een deel van de plaggen op te drijven (Figuur 3.24).



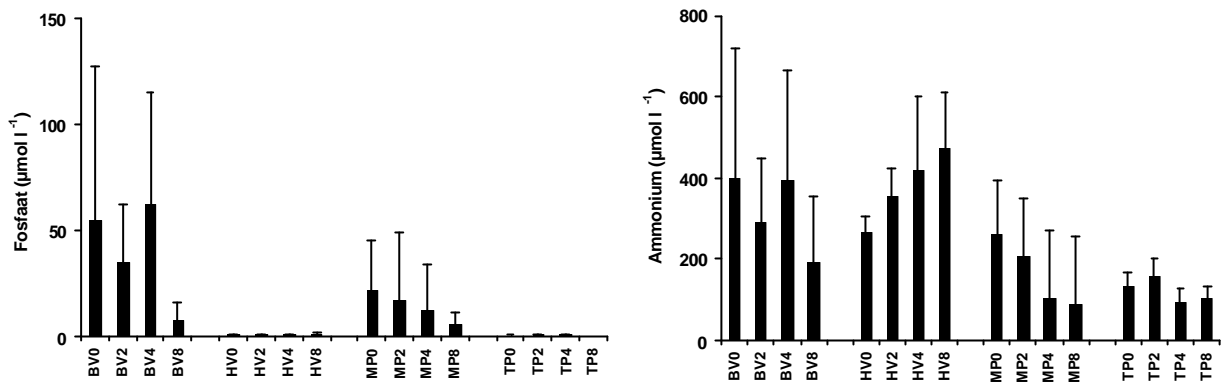
Figuur 3.23: Calcium- en bicarbonaatconcentratie (december 2001) in het veenwater bij verschillende bekalkingsniveaus (0, 2, 4 en 8 mg g^{-1} versgewicht) in veen afkomstig van vier verschillende locaties. Weergegeven zijn gemiddelde & standaarddeviatie; BV = Bargerveen, HV=Haaksbergerveen, MP=Mariapeel & TP=Tuspeel.



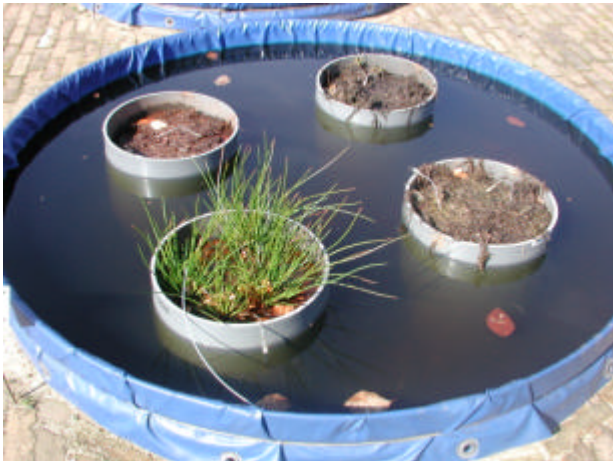
Figuur 3.24: Relatie tussen de pH en de methaanconcentratie in veen afkomstig uit de Mariapeel, het Bargerveen, de Tuspeel en het Haaksbergerveen bij verschillende bekalkingsniveaus. De cijfers bij de symbolen geven de hoeveelheid toegevoegd dolokal in mg g^{-1} weer. Indien niet alle plaggen dreven staat het percentage weergegeven dat wel ging drijven.

In het algemeen bleek een lichte bekalking waarbij 2 mg per gram kalk werd toegevoegd voldoende te zijn om 100 % opdrijven te bewerkstellingen (Figuur 3.26). Uit Figuur 3.24 blijkt dat het opdrijven van de substraten zoals verwacht werd veroorzaakt door de ophoping van methaan in de plaggen. Ook blijkt de pH verhoging die het gevolg was van de bekalking te hebben geleid tot een verhoging van de methaanproductie en dus tot een sterkere ophoping van methaan in de substraten. Het blijkt dus mogelijk te zijn om door een combinatie van de introductie van substraat en bekalking drijftilvorming te stimuleren. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van plagsel dat bij het plaggen van bijvoorbeeld veenheide terreinen vrijkomt. Het in dit experiment gebruikte Bargerveensubstraat bestond hier bijvoorbeeld uit.

Bekalking zou kunnen leiden tot eutrofiering, omdat bij de stimulatie van de afbraak ook fosfaat en ammonium vrij komt. In het experiment bleek kalkadditie echter niet te leiden tot een toename van de fosfaatconcentratie (Figuur 3.25). Bij de hoogste bekalkingsniveaus bleek zelf sprake te zijn van een afname van de fosfaatconcentraties. Dit kan waarschijnlijk worden verklaard doordat calciumfosfaat precipiteert, waardoor fosfaat weer wordt geïmmobiliseerd. Netto blijkt de bekalking van de in het experiment gebruikte substraten in ieder geval niet te leiden tot een toename van de fosfaatconcentraties en dus tot eutrofiering. Toevoeging van dolokal leidde ook niet tot een sterke extra mobilisatie van ammonium (Figuur 3.25). De concentratie ammonium in het veenwater is echter wel hoog ($100 - 450 \mu\text{mol l}^{-1}$) en dit kan gevolgen hebben voor de vegetatieontwikkeling op de ontstane drijfzand (zie ook hoofdstuk 2).



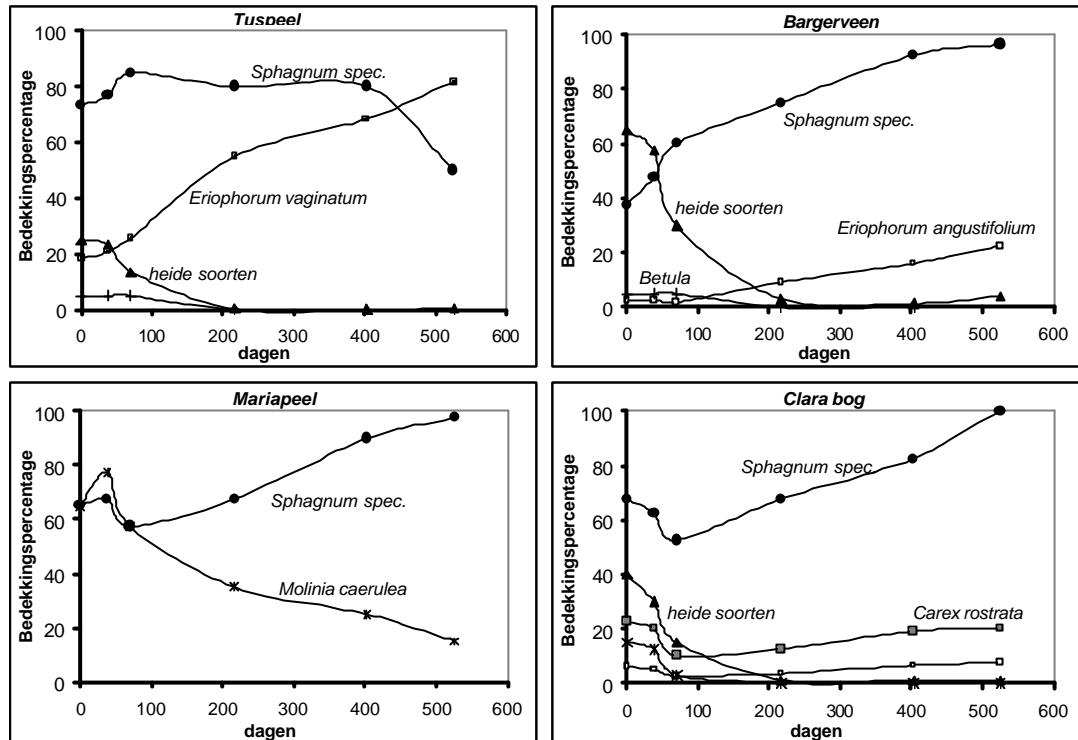
Figuur 3.25: Fosfaat- en ammoniumconcentratie (december 2001) in het veenwater bij verschillende bekalkingsniveaus (0, 2, 4 en 8 mg g^{-1} versgewicht) in veen afkomstig van vier verschillende locaties. Weergegeven zijn gemiddelde & standaarddeviatie; BV = Bargerveen, HV=Haaksbergerveen, MP=Mariapeel & TP=Tuspeel.



Figuur 3.26: Voorbeeld van een bekalkte behandeling. In één vijver was iedere cilinder gevuld met veen van een verschillende locatie. Het materiaal was allemaal gaan opdrijven na bekalking. De hoge fosfaat- en ammoniumconcentraties in het Bargerveenmateriaal hebben geleid tot sterke groei van Pitrus.

3.3.2 Vernatten van witveen

In een aantal gebieden is nog voldoende witveen aanwezig, zoals bijvoorbeeld in de centrale kern van het Fochteloërveen en het Meerstalblok (Bargerveen). Veelal is het oorspronkelijke veenmosdek sterk verdroogd en zijn soorten als Pijpenstrootje (*Molinia*) en heidesoorten (*Erica tetralix* en *Calluna vulgaris*) dominant. Geleidelijk vernatten lijkt hier de beste optie. Het witveen heeft de eigenschap op te zwellen wanneer het natter wordt en te krimpen wanneer het indroogt waardoor geringe waterstandsfluctuaties kunnen worden opgevangen. In het lab hebben we verdroogde witveen plaggen, verzameld van vier verschillende locaties. Deze zijn vernat waarna gedurende ruim vijfhonderd dagen de plaggen zo goed mogelijk plas dras werden gehouden. De plaggen werden berekend met de Nederlandse achtergronddepositie voor stikstof en fosfor.



Figuur 3.27: Bedekkingspercentage van de vegetatie van verdroogde witveenplaggen afkomstig uit de Tuspeel, het Bargerveen, de Mariapeel en Clara bog (Ierland) na vernatten gedurende 1,5 jaar. In de verschillende grafieken zijn dezelfde symbolen gebruikt voor dezelfde soorten.

Figuur 3.27 geeft de vegetatie ontwikkeling voor de hervernatte plaggen van de vier gebieden. We zien steeds dat Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*) en Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*) zich sterk hebben uitgebreid na vernatten, terwijl de heidesoorten sterk in bedekking afnamen. De kiemlingen van Berk (*Betula*) die in de plaggen van de Tuspeel en het Bargerveen aanwezig waren zijn na zo'n drie maanden afgestorven. De veenmosbedekking nam in de plaggen van het Bargerveen, de Mariapeel en Clara bog sterk toe en bereikte na vijfhonderd dagen plas-dras vernatten een nagenoeg maximale bedekking. In de Tuspeel nam de bedekking door veenmossen aanvankelijk licht toe maar nam aan het einde van het experiment weer sterk af. Dit kwam door de zeer sterke ontwikkeling van Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*). Deze vormde aan het einde van het experiment zeer dichte pollen. Opvallend is dat de zeer uitbundige ontwikkeling van *Eriophorum vaginatum* plaatsvindt in de plaggen die ook het rijkste aan nutriënten waren (Tabel 3.5). Ook in de plaggen uit het Bargerveen en Clara bog kwam *Eriophorum* (zei het *Eriophorum angustifolium*, Veenpluis) in de vegetatie voor. Opvallend was dat in deze minder voedselrijke plaggen *Eriophorum* zich veel minder sterk uitbreidde na vernatten. Vernatting van voedselrijke verdroogde hoogveenrestanten met witveen lijkt dus te kunnen leiden tot een zeer sterke dominantie van *Eriophorum vaginatum*. Na het verwijderen van het berkenbos in 1999 is er een sterke vernatting opgetreden in de Tuspeel. Inderdaad is hier over grote delen van het terrein *Eriophorum vaginatum* dominant geworden.

Tabel 3.5: Chemische samenstelling van het bodemwater in vernatte plagen afkomstig uit de Tuspeel (n=3), het Bargerveen (n=2), de Mariapeel (n=2) en Clara bog (Ierland; n=2). Weergegeven zijn de gemiddelde concentraties tijdens het eerste half jaar vernatten.

	pH	CO ₂	PO ₄	NO ₃	NH ₄	SO ₄	Na	K	Cl	Ca	Mg
Tuspeel	3.82	1306	21.5	12.9	798	168	206	76	982	79	26
Bargerveen	3.79	1238	2.4	7.5	202	81	165	46	392	33	25
Mariapeel	4.01	1138	5.0	4.0	108	41	151	73	418	32	16
Clara bog	4.35	952	0.9	4.6	185	69	365	335	686	151	100



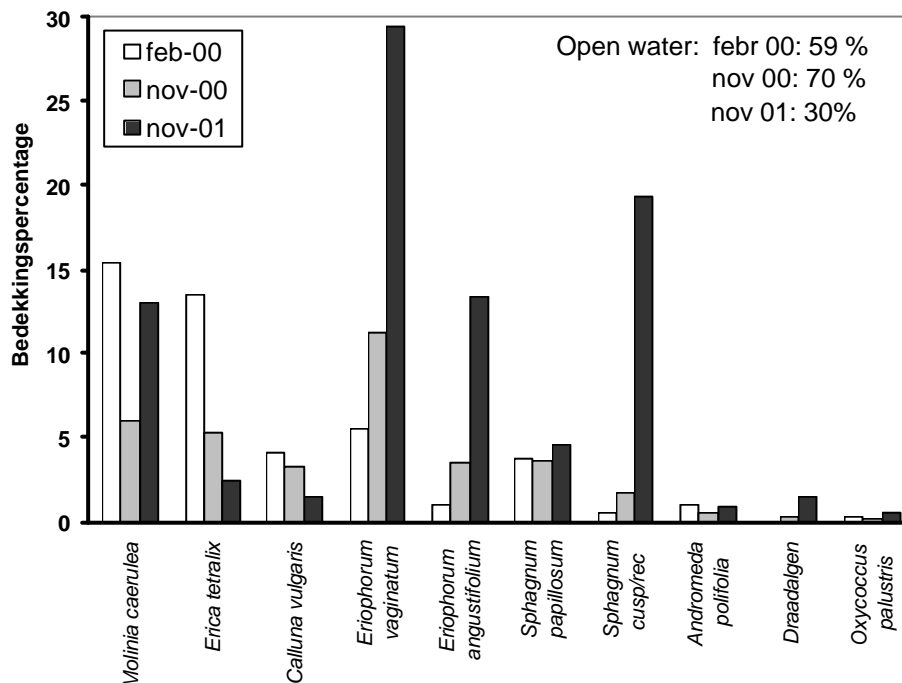
Figuur 3.28: In de Tuspeel is na verwijderen van de Berken het veen vernat en heeft *Sphagnum magellanicum* zich sterk kunnen uitbreiden.

De heidesoorten, die in de verdroogde witveenrestanten veelal dominant zijn, blijken na vernatten snel sterk in bedekking af te nemen en uiteindelijk zelfs nagenoeg te verdwijnen. Een vergelijkbare ontwikkeling hebben we na vernatten ook gezien in delen van de Tuspeel. Na het wegwijnen van de dichte heidevegetaties aan de westrand van het gebied werd in 2001 plotseling over een oppervlakte van zo'n 20 m² *Sphagnum magellanicum* aangetroffen (Figuur 3.28). Het was niet eerder bekend dat deze soort in de Tuspeel voorkwam. Vermoedelijk heeft deze zich echter tussen de heideplanten gehandhaafd en zich na het verdwijnen van de heideplanten goed kunnen ontwikkelen. Ook *Molinia caerulea* (Pijpenstrootje) blijkt in bedekking af te nemen na vernatten. Opvallend is dat in de voedselarme plagen van de Clara bog, *Carex rostrata* voorkomt in de vegetatie en ook na vernatten in de vegetatie aanwezig blijft.

Na voltooiing van de aanleg van een dammencomplex rondom de oude kern van het Fochteloërveen is hier sinds 1999 een sterke vernatting van de vegetatie opgetreden. Ook hier zagen we na vernatting een sterke afname van *Erica tetralix* en *Calluna vulgaris* optreden (

Figuur 3.29). *Molinia caerulea* (Pijpenstrootje) nam in het eerste jaar af maar vertoonde in het tweede jaar na vernatten weer een herstel. Opvallend is dat ook hier *Eriophorum vaginatum* en *Eriophorum angustifolium* zich sterk hebben uitgebreid in de eerste jaren na vernatten, net als *Sphagnum cuspidatum*. *Sphagnum papillosum* bleek zich te kunnen handhaven, ondanks dat een deel van de bulten van deze soort nu voor een groot deel van het jaar onder water staan.

Het is bekend dat *Eriophorum* soorten het goed doen onder wat voedselrijkere omstandigheden (Finér & Brække 1991; Ferland & Rochefort 1997). Dit blijkt ook duidelijk uit de resultaten van ons onderzoek. Ze kunnen zich pas echt goed ontwikkelen onder natte (plas-dras) omstandigheden. Omdat de Nederlandse hoogveenrestanten over het algemeen voedselrijker zijn dan de buitenlandse valt dan ook te verwachten dat vernatten van deze restanten in eerste instantie zal leiden tot een toename in de bedekking van *Eriophorum*, ten koste van *Molinia*, Berk en heidesoorten. Over het algemeen kan deze ontwikkeling als gunstig worden gekenmerkt, omdat *Eriophorum* pollen een goed microklimaat bieden voor veenmossen (lichte beschaduwing en bescherming tegen uitdroging in de zomer; Figuur 3.30) (Grosvernier *et al.* 1995; Ferland & Rochefort 1997). Dit is belangrijk, omdat het bij het vernatten van grote witveenrestanten niet mogelijk zal zijn om te voorkomen dat, zeker in extreem droge zomers, de waterstanden tot onder het maaiveld dalen. Al met al ziet het er naar uit dat voor de wat grotere witveenrestanten hervernatting, zoals dat bijvoorbeeld in het Fochteloërveen gebeurt, goede perspectieven biedt voor het herstel van een hoogveenvormende vegetatie. Zeker ook omdat in de meeste gevallen de hoogveenvormende soorten nog in de reservaten aanwezig zijn.



Figuur 3.29: Bedekkingspercentage van de vegetatie in het Fochteloërveen direct na vernatting van het witveen en de daarop volgende twee groeiseizoenen. Weergegeven zijn de gemiddelden van 8 proefvlakken.

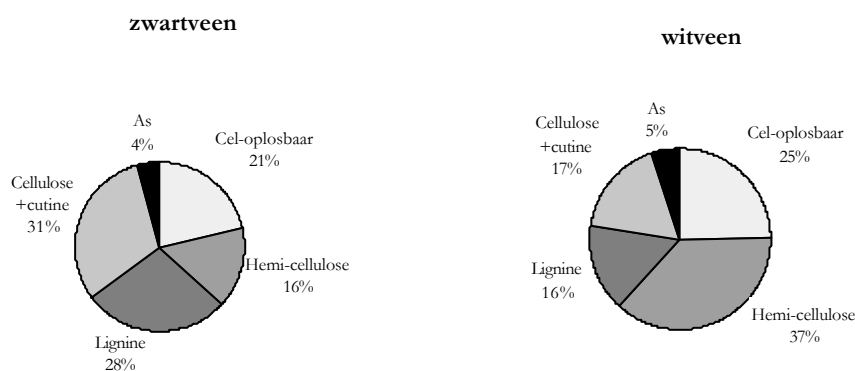
3.3.3 Invloed van waterpeil en substraatkwaliteit op de vermorsing van restveen

De invloed van het waterpeil bij de vermorsing van zwart- of witveen werd in een labexperiment onderzocht. Onder veldcondities is het vrijwel onmogelijk om het gehele jaar plas-dras omstandigheden te creëren. In perioden met een neerslagtekort zal het veen licht verdrogen en uitdrogen van de toplaag zal de vorming van een nieuw acrotelm niet bevorderen. Het uiteindelijke doel van vermorsing is de vorming van een nieuwe acrotelm met een zelfregulerend hydrologisch vermogen (Wheeler & Shaw 1995).



Figuur 3.30: Eenarig wollegras kan een goed microklimaat vormen voor Sphagnum (pollenbuffering) zoals hier in de Tuspeel.

De organische fracties van het gebruikte zwart- en witveen verschilden voornamelijk in de fractie hemi-cellulose, lignine en cellulose & cutine (Figuur 3.31). De fractie van het relatief goed afbreekbare hemi-cellulose was in het witveen duidelijk hoger dan in zwartveen. De fractie van het slecht oplosbare lignine in zwartveen was hoger dan in witveen. De fractie cellulose & cutine in zwartveen was hoger dan in witveen, cellulose is relatief goed afbreekbaar terwijl cutine slecht afgebroken kan worden. De celoplosbare fractie is direct beschikbaar aangezien geen vezels meer verteerd hoeven te worden. Op grond van deze fractionering blijkt dat het gehalte aan eenvoudig afbreekbaar organisch materiaal beduidend hoger was in het witveen. Een verhoogde afbraaksnelheid van het veen leidt mogelijk tot een grotere beschikbaarheid van koolstof (CO_2 en CH_4) voor het veenmos. De lignine/P, C/N & C/P ratio's zijn een belangrijke maat voor de afbreekbaarheid van veen (zie begin van dit hoofdstuk; Aerts & Chapin 2000). Op grond van deze ratio's blijkt tevens dat de potentiële afbraak in het witveen groter was dan in het zwartveen (Figuur 3.31 & Tabel 3.6).



Figuur 3.31: Organische stof fracties van het zwart- en witveen uit het Bargerveen gebruikt voor het vermorsingsexperiment.

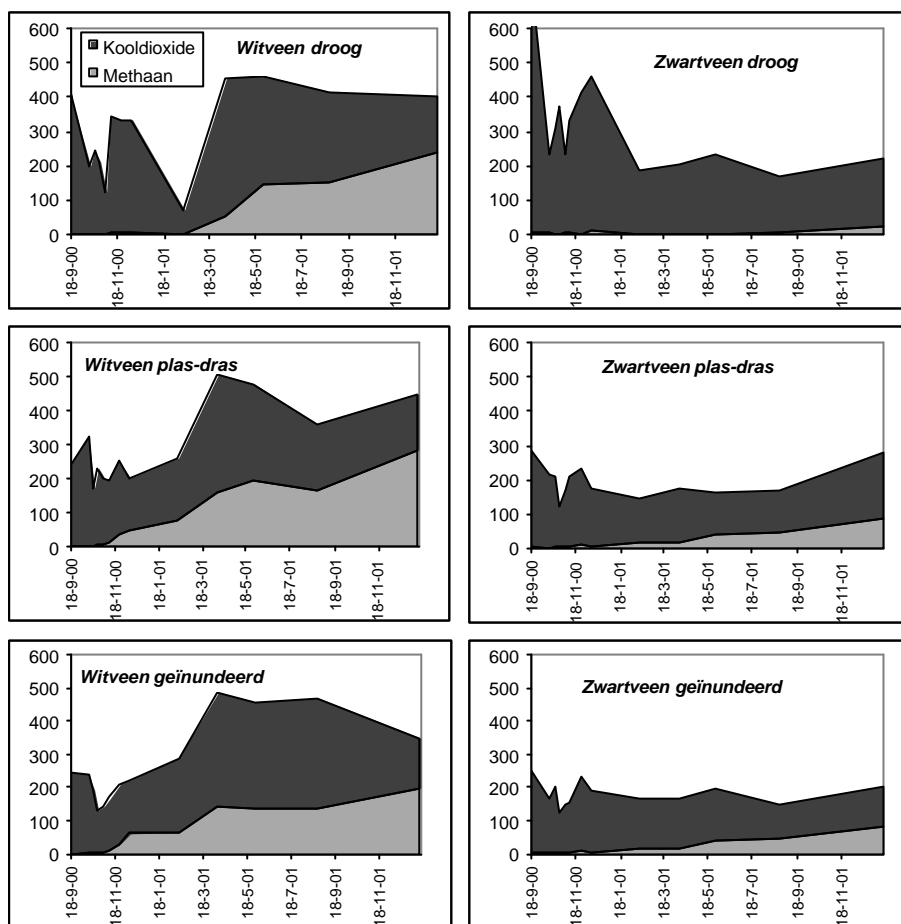
Tabel 3.6: Chemische samenstelling van het zwartveen en witveen uit het Bargerveen zoals gebruikt voor het vermorsingexperiment. Weergegeven zijn gemiddelde en standaardafwijking (n=4).

	Zwartveen	Witveen
<i>N</i> ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	830 \pm 50	607 \pm 24
<i>P</i> ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	5,2 \pm 0,5	6,2 \pm 1,9
<i>C</i> (%)	54,3 \pm 2,8	49,2 \pm 0,4
<i>C/N</i> (g/g)	46,7 \pm 2,4	58,0 \pm 2,8
<i>N/P</i> (g/g)	72,0 \pm 6,2	47,3 \pm 13,8
<i>C/P</i> (g/g)	3369 \pm 399	2770 \pm 932
<i>Lignine/P</i> (g/g)	1724 \pm 164	888 \pm 293
<i>Ca</i> ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	27,1 \pm 1,8	54,2 \pm 8,9
<i>Fe</i> ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	3,7 \pm 0,1	11,4 \pm 1,5
<i>S</i> ($\mu\text{mol g}^{-1}$ DW)	64,9 \pm 4,3	115,4 \pm 8,1

In het vochtgehalte tussen zwart- en witveen bij de verschillende waterstanden tijdens de eerste fase waren kleine verschillen aanwezig (Tabel 3.7). Onder droge omstandigheden was het watervasthoudend vermogen van witveen iets hoger dan van het zwartveen (83% ten opzichte van 80%). Het watervasthoudend vermogen van veen wordt gedeeltelijk bepaald door het verticale porositeitsprofiel van het veen (Buttler *et al.* 1998). Watervasthoudend veen heeft grote poriën aan de oppervlakte (0 – 5 cm) die als waterreservoir kunnen dienen en een meer ondoordringbare onderlaag die verticale wegzijging beperkt (Buttler *et al.* 1998). Het verschil in waterhoudend vermogen was ook waar te nemen in de mate van verdroging van het *Sphagnum* in dit experiment. Op het zwartveen vertoonden de meer droogtegevoelige soorten als *S. cuspidatum* en *S. recurvum* eerder uitdrogingsverschijnselen dan op witveen.

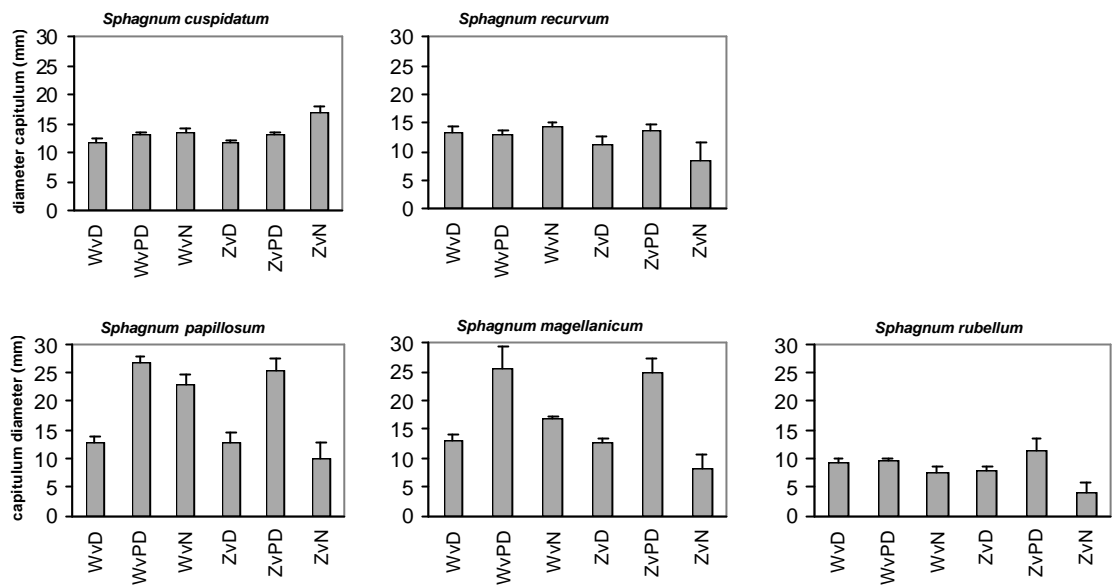
Tabel 3.7: Vochtgehalte en soortelijke massa van het wit- en zwartveen bij de verschillende waterpeilen zoals in het vermorsingexperiment. Weergegeven zijn gemiddelde & SD (n=2).

Substraattype en waterpeil	Vochtgehalte (%)	Soortelijke massa (g l ⁻¹)
Zwartveen droog (-10 cm)	79,8 \pm 3,8	107,0 \pm 27,4
Zwartveen plas-dras (0 cm)	91,8 \pm 0,5	61,0 \pm 0,8
Zwartveen geïnundeerd (+10 cm)	97,2 \pm 0,5	26,0 \pm 5,1
Witveen droog (-10 cm)	83,3 \pm 1,6	56,0 \pm 9,1
Witveen plas-dras (0 cm)	94,7 \pm 0,2	41,6 \pm 1,1
Witveen geïnundeerd (+ 10 cm)	96,9 \pm 0,0	30,4 \pm 1,1



Figuur 3.32: Concentratie koolstofdioxide en methaan (in $\mu\text{mol l}^{-1}$) tijdens het experiment in het veenvocht van zwart- en witveen bij verschillende initiële waterstanden. Begin april 2001 werd bij alle behandelingen de waterstand op maaiveld gezet (plas-dras).

Veenmossen hebben voor hun groei voldoende koolstof nodig (zie ook CO₂ experiment *Sphagnum magellanicum*). Op grond van de chemische samenstelling van het zwart- en witveen was de verwachting dat vanuit het witveen meer koolstof beschikbaar zou komen voor de groei van *Sphagnum*. De concentratie koolstofdioxide en methaan in het veenvocht van witveen waren inderdaad iets hoger dan in zwartveen (Figuur 3.32). Bij een waterstand van +10 en 0 cm nam de concentratie methaan na een periode van ongeveer 6 weken sterk toe bij zowel zwartveen- als witveensubstraat. Onder deze natte omstandigheden werd de anaërobe afbraak gestimuleerd, in de droge situatie vond dit niet plaats. De stijging van de methaanconcentratie was echter veel sterker in het witveen vanwege de grotere beschikbaarheid van relatief eenvoudig afbreekbaar organisch materiaal (Figuur 3.31). De verhoogde beschikbaarheid van methaan in de geïnundeerde en plas-dras situatie zou mogelijk een positieve werking kunnen hebben gehad op de groei van *Sphagnum*. Het gevormde methaan kan geoxideerd worden tot CO₂ door methanotrofe bacteriën (Frenzel & Karofeld, 2000) en gebruikt worden voor de fotosynthese. Een ander gevolg van de hoge methaanproductie in het witveen was het opzwellen hiervan onder geïnundeerde omstandigheden. In de geïnundeerde aquaria met witveen is het veen gaan opzwellen waardoor geen inundatie maar een plas-dras situatie was ontstaan. Het veen was door het opzwellen wel losser van structuur dan bij de plas-dras behandeling. Dit opzwellen blijkt grote effecten te hebben gehad op de groei van de geïntroduceerde *Sphagnum* soorten.

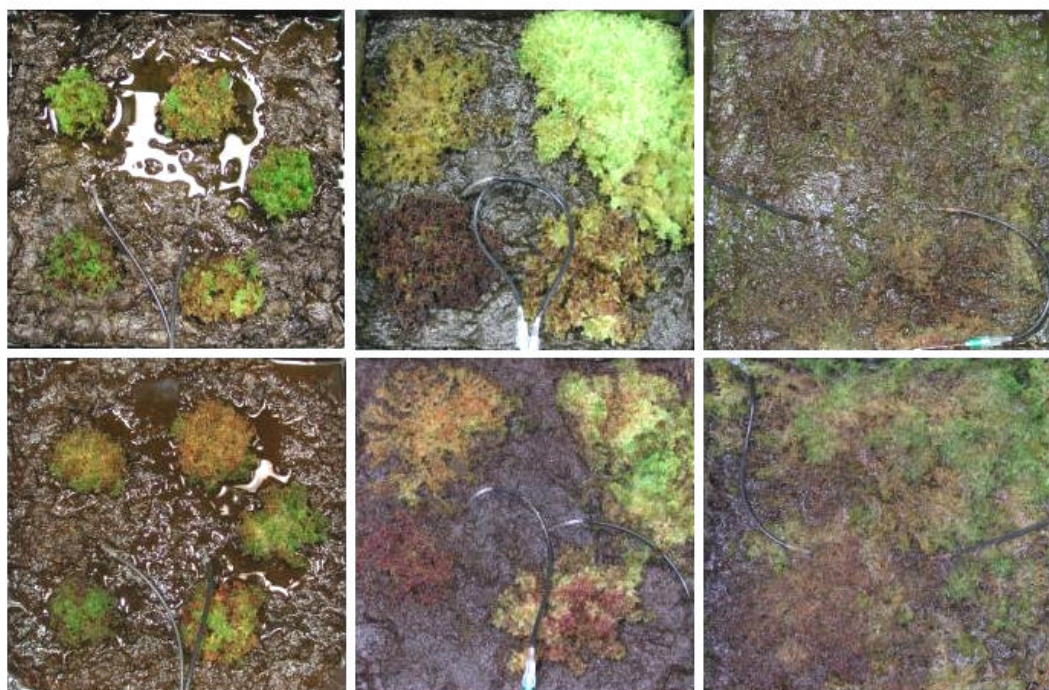


Figuur 3.33: Capitulumdiameter van de verschillende *Sphagnum* soorten na 6 maanden bij verschillende waterstanden. Weergegeven zijn gemiddelde \pm SD waarbij Zv = zwartveen, Wv = witveen, D = droog, PD = plas-dras & N = nat (ondiepe inundatie).

Tijdens de eerste fase van het experiment waarbij de waterstand op verschillende hoogte was ingesteld, werd de diameter van het capitulum opgemeten. De geïntroduceerde soorten hadden verschillende capitulumdiameters waarbij in oplopende reeks van volgorde: *S. rubellum*, *S. cuspidatum* & *S. recurvum* en *S. magellanicum* & *S. papillosum* (Figuur 3.33). De diameter van het capitulum gevormd bij verschillende waterstanden werd vooral bij de bultvormende soorten *Sphagnum papillosum* en *Sphagnum magellanicum* beïnvloed. Op zwartveen onder natte condities waren de gevormde kopjes kleiner bij *S. papillosum*, *S. magellanicum*, *S. rubellum* en *S. recurvum* (Figuur 3.33). De zeer kleine kopjes en de lange dunne blaadjes die gevormd waren zijn typische symptomen van CO₂-limitatie (Rice & Schuepp 1995). De concentratie koolstofdioxide in de waterlaag was dan ook zeer laag (< 20 $\mu\text{mol l}^{-1}$). De diffusie van gassen verloopt onder water vele malen trager dan boven water en de vorming van kleinere kopjes vergroot het oppervlak om CO₂ op te nemen uit het water. Submerse groei (onderwater groei) van *Sphagnum* verloopt vaak problematisch op geïnundeerd zwartveen doordat vanuit het veen weinig koolstof vrijkomt voor de groei. Naast limiterende koolstofdioxideconcentraties wordt de groei van submers *Sphagnum* vaak beperkt door licht (zie later dit hoofdstuk). *S. cuspidatum*, een soort aangepast aan zeer natte omstandigheden, vormde zelfs grotere kopjes onder water. Onder droge condities, op zowel zwartveen als witveen, vormden *S. magellanicum* en *S. papillosum* duidelijk kleinere capitula dan onder plas-dras situaties. Opmerkelijk is dat juist deze bultvormende soorten kleinere kopjes vormden terwijl de kopjes van de slenksorten niet veranderden, de reden hiervoor is niet duidelijk. Bultvormende soorten vormen vaak dichte matten en hebben doordat de stengels dicht op elkaar staan een zeer effectief capillaire watertransport (Rydin 1985; Campeau & Rochefort 1996; Grosvernier *et al.* 1997; Schipperges & Rydin 1998) en kunnen hierdoor beter omgaan met droogte dan slenksorten.

Tabel 3.8: Chemische samenstelling van het bodemwater van wit- en zwartveen in de tweede fase van het experiment (meting van augustus 2001). Weergegeven zijn gemiddelde en standaardfout.

	pH	E ₄₅₀	NH ₄ μmol l ⁻¹	NO ₃ μmol l ⁻¹	PO ₄ μmol l ⁻¹	K μmol l ⁻¹
Witveen	3.75 ± 0.08	0.16 ± 0.00	49 ± 8	4.3 ± 0.3	1.7 ± 0.6	28 ± 4
Zwartveen	4.35 ± 0.02	0.03 ± 0.00	281 ± 46	3.5 ± 0.5	0.3 ± 0.0	52 ± 2

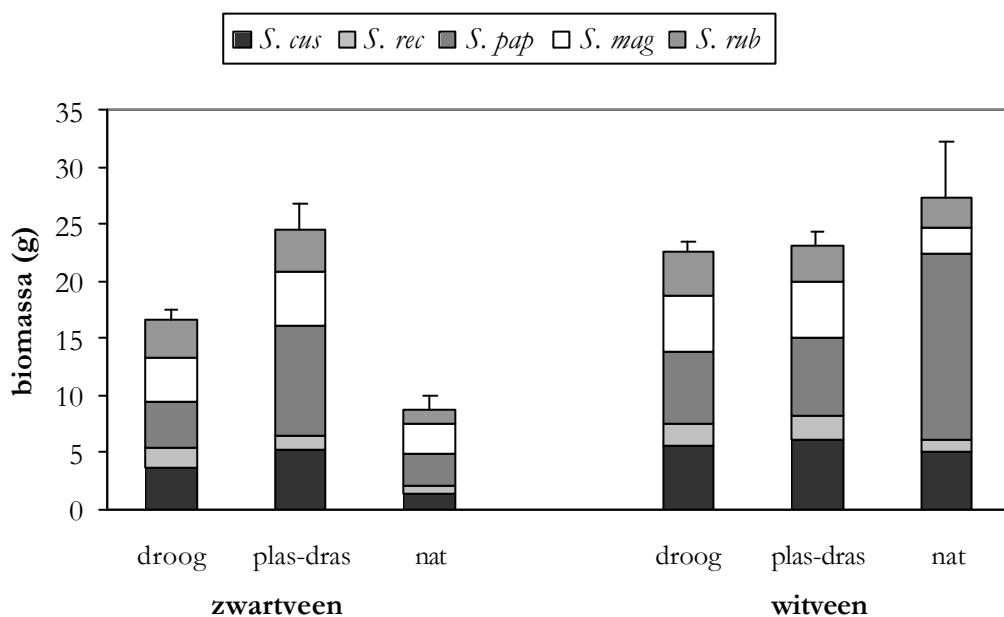


Figuur 3.34: Boveaanzicht van de zes verschillende behandelingen na 6 maanden: zwartveen droog (linksboven), zwartveen plas-dras (middenboven), zwartveen nat (rechtsboven), witveen droog (linksonder), witveen plas-dras (middenonder) & witveen nat (rechtsonder). De foto's zijn genomen direct na aanpassing van de waterstanden in alle aquaria op plas-dras (0 cm).

Voor een uitgebreide beschrijving van de bodemwaterchemie tijdens de eerste fase van het experiment wordt verwezen naar de tussenrapportage van 2000 (Tomassen *et al.* 2001). De nutriëntenconcentraties in het zwart- en witveen bij plas-dras vernatten (2^e fase van het experiment) staat weergegeven in Tabel 3.8. De pH in zwartveen was hoger dan in witveen doordat in zwartveen de invloed van gebufferd grondwater in de veenbasis groter is dan in witveen. De kleur van het veenwater (extinctie bij 450 nm) was in het witveen hoger door de hogere afbraaksnelheid waarbij humuszuren waren vrijgekomen. De ammoniumconcentratie in zwartveen was hoger, terwijl de fosfaatconcentratie hoger was in het witveen. *Sphagnum* groei op zwartveen werd mogelijk gelimiteerd door koolstof of fosfor, maar nutriëntenanalyse van het veenmosmateriaal moet hierin inzicht geven. Zeer waarschijnlijk hadden de nutriëntenconcentraties in het veenvocht maar zeer beperkte invloed op de groei van de veenmossen, omdat deze voornamelijk nutriënten opnamen vanuit het regenwater. De hogere gasproductie (CO₂ en CH₄) in witveen had zeer waarschijnlijk wel effect op de koolstofvoeding van het *Sphagnum* (diffusie vanuit het veen naar de veenmoslaag).

De groei van het veenmos onder verschillende waterstanden (eerste fase van het experiment) staat beschreven in de tussenrapportage van 2000 (Tomassen *et al.* 2001 & Figuur 3.34). De gevormde biomassa werd voornamelijk bepaald door de waterstand in de eerste fase van het experiment (Figuur 3.35). Zowel de slenk als

bultvormende soorten overleefden de verschillende waterstanden op beide typen veen. De gevormde biomassa op zwartveen dat initieel werd geïnundeerd was significant lager ten opzichte van de andere behandelingen. Dit verschil werd veroorzaakt door een afname in biomassa van alle 5 soorten (Figuur 3.35). Een half jaar ondiepe inundatie van zwartveen veroorzaakte een groei achterstand die in de 9 maanden herstel onder plas-dras omstandigheden niet ingehaald kon worden. Biomassaproductie bij inundatie van witveen was significant hoger dan bij inundatie op zwartveen. Voornamelijk *Sphagnum papillosum* had zich zeer sterk uitgebreid op het geïnundeerde witveen. Het verschil in *Sphagnum* groei bij inundatie van zwart- en witveen werd bepaald door verschillen in reactie van het veen op inundatie. In witveen werd onder de anaërobe omstandigheden veel methaangas geproduceerd waardoor het veen opzwelde. Hierdoor ontstond een plas-dras situatie in plaats van ondiepe inundatie zoals op zwartveen. Op witveen was de gevormde biomassa bij een initiële waterstand van 0 en -10 cm gelijk. De groeiachterstand onder droge omstandigheden werd tijdens de herstelperiode geheel ingehaald. Op zwartveen bleef de gevormde biomassa bij de initiële droge behandeling iets achter ten opzichte van de plas-dras behandeling. Vooral de groei van *Sphagnum papillosum* was afgenomen onder droge omstandigheden. De groei van *Sphagnum recurvum* was bij de verschillende behandelingen lager dan verwacht. De depositie van stikstof en fosfor waren in het experiment respectievelijk $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ en $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Onder deze omstandigheden was stikstof en/of fosfor mogelijk beperkend voor de groei van *S. recurvum*. Analyse van de concentratie nutriënten in het capitulum zal hierin duidelijkheid verschaffen. Ongeschikte vochtcondities lijkt onwaarschijnlijk gezien de hogere biomassa dat door de andere slenksoort (*S. cuspidatum*) werd gevormd.



Figuur 3.35: Biomassaproductie van de vijf verschillende *Sphagnum* soorten groeiend op zwart- of witveen en bij verschillende initiële waterstanden: droog (-10 cm), plas-dras (0 cm) & nat (+10 cm). Weergegeven zijn gemiddelde droge biomassa's met de spreiding (standaardfout) van de totale hoeveelheid gevormde biomassa.

Tijdens de eerste fase van het experiment had het waterniveau een veel grotere invloed op de groei van de *Sphagnum*-soorten dan het type veensubstraat (Tomassen *et al.* 2001), zoals ook in andere onderzoeken naar voren kwam (Campeau & Rochefort 1996; Grosvernier *et al.* 1997; Buttler *et al.* 1998). Bultvormende soorten als *S. rubellum*, *S. magellanicum* en *S. papillosum* overleefden ondiepe inundatie gedurende 6 maanden en de slenksoorten *S. recurvum* en *S. cuspidatum* overleefden uitdroging gedurende een half jaar. Bij het creëren van een plas-dras vernatting in het veld heeft ondiepe inundatie in natte perioden en lichte uitdroging in droge perioden niet direct desastreuze gevolgen voor de veenmosgroei. De groei blijft onder deze

omstandigheden wel achter ten opzichte van plas-dras condities maar herstelt zich wanneer de vochtcondities weer gunstig zijn. Deze hoge droogteresistentie van zelfs *S. cuspidatum* en *S. recurvum* moet wel met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden aangezien 3 maal per week vocht werd toegediend in de vorm van neerslag. Onder veldcondities kan er tijdens droge perioden wekenlang geen neerslag vallen en de impact hiervan kan zeer groot zijn. Maar in het veld kan de groei van vaatplanten zoals Eenarig wollegras bescherming bieden tegen uitdroging in droge perioden, de zogenaamde pollenbuffering (Figuur 3.30; Buttler *et al.* 1998). In natte perioden kan het veenmos tegen de pollen omhoog groeien en op deze manier bescherming krijgen tegen waterstandfluctuaties. Op grond van dit experiment blijkt dat kleine waterstandschoommelingen vermorsing van wit- of zwartveen niet onmogelijk hoeven te maken. Om de fluctuaties in de waterspiegel beperkt te houden moeten in het veld via compartimenten waterreservoirs aangelegd worden om neerslagtekorten in droge perioden te compenseren. In het vervolgonderzoek zal in een veldexperiment de praktische haalbaarheid van plas-dras vernatten onderzocht worden.

3.3.4 Koolstofdioxide en methaan als koolstofvoeding voor *Sphagna*

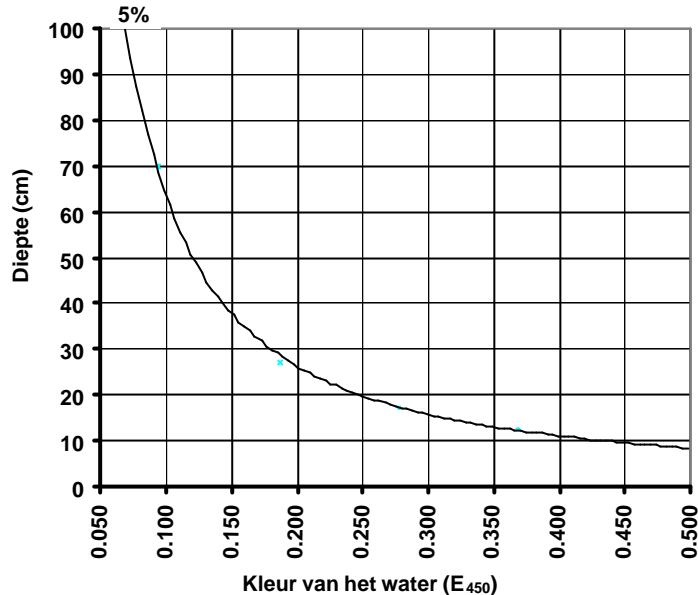
Groei van submers *Sphagnum cuspidatum*

Indien hoogveenrestanten na hydrologische herstelmaatregelen geïnundeerd achterblijven is hoogveenontwikkeling slechts mogelijk indien er drijftillen ontstaan. Deze kunnen ontstaan doordat veen loskomt en gaat drijven (zie eerder dit hoofdstuk). Wanneer dit echter niet gebeurt kunnen deze drijftillen slechts ontstaan wanneer veenmossen onder water dusdanig goed gaan groeien dat ze een belangrijk deel van de waterlaag opvullen. Wanneer deze groei snel genoeg verloopt zal er zich een laag afgestorven veenmosmateriaal ontwikkelen waarin nog relatief veel methaan wordt geproduceerd zodat dit kan gaan drijven. In de praktijk blijkt *Sphagnum cuspidatum* de belangrijkste onderwater groeiende *Sphagnum* soort te zijn. Voor deze soort is dan ook nader onderzoek gedaan naar de voorwaarden voor een goede onderwatergroei.

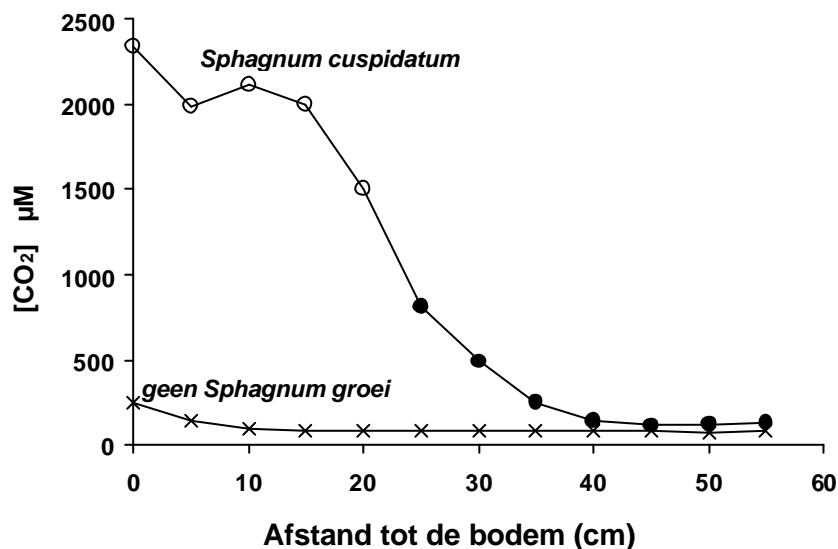
In het algemeen zijn ondergedoken waterplanten voor hun koolstofvoorziening afhankelijk van CO₂ of bicarbonaat dat ze opnemen uit het water of (in het geval van Isoetide soorten) met hun wortels uit de bodem. Door diffusie van kooldioxide uit de atmosfeer kan de CO₂ concentratie in het water niet veel hoger worden dan 50 µmol l⁻¹. Daar de diffusie van CO₂ in het water tot 10.000 maal langzamer verloopt dan in de lucht is deze concentratie voor de meeste waterplanten niet voldoende om de fotosynthese te verzadigen. De concentratie anorganisch koolstof is in de waterlaag echter in de meeste gevallen aanzienlijk hoger omdat deze vanuit het sediment wordt nageleverd. Dit anorganische koolstof is afkomstig uit afbraakprocessen in het sediment of wordt aangevoerd via kooldioxidierijk kwelwater. In de meeste geïnundeerde hoogveenrestanten vindt geen kwel van betekenis plaats. De CO₂ nalevering naar de waterlaag wordt dan ook vooral bepaald door afbraakprocessen in de veenbodem. In de meeste veenrestanten vindt nog maar weinig afbraak (decompositie) en dus CO₂ productie plaats zodat de CO₂ concentratie in de waterlaag laag blijft. Uit eerder onderzoek (Paffen & Roelofs 1991) is reeds gebleken dat *Sphagnum cuspidatum* een relatief hoge CO₂ concentratie nodig heeft om goed submers te kunnen groeien. In vele geïnundeerde veenbodems zullen deze concentraties niet bereikt worden en zal de groei van submers *Sphagnum* dan ook koolstof gelimiteerd zijn.

Naast voldoende kooldioxide is ook voldoende licht een belangrijke voorwaarde voor de groei van submers *Sphagnum*. In de meeste hoogveenreservaten is het water sterk gekleurd door humuszuren (dystroof). Als gevolg hiervan wordt de diepte tot waarop het licht doordringt in het water (transmissie) sterk beperkt. Een goede maat voor de kleuring van het water door humuszuren is de extinctie bij 450 nm (E₄₅₀). Deze is met een spectrofotometer eenvoudig te meten. Voor de meeste oppervlaktewateren in hoogveenreservaten ligt de E₄₅₀ tussen 0.080 en 0.350. In Figuur 3.36 wordt aangegeven tot op welke diepte 5% van het daglicht nog doordringt bij verschillen waarden voor de E₄₅₀. Naarmate de kleuring van het water toeneemt zal het daglicht

minder goed doordringen in het water. Voor een goede groei van veenmossen moet tenminste zo'n 5% van het daglicht nog doordringen in het water (Riis & Sand-Jensen 1997). Het is duidelijk dat bij een E_{450} van 0.100 (dit is relatief laag voor dystroof water) de maximale diepte waarop nog 5% van het daglicht doordringt slechts 60 cm bedraagt.



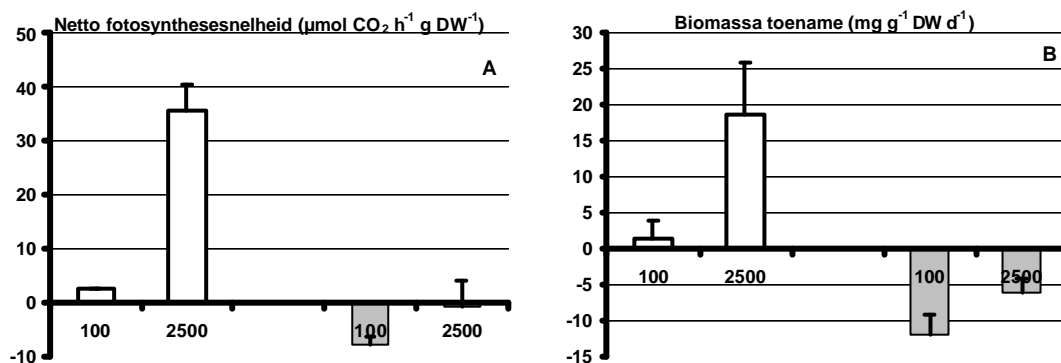
Figuur 3.36: Verband tussen de kleuring van het water en de diepte waarbij nog 5% van het daglicht doordringt.



Figuur 3.37: Koolstofdioxideconcentratie in de waterlaag op verschillende afstanden van de bodem (totale diepte was 55 cm) in een situatie met en zonder groei van *Sphagnum cuspidatum* in twee poelen gelegen in de Tuspeel. De donkere bolletjes geven de meetpunten aan tussen het submers groeiende *Sphagnum*.

Onderwater groeiend veenmos krijgt in eerste instantie drijfvermogen doordat zuurstofbelletjes die bij de fotosynthese vrijkomen tussen de planten blijven hangen. Dit betekent dat de veenmossen in het voorjaar een netto fotosynthese moeten hebben om hoger in het water te kunnen geraken. De maximale diepte van een water waarin nog veenmos kan groeien zal dan ook vooral afhangen van de kleuring van het water. Dit betekent dat veenmosgroei slechts mogelijk is wanneer het water niet dieper is dan de maximale diepte waarop nog zo'n vijf procent van het daglicht kan

doordringen. Zelfs onder relatief gunstige omstandigheden zal deze diepte in de praktijk niet veel meer bedragen dan een halve meter (Figuur 3.36). Veenvorming door de groei van *Sphagnum cuspidatum* zal dus pas mogelijk zijn wanneer aan twee voorwaarden wordt voldaan. Allereerst moet er voldoende licht doordringen op de bodem. Dit betekent dat het water niet te diep moet zijn en/of niet te sterk door humuszuren gekleurd mag zijn. Bovendien moet er voldoende kooldioxide uit de bodem worden nageleverd voor de fotosynthese van de veenmossen (Figuur 3.37). In een experiment met water en veenmossen uit de Mariapeel werd dit gedemonstreerd. De veenmossen bleken slechts een hoge fotosynthese en biomassatoename te kunnen bereiken wanneer ze in ondiep water bij een hoge CO₂ concentratie werden geïncubeerd (Figuur 3.38 & Figuur 3.39). In het ondiepe water bleek het *Sphagnum* veel nieuw capitula te vormen in tegenstelling tot in het diepere water waarbij bijna geen nieuw kopjes werden gevormd. Deze resultaten komen ook goed overeen met veldwaarnemingen in de Mariapeel waaruit blijkt dat *Sphagnum cuspidatum* goed groeit in delen die ondiep geïncubeerd zijn (enkele decimeters water) en er nauwelijks groei optreedt in delen waar het water een halve meter of meer is opgezet. In het veld zal niet zo zeer de CO₂ concentratie in het water belangrijk zijn maar veel meer de CO₂ flux uit de veenbodem. In de Mariapeel is de nalevering van CO₂ uit de veenbodem relatief hoog, omdat de decompositiesnelheid van het veen relatief hoog is.



Figuur 3.38: Netto fotosynthesesnelheid (A) en biomassa toename (B) van *Sphagnum cuspidatum* bij ondiepe (witte balken) en diepe (grijze balken) inundatie bij CO₂-concentraties van 100 en 2500 µmol l⁻¹ in de waterlaag.



Figuur 3.39: Biomassaproductie van *Sphagnum cuspidatum* bij diepe inundatie met 100 µmol l⁻¹ CO₂ (links) en bij ondiepe inundatie met 2500 µmol l⁻¹ CO₂ (rechts) in het water.

Methaanoxidatie

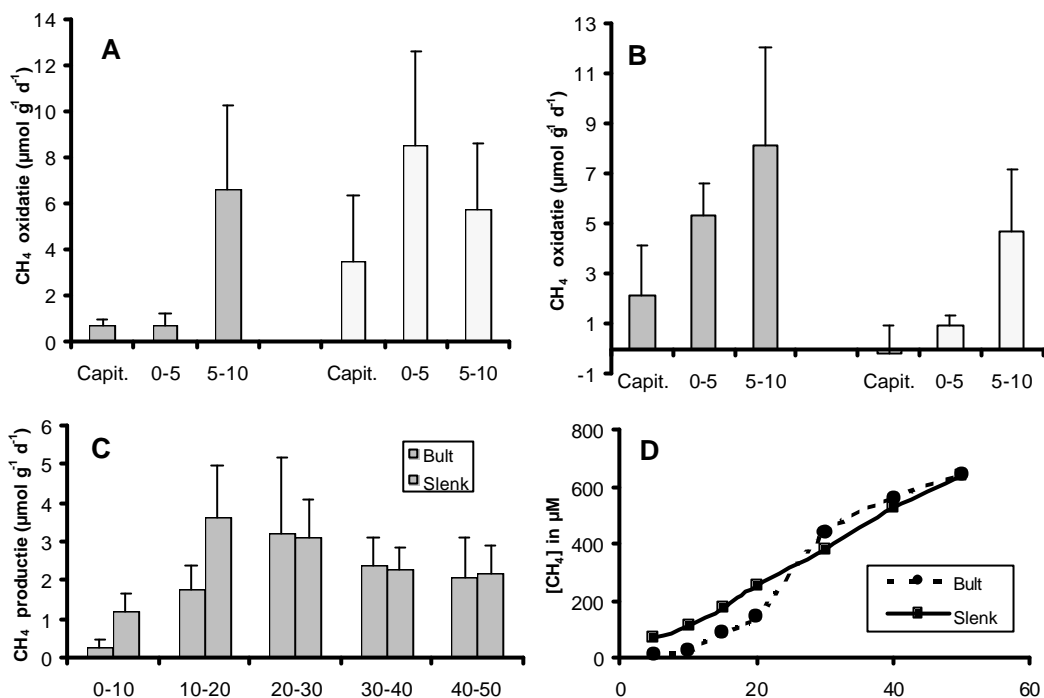
Bij de anaëroabe afbraak van veen komt niet alleen CO₂ vrij maar ook veel methaan. In principe komt kooldioxide en methaan ongeveer in de verhouding 1:1 vrij. Wanneer *Sphagnum* in het water groeit zal dit methaan naar de waterlaag diffunderen waar het door methanotrofe bacteriën kan worden geoxideerd tot CO₂. Met behulp van methanotrofe bacteriën zou submers groeiend *Sphagnum* dus indirect ook methaan

als koolstofbron kunnen gebruiken. Methaanoxidatie is een belangrijk proces omdat op deze wijze de emissie van methaan (een belangrijk broeikasgas) sterk wordt verminderd. Anderzijds worden de koolstofverliezen uit het systeem verminderd omdat koolstof wordt vastgelegd in bacteriële biomassa en indirect ook in *Sphagnum* biomassa.

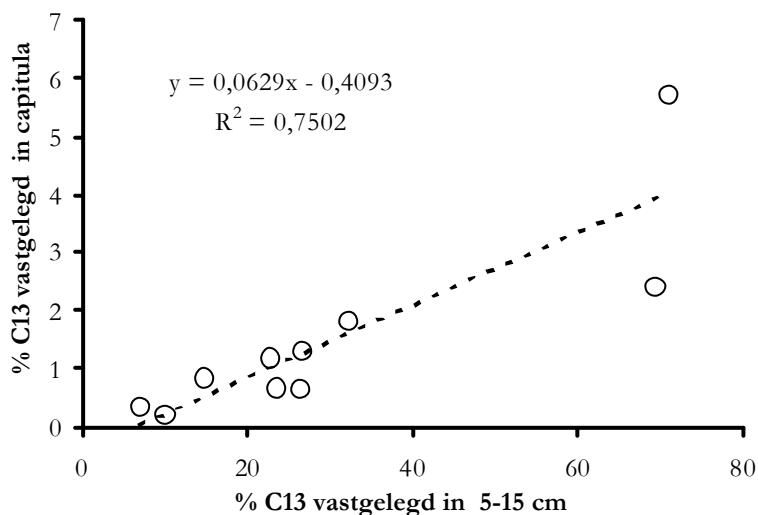
Figuur 3.36c & d geeft een overzicht van de methaanproductie en methaanconcentratie op verschillende diepten in een bult-slenksysteem in Ierland (Clara West). Het is duidelijk dat in de nattere slenken meer methaan geproduceerd werd op geringere diepte. In de bulten, die 10 centimeter boven het waterpeil liggen, was de methaanproductie aanzienlijk lager in de bovenste 20 centimeter (Figuur 3.36c). Op grotere diepte was de methaanproductie in de bulten en de slenken gelijk. Als gevolg van de hogere methaanproductie in de toplaag van de slenken was ook de methaanconcentratie hier hoger (Figuur 3.36d). Door middel van anaërobe incubatie werd ook de potentiële methaanoxidatie bepaald van de bovenste 10 centimeter van *Sphagnum* soorten uit de bulten (*Sphagnum magellanicum* en *Sphagnum papillosum*) en een *Sphagnum* soort uit de slenken (*Sphagnum cuspidatum*) (Figuur 3.36a). De bultsoorten hadden een lage methaanoxidatie activiteit in de capitula en de eerste vijf centimeter onder de capitula. Dit in tegenstelling tot het veenmos uit de slenken die juist een hoge activiteit vertoonde in de eerste 5 centimeter onder de capitula. In de vijf centimeter die hieronder komen (5-10 cm) bleken zowel de soorten uit de bulten als de soort uit de slenken een hoge activiteit te bezitten. Al met al lijkt de methanotrofe activiteit vooral bepaald te worden door de aanwezigheid van methaan. In de bulten was de methaanconcentratie in de bovenste 10 centimeters te laag omdat er geen methaan werd geproduceerd. Het methaan dat dieper in het veen werd geproduceerd en naar boven ontsnapte werd net boven de waterlijn geoxideerd. In de slenken was ook in de toplaag van het veen nog methaan aanwezig. Hierdoor werd ook in de top van het veen nog een hoge methanotrofe activiteit gevonden.

Dat de potentiële methanotrofe activiteit beïnvloed wordt door de beschikbaarheid van methaan bleek uit een experiment waarbij *Sphagnum cuspidatum* plaggen voor een maand werden doorstroomd met methaanhoudend en methaanvrij water. Na afloop werd de potentiële methaanoxidatie weer bepaald. De veenmossen die blootgesteld waren aan methaanhoudend water vertoonden de normale oxidatiepatronen (Figuur 3.36b). *Sphagnum* dat voor een maand onder methaanvrije omstandigheden was geïncubeerd had een veel lagere potentiële methaanoxidatie activiteit. Blijkbaar werd de biomassa van de methanotrofe bacteriën, en dus de potentiële methanotrofe activiteit, in ieder geval deels gereguleerd door de beschikbaarheid van methaan.

In een vervolgonderzoek werd getracht vast te stellen of het *Sphagnum* ook echt kan profiteren van het geoxideerde methaan. Het methaan wordt op de *Sphagnum* planten zelf geoxideerd en het ligt voor de hand dat het kooldioxide dat vrij komt bij de methaanoxidatie door de *Sphagnum* planten kan worden gefixeerd in de fotosynthese. In een eerste experiment hebben we gekeken naar de vastlegging van C afkomstig van methaan in de *Sphagnum* planten. Hierbij werd een twee-compartimenten systeem gebruikt (Figuur 3.5), waarbij het capitulum van *Sphagnum recurvum* gescheiden was van de rest van de plant. Transport van stoffen kon op deze wijze alleen door de plant zelf plaatsvinden. De stam met de takjes dreef namelijk gedeeltelijk op het water in het benedencompartiment. Aan dit compartiment werd vervolgens aan de gasfase op twee tijdstippen gelabeld methaan toegediend. Na afloop van het experiment werd met een massaspectrometer gemeten hoeveel gelabeld C was ingebouwd in het capitulum en de rest van het *Sphagnum*. De hoeveelheid ingebouwd gelabeld C (uitgedrukt als percentage van de totale hoeveelheid toegediend methaan), verschilde sterk tussen de replica's. De maximale hoeveelheid ingebouwd C bedroeg 75%.



Figuur 3.36: De potentiële methaanoxidatie in drie verschillende delen (capitulum, 0-5 cm onder capitulum & 5-10 cm onder capitulum) van a) de bultvormende *Sphagnum magellanicum* en *S. papillosum* (links) en de slenksoort *S. cuspidatum* (rechts) en b) *S. papillosum* bij opkweken met (links) en zonder (rechts) methaan in het medium. De c) potentiële methaanproductie en d) methaanconcentratie op verschillende diepten in bulten en slenken in *Clara west*.



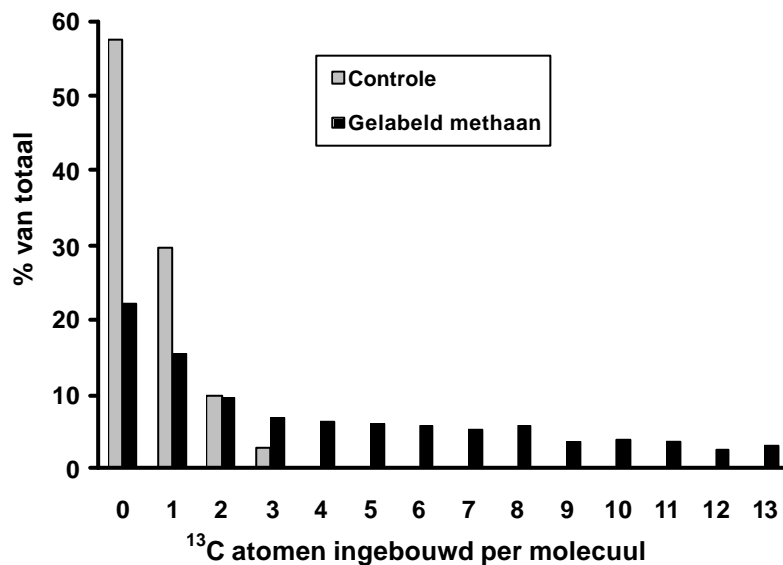
Figuur 3.37: Correlatie tussen het % ¹³C dat werd vastgelegd in het capitulum en in de 5-15 cm onder het capitulum van *S. recurvum*.

Deze verschillen zijn te verklaren door het feit dat de *Sphagnum* planten niet allemaal op het water bleven drijven maar voor een groot deel in het water wegzonken. Omdat de bacteriën het methaan uit de gasfase moesten opnemen (methaan lost slecht op in water) betekende dit dat er verschillen optraden in methaanfixatie. Deze verschillen boden de kans om te kijken naar de relatie tussen de methaanfixatie in de verschillende compartimenten. Opvallend is dat er een sterke positieve correlatie bestond tussen de fixatie van C uit methaan in het beneden compartiment en het capitulum (Figuur 3.37). Het C dat in het capitulum compartiment werd gefixeerd

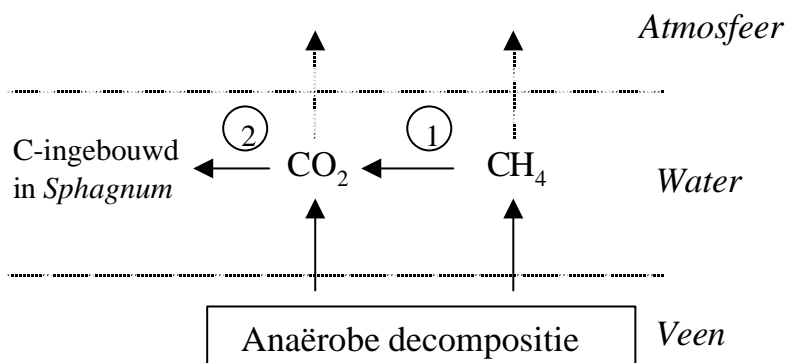
moet door de plant naar het capitulum getransporteerd zijn. Het is nog onduidelijk of dit via de diffusie van methaan of kooldioxide door de stam gebeurde of dat er producten van de bacteriën werden getransporteerd. In ieder geval laten de resultaten zien dat er transport van stoffen door de plant zelf kan plaatsvinden. De mate waarin dit plaatsvindt lijkt sterk af te hangen van de mate waarin methaan geoxideerd wordt op de oudere delen van het *Sphagnum*, in dit experiment dus zeer waarschijnlijk van de mate van blootstelling.

Om werkelijk te kunnen aantonen dat het ^{13}C uit methaan in het *Sphagnum* weefsel werd vastgelegd en niet in bacteriële biomassa aanwezig was is een vervolgonderzoek uitgevoerd. In dit experiment hebben we *Sphagnum cuspidatum* geïncubeerd met gelabeld methaangas. Vervolgens hebben we het chlorofyl a uit de planten geëxtraheerd en de mate van labeling van het chlorofyl gemeten met MALDI-TOF technieken. Uit de resultaten bleek duidelijk dat het koolstof uit het methaan werd ingebouwd in het chlorofyl van het *Sphagnum* (Figuur 3.38) en dus dat *Sphagnum cuspidatum* middels de methanotrofe bacteriën op de planten methaan gebruikt voor de groei.

Op basis van de resultaten hebben we een schema gemaakt voor de koolstofvoeding van *Sphagnum cuspidatum* (Figuur 3.39). De methanotrofe bacteriën op de planten blijken dus een belangrijke rol te spelen bij de koolstofvoorziening omdat ze methaan beschikbaar maken voor de veenmossen. Overigens geldt dit schema niet alleen voor onderwater groeiende veenmossen. Wel zullen veenmossen naarmate ze hoger boven het water uitgroeien steeds minder afhankelijk worden van bentisch koolstof en steeds meer gebruik kunnen maken van kooldioxide uit de atmosfeer. Hierover meer in de volgende paragraaf.



Figuur 3.38: Percentage van de totale hoeveelheid koolstofatomen in chlorofyl a van *Sphagnum cuspidatum* dat geen of meerdere ^{13}C atomen heeft ingebouwd bij wel en geen additie van gelabeld methaan.



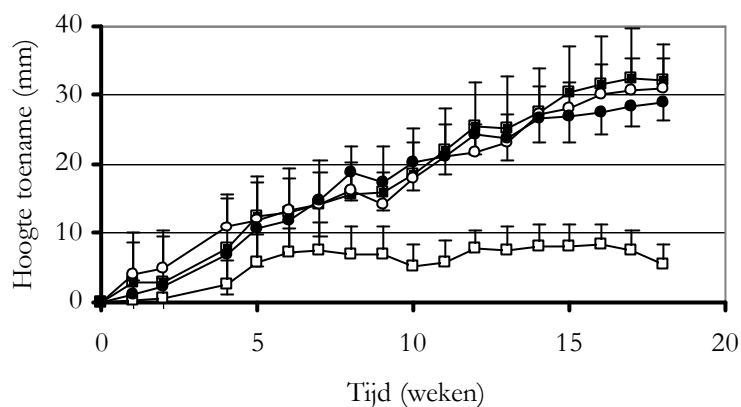
- ① Methaan oxidatie door methanotrofe bacteriën
- ② Fotosynthese

Figuur 3.39: Schematische weergave van de koolstofvoeding voor submers *Sphagnum cuspidatum*.

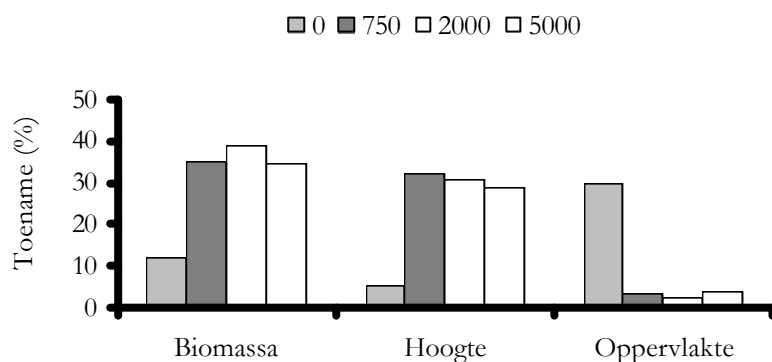
Effect van in water opgelost CO₂ op de groei van *Sphagnum magellanicum*

Over het algemeen wordt verondersteld dat *Sphagnum* soorten die zich boven de waterspiegel ontwikkelen, atmosferisch CO₂ als koolstofbron gebruiken. Er zijn veel studies verricht naar de effecten van verhoogde concentraties CO₂ in de atmosfeer op de groei van *Sphagnum* soorten. De resultaten van deze onderzoeken geven geen eenduidig beeld. Het lijkt erop dat verhoogde concentraties atmosferisch CO₂ slechts een beperkte invloed hebben op de groei van *Sphagnum*. In de bovenste veenlagen is de concentratie opgelost CO₂ echter vaak veel hoger dan in de atmosfeer, dit omdat CO₂ continu geproduceerd wordt bij aërobe en anaërobe afbraakprocessen. Op 10 cm diepte werden in Nederlandse hoogvenen namelijk CO₂-concentraties gemeten variërend van 300 tot 1700 μmol l⁻¹ (Figuur 2.44). Om beter inzicht te krijgen in de rol van CO₂ aanwezig in de acrotelm bij de groei van *Sphagnum* is een laboratoriumexperiment uitgevoerd. Hierbij werd *Sphagnum magellanicum* onder natte condities opgekweekt bij verschillende concentraties CO₂ in de waterlaag. De CO₂-concentratie in het water bij de controlebehandeling was zeer laag (20 μmol l⁻¹) zodat het effect van hoge concentraties bentisch CO₂ bepaald kon worden. De concentratie CO₂ in de waterlaag had een duidelijk effect op de hoogtegroeï van *S. magellanicum*. Bij de CO₂-behandelingen was de hoogte gedurende het experiment toegenomen met ongeveer 30 mm (Figuur 3.40) terwijl in de controlebehandeling (geen CO₂ toegevoegd) alleen gedurende de eerste weken een netto hoogtegroeï werd gemeten (aan het einde ongeveer 5,5 mm). Tussen de verschillende CO₂-behandelingen onderling werden geen verschillen gemeten.

De biomassa toename van de plaggen was in de controlebehandeling veel lager dan bij CO₂-behandelingen (Figuur 3.41). Bij toevoer van CO₂ groeide *S. magellanicum* voornamelijk in verticale richting waardoor de oppervlakte van de plaggen nauwelijks toenam. Bij de controlebehandeling groeide *S. magellanicum* in horizontale richting omdat de stammetjes onvoldoende stevig waren om in verticale richting te groeien. Door dit groeipatroon was de oppervlakte van de plaggen bij de controlebehandeling toegenomen met ongeveer 30% (Figuur 3.41). De resultaten geven aan dat onder natte omstandigheden *S. magellanicum* niet in staat was om karakteristieke bulten te vormen bij lage CO₂-concentraties in het poriewater (Figuur 3.42).



Figuur 3.40: Netto hoogte toename van de plagen bij verschillende CO₂-concentraties in de waterlaag tijdens het experiment. Verklaring gebruikte symbolen: o controlebehandeling (20 µmol l⁻¹ CO₂), n 750 µmol l⁻¹ CO₂, m 2000 µmol l⁻¹ CO₂ & l 5000 µmol l⁻¹ CO₂.



Figuur 3.41: Toename in biomassa, hoogte en oppervlakte gedurende het experiment bij verschillende concentraties CO₂ (µmol l⁻¹) in de waterlaag. De toename is gegeven als de procentuele toename ten opzichte van de waarde aan het begin van het experiment.



Figuur 3.42: Illustratie van een Sphagnum magellanicum plag bij de controlebehandeling (links) en een CO₂-behandeling (750 µmol l⁻¹ CO₂; rechts).

Tabel 3.9: Concentratie vrije aminozuren in de capitula, polymerische fenolen in de steeltjes, chlorofyl in capitula en blaadjes en een aantal morfologische parameters van *Sphagnum magellanicum* bij verschillende CO₂-behandelingen aan het einde van het experiment (gemiddelde ± SD; n=4). Verschillende letters geven significante verschillen aan (ANOVA, p<0,05).

	Controle	750 µM	2500 µM	5000 µM
Vrije aminozuren capitula (µmol g⁻¹ DW)				
Fenylalanine	6.4 ^a ± 1.8	12.3 ^b ± 3.0	16.6 ^b ± 5.0	14.4 ^b ± 2.3
Arginine	6.2 ^a ± 0.9	4.4 ^{ab} ± 0.6	4.3 ^{ab} ± 0.9	3.2 ^b ± 1.4
Glutamine	2.0 ^a ± 0.3	1.1 ^b ± 0.3	1.1 ^b ± 0.4	0.9 ^b ± 0.1
Asparagine	5.6 ^a ± 0.9	2.6 ^b ± 0.5	2.4 ^b ± 0.6	2.2 ^b ± 0.2
Glutaminezuur	1.9 ^a ± 0.3	1.9 ^a ± 0.3	1.5 ^a ± 0.3	1.3 ^a ± 1.0
Polymerische fenolen stengel (%)	16.2 ^a ± 3.1	21.7 ^b ± 1.3	22.0 ^b ± 2.1	23.4 ^b ± 1.6
Chlorofyl (mg g⁻¹ DW)				
Capitula	1.07 ^a ± 0.20	0.50 ^b ± 0.04	0.52 ^b ± 0.03	0.57 ^b ± 0.11
Blaadjes	2.25 ^a ± 0.11	1.02 ^b ± 0.21	1.04 ^b ± 0.19	0.95 ^b ± 0.29
Capitula dichtheid (aantal dm ⁻²)	27 ^a ± 5	55 ^b ± 11	58 ^b ± 7	54 ± 4
Capitula breedte (mm)	15.2 ^a ± 3.0	23.1 ^b ± 3.5	24.4 ^b ± 3.4	22.6 ^b ± 3.2
Lengte zijstengel (mm)	16.1 ^a ± 0.5	20.9 ^b ± 1.0	22.3 ^b ± 2.5	22.1 ^b ± 1.3

De morfologie van *S. magellanicum* planten die groeiden bij verhoogde CO₂-concentraties verschilde duidelijk met de morfologie van *S. magellanicum* onder lage CO₂-concentraties. De breedte van het capitulum en de lengte van de blaadjes namen toe bij een hoge beschikbaarheid van CO₂ in de waterlaag (Tabel 3.9). De concentratie nutriënten in de capitula en bovenste blaadjes van de controlebehandeling waren duidelijk hoger dan bij de CO₂-behandelingen (Tabel 3.11). De C/P en C/N ratio's waren hierdoor juist lager bij de controlebehandeling. De concentratie fenylalanine in de capitula en de concentratie aan polymerische fenolen in de stengeltjes waren bij de controlebehandeling significant lager (Tabel 3.9). De concentratie chlorofyl en stikstofrijke vrije aminozuren als arginine, glutamine en asparagine waren in de controlebehandeling hoger dan in de CO₂-behandelingen. Tussen de verschillende concentraties CO₂ werden geen verschillen gemeten. Het *Sphagnum* in de controlebehandeling heeft waarschijnlijk veel geïnvesteerd in de productie van chlorofyl om meer CO₂ te kunnen opnemen.

De verticale groeistrategie van *S. magellanicum* onder natte condities is waarschijnlijk belangrijk omdat de *Sphagna* typisch voor natte condities (zoals *S. cuspidatum* en *S. recurvum*) efficiënter CO₂ kunnen opnemen dan de soorten van drogere omstandigheden (Titus & Wagner 1984; Andrus 1986; Rice & Schuepp 1995). Door een sterke verticale groei kunnen bultvormende soorten mogelijk de competitie met slenksoorten voorkomen. De soorten van natte omstandigheden zijn competitief minder sterk onder de droge milieus die gecreëerd worden door de bultvormers (Andrus *et al.* 1983; Titus & Wagner 1984; Andrus 1986; Rydin 1993; Grosvernier *et al.* 1997).

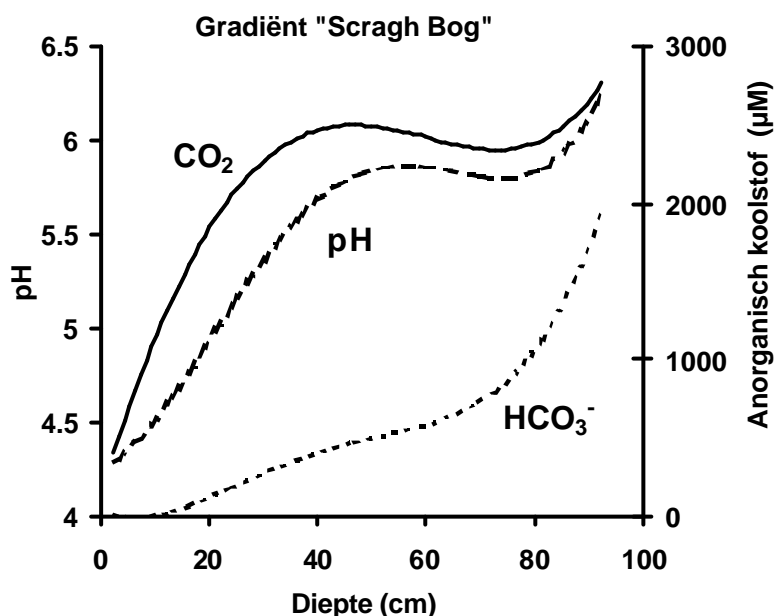
Tabel 3.10: Concentratie nutriënten in de capitula en blaadjes van *Sphagnum magellanicum* bij verschillende CO₂-behandelingen aan het einde van het experiment (gemiddelde ± SD; n=4). Verschillende letters geven significante verschillen aan (ANOVA, p<0,05)

Capitula	Controle	750 µM	2500 µM	5000 µM
N (µmol g ⁻¹ DW)	883 ^a ± 85	616 ^b ± 16	635 ^b ± 26	601 ^b ± 16
P (µmol g ⁻¹ DW)	31.4 ^a ± 5.5	19.9 ^b ± 1.8	19.4 ^b ± 1.5	20.4 ^b ± 1.1
N/P (g DW/g DW)	12.8 ^a ± 1.1	14.0 ^a ± 1.0	14.8 ^a ± 0.9	13.3 ^a ± 0.7
C/N (g DW/g DW)	36.5 ^a ± 3.6	51.9 ^b ± 1.3	50.1 ^b ± 1.8	53.9 ^b ± 1.5
C/P ((g DW/g DW)	470 ^a ± 83	724 ^b ± 64	745 ^b ± 57	716 ^b ± 37
K (µmol g ⁻¹ DW)	276 ^a ± 38	180 ^b ± 30	194 ^b ± 16	189 ^b ± 20
Mg (µmol g ⁻¹ DW)	39.1 ^a ± 7.9	18.5 ^b ± 1.2	20.2 ^b ± 5.7	20.1 ^b ± 6.6
Ca (µmol g ⁻¹ DW)	60.0 ^a ± 11.9	27.6 ^b ± 5.4	32.1 ^b ± 8.3	39.9 ^b ± 14.7
S (µmol g ⁻¹ DW)	28.1 ^a ± 1.5	15.3 ^b ± 1.7	15.4 ^b ± 1.7	15.4 ^b ± 1.2
Mn (µmol g ⁻¹ DW)	2.7 ^a ± 0.5	0.9 ^b ± 0.4	0.9 ^b ± 0.5	0.9 ^b ± 0.5
Fe (µmol g ⁻¹ DW)	3.2 ^a ± 0.5	3.3 ^a ± 0.4	3.1 ^a ± 0.4	2.7 ^a ± 0.4
Blaadjes	Controle	750 µM	2500 µM	5000 µM
N (µmol g ⁻¹ DW)	856 ^a ± 53	533 ^b ± 35	569 ^b ± 26	536 ^b ± 26
P (µmol g ⁻¹ DW)	22.2 ^a ± 3.2	11.6 ^b ± 2.2	12.2 ^b ± 0.9	12.4 ^b ± 1.0
N/P (g DW/g DW)	17.8 ^a ± 2.5	18.5 ^a ± 1.3	20.6 ^a ± 1.4	17.4 ^a ± 1.2
C/N (g DW/g DW)	37.6 ^a ± 2.7	57.2 ^b ± 4.7	54.0 ^b ± 1.8	58.2 ^b ± 2.9
C/P ((g DW/g DW)	672 ^a ± 99	1063 ^b ± 150	1091 ^b ± 73	1021 ^b ± 80
K (µmol g ⁻¹ DW)	164 ^a ± 11	105 ^b ± 19	113 ^b ± 20	115 ^b ± 21
Mg (µmol g ⁻¹ DW)	52.9 ^a ± 11.1	21.8 ^b ± 6.4	26.1 ^b ± 6.1	24.1 ^b ± 5.6
Ca (µmol g ⁻¹ DW)	66.1 ^a ± 7.6	35.6 ^b ± 6.2	45.4 ^b ± 4.5	36.8 ^b ± 10.7
S (µmol g ⁻¹ DW)	20.9 ^a ± 0.9	13.9 ^b ± 1.8	13.7 ^b ± 1.6	12.9 ^b ± 1.1
Mn (µmol g ⁻¹ DW)	3.3 ^a ± 1.0	1.3 ^b ± 0.5	1.6 ^b ± 0.4	1.0 ^b ± 0.6
Fe (µmol g ⁻¹ DW)	4.4 ^a ± 1.1	3.2 ^a ± 0.7	4.8 ^a ± 2.6	4.9 ^a ± 0.8

Het is duidelijk dat ook *Sphagnum magellanicum* onder natte omstandigheden sterk afhankelijk is van bentisch CO₂ om een normale groei te kunnen bereiken. Dit komt omdat onder natte omstandigheden de capitula bedekt zijn met een dun laagje water dat de uitwisseling van CO₂ met de atmosfeer sterk bemoeilijkt. Wanneer de capitula boven de waterlaag uit gaan groeien kunnen deze ook steeds meer CO₂ uit de atmosfeer opnemen waardoor ze minder afhankelijk worden van bentisch koolstof. Toch blijken ook *Sphagnum* bulten nog aanzienlijke hoeveelheden bentisch CO₂ te gebruiken (Rydin & Clymo 1989; Turetski & Wieder 1999). De bulten werken als het ware als broeikasjes waardoor het kooldioxide dat uit afbraakprocessen in het veen vrijkomt tussen de mossen accumuleert. Zo blijkt zelfs *Sphagnum fuscum*, een soort die bulten vormt die gemakkelijk een halve meter boven de waterspiegel kunnen liggen, nog aanzienlijke hoeveelheden bentisch CO₂ te recycleren (Turetski & Wieder 1999).

Het feit dat bentisch koolstof een belangrijke rol speelt bij de groei van *Sphagnum* is van groot belang. Blijkbaar wordt de groei van *Sphagnum* onder strikt atmosferische condities sterk gelimiteerd door de beschikbaarheid van koolstof. Het hergebruik van koolstof dat in venen wordt geproduceerd bij de afbraak draagt ook in belangrijke mate bij aan de netto koolstofaccumulatie in hoogvenen. In de beginfase van de hoogveenontwikkeling moet er echter een externe kooldioxidebron zijn die de groei van de veenmossen op gang brengt. Zo wordt vaak een snelle groei van *Sphagnum* gevonden op een minerale ondergrond op locaties waar CO₂ rijk kwelwater uittreedt. Op deze manier zijn waarschijnlijk vele heidevennetjes veranderd in hoogvenen.

Daarnaast gaan ook laagveen vaak over in hoogveen wanneer de toplaag verzuurt. Van nature zal dit gebeuren wanneer de invloed van het regenwater in de toplaag van het veen, die van het gebufferde grondwater gaat overheersen. Er ontstaat dan een sterke gradiënt met hoge kooldioxideconcentraties in de toplaag waar dus met name de veenmossen sterk van kunnen profiteren (Figuur 3.43). Wanneer deze zich eenmaal gevestigd hebben zullen ze door de uitscheiding van zuren deze gradiënt in stand houden.

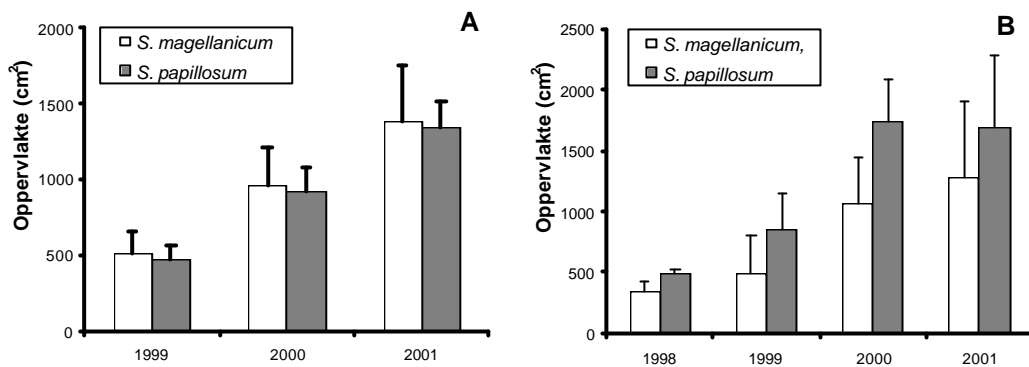


Figuur 3.43: Verloop van de pH en concentratie anorganisch koolstof in het veenwater op verschillende diepte in het laagveen Scragh bog (Ierland) op een locatie waar de vegetatie zich ontwikkelde richting een hoogveenvegetatie.

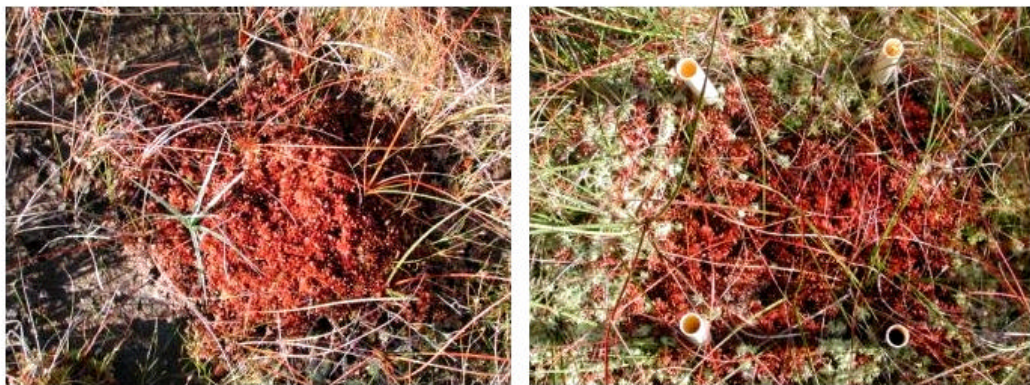
3.3.5 Introductie-experimenten *Sphagnum*

Wanneer *Sphagnum* werd getransplanteerd naar een locatie waar de soort nog niet voorkwam, kon het zich vaak goed handhaven. Het lijkt erop dat vestiging van de soort niet altijd spontaan kan plaatsvinden. Door de grotendeels vegetatieve uitbreiding van *Sphagnum* is de afstand niet te overbruggen. In een afgraving aan de rand van Clara bog met een vegetatie van *S. cuspidatum* hadden de geïntroduceerde *S. magellanicum*, *S. papillosum* en *S. rubellum* planten zich duidelijk uitgebreid binnen een periode van één jaar. De afwezigheid van de bultvormende soorten wordt niet veroorzaakt door ongunstige standplaatscondities maar door een onvermogen om zich daar te kunnen vestigen. In Figuur 3.44 en Figuur 3.45 staat de uitbreiding van *Sphagnum magellanicum* en *Sphagnum papillosum* op een geplagde locatie (geplagd voor de aanleg van veendammen) en in een snel groeiende *S. cuspidatum* vegetatie na respectievelijk 2 en 3 jaar. Beide soorten konden zich goed handhaven en zelfs uitbreiden op de transplantatielocatie. Drie jaar na transplantatie was de uitbreiding in de *S. cuspidatum* vegetatie wel gestagneerd.

Naast introductie-experimenten op Clara bog, werden ook experimenten uitgevoerd in de Tuspeel en in Noorwegen. De resultaten in Noorwegen kwamen overeen met die uit Ierland. In een jonge verlanding met zeer snel groeiend *S. cuspidatum* was het voor de bultvormende *S. magellanicum* moeilijk om niet overgroeid te raken. In de Tuspeel bleek *S. magellanicum* zich gedurende drie jaar goed te kunnen handhaven in een *S. recurvum* vegetatie. De hoge atmosferische stikstof-depositie in Nederland verhinderde de groei van *S. magellanicum* niet, maar in de transplantaten breidde Pijpenstrootje zich wel sterk uit. Op den duur kan de groei van *S. magellanicum* geremd worden door overschaduwing door een dichte kruidlaag (zie ook hoofdstuk 2).



Figuur 3.44: Oppervlakte van geïntroduceerde *S. magellanicum* en *S. papillosum* plaggen op kaal veen substraat (A) en in een snel groeiende *S. cuspidatum* (B) in Ierland (Clara oost) vanaf respectievelijk september 1999 en september 1998 tot en met september 2001.



Figuur 3.45: Uitbreiding van *Sphagnum magellanicum* transplantaten op kaal veensubstraat (links) en in een snel groeiende *Sphagnum cuspidatum* vegetatie (rechts) in Clara bog (Ierland) na respectievelijk twee en drie jaar.

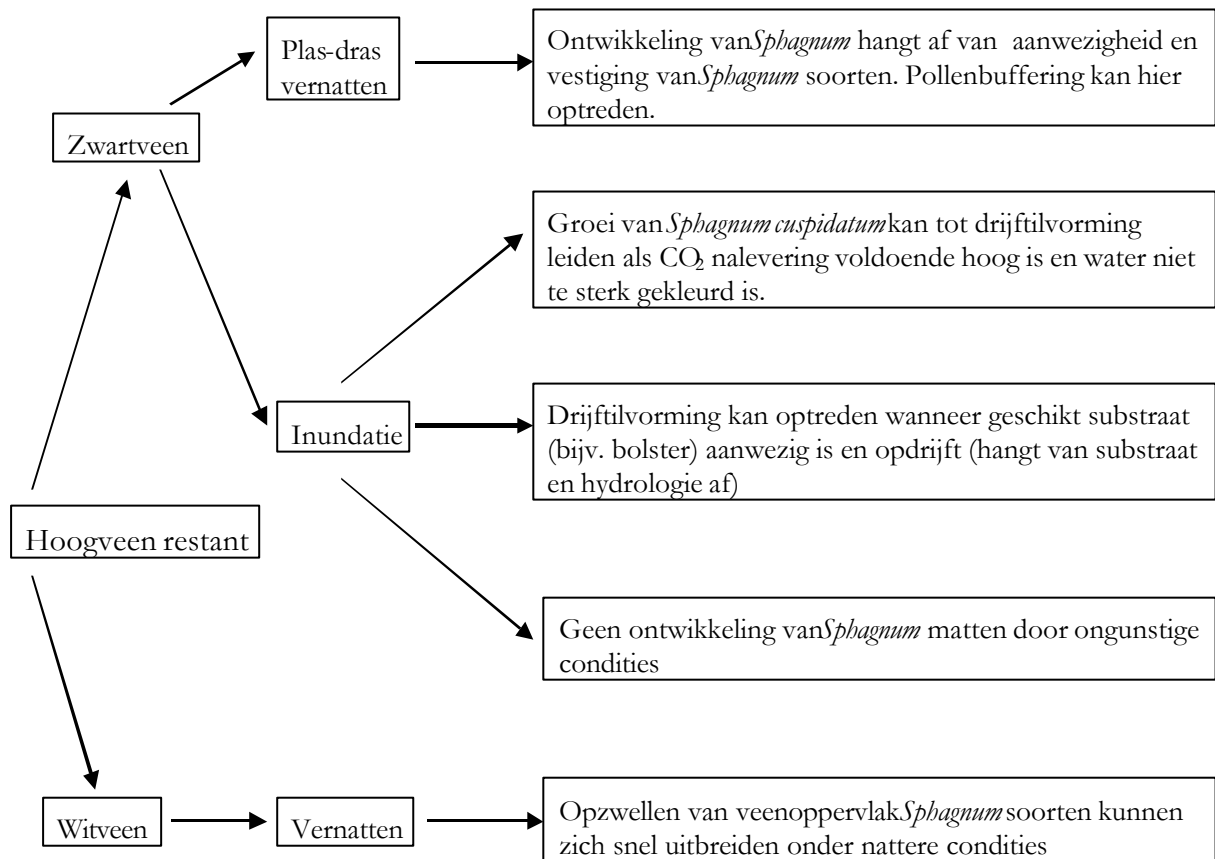
In de tweede fase van het onderzoek zullen nieuwe introductie-experimenten ingezet worden waarbij geen complete *Sphagnum* plaggen maar individuele *Sphagnum*-planten of zelfs stukjes (1 cm grootte) worden geïntroduceerd. Deze experimenten geven hopelijk een beter inzicht in de vestiging van de verschillende (bultvormende) *Sphagnum* soorten en het belang ervan bij hoogveenherstelprojecten.

3.4 Conclusies en aanbevelingen voor het beheer

Op basis van de gevonden resultaten in de eerste fase van het onderzoek werd een schema opgesteld voor het vernatten van hoogveenrestanten (Figuur 3.46). Het schema is gedeeltelijk samengesteld naar aanleiding van resultaten verkregen uit laboratorium- en kasexperimenten die in de toekomst nog op veldschaal uitgetest moeten worden voordat praktijkrijpe herstelmaatregelen opgesteld kunnen worden.

Plas-dras vernatten van zwartveen lijkt gunstig te verlopen op basis van de resultaten uit een laboratoriumexperiment. Zowel de slenk- als bultsoorten breiden zich goed uit op zwartveen en tijdelijke lichte uitdroging of oppervlakkige inundatie was niet desastreuus voor de veenmosgroei (Figuur 3.35). De ontwikkeling van een veenmostapijt met bultvormende soorten hangt af van de aanwezigheid en vestiging van deze soorten. Zonder ontwikkeling van de bultvormende soorten (sleutelsoorten) zal er geen nieuw acrotelm gevormd worden en introductie of verspreiding van deze soorten is waarschijnlijk van cruciaal belang (het belang hiervan zal onderzocht

worden in de tweede fase). Soorten als Eenarig wollegras bleken sterk uit te breiden na vernatten van hoogveenrestanten (Figuur 3.27 & Figuur 3.29) en de *Eriophorum*-pollen kunnen het *Sphagnum* beschermen tegen uitdroging in droge perioden en in natte perioden substraat vormen waartegen *Sphagnum* omhoog kan groeien (pollenbuffering; Figuur 3.30). In het veld plas-dras vernatten kan mogelijk gerealiseerd worden via compartimentering van het terrein waarbij bepaalde compartimenten als waterreservoir dienen voor compensatie van watertekorten in droge perioden.



Figuur 3.46: Schematische weergave van mogelijke vernattingsmaatregelen bij zwart- en witveen op basis van de tot nu toe behaalde resultaten. De voorgestelde herstelmaatregelen zijn echter nog niet allemaal praktijkrijp en worden in het vervolgonderzoek op veldschaal uitgetest.

Plas-dras vernatten van zwartveen zal in de praktijk niet altijd mogelijk zijn en dan is ondiepe inundatie van het veen een optie. Via de vorming van dichte *S. cuspidatum* matten kan hoogveenontwikkeling weer op gang komen. Om sterke groei van submers *S. cuspidatum* mogelijk te maken bleek uit experimenten dat de kooldioxideconcentratie in de waterlaag hoog moet zijn en er moet voldoende licht aanwezig zijn (Figuur 3.36, Figuur 3.38 & Figuur 3.39). Het aanwezige restveen moet bentisch CO_2 naleveren aan de waterlaag omdat water in evenwicht met lucht slechts enkele tientallen μmol bevat. Hiervoor mag het restveen niet te zuur zijn en moet er nog afbreekbaar materiaal aanwezig zijn. Indien het restveen te zuur is kan invloed van gebufferd grondwater de CO_2 productie stimuleren. Verder mag het water niet te sterk gekleurd zijn omdat er voor optimale fotosynthese van *Sphagnum* minimaal 5% van het daglicht nodig is. Over het algemeen mag de waterlaag niet dieper zijn dan 60 cm om *Sphagnum* groei mogelijk te maken (Figuur 3.36). Is het water relatief sterk gekleurd (bevat veel humuszuren: dystroof) dan moet de waterkolom minder diep zijn. Uit experimenten is gebleken dat ook niet aquatische *Sphagnum* soorten gebruik kunnen maken van bentisch CO_2 . Onder natte

omstandigheden is aanwezigheid van hoge CO₂-concentraties in het veenvocht zelfs een voorwaarde om bultvormend te kunnen groeien. Dit geldt in ieder geval voor *S. magellanicum* (Figuur 3.40). Naast benthisch CO₂ kan *Sphagnum* waarschijnlijk benthisch methaan gebruiken voor de fotosynthese. Benthisch methaan kan in de toplaag van het veen, ter hoogte van de waterspiegel (overgang van anaëroob naar aëroob), worden geoxideerd tot kooldioxide door methanotrofe bacteriën (Figuur 3.36). Methaanoxidatie is een belangrijk proces in hoogvenen omdat de emissie van methaan (een belangrijk broeikasgas) wordt gereduceerd en omdat extra koolstof beschikbaar komt voor fotosynthese (Figuur 3.37 & Figuur 3.38.).

Wanneer de omstandigheden ongeschikt zijn voor submerse *Sphagnum* groei of het van belang is om op relatief korte termijn hoogveenvegetaties te ontwikkelen, is drijftilvorming een optie. Bij het opdrijven van veenmateriaal spelen een groot aantal factoren een rol. Het substraat moet voldoende eenvoudig afbreekbaar materiaal bevatten. Vooral de lignine/P ratio van het veen blijkt een goede maat voor de potentiële methaanproductie (Tabel 3.4 & Figuur 3.14). Verder moet het substraat een grove structuur hebben zodat de gevormde methaanbelletjes goed vastgehouden worden in het veen. Veenvocht met een grove structuur heeft tevens een lage soortelijke massa ('licht' substraat; Figuur 3.13). Potentieel drijvend veen bestaat dus uit relatief goed gestructureerd materiaal met een lage soortelijke massa (weinig gehumificeerd) en een hoge methaanproductie. De bepaling van chemische eigenschappen van het substraat en de methaan- en koolstofdioxideproductie vereisen echter wel relatief ingewikkelde technieken. De ratio tussen de pH van het uitknijpvocht en de soortelijke massa (drooggewicht per volume) blijkt ook een goede correlatie te geven met de potentiële decompositie (Tabel 3.4). Dit is relatief eenvoudig te bepalen en kan mogelijk gebruikt worden door beheerders als indicatie voor de potentiële methaanproductie. Aanwezigheid van gebufferd grondwater in de veenbasis kan de vorming van drijftillen stimuleren mits er nog geschikt substraat aanwezig is. Door analyse van veenvocht uit de veenbasis (pH, bicarbonaat- en calciumconcentratie) kan nagegaan worden of er sprake is van buffering van de veenbasis door calciumcarbonaat, en ook hoe sterk die invloed is (Figuur 3.17).

Inundatie van zwartveen levert echter vaak geen drijftilvorming op. Uit het onderzoek is gebleken dat er geschikt substraat aanwezig moet zijn dat kan gaan opdrijven. Op locaties waar geen geschikt substraat aanwezig is lijkt introductie van weinig gehumificeerd materiaal goede perspectieven te bieden. Een probleem is echter wel dat veel substraat te zuur is voor methaanproductie en lichte bekalking van het veen lost dit probleem op. Een kasexperiment met verschillende substraten gaf aan dat vermenging van het veen met 2 milligram dolokal per gram vers veen de methaanproductie goed op gang bracht (Figuur 3.21, Figuur 3.24 & Figuur 3.26). In de toekomst moet echter nog wel onderzocht worden wat het perspectief is voor de nieuw gevormde drijftillen. Zonder de vorming van nieuw veen zal de methaanproductie na verloop van tijd stoppen waarna de drijftil zal zinken. Groei van bultvormende veenmossen op de drijftillen zal dus op korte termijn moeten plaatsvinden, zodat nieuw veen wordt gevormd. Indien dit niet spontaan verloopt is verspreiding of introductie van deze soorten een optie. Evenals in bestaande hoogveenvegetaties kan de hoge stikstofdepositie leiden tot snelle uitbreiding van bijvoorbeeld Pijpenstrootje op de drijftillen. Dit is een ongewenste ontwikkeling vanwege de remming van veenmosgroei bij een sterke beschaduwning door vaatplanten (hoofdstuk 2). Hiernaast zijn vaatplanten door hun afwijkende chemische samenstelling minder geschikt als veenvormer dan veenmossen (zie hoofdstuk 2).

Vernatten van witveen blijkt goede perspectieven te bieden. In vergelijking met zwartveen heeft witveen als gunstige eigenschap te kunnen opzwellen bij inundatie waardoor waterstandfluctuaties beperkt blijven. Na vernatten van witveen bleek de bedekking van veenmossen sterk toe te nemen. Struikhei, Gewone dophei en Pijpenstrootje namen in bedekking af en Eenarig wollegras en Veenpluis waren in bedekking toegenomen (Figuur 3.27 & Figuur 3.29 Figuur 3.29). Zeker wanneer de hoogveenvormende veenmossen nog in het terrein aanwezig zijn kan de vegetatie snel ontwikkelen richting een hoogveenvegetatie.

4 Waterkwantiteit

Sake van der Schaaf

4.1 Inleiding

Het onderdeel Waterkwantiteit was vooral gericht op:

- Het uitwerken van tijdreeksen van grondwaterstanden en neerslagen om via de afhankelijkheid van bergingseigenschappen en waterstanden te komen tot een gereedschap voor het optimaliseren van peilen binnen hoogveenherstelgebieden.
- Het vinden van een methode voor het kwantificeren van waterstromen in zowel bestaande hoogveentjes (Dwingelerveld: Reigerplas en Harkeveen) als in hoogveenregeneratiegebieden met oude veenkern (Meerstalblok) en daarzonder (Haaksbergerveen). Uiteindelijk resulteerde dit in de zogenaamde overloopmethode die verderop nader wordt besproken.
- Het uitwerken van een methode om op basis van terreinhelling en afstand tot de waterscheiding te komen tot een richtlijn voor de verhouding van peilverschillen, compartimentbreedte en afstand tot de (toekomstige) waterscheiding in hoogveenregeneratiegebieden, de *hydromorfologische* benadering.

Om een kwantitatief beeld te krijgen van de hoeveelheden opgeloste stoffen, met name nutriënten, die met het afgevoerde water uit de gebieden verdwijnen, is met de betreffende terreinbeheerders overeengekomen dat zij op gezette tijden (in elk geval op de meetdagen voor grondwaterstanden) op aangegeven afvoerpunten watermonsters nemen. De monsters worden geanalyseerd door de groep Milieubiologie van de KUN. De uitkomsten zullen in het kader van het vervolgproject Hoogvenen worden geanalyseerd.

De gebruikte meettechnieken en apparatuur zijn beschreven in de tussenrapportages over 1999 en 2000. Ze worden in dit hoofdstuk, waar nodig, in samengevatte vorm opnieuw gegeven. De samenstelling van de apparatuur, Divers (typen D en TD), registrerende meetstuwen en registrerende regenmeters, onderging na plaatsing in 1998 en 1999 geen verandering. In het Meerstalblok is als gevolg van een mankement aan de registrerende regenmeter van medio juli 2001 tot medio januari 2002 geen neerslag gemeten. Het aantal storingen bleef verder beperkt tot effecten van vorst op de registrerende regenmeters, waardoor in de winterperioden enkele gaten in de meetreeksen ontstonden, met name in de reeks van het Dwingelerveld. Vergelijking van de gemeten reeksen met cijfers van nabijgelegen KNMI-stations heeft uitgewezen dat in alle gevallen redelijk betrouwbare schattingen van etmaaltotalen zijn te maken op basis van KNMI-cijfers. Voor kortere tijdsintervallen zijn in genoemde perioden echter geen gegevens beschikbaar.

De in het verslag over 2000 gesignaleerde problemen met de luchtdrukregistraties zijn opgelost door de ontwikkeling van een vergelijkingsstelsel voor alle referentie-Divers. Hiermee kunnen gaten in elke meetreeks worden vervangen door nauwkeurige schattingen, gebaseerd op een synthetische reeks die is afgeleid van alle

vijf referentie-Divers. Correlatie met de synthetische reeks leverde ook een bruikbare oplossing voor het probleem van de in het voorjaar van 1999 gestolen en pas in het najaar van dat jaar vervangen referentie-Diver in het Haaksbergerveen.

De waterpassing van de meetpunten in het Meerstalblok is in het voorjaar van 2001 gedaan. In beide andere gebieden is dat in 2000 gebeurd.

4.2 Resultaten & discussie

4.2.1 Grondwaterstand en bergingseigenschappen

Uit de gelijktijdige analyse van meetreeksen van neerslag en grondwaterstanden bleek een duidelijk verband tussen bergingscoëfficiënt en waterstand. Hiermee is in beginsel een gereedschap beschikbaar om uit grondwaterstands- en neerslagmeetreeksen een optimaal peil af te leiden, waarbij de waterstandsschommeling zo gering mogelijk is zonder dat dit leidt tot permanente inundatie, zodat een peil kan worden ingesteld waarbij de hydrologische omstandigheden voor de ontwikkeling van een veenvormende vegetatie zo goed mogelijk zijn. Het principe van de werkwijze, eerder uiteengezet in de rapportage over 1999, is als volgt.

De relatie tussen gemeten peilveranderingen en veranderingen in specifieke berging kunnen worden geschat volgens

$$m = \frac{dS_w}{dH} \quad (1)$$

waarin

- m = bergingscoëfficiënt [1]
- S_w = specifieke berging [L]
- H = (grond)waterstand [L]

m is afhankelijk van H , zodat vergelijking (1) een wat ingewikkelder proces beschrijft dan op het eerste gezicht lijkt. Voor korte regenperioden tot ongeveer 12 uur, waarbij de afvoer via verdamping of anderszins gering is ten opzichte van de neerslagsom P^* [L], geldt $P^* \approx \Delta S_w$, zodat

$$m(\bar{H}) \approx \frac{P^*}{\Delta H} \quad (2)$$

waarin

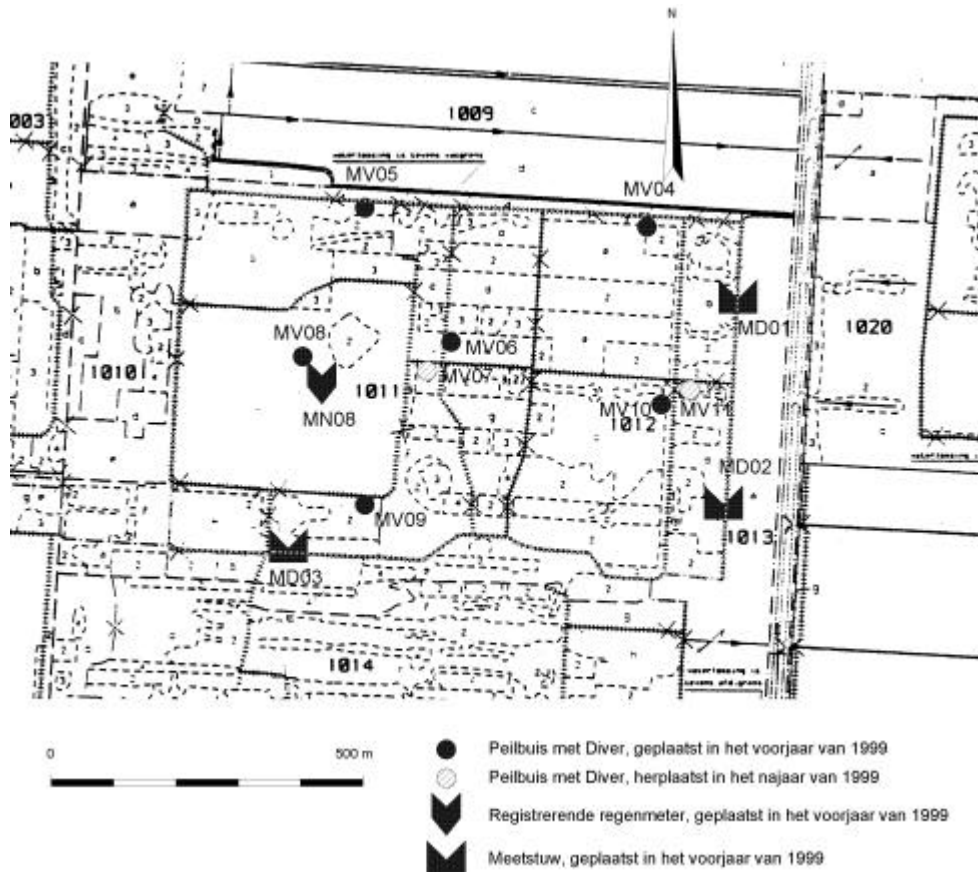
- \bar{H} = gemiddelde (grond)waterstand tijdens het beschouwde tijdsinterval

Enkele voorbeelden worden hieronder gegeven. Ze zijn ontleend aan gegevens van het Meerstalblok (voor ligging van de meetpunten zie Figuur 4.1), maar de techniek is in principe toepasbaar op alle onderzochte gebieden.

Figuur 4.2 geeft het verloop in dagwaarden van (grond)waterstand en neerslag van april 1999 tot eind 2001, Figuur 4.3 de bijbehorende relatie tussen waterstand en bergingscoëfficiënt. Deze laatste is bepaald op basis van een of meer opeenvolgende tijdsintervallen van drie uur.

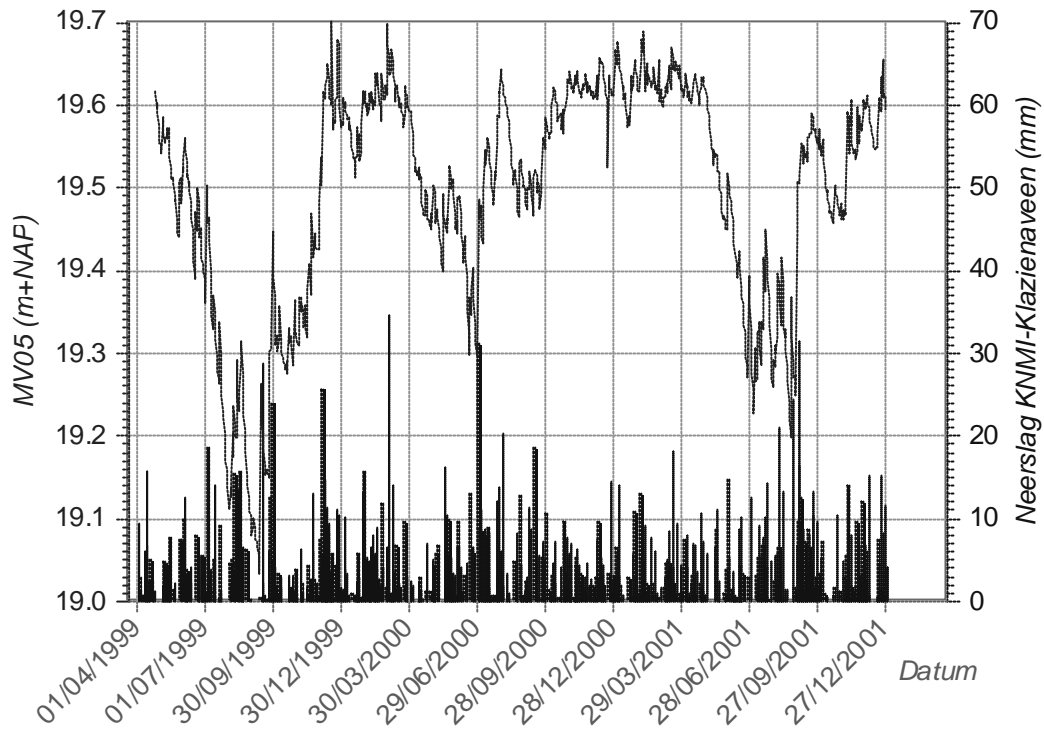
Uit Figuur 4.3 blijkt een toename van de bergingscoëfficiënt met stijgende waterstand. Bij waterstanden beneden NAP+19.40 m is de bergingscoëfficiënt ongeveer 0.1, wat duidt op gedegenereerd veen. Bij hogere waterstanden loopt de

waarde op tot omstreeks 0.4 bij een peil van NAP+19.65 m. Deze toename heeft in dit geval overigens meer te maken met de vorming van open water rond pollen Pijpenstrootje dan met een betere kwaliteit veen in de bovengrond. In dit geval zou het op grond van Figuur 4.3 aanbeveling verdienen, een overloopeil in te stellen van ongeveer NAP+19.70 m. Gegeven de instabiliteit van de naastliggende veendam, waarover verderop meer, is dit op het ogenblik echter geen haalbare zaak.

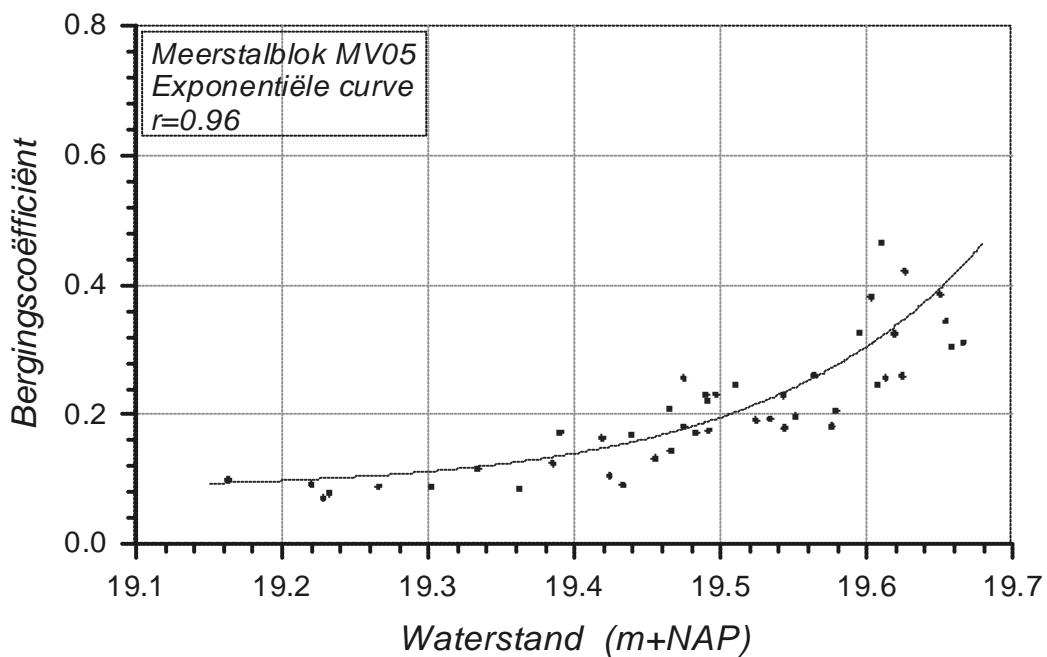


Figuur 4.1: Ligging van de meetpunten in het Meerstalblok. Het bemeten gebied, op de kaart omringd door een stippellijn, is 51,05 ha groot.

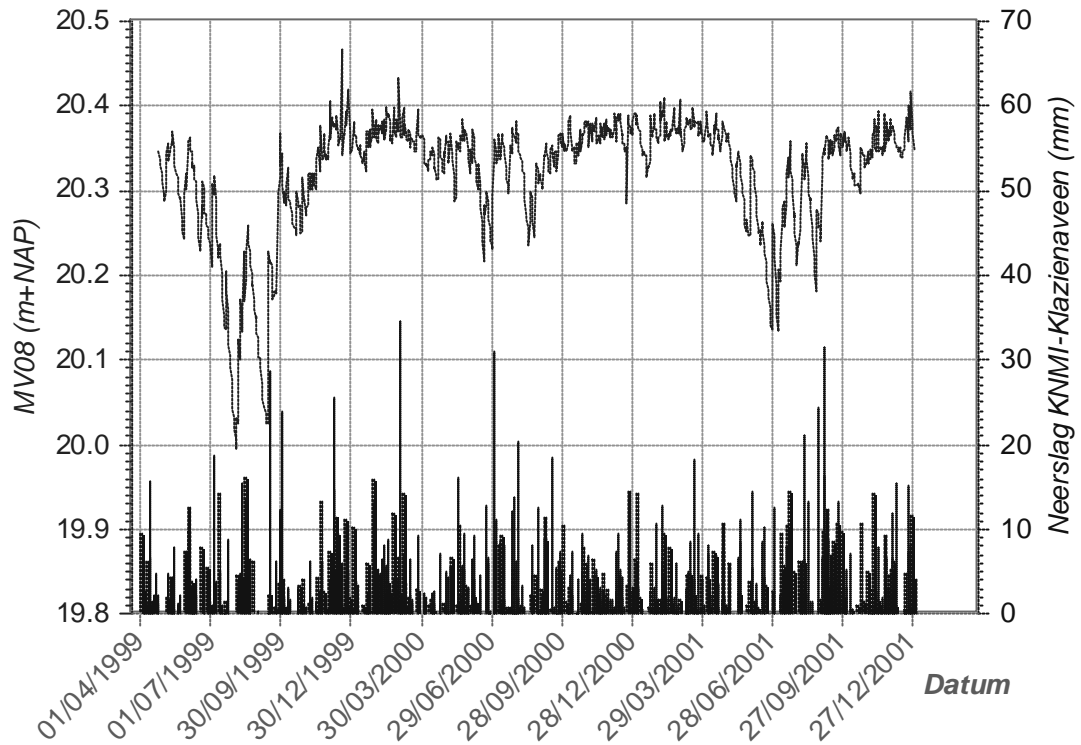
Figuur 4.4 geeft een zelfde grafiek als Figuur 4.2, maar nu voor een meetpunt, niet ver van het centrum van de onvergraven veenkern van het Meerstalblok. De fluctuatie van de waterstand is wat kleiner dan in Figuur 4.2. Dit komt tot uitdrukking in andere waarden van de bergingscoëfficiënt (Figuur 4.5). Figuur 4.5 geeft een steil verloop van de curve te zien bij een peil van NAP+20.30 m of hoger. Dit steile verloop geeft inundatie aan. Er is in dit geval dan ook weinig speelruimte om een hoger overloopeil in te stellen, ondanks het feit dat de waterstand in de zomer nog wel eens wat dieper wil wegzakken dan wenselijk is.



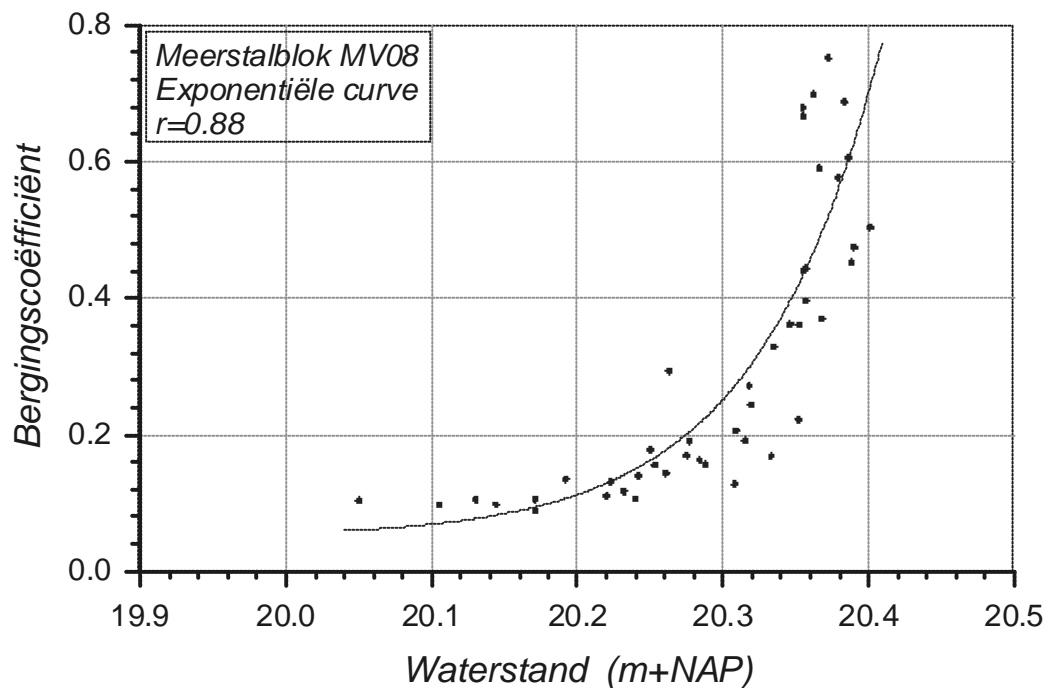
Figuur 4.2: Verloop in de tijd van stijghoogte en neerslag op het meetpunt MV05, gelegen tegen de noordelijke dam van het Meerstalblok.



Figuur 4.3: Bergingscoëfficiënt versus waterstand voor het meetpunt MV05, gelegen tegen de noordelijke dam van het Meerstalblok.

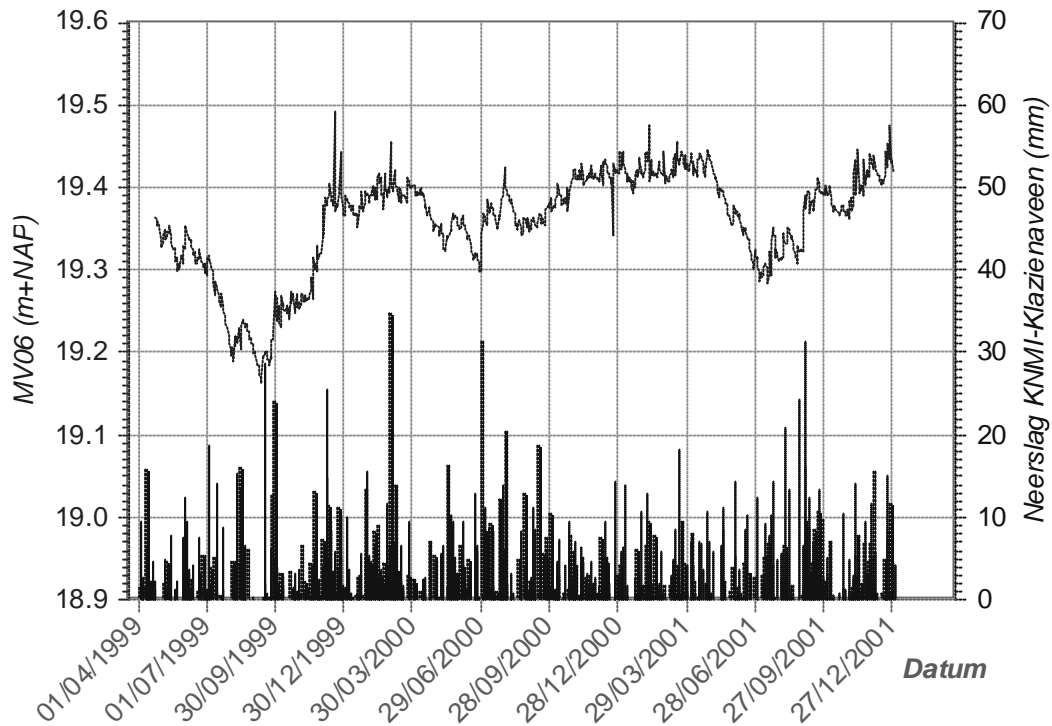


Figuur 4.4: Verloop in de tijd van stijghoogte en neerslag op het meetpunt MV08, gelegen nabij het midden van de onvergraven veenkern van het Meerstalblok.

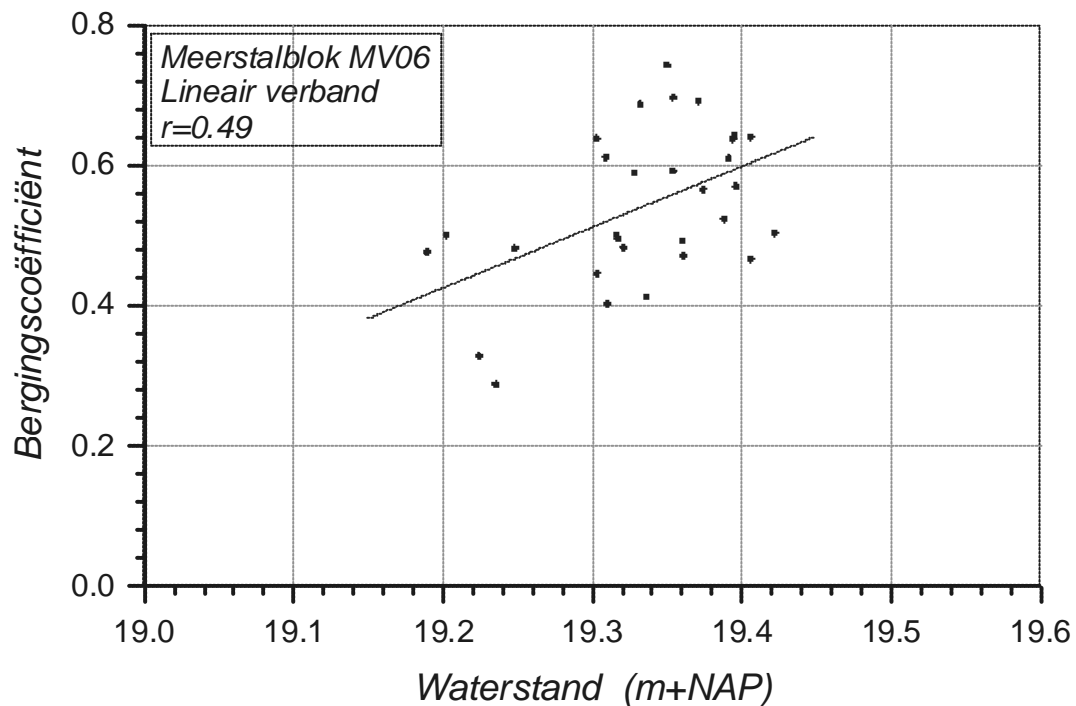


Figuur 4.5: Bergingscoëfficiënt versus waterstand voor het meetpunt MV08 nabij het midden van het onvergraven deel van het Meerstalblok.

Het peilverloop in een situatie met een drijftil in een belangrijk deel van het compartiment wordt weergegeven in Figuur 4.6.



Figuur 4.6: Verloop in de tijd van stijghoogte en neerslag op het meetpunt MV06, een compartiment met gedeeltelijke drijftil, vrijwel direct ten oosten van de onvergraven veenkern van het Meerstalblok.



Figuur 4.7: Bergingscoëfficiënt versus waterstand voor het meetpunt MV06 in een compartiment met gedeeltelijke drijftil, direct ten oosten van het onvergraven deel van het Meerstalblok.

Het statistisch verband in Figuur 4.7 is zwakker dan dat in Figuur 4.3 en Figuur 4.5. Dit is grotendeels te wijten aan de relatief geringe peilveranderingen bij neerslag als gevolg van de hogere bergingscoëfficiënt, waardoor de relatieve fout daarvan evenredig groter wordt. Uit de figuur blijkt een bergingscoëfficiënt van ongeveer 0.5; bij hogere waterstanden iets meer, bij lagere iets minder. De waterstandsfluctuaties zijn ongeveer even groot als deze vermoedelijk in de oorspronkelijke venen in Nederland zijn geweest, dus peilaanpassingen zijn in dit geval niet zinvol.

Deze techniek is niet toepasbaar met de gebruikelijke 14-daagse meetreeksen van waterstanden en etmaalsommen voor de neerslag. Een waarneeminterval van een uur zal in de meeste gevallen goede resultaten geven. Dit impliceert geautomatiseerd waarnemen van zowel neerslag als waterstand indien men via de beschreven methode wil komen tot het optimaliseren van het peilbeheer en tevoren de seizoensfluctuaties van de waterstand wil inschatten.

4.2.2 De overloopmethode

Een probleem bij het bepalen van wegzijgings- en lekverliezen in peilcompartimenten in hoogveenherstelgebieden en afzonderlijke hoogveentjes als restpost in een waterbalans is dat deze verliezen klein zijn ten opzichte van andere balansposten. Kleine relatieve fouten in andere balansposten leiden daardoor tot een relatief grote onbetrouwbaarheid van op deze wijze berekende waarden voor wegzijgings- en lekverliezen. Een voorbeeld van een balans, ontleend aan de tussenrapportage over het jaar 2000, is hieronder weergegeven (Tabel 4.1).

Uit de tabel blijkt dat het verschil tussen de referentieverdamping van de KNMI-stations Hoogeveen en Twente enerzijds en de berekende som van verdamping, wegzijging en andere lekverliezen anderzijds zo gering is, dat daarover, zelfs als een geringe relatieve fout van de gemeten balansposten van 5% wordt aangenomen, geen kwantitatieve uitspraak van een redelijke relatieve precisie valt te doen. In absolute zin kan men op grond van de balans hoogstens vaststellen dat het bemeten deel van het Meerstalblok redelijk 'waterdicht' lijkt te zijn.

Tabel 4.1: Waterbalans Meerstalblok van 1 oktober 1999 tot en met 30 september 2000. Oppervlakte meetgebied 51.05 ha.

Balanspost	In (mm)	In (1000 m ³)	Uit (mm)	Uit (1000 m ³)
Neerslag	878	448.0		
Afvoer via meetstuwen			289	147.3
Toevoeging aan berging			50	25.3
Verdamping, wegzijging en lek			539	275.4
Referentieverdamping KNMI-station Hoogeveen			534	272.5
Referentieverdamping KNMI-station Twente			534	272.5

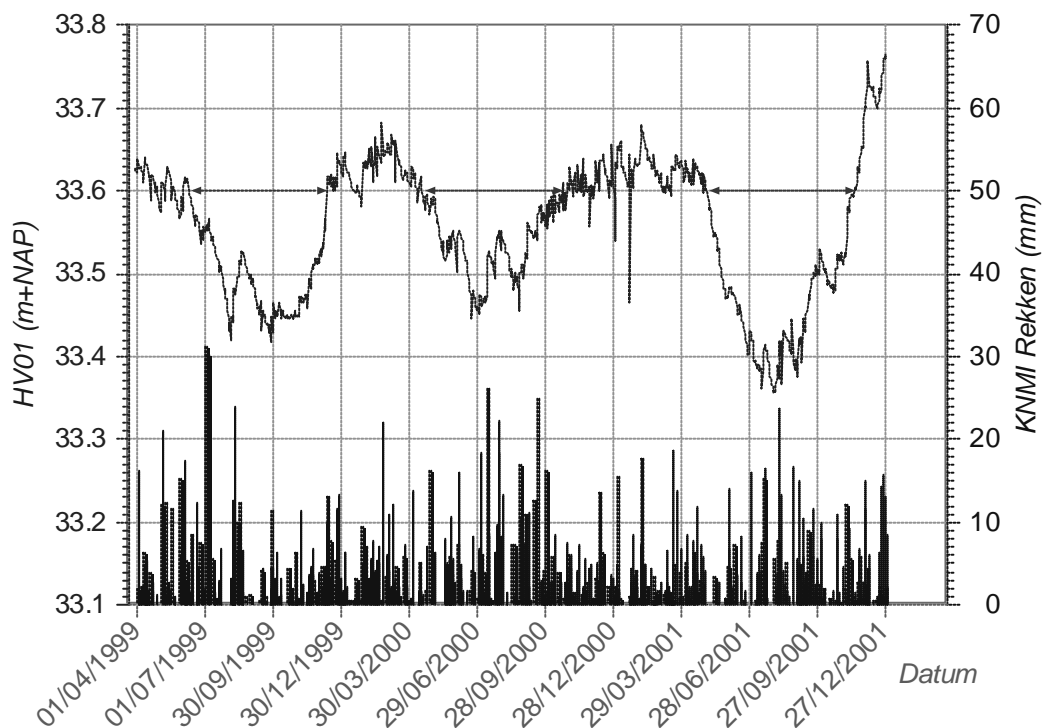
Daarom is getracht om tot een andere bepalingswijze van dergelijke waterverliezen te komen, waarbij een zo klein mogelijk aantal waterbalans termen is betrokken. Er wordt uitgegaan van de afvoerloze periode die in het zomerseizoen in de meeste compartimenten optreedt. Daarmee vervalt de afvoer als balans term en daarmee niet alleen de daaraan gekoppelde meetfout, maar ook de noodzaak tot het meten van afvoer.

Meestal wordt een periode van een zodanige duur verkregen, dat kleine verschillen in berging tussen begin en eind van de periode te verwaarlozen zijn. Uitgangspunt is dat de neerslag die in de periode valt, alle verliezen compenseert die tussen het einde van de afvoer in het voorjaar en het begin daarvan in het najaar compenseert. Die verliezen zijn inclusief de verdamping. Indien men aanneemt dat de verdamping van

het beschouwde compartiment gelijk is aan de referentieverdamping, kunnen de overige verliezen worden berekend. Deze aanname is een zwak punt van de methode en zou daarom onderwerp van nader onderzoek moeten zijn. Gegeven eerder gestelde prioriteiten en beschikbare middelen in het kader van OBN, zal dit onderzoek de eerstkomende paar jaar althans in dat kader niet mogelijk zijn.

Een belangrijk voordeel van de methode is dat het verschil in berging tussen begin en eind van de balansperiode kan worden verwaarloosd. Juist deze term van de waterbalans kan een niet onbelangrijke bron van fouten zijn. Vereiste is verder dat geen overloop optreedt naar het beschouwde compartiment vanuit andere compartimenten of randgebieden. In het laatste geval kan een negatief verlies exclusief verdamping worden gevonden. In sommige gevallen, waarin een externe toevoer wordt vermoed, kan de methode hierover echter ook uitsluitsel geven.

We illustreren de methode aan de hand van een analyse van het waterstandsverloop in een compartiment (C22) van het Haaksbergerveen. Als referentieverdamping wordt die van het nabijgelegen station Hupsel gebruikt. Vervolgens worden analyses gegeven van enkele andere compartimenten van het Haaksbergerveen, het Meerstalblok en de beide onderzochte veentjes in het Dwingelerveld.



Figuur 4.8: Verloop in de tijd van waterstand en neerslag op het meetpunt HV01 in compartiment C22 (met gedeeltelijke drijftil) in het Haaksbergerveen. Het geschatte overlooppniveau is NAP+33.60 m. De overloopvrije perioden zijn aangegeven door middel van horizontale dubbele pijlen. Het oplopen van de waterstand in het najaar van 2001 is een gevolg van de aanleg van enkele nieuwe paden/dammen, waardoor het overlooppniveau van het compartiment is verhoogd.

Figuur 4.8 geeft het verloop van de waterstand van april 1999 tot eind december 2001 in het compartiment weer. Uit de figuur blijkt een overlooppniveau van ongeveer NAP+33.60 m. De onderzoeksperioden zijn de zomers van 1999, 2000 en 2001. De uitkomsten voor de drie perioden zijn weergegeven in Tabel 4.2. Het resultaat duidt op wegzijgingsverliezen van gemiddeld rond de 40 mm per jaar.

Tabel 4.2: Uitkomsten van de overloopmethode voor het compartiment C22 van het Haaksbergerveen

Overlooppeil (m+NAP)	Eerste dag	Laatste dag	Aantal dagen	Neerslag (mm)	Referentieverdamping Hupsel (mm)	Verlies (mm/d)
33.60	11-06-99	13-12-99	186	384	396	0.06
33.60	18-04-00	23-10-00	189	484	450	0.18
33.60	05-05-01	18-11-01	198	465	449	0.08

Tabel 4.3 geeft uitkomsten voor de compartimenten C8, C9 en C10 van het Haaksbergerveen. Deze compartimenten met een gezamenlijke oppervlakte van ruim 15 ha lozen via een meetstuw waar de waterstand wordt geregistreerd. Hier zijn de perioden genomen waarin de stuw geen of een verwaarloosbare afvoer had. De uitkomsten in Tabel 4.3 duiden op een kleine netto toevoer van gemiddeld ongeveer 25 mm per jaar. Deze toevoer zou afkomstig kunnen zijn van een dekzandrug die in het noorden aan de betreffende compartimenten grenst. De consistentie in beide tabellen duidt erop dat met de overloopmethode reële verschillen tussen de compartimenten worden berekend.

Tabel 4.3: Uitkomsten van de overloopmethode voor de compartimenten C8, C9 en C10 van het Haaksbergerveen

Overlooppeil (m+NAP)	Eerste dag	Laatste dag	Aantal dagen	Neerslag (mm)	Referentieverdamping Hupsel (mm)	Verlies (mm/d)
34.66	23-04-99	12-12-99	233	498	522	-0.06 ¹
34.66	12-05-00	15-09-00	127	349	353	-0.03
34.66	21-05-01	17-09-01	120	322	338	-0.14

Tabel 4.4: Uitkomsten van de overloopmethode voor het Harkeveen in het Dwingelerveld.

Overlooppeil (m+NAP)	Eerste dag	Laatste dag	Aantal dagen	Neerslag (mm)	Referentieverdamping Hoogeveen (mm)	Verlies (mm/d)
11.40	30-04-99	14-12-99	229	570	472	0.43
11.40	31-05-00	27-09-00	119	359	306	0.45
11.40	11-06-01	04-09-01	86	313	256	0.66

De beide onderzochte veentjes in het Dwingelerveld verschillen sterk in ligging. Het Harkeveen ligt als een enclave in diep ontwaterd landbouwgebied aan de rand van het dal van een beekdal, de Reigerplas ligt midden in het bosgebied. Rondom de Reigerplas is het gebied hoger dan het peil in het veen. De stijghoogte van het grondwater in de directe omgeving ligt echter 0.5 tot 1 m onder het peil in de Reigerplas. Tabel 4.4 en Tabel 4.5 geven de uitkomsten.

¹ Inclusief verrekening van 9 mm voor het feit dat het waterpeil bij het begin van de periode direct na installatie van de meetstuw 22 mm onder de kruin ervan stond (gebaseerd op een geschatte bergingscoëfficiënt van 0.4).

Tabel 4.5: Uitkomsten van de overloopmethode voor de Reigerplas in het Dwingelerveld.

Overloop peil (m+NAP)	Eerste dag	Laatste dag	Aantal dagen	Neerslag (mm)	Referentie-verdamping Hoogeveen (mm)	Verlies (mm/d)
13.11	29-04-99	18-11-99	204	430	443	-0.06
13.11	10-06-00	26-08-00	75	196	210	-0.19
13.11	11-06-01	13-07-01	33	79	110	-0.92

Het Harkeveen verliest duidelijk veel water naar zijn omgeving; op jaarbasis gaat het om bijna 200 mm. De Reigerplas daarentegen lijkt water te ontvangen. Dit is vermoedelijk oppervlakkig afstromend water. Dit vermoeden wordt versterkt door de grote toevoer in 2001, toen de afvoerloze periode sterk werd bekort doordat op verscheidene dagen grote neerslaghoeveelheden in korte tijd vielen. Omdat oppervlakkige afstroming vooral bij intensieve neerslag voorkomt, wordt daarmee de grote toevoer in de zomerperiode van 2001 plausibel. Ook hier blijkt de overloopmethode een duidelijk en verklaarbaar hydrologisch verschil tussen beide veentjes aan te geven.

Tenslotte beschouwen we een tweetal afzonderlijke compartimenten in het Meerstalblok en het totale gebied van ruim 50 ha dat door zwartveendammen hydrologisch van zijn omgeving is gescheiden (zie ook Tabel 4.1). Het compartiment met meetpunt MV06 lijkt uitstekend afgesloten met een berekende wegzijging van gemiddeld ongeveer 10 mm per jaar (Tabel 4.6). Dit lijkt niet het geval bij het meetpunt MV05, dat vrijwel tegen de noordelijke zwartveendam ligt (Tabel 4.7).

Tabel 4.6: Uitkomsten van de overloopmethode voor een compartiment met drijftil in het centrum van het Meerstalblok direct ten westen van de onvergraven veenkern (meetpunt MV06).

Overloop peil (m+NAP)	Eerste dag	Laatste dag	Aantal dagen	Neerslag (mm)	Referentie-verdamping Hoogeveen (mm)	Verlies (mm/d)
19.38	27-04-99	09-12-99	227	485	481	0.02
19.38	18-04-00	29-07-00	103	286	282	0.04
19.38	23-05-01	05-09-01	105	317	314	0.03

Tabel 4.7: Uitkomsten van de overloopmethode voor het meetpunt MV05 tegen de noordelijke zwartveendam van het Meerstalblok.

Overloop-peil (m+NAP)	Eerste dag	Laatste dag	Aantal dagen	Neerslag (mm)	Referentie-verdamping Hoogeveen (mm)	Verlies mm/d)
19.60	29-04-99	08-12-99	224	402	474	-0.32
19.60	30-03-00	11-10-00	196	459	450	+0.05
19.60	06-05-01	01-12-01	210	567	444	+0.59

Hier lijkt de beschadiging van de dam bij de hoge neerslagen van najaar 1998 te leiden tot toenemende lekkage. Was er in 1999 nog een netto aanvoer, waarschijnlijk uit de hoger gelegen delen in de onvergraven kern, in 2000 en 2001 ontwikkelde zich een toenemend en aanzienlijk netto verlies. In Tabel 4.8 beschouwen we de ruim 50 ha Meerstalblok tussen de zwartveendammen. Net als bij de compartimenten C8-C10

van het Haaksbergerveen is hier de afvoerlose periode bepaald met behulp van de registraties bij de drie meetstuwen. Uit Tabel 4.8 blijkt dat het Meerstalblok als geheel hydrologisch zeer goed geïsoleerd is van zijn omgeving, een conclusie die enige betrouwbaarheid geeft aan de cijfers in Tabel 4.1.

Tabel 4.8: Uitkomsten van de overloopmethode voor ruim 50 ha tussen de zwartveendammen van het Meerstalblok. Afvoerlose perioden bepaald aan de hand van metingen aan de drie meetstuwen in het gebied.

Overlooppeil (m+NAP)	Eerste dag	Laatste dag	Aantal dagen	Neerslag (mm)	Referentie-verdamping Hoogveen (mm)	Verlies (mm/d)
verschillend	18-06-99	07-12-99	173	309	325	-0.08
verschillend	19-06-00	03-07-00	15	44.3	43.8	0.04
verschillend	27-06-01	02-09-01	68	198	198	0.00

De uitkomsten van de overloopmethode duiden erop dat de methode een goed bruikbaar hulpmiddel is bij zowel het karakteriseren van afzonderlijke compartimenten als het schatten van wegzijging naar de ruimere omgeving, in feite dus bij beschouwingen op macroschaal. Ook hier geldt dat voor toepassing van waterstandswaarnemingen met een aanzienlijk hogere frequentie moeten plaatsvinden dan de momenteel gebruikelijke van 2 maal per maand. Vooral voor het vaststellen van het einde of onderbrekingen van afvoerlose perioden is dit van belang, omdat deze tijdstippen tijdstip in veel gevallen worden bepaald door kortstondige hoge neerslagpieken. Dit impliceert in feite wederom minimaal een gedeeltelijke automatisering van waterstandsmetnetten in hoogveenreservaten.

4.2.3 Hydromorfologische bepaling van vooruitzichten op lange termijn in hoogveenherstelgebieden

Sinds het Iers-Nederlandse hoogveenproject in 1989-1993 is de maximale terreinhelling waarbij nog acrotelmvorming kan plaatsvinden een punt van discussie. Inmiddels is de theorie verder uitgebouwd en getoetst aan gegevens uit Ierse hoogveensystemen. Het concept *acrotelmcapaciteit*, de verhouding van doorlaatvermogen van de acrotelm en specifieke afvoer staat hierbij centraal.

Al in de jaren '50 van de vorige eeuw werd door Ivanov (Ivanov 1965, 1975, 1981; Edom & Golubcov 1996) een verband gesignaleerd tussen het gemiddelde doorlaatvermogen van de acrotelm, de grootte van het bovenstrooms gelegen gebied in een hoogveen, het stromingspatroon, de terreinhelling en de gemiddelde afvoer uit een hoogveen. Het onderzoek in Ierland heeft aangetoond dat deze relaties niet alleen gelden voor gemiddelde afvoeren, maar ook bij fluctuaties van de afvoer in de tijd in verregaande mate in stand blijven (Van der Schaaf 1999). De eigenschappen van de acrotelm zijn het resultaat van een tegenkoppelingsmechanisme, waarbij de snelheid van productie en afbraak de dominerende processen zijn. Een acrotelm die snel zijn water verliest, bijvoorbeeld als gevolg van een relatief grote terreinhelling, wordt frequenter en langer geëereerd dan één die langzamer zijn water verliest, dan wel regelmatig water ontvangt van iets hoger gelegen delen van het veen. Meer aëratie betekent een snellere afbraak en humificatie. Dientengevolge zal de acrotelm die vaak droog valt, een snelle overgang van pas gevormd veen met veel grove delen en grote poriën naar gehumificeerd materiaal met veel kleinere deeltjes en kleine poriën laten zien dan een acrotelm die lang nat blijft. Laatstgenoemde zal een veel geleidelijker overgang naar gehumificeerd materiaal vertonen en daarmee een groter doorlaatvermogen creëren dan de meer geëereerde. Het mechanisme komt erop neer dat overbodig doorlaatvermogen (snel) wordt afgebroken en benodigd doorlaatvermogen (geleidelijk) wordt opgebouwd (Van der Schaaf 1996). In het eerste geval is hoogveenvorming niet kansrijk, in het tweede wel. Het proces is kwantificeerbaar als men ervan uitgaat dat een evenwicht ontstaat, waarbij het doorlaatvermogen van de acrotelm, de flux de gegeven terreinhelling met elkaar in

overeenstemming zijn. Metingen op Clara Bog indiceren dat dit inderdaad het geval is (Van der Schaaf 1998, 1999).

Uitgangspunt is dat de hydraulische gradiënt in de acrotelm gelijk is aan de terreinhelling I [1]. Dan geldt voor de flux Q [LT^{-3}] bij een stroompadbreedte B [L]:

$$Q = kD_a BI \quad (3)$$

waarin kD [LT^{-2}] het doorlaatvermogen van de acrotelm is. Vergelijking (3) is niets anders dan de wet van Darcy.

Tegelijkertijd geldt ook dat Q het product is van de specifieke afvoer v_a [LT^{-2}] en de oppervlakte van het bovenstroomse gebied:

$$Q = v_a \frac{LB}{f} \quad (4)$$

waarin L [L] de stroompadlengte (= afstand tot de waterscheiding) is en f [1] een vormfactor die het stromingspatroon aanduidt. Voor evenwijdige stroming geldt dat $f=1$, voor radiaal divergerende stroming is $f=2$ en voor convergerende stroming is $f<1$. Substitutie van Q in (3) en (4) levert:

$$\frac{kD_a}{v_a} = t_a = \frac{L}{fI} \quad (5)$$

De grootheid t_a wordt *acrotelmcapaciteit* genoemd en heeft de dimensie [L]. Uit (5) blijkt dat t_a afhankelijk is van afstand tot de waterscheiding L , de terreinhelling en via de vormfactor f ook van het stromingspatroon, d.w.z. de topografie van het veenoppervlak.

Voor omstandigheden in de Ierse Midlands lijkt bij een $t_a > 50$ km acrotelmontwikkeling kansrijk, bij een waarde < 30 km kansarm (Van der Schaaf & Streefkerk, in druk). Gegeven de verschillen in klimaat tussen Nederland en Ierland zullen voor Nederlandse omstandigheden hogere waarden gelden. Ook de hogere depositie van N-verbindingen in Nederland kan tot een hogere norm leiden. Daarom zal de kritische grens van t_a voor Nederland hoger liggen dan die voor de Ierse Midlands. Een voorlopige veilige schatting voor Nederland zou wellicht circa 70, respectievelijk 40 km zijn in plaats van de 50, respectievelijk 30 km voor Ierland. Dit alles heeft consequenties voor de inrichting van terreinen voor hoogveenontwikkeling. Nabij een toekomstige waterscheiding zal de toekomstige terreinhelling zeer gering en bij voorkeur 0 moeten zijn, terwijl de waarde op grotere afstanden geleidelijk minder kritisch wordt.

5 Fauna

Gert-Jan van Duinen & Hans Esselink

5.1 Inleiding

Bij de start van het OBN-hoogveenonderzoek was grotendeels onbekend welke omgevingsvariabelen, die te maken hebben met intactheid, antropogene invloeden (turfwinning, ontginning, vroeger landgebruik, ver-factoren) en herstelmaatregelen, verantwoordelijk zijn voor de huidige variatie in faunaopbouw binnen de Nederlandse hoogveenrestanten. Daarom is in het faunaonderzoek gestart met correlatief onderzoek naar relaties tussen soortensamenstelling en omgevingsvariabelen. Referentieonderzoek in buitenlandse hoogveensystemen draagt bij tot het inzicht in hoeverre de Nederlandse hoogveenrestanten bevolkt worden door de karakteristieke fauna van onderdelen van intacte hoogveensystemen. Door dit referentieonderzoek wordt ook meer inzicht verkregen in habitatcondities waarbij karakteristieke soorten voorkomen. In verband met de haalbaarheid van het onderzoek is ervoor gekozen het onderzoek in eerste instantie te beperken tot de watermacrofauna (zie Smolders 1998a).

5.1.1 Watermacrofauna

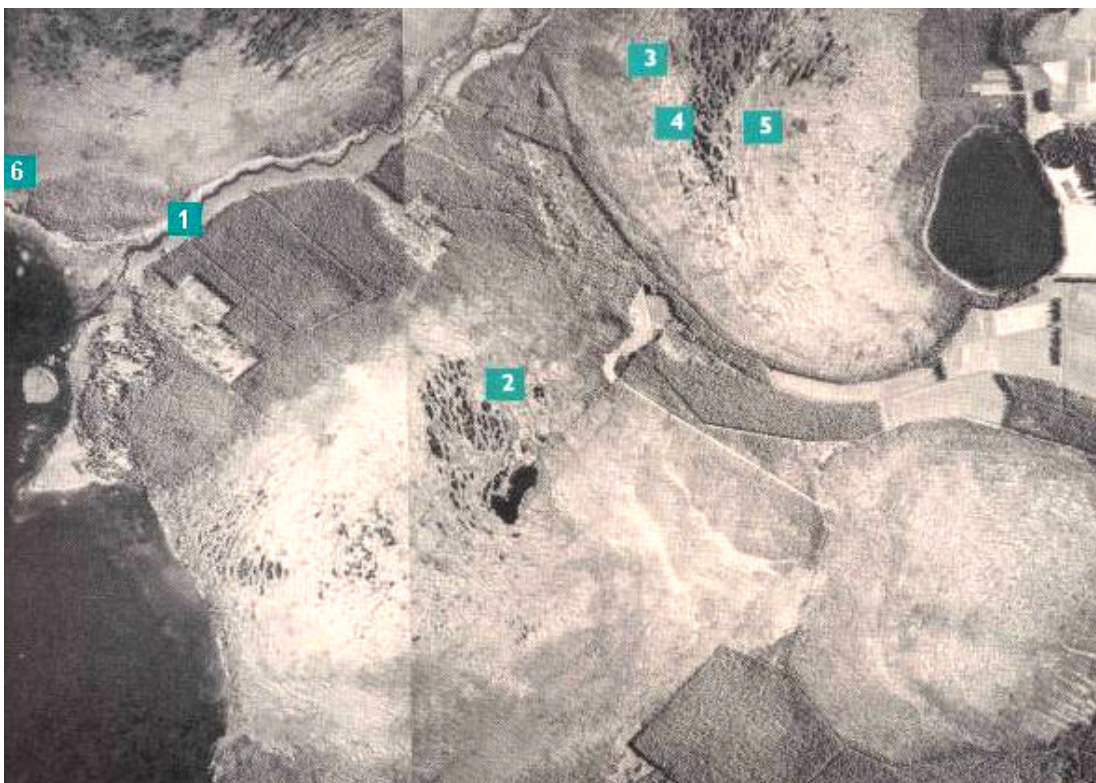
Onder de watermacrofauna worden de evertebratengroepen verstaan, waarvan de individuen met het blote oog zichtbaar zijn en waarvan de voortplantingsfase in het water plaatsvindt. Dit betreft borstelwormen (Oligochaeta), platwormen (Tricladida), watermijten (Hydrachnidia), waterspinnen (*Argyroneta aquatica*), haften (Ephemeroptera), libellen (Odonata), water- en oppervlaktewantsen (Heteroptera), waterkevers (Coleoptera), kokerjuffers (Trichoptera) en vliegen en muggen (Diptera). Voor de watermacrofauna is met name gekozen, omdat vernatting bij hoogveenherstel de belangrijkste maatregel is, waarbij grote veranderingen plaatsvinden in het aquatisch milieu. Onderzoek aan de watermacrofauna sluit goed aan bij met name het hydrochemisch onderzoek binnen OBN-Hoogvenen. Verder volbrengt een groot aantal faunasoorten in het hoogveenlandschap geheel of gedeeltelijk hun levenscyclus in het aquatisch milieu. Eigenschappen van dit milieu vormen voor veel soorten de sleutelfactor voor hun voorkomen.

5.1.2 Hoogveenlandschap

Intacte hoogveenlandschappen worden gekenmerkt door de hoogveenkern, die duidelijk is onderscheiden van het omringende landschap. In de kern heersen overwegend zure en mineraal- en voedselarme omstandigheden. In de landschapstypen die de hoogveenkern omringen (rivieren, beken, meren, minerale bodem, bossen, laagvenen) speelt grondwater een grotere rol, waardoor er min of meer gebufferde, mineraal- en/of voedselrijkere omstandigheden heersen. In de overgangen tussen de hoogveenkern en het omringende landschap treedt vermenging op van water uit de hoogveenkern en uit het omringende landschap (afstromend water van hoger gelegen gronden, grondwater (kwel), oppervlaktewater). De zone rondom de hoogveenkern waar deze watertypen samenkomen, is bekend als de lagg-zone. Daarnaast zijn er de overgangsvelden, die in vergelijking met de hoogveenkern rijker zijn aan nutriënten. De minerale bodem is daar bedekt met een nog dun veenpakket (bijvoorbeeld op een zandkop) of meer minerotroof water van elders stroomt het veen in (bijvoorbeeld langs een rivier).

Door variatie in de invloed van watertypen zijn overgangen rijk aan variatie in abiotische omstandigheden. Daardoor is ook de samenstelling en de structuur van de vegetatie hier zeer divers en biedt de overgang geschikte habitats voor een relatief groot aantal diersoorten. Verschillende diersoorten zijn afhankelijk van deze biotopen. Daarbij gaat het zowel om soorten die hun hele levenscyclus voltooien in deze overgangszones, als om soorten die in de hoogveenkern voortplanten/broeden, maar in deze overgangszones foerageren, zoals Korhoen, Goudplevier en libellensoorten (Heckenroth 1994; Niewold 1993 & 1996; Schouwenars *et al.* 2002).

Intacte hoogveenkernen worden meestal beschouwd als relatief eenvormig, met een karakteristieke soortenarme flora en fauna (Wheeler & Shaw 1995). Binnen een kern is echter eveneens variatie in abiotische en biotische omstandigheden aanwezig. Binnen hoogveenkernen vinden we primaire en (oudere en jongere) secundaire poelen of meren (meerstallen), bulten en slenken, veenbeken, afvoerlaagten, opduikingen van minerale bodem of oppervlakkig afstromend water vanuit het centrum van de kern via de helling van het veen (rand) naar de lagg-zone. In hoogvenen in onder andere Ierland en Estland zijn verschillende elementen van het complete hoogveensysteem nog aanwezig (Figuur 5.1). Afhankelijk van de lokale situatie zijn bepaalde elementen al dan niet aanwezig en variëren de omvang, samenstelling en de overgangen tussen de elementen. Voorbeelden van dergelijke elementen in de vroegere Nederlandse hoogvenen waren het Zwarte Meer en de daarmee verbonden beken (Figuur 5.2) en uiteraard daar waar de hoogvenen grensden aan de minerotrofe systemen, zoals zandruggen (bijvoorbeeld Aamsveen).



*Figuur 5.1: Luchtfoto van een deel van het hoogveensysteem Endla in Estland. De verschillende hoogveenkernen zijn duidelijk te onderscheiden van de ertussen gelegen rivieren (1), bossen en meren. Rechtsboven en linksonder zijn primaire meren te zien. De centraal gelegen grote pool (onder 2) is eveneens een primair meer met gedeeltelijk een minerale bodem. Binnen de hoogveenkernen zijn poelencomplexen (bij nummers 2 t/m 5) zichtbaar. Bij 6 mondt een veenbeek uit in het meer (bron: Aaviksoo *et al.* 1997).*

5.1.3 Veranderingen in het hoogveenlandschap

Het klein- en grootschalige gebruik van hoogvenen heeft ertoe geleid dat een aantal karakteristieke faunasoorten zeldzaam geworden of verdwenen zijn. Tegelijkertijd zorgden de menselijke activiteiten in het veen voor de vorming van nieuwe habitats. Ontwatering en mineralisatie van het veen, agrarisch gebruik en de inlaat van minerotroof water door de wijkstelsels en meer recent de verhoogde stikstofdepositie resulteerden in een toename van de nutriëntenbeschikbaarheid (Verhoeven 1992; Lamers 2001; Schouvenaars *et al.* 2002). De oorspronkelijke vegetatie veranderde in een meer diverse vegetatie, met ondermeer opslag van struweel en bos. Soorten die niet kunnen leven in ombrotrofe en relatief structuurarme veenkernen, konden zich vestigen in de aangetaste hoogvenen (Göttlich 1980; Wheeler & Shaw 1995; Irmeler *et al.* 1998). Voor een aantal van deze soorten zijn de oorspronkelijke leefgebieden inmiddels grotendeels aangetast door bijvoorbeeld ontginning of eutrofiëring. Dit betekent dat de huidige hoogveenrestanten refugia kunnen vormen voor soorten die oorspronkelijk niet van hoogvenen afhankelijk waren (Akkermann 1982; Schouvenaars *et al.* 2002).



Figuur 5.2: Het Zwarte Meer, beken (o.a. het Rundiep) en poelen (o.a. Boompjes Meerstal en Leebergsche Meerstal naast de Leeberg) in het hoogveen ten zuidoosten van Emmen rond 1850 (bron: Grote historische atlas van Nederland, Wolters-Noordhoff 1990).

5.1.4 Effecten van herstelmaatregelen voor fauna

Vernattingsmaatregelen in hoogveenrestanten ten behoeve van hoogveenregeneratie hebben vaak geleid tot grote open wateren. In situaties met pollen van Pijpenstro of Pitrus hebben zich op enkele plaatsen kokmeeuwenkolonies gevestigd, wat tot guanotrofiëring heeft geleid. Ook grote groepen eenden of ganzen maken gebruik van

de grote wateroppervlaktes. In enkele restanten hebben zich na vernatting zeldzame watervogels gevestigd, zoals Zwarte sterns (*Chlidonias niger*), Geoorde fuut (*Podiceps nigricollis*), Dodaars (*Podiceps ruficollis*) en Porceleinhoen (*Porzana porzana*). Overigens is gebleken dat de Zwarte sterns geen jongen groot kunnen brengen in de zure hoogveenwateren als gevolg van kalkgebrek. Een ander effect van vernatting is de vorming van temporaire wateren. Hierin kunnen zich grote aantallen steekmuggen (Culicidae) ontwikkelen, die door omwonenden als een plaag ervaren kunnen worden (Schouwenaars *et al.* 2002).

Vrijwel onbekend was echter in hoeverre herstelmaatregelen in hoogveenrestanten bijdragen aan behoud en herstel van faunadiversiteit en karakteristieke hoogveenfauna. Onderzoek aan fauna in relatie tot aantastingen en herstelmaatregelen heeft nauwelijks plaatsgevonden. Het preadvies OBN-Hoogvenen was het eerste preadvies, waarin de faunacomponent integraal is opgenomen. Eén van de oorzaken voor het ontbreken van onderzoek aan fauna is dat veelal werd aangenomen dat faunaherstel automatisch volgt op vegetatieherstel (Schouwenaars *et al.* 2002). Schalamoeben (Rhizopoda) van hoogvenen herstellen volgens Buttler *et al.* (1996) snel en volledig na vernattingsmaatregelen, ongeacht de uitgangssituatie van het verveende terrein. Deze faunagroep reageert sterk op de lokale vochtcondities en de beschikbaarheid van humus (Tolonen 1986; Woodland *et al.* 1998). In andere situaties en voor andere faunagroepen blijkt faunaherstel echter zeker niet altijd plaats te vinden (RIVM 2001). In vennen bijvoorbeeld heeft opschoning wat de vegetatie betreft veelal positieve resultaten gehad, maar tijdens opschoningswerkzaamheden worden zowel enorme aantallen dieren verwijderd, als de vegetatie die ondermeer als eiafzetplaats en larve- habitat van belang is (Ketelaar 2001; Van Kleef *et al.* 2001). Diverse karakteristieke soorten blijken na opschoning de vennen vrij snel te kunnen (her)koloniseren. Dit geldt echter niet voor soorten met een gering verspreidingsvermogen (H. van Kleef, mondelinge mededeling). Voor reptielen vormen momenteel gangbare beheersmaatregelen in heides (begrazing en plaggen) zelfs een belangrijker bedreiging dan verzuring, verdroging en vermesting (Van Turnhout *et al.* 2001).

De onderzoeken aan fauna, die in vernatte hoogveenrestanten zijn uitgevoerd, betreffen vaak één terrein en meestal één taxonomische groep. Wat de gewervelden betreft, bestaat relatief veel kennis over broedvogels. Van de ongewervelden zijn met name libellen en vlinders en in mindere mate andere taxonomische groepen geïventariseerd in Nederlandse hoogveenrestanten (onder andere Beukeboom 1985; Claessens 1989; Wasscher 1992; Van de Wetering 1995; De Groot 1997). Hetzelfde geldt voor buitenlandse hoogveenrestanten (bijvoorbeeld Utschick 1990; König 1992; Mossakowski & Främbs 1993; Irmeler *et al.* 1998). Voor de meeste faunagroepen zijn gegevens van intacte hoogvenen niet beschikbaar, waardoor een goed referentiebeeld ontbreekt. Doordat geen vergelijkend faunaonderzoek is uitgevoerd en in veel studies omgevingsvariabelen niet of beperkt zijn opgenomen, ontbrak echter het inzicht welke sleutelfactoren bepalend zijn voor het al dan niet optreden van faunaherstel in herstelprojecten in hoogveenrestanten.

5.1.5 Faunaonderzoek OBN-Hoogvenen

In de eerste fase van het onderzoeksproject OBN-Hoogvenen is in het faunaonderdeel watermacrofauna vergeleken tussen verschillende wateren binnen de Nederlandse hoogveenrestanten, waaronder wateren waar wel en geen herstelmaatregelen zijn genomen. Van elk monsterpunt zijn afmetingen, water- en bodemkwaliteit en vegetatiesamenstelling opgenomen. Daarnaast zijn gegevens verzameld in meer intacte hoogvenen in Estland en Ierland. Hiermee kan een beschrijving gegeven worden van de karakteristieke fauna van de verschillende onderdelen van een intact hoogveensysteem. Door vergelijking tussen de Nederlandse en de meer intacte wateren wordt duidelijk in hoeverre Nederlandse hoogveenrestanten bevolkt worden door de karakteristieke fauna van complete hoogveensystemen. In deze rapportage zal, afgezien van enkele voorbeelden, geen gedetailleerde beschrijving gegeven worden van welke faunasoorten onder welke condities voorkomen. Hier wordt vooral ingegaan op de belangrijkste sleutelfactoren voor de faunasamenstelling, die uit het

onderzoek naar voren zijn gekomen. Vervolgens wordt aangegeven wat de resultaten van dit onderzoek betekenen voor het hoogveenherstelbeheer.

5.2 Materiaal en methoden

5.2.1 Monsterpunten Nederland

Bij de selectie van monsterpunten is ernaar gestreefd zoveel mogelijk van de variatie aan wateren binnen de Nederlandse hoogveenrestanten en binnen meer intacte hoogveensystemen te bemonsteren. Om integratie van de verschillende deelonderzoeken binnen het hoogveenonderzoek mogelijk te maken, is bij de keuze van macrofaunamonsterpunten zoveel mogelijk aangesloten bij monsterpunten voor het onderzoeksdeel kwalitatieve hydrologie en substraatkwaliteit. In najaar 1998 en voor- en najaar 1999 is op 47 monsterpunten (Tabel 5.2) in zeven Nederlandse hoogveenrestanten (Figuur 5.3) zowel een voorjaarsmonster als een najaarsmonster genomen van de watermacrofauna.



Figuur 5.3: Nederlandse hoogveenrestanten waar monsters zijn genomen voor het faunaonderzoek.

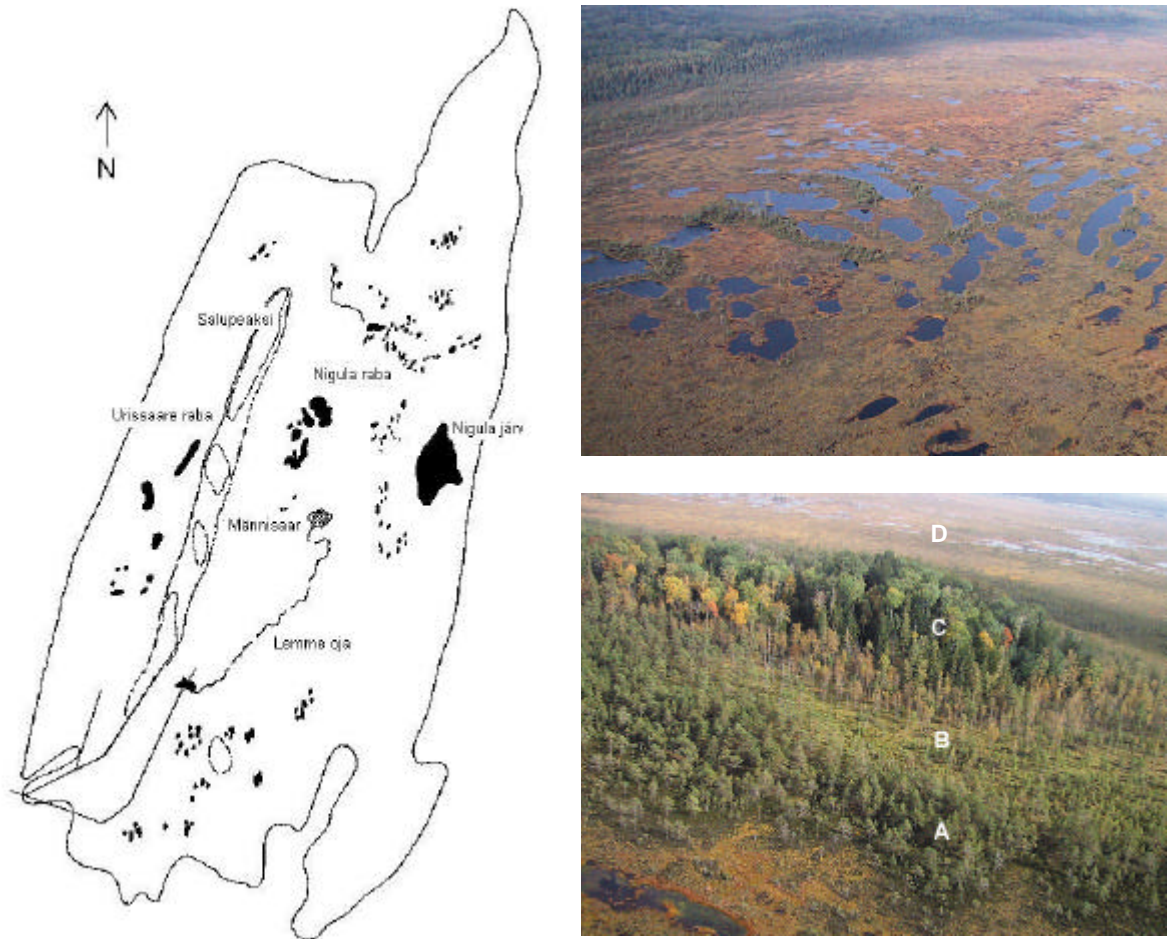
In vier temporaire wateren kon alleen een voor- of najaarsmonster genomen worden. De bemonsterde wateren verschillen in grootte, ouderdom, water- en bodemkwaliteit (o.a. zuurgraad, nutriëntengehalte), vegetatieontwikkeling na vernatting (drijftilvorming, submers veenmos, open water) en daarmee in vegetatiesamenstelling en -structuur. Zevenentwintig van de bemonsterde wateren zijn gevormd door vernattingsmaatregelen en twintig wateren zijn overblijfselen van het vroegere gebruik van hoogvenen. Dit zijn veenputten en grotere en kleinere poelen in verschillende stadia van secundaire successie en greppels van de boekweitbrandcultuur, die alle meer dan vijftig jaar bestaan en niet zijn geïnundeerd in het kader van vernattingsmaatregelen. Deze twee groepen van monsterpunten zullen voor de duidelijkheid in het vervolg aangeduid worden met respectievelijk herstel-wateren en relict-wateren.

5.2.2 Monsterpunten Ierland

In Ierland zijn in 1999 op totaal elf locaties monsters genomen in Clara-West (soak Shanley's Lough en slenken), Mongan bog (veenmospoel), Sharavogue (lagg-zone), Scragh bog (overgangsveen) en Garriskil bog (veenmospoel en algenpoel). Daarnaast is gebruik gemaakt van de onderzoeksgegevens die de studenten Sandra de Goeij en Hans de Leeuw onder begeleiding van Matthijs Schouten in 1984 hebben verzameld in Ierse venen. Hoewel de methode van bemonstering en uitzoeken van de monsters niet hetzelfde was als de onze en de bemonsteringen plaatsvonden in de zomer, vormen de resultaten van dit onderzoek (De Leeuw 1986) een waardevolle aanvulling. Zij hebben verschillende wateren bemonsterd in de lenshoogvenen Mongan, Clara, Woodfield en Addergoole en een aantal spreihogvenen.

5.2.3 Monsterpunten Estland

Voorafgaande aan de eerste excursie naar Estland hebben Henn Timm (Limnologisch Instituut van de Landbouwwuniversiteit van Estland) en Tõnu Ploompuu (botanicus te Tallinn) hun gegevens van watermacrofauna in enkele Estlandse hoogvenen beschikbaar gesteld. Uit vergelijking van deze en onze gegevens is geconcludeerd dat in Nederlandse en Estlandse hoogveenwateren voldoende dezelfde soorten voorkomen om hoogvenen in Estland als referentie te kunnen gebruiken.



Figuur 5.4 Kaart van Nigula en luchtfoto's van de westelijke hoogveenkern Urissaare raba met op de achtergrond de overgang naar bos (boven) en van de minerale opduiking Salupeaksi (onder). A= dennenbos, B= berk, gedeeltelijk afgestorven door oprukkend overgangsveen, C= loofbos, D= oostelijke hoogveenkern Nigula raba (Foto's: J.S. Aber).

Klimaat en bodem van Estland (bron: Paal *et al.*, 1998)

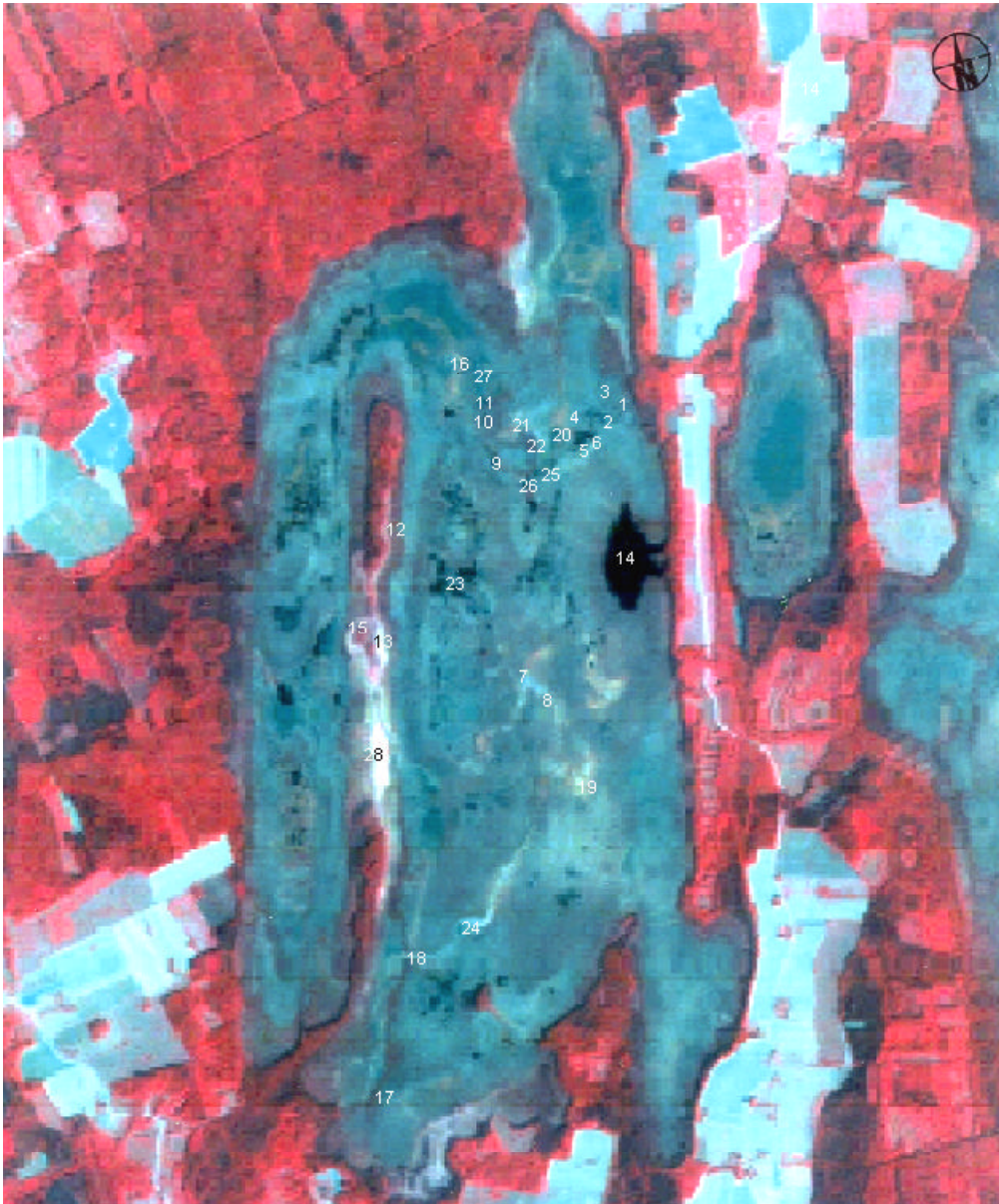
Estland heeft een subboreaal-continentaal klimaat met een jaarlijkse regenval van gemiddeld 70 cm. Het neerslagoverschot op het vaste land bedraagt ongeveer 35 cm. Aan de kust en op de eilanden in de Oostzee (Baltische zee voor de Esten) bedraagt de regenval echter slechts 55 cm, waardoor er droge zomers optreden. Daar komen bijna natuurlijke steppenachtige graslanden (*Festucion valesciacae*) voor. Estland heeft veel naaldbossen, maar loofbomen als Eik, Linde, Iep en Es groeien in het klimaat uit tot normale hoogte, ruim 20 m. Vanaf het zuidwesten naar het noordoosten is een klimatologische gradiënt merkbaar. In het zuidwesten (waar Nigula ligt) is er nog een Atlantische invloed, terwijl het noordoosten een echt continentaal-boreaal klimaat heeft. Voor een aantal planten- en diersoorten (bijvoorbeeld *Chamaedaphne calyculata*) loopt de areaalgrens over het midden van het land. Het vroege voorjaar is een periode van wateroverlast. Vele wegen zijn dan moeilijk begaanbaar en de rivierdalen zijn over grote oppervlakten geïnundeerd, doordat de rivieren het smeltwater afkomstig van het sneeuwdek niet snel genoeg kunnen verwerken.

	Estland	Nederland
Gemiddelde temperatuur januari	-5° / -6° C	+ 2° C
Gemiddelde temperatuur juli	17° / 18° C	16° C
Periode boven + 5° C	170 - 185 dagen	250 dagen
Periode boven +10° C	120 - 130 dagen	170 dagen

De bodem bestaat voor een groot deel uit Ordovicische en Silurische carbonaat-kalksteen en dolomiet. In het zuiden vinden we Devonische zandsteen en Kwartaire afzettingen, die daar in lagen van 100-200 m dik voor kunnen komen. De hoogte van het land bedraagt gemiddeld 50 m, het hoogste punt bereikt 317 m. Op 20 % van de landoppervlakte is veen tot ontwikkeling gekomen. Van deze veengebieden bestaat 57 % uit laagvenen en 31 % uit hoogvenen. Zo'n 12 % van de veenoppervlakte is in het stadium van overgangsveen.

Tijdens de excursies in Estland in 1999 en 2000 zijn in diverse wateren in verschillende hoogveensystemen meer kwalitatieve gegevens verzameld. Vervolgens is het hoogveenreservaat Nigula in Zuidwest-Estland gekozen als referentiegebied. In het voorjaar van 2001 zijn in Nigula in 28 wateren monsters genomen. In Figuur 5.5 is de ligging van deze monsterpunten aangegeven. Daarnaast zijn in het voorjaar van 2001 ook standaardmonsters genomen op twee punten in het overgangsveen Valgeraba in het Nationaal Park Soomaa en in de lagg-zone van Punaraba in het hoogveencomplex Endla.

In het westen van Estland heerst een matig zeeklimaat (zie kader). In de Westestlandse hoogvenen groeien daardoor veel minder bomen dan in de venen in het oosten van het land, waar het klimaat meer continentaal is. Nigula is sinds 1957 een staatsnatuurreservaat en omvat 4921 ha, waarvan 2342 ha hoogveen is. Het hoogveen is nauwelijks antropogeen beïnvloed. In de bossen rondom het veen is ooit een kleine greppel gegraven om uitbreiding van het veen tegen te gaan en in het zuidelijk deel van het veen zijn drie ontwateringsloten gegraven, die inmiddels grotendeels weer zijn dichtgroeid (Figuur 5.4).



Figuur 5.5: Ligging van monsterpunten in het hoogveenreservaat Nigula in Zuidwest-Estland (Satellietbeeld ter beschikking gesteld door RIZA).

Het hoogveen kan verdeeld worden in drie delen: het westelijk, oostelijk en het kleinere noordelijk deel. Het westelijke Urissaare raba is de oudste van de drie en ligt 2,5 meter hoger dan het oostelijke en veel bredere Nigula raba. Tussen het noordelijke deel en Nigula raba ligt een overgangsvveen. De maximale dikte van het veenpakket is 10 meter. Tussen het westelijk en oostelijk deel van het veen ligt een serie opduikingen van de minerale bodem. Deze zijn omgeven en deels overgroeid door een overgangsvveen, waarin ondermeer Slangewortel (*Calla palustris*), Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) en Riet (*Phragmites australis*) groeien. De minerale eilanden zijn begroeid met een zeer rijk gemengd bos. Vanaf het meest noordelijke minerale eiland Salupeaksi en de omringende lagg-zone (monsterpunt 12) stroomt water in zuidelijke richting door het overgangsvveen (punten 13, 15 en 28). Aan de westrand van het hoogveencomplex ligt het primaire hoogveenmeer Nigula järv of Vanajärv (punt 14). Dit meer is 17,9 ha groot en 2.4 meter diep. De bodem is bedekt met veenmodder en wordt vooral gevoed door afstromend water uit de hoogveenkern. De pH van het oppervlaktewater is 4,4 tot 5,6.

Binnen de hoogveenkern zijn poelen aanwezig, die variëren van groot en geheel open water tot klein en geheel begroeid met veenmos. Bovendien is er in Nigula raba een

stromingspatroon door de hoogveenkern, waardoor met name in het voorjaar water vanuit het noorden van Nigula raba in zuidelijke richting stroomt. Dit begint met een bron waar water uit de bodem opwelt (punt 16). Via een klein beekje, omringd door een vegetatie met grote zeggen, Berken en Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*), stroomt dit water in een complex van enkele grotere veenpoelen (punt 11). Daarvandaan stroomt het breed uit in zuidelijke richting met een uitgebreid complex van ondiepe, veelal temporaire slenken met veenmos (punten 21, 4 en 20) of alleen modder (punt 22), uitmondend in een complex van grotere veenpoelen (punt 26 en zuidelijk daarvan). Het vervolg is vooralsnog onduidelijk. Ter hoogte van punt 7 komt weer water uit het veen naar boven. Deze plek wordt gemarkeerd door Männisaar, een vrij klein dennenbos met Moerasrozemarijn (*Ledum palustre*) op veen (vegetatietype *Ledo-Pinetum*). Hiervandaan stroomt het water in zuidelijke richting door de veenbeek Lemme oja, gelegen in een boomloze vlakte. De veenbeek is afwisselend diep en smal (punt 19) tot ondiep en breed (punt 24), plaatselijk niet als beek herkenbaar en soms onder het veenoppervlak door stromend. Op punt 18 komt de veenbeek via een aantal poelen uit bij een gegraven ontwateringskanaaltje, waardoor het water via punt 17 het veen verlaat. De 28 monsterpunten zijn zo geselecteerd, dat zoveel mogelijk van de variatie in wateren binnen het hoogveensysteem is bemonsterd.

5.2.4 Bemonsteringsmethoden

Bij de bemonstering is gebruik gemaakt van het standaard macrofaunaschepnet (20 x 30 cm, maaswijdte 0,5 mm). In de meeste gevallen bestond een monster uit een schep van 1 m lengte vanaf de bodem en min of meer open water naar de dichtere vegetatie. Het net werd schoksgewijs over de bodem of door de vegetatie bewogen. Wanneer het waterlichaam alleen uit open water bestond, werden één of meer langere scheppen genomen om tenminste 100 individuen te verzamelen. In zeer dichte veenmosvegetaties werden scheppen van 20 tot 50 centimeter genomen om te voorkomen dat het schepnet dichtslaat met veenmos. Doordat de faunadichtheid meestal hoog is in dichte veenmosvegetaties, bevatten deze kleine monsters meer dan 100 tot zelfs meer dan 1000 individuen. Slechts in twee kleine relict-wateren werden minder dan 100 individuen verzameld.

De monsters zijn vervoerd in plastic zakken, gekoeld bewaard en meestal binnen vier dagen uitgezocht. In het laboratorium zijn de monsters gespoeld over zeven van 2, 1 en 0,5 mm, waarna van de verschillende fracties alle macrofaunagroepen zijn gesorteerd in witte bakken en vervolgens geconserveerd. Platwormen werden levend gedetermineerd. Borstelwormen zijn geconserveerd in 4% formaline, watermijten in Koenike-oplossing en de overige faunagroepen in 70% alcohol. De verzamelde fauna is gedetermineerd met behulp van een binoculair en indien nodig ook met een microscoop.

5.2.5 Omgevingsvariabelen

Het jaar waarin de herstel-wateren zijn vernat is opgezocht in beheersrapporten of is meegedeeld door de objectbeheerder. In augustus 1999 is van alle monsterpunten bepaald of open water, veenmos, drijvende bladeren van hogere planten, bomen of een modderbodem aanwezig waren, wat de gemiddelde dichtheid van het Waterveenmos was (in capituli/dm²) en of het water permanent of temporair was. In voorjaar, zomer en herfst zijn diepte, oppervlakte, turbiditeit (troebelheid), elektrisch geleidingsvermogen en pH van de wateren bepaald en zijn oppervlaktewatermonsters genomen. Monsters van bodemwater en bodem zijn van elke locatie verzameld in augustus 1999. Bij de analyses van de monsters zijn de standaardmethoden gevolgd, zoals die ook bij de afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie (KUN) in gebruik zijn (zie hoofdstuk 3). Zuurstofgehalte van het oppervlaktewater is bepaald met behulp van de Winkler-titratie (Drew & Robertson 1974; Carpenter 1965). Dit is gedaan met monsters die overdag genomen zijn in november 1999. Van de omgevingsvariabelen die meer dan een keer zijn gemeten, zijn in de gegevensanalyse gemiddelden gebruikt. Van de buitenlandse monsterpunten zijn alleen omgevingsvariabelen opgenomen op het moment van de faunabemonsteringen.

5.2.6 Gegevensanalyse

Voor het clusteren van monsterpunten op basis van de soortensamenstelling is gebruik gemaakt van het programma Twinspan (Hill 1979). Voor ordinatie van monsterpunten en voor het vinden van correlatieve verbanden tussen het voorkomen van faunasoorten en omgevingsvariabelen is gebruik gemaakt van Canoco voor Windows versie 4.0 (Ter Braak & Smilauer 1998). De significanties van omgevingsvariabelen zijn getoetst met de Monte Carlo resampling procedure met 500 permutaties. Cumulatieve soortenrijkdom-curves zijn gebaseerd op 50 willekeurige volgordes van de monsterpunten met behulp van het programma BioDiversityProfessional Beta 1 (McAleece 1997). Bij de verschillende analyses is of de aan- en afwezigheid van soorten, of ook de dichtheid waarin zij voorkomen, betrokken.

In de analyses van de Nederlandse monsterpunten zijn alle macrofaunagroepen gebruikt, behalve borstelwormen en poppen van dansmuggen. Deze zijn niet op soort gedetermineerd en daarom ook nog niet in de gegevensanalyse meegenomen. Van het referentieonderzoek in Nigula zijn libellenlarven, water- en oppervlaktewantsen, waterkevers (adulten en larven), kokerjuffers, slijkvliegen, steekmuggen, pluimmuggen, mosmuggen, waterspinnen en een deel van de dansmuglarven inmiddels gedetermineerd. Van het onderzoek in Ierse venen (De Leeuw 1986) zijn alleen de monsters uit lenshoogvenen in de analyse gebruikt. De dansmuglarven zijn destijds niet verder gedetermineerd. Bij de analyses zijn steeds alleen die faunagroepen meegenomen die van alle betrokken monsterpunten zijn gedetermineerd.

Faunasoorten zijn karakteristiek voor hoogvenen genoemd, wanneer zij in de literatuur acidofiel, acidobiont, tyrfiel, tyrbiont of typisch voor hoogvenen worden genoemd. Dit wil nog niet zonder meer zeggen dat soorten ook karakteristiek zijn voor ongestoorde hoogvenen, maar het betekent wel dat voor deze soorten hoogvenen in Nederland momenteel een belangrijk habitat vormen. In het kader van OBN is dit een belangrijk gegeven. Voor de informatie over de in Nederland gevonden faunasoorten is gebruik gemaakt van Peus (1923), Nieser (1982), Geijskes & Van Tol (1983), Drost *et al.* (1992), Higler (1995), Duursema (1996), Bos & Wasscher (1997), Wasscher *et al.* (1998), Smit & Van der Hammen (2000), Nijboer & Verdonschot (2001) en van informatie van Dr. H.K.M. Moller Pillot (mondelijke mededelingen). Uit deze bronnen is ook de zeldzaamheid van de soorten overgenomen. Rode Lijsten zijn beschikbaar voor platwormen, libellen, haften en kokerjuffers (Wasscher *et al.* 1998; Verdonschot *et al.*, in voorbereiding). Voor waterkevers is de voorlopige Rode Lijst van Drost *et al.* (1992) gebruikt.

De mate van overeenkomst in de soortensamenstelling tussen paren van monsterpunten is berekend met de Sorensen-similariteits-coëfficiënt (Sorensen 1948): $S = 2j/(a+b)$, waarbij j het aantal soorten is dat in beide monsterpunten is gevonden en a en b de totale soortenaantallen van de twee afzonderlijke monsterpunten. Hoe hoger de waarde S , hoe sterker monsterpunten overeenkomen in soortensamenstelling. Voor de vergelijking tussen groepen van monsterpunten is voor elke groep het gemiddelde berekend van de coëfficiënten voor alle mogelijke paren van monsterpunten, binnen de groep.

Het voorkomen van plantensoorten in elk bemonsterd waterlichaam en de omringende vegetatie is vastgelegd met behulp van de zeven abundantieclassen van de schaal van Tansley (1946). Om voor de Nederlandse monsterpunten te komen tot een vegetatiescore, waarin tot uitdrukking komt hoe karakteristiek en waardevol de vegetatie is vanuit het oogpunt van hoogveenherstel, is aan elke soort een score toegekend. Deze is gebaseerd op de zeldzaamheid, trend en wenselijkheid van de soort vanuit het oogpunt van hoogveenherstel (Tabel 5.1). Tien punten zijn toegekend aan de bultvormende *Sphagnum* soorten *S. magellanicum*, *S. papillosum* en *S. rubellum* en aan een permanente drijftil met *Sphagnum* soorten. Vijf punten zijn toegekend aan soorten die zeldzaam zijn en achteruitgaan in Nederland (Van der Meijden 1996) en karakteristiek zijn voor hoogveenvegetaties. Ongewenste soorten

als Berk en Pijpenstrootje kregen geen punten. Algemene, maar niet ongewenste soorten kregen 2,5 punt. De vegetatiescore is berekend voor elk van de Nederlandse monsterpunten door de soortscore te vermenigvuldigen met de abundantieklasse van die soort, daarvan de som te nemen voor alle soorten en deze te delen door de som van de abundantieklassen van alle soorten.

$$\text{Vegetatiescore} = \frac{\sum_{i=1}^n (\text{score van soort } i * \text{abundantie klasse } i)}{\sum_{i=1}^n \text{abundantie klasse } i}$$

Tabel 5.1: Op de monsterpunten gevonden plantensoorten en de score die gebruikt is bij de berekening van de vegetatiescore.

Plantensoort	Score
<i>Sphagnum magellanicum</i> , <i>S. papillosum</i> , <i>S. rubellum</i> , permanente drijftil met <i>Sphagnum</i> spp.	10
<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Erica tetralix</i> , <i>Eriophorum angustifolium</i> , <i>Eriophorum vaginatum</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i> , <i>Rhynchospora alba</i> , <i>Sphagnum denticulatum</i> , <i>Utricularia minor</i>	5
<i>Agrostis canina</i> , <i>Carex rostrata</i> , <i>Hydrocotyle vulgaris</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Potentilla palustris</i> , <i>Sphagnum cuspidatum</i>	2.5
<i>Azolla filiculoides</i> , <i>Betula</i> sp., draadalgen, <i>Juncus effusus</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Salix</i> sp.	0

Tabel 5.2: Overzicht van 47 monsterpunten in Nederlandse hoogveenrestanten. De vetgedrukte nummers betreffen de relict-wateren. De overige zijn herstelwateren.

1	Meerstalblok	midden: klein compartiment met drijftil
2	Meerstalblok	midden: klein compartiment met Pitrus en vrij dicht submers veenmos
3	Meerstalblok	midden: boekweitbrandcultuur-greppels
4	Schoonebeekerveld	west: recent vernat groot compartiment met submers veenmos
5	Schoonebeekerveld	oost: recent vernat groot compartiment met submers veenmos
6	Amsterdamseveld	zuid: groot compartiment tegen Schoonebekerveld, weinig veenmos
7	Amsterdamseveld	noord: groot compartiment tegen Meerstalblok, Pitruspollen en dicht veenmos
8	Haaksbergerveen	Duitse grens: compartiment met drijftil tussen dam en drijftil
9	Haaksbergerveen	Duitse grens: compartiment met riet tussen dam en riet
10	Haaksbergerveen	Duitse grens: poel in drijftil
11	Haaksbergerveen	midden: compartiment met drijftil, ondiep submers veenmos tussen dam en drijftil
12	Haaksbergerveen	midden: compartiment met gezonken drijftil, submers veenmos
13	Haaksbergerveen	midden: compartiment met drijftil, diep open water naast drijftil
14	Rundeveen	kleine plas in drijftil
15	Rundeveen	grote middenplas
16	Rundeveen	semi-permanente modderpoel onder eikenbomen aan rand
17	Reigerplas	westrand: modderig temporair poeltje
18	Reigerplas	westrand: langwerpig temporair poeltje
19	Tuspeel	diep poeltje met veenmos en algen
20	Meerstalblok	midden: groot open water met Pitrus en veenmos aan randen, modderbodem
21	Meerstalblok	west: groot open water, weinig, submers veenmos, modderbodem

22	Tuspeel	kleine 'slenken' met veenmos tussen 'bulten' van Wollegras
23	Tuspeel	temporaire modderpoelen aan rand
24	Tuspeel	vennetje met fonteinkruid, omringd door drijftil
25	Tuspeel	kleine veenmos 'slenken' en 'bulten' op drijftil
26	Tuspeel	temporair poeltje met veenmos
27	Korenburgerveen	niet verlande veenput
28	Korenburgerveen	kleine poeltjes in verlande veenput
29	Korenburgerveen	'slenken' tussen 'bulten' van Wollegras en Pijpenstro aan rand Berkenbosje
30	Korenburgerveen	open poel in Berkenbosje
31	Fochteloërveen	sloot halfdicht met veenmos (voortplanting Noordse Glazenmaker)
32	Fochteloërveen	groot ondiep open water met Pijpenstropollen
33	Fochteloërveen	Het Kleine Veen: brede greppel met veenmos, Pijpenstrootje aan oever
34	Fochteloërveen	Het Kleine Veen: smalle greppel met veenmos, Pijpenstrootje aan oever
35	Meerstablok	oost: kleine poel in drijftil met struisgras tegen Duitse grens
36	Amsterdamseveld	gemeentegrens: groot compartiment, open water met modderbodem, dicht veenmos aan randen
37	Reigerplas	midden: poeltje met dicht Blaasjeskruid, <i>Sphagnum denticulatum</i> , Snavelzegge, veel modder, Pitrus en Veenpluis aan kanten
38	Reigerplas	ostrand: slenk met dicht Blaasjeskruid en <i>Sphagnum denticulatum</i> , ook Snavelzegge; Pitrus en Veenpluis aan kanten
39	Poort 2	poeltje in midden van drijftil, met o.a. Waterdrieblad, Veenpluis, veenmos, Fonteinkruid
40	Mariapeel	"bulten" van Pijpestro en "slenkjes" daartussen met open water, waterveenmos en strooisel
41	Mariapeel	groot open water onder berkenbos tegenover cilinders Aq.Oec.
42	Mariapeel	open water in comp. met cilinders Aq.Oec.
43	Horster Driehoek	grote plas met kroos (veel Hondsviis)
44	Haaksbergerveen	"bult-slenk-structuur" met Wollegras, veenmos en modder
45	Haaksbergerveen	groot open water met Pijpenstro- en Pitruspollen, submers veenmos, veel dood plantenmateriaal
46	Haaksbergerveen	midden: Pitruspollen en weinig, submers veenmos
47	Haaksbergerveen	midden: compartiment met drijftil, kleine temporaire "slenken" tussen "bulten" van drijftil

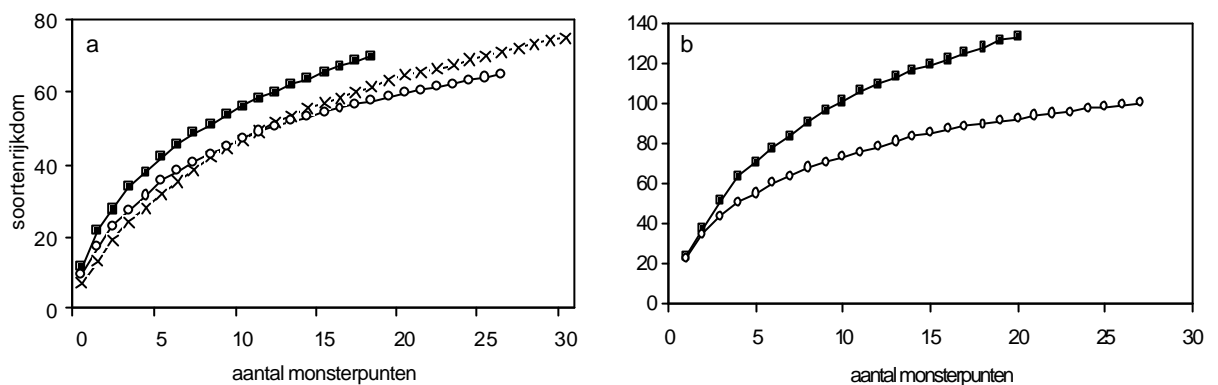
5.3 Resultaten en discussie

5.3.1 Verschillen tussen herstel-wateren en relict-wateren

Op de 47 Nederlandse monsterpunten zijn met de standaardbemonsteringen meer dan 53.000 individuen verzameld, behorend tot tenminste 149 faunasoorten (Tabel 5.3). Daarvan zijn 133 soorten aangetroffen in de 20 relict-wateren en 100 in de 27 herstel-wateren. 84 soorten zijn zowel in de herstel- als de relict-wateren gevonden. Dat betekent dat 16 van de 133 soorten niet in de relict-wateren zijn aangetroffen en 49 soorten niet in de herstel-wateren. Op basis van literatuur zijn 36 van de 149 soorten aangemerkt als min of meer karakteristiek voor hoogvenen. Daarvan zijn in totaal 24 soorten aangetroffen in de herstel-wateren. Wanneer de uitgangssituatie van een herstel-water een grootschalige verving betreft, zoals het Amsterdamseveld en Schoonebeekerveld, is de vestiging van een aantal karakteristieke soorten na vernetting 100 % winst. Van de karakteristieke soorten is een derde (12 soorten) echter niet aangetroffen in de herstel-wateren, terwijl slechts 2 soorten niet in de relict-wateren zijn gevonden. De soortenrijkdom per monsterpunt is in de herstel-wateren niet significant hoger dan in de relict-wateren. De aantallen in meerdere of mindere mate zeldzame soorten, karakteristieke soorten en zeldzame karakteristieke soorten per monsterpunt zijn hoger in de relict-wateren, maar deze

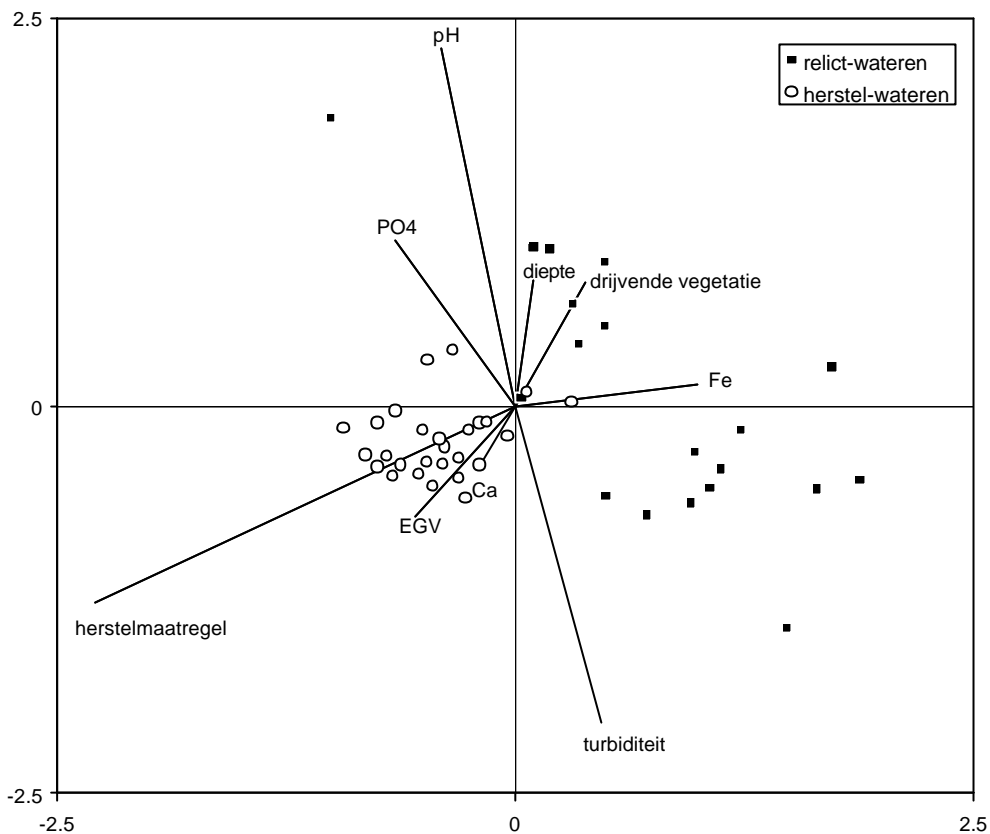
verschillen zijn niet statistisch significant. In de relict-wateren zijn overigens per monsterpunt wel significant minder individuen verzameld (Tabel 5.4).

Bij een meer uitgebreide bemonstering zullen zowel in de relict- als in de herstel-wateren meer soorten gevonden worden. Dit neemt echter niet weg dat de relict-wateren een aanzienlijk grotere soortenrijkdom en ook meer karakteristieke soorten herbergen dan de herstel-wateren. In Figuur 5.6 zijn de curven van de cumulatieve soortenrijkdom weergegeven van de herstel- en relict-wateren. Behalve het verschil in totale soortenrijkdom, valt het verschil in de vorm van de curven op. Beide curven stijgen nog aan het einde, maar de stijging van de curve van de relict-wateren is duidelijk sterker. Meer herstel-wateren zullen dus niet leiden tot een aanzienlijke toename in het cumulatief aantal faunasoorten.



Figuur 5.6: Curven van de cumulatieve soortenrijkdom van a) voorjaarsgegevens van Estlandse monsterpunten (kruisjes), 27 herstel-wateren (open cirkels) en 20 relict-wateren (vierkanten) en b) van alle beschikbare gegevens van herstel-wateren en relict-wateren. De curven zijn gebaseerd op 50 random volgordes van de monsterpunten.

De belangrijke vraag is nu wat de oorzaken zijn voor dit verschil in soortenrijkdom. Belangrijke omgevingsvariabelen voor de samenstelling van watermacrofauna in Nederland zijn: zoutgehalte, stroomsnelheid, afmetingen van het waterlichaam, droogvalperiode, zuurgraad en trofiegraad (Leuven 1988; Van der Hammen 1992; Verdonschot *et al.* 1992). Wat de hoogveenwateren betreft, kunnen met name de laatste vier variabelen van belang zijn. In Figuur 5.7 is de plot van de correspondentie analyse (CA) op basis van aan- en afwezigheid van soorten weergegeven. De relict-wateren zijn duidelijk gescheiden van de wateren waar herstelmaatregelen zijn genomen. De nominale variabele herstelmaatregel (dat is: of op het monsterpunt een herstelmaatregel is genomen of niet) is de omgevingsvariabele die het meeste van de variatie in soortensamenstelling verklaart. Zuurgraad is de tweede belangrijke omgevingsvariabele en ortho-fosfaat de derde. Zuurgraad en ortho-fosfaat verklaren met name variatie binnen de groepen van de relict- en van de herstel-wateren en niet tussen de beide groepen. Geen van de significante omgevingsvariabelen is sterk met de variabele herstelmaatregel gecorreleerd. De grootte van de wateren is wel significant groter in de bemonsterde herstel-wateren (T-test: $P=0,03$). Dit is niet verwonderlijk, doordat compartimenten die ten behoeve van vernatting zijn gecreëerd veel groter zijn dan veenputten en poelen in niet gecompartmenteerde restanten. Kleinere wateren komen in vernatte restanten niet zo veel voor. Van de variatie in soortensamenstelling die de variabele herstelmaatregel kan verklaren, verklaart de grootte van de wateren echter niet meer dan 55 %. Nutriëntengehaltes van het oppervlakte- of bodemwater verschillen niet significant tussen relict- en herstel-wateren. Verschillen in soortensamenstelling tussen relict- en herstel-wateren zijn dus slechts beperkt te verklaren met fysische en chemische variabelen. Ook andere factoren moeten dus een belangrijke rol spelen.



Figuur 5.7: Correspondentie-analyseplot van monsterpunten op basis van de aan- en afwezigheid van macrofaunasoorten in 47 Nederlandse monsterpunten. Significante omgevingsvariabelen zijn aangegeven als lijnen.

Onderzoek van Painter (1999) en Fairchild *et al.* (2000) heeft aangetoond dat de ouderdom van wateren een belangrijke rol kan spelen in de soortensamenstelling van waterkevers. Doordat de ouderdom van relict-wateren niet bekend is, is deze niet als variabele meegenomen in de correspondentie-analyse. Voor het herstelbeheer is het uiteraard wel van belang te weten in hoeverre de factor tijd een rol speelt in de soortensamenstelling en met name het voorkomen van karakteristieke en zeldzame soorten. Het aantal vrij zeldzame en zeldzame soorten per monsterpunt is significant gecorreleerd met het aantal jaren dat is verstreken na vernatting (Figuur 5.c). De aantallen karakteristieke (Figuur 5.9a) of zeldzame karakteristieke soorten (Figuur 5.b) zijn echter niet significant gecorreleerd, al lijkt er wel een positieve trend te bestaan. Van de 11 meer algemene karakteristieke soorten is er slechts 1 niet gevonden in de herstel-wateren, terwijl van de 25 zeldzamere karakteristieke soorten 9 in geen van de herstel-wateren zijn aangetroffen. Deze gegevens komen overeen met het onderzoek van Fairchild *et al.* (2000), waaruit bleek dat het merendeel van de waterkeversoorten in jonge poelen vrij algemeen was, terwijl zeldzamere soorten vooral werden gevonden in oudere poelen. Verder vonden zij dat de soortenrijkdom op regionale schaal hoger was in oudere poelen dan in een zelfde aantal jongere poelen. Dit komt overeen met het verschil in cumulatieve soortenrijkdom tussen herstel- en relict-wateren in de hoogveenrestanten.

Dat het aantal zeldzamere soorten over het algemeen toeneemt met het aantal jaren dat een waterlichaam bestaat, is verklaarbaar. Kolonisatie door faunasoorten kost tijd. Hoe lang het duurt voordat een soort een water koloniseert, hangt mede af van het verspreidingsvermogen van soorten en de afstand tot een bronpopulatie. In het versnipperde Nederlandse landschap en met name in de zeldzaam geworden hoogveenrestanten kan het lang duren voordat kolonisatie plaatsvindt. Afgelopen winter

is gestart met een onderzoek naar de microfauna in Nederlandse hoogveenwateren. Hierbij wordt gekeken naar Radardiërtjes (Rotatoria), Watervlooien (Cladocera) en Roeipootkreeftjes (Copepoda). Uit voorlopige resultaten kan geconcludeerd worden dat, in tegenstelling tot macrofauna, voor deze microfaunagroepen geen grote verschillen bestaan in soortenrijkdom en aantallen karakteristieke soorten tussen relict-wateren en herstel-wateren. Deze soorten verspreiden relatief erg gemakkelijk door de wind of met behulp van vogels.

Wheeler & Shaw (1995) veronderstellen dat binnen 50 tot 70 jaar na vernatting een waardevolle evertrebratenfauna kan ontwikkelen in verveende terreinen, afhankelijk van de nabijheid van bronpopulaties. Het oudste door vernatting gevormde waterlichaam was op het moment van bemonstering 29 jaar geleden vernat. Van de herstel-wateren zijn hier de hoogste aantallen karakteristieke en zeldzame soorten gevonden. Op grond hiervan zou verwacht kunnen worden dat in de toekomst meer zeldzame en karakteristieke soorten de vernatte terreinen koloniseren. Dit is echter wel afhankelijk van de nabijheid van bronpopulaties én of voldaan wordt aan de habitateisen van de soorten. Herstel van de rivier Cole in Engeland was succesvol, doordat in de bovenlopen en andere wateren nabij de rivier veel soorten voorkwamen, die in staat waren de rivier te koloniseren na de herstelwerkzaamheden (Biggs *et al.* 2001). In de rivier werden na herstel vrijwel alleen soorten gevonden die al in de nabijheid van de rivier voorkwamen. Dit benadrukt het belang van relict-wateren als refugia, totdat soorten zich ook gevestigd hebben in herstel-wateren.

Of kolonisatie plaatsvindt, is ook afhankelijk van de habitatcondities. Dit kan verklaren dat het aantal karakteristieke soorten geen duidelijke samenhang vertoont met de tijd. Soorten stellen specifieke eisen aan hun habitat en na verloop van tijd (succesie) wordt een water niet per definitie geschikt voor meer karakteristieke soorten. Enkele van de karakteristieke soorten komen zeer frequent voor in de herstel-wateren, zoals de mosmug *Phalacrocera replicata* en de Noordse witsnuitlibel (*Leucorrhinia rubicunda*), terwijl andere karakteristieke soorten niet of nauwelijks gevonden zijn. Geconcludeerd moet worden dat herstelmaatregelen in hoogveenrestanten tot nu toe geleid hebben tot een habitat dat geschikt is voor een beperkt aantal soorten. In Figuur 5.7 zijn de herstel-wateren veel dichter bij elkaar geplot dan de relict-wateren. Dit betekent dat de soortensamenstelling in de verschillende herstel-wateren sterk overeenkomt en de variatie in soortensamenstelling tussen de relict-wateren aanmerkelijk groter is. Wanneer alle beschikbare gegevens in de berekening van de similariteit (Tabel 5.6) worden meegenomen, zijn de similariteits-coëfficiënten voor de herstel-wateren significant hoger dan voor de relict-wateren (T-test: $P=0,000$). Hoewel het aantal soorten per monsterpunt niet verschilt tussen relict- en herstel-wateren, zorgt de grotere variatie in soortensamenstelling voor de veel hogere cumulatieve soortenrijkdom en het hogere aantal karakteristieke soorten in de relict-wateren. Voor het behoud en herstel van een min of meer compleet soortenspectrum is behoud en herstel van habitatdiversiteit dan ook noodzakelijk. Momenteel is een aantal karakteristieke en zeldzame soorten nog afhankelijk van relict-wateren voor hun overleving in hoogveenrestanten.

In het voorgaande is geconcludeerd dat de vernattingsmaatregelen op de verschillende locaties in de verschillende terreinen een sterk overeenkomende soortensamenstelling hebben opgeleverd. Wanneer vernatting van grootschalig verveende terreinen de vestiging van karakteristieke soorten tot gevolg heeft, kan dit beschouwd worden als 100 % winst. Echter, wanneer de uitgangssituatie voor het nemen van herstelmaatregelen een relict-situatie betreft, is niet zonder meer sprake van winst. Uit Figuur 5.7 kan afgeleid worden dat, wanneer herstelmaatregelen (met name inundatie) uitgevoerd worden in een relict-situatie, de fauna kan verschuiven naar een soortensamenstelling die sterk overeenkomt met de samenstelling van de andere herstel-wateren. Een deel van de karakteristieke soorten, die in de uitgangssituatie nog aanwezig waren, kan dan verdwijnen, doordat het biotoop verandert en voor een aantal van deze soorten ongeschikt raakt. Om dit te voorkomen, is het vaststellen van de uitgangssituatie van een terrein voorafgaande aan maatregelen van groot belang. Om de vraag te beantwoorden welke maatregelen of fasering nodig zijn om populaties van karakteristieke en zeldzame soorten te behouden en zo mogelijk te versterken, is

het nodig vast te stellen hoe deze soorten over het betreffende terrein verspreid zijn en wat de eigenschappen zijn van de wateren, waarin zij voorkomen. Herstelbeheer dat alleen gericht is op optimale condities voor bultvormende veenmosvegetaties, leidt niet tot behoud of herstel van de faunadiversiteit, inclusief de verschillende karakteristieke soorten.

Tabel 5.3: Aantallen (N) en relatieve aantallen macrofaunasoorten die gevonden zijn in alle in Nederland bemonsterde wateren, in de relict-wateren en in de herstel-wateren en de aantallen soorten die in beide zijn gevonden voor de verschillende zeldzaamheidsklassen in Nederland. n=aantal monsterpunten.

Zeldzaamheids- klassen	Alle wateren n=47		Relict-wateren n=20		Herstel-wateren n=27		Soorten in beide N
	N	%	N	%	N	%	
Zeer algemeen	37	24.8	33	24.8	28	28.0	24
Algemeen	37	24.8	33	24.8	26	26.0	22
Vrij algemeen	34	22.8	31	23.3	23	23.0	20
Vrij zeldzaam	29	19.5	24	18.0	18	18.0	13
Zeldzaam	8	5.4	8	6.0	5	5.0	5
Zeer zeldzaam	4	2.7	4	3.0	0	0.0	0
Totaal aantal soorten	149	100.0	133	100.0	100	100.0	84

Tabel 5.4: Gemiddelden (\pm standaarddeviatie) van het totaal aantal individuen, soorten, min of meer zeldzame soorten, karakteristieke soorten en min of meer zeldzame karakteristieke soorten (KZ in Tabel 5.7) en vegetatiescore van de monsterpunten. Significantie van de verschillen tussen relict- en herstel-wateren zijn aangegeven met de P-waarden van de T-test. n= aantal monsterpunten.

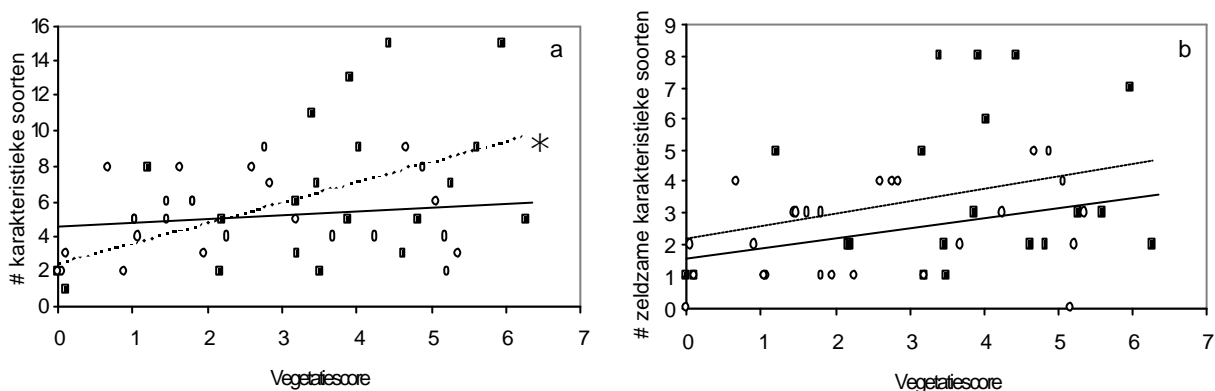
	Relict-wateren n=20	Herstel-wateren n=27	T-test P
Individueen/monsterpunt	576 \pm 388	1276 \pm 932	0.001
Aantal soorten	24.0 \pm 15.4	22.7 \pm 5.8	0.722
Zeldzame soorten	4.6 \pm 3.7	3.3 \pm 1.9	0.161
Karakteristieke soorten	6.7 \pm 4.3	5.1 \pm 3.3	0.153
Zeldzame karakteristieke soorten	3.6 \pm 2.5	2.4 \pm 2.1	0.063
Vegetatiescore	3.6 \pm 1.8	2.5 \pm 1.8	0.041

Tabel 5.5: Correlatiecoëfficiënten en significantie (P-waarden) van correlaties tussen de aantallen min of meer zeldzame, karakteristieke of min of meer zeldzame karakteristieke soorten (KZ in Tabel 5.7) en het aantal jaren dat verstreken is na vernatting.

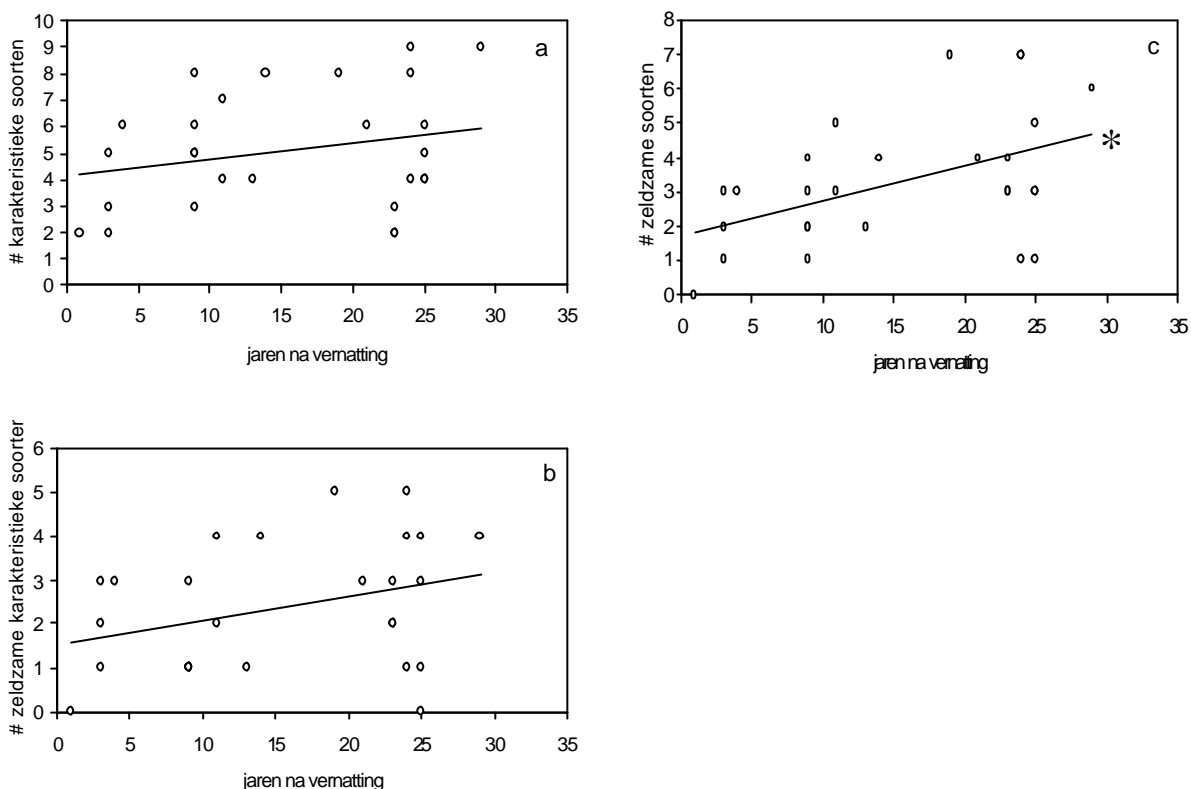
	Correlatiecoëfficiënt	P-waarde
herstel-wateren		
zeldzame soorten	0.48	0.012
karakteristieke soorten	0.25	0.214
zeldzame karakteristieke soorten	0.33	0.092

Tabel 5.6: Gemiddelden (\pm standaarddeviatie) van de Sorensen-similariteits-coëfficiënten voor alle paren van monsterpunten binnen de groepen van monsterpunten. De kolom 'voorjaar' betreft gegevens van libellen, kokerjuffers, adulte waterkevers, pluimmuggen en waterwansten die in het voorjaar zijn verzameld. De kolom 'voorjaar & najaar' betreft alle beschikbare gegevens van de Nederlandse monsterpunten. n=aantal monsterpunten.

Groepen monsterpunten	Voorjaar			Voorjaar & najaar		
	gem.	\pm sd.	n	gem.	\pm sd.	n
Estland	0.131	\pm 0.160	31	-	-	-
Estland zonder lagg en meer	0.166	\pm 0.168	27	-	-	-
Nederland	0.176	\pm 0.146	46	0.322	\pm 0.146	47
Relict-wateren	0.235	\pm 0.157	19	0.276	\pm 0.139	20
Herstel-wateren	0.214	\pm 0.154	27	0.448	\pm 0.115	27



Figuur 5.8: Relatie tussen de aantallen a) karakteristieke soorten en b) min of meer zeldzame karakteristieke soorten (KZ in Tabel 5.7) en de vegetatiescore voor de 20 relict-wateren (onderbroken trendlijnen en dichte vierkanten) en 27 herstel-wateren (niet onderbroken trendlijnen en open cirkels). Het sterretje geeft een significante correlatie aan ($P < 0,05$).



Figuur 5.9: Relatie tussen aantallen a) karakteristieke soorten, b) min of meer zeldzame karakteristieke soorten (KZ in Tabel 5.7) en c) min of meer zeldzame soorten voor de 27 herstel-wateren en het aantal jaren na vernatting. Het sterretje geeft een significante correlatie aan ($P < 0,05$).

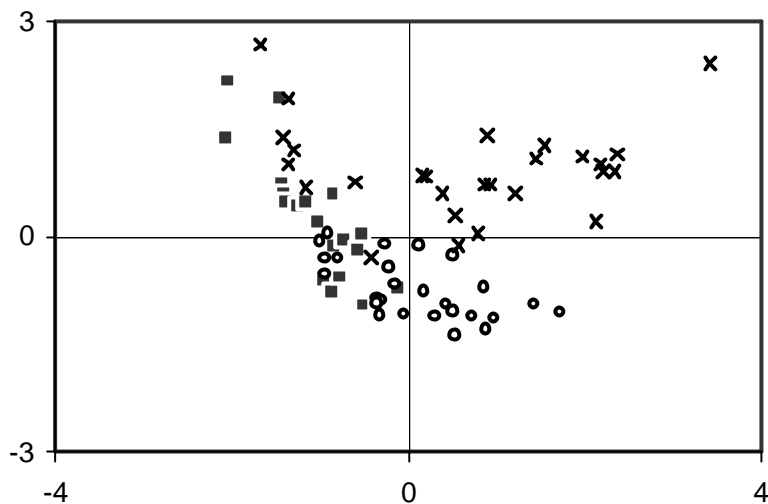
Tabel 5.7: Aantal monsterpunten waarin karakteristieke soorten (K), min of meer zeldzame karakteristieke soorten (KZ) en Rode-Lijstsoorten (RL) zijn gevonden. De taxonomische groep waartoe de soorten behoren is afgekort: watermijten (hyd), pluimmuggen (cha), dansmuggen (chi), waterkevers (col), mosmuggen (cyl), water- en oppervlaktewantsen (het), libellen (odo), en kokerjuffers (tri). De Rode-Lijstklassen zijn: sterk bedreigd (1), bedreigd (2) en kwetsbaar (3). Zeldzaamheidsklassen zijn: vrij algemeen (va), vrij zeldzaam (vz), zeldzaam (z) en zeer zeldzaam (zz). Tyrfobiont (tb), tyrfiel (tf), acidobiont (ab) en acidofiel (af).

Soortnaam	Taxon. groep	K	KZ	Zeldzaamheid	RL	tb	tf	ab	af	Totaal (47)	Relict (20)	Herstel (27)
aantal monsterpunten												
<i>Ilybius aenescens</i>	col	x	x	vz		x				11	2	9
<i>Acilius canaliculatus</i>	col	x	x	vz			x			13	6	7
<i>Agabus congener</i>	col	x	x	z			x			3	3	0
<i>Berosus luridus</i>	col	x	x	vz			x			1	0	1
<i>Bidessus spec.</i>	col	x	x	vz	1		x			4	3	1
<i>Enochrus affinis</i>	col	x		va			x			13	9	4
<i>Helophorus flavipes</i>	col	x	x	z			x			2	2	0
<i>Hydroporus gyllenhalii</i>	col	x	x	vz				x		5	5	0
<i>Hydroporus melanarius</i>	col	x	x	vz				x		3	3	0
<i>Hydroporus obscurus</i>	col	x	x	vz				x		11	7	4
<i>Hydroporus pubescens</i>	col	x		va				x		8	6	2
<i>Hydroporus tristis</i>	col	x		va					x	18	14	4

Soortnaam	Taxon. groep	K	KZ	Zeldzaamheid	RL	tb	tf	ab	af	Totaal (47)	Relict (20)	Herstel (27)
										aantal monsterpunten		
<i>Arrenurus stecki</i>	hyd	x	x	vz					x	18	5	13
<i>Hydroporus scalesianus</i>	col	x	x	vz	2				x	4	2	2
<i>Nartus grapii</i>	col	x	x	vz	2				x	1	1	0
<i>Oxus nodigerus</i>	hyd	x	x	z					x	5	4	1
<i>Agrypnia obsoleta</i>	tri	x	x	vz	3					3	0	3
<i>Arrenurus neumani</i>	hyd	x	x	vz						1	1	0
<i>Ceriagrion tenellum</i>	odo	x	x	vz						8	4	4
<i>Coenagrion lunulatum</i>	odo	x		va	1					14	1	13
<i>Cymatia bondsdorffi</i>	het	x		va						14	1	13
<i>Enochrus ochropterus</i>	col	x	x	vz						11	5	6
<i>Gerris gibbifer</i>	het	x	x	vz						1	1	0
<i>Graphoderus zonatus</i>	col	x	x	vz						1	1	0
<i>Hebrus ruficeps</i>	het	x		va						9	5	4
<i>Hesperocorixa castanea</i>	het	x	x	vz						4	4	0
<i>Hydroporus umbrosus</i>	col	x		va						16	7	9
<i>Laccophilus ponticus</i>	col	x	x	zz	1					1	1	0
<i>Lasiodiamesa spec.</i>	chi	x	x	zz						4	4	0
<i>Leucorrhinia dubia</i>	odo	x		va	3					4	2	2
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	odo	x		va						18	5	13
<i>Macropelopia aducta</i>	chi	x		va						4	4	0
<i>Micropsectra fusca</i>	chi	x	x	vz						3	2	1
<i>Mochlonyx fuliginosus</i>	cha	x	x	z						8	6	2
<i>Phalacroceras replicata</i>	cyl	x	x	vz						24	6	18
<i>Psectrocladius platypus</i>	chi	x		va						16	6	10
<i>Cybister lateralimarginalis</i>	col			va	2					1	1	0
<i>Hagenella clathrata</i>	tri			zz	3					1	1	0
<i>Limnephilus marmoratus</i>	tri			vz	3					1	1	0
<i>Limnephilus nigriceps</i>	tri			zz	2					1	1	0
Totaal aantal soorten												
Relict-wateren		34	23		10	1	5	5	4	38	38	
Herstel-wateren		24	14		5	1	4	3	3	24		24
Totaal		36	25		11	1	6	5	4	40		

5.3.2 Vergelijking Nederlandse en Estlandse monsterpunten

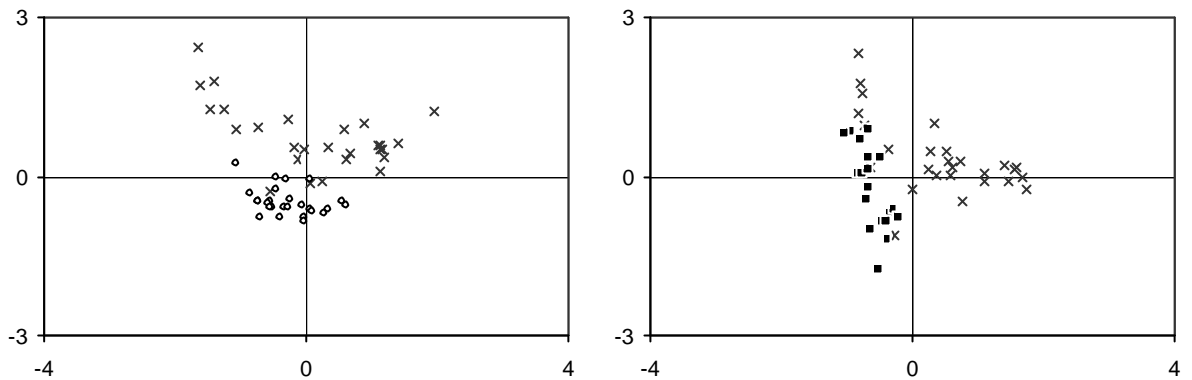
Om een vergelijking te maken tussen de soortensamenstelling in Nederlandse en in Estlandse monsterpunten is een correspondentie analyse uitgevoerd op basis van aan- en afwezigheid van soorten uit de faunagroepen die inmiddels zijn gedetermineerd (Figuur 5.10). Dit zijn de libellen, kokerjuffers, adulte waterkevers, pluimmuggen en waterwantsen. Omgevingsvariabelen zijn niet in deze ordinatie meegenomen. Omdat van Estland alleen standaardmonsters in het voorjaar zijn genomen, zijn ook alleen voorjaarsmonsters uit Nederland in deze analyse betrokken. De analyse, waarin ook abundanties zijn meegenomen levert een vergelijkbaar resultaat. De monsterpunten uit de lagg-zones, het primaire hoogveenmeer Nigula järv en uit de Horster Driehoek zijn uit deze analyse weggelaten, omdat uit een eerdere correspondentie analyse bleek dat zij in soortensamenstelling sterk afweken van de overige monsterpunten, waardoor de spreiding van de overige monsterpunten in de ordinatie niet naar voren komt.



Figuur 5.10: Ordinatie-plot (CA) van de Nederlandse en Estlandse monsterpunten op basis van aan- en afwezigheid van macrofaunasoorten in voorjaarsmonsters. Kruisjes = Estland, vierkanten = relict-wateren en open cirkels = herstel-wateren.

In deze correspondentie analyse komt het verschil in soortensamenstelling tussen herstel- en relict-wateren wat minder sterk naar voren als in de analyse van alleen de Nederlandse monsterpunten (Figuur 5.7). Wel is duidelijk dat de soortensamenstelling van de betrokken faunagroepen per locatie relatief weinig overeenkomst vertoont tussen de Estlandse en Nederlandse monsterpunten. Dit is met name het geval voor de wateren in de hoogveenkern van Nigula, die in het rechts-boven-kwadrant zijn geplotted. Van geen van de Nederlandse monsterpunten komt de soortensamenstelling goed overeen met de meest ombrotrofe wateren in het intacte hoogveen. Estlandse monsterpunten uit de overgangsvelden en wateren die beïnvloed worden door water uit de veenbeek zijn rondom de oorsprong geplotted. De soortensamenstelling van deze enigszins verrijkte wateren vertoont de sterkste overeenkomst met de meeste Nederlandse herstel-wateren. Monsterpunten in de veenbeek en in het overgangsveld dat water ontvangt uit de lagg van Nigula zijn in het links-boven-kwadrant geplotted. Opvallend is dat dicht bij deze monsterpunten de veenputten uit het Vragenderveen en enkele poelen uit de Tuspeel zijn geplotted. Deze wateren komen in soortensamenstelling dus enigszins overeen. In enkele van de monsterpunten in het overgangsveld in Nigula is ook de dansmug *Lasiodiamesa* sp. aangetroffen.

De mate van variatie in soortensamenstelling binnen alle Nederlandse monsterpunten samen (~de spreiding van de punten in de ordinatie-plot) is vergelijkbaar met de variatie in de Estlandse monsterpunten, met weglating van de lagg en het primaire meer. De Sorensen-similariteits-coëfficiënten (Tabel 5.6) zijn niet significant verschillend. Wanneer de lagg en het primaire meer wel in de berekening van de similariteits-coëfficiënt worden meegenomen, is de similariteit binnen de Nederlandse wateren significant groter (T-test: $P=0,000$). In Figuur 5.10 zijn de ordinatie-plots weergegeven van de correspondentie analyses van Estland en alleen de Nederlandse relict-wateren of alleen de herstel-wateren. Ook in deze analyse komt naar voren dat enkele relict-wateren overeenkomst vertonen in soortensamenstelling met enkele wateren uit het overgangsveld en de veenbeek van Nigula (links-boven-kwadrant). Ook is duidelijk te zien dat de variatie in soortensamenstelling binnen de wateren die door vernatting zijn gecreëerd kleiner is dan de variatie binnen het complete hoogveensysteem. De similariteits-coëfficiënten zijn voor de herstel-wateren significant hoger dan voor de Estlandse monsterpunten (T-test: $P=0,000$).



Figuur 5.11: Ordinatie-plots (CA) van de Nederlandse en Estlandse monsterpunten op basis van aan- en afwezigheid van macrofaunasoorten in voorjaarsmonsters. Kruisjes = Estland, vierkanten = relict-wateren en open cirkels = herstel-wateren.

Hoewel de soortensamenstelling van afzonderlijke wateren niet sterk overeenkomt tussen de Nederlandse hoogveenrestanten en het intacte hoogveen, herbergen de verschillende Nederlandse wateren wel faunasoorten van het soortenspectrum van intacte hoogveenen. 51 van de 79 tot nu toe uit Nigula gedetermineerde soorten is ook in tenminste één van de Nederlandse standaardmonsters aangetroffen. Een verdere analyse van de gegevens is noodzakelijk om een beter overzicht te krijgen van welke soorten wel en niet gemeenschappelijk zijn en welke omgevingsvariabelen daarbij van belang kunnen zijn. Opmerkelijk is dat de soortenrijkdom per monsterpunt in Estland ($7,0 \pm 4,5$) significant (T-test: $P=0,021$) lager is als in de Nederlandse monsterpunten ($10,5 \pm 5,3$). Mogelijk kunnen in de Nederlandse hoogveenwateren meer soorten leven als gevolg van de hogere beschikbaarheid van nutriënten. De Nederlandse monsterpunten vertoonden ook de sterkste overeenkomst in soortensamenstelling met de verrijkte hoogveenwateren in Estland en van geen van de Nederlandse monsterpunten kwam de soortensamenstelling overeen met die van de meest ombrotrofe wateren. De mosmug *Phalacrocer replicata*, die in Nederland in de meeste wateren met Waterveenmos voorkomt, is in Estland alleen gevonden in situaties waar enige verrijking optreedt door waterstroming. Op deze locaties waren ook de aantallen larven van de haft *Leptophlebia vespertina* zeer hoog, terwijl deze soort in Nederland in vrijwel alle wateren met *Sphagnum cuspidatum* in relatief hoge aantallen voorkomt.

Door de relatief lage similariteit tussen de verschillende wateren komt de totale soortenrijkdom voor het hele hoogveensysteem toch hoog uit, ondanks de lage soortenrijkdom per monsterpunt. In Figuur 5.6a ligt de curve van de cumulatieve soortenrijkdom van de Estlandse monsterpunten eerst nog onder de beide Nederlandse curven, maar de Estlandse curve blijft sterker stijgen en snijdt de curve van de herstel-wateren.

5.3.3 Soortensamenstelling binnen een intact hoogveen

Binnen het intacte hoogveensysteem verschilt de soortensamenstelling van de watermacrofauna het sterkst tussen enerzijds de lagg en anderzijds de overgangsvennen en de hoogveenkern. In de correspondentie analyse van alle Estlandse monsterpunten worden de twee monsterpunten in de lagg van Punaraba en het monsterpunt (12) in de lagg tussen Salupeaksi en Nigula raba op de horizontale as gescheiden van alle andere monsterpunten (Figuur 5.1212a). Dit is uiteraard niet verrassend, daar deze onderdelen van het systeem sterk verschillen in milieuvariabelen, zoals pH, beschikbaarheid van nutriënten en vegetatiesamenstelling. Minerotrofe primaire hoogveenmeren, zoals Nigula järv, herbergen over het algemeen ook een heel andere macrofauna dan de meer ombrotrofe wateren. Als gevolg van het erg kleine aantal individuen en soorten dat met de standaardbemonstering in Nigula järv is verzameld, komt dit verschil in de correspondentie-analyse niet naar voren.

Figuur 5.1212b geeft de ordinatie-plot van de correspondentie-analyse van de monsterpunten in het overgangsvveen en de hoogveen kern van Nigula. Om een goede indruk te krijgen van de variatie binnen elk monsterpunt, zijn meestal twee of drie monsters genomen op verschillende punten binnen het bemonsterde waterlichaam. In een analyse van alle afzonderlijke monsters bleek bij de monsterpunten 10, 11 en 18 één van de drie monsters vrij sterk af te wijken in soortensamenstelling. Deze zijn daarom als afzonderlijke monsterpunten 10a, 11a en 18a in de correspondentie-analyse meegenomen. In de kleine slenken van monsterpunt 4 kon geen standaardmonster genomen worden, zodat dit punt uit deze analyse is weggelaten.

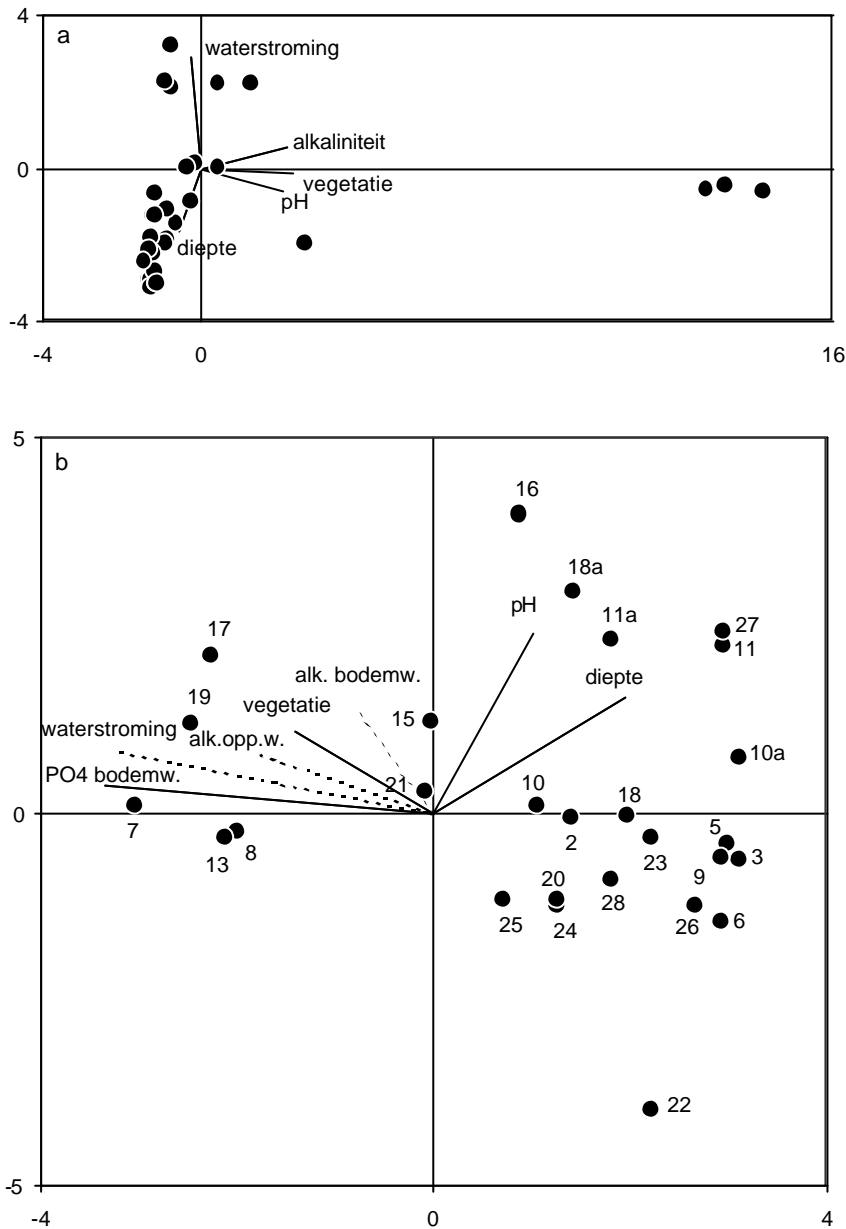
Bij deze correspondentie-analyse van monsterpunten binnen de hoogveen kern en het overgangsvveen van Nigula komen geen zeer sterk gescheiden clusters naar voren. Wel is een duidelijk patroon in de monsterpunten aanwezig dat verband houdt met het stromingspatroon in Nigula. Links en bovenin Figuur 5.1212b zijn de bronnen van de beide veenbeken (7 en 16), vier punten in de loop van de veenbeek Lemme oja (8, 17, 18a en 19) en twee punten in het overgangsvveen benedenstrooms van de lagg en Salupeaksi (13 en 15) geplot. Monster 11b is genomen in het beekje tussen de bron (16) en poel 11, waarin de beek uitmondt. Poel 27 grenst aan dit beekje. Vanuit poel 11 stroomt het oppervlaktewater in een brede, vrij diffuse stroom naar het complex van ondiepe modder slenken, dat grotendeels droogvalt in de zomer. Hier ligt monsterpunt 22. De -naar verwachting- meest ombrotrofe poelen in de hoogveen kern zijn in het rechts-onder-kwadrant geplot (2, 3, 5, 6, 9, 23 en 26). Daar tussenin zijn de monsterpunten geplot, die in meerdere of mindere mate beïnvloed worden door (laterale) waterstroming van de veenbeek of de diffuse stroming (20, 21, 24 en 25). Toestroming van water uit de veenbeek vindt plaats gedurende het natte seizoen, wanneer de waterstand hoog is, maar in een aantal wateren wellicht ook ondergronds. Deze wateren hebben een aantal soorten gemeenschappelijk met de meer ombrotrofe wateren, maar herbergen ook soorten die vooral in de meer minerotrofe en nutriëntenrijkere wateren voorkomen. De poelen 2 en 23 liggen in de hoogveen kern en zijn niet verbonden met de veenbeek, maar zijn in Figuur 5.1212b wel geplot tussen de meer ombrotrofe wateren aan de rechterkant en de wat verrijkte wateren aan de linkerkant. Wellicht treedt in deze poelen een wat sterkere decompositie op, mogelijk door enige toevoer van gebufferd water door het veenpakket.

74,7% van de totale variatie in faunasamenstelling kan verklaard worden met de gemeten omgevingsvariabelen. PO_4 in het bodemwater (12,2 %), diepte (7,9 %), pH van het oppervlaktewater (7,2 %) en de vegetatiesamenstelling (5,8 %) dragen significant ($P > 0,05$) bij aan het verklaren van de variatie in faunasamenstelling (tussen haakjes het maximum percentage verklaarde variatie). De grotere en diepere hoogveenpoelen zijn aan de rechterkant van Figuur 5.12b geplot, terwijl de meeste punten aan de linkerkant relatief klein en ondiep zijn. De stroomsnelheid van het oppervlaktewater verklaart vrij veel variatie (11,1 %), maar is in deze analyse niet statistisch significant. De groei van draadalg in de veenbeek en daarmee verbonden poelen is waarschijnlijk een gevolg van de verhoogde beschikbaarheid van nutriënten. Afgezien van de lagg, zijn herbivore waterkevers en de mosmug *Phalacrocer a replicata* in Nigula alleen in deze wateren met algengroei aangetroffen. Hier zijn ook de hoogste aantallen uitvliegende haften *Leptophlebia vespertina* waargenomen.

Binnen de overgangsvvenen van zowel Nigula als Valgeraba is variatie aanwezig in de soortensamenstelling van de watermacrofauna, die gerelateerd kan worden aan de variatie in de invloed van minerotroof en ombrotroof water. Het ondiepe, veenmosrijke water in het midden van het overgangsvveen (28) is geplot tussen de poelen in de hoogveen kern, de ondiepere wateren 18 en 24, die in verbinding staan met de veenbeek Lemme oja en de punten 20 en 28 benedenstrooms van het complex van modderslenken. De wateren die sterker beïnvloed worden door gebufferd water vanuit de lagg (13 en 15) zijn meer naar rechts geplot. Wateren die in geringe mate door minerotroof water beïnvloed worden, komen in soortensamenstelling vrij sterk overeen met wateren in de hoogveen kern.

De verschillende hoogveenfaunasoorten komen binnen een intact hoogveen niet voor in elk watertype, maar zijn afhankelijk van bepaalde habitatcondities en daarmee min of meer gebonden aan bepaalde watertypen. De waterkevers die als min of meer karakteristiek voor hoogvenen zijn aangemerkt (zie Tabel 5.6) blijken in Nigula ruimtelijk verspreid voor te komen. Soorten zijn slechts in één of enkele van de onderscheiden clusters van monsterpunten aangetroffen (Tabel 5.8). De karakteristieke en in Nederland zeer zeldzame kever *Laccophilus ponticus* bijvoorbeeld, is in Nigula alleen aangetroffen in de kernpoelen met veel open water. De lagg-zone (12) herbergt enkele soorten die in de andere wateren niet zijn aangetroffen. Een duidelijk voorbeeld van het voorkomen van soorten in specifieke biotopen is ook de Hoogveenglanslibel (*Somatochlora arctica*), die zich voortplant in kleine wateren met dichte veenmosvegetatie en verticale plantenstructuren (zegge, Veenpluis, Waterdrieblad) en tenminste in het voorjaar enige waterstroming (Schorr 1990). De larven van de Hoogveenglanslibel zijn in Estland aangetroffen in het overgangsvveen in Nigula, in de lagg-zone van Punaraba en in kleine slenken op de helling van een hoogveenkern naar de rand. Hier is inderdaad sprake van waterstroming en zijn verticale plantenstructuren aanwezig.

Uit de nu beschikbare gegevens is duidelijk dat hoogvenen allerm minst homogene systemen zijn. Niet alleen tussen de lagg, het overgangsvveen en de hoogveenkern, maar ook binnen de hoogveenkern is variatie in omgevingsvariabelen en soortensamenstelling aanwezig. Deze variatie in soortensamenstelling is gecorreleerd met pH (of zuurbuffering), beschikbaarheid van nutriënten, vegetatiesamenstelling, waterstroming en afmetingen van de waterlichamen. Om meer te begrijpen van de oorzakelijke verbanden tussen omgevingsvariabelen en het voorkomen van watermacrofaunasoorten, zijn verdere gegevensanalyses noodzakelijk. In deze analyses moet aandacht besteed worden aan onder andere de voedselgilden waartoe soorten behoren en processen, als decompositie en bioproductie. Hierbij is het ook van belang dat andere taxonomische groepen, zoals de dansmuggen, worden uitgewerkt.



Figuur 5.12: Ordinatie-plots (CA) van a) alle monsterpunten in Estland en b) van alle monsterpunten in de hoogveenkeren en het overgangsveen van Nigula. De significante omgevingsvariabelen zijn aangegeven als lijnen. Niet-significante variabelen, die in de tekst genoemd worden, zijn met onderbroken lijnen aangegeven.

Tabel 5.8: Vindplaatsen van karakteristieke waterkevers (zie Tabel 5.7) in Nigula. De monsterpunten zijn gerangschikt in clusters van monsterpunten, die in soortensamenstelling min of meer overeenkomen.

Poel	14	3	9	23	5	2	6	18	10	11	4	7	8	13	15	21	20	22	16	17	19	12	
<i>Laccophilus ponticus</i>	1	1	5	1	1					10													
<i>Dytiscus lapponicus</i>			1	1	4		1		2														
<i>Graphoderus zonatus</i>									3														
<i>Rhantus latitans</i>									1														
<i>Bidessus unistratus</i>			3	12		2		2	1								1						
<i>Enochrus ochropterus</i>									1											1			
<i>Hydroporus obscurus</i>				5		8	2	6	12	1	2	3	5	3	1	1	2		3		1		
<i>Hydroporus umbrosus</i>						2	4		17	5	1	4	10		19	2			2		1		1
<i>Hydroporus tristus</i>						1			3		5	1	5	15	1				1				1
<i>Agabus affinis</i>												1											
<i>Helophorus laticollis</i>															1								
<i>Ilybius aenescens</i>												2		2									
<i>Ilybius guttiger</i>															1								3
<i>Acilius canaliculatus</i>												1	1			1	2						10
<i>Rhantus suturellus</i>									1				1			1		1					
<i>Enochrus affinis</i>										1									3				
<i>Agabus uliginosus</i>												1								1			
<i>Agabus congener</i>													1								1		1
<i>Hydroporus incognitus</i>																					1	2	
<i>Hygrotus decoratus</i>																							6
<i>Nartus grapii</i>																							7
<i>Agabus unguicularis</i>																							12

5.3.4 Relatie hoogveenvegetatie en -fauna

Vaak wordt aangenomen dat in een waardevolle, karakteristieke vegetatie ook een waardevolle, karakteristieke fauna voorkomt en dat faunaherstel volgt op vegetatieherstel. Voor de 27 herstel-wateren zijn de correlaties van de aantallen karakteristieke soorten en zeldzame karakteristieke soorten met de vegetatiescore niet significant, al is er wel een zeer sterke trend voor de zeldzame karakteristieke soorten (Tabel 5.9; Figuur 5.7). Voor de 20 relict-wateren is inderdaad een significante correlatie gevonden tussen het aantal karakteristieke soorten en de vegetatiescore. Het aantal min of meer zeldzame karakteristieke soorten is echter niet significant gecorreleerd. De vegetatie van de wateren waar de hoogste aantallen zeldzamere karakteristieke soorten zijn gevonden, was niet bijzonder waardevol. Het betreft drie veenputten in het Korenburgerveen (Figuur 5.13), waar de vegetatie bestaat uit voornamelijk Berk, Pijpenstrootje, Waterveenmos en wat Veenpluis, maar waar wel ondermeer de zeer zeldzame dansmug *Lasiodiamesa gracilis* voorkomt. Het Korenburgerveen en Wooldse veen zijn de enige bekende vindplaatsen van deze soort in West-Europa, die verder alleen bekend was van Zuid-Zweden, Zweeds Lapland en Polen (zie Brundin 1966). Hier is ook de langpootmug *Prionocera pubescens* (determinatie Herman de Jong) aangetroffen, een werkelijke zeldzaamheid in Nederland. Er kan dus niet zomaar vanuit gegaan worden dat de kwaliteit van de vegetatie de kwaliteit van de fauna weerspiegelt.

Tabel 5.9: Correlatiecoëfficiënten en significantie (*P*-waarden) van correlaties tussen de aantallen karakteristieke of min of meer zeldzame karakteristieke soorten (KZ in Tabel 5.7) en de vegetatiescore.

	correlatiecoëfficiënt	<i>P</i> -waarde
relict-wateren		
karakteristieke soorten	0.49	0.030
zeldzame karakteristieke soorten	0.28	0.235
herstel-wateren		
karakteristieke soorten	0.20	0.329
zeldzame karakteristieke soorten	0.37	0.055



*Figuur 5.13: Eén van de veenputten (links) in het Vragenderveen (Korenburgerveen) waar de zeer zeldzame en karakteristieke dansmug *Lasiodiamesa gracilis* (rechts) voorkomt. (Foto van *Lasiodiamesa gracilis* is gemaakt door René Krekels).*

Onderzoek naar watermacrofauna in het Korenburgerveen, in het kader van het onderzoeksproject 'Invloed van aantasting en herstel op de faunadiversiteit in een complex landschap', laat zien dat de faunasamenstelling in het terrein veel sterker correspondeert met de verschillende landschapselementen (ecologische eenheden uit Biologische Station Zwillbrock, 1995) binnen het terrein dan met de vegetatiesamenstelling op de bemonsterde locaties (Verberk *et al.* 2002). Hoe kunnen deze verschillen tussen de classificatie op basis van de vegetatiesamenstelling ter plaatse en de classificatie op basis van de ecologische eenheden verklaard worden? De vegetatiesamenstelling op de locatie weerspiegelt de lokale condities. Een deel van de variatie in faunasamenstelling kan wel verklaard worden met de vegetatie ter plaatse. Voor de waterkevers bleken in het Korenburgerveen zuurgraad en vegetatiesamenstelling en -structuur belangrijk te zijn (Verberk *et al.* 2001). Hoewel de ecologische eenheden met name op basis van hun vegetatiesamenstelling zijn onderscheiden, variëren de vegetatie en habitatcondities binnen een eenheid te sterk om de overeenkomst in faunasamenstelling binnen eenheden te kunnen verklaren. Deze resultaten wijzen erop dat faunasoorten van hun omgeving gebruik maken op het schaalniveau van een ecologische eenheid (hier circa 2000 m²). Door verspreiding van individuen van het ene naar het andere water gaan de verschillende wateren wat faunasamenstelling betreft sterker op elkaar lijken. Behalve de condities van het betreffende water, is dus ook de diversiteit aan habitats en soorten in de omgeving bepalend voor de faunasamenstelling van een waterlichaam.

5.3.5 Habitatdiversiteit

Habitatdiversiteit is op verschillende manieren van belang voor de fauna. Meer verschillende habitattypen bieden in principe geschikte habitats voor meer verschillende soorten (Harper *et al.* 1997). Daarbij gaat het met name om variatie in zuurgraad, beschikbaarheid van nutriënten, vegetatiesamenstelling, -structuur, afbraak en grootte van wateren. Bepaalde habitatcondities komen alleen voor in overgangen, bijvoorbeeld tussen een Berkenbosje en een open terrein, of in meer geleidelijke gradiënten. Faunasoorten die van deze condities afhankelijk zijn, kunnen dan ook alleen voorkomen in terreinen met een bepaalde habitatdiversiteit. Verder kunnen soorten voor het voltooien van de verschillende fasen van hun levenscyclus afhankelijk zijn van het voorkomen van verschillende habitats naast elkaar. Voor diverse soorten blijkt habitatdiversiteit ook cruciaal te zijn, om ongunstige perioden in een of meer van de aanwezige habitats te kunnen overleven in een ander habitatype (Settele *et al.* 1996; Moller Pillot in voorbereiding). Een beter begrip van de relaties tussen habitatdiversiteit

en faunadiversiteit vereist verder onderzoek. Uit zowel het onderzoek in Nederlandse hoogveenrestanten als uit het referentieonderzoek is wel duidelijk dat behoud en herstel van habitatdiversiteit noodzakelijk is voor het behoud en herstel van de faunadiversiteit van hoogvenen. Voor het herstelbeheer is het van groot belang habitatdiversiteit concreter in te vullen en verder te werken aan het beantwoorden van de vraag: Welke terreineigenschappen (zowel van afzonderlijke waterlichamen, als op hogere schaalniveau's) zijn voorwaarden voor het voorkomen van (karakteristieke) soorten? Verdere uitwerking van de gegevens die in deze onderzoeksfase reeds zijn verzameld, zal in dit verband naar verwachting nog nieuwe inzichten opleveren. Daarnaast is het nodig aanvullende gegevens te verzamelen.

5.4 Conclusies en aanbevelingen voor herstelbeheer

Bij de start van het OBN-hoogveenproject was grotendeels onbekend welke omgevingsvariabelen, die te maken hebben met intactheid, antropogene invloeden (vroeger landgebruik, ver-factoren) en herstelmaatregelen, verantwoordelijk zijn voor de huidige variatie in fauna-opbouw binnen de Nederlandse hoogveenrestanten. Gegevens over waar in de hoogveenrestanten karakteristieke en zeldzame faunasoorten voorkomen, ontbraken voor de meeste faunagroepen. Daarom is als eerste stap begonnen met correlatief onderzoek naar relaties tussen soortensamenstelling en omgevingsvariabelen, waarbij gestart is met het aquatisch milieu.

5.4.1 Effecten van vernattingsmaatregelen

Uit het onderzoek is gebleken dat de meeste wateren die door vernattingsmaatregelen zijn ontstaan, gekoloniseerd zijn door een aantal karakteristieke en zeldzame watermacrofaunasoorten. Met name wanneer de uitgangssituatie een grootschalige verving betreft, zoals het Amsterdamseveld en Schoonebeekerveld, is de vestiging van deze soorten 100 % winst. Wateren die al lange tijd bestaan en niet aan (grootschalige) veranderingen onderhevig zijn geweest, blijken nog relatief veel karakteristieke hoogveensoorten en zeldzame soorten te herbergen. Een aanzienlijk aantal van de karakteristieke en zeldzame soorten is zelfs alleen aangetroffen in dit soort 'relict-wateren', zoals veenputjes in het Korenburgerveen, greppels van de boekweitbrandcultuur in het Meerstalblok en hoogveentjes in Dwingeloo en niet in (grootschalig) vernatte situaties. Zowel wateren waar drijftilvorming plaatsvindt, als wateren waar veenmos alleen submers aanwezig is of waar geen veenmosgroei optreedt, vormen leefmilieus voor verschillende karakteristieke faunasoorten. Ook 'relict-wateren' die wat vegetatie betreft niet erg waardevol lijken, blijken relatief veel karakteristieke en (zeer) zeldzame soorten te kunnen herbergen. Voor de macrofauna in de hoogveenrestanten vormen vernattingsmaatregelen de belangrijkste factor in de soortensamenstelling. Na vernatting vindt in de loop van jaren wel een lichte toename van het aantal zeldzame en karakteristieke soorten plaats. Dit betreft tot nu toe echter een beperkt aantal soorten. Vernattingsmaatregelen hebben dus nog niet geleid tot herstel van een compleet soortenspectrum van de hoogveenfauna.

5.4.2 Behoud van nog aanwezige populaties

Wanneer populaties van zeldzame en karakteristieke soorten nog in een terrein aanwezig zijn, kunnen met name grootschalige herstelmaatregelen ervoor zorgen dat deze soorten uit het terrein verdwijnen, doordat voor deze soorten het habitat ongunstig wordt beïnvloed. Voor veel soorten verloopt (her-)kolonisatie moeizaam, zeker in de huidige situatie waarin eventuele bronpopulaties vaak op grote afstand liggen. In het herstelbeheer is het dus erg belangrijk dat conserverende maatregelen worden genomen, die ervoor zorgen dat populaties van de aanwezige karakteristieke en zeldzame soorten binnen de terreinen behouden blijven en mogelijk versterkt worden. Voor een meer concrete invulling van de habitatcondities die het behoud van soorten vereist en de voorwaarden waaraan conserverende maatregelen moeten voldoen, is het noodzakelijk dat (cor)relaties tussen faunasamenstelling en omgevingsvariabelen nader worden onderzocht.

5.4.3 Behoud en herstel van habitatvariatie op landschapschaal

Variatie in watertypen is een voorwaarde voor het voorkomen van veel verschillende hoogveensoorten. De verschillende hoogveensoorten stellen namelijk verschillende eisen aan hun habitat. Het onderzoek in meer intacte hoogvenen in Ierland en Estland laat zien dat zowel de overgangszones tussen de hoogveenkern en andere landschapstypen, als de verschillende watertypen binnen de hoogveenkern van belang zijn. In het herstelbeheer is het dus van belang dat op landschapschaal verschillende elementen van de habitatvariatie, zoals die in intacte hoogvenen te vinden is, behouden en hersteld worden. Hierbij dienen de potenties van de verschillende terreindelen te worden benut.

Momenteel is in de hoogveenrestanten de variatie in standplaatstypen in een (onnatuurlijk) mozaïekpatroon gerangschikt door het vroegere gebruik van hoogvenen. Het huidige voorkomen van faunasoorten is afhankelijk van deze variatie en dit mozaïekpatroon. Door de veranderingen in de hoogveenrestanten kunnen nu ook soorten voorkomen, die oorspronkelijk niet tot de karakteristieke hoogveenfauna behoren. Een aantal van deze soorten is voor hun voortbestaan in Nederland momenteel van hoogveenrestanten afhankelijk. Oorspronkelijke leefgebieden buiten de hoogvenen zijn wellicht zodanig aangetast (ontginning, vermesting, verdroging), dat de betreffende soorten nu tot hoogveenrestanten zijn beperkt. Vanwege deze situatie vraagt het behoud en herstel van karakteristieke en zeldzame faunasoorten een goed doordachte fasering van herstelmaatregelen.

5.4.4 Monitoring en maatregelen

Het vastleggen van de uitgangssituatie voorafgaand aan de uitvoering van maatregelen is erg belangrijk. Doordat dan bekend is waar in het terrein welke karakteristieke en zeldzame soorten voorkomen, kan hiermee bij maatregelen werkelijk rekening gehouden worden. Uiteraard is het vastleggen van de uitgangssituatie ook noodzakelijk voor de evaluatie van de effecten van maatregelen. Fasering van maatregelen en de schaal waarop ingrepen plaatsvinden, kan dan mede afgestemd worden op faunaontwikkelingen. Nadat is vastgesteld dat belangrijke soorten zich in andere terreindelen gevestigd hebben als effect van herstelmaatregelen, kan overwogen worden ook maatregelen te nemen in een deel van het terrein waar nog relictpopulaties voorkomen.

Door 1) het zoveel mogelijk veilig stellen van bestaande populaties van karakteristieke en zeldzame faunasoorten in de hoogveenrestanten en 2) het behoud en herstel van elementen van de habitatdiversiteit, zoals die ook in intacte hoogveensysteem te vinden is, kan het herstelbeheer in hoogveenrestanten een belangrijke bijdrage leveren aan het behoud en herstel van de faunadiversiteit.

6 Samenvatting en synthese: perspectieven voor hoogveenherstel in Nederland

Fons Smolders, Hilde Tomassen, Juul Limpens, Sake van der Schaaf & Gert-Jan van Duinen

6.1 Algemeen

De gebrekkige kennis over hoe in Nederland hoogvenen hersteld moeten worden waren voor de Directie Natuurbeheer van het ministerie van LNV en het EC-LNV aanleiding om in het kader van de regeling Overlevingsplan Bos & Natuur een subsidie beschikbaar te stellen voor onderzoek naar hoogveenherstel in Nederland. In eerste instantie is het preadvies samengesteld waarin de bestaande kennis bijeengebracht is en benodigd onderzoek geformuleerd is (Schouwenaars *et al.* 1997). Op basis van het preadvies zijn keuzes gemaakt waarbij uiteindelijk de meeste knellende kennislacunes geprioriteerd werden voor de eerste onderzoeksfase. Dit betekent dat niet alle vragen die voor het beheer en herstel van hoogvenen van belang kunnen zijn aan bod zijn gekomen. In deze eerste fase heeft nog erg de nadruk gelegen op het beheren en herstellen van de typische hoogveenvegetaties, omdat deze, zoals hierna zal worden uitgelegd, de basis vormen voor een goed functionerend hoogveensysteem.

We moeten ons echter wel realiseren dat de natuurwaarde van een intact hoogveensysteem meer behelst dan fraaie veenmostapijten. In een hoogveensysteem komen ook struwelen en bosjes voor en open wateren, vaak met invloed van enig gebufferd grondwater ('soaks'). Verder worden de randzones gekenmerkt door fraaie gradiëntsituaties ('lagg zones'). Vaak bevatten deze elementen van het hoogveensysteem zeer karakteristieke en zeldzame soorten. Met name voor de hoogveenfauna blijken deze elementen van groot belang te zijn. Bij het herstel van hoogveensystemen moet dit zeer nadrukkelijk in het oog worden gehouden.

Het is van groot belang om voorafgaand aan de herstelmaatregelen een goede diagnose te stellen op basis waarvan wordt bepaald waar hoogveenontwikkeling moet worden nagestreefd en waar het zinvoller is om juist een ander doeltype na te streven (bijvoorbeeld veenheide of berkenbroek). De OBN-regeling heeft tenslotte als doel om de biodiversiteit in Nederland te behouden en te herstellen. Wanneer in delen van het terrein zeldzame faunasoorten aanwezig zijn, zou vernatting kunnen leiden tot het verlies van deze soorten waardoor, hoewel met goede bedoelingen, de doelstellingen van OBN geweld worden aangedaan. Een verantwoorde diagnosestelling zal moeten leiden tot een beter gefundeerde keuze voor bepaalde beheers- of herstelstrategieën waarbij het herstel van hoogveenvormende vegetaties dus geen vanzelfsprekende keuze hoeft te zijn.

6.2 Herstel van acrotelmcondities

Een absolute voorwaarde voor het op gang komen van hoogveenvorming is het herstel van de juiste acrotelmcondities. De acrotelm bestaat uit de bovenste deels levende laag veen die doorgaans maximaal 0,5 m dik is. De acrotelm heeft de zelfregulerende hydrologische eigenschappen die een hoogveen tot een hoogveen maken. Het doorlaatvermogen van de acrotelm varieert met de grondwaterspiegel en neemt sterk af met een dalende grondwaterspiegel. Hierdoor neemt ook de laterale afvoer sterk af. Ook heeft een acrotelm in vergelijking met het sterker gehumificeerde veen dat eronder ligt (de catotelm) een hogere bergingscoëfficiënt, waardoor verdamping en afvoer minder effect hebben op de grondwaterspiegel. Daarnaast heeft een levend veenmosdek een regulerende invloed op de verdamping omdat de capillaire nalevering van water aanzienlijk vermindert wanneer het waterniveau in de acrotelm daalt. Niet alle veenmossoorten beschikken over de juiste eigenschappen om een dergelijk acrotelm te vormen. Joosten (1995) noemt met name *Sphagnum papillosum*, *S. magellanicum*, *S. imbricatum*, *S. fuscum* en *S. rubellum* als zogenaamde sleutelsoorten, wier dominantie als een 'conditio sine qua non' voor hoogveenherstel moet worden beschouwd. Een hoogveenherstelproject kan dus pas geslaagd worden genoemd als één of meer van deze soorten over grote oppervlakte tot dominantie zijn gekomen en acrotelmvormend groeit.

In het preadvies werden steeds het micro-, meso- en macroschaalniveau onderscheiden. Ingrepen kunnen op een verschillend schaalniveau effect hebben. Zo wordt het herstel van standplaatscondities voor hoogveensoorten of hoogveengemeenschappen gezien als een effect op microniveau. Uiteindelijk moet de ontwikkeling van een acrotelm over grotere oppervlakte leiden tot het ontstaan van de hydrologische zelfregulering die voor het functioneren van het hoogveensysteem zo van belang is. Hier hebben we het al duidelijk over het mesoniveau. Het onderzoek in de eerste fase was vooral gericht op het zoeken naar sturende factoren voor het creëren van de juiste standplaatscondities van de sleutelsoorten. Deze microschaalbenadering straalt automatisch uit naar de mesoschaal, op het moment dat de sleutelsoorten een acrotelm gaan vormen. Wanneer het hoogveensysteem eenmaal begint te functioneren gaat dit automatisch ook de omgeving van het hoogveen beïnvloeden. Zo kunnen aan de randen van het veen waar het zure voedselarme water uit het veen zich vermengt met voedselrijker, gebufferd water uit de omgeving gradiënten ontstaan (zogenaamde lagg-zones). Hier hebben we het al over het karakteristieke hoogveenlandschap en dus over het macroschaalniveau.

We hebben hierboven de schaalniveaus waarop de effecten van de maatregelen optreden beschouwd. We zien dat het bevorderen van effecten op microschaal uiteindelijk leidt tot effecten op macroschaal. Voor het bereiken van deze effecten op microschaal zullen wel vaak maatregelen op macroschaal nodig zijn. Daar in de meeste vergraven en verdroogde hoogveenrestanten nauwelijks veenmosgroei optreedt, zullen eerst de juiste voorwaarden voor de groei van veenmossen moeten worden geschapen. Dit betekent in de praktijk dat er vernattingsmaatregelen genomen moeten worden. Hierbij kan het wenselijk zijn maatregelen op regionale schaal (macroschaalniveau) te nemen, bijvoorbeeld om het regionale grondwater in de veenbasis te krijgen en zo de wegzijging te verminderden. Dit punt is onderwerp van onderzoek in de tweede fase.

6.3 Bergingseigenschappen

Stabiele waterstanden op of net onder maaiveld en met een zo gering mogelijke fluctuatie zijn optimaal voor de groei van veenmossen (zie hoofdstuk 3). Het verticale verloop van de substraateigenschappen blijkt van grote invloed te zijn op de relatie tussen het niveau en de fluctuatie van de grondwaterstand. Bij een diepere grondwaterstand staat het water in relatief sterk gehumificeerd veen. Dit veen heeft een lage bergingscoëfficiënt waardoor waterstandsfluctuaties relatief groot zijn. Als

bij een hoger waterpeil het water in het minder gehumificeerde veen aan het veenoppervlak staat (dit kan in een intact hoogveen de acrotelm zijn) worden de waterstandsfluctuaties klein doordat weinig gehumificeerd materiaal een hoge bergingscoëfficiënt heeft. Wanneer het water in het maaiveld staat en open water begint te ontstaan heeft de bergingscoëfficiënt de neiging steil toe te nemen bij een verder stijgend waterpeil (open water heeft een bergingscoëfficiënt van 1). De waterstand waarbij dit optreedt, zou het gewenste overloopeil zijn waarbij een plasdras situatie optreedt. Voor een doelmatige vernatting is het dus belangrijk om de relatie tussen de verandering van de bergingscoëfficiënt en het waterpeil goed te kennen. Men moet zich hierbij realiseren dat na vernatten de bergingseigenschappen van de toplaag van het veen of zelfs de hoogteligging van het maaiveld geleidelijk kunnen veranderen waardoor het wenselijk kan zijn het waterpeil na verloop van tijd aan te passen.

Uit het hydrologische onderzoek is gebleken dat dit verband goed kan worden afgeleid uit synchrone waarnemingsreeksen van grondwaterstanden en neerslag, mits het maximale waarnemingsinterval niet meer dan enkele uren bedraagt. Op grond van dit soort metingen kunnen gewenste overloopeilen beter worden vastgesteld dan tot nu toe het geval is met de gebruikelijke 14-daagse metingen. Dit betekent in de praktijk echter wel dat er geheel of gedeeltelijk moet worden overgestapt op geautomatiseerd waarnemen. Het verdient aanbeveling de haalbaarheid hiervan nader te onderzoeken.

6.4 Bepaling wegzijging of aanvoer van grondwater: de overloopmethode

Het is voor een doelmatige vernatting van een systeem belangrijk te weten of wegzijging en/of (oppervlakkige) aanvoer van water optreedt en zo ja, hoeveel. Bij het nemen van de vernattingsmaatregelen kan dan met deze posten op de waterbalans rekening worden gehouden. Vaak is het echter lastig om deze posten uit de hydrologische data af te leiden. De overloopmethode is ontwikkeld om deze met een geringere foutenmarge te kunnen bepalen. Door uit te gaan van de afvoerloze periode van een geïsoleerd compartiment of hoogveentje kan worden nagegaan of er netto waterverlies of aanvoer van grondwater optreedt. Wanneer de waterbalans sluitend is moet in deze afvoerloze periode de totale hoeveelheid neerslag die valt worden gecompenseerd door de verdamping. Uit de temporele variatie van de stijghoogte van het grondwater kan het overlooppniveau en vervolgens de lengte van de afvoerloze periode worden bepaald. De neerslag voor deze periode kan worden bepaald uit neerslagmetingen ter plekke terwijl voor de verdamping de referentieverdamping van het dichtstbijgelegen KNMI station kan worden gebruikt. Uiteindelijk kan zo een eenvoudige balans (Neerslag - Verdamping) voor de afvoerloze periode worden gemaakt waarbij een positieve balans duidt op een netto verlies van water (wegzijging) en een negatieve balans op netto aanvoer van water. Toepassing van deze methode laat bijvoorbeeld een netto aanvoer van water zien in de Reigerplas (een heideveentje in het Dwingelerveld) en een netto wegzijging voor het Harkeveen, die als een enclave in een diep ontwaterd landbouwgebied ligt.

6.5 Vernatten van witveen

In niet of nauwelijks vergraven hoogveenrestanten, waar in feite sprake is van een verdroging van de toplaag van het veen (Fochteloërveen, Meerstalblok, Tuspeel), vindt nauwelijks nog veenmosgroei plaats door te droge omstandigheden. Verder worden deze terreinen, door een combinatie van droogte en een hoge stikstofdepositie, vaak gedomineerd door Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*), Berk (*Betula*) en heidesoorten (*Calluna vulgaris* en *Erica tetralix*). De resultaten van het onderzoek (hoofdstuk 3) laten zien dat vernatten tot een niveau waarbij het water in ieder geval gedurende grote delen van het jaar in of net boven het maaiveld staat,

leidt tot een zeer positieve ontwikkeling van de vegetatie. De bedekking door de heidesoorten en *Molinia* nemen sterk af terwijl de veenmossen en *Eriophorum* soorten zich sterk uitbreiden. *Eriophorum* pollen geven een goede beschutting van de veenmossen in de drogere zomerperiode en bovendien een structuur waar de veenmossen bij wat hogere waterstanden tegenop kunnen groeien (zogenaamde pollenbuffering). De mate waarin *Eriophorum* zich uitbreidt na vernatten blijkt onder andere af te hangen van de nutriëntenrijkdom van het systeem.

6.6 Drijftilvorming

Wanneer voornamelijk zwartveen aanwezig is ligt de situatie moeilijker dan bij witveen. Vaak worden grote delen van zwartveenrestanten geïnundeerd omdat de waterbergingscoëfficiënt van zwartveen erg laag is waardoor al snel te grote waterstandsfluctuaties optreden. Inundatie van zwartveenrestanten blijkt alleen tot een hoogveenverlanding te leiden wanneer er drijftillen ontstaan of wanneer er een sterke onderwatergroei optreedt van veenmossen. Drijftillen ontstaan met name wanneer er nog een toplaagje van weinig gehumificeerd veen aanwezig is (dit kan bijvoorbeeld de in het verleden teruggestorte bolster zijn). Dit weinig gehumificeerd veen kan loskomen van het zwartveen en een drijvende laag vormen waarop zich vervolgens veenmossen kunnen vestigen. Methaangas blijkt bij het ontstaan van deze drijftillen een belangrijke rol te spelen. Methaan wordt door methanogenen gevormd uit afbraakproducten die vrijkomen bij de anaërobe afbraak van organisch materiaal door fermenterende bacteriën (die met name acetaat en kooldioxide vormen). Dit betekent dat het veen nog voldoende "afbreekbaar" moet zijn. Dit impliceert dat er voldoende relatief jong, weinig gehumificeerd organisch materiaal aanwezig moet zijn.

Drijvend veen blijkt in tegenstelling tot niet drijvend (geïnundeerd) veen een hoge potentiële methaanproductie en een laag volume gewicht (soortelijke massa) te hebben. Verder is het over het algemeen rijker aan P en N en armer aan lignine en fenolen. Het hogere volume gewicht en de hogere lignine gehalten van het niet drijvende substraat duiden op een sterkere mate van humificatie. Ook de pH van het veenvocht blijkt de potentiële methaanproductie in belangrijke mate te beïnvloeden. Zure omstandigheden remmen de microbiële activiteit en daardoor hebben substraten met een hogere pH ook een hogere methaanproductie. De ratio tussen de pH van het uitknijpvocht en het volume gewicht van het veen blijkt goed te correleren met de potentiële methaanproductie. Beide eigenschappen zijn relatief eenvoudig te bepalen, zonder ingewikkelde chemische analyses. Een hoge ratio betekent een relatief hoge methaanproductie en een goede kans dat het veen komt opdrijven na inundatie. De pH van het veen kan sterk worden beïnvloed door de nabijheid van gebufferd grondwater. In veel veenrestanten is de resterende veenlaag nog maar erg dun en bevindt de veenbasis zich dus dicht aan het oppervlak. Indien gebufferd grondwater tot in de veenbasis reikt kan er zo een buffering van het veen optreden waardoor afbraakprocessen en dus de methaanproductie worden gestimuleerd. Dit is bijvoorbeeld het geval in het Korenburgerveen en het Haaksbergerveen. In het Haaksbergerveen heeft de bufferende invloed van het grondwater op een aantal plaatsen geleid tot een snelle ontwikkeling van drijftillen door het opdrijven van restveen na inundatie. Indien gebufferd grondwater in de veenbasis staat maar er geen geschikt (weinig gehumificeerd) veen meer aanwezig is zal, ondanks de gebufferde condities, er toch geen methaanproductie plaatsvinden.

Wanneer er zich drijftillen ontwikkelen bepaalt de structuur van het veen of de drijftillen permanent blijven drijven of dat ze in de winter zinken. De methaanproductie is een microbiel proces en dus sterk afhankelijk van de temperatuur. De methaanproductie zal in de zomer dan ook veel hoger zijn dan in de winter. Omdat methaan slecht in water oplosbaar is blijft het methaan in de vorm van methaanbelletjes hangen in het veen. Wanneer het substraat los van structuur is zal methaan relatief gemakkelijk ontsnappen. Daardoor daalt met name in de winter, de methaanconcentratie te sterk en verliest het substraat zijn drijfvermogen. Zodra er in

de loop van het voorjaar voldoende methaan is geaccumuleerd komt de drijftil weer omhoog.

6.7 Groei van submers (ondergedoken) *Sphagnum cuspidatum*

Wanneer de kans dat zich drijftillen ontwikkelen niet groot is, bijvoorbeeld omdat er geen geschikt substraat meer aanwezig is dat zou kunnen opdrijven, kan verlanding slechts plaatsvinden wanneer de waterlaag dichtgroeit met in het water groeiende veenmossen. Over het algemeen beperkt de groei van waterveenmossen zich in een dergelijk geval tot de (zeer) ondiep geïnundeerde delen van het terrein. Dit komt omdat het water in veenrestanten bijna altijd dystroof is, dat wil zeggen gekleurd door humuszuren. Deze humuszuurkleuring verhindert dat voldoende licht diep in het water doordringt. In het gunstigste geval bedraagt de diepte waarop nog 5 % van het daglicht doordringt ruim een halve meter. Deze 5 % is bij benadering de minimale hoeveelheid licht die *Sphagnum* nodig heeft om te kunnen groeien. Dit betekent dat in water dat dieper is dan een halve meter veenmosgroei over het algemeen slecht verloopt. Daarnaast is onderwater groeiend veenmos voor zijn kooldioxidevoorziening volledig afhankelijk van benthisch kooldioxide. Dit betekent dat er voldoende CO₂ moet worden nageleverd uit de bodem, en er dus voldoende afbraak moet plaatsvinden. In geïnundeerd sterk gehumificeerd zwartveen is ook de afbraak vaak zo gering dat de nalevering van CO₂ te laag is om een sterke *Sphagnum* groei mogelijk te maken.

We kunnen concluderen dat op geïnundeerd zwartveen de omstandigheden vaak niet goed genoeg zijn om onderwatergroei van veenmossen mogelijk te maken. In verzurende of van nature zure vennen met een minerale bodem zien we vaak wel een zeer snelle groei van veenmossen, waardoor in korte tijd het ven compleet dicht kan groeien. Op de minerale bodem wordt het water nauwelijks gekleurd door humuszuren, waardoor licht niet beperkend is voor de veenmosgroei. Daarnaast worden vele vennen vanuit hun naaste omgeving (infiltratiegebied) gevoed met CO₂-rijk water, zodat in die gevallen CO₂ niet beperkend is. Veenmosgroei in dit soort vennen kan zelfs nog worden gestimuleerd door de omgeving van waaruit het water wordt toegevoerd licht te bekalken waardoor er meer kooldioxide oplost in het infiltrerende water. Soms vindt er zelfs veenmosontwikkeling plaats op minerale substraten waar kooldioxiderijk water uittreedt. Dit is bijvoorbeeld het geval in het Verbrande Bos bij Staverden. Ook ondiepe poelen in intacte hoogvenen hebben de neiging snel dicht te groeien met *Sphagnum cuspidatum*. Dit komt omdat hier veel kooldioxide uit het omringende veen wordt aangevoerd. Aanvoer van kooldioxide kan ook verantwoordelijk zijn voor de ontwikkeling van veenmossen in terreindelen binnen een groter hoogveenrestant. Door microreliëf in het terrein kan het voorkomen dat er oppervlakkige stroming van water plaatsvindt waardoor in bepaalde delen van het terrein aanrijking met kooldioxide plaatsvindt. Het is belangrijk bij eventueel te nemen maatregelen hier rekening mee te houden zodat deze in een dergelijk geval niet leiden tot het wegvallen van de oppervlakkige waterstroming.

6.8 Plas-dras vernatting van zwartveen

Wanneer inundatie van restanten met voornamelijk zwartveen weinig perspectieven biedt voor het ontstaan van drijftillen en ook niet voor een uitbundige groei van ondergedoken veenmossen, dan blijkt plas-dras vernatting de beste optie te zijn. Om dit te kunnen bereiken zal een compartimentering van het terrein moeten plaatsvinden. In een deel van het terrein zal water moeten worden vastgehouden zodat van hieruit water kan worden ingelaten in de compartimenten waar een permanente plas-dras situatie wordt nagestreefd. Het hele systeem zal zo moeten worden ingericht dat niet alleen optimaal water kan worden vastgehouden maar ook

dat water snel kan worden afgevoerd wanneer het waterpeil te sterk stijgt. Het is belangrijk om snel met dergelijke systemen te experimenteren in het veld. Wellicht is het zinvol om voor plas-dras vernatting het terrein machinaal voor te bewerken met als doel de aanwezige vegetatie te verwijderen en het terrein enigszins te egaliseren.

Bij de plas-dras vernatting van zwartveen blijken veenmossoorten zich over het algemeen goed te kunnen uitbreiden. Met name sleutelsoorten als *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum papillosum* en *Sphagnum rubellum* blijken het erg goed te doen. Dit komt omdat bij plas-dras vernatting de veenmossen kooldioxide uit de atmosfeer kunnen opnemen. Weliswaar bereiken de veenmossen hierbij aanvankelijk niet zo'n sterke groei als het geval is wanneer ze ook bentisch CO₂ (kooldioxide dat wordt nageleverd uit de waterbodem) kunnen opnemen. De resultaten van een laboratoriumexperiment laten echter zien dat de veenmossen zich goed kunnen uitbreiden en dat er na verloop van tijd zelfs een begin van bultvorming optreedt. Het is ook gebleken dat tijdelijke droogte en/of tijdelijke inundatie door alle veenmossoorten wordt doorstaan en de ontwikkeling van de veenmosvegetatie op de langere termijn niet hoeft te schaden.

6.9 Introductie van "sleutelsoorten"?

In restanten waar zwartveen dominant is zullen de sleutelsoorten (*S. magellanicum*, *S. papillosum* en *S. rubellum*) doorgaans nog maar zeer sporadisch aanwezig zijn. Uit de experimenten is duidelijk gebleken dat de gebrekkige vestiging en uitbreiding binnen de terreinen vaak de belangrijkste reden is voor de afwezigheid van deze soorten. Uit de literatuur is bekend dat een hoge N-depositie de vestiging van *S. magellanicum* negatief kan beïnvloeden. Uit introductie-experimenten is verder gebleken dat de gebrekkige vestiging en uitbreiding binnen de terreinen de belangrijkste redenen zijn voor de lage abundantie van sleutelsoorten. Introductie of verspreiding van sleutelsoorten zal dan ook vaak gewenst zijn om een hoogveenherstelproject te kunnen laten slagen. Het doel is tenslotte om juist deze sleutelsoorten tot dominantie te laten komen. De experimenten laten zien dat introductie van de soorten (als plukjes of als grotere plaggen) in nagenoeg alle gevallen leidt tot een goede vestiging en sterke uitbreiding van de soorten. Uit paleobiologisch onderzoek is gebleken dat spontane vestiging van deze soorten honderden jaren kan duren (Joosten 1995). Het is gezien de grote kosten en inspanningen die met hoogveenherstelprojecten gemoeid zijn uiteraard niet verdedigbaar om zo lang te wachten.

Er zijn vele locaties waar hoogveenherstel heeft geresulteerd in de ontwikkeling van veenmostapigten die gedomineerd worden door *Sphagnum cuspidatum* en/of *S. recurvum*. Een van de onderzoeksvragen was of de stagnatie van deze vegetaties te wijten was aan de hoge atmosferische stikstofdepositie. *Sphagnum recurvum* blijkt het bij een combinatie van hoge N en P concentraties beter te doen dan de overige *Sphagnum* soorten. Daar de Nederlandse hoogvenen relatief rijk zijn aan N en P doet *S. recurvum* het hier dan ook relatief goed. Doordat *S. recurvum* ook nog eens snel afbreekt houdt de soort bovendien zijn eigen voedselrijke sub-milieu in stand, en zullen de sleutelsoorten het relatief moeilijk hebben zich in een uitbreidende *S. recurvum* vegetatie te vestigen. Toch kunnen we uit de experimenten concluderen dat het gebrek aan vestiging van sleutelsoorten uiteindelijk de voornaamste oorzaak is voor de stagnatie van vele hoogvenen in het *S. cuspidatum* en/of *S. recurvum* stadium. Introductie van de sleutelsoorten in deze vegetaties kan de successie van deze soorten richting hoogveen dan ook aanzienlijk versnellen. Introductie-experimenten op grotere schaal in het veld met deze soorten zijn dringend gewenst en zullen in de tweede fase van het onderzoek worden uitgevoerd.

6.10 Introductie van substraat

Op zwartveenlocaties die ten gevolge van de topografie van het terrein permanent geïnundeerd blijven en waar (dientengevolge) de perspectieven voor hoogveenontwikkeling niet erg goed zijn kan worden overwogen om organisch materiaal uit de toplaag van hoogveen- of uit veenheidegebieden te introduceren. Experimenten laten zien dat in combinatie met een lichte bekalking dit materiaal gemakkelijk komt opdrijven. Deze bekalking is slechts eenmalig nodig om de pH op te krikken naar ongeveer pH 5 en zo de methaanproductie op gang te brengen. Omdat methaanproductie een zuurconsumerend proces is zal de pH wanneer de methaanproductie eenmaal op gang is gekomen niet meer dalen. Op deze manier zouden twee vliegen in één klap kunnen worden geslagen omdat plagsel dat bij het plaggen van terreinen vrijkomt meteen een goede bestemming vindt. Het zal wel van belang zijn om zo snel mogelijk nadat het substraat komt opdrijven veenmossen op de drijftillen te introduceren. Drijftillen blijven drijven bij de gratie van de aanwezigheid van organisch materiaal dat nog afbreekbaar is en zo methaangas kan opleveren. Op de langere termijn zal dit afbreekbare organische materiaal moeten worden geleverd door afgestorven resten van *Sphagnum* of eventueel andere plantensoorten die op de drijftil gaan groeien. Het verdient aanbeveling het materiaal te screenen voor introductie. Wanneer het materiaal te rijk is aan voedingsstoffen bestaat de kans dat de drijftil snel dichtgroeit met soorten als Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en Pitrus (*Juncus effusus*).

6.11 Effecten van hoge stikstofdepositie

De hoge stikstofdepositieniveaus in het verleden hebben geleid tot een sterke toename van vaatplanten in de Nederlandse hoogveenrestanten. De experimenten laten ook duidelijk zien dat de groei van de veenmossen niet meer door stikstof maar vaak door fosfor gelimiteerd wordt. Dit is in de veenmossen goed te meten aan de ophoping van vrije stikstofrijke aminozuren. Deze worden in planten gevormd wanneer meer stikstof binnenkomt dan er kan worden gemetaboliseerd. Als gevolg hiervan worden de veenmossen ook gevoelig voor infectie door de Veenmosgrauwkop schimmel (*Tephrocybe palustris*). Deze leidt tot een ontkleuring van het veenmos (witte vlekken) die goed in de vegetatie te herkennen zijn. Extra bemesting met P heft de P limitatie op en maakt de veenmossen ook minder gevoelig voor de schimmelinfectie.

Als gevolg van de hoge stikstofdepositie zijn de veenmossen niet meer in staat om alle stikstof op te nemen. Het zogenaamde veenmosfilter is verzadigd waardoor stikstof ophoopt in het veenvocht en beschikbaar komt voor hogere planten, die hier dan ook van profiteren. Met name de sterke dominantie van Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en Berk (*Betula*) vormen voor de beheerders een belangrijk probleem. Deze soorten lijken het met name goed te doen bij minder stabiele waterstanden waarbij de grondwaterspiegel regelmatig dieper wegzakt. De hoge stikstofdepositie heeft niet alleen gevolgen voor verdroogde hoogveenrestanten maar ook voor natte systemen. In permanent natte systemen (stabiel hoge grondwaterspiegel) nemen soorten als Kleine veenbes (*Oxycoccus palustris*) en *Rhynchospora* (Snavelbies) zeer sterk toe bij een verhoogde stikstofdepositie. Veenmossen blijken positief beïnvloed te worden door een lichte mate van beschaduwning maar hebben sterk te lijden van een te sterke beschaduwning door hogere planten. Een sterke beschaduwning blijkt bij een hoge stikstofbelasting ook te leiden tot een toename van de groei van algen door de verminderde opname van stikstof door *Sphagnum*. Daarnaast hebben hogere planten door de interceptie van neerslag en een hogere verdamping ook een negatief effect op de waterhuishouding. Veenmosgroei wordt geremd wanneer de beschaduwning hoger wordt dan 50 %, hetgeen overeenkomt met een kruidlaagbedekking van ongeveer 70 %. Ook de afwezigheid van *Cladonia* soorten in Nederland kan worden toegeschreven aan de hoge stikstofdepositie. Uit experimenten in Ierland is gebleken

dat *Cladonia* zeer sterk achteruitgaat bij stikstofdepositieniveaus hoger dan 20 kg ha⁻¹ jaar⁻¹.

6.12 Aanvullend beheer

Ondertussen zijn de stikstofdepositie niveaus in Nederland sterk gedaald en deze zullen naar verwachting in de toekomst verder blijven afnemen. Dit betekent dat de kansen voor een succesvol herstel van hoogveenvegetaties in Nederland in de toekomst verder zullen verbeteren. Het kritische stikstofdepositieniveau ligt voor hoogveenvegetaties tussen de 5 en 10 kg ha⁻¹ jaar⁻¹. Voorlopig zitten we hier nog boven (40 kg ha⁻¹ jaar⁻¹ in Nederland) en hebben we bovendien nog te maken met de erfenis uit het verleden. Daarom zal zeker in de nabije toekomst, aanvullend beheer nodig blijven of op zijn minst wenselijk zijn, om de overmatige groei van vaatplanten te beperken. Dit zal zeker gelden voor de wat drogere terreinen. Het beheer zou erop gericht moeten zijn om de bedekking van de kruidlaag niet hoger te laten worden dan 70 %. Beheerexperimenten bij het Pikmeeuwenwater (De Hamert) laten zien dat éénmalig maaien of plaggen van de vegetatie reeds tot een sterke verbetering van de veenmosgroei kan leiden. Ook met begrazing zijn in veenheideterreinen (bijvoorbeeld 'de Witte') positieve resultaten bereikt. Het verdient wel aanbeveling deze werkzaamheden (met name plaggen) gefaseerd uit te voeren teneinde de negatieve effecten op de fauna zoveel mogelijk te beperken. Daarnaast heeft, zoals we reeds hebben gezien, ook een permanent hoge waterstand een gunstige invloed op hoogveenvegetaties, waarschijnlijk omdat hierdoor de mineralisatie relatief laag blijft.

6.13 Herstel en behoud van faunadiversiteit

Uit het onderzoek is gebleken dat de meeste wateren die door vernattingsmaatregelen zijn ontstaan, gekoloniseerd zijn door een aantal karakteristieke en zeldzame watermacrofaunasoorten. Met name wanneer de uitgangssituatie een grootschalige vervening betreft, zoals het Amsterdamseveld en Schoonebeekerveld, is de vestiging van deze soorten 100 % winst. Wateren die al lange tijd bestaan en niet aan (grootschalige) veranderingen onderhevig zijn geweest, blijken nog relatief veel karakteristieke hoogveensoorten en zeldzame soorten te herbergen. Een aanzienlijk aantal van de karakteristieke en zeldzame soorten is zelfs alleen aangetroffen in dit soort 'relict-wateren', zoals veenputjes in het Korenburgerveen, greppels van de boekweitbrandcultuur in het Meerstalblok en hoogveentjes in Dwingeloo en niet in (grootschalig) vernatte situaties. Ook 'relict-wateren' die wat vegetatie betreft niet erg waardevol lijken, blijken vaak relatief veel karakteristieke en (zeer) zeldzame soorten te kunnen herbergen.

De vernattingsmaatregelen hebben tot nu toe op de verschillende locaties in de verschillende terreinen een sterk overeenkomende faunasamenstelling opgeleverd. In de loop van jaren vindt vaak een lichte toename van het aantal zeldzame en karakteristieke soorten plaats, maar dit betreft toch een beperkt aantal soorten. Tot nu toe hebben de maatregelen in ieder geval nog niet geleid tot herstel van een compleet soortenspectrum van de hoogveenfauna. Met name grootschalige ingrepen hebben een nivellerende werking en kunnen ervoor zorgen dat populaties van zeldzame en karakteristieke soorten uit een terrein verdwijnen, doordat het habitat van deze soorten ongunstig wordt beïnvloed. Voor veel soorten verloopt (her-)kolonisatie moeizaam, zeker in de huidige situatie, waarin eventuele bronpopulaties vaak op relatief grote afstand liggen. In het herstelbeheer is het dus erg belangrijk dat maatregelen worden genomen, die ervoor zorgen dat populaties van de aanwezige karakteristieke en zeldzame soorten binnen de terreinen behouden blijven en mogelijk versterkt worden.

De verschillende hoogveensoorten stellen verschillende eisen aan hun habitat. Het onderzoek in meer intacte hoogvenen in Ierland en Estland laat zien dat zowel de

overgangszones tussen de hoogveenkern en andere landschapstypen, als de verschillende watertypen binnen de hoogveenkern van belang zijn. In het herstelbeheer is het dus van belang dat habitatvariatie op landschapsschaal behouden en hersteld wordt. Momenteel is in de hoogveenrestanten de variatie in standplaatstypen in een (onnatuurlijk) mozaïekpatroon gerangschikt als gevolg van het vroegere gebruik van hoogvenen. Het huidige voorkomen van faunasoorten is afhankelijk van deze variatie en dit mozaïekpatroon. Door de veranderingen in de hoogveenrestanten kunnen nu ook soorten voorkomen, die oorspronkelijk niet tot de karakteristieke hoogveenfauna behoren. Het oorspronkelijke habitat van een aantal van deze soorten is nu aangetast, waardoor zij momenteel van hoogveenrestanten afhankelijk zijn voor hun voortbestaan in Nederland. Ook vanwege deze situatie vraagt het behoud en herstel van karakteristieke en zeldzame faunasoorten een goed vooronderzoek en een goed doordachte fasering van herstelmaatregelen.

Zowel voor de aquatische als voor de terrestrische fauna geldt dat het vastleggen van de uitgangssituatie voorafgaand aan de uitvoering van maatregelen erg belangrijk is. Alleen dan kan bij maatregelen werkelijk rekening gehouden worden met het voorkomen van populaties van karakteristieke en zeldzame faunasoorten. Fasering van maatregelen en de schaal waarop ingrepen plaatsvinden, kan dan mede afgestemd worden op het voorkomen van faunasoorten en faunaontwikkelingen binnen het terrein. Nadat is vastgesteld dat belangrijke soorten zich in andere terreindelen gevestigd hebben als effect van herstelmaatregelen, kan overwogen worden ook maatregelen te nemen in een deel van het terrein waar nog relictpopulaties voorkomen. Naast het creëren van optimale condities voor bultvormende vegetaties, is het voor het behoud en herstel van faunadiversiteit dus essentieel dat ook andere elementen van een compleet hoogveensysteem aanwezig blijven en gecreëerd worden.

6.14 Aanbevelingen voor beheer/herstel

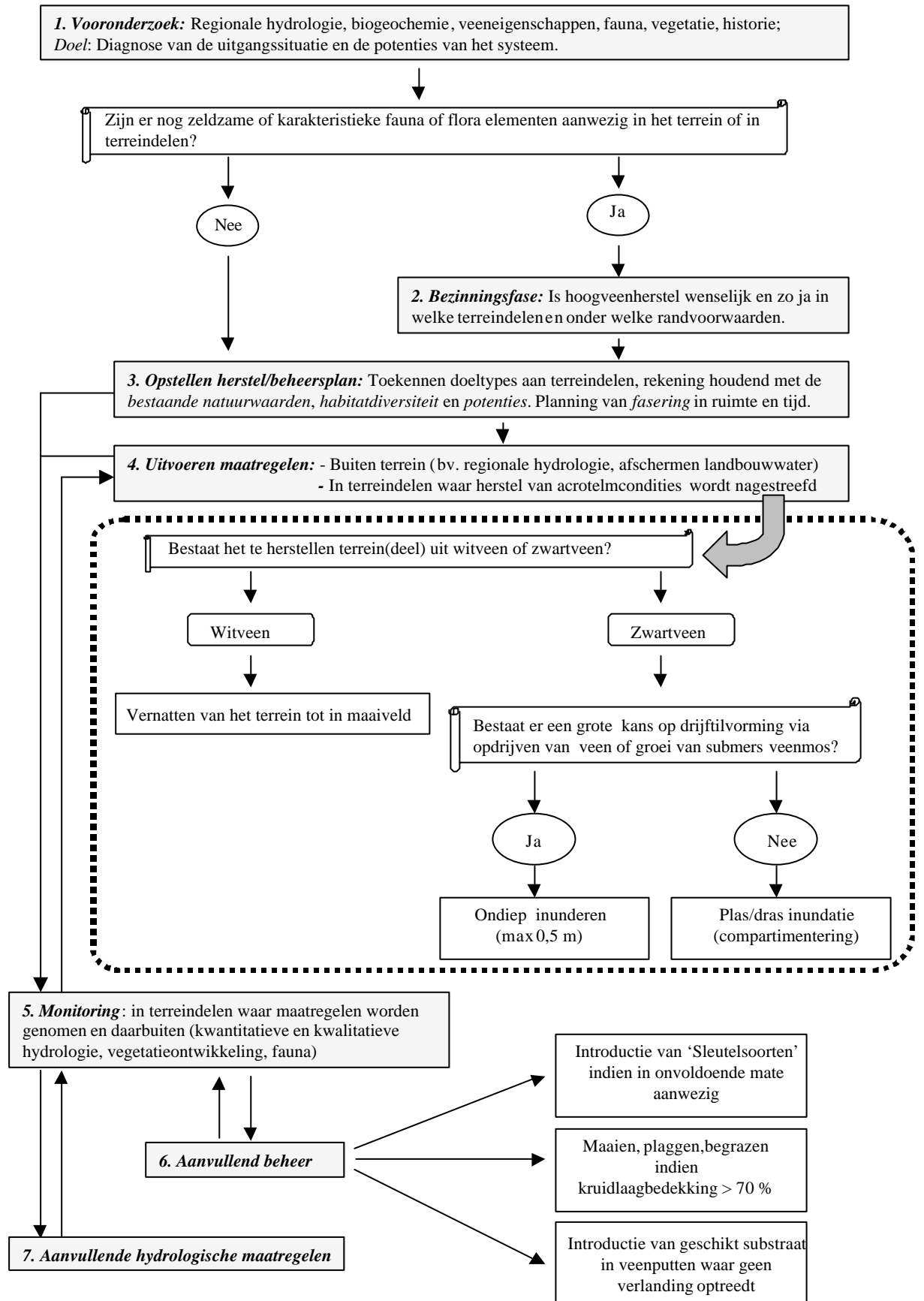
Op basis van de kennis die is opgedaan in de eerste fase van het onderzoek hebben we een soort van stappenplan opgesteld (Figuur 6.1). Het belangrijkste onderdeel van het herstelprogramma behelst het vooronderzoek. Dit vooronderzoek moet resulteren in een diagnose van de uitgangssituatie. Hierbij moet een uitgebreide en zo accuraat mogelijke beschrijving van de aanwezige vegetatietypen en faunaelementen worden gegeven. Daarnaast moet een nauwkeurige beschrijving van de hydrologie en met name de eventuele relatie tussen de regionale hydrologie en de hydrologie van het systeem worden gegeven. Vragen zoals: speelt wegzijging een belangrijke rol of is er aanvoer van (oppervlakkig afstromend) grondwater? en wat zijn de bergingseigenschappen van de nog aanwezige veenlagen? zijn belangrijk. Daarnaast zijn met name ook de eigenschappen van het nog aanwezige veen van belang om bijvoorbeeld te kunnen beoordelen of na eventuele inundatie drijftilvorming te verwachten valt. Daarnaast kan de nutriëntenrijkdom van de toplaag een indicatie geven van de te verwachten vegetatieontwikkeling, gegeven de huidige stikstofdepositieniveaus.

Op basis van het vooronderzoek kan een herstel/beheersplan worden opgesteld waarbij voor de verschillende terreindelen doeltypes worden toegekend rekening houdend met de potenties van deze terreindelen. Voor de terreindelen waar vervolgens de ontwikkeling van een acrotelm wordt nagestreefd zullen hier de adequate vernattingstrategieën worden uitgewerkt. Wanneer in het veld nog zeldzame of karakteristieke soorten voorkomen is het belangrijk om na het vooronderzoek een bezinningsfase in te lassen, waarin moet worden heroverwogen of hoogveenontwikkeling in het gebied wel wenselijk is in verband met de generale doelstelling om zeldzame soorten te beschermen. In deze bezinningsfase moet worden onderzocht in hoeverre eventuele maatregelen in het terrein het voortbestaan van deze soorten in gevaar zouden brengen en moeten randvoorwaarden worden geformuleerd die bij het opstellen van het herstel/beheersplan in acht moeten worden genomen om dit te voorkomen.

Nadat de vernattingsmaatregelen genomen zijn moet een monitoring worden uitgevoerd. De resultaten van de monitoring moeten regelmatig worden getoetst aan de doelstellingen zoals deze zijn geformuleerd in het herstel/beheersplan. Op basis van deze terugkoppeling kunnen nieuwe maatregelen worden genomen of aanvullend beheer plaatsvinden en aanvullende hydrologische maatregelen worden genomen. Ook de effecten van deze maatregelen worden vervolgens weer vastgelegd. Monitoring moet dus de basis vormen voor het vervolgbeheer na het treffen van de vernattingsmaatregelen. Bij de monitoring moeten niet alleen de terreindelen worden gevolgd waar herstel van acrotelmcondities wordt nagestreefd maar ook de overige terreindelen, om na te gaan in hoeverre de vernattingsmaatregelen overige terreindelen beïnvloeden.

6.15 Concrete aanbevelingen

1. In het verleden is vaak gekozen voor zeer grootschalige vernattingsmaatregelen, vaak zonder voldoende voorkennis over de mogelijke gevolgen voor de aanwezige fauna. In een aantal gevallen is hierdoor wellicht meer aan natuurwaarde verloren gegaan dan er gewonnen is. Bij het ontwerpen en formuleren van vernattingsmaatregelen moet dan ook veel meer rekening gehouden worden met faunacomponenten. Indien de kennis over de aanwezige fauna ontbreekt, zal deze eerst moeten worden vergaard door een grondige inventarisatie (vooronderzoek). Pas dan kan een gefaseerd plan van aanpak worden opgezet waarbij rekening kan worden gehouden met de aanwezige faunacomponenten.
2. Voor zwartveenrestanten zouden middels compartimentering delen van het terrein zo moeten worden ingericht dat over delen van het terrein permanente plas-dras situaties kunnen worden gecreëerd. Dit betekent dat delen van het terrein een waterbergingsfunctie moeten krijgen van waaruit in droge perioden water in het doelcompartiment kan worden ingelaten. Middels veldexperimenten moet de haalbaarheid van een dergelijke plas-dras vernatting worden vastgesteld.
3. Voor witveenrestanten kan worden volstaan met hervernatting tot in het maaiveld. Dit blijkt zeer positieve effecten te hebben op de vegetatieontwikkeling.
4. In de delen van het terrein waar acrotelm vorming wordt nagestreefd, maar waar de sleutelsoorten (*S. magellanicum*, *S. papillosum* en *S. rubellum*) niet aanwezig zijn, zou introductie van deze soorten overwogen moeten worden. De afwezigheid van deze soorten in de vegetaties staat een ontwikkeling richting hoogveen in de weg. Het gebrek aan natuurlijke verspreiding en vestiging van deze soorten is hiervan de reden en niet het abiotische milieu.
5. Bij een kruidlaagbedekking van meer dan 70 % is aanvullend beheer noodzakelijk om overmatige beschaduwning van veenmossen tegen te gaan. Maaien blijkt net als plagen zeer effectief te zijn en de uitbreiding van veenmossen te bevorderen. Dit aanvullende beheer zal waarschijnlijk nodig blijven zolang de stikstofdepositie nog boven de $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ligt.
6. Voor de hydrologische monitoring verdient het aanbeveling deels over te stappen op geautomatiseerde waarneming. Dit maakt het mogelijk om belangrijke hydrologische eigenschappen van het veen, zoals de bergingscapaciteit in afhankelijkheid van de diepte en waterverliezen naar de omgeving, in kaart te brengen.



Figuur 6.1: Stappenplan voor uitvoering van herstel- of beheersmaatregelen op basis van de resultaten verkregen in de eerste fase van het hoogveenonderzoek.

6.16 Vervolgonderzoek

In de tweede fase van het onderzoek zullen een aantal perspectiefrijke herstel- en beheersopties in het veld worden uitgeprobeerd. Hierbij moet gedacht worden aan het plas-dras vernatten van hoogveenrestanten met zwartveen als resterend substraat; de introductie van substraat in zwartveenputten; en de introductie van sleutelsoorten in vegetaties die stagneren in het *S. recurvum/S. cuspidatum* stadium. Daarnaast zal ook worden onderzocht in hoeverre het abiotische milieu (nutriëntenrijkdom en kooldioxideconcentratie) de successie van slenk- naar bultvormende veenmossoorten (de sleutelsoorten) beïnvloedt en zullen ook de effecten van de grondwaterstand op de nutriëntenbeschikbaarheid worden bepaald. Het belang van de systeemgebonden afvoer (afvoer van nutriënten via het oppervlakte water), de acrotelmontwikkeling op de langere termijn en de hydrologische relaties van het hoogveen met zijn omgeving zullen in het hydrologische onderzoek verder worden uitgewerkt, terwijl ook de effecten van berken op de hoogveenontwikkeling nader onderzocht zal worden. In het faunaonderzoek zal de nadruk liggen op de start van de aquatische voedselketen in hoogvenen en hoogveenrestanten en de karakterisering en het beheer van waardevolle hoogveenwateren.

Literatuur

- Aaviksoo, K., H. Kadarik & V. Masing (1997) Kaug- ja lähivõtteid 30 Eesti soost (Aerial views and close-up pictures of 30 Estonian mires) Esimene raamat telmatograafiast (The first book on telmatography). - Ministry of the Environment, Environment Information Centre, Tallin, 96 p.
- Aerts, R. & F. Berendse (1988) The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Vegetatio* **76**: 63-69.
- Aerts, R., B. Wallén & N. Malmer (1992) Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *Journal of Ecology* **80**: 131-140.
- Aerts, R. & F.S. Chapin (2000) The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* **30**:1-67.
- Aerts, R., B. Wallén, N. Malmer & H. de Caluwe (2001) Nutritional constraints on *Sphagnum*-growth and potential decay in northern peatlands. *Journal Of Ecology* **89**: 292-299.
- Akkermann, R. (1982) Möglichkeiten und Zielsetzungen für eine Regeneration von Hochmooren – zoologisch betrachtet. In: Akkermann, R. (red.) *Regeneration von Hochmooren. Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland*. Band **3**: 151-163.
- Andrus, R.E., D.J. Wagner & J.E. Titus (1983). Vertical zonation of *Sphagnum* mosses along hummock-hollow gradients. *Canadian Journal of Botany* **61**: 3128-3139.
- Andrus, R.E. (1986) Some aspects of *Sphagnum* ecology. *Canadian Journal of Botany* **64**: 416-426.
- Beltman, B., A.M. Kooijman, G. Rouwenhorst & M. van Kerkhoven (1996). Nutrient availability and plant growth limitation in blanket mires in Ireland. *Biology and Environment* **96**: 77-87.
- Berendse, F. & R. Aerts (1984) Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia carulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* **5**: 3-14.
- Berendse, F., N. van Breemen, H. Rydin, A. Buttler, M.M.P.D. Heijmans, M.R. Hoosbeek, J.A. Lee, E. Mitchell, T. Saarinen, H. Vasander & B. Wallén (2001) Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in *Sphagnum* bogs. *Global Change Biology* **7**: 591-598.
- Beukeboom, L. (1985) Libellen in het Fochteloërveengebied: een oecologisch onderzoek. Groningen, 102 p.
- Bhattacharya, S.K., V. Uberoi & M.M. Dronanamraju (1996). Interaction between acetate fed sulfate reducers and methanogens. *Water Research* **30**: 2239-2246.

- Biggs, J., G. Fox, M. Whitfield, P. Williams, D. Sear & S. Bray (2001) River restoration – Is it worth it? *Freshwater Biological Association Newsletter* **14**: 1-3.
- Biologische Station Zwillbrock (1995) Beheersvisie Korenburgerveen. Rapport Biologische Station Zwillbrock, Vreden. 169 p.
- Blankenburg, J. & H. Kuntze (1987) Moorkundlich-hydrologische Voraussetzungen der Wiedervernässung von Hochmooren. *Telma* **17**: 51-58.
- Bobbink, R., G.W. Heil & M.B.A.G. Raessen (1992) Atmospheric deposition and canopy exchange processes in heathland ecosystems. *Environmental Pollution* **75**: 29-37.
- Bobbink, R. & J.G.M. Roelofs (1995) Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: The empirical approach. *Water Air and Soil Pollution* **85**: 2413-2418.
- Bobbink, R. & L.P.M. Lamers (1999) Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties, een overzicht. TCB rapport R13, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Boon, P.I. & A. Mitchell (1995). Methanogenesis in the sediment of an Australian freshwater wetland: Comparison with aerobic decay, and factors controlling methanogenesis. *FEMS Microbiology Ecology* **18**: 175-190.
- Bos, F. & M. Wasscher (1997) *Veldgids libellen*. KNNV, Utrecht. 256 p.
- Boxman, A.W. (2002) Effecten van verminderde stikstofdepositie op een grove dennenopstand in natuurgebied “De Rouwkuilen”, Limburg. Rapport afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, 23 p.
- Braak, C.J.F. ter & Smilauer, P. (1998) *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer power (Ithaca, New York, USA).
- Breemen, N. van, P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, T. de Wit, T.B. Ridder & H.F.R. Reynders (1982) Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* **22**: 548-550.
- Breemen, N. van (1995a) How *Sphagnum* bogs down other plants. *Trends in Ecology & Evolution* **10**: 270-275.
- Breemen, N. van (1995b) Nutrient cycling strategies. *Plant and Soil* **168-169**: 321-326.
- Bridgham, S.D. & C.J. Richardson (1992) Mechanisms controlling soil respiration (CO₂ and CH₄) in southern peatlands. *Soil Biology and Biochemistry* **24**: 1089-1099.
- Brundin, L. (1966) Transantarctic relationship and their significance, as evidenced by chironomid midges - with a monograph of the subfamilies Podonominae and Aphroteniinae and the Austral Heptagyiae. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens handlingar* series 4, band 11. Stockholm. 472 p.
- Buttler, A., B.G., Warner, P. Grosvernier & Y. Matthey (1996) Vertical patterns of testate amoebae (Protozoa: Rhizopoda) and peat-forming vegetation on cutover bogs in the Jura, Switzerland. *New Phytologist* **134**: 371-382.
- Buttler, A., P. Grosvernier & Y. Matthey (1998) Development of *Sphagnum fallax* diaspores on bare peat with implications for the restoration of cut-over bogs. *Journal of Applied Ecology* **35**: 800-810.

- Campeau, S. & L. Rochefort (1996) *Sphagnum* regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments. *Journal of Applied Ecology* **33**: 599-608.
- Carpenter, J. H. (1965) The Chesapeake Bay Institute technique for the Winkler dissolved oxygen method. *Limnology and Oceanography* **10**: 141-143.
- Carroll J.A., S.J.M. Caporn, L. Cawley, D.J. Read & J.A. Lee (1999) The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. *New Phytologist* **141**: 423-431.
- Chiarucci, A., J.B. Wilson, B.J. Anderson & D.V. de Dominicis (1999) Cover versus biomass as an estimate of species abundance: does it make a difference to the conclusions? *Journal of Vegetation Science* **10**: 35-42.
- Claessens, S. (1989) 25 jaar libellenonderzoek in hoogveengebied De Peel: een overzicht van waarnemingen in de periode 1963-1988 en een ecologische inventarisatie/analyse in 1988. Staatsbosbeheer Peel en Maas, Roermond. 196 p.
- Clymo, R.S. (1965) Experiments on breakdown of *Sphagnum* in two bogs. *Journal of Ecology* **353**: 747-758.
- Clymo, R.S. (1973) The growth of *Sphagnum*: some effects of environment. *Journal of Ecology* **61**: 849-869.
- Coulson, J.C. & J. Butterfield (1978) An investigation of the biotic factors determining the rates of plant decomposition on blanket bog. *Journal of Ecology* **66**: 631-650.
- Crill, P.M., P.J. Martikainen, H. Nykanen & J. Silvola (1994) Temperature and N fertilization effects on methane oxidation in a drained peatland soil. *Soil Biology and Biochemistry* **26**: 1331-1339.
- Dijk, H.F.G. van, R.C.M. Creemers, J.P.L.W.M. Rijniers & J.G.M. Roelofs (1989) Impact of artificial, ammonium-enriched rainwater on soils and young coniferous trees in a greenhouse. I effects on the soils. *Environmental pollution* **62**: 317-336.
- Dijk, H.F.G. van, M. van der Gaag, P.J.M. Perik & J.G.M. Roelofs (1992) Nutrient availability in Corsican pine stands in the Netherlands and the occurrence of *Sphaeropsis sapinea*: A field study. *Canadian Journal of Botany* **70**: 870-875.
- Dobben, H.F. van, T. de Witt & D. van Dam (1983) Effects of acid deposition on vegetation in the Netherlands. *VDI-Berichte* **500**: 225-229.
- Drew, E. A. & A.A. Robertson (1974) A simple field version of the Winkler determination of dissolved oxygen. *New Phytologist* **73**: 793-796.
- Drost, M.B.P., H.P.J.J. Cuppen, E.J. van Nieukerken & M. Schreijer (red.) (1992) *De waterkevers van Nederland*. Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 280 p.
- Dunfield, P., R. Knowles, R. Dumont & T.R. Moore (1993). Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry* **25**: 321-326.
- Dursema, G. (1996) Vennen in Drenthe, een onderzoek naar ecologie en natuur op basis van macrofauna. Zuiveringschap Drenthe. Assen. 140 p.
- Edom, F. & A.A. Golubcov (1996) Prognose einer potentiell natürlichen Ökotonzonierung für Mittelgebirgsregenmoore durch Berechnung hydrologischer Parameter. In: Festschrift anlässlich des 60. Geburtstages von

Prof. Dr. Gerd Peschke. Wasser im System Boden-Pflanze-Atmosphäre. *IHI-Schriften* 2:103-111, Zittau.

- Eekelen, R. van (2001) Effecten van verhoogde stikstofdepositie en beschaduwning op *Sphagnum papillosum*, studentenverslag leerstoelgroep Natuurbeheer & Plantenecologie, Wageningen Universiteit.
- Erden L.J. van der, Th.A. Dueck, J.M. Berdowski, H. Greven & H.F. van Dobben (1991) Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. *Acta Botanica Neerlandica* 4: 281-296.
- Eigner, J. (1995) Renaturierung von Hochmooren - Möglichkeiten und Grenzen nach 20-jährigen Erfahrung und wissenschaftlicher Begleitung. *Berichte der Reinhold Tüxen Gesellschaft* 7: 189-217.
- Fairchild, G.W., A.M. Faulds & J.F. Matta (2000) Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. *Freshwater Biology* 44: 523-534.
- Ferguson, P. & J.A. Lee (1983) The growth of *Sphagnum* species in the southern Pennines. *Journal of Bryology* 12: 579-586.
- Ferland, C. & L. Rochefort (1997) Restoration techniques for *Sphagnum* dominated peatlands. *Canadian Journal of Botany* 75: 1110-1118.
- Finér, L. & F.H. Brække (1991) Understory vegetation on three ombrotrophic pine bogs and the effects of NPK and PK fertilization. *Scandinavian Journal of Forest Research* 6: 113-128.
- Frankl, R. & H. Schmeidl (2000) Vegetation change in a South German raised bog: Ecosystem engineering by plant species, vegetation switch or ecosystem level feedback mechanisms? *Flora Jena* 195: 267-276.
- Frenzel, P. & E. Karofeld (2000) CH₄ emission from a hollow-ridge complex in a raised bog: the role of CH₄ production and oxidation. *Biogeochemistry* 51: 91-112.
- Garrels, R.M. & C.L. Christ (1965) *Solutions, minerals and equilibria*. Harper and Row, New York.
- Geijskes, D.C. & J. van Tol (1983) *De libellen van Nederland*. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud. 368 p.
- Göttlich, K. (1980) *Moor- und Torfkunde*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart. 338 p.
- Grime, J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Groot, T. de (1997) De libellenfauna van het Fochteloërveen, O&B rapportnummer 97-12. Vereniging Natuurmonumenten, 's-Gravenland, 66 p.
- Grosvernier, P., Y. Matthey and A. Buttler. (1995) Microclimate and physical properties of peat: new clues to the understanding of bog restoration processes. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.) *Restoration of Temperate Wetlands*, pp. 435-450. J. Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Grosvernier, P., Y. Matthey & A. Buttler (1997) Growth potential of three *Sphagnum* species in relation to water table level and peat properties with implications for their restoration in cut-over bogs. *Journal of Applied Ecology* 34: 471-483.

- Güsewell, S., W. Koerselman & J.T.A. Verhoeven (1998) The N:P ratio and the nutrient limitation of wetland plants. *Bulletin of the Geobotanical Institute* **64**: 77-90.
- Hammen, H. van der (1992) De macrofauna van het oppervlaktewater van Noord-Holland. Thesis University of Nijmegen. Provincie Noord-Holland, Dienst Ruimte en Groen, Haarlem. 256 p.
- Harper, D., J. Mekotova, S. Hulme, J. White & J. Hall (1997) Habitat heterogeneity and aquatic macroinvertebrate diversity in floodplain forests. *Global Ecology and Biogeography Letters* **6**: 275-285.
- Hayward, P.M. & R.S. Clymo (1983) The growth of *Sphagnum*: experiments on, and simulation of, some effects of light flux and water-table depth. *Journal Of Ecology* **71**: 845-863.
- Heckenroth, H. (1994) Zur Fauna der Hochmoore (Kurzfassung). *NNA Berichte* **7**(2): 48.
- Heijmans, M.M.P.D. (2000) Effects of elevated CO₂ and increased N deposition on bog vegetation in the Netherlands. Thesis/Dissertation, Wageningen University.
- Heijmans, M.M.P.D., F. Berendse, W.J. Arp, A.K. Masselink, H. Klees, W. de Visser & N. van Breemen (2001a) Effects of elevated carbon dioxide and increased nitrogen deposition on bog vegetation in the Netherlands. *Journal Of Ecology* **89**: 268-279.
- Heijmans, M.M.P.D., W.J. Arp & F. Berendse (2001b) Effects of elevated CO₂ and vascular plants on evapotranspiration in bog vegetation. *Global Change Biology* **7**: 817-827.
- Heil, G.W. & W.M. Diemont (1983) Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. *Vegetatio* **53**: 113-120.
- Heil, G.W., M.J.A. Werger, W. de Mol, D. van Dam & B. Heijne (1988) Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies. *Science* **239**: 764-765.
- Higler, L.W.G. (1995) Lijst van kokerjuffers (Trichoptera) in Nederland met opmerkingen over uitgestorven en bedreigde soorten. *Entomologische Berichten* **55**: 149-156.
- Hill, M.O. (1979) *TWINSPAN - A FORTRAN Program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two-Way Table by Classification of the Individuals and Attributes*. Cornell University, Ithaca, New York.
- Hobbie, S.E. (1996) Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan tundra. *Ecological Monographs* **66**: 503-522.
- Houdijk, A. L. F. M. (1990) Effecten van zwavel- en stikstofdepositie op bos- en heidevegetaties. Rapport 64.10.22.00, Ministerie VROM, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Hyvärinen M & P.D. Crittenden (1998) Growth of the cushion-forming lichen, *Cladonia portentosa*, at nitrogen-polluted and unpolluted heathland sites. *Environmental and Experimental Botany* **40**: 67-76.
- Ingram, H.A.P. (1983) Hydrology. In: Gore, A.J.P. (ed.) *Ecosystems of the world. Mires: swamp, bog, fen and moor*. 4A, General studies. Elsevier, Amsterdam, 67-158

- Irmeler, U., K. Müller & J. Eigner (1998) Das Dosenmoor – Ökologie eines regenerierenden Hochmoores. Faunistisch-ökologische Arbeitsgemeinschaft, Kiel. 283 p.
- Ivanov, K.E. (1965) Fundamentals of the theory of swamp morphology and hydromorphological relationships. *Soviet Hydrology. Selected Papers* 4:224-258.
- Ivanov, K.E. (1975) Hydrological stability criteria and preservation of bogs and bog/lake systems. In: *Hydrology of Marsh-ridden Areas*. Proceedings Minsk Symposium June 1972, pp. 343-353. The Unesco Press, Paris.
- Ivanov, K.E. (1981) *Water Movement in Mirelands*. Academic Press, 276 pp. (English translation of “Vodoob-men v bolotnykh landshaftakh”, Gidrometeoizdat, Leningrad, 1975.)
- Jauhiainen, J. & J. Silvola (1999) Photosynthesis of *Sphagnum fuscum* at long term raised CO₂ concentrations. *Annales Botanici Fennici* 36: 11-19.
- Johnson, L.C. & A.W.H. Damman (1991) Species-controlled *Sphagnum* decay on a South Swedish raised bog. *OIKOS* 61: 234-242.
- Johnson, L.C. & A.W.H. Damman (1993) Decay and its regulation in *Sphagnum* peatlands. *Advances in Bryology* 5: 249-296.
- Jonasson, S. (1988) Evaluation of the point intercept method for the estimation of plant biomass. *OIKOS* 52: 101-106.
- Joosten, J.H.J. & T.W.M. Bakker (1987) De Groote Peel in verleden, heden en toekomst. 291 p.
- Joosten, J.H.J. (1995) Time to regenerate: long-term perspectives of raised bog regeneration with special emphasis on palaeoecological studies. In: Wheeler, B.D., S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (eds.) *Restoration of Temperate Wetlands*, pp. 379-404. J. Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Kam, M. de, C.M. Versteegen, J. van den Burg, D.C. van der Werf (1991) Effects of fertilization with ammonium sulphate and potassium sulphate on the development of *Sphaeropsis sapinea* in Corsican pine. *Netherlands Journal of Plant Pathology* 97: 265-274.
- Ketelaar, R. (2001). Verspreidingsgegevens van libellen als instrument bij het herstel van vennen. *De Levende Natuur* 102: 166-170.
- Kleef, H. van, R. Leuven, H. Esselink, R. Felix & G. van der Velde (2001) Herstelbeheer in vennen: macrofauna in gevaar? *De Levende Natuur* 102: 171-172.
- Koerselman, W. & A.F.M. Meuleman (1996) The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33: 1441-1450.
- König, A. (1992) Die Libellenfauna im Abbauggebiet Haidauer Ried des Wurzacher Riedes. *Telma* 22: 109-122.
- Lamers, L.P.M. (1995) Hydrologie, vegetatie en beheer van het Pikmeeuwenwater (De Hamert). Rapport afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.

- Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs (1998). Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science and Technology* **32**: 199-205.
- Lamers, L.P.M., C. Farhoush, J.M. van Groenendael & J.G.M. Roelofs (1999) Calcareous groundwater raises bogs; the concept of ombrotrophy revisited. *Journal of Ecology* **87**: 637-648.
- Lamers, L.P.M., R. Bobbink & J.G.M. Roelofs (2000) Natural nitrogen filter fails in raised bogs. *Global Change Biology* **6**: 583-586.
- Lamers, L.P.M. (2001) Tackling Biogeochemical Questions in Peatlands. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen, 161 p.
- Leeuw, J.P.M. de (1986) Een onderzoek naar het voorkomen en de verspreiding van aquatische macro- en microfauna in de Ierse hoogvenen, deel 1: Macrofauna. Doctoraalverslag 206, Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, 75 p.
- Leuven, R.S.E.W. (1988) Impact of acidification on aquatic ecosystems in The Netherlands. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen, 181 p.
- Li, Y. & D.H. Vitt (1994) The dynamics of moss establishment: Temporal responses to nutrient gradients. *Bryologist* **97**: 357-364.
- Maksimova, T.A. & V.F. Yudina (1999) The effect of small doses of mineral fertilisers on the vegetation of a sedge-Sphagnum bog. *Russian Journal of Ecology* **30**: 382-386.
- Malmer, N., B.M. Svensson & B. Wallén (1994) Interactions between *Sphagnum* mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* **29**: 483-496.
- Marschner, H. (1986) *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, London.
- McAleece, N. (1997) Biodiversity Professional Beta 1. The Natural History Museum, London and The Scottish Association for Marine Science, UK.
- Meijden, R. van der (1996) *Heukels Flora van Nederland*. Wolters-Noordhoff, Groningen. 676 p.
- Moller Pillot, H.K.M. (in voorbereiding) Watermacrofauna in het Roodloopgebied.
- Mossakowski, D. & H. Främbs (1993) Carabiden als Indikatoren der Auswirkungen von Wiedervernässerungsmassnahmen auf die Fauna im Leegmoor. *Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen* **29**: 79-114.
- Nieser, N. (1982) De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen (Heteroptera: Nepomorpha en Gerrhormorpha). Wetenschappelijke Mededelingen van de K.N.N.V. 155. 75 p.
- Niewold, F.J.J. (1993) Raamplan voor behoud en herstel van de leefgebieden van Korhoenders (*Tetrao tetrix*) in Midden-Brabant. IBN-rapport 011, Wageningen. 150 p.
- Niewold, F.J.J. (1996) Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population. *NNA-Berichte* **1**: 11-20.

- Nijboer, R.C. & P.F.M. Verdonschot (red.) (2001) Zeldzaamheid van de macrofauna van de Nederlandse binnenwateren. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, themanummer 19, 77 p.
- Ohlson, M., R.H. Okland, J.F. Nordbakken & B. Dahlberg (2001) Fatal interactions between Scots pine and *Sphagnum* mosses in bog ecosystems. *OIKOS* **94**: 425-432.
- Paal, J., M. Ilomets, E. Fremstad, A. Moen, E. Børset, V. Kuusemets, L. Truus & E. Leibak (1998) Estonian Wetlands Inventory 1997. - Publication of the Project 'Estonian Wetlands Conservation and Management'. Eesti Loodusfoto, Tartu, 166 p.
- Paffen, B.G.P. (1990) Onderzoek naar de mogelijkheden van hoogveen-regeneratie in "de Groote Peel". Rapport Katholieke Universiteit Nijmegen, 117 p.
- Paffen, B.G.P. & J.G.M. Roelofs (1991) Impact of carbon dioxide and ammonium on the growth of submerged *Sphagnum cuspidatum*. *Aquatic Botany* **40**: 61-71.
- Painter, D. (1999) Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken fen, UK. *Journal of Applied Ecology* **36**: 33-48.
- Peus, F. (1923) Die Tierwelt der Moore. Handbuch der Moorkunde III. Bornträger verlag, Berlin. 277 p.
- Press M.C., J.A. Potter, M.J.W. Burke, T.V. Callaghan & J.A. Lee (1998). Responses of a subarctic dwarf shrub heath community to stimulated environmental change. *Journal of Ecology* **86**: 315-327.
- Reader, R.J. & J.M. Steward (1972) The relationship between net primary production and accumulation for a peatland in southeastern Manitoba. *Ecology* **53**: 1024-1037.
- Rice, S.K. & P.H. Schuepp (1995) On the ecological and evolutionary significance of branch and leaf morphology in aquatic *Sphagnum* (Sphagnaceae). *American Journal of Botany* **82**: 833-846.
- Riis, T. & K. Sand-Jensen (1997) On the ecological and evolutionary significance of branch and leaf morphology in aquatic *Sphagnum* (Sphagnaceae). *American Journal of Botany* **82**: 833-846.
- Risager, M. (1998) Impacts of nitrogen on *Sphagnum* dominated bogs, with emphasis on critical load assessment. Thesis/Dissertation, Department of Plant Ecology, Botanical Institute, Faculty of Science, University of Copenhagen.
- RIVM (1999) Luchtkwaliteit, Jaaroverzicht 1997. Report 725301 001, RIVM, Bilthoven
- RIVM (2001) Natuurbalans 2001. Kluwer, Alphen aan den Rijn. 189 p.
- Rocheftort, L., D.H. Vitt & S.E. Bayley (1990) Growth, production, and decomposition dynamics of *Sphagnum* under natural and experimentally acidified conditions. *Ecology* **71**: 1986-2000.
- Rosset, M., M. Montani, M. Tanner & J. Fuhrer (2001) Effects of abandonment on the energy balance and evapotranspiration of wet subalpine grassland. *Agriculture Ecosystems and Environment* **86**: 277-286.

- Rosswall, T., A. Veum & L. Kärenlampi (1975) Plant litter decomposition at Fennoscandian tundra sites. In: Wiegolaski F.E. (ed.) *Fennoscandian tundra sites, Part I Plants and microorganisms*, Springer Verlag, Berlin pp 268-277.
- Rydin, H. (1985) Effect of water level on desiccation of *Sphagnum* in relation to surrounding *Sphagna*. *OIKOS* **45**: 374-379.
- Rydin, H. (1993) Interspecific competition between *Sphagnum* mosses on a raised bog. *OIKOS* **66**: 413-423.
- Rydin, H. & R.S. Clymo (1989) Transport of carbon and phosphorous compounds about *Sphagnum*. *Proceedings of the Royal Society of London* **237**: 63-84.
- Sansen, U. & N. Koedam (1996) Use of sod cutting for restoration of wet heathlands: Revegetation and establishment of typical species in relation to soil conditions. *Journal of Vegetation Science* **1996**: 483-486.
- Schaaf, S. van der (1996) Acrotelm conditions in two Irish Midlands raised bogs as affected by surface slope and superficial drainage. In: G.W. Lüttig (Ed). 10th International Peat congress. *Peatlands Use - Present, Past and Future*. Vol. 2:121-127. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- Schaaf, S. van der (1998) Self regulation of acrotelm transmissivity and discharge in two Irish Midland raised bogs. In: T. Malterer, K. Johnson and J. Stewart (eds.). *Peatland restoration & Reclamation. Techniques and Regulatory Considerations*. Proceedings International Peat Symposium, Duluth, Minnesota, USA, 14-18 July 1998, pp. 161-169.
- Schaaf, S. van der (1999) Analysis of the hydrology of raised bogs in the Irish Midlands. A case study of Raheenmore Bog and Clara Bog. Dissertation. Wageningen University, 375 p.
- Schaaf, S. van der & J.G. Streefkerk (in druk) Relationships between biotic and abiotic conditions. In: Schouten, M.G.C. (Ed.) *Management and Restoration of Raised Bogs. Part 1. Geology, Hydrology and Ecology Baselines*. Dublin.
- Scheffer, R. (1998) Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in fens. Thesis/Dissertation, Utrecht University.
- Schipperges, B. & H. Rydin (1998) Response of photosynthesis of *Sphagnum* species from contrasting microhabitats to tissue water content and repeated desiccation. *New Phytologist* **140**: 677-684.
- Schorr, M. (1990) *Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland*. Ursus Scientific Publishers, Bilthoven, 512 p.
- Schouten, M.G.C., J.M. Schouwenaars, H. Esselink, L.P.M. Lamers & P.C. van der Molen (1998) Hoogveenherstel in Nederland – droom en werkelijkheid. In: Bobbink, R., J.G.M. Roelofs & H.B.M. Tomassen (red.) *Effectgerichte maatregelen en behoud biodiversiteit in Nederland*. Symposiumverslag. Aquatische Oecologie en Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen: p. 93-113.
- Schouten, M.G.C. (in voorbereiding) *Management and Restoration of Raised Bogs. Part 1. Geology, Hydrology and Ecology Baselines*. Dublin.
- Schouwenaars, J.M. (1993) Hydrological differences between bogs and bog-relicts and consequences for bog restoration. *Hydrobiologia* **265**: 217-224.

- Schouwenaars J.M., H. Esselink, L.P.M. Lamers & P.C. van der Molen (1997) Hoogveenherstel in Nederland. Pre-advies Hoogvenen. I.K.C., Wageningen. 122 p.
- Schouwenaars, J.M., H. Esselink, L.P.M. Lamers & P.C. van der Molen (2002) Ontwikkelingen en herstel van hoogveensystemen - bestaande kennis en benodigd onderzoek. Expertisecentrum LNV, Wageningen. 188 p.
- Schulz, S., H. Matsuyama & R. Conrad (1997). Temperature dependence of methane production from different precursors in a profundal sediment (Lake Constance). *FEMS Microbiology Ecology* **22**: 207-213.
- Scott, K.J., C.A. Kelly & J.W.M. Rudd (1999). The importance of floating peat to methane fluxes from flooded peatlands. *Biogeochemistry* **47**: 187-202.
- Segers, R. (1998) Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry* **41**: 23-51.
- Settele, J., C. Margules, P. Poschlod & K. Henle (1996) *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer, Dordrecht. 381 p.
- Silvola, J. (1990) Combined effects of varying water content and CO₂ concentration on photosynthesis in *Sphagnum fuscum*. *Holarctic Ecology* **75**: 743-754.
- Smit, H. & H. van der Hammen (2000) Atlas van de Nederlandse watermijten (Acari: Hydrachnidia). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* **13**: 272 p.
- Smolders, A.J.P., R.J.J. Hendriks, H.M. Campschreur & J.G.M. Roelofs (1997). Nitrate induced iron deficiency chlorosis in *Juncus acutiflorus*. *Plant and Soil* **196**: 37-45.
- Smolders, F. (red.) (1998a) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen, werkplan. Katholieke Universiteit Nijmegen, Landbouwniversiteit Wageningen, Stichting Bargerveen & Staatsbosbeheer, 27 p.
- Smolders, F. (red.) (1998b) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen, Tussentijdse rapportage 1998. Katholieke Universiteit Nijmegen, Landbouwniversiteit Wageningen, Stichting Bargerveen & Staatsbosbeheer, 33 p.
- Sorensen, T. (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant society based on similarity of species content. *K Danske Vidensk Selsk* **5**: 1-34.
- Streefkerk, J.G. & W.A. Casparie (1987) De hydrologie van hoogveen systemen. Staatsbosbeheer, Utrecht, 119 p.
- Sutton, M.A., C.E.R. Pitcairn, & D. Fowler (1993) The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities. *Advances in Ecological Research* **24**: 301-393.
- Tappeiner, U. & A. Cernusca (1996) Microclimate and fluxes of water vapour, sensible heat and carbon dioxide in structurally differing subalpine plant communities in the Central Caucasus. *Plant Cell and Environment* **19**: 403-417.
- Titus, J.E. & D.J. Wagner (1984) Carbon balance for two *Sphagnum* mosses: water balance resolves a physiological paradox. *Ecology* **65**: 1765-1774.
- Todd, P.A., J.P.D. Phillips, P.D. Putwain & R.H. Marrs (2000) Control of *Molinia caerulea* on moorland. *Grass and Forage Science* **55**: 181-191.

- Tolonen, K. (1986) Rhizopod analysis. In: B.E. Berglund (red.). *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*.
- Tomassen H., F. Smolders, J. Limpens, G.J. van Duinen & S. van der Schaaf (2000). Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Tussentijdse rapportage 1999. Katholieke Universiteit Nijmegen, Wageningen Universiteit & Stichting Bargerveen.
- Tomassen H., F. Smolders, J. Limpens, G.J. van Duinen, S. van der Schaaf & G. van Wirdum (2001) Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Tussentijdse rapportage 2000. Katholieke Universiteit Nijmegen, Wageningen Universiteit, Stichting Bargerveen & NITG-TNO.
- Turetsky, M.R. & R.K. Wieder (1999) Boreal bog *Sphagnum* reflexes soil-produced and respired ¹⁴CO₂. *Ecoscience* **6**: 587-591.
- Turnhout, C. van, S. Stuijzand & H. Esselink (2001) Is het huidige herstelbeheer toereikend voor de heidefauna? *De Levende Natuur* **102**: 181-188.
- Tüxen, J. (1983) Die Schutzwürtigkeit der niedersächsischen Kleinstmoore im Hinblick auf ihre Vegetation. *Tüxenia* **3**: 423-435.
- Twenhöven, F.L. (1992) Competition between two *Sphagnum* species under different deposition levels. *Journal of Bryology* **17**: 71-80.
- Utschick, H. (1990) Nachtfalter (Lepidoptera, Macroheterocera) als Bioindikatoren für Regenerationsprozessen in abgetorfte Hochmooren. *Telma* **20**: 125-141.
- Verberk, W.C.E.P., G.A. van Duinen, T.M.J. Peeters & H. Esselink (2001) Importance of variation in watertypes for water beetle fauna (Coleoptera) in Korenburgerveen, a bog remnant in The Netherlands. *Proceedings of Experimental and Applied Entomology*, N.E.V., Amsterdam, 12: 121-128.
- Verberk, W.C.E.P., A.M.T. Brock, G.A. van Duinen, M. van Es, J.T. Kuper, T.M.J. Peeters, M.J.A. Smits, L. Timan & H. Esselink (2002) Seasonal and spatial patterns in macroinvertebrate assemblage in a heterogeneous landscape. *Proceedings of Experimental and Applied Entomology*, N.E.V., Amsterdam, 13 (in druk).
- Verdonschot, P.F.M., L.W.G. Higler, W.F. van der Hoek & J.G.M. Cuppen (1992) A list of macroinvertebrates in Dutch water types: a first step towards an ecological classification of surface waters based on key factors. *Hydrobiological Bulletin* **25**: 241-259.
- Verdonschot, P.F.M., L.W.G. Higler, R.C. Nijboer & T.H. van den Hoek (in voorbereiding) Naar een doelsoortenlijst van aquatische macrofauna in Nederland: platwormen (Tricladida), steenvliegen (Plecoptera), Haften (Ephemeroptera) en kokerjuffers (Trichoptera). Alterra, Wageningen.
- Verhoeven, J.T.A., W. Koerselman & B. Beltman (1988) The vegetation of fens in relation to their hydrology and nutrient dynamics; a case study. In: Symoens J.J. (ed.) *Vegetation of inland waters*, Handbook of vegetation science 15, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 249-282.
- Verhoeven, J.T.A., E. Maltby & M.B. Schmitz (1990) Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. *Journal of Ecology* **78**: 713-726.
- Verhoeven, J.T.A. (red.) (1992) *Fens and Bogs in The Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation*. Kluwer, Dordrecht. 490 p.

- Verhoeven, J.T.A. & W.M. Liefveld (1997) The ecological significance of organochemical compounds in *Sphagnum*. *Acta Botanica Neerlandica* **46**: 117-130.
- Voigt, J. U. & I. Johnsen (1987) Environmental impact on ombrotrophic bogs in NW-Europe. Report ENV 891. Roskilde, Denmark, Risø National Laboratory.
- Vuuren, M. van (1992) Effects of plant species on nutrient cycling in heathlands. Thesis/Dissertation, Utrecht University.
- Wasscher, M. (1992) Libellen in het hoogveenreservaat het Bargerveen. Staatsbosbeheer Drenthe-Zuid, Pesse. 122 p.
- Wasscher, M., G.O. Keijl & G. van Ommering (1998) Bedreigde en kwetsbare libellen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst. IKC, Wageningen. 42 p.
- Wassen, M. J. (1990) Water flow as a major landscape ecological factor in fen development. Thesis/Dissertation, Utrecht University.
- Wetering, B. van de (1995) Libellen in het Korenburgerveen. 23 p.
- Wheeler, B.D. & S.C. Shaw (1995) *Restoration of damaged peatlands*. Dept. of the Environment, H.M.S.O., Londen.
- Wirdum, G. van (1993) Ecosysteemvisie Hoogvenen. IBN-rapport 035, Wageningen, 148 p.
- Woodin, S. & J.A. Lee (1987) The fate of some components of acidic deposition in ombrotrophic mires. *Environmental Pollution* **45**: 61-72.
- Woodland, W.A., D.A. Charman & P.C. Sims (1998) Quantitative estimates of water tables and soil moisture in Holocene peatlands from testate amoebae. *The Holocene* **8**(3): 261-273.
- Yavitt, J.B., C.J. Williams & R.K. Wieder (1997) Production of methane and carbon dioxide in peatland ecosystems across North America: effects of temperature, aeration and organic chemistry of peat. *Geomicrobiology Journal* **14**: 299-316.