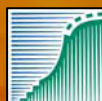


Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren

Tussentijdse OBN-rapportage
(Fase 2, eerste onderzoeksjaar)
April 2007



In opdracht van de Directie Kennis LNV
Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit



Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren

Tussentijdse OBN-rapportage
(Fase 2, eerste onderzoeksjaar)
April 2007

Judith Sarneel, Miguel Dioniso Pires,
Marjolijn Christianen, Jeroen Geurts,
Gabi Mulderij (gastauteur), Liesbeth Bakker (gastauteur),
Jos Schouwenaars, Marcel Klinge, Jos Verhoeven, Wilco Verberk,
Hans Esselink, Bas Ibelings, Ellen van Donk,
Jan Roelofs, Leon Lamers



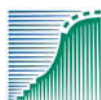
Universiteit Utrecht



Radboud Universiteit Nijmegen



In opdracht van de Directie Kennis
Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit



Inhoudsopgave

1. Voorwoord	3
2. Inleiding	5
3. Onderzoeklocaties	29
4. Water- en bodemkwaliteit, en vegetatieherstel	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Onderzoeksmethoden	34
4.3 Resultaten en discussie	40
4.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor het beheer	51
4.5 Vervolgonderzoek	52
5. Verlanding en veenvorming	55
5.1 Inleiding	55
5.2 Onderzoeksmethoden	56
5.3 Resultaten en discussie	59
5.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor het beheer	65
5.5 Vervolgonderzoek	66
6. Het planktonisch voedselweb	69
6.1 Inleiding	69
6.2 Onderzoeksmethoden	70
6.3 Resultaten en discussie	71
6.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor het beheer	72
6.5 Vervolgonderzoek	72
7. Herstel faunagemeenschappen	75
7.1 Inleiding	75
7.2 Onderzoeksmethoden	77
7.3 Resultaten en discussie	80
7.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor het beheer	86
7.5 Vervolgonderzoek	86
8. Sieralgen (als aansluiting bij OBN)	89
8.1 Achtergrond	89
8.2 Doel en vraagstellingen	89
8.3 Plan van aanpak	90
8.4 Samenvatting State-of-the-Art rapportage	91
8.5 Planning onderzoek 2007	93
8.6 Onderzoeksmethoden	94
8.7 Planningen, producten en uitvoering	99
9. Herbivorie (als aansluiting bij OBN)	101
9.1 Inleiding	101
9.2 Onderzoeksmethoden	101
9.3 Resultaten en discussie	102
9.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor het beheer	102
9.5 Vervolgonderzoek	103
10. Literatuurverwijzingen	107
Bijlagen	111

1. Voorwoord

Voor u ligt u het eerste tussenrapport, dat een overzicht geeft van het onderzoek aan laagveenwateren uitgevoerd in het kader van het Kennisnetwerk Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit (OBN), in het eerste jaar van de *tweede fase*. Dit onderzoek, in opdracht van de Directie Kennis van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit wordt uitgevoerd door een consortium van onderzoekers van de Universiteit Utrecht (UU, Landschapsecologie), het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW, Centrum voor Limnologie, Voedselwebonderzoek), de Radboud Universiteit Nijmegen (RU, Aquatische Ecologie en Milieubiologie), adviesbureau Witteveen + Bos en Stichting Bargerveen. Het onderzoek wordt begeleid door het (nieuwe) OBN-Deskundigenteam Laagveen- en Zeekleilandschap onder leiding van dr.ir. Jos Schouwenaars (voorzitter), dr. Leon Lamers (vice-voorzitter) en ir. Vincent van der Meij (secretaris).

In aanvulling op het lopende OBN-onderzoek is er aansluiting gevonden met de onderzoeken aan sieralgen (STOWA/RIZA/OBN) door dr.ir. Gabi Mulderij (Koeman & Bijkerk BV.) en het onderzoek aan herbivorie door dr. Liesbeth Bakker (NIOO-KNAW), dat zeer goed aansluit bij het onderzoek van het consortium. De bevindingen van deze twee aangesloten deelonderzoeken zijn daarom ook opgenomen in deze tussenrapportage.

Een onderzoeksprogramma als dit kan alleen slagen met de hulp van velen (doctoraalstudenten, analisten, technici en onderzoekers), die we hierbij willen bedanken voor hun inzet bij het veldwerk, analyses en discussies: Paul van de Ven, Gerrit Rouwenhorst, Boudewijn Beltman, Arjen de Groot, Marieke van Rosmalen, Dries Oomen, Antoine Vorstenbosch, Agnieszka Lawniczak (UU); Geodesk (Alterra); Martin Versteeg, Germa Verheggen, Roy Peters, Jelle Eygensteyn, Bart Willers, José van Diggelen, Kim Kobes, Bas Bierens, Jan van de Graaf, Piet-Jan Westendorp, Karina Vink, Erik Luckers, Marlies van der Welle, Marij Orbons, Peter Spierenburg, Gerard van der Velde, Gerard van der Weerden (RU); Artur Banach (RU / KU Lublin, Polen); Fons Smolders, Emiel Brouwer (Onderzoekcentrum B-Ware); Wojciech Peczula (KU Lublin, Polen); Henny Gertsen, Roel Dijkma (WUR); Larisa Samchishina (Zoölogisch Instituut, Kiev); Sjoerd de Beer, Jacco Jong, Miguel Dionisio-Pires, Thijs de Boer, Peter de Vries, Koos Swart, Hans Hoogveld, Klaas Siewerts, Roel Pel, Irene van der Stap, Lisette Senerpont-Domis, Gabi Mulderij (NIOO-CL); Jack Middelburg, Eric Boschker (NIOO-CEME); Yvonne Nijdam (Waterkundig Laboratorium); Arjenne Bak, Gerwin Bonhof (Bureau Waardenburg) en Joke Kampen (AquaTerra); Ankie Brock, Gijs Broens, Albert Dees, Marten Geertsma, Frank Kimenai, Jan Kuper, Theo Peeters, Douwe Schut, Jelle Tienstra, Stef Waasdorp, Cindy ten Broeke, Marijke Beris, Rink Wiggers (St. Bargerveen / RU); Bernhard van Vondel (controle waterkevers *Halipidae*).

Bij toegepast onderzoek is een goede communicatie over en weer tussen onderzoekers, water- en terreinbeheerders zeer essentieel. De samenwerking tussen het onderzoeksconsortium en de verschillende beheerders is, net als in de eerste fase, zeer goed verlopen. We willen hen dan ook van harte bedanken voor hun interesse, informatie en enthousiaste inzet. De volgende personen willen wij hierbij met name noemen: Joop Hellinga, Nico Minnema (Alde Feanen); Sytze de Vries, Emile Nat, Winnie Rip (Botshol), Harry Woesthuis (De Bruuk), Alexander Rozema, Arend Timmerman (De Deelen); Jeroen Bredenbeek (De Weerribben); Bart de Haan, Ronald Messemaker, Wessel Fokkema (De Wieden); Gerard ter Heerdt, Johan Ellen, Bart Spekken (Waternet); Henk Vonk Noordergraaf, Eric de Haan, Ron van Overeem (Het Hol); Gert van Ee (HHR Hollands Noorderkwartier); Ron van 't Veer, Niels Hogeweg, Nico Dekker (Ilperveld); Annemieke Boosten, Nicko Straathof (Natuurmonumenten); John van Gemeren (Reeuwijkse pl.); Luuk Oevermans, Nico de Bruin (Sluipwijk); Tycho Poelen (Uddelermeer); Gerrit Hietbrink, Bert Takman (Wapserveen); Cindy Brak, Jan Spaans, Peter Willig, Piet Praag (Waterland); Bert van Dijk, Jan Manten (Westbroek/Molenpolder); Theo Claassen, Meindert Smit (Wetterskip Fryslân); Jan van der Geld (Wormer-Jisperveld).

Ten slotte willen we alle anderen bedanken die een bijdrage hebben geleverd aan het hier gepresenteerde onderzoek en niet met naam genoemd zijn.

Het onderzoeksconsortium OBN-laagveenwateren



2. Inleiding

Wat is bekend na de eerste fase?

De eerste fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren was vooral gericht op het vinden van correlaties en causale verbanden tussen water- en veenkwaliteit, planktonsamenstelling, vegetatie en beheer, waarbij in het laatste halfjaar het onderzoekthema uitgebreid werd met laagveenfauna. De belangrijkste punten waren hierbij:

- Het definiëren van de samenhang tussen milieukwaliteit, biodiversiteit en verlandingssuccesie;
- De koppeling van bovenstaande kenmerken aan beheersmaatregelen waarbij aangesloten werd met het onderzoek;
- Het definiëren van sleutelfactoren en –processen bij achteruitgang (historische oorzaken en neveneffecten van compenserende maatregelen) en herstel;
- Het definiëren van diagnostische/prognostische *tools* die helpen om de kansrijkdom in te schatten en geschikte maatregelen te kiezen.

Al deze punten speelden een belangrijke rol in de eerste fase. Het onderzoek heeft, naast wetenschappelijk inzicht in het functioneren van laagveenwateren, vooral praktisch toepasbare informatie opgeleverd, die direct bruikbaar is voor het beheer van laagveenwateren. Dit komt tot uitdrukking bij de keuze van zo eenvoudig mogelijk te bepalen parameters, die de terrein- en waterbeheerder inzicht geven in de ‘stuurknoppen’ voor het betreffende laagveengebied.

Het thema verzuring is binnen de eerste fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren niet aan bod gekomen, omdat dit voor de laagveenwateren zelf een lage prioriteit heeft. Bij het opschalen naar het laagveenlandschap, waarvan ook schorpioenmoskraggen (Kooijman, 1993), kraggen met hoogveenvegetatie (natuurlijke successie of versneld door menselijke invloed) en veenschraallanden onderdeel uitmaken, zal vanzelfsprekend ook aandacht besteden worden aan verzuring (Roelofs, 1993; Van Wirdum, 1993; zie ook het special issue van *De Levende Natuur* in 2006 over schraallanden; Grootjans *et al.* eds.).

In fase 1 zijn de vergelijkende veldstudies, conform de opdracht, afgerond door de drie junior onderzoekers gezamenlijk. Naast de genoemde gebieden zijn in het laatste onderzoeksjaar ook gegevens verzameld in De Wieden, waar enkele series nieuwe petgaten zijn aangetroffen die in verschillende perioden zijn uitgegraven. De veldstudies hebben een goed overzicht verschaft van de stand van zaken m.b.t. de variatie in waterkwaliteit, veenkwaliteit, algensamenstelling en vegetatie, en van de verlanding van petgaten in Nederland. Inderdaad komen goede, complete verlandingsvegetaties nog maar zelden in Nederland voor, te weten in gebieden onder invloed van kwel (b.v. Het Hol, polder Westbroek) en in gebieden met een uitgekiend oppervlaktewaterbeheer waar het contact met buitenwater miniem is (delen van De Wieden). Ook hebben de metingen een goed correlatief beeld opgeleverd van de sleutelfactoren die bij de vegetatieontwikkeling en verlanding een rol spelen (o.a. Fe/P ratio; niet te voedselrijke oever; geen hoge sulfaatconcentraties). Dit correlatieve onderzoek zal in de tweede fase op een selectie van de locaties van fase 1 voortgezet worden, teneinde een vollediger beeld te krijgen van de mogelijke sturende factoren en processen.

Hydrologische studies in relatie tot peilfluctuaties hebben in de eerste fase slechts in beperkte mate plaatsgevonden in De Deelen en in de polder Westbroek. Hoewel in De Deelen wel peilfluctuaties zijn ingesteld, zijn er nog weinig effecten op verlanding vastgesteld. In Westbroek hebben de maatregelen echter niet tot noemenswaardige peilverschillen geleid. Voor de Deelen en Polder Westbroek zijn voorlopige waterbalansen opgesteld, die in de tweede fase definitief gemaakt zullen worden. In de tweede fase zal er daarom ook meer aandacht besteed worden aan de rol van hydrologie op landschapsniveau. Een belangrijke uitbreiding zal ook in Het Hol plaatsvinden, omdat in de eerste fase duidelijk werd dat het beheer van aanliggende percelen grote gevolgen kan hebben voor de ontwikkelingen van laagveenvegetaties en –fauna.

Met betrekking tot actief biologisch beheer zijn in Terra Nova en in de Deelen vergelijkingen gemaakt tussen compartimenten verschillend in visstandbeheer. Het planktonisch voedselweb

is specifiek onderzocht in petgaten van Terra Nova na een tweetal beheersingrepen: afvissen en vermindering van resuspensie door wind. Met betrekking tot de rol van begrazers is de nadruk verlegd van graas door *Daphnia* naar mosselen (*Dreissena* en *Anodonta*) vanwege lage graasdruk watervlooiën op draadvormende blauwalgen, zoals die in pilot studie werden gevonden. Het planktononderzoek in fase 2 richt zich op twee uitersten in termen van biodiversiteit. De uitersten worden gekenmerkt door eenvormige blauwalgenbloei in sterk verstoorde systemen, en door een soortenrijke sialgengemeenschap in de meest kansrijke systemen. Resultaten uit fase 1 m.b.t. het bewerkstelligen van een omslag van troebel naar helder water zullen worden uitgewerkt tot praktische herstelmaatregelen. Binnen het consortium kon er helaas geen financiering gevonden worden voor het onderzoek naar maatregelen die moeten leiden tot behoud en herstel van karakteristieke maar sterk bedreigde sialgengemeenschappen in laagveenwateren. Dit belangrijke onderwerp is echter via een andere financiering in de tweede fase alsnog van start gegaan (in uitgebreidere zin) met een duidelijke laagveencomponent, die toegevoegd wordt aan de OBN tussen- en eindrapportages.

Voor het faunaonderzoek is een eerste start gemaakt in de zomer van 2005, als opmaat voor de uitbreiding van het onderzoeksteam in de tweede fase met een junior onderzoeker die het herstel van faunagemeenschappen onderzoekt.



Figuur 2.1 Gezamenlijk experimenteel onderzoek.

Naast correlatief en experimenteel veldonderzoek zal ook experimenteel onderzoek in kweekvijvers en aquaria belangrijk blijven in de tweede fase. Het mesocosm-experiment dat opgestart is in Nijmegen, waarbij een vaste set van doelplantensoorten en storingssoorten onderhevig is aan verschillende combinaties van water- en veenkwaliteiten (Figuur 2.1), heeft al in het eerste seizoen een grote hoeveelheid data opgeleverd, inclusief fytoplanktongegevens. Dit langjarig experiment zal in de tweede fase voortgezet worden. Verder zijn er aquarium-experimenten uitgevoerd, onder andere om de rol van chloride bij veenafbraak en waterkwaliteit in brakwatervenen te onderzoeken. Dit type experimenteel werk zal ook in de tweede fase een belangrijke rol spelen, voortbouwend op de kennis van de eerste fase en verder aangescherpt

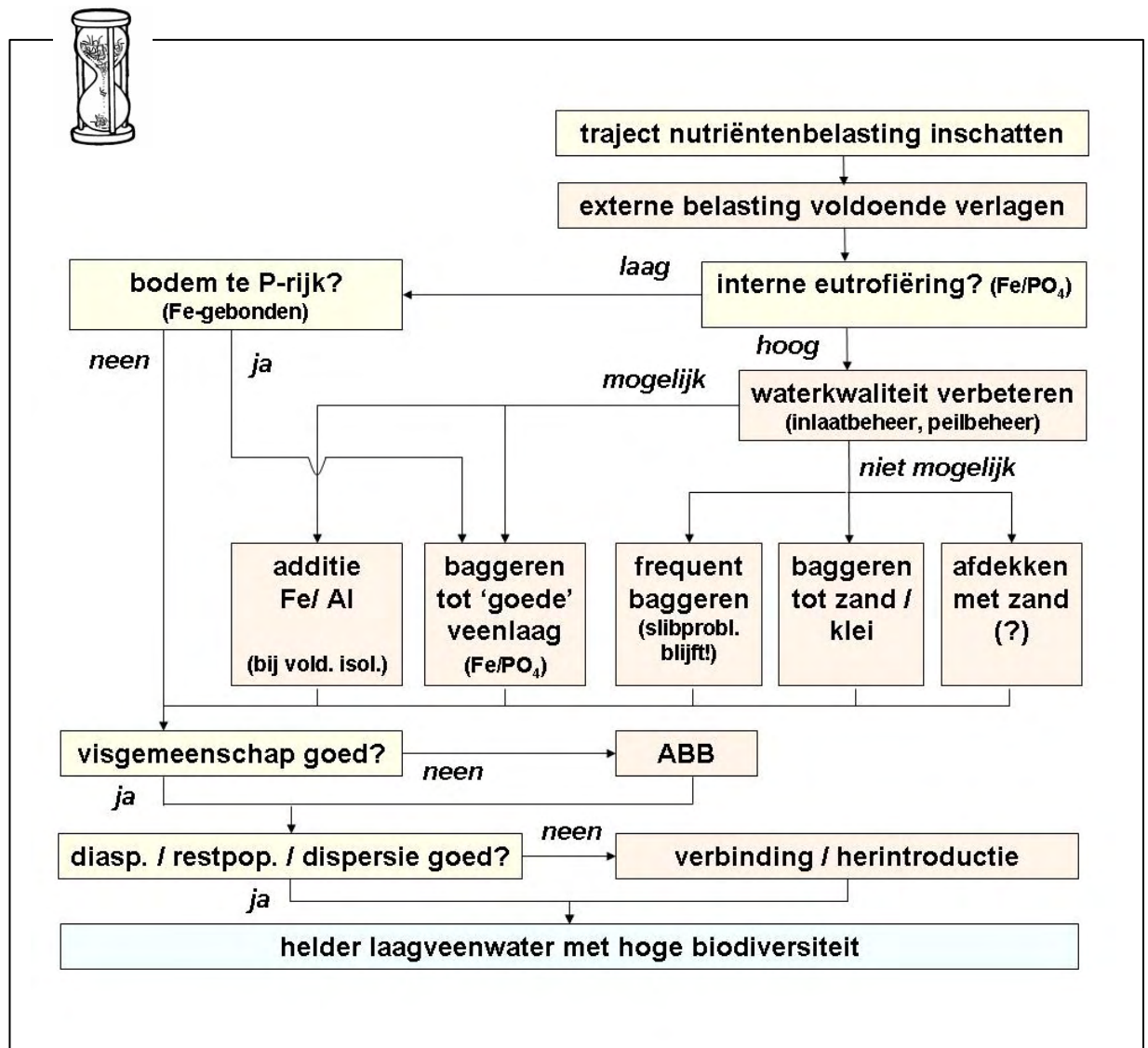
door specifieke beheersvragen. Voorts is al een begin gemaakt met het onderzoek naar zaadvoorraden en dispersie, dat in fase 2 uitgebreid zal worden.

De resultaten van de eerste fase zijn samengebracht in "Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren; eindrapportage 2003-2006 (Fase 1)". Dit rapport is aan te vragen bij DK-LNV (DK-057-O; Lamers *et al.*, 2006).

De belangrijkste, algemene conclusies zijn:

- De eerste fase van het OBN-Onderzoek aan laagveenwateren, gericht op het vinden van correlaties en causale verbanden tussen water- en veenkwaliteit, planktonsamenstelling, vegetatie, fauna (alleen laatste 6 maanden) en beheer, heeft nieuwe informatie opgeleverd die direct in het terrein- en waterbeheer toepasbaar is.
- Hierbij worden niet alleen de sleutelprocessen en –factoren bij achteruitgang en herstel beschreven, maar ook praktische hulpmiddelen aangereikt die laagveenbeheerders helpen bij het stellen van een diagnose voor hun beheersgebieden en het voorspellen van de kansen op succes. De belangrijkste boodschap is dat het absoluut noodzakelijk is voor het terrein- en waterbeheer om in de *waterbodem* te gaan meten, omdat deze voor een zeer groot deel de waterkwaliteit bepaalt (ondiepe wateren met reactieve veenbodem). Dit kan op eenvoudige wijze met keramische cups en kunststof spuiten.
- Het feit dat recentelijk in een aantal laagveenwateren, na wijziging van het hydrologisch beheer of na andere maatregelen, herstel van de biodiversiteit (vegetatie, plankton, fauna) is opgetreden, laat zien dat herstelmaatregelen zeer succesvol kunnen zijn, mits er aan de juiste voorwaarden voldaan is.
- Eutrofiëring, meestal gekoppeld aan verdrogingsproblematiek (eerste orde oorzaak) via het inlaten van gebiedsvreemd water (tweede orde oorzaak), vormt het belangrijkste probleem in de Nederlandse laagveenwateren. Naast de aanvoer van voedingsstoffen van buiten levert interne eutrofiëring, waarbij de mobilisatie van nutriënten uit de bodem verhoogd is, een belangrijk aandeel aan de totale eutrofiëring. De ontwikkeling van onderwater-, maar ook van oevervegetaties met een hoge biodiversiteit (OBN-doelstelling) wordt sterk gehinderd door de troebelheid van het oppervlaktewater, als gevolg van de bloei van algen-/cyanobacteriën, het opwervelen van kleine slibdeeltjes en/of kleuring door humuszuren. Dit leidt ertoe dat veenvorming en verlanding, belangrijke systeemkenmerken van laagveenwateren, niet of nauwelijks meer voorkomen.
- De eutrofiëringsproblematiek wordt geplaatst in het kader van de mogelijkheid om helder water met ontwikkeling van waterplantenvegetaties te creëren (alternatieve stabiele toestanden), waarbij het voor hoge biodiversiteit nodig is om een lage fosfaatbeschikbaarheid na te streven (ver naar links in het schema). Hierbij spelen niet alleen nutriëntenstromen, maar ook de voedselwebrelaties een belangrijke rol. Beheerders kunnen op grond hiervan de kansrijkdom bepalen, mogelijke maatregelen kiezen en een haalbaar doel definiëren. Voor een groot aantal grotere wateren (vooral de plassen) zullen de ambities minder hoog gekozen moeten worden dan voor meer geïsoleerde, kleinere laagveenwateren (de 'haarvaten'). Binnen een laagveengebied kunnen kanrijkere en minder kansrijke deelgebieden gedefinieerd worden, waarbij echter ook maatregelen in minder kansrijke delen effecten kunnen hebben op deelgebieden met een hoger potentie.
- Voor de verschillende onderzochte OBN-maatregelen wordt aangegeven onder welke voorwaarden deze mogelijk zijn en welke problemen hierbij op kunnen treden. In het algemeen zullen beheersmaatregelen alleen effectief zijn als er aan een aantal randvoorwaarden voldaan is, zoals de verbetering van de waterkwaliteit, en bekend is hoe de bodem na uitvoeren van de maatregel zal reageren. Dit vereist enige basale kennis van de bodem, die op eenvoudige wijze verkregen kan worden. Maatregelen kunnen alleen onder deze voorwaarden voor subsidie binnen het kader van OBN in aanmerking komen.
- De maatregelen met betrekking tot de bestrijding van eutrofiëring, en het herstel van biodiversiteit en verlandingsuccessie in laagveenwateren zijn samengevoegd in een

voorlopig stroomschema (Figuur 2.2), dat de aanzet vormt voor een dynamische laagveen'sleutel' voor het beheer, de *veenloper*. Deze zal in de tweede fase verder uitgewerkt worden. Beslisregels voor mogelijke maatregelen zullen gebaseerd worden op grond van zo eenvoudig mogelijke parameters in bodem- en oppervlaktewater. De eerste, voorlopige vertaling van onderzoeksgegevens naar concrete 'handvatten voor het beheer' staan schematisch weergegeven in tabel 2.1.



Figuur 2.2 Voorbeeld van een denkmodel bij het ontwikkelen van een 'sleutel' voor het beheer van laagveenwateren: de 'veenloper'. De beslisregels zullen worden gebaseerd op basisinformatie inclusief stuurvariabelen/diagnostic tools, zoals aangegeven in het eindrapport van de eerste fase. Dit model zal in fase 2 aangepast en uitgebreid worden tot een voor beheerders praktisch bruikbare 'veenloper'.

Vervolgonderzoek: de tweede fase

Het onderzoek in de eerste fase heeft een grote hoeveelheid informatie opgeleverd die direct bruikbaar is voor het beheer. De kennis uit het onderzoek is vertaald naar concrete beheersmaatregelen. Ondanks de zorgelijke toestand en ingewikkelde problematiek van laagveenwateren, blijkt herstel van de biodiversiteit en verlandingsuccessie wel degelijk

mogelijk, met name in kleinere laagveenwateren. In de tweede fase wordt deze vertaling verder aangescherpt.

De belangrijkste kennisvragen binnen OBN Laagveenwateren voor de tweede fase (periode 2006-2010), geheel aansluitend bij de OBN-Kennisagenda, zijn gericht op de *effectiviteit van herstelmaatregelen*: hoe kan de water- en bodemkwaliteit *voldoende* en op *duurzame wijze* hersteld worden om biodiverse laagveengemeenschappen terug te krijgen? Is dit haalbaar voor het grote aantal hypertrofe laagveenwateren (inclusief voormalige brakwatervenen)? Welke hydrologische maatregelen (o.a. inlaat- en peilbeheer) moeten hierbij gekozen worden? Welke beperking legt versnippering op bij herstelmaatregelen (diasporenbank, dispersie)? Leidt herstel van de water- en bodemkwaliteit automatisch tot herstel van verlandingsvegetaties en herstel van de gewenste karakteristieke fauna- en planktongemeenschappen? Wat levert herstel van de natuurlijke dynamiek en heterogeniteit op? Hoe gebruiken soorten de verschillende onderdelen in het laagveenlandschap?

In fase 2 van het OBN-onderzoeksproject Laagveenwateren ligt het accent op (1) het verrichten van aanvullend onderzoek voortvloeiend uit deze prioriteiten gesteld in de OBN-Kennisagenda 2006-2010; (2) het vanuit een systeembenadering verder integreren van onderzoeksresultaten uit fase 1 en 2; (3) het onderbrengen van de verzamelde kennis in een concept-laagveensleutel (*veenloper*), die zowel op gebiedsniveau als op ecosysteemniveau de terrein- en waterbeheerders een eenduidig handvat bieden bij het maken van keuzes bij aankoopbeleid, beheer en herstel. Hierbij zal aangesloten worden bij de nieuwe systematiek zoals opgenomen in de website "natuurkwaliteit". In de tweede fase is het onderzoek aan faunaherstel uitgebreid met een extra junior onderzoeker gericht op faunaonderzoek, naast de drie junior onderzoekers die werkzaam waren in de eerste fase. Deze uitbreiding was is de nadrukkelijke wens van het Deskundigenteam. Het onderzoek omvat in fase 2 de volgende onderwerpen:

- Deelproject 1: Water- en bodemkwaliteit, en vegetatieherstel;
- Deelproject 2: Verlanding en veenvorming;
- Deelproject 3: Het planktonisch voedselweb;
- Deelproject 4: Herstel faunagemeenschappen.

Aangezien de specifieke expertise met betrekking tot hydrologie (met name voor landschapshydrologie en het hydrologisch beheer) en actief biologisch beheer / visstandbeheer onvoldoende afgedekt wordt binnen het onderzoeksprogramma en zeer essentieel is voor het voorgestelde onderzoek in de tweede fase, blijven er twee extra deskundigen aan het onderzoeksconsortium deelnemen.

De belangrijkste focus zal liggen bij de kleinere laagveenwateren, aangezien hier de grootste potentie ligt voor herstel van de OBN-doelstellingen. Grote wateren zullen echter deel blijven uitmaken van de tweede fase. Sinds 2006 is het Deskundigenteam Laagveenwateren onderdeel gaan uitmaken van het nieuwe Deskundigenteam Laagveen- en zeekleilandschap. Hiermee is de focus verbreed en zal het onderzoek ook duidelijker op landschapsschaal gaan spelen.

De tweede fase richt zich zeer sterk op de effectiviteit van (combinaties van) de verschillende OBN-maatregelen: welke maatregelen dient een beheerder te kiezen voor het betreffende laagveenwater, onder welke voorwaarden, en wat leveren ze op? Volgt het herstel van de biodiversiteit automatisch op het herstel van de milieukwaliteit? Hoe gebruiken de doelsoorten de verschillende onderdelen van het laagveenlandschap, en zijn er beperkingen door versnippering? Daarnaast zal er een standaard monitoringsprogramma ontwikkeld worden en een concept *veenloper*, een dynamisch beheersondersteunend systeem.

Bij de tweede fase wordt een klein deel van het onderzoek van de eerste fase voortgezet, omdat een aantal veldmetingen en experimenten nog te kort lopen om de resultaten om te kunnen zetten naar beheersadviezen. Het belangrijkste deel van de tweede fase betreft echter *nieuw onderzoek*, dat logisch voortbouwt op de eerste fase en nauw aansluit bij de OBN Kennisagenda. Omdat laagveenwateren deel uitmaken van 'Het laagveenlandschap', zal in de nabije toekomst vanzelfsprekend aansluiting gezocht worden bij overig OBN-onderzoek in laagvenen. Het in dit rapport beschreven onderzoek richt zich echter alleen op de *laagveenwateren*.

Een belangrijk uitvloeisel van de OBN-kennisagenda met betrekking tot de laagveenwateren is dat het eindproduct van het laagveenwaterenonderzoek aan het eind van fase 2 onder meer een concept voor een 'laagveensleutel' zal moeten omvatten op 2 niveaus: een sleutel op landschapniveau voor het herkennen van kansrijke gebieden en een sleutel op systeemniveau voor de EGM, uiteraard met een duidelijke link naar grotere ruimte- en tijdschalen. Er is binnen het deskundigenteam afgesproken dat dit geen statische sleutel moet worden, maar een dynamische variant hierop die aangepast kan worden als gevolg van voortschrijdend inzicht (validatie, terugkoppeling en aanpassing). Om dit dynamische karakter aan te geven is gekozen voor de term *veenloper*, een sleutel die op alle laagveenwateren past. Deze veenloper kan gezien worden als complementair met de sleutel van het Platform Ecologisch Herstel Meren (www.shallowlakes.net).

Aan de hand van een karakterisering van de uitgangssituatie (basisinformatie, waaronder diagnostic tools) kan de beheerder een stappenschema volgen, waarbij op grond van kritische waarden en bijbehorende beslisregels (combinaties van) mogelijke maatregelen gekozen kunnen worden. Afhankelijk van de betreffende situatie en problematiek kan er gekozen worden voor gericht vooronderzoek, in aanvulling op het evalueren van bestaande gegevens. Hiermee kunnen de kansen op herstel ingeschat worden en haalbare doelen geformuleerd worden. Soms kan dit bijvoorbeeld ook betekenen dat er gekozen moet worden voor deelgebieden met verschillende potenties, dat er additionele maatregelen nodig zijn, of dat doelen bijgesteld moeten worden. Belangrijk bij het herstelbeheer is dat een aantal maatregelen alleen zinvol is binnen het OBN-kader als er voldaan is aan een aantal randvoorwaarden. Een voorbeeld hiervan is de maatregel baggeren, waarbij voorwaarden gesteld worden aan de waterkwaliteit en aan de kwaliteit van de bodemlaag die vrijkomt na de maatregel. Als voorbeeld is een eerste concept-schema opgesteld voor de aanpak van eutrofiëring in laagveenwateren (Figuur 2.2). In het eindrapport van de eerste fase zijn de mogelijke voor- en nadelen van OBN-maatregelen in laagveenwateren aangegeven, inclusief kritische waarden en diagnostic tools die relevant zijn voor de diagnose en voor de beslissing over de te nemen maatregelen. Hieruit blijkt al dat voor eutrofiëeringsbestrijding vaak een *combinatie van maatregelen* nodig zal zijn. In tabel 2.1 staat samengevat hoe de informatie uit OBN-kennis omgezet zal worden naar concrete handvatten voor het beheer.

Tabel 2.1 Opzet voor de vertaling van de OBN-kennis naar concrete maatregelen, die in de tweede fase uitgewerkt zal worden. Het opstellen van haalbare doelen en monitoren van veranderingen sluit sterk aan bij de Europese Kaderrichtlijn Water.

Vertaling naar OBN herstelmaatregelen: handvatten voor het beheer

1. Status van het specifieke gebied
 - o Eenvoudige *diagnostic tools*
 - o Overige basisgegevens
 - o Vergelijking met OBN-database
2. (Exacte) oorzaken achteruitgang
 - o Eerdere onderzoeksgegevens
 - o Gericht vooronderzoek
3. Mogelijkheden voor herstel biodiversiteit
 - o Historische gegevens
 - o Kansrijkdom (Nederland, landschap, systeem, deelgebied)
 - Water- en veenkwaliteit
 - Kritische grenzen
 - Doel- en indicatorsoorten
 - Restpopulaties en diasporenbank
 - Dispersiemogelijkheden
 - o Voorspelling: haalbare doelen
 - *prognostic tools*
4. Welke maatregelen: de stuurknoppen
 - o Mogelijkheden gebiedsafhankelijk (pakket op maat)
 - o *Veenloper*
 - o Keuze maatregel(en)
 - o Aanpak bottlenecks
 - o Efficiëntie
5. Uitvoering maatregel(en)
 - o Eventueel eerst op kleine schaal / gefaseerd
6. Monitoring
 - o Standaard (minimum) meetpakket
 - o Extra monitoring op maat
7. Bijsturing en optimalisering
8. Opschaling / extrapolatie (indien van toepassing)



De onderzoeksvragen voor de tweede fase

Voor elk van de deelprojecten zullen hier de volgende drie punten per onderzoeksvraag van de offerte worden aangegeven:

- A. Wat is bekend uit fase 1?
- B. Welk aanvullend onderzoek is nodig in de tweede fase?
- C. Wat zal de specifieke output zijn?

Deelproject 1: Water- en bodemkwaliteit, en vegetatieherstel

In de eerste fase was het onderzoek binnen dit deelproject sterk gericht op het vinden van sturende variabelen bij achteruitgang en herstel van laagveenwateren, en op het begrijpen van de onderliggende processen. Fase 2 is daarentegen veel sterker gericht op het definiëren van 'stuurknoppen' voor het beheer: welke van de mogelijke maatregelen zijn succesvol, gegeven een bepaalde uitgangssituatie, en hoe moeten ze genomen worden? Daarnaast zal het onderzoek zich ook sterk gaan richten op de kwantitatieve kant van de problematiek; hoe groot is de bijdrage van elke stuurknop voor de oplossing van het probleem? Dit is niet alleen nodig om het slagen of falen van verschillende herstelmaatregelen te begrijpen, maar ook om het succes van maatregelen te kunnen voorspellen. Op deze wijze kunnen gerichte beheersadviezen worden gegeven. Dit zal leiden tot het uitwerken van een beheersondersteunend kennissysteem voor het herstel van biodiversiteit in laagveenwateren. Net als in de eerste fase zullen het veld- en het overige onderzoek in nauwe samenwerking met de andere onderzoekers uitgevoerd worden.

Het onderzoek in dit deelproject zal zich in fase 2 richten op de volgende vragen:

1. Welke randvoorwaarden zijn er voor zowel de waterkwaliteit als de waterbodemkwaliteit voor het herstel van de biodiversiteit van de aquatische vegetatie in laagveenwateren?
 - A: In fase 1 is via veldonderzoek gekeken naar de correlaties tussen water- en bodemkwaliteit en de vegetatie. Hieruit bleek onder andere dat het voorkomen van een hoge biodiversiteit met doelsoorten gekoppeld was aan een hoge sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater en een lage Fe/PO₄ ratio in het bodemvocht. Hierbij speelt interne eutrofiëring, ook bij ver afgebroken veen, een belangrijke rol. Bovendien werden aanwijzingen gevonden voor het optreden van sulfide- en ammoniumtoxiciteit.
 - B: De veldcorrelaties zullen voor een klein deel verder aangevuld worden, onder andere door gradiëntanalyses vanuit inlaatpunten tot in de 'haarvaten' van de veengebieden. Op grond van de gevonden correlaties zullen via experimenteel werk causale verbanden gezocht worden. Hiermee zal bekend worden aan welke randvoorwaarden de water- en bodemkwaliteit moeten voldoen voor herstel van karakteristieke waterplantenvegetaties in laagveenwateren.
 - C: Samenhang tussen stuurvariabelen en vegetatie, noodzakelijk voor de 'veenloper' die ontwikkeld zal worden voor terrein- en waterbeheer: definiëren van de randvoorwaarden voor biodiversiteitsherstel (beheersdoelen).
2. Hoe kan de mate van eutrofiëring voorspeld worden bij verandering van inlaatbeheer, visstandsbeheer, peilbeheer en landgebruik (landschaps- en standplaatsniveau)? Welke rol spelen externe en interne eutrofiëring? Bij welke (combinaties van) water- en bodemkwaliteit (rol zuurstof, sulfaat, nitraat, fosfaat, ijzer, chloride, hardheid) speelt interne eutrofiëring een kwantitatief belangrijke rol en hoe kan deze bijdrage voorspeld worden?
 - A: In de eerste fase is duidelijk geworden welke factoren en processen een belangrijke rol spelen bij de achteruitgang van laagveenvegetaties. Deze hangen samen met het uitgevoerde beheer in de verschillende gebieden.

- B. In de tweede fase zal verder geanalyseerd worden hoe veranderingen in waterkwaliteit, bodemkwaliteit en vegetatie samenhangen met verschillende beheersvormen en zal nieuw experimenteel werk uitgevoerd worden. Het in de eerste fase opgestarte mesocosm-experiment zal vervolgd worden om de effecten van de behandelingen over meerdere groeiseizoenen te kunnen onderzoeken. De hoofdvraag bij deze deelvraag is: welke maatregelen zijn onder de heersende omstandigheden in het betreffende gebied het meest geschikt om de randvoorwaarden voor herstel te bereiken? In de tweede fase zal bovendien aandacht besteed worden aan de kwantitatieve kant van het beheer, om vragen te kunnen beantwoorden over de maximaal in te laten hoeveelheid water (fluxen aan fosfaat, sulfaat, ammonium, etc.) en de relatieve bijdragen van externe en interne eutrofiëring aan de afname van de biodiversiteit.
 - C. De resultaten maken het mogelijk om voor het beheer aan te geven welke specifieke 'stuurknoppen' gebruikt dienen te worden voor het herstel van laagveenwateren en met welke intensiteit er ingegrepen dient te worden. Dit kan ook betekenen dat er een pakket aan maatregelen nodig zal zijn.
3. Welke (combinaties van) water- en bodemkwaliteit leiden tot versnelde afbraak ('natte verbranding') van veen en het resuspenderen van veenpartikels (troebelheid door veenpartikels versus troebelheid door cyanobacteriën, algen, humuszuren)? Welke rol spelen sulfaat, nitraat, hardheid, chloride, maar ook vaarbeheer?
 - A. In de eerste fase werd duidelijk dat ook het ver afgebroken veen een ongewenst hoge mineralisatiesnelheid voor nutriënten laat zien. Daarnaast kunnen de ver afgebroken veenpartikels in sterke mate bijdragen aan de troebelheid van laagveenwateren. De belangrijkste stuurvariabelen hierbij zijn nu bekend, met uitzondering van de rol van nitraat bij de 'natte verbranding' van veen en het vaarbeheer. Bovendien is nog onvoldoende bekend wat de exacte bijdrage is van algen, humuszuren en veenpartikels aan de ongewenste troebelheid in de onderzoeksgebieden.
 - B. In de tweede fase zullen bovengenoemde ontbrekende antwoorden gezocht worden en zal de snelheid van afbraak (kwantitatieve aspect) beter onderzocht worden, onder andere in het lopende mesocosm-experiment.
 - C. Inzicht in de stuurvariabelen bij het ontstaan van troebel water en implicaties voor het beheer (specifieke maatregelen).
 4. Onder welke omstandigheden (inclusief beheer) wordt de ontwikkeling van doelvegetaties geremd of zelfs onmogelijk gemaakt door toxiciteit van water en/of bodem (sulfide, ammonium, chloride)?
 - A. In de eerste fase werd duidelijk dat sulfide- en ammoniumtoxiciteit een belangrijke rol kunnen spelen bij de achteruitgang van karakteristieke laagveenvegetaties, naast eutrofiëring.
 - B. Er zal onderzocht worden bij welke niveaus sprake is van ongewenste ontwikkelingen, en hoe de problemen samenhangen met de hydrologie op hogere schaal (grond- en oppervlaktewateraanvoer). Ook het lopende mesocosm-experiment levert gegevens voor het antwoord op deze vraag.
 - C. Implicaties hiervan voor het beheer: hoe kan toxiciteit ongedaan gemaakt worden en welke maatregelen zijn hiervoor het meest efficiënt?
 5. Wordt herstel van de biodiversiteit van waterplanten in heldere wateren gehinderd door hoge fosfaatbeschikbaarheid in de bodem?
 - A. In de eerste fase bleek dat helder water niet automatisch betekent dat de biodiversiteit van waterplanten toeneemt.

- B. Er zal bestudeerd worden in hoeverre een eutrofe bodem bij helder water en een soortenarme vegetatie (Grof hoornblad, Smalle waterpest) een belemmering vormen voor herstel van de biodiversiteit.
- C. Als dit correct is, welke OBN-maatregelen zijn dan noodzakelijk en mogelijk?
- 6. Welke rol speelt de chlorideconcentratie bij het herstel van (voormalige) brakwatervenen in relatie tot toxiciteit, veenafbraak en fosfaatmobilisatie?
- A. Voormalige brakwatervenen kampen veelal met een enorm eutrofiëringsprobleem. Het wegvallen van chloridetoxiciteit lijkt een belangrijke belemmering voor het herstel van deze venen.
- B. Welke rol spelen zowel het directe effect van chloride op de vegetatie als het effect op de afbraaksnelheid van het veen?
- C. Is verhoging van de chlorideconcentraties nodig voor herstel van de karakteristieke biodiversiteit? Zo ja, welke waarden zijn dan noodzakelijk en op welke wijze kan dit bewerkstelligd worden?

Vertaling van onderzoeksresultaten naar maatregelen en monitoring:

De onderzoeksresultaten zullen een directe toepassing vinden binnen het beheer van laagveenwateren:

1. Op grond van zo eenvoudig mogelijk te meten parameters zal aangegeven worden welke oorzaken hebben geleid tot achteruitgang, als uitgangspunt voor het kiezen van beheersmaatregelen. Hierbij zal ook onderzocht worden welke plantensoorten als indicator kunnen dienen (o.a. kranswieren).
2. Met deze informatie zal voorspeld kunnen worden welke laagveengebieden binnen ons land het meest kansrijk zijn voor herstel van de biodiversiteit, zodat financiering effectiever ingezet kan worden. Hiermee kan ook aangegeven worden welke sublocaties binnen een gebied het meest kansrijk zijn.
3. Met behulp van indicatief onderzoek (diagnostic tools) zal voor ieder laagveenwatertype (inclusief voormalige brakwatervenen) gekozen kunnen worden voor de meest succesvolle (set van) maatregel(en) op landschaps- en standplaatsniveau. Er kan aangegeven worden welke maatregelen (inlaatbeheer, peilbeheer, visstandsbeheer, beheer omliggend terrein) zullen leiden tot het gewenste herstel van de vegetatiebiodiversiteit en verlandingsprocessen. Hierbij zal ook aandacht besteed worden aan de effecten van locale nitraat- en fosfaatsuitleiding.
4. Op grond van gericht vooronderzoek (predictive tools) zal het voor de beheerder eenvoudiger worden om streefdoelen voor een gebied te definiëren (ook van belang in verband met de Kaderrichtlijn Water).
5. Bij de bestrijding van eutrofiëring zal aangegeven worden in hoeverre en op welke wijze de externe en interne fluxen aangepakt moeten worden. Uitgangspunt hierbij vormt het schema uitgelegd in de inleiding. Er zal aangegeven kunnen worden of interne eutrofiëring verminderd of voorkomen kan worden via bepaalde effectgerichte maatregelen (zowel bottom-up als top-down benaderingen).
6. Er zullen maatregelen voorgesteld worden om bodemafbraak en hiermee samenhangende troebeling te bestrijden en voorkomen (mogelijkheden voor baggeren, peilbeheer, visbeheer).
7. Er zal aangegeven worden welke maatregelen er mogelijk zijn ter bevordering van de

biodiversiteit in laagveenwateren met een voedselarme, heldere waterlaag en fosfaatrijke bodem, die alleen door Grof hoornblad en Smalle waterpest gedomineerd worden.

8. Er zal onderzocht worden op welke wijze optredende ammonium- sulfide- en chloridetoxiciteit in zoetwatervenen bestreden kan worden.
9. Er zal aan de hand van bovengenoemde informatie een monitoringsprogramma opgesteld worden waarmee herstel van vegetatie, water- en bodemkwaliteit gericht gevolgd kan worden op verschillende schaalniveaus (standplaats-, systeem/macroschaal).

Deelproject 2: Verlanding en veenvorming

Het onderzoek in fase 2 zal zich richten op abiotische en biotische bottlenecks voor verlanding en kraggevorming. Het correlatieve systeemonderzoek dat in fase 1 is verricht zal worden gebruikt voor het selecteren van laagveenplassen in de vier studiegebieden waar meer in detail en kwantitatief gericht onderzoek zal worden verricht, in nauwe samenwerking met de andere onderzoekers. De ontwikkelingen in de vele petgaten die in verschillende studiegebieden gedurende de laatste 25 jaar zijn gegraven zullen nauwgezet worden beschreven. Voorts zal causaal-analytisch onderzoek plaatsvinden naar de rol van dispersie en kieming/vestiging van verlandings- en kraggevormende soorten. Ook is meer inzicht nodig in de rol van methaan bij verlanding en kraggevorming. Er zijn aanwijzingen dat methaan in belangrijke mate het drijfvermogen van kraggen bepaalt. Aanvoer van nitraat en sulfaat kan methaanvorming remmen. In fase 1 is het beeld ontstaan dat verlanding door grote helofyten vaak optreedt vanuit voedselrijke oevers, terwijl mesotrofe verlanding met soorten als Cyperzegge, Holpijp en Waterdrieblad vanuit een schrale oever (en uiteraard in schoon water) optreedt. Dit verschijnsel zal in fase 2 nader worden bestudeerd, waarbij ook de snelheid van verlanding zal worden geschat. De resultaten van deze studies zullen gebruikt worden om op gebiedsniveau een beeld te scheppen van de meest kansrijke locaties voor verlandings-gemeenschappen, zowel vanuit hydrologisch-abiotisch perspectief als vanuit het oogpunt van mogelijkheden voor dispersie van doelsoorten.

Het onderzoek in dit deelproject zal zich in fase 2 toespitsen op de volgende vragen:

1. Welke randvoorwaarden qua waterregime, waterkwaliteit en oeverkwaliteit (hoogte en voedselrijkdom van de oever) zijn er voor het op gang komen van verlanding? Het gaat hierbij zowel om kenmerken op landschapniveau als op standplaatsniveau.
 - A: In fase 1 bleken duidelijke verschillen in vegetatie te bestaan tussen petgaten, maar de relatie met biogeochemische factoren, was niet voldoende duidelijk. Hier zal in fase 2 opnieuw naar worden gekeken. Tevens zullen nu ook andere abiotische factoren zoals petgat omvang, oeverstijlheid waterdiepte en mate van isolatie meegenomen worden.
 - B: Metingen van waterkwaliteit en oever-kenmerken in zoveel mogelijk nieuw uitgegraven petgaten in de vier studiegebieden; kwantitatieve vergelijking van verschillen tussen petgaten met en zonder verlanding. Aandacht voor de effecten van peilfluctuaties, wateraanvoerroutes en nutriëntenbelasting.
 - C: Inschatting van het belang van de eerder genoemde verschillende abiotische factoren bij stagneren of stimuleren van verlanding.
2. Welke rol speelt methaan bij de beginstadia van de verlanding en hoe hangt de beschikbaarheid van methaan samen met de waterkwaliteit, en daarmee met de locatie van het petgat in het laagveenlandschap?
 - A: Doormiddel van een literatuurstudie en veldmetingen gedurende fase 1 is het vermoeden gerezen dat methaan belangrijk is voor het drijfvermogen en daarmee voortbestaan van een kragge en dat door de hoge sulfaat- en nitraatconcentraties in het oppervlakte water de

methaanproductie gereduceerd zou kunnen worden, waardoor trilveenontwikkeling stagneert.

- B: Gedetailleerde metingen van methaanconcentraties in verschillende verlandingsstadia; relatie met waterchemie en bodemchemie. Relatie met water en bodemchemie experimenteel testen.
 - C: Een conclusie over het wel of niet belangrijk zijn van methaan in het drijfvermogen van een kragge. Indien er een relatie met bodem/waterchemie gevonden wordt, zullen hier nader uitspraken over gedaan worden.
3. Welke kenmerkende verschillen bestaan er tussen mesotrofe en eutrofe verlanding in snelheid van organische stofophoping en ontwikkeling van draagkracht? Welk waterbeheer kan verlanding bevorderen en/of sturen?
- A: In fase 1 is een luchtfotostudie uitgevoerd, deze bood echter onvoldoende inzicht in snelheid van verlanding van open water naar trilveen.
 - B: Daarom zal in fase 2 getracht worden via een andere methode zicht te krijgen op de snelheid van veenvorming en verlanding. Door het opmeten van breedte en organische stofhoeveelheden van verlande stroken van bekende ouderdom kan een snelheidsbepaling worden gedaan. Nieuwe analyse van gegevens uit de luchtfotostudie van Steven Bakker en andere historische gegevens (b.v. S. Segal).
 - C: Bepaling van de snelheid van organische stof ophoping (en factoren die dat beïnvloeden).
4. Welke effecten hebben eutroof water en een eutrofe oever op de ontwikkeling van verlandingssoorten?
- A: Tijdens fase 1 is een mesocosm-experiment opgestart waarvan de resultaten van het eerste jaar hoge verwachtingen geven. Echter, een extra groeiseizoen zal de betrouwbaarheid van de resultaten verhogen.
 - B: Vervolgen van het mesocosm-experiment, in nauwe samenwerking met RU en NIOO.
 - C: Meer inzicht in het effect van eutroof water en een eutrofe oever op verlandingsvegetaties.
5. Welke biotische bottlenecks zijn er voor herstel van verlanding (isolatie, dispersie, zaadvoorraden)? Hoe hangen deze samen met de landschappelijke structuur?
- A: Uit de vergelijkende veldstudie die in fase 1 is uitgevoerd bleek geen duidelijk verband tussen biochemie en het voorkomen van verlandingssoorten. Onder vraag 1 zal nader in detail worden bekeken of mogelijk andere abiotische factoren een bottleneck kunnen vormen, maar aangezien uit fase 1 ook bleek dat de zaadbank in veel petgaten erg klein is, zal in fase twee ook moeten worden gekeken naar dispersie.
 - B: Onderzoek aan zaadvoorraden en verspreidingscapaciteit van doelsoorten in verlandende en niet-verlandende petgaten. Transplantatie-experimenten van belangrijke doelsoorten in (in de afgelopen 25 jaar uitgegraven) petgaten.
 - C: Inzicht in van de mate waarin verspreiding en vestiging van doelsoorten plaatsvindt gekoppeld aan bepaalde populatiegrootte en abiotische factoren. Daarmee samenhangend aanbevelingen om deze verspreiding te verbeteren.

6. Wat is de rol van vegetatieve vermeerderingsprocessen bij de dispersie en bij het vormen van kragges? Welke milieuomstandigheden (waterchemie, kwaliteit van de oever) stimuleren deze processen?
- A: In fase 1 lag de focus van het diasporenonderzoek sterk op zaden, terwijl veel verlandingssoorten zich juist klonaal uitbreiden. Daarom zal in fase twee ook specifiek het belang hiervan worden onderzocht.
- B: Bepaling van het drijfvermogen en daarmee verspreidingscapaciteit van 'key-stone' verlandingssoorten (b.v. Waterdrieblad, Grote boterbloem, Waterscheerling, Holpijp, Slangenwortel, Moerasvaren). Ook aan helofyten (Riet, Lisdodde) zal aandacht worden besteed. Aandacht voor de rol van rhizomen in de kolonisatie van het water en daardoor verlanding door deze eerder genoemde 'key-stone' soorten.

Vertaling van onderzoeksresultaten naar maatregelen en monitoring:

De onderzoeksresultaten zullen op de volgende manier direct worden toegepast in richtlijnen voor inrichting en beheer:

1. Voor Nederland als geheel zal worden aangegeven in welke laagveengebieden verlandingsvegetaties al dan niet kansrijk zijn en welke gebiedskenmerken hierbij een rol spelen.
2. Voor de afzonderlijke laagveengebieden zal worden aangegeven in welke delen van het gebied kansen liggen voor verlandingsvegetaties, en hoe deze ruimtelijke verdeling samenhangt met de regionale en lokale hydrologie, de wordingsgeschiedenis van het gebied en het terreinbeheer.
3. In relatie tot het voorgaande zal worden aangegeven welke hydrologische maatregelen (peilfluctuaties of juist constant peil, route van inlaatwater door het gebied, benutten van moerascomplexen voor het verkleinen van de nutriëntenvracht) nodig zijn om de voorwaarden voor verlandingsvegetaties zo optimaal mogelijk te laten zijn.
4. Afzonderlijk zal voor ieder onderzocht gebied worden aangegeven waar nog verlandingsvegetaties aanwezig zijn en in welke mate deze zodanig geïsoleerd liggen dat spontane dispersie van verlandingssoorten naar andere geschikte locaties onwaarschijnlijk is.
5. Maatregelen zullen worden uitgewerkt die leiden tot een verantwoorde herintroductie van verlandingssoorten, door verbinding via water of door introduceren van zaden of stekken.
6. Richtlijnen zullen worden opgesteld voor (1) vaststellen van geschikte plekken voor nieuwe petgaten; (2) afmetingen qua lengte, breedte en diepte; (3) hoogte, bodemsamenstelling en beheer van de oever en (4) geschikte locaties voor het deponeren van het afgegraven materiaal.
7. Een monitoringsplan zal worden opgesteld dat rekening houdt met het te verwachten tijdsverloop van vestiging en verdere ontwikkeling van verlandingssoorten.

Deelproject 3: Het planktonisch voedselweb

Behoud en herstel van biodiversiteit in laagveensystemen is de centrale doelstelling van OBN-laagveenwateren. Het planktononderzoek in fase 2 richt zich op de aanpak van de éénvormige blauwalgenbloei in sterk verstoorde systemen, die een sterke belemmering vormen. Herstel van biodiversiteit van het plankton begint met het doorbreken van de troebele toestand. Onderzoek uit fase 1 naar het bewerkstelligen van een omslag van troebel naar helder water zullen worden uitgewerkt tot praktische herstelmaatregelen.

Het onderzoek in dit deelproject zal zich in fase 2 toespitsen op de volgende vraag:

1. Wat is de rol van opgewerveld slib en organisch materiaal in het handhaven van een stabiele troebele toestand? In welke mate bestendigt dit de bloei van draadvormende blauwalgen? Wat is de effectiviteit van slibvang (evt. in combinatie met verwijdering van sliblaag van het sediment) in het bereiken van de omslag naar helder water? Hoe kan de graas van mosselen op algen worden ingezet als beheersmaatregel? De tot hier genoemde kennisvragen zijn niet direct onderdeel van het NIOO onderzoek. Voor deze vragen is het NIOO afhankelijk van het nemen van maatregelen door beheerders, waarna het NIOO een rol zal vervullen in de sfeer van monitoring en interpretatie. De nadruk in het onderzoek van deelproject 3 ligt op de laatste vraag en kan als volgt worden gespecificeerd. Wat is de rol van sedimentsamenstelling op groei en overleving van Unionide mosselpopulaties zoals *Anodonta*? Leidt troebelheid van het water, als gevolg van veel zwevend materiaal, tot uitsterving van deze populaties?

Aanpak: Het ontwikkelen van een voldoende hoge graasdruk is een belangrijke stabiliserende factor van een helderwater-fase en daarmee in het succes van ABB op de lange termijn.

- A: Fase 1 heeft aangetoond dat zowel *Anodonta* (een inheemse mossel in laagveenwateren) als de driehoeksmossel *Dreissena* in staat zijn effectief draadvormende blauwalgen te verwijderen (dit in tegenstelling tot de watervlo *Daphnia*). Bottleneck bij inzet in het beheer lijken de lage dichtheden van *Anodonta* zoals die gevonden werden in vergelijkend veldonderzoek van laagveenwateren.
- B: Het onderzoek in fase 2 gaat uit van de werkhypothese dat de lage mosseldichtheden zijn toe te schrijven aan sedimentatie van slibdeeltjes in eutrofe systemen (direct effect: "ondergesneeuwd" raken door neerslag slibdeeltjes) en aan instabiliteit van het sediment als gevolg van die sedimentatie (indirect effect). Uit de literatuur blijkt dat de samenstelling van het sediment belangrijk is voor (vooral) juveniele mosselen (Skinner et al. 2000, Weber 2005). Vooral sediment met een laag organisch gehalte is belangrijk voor de ontwikkeling. De slibgehalten in het water en de cycli van resuspensie en sedimentatie worden vooral gestuurd door bodemwoelende vis en wind. In de ongewenste stabiele toestand houden vis en slib het water troebel – ook als chlorofyl gehalten dalen – en voorkomen de vestiging van waterplanten en mosselen. De gewenste heldere toestand wordt gestabiliseerd door mosselen, die via graas en (pseudo)faeces productie naast blauwalgen ook de dichtheid van gesuspendeerde slibdeeltjes laag houden. Het werk in deelproject 3, dat nodig is om te kijken hoe belangrijk sedimentsamenstelling en sedimentatie van slibdeeltjes voor mosselen is, kan in vierën worden opgesplitst. Twee onderdelen zullen in het veld plaatsvinden en de andere twee onderdelen zullen plaatshebben in het lab. Het veldwerk kan ook weer in tweeën worden opgedeeld. Ten eerste dient er monitoring plaats te vinden naar mosseldichtheden, sedimentsamenstelling, neerslag gesuspendeerde deeltjes, troebelheid en nutriënten in verschillende laagveenwateren. In deze survey van laagveenwateren moeten ook gegevens over het voorkomen van blauwalgen worden verzameld. Ten tweede moeten groei en sterfte van de mosselen in verschillende laagveenwateren (i.e. met verschillende bodemsamenstelling) worden gevolgd. Dit is meer van experimentele aard en zal verricht worden door mosselen in mandjes te zetten zodat ze individueel gevolgd kunnen worden. De labexperimenten zullen kijken naar 1) effecten van verschillende sedimentsamenstellingen op de groei, overleving, filtratiesnelheid van *Anodonta* en 2) effecten van troebelheid (als gevolg van concentratie slibdeeltjes in de waterkolom) van het water op de overleving, groei en filtratiesnelheid van mosselen. Uit de aldus verzamelde database kunnen kritische grenswaarden voor slib en mosselen worden afgeleid die aangeven welke laagveenwateren geschikt zijn voor een grote en gezonde mosselpopulatie en waarden die aangeven wanneer verwacht kan worden of een mosselpopulatie zich succesvol zal ontwikkelen (of uitbreiden) of juist andersom. Voor gegevens over bodemwoelende vis zijn de onderzoekers afhankelijk van ABB maatregelen in laagveenwateren waarbij visdata worden verzameld (data Witteveen en Bos). Maatregelen – op praktijkschaal – om slibvang te vergroten, alsmede baggermaatregelen zouden zeer welkom zijn om het inzicht in de verbanden tussen slib – blauwalgen – vis en mosselen te vergroten. Leidt verlaging van slibgehalte, verwijdering van de instabiele toplaag van het

sediment of visstandsbeheer inderdaad tot een hogere dichtheid aan bivalven en draagt de graasdruk van deze mosselen bij aan de stabiliteit van de helderwaterfase?

- C: Het omschreven onderzoek moet leiden tot voldoende kennis over (i) effecten van inheemse mosselen op algen in laagveenwateren en (ii) fysische systeemkenmerken (water en waterbodem) die het voorkomen en verspreiden van deze mosselen bepalen om praktische inzetbaarheid van inheemse mosselsoorten in het verbeteren van helderheid en samenstelling van de algengemeenschap (minder blauwalgen, grotere diversiteit van de algengemeenschap) mogelijk te maken. De maatregel moet opgenomen kunnen worden in de 'veenloper' ('laagveensleutel') waarin op basis van gebiedskenmerken een door de beheerder beoogd effect kan worden gekoppeld aan de meest kansrijke maatregel(en). Overigens zal in de sleutel – op basis van bij het NIOO aanwezige kennis – ook de inzetbaarheid van Dreissena, als alternatief voor inheemse mosselen, worden opgenomen.

Vertaling van onderzoeksresultaten naar maatregelen en monitoring:

De onderzoeksresultaten zullen op de volgende manier direct worden toegepast in richtlijnen voor inrichting en beheer:

1. Kansrijkdom voor het behoud en herstel van planktongemeenschappen wordt gebaseerd op criteria van diverse schaalniveaus, variërend van landschappelijk/hydrologisch (inlaat en waterpeilregimes) tot inrichting (o.a. vegetatiestructuur) en water(bodem)chemie.
2. Van de hierboven genoemde criteria wordt aangegeven welke beheersmaatregelen (bijv. gewijzigd inlaat- en peilbeheer, herintroductie van vegetatietypen of baggeren) het meest effectief zijn om deze op een noodzakelijk niveau te krijgen.
3. Voor sterk verstoorde laagveenwateren worden kritische grenzen voor het omslaan van troebel – door blauwalgen en slib gedomineerde systemen - naar helder water gegeven. Vaststellen van grenswaarden voor slibgehalten, blauwalgen, bodemwoelende vis en mosseldichtheden geeft de beheerder inzicht in welke factoren de troebelheid in een specifiek systeem in stand houden en welke uitvoeringsmaatregelen het meest kansrijk zijn om omslag naar helder water te bereiken (in nauwe samenwerking met Witteveen en Bos).

Deelproject 4: Herstel faunagemeenschappen

Het faunaonderzoek in fase 2 richt zich op het ontwikkelen van kennis die nodig is om met herstelmaatregelen de faunagemeenschap van laagvenen te herstellen. Intacte laagveenwateren zijn zeer soortenrijke systemen met een grote heterogeniteit aan aquatische, semi-terrestrische (semi-aquatische) en terrestrische biotopen waarbij elk biotoop zijn eigen karakteristieke soorten heeft.

De eerste stap naar herstel is achterhalen hoe VER-factoren hebben ingegrepen op de faunagemeenschap in het laagveensysteem. Hiervoor is correlatief onderzoek nodig naar de omgevingscondities en de aanwezige fauna waarbij een vergelijking wordt gemaakt tussen sterk aangetaste, matig aangetaste en (bijna) intacte laagveenwateren (historische literatuurgegevens en vergelijking tussen gebieden). De opgetreden verarming van het laagveensysteem kan worden begrepen door de aangetroffen soorten te groeperen op basis van soorteigenschappen, waarvan verwacht wordt dat ze belangrijk zijn in relatie tot aantastingen. Dit zijn groepen van soorten die op overeenkomstige wijze gebruik maken van de leefomgeving en een heldere relatie hebben met sturende factoren (helderheid water, voedselbeschikbaarheid, vegetatiestructuur). De achteruitgang van (een combinatie van) functionele groepen geeft op deze wijze inzicht in welke bottlenecks in de levenscyclus zijn ontstaan.

De tweede stap is om met deze kennis na te gaan hoe de ontstane bottlenecks kunnen worden opgeheven, met andere woorden: Met welke maatregelen worden welke bottlenecks opgeheven? Hierbij wordt op dezelfde wijze gebruik gemaakt van indeling in functionele groepen, waarbij eigenschappen worden gebruikt die belangrijk zijn in relatie tot herstelmaatregelen. Vanuit de functionele groepen wordt nagegaan welk deel van de bottlenecks met de huidige herstelmaatregelen wordt opgeheven en welke bottlenecks dan

overblijven, zoals kolonisatieproblemen of de afwezigheid van prooien en gastheren, waarvoor alternatieven ontwikkeld moeten worden (b.v. herintroductie experimenten).

Het onderzoek in dit deelproject zal zich in fase 2 toespitsen op de volgende vragen:

1. Wat zijn de verschillen in soortensamenstelling en omgevingsvariabelen tussen verschillende locaties die intact, matig aangetast en sterk aangetast zijn? Komen relictpopulaties voor in aangetaste laagveenwateren?
 - A: Hier is in fase 1 geen onderzoek naar verricht. Wel is uit onderzoek in o.a. venecosystemen en hoogveenrestanten gebleken dat relictpopulaties aanwezig kunnen zijn in aangetaste systemen, die gevaar lopen om te verdwijnen wanneer maatregelen worden uitgevoerd.
 - B: Vergelijkend onderzoek waarbij situaties worden vergeleken die verschillen in de mate van aantasting. Hiervoor zullen de meer extreme situaties worden geselecteerd om scherpe contrasten te zien. Aan de aangetaste kant zullen situaties worden geselecteerd met hoge concentraties sulfaat, ammonium en/of met een slecht ontwikkelde verlandingsgradiënt. Voor de meer intacte kant zullen situaties worden geselecteerd met een goed ontwikkelde verlandingsgradiënt. Hierbij wordt gebruik gemaakt van bestaande gegevens (data uit databanken en data die reeds is verzameld door o.a. waterschappen en onderzoeksinstituten) en daarnaast zal aanvullend materiaal worden verzameld om de bestaande dataset te completeren (extra replica's, bemonstering van situaties waarvoor geen bestaande data voorhanden is, etc.)
 - C: Beschrijving van de verschuivingen die optreden in watermacrofauna samenstelling en ideeën hoe dit samenhangt met aantastende factoren die tot uitdrukking komen in verlies van de verlandingsgradiënt, achteruitgang van waterkwaliteit en het optreden van zuurstofloosheid of sulfide toxiciteit. Implicaties hiervan voor het beheer: wat kan eraan gedaan worden en welke maatregelen zijn het meest efficiënt?
 2.
 - a. Welke eigenschappen hebben soorten die karakteristiek zijn voor intacte situaties of juist voor aangetaste situaties als aanpassing aan hun leefomgeving? Welke functionele groepen zijn hierbij te onderscheiden?
 - b. Hoe heeft aantasting geleid tot het ontstaan van bottlenecks voor karakteristieke en diverse faunagemeenschappen?
 - A: Hier is in fase 1 geen onderzoek naar verricht. Wel is uit onderzoek naar de effecten van herstelmaatregelen in heterogene landschappen gebleken dat deze aanpak (functionele analyse) voor watermacrofauna succesvol is.
 - B: Informatie uit de literatuur verzamelen over soorteigenschappen (o.a. voedselgilde, bewegingswijze, wijze van adempaling, type levenscyclus, wijze en mate van dispersie) en vervolgens soorten groeperen met vergelijkbare combinaties van eigenschappen. Dit zijn soorten die op eenzelfde wijze hun leefomgeving gebruiken. Vervolgens wordt nagegaan hoe de opgetreden veranderingen in het systeem (toegenomen zuurstofloosheid, verlies aan structuur, peilverstarring, vertroebeling, toename voedselbeschikbaarheid en verandering substraatkwaliteit) hebben aangegrepen op deze relatie tussen soorten en hun leefomgeving. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de dataset die is ontwikkeld voor de beantwoording van vraag 1. Als uitgangspunt kunnen hiervoor de resultaten worden genomen die reeds zijn behaald in het onderzoek naar de effecten van herstelmaatregelen in heterogene landschappen.
 - C: Inzicht in de verschuivingen die optreden in watermacrofauna-samenstelling als gevolg van aantastende factoren die tot uitdrukking komen in verlies van de verlandingsgradiënt, achteruitgang van waterkwaliteit en het optreden van zuurstofloosheid of sulfide-toxiciteit. Implicaties hiervan voor het beheer: wat kan eraan gedaan worden en welke maatregelen zijn het meest efficiënt?
3. Leiden herstelmaatregelen tot de aanwezigheid van bijbehorende functionele diergroepen? In hoeverre leidt herstel van de verlandingsvegetatie tot herstel van een karakteristieke en

diverse faunagemeenschap?

- A: Hier is in fase 1 geen onderzoek naar verricht. Wel is uit onderzoek in o.a. venecosystemen en hoogveenrestanten gebleken dat relictpopulaties herstelmaatregelen kunnen bijdragen aan het herstel van een aantal soorten, maar dat dit niet automatisch leidt tot herstel van de complete faunadiversiteit omdat ze gericht zijn op herstel van processen en vegetatie, welke niet de enige sleutelfactoren zijn voor faunaherstel. Bovendien is uit onderzoeksmonitoring naar de effecten van baggeren van laagveenwateren (petgaten en sloten) gebleken dat het optreden van herstel sterk verschilt tussen locaties en dat ongebaggerde plekken minstens zo soortenrijk zijn als gebaggerde plekken. Mogelijk speelt de wijze van uitvoeren en de hersteltijd (in combinatie met bronpopulaties in de directe nabijheid) een belangrijke rol bij het succes van de maatregel.
- B: Vastleggen uitgangssituatie en volgen van effecten van diverse ingrepen op de soortensamenstelling en de omgevingsvariabelen. Interpretatie vanuit functionele groepen: Voor welke groep is een bestaande bottleneck opgeheven en leidt dit ook tot herstel?
- C: Inzicht in de effectiviteit van herstelmaatregelen in het tegengaan van aantastende factoren en in het herstellen van de watermacrofauna samenstelling. Aanbevelingen geven over de wijze (frequentie, schaal, intensiteit) van uitvoeren van herstelmaatregelen.
4. Zijn er overige bottlenecks voor herstel van een karakteristieke en diverse faunagemeenschap waarin het huidige herstelbeheer niet voorziet, zoals bijvoorbeeld kolonisatieproblemen en (evt. in combinatie met) de afwezigheid van specifieke gastheren en prooien?
- A: Hier is in fase 1 geen onderzoek naar verricht. Wel is bekend dat in laagvenen de interactie tussen soorten een grote rol speelt. Daarom bestaat het vermoeden dat enkel het herstel van abiotische randvoorwaarden onvoldoende is voor herstel van de complete fauna gemeenschap. Andere zaken zijn mogelijk zeer belangrijk: de aanwezigheid van verschillende (habitat-)onderdelen in het landschap voor diersoorten die op groter schaalniveau gebruik maken van hun leefomgeving, alsmede kolonisatie problemen of de afwezigheid van specifieke gastheren en prooien.
- B: Op basis van het onderzoek beschreven bij vraag 1-3 worden vermoedens over mogelijke overige bottlenecks gespecificeerd. Deze worden vervolgens getoetst in een meer experimentele set-up. Hiervoor kunnen veldsituaties worden vergeleken; b.v. ten aanzien van dispersie: onderzoek aan petgaten die verschillen in ouderdom, of petgaten die wel of niet geïsoleerd zijn; ten aanzien van structuur: onderzoek aan petgaten waar een door krabbescheer gedomineerde vegetatie is ontstaan, en petgaten waar een door fonteinkruiden gedomineerde vegetatie is ontstaan; ten aanzien van een volledig herstel (naar die situatie van de zeventiger jaren) vergelijking tussen historische gegevens over macrofauna in de gradiënt van verlanding met Krabbescheer (gegevens van Bert Higler) en huidige situatie. Daarnaast kunnen in veldexperimenten (exclosures/enclosures), mesocosms en labexperimenten de interacties tussen soorten alsmede de gevoeligheden van soorten (b.v. t.a.v. het optreden van zuurstofloosheid of sulfide-toxiciteit) worden onderzocht.
- C: Inzicht in hoeverre er overige bottlenecks bestaan voor het herstel van een karakteristieke en diverse faunagemeenschap waarin het huidige herstelbeheer niet voorziet. Aangeven op welke wijze dit complete herstel bewerkstelligd kan worden.

Vertaling van onderzoeksresultaten naar maatregelen en monitoring:

Ten behoeve van het ontwikkelen van herstelplannen kunnen met de onderzoeksresultaten onderstaande vragen beantwoord worden:

1. Wat is de status van het laagveenwater in termen van het voorkomen van een karakteristieke laagveenfauna?

2. In welke mate is het veen aangetast in relatie tot het voorkomen van een karakteristieke laagveenfauna?
3. Wat zijn de mogelijkheden tot herstel (kansrijkdom)? Dit vereist uiteraard een integrale aanpak vanuit de verschillende disciplines
4. Met welke maatregelen kunnen beoogde doelen bereikt worden? Welke aanvullende maatregelen zoals herintroductie zijn daarvoor nodig?

De onderzoeksresultaten zullen op de volgende manier direct worden toegepast in richtlijnen voor inrichting en beheer:

1. Er zal worden aangegeven wat sleutelfactoren zijn voor het voorkomen van een karakteristieke faunagemeenschap. Hierbij wordt o.a. ingegaan op de water- en bodemkwaliteit, structuurvariatie, peilfluctuatie, de aanwezigheid van verschillende stadia van de vegetatie successie.
2. Met bovenstaande kennis kan een beheerder nagaan welke laagveengebieden (of sublocaties binnen een gebied) kansrijk zijn voor het behoud, maar ook voor het herstel (aanzigheid bronpopulaties) van faunadiversiteit.
3. Tevens kan hiermee gericht worden aangegeven welke (set van) maatregel(en) op landschaps- en standplaatsniveau en welke wijze van uitvoering, het meest succesvol zullen zijn voor het herstel van de condities voor karakteristieke en diverse faunagemeenschappen. Hierbij kan gedacht worden aan inlaatbeheer, peilbeheer, visstandsbeheer, beheer omliggend terrein, herstel van verlandingsvegetatie en baggerbeheer.
4. Soorten kunnen zeer specifieke relaties hebben met andere soorten, bijvoorbeeld: liftende soorten, prooi-predator relaties, gastheer afhankelijke relaties. Er zal worden aangegeven of, en zo ja voor welke soorten, er dergelijke biotische bottlenecks zijn waardoor soorten niet terugkeren.
5. Er zal worden aangegeven of er soorten zijn, en zo ja welke soorten, die dispersieproblemen hebben. Aangegeven zal worden in hoeverre deze soorten in aangetaste gebieden als relictpopulatie voorkomen. Afhankelijk van hun wijze van dispersie kan worden aangegeven wat zinvolle maatregelen zijn: Verbinden van wateren voor zwemmende soorten, of het graven nieuwe petgaten die als stepping stone kunnen fungeren voor vliegende soorten.
6. Aangegeven wordt welke indicatorsoorten, vanuit verschillende functionele groepen, gebruikt kunnen worden bij monitoringsprogramma's. Hierbij gaat het om procesindicatoren voor de fauna die niet of onvoldoende worden gedekt in de indicatoren van vegetatie, waterkwaliteit en fytoplankton. Gelet wordt op positieve en negatieve indicatoren voor verschillende aspecten van systeemherstel (herstel faunagemeenschap, voedselweb, herstel structuurvariatie) en op verschillende schaalniveaus (standplaats - systeem/macroschaal).

De inbreng van extra expertise in het onderzoek

Aangezien de specifieke expertise met betrekking tot *hydrologie* (met name voor landschapshydrologie en het hydrologisch beheer) en *actief biologisch beheer / visstandbeheer* onvoldoende afgedekt wordt binnen het onderzoeksprogramma en zeer essentieel is voor het voorgestelde onderzoek in de tweede fase, blijven er twee extra deskundigen aan het onderzoeksconsortium deelnemen. De expert voor fauna is in de tweede fase vervallen, omdat er een junior onderzoeker aan faunaherstel werkt, die net als de andere junior onderzoekers begeleid zal worden door een team van deskundigen. De twee overgebleven toegevoegde deskundigen worden op dagbasis ingeschakeld voor een vastgesteld aantal dagen per jaar. Zij zullen niet alleen werkzaam zijn bij elk van de deelthema's, maar ook bij de integratie hiervan en

bij het opstellen van een concept-beheerssleutel. Verder nemen zij het initiatief voor dit overleg en stemmen de voorbereiding en de uitkomsten hiervan af met de overige onderzoekers. Met betrekking tot de beide toegevoegde experts komen, net als in de eerste fase, de volgende onderwerpen aan bod:

Monitoring visstandbeheer en actief biologisch beheer

De expert actief biologisch beheer / visstandbeheer onderhoudt de contacten met de beheerders met betrekking tot historische gegevens over de visstand en het beheer dat in relatie hiertoe uitgevoerd is. Hij interpreteert de gegevens, stelt ze beschikbaar aan het onderzoeksteam en adviseert voor de monitoring van de visstand (de monitoring wordt gefinancierd door de beheerders). Hierbij zal ook aandacht besteed worden aan een mogelijke bijdrage van reguliere visserij (i.p.v. drastische afvissingen zoals bij actief biologisch beheer) aan herstel en beheer laagveenwateren. De expert beoordeelt net als in de eerste fase voor de geselecteerde gebieden ook het in het verleden uitgevoerd actief biologisch beheer, en begeleidt in samenwerking met de andere onderzoekers de beheerskeuzen met betrekking tot dit onderwerp. Hij zal daarnaast een belangrijke bijdrage leveren aan de concept-beheerssleutel, met betrekking tot actief biologisch beheer / visstandbeheer als OBN-maatregel in laagveenwateren.

Monitoring peilbeheer en waterbalansmetingen

Bij het onderzoek naar de effecten van gewijzigd peilbeheer is een zorgvuldige registratie nodig van de optredende waterstanden en worden water- en stoffenbalansen opgesteld voor de geselecteerde onderzoeksgebieden. Een grote uitdaging hierbij is het meenemen van relevante processen die de afbraak van veen stimuleren (aanvoer cq mobilisatie van sulfaat en bicarbonaat via het grond- en oppervlaktewater) en aldus de interne belasting verhogen. In fase 1 zijn op advies van de expert hydrologie in de onderzoeksgebieden De Deelen, Molenpolder en Het Hol meetnetten geïnstalleerd. De gegevens zijn door de water- of terreinbeheerder uitgelezen en opgeslagen, en gebruikt door de junior onderzoekers. In fase 2 zullen de inrichtings- en meetkosten voor eventuele extra meetpunten, net als in fase 1, voor rekening van de beheerders zijn. In fase 2 zijn daarom geen kosten opgevoerd voor deze extra meetpunten. Voor alle werkzaamheden aan het hydrologisch meetnet is de expert hydrologie het eerste aanspreekpunt voor de waterbeheerder. In fase 2 zal er een substantiële bijdrage zijn van de betrokken waterbeheerders (monitoring en analyse).

Het opstellen van nutriëntenbalansen is een belangrijk hulpmiddel voor het verkrijgen van inzicht van de voedingsstoffen- en ionenhuishouding en de invloed daarvan op de waterkwaliteit. Dit is ook van groot belang voor het kwantificeren van de verschillende bronnen van voedingsstoffen (externe versus interne eutrofiëring), en voor adviezen met betrekking tot het inlaat- en afvoerregime. Voor het opstellen van balansen zijn metingen aan de wateraanvoer en -afvoer onmisbaar. In fase 1 is door de expert hydrologie en de junior-onderzoekers van de deelprojecten 1 en 2 een voorlopige waterbalans opgesteld voor De Deelen en de Molenpolder.

Landschapshydrologische analyse

In de eerste fase zijn onder begeleiding van de expert hydrologie ook gegevens verzameld uit andere bronnen die nodig zijn om de verschillende onderzoeksterreinen te kunnen karakteriseren in een landschapshydrologische context. Dit om het huidige functioneren van de gebieden te bepalen alsmede de mogelijkheden dit te verbeteren (via het verkleinen van zowel de externe als de interne belasting).

In de tweede fase zal, met het oog op beheersadviezen op landschapsniveau en het ontwikkelen van een concept-beheerssleutel, een landschaps-hydrologische beschrijving verder uitgewerkt worden voor de onderzoeksgebieden. Om deze analyse op landschapsniveau (zie ook Kennisagenda 2006-2010) degelijk uit te kunnen voeren is t.o.v. fase 1 een extra hydrologische inbreng nodig. In fase 2 wordt deze extra inzet geleverd door meer inbreng vanuit de betrokken waterbeheerders (m.n. Wetterskip Fryslan) en adviesbureaus (m.n. Witteveen en Bos). Hiermee ontstaat een kwalitatief beter resultaat met een goede taakverdeling tussen de junior onderzoekers (mede verzamelen en gebruiken van de hydrologische gegevens en

kennis), de toegevoegde hydroloog (coördinatie monitoring, analyse en interpretatie van meet- en modelgegevens) en de ondersteuning bij de analyse door de extra hydrologische advisering. Op deze wijze wordt tegemoet gekomen aan de noodzaak om met name bij de hydrologie meer aandacht aan de landschapsschaal te besteden.

Integratie van de deelprojecten

Uit de beschrijvingen van de deelonderzoeken wordt direct duidelijk dat het onmogelijk is om een thema los te zien van elk ander thema, geïllustreerd door Figuur 2.3. De samenhang en integratie komen zowel tot uitdrukking in de nauwe aansluiting van de verschillende onderzoeksvragen, als in de praktische en logistieke uitwerking van de deelonderzoeken. De veldlocaties zijn in de eerste fase gezamenlijk geselecteerd en metingen en experimenten zullen ook in de tweede fase in teamverband uitgevoerd worden, iedere onderzoeker vanuit haar/zijn eigen discipline. Nieuw in deze tweede fase is de uitbreiding van het faunaonderzoek met een junior onderzoeker, zoals het oorspronkelijke plan voor de eerste fase ook was. Verder sluit het onderzoek van deelproject 3 in de tweede fase nauwer aan bij de overige deelprojecten, zoals hierboven vermeld is. Naast het veldonderzoek zal, zoals in de eerste fase, ook een aantal kas- en laboratoriumexperimenten door verschillende onderzoekers gezamenlijk opgezet worden, of vervolgd worden vanuit de eerste fase. Dit heeft niet alleen grote praktische en financiële voordelen, maar zorgt er ook voor dat de betreffende problematiek integraal onderzocht en geïnterpreteerd zal worden. Het eerste deel van deze experimenten staat in deze tussenrapportage vermeld.

Overleg binnen het consortium vindt vier maal per jaar plaats. Waar nodig is het contact intensiever. De voortgang zal jaarlijks via presentaties door de onderzoekers aan het deskundigenteam gepresenteerd worden. Bij de laatste DT-vergadering is door de junior onderzoekers een overzicht gegeven van de resultaten van het eerste jaar van de tweede fase, die in dit rapport beschreven zijn.

Opschaling van OBN-maatregelen naar de landschapsschaal

Eén van de onderzoeksprioriteiten van de OBN Kennisagenda 2006-2010 bestaat uit het opschalen van onderzoek en herstelmaatregelen naar landschapsniveau. Zoals hierboven aangegeven zal in de tweede fase ook expliciet aandacht geschonken worden aan herstelmaatregelen die in laagveenwateren op dit niveau spelen, met name op hydrologisch gebied en met betrekking tot versnippering van het laagveenlandschap. In de nabije toekomst zal extra aansluiting plaatsvinden bij het onderzoek aan schraallanden in laagvenen, aan natte bossen en aan hoogvenen, om verdere opschaling naar OBN in het *laagveenlandschap* mogelijk te maken. Daarbij zal zeker ook het thema verzuring van natte veenschraallanden aan bod komen, met bijbehorende maatregelen als plaggen, bekalken en bevoeien. Binnenkort zal er gestart worden het Preadvies Laagveen- en zeekleilandschap, waarin deze integratie uitgebreid beschreven zal worden en aangegeven zal worden welke kennisleemtes er voor deze deellandschappen bestaan met betrekking tot natuurbeheer, -herstel en -ontwikkeling.

Aansluiting bij laagveenonderzoek buiten OBN

Omdat er ook door andere partijen onderzoek wordt verricht in laagveenwateren, is het belangrijk om deze kennis te integreren met de kennis die binnen het OBN-consortium gegenereerd wordt. Daarnaast is ook de inbreng vanuit het waterbeheer, met name in relatie tot de uitvoering van de Kaderrichtlijn Water, van groot belang. De brede samenstelling van het consortium (waarvan de leden betrokken zijn bij een groot aantal overige laagveenprojecten), de actieve rol van het Deskundigenteam Laagveenwateren (vertegenwoordiging van beheerders en onderzoekers) en de goede contacten met RZA en STOWA staan garant voor het inbrengen van deze informatie. Er is geïnventariseerd welke overige laagveenprojecten uitgevoerd worden (o.a. bij UU, RU, NIOO, Onderzoekcentrum B-Ware en Witteveen+Bos), zodat contact onderhouden kan worden met zowel de onderzoekers als de beheerders die hierbij betrokken zijn. Dit heeft geresulteerd in de aansluiting van het onderzoek aan sieralgen (Koeman en

Bijkerk BV.) en herbivorie (NIOO-KNAW). Verder zullen waterbeheerders benaderd worden voor relevante extra informatie. De coördinator van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren zal het bijeenbrengen van deze kennis begeleiden. Verder zal er in de tweede fase ook een workshop georganiseerd worden, waarbij vertegenwoordigers van de verschillende partijen betrokken zullen worden.

Organisatie

De gekozen systeemgerichte aanpak is alleen mogelijk wanneer onderzoekers van verschillende onderzoeksdisciplines, onderzoekstradities, en daarmee automatisch ook onderzoeksinstellingen, hun krachten bundelen binnen één programma. Net als bij de eerste fase is er daarom gekozen voor een constructie met junior onderzoekers die ieder één van de volgende deelonderzoeken voor hun rekening nemen, met dat verschil dat er uitbreiding plaatsvindt met een extra junior onderzoeker die zich zal richten op faunaherstel (vier zuilen; Figuur 2.3):

1. Water- en bodemkwaliteit, en vegetatieherstel;
2. Verlanding en veenvorming;
3. Het planktonisch voedselweb;
4. Herstel faunagemeenschappen.

Elk van hen wordt begeleid door een team van senior onderzoekers, waardoor de kwaliteit van het onderzoek gewaarborgd is.

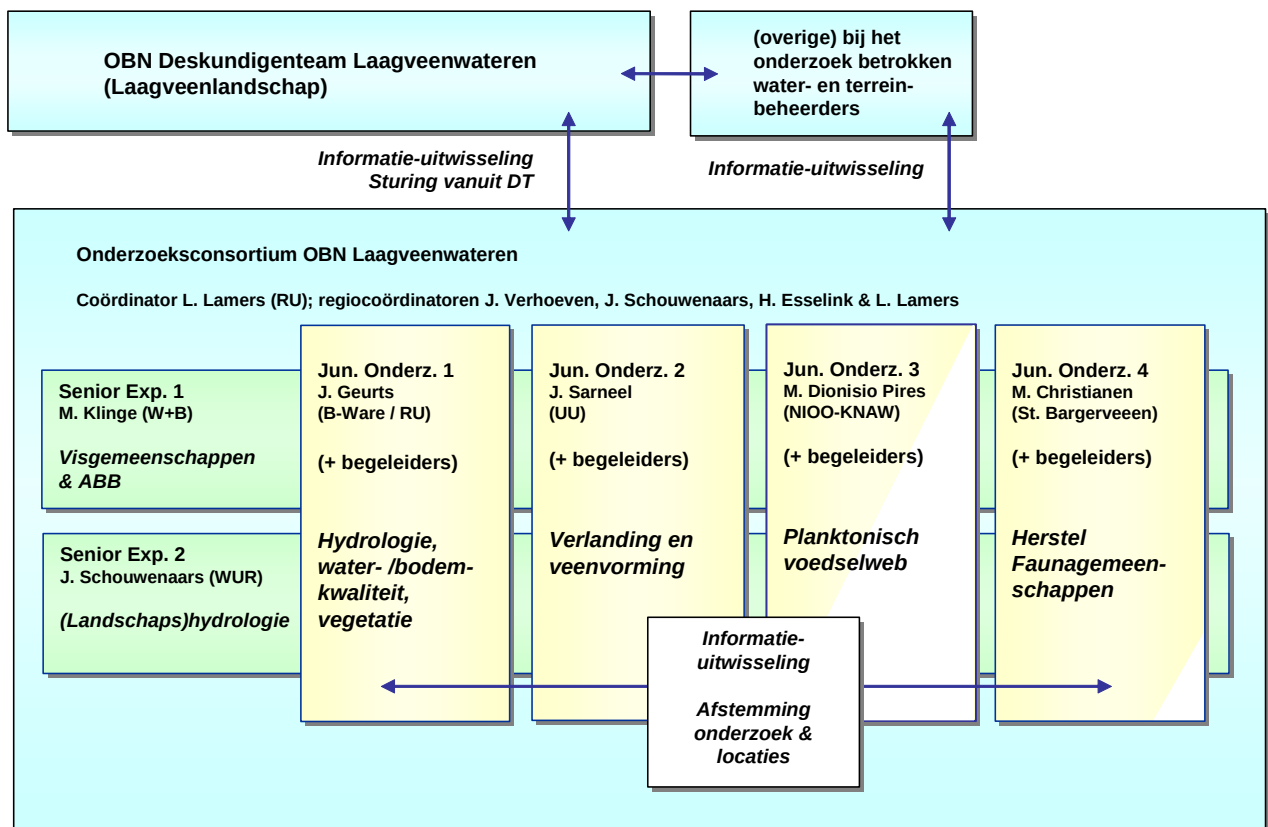
De toegevoegde experts voor hydrologie en voor visstandbeheer / toepassing actief biologisch beheer zijn, net als in de eerste fase, respectievelijk dr.ir. J. Schouwenaars en drs. M. Klinge. Elk van de verschillende partijen zal toezicht houden op de onderlinge uitwisseling van onderzoeksresultaten.

De coördinatie (planning, overleg, integratie) is opnieuw in handen van dr. L. Lamers, die ook als penvoerder zal optreden. Hij organiseert ook overlegbijeenkomsten tussen de verschillende betrokken onderzoekers, regelt voorlichtingsbijeenkomsten voor het Deskundigenteam Laagveen- en Zeekleilandschap en beherende instanties, en onderhoudt intensief contact met dit team.

Het onderzoek wordt begeleid door het Deskundigenteam Laagveen- en Zeekleilandschap. Daarnaast wordt het onderzoek ook begeleid door de Adviescommissie Kennis van het OBN. De gehele opzet ziet er als volgt uit (Figuur 2.3):

- Coördinatie: planning, overleg en integratie van het OBN-onderzoek in laagveenwateren wordt met een 0,2 fte taak verzorgd door dr. L. Lamers (Radboud Universiteit Nijmegen, RU);
- Deelonderzoek 1 wordt voltijds uitgevoerd door drs. J. Geurts (B-Ware/RU), begeleid door dr. L. Lamers (RU), dr. A. Smolders (B-Ware/RU), prof.dr. J. Verhoeven (Universiteit Utrecht, UU), prof.dr. J. Roelofs (RU), prof.dr. E. van Donk (Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, NIOO-KNAW);
- Deelonderzoek 2 wordt voltijds uitgevoerd door drs. J. Sarneel (UU), begeleid door prof.dr. J. Verhoeven (UU), dr. B. Beltman (UU), dr. H. Coops (Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, RIZA), dr. L. Lamers (RU), prof.dr. E. van Donk (NIOO-KNAW);
- Deelonderzoek 3 wordt halftijds (de eerste 1.5 jaar van het traject) uitgevoerd door dr. M. Dionisio Pires (NIOO-KNAW), begeleid door prof.dr. E. van Donk (NIOO-KNAW), dr. B. Ibelings (NIOO-KNAW), en dr. H. Coops (RIZA); de essentiële uitbreiding van het planktononderzoek met onderzoek aan sieraalgengemeenschappen wordt uitgevoerd door dr.ir. G. Mulderij (Koeman & Bijkerk BV.);

- Deelonderzoek 4 wordt voltijds uitgevoerd door drs. M. Christianen, begeleid door drs. H. Esselink (Stichting Bargerveen, StB / RU), drs. W. Verberk (Stichting Bargerveen, StB / RU) en dr. L. Higler (Alterra);
- Het beheer van visgemeenschappen en de toepassing van actief biologisch beheer door drs. M. Klinge (Witteveen + Bos, W+B; netto inspanning te betalen door OBN: 25 mensdagen; Matching door W+B: 36 mensdagen);
- Hydrologie en het beheer van laagveenwateren door dr. J. Schouwenaars (Wageningen Universiteit en Researchcentrum, WUR; netto inspanning te betalen door OBN: 25 mensdagen; Matching door W+B voor hydrologisch werk: 36 mensdagen; Matching door Wetterskip Fryslân: 15 mensdagen).



Figuur 2.3 De organisatiestructuur bij de tweede fase van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren.

Planning en fasering

De tweede fase is gestart op 1 april 2006 (Tabel 2.2). J. Sarneel, J. Geurts, M. Christianen en aanvullende deskundigen uit fase 1 konden, na een periode zonder aanstelling, hun onderzoek continueren, evenals L. Lamers. M. Dionisio Pires is later in dit jaar gestart. De laatste vier maanden van de projectperiode zullen gebruikt worden voor de eindrapportage. De coördinator, die tijdens de hele periode nauw betrokken is bij het onderzoek, zal gedurende de jaarlijkse tussenrapportages en bij de eindrapportage intensiever aan het programma deelnemen. De twee toegevoegde deskundigen zijn gedurende de hele onderzoeksduur betrokken bij het onderzoek.

Tabel 2.2 Tijdsplanning voor het Onderzoeksprogramma OBN-Laagveenwateren Fase 2.

Persoon	2006	2007	2008	2009
Junior Onderz. 1				
Junior Onderz. 2				
Junior Onderz. 3				
Junior Onderz. 4				
Coördinator				
Tg. Desk. Vis/ABB				
Tg. Desk. Hydrol.				

	Voltijds onderzoek
	Voltijds rapportage
	Deeltijds begeleiding / advies
	Deeltijds; intensivering van activiteiten (globaal)

Leeswijzer

Dit rapport presenteert de (deels premature) resultaten en conclusies van het eerste onderzoeksjaar van fase 2 bij het OBN-onderzoek aan. In hoofdstuk 3 wordt een overzicht gegeven van de onderzoekslocaties. Vervolgens worden in een aantal hoofdstukken telkens de belangrijkste bevindingen gepresenteerd van de afzonderlijke deelonderzoeken, inclusief de toegevoegde onderzoeken met betrekking tot sialgalen en herbivorie. In elk hoofdstuk worden aan het einde de belangrijkste conclusies gepresenteerd, voor zover mogelijk in deze fase van het onderzoek. In het eindrapport van de tweede fase zullen de wetenschappelijke conclusies en de implicaties daarvan voor het beheer van laagveenwateren geïntegreerd behandeld worden, zoals in het eindrapport van de eerste fase (Lamers *et al.*, 2006).



3. Onderzoeklocaties

Bij de basiskeuze van de uiteindelijke onderzoeksgebieden was het belangrijk dat alle typen Nederlandse laagveenwateren vertegenwoordigd zijn. Dit wil zeggen dat de verschillen in landschapshydrologie, dimensie, waterchemie, successiestadium, vegetatie, fauna, (blauw)algenproblematiek en slibproblematiek tot uitdrukking komen in de gekozen gebieden. Er moesten daarbij goede mogelijkheden zijn voor vergelijkend onderzoek tussen gebieden, voor vergelijkingen binnen een gebied, en voor experimenteel onderzoek. Om zo efficiënt mogelijk te kunnen werken, is er aansluiting gezocht bij lopende of geplande maatregelen van de beherende instanties. Er is gekozen voor een geïntegreerde aanpak van de onderzoeksvragen in een, in verband met logistieke beperkingen, beperkt aantal gebieden. Deze moeten qua (eventueel te herstellen) milieukwaliteit (hydrologie, bodem, successiestadium) aansluiten bij de onderzoeksvragen. Daarnaast is er ook met experimentele opstellingen binnen en buiten gewerkt worden om deelvragen onder meer gecontroleerde omstandigheden te kunnen onderzoeken. Het draaide bij het onderzoeksprogramma om de *algemene*, door zowel beheerders en onderzoekers als belangrijk aangemerkte, problemen die zich voordoen bij het (herstel)beheer van laagveenwateren in Nederland.

In de eerste fase is gestreefd naar het bezoeken en bemonsteren van zoveel mogelijk locaties die de verscheidenheid aan typen laagveenwateren in de verschillende regio's van het Nederlandse laagveendistrict (floradistrict volgens Van der Meijden, 1996) weerspiegelen. De locaties zijn geselecteerd in onderling overleg tussen de consortiumpartijen en de water- en terreinbeheerders. Omdat ieder deelonderzoek verschilt van aard, kan de intensiteit en/of de manier van monstern per gebied verschillen. De deelstudies zijn per locatie op elkaar afgestemd, maar dit betekent niet dat er op iedere locatie aan alle onderzoeksvragen gewerkt is. Als buitenlandse referentiegebieden zijn locaties in Ierland (Connemara) en Polen (Lubelskie) bezocht.

In Tabel 3.1 zijn de locaties vermeld die in de eerste fase en deels in de tweede fase zijn bezocht. Omdat er voor een aantal locaties nog afspraken gemaakt moeten worden voor het tweede en derde jaar, is ervoor gekozen om in dit hoofdstuk een totaaloverzicht te geven. De voor de tweede fase geprioriteerde gebieden staan met * gemarkeerd. De aard en intensiteit in tijd en ruimte variëren per locatie en worden in de volgende hoofdstukken uiteengezet. In de tabel worden algemene gebiedskenmerken genoemd die vooral betrekking hebben op de hydrologie van het gebied. Dit is vanzelfsprekend de belangrijkste uitgangspositie voor het herstel en behoud van laagveenwateren. In de hoofdstukken van de verschillende deelonderzoeken worden deze locatiebeschrijvingen uitgebreid met gegevens die verder nog van belang zijn voor de betreffende studies. De beschrijvingen geven een globale indruk van de locaties (en sublocaties) waar is gemonsterd.

*Tabel 3.1a De onderzoekslocaties ingedeeld in geografische regio's, met hun globale structuur, de voedselrijkdom en de herkomst van het aangevoerde water. De gebieden die in de tweede fase geprioriteerd zijn, staan met * aangegeven. Mogelijk zal er in de overige locaties nog gericht onderzoek uitgevoerd worden, in aansluiting op de eerste fase.*

Locatie	Structuur	Type	Herkomst water
Noordoost-Nederland			
<i>Alde Feanen (1340 ha)</i> It Fryske Gea Wetterskip Fryslan	Petgaten verbonden met boezemsloten en plassen	Zoet mesotroof met eutrofe bodem	Frieze boezem en geïsoleerd
<i>De Deelen (450 ha)*</i> Staatsbosbeheer Wetterskip Fryslan	Petgatensysteem (met elkaar verbonden)	Zoet mesotroof met eutrofe bodem	Zandwinplas
<i>De Weerribben (3500 ha)*</i> Staatsbosbeheer Waterschap Reest en Wieden	Petgatencomplex	Zoet mesotroof - eutroof	De Wieden (Stroink; sinds 1997)
<i>De Wieden (5676 ha)*</i> Natuurmonumenten Waterschap Reest en Wieden	Plassen met complex van petgaten en legakkers	Zoet mesotroof	Ettenlands kanaal (Stroink, sinds 1997)
<i>Wapserveen (5 ha)*</i> Staatsbosbeheer	Nieuwe petgaten	Zoet mesotroof	Grondwater
Midden-Nederland			
<i>Het Hol (80 ha)*</i> Natuurmonumenten Waternet (voorheen DWR/AGV)	Sloten- en plassen systeem	Zoet mesotroof	Vechtpassen
<i>Terra Nova (85 ha)/Loenderveense Plassen*</i> Waternet (voorheen DWR/AGV en WL Amsterdam)	Plassen met resten van legakkers en petgaten	Zoet mesotroof met eutrofe bodem	Vechtpassen
<i>Westbroekse zodden (200 ha)*</i> Staatsbosbeheer Waternet (voorheen DWR/AGV)	Afzonderlijke petgaten verbonden met duikers	Zoet mesotroof	Vechtpassen via aanliggende polders
<i>Botshol (290 ha)</i> Natuurmonumenten Waternet (voorheen DWR/AGV)	Complex plassen, petgaten en legakkers	Zwak brak mesotroof-eutroof	Oude Waver (defosfatering), Vinkeveense Plassen
<i>Molenpolder (190 ha)*</i> Staatsbosbeheer Waternet (voorheen DWR/AGV)	Sloten- en plassensysteem	Zoet mesotroof - eutroof	Vechtpassen via naastliggende polders
<i>Zijdelmeer (15 ha)</i> Landschap Noord-Holland Waternet (voorheen DWR/AGV)	Plas	Zoet eutroof/hypertroof	Amstel
<i>Uddelermeer (6 ha)</i> Kroondomeinen Waterschap Veluwe	Pingoruïne met laagveenkenmerken (van oorsprong zwakgebufferd)	Zoet mesotroof	Geïsoleerd

Locatie	Structuur	Type	Herkomst water
West-Nederland			
<i>Ilperveld (1300 ha)*</i> Landschap Noord-Holland HH Hollands Noorderkwartier	Smalle petgaten, en sloten en vaarten systeem	Zwak brak mesotroof	Waterland
<i>Sluipwijk (70 ha)*</i> Staatsbosbeheer HH Rijnland	Plassen met sloten- en vaartensysteem	Zoet eutroof	Reeuwijkse plassen
<i>Wormer-Jisperveld (641 ha)*</i> Natuurmonumenten HH Hollands Noorderkwartier	Sloten en vaarten systeem	Zoet eutroof	Schaalsmeerpolder
<i>Waterland (n.v.t.)</i> Particulier HH Hollands Noorderkwartier	Agrarisch slotensysteem	Zoet tot zwak brak hypertroof	Waterland
Ierland			
<i>Lake Aturtaun (2 ha)</i> Particulier	Meer met verlanding	Zoet oligo- tot mesotroof	Grondwater
<i>Lake Emlagharan (5 ha)</i> Particulier	Meer met verlanding	Zoet mesotroof	Grondwater
<i>Lake Aillebrack-North (5 ha)</i> Particulier	Meer met verlanding	Zoet mesotroof-eutroof	Grondwater
<i>Lake Truska (20 ha)</i> Particulier	Meer met verlanding	Zoet mesotroof	Grondwater
<i>Lake Antony (5 ha)</i> Particulier	Verland meer	Zoet mesotroof	Grondwater
Polen			
<i>Kleszczow (100 ha)</i> Overheid	Plas	Zoet mesotroof	Geïsoleerd
<i>Miejske (100 ha)</i> Overheid	Plas	Zoet mesotroof	Geïsoleerd
<i>Sumin (100 ha)</i> Overheid	Plas	Zoet mesotroof	Geïsoleerd

4. Water- en bodemkwaliteit , en vegetatieherstel

4.1 Inleiding

In de eerste fase was het onderzoek binnen dit deelproject sterk gericht op het vinden van sturende variabelen bij achteruitgang en herstel van laagveenwateren, en op het begrijpen van de onderliggende processen. Fase 2 zal daarentegen veel sterker gericht zijn op het definiëren van 'stuurknoppen' voor het beheer: welke van de mogelijke maatregelen zijn succesvol, gegeven een bepaalde uitgangssituatie, en hoe moeten ze genomen worden? Daarnaast zal het onderzoek zich ook sterk gaan richten op de kwantitatieve kant van de problematiek; hoe groot is de bijdrage van elke stuurknop voor de oplossing van het probleem? Dit is niet alleen nodig om het slagen of falen van verschillende herstelmaatregelen te begrijpen, maar ook om het succes van maatregelen te kunnen voorspellen. Op deze wijze kunnen gerichte beheersadviezen worden gegeven. Dit zal leiden tot een beheersondersteunend kennisstelsel voor het herstel van biodiversiteit in laagveenwateren.



Binnen dit deelonderzoek zullen de volgende onderzoeksvragen beantwoord worden:

1. Welke randvoorwaarden voor water- én bodemkwaliteit zijn essentieel voor herstel van biodiversiteit? Wat zijn eenvoudig te meten indicatoren?
Hiervoor zullen de resultaten van het correlatieve veldonderzoek in de 1^e fase aangevuld worden om de representativiteit van de dataset verder te vergroten. Op basis van de resultaten zal opschaling plaatsvinden naar experimenten met karakteristieke waterplanten. Daarnaast worden gradiëntanalyses uitgevoerd (van de inlaat tot in de haarvaten) in een aantal gebieden, waaronder de Wieden en de Deelen.
2. Welke herstelmaatregelen zijn effectief en duurzaam in het bestrijden van eutrofiëring?
Hiervoor zal zoveel mogelijk aangesloten worden bij interessante beheersexperimenten (bijv. visbeheer, isolatie/peilbeheer, verbrakking, P-fixatie, zandafdekking) en extreme weersomstandigheden (bijv. droogte, extreme regenval). Daarnaast worden in het reeds lopende mesocosm-experiment de lange termijn effecten onderzocht.
3. Onder welke omstandigheden:
 - speelt interne eutrofiëring een kwantitatief belangrijke rol?
 - treedt versnelde veenafbraak en vertroebeling van het water op?
 - wordt de ontwikkeling van doelvegetaties geremd door toxiciteit?*Hiervoor zal het onderzoek zich meer gaan richten op het kwantificeren van processen (nutriëntenbalansen / fluxen van P, S en N). Ook zal in experimenten verder onderzocht worden wat de rol is van nitraat en sulfaat bij veenafbraak en daarmee gepaard gaande opwerveling van veenbodemdeeltjes. Daarnaast zal onderzocht worden hoe groot de relatieve bijdragen van gesuspendeerd materiaal, algen en humuszuren zijn aan de*

troebelheid van het oppervlaktewater op verschillende locaties, en de samenhang met bodem- en waterkwaliteit. Het effect van gifstoffen op waterplanten wordt zowel in het veld (Het Hol) als in het mesocosm-experiment onderzocht.

4. Wordt herstel van biodiversiteit in heldere wateren geremd door een hoge P-beschikbaarheid in de bodem?
Hiervoor zullen in kweekopstellingen experimenten uitgevoerd worden met soorten als Grof Hoornblad en Smalle Waterpest.
5. Welke rol speelt de chlorideconcentratie bij herstel van voormalige brakwatervenen (toxiciteit, veenafbraak, P-mobilisatie)?
Verbrakking zal nagebootst worden in enclosures in het veld en uiteindelijk op veldschaal uitgetest worden.

Net als in de eerste fase zijn het veld- en het overige onderzoek in nauwe samenwerking met de andere onderzoekers uitgevoerd. Zowel het mesocosm-experiment als een deel van het veldonderzoek zijn gezamenlijk uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn dan ook gedeeltelijk terug te vinden in de hoofdstukken 5 en 7.

4.2 Onderzoeksmethoden

Vergelijkend veldonderzoek

Er zijn voor dit onderzoek in 2006 extra laagveenwateren bemonsterd in Nederland, waaronder locaties in de Molenpolder, de Wieden, de Weerribben, Wapserveen en de Reeuwijkse plassen. Hier zijn watermonsters en monsters van het poriewater van onderwaterbodems (bodemvocht) genomen. Ook werden vegetatie opnamen gemaakt van de aquatische vegetatie (Tansley methode). In een aantal gevallen zijn bodemmonsters genomen van de onderwaterbodem. Oppervlaktewatermonsters werden verzameld in polyethyleen flessen (0,5 liter). Bodemvocht werd anaëroob bemonsterd met behulp van keramische vacuüm cups (Eijkelpark Agrisearch Equipment). Een deel van het bodemvocht werd ter plekke gefixeerd met Sulfide Anti Oxidant Buffer (SAOB) om oxidatie van sulfide te voorkomen. Bodemmonsters werden genomen met een bodemhapper en vervolgens in plastic zakken luchtdicht bewaard bij een temperatuur van 4 °C tot aan verdere analyses. De sulfideconcentratie van het bodemvocht werd dezelfde dag nog gemeten met een Orion sulfide-electrode en een Consort Ionmeter (type P914).

De pH en alkaliniteit van de water-, waterbodemvocht- en oevervochtmonsters zijn bepaald met een Orion pH-electrode in combinatie met een TIM800 pH-meter en een ABU901 Autoburette (Radiometer Copenhagen) of een Autoburette van Titration Manager Titralab. Na filtratie werd de absorptie bij 450 nm gemeten op een Shimadzu Spectrophotometer (type UV-120-01). Van de ongefilterde watermonsters werd de turbiditeit bepaald met een Dentan Turbidimeter (model FN-5). Hierna werd aan de water- en bodemvochtmonsters citroenzuur toegevoegd tot een eindconcentratie van 0.125 g/l om metalen in oplossing te houden. Vervolgens zijn de monsters in geïodeerde polyethyleenpotjes ingevroren bij een temperatuur van -20 °C tot de elementenanalyse.

Om het vochtpercentage van de waterbodems te kunnen bepalen, werd een deel van de bodem gedroogd bij een temperatuur van 105 °C gedurende 24 uur (Heraeus droogstoof). Het organisch-stofgehalte werd vervolgens bepaald door de gedroogde monsters gedurende 4 uur bij een temperatuur van 550 °C in een verbrandingsoven (Nabertherm) te verassen. Totaalgehalten van de verschillende elementen in de bodem werden bepaald door middel van een destructie van 200 mg droge bodem met 4 ml HNO₃ (65%) en 1 ml H₂O₂ (30%) in een Milestone destructie-oven (type mls 1200 Mega). Biologisch beschikbaar fosfaat in de bodem werd geëxtraheerd volgens de Olsen-methode (Olsen et al., 1954), waarbij 5 gram verse bodem gedurende een half uur uitgeschud wordt met 100 ml NaHCO₃ (100 rpm). De destructie- en Olsen-monsters werden vervolgens gemeten op een ICP (zie onder).

In Nijmegen werd met behulp van een Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometer (ICP-OES, IRIS Intrepid II XDL) de concentratie van de volgende elementen

bepaald: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} , Si^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , K^{+} , Na^{+} , totaal S en totaal P. NH_4^{+} en NO_3^{-} werden colorimetrisch bepaald met een Traacs 800+ auto-analyzer, met behulp van respectievelijk salicylaatreagens (Kempers & Zweers, 1986) en hydrazinesulfaat (Technicon Corporation, 1969). Cl^{-} en PO_4^{3-} werden colorimetrisch bepaald, gebruik makend van een Technicon autoanalyzer II systeem. Voor de Cl^{-} -meting werd mercuritiocyanide gebruikt (Technicon Corporation, 1968) en voor de PO_4^{3-} -meting ammoniummolybdaat en ascorbinezuur (Stanley & Richardson, 1970). Aan de standaardreeks voor de PO_4^{3-} -bepaling werd evenveel citroenzuur toegevoegd als aan de monsters (0.125 g/l), omdat de meting hierdoor beïnvloed wordt.

Krabbenscheer als indicatorsoort

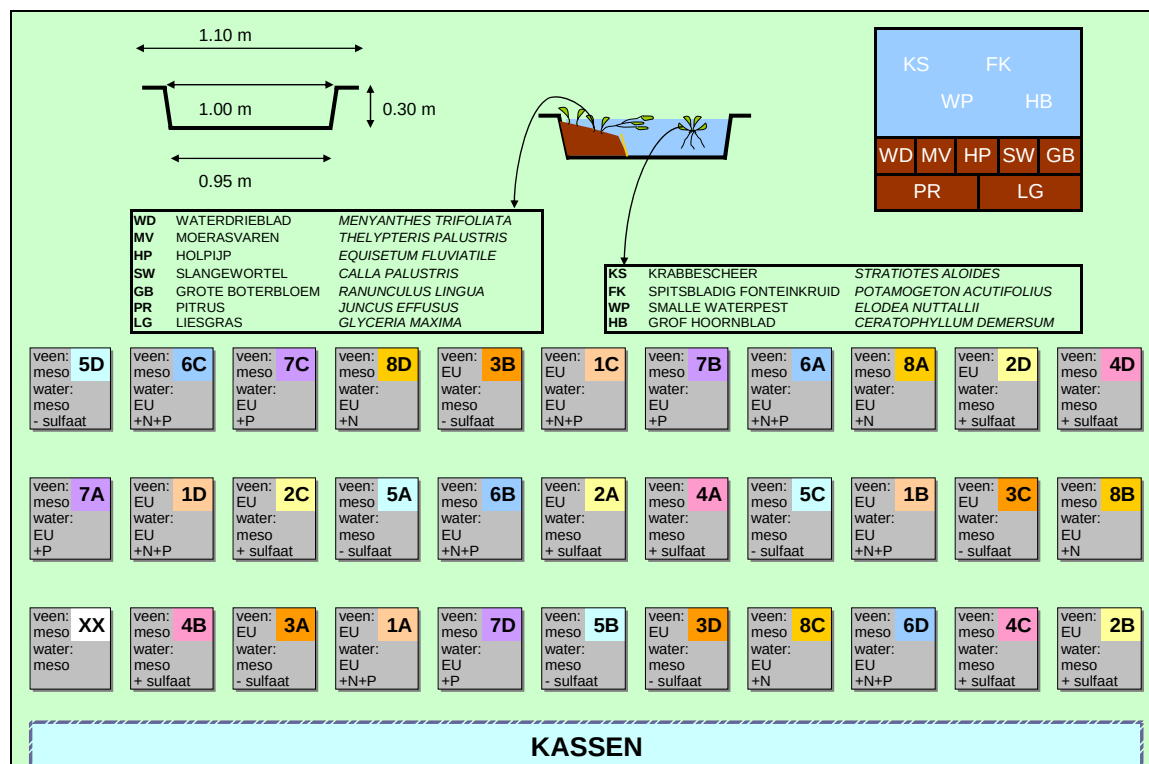
Op 25 mei 2004 zijn in vier petgaten in Wapserveen 14 tot 16 Krabbenscheerplanten (*Stratiotes aloides*) per petgat uitgezet, om uit te vinden of deze als indicatorsoort en 'ecosystem engineer' zouden aanslaan in recent gegraven petgaten. Er werden planten gebruikt uit een enkele kilometers verderop gelegen populatie. De planten werden uitgezet in de noordhoek van elk petgat (nr. 2, 5, 6 en 8) en er werd een net omheen geplaatst om wegdrijven te voorkomen. Op 17 juni 2005 werden de volgende variabelen gemeten: gewicht, spanwijdte, aantal bladeren, gemiddelde bladbreedte, aantal knoppen of bloemen, geslacht, aantal wortels, kleur en vitaliteit. Ook werden van de oorspronkelijke locatie 12 planten meegenomen naar het laboratorium om naast bovenstaande variabelen ook het vochtpercentage en totale nutriëntenconcentraties (na destructie) te bepalen. Om de ontwikkeling van de planten te kunnen volgen, werd in het groeiseizoen van 2005 dezelfde procedure herhaald. In 2006 werden alleen tellingen verricht. Ook in een petgat in de Wieden zijn 23 Krabbenscheerplanten uitgezet in 2005, waarvan 8 grote planten, 9 middelgrote planten en 6 kleine plantjes. In 2006 werden de aantallen opnieuw geteld.

Mesocosm-experiment

In 2005 is bij het kassencomplex van de Radboud Universiteit Nijmegen (RU) een mesocosm-experiment gestart met minilaagveentjes in 33 ondiepe buitenbakken met een oppervlakte van 1 m² en een diepte van 30 cm (Figuur 4.2 en 4.3). Een derde van elke bak werd opgevuld met onbemest Baltisch veen en met worteldoek en een plank gefixeerd, zodat een geleidelijk aflopende oever werd gecreëerd. De rest van de bak werd gevuld met gedemineraliseerd water tot een hoogte van 25 cm, waarbij een dun laagje veen werd aangebracht om als waterbodem te fungeren. Omdat de pH laag was (4 in het veen en 5 in het water) werd het veen voor aanvang van het experiment bekalkt met dolokal (175 g per bak) en het water met NaHCO_3 (20 g per bak). De NaHCO_3 -additie werd herhaald in mei en augustus om de concentratie in het water op ongeveer 1,5 mmol te houden. De bekalking met dolokal werd herhaald in februari 2006. De mesocosms werden tevens beijzerd met 5 gram Fe^{3+} (als FeCl_3) om eventueel door vernatting vrijgekomen fosfaat te kunnen binden. Het waterpeil werd vervolgens zoveel mogelijk op hetzelfde peil gehouden door extra aanvulling of afvoer van water. In de zomer werden echter wel perioden van lager peil toegestaan en in de winter werd het water juist langere tijd vastgehouden.

In april 2005 zijn vijf soorten klonale oeverplanten verzameld die karakteristiek zijn voor (beginnende) verlandingsvegetaties in laagveenwateren (Figuur 4.2). Deze planten waren afkomstig uit Westbroek, Het Hol en de vijvers van J. Roelofs en G. van der Velde. Daarnaast werden twee eutrafente soorten verzameld (Figuur 4.2). Pitrus werd in maart uit zaad, afkomstig uit de Ronde Venen, opgekweekt en Liesgras was afkomstig uit de Ooijpolder. In 32 mesocosms werden drie jonge exemplaren van elke soort oeverplant geplant in het veen, behalve Grote Boterbloem (2 stuks), Liesgras (2 stuks) en Pitrus (2 polletjes). Eén mesocosm bleef leeg ter controle. De soorten zijn geplant zoals in Figuur 4.2 staat weergegeven, waarbij gevarieerd werd in de "horizontale" volgorde. Dit wil zeggen dat de eutrafente soorten wel altijd achteraan op de oever stonden en de karakteristieke soorten altijd vooraan. Voor inzetten zijn scheutlengte, wortellengte, versgewicht en aantal bladeren gemeten. Bij Liesgras is bovendien de stengeldikte bepaald, bij Holpijp de rhizoomlengte en bij Slangewortel en Waterdrieblad het aantal internodiën. Daarnaast is plantenmateriaal van deze soorten gedroogd om nutriëntenanalyses te kunnen doen. Begin mei zijn als gevolg van vestigingsproblemen reeds

afgestorven exemplaren van Slangewortel, Grote Boterbloem en Moerasvaren vervangen door nieuwe exemplaren.



Figuur 4.2 Opzet van het mesocosm-experiment met “minilaagveentjes”.

Na het inzetten van de oeverplanten werden bodemvochtsamplers geïnstalleerd (Rhizon SMS, Eijkelkamp Agrisearch Equipment). Vervolgens werd de nulsituatie vastgelegd door monsters te nemen van de waterlaag en het bodemvocht van de oever en de onderwaterbodem. Deze werden geanalyseerd zoals eerder al beschreven werd bij de vergelijkende veldstudies. Daarna is begonnen met het instellen van in totaal acht verschillende behandelingen met vier replica's elk (Figuur 4.3). Om te beginnen werd in 12 mesocosms de oever bemest met CaPO_4 (100 kg P per ha) en NH_4NO_3 -korrels (600 kg N per ha; voor de helft slow release korrels). Deze hoeveelheden zijn vergelijkbaar met voedingstoffenniveaus in landbouwgebieden. In juni 2006 werd deze bemesting herhaald. De andere mesocosms bleven onbemest in het eerste groeiseizoen. Om te zorgen voor een betere referentiesituatie, werd in mei 2006 besloten om ook deze mesocosms minimaal te bemesten (0,8 g CaPO_4 per bak). In juli 2005 en juni 2006 zijn bodemonsters genomen en verwerkt volgens de Olsen-methode (zoals eerder in dit hoofdstuk beschreven) om de hoeveelheid beschikbaar fosfaat te bepalen. Om fosfaatverrijking van het water door uitspoeling vanaf de oever te bestrijden, is het water in de zomer van 2005 twee keer beijzerd. Verder bleek er chlorose op te treden bij Liesgras als gevolg van de nitraatbemesting van de oever (zie Smolders *et al.*, 1997). Om dit tegen te gaan, werd Liesgras in mei 2005 twee keer besproeid met een Fe-EDTA oplossing.

Eind april 2005 werden drie soorten waterplanten verzameld afkomstig uit de vijver van J. Roelofs (Krabbenscheer), proefvijvers bij het kassencomplex van de RU (Smalle waterpest) en Het Hol (Grof hoornblad). Er werden 10 stekjes van 10 cm van de eutrafente soorten Smalle waterpest en Grof hoornblad gebruikt per mesocosm. Daarnaast werden in elke bak drie exemplaren Krabbenscheer in het water geplant, welke in juli eventueel aangevuld werden met 1 of 2 exemplaren in het geval de oorspronkelijke planten verdwenen waren. In juni werd bovendien Spitsbladig fonteinkruid verzameld in een sloot bij Giethoorn, waarvan 1 of 2 exemplaren werden geplant afhankelijk van de grootte ($\pm$ gelijke biomassa per mesocosm). Voor inzetten is bij Krabbenscheer het gewicht, de spanwijdte, de toestand van de wortels en het aantal hele bladeren bepaald. Bij Spitsbladig fonteinkruid is de lengte, het aantal bladeren en

het aantal bloeiwijzen bepaald. Ook hier is plantenmateriaal gedroogd om nutriëntenanalyses te kunnen doen.

Tabel 4.1 Gemeten variabelen bij de verschillende soorten water- en oeverplanten in de mesocosms aan het eind van het eerste en tweede groeiseizoen.

	Waterdrieblad	Moerasvaren	Holpijp	Slangewortel	Grote boterbloem	Pitrus	Liesgras	Krabbenscheer	Spitsbladig fonteinkruid	Smalle waterpest	Grof hoornblad
# bladeren	X	X		X	X	X	X	X	X		
# uitlopers	X		X	X	X		X				
# uitlopers in of richting water	X		X	X	X		X				
% bedekking van het water	X			X							
% bedekking van het land	X	X	X	X	X	X	X				
rhizoomlengte	X		X	X	X		X				
reikwijdte		X	X		X						
hoogte		X	X		X	X	X				
# groeipunten		X									
% vertakt			X								
# bloeiwijzen				X		X		X	X		
# planten					X	X		X	X	X	X
# rozetten					X						
conditie					X			X			
diameter						X	X	X			
gewicht								X	X	X	X
# wortels								X			
# vitale wortels								X			
wortellengte								X	X	X	
# groeipunten van de wortel								X			
bladlengte								X			
scheutlengte									X	X	X

Na het inzetten van de waterplanten is begin mei 2005 gestart met de waterbehandelingen (Figuur 4.3). In acht mesocosms, waarvan vier met een bemeste oever, werd fosfaat (als NaH_2PO_4) en ammoniumnitraat aan het water toegevoegd. Dit werd elke drie weken herhaald,

zodat de nutriëntfluxen uitkwamen op 6 kg P/ha/jaar en 25 kg N/ha/jaar, om de instroom van eutroof water of interne mobilisatie te simuleren. In acht andere mesocosms, waarvan vier met een bemeste oever, werd sulfaat (als Na_2SO_4) aan het water toegevoegd tot een eindconcentratie van 2 mmol/l om de inlaat van sulfaatrijk water te simuleren. Om deze concentratie te handhaven werd ongeveer elke twee maanden opnieuw sulfaat toegevoegd. De totale flux komt daarmee uit op 1000 kg S/ha/jaar. In acht andere mesocosms met een onbemeste oever werd of alleen fosfaat of alleen ammoniumnitraat toegevoegd, in dezelfde hoeveelheden als hierboven beschreven, om de effecten van P- en N-bemesting van het water apart te kunnen onderzoeken. Zo bleven er acht mesocosms over, waarvan vier met een bemeste oever, waar niets aan het water werd toegevoegd. Hiermee werd een situatie gesimuleerd waarbij er geen inlaat is van gebiedsvreemd water of überhaupt geen inlaat is (bijvoorbeeld bij isolatie).

nr.	veen	water
X	controlebak zonder planten	
1	CaPO_4 + N-korrels	$\text{N} + \text{PO}_4$
2	CaPO_4 + N-korrels	SO_4
3	CaPO_4 + N-korrels	
4		SO_4
5		
6		$\text{N} + \text{PO}_4$
7		PO_4
8		N

Figuur 4.3 Overzicht van de toegepaste behandelingen in het mesocosm-experiment (n=4, echter slechts één controlebak zonder planten).

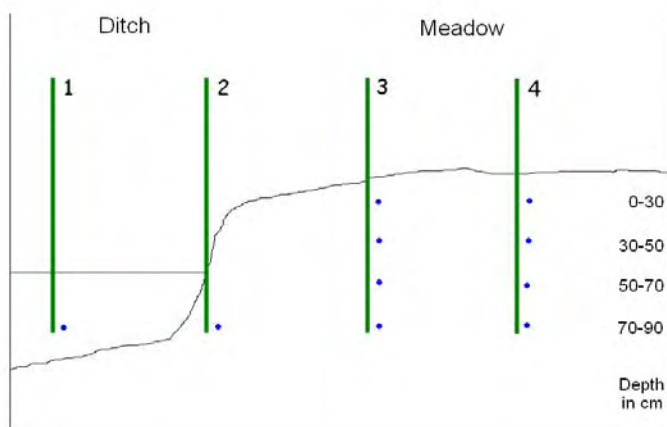
Vanaf mei 2005 werden elke twee tot drie maanden monsters genomen om de chemische samenstelling van het water, het bodemvocht van de oever en de onderwaterbodem te bepalen (voor procedure monsternamen en analyse: zie paragraaf *Vergelijkend veldonderzoek*). Er zijn regelmatig digitale foto's gemaakt van alle mesocosms om de vegetatieontwikkeling te volgen. Ook is op verschillende momenten de toestand van de verschillende planten beschreven, zoals hoogte, scheutlengtes, aantal planten, aantal bladeren, aantal bloeiwijzen, aantal uitlopers en algehele conditie. In september/oktober 2006 en 2007 is dit op een uitgebreide manier gedaan, zodat de ontwikkelingen in het eerste en tweede groeiseizoen in kaart gebracht konden worden. In Tabel 4.1 is weergegeven wat er op dat moment bij de verschillende planten gemeten is. Indien mogelijk werd van alle planten een monster genomen, dat vervolgens gedroogd werd om nutriëntenanalyses te kunnen doen. De planten van Spitsbladig fonteinkruid werden zowel in 2006 als in 2007 allemaal geoogst en gedroogd.

In dit hoofdstuk zal voornamelijk ingegaan worden op de effecten van sulfaat en sulfide. De gevolgen van de N en P behandelingen worden besproken in hoofdstuk 5.

Veenafbraak-experimenten

In laagveengebied De Bruuk bij Nijmegen zijn vijf verschillende locaties gekozen waarop bodemonsters genomen werden met een grondboor of bodemhapper: een blauwgrasland, een aangrenzende greppel (ondiepe organische laag en diepere meer anorganische laag), een nabijgelegen diepere sloot en een weiland (voormalig landbouw). Deze verschillende locaties geven door hun onderlinge verscheidenheid een goede weergave van de verschillende bodemtypes in het gebied. In het petgatencolplex Oukoop, onderdeel van de Reeuwijkse plassen, zijn vier verschillende locaties gekozen in een gradiënt van het petgat naar de (afbrokkelende) legakker (Figuur 4.4). Op de locaties 3 en 4 werden monsters genomen op vier verschillende dieptes, te weten 0-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm, en 70-90 cm diepte. Hiervan werden alleen de monsters van 0-30 en 70-90 cm gebruikt voor de incubatie experimenten.

Om te onderzoeken onder welke omstandigheden versnelde afbraak van veen optreedt, werd steeds 50 gram bodem geïncubeerd in infuusflessen van 250 ml. Eerst werden de bodems van de Bruuk onderzocht. Voor drie behandelingen werden deze flessen eerst 3 keer geflushed met stikstofgas, alvorens 50 ml 3,5 mM NaNO_3 , Na_2SO_4 of NaCl (ter controle) werd toegevoegd (anaërobe oplossingen). De vierde behandeling was een aërobe controle waarbij slechts 50 ml NaCl werd toegevoegd. Vanwege de duur van het experiment (ca. 10 weken) werden de behandelingen regelmatig aangevuld (6-8 keer), waarbij ook de het zuurstofgehalte in de aërobe controle op peil werd gehouden. Elke behandeling werd in viervoud uitgevoerd. De flessen werden vervolgens bij kamertemperatuur op een schudmachine gezet (100 rpm) om een betere vermenging te krijgen. Zowel aan het begin als aan het eind van het experiment werd het bodemvocht bemonsterd met bodemvochtsamplers (Rhizon SMS, Eijkelkamp Agrisearch Equipment) en geanalyseerd zoals eerder beschreven. Gedurende het experiment werd regelmatig de CO_2 - en CH_4 -concentratie in de infuusflessen gemeten met behulp van een Infrared Gas Analyzer (IRGA, ABB Advance Optima). De productiesnelheid van deze bij de afbraak van organisch materiaal vrijkomende gassen werd vervolgens gebruikt om de potentiële afbraaksnelheid te bepalen. Ook werd eenmalig het vochtpercentage en organisch stofgehalte van de bodem bepaald (zie boven). Daarnaast werd 200 mg droge bodem gedestruueerd om de totaalgehalten van elementen in de bodem te kunnen bepalen (zie boven).



Figuur 4.4 Overzicht en foto van de bemonsteringsgradiënt in het petgatencomplex Oukoop (Reeuwijkse Plassen).

Vervolgens werden de bodems uit de Reeuwijkse plassen onderzocht, waarvoor de methode gedeeltelijk werd aangepast. Zo werden de bodems slechts één week geïncubeerd en werden in die week elke dag de gassen gemeten met behulp van IRGA. Ook waren de toegevoegde oplossingen met nitraat, sulfaat en chloride vijf keer zo geconcentreerd (10 ml 17,5 mM), om ervoor te zorgen dat de behandelingen een week lang op niveau bleven. Daarnaast werd een vijfde behandeling geïntroduceerd met daarin zowel nitraat als fosfaat (200 mM $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) om eventuele P-limitatie bij micro-organismen in de bodem op te heffen. Tenslotte werden de

flessen niet met stikstof, maar met argon geflushed om naast CO₂ en CH₄ ook N₂, N₂O en NO_x te kunnen meten, als betere maat voor de afbraaksnelheid. Het meten van deze stikstofgassen met een Agilent 6890 Plus Gas Chromatograaf (Version A.03.08) was echter zo onbetrouwbaar, dat de resultaten hiervan niet gebruikt konden worden.

Sedimentatie van veenbodemdeeltjes na opwerveling

Bij dit onderzoek is gebruik gemaakt van waterbodems uit vier verschillende laagveenwateren: Westbroek, Het Hol, Zijdelmeer en Reeuwijkse plassen. De monsters van de waterbodem zijn allemaal genomen met een bodemhapper. Met deze monsters zijn verschillende metingen gedaan, die hieronder beschreven worden.

Steeds zijn glazen kolommen gevuld met 2 cm bodem en 3 liter water. Vlak voor het begin van de proef is er lichtjes geroerd, zodat de bodem opgewerveld werd. Om het gewicht van de neerslag van de opgewervelde waterbodems over de tijd te meten is er gebruik gemaakt van een sedimentatiebalans (Sartorius 4610). Op deze balans is een analoge recorder aangesloten, met bereik van 1mv. Er is geen gebruik gemaakt van de bijgeleverde kolom, in plaats daarvan zijn andere glazen kolommen van 4 liter gebruikt. Het bijgeleverde weegschaaltje is ingekort, zodat het 8 cm boven de bodem van de kolom hing. Elke bodem is na opwerveling gewogen over een tijd van +/- 24 uur. De snelheid van de schrijver is bepaald op het moment, variërend van 120 mm/min in de eerste minuten tot 10 mm/uur in de laatste uren.

In dezelfde kolommen werden ook lichtmetingen uitgevoerd, waarbij de lichtintensiteit eerst is gemeten voorafgaande aan de opwervelingsproef. Om het licht te meten is er gebruik gemaakt van een Li-cor Li 850i met onderwatersensor. Deze sensor hing op dezelfde hoogte als het opvangschaaltje in de balans. Omdat er niet genoeg licht was in de ruimte is er ook gebruik gemaakt van een bureaulamp. De hoeveelheid licht in het bereik van de fotosynthese (PAR) is bepaald voor aanvang van het experiment, zowel in de lucht als in het water. In de eerste 5 min na opwerveling is elke 10 sec gemeten, daarna elke 5 min in het eerste uur. Vervolgens nog na 90 min, 120 min en 24 uur. Tijdens de lichtmetingen is steeds een watermonster van 30 ml genomen op de volgende momenten: voor opwerveling en na 0 min, 5 min, 30 min, 60 min, 120 min en 24 uur. Van deze monsters is de turbiditeit gemeten met een WTW turb550 turbiditeitsmeter.

Van elk bodemmonster is de grootte van de bodemdeeltjes bepaald door ze te zeven. Er zijn zeven met de volgende maaswijdtes gebruikt: 0.5 cm, 0.1 cm, 0.05 cm en koffiefilters. Van deze bodemfracties is vervolgens het nat- en droog gewicht bepaald. Het organisch-stofgehalte is bepaald na verassing van de bodem.

Verbrakkingsexperiment Ilperveld

In 2005 werd het verbrakkingsexperiment in aquaria opgeschaald naar het veld, door aan acht polycarbonaat enclosures (Ø 1m; hoogte 1,5 m) in twee petgaten in het Ilperveld verschillende chlorideconcentraties toe te voegen: 25, 50, 100 en 200 mmol/l. Het ene petgat had een vrij gestructureerde, vaste veenbodem en het andere, U-vormige petgat had een slibbodem. Op regelmatige tijdstippen werden zowel bodemvocht- als waterlaagmonsters genomen (voor procedure monsternamen en analyse: zie paragraaf *Vergelijkend veldonderzoek*).

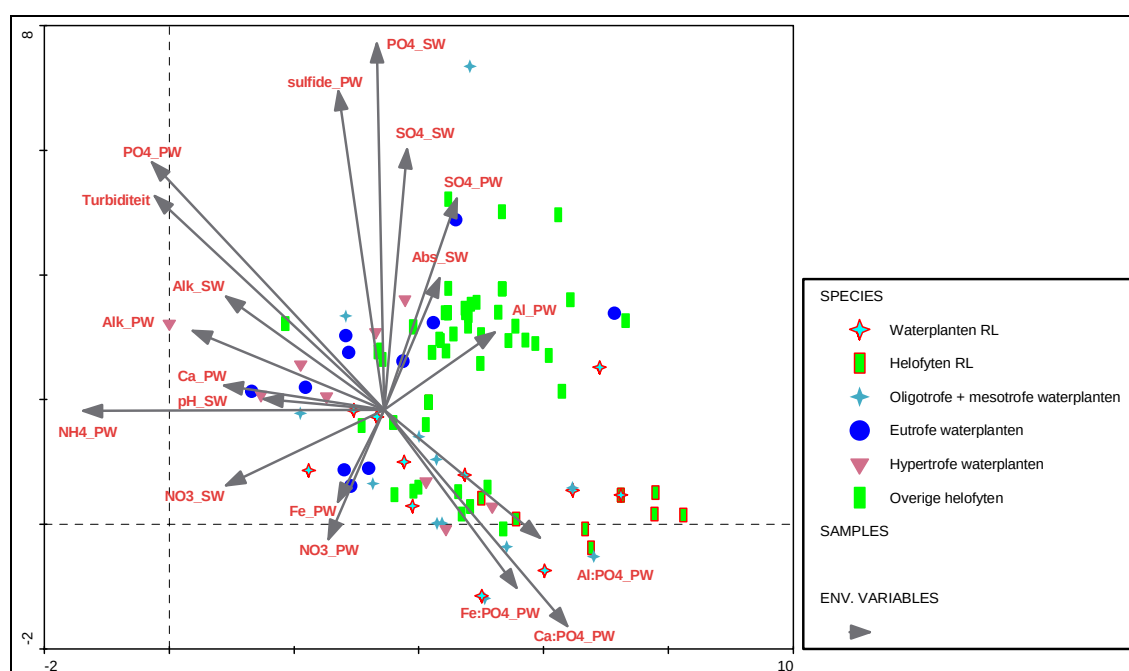
4.3 Resultaten en discussie

Vergelijkend veldonderzoek

De veldgegevens uit de eerste fase zijn in dit eerste jaar van de tweede fase, waar nodig, aangevuld met nieuwe metingen en onderworpen aan een uitgebreide statistische analyse. In het eindrapport van de 1e fase werd al vermeld dat de Fe:PO₄ en Ca:PO₄ ratio in het bodemvocht belangrijke indicators zijn voor zowel mobilisatie van fosfaat als het voorkomen van Rode Lijst soorten. Bovendien zijn het relatief stabiele variabelen vergeleken met concentraties van verschillende stoffen in oppervlaktewater en bodemvocht. Na het aanvullen van de dataset in 2006 werd dit verder bevestigd. Op plaatsen waar Rode Lijst soorten voorkomen, zijn de

genoemde ratio's significant hoger ($p < 0.001$) dan op locaties waar deze soorten ontbreken. Ook is de sulfideconcentratie er significant lager ($p < 0.001$) en is de $\text{Al}:\text{PO}_4$ ratio ($p < 0.001$) en de $\text{Fe}:\text{S}$ ratio ($p < 0.01$) significant hoger ($p < 0.001$). De turbiditeit van het water en de fosfaat-, sulfaat-, magnesium- en chlorideconcentraties in het water en bodemvocht zijn significant lager ($p < 0.01$) op plaatsen waar Rode Lijst soorten aanwezig zijn. De totale hoeveelheid fosfaat in de bodem en totaal-sediment ratio's blijken geen relatie te hebben met het voorkomen van (Rode Lijst) soorten.

Het DCA-diagram in Figuur 4.5 vat bovenstaande resultaten samen. Hierin staan de gevonden plantensoorten in de opnames weergegeven in relatie tot een aantal chemische variabelen in oppervlaktewater en bodemvocht. Er is een duidelijke gradiënt te zien in waterplanten van troebele, fosfaat-, sulfaat- en sulfiderijke plaatsen met vooral eutrofe en hypertrofe soorten naar plaatsen met hoge $\text{Fe}:\text{PO}_4$, $\text{Ca}:\text{PO}_4$ en $\text{Al}:\text{PO}_4$ ratio's en meer oligotrafente, mesotrafente en Rode Lijst soorten. De meeste helofyten worden gevonden op de sulfaat-rijke plekken, ammonium-arme plekken met een lage pH of op plaatsen waar de $\text{Fe}:\text{PO}_4$, $\text{Ca}:\text{PO}_4$ en $\text{Al}:\text{PO}_4$ ratio's hoog zijn. Helofyten van de Rode Lijst zijn vooral te vinden op de laatstgenoemde plaatsen.

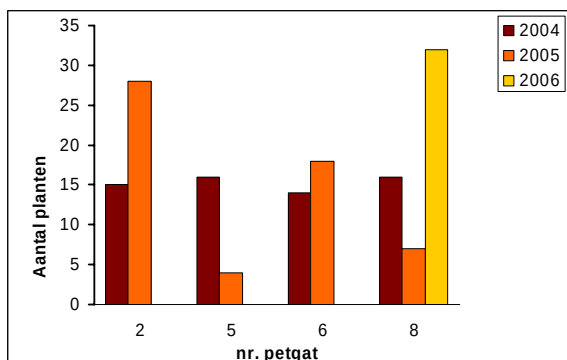


Figuur 4.5 Relatie tussen het voorkomen van plantensoorten en een aantal belangrijke chemische variabelen in het bodemvocht en oppervlaktewater, op basis van waarnemingen en analyses in 145 laagveenwateren. PW=bodemvocht, SW=oppervlaktewater, RL=Rode Lijst.

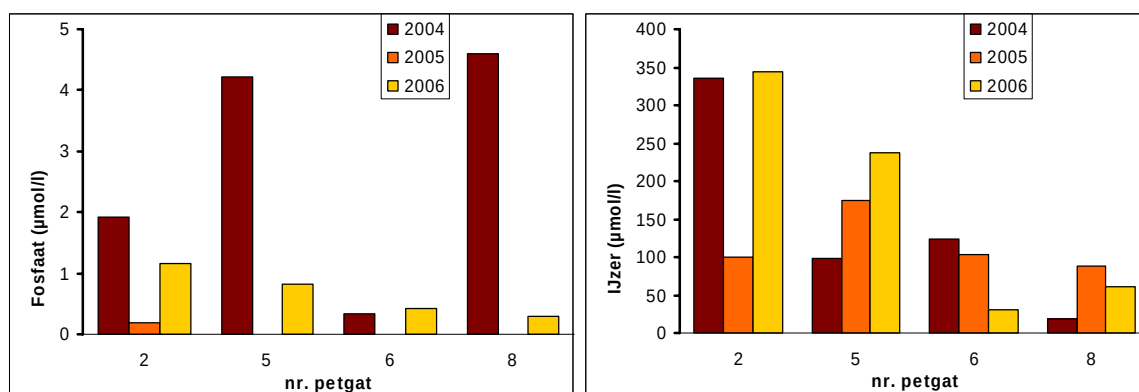
Krabbenscheer als indicatorsoort

Ruim twee jaar na de introductie van de Krabbenscheerplanten blijkt dat Krabbenscheer zich nog slechts in 1 van de 4 petgaten gehandhaafd heeft (Figuur 4.6). Krabbenscheer is ook verdwenen in de twee petgaten waar de aantallen in 2005 waren toegenomen ten opzichte van de beginsituatie. Alleen in petgat 8 waren in 2006 nog planten te vinden en heeft de soort zich zelfs uitgebreid en aan twee kanten van het petgat gevestigd. Dit was juist het petgat waar tussen 2004 en 2005 het net was weggehaald, dat ervoor diende om de planten bij elkaar te houden. Mogelijk heeft dat er nu juist voor gezorgd dat de plant zich kon uitbreiden, al was dat in 2005 nog niet waar te nemen. Verder blijkt uit de resultaten dat de bodemchemie sterk kan verschillen in de onderzoeksperiode (Figuur 4.7). Het meest succesvolle petgat in 2005 (nr. 2) had destijds de hoogste ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht en was bovendien erg helder. In 2006 bleek echter dat de ammoniumconcentratie in dit petgat sterk gestegen was tot voor Krabbenscheer toxische waarden (boven de $300 \mu\text{mol/l}$). Bovendien was de waterbodem opvallend zwart van kleur en was het water behoorlijk troebel. Het is nog niet duidelijk wat hiervan de oorzaak is. Er wordt onderzocht in hoeverre een te lage CO_2 flux vanuit de bodem

(weinig veen in de bodem) de beperkende factor kan zijn voor de ondergedoken fase van Krabbenscheer.

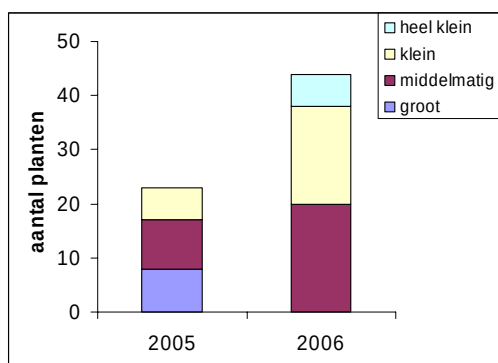


Figuur 4.6 Verloop van het aantal Krabbenscheerplanten in vier petgaten in Wapserveen gedurende de afgelopen drie jaar.



Figuur 4.7 Verloop van de fosfaat- en ijzerconcentratie in het bodemvocht van vier petgaten in Wapserveen gedurende de afgelopen drie jaar.

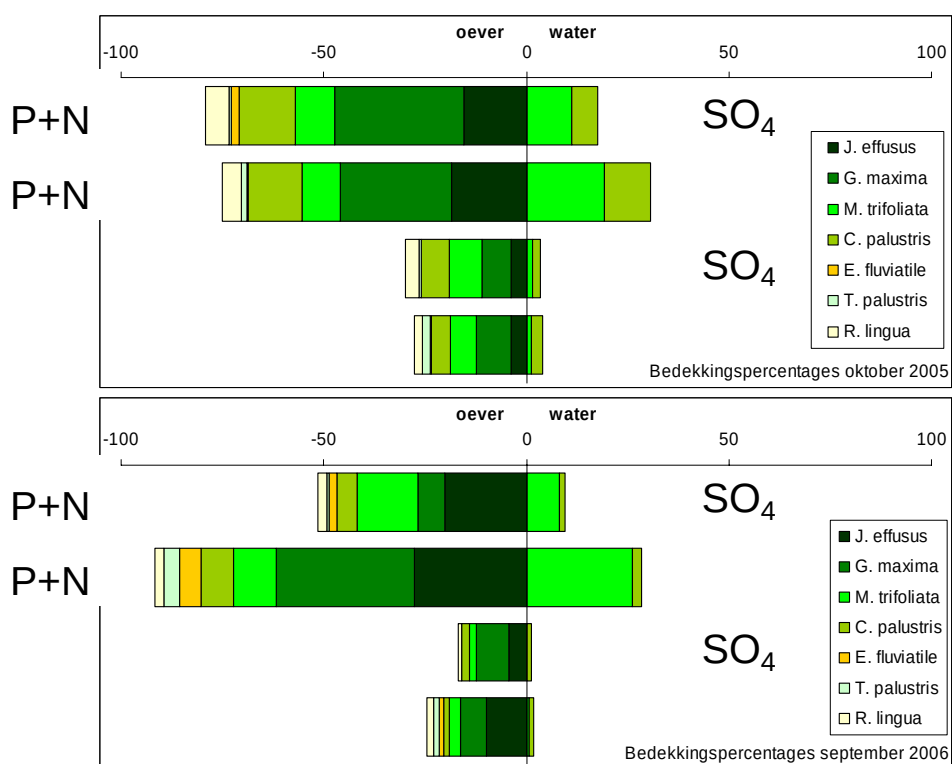
In de Wieden zijn Krabbescheerplanten uitgezet in een door Characeae gedomineerd petgat. In 2006 bleek het aantal planten te zijn toegenomen, al vond er een verschuiving in de grootteverdeling plaats (Figuur 4.8). De grote planten waren verdwenen, terwijl er juist meer (heel) kleine planten werden waargenomen. Ook bevonden de meeste planten zich onder het wateroppervlak. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door minder voedselrijke omstandigheden en een meer zandige bodem ten opzichte van de sloot waar de planten oorspronkelijk vandaan komen. Wel lijken de omstandigheden gunstig genoeg voor deze soort op te kunnen uitbreiden. Op langere termijn zal moeten blijken of dit ook het geval is, of dat de sedimenteigenschappen beperkend gaan werken op de overleving en verdere uitbreiding.



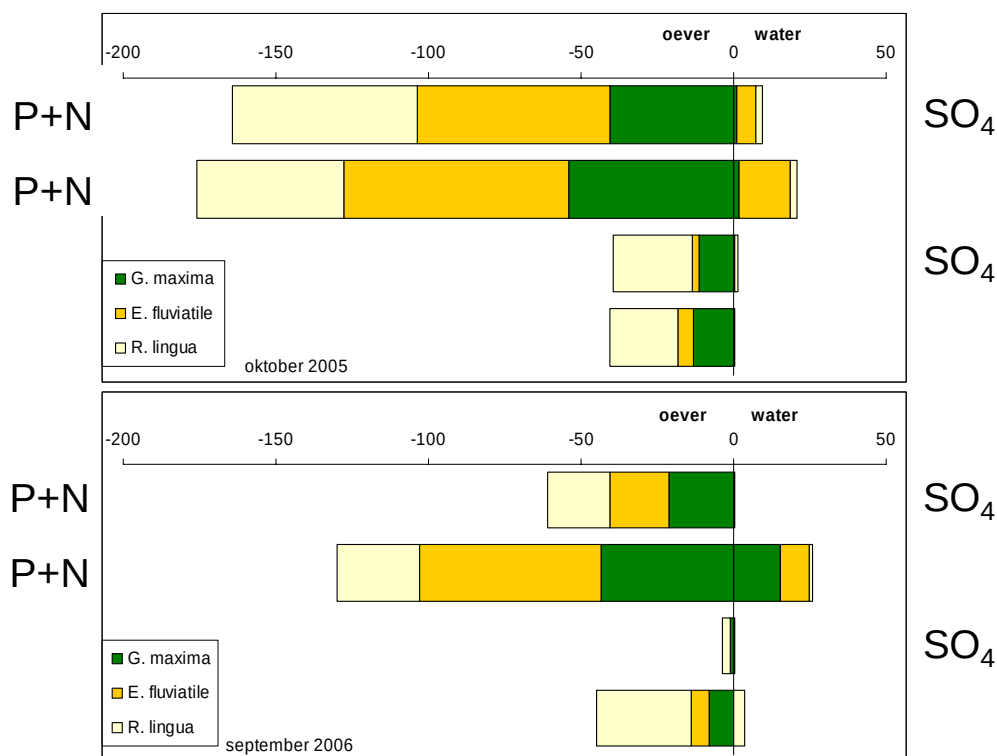
Figuur 4.8 Verloop van het aantal Krabbenscheerplanten in een petgat in de Wieden.

Mesocosm-experiment

De ontwikkelingen van de oeverplanten in de mesocosms zijn met elkaar vergeleken door te kijken naar de bedekkingspercentages (Figuur 4.9) of het aantal scheuten/bladeren (Figuur 4.10) van zowel de oever als het water. Als gekeken wordt naar de ontwikkeling van de verschillende oeverplanten in 2006 ten opzichte van 2005, dan valt op dat de sulfaatbehandeling pas in het tweede groeizeen effect heeft gehad op de groei. Zowel bij de bemeste oevers (aangeduid met "P+N") als bij de onbemeste oevers zijn in 2006 de bedekkingspercentages en aantal scheuten/bladeren fors lager bij de sulfaatbehandelingen. In 2005 was dit effect nog slechts te zien bij het achterblijven van de groei in het water. Door het simuleren van een constante aanvoer van sulfaatrijk water, zijn na verloop van tijd de sulfideconcentraties in de oever zover gestegen dat ook de groei op de oever negatief beïnvloed werd of zelfs sterfte voorkwam. In de bemeste bakken is vooral Liesgras sterk achteruitgegaan op de oever. Bovendien groeit deze soort helemaal niet het water in als daarin veel sulfaat aanwezig is (Figuur 4.10). Hetzelfde geldt voor Grote Boterbloem en Holpijp. Moerasvaren is in 2006 zelfs volledig verdwenen in de bakken met sulfaatinvloed. Pitrus en Waterdrieblad blijken het minste last te hebben van sulfaat en/of sulfide (Figuur 4.9).



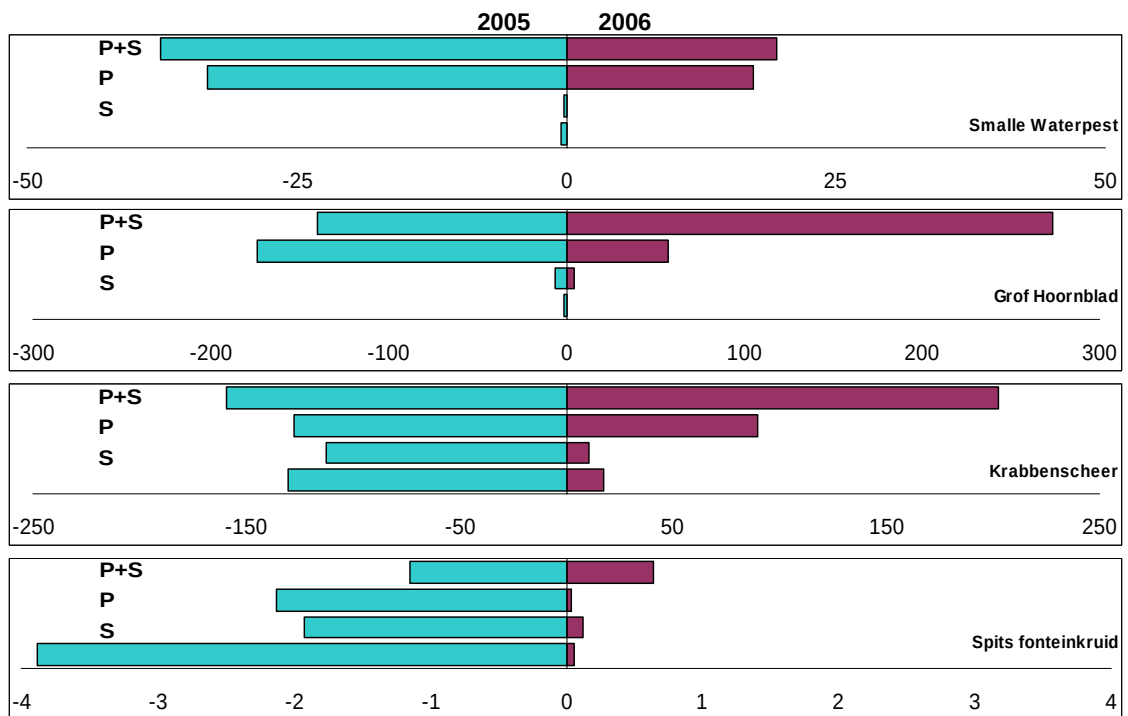
Figuur 4.9 Vergelijking van de bedekkingspercentages (oever en water) van de oeverplanten in 2005 en 2006 voor de behandelingen met en zonder sulfaat. Het bedekkingspercentage van het water is niet weergegeven voor G. maxima, E. fluviatile en R. lingua. Voor groei van deze soorten in het water, zie Figuur.



Figuur 4.10 Vergelijking van het aantal scheuten (*G. maxima*, *E. fluviatile*) of het aantal bladeren (*R. lingua*) in 2005 en 2006 voor de behandelingen met en zonder sulfaat.

Voor de waterplanten is er een vergelijking gemaakt op basis van de totale biomassa (Figuur 4.11). In het eerste groeiseizoen was al gebleken dat Spits fonteinkruid erg gevoelig is voor sulfide, wat in de anaërobe waterbodem van de sulfaat-behandelde mesocosms in hoge mate geproduceerd wordt (tot enkele honderden $\mu\text{mol/l}$). Na het oogsten van alle planten in 2005, bleek er in 2006 toch weer Spits fonteinkruid aanwezig in een aantal mesocosms. De biomassa was stukken minder dan een jaar eerder, maar opvallender was dat de meeste planten werden aangetroffen in de sulfaatbehandelingen (Figuur 4.11). Waarschijnlijk is dit toe te schrijven aan het feit dat er in deze bakken na de oogst van 2005 toevallig meer planten overgebleven zijn (mogelijk door het donkere water in deze bakken als gevolg van de hogere veenafbraak als gevolg van sulfaat; meer dan 2x zo donker als in de andere behandelingen). Krabbescheer bleek in 2005 al minder gevoelig te zijn voor sulfide dan uit ander onderzoek bekend is (o.a. Roelofs, 1991). In het tweede groeiseizoen werd deze waarneming nog eens bevestigd. In de bemeste mesocosms was de biomassa twee keer zo hoog in het sulfaatrijke water. Slechts in de onbemeste bakken was de biomassa een fractie lager bij de sulfaatbehandeling. De verklaring hiervoor was echter eenvoudig: er bleek één mesocosm te zijn waar de Krabbescheer-biomassa enorm hoog was, terwijl de sulfideconcentratie juist in deze onderwaterbodem drastisch gedaald was in 2006. Daardoor geeft Figuur 4.11 een vertekend beeld.

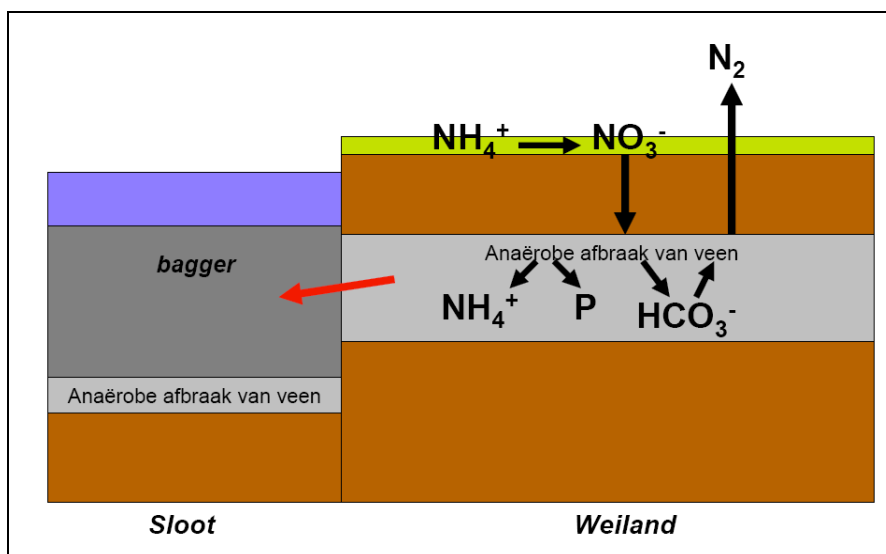
De eutrafente waterplanten trekken zich weinig aan van de hoge sulfaat- en sulfideconcentraties. Deze planten zijn voor hun groei duidelijk meer afhankelijk van voldoende voedingsstoffen. Grof Hoornblad ontwikkelt zich zelfs beter in de oeverbemeste sulfaatbehandeling en lijkt hierbij te profiteren van de verminderde ontwikkeling van Krabbescheer in drie van deze mesocosms. Slechts in de mesocosm waar de sulfideconcentratie in de waterbodem drastisch gedaald is, blijft Grof Hoornblad achter in biomassa.



Figuur 4.11 Vergelijking van de biomassa van de waterplanten in de mesocosms in 2005 en 2006, voor de behandelingen met en zonder sulfaat.

Veenafbraak experimenten

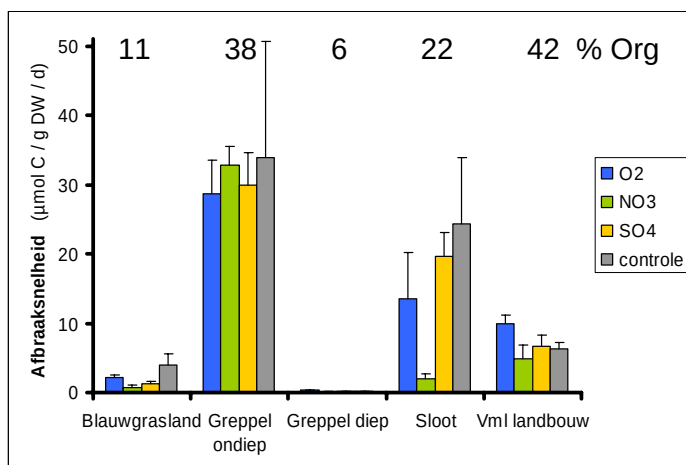
De oorzaak achter veenafbraak in veenweidegebieden wordt nu vooral gezocht in de aanvoer van sulfaatrijk water, en beheersmaatregelen zijn hierop aangepast. Recent onderzoek in het Wormer- en Jisperveld en Groot Limmerpolder wijst echter uit dat nitraat een grotere rol kan spelen dan voorheen werd aangenomen. De hypothese is dat nitraat uitspoelt uit de toplaag van veenweides en terecht komt in diepere, anaërobe veenlagen, waar vervolgens versnelde afbraak plaatsvindt onder invloed van nitraat (Figuur 4.12). Deze anaërobe afbraak veroorzaakt veel ammonium- en fosfaatrijke bagger, wat uitspoelt naar de aangelegde sloten en plassen.



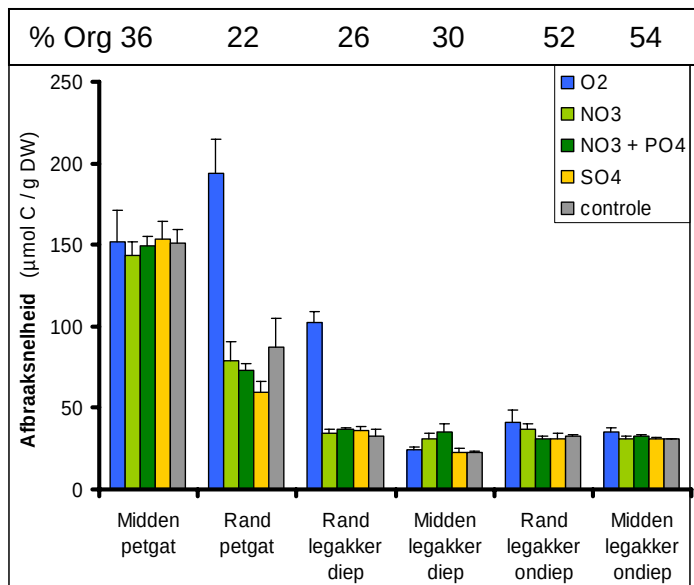
Figuur 4.12 Anaërobe afbraak en baggervorming in veenweidegebieden onder invloed van nitraat.

Door opwerveling van deze nutriëntrijke bagger (mede door motorboten, wind en vissen) wordt het water troebel en voedselrijk, waardoor de groei van karakteristieke (ondergedoken) waterplanten wordt geremd. Omdat het op dit moment nog onduidelijk is hoeveel sulfaat en nitraat ieder bijdragen aan veenafbraak, wordt in deze experimenten de afbraaksnelheid van veen onder invloed van nitraat en sulfaat onderzocht. Daarnaast wordt steeds meer bewijs gevonden dat nitraatbemesting leidt tot interne sulfaatverrijking, door de koppeling met ijzer- en sulfideoxidatie in de ondergrond (Van der Welle, 2007; Haaijer, 2007).

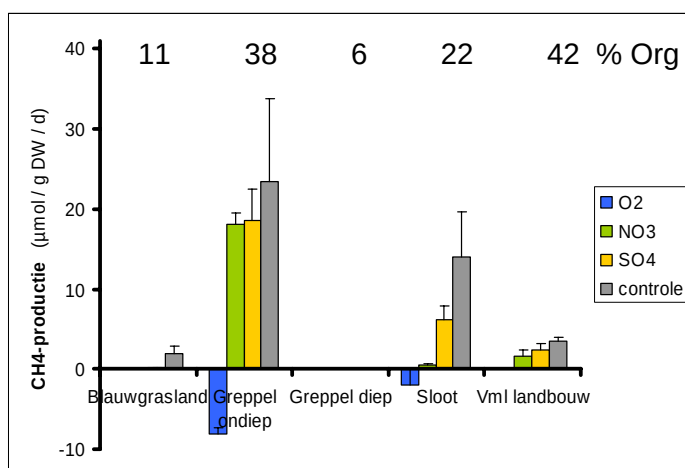
In Figuur 4.13 en 4.14 staan de afbraaksnelheden weergegeven voor de bodems uit de Bruuk en de Reeuwijkse plassen (in $\mu\text{mol C}$ per gram droge bodem per dag), met boven de grafiek de organisch stof percentages weergegeven. Verwacht werd dat de minst organische bodems ook minder snel zouden afbreken, maar dit was slechts het geval voor de bodems uit De Bruuk. Bij de bodems van de Reeuwijkse plassen is een verticale gradiënt zichtbaar in de afbraak, waarbij de afbraaksnelheid toeneemt in de richting van het water en erg hoge waarden bereikt. Verder valt op dat de afbraaksnelheid slechts in enkele gevallen duidelijk het hoogst is bij de aërobe behandeling, wat betekent dat het tijdelijk droogvallen van bodems niet perse problematisch hoeft te zijn. Vooral bij de nattere bodems van de Bruuk (uit de sloot en de greppel) daalt de pH wel sterk in de aërobe behandelingen (ca. 4 eenheden tot een pH van 3), waardoor de afbraak wordt afgeremd. Ook zijn er geen eenduidige verschillen waar te nemen tussen de nitraat- en sulfaatbehandelingen. Bij de slootbodem uit de Bruuk lijkt nitraat de afbraak zelfs sterk te remmen, waarschijnlijk door de ophoping van nitriet. De extra toevoeging van fosfaat bij een aantal bodems van de Reeuwijkse plassen heeft geen enkel effect gehad op de afbraaksnelheden. De CH_4 -productiesnelheden van de bodems uit de Bruuk laten wel duidelijk zien dat er een behandelingseffect is. De methaanproductie wordt, zoals verwacht, meer geremd naarmate de electronen acceptor minder energie per eenheid electondonor (organische moleculen) oplevert (Figuur 4.15).



Figuur 4.13 Afbraaksnelheden tijdens de incubatie van verschillende bodemmonsters uit de Bruuk bij verschillende toegepaste behandelingen (+SE). Boven de grafiek staan de organisch stof percentages weergegeven.



Figuur 4.14 Afbraaksnelheden tijdens de incubatie van verschillende bodemonsters uit de Reeuwijkse plassen bij verschillende toegepaste behandelingen (+SE). Boven de grafiek staan de organisch stof percentages weergegeven.



Figuur 4.15 CH_4 -productiesnelheden tijdens de incubatie van verschillende bodemonsters uit de Bruuk bij verschillende toegepaste behandelingen (+SE). Boven de grafiek staan de organisch stof percentages weergegeven.

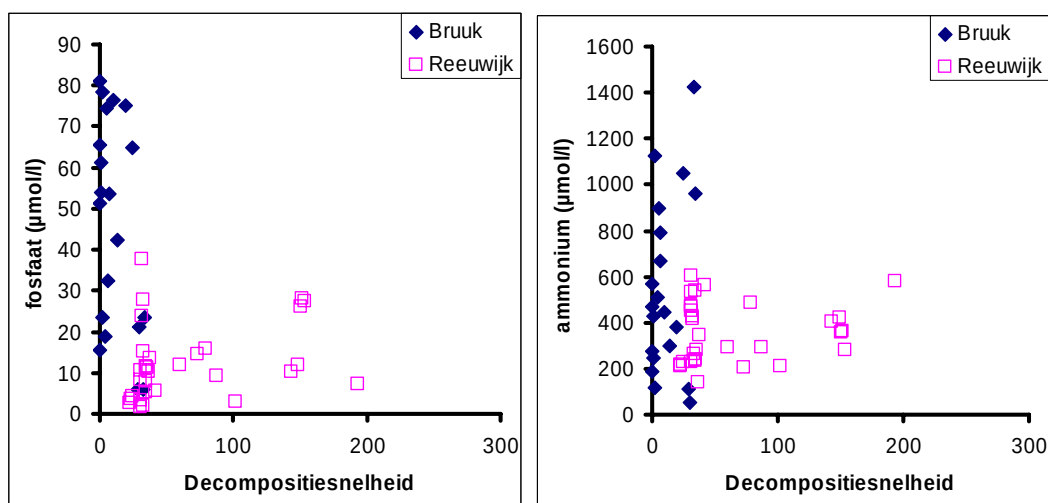
De resultaten van de bodems van de Bruuk die met nitraat en sulfaat behandeld zijn, laten zien dat de consumptie van nitraat en sulfaat het hoogst is in de drie bodems waar de afbraaksnelheid het hoogst ligt. Bij de bodem uit het blauwgrasland en de diepere bodem uit de greppel is de afbraaksnelheid laag en valt ook nauwelijks consumptie van nitraat en sulfaat waar te nemen of is er zelfs sprake van productie. Verder valt op dat bij enkele zuurstof- en nitraatbehandelingen sulfaat wordt geproduceerd, waarschijnlijk als gevolg van aërobe dan wel anaërobe oxidatie van pyriet. Het gaat hierbij om de oorspronkelijk meest anaërobe bodems uit de sloot en de greppel, waar ook een grote pH-daling werd gemeten. De totaalconcentraties aan sulfaat en ijzer in deze bodems bleken dan ook hoger te zijn dan in de andere bodems.

De gemeten fosfaatconcentraties geven geen duidelijke resultaten, vermoedelijk omdat er verschillende processen tegelijkertijd kunnen plaatsvinden. Ten eerste kan een snellere afbraak leiden tot het versneld vrijkomen van fosfaat. Ten tweede remt een hogere redoxpotentiaal het vrijkomen van fosfaat, omdat het dan gebonden blijft aan ijzer. Tenslotte kan sulfaatreductie ervoor zorgen dat er extra fosfaat vrijkomt, doordat sulfide beter gebonden wordt door ijzer dan fosfaat. De bodems met de hoogste afbraaksnelheid hadden echter geen hogere

fosfaatconcentraties. Wel werd de laagste fosfaatconcentratie gemeten in de ondiepe bodem uit de greppel. Verder werd in de meeste gevallen een lagere fosfaatconcentratie gemeten in de aërobe controlebehandeling, maar bij de nitraatbehandelingen bleef dit effect uit.

De resultaten van de bodems van de Reeuwijkse plassen laten weinig verschillen zien in de consumptie van nitraat en sulfaat. Mogelijk is een week te kort om effect te zien van de nitraat- en sulfaat-behandelingen. De nitraat- en sulfaatconsumptie is wel het hoogst in de twee meest organische bodems, ondiep in de legakker, maar dit kan niet worden gekoppeld aan een hogere afbraaksnelheid op deze locaties. Net zoals bij de bodems van de Bruuk is er geen eenduidig effect op fosfaat te onderscheiden, al zijn de fosfaatconcentraties relatief hoog bij de bodem uit het petgat (met de hoogste afbraaksnelheid).

Als de afbraaksnelheden van de bodems uit de Bruuk en de Reeuwijkse plassen vergeleken worden met de concentraties fosfaat en ammonium aan het eind van de experimenten blijkt dat de decompositiesnelheid geen positieve correlatie heeft met het vrijkomen van deze nutriënten (Figuur 4.16). De bodems uit de Bruuk hebben over het algemeen een veel lagere afbraaksnelheid, terwijl wel hogere fosfaat- en ammoniumconcentraties worden gemeten. De afbraaksnelheid voor de bodems uit de Reeuwijkse plassen ligt meestal hoger, terwijl de fosfaat- en ammoniumconcentraties hier relatief laag blijven. Een hoge afbraaksnelheid betekent dus zeker niet dat er ook meer nutriënten vrijkomen, wat ook al in de eerste fase van het OBN-onderzoek gevonden werd (Lamers *et al.*, 2006). Dit hangt af van meerdere factoren, waaronder de totale hoeveelheid nutriënten in de bodem en het vermogen om vrijgekomen nutriënten weer te binden. Uit de experimenten is verder duidelijk geworden dat sommige effecten pas op de langere termijn zichtbaar worden, onder andere door de aanpassing van micro-organismen aan veranderde omstandigheden. Om deze reden wordt het onderzoek naar de rol van nitraat en sulfaat bij veenafbraak en verslechtering van de waterkwaliteit momenteel gedurende een langere periode gevolgd, op een hoger niveau. Voor zowel terrein- als waterbeheer is het van groot belang om hierin inzicht te krijgen.

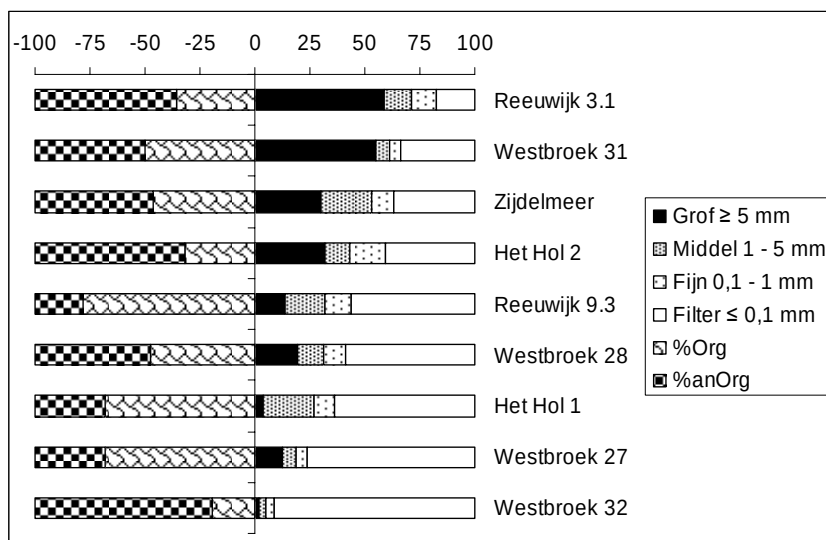


Figuur 4.16 Potentiële decompositiesnelheid van de bodems uit de Bruuk en de Reeuwijkse plassen, uitgezet tegen de fosfaat- en ammoniumconcentraties.

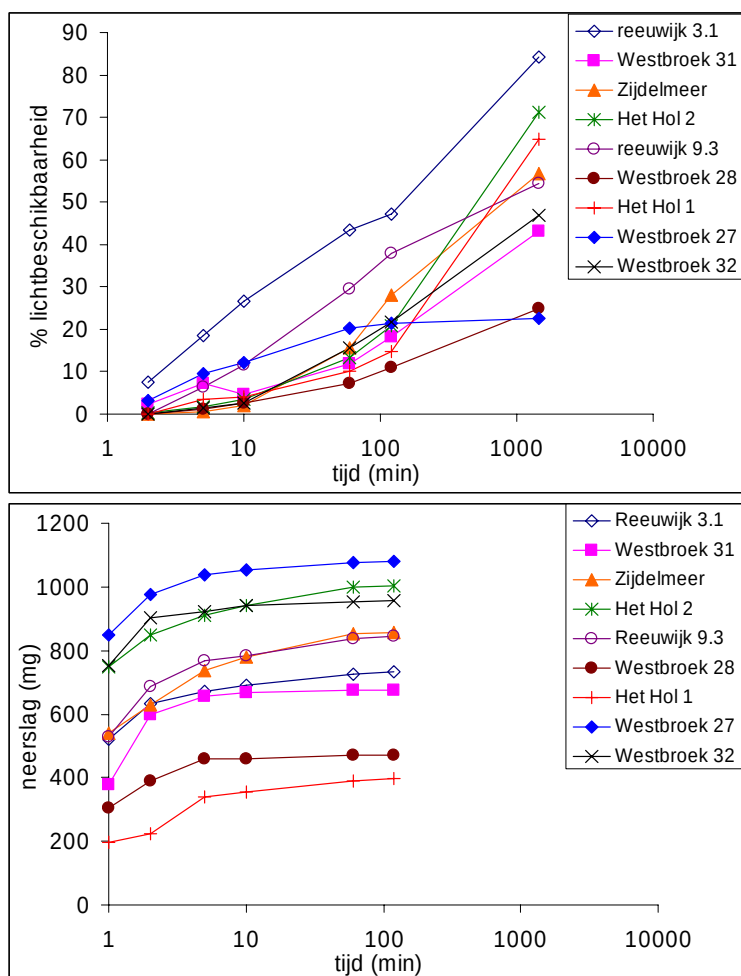
Sedimentatie van veenbodemdeeltjes na opwerveling

De gebruikte waterbodems bleken erg van elkaar te verschillen. De organisch stof percentages liepen uiteen van 20 tot 80 % (Figuur 4.17). De grootteverdeling van de veenbodemdeeltjes verschilde ook enorm: van meer dan 50 % grove deeltjes en 15 % zeer fijne deeltjes tot 2 % grove deeltjes en meer dan 90 % zeer fijne deeltjes. Er werd aangenomen dat een meer afgebroken bodem meer fijne veenbodemdeeltjes zou bevatten. Als gekeken wordt naar het herstel van de lichtbeschikbaarheid na opwerveling, dan valt op dat ook daar grote verschillen zijn tussen de verschillende waterbodems (Figuur 4.18). Na 5 minuten is er tussen de 0,5 en 18,5 % van de lichtbeschikbaarheid terug, na 2 uur tussen de 11 en 47 %, en na 24 uur tussen de 22 en 85 %. De snelheid waarmee het lichtklimaat herstelt ligt na 24 uur nog verder uiteen:

tussen de 1 en 55 % per dag. Over het algemeen blijkt dat bij bodems met veel fijne deeltjes minder snel herstel van de lichtbeschikbaarheid optreedt, evenals bij bodems met een groter percentage organische deeltjes. Dit komt dus neer op de verder afgebroken, organische bodemtypes. In het vervolg zal ook van de verschillende bodemfracties het organisch stof gehalte bepaald moeten worden, zodat ook gezegd kan worden of bepaalde deeltjesgroottes meer of minder organisch zijn.



Figuur 4.17 Deeltjesgrootteverdeling en (an)organisch stof percentages van de gebruikte bodems.



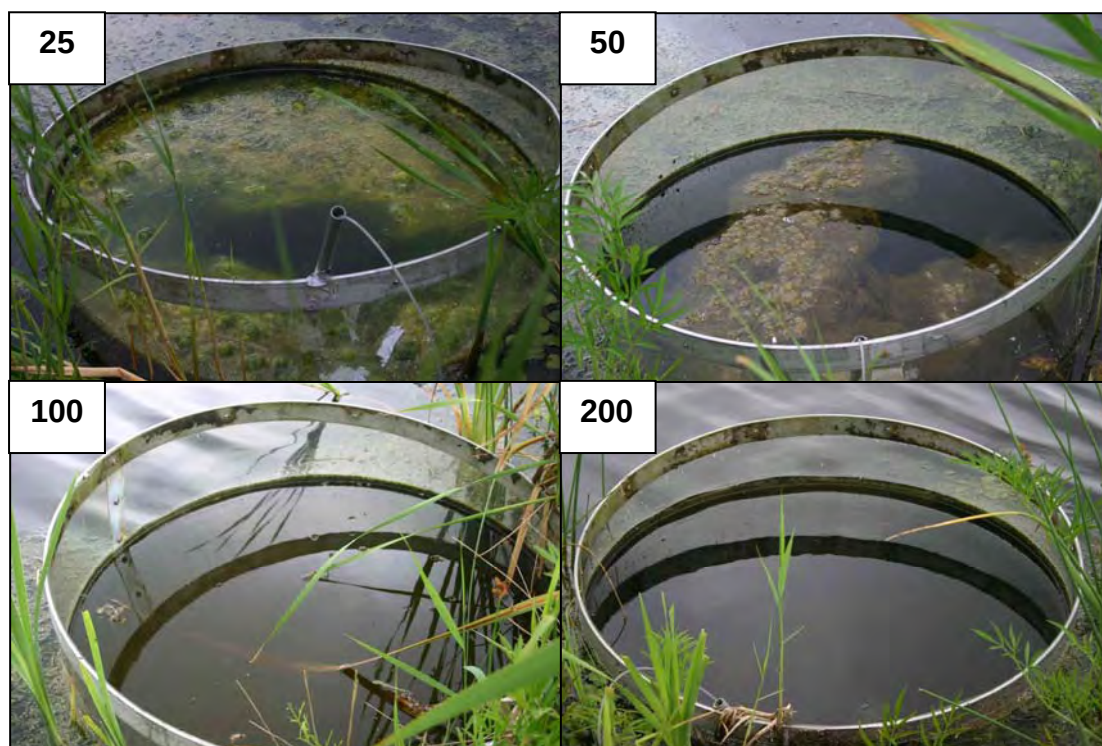
Figuur 4.18 Herstel van de lichtbeschikbaarheid (als % van de beginwaarde) en sedimentatiesnelheid na opwervelen van de verschillende waterbodems.

De sedimentatiesnelheid geeft niet helemaal hetzelfde beeld (Figuur 4.18). Zo heeft de bodem met het langzaamste herstel van de lichtbeschikbaarheid (Westbroek 27) de hoogste sedimentatiesnelheid. De grove deeltjes in deze bodem zijn vermoedelijk voor een groot deel in suspensie gekomen en snel weer neergeslagen. Daarnaast hebben de vele fijne deeltjes in deze bodem schijnbaar een groot lichtuittovend effect en blijven ze ook lang in suspensie. De bodem met het snelste herstel van de lichtbeschikbaarheid (Reeuwijk 3.1) heeft juist een lagere sedimentatiesnelheid. Deze bodem bevatte veel stenen die bij het opwervelen niet in suspensie kwamen en dus ook niet als gesedimenteerd materiaal gewogen konden worden. Dit benadrukt wel het feit dat organische bodems gevoeliger zijn voor opwerveling.

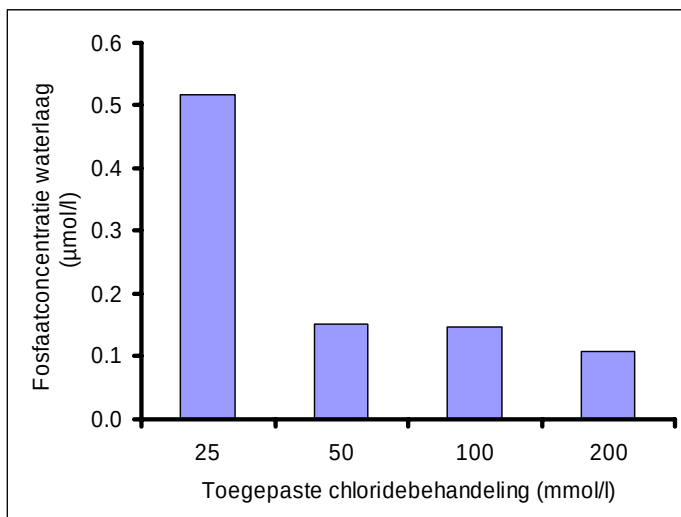
Uit de metingen van de troebelheid bleek dat deze samenhangt met de lichtbeschikbaarheid, maar er is geen duidelijke correlatie tussen beiden variabelen. Er kan namelijk niet gezegd worden dat bij een bepaalde turbiditeit één bepaalde lichtbeschikbaarheid hoort. Er zijn waarschijnlijk andere factoren van belang, zoals de kleur (humuszuren, algen) en de viscositeit van het water. Dit zal verder onderzocht worden op een aantal veldlocaties.

Verbrakkingsexperiment Ilperveld

De contrasten tussen de verschillende chloridebehandelingen waren het duidelijkst waar te nemen in het petgat met de slibbodem. In de zomer van 2006 was de cilinder met 25 mM chloride geheel met flab gevuld en werd het water helderder naarmate de chlorideconcentratie opliep (Figuur 4.19). Ook nam de fosfaatconcentratie in het water af in deze gradiënt (Figuur 4.20). Verbrakking lijkt hier dus een positieve invloed te hebben op de waterkwaliteit, zoals in het eerder uitgevoerde aquariumexperiment al werd aangetoond. Verhogen van de chlorideconcentratie beïnvloedt verschillende microbiële processen, waardoor de afbraak geremd wordt en minder fosfaat vrijkomt. In het andere petgat, recenter uitgegraven en met een meer stevige veenbodem, waren geen duidelijke behandelingseffecten waar te nemen. Verbrakking zal dus waarschijnlijk het meeste effect hebben in voormalig brakke laagveenwateren die te kampen hebben met slibproductie. Er lijkt dus een belangrijke rol voor chloride als stuurknop bij herstelbeheer in verzoete, sterk geëutrofiëerde laagveenwateren weggelegd, hoewel de benodigde concentraties waarschijnlijk zeer moeilijk ingesteld zullen kunnen worden.



Figuur 4.19 Foto's van de enclosures in het petgat met slibbodem (juli 2006). De toegepaste concentraties chloride staan weergegeven in mmol/l (resp. 0.9, 1.7, 3.5 en 7.1 gram/l).



Figuur 4.20 Fosfaatconcentraties in de waterlaag van de enclosures in juli 2006.

4.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor het beheer

- Na uitbreiding van de vergelijkende veldstudie wordt de relatie tussen het voorkomen van Rode Lijst soorten en verschillende chemische variabelen zeer sterk verduidelijkt. Fe:PO_4 , Ca:PO_4 en Al:PO_4 ratio's in het onderwaterbodenvocht van laagveenwateren zijn hierbij de meest belangrijke en indicatoren voor zowel de mobilisatie van fosfaat als de aanwezigheid van zeldzame soorten waterplanten en helofyten. Omdat deze waarden stabiel zijn en direct de relatie tussen water- en bodemkwaliteit aangeven, zijn ze beter bruikbaar dan waterkwaliteitsvariabelen. De totaal-sediment ratio's en totale hoeveelheden fosfaat in het sediment blijken geen relatie te hebben met de biodiversiteit aan planten, doordat een groot deel van de nutriënten in organische vorm niet (direct) beschikbaar is.
- De introductie van Krabbenscheer in petgaten slaat niet altijd even goed aan en bovendien zijn er van jaar tot jaar verschillen in de ontwikkeling. Deels kan dit worden verklaard door verschillen in water(bodem)chemie, maar deels is niet duidelijk wat de oorzaak hiervan is. Voorwaarde is wel dat de ammonium- en sulfideconcentraties niet te hoog zijn en dat de helderheid en ijzer:fosfaat ratio niet te laag zijn. Daarnaast moet er voor de ontwikkeling onder water (voorjaar) voldoende koolstofdioxide beschikbaar zijn, wat op zandige bodems niet het geval is.
- In het mesocosm-experiment blijkt de negatieve invloed van de inlaat van sulfaatrijk water in het 2^e groeiseizoen alleen maar duidelijker te zijn geworden. Ook de groei van oeverplanten wordt nu in meer of mindere mate geremd door verhoogde sulfaat- en sulfideconcentraties. Vooral Liesgras, Grote Boterbloem, Holpijp en Moerasvaren zijn sterk achteruitgegaan in vergelijking met de controlesituatie zonder sulfaatinvloed. Pitrus en Waterdrieblad zijn veel minder gevoelig voor sulfaat en sulfide. De waterplanten lieten dezelfde trend zien als in het 1^e groeiseizoen. De eutrafente soorten Grof Hoornblad en Smalle Waterpest worden meer beperkt in hun groei door nutriëntenlimitatie dan door sulfaat- en sulfide-invloed. Krabbenscheer blijkt in dit experiment minder gevoelig voor sulfide dan verwacht, al groeit deze soort beter als de sulfideconcentratie in het bodenvocht lager is. Spits fonteinkruid was in 2005 al de meest gevoelige waterplant in dit experiment. Deze plant werd echter zoveel mogelijk geoogst, waardoor geen eerlijke vergelijking gemaakt kon worden in het 2^e groeiseizoen. Sulfide-ophoping blijkt dus een zeer belangrijke sturende factor voor de vegetatieontwikkeling te zijn, niet alleen in het water maar ook op de oever. Vooral bij de oeverplanten Liesgras, Grote Boterbloem, Holpijp en Moerasvaren lijkt deze factor het effect van een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid voor een groot deel te reduceren.

- Uit afbraakexperimenten met verschillende veenbodems werd duidelijk dat kortdurend droogvallen van veenbodems niet perse hoeft te leiden tot een snellere afbraak. De aërobe afbraaksnelheid ligt namelijk niet altijd hoger dan de anaërobe. Bovendien was de mobilisatie van voedingsstoffen niet vanzelfsprekend gekoppeld aan hogere afbraaksnelheden. Er kwam bij bodems met een hogere concentratie aan nutriënten juist meer fosfaat en ammonium vrij terwijl de afbraak langzamer verliep. Daarnaast is ook het organisch stof gehalte van een bodem geen goede maat voor de afbraaksnelheid. Sulfaat-, nitraat- en fosfaataddities bleken de afbraak niet aantoonbaar te stimuleren in deze experimenten. Wel werd de methaanproductie geremd naarmate de electronacceptor slechter is ($O_2 > NO_3 > SO_4$). Aanbevolen wordt om dit soort afbraakexperimenten verder op te schalen om in de toekomst betere uitspraken te kunnen doen.
- Over het algemeen komen waterbodems die bestaan uit veel fijne, organische deeltjes eerder in suspensie na opwerveling en blijft het water daarna langer troebel. De lichtbeschikbaarheid is in sommige gevallen slechts voor 22 % hersteld na 24 uur, terwijl dit op dat moment nog maar met 1 % per dag stijgt. Dit langzame herstel van de lichtbeschikbaarheid gaat echter niet altijd samen met een hogere sedimentatiesnelheid, omdat deze vooral wordt bepaald door de grovere deeltjes. Vooral in laagveenwateren met een organische, ver afgebroken bodem is het dus zaak om opwerveling van bodemdeeltjes door motorboten, vis en wind zoveel mogelijk te voorkomen als herstel van de onderwatervegetatie nagestreefd wordt.
- Verbrakkingsexperimenten in het veld geven vooralsnog minder goede resultaten dan de eerder uitgevoerde aquariumexperimenten. In één van de onderzochte petgaten, met slibbodem, is echter wel een gradiënt te zien in helderheid en waterkwaliteit. Bij toenemende chlorideconcentraties verdwijnt de flab, wordt het water helderder en daalt ook de fosfaatconcentratie in het water. Er wordt verder onderzocht of deze effecten ook op de langere termijn aanhouden en of deze hoge chloridewaarden haalbaar zijn voor waterbeheerders.

4.5 Vervolgonderzoek

Het vervolgonderzoek in de 2^e fase staat hieronder per onderzoeksvraag gerangschikt:

1. Welke randvoorwaarden voor water- én bodemkwaliteit zijn essentieel voor herstel van biodiversiteit? Wat zijn eenvoudig te meten indicatoren?
Hiervoor worden gradiëntanalyses uitgevoerd (van de inlaat tot in de haarvaten) in een aantal gebieden, waaronder de Wieden, de Weerribben, de Reeuwijkse plassen en de Deelen. Daarnaast zal aan de hand van beschikbare data (waterschappen) uit het verleden voor een aantal laagveenwateren onderzocht worden hoe de samenhang tussen waterkwaliteit en weersgesteldheid (relatie met het inlaatbeheer) is.
2. Welke herstelmaatregelen zijn effectief en duurzaam in het bestrijden van eutrofiëring?
Hiervoor zal zoveel mogelijk aangesloten worden bij interessante beheersexperimenten en extreme weersomstandigheden: o.a. isolatie van delen van de Reeuwijkse plassen, de Wieden en de Weerribben (haarvaten), het effect van peilfluctuatie in de Kiersche Wiede, kunstmatige P-fixatie in enclosures (Klinkenbergerplas, Zijdelmeer) en het afdekken van een slibbodem met zand in de Bergsche Plassen. Daarnaast worden in het reeds lopende mesocosm-experiment de lange termijn effecten onderzocht.
3. Onder welke omstandigheden:
 - speelt interne eutrofiëring een kwantitatief belangrijke rol?
 - treedt versnelde veenafbraak en vertroebeling van het water op?
 - wordt de ontwikkeling van doelvegetaties geremd door toxiciteit?*Hiervoor zullen nutriëntenbalansen opgesteld worden voor Westbroek en De Deelen. Ook zal in experimenten verder onderzocht worden wat de rol is van nitraat en sulfaat bij veenafbraak en daarmee gepaard gaande opwerveling van veenbodemdeeltjes. Het effect van gifstoffen op waterplanten wordt zowel in het veld (o.a. in Het Hol) als in het mesocosm-experiment onderzocht. Er zal onderzocht worden of de ammoniumophoping veroorzaakt*

wordt door verhoogde nitraataanvoer via het grondwater. Er zal nagegaan worden of met behulp van recent beschreven analysemethoden een eenvoudige maat voor de reactiviteit van het veen verkregen kan worden, om voorspelling aan de hand van waterkwaliteit en bodemkarakteristieken mogelijk te maken. Verder zal onderzocht worden welke rol gesuspendeerde veenbodemdeeltjes, humuszuren en algen spelen in relatie tot water- en bodemkwaliteit, omdat dit belangrijke aanwijzingen geeft voor de verbetering van de lichtkwaliteit en het herstel van aquatische vegetaties.

4. Wordt herstel van biodiversiteit in heldere wateren geremd door een hoge P-beschikbaarheid in de bodem?
Hiervoor zullen in kweekopstellingen experimenten uitgevoerd worden met soorten als Grof Hoornblad en Smalle Waterpest en zullen in Het Hol veldmetingen verricht worden.
5. Welke rol speelt de chlorideconcentratie bij herstel van voormalige brakwatervenen (toxiciteit, veenafbraak, P-mobilisatie)?
De lange termijn effecten van verbrakking zullen verder worden onderzocht in de enclosures in het Ilperveld. Daarnaast zal verbrakking op veldschaal uitgetest worden in de polder West-Zaan.

5. Verlandings- en veenvorming

5.1 Inleiding

Het in dit hoofdstuk beschreven onderzoek naar verlandings- en veenvorming richt zich op de mogelijkheden voor het herstel van semi-aquatische successiestadia van kraggenvormende plantengemeenschappen. Tot deze gemeenschappen behoren onder andere de Krabbenscheer-associatie (*Stratiotetum*), Galigaan-associatie (*Cladietum marisci*) en gemeenschappen binnen het Rietverbond (*Phragmition australis*) en het verbond van Grote zeggen (*Magnocaricion*). In de loop der tijd zullen deze semi-aquatische plantengemeenschappen overgaan in semi-terrestrische verbonden op drijvend veen - bijvoorbeeld veenmosrietland of trilveen - hetgeen tenslotte resulteert in broekbos of struweel. De hoogste soortendiversiteit wordt bereikt in de semi-aquatische fase van deze hier geschetste trilveenserie, die kenmerkend is voor een mesotrofe situatie (Verhoeven en Bobbink, 2001). Deze verlandingsreeks wordt bovendien gekenmerkt door een grote habitatdiversiteit voor fauna onder en boven water. Kenmerkende verlandingssoorten zijn Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*), Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*), Moerasvaren (*Thelypteris palustris*), maar ook Riet (*Phragmites australis*) en Lisdodde (*Typha latifolia*). Door de netwerkstructuur van de wortelstokken van deze planten worden sediment en plantmateriaal vastgelegd, resulterend in het ontstaan van een drijvende kragge. Veel van deze soorten vertonen echter een sterke achteruitgang en een aantal is reeds opgenomen in de Rode Lijst (Van der Meijden, 2005). Met de achteruitgang van deze soorten, stagneert de voor ons land eens zo typerende verlandings- momenteel op veel plaatsen, zonder dat duidelijk is wat de oorzaken hiervan zijn (Lamers et al., 2001).

Mogelijke oorzaken van deze achteruitgang en het stagneren van de successie zijn divers en interacteren met elkaar (hoofdstuk 2). Tijdens fase 1 is daarom getracht verbanden te vinden tussen diversiteit en abiotische factoren van de oever en het water. Voor de watervegetatie zijn er tijdens fase 1 indicator variabelen gevonden die goed correleren met biodiversiteit en het voorkomen van rode lijst soorten (Lamers et al., 2005). Gedurende het veldonderzoek in fase 1 werd echter geen duidelijke relatie tussen soorten diversiteit op de oevers en chemische variabelen gevonden. Uit het mesocosm-experiment bleek dat zowel bemesting als sulfaattoevoeging een zeer grote invloed kan hebben op de groei van oeverplanten. Bij bemesting werden eutrofe soorten dominant ten opzichte van mesotrofe soorten.

De grootste verschillen in oevervegetatie werden gevonden tussen rechte oevers waar een kragge afwezig was en oevers waar een kragge aanwezig was. De chemische verschillen tussen deze oevertypen waren echter klein. Mogelijk liggen andere abiotische factoren (ligging, oeversteilheid) ten grondslag aan deze verschillen of is de verspreiding van zaden een bottleneck. Een zaadbank experiment al liet zien dat er relatief weinig zaden in de petgatbodem aanwezig waren.

Tijdens het eerste jaar van fase 2 is daarom de nadruk gelegd op de relatie van een breder spectrum aan abiotische factoren met soorten diversiteit en het opgang komen van verlandings- (vraag 1). Daarnaast is gestart met onderzoek naar het dispersieproces van zaden in veenplassen (vraag 3).

De vragen die hierbij gesteld werden zijn:

1. Welke randvoorwaarden qua waterregime, waterkwaliteit en oeverkwaliteit zijn er voor het op gang komen van de verlandings-?
2. Welke effecten hebben eutroof water en een eutrofe oever op de ontwikkeling van verlandingssoorten?
3. Welke biotische bottlenecks zijn er voor het herstel van verlandings-?
 - a. Wat is het effect van wind in de verspreiding van zaden en vegetatieve diasporen niet stromende waterlichamen?
 - b. In welke mate zorgt isolatie van waterlichaam voor een 'nadelige' dispersie?
 - c. Wat is de potentie van vegetatieve diasporen in de verspreiding?
4. Welke kenmerken bestaan er tussen mesotrofe en eutrofe verlandings- in de snelheid van organisch stof ophoping en de ontwikkeling van draagkracht?

5. Welke beheersmaatregelen stimuleren het opgang komen van verlanding?
 - a. Is de constructie van vooroevers een goede maatregel om de ontwikkeling van semi-aquatische vegetatie te stimuleren (of zijn er andere factoren meer beperkend (vraat))

5.2 Onderzoeksmethoden

Randvoorwaarden verlanding

Om meer inzicht te krijgen in het effect van abiotische variabelen op het opgang komen van de verlanding (vraag 1) is gedurende de zomer van 2006 een veldonderzoek verricht. In 5 Nederlandse veengebieden zijn in totaal 37 petgaten intensief bemonsterd. Binnen de gebieden is gezocht naar een ruime spreiding in leeftijd, oevermorfologie, vegetatietype en grootte. Per gebied werden 6-10 petgaten bemonsterd. Per petgat werden de volgende variabelen gemeten.

- Binnen 15 cm van de waterrand werd met behulp van een rhizon (Eijkelkamp Agrisearch Equipment) een monster genomen van het oevervocht. Van dit vocht werd binnen een dag de pH en de absorptie bij 450 nm bepaald, respectievelijk met een Titreer autoburette (Titration Manager Titralab) en een spectrofotometer. Vervolgens werd het resterende bodemvocht bewaard bij een temperatuur van -20°C tot verdere analyses. Uiteindelijk werden monsters geanalyseerd met een Continuous Flow Auto Analyser om de Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^{-} , Cl^{-} , SO_4^{2-} , NO_3^{-} , NH_4^{3+} , Na^{+} en K^{+} concentraties te bepalen. Aan een deel van de bodemvochtmonsters werd 20 μl zoutzuur toegevoegd om neerslag-hydroxides van ijzer en fosfaat te voorkomen. Dit deel werd apart geanalyseerd en hiermee werden de Fe^{3+} en PO_4^{3-} concentraties bepaald.
- Per petgat werd een vegetatie-opname van 2 m^2 gemaakt met behulp van een aangepaste Braun-Blanquet schaal (Barkman et al. 1964).
- De volgende kenmerken van het petgat werden ook genoteerd: Oeversteilheid, oeverhoogte, geografische oriëntatie petgat, petgat lengte en breedte, de leeftijd, waterdiepte en secchi zicht.
- Als simpele maat voor verlanding werd genoteerd wat de maximale afstand van (semi-) terrestrische planten in het water was. Tot slot werd genoteerd welke beheersmaatregelen er toegepast werden op de oever en of er op de oever een strooisellaag aanwezig was.



Figuur 5.1 De petgaten-legakker-structuur in de Westbroekse Zodden.

Na de zomer werden de gegevens geanalyseerd en met elkaar in verband gebracht met behulp van verschillende statistische bewerkingen, om zo correlaties tussen de verschillende abiotische factoren en diversiteit op de oever zichtbaar te kunnen maken.

Effecten van trofiegraad op groei verlandingssoorten

Om meer inzicht te krijgen in de manier waarop eutrofiëring karakteristieke verlandingsvegetaties beïnvloedt (vraag 2) werd in 2005 een mesocosmexperiment opgestart. De exacte opzet is na te lezen in het eindrapport van fase 1 (§ 4.2 in Lamers et al., 2006) en in hoofdstuk 4 van dit rapport.

Fase 1 liet al zien dat bemesting vooral de groei van eutrofe soorten sterk beïnvloedt en dat toevoeging van sulfaat aan het water de groei en ontwikkeling van oeverplanten remt. De vraag is op welke manier de veenvorming wordt beïnvloed onder beide omstandigheden. De afbraak van strooisel en daarmee de veenvorming is van twee factoren afhankelijk die beide door bemesting kunnen worden beïnvloed, nl. de kwaliteit van het strooisel en het milieu waarin afbraak plaatsvindt. Bemesting zal beide factoren positief beïnvloeden, waardoor de afbraaksnelheid verhoogd wordt. In de herfst van 2006 werd daarom strooisel van Liesgras uit de mesocosms verzameld, aan de lucht gedroogd en verdeeld over 108 strooiselzakjes (maaswijdte 400µm, 1 g per zakje). Strooisel van planten uit bakken met bemeste oevers (rijk strooisel) werd gescheiden gehouden van materiaal van de niet bemeste oevers (arm strooisel). Op 3 november werden de zakjes teruggeplaatst in behandeling 1, 2, 4 & 5 van de mesocosms (zie hoofdstuk 4). Per bak werden 4 zakjes met rijk strooisel en 2 zakjes met arm strooisel geplaatst. 6 zakjes van elk type werden apart gehouden om de startkwaliteit van het strooisel te bepalen. Na 3 maanden werd de eerste serie van rijk strooisel geoogst. In verloop van het jaar zullen de overige zakjes geoogst worden. Het geoogste strooisel werd gedroogd bij 70 °C, gewogen en vervolgens werd de C/N ratio bepaald.

Dispersie

Voor verlandingsvegetaties, die dicht aan het water staan, is water een belangrijke verspreidingsvector. Zaden vallen in het water, en door beweging van het water kunnen ze worden verplaatst tot ze zinken of op de kant terecht komen. Via open waterverbindingen tussen petgaten zouden zaden van het ene naar het andere petgat kunnen komen. Hoewel laagveenwateren gekenmerkt worden door een relatief lage stroomsnelheid, wordt het water door de wind toch in redelijke mate in beweging gebracht. De vraag is hoe wind het verspreidingsproces via water beïnvloedt (vraag 3a), en hoeveel verspreiding er plaatsvindt via waterverbindingen tussen petgaten (vraag 3b). Omdat veel verlandingssoorten ook vegetatieve structuren produceren, werd in dit onderzoek ook expliciet de verspreidingscapaciteit van dit type diasporen onderzocht (vraag 3c).

Effecten van wind

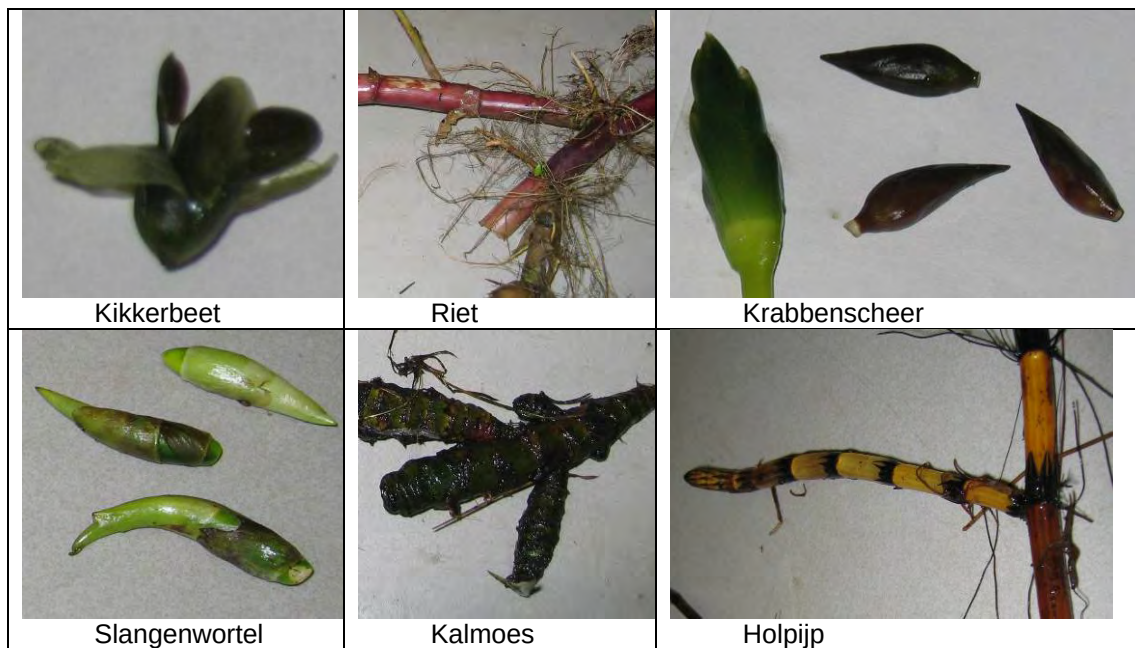
In Westbroek werden vloedmerken bemonsterd in geïsoleerde petgaten die parallel aan de overheersende windrichting (ZW-NO) liggen. Aan zowel de ZW als NO kant van 3 petgaten werden op 23 oktober plastic gras matten geplaatst (50X50 cm). Na een maand werden deze matten verwijderd, schoongespoeld en uitgeklopt tot alle zaden eruit waren. De gevangen zaden werden geteld en op soort gebracht. Dit zal nog 3 maal herhaald worden met uitbreiding naar 4 petgaten, om seizoensvariatie in verspreiding te kunnen bepalen. In dit rapport zullen alleen de resultaten van de eerste vangst worden besproken.

De lengte en hoogte van de vloedmerken aan beide kanten van de petgaten (n=8) werden ook gemeten om zo te bepalen hoe ver c.q. hoe hoog een zaad op de kant terecht zou kunnen komen.

Drijfproeven

In september 2006 werden vegetatieve diasporen (rhizomen en speciale structuren, zie figuur 5.2) van 10 laagveensoorten verzameld. Dit waren: Holpijp, Kalmoes, Kikkerbeet, Krabbenscheer, Moerasvaren, Riet, Slangenwortel, Wateraardbei, Waterdrieblad en Watermunt. Van 7 van deze soorten werden ook zaden verzameld (Holpijp, Moerasvaren en Waterdrieblad uitgezonderd).

In oktober werden deze diasporen te drijven gelegd in bakken (vegetatieve diasporen) en potten (zaden). Hiermee kan een inschatting gemaakt worden van de verspreidingscapaciteit van beide typen diasporen.



Figuur 5.2 Een aantal van de vegetatieve diasporen waarvan de drijfduur bepaald is.

Tot slot werd er nog een kortdurende proef uitgevoerd om het belang van waterverbindingen te onderzoeken. Hierbij werden in de Molenpolder openingen tussen petgaten volledig afgesloten met netten (zie figuur 5.9). Op 22 maart werden op 4 plekken 4000 gekleurde plastic bolletjes losgelaten. Na één dag, 5, 10 en 18 dagen werden de netten geleegd. Aan het eind van de proef werden de oevers afgezocht om de niet- teruggevallen bolletjes terug te vinden.

Vooroevers

In een aantal gebieden is erosie van legakkers onder invloed van windwerking een belemmering voor het ontstaan van soortrijke oevers. Een maatregel die vaak wordt genomen om die erosie tegen te gaan is het plaatsen van een vooroever. In de meeste gevallen wordt deze echter tegen de oever aan geplaatst waardoor de ontwikkeling van helofytenzones in het water bemoeilijkt wordt. In Terra Nova is dit jaar een andere maatregel beproefd, namelijk het plaatsen van een vooroever enkele meters voor de daadwerkelijke oever. Middels een experiment werd onderzocht of dit mogelijkheden biedt voor de ontwikkeling van helofytenzones. In april werden op drie legakkers de bomen afgezaagd en verwijderd, en werd een vooroever geplaatst.

Begin mei werden op vijf plaatsen, verspreid over deze drie oevers, 14 Rietplanten aangeplant binnen 10 cm van de waterrand. De oever was op het moment van inzetten grotendeels kaal. Omdat al eerder aangetoond werd dat in dit gebied vegetatieontwikkeling sterk beïnvloed wordt door vraat van ganzen (G. Ter Heerdt, pers. comm.), werd de helft van de planten afgeschermd door een net. Aan het eind van het groeiseizoen werden het aantal stengels van de rietplanten binnen 1m² geteld, en werd er een vegetatieopname gemaakt.



Figuur 5.3 De proefopzet voor het testen van mogelijkheden voor ontwikkeling van vegetatie achter een vooroever in Terra Nova.

5.3 Resultaten en Discussie

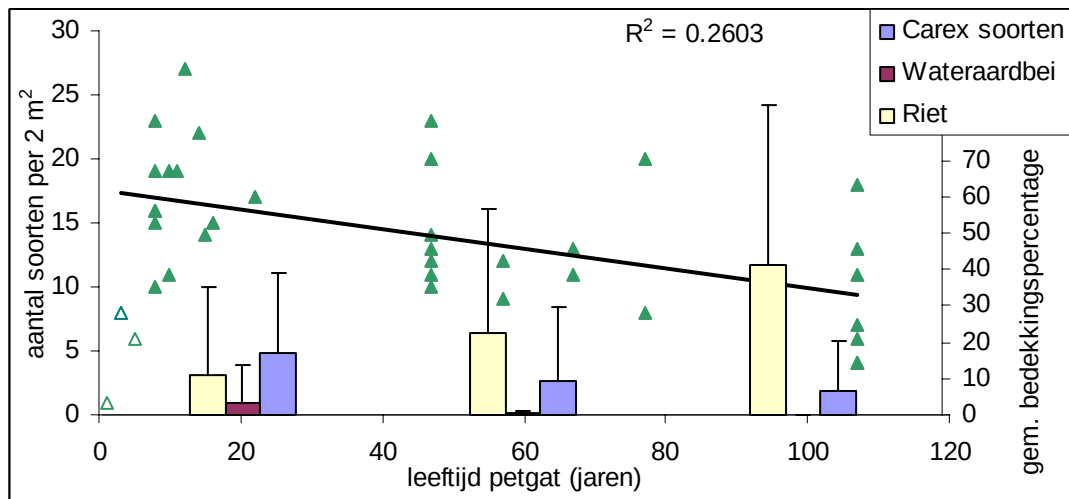
Randvoorwaarden verlanding

Soortenrijkdom

Om inzicht te krijgen in de relaties tussen abiotische variabelen en het voorkomen vegetaties met een hoge biodiversiteit en verlanding is een correlatie analyse uitgevoerd op de gemeten variabelen. Drie jonge petgaten (< 5 jaar) werden niet meegenomen in deze analyse aangezien deze oevers nog bijna niet begroeid waren (open symbolen figuur 5.4), en er vanuit kan worden gegaan dat de soortenrijkdom in deze petgaten door andere factoren beïnvloed wordt. Slechts één van de 24 abiotische variabelen correleerde significant met de soortendichtheid per 2 m². Dit was de leeftijd van het petgat (tabel 5.1). Figuur 5.4 laat zien dat de soortenrijkdom per 2 m² afneemt naarmate het petgat ouder wordt. De R² van deze relatie (de robuustheid) is echter vrij laag (0.26). De vegetatie in de jonge petgaten (<20 jaar) werd met behulp van Associa geclassificeerd als de *Caricetum paniculatae*- en de *Carici curtae agrostietum caninae* associatie, terwijl de oude petgaten (>100 jaar) voornamelijk geclassificeerd werden als de associatie van Riet. In de oude petgaten, (de oudste hier bemonsterde petgaten komen vooral uit de Molenpolder) is sprake van sterke dominantie van één soort (Riet, Pluimzegge of Moerasvaren), terwijl bij jongere petgaten veel meer soorten met lagere bedekkingen naast elkaar voorkomen. In Figuur 5.5 is voor een aantal soorten ook uit gezet hoe de gemiddelde bedekking van deze soorten verandert in de tijd. Te zien is dat de gemiddelde bedekkingspercentages van zegges en Waterdrieblad afnemen, terwijl de gemiddelde bedekking door Riet toeneemt (dit was niet significant).

Tabel 5.1 Correlaties tussen soortenrijkdom en abiotische variabelen van de oever.

	Correlatie	significantie
PO ₄ (mg/L)	-0.115	0.51
NO ₃ (mg/L)	-0.023	0.89
NH ₄ (mg/L)	-0.198	0.26
SO ₄ (mg/L)	-0.239	0.17
Leeftijd (jaar)	-0.569	0.00
Oeverhoogte (cm)	-0.212	0.22
Fe/PO ₄ -ratio	0.089	0.61

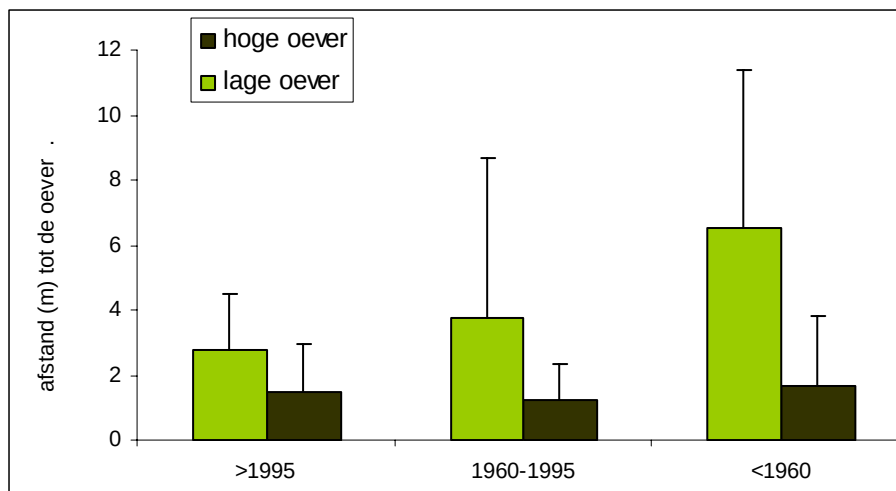


Figuur 5.4 Correlatie tussen leeftijd van het petgat en de soortenrijkdom van de oever. Tevens de gemiddelde bedekkingspercentages (en standaardafwijkingen) van zegges, wateraardbei en riet in de drie leeftijdsklassen.

Soortsamenstelling

De rode lijst soorten die in de oevervegetatie gevonden werden waren Moerasbastaardwederik, Wateraardbei, Krabbenscheer, Draadzegge, Waterdrieblad en Galigaan. Waterdrieblad werd in 14.7% van de bemonsterde petgaten gevonden. Krabbenscheer werd in 50%, Holpijp in 23.5%, Moerasvaren in 52.9%, Hoge cyperzegge in 29.4% en grote boterbloem werd in 11.7% van de bemonsterde petgaten gevonden. Een complete lijst van soorten die in de opnamen gevonden werden en hun bedekkingen is te vinden in Bijlage 5.1.

Koppeling van de vegetatiegegevens aan de abiotische gegevens met behulp van multivariate statistiek en factoranalyse lieten geen duidelijke verklaringen of verbanden zien voor het voorkomen van bepaalde plantensoorten of vegetatietypen.



Figuur 5.5 Relatie tussen leeftijd van het petgat (jaar van graven) en afstand tot de oever die planten in 2006 hadden bereikt, voor oevers met verschillende morfologie.

Verlanding

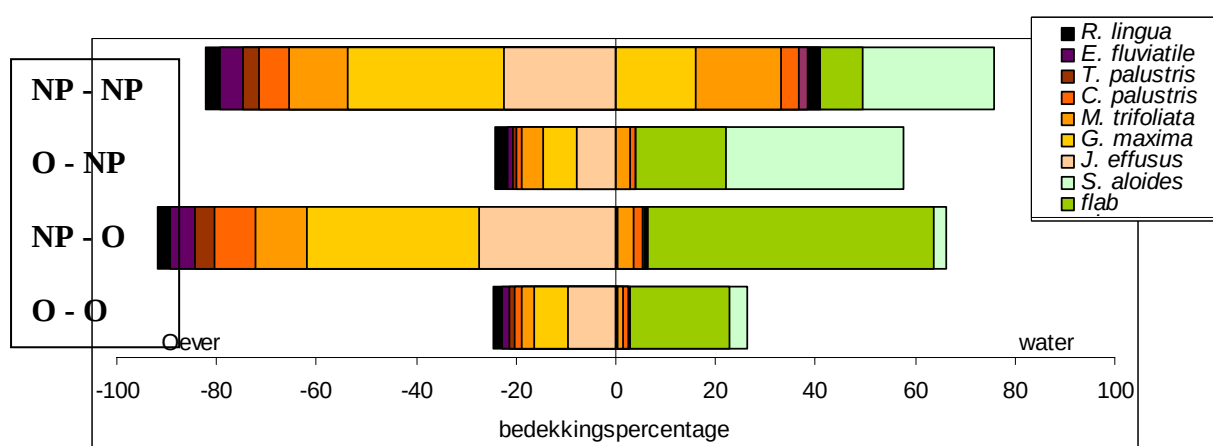
Als simpele maat voor verlanding werd de afstand van de verste (semi-terrestrische) plant in het water gemeten. Kleine lisdodde en Riet waren de soorten die in de meeste gevallen het verst van de oever afstonden. Andere soorten waren Gele lis, Egelskop, Zwanenbloem en Wateraardbei. Deze soorten stonden minder ver het water in dan Kleine lisdodde en Riet. Factoren die bepalend zijn voor het succes waarmee deze planten het water in groeiden waren hoogte en steilheid van de oever (hoge oevers waren meestal steil en lage oevers meestal

vlak). Figuur 5.5 laat zien op welke tijdschaal dit proces plaatsvindt. Duidelijk is dat bij hoge oevers (donkergroene balken) planten bijna niet het water ingroeien, terwijl bij lage oevers na verloop van tijd planten gemiddeld 8 meter het petgat in gegroeid waren.

Een op deze data uitgevoerde tweewegs-ANOVA gaf de volgende p-waarden: verschil hoge - lage oevers $p = 0.06$, leeftijd effect $p = 0.44$, interactie $p = 0.55$. Er is dus wel duidelijk sprake van een trend. Hoge, steile oevers zouden dus een obstakel kunnen vormen voor het opgang komen van verlanding. Mogelijk zijn er naast oevermorfologie andere factoren die in samenspel de groei van planten het water in remmen. Hiermee zou de grote spreiding verklaard kunnen worden.

Effecten van trofiegraad op groei verlandingssoorten

Zoals verwacht, werden dit jaar de effecten van bemesting op de groei en ontwikkeling van laagveensoorten beter zichtbaar. Figuur 5.6 laat grote verschillen zien in totale bedekkingen tussen bakken waarvan de oever wel en waarvan de oever niet bemest was.

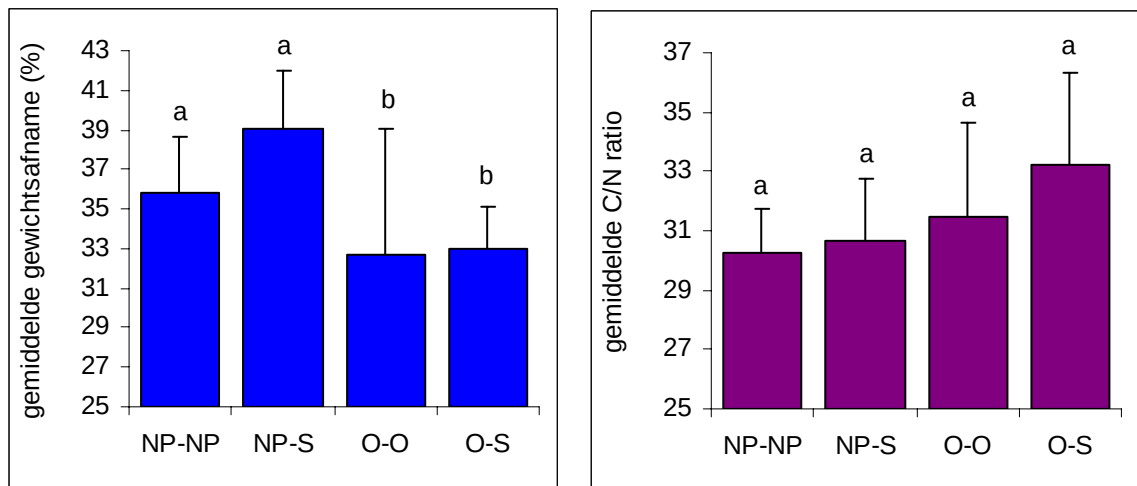


Figuur 5.6 Bedekkingspercentages in de bemestingsbehandelingen van de mesocosms. Links staan cumulatief de bedekkingspercentages van de planten op de oever, en rechts is weergegeven hoe groot de cumulatieve bedekking van het water door de verschillende soorten is.

Liesgras en Pitrus groeien (net als vorig jaar) relatief het best, en deze eutrofe soorten bedekten samen meer dan 50% van de oevers in de behandelingen waar deze bemest werd. Op de onbemeste oevers deden deze soorten het ook het best ten opzichte van de overige soorten, maar de totale bedekkingspercentages waren veel lager. In de behandeling waar zowel de oever als het water bemest wordt, zijn de bedekkingspercentages van het water het hoogst. Dit patroon is echter niet consistent in de andere behandeling waar het water bemest werd. Wel is te zien dat in bakken waar Krabbenscheer een hoge bedekking heeft, algen een lagere bedekking hebben.

In de bakken waar de oever bemest was, werd een significant grotere gewichtsafname van het liesgrasstrooisel gevonden in vergelijking met de bakken waar de oever niet bemest was ($p=0.038$, figuur 5.7). Toevoeging van sulfaat bleek (nog) geen effect te hebben of de afbraak ($p=0.385$). Er is ook geen sprake van een interactie-effect tussen sulfaat en bemesting ($p=0.494$). De kwaliteit (de verhouding koolstof en stikstof) van het strooisel is niet verschillend tussen de behandelingen (bemesting $p=0.165$, sulfaat $p=0.607$, interactie $p=0.431$).

Deze versnelde afbraak in de bemeste bakken zou ervoor kunnen zorgen dat ondanks dat er in deze bakken waarschijnlijk meer strooisel geproduceerd wordt, toch weinig strooisel ophoopt (figuur 5.7). Hierdoor kan veenvorming belemmerd kunnen worden door bemesting.

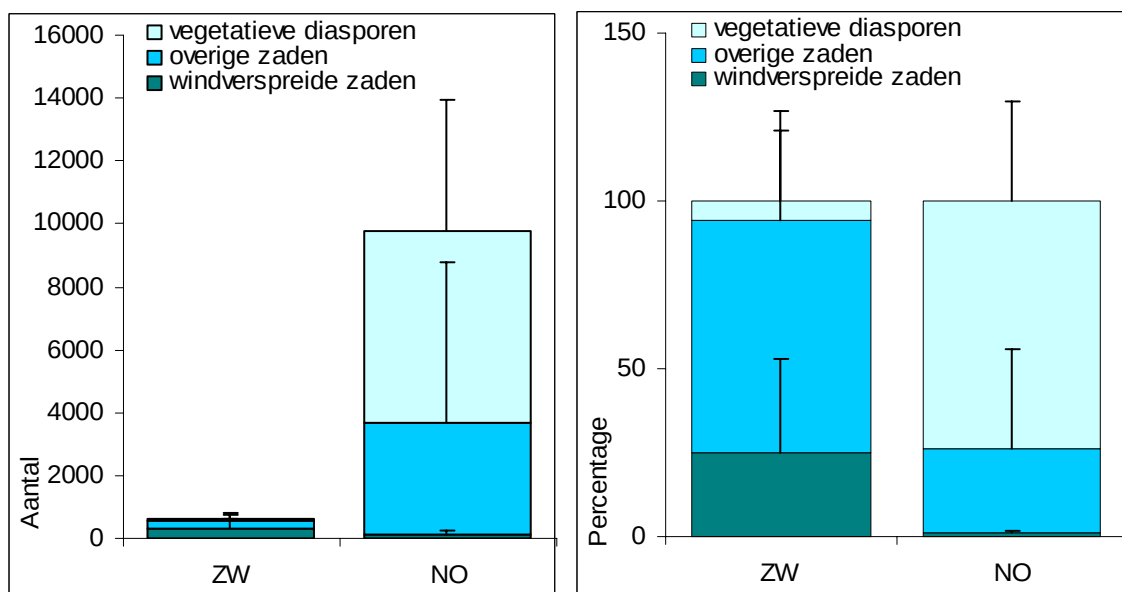


Figuur 5.7 Gemiddelde gewichtsafname (A) en kwaliteit (B) van het ingebrachte Liesgras strooisel na 3 maanden.

Dispersie

De effecten van wind

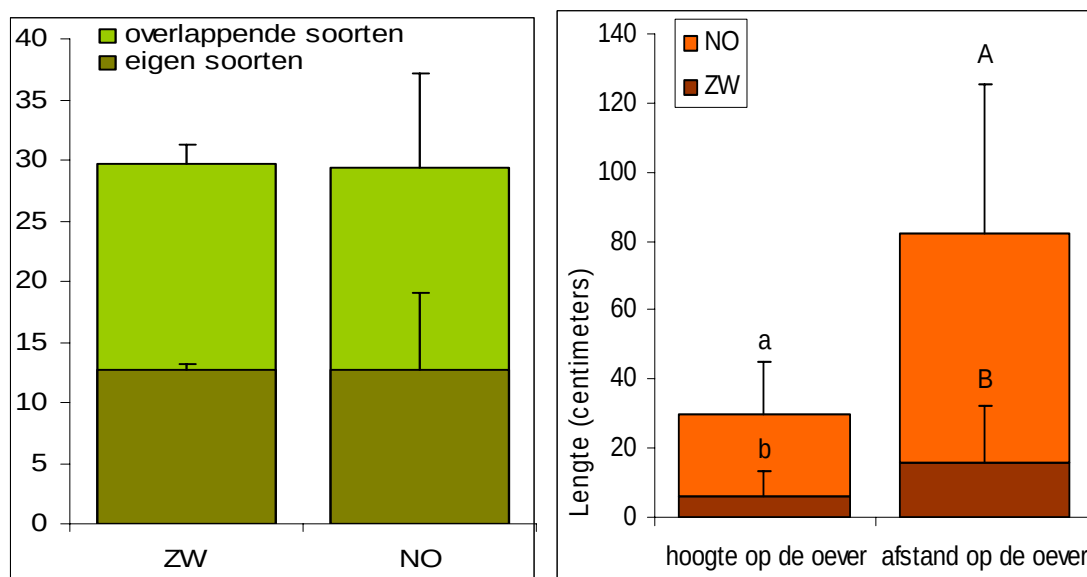
Aan de windzijde van de petgaten werden gemiddeld 16 keer meer diasporen gevonden in vergelijking tot de luwe zijde van hetzelfde petgat (figuur 5.8A). Dit verschil was echter door de grote variatie tussen de petgaten en het kleine aantal bemonsterde petgaten niet significant.



Figuur 5.8 Verschillen in aantal (A) en compositie (B) van de gevangen zaden aan de zuidwest (luwe) kant en noordoost (wind) kant van de petgaten (n=3)

Wanneer wordt gekeken naar het type zaden dat gevonden werd aan beide zijden van het petgat, bleken ook grote verschillen waarneembaar (figuur 5.8 B). Het totale aantal zaden met haren en vleugels (windverspreiders) is aan beide zijden van het petgat ongeveer even groot. Omdat het totale aantal zaden zoveel verschilt, is het relatieve aandeel van door de wind verspreide zaden veel groter aan de zuidwest dan aan de noordoostzijde van het petgat. Vegetatieve diasporen zijn relatief gezien het belangrijkste aan de noordoostkant van het petgat. Doordat er zoveel zaden naar de noordoostkant van het petgat werden geblazen, zou het te verwachten zijn dat hier een hoger soortenaantal gevonden zou kunnen worden. Dit is echter niet het geval (figuur 5.9A). Een verklaring kan mogelijk liggen in verschillen in soortenrijkdom van de vegetatie in de directe omgeving, of de geringe variatie in vegetatietypen langs de

oevers van het petgat. Wel is de variatie in soortenaantal aan de noordoostzijde groter dan aan de luwe zuidwestzijde.



Figuur 5.9 Verschillen in soorten (A) die gevonden werden aan de zuidwest en noordoost kant van de petgaten en de gemiddelde hoogte en afstand tot waarop een vloedmerk kan worden opgeblazen (B).

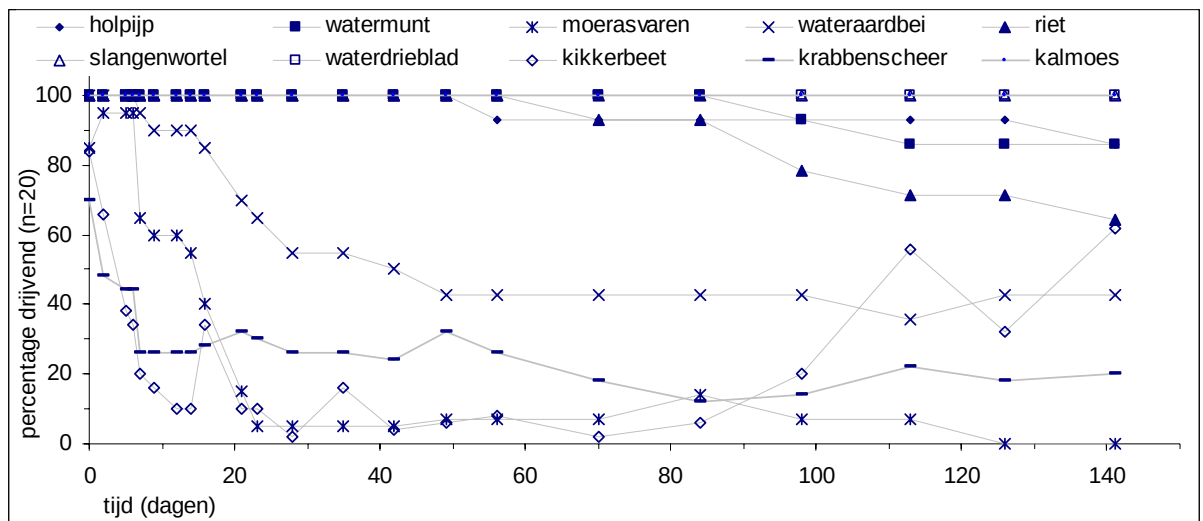
De vloedmerken verschilden niet alleen in samenstelling aan beide zijden van het petgat, maar ook de positie op de oever verschilden. Op de noordoostzijde werd het vloedmerk verder en hoger op de oever gevonden. Dit zou kunnen betekenen dat er op deze oevers ook een bredere gradiënt ontstaat, waardoor zaden die verschillen in kiemingsbehoeften hier meer kans zouden kunnen krijgen om op de juiste plek te komen.

Het drijfvermogen

Het drijfvermogen van een heel aantal vegetatieve diasporen is vrij groot. Soorten met een houtige stengel, zoals Moerasvaren en Waterdrieblad, zonken het eerst. Soorten met een sponsachtige vulling van het rhizoom, zoals Slangenwortel, Waterdrieblad en Kalmoes dreven het best. Opvallend is dat Kikkerbeet en Krabbenscheer vrij snel zinken, maar na verloop van tijd weer gaan drijven.

Na 6 weken waren werd een gedeelte van de diasporen geoogst en opgepot. De kiemkracht van deze planten was vergelijkbaar met de kiemkracht op het tijdstip van inzetten. Na 140 dagen waren een groot aantal vegetatieve diasporen van holpijp, watermunt en riet grotendeels afgestorven en zacht, waarschijnlijk zijn deze niet meer levensvatbaar. De vegetatieve diasporen van de overige soorten verkeerden nog wel in goede staat (vergelijkbaar aan het tijdstip van inzetten). Het experiment zal worden beëindigd wanneer het 6 maanden heeft gestaan. Dan zal opnieuw worden gekeken wat de kiemkracht is van de diasporen.

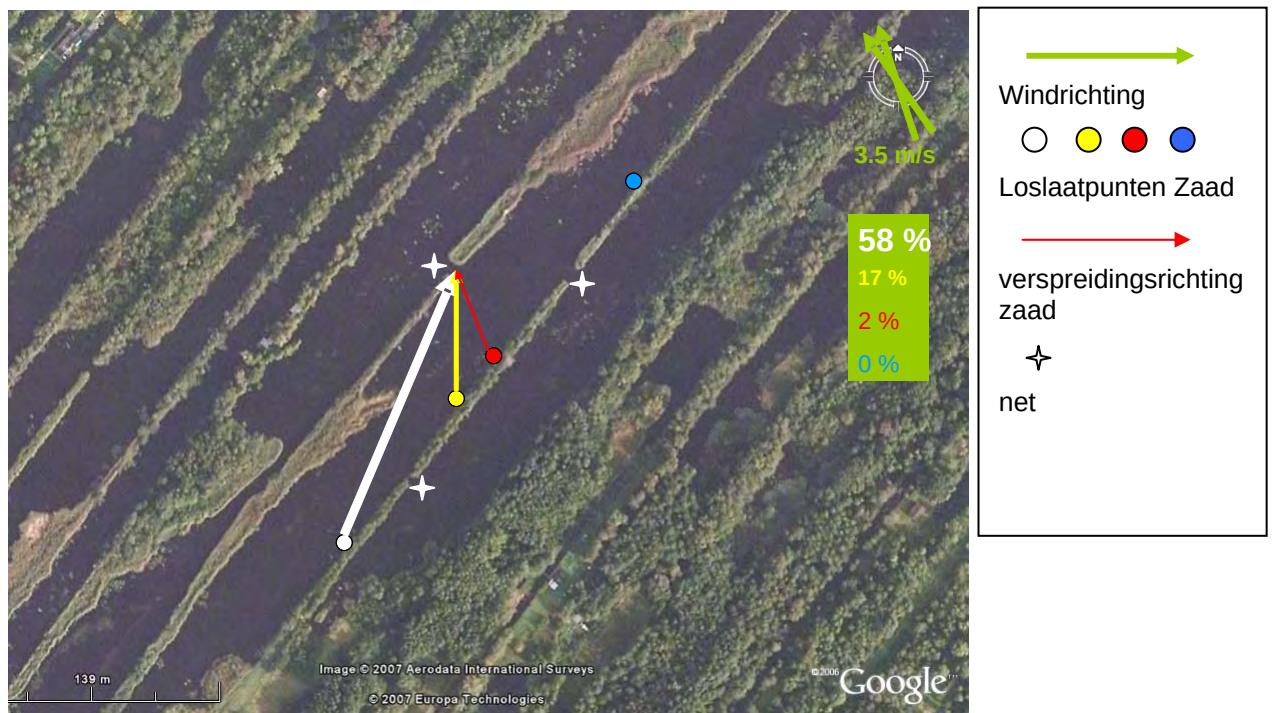
Vegetatieve diasporen drijven meestal langer of even lang in vergelijking tot het zaad van dezelfde soort. Alleen de zaden van Krabbenscheer vertoonden een zeer lange drijftijd, langer dan de gemiddelde drijftijd van een vegetatieve diaspore (figuur 5.10). Na een half jaar was geen van de 200 zaden van deze soort gezonken.



Figuur 5.10 Het verloop van het drijfpercentage van vegetatieve diasporen.

Isolatie

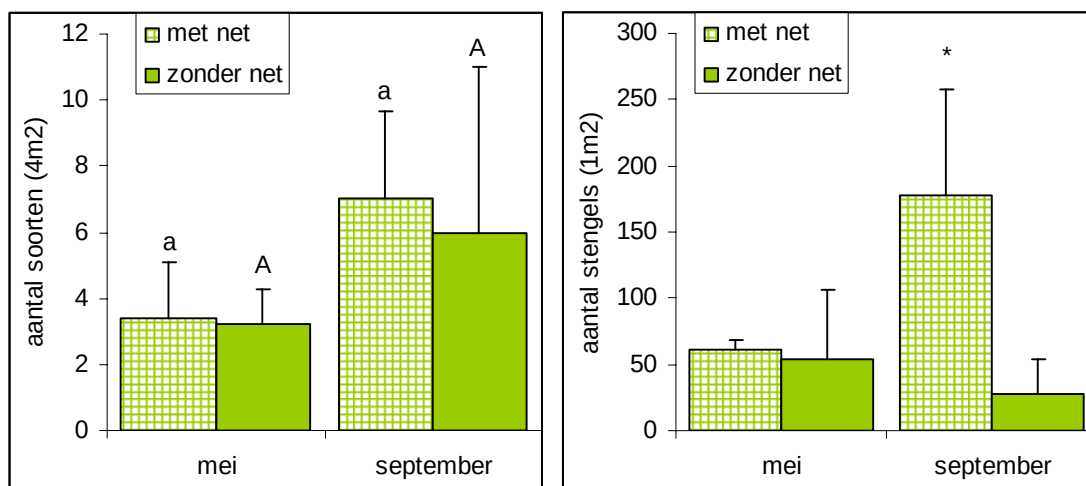
Na het loslaten werden de gemerkte plastic bolletjes al na korte tijd teruggevonden in de netten die de openingen tussen de petgaten afsloten. Na 1 nacht (15 uur) werden de meeste zaden teruggevangen. In figuur 5.11 is te zien dat de richting waarin de meeste zaden zich verspreid hadden overeenkomt met de heersende windrichting van dat moment. Dit maakt de exacte locatie van de opening en lokale windrichting heel belangrijk voor het effect dat isolatie op zaadverspreiding zal hebben. Zaden werden ook langs de oevers teruggevonden, zij het in veel lagere aantallen. Van alle kleuren werden na een maand exemplaren teruggevonden aan het einde van het petgat, op een afstand van 800 meter van het punt van loslaten.



Figuur 5.11 Verspreidingspercentages en richting van de verspreiding na een nacht.

Vooroevers

Het totaal aantal soorten in de proefvlakken achter de vooroevers is gedurende het groeiseizoen in beide behandelingen significant toegenomen (figuur 5.12A). Wel waren er in de behandelingen zonder net voornamelijk kiemplanten aanwezig, terwijl in de van vraat afgeschermd proefvlakken vooral volwassen planten aanwezig waren. De toename van soorten zou verklaard kunnen worden door verbeterde groei omstandigheden als gevolg van de vooroever. Echter, een andere mogelijke verklaring is een verbeterde lichtbeschikbaarheid op de oever, doordat tegelijkertijd met de aanleg van de vooroever (in april) ook de bomen van de legakkers verwijderd werden, en er zo meer ruimte voor kruidachtige planten en grassen ontstond. Het is niet mogelijk tussen beide verklaringen onderscheid te maken, aangezien een controlesituatie niet voorhanden was.



Figuur 5.12 De effecten van de vooroever op het aantal soorten (A) aantal rietstengels (B) per m² in de behandelingen met en zonder net op het tijdstip van inzetten en aan het eind van het groeiseizoen.

De ontwikkeling van riet werd sterk geremd door vraat. Bij het inzetten waren er nog geen significante verschillen tussen beide behandelingen ($p=0.392$). Terwijl dit september wel het geval was ($p=0.006$). Het aantal stengels in de exclusies nam enorm toe ($p=0.035$), terwijl het aantal stengels buiten de exclusies gelijk bleef. Alle stengels stonden nog op de oever.

5.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor het beheer

Hoewel een groot deel van de experimenten nog loopt, kunnen er toch al een aantal voorlopige conclusies getrokken worden.

Er blijken, net als in fase 1 geen duidelijke correlaties te zijn tussen soortenaantal dat gevonden werd in de Braun-Blanquet opnamen van de oevervegetatie en chemische samenstelling van het oeverschoot. De soortendichtheid van de oevers correleerde alleen met de leeftijd van het petgat. Oudere petgaten bleken gemiddeld minder soorten per 2 m² te hebben. Er was in deze petgaten vaak sprake van dominantie van Riet, Pluimzegge of Moerasvaren.

De hoogte en daaraan gekoppeld de steilheid van de oevers bleek belangrijk te zijn in de mate waarin planten in staat zijn het water in te groeien. Bij lage oevers groeien planten (m.n. Riet en Lisdodde) verder het water in dan bij hoge oevers.

Hoewel er in het veld geen correlaties tussen soortendichtheid (per 2 m²) van de oever en nutriëntenconcentraties in het oeverschoot gevonden werden, laat het mesocosm-experiment wel een aantal effecten van bemesting zien. Allereerst worden eutrofe soorten snel dominant bij bemesting van de oever. Daarnaast neemt de afbraaksnelheid toe door bemesting. Deze versnelde afbraak zou ervoor kunnen zorgen dat ondanks een hogere strooiselproductie in deze eutrofe bakken, toch weinig strooisel ophoopt (figuur 5.7). Via dit proces zou bemesting een

grote belemmering voor de veenvorming kunnen vormen. Sulfaatbemesting lijkt geen invloed te hebben op de afbraaksnelheid.

Verspreiding van zaden en vegetatieve diasporen in veengebieden is sterk afhankelijk van de overheersende windrichting. Vegetatieve diasporen hebben een groot aandeel in het totale aantal diasporen dat gevonden wordt aan de NO kant van het petgat. Daarnaast drijven ze meestal langer dan de zaden van dezelfde soort. Hiermee levert vegetatieve verspreiding een belangrijk aandeel in de (langeafstands)verspreiding in de door windgedreven hydrochorie. Hydrologische isolatie kan de verspreiding bemoeilijken, maar het daadwerkelijke effect zal afhangen van de precieze plaatsing van de opening en windrichting op het tijdstip dat planten hun zaden produceren.

5.5 Vervolgonderzoek

Randvoorwaarden voor verlanding

1 Met de dataset van de veldstudie van het afgelopen jaar zullen nog een aantal verdere analyses worden uitgevoerd.

2 Om meer zekerheid te krijgen over de relatie oeversteilheid (figuur 5.5) en mate van ingroei van planten het water in, zullen van een extra set petgaten waarnemingen worden gedaan aan deze eigenschappen. Omdat vaak wordt aangenomen dat Krabbenscheer een faciliterende werking heeft in het proces waarbij planten het water ingroeien, zal ook worden genoteerd wat de bedekking met Krabbenscheer op die plaats is. Hierdoor kan worden nagegaan of de bedekking van Krabbenscheer invloed heeft op de afstanden die planten vanaf de oever het water zijn ingegroeid.

Dispersie

1 Allereerst zullen op meerdere tijdstippen in het jaar de vloedmerken worden bemonsterd, om zo de seizoensvariatie in zaadverspreiding in kaart te brengen. Hierdoor kan een inschatting wanneer de meeste verspreiding plaatsvindt. Daardoor zal een aanbeveling gedaan kunnen worden over het tijdstip waarop afsluiten of openzetten van waterverbindingen, bijvoorbeeld uit oogpunt van de waterkwaliteit, noodzakelijk of uiterst ongewenst is voor de dispersie van zaden.

2 Om meer inzicht te krijgen in de directe effecten van wind op de zaadverspreiding van individuele zaden, zal een proef worden uitgevoerd waarbij de relatie tussen verspreidingsnelheid van het zaad en vegetatieve diaspore en de windsnelheid en richting zal worden onderzocht.

3 Tevens zal een onderzoek worden uitgevoerd om te onderzoeken of het verspreidingspatroon van zaden, zoals het in dit hoofdstuk beschreven wordt (weinig aan de luwe zijde (ZW), veel aan de windzijde (NO)), ook terug te vinden is in de zaadbank van de oevers, of dat andere factoren meer bepalend zijn voor de depositie van het zaad (diepte van oevervegetatie, steilheid van de oever, enz). Daarom zal de zaadbank van oevers van petgaten met een ZW-NO oriëntatie bemonsterd worden. Hierbij zal een transect worden uitgezet van ZW naar NO, om te zien of er een gradiënt in zaad depositie aanwezig is. Van deze monsterpunten zal ook de ruwheid van de oever worden gekarakteriseerd zodat duidelijk zal worden welke factor (wind of oevertype) meer bepalend is voor zaaddepositie.

4 Het bemonsteren van de vloedmerken leverde een aantal vegetatieve diasporen op die niet meegenomen zijn in de drijfproef. Deze herfst zal van soorten het drijfvermogen worden bepaald op gelijke wijze als dit jaar is gebeurd. Ook nu zal de drijfduur van de zaden van deze soorten bepaald worden om zo een grote set te hebben waarbinnen de drijfduur van de zaden en van de vegetatieve diasporen met elkaar vergeleken kan worden.

Vooroevers

1 Om de ontwikkeling van helofyten vegetaties te kunnen karakteriseren zal het vooroeverexperiment zal aan het begin en aan het eind van het groeiseizoen bemonsterd worden. Tevens zal op een oever zonder vooroever een controle behandeling worden ingezet.

Mesocosm

- 1 Het mesocosm zal aan het eind van de zomer op dezelfde wijze als afgelopen jaren bemonsterd worden.
- 2 De proef met de strooiselafbraak zal het komend jaar vervolgd worden en dit jaar de strooiselproductie in de bakken gekwantificeerd worden. Hiermee zullen conclusies getrokken kunnen worden wat het netto effect van bemesting op de veenvorming is.

Het onderzoek in het tweede jaar zal zich dus voornamelijk richten op het inschatten van het belang van verspreiding in de verlanding, zodat duidelijk zal worden in welke mate er specifieke maatregelen genomen moeten worden om de dispersie te stimuleren. Tevens zal het belang van oevermorfologie voor de vegetatieontwikkeling nader worden onderzocht waardoor gerichte adviezen met betrekking tot de constructie van nieuwe petgaten mogelijk zullen worden.

6. Het planktonisch voedselweb

6.1 Inleiding

Unionide mosselen, zoals *Anodonta* en *Unio* soorten (Figuur 6.1), zijn belangrijke bivalven in laagveenwateren omdat ze filamenteuze blauwalgensoorten uit het water kunnen filtreren (fase 1) en omdat ze als broedkamer dienen voor larven van de bittervoorn, een in Nederland bedreigde vissoort. Verder is bekend dat ze ook als voedsel kunnen dienen voor o.a. otters (Tyrrell and Hornbach 1998).



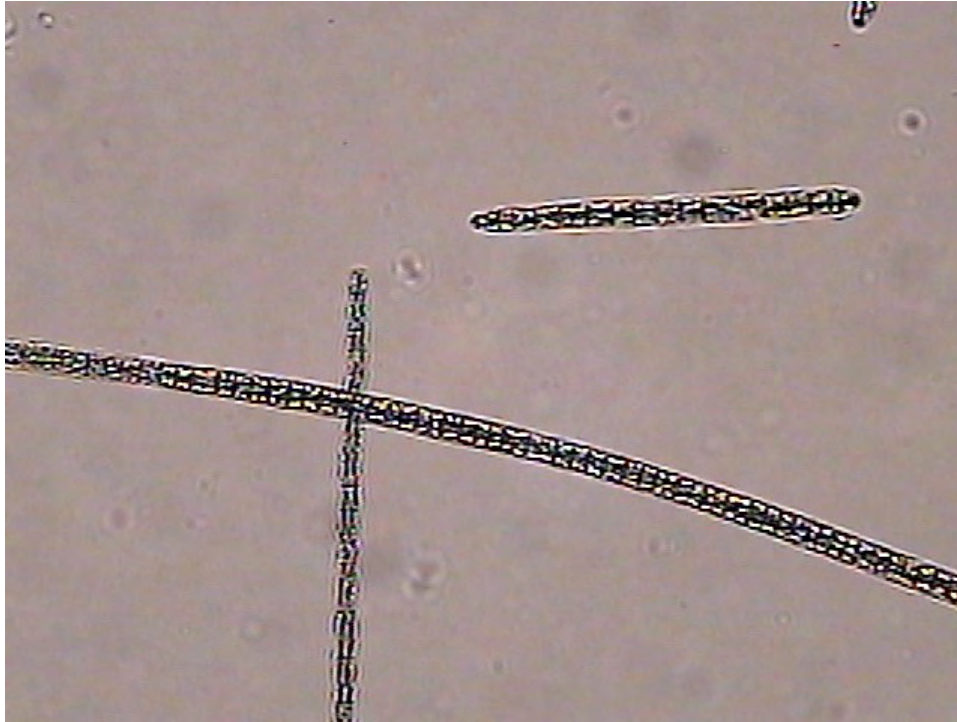
Figuur 6.1 De schildersmossel *Unio pictorum*.

Unionide mosselen, ook wel najaden genoemd, zijn in het verleden sterk in aantal achteruit gegaan vanwege de nadelige effecten van *vermesting*. Deze effecten zijn op te splitsen in directe en indirecte effecten. Bij directe effecten moet gedacht worden aan een verhoging van nutriënten (bijvoorbeeld NO_3^- en PO_4^{3-}) in de waterkolom die ervoor kunnen zorgen dat mosselen hun activiteit met wel 80% verlagen (Weber 2005). Bij indirecte effecten moet gedacht worden aan het veranderen van de visgemeenschap. Unionide mosselen zijn namelijk voor hun voortplanting afhankelijk van bepaalde vissoorten (o.a. baars). Indien de visgemeenschap verandert door vermesting (bijvoorbeeld naar een dominantie van brasem toe) dan zal dit leiden tot een vermindering in geschikte gastheren voor de larven van de mosselen (glochidia genoemd) en dus tot een verminderd voortplantingssucces (Weber 2005). Vermesting leidt verder tot degradatie van veen, waardoor het veen zijn structuur verliest en modder het uiteindelijke resultaat is. Dit type sediment is waarschijnlijk niet geschikt om een gezonde unionide mosselpopulatie te handhaven. Verder hebben watermassa's die leiden onder vermesting vaak te maken met bloeien van filamenteuze blauwalgen, zoals *Planktothrix* (Figuur 6.2). Aan het eind van de zomer treedt vaak massasterfte op van deze blauwalgen. Het resultaat is een regen van dode cellen bovenop de mosselen die hierdoor ondergesneeuwd raken. Eenmaal ondergesneeuwd krijgen de mosselen te weinig zuurstof en sterven. Dit verschijnsel heeft zich in het verleden afgespeeld met driehoeksmosselen in de Randmeren (Dionisio Pires et al. 2004). Het onderzoek aan unionide mosselen in fase 2 richt zich op deze twee aspecten, degradatie van veen en het ondersneeuwen van mosselen. In fase 2 zullen daarom de volgende vragen worden onderzocht:

- Wat is de rol van de mate van degradatie van laagveen (als gevolg van vermesting) op de conditie, groei en overleving van unionide mosselen als *Anodonta* en *Unio* sp?
- Leidt troebelheid van het water, als gevolg van veel afstervende blauwalgen, tot het uitsterven van mosselpopulaties?

De hypothesen die bij deze twee vragen horen zijn:

- De conditie, groei en overleving van unionide mosselen zal afnemen met toenemende mate van degradatie van veen.
- De conditie, groei en overleving van unionide mosselen afnemen met toenemende sedimentatie van suspensiedeeltjes (voornamelijk afkomstig van blauwalgen).



Figuur 6.2 De filamentvormende blauwalg *Planktothrix agardhii*.

6.2 Onderzoeksmethoden

In tegenstelling tot fase 1, zal in fase 2 behalve met de vijvermossel *Anodonta anatina* ook met de schildersmossel *Unio pictorum* gewerkt worden. Beide soorten unioniden komen frequent voor in laagveenwateren en het ligt daarom voor de hand om aan beide soorten onderzoek te doen in plaats van alleen aan *Anodonta*. Omdat voor de schildersmossel nog niks bekend is over het filtratievermogen op blauwalgen is in eerste instantie een filtratie-experiment uitgevoerd om dit uit te zoeken.

Het onderzoek in fase 2 binnen het planktonisch voedselweb is pas in november 2006 gestart. De experimenten bevinden zich in het stadium van voorbereiding (met uitzondering van het filtratie-experiment die inmiddels is afgerond). Voor de experimenten over de effecten van gedegraderd veen en sedimentatie van dode deeltjes op de mosselen zal daarom in deze rapportage worden volstaan met het uitleggen van de proefopzet (zie 6.5 Vervolgonderzoek).

Filtratie Unio pictorum

In een filtratie-experiment is in zesvoud 1 schildersmossel in 2 liter gefiltreerd Maarsseveenwater ingezet. Aan het water was de giftige blauwalg *Planktothrix agardhii* (stam CYA126/3) toegevoegd bij een concentratie van 12.34 mg koolstof L⁻¹. Deze waarde ligt boven de “incipient limiting concentration” voor unioniden (Bontes et al., publikatie in druk). Dit betekent dat aan de mosselen voldoende voedsel is toegevoegd zodat ze normaal filtratiegedrag vertonen. Onder deze waarde lijden de mosselen honger en pompen ze zo hard mogelijk om te zorgen dat ze voldoende voedsel binnen krijgen, ongeacht of het voedsel slecht voor ze is of niet. Bij waarden boven de incipient limiting concentration kunnen mosselen het zich wel permitteren om voedseldeeltjes te weigeren. De gemiddelde lengte van de mosselen was 8.5 cm (tussen 8.0 en 8.9 cm). De gemiddelde breedte was 4.3 (tussen 4.0 en 4.8 cm). Uit

elke emmer zijn 2.5 ml monsters genomen op de volgende tijdstippen: start ($t=0$), na 1 en na 2 uur. Na de monsternamen van 2 uur zijn de mosselen uit het water verwijderd en is het water goed gemengd om de pseudofaeces (zie eindrapport fase 1 voor definitie), die op de bodem lagen, te resuspenderen in het water. Vervolgens is er weer een monster van 2.5 ml genomen. De monsters van 1 en 2 uur geven de bruto filtratie weer (datgene dat uit de waterkolom verdwijnt). Het monster met pseudofaeces geeft de netto filtratie (wat er uit de waterkolom is gefiltreerd min datgene dat door de mosselen weer is uitgescheiden[geweigerd]). Deze laatste meting geeft de daadwerkelijke graasdruk van de mosselen op de algen weer omdat algen, die zich in de pseudofaeces bevinden, weer terug kunnen keren in het water. Er zijn tevens twee controles (aquaria zonder mosselen) meegenomen om te corrigeren voor veranderingen in algenconcentratie die een andere oorzaak hebben dan mosselpredatie. De filtratie –of graasdruk ('clearance rate': CR) wordt als volgt gemeten:

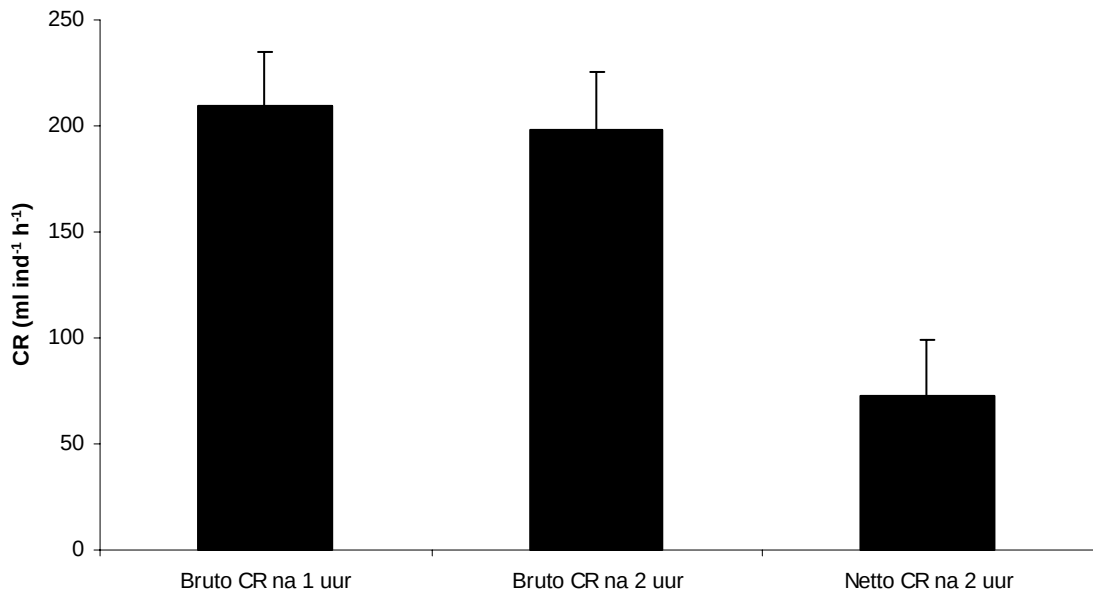
$$CR = \frac{V}{nt} \left(\ln \frac{C_o}{C_t} - \ln \frac{C'_o}{C'_t} \right).$$

Hierin is V het volume water (2 liter), n het aantal mosselen in een aquarium (1), t het tijdstip waarop de monsters werden genomen (1 of 2 uur), C_o de algenconcentratie in de mosselaquaria aan het begin van het experiment, C_t de algenconcentratie aan het eind (1 of 2 uur), C'_o de algenconcentratie in de controles aan het begin van het experiment en C'_t aan het eind.

6.3 Resultaten en discussie

Filtratie Unio pictorum

De schildersmosselen blijken zeer goed in staat te zijn om de giftige (bevat microcystine-LR) *P. agardhii* uit het water te filtreren (Figuur 6.3). Niet alleen blijkt dat uit de bruto CR na 1 en na 2 uur (eerste twee kolommen in figuur 6.3), maar vooral uit de netto CR (derde kolom in figuur 6.3). Deze laatste kolom laat de balans zien tussen wat de mosselen uit de waterkolom halen en datgene dat niet door ze is opgenomen. Indien alle *P. agardhii*-cellen die door de mosselen uit het water waren gefiltreerd ook weer als pseudofaeces waren uitgescheiden dan zou de netto CR nul zijn. Een positieve netto CR geeft daarom aan dat (een deel van) *P. agardhii* uit het water werd gefiltreerd en werd opgenomen. Vergeleken met data voor *Anodonta* (Dionisio Pires et al., publikatie in druk) is dit zelfs hoger en lijkt *U. pictorum* dus zelfs beter in staat dan *A. anatina* om blauwalgenbloeien te controleren. Tevens is hiermee gerechtvaardigd om verdere proeven binnen OBN Laagveenwateren fase 2 ook met *U. pictorum* uit te voeren.



Figuur 6.3 Filtratie van *U. pictorum* op *P. agardhii*, uitgedrukt als clearance rate (CR). Er is gemeten na 1 en 2 uur. Bruto CR is wat de mosselen uit de waterkolom hebben gefiltreerd. Netto CR is de filtratie uit de waterkolom, gecorrigeerd voor wat de mosselen als pseudofaeces weer in het water hebben uitgescheiden.

6.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor het beheer

Naast de vijvermossel *A. anatina* blijkt ook de schildersmossel *U. pictorum* in staat om blauwalgen uit het water te kunnen filtreren. De schildersmossel lijkt hierin zelfs efficiënter dan de vijvermossel te zijn. Voor de schildersmossel gelden dezelfde natuurwaarden als voor vijvermosselen, namelijk dat ze in staat zijn blauwalgen te filtreren, als broedkamer fungeren voor larven van de bittervoorn en als voedsel kunnen dienen voor in de toekomst eventueel terugkerende otters. Onderzoek naar het verbeteren van habitats voor najaden moet zich daarom niet beperken tot vijvermosselen maar uitbreiden met schildersmosselen.

Het omschreven onderzoek moet leiden tot voldoende kennis over effecten van fysische systeemkenmerken (water en waterbodem) die het voorkomen en verspreiden van deze mosselen bepalen. De praktische inzetbaarheid van inheemse mosselsoorten in het verbeteren van helderheid en samenstelling van de algengemeenschap (minder blauwalgen, grotere diversiteit van de algengemeenschap) is afhankelijk van deze kennis. De maatregel moet opgenomen kunnen worden in de 'laagveensleutel' waarin op basis van gebiedskenmerken een door de beheerder beoogd effect kan worden gekoppeld aan de meest kansrijke maatregel(en).

6.5 Vervolgonderzoek

Het vervolgonderzoek zal bestaan uit de hierboven al genoemde labexperimenten (testen van sediment en testen van neerslag dood algenmateriaal op conditie, groei en overleving van mosselen) en uit veldwerk. Door veldwerk toe te voegen in dit project kunnen hopelijk de resultaten uit de labexperimenten geëxtrapoleerd worden naar het veld. Het veldwerk zal bestaan uit twee componenten: een monitoringsstudie en een transplantatie-experiment. Het veldwerk zal geschieden in Westbroek om praktische en logistische redenen.

Labexperimenten

- *Experiment 1: Effecten van mate van degradatie laagveen op conditie, groei, en overleving unionide mosselen.* Verschillende sedimenttypen zijn uit het veld gehaald. Deze

sedimenttypen verschillen van elkaar in groottefracties, bulk density (dichtheid) en organisch/anorganisch droogstof gehalte. Nutriënten (stikstof, fosfaat, sulfaat) zullen ook gemeten worden. Duur: minimaal 6 maanden.

- *Experiment 2: Effecten van troebelheid (als gevolg van (afstervende) blauwalgen) van het water op de conditie, overleving, groei van unionide mosselen.* In dit experiment is het sedimenttype gelijk in alle behandelingen. De behandelingen verschillen van elkaar in de mate van sedimentatie die de mosselen over zich heen krijgen. Duur: minimaal 3 maanden.

Veldwerk

- Monitoring van mosseldichtheden, veencompositie, neerslag zwevende deeltjes, fytoplankton, zicht en nutriënten. Verschillende locaties in Westbroek, die van elkaar verschillen in mate van veendegradatie, zullen bemonsterd en gevolgd worden gedurende geheel fase 2. Voor metingen aan de hoeveelheid neerslag van zwevende deeltjes op de mosselen zijn inmiddels speciale sedimentvallen ontworpen die in het sediment, op dezelfde hoogte als waar de mosselen zich bevinden kunnen worden geplaatst.
- Transplantatie-experiment. Mosselen uit verschillende locaties, die van elkaar verschillen in mate van veendegradatie, zullen in kooien naar andere locaties worden overgebracht. Groei, en overleving zullen worden gevolgd.

7. Herstel faunagemeenschappen

7.1 Inleiding

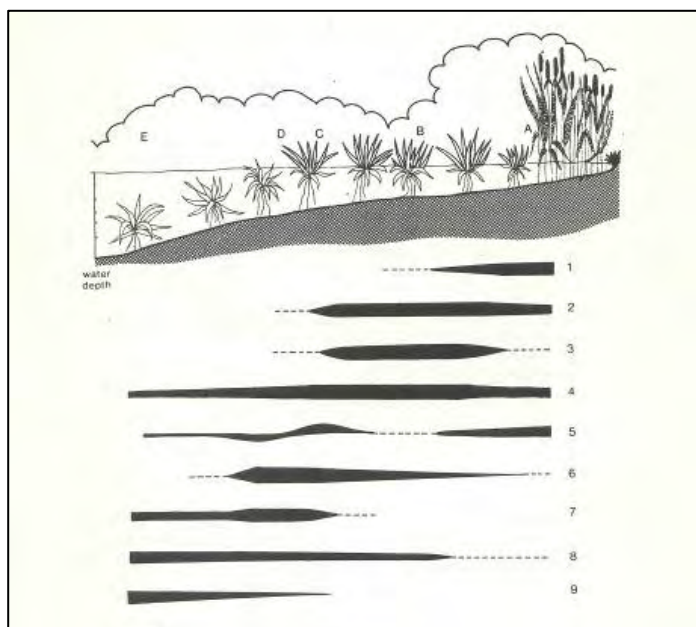
Intacte situatie

Intacte laagveenwateren zijn zeer soortenrijke systemen met een grote variatie aan (semi-) aquatische, biotopen met zijn eigen karakteristieke macrofauna soorten (Van der Hammen 1992).

De oorzaken van deze hoge soortenrijkdom zijn het grotendeels ontbreken van extreme abiotische factoren die in andere systemen wel een beperking vormen. Zo zijn er geen beperkingen wat betreft lage trofie (zoals in vennen), hoge zuurgraad (hoogvenen), hoge stroomsnelheden (rivieren) of extreme warme of koude omstandigheden in laagveenwateren.

Dit betekent dat de biotische interacties tussen soorten sturend zijn in een laagveensysteem (concurrentie, predatie, parasitisme, mutualisme, commensalisme). Bij specialisten van laagveenwateren zien we daarom aanpassingen voor dergelijke biotische interacties zoals zijn de relatie tussen de Groene glazenmaker (*Aeshna virides*) en Krabbescheer (*Stratiotes aloides*) en de relatie tussen de Bittervoorn (*Rhodeus sericeus amarus*) en Schildersmossel (*Unio pictorum*) (Box 1, hoofdstuk 9 Lamers et al. 2006).

In een omgeving waarin biotische interacties sturend zijn, is ook heterogeniteit (variatie aan biotopen in het landschap) van belang. De vegetatiesamenstelling en -structuur is zeer divers in laagvenen en verschaft een foerageerbiotoop en toevluchtsoorden, zodat soorten elkaar en predatoren zoals vissen kunnen ontwijken. Door deze niche-differentiatie worden de biotische interacties afgezwakt (zie figuur 7.1) Het gaat hierbij vooral om de vegetatiezonering van oever naar open water, de zogenaamde verlandingsgradiënt. Door deze hoge diversiteit aan levensgemeenschappen hebben zich complexe voedselwebben bestaande uit veel verschillende soorten op zowel laag uit de voedselketen (fytoplankton, zooplankton, macrofauna) als hoger uit de voedselketen, waaronder bijvoorbeeld kenmerkende moerasvogels (Grote karekiet, *Acrocephalus arundinaceus*; Zwarte stern, *Chlidonias niger* en Roerdomp, *Botaurus stellaris*) en zoogdieren zoals de Otter (*Lutra lutra*).



Figuur 7.1 Ruimtelijke onderverdeling van Krabbescheer vegetaties door macrofauna soorten met verschillende niches. (Uit: Higler, 1977).

Systeemveranderingen

De aantastende effecten van vermessing, verdroging, verzuring en verstarring (VER-factoren) leiden tot een verandering in een aantal factoren, zoals zuurstofhuishouding, doorzicht, detritus

samenstelling/-beschikbaarheid, vegetatie structuur en- variatie. deze factoren worden als sleutelfactoren gezien voor de watermacrofauna en dergelijke veranderingen zullen grote gevolgen hebben voor de macrofauna. Zo wordt bijvoorbeeld door veranderd peilbeheer verlanding geremd waardoor vegetatiestructuren en de daarvan afhankelijke soorten ontbreken. Bovendien zouden soorten in de knel kunnen komen door het veranderde peilbeheer wanneer hun levenscyclus een strakke timing heeft op de oorspronkelijke peildynamiek (b.v. migraties bij hoge waterstanden in voorjaar, larvale ontwikkeling in vochtige oevers in de zomer). Door de toegenomen beschikbaarheid aan voedingsstoffen treden veranderingen op in de groeistrategie van planten, waardoor de vegetatiestructuur verandert (omslag van verticale naar horizontale groeistrategie; Bloemendaal & Roelofs, 1988). Daarnaast verandert ook de kwaliteit en hoeveelheid van detritus dat van invloed is op het voorkomen van detritivore watermacrofauna soorten.

Het gevolg van deze keten van veranderingen is dat beperkingen ontstaan door extreme abiotische omstandigheden (b.v. laag zuurstofgehalte). Aanpassingen aan abiotische stress worden daardoor belangrijker, terwijl aanpassingen voor soortinteracties van karakteristieke soorten minder of geen voordeel meer opleveren. Daarnaast kunnen soorten door het verdwijnen van een rijk gestructureerde verlandingsvegetatie niet langer een eigen, aparte niche kiezen. Hierdoor zal waarschijnlijk de soortenrijkdom afnemen en zullen interacties tussen soorten wegvallen. In feite ontstaan er verschillende nieuwe filters in het systeem waardoor een klein aantal soorten het laagveensysteem kan binnendringen en/of sterk kan gaan domineren, ten koste van een groot aantal soorten.

Onderzoek

Het herstelbeheer in laagveenwateren is gericht op het terugdringen van de VER-factoren. De hoofdvraag in dit onderzoek is in hoeverre hiermee de randvoorwaarden voor een rijke faunagemeenschap worden hersteld. Zo kan met herstelbeheer de waterkwaliteit worden verbeterd, waardoor de ondergedoken waterplanten toenemen in bedekking, maar worden hiermee ook de juiste structuur en structuurvariatie gecreëerd die nodig zijn voor het herstel van een soortenrijke faunagemeenschap?

Daarnaast kunnen andere factoren dan de waterkwaliteit en vegetatiestructuur belangrijke beperkingen zijn voor herstel. Omdat een laagveen een complex netwerk is van biologische relaties die allemaal in elkaar grijpen, zou herstel van de abiotiek als basis onvoldoende kunnen zijn voor een compleet systeemherstel. Is de oorspronkelijke dynamiek aanwezig, waarop karakteristieke soorten hun levenscyclus op hebben afgestemd? De bottleneck kan voor een aantal soorten ook zeer basaal liggen doordat bepaalde gastheren (Krabbescheer), prooi-soorten (grote insecten) of bondgenoten (Schildersmossel) afwezig zijn/blijven. Omdat een herstelmaatregel ook verstorend kan werken bestaat de kans dat een nieuw type filter ontstaat waar soorten doorheen moeten.

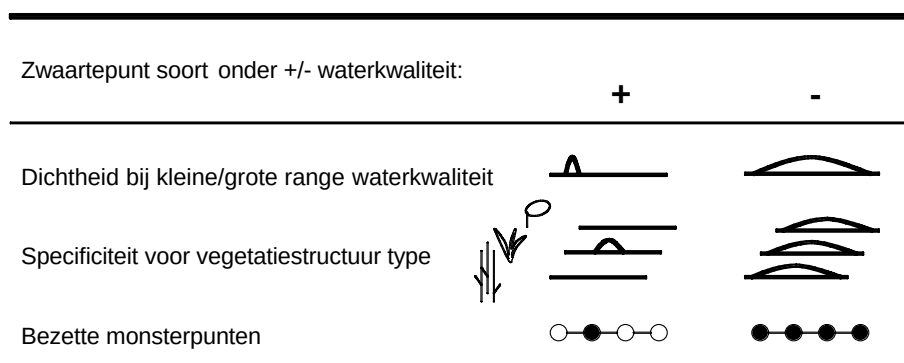
Herstel van de sleutelfactoren waterkwaliteit en vegetatiestructuur en verlandingszones wordt gezien als belangrijke voorwaarde voor faunaherstel. Het is echter onduidelijk in welke mate de individuele soorten afhankelijk zijn van beide factoren of in hoeverre de combinatie van beide factoren doorslaggevend is.

Omdat maatregelen gericht op herstel van waterkwaliteit niet dezelfde hoeven te zijn als maatregelen gericht op herstel van verlandingsvegetatie, is deze informatie belangrijk voor het inschatten bepalen van de effectiviteit van het herstelbeheer in een specifieke situatie.

Hiervoor is het nodig om te kunnen aangeven onder welke omstandigheden een aquatisch ongewervelde voorkomt. In deze tussenrapportage richten wij ons eerst op de beide factoren waterkwaliteit en vegetatie. Hierbij proberen we na te gaan voor welke soorten beide factoren afzonderlijk en gezamenlijk effect sorteren.

Gezien het functioneren van intacte laagveenwateren wordt verwacht dat soorten die gebonden zijn aan wateren met een hoge waterkwaliteit ook kieskeurig zijn met betrekking tot vegetatie structuren. De reden hiervoor is dat deze soorten veel aanpassingen bezitten aan biotische interacties en daarom een sterke niche-differentiatie vertonen. De soorten die hun zwaartepunt hebben bij een lage waterkwaliteit zullen het tegenovergestelde laten zien. Ze zijn opportunistischer en komen voor bij een bredere range van waterkwaliteit en vegetatiestructuur. Verwacht wordt dat dit verschil in selectiviteit zich ook zal uiten in het aandeel bezette

monsterpunten: de meest kritische soorten (mbt waterkwaliteit en vegetatiestructuur) komen meer gefragmenteerd voor. Deze verwachtingen staan schematisch weergegeven in figuur 7.2.



Figuur 7.2 Hypothese schematisch weergegeven. Verwachte trends over voorkomen van watermacrofauna wanneer men soorten vergelijkt met een zwaartepunt in wateren met goede (+) en matige (-) waterkwaliteit.

De aanpak is tweeledig. Enerzijds is een vergelijkende veldstudie uitgevoerd waarbij een gradiënt in vegetatie structuur en waterkwaliteit is bemonsterd. Anderzijds is aangesloten bij het reeds ingezette mesocosm-experiment waar de vegetatie zich onder de diverse behandelingen verschillend heeft ontwikkeld (zie hoofdstuk 4, Lamers et al. 2006).

In deze tussenrapportage komen de volgende onderzoeksvragen aan bod.

Vergelijkende veldstudie:

1. Wat zijn de verschillen in waterkwaliteit en watermacrofauna gemeenschap tussen bemonsterde veldlocaties?
2. Correspondeert de indeling met soorten naar waterkwaliteit met de verwachtingen?
 - a. bezette range aan waterkwaliteit
 - b. selectiviteit vegetatiestructuur
 - c. aandeel bezette monsterpunten

Mesocosm-experiment:

3. Wat is het effect van verschillen in waterkwaliteit en vegetatiestructuur op faunagroepen?

Beide:

4. Welke conclusies/aanbevelingen kunnen hieruit worden getrokken voor het beheer?

7.2 Onderzoeksmethoden

Fauna monitoring

Voor de vergelijkende veldstudie zijn in totaal 8 laagveenplassen in Nederland bemonsterd; Deelen (Fr), Weerribben, Wieden Schinkellanden, Wieden Eiland, (Ov), Hol, Westbroekse Zodden, Molenpolder (Ut) en Ilperveld (NH) (Bijlage 7.1) in September en Oktober 2006. Per gebied zijn waar mogelijk 3 wateren bemonsterd. Bij de keuze voor de gebieden is rekening gehouden met i) de ligging van locaties waar al eerder onderzoek in fase 1 is uitgevoerd, ii) verschillen in waterkwaliteit tussen locaties en verschillen in vegetatiestructuur binnen locaties en iii) de spreiding van de locaties over verschillende geografische regio's in Nederland.

Een standaard watermacrofauna net (30x20 cm met een maaswijdte van 0,5mm) werd per monsterpunt op 5 sublocaties 1 meter schokkenderwijs door de vegetatie bewogen. Bij elke locatie zijn sublocaties met verschillende vegetatiestructuren apart bemonsterd (Figuur 7.3). Indien er weinig verschil was in de aanwezige vegetatiestructuren zijn de submonsters zo representatief mogelijk verdeeld over de aanwezige structuren. De monsters zijn uitgespoeld en gesorteerd op taxonomisch niveau. Libellen (Anisoptera), Juffers (Zygoptera), Chironomidae (Dansmuggen), Trichoptera (Kokerjuffers), Tricladia (Platwormen), Acaridae (Mijten), Hemiptera

(Wantsen), Gastropoda (Slakken), Crustacea (kreeftachtigen) en Arachnida (Spinnen) zijn gedetermineerd tot op het laagst mogelijke taxonomische niveau (meestal soortsniveau). Op iedere bemonsterde sublocatie is een vegetatieopname gemaakt volgens de Braun-Blanquet-schaal en voor iedere locatie (water) met behulp van de Tansley-schaal. Per locatie werd bodem en oppervlaktewater geanalyseerd volgens standaardmethoden (Lamers et al. 2006). Daarnaast is per locatie temperatuur, EGV, doorzicht (secchi-schijf), diepte, slibdikte, oeverhelling, schaduwpercentage bepaald.



Figuur 7.3 Voorbeeld van de keuze van de 5 sublocaties met verschillende vegetatiestructuur voor de watermacrofauna monsternamen.

Data analyse

Voor het indelen van de verschillende monsterpunten in verschillende waterkwaliteitsklassen is op basis van een factoranalyse (SPSS, Principale Componenten Analyse (PCA) met Promax Kaiser normalisatie) en in overleg met J. Geurts (Hydrologie) een selectie gemaakt van de abiotische variabelen die belangrijke verschillen in waterkwaliteit indiceren (tabel 7.1). Deze zijn aangevuld met variabelen die belangrijk zijn voor watermacrofauna.

Monsterpunten zijn ingedeeld in 8 verschillende watertypen op basis van een clusteranalyse van log-getransformeerde waterkwaliteitsvariabelen is uitgevoerd met BioDiversityProfessional Bèta 1 (McAleece 1997), waarbij gebruik gemaakt werd van de Bray-curtis similariteits index en het complete linkage algoritme (Jongman et al. 1995). Ter illustratie van de verschillen in waterkwaliteit zijn de verschillende monsterpunten in een PCA (Canoco) uitgezet tegen waterkwaliteitsvariabelen, waarbij de watertypen zijn aangegeven.

De individuele soorten zijn ingedeeld naar of de dichtheid van de soort het zwaartepunt heeft in monsterpunten met A) goede waterkwaliteit, B) middelmatige waterkwaliteit of C) matige waterkwaliteit. Soorten die niet tot op soort zijn gedetermineerd, die maar in 1 monsterpunt zijn waargenomen of maximaal door 4 individuen werden vertegenwoordigd zijn niet meegenomen in analyse. Op deze wijze is 30% van de verzamelde soorten ingedeeld in een van de drie groepen. Vervolgens is getest of er verschillen waren tussen de soortgroepen in specificiteit voor een vegetatiestructuur en het aantal bezette monsterpunten met behulp van een student's t-test.

Tabel 7.1 Geselecteerde variabelen voor het indelen van de monsterpunten naar waterkwaliteit.

Variabele	Type water	Afkorting
Magnesium	OW	mgOW
Extinctie	OW	e450OW
Ammonium	BW	nh4BW
Alkaliniteit	OW+BW	alkOW/BW
Mangaan	OW	mnOW
pH	OW	phOW
totaal Zwavel	BW	tsBW
totaal fosfor	OW	tpOW
Aluminium	BW	alBW
<i>Aanvulling</i>		
Ortho-fosfaat	BW+OW	opo4OW/BW
Ammonium-Nitraat ratio	OW	nh4no3OW
Turbiditeit	OW	turOW
Ijzer	BW	feBW

Om de kwantitatieve verschillen in vegetatiestructuur te bepalen zijn de plantensoorten geïnclassificeerd in 8 structuurtypes: oevervegetatie, grove en fijne opgaande vegetatie, Krabbescheer, drijfbladeren, submerse vegetatie (kranswier, blaasjeskruid, ed.), submerse overig en flab. Braun-Blanquet scores zijn omgezet naar bedekkingspercentages (Franken et al. 2006). Per soort is de maat voor specificiteit van een bepaalde soort voor een vegetatiestructuur berekend met de volgende formule:

$$\sum_{i \rightarrow y} \left\{ \sum_{1 \rightarrow x} \left\{ \# \text{ ind. van een soort in locatie } x / \text{relatieve bedekking van vegetatiestructuur } y \right\}^2 \right\}$$

De monsterpunten zijn geïnclassificeerd in 4 klassen van mate van verlanding (tabel 7.2) met als doel te vergelijken in hoeverre het voorkomen van soorten samenhangt met een toenemende mate van habitat heterogeniteit.

Tabel 7.2 Kenmerken van de verschillende klassen van verlanding.

Mate van Verlanding	Gekenmerkt door
1	Geen - enkele submerse vegetatie, stijl oever
2	arme submerse + emergente vegetatie, stijl vegetatiearme oever
3	matig diverse submerse + emergente vegetatie, geleidelijke oever
4	diverse submerse + emergente vegetatie, geleidelijke heterogene oever

Mesocosm-experiment

Om meer inzicht te krijgen in de sturende variabelen van de gevonden verschillen in de vergelijkende veldstudie is er in het najaar van 2006 ook éénmalig de watermacrofauna bemonsterd in de gecontroleerde minilaagvenen.

Deze laagvenen zijn in 2005 ingericht met een vast aantal planten en 8 verschillende bemestingsregimes van water en oever (hoofdstuk 4 van dit rapport). Met deze faunasteekproef wordt gekeken hoe de faunasamenstelling is ontwikkeld onder de verschillende behandelingen: het al dan niet bemesten van de oever met stikstof en fosfaat en het al dan niet opladen van de waterlaag met N en/of P, of sulfaat.

De verwachting is sulfaatverrijking door middel van veen afbraak detritus etende groepen zal stimuleren, terwijl bemesting via toenemende vegetatie het voorkomen van structuurminnende soorten zal herbergen.

De steekproef van de watermacrofauna gemeenschap die zich gedurende 1 ½ jaar heeft ontwikkeld is gestandaardiseerd naar bemonsteringsinspanning. Met een keukenzeef (maaswijdte 1mm; Ø 20cm) is gedurende 15 minuten watermacrofauna verzameld. Hierna werden gedurende 15 minuten het verzamelde materiaal in een witte fotobak uitgezocht. De

verzamelde individuen zijn gescheiden tot op taxonomische groep. Voor een uitgebreide omschrijving van de opzet van het mesocosm-experiment betreffende waterkwaliteit en vegetatie wordt verwezen naar hoofdstuk 4 van dit rapport en het eindrapport van de 1^e fase (Lamers *et al.*, 2006).

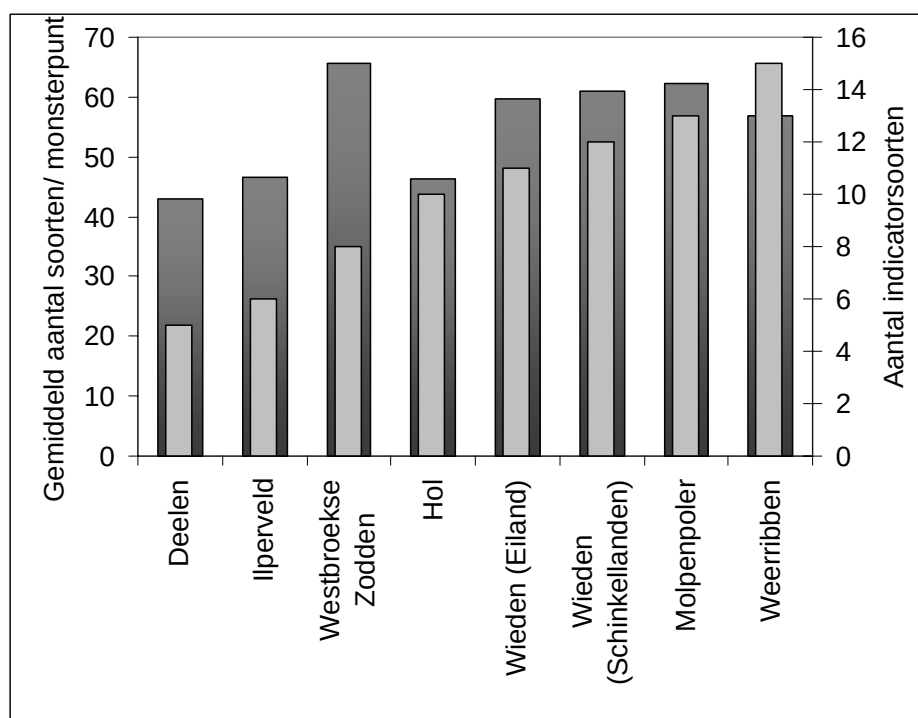
Omdat dergelijke mesocosms meestal veel variatie vertonen los van de opzet door toevallige verschillen in kolonisatie en startsituatie is uitgegaan van de gemeten waterkwaliteit en de waargenomen effecten op de vegetatie. Hiervoor is een PCA uitgevoerd op de gegevens van de waterkwaliteit en vegetatie van de verschillende behandelingen gemeten gedurende de gezamenlijke bemonsteringsronde van de junior onderzoekers in september 2006.

Doordat het mesocosm-experiment oorspronkelijk niet is ingericht voor het bemonsteren van watermacrofauna zijn de dichtheden in de beginsituatie niet bemonsterd. Fauna is in de bakken terechtgekomen doordat ze meegelift zijn met vegetatie, veen of water wat is toegevoegd of omdat ze zich vliegend hebben verspreid vanaf een nabijgelegen gebied. Doordat aan elke bak dezelfde hoeveelheid planten en water is toegevoegd wordt aangenomen dat in elke bak vergelijkbare dichtheden van de taxonomische groepen aanwezig was.

7.3 Resultaten en Discussie

Fauna monitoring

In totaal zijn uit 8 gebieden 34.805 individuen van 10 taxonomische groepen (zie methoden) gedetermineerd tot op soort (Bijlage 7.2 en 7.3). Zowel de gemiddelde soortenrijkdom als het aantal indicatorsoorten (Higler 2001, Bijlage 7.2 en 7.3) per monsterpunt is het hoogste in de Weerribben en het laagste in de Deelen (Figuur 7.4).



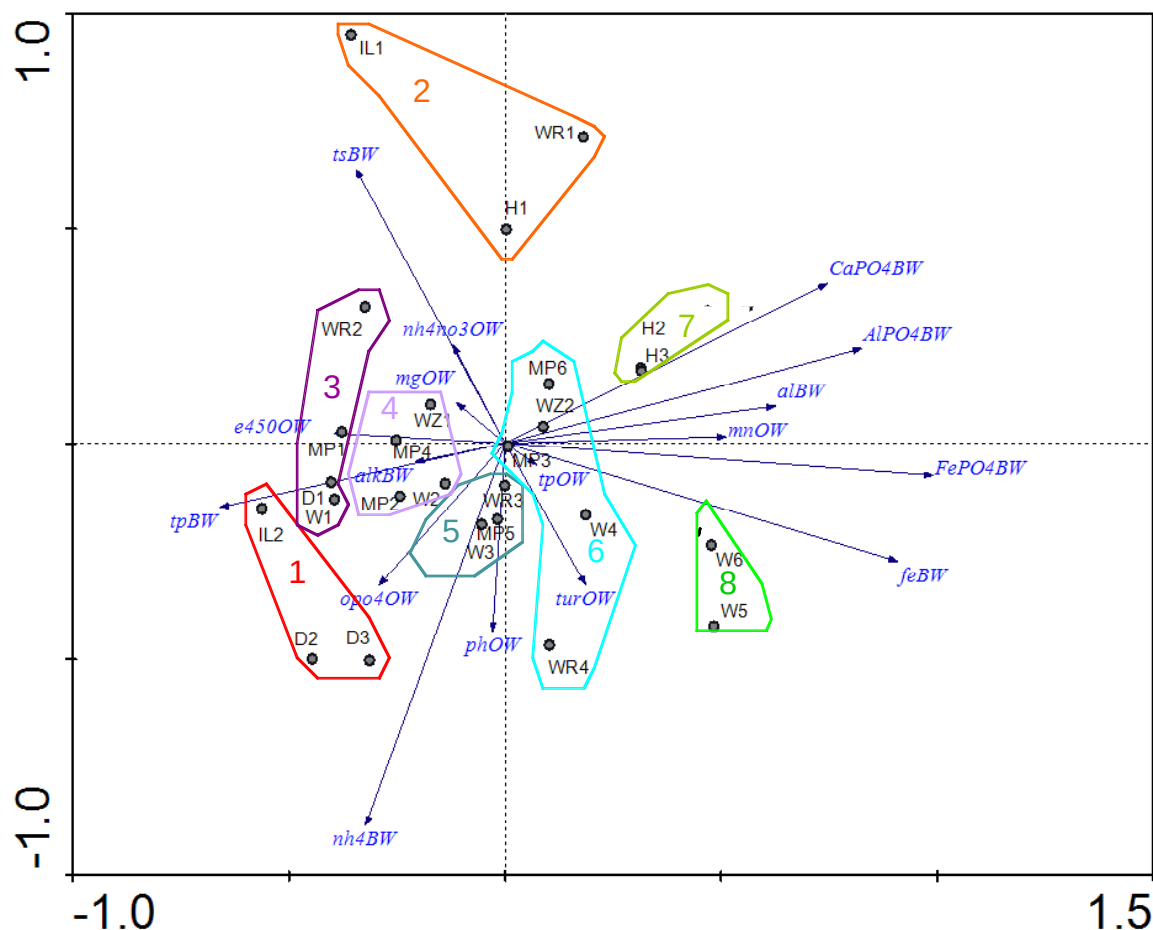
Figuur 7.4. Overzicht van het totaal aantal soorten (van de tot nu toe gedetermineerde taxonomische groepen) en het relatieve aantal indicator soorten per monsterlocatie.



Figuur 7.5 Van beter naar minder: a) Weerribben, b) Wieden (eiland), c) Westbroekse Zodden, d) Ilperveld.

Wanneer de monsterpunten geclusterd worden op basis van de belangrijkste sturende abiotische factoren (tabel 7.1) zijn er 8 duidelijke clusters te onderscheiden (figuur 7.6). Door deze multivariate analyse worden monsterlocaties in een multidimensionale ruimte geplotted en in een plat vlak geprojecteerd. Monsterpunten met gelijkende waarden van waterkwaliteitsvariabelen zullen in de buurt van elkaar in het assenstelsel voorkomen, wat hier is gemarkeerd door het omcirkelen van clusters. De lengte van de pijlen geeft de mate van correlatie van de geselecteerde abiotische factoren met de assen aan. Analyse in een PCA resulteerde in de volgende indeling van monsterpunten. Cluster 8 bevat de locaties met de meest gunstige waterkwaliteit. Het water is helder en oligotroof, door hoge IJzer-fosfaat ratio's (FePO_4BW) en IJzer concentraties (FeBW) in de bodem. De locaties in cluster 7 heeft vergelijkbare eigenschappen maar is iets meer eutroof en kalkrijk. De locaties in cluster 6 is minder helder en ijzerrijk dan cluster 8 en heeft ook hogere fosfaatconcentraties. De locaties in cluster 5 wordt vooral gekenmerkt door een hogere pH (pH_{OW}) en nitraat concentraties in het bodemwater (nh_4BW). Cluster 4 en 3 worden vooral gekarakteriseerd door verhoogde alkaliniteit (alk_{OW}), zout (NaCl) concentraties (Mg_{OW}) en hoge totaal fosfor (tpBW) waarden in het bodemwater. De locaties in cluster 2 wordt ook door deze eigenschappen gekarakteriseerd met als toevoeging hoge totale zwavel concentraties in de bodem, waarvan verondersteld wordt dat deze correleert met de sulfide concentratie (zie hoofdstuk 4, Lamers et al. 2006). Het slechtste cluster waterkwaliteit (1) is samengesteld uit monsterpunten met hoge ammonium waarden (nh_4BW), totaal fosfor (tpBW) en alkaliniteit in het bodemvocht.

Bij deze analyse moet opgemerkt worden dat de variabelen eenmalig gedurende de watermacrofauna monsternamen gemeten is. Het is echter bekend dat veel factoren door microbiële processen afhankelijk zijn van temperatuur of seizoensfluctuaties. Ook kunnen de bodemvocht metingen sterk variëren doordat deze zeer heterogeen is door geringe menging (hoofdstuk 4, Lamers et al., 2006). Er wordt echter wel aangenomen dat de variatie binnen een locatie (over het seizoen) kleiner zal zijn dan variatie tussen een locatie (binnen één seizoen).



Figuur 7.6 PCA analyse van waterkwaliteit per bemonsterde locaties, ingedeeld per cluster. 8 beste waterkwaliteit, 1 de minste. OW=oppervlakte water, BW=bodemwater. Zie tekst voor toelichting.

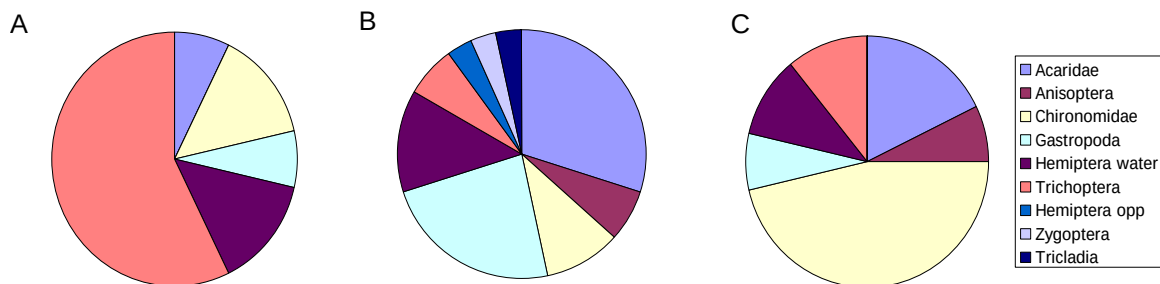
Wanneer de monsterpunten worden geclassificeerd in zowel compleetheit van verlanding (tabel 7.2) als naar waterkwaliteit is te zien dat de monsterpunten gelijkmatig verdeeld zijn over de matrix (tabel 7.3). De verwachte verdeling van monsterpunten (tabel 7.3) is dat er op locaties met een slechte waterkwaliteit geen complete verlandingsgradiënt aanwezig is. Deze directe relatie blijkt hier echter niet aanwezig. Dit zou verklaard kunnen worden door de manier van classificatie van verlanding waardoor de verlanding dus onder slechte waterkwaliteit door andere soorten gevormd dan onder goede waterkwaliteit. Ook zou het kunnen zijn dat de kwaliteit van de geselecteerde monsterlocaties in deze studie die zijn geclassificeerd zijn als matig, in vergelijking tot locaties over heel Nederland van betere kwaliteit zijn.

Tabel 7.3 Aantal monsterpunten per klasse waterkwaliteit en mate van verlanding. Gearceerd gebied geeft aan wat het verwachte gebied is van het merendeel van locaties.

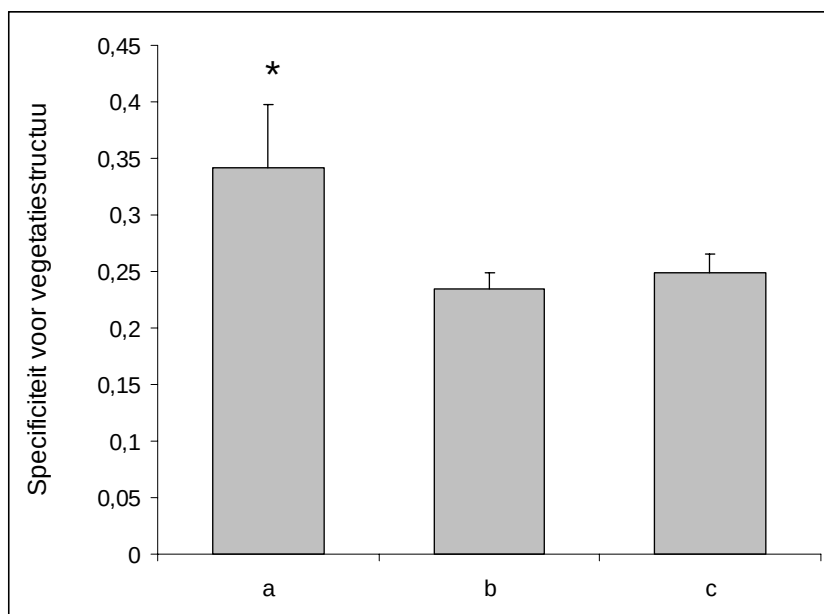
Waterkwaliteit	Mate van verlanding			
	1	2	3	4
1	3			
2		1	1	1
3		1	1	1
4	1	1	1	1
5	1	1		
6	1	2		2
7		1	1	
8			1	1

Zoals in de inleiding al is genoemd is de verlanding ook afhankelijk van de aanwezigheid van geleidelijk aflopende omdat terrestrische planten hiervandaan het water in kunnen groeien en hebben biotische interacties van planten onderling effect op het proces.

Voor de 249 gedetermineerde soorten is de gemiddelde dichtheid bij elke cluster waterkwaliteit bepaald (Bijlage 7.2 en 7.3). 77 soorten zijn daarna geclassificeerd. 14 soorten kwamen in hogere dichtheden voor in monsterpunten met een hoge waterkwaliteit (A), 30 soorten bij middelmatige waterkwaliteit (B) en 28 bij een matige waterkwaliteit (C). De samenstelling van taxonomische groepen laat een duidelijk verschil zien (figuur 7.7). Klasse A (goede kwaliteit) wordt vooral vertegenwoordigd door Trichoptera (kokerjuffers) en Klasse C (matige kwaliteit) vooral door Chironomiden (dansmuggen).



Figuur 7.7 Aantal soorten per taxonomische groep voor een selectie van 77 soorten. Klasse A) soorten met hogere dichtheid onder goede waterkwaliteit (N=14), B) middelmatige waterkwaliteit (N=30), C) matige waterkwaliteit (N=28).

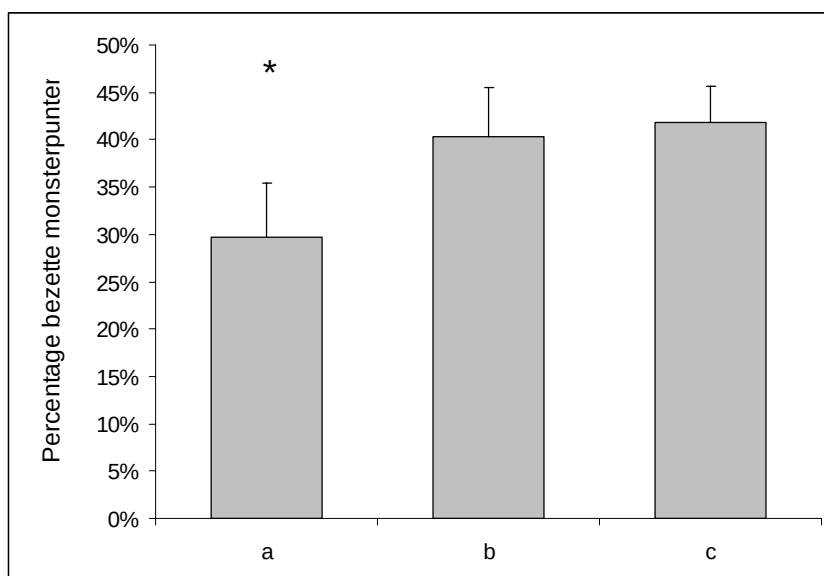


Figuur 7.8 Specificiteit van fauna voor bepaalde typen vegetatiestructuur van soorten uit klasse A) soorten met hogere dichtheid onder goede waterkwaliteit (N=14), B) middelmatige waterkwaliteit (N=30), C) matige waterkwaliteit (N=28). Soorten behorend tot klasse A hebben een significant ($p=0,05$) hogere dichtheid in een specifieke vegetatiestructuur dan B en C.

De verwachting voor wat betreft structuur wordt ondersteund door de aanwezigheid van soorten die een habitat verkiezen met een goede waterkwaliteit (groep A) komen ook significant ($P<0,05$) meer voor in een specifieke vegetatiestructuur (figuur 7.8). Wanneer voor soorten in klasse A gekeken wordt naar de voorkeur van een soort voor een bepaald vegetatietype zijn krabbescheer en submerse vegetatie (hoornblad) het meest geprefereerde (4 van de 14 soorten). De soorten met die vooral aanwezig zijn in Krabbescheer behoorden tot de

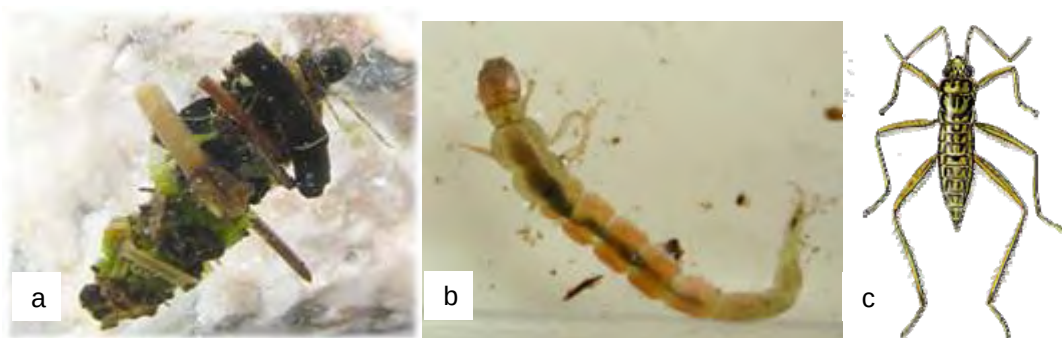
Trichoptera (*Holocentropus dubius* 41% van de individuen in Krabbescheer, *Brachypoda versicolor* 70%, *Agrypnia varia* 40%) en Gastropoda (*Valvata cristata* 30%). Wat verder opvalt in klasse A is de sterke specificiteit van *Leptocerus tineiformis* voor gedoond hoornblad. Soorten die hun zwaartepunt hebben in klasse B hebben voornamelijk een voorkeur voor fijn submerse vegetatie (63% van de soorten). Klasse C juist in de opgaande vegetatie (39%). In waterkwaliteit waar soorten uit groep A veel voorkomen zal er op meer plaatsen een submerse krabbescheerrijke vegetatie aanwezig zijn dan in locaties met veel soorten uit groep C. In een meer heterogene verlandingszone zijn er meer verschillende niches beschikbaar voor (specialistische) soorten.

De verwachting voor wat betreft structuur wordt ondersteund in onderstaande grafiek (Figuur 7.9). Het relatieve aantal bezette monsterpunten is significant (10%, $p=0,046$) lager voor soorten met het zwaartepunt in goede waterkwaliteit (A).



Figuur 7.9 Percentage bezette monsterpunten voor soorten met een hogere dichtheid onder goede waterkwaliteit (N=14), B) middelmatige waterkwaliteit (N=30), C) matige waterkwaliteit (N=28). Soorten behorend tot klasse A zijn in significant ($p=0,046$) minder monsterpunten aanwezig.

Dit kan worden verklaard uit het feit dat deze soorten kritischer zijn (smallere niche) zowel mbt waterkwaliteit als mbt vegetatie structuur. Anderzijds kunnen er ook juist voor deze soorten andere beperkingen gelden (onnatuurlijk peilbeheer, afwezigheid van gastheren). Met name voor deze klasse soorten zullen biotische interacties belangrijker zijn dan aanpassingen aan abiotische condities.



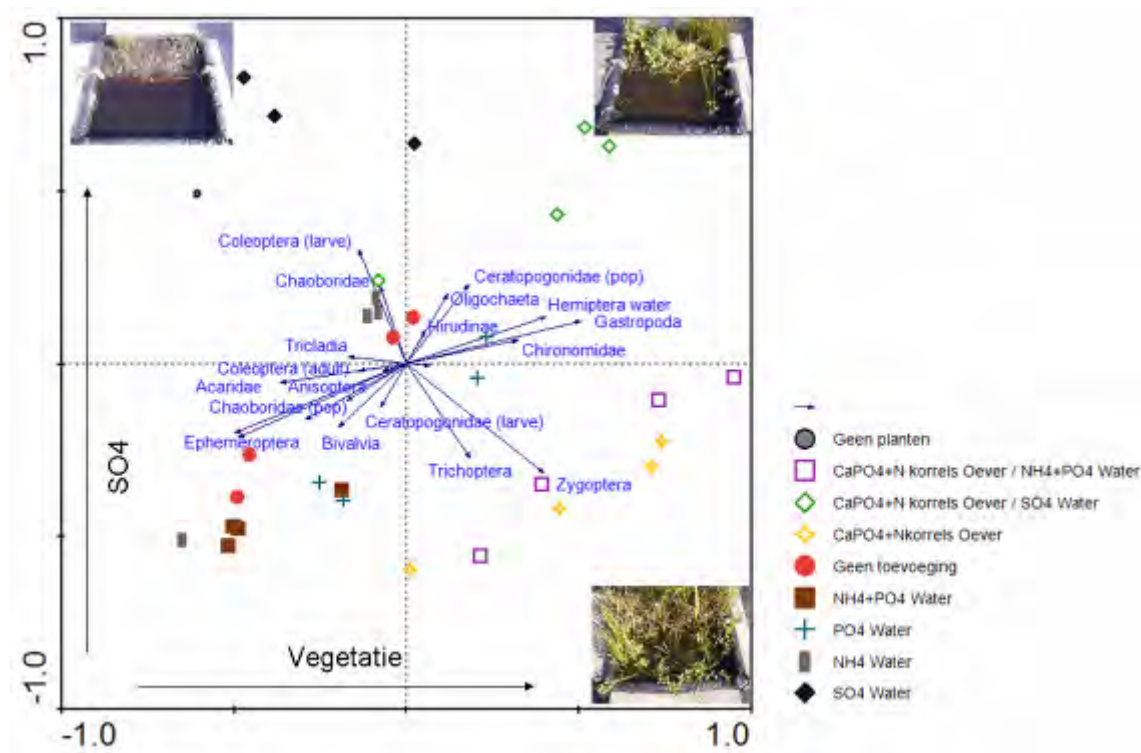
Figuur 7.10 Verschillende soorten behorend tot klasse A: a) *Limnephilus stigma*, b) *Polycentropus* sp. C) *Mesovelia furcata*.

22 van de 249 soorten komen voor meer dan 50% van hun totale dichtheid voor in Krabbescheer (Bijlage 7.2). Klasse A heeft een voor het grootste aandeel soorten zijn individuen tussen Krabbescheer vegetatie zitten. Dit geeft het belang van Krabbescheer aan voor een aantal gespecialiseerde watermacrofauna soorten.

Mesocosm-experiment

Uit de PCA analyse bleek dat de grootste variatie in dichtheid van taxonomische groepen wordt bepaald door de behandelingen met bemesting van de oever op de x-as (figuur 7.11)

De sulfaatbehandeling lijkt te resulteren in een toename van vooral Oligochaeta (borstelwormen), Hirudinea (bloedzuigers), Chaoboridae (pluimmuggen), Chironomidae (dansmuggen), poppen van Ceratopogonidae (knutten) en larven van Coleoptera (kevers).



Figuur 7.11 PCA analyse van effect van behandeling op dichtheid fauna ingedeeld in taxonomische groep.

Hoge concentraties sulfaat veroorzaken een hoge mate van veen afbraak onder anaërobe omstandigheden (hoofdstuk 4). Dit resulteert in een dikke laag detritus op de bodem. Veel soorten die behoren tot de taxonomische groepen die in deze behandeling domineren voeden zich met detritus (wormen, muggen) of zijn redelijk tolerant (bloedzuigers, pluimmuggen, knutten). Zo bezitten enkele soorten Oligochaeta haemoglobine wat een sterke affiniteit heeft voor zuurstof, zodat ze ook onder lage zuurstof concentraties nog zuurstof kunnen opnemen. Bovendien wordt hierbij het giftige sulfide gevormd waarvoor planten (Smolders & Roelofs, 1996; Van Wijck et al., 1992; Armstrong et al., 1996; Koch et al., 1990) en dieren gevoelig zijn. Doordat aan elke bak dezelfde hoeveelheid planten en water is toegevoegd wordt de bakken met de sulfaatbehandeling zouden dus van oorsprong ook overige taxonomische groepen aanwezig zouden zijn. De afwezigheid hiervan zou een daarom een aanwijzing kunnen zijn van een direct toxisch effect van. Deze steekproef is daarom een goed aanknopingspunt voor een vervolgonderzoek naar de effecten van sulfide op watermacrofauna in laagvenen.

Bemesting van de oever resulteert in alle drie de behandelingen in een rijke oevervegetatie en - wanneer daarbij geen sulfaat is toegevoegd resulteert het ook in een rijke watervegetatie. Hierdoor zijn belangrijke eigenschappen als aanwezigheid van schuilplaatsen, substraat voor het leggen van eieren, en voedsel voor herbivoren niet aanwezig waardoor verschillende

groepen toenemen in dichtheid. Vooral de Zygoptera (juffers), Trichoptera (kokerjuffers) lijken te profiteren in deze situatie. De larven van beide groepen gebruiken de vegetatie als schuil en foerageer plaats. Waarschijnlijk hebben ze ook weinig aanpassingen aan lage zuurstof concentraties.

Wanneer een parallel getrokken wordt met de vergelijkende veldstudie wordt duidelijk dat sulfaat (surrogaat voor waterkwaliteit) en structuur (surrogaat voor vegetatie structuurtypen) onafhankelijk een effect hebben op de samenstelling van de watermacrofauna gemeenschap in beide studies. De vraag blijft nog of de lage dichtheden van andere taxonomische groepen onder behandeling van sulfaat alleen gestuurd word door de lage vegetatiestructuur en/of ijzerdeficiëntie, door de aanwezigheid van een dikke laag organisch materiaal of juist door het directe toxische effect van sulfide op de watermacrofauna. Verdere analyses zouden kunnen aanwijzen welke groepen juist reageren op de verschillende of een samenspel tussen deze factoren.

7.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor beheer

Waterkwaliteit en vegetatiestructuur hebben sterke invloed op de watermacrofauna. Bovendien zijn de effecten niet onafhankelijk van elkaar. Soorten die kritischer waren tov waterkwaliteit hadden ook een sterkere voorkeur voor een bepaald vegetatietype. Daarnaast waren deze soorten ook sterker gefragmenteerd, mogelijk omdat ze kritischer waren, of doordat er voor deze soorten nog andere bottlenecks opgeheven dienen te worden selectiviteit van structuur en waterkwaliteit gaan hand in hand. Dat bleek ook uit de lagere bezetting van het aanwezige aantal monsterpunten door de meest kritische soorten. Dit is een indicatie dat andere beperkingen optreden. Hierbij wordt met name gedacht aan de invloed van dispersie, vispreadatie, sulfide toxiciteit, en verminderd doorzicht.

Met betrekking tot waterkwaliteit speelt waarschijnlijk het toxische effect van sulfide een belangrijke rol spelen, blijkens de resultaten van de mesocosms. De patronen in taxonomische groepen tussen mesocosms en veldsituatie komen sterk overeen, wat aangeeft dat de resultaten van de mesocosms zich goed laten vertalen naar veldsituaties en dat grote verschillen in het veld samenhangen met de mechanismen die in de mesocosms worden onderzocht.

Een belangrijke vegetatie structuur was krabbescheer wat impliceert dat de al eerder opgemerkte achteruitgang (Lamers *et al.*, 2006) van Krabbescheer in het Hol en de Westbroekse Zodden een grote invloed heeft op de watermacrofauna samenstelling. De afname van Krabbescheer zou kunnen betekenen dat een aantal specialistische watermacrofauna soorten verdwijnt en waarschijnlijk de soortenrijkdom afneemt en interacties tussen soorten wegvallen.

Dit onderzoek heeft verder geleidt tot een uitgebreide tabel (Bijlage 7.2) waarin per soort kan worden opgezocht hoe deze gereageerd op de waterkwaliteit, vegetatiestructuur en verlandingskwaliteit. Deze tabel kan worden gebruikt als ondersteuning bij het opstellen van plannen voor herstel van (bepaalde soorten watermacrofauna in) laagvenen.

7.5 Vervolgonderzoek

Vergelijkende veldstudie voorjaar

Om een beter beeld te krijgen van de condities in laagvenen door het jaar heen worden in het voorjaar al bemonsterde locaties nogmaals bemonsterd. Veel van de factoren in veen zijn onderhevig aan microbiële processen en zullen daardoor afhankelijk zijn van temperatuur of seizoensfluctuaties (Lamers *et al.*, 2006). Om een goed beeld te krijgen van de aanwezigheid van larven en hun totale ontwikkeling gedurende het jaar is de herhaling van bemonstering in het voorjaar zeer waardevol. Op deze manier word ook verwacht dat de lijst van soorten wordt aangevuld en extra waterkwaliteit data word verzameld zodat metingen betrouwbaarder zullen zijn.

Nadat in dit rapport het effect van waterkwaliteit en structuur op watermacrofauna is geanalyseerd is het van belang om ook direct te kijken naar het effect van de overige sleutelfactoren (zuurstofhuishouding, doorzicht, detritussamenstelling/-beschikbaarheid). Met behulp van voor en najaarsgegevens kan hierop dieper worden in gegaan. Wanneer er bijvoorbeeld gekeken wordt naar doorzicht en nutriëntenconcentratie (Figuur 4.22, Lamers et al. 2006) dan is te zien dat naarmate de hoeveelheid stikstof in de bodem toeneemt de troebelheid ook sterk toeneemt. Hierdoor bevatten de petgaten minder kraggevormende soorten en hebben daardoor een lagere potentie tot verlanding. Reageert de watermacrofauna direct op verminderd zicht of op de afwezigheid van een mooie kraggevormende soorten? Of zijn er juist soorten die positief reageren op de aanwezigheid van algen die de troebelheid veroorzaakt?

Vissen

Uit eerder onderzoek (Verberk et al. 2007) naar het effect van baggeren op macrofauna in laagveen bleek dat aanwezigheid van vis waarschijnlijk een grote sturende factor zou kunnen zijn. Sommige soorten Odonata (juffers en libellen) hebben bijvoorbeeld een voorkeur om eieren af te zetten in een visvrij water. En dit heeft weer invloed op de soortensamenstelling in van de tropische niveaus onder deze carnivoor. In samenwerking met Witteveen+Bos en Waternet zal data uit verzameld uit eigen veldstudies vergeleken worden met de database van Waternet. Een vergelijking zal hier worden gemaakt tussen wateren met en zonder benthivore visgemeenschap herbergen maar wel vergelijkbaar zijn qua andere factoren zullen vergeleken worden.

Structuur

Om het effect van structuur *per se* te bepalen op watermacrofauna samenstelling zullen er kunst krabbescheerplanten worden uitgezet in wateren met een goede en slechte kwaliteit. Gedurende een jaar zal dan gevolgd worden welke soorten op de structuur afkomen.

Vergelijking historie

In de jaren 70 is de watermacrofauna samenstelling in kaart gebracht door middel van het bemonsteren van watermacrofauna per vaste oppervlakte Krabbescheer. In meer dan 30 jaar is het laagveenlandschap erg veranderd en daarmee ook zijn faunasamenstelling. Resultaten van deze vergelijking zouden inzicht kunnen geven in hoeverre soortensamenstelling gedurende de jaren is veranderd. Welke soorten zijn verdwenen en verschenen (invaders?), en hoe heeft dit de huidige soortensamenstelling veranderd?

Sulfide

Zoals het mesocosm-experiment al liet zien speelt het toxische effect van sulfide waarschijnlijk een sterke rol met betrekking tot waterkwaliteit en het voorkomen van soorten. Tijdens experimenten waarbij watermacrofauna in afgesloten cilinders met verschillende sulfide concentraties worden gevolgd, wordt het effect bestudeerd voor verschillende soorten watermacrofauna.

Dispersie

Tijdens deze voorjaarsbemonstering zullen extra petgaten worden geselecteerd om specifiek te kunnen kijken naar dispersie van macrofauna. Dispersie kan mogelijk een bottleneck zijn, bijvoorbeeld bij herkolonisatie na herstelbeheer. Als kwaliteit van het water en vegetatie goed is maar de soort is niet in staat het water te bereiken dan kunnen alsnog soortverschuivingen optreden. Hiervoor zullen geïsoleerde en niet geïsoleerde petgaten worden vergeleken op basis van soortensamenstelling en soorteigenschappen.

Indicatorsoorten

Om een goed beeld te krijgen van de kwaliteit van een laagveenwater heeft bemonstering van watermacrofauna een voordeel omdat het deze een specifieke respons laten zien op verschillende sleutelfactoren (inleiding) en de effecten over een langere periode en grote schaal laten zien (Van Duinen et al., 2004). Om tijd en kosten te sparen zou het wenselijk zijn om

bepaalde indicatorsoorten vast te stellen (niet te verwarren met de soorten vastgesteld door (Higler, 2000 en Bal et al. 2001). Op basis van de gegevens uit voor- en najaarsbemonstering zullen bepaalde soorten worden aangewezen die indiceren hoe het gesteld is met de kwaliteit van het laagveenwater op basis van verschillende sleutelfactoren. Criteria voor deze soorten kunnen zijn: bij voorkeur te determineren in het veld, in veel gebieden aanwezig maar in hoge dichtheden onder specifieke omstandigheden, geen dispersieproblemen.

Soortkenmerken

Tijdens bovengenoemde typen onderzoek zal niet alleen soortnamenstelling en dichtheden vergeleken worden maar zullen er analyses worden uitgevoerd op basis van soortkenmerken. Op deze manier wordt verwacht dat er een betere link tussen resultaten van de veldstudie en mesocosms kunnen worden gelegd. In het geval van het onderzoek naar effecten van vis op macrofauna kan er bijvoorbeeld worden gekeken of fauna die een reactie laat zien en bepaalde soortkenmerken bezit dat het voorkomen kan verklaren. Gedacht kan worden aan indeling op lichaamsgrootte, mate van activiteit, camouflage. Door een indeling op basis van soortkenmerken kan verder een link gelegd worden met andere bottlenecks zoals versnippering (dispersiecapaciteit fauna) en peilbeheer (mate van synchronisatie in levenscyclus). Hierdoor kan er meer gericht gewerkt worden naar aanbevelingen die specifiek zijn voor het behoud/stimuleren van een diverse, karakteristieke watermacrofauna. En kan beter aangegeven worden welke sleutelfactoren die van onvoldoende kwaliteit zijn.

8. Sieralgen (als aansluiting bij OBN)

8.1 Achtergrond

In fase 1 van het OBN-onderzoek aan laagveenwateren is, onder andere, onderzoek gedaan aan het planktonische voedselweb (Directie Kennis, Ministerie van LNV 2006). Hierbij lag de nadruk op het voorkomen van storingssoorten binnen het fytoplankton (met name uit de groep cyanobacteriën) in relatie tot begrazing en verbetering van het achtergronddoorzicht.

Dominantie van cyanobacteriën (blauwalgenbloei) vormt een uiterste in sterk verstoorde aquatische ecosystemen. Het andere uiterste is een soortenrijke gemeenschap van sieralgen (desmidiaceeën, Figuur 8.1) in relatief ongestoorde systemen (Coesel 1975, Joosten 1996). Sieralgen komen vaak voor op plekken met veel waterplanten. Deze groep algen kan mogelijk een belangrijke meerwaarde leveren aan het natuurbeleid voor (laagveen)wateren en daarom is de vraag geopperd of OBN-maatregelen voor herstel van de heldere toestand met submerse vegetaties ook een positieve uitwerking hebben op de sieralggemeenschap ter plekke, of dat hiervoor aanvullende/specifieke maatregelen nodig zijn.

Sieralgen zijn goede indicatoren voor de natuurwaarde en biodiversiteitswaarde van zoete, stagnante wateren, waaronder laagveensplassen. Op grond van de soortenrijkdom en de aanwezigheid van bepaalde kieskeurige en/of zeldzame sieralgensoorten kan een indicatie worden verkregen van de huidige ecologische kwaliteit van ecosystemen ten opzichte van de potentiële referentiekwaliteit (natuurwaarde, Coesel 1998). Daarom is deze algengroep gebruikt voor de opstelling van een deelmaatlat voor het kwaliteitselement fytoplanktonsamenvatting, ten behoeve van beoordelingen van ecologische kwaliteit voor de Europese Kaderrichtlijn Water, KRW (Van den Berg 2004, Van der Molen 2004a-c, Bijkerk et al. 2004a). Toepassing van de deelmaatlat sieralgen is momenteel echter (nog) niet verplicht, vanwege onvoldoende onderbouwing. Wel is aan de STOWA (Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer) en het RIZA (Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling) gevraagd om onderzoek uit te voeren naar de toepasbaarheid in de toekomst.

Het onderzoek "Sieralgen en biodiversiteit: bijdrage, functioneren en beheer" voorziet hiermee in een koppeling van de OBN-doelstellingen voor biodiversiteit aan de KRW-doelstellingen voor ecologische kwaliteit (Goede Ecologische Toestand, GET in natuurlijke wateren en Goed Ecologisch Potentieel, GEP in sterk veranderde of kunstmatige wateren). Hierdoor ontstaat een stevige synergie tussen natuur- en waterbeheer.



Figuur 8.1 Een aantal soorten uit de Nederlandse sieralgenflora. © W. van Egmond.

8.2 Doel en vraagstellingen

Het doel van het onderzoek "Sieralgen en biodiversiteit" is opgesplitst in drie delen. Deze zijn als volgt te omschrijven:

1. *Aanvulling op biodiversiteitswaarden van voor Nederland zeer karakteristieke ecosystemen (laagveenwateren);*
2. *Aanscherping van de beheers- en inrichtingsmaatregelen die genomen worden ten behoeve van het herstel van laagveenwateren (in het kader van het OBN en de KRW);*

3. *Ontwikkeling van een maatlat voor sialgen ten behoeve van zowel de KRW als het natuurbeleid om trends in biodiversiteit en ecologische kwaliteit te kunnen volgen.*

Voorts moet het onderzoek verder antwoorden gaan geven op de volgende vraagstellingen:

1. *Wat is de samenstelling van sialgengemeenschappen in gebufferde (1.0 – 4.0 meq/l) meren (regionaal verspreid) en met welke (a)biotische milieuv variabelen is het voorkomen van sialgensoorten in deze wateren gecorreleerd?*
2. *Wat is de bijdrage van sialgen aan de Nederlandse biodiversiteit en wat is de trend daarin?*
3. *Is er in potentie een doelsoortenlijst volgens itz-criteria voor sialgen op te stellen?*
4. *Hoe verhoudt de sialgensamenstelling zich tot de waterplantensamenstelling? Voegt de sialgensamenstelling iets wezenlijks toe aan de biodiversiteitswaarde van laagveenwateren?*
5. *Met welke maatregelen zijn sialgen in laagveenwateren te herstellen/behouden en hoe verhoudt dit zich tot andere maatregelen die bijvoorbeeld in het kader van het OBN worden genomen?*
6. *Hoe ziet een geschikte maatlat/beoordelingsmethodiek voor sialgen eruit? Voor een beoordelingsmethodiek is een gevoeligheidsanalyse gewenst voor het effect van het weglaten van lastig determineerbare soorten. De beoordelingsmethodiek dient 'KRW-proof' te zijn.*

8.3 Plan van aanpak

Om de bovenstaande vragen te beantwoorden is een plan van aanpak opgesteld. Voor een gedetailleerde beschrijving hiervan, verwijzen we naar het 'Werkplan 2007'. Het beoogde onderzoeksproject: "Sialgen en biodiversiteit: bijdrage, functioneren en beheer" is verder opgesplitst in vier fasen:

Fase 1 Voorbereiding;
Fase 2 Veld- en bureau-onderzoek deel 1;
Fase 3 Veld- en bureau-onderzoek deel 2;
Fase 4 Bureau-onderzoek en rapportage.

Fase 1 van het sialgenonderzoek omvatte een literatuurstudie naar de huidige kennis over de verspreiding en diversiteit van sialgen (zie State-of-the-Art rapportage en samenvatting hiervan in Werkplan 2007). Deze fase is inmiddels afgesloten (31-12-2006).

Deze tweede fase is op te splitsen in twee onderdelen: (a) beschrijvend veldonderzoek en (b) bureauonderzoek. Het veldonderzoek van 2007 bestaat uit drie deelonderzoeken. Het bureau-onderzoek van 2007 is tweedelig en gericht op (a) het opstellen van een doelsoortenlijst volgens itz-criteria en (b) het vaststellen van de omvang en trends in de biodiversiteitswaarde van sialgen.

Alvorens verder in te gaan op de details van het onderzoek dat zal worden uitgevoerd in 2007 geven we eerst nog een kort overzicht van de kernpunten en kennislacunes zoals beschreven in de literatuurstudie.

8.4 Samenvatting State-of-the-Art rapportage

Aan de hand van de vragen beschreven in paragraaf 8.2 zullen hieronder de kernpunten en kennislacunes voorkomend uit de literatuurstudie worden besproken.

Kernpunten

Samenstelling sieralggemeenschappen in gebufferde meren en de relatie met (a)biotische milieuv variabelen

De verspreiding en de diversiteit van sieralgen wordt beïnvloed door een groot aantal (a)biotische milieufactoren. De meest belangrijke factoren zijn waarschijnlijk: de alkaliniteit (en daarmee samenhangend, de zuurgraad), het elektrisch geleidingsvermogen en de voedselrijkdom (met name beschikbaarheid van fosfaat). De aanwezigheid van waterplanten speelt ook een belangrijke rol (zie ook hieronder). Waarschijnlijk verloopt de respons van sieralgen op veranderingen in de waterkwaliteit indirect via de aanwezigheid van waterplanten. De huidige kennis hierover is vooral gebaseerd op correlatieve verbanden. Nadere informatie hierover en over dosis-effect relaties ontbreekt nog.

Bijdrage aan Nederlandse biodiversiteit en trends

Sieralgen spelen een belangrijke rol in de biodiversiteit van fytoplankton in Nederland. Momenteel zijn er in Nederland ca. 450 sieralgensoorten bekend, maar dat aantal kan de komende jaren nog oplopen tot ca. 500. Sieralggemeenschappen in Nederland zijn in de tweede helft van de 20^e eeuw steeds soortenarmer geworden als gevolg van vermesting, verzuring en verdroging. Door het terugdringen van verzuring en vermesting en door herstelprojecten, (nog) niet direct gericht op herstel van sieralgen, is de natuurwaarde van sieralggemeenschappen (Coessel 1998) vanaf ongeveer 1995 op diverse plekken wel weer gestegen. Dit herstel biedt hoop voor de toekomst van deze groep algen, maar met name in de neutrale tot alkalische, van nature (matig) voedselrijke wateren is over het algemeen nog geen sprake van redelijk tot goed ontwikkelde sieralggemeenschappen.

Doelsoortenlijst

Een volledige itz-lijst volgens de definities beschreven in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al. 1995, 2001) is op basis van de beschikbare informatie niet op te stellen. Wat het t-criterium betreft ontbreekt er voldoende kwantitatieve informatie om de achteruitgang van sieralgen vast te kunnen stellen (voor toelichting betekenis criteria: zie paragraaf 8.4 *Bureauonderzoek*). Aan het i-criterium en het z-criterium kan wel invulling worden gegeven, maar hier is nader onderzoek voor nodig.



Figuur 8.2 Groot blaasjeskruid (links, foto K.M. Dijkstra) en Brasenia schreberi (Water Shield, rechts). Vooral in de buurt van de eerstgenoemde waterplant worden veel sieralgentaxa aangetroffen.

Relatie tussen waterplanten en sialgalen

Watervegetatie vormt een belangrijke factor voor de ontwikkeling van waardevolle sialalgemeenschappen. Hierbij speelt ook het type waterplant een rol. Op waterplanten zoals Groot blaasjeskruid (Figuur 8.2) zijn veel meer sialalgentaxa aangetroffen dan op *Brasenia schreberi* (Figuur 8.2, Bland & Brook 1974). Dit heeft mogelijk te maken met de (onderwater)structuur van de planten. Daarnaast speelt de leeftijd van de planten een rol. Sialgalen komen vooral voor bij oudere waterplanten en zijn minder talrijk op jonge planten. Er bestaan echter ook waterplanten waarvoor het tegenoverstelde geldt (bijv. *Potamogeton natans*, Figuur 8.3). Om zicht te krijgen op de rol van de soorten waterplant in de verspreiding en diversiteit van sialgalen is aanvullend onderzoek gewenst.



Figuur 8.3 Potamogeton natans, een waterplant waarbij juist veel sialgalen voorkomen bij jonge in plaats van oudere planten.

Maatregelen herstel laagveenwateren vs maatregelen sialgalen

Maatregelen voor herstel van vennen kunnen leiden tot herstel van de aanwezige sialgalenflora. Of hetzelfde geldt voor beheersmaatregelen toegepast in laagveenwateren is niet bekend.

Geschikte Maatlat/beoordelingsmethodiek

De potentie van sialgalen als doelvariabele voor het gebruik in een beoordelingssysteem is al eerder bestudeerd. Beijerinck (1926), Coesel (1975, 1998, 2001), Joosten (1996) en Bijkerk *et al.* (2004a) hebben reeds voorwerk gedaan voor de ontwikkeling van een beoordelingssysteem voor ecologische kwaliteit op basis van de aanwezige sialgalenflora. Met deze kennis kwam de ontwikkeling van de huidige sialgalenmaatlat op gang, maar deze maatlat is echter nog niet voldoende onderbouwd voor toepassing binnen de KRW.

Kennislacunes

Dekking watertypen en waterkwaliteitsparameters

Sialalgbemonsteringen zijn destijds vooral uitgevoerd in natuurgebieden, zoals vennen en trilvenen. Historische en actuele informatie over het vóórkomen van sialgalen in andersoortige gebieden is hierdoor schaars. Tegenwoordig worden in het kader van het routinematig waterkwaliteitsonderzoek ook eutrofe, min of meer verstoorde ecosystemen onderzocht en neemt ook de kennis over sialgalen in dit type ecosystemen toe. De in dit kader bestudeerde wateren representeren echter maar een smalle range qua trofiegraad en macro-ionen. Aanvullend onderzoek is hier dus nog gewenst.

Potentiële stuurfactoren

Het is nog onduidelijk wat de belangrijkste stuurfactoren voor sialgalen zijn. Het aanwijzen van mogelijke stuurfactoren is voornamelijk vaak gebaseerd op (a) correlatieve verbanden uit veldstudies, of (b) op een (te) klein aantal waarnemingen. Verder is het vaak nog onduidelijk welke (combinatie van) (a)biotische milieufactor(en) een doorslaggevende rol speelt/spelen (bijv. verwarring over trofie of alkaliniteit als stuurfactor). Aansluitend missen we dus ook infor-

matie over dosis-effect relaties van de verschillende (a)biotische milieuvariabelen op het vóórkomen vansieralgen.

Doelsoortenlijst volgens itz-criteria

Een volledige itz-lijst is op basis van de beschikbare informatie niet op te stellen. Wat het t-criterium betreft, ontbreekt voldoende kwantitatieve informatie om de achteruitgang van sieralgen in de afgelopen 40-50 jaar vast te kunnen stellen. Aan het i-criterium en het z-criterium kan wel invulling worden gegeven, maar hier is nader onderzoek voor nodig.

Omvang en trends in biodiversiteit

Over vennen en trilvenen hebben we al veel (historische) informatie over sieralgen, maar voor andere (eutrofe) ecosystemen zijn zowel de omvang als eventuele trends niet nog niet vastgesteld. Hiervoor is nog aanvullend onderzoek gewenst.

Beheers- en inrichtingsmaatregelen voor herstel van sieralgen

Of herstelmaatregelen in andere systemen net als herstelmaatregelen in vennen ook leiden tot herstel van sieralgen dient nog uitgezocht te worden.

Sieralgen en de KRW

De huidige sieralgenmaatlat dient beter onderbouwd worden alvorens deze kan worden toegepast in het Europese Waterbeleid. Dit hangt vooral samen met de eerste twee beschreven kennislacunes.

8.5 Planning onderzoek 2007

Met het in fase 2 geplande onderzoek willen we vooral antwoorden krijgen op de eerste vier vragen beschreven in paragraaf 8.2. Hiervoor wordt zowel veld- als bureauonderzoek uitgevoerd.

Veldonderzoek 2007

Om de regionale, lokale en seizoensmatige verspreiding en diversiteit van Nederlandse sieralgen te bestuderen is het voorgenomen, beschrijvende veldonderzoek deel 1 (onderzoeksfase 2) opgesplitst in drie onderdelen:

1. *Survey;*
2. *Intensieve monitoring;*
3. *Bestudering seizoensdynamiek.*

Met de survey willen we een overzicht van de regionale verspreiding van Nederlandse sieralgen in relatie tot de hydromorfologie, de geleidbaarheid, het lichtklimaat en de watervegetatie geven. We willen zoeken naar relaties tussen verschillende (a)biotische milieufactoren en het vóórkomen van sieralgen, hierbij wordt vooral aandacht besteed aan de potentiële sturende factoren die zijn genoemd in de literatuurstudie (zie paragraaf 8.2).

Met de intensieve monitoring willen we relaties tussen de verspreiding van sieralgen en (a) verschillende structuurkenmerken, (b) hydromorfologische en (c) chemische factoren gaan leggen en deze vooral bekijken op lokaal niveau. Samen met de survey moet de intensieve monitoring inzicht geven in de potentiële stuurfactoren voor sieralgen.

Met het derde onderdeel willen we de seizoensvariatie in abundantie en soortensamenstelling van sieralgen bestuderen. In principe zijn sieralgen het hele jaar aanwezig zijn, maar de dichtheden variëren per seizoen. Inzicht in de seizoensmatige verschillen van sieralgensamenstelling (en –dichtheid) is naast de bovenstaande lokale en regionale verschillen ook van belang voor de ontwikkeling van een juiste en robuuste deelmaatlat ‘sieralgen’ voor het kwaliteitselement fytoplanktonsamenstelling voor de KRW.

Bureauonderzoek 2007

Het geplande bureauonderzoek bestaat uit twee onderdelen:

1. *Het opstellen van een doelsoortenlijst volgens itz-criteria;*
2. *Het vaststellen van de omvang en trends in de biodiversiteitswaarde van Nederlandse sialalgenpopulaties.*

In het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.* 1995, 2001) zijn geen sialalgen opgenomen. Normaliter wordt een *itz*-doelsoortenlijst opgebouwd uit soorten die voldoen aan minimaal twee van de drie hieronder beschreven criteria (Bal *et al.* 1995, 2001) of in sterke mate voldoen aan één van de criteria:

- i* - criterium: Nederland is van (groot) internationaal belang voor het behoud van de soort;
- t* - criterium: de verspreiding van de soort of het aantal individuen van een soort in Nederland ondergaat een neergaande trend en is gedaald met 25% (minimaal) in de laatste 40-50 jaar;
- z* - criterium: de soort is (extreem) zeldzaam in Nederland.

Voor dit eerste onderdeel willen we meer informatie verzamelen over sialalgen met betrekking tot de bovenstaande drie criteria om zo een doelsoortenlijst voor sialalgen op te stellen. Met het tweede onderdeel willen we vaststellen wat de huidige soortenrijkdom van sialalgen in verschillende Nederlandse watertypen is en willen we zoeken naar trends in de biodiversiteit van sialalgenpopulaties door de jaren heen. Zo kunnen we bekijken of er relaties bestaan tussen verschuivingen in de sialalgenflora en veranderingen van bepaalde milieucondities.

8.6 Onderzoeksmethoden

Veldonderzoek

Locatiekeuze

De monsterlocaties zijn geselecteerd op basis van de volgende criteria:

1. *Landelijke spreiding;*
2. *Spreiding in (a)biotische milieuvariabelen/ecologische kwaliteit;*
3. *Beschikbaarheid metingen door waterschappen of OBN;*
4. *Voldoende vertegenwoordiging van KRW-typen.*

Uiteindelijk is de keuze gevallen op 60 locaties verdeeld over gebieden in verschillende provincies van Nederland (Tabel 8.1). Mogelijk worden er nog enkele buitenlandse (referentie) locaties aan toegevoegd. De lijst van monstergebieden bestaat voor circa de helft uit laagveenwateren en voor de helft uit andere watertypen uit de Nederlandse KRW-typologie. Voor de survey worden alle 60 locaties bemonsterd. De intensieve monitoring wordt uitgevoerd op zes locaties uit de lijst (nog nader te selecteren). Voor de seizoensbemonstering zijn vier locaties uitgekozen: De Eexterplas bij Scheemda, het Hemelrijk bij Gasselte, de Tienhovense plassen en Molenpolder (beide in de buurt van Utrecht).

Tabel 8.1 Monstergebieden/-locaties Sieralgenonderzoek 2007.

Laagveenwateren	Overige watertypen
Friesland	Friesland
Lindepolder (M25), 2 ^e Petgat Hemweg	De Leijen (M14)
De veenhoop (M25), Petgat Oost (M25)	Bergumermeer (M14)
De Deelen (M25)	
Boornbergumer Petten (M25), Z.O. hoek	
Rottige Meenthe (M25)	Drenthe
Oude Venen (M25)	Hijkermeer
Anewiel, Hommerts (M27)	Mekelermeer
Slotermeer (M27)	Leekstermeer (M14)
Groningen	Groningen
Zuidelijk westerkwartier (M25)	Veendiepsterplas (M17)
Loosterveen	Flevoland
Eexterplas	Veluwemeer (M14)
Paterswoldsemeer (M27)	Noorderplassen (M16)
Overijssel	Gelderland
De Wieden (M25)	Erpewaaijen (M16)
De Weerribben (M25), iso *	Noord-Brabant
De Weerribben (M25), open *	De IJzeren Man
De Weerribben (M25), visv B *	Zuiderplas
De Weerribben (M25), Riethove	Rosmalense plas
Utrecht	Utrecht
Westbroek (M25) *	Vinkeveense plassen (M20/M27)
Molenpolder (M25)	Maarsseveense plassen (M20)
Tienhoven (M25)	
Breukeleveense plas (M27)	
De Vuntus (M)	
Noord-Holland	Noord-Holland
Hollands Ankeveense plassen (M25)	Naardermeer (M11/M20)
Stichtse Ankeveense plassen (M25)Z	Spiegelplas (M20)
Kortenhoeftse plassen (M25)	Wijde Blik (M20)
Zuid-Holland	Zuid-Holland
Nieuwkoopse plassen (M27)	Ackerdijkse plassen (M11)
Bergsche plassen	

Binnen de grotere gebieden (cursief weergegeven), worden niet meer dan twee, hooguit drie wateren gekozen, die onderling duidelijk verschillen in waterkwaliteit en/of waterplantenontwikkeling (bijv. als gevolg van peilbeheer).

* wordt ook in het kader van ander OBN onderzoek bemonsterd.

Bemonstering

Tijdens de bemonsteringen voor de verschillende onderdelen van het veldwerk wordt zoveel mogelijk informatie over verschillende (a)biotische milieufactoren verzameld (Tabel 8.2). Vooral de alkaliniteit (en dus ook de zuurgraad), het elektrisch geleidingsvermogen, de voedselrijkdom en de aanwezigheid van waterplanten lijken een belangrijke rol te spelen. Deze potentiële stuurfactoren (zie paragraaf 8.2) worden dan ook allen door ons bepaald (m.u.v. directe metingen aan voedselrijkdom, zie kopje *Abiotiek*). Daarnaast worden bij iedere bemonstering sieralgenmonsters verzameld.

Abiotiek

Het oppervlak van elk water wordt bepaald op basis van de meest recente topografische informatie (Google Earth en/of MapSource). De gemiddelde diepte wordt bepaald door met een peilstok met centimeterverdeling op meerdere plaatsen in de plas of het meer dieptemetingen uit te voeren, of deze wordt ontleend aan het hydromorfologische gegevensbestand van de verantwoordelijke waterbeheerder. Zowel de geleidbaarheid als de zuurgraad worden *in situ* bepaald met gecalibreerde WTW veldmeters. Bepaling van de alkaliniteit wordt in het laboratorium uitgevoerd door een bekende hoeveelheid water met zoutzuur (HCl, met een bekende concentratie) te titreren tot pH 4.2. De zichtdiepte wordt met behulp van een witte Secchi-schijf tot op ½ dm nauwkeurig bepaald. Andere bepalingen van abiotische factoren worden niet direct door ons uitgevoerd. De trofiegraad van het water wordt bepaald aan de hand van (routine-matige) metingen van waterschappen of ontleend aan data-bestanden van OBN-partners. Indien geen metingen bekend zijn, zal de trofiegraad afgeleid worden uit de samenstelling van de aanwezige watervegetatie en het fytoplankton (incl. chlorofylgehalte) in combinatie met de zichtdiepte.

Tabel 8.2 Overzicht van de te meten parameters gedurende de drie onderdelen van het veldwerk (survey, intensieve monitoring en seizoensdynamiek).

Parameter	Methode/apparatuur	Survey	Int. Mon.	Seizoen
Abiotisch				
Oppervlakte (ha)	Google Earth/MapSource	x		
Gemiddelde diepte (m)	peilstok	x		
Geleidbaarheid bij 25 °C (EGV25, mS/m)*	WTW Cond 197i	x	X	x
Zuurgraad	WTW pH 197	x	X	x
Alkaliniteit (meq/l)	Titratie met HCl	x	X	x
Zichtdiepte (dm)	Witte Secchi-schijf	x	X	x
Biotisch				
Bedekkingspercentage per vegetatie-zone gebiedsdekkend		x	X	x
Abundantieschatting per macrofytensoort	volgens Tansley*	x	X	x

* zie Tabel 8.3.

Tabel 8.3 Begrenzing van de abundantieclassen bij vegetatieopnames volgens Tansley.

Code	Aanduiding	Totale bedekking in het proefvlak	Aantal exemplaren in het proefvlak*
1	Zeldzaam	< 5%	Totaal < 5 exemplaren
2	Af en toe	< 5%	Totaal 5 – 10 exemplaren
3	Lokaal frequent	< 5%	Lokaal 5 – 10 exemplaren per m2
4	Frequent	< 5%	Totaal 5 – 10 exemplaren per m2
5	Lokaal abundant	5 – 12 %	Lokale bedekking 5 – 50% en > 10 exemplaren per m2
6	Abundant	13 – 25%	Totaal > 10 exemplaren per m2
7	Locaal dominant	26 – 50%	Lokaal met bedekking > 50%, aantal individuen willekeurig
8	Co-dominant	51 – 75%	Totaal met bedekking > 50%, aantal individuen willekeurig
9	Dominant	76 – 100%	Totaal met bedekking > 75%, aantal individuen willekeurig

* bedekking is doorslaggevend

Waterplanten

Het bedekkingspercentage per vegetatie-zone (emers, drijvend, submers) en de soortensamenstelling van de vegetatie worden gebiedsdekkend (voor hele meer/plas/petgat) en per proefvlak bepaald op basis van een groot aantal steekproeven waarbij gebruik gemaakt wordt van een hark, werphark of onderwaterkijker. De grootte van het proefvlak is afhankelijk van het te bemonsteren meer/plas/petgat, maar minimaal 8 m². Voor de seizoensbemonstering wordt per meer/plas/petgat een constante proefvlakgrootte gehandhaafd. De soortensamenstelling van de watervegetatie wordt beschreven met behulp van de Tansley-schaal (Tabel 8.3).

Sieralgen

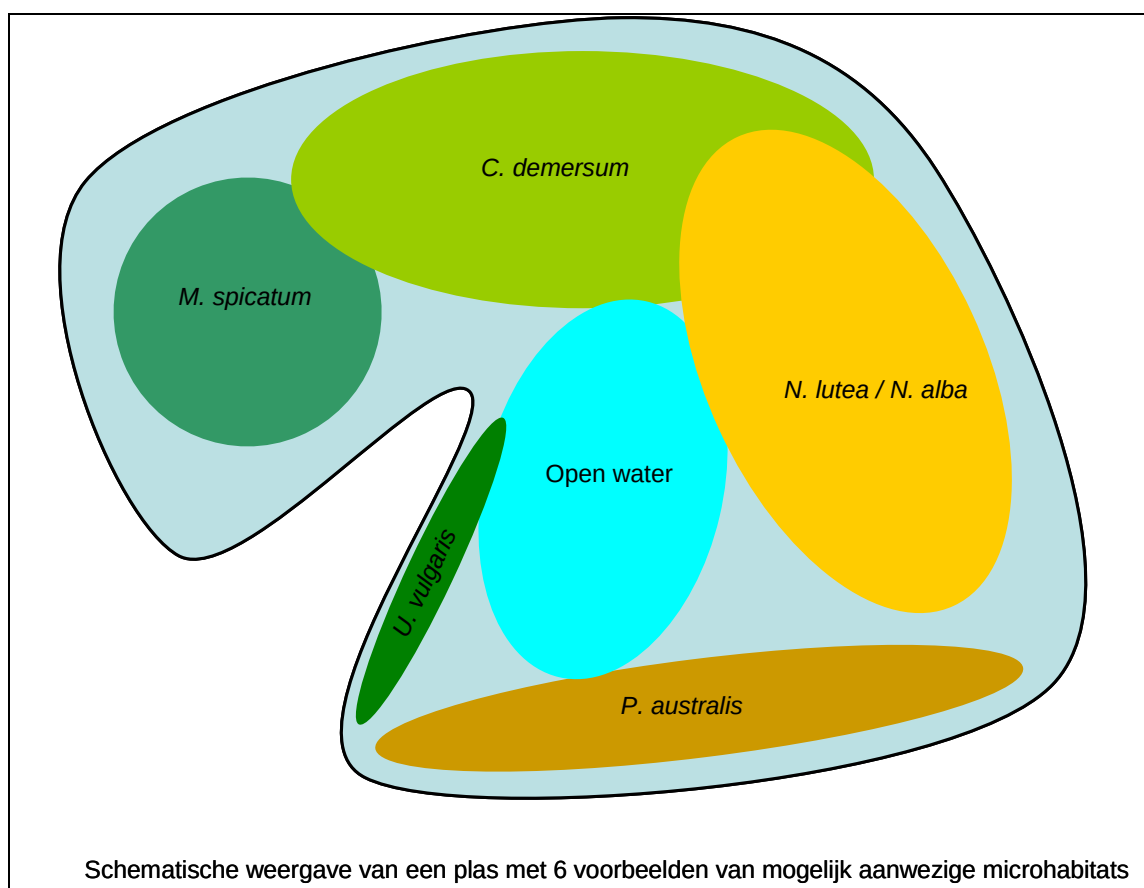
Sieralgenmonsters kunnen bestaan uit: (1) met een planktonnet (50 µm) geconcentreerd oppervlaktewater, (b) uitknijpsel van veenmos en/of waterplanten, of een combinatie van (1) en (2). Na bemonstering wordt een deel van elk monster gefixeerd. Een ander deel wordt levend meegenomen naar het laboratorium. De sieralgalyses worden uitgevoerd aan bezinkingsplankton met behulp van een omkeermicroscop (Utermöhl-methode), volgens NEN-EN 15204. Determinaties worden uitgevoerd tot op soortsniveau, of lager (indien ecologisch relevant). Van de aangetroffen taxa wordt de dichtheid zowel in aantal cellen als in aantal waarnemingen per ml monster bepaald. Een gedetailleerde beschrijving van de wijze van bemonstering van sieralgen is opgenomen in het Werkplan 2007.

Uitvoering

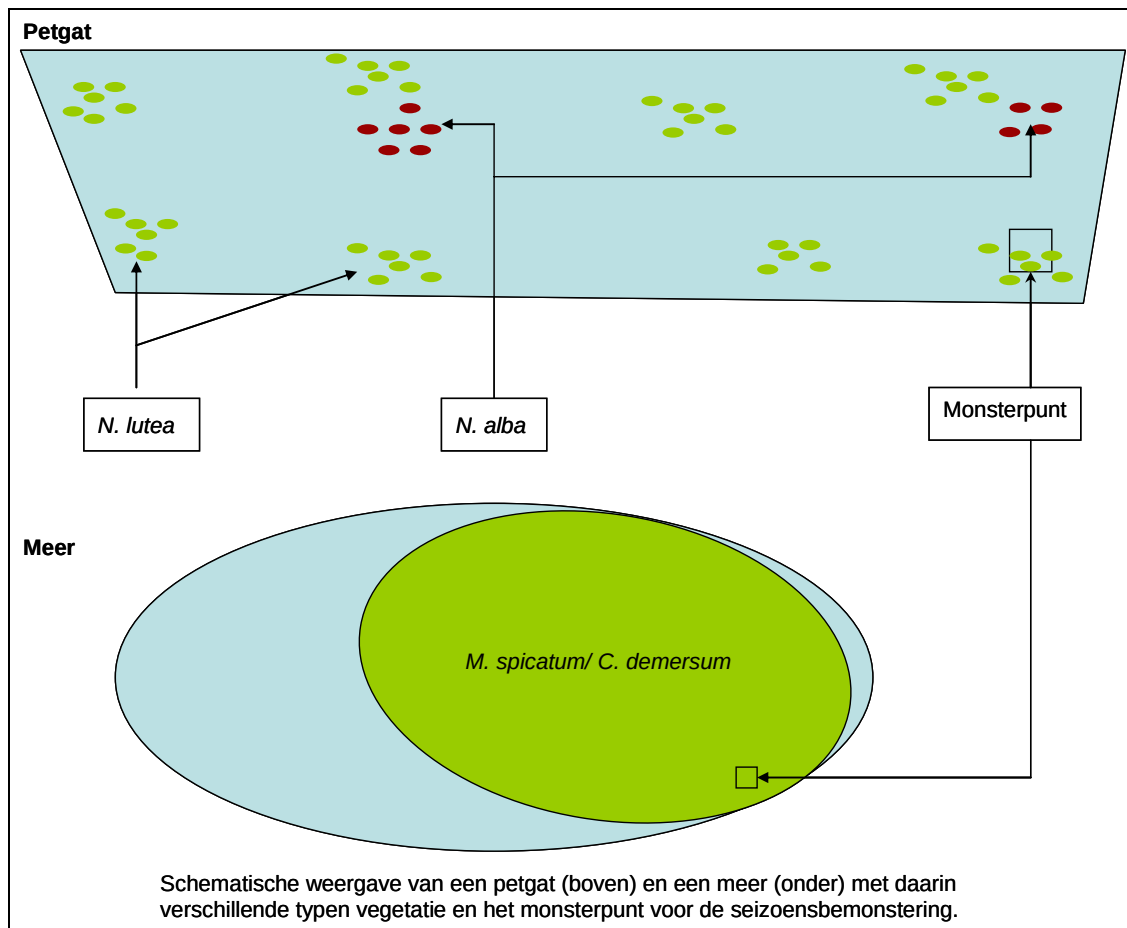
Bemonsteringen van sialgalen voor de survey en intensieve monitoring worden op elke monsterlocatie éénmalig en kwalitatief uitgevoerd. Voor de survey wordt per locatie één mengmonster samengesteld en geanalyseerd. Het mengmonster wordt opgebouwd uit submonsters van verschillende (micro)habitats (Figuur 8.4), afhankelijk van het watersysteem (open water, uitknijpsel van waterplanten, monsters van de bodem, monsters van *Sphagnum*-randjes etc.) om een zo volledig mogelijk beeld van de samenstelling van de sialgalenflora te krijgen.

De sialgalenmonsters van de verschillende (micro)habitats worden bij de intensieve monitoring apart verzameld en geanalyseerd. Hierbij wordt telkens ook een globale beschrijving van de (micro)habitattypen gemaakt. Daarnaast wordt de aard, het oppervlak, en het oppervlakte-aandeel van ieder (micro)habitattype bepaald.

Om een goede indruk te krijgen van de seizoensdynamiek van sialgalen zal er voor het laatste onderdeel van het veldwerk frequenter (tweewekelijks) gemonsterd worden dan voor de eerste twee onderdelen (éénmalig). Verder worden de bemonsteringen hiervoor kwantitatief i.p.v. kwalitatief uitgevoerd. Per monsterlocatie zal telkens één mengmonster worden samengesteld uit (1) een standaard trek (8 m) met een planktonnet door de waterkolom en (2) een standaardtrek door de watervegetatie (Figuur 8.5).



Figuur 8.4



Figuur 8.5

Gegevensanalyse en rapportage

Om de gegevens uit de sieralgalyses te kunnen koppelen aan verschillende toestandsvariabelen (bijv. hydromorfologie, lichtklimaat, watervegetatie, trofiegraad etc.) willen we de data analyseren met behulp van correlatieanalyses en multivariate analyses (CANOCO). Eventueel scheve verdelingen zullen, indien nodig, vooraf worden getransformeerd. Om verschillen in (a)biotische parameters en sieralgalparameters tussen de verschillende KRW watertypen op te sporen zullen deze worden getoetst op significantie met behulp van een variantieanalyse (ANOVA) of met behulp van een non-parametrische testen, indien er niet wordt voldaan aan de voorwaarden voor het uitvoeren van een ANOVA (Sokal & Rohlf 1995). De resultaten van de drie onderdelen van het veldonderzoek zullen worden samengevat in de tussenrapportage 'Sieralgen en Biodiversiteit'.

Bureauonderzoek

Doelsoortenlijst volgens itz-criteria

Om invulling aan het i-criterium te geven, willen we soortenlijsten van ons omringende West-Europese landen raadplegen. Een drietal andere Europese landen hebben ook Rode Lijsten waar sieralgen op voorkomen (Duitsland, Hongarije, Oostenrijk). De verschillende lijsten zullen voor dit onderdeel van het bureauonderzoek naast elkaar worden gelegd. Verder willen we ook recente flora's van West-Europese landen raadplegen.

In het boekje 'Sieralgen en natuurwaarden' van Coesel (1998) is reeds een Rode Lijst van in Nederland aangetroffen sieralgensoorten beschreven en een indicatie van de zeldzaamheid (z - criterium) van elke soort gegeven. Op grond van recent onderzoek zijn voor enkele soorten nog wel aanpassingen nodig, maar dit boekje zal worden gebruikt als uitgangspunt voor het opstellen van de doelsoortenlijst.

Wat het t-criterium betreft ontbreekt er voldoende kwantitatieve informatie om de achteruitgang van sieralgensoorten in de afgelopen 40-50 jaar vast te kunnen stellen. Hierdoor kan er niet voldaan worden aan het t-criterium zoals het gedefinieerd is in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.* 1995, 2001) of door de IUCN. Om toch een indruk te krijgen van een (eventuele) achteruitgang van bepaalde sieralgensoorten en dus een schatting te kunnen maken voor een alternatief t-criterium willen we een klein team van deskundigen raadplegen (Dr. P.F.M. Coesel, Dr F.A.C. Kouwets, Drs. A.M.T. Joosten).

Vaststelling omvang en trends biodiversiteitswaarde

Voor dit onderdeel van het bureauonderzoek is gepland vast te stellen wat de gemiddelde soortenrijkdom van sieralgen in verschillende watertypen is. Dit zal gebeuren aan de hand van reeds bestaande gegevens en informatie die zal worden verkregen uit het veldonderzoek van 2007. Verder willen we proberen met het achterhalen van historische gegevens zowel een kwalitatieve als een (zo goed mogelijk) kwantitatieve beschrijving te maken van de verschillen in biodiversiteit tussen vroeger en nu.

De resultaten van het bureauonderzoek zullen worden geïntegreerd in de tussenrapportage 'Sieralgen en Biodiversiteit'.

8.7 Planning, producten en uitvoering

Weeknr.	April				Mei					Juni			
Survey	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Aantal locaties										18	12	18	12
Aantal monsters/locatie										1	1	1	1
Intensieve monitoring													
Aantal locaties										3		3	
Aantal monsters/locatie										4		4	
Seizoensdynamiek													
Aantal locaties	4		4		4		4		4		4		4
Aantal monsters/locatie	1		1		1		1		1		1		1
Sieralgenalyse (dgn)		1,5		1,5		1,5		1,5		1,5		2,25	2,25
Sieralgenalyse (monsters)		4		4		4		4		4		6	6
Bureauonderzoek (dgn)									4				
Aantal monsters	4		4		4		4		4	30	16	30	16
Totaal aantal monsters	4	4	8	8	12	12	16	16	20	50	66	96	112
Tijdsduur bemonstering (dgn)	0,5		0,5		0,5		0,5		0,5	4	3	4	3
Totale tijdsduur bemonstering (dgn)	0,5	0,5	1	1	1,5	1,5	2	2	2	6	9	13	16
Totale tijdsduur sieralgenalyse (dgn)	0	1,5	1,5	3	3	4,5	4,5	6	6	7,5	7,5	9,75	12
Totale tijdsduur rapportage (dgn)	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	4	4	4
Weeknr.	Juli				Augustus					September			
	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
Survey													
Intensieve monitoring													
Seizoensdynamiek													
Aantal locaties		4		4		4		4		4		4	
Aantal monsters/locatie		1		1		1		1		1		1	
Sieralgenalyse (dgn)	2,25	3,75	2,25	4,5	2,25	3,75	2,25	1,5	4,5	2,25	3,75	2,25	3,75
Sieralgenalyse (monsters)	6	10	6	12	6	10	6	4	12	6	10	6	10
Bureauonderzoek (dgn)										1	1	1	1
Aantal monsters		4		4		4		4		4		4	
Totaal aantal monsters	112	116	116	120	120	124	124	128	128	132	132	136	136
Tijdsduur bemonstering	0,5		0,5		0,5		0,5			0,5		0,5	
Totale tijdsduur bemonstering (dgn)	16,5	16,5	17	17	17,5	17,5	18		18	18,5	18,5	19	19
Totale tijdsduur sieralgenalyse (dgn)	14,25	18	20,25	24,75	27	30,75	33	34,5	39	41,25	45	47,25	51
Totale tijdsduur rapportage (dgn)	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	6	7	8

Figuur 8.6 Tijdsplanning veld- en bureauonderzoek OBN Sieralgen 2007.

Figuur 8.6 geeft een overzicht van de tijdsplanning van het veld- en bureauonderzoek in Fase 2 van dit project. Het schema geeft aan wanneer bemonsteringen zullen worden uitgevoerd, hoeveel sieralgenmonsters er per monsterlocatie zullen worden genomen, hoeveel tijd de bemonsteringen, naar schatting, in beslag gaan nemen, wanneer en hoeveel monsters er worden geanalyseerd en hoeveel tijd de rapportage van de gegevens gaat kosten.

Over het algemeen begint de dichtheid aan sialgen na de winter (vanaf maart/april) weer toe te nemen. Vanaf augustus/september nemen de aantallen dan weer af (bijv. Canter & Lund 1966). De bemonsteringen voor het bepalen van de seizoensdynamiek staan daarom vanaf april gepland en zullen doorlopen tot eind september. Bemonsteringen voor de survey en intensieve monitoring zullen worden uitgevoerd in juni, omdat dan de grootste diversiteit in de sialgenmonsters wordt verwacht.

Veldonderzoek

Bemonstering

Voor de survey en de seizoensbemonstering wordt een vast aantal monsters genomen: één mengmonster per monsterlocatie. Tijdens de intensieve monitoring worden per monsterlocatie verschillende (micro)habitats bemonsterd. Deze worden afzonderlijk geanalyseerd. Hierbij zullen, naar schatting, gemiddeld vier (micro)habitats per monsterlocatie bemonsterd worden.

Voor de survey en de intensieve monitoring worden de monsterlocaties één keer bezocht, terwijl voor de seizoensbemonstering dezelfde locaties herhaaldelijk (tweewekelijks) worden bemonsterd. De bemonstering van alle locaties voor de survey zal naar schatting tien werkdagen in beslag nemen en zullen plaatsvinden in juni. Voor de intensieve monitoring hebben we twee werkdagen in juni gepland. De veldbezoeken voor de seizoensbemonstering zullen in totaal naar schatting zes werkdagen kosten.

Analyse van sialgenmonsters

Tijdens de bemonsteringen voor de survey, de intensieve monitoring en de seizoensdynamiek zullen in totaal ongeveer 136 sialgenmonsters verzameld worden. De analyse van één sialgenmonster kost twee tot vier uur. De analyse van sialgenmonsters van het veldonderzoek zal hiermee, uitgaande van twee analisten, circa 25 werkdagen in beslag nemen. De analyses van de sialgenmonsters zullen zo snel mogelijk na de eerste bemonsteringen van start gaan en verder simultaan met de aanvoer van nieuwe sialgenmonsters worden uitgevoerd. In de planning is rekening gehouden met een uitloop van analyses in de maand oktober.

Data-analyse en rapportage

Een aantal gegevens kunnen al tussen de bemonsteringen door worden uitgewerkt, maar het gros zal pas uitgewerkt worden in de periode oktober – half november 2007. Alle gegevens vrijgekomen uit het veld- en bureauonderzoek zullen samen worden gevoegd in de tussenrapportage “Sialgen en Biodiversiteit”. De rapportage van gegevens uit de survey (12 dgn), de intensieve monitoring (15 dgn), en de seizoensdynamiek (4 dgn) zal in totaal naar schatting 31 dagen in beslag gaan nemen.

Bureauonderzoek

Het bureauonderzoek bestaat vooral uit het verzamelen van bestaande gegevens over de verspreiding van sialgen in Nederland en andere Europese landen. Voor het opstellen van een voorlopige doelsoortenlijst volgens itz-criteria zijn vier werkdagen in mei gepland. Voor het vaststellen van de omvang en mogelijke trends in de biodiversiteit zijn vier werkdagen in september gepland. In oktober zal er een conceptversie van de doelsoortenlijst worden opgeleverd. Samen met de resultaten van het veldonderzoek zal de informatie uit de bureauonderzoek in de periode oktober – half november 2007 beschreven worden in de tussenrapportage “Sialgen en biodiversiteit”.

Uitvoering

De bemonstering van sialgen en de beschrijving van de monsterlocaties zal uitgevoerd worden door G. Mulderij, R. Bijkerk en C.A. Bultstra (Koeman en Bijkerk bv). De analyse van sialgenmonsters zal worden uitgevoerd door C.A. Bultstra, R. Bijkerk en G. Mulderij. Voor de data-analyse en rapportage en de werkzaamheden samenhangend met het bureauonderzoek zullen G. Mulderij en R. Bijkerk verantwoordelijk zijn.

9. Herbivorie (als aansluiting bij OBN)

9.1 Inleiding

Oeverplanten en ondergedoken waterplanten spelen een belangrijke rol in het laagveen. Oeverplanten kunnen een waterzuiverende werking hebben (denk aan helofyten filters) en vormen bovendien het biotoop van een aantal moerasvogelsoorten. Ondergedoken waterplanten kunnen nutriënten uit het water opnemen, verbeteren de zuurstofbeschikbaarheid en functioneren als habitat voor vissen, macrofauna en zoöplankton. De aanwezigheid van voldoende waterplanten kan helpen het water helder te houden. Ondergedoken waterplanten zijn lang niet altijd aanwezig doordat het water te troebel is door algenbloei bij hoge nutriënten beschikbaarheid, of door opwerveling van bodemdeeltjes. De groei van oeverplanten zoals riet kan geremd worden onder hypertrofe condities, o.a. door strooiselophoping (Van der Putten 1997). Maar zelfs als de abiotische omstandigheden gunstig lijken te zijn voor de vestiging van water- en oeverplanten dan blijkt toch dat ze soms maar sporadisch voorkomen. Dit kan komen doordat de abiotische omstandigheden misschien toch minder gunstig zijn dan het lijkt (bijvoorbeeld door nalevering van nutriënten uit het sediment, zie hoofdstuk 4 van dit rapport). Het kan zijn dat het milieu geschikt is, maar er simpelweg geen zaden of planten aanwezig zijn en verspreiding de bottleneck vormt (zie hoofdstuk 5 van dit rapport). Tenslotte kan het zijn dat het milieu geschikt is en er voldoende planten aanwezig zijn, maar dat ze niet goed op gang komen doordat ze steeds afgegraasd worden door watervogels en vissen. Grazende watervogels zijn gedurende de laatste vijftien jaar enorm in aantal toegenomen. In gebieden waar de visstand laaggehouden wordt door actief visbeheer zouden grazende watervogels de vestiging van water- en oeverplanten kunnen belemmeren.

Het doel van dit onderzoek is het meten van de interactie tussen de voedselrijkdom van het milieu en begrazing: wanneer is herbivorie een beperkende factor voor de vestiging en groei van water- en oeverplanten?

In het eerste jaar (2006) is begonnen met een studie naar de effecten van herbivorie op oeverplanten waarbij als model systeem is gekozen voor de effecten van Grauwe ganzen vraat op riet. Uit eerdere studies weten we dat Grauwe ganzen door begrazing effect hebben op de hoeveelheid riet (Van den Wyngaert et al. 2003) en de vestiging van oeverplanten, waaronder riet, kunnen tegengaan (Tosserams et al. 1999). De Grauwe ganzen populatie is gegroeid van ruim 20.000 begin jaren '90 naar zo'n 120.000 nu (niet-broedvogels, data SOVON Vogelonderzoek Nederland, www.sovon.nl), terwijl ook de broedpopulatie steeds verder toeneemt (Foto 9.1). De vraag is nu of het gebrek aan uitbreiding van een waterriet zone in veel laagveengebieden ook te wijten is aan de vraat door Grauwe ganzen, of dat abiotische omstandigheden de limiterende factor zijn.

De hypothesen voor dit onderzoek zijn:

- (1) Grauwe ganzenvraat is een limiterende factor voor de uitbreiding van waterriet.
- (2) Het effect van Grauwe ganzenvraat hangt af van de abiotische omstandigheden voor de rietgroei.

9.2 Onderzoeksmethoden

Om het effect van Grauwe ganzen begrazing op de uitbreiding van waterriet te kwantificeren is er een experiment gestart in het voorjaar van 2006 waarbij riet beschermd is met netten tegen begrazing (exclosures) en de aanwezigheid van waterriet is vergeleken binnen en buiten deze netten. De exclosures zijn gebouwd in twee aaneengesloten plassen die verschillen in voedselrijkdom: de Waterleidingplas (130 ha) en Terra Nova (85 ha), beide eigendom van Waternet bij Loenderveen.

De Waterleidingplas is een voormalige veenplas die door Waternet gebruikt wordt voor de drinkwatervoorziening (Foto 9.2). Het veen is weggegraven en het water is gedefosfateerd waardoor de plas een zandige bodem heeft en meestal helder water. Terra Nova is een eutrofe veenplas waar herstelbeheer heeft plaatsgevonden door middel van biomanipulatie, zie ook de eindrapportage van fase 1 (Lamers et al. 2006). Langs de oevers van beide plassen groeit een

helofyten vegetatie met onder meer riet, smalle lisdodde en mattenbies. Op de legakkers in Terra Nova broeden jaarlijks ca. 150 paar Grauwe ganzen.

Op 4 april 2006 zijn 6 exclosures gebouwd in elk van de plassen. De exclosures zijn 2 m breed en steken 6 m het water in vanaf de rietgordel. Ze zijn gemaakt van stevige netten (maaswijdte 2.5 cm) die tot op de bodem vallen en boven water ongeveer 1 m uitsteken (Foto 9.3). De exclosures zijn ongeveer 1 à 1.5 m uit de oever gebouwd, zodat ze beginnen waar het overjarige riet ophoudt. Elke exclosure is gepaard met een controle van dezelfde afmetingen.

Op 23 mei, 28 juni en 26 oktober 2006 is het aantal rietstengels geteld in vakken van 0.75 m breed en 0.5 m lang binnen en buiten de exclosures. De vakken waren zo uitgezet dat het midden ligt op 0.5, 1.5, 2.5, 3.5, 4.5 en 5.5 m vanaf de oeverkant van de exclosure of controle. Van alle getelde stengels werd opgeschreven of ze aangevreten waren of niet. We hebben aangevreten stengels onderscheiden van afgebroken stengels door te kijken naar het breukvlak wat altijd rafelig is na begrazing door ganzen. Alleen stengels van dit jaar zijn gemeten, oude stengels van vorig jaar stonden er weinig en waren te herkennen door hun vaalgrijze uiterlijk en brosse structuur. In elk opname vak is ook de waterdiepte gemeten.

9.3 Resultaten en discussie

De dichtheid van riet neemt significant af met de afstand tot de oever (Figuur 9.1). Dit komt door de toenemende waterdiepte wat de rietgroei moeilijker maakt (Figuur 9.2). In de eutrofe plas is de stengeldichtheid van riet niet significant verschillend tussen exclosures en controles (Figuur 9.1). In de oligotrofe plas staat in mei evenveel riet binnen en buiten de exclosures, maar een maand later is al het riet buiten de exclosures weggevreten (Figuur 9.3 en Foto 9.3). Later in het seizoen vindt hergroei van dit riet plaats, maar de dichtheid is ook in oktober nog steeds lager dan binnen de exclosures (Figuur 9.1).

In deze studie remmen Grauwe ganzen de uitbreiding van waterriet wel in de oligotrofe maar niet in de eutrofe plas. Het riet in de oligotrofe plas wordt zwaar begraasd terwijl het in de eutrofe plas nauwelijks begraasd wordt. Het is niet duidelijk waarom de ganzen zo weinig riet grazen in de eutrofe plas. In het vervolgonderzoek zullen monsters genomen worden van het riet om de nutriënten samenstelling te onderzoeken, mogelijk bevat het riet in de oligotrofe plas een hogere concentratie voedingsstoffen. Ondanks het gebrek aan begrazing in de eutrofe plas, zijn er nauwelijks jonge rietuitlopers te vinden verder van de oever af (pers. observatie). Door de exclosures ook komend jaar te bemonsteren kan berekend worden wat de uitbreidingssnelheid van het riet is in beide plassen. Mogelijk biedt de slappe veenbodem in de eutrofe plas te weinig houvast voor een vitale groei van het riet, of komt er te weinig licht op de bodem. Door komend jaar riet uit te planten in potten met sediment uit de eutrofe en oligotrofe plas en die potten in beide plassen in te brengen kan bepaald worden in hoeverre het sediment de rietgroei remt in de eutrofe plas.

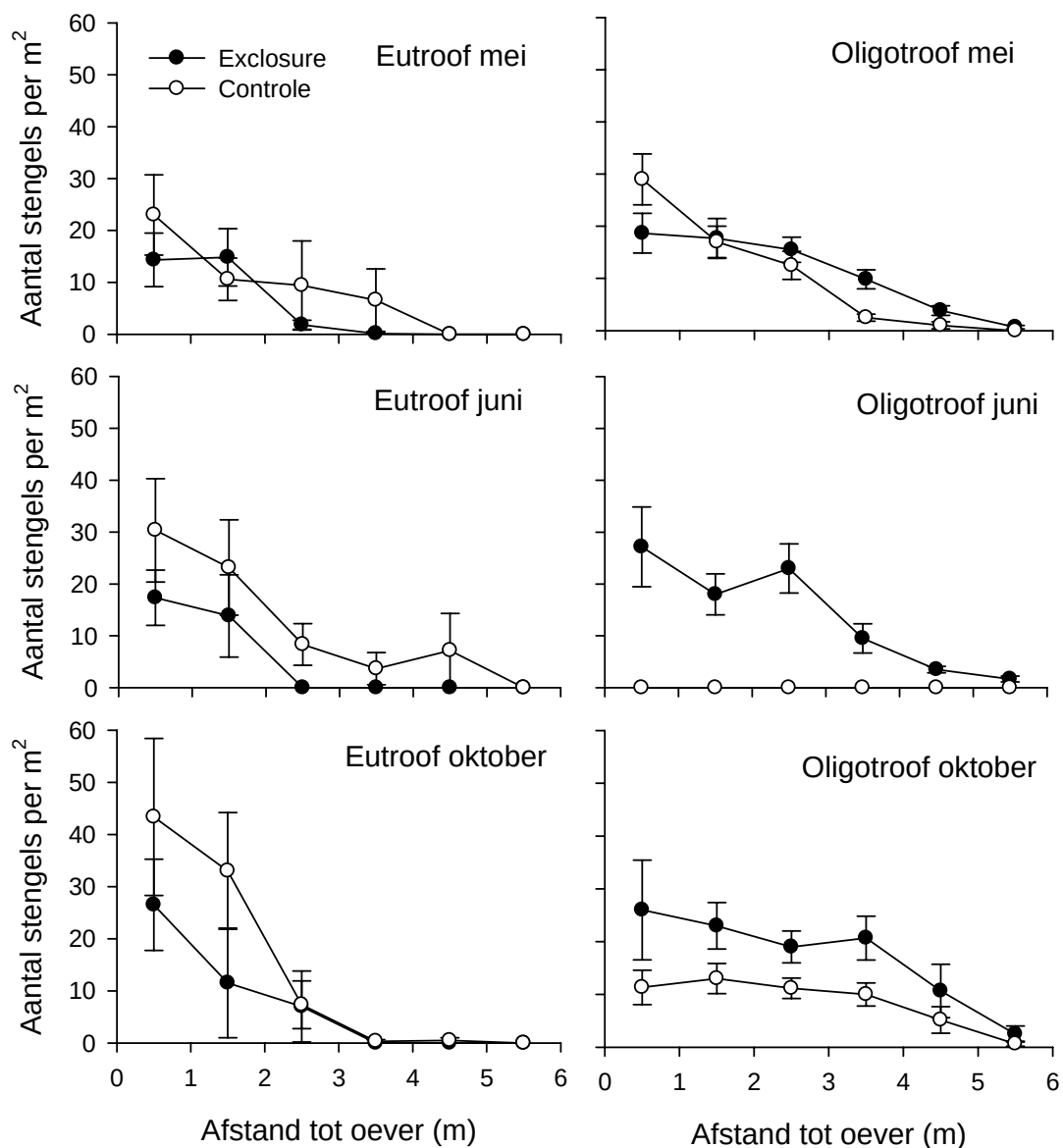
9.4 Voorlopige conclusies en betekenis voor het beheer

Begrazing door Grauwe ganzen kan een beperkende factor zijn voor de uitbreiding van waterriet, maar alleen als de groeiomstandigheden voor het riet goed zijn. Aangezien het waterriet belangrijk is voor o.a. moerasvogelsoorten kunnen via het beheer maatregelen genomen worden om de rietgroei te stimuleren. Dit kan door de abiotische bottlenecks te verwijderen (zoals het toestaan van peilfluctuaties) en ofwel het riet (tijdelijk?) uit te sluiten van begrazing ofwel het aantal Grauwe ganzen in het gebied te beperken. Hoewel begrazing door Grauwe ganzen op de korte termijn een belangrijke factor kan zijn voor de beperking van de hoeveelheid waterriet, ligt de lange termijn oplossing waarschijnlijk in het beheren van de abiotiek. In gebieden waar uitgestrekte rietvegetaties voor kunnen komen door bijvoorbeeld gunstig peilbeheer zal ganzenvraat waarschijnlijk minder een probleem vormen aangezien er genoeg geschikt riet overblijft.

9.5 Vervolgonderzoek

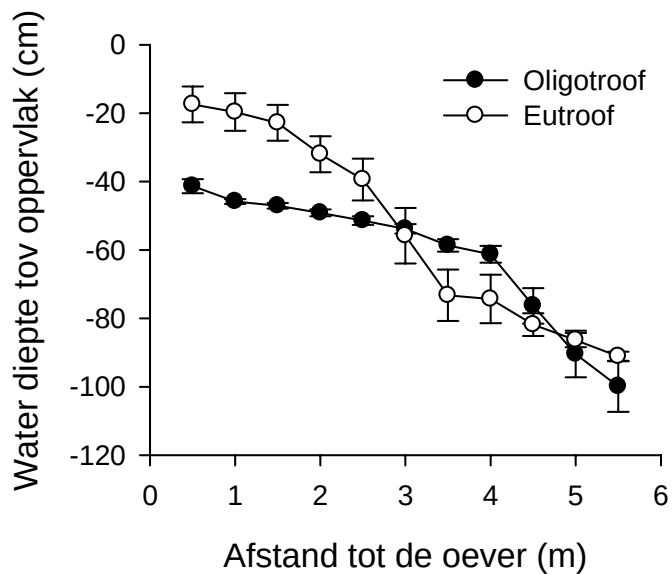
In 2007 wordt een transplantatie proef met riet uitgevoerd om te kijken of het sediment waar het riet in groeit een belangrijke rol speelt bij de rietgroei. Tevens worden de exclusures weer opgenomen om te kijken of het Grauwe ganzen effect hetzelfde is over meerdere jaren en om de snelheid van rietuitbreiding te berekenen.

Daarnaast wordt begonnen met het meten van de effecten van herbivorie op ondergedoken waterplanten. In drie meren die tegen elkaar liggen (Waterleidingplas, Loenderveense Plas Oost en Terra Nova) worden in het voorjaar elk tien exclusures en tien controles gebouwd. Deze meren verschillen sterk in de mate van voedselrijkdom (resp. oligotroof, mesotroof en eutroof). In vijf exclusures plus controles wordt Schedefonteinkruid in potten geïntroduceerd en wordt de vraat van watervogels en vissen op het Schedefonteinkruid elke maand gemeten (juni, juli en augustus). In de overige vijf exclusures plus controles kan de vegetatie zich ongestoord ontwikkelen en wordt de vegetatie eind augustus bemonsterd om de soortensamenstelling en biomassa te bepalen.

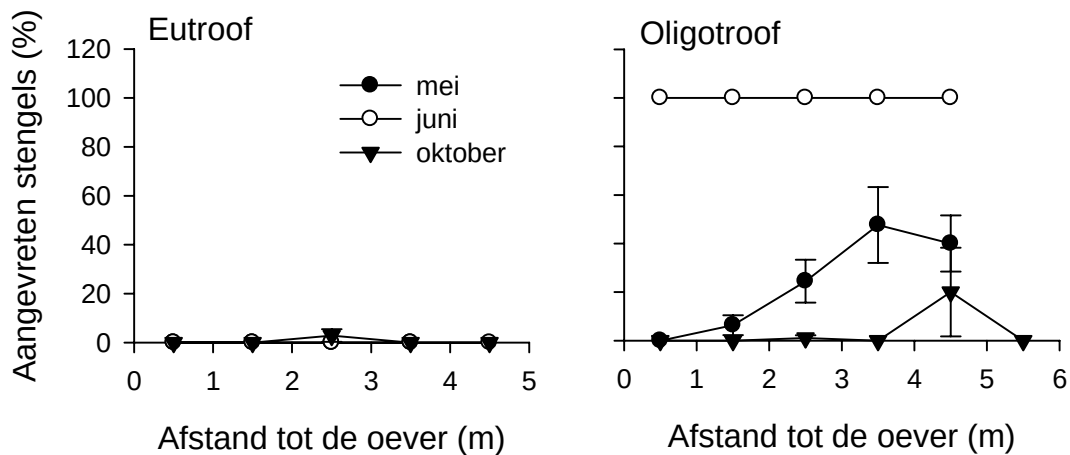


Figuur 9.1 De dichtheid van niet-aangevreten rietstengels binnen en buiten de exclusures in de twee plassen in 2006. Het riet wordt in de oligotrofe plas zwaar begraasd in juni waardoor het geheel verdwijnt buiten de exclusures (zie ook Foto 9.3). In oktober is het deels teruggekomen

door hergroei, maar is de dichtheid nog steeds lager. In de eutrofe plas zijn de verschillen in rietdichtheid niet significant tussen exclusures en controle.



Figuur 9.2 Waterdiepte profiel in de oligotrofe en eutrofe plas. Het water is in de eutrofe plas iets ondieper dicht bij de oever, maar vanaf 3 m uit de kant is het water even diep in beide plassen.



Figuur 9.3 Percentage aangevreten riet stengels buiten de exclusures in beide plassen. Het riet in de oligotrofe plas werd zwaar begraasd in mei en juni, terwijl het riet in de eutrofe plas nauwelijks begraasd werd. De ganzen beginnen in mei het eerst aan de rietstengels die aan de buitenkant van de rietkraag staan en rollen in juni de hele rietuitbreiding op.



Foto 9.1 De broedpopulatie Grauwe ganzen in Nederland neemt snel toe, ook in laagveengebieden. Foto: Margreet Roos.



Foto 9.2 Overzicht van de oevervegetatie van de Waterleidingplas in oktober 2005. Op de foto is de opslag van jong riet als een groene gordel zichtbaar tegen de bruine achtergrond van het overjarige riet. Wordt de uitbreiding van dit riet beperkt door abiotische factoren of door Grauwe ganzen begrazing? Foto: Liesbeth Bakker.



Foto 9.3 De exclosures in juni 2006. Binnen de exclosures hebben zich groene plukken riet gevestigd, daarbuiten is het opgekomen riet massaal weggegraasd. Foto: Liesbeth Bakker.

10. Literatuurverwijzingen

- Bal D, Beije HM, Fellingier M, Haveman R, van Opstal AJFM, van Zadelhoff FJ, 2001.** Handboek Natuurdoeltypen. Tweede herziene editie. Expertisecentrum LNV, Ministeria van LNV, Wageningen. 832 pp.
- Bal D, Beije HM, Hoogeveen YR, Jansen SRJ & van der Reest PJ, 1995.** Handboek natuurdoeltypen in Nederland. IKC-Natuurbeheer, Ministeria van LNV, Wageningen. 407 pp.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, 2001.** Handboek Natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020, Wageningen.
- Barkman, J. J., H. Doing, and S. Segal, 1964.** *Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse*. Acta Botanica Neerlandica 13:394-419.
- Beijerinck W, 1926.** Over de verspreiding en periodiciteit van zoetwaterwieren in Drentsche heideplassen. Verhandelingen van de Koninklijke Nederlandse Akademie voor Wetenschappen, Afdeling Natuurkunde, tweede sectie 25(2): 5-211.
- Bijkerk R, Berk GJ & Joosten AMT, 2004b.** Drentse vennen door de jaren heen. Onderzoek naar de ecologische veranderingen in Drentse vennen tot 2003. Rapport 2004-32 Koeman en Bijkerk bv, Haren. In opdracht van Provincie Drenthe Productgroep Landelijk Gebied.
- Bijkerk R, Van Dam H, Bultstra CA & Meesters J, 2004a.** Stuurbaarheid van sieraalgen. Een onderzoek naar de potentiële stuurvariabelen van sieraalggemeenschappen als doelvariabelen in de Kaderrichtlijn Water. Rapport 2004-113 Koeman en Bijkerk bv, Haren. In opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.
- Bland RD & Brook AJ, 1974.** The spatial distribution of desmids in lakes in northern Minnesota, USA. Freshwater Biology 4: 543-556.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (red.), 1988.** Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
- Bontes B., Verschoor A.M., Dionisio Pires L.M., Van Donk E. and Ibelings B.W.** Functional response of *Anodonta anatina* feeding on a green alga and four strains of cyanobacteria, differing in concentration, size and toxicity. *Hydrobiologia* geaccepteerd.
- Canter HM, Lund JWG, 1966.** The periodicity of planktonic desmids in Windermere, England. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 16: 163-172.
- Coesel PFM, 1975.** The relevance of desmids in the biological typology and evaluation of fresh waters. Hydrobiological Bulletin 9: 93-101.
- Coesel PFM, 1998.** Sieraalgen en natuurwaarden. Wetenschappelijke Mededelingen KNNV 224 : 1-56, Utrecht.
- Coesel PFM, 2001.** A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. Biodiversity and Conservation 10: 177-187.
- Dionisio Pires L.M., Bontes B., Ibelings B.W. and Van Donk E.** Grazing on microcystin-producing and microcystin-free phytoplankters by different filter-feeders: implications for lake restoration. *Aquatic Sciences* geaccepteerd.
- Dionisio Pires L.M., Ibelings B.W., Elger A., Gons H., Lammens E., Nolet B., Noordhuis R., Portielje R., Vijverberg J., 2004.** Re-oligotrophication: effects on carrying capacity and biodiversity: state-of-the-art knowledge for shallow lakes in the Netherlands. NIOO-KNAW rapport in opdracht van en samenwerking met RIZA.
- Directie Kennis, Ministerie van LNV, 2006.** Onderzoek ten behoeven van het herstel en beheer van Nederlandse Laagveenwateren. Eindrapportage 2003 – 2006 (Fase 1). Rapport DK nr. 2006/057-O.
- Dresscher, T.G.N. & L.W.G. Higler, 1982.** De Nederlandse bloedzuigers (Hirudinae). Wetenschappelijke mededeling nr. 154. KNNV, Hoogwoud.
- Drost, M.B.P., H.P.J.J. Cuppen, E.J. van Nieukerken & M. Schreijer (red.), 1992.** De waterkevers van Nederland. Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Gittenberger, E. & A.W. Janssen (red.), 1998.** De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. Nederlandse Fauna 2. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.

- Haaijer, S.C.M., 2007.** Microbial mediators of the sulfur, nitrogen and iron cycles in freshwater ecosystems. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- Higler L.W.G., 1977.** Macrofauna-cenoses on Stratiotes plants in Dutch broads. Proefschrift UvA. Verhandeling 11, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Higler, L.W.G., 2000.** Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 7, Laagveenwateren. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Joosten AMT, 1996.** Documentatie van desmidiaceeën uit Nederlandse binnenwateren. Rapport 1996-01/B Koeman en Bijkerk bv, Haren.
- Kooijman, A.M., 1993.** Changes in the bryophyte layer of rich fens as controlled by acidification and eutrophication. Proefschrift Universiteit Utrecht.
- Lamers, L., Geurts, J., Bontes, B., Sarneel, J., Pijnappel, H., Boonstra, H., Schouwenaars, J., Klinge, M., Verhoeven, J., Ibelings, B., Van Donk, E., Verberk, W., Kuijper, B., Esselink, H. & Roelofs, J. 2006.** Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003-2006. Rapport DK-LNV nr. 2006/057-O, Ede.
- Lamers, L.P.M., M. Klinge & J.T.A. Verhoeven, 2001.** *OBN-Preadvies laagveenwateren*. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen
- Lamers, L.P.M., Smolders, A.J.P. & Roelof, J.G.M., 2002.** The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 107-130.
- McAleece, N., 1997.** Biodiversity Professional Beta 1. The Natural History Museum, London and The Scottish Association for Marine Science, UK.
- Meijden, R. van der. E.J. Weeda, W.J. Holverda & P.H. Hovenkamp, 1996.** *Heukels' Flora van Nederland*. 21^{ste} druk, Wolters-Noordhoff, Groningen
- Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie (NVL), 2002.** De Nederlandse Libellen (Odonata). Nederlandse Fauna 4. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.
- Olsen, S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe & L.A. Dean, 1954.** Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ 939. US Gov Print Office, Washington, USA.
- Roelofs, J.G.M., 1991.** Inlet of alkaline water into peaty lowlands: effects on water quality and on *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany* 39: 267-293.
- Roelofs, J.G.M., 1993.** De fragiele balans tussen verzuring en verbasing in blauwgraslanden. In E.J. Weeda (Ed.), *Blauwgraslanden in Twente; schatkamers van het natuurbehoud*. Wetenschappelijke mededelingen KNNV nr. 209, Utrecht. pp. 32-38.
- Smolders, A.J.P., Hendriks, R.J.J., Campschreur, H.M. & Roelofs, J.G.M., 1997.** Nitrate induced iron deficiency chlorosis in *Juncus acutiflorus*. *Plant and soil* 196: 37-45.
- Sokal, R. R. and F. J. Rohlf. 1995.** Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3rd edition. W. H. Freeman and Co., New York. 887 pp.
- Sybenga, D.S., 2001.** Landelijke waterkwaliteitsbepalingen met behulp van macroinvertebraten vergeleken. Een overzicht van de mogelijkheden voor toepassing in de Wieden. Stagerapport Natuurmonumenten.
- Tansley, A.G., 1946.** Introduction to Plant Ecology. Allen and Unwin, London.
- Tosserams, M., Vulink, J. T. en Coops, H., 1999.** Perspectief voor oeverplanten in het Volkerak-Zoommeer. Eindrapportage "Planten in de Peiling". RIZA-rapport 99.031.
- Tyrrell, M. and D.J. Hornbach, 1998.** Selective predation by muskrats on freshwater mussels in 2 Minnesota rivers. *Journal of the North American Benthological Society* 17: 301-310.
- Van den Berg MS (red), 2004.** Achtergrondrapportage referenties en maatlatten fytoplankton. Rapportage van de expertgroep fytoplankton. Achtergronddocument fytoplankton Versie oktober 2004. Stichting toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA), Utrecht 41 pp.
- Van den Wyngaert, I.J.J., Wienk, L.D., Sollie, S., Bobbink, R. en Verhoeven, J.T.A., 2003.** Long-term effects of yearly grazing by moulting Greylag geese (*Anser anser*) on reed (*Phragmites australis*) growth and nutrient dynamics. *Aquatic Botany* 75:229-248
- Van der Hammen, H., 1992.** De macrofauna van het oppervlaktewater van Noord-Holland. Provincie Noord-Holland; Dienst Ruimte & Groen, Haarlem.
- Van der Molen DT (red), 2004a.** Referenties en maatlatten voor meren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. Versie oktober 2004. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA)/RIZA, Utrecht.

- Van der Molen DT (red), 2004b.** Referenties en maatlatten voor rivieren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. Versie oktober 2004. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA)/RIZA, Utrecht.
- Van der Molen DT (red), 2004c.** Referenties en maatlatten voor overgangs- en kustwateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. Versie oktober 2004. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA)/RIZA, Utrecht.
- Van der Putten, W.H., 1997.** Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-back and Progression (1993-1994). *Aquatic Botany* 59: 263-275
- Van der Welle, M.E.W., 2007.** Detoxifying toxicants. The effects of sulphur and nitrogen biogeochemistry on metal uptake and toxicity in freshwater wetlands. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- Van Duinen, G.A., T. Timm, A.J.P. Smolders, A.M.T. Brock, W.C.E.P. Verberk & H. Esselink, 2006.** Differential response of aquatic oligochaete species to increased nutrient availability – a comparative study between Estonian and Dutch raised bogs. Accepted for publication in *Hydrobiologia*.
- Van Duinen, G.A., Van Kleef, H.H., Nijssen, M., Van Turnhout, C.A.M., Verberk, W.C.E.P., Holtland, J. & Esselink, H., 2004.** Schaal en intensiteit van herstelmaatregelen: Hoe reageert de fauna? In: Van Duinen, G.A. et al. (Eds), *Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit; 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur*. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2004/305, Ede. Pp. 189-240.
- Van Wirdum, G., 1993.** Basenverzadiging in soortenrijke trilvenen. In: M. Cals, M. de Graaf & J. Roelofs (Eds.), *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen*. Symposium proceedings, Vakgroep Oecologie van de Katholieke Universiteit Nijmegen en directie N.B.L.F. van het Ministerie van LNV, pp. 97-126.
- Verberk, W.C.E.P, Kuper, J.T., Lamers, L.P.M., Christianen, M.J.A. & Esselink, H., 2007.** Restoring fen water bodies by removing accumulated sludge: what are the effects for aquatic macroinvertebrates? *Proc. Neth. Entomol. Soc. Meet.* Vol 18. Pp. 115-124
- Weber, E., 2005.** Population size and structure of three mussel species (Bivalvia: Unionidae) in a northeastern German river with special regard to influences of environmental factors. *Hydrobiologia* 537: 169-183.

Bijlage 5.1 Gps coördinaten, voorkomen van soorten (0= afwezig, 1=aanwezig) en bedekkingspercentages van het wateroppervlak (%) in de bemonsterde petgaten.

petgat	GPS coördinaten	HP	KR	GLD	KLD	LG	MB	MV	R	SW	WA	WDB	CZ	GB	waterpl	Drijfpl	Emerg pl	kragge
dd 1	N53 01.292 E5 55.348	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	95	2	0	0
dd 2	N53 01.292 E5 55.348	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	95	1	1	0
dd 3	N53 01.302 E5 54.424	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
dd 4	N53 01.386 E5 54.352	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
dd 5	N53 01.042 E5 53.237	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	70	0	0
dd 6	N53 01.007 E5 53.767	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	15	1	0
mp 1	N52 09.064 E5 05.558	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	30	6	40	10
mp 2	N52 09.322 E5 05.887	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	7	7	85	5
mp 3	N52 09.179 E5 05.833	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	25	1	95	0
mp 4	N52 09.154 E5 05.850	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	20	0	80	1
mp 5	N52 09.069 E5 05.887	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	50	5	20	5
mp 6	N52 08.925 E5 05.663	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	30	7	5	0
mp 7	N52 08.892 E5 05.341	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	30	2	3	0
wb 04	N52 10.313 E5 7.558	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
wb 06	N52 10.369 E5 7.521	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
wb 21	N52 09.724 E5 7.062	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	?	?	?	?
wb 27	N52 09.889 E5 07.379	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	5	2	3	13
wb 28	N52 09.679 E5 07.088	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	30	0	3	0
wb 31	N52 10.585 E5 08.060	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	25	0	7	0
wb 32	N52 10.583 E5 07.988	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	60	0	6	0
wi 1	N52 41.254 E6 07.193	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	5	10	17	0
wi 2	N52 44.431 E6 06.402	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	5	7	25	0
wi 3	N52 44.431 E6 06.402	1	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	80	5	15	0
wi 4	N52 39.952 E6 06.184	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	50	7	1	0
wi 5	N52 40.310 E6 06.593	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	25	40	20	5
wi 6	N52 42.920 E6 06.729	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	10	5	5	0
wi 7	N52 42.954 E6 06.708	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0	1	10	10	20	1
wi 8	N52 42.953 E6 06.677	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	10	5	15	0
wi 9	N52 42.885 E6 06.721	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	5	20	0
wr 1a	N52 45.801 E5 57.21	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	80	5	75	1
wr 1b	N52 45.891 E5 57.254	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	2.5	7	17	1
wr 2	N52 45.62 E5 56.795	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	95	0
wr 3a	N52 46.892 E5 55.776	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	7	7
wr 3b	N52 47.249 E5 55.534	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	7	30	20	5
wr 5	N52 47.249 E5 55.534	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	95	5
wr 7	N52 47.719 E5 59.637	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	80	40	5	0
wr 8	N52 47.367 E5 58.232	0	0	1	1	1	?	?	1	0	0	0	0	0	80	50	?	?

dd = De Deelen, mp = De Molenpolder, wb=Westbroek, wi =De Wieden, wr= De Weerribben. HP= Holpijp, KR=Krabbenscheer GLD= Grote Lisdodde, KLD= Kleine Lisdodde, LG= Liesgras, MB= Mattenbies, MV= Moerasvaren, R= Riet, SW= Slangenwortel, WA= Wateraardbei, WDB= Waterdrieblad WS= Waterscheerling, CZ= Hoge Cyperzegge, GB= Grote Boterbloem.

Bijlage 7.1 Waterkwaliteit, mate van verlanding en coördinaten monsterpunten

Monsterpunt	Code	Mate verlanding	Waterkwaliteit	Krabbescheer aanwezig	Coördinaat (N)	Coördinaat (E)
Weerribben	WR1	3	2	0 52	45'48.29"N	5 57'13.24"E
Weerribben	WR2	4	3	1 52	47'14.75"N	5 55'33.06"E
Weerribben	WR3	4	5	1 52	47'39.00"N	5 54'54.35"E
Weerribben	WR4	2	6	0 52	47'21.65"N	5 58'15.10"E
Ilperveld	IL1	2	2	0 52	27'10.18"N	4 56'8.00"E
Ilperveld	IL2	1	1	0 52	26'24.76"N	4 56'23.84"E
Westbroekse Zodden	WZ1	1	4	0 52	10'34.98"N	5 8'2.84"E
Westbroekse Zodden	WZ2	1	6	0 52	10'4.81"N	5 7'34.04"E
Hol	H1	4	2	1 52	13'4.32"N	5 5'18.18"E
Hol	H2	3	7	1 52	12'59.94"N	5 4'51.59"E
Hol	H3	2	7	0 52	13'16.53"N	5 4'45.04"E
Deelen	D1	2	3	1 53	1'17.03"N	5 55'20.21"E
Deelen	D2	1	1	0 53	1'2.35"N	5 53'26.66"E
Deelen	D3	1	1	1 53	1'23.25"N	5 55'20.15"E
Wieden (Eiland)	W1	3	3	1 52	42'56.13"N	6 6'41.79"E
Wieden (Eiland)	W2	2	4	1 52	42'55.68"N	6 6'38.37"E
Wieden (Eiland)	W3	1	5	0 52	42'54.26"N	6 6'41.77"E
Wieden (Schinkellanden)	W4	4	6	0 52	39'31.41"N	6 1'57.96"E
Wieden (Schinkellanden)	W5	3	8	1 52	39'32.79"N	6 2'1.42"E
Wieden (Schinkellanden)	W6	4	8	1 52	39'24.96"N	6 3'2.41"E
Molenpolder	MP1	4	3	1 52	9'3.79"N	5 5'33.44"E
Molenpolder	MP2	3	4	1 52	9'19.32"N	5 5'53.10"E
Molenpolder	MP3	4	6	1 52	9'10.63"N	5 5'49.56"E
Molenpolder	MP4	4	4	1 52	9'9.18"N	5 5'51.01"E
Molenpolder	MP5	2	5	1 52	9'4.06"N	5 5'52.57"E
Molenpolder	MP6	2	6	1 52	8'55.43"N	5 5'39.66"E

Bijlage 7.2 Watermacrofauna dichtheid per waterkwaliteit en verlandingsklasse en percentage per vegetatie structuurtype

Gemiddelde dichtheid per gebied										Gemiddelde dichtheid/dichtheid/waterkwaliteit en										Mate van verlanding							
Taxonomische groep		Soortnaam																									
		m																									
				1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4												
Anisoptera	Aeshna gra	#	0%	14%	7%	71%	7%	0%	0%	0%	0%	0	0	1	1	0	0	0	1	-	-	1					
Anisoptera	Aeshna sp		0%	20%	0%	24%	0%	18%	20%	18%	0	0	0	1	1	0	8	0	0	8	1	-					
Anisoptera	Aeshna viri	#	21%	10%	0%	6%	58%	0%	0%	5%	0	0	3	2	0	1	1	4	-	2	2	3					
Anisoptera	Anaciaesha isosceles		13%	11%	0%	14%	38%	5%	9%	10%	3	2	4	4	4	4	5	2		3	3	4					
Anisoptera	Anax imperator	B	10%	31%	0%	0%	0%	11%	11%	36%	0	0	0	1	1	1	1	0		1	1	-					
Anisoptera	Brachytron	# B	2%	17%	5%	16%	11%	19%	17%	14%	1	1	1	1	8	1	0	1		3	1	1					
Anisoptera	Cordulia ae	#	14%	9%	3%	19%	36%	8%	6%	4%	0	0	1	2	0	2	0	4	-	1	3	1					
Anisoptera	Leucorrhinia pectoralis	C	16%	7%	1%	13%	40%	17%	0%	7%	0	4	10	0	0	0	0	0	-	-	4	10					
Anisoptera	Libellula fulva		15%	5%	5%	32%	5%	17%	5%	15%	0	0	0	0	2	1	0	0	-	1	-	2					
Anisoptera	Libellulidae		20%	0%	0%	20%	60%	0%	0%	0%	0	0	2	0	0	0	0	0	-	-	-						
Anisoptera	Libellula quadrimaculata		5%	13%	10%	21%	3%	14%	22%	13%	1	3	1	0	1	0	0	1	-	1	2	3					
Anisoptera	Orthetrum cancellatum	C	15%	13%	10%	20%	0%	18%	10%	14%	3	2	1	2	0	0	0	0	-	3	1	2					
Arachnida	Argyroneta aquatica		12%	24%	24%	3%	18%	6%	14%	9%	15%	9	9	3	7	7	3	1	1	11	4	6					
Crustacea	Asellus aquaticus		15%	27%	5%	16%	16%	9%	3%	8%	34	11	22	5	11	9	16	3	-	22	17	6					
Crustacea	Proasellus meridianus		3%	14%	0%	4%	21%	17%	23%	17%	0	5	0	0	0	1	2	0	-	1	4	3					
Hemiptera opp	Corixidae		14%	14%	1%	37%	8%	18%	0%	9%	6	0	1	2	0	0	1	0	-	4	1	1					
Hemiptera opp	Gerris argentatus	B	18%	20%	4%	14%	21%	9%	9%	4%	1	1	3	1	3	2	1	1	-	2	3	1					
Hemiptera opp	Gerris sp		16%	18%	2%	21%	16%	10%	8%	7%	4	4	3	1	1	2	1	3	-	2	2	3					
Hemiptera opp	Gerris odontogaster		0%	10%	10%	10%	0%	43%	19%	10%	0	1	0	0	2	0	0	0	-	2	-						
Hemiptera opp	Hydrometra gracilenta		5%	11%	2%	13%	41%	15%	7%	6%	0	2	5	1	1	0	3	0	-	1	2	3					
Hemiptera opp	Mesoveliidae	A	0%	8%	0%	8%	0%	15%	53%	15%	0	0	0	0	3	1	0	0	-	2	-						
Hemiptera opp	Mesovelia furcata	A	11%	21%	6%	29%	2%	13%	13%	6%	2	0	0	2	3	2	2	0	-	3	2	-					
Hemiptera opp	Microvelia sp		14%	19%	5%	11%	19%	10%	12%	10%	5	0	2	0	1	3	0	0	-	3	-						
Hemiptera opp	Microvelia reticulata		14%	9%	3%	6%	36%	12%	12%	9%	10	15	18	9	10	82	7	7	-	10	1	11					
Hemiptera opp	Microvelia umbricola		8%	13%	0%	7%	30%	20%	8%	14%	0	1	0	1	0	1	0	1	-	-	-						
Hemiptera water	Corixa punctata	B	0%	39%	0%	0%	0%	22%	0%	39%	0	0	0	0	6	0	0	0	-	6	-						
Hemiptera water	Cymatia bondsdorffi		6%	37%	0%	12%	17%	0%	6%	22%	2	0	0	1	0	2	0	0	-	2	-						
Hemiptera water	Cymatia coleoptrata		15%	19%	1%	8%	30%	4%	7%	14%	4	12	9	7	2	34	29	2	-	4	13	7					
Hemiptera water	Hesperocorixa castanea	C	0%	17%	0%	0%	0%	46%	13%	25%	0	8	0	0	0	0	0	0	-	-	-						
Hemiptera water	Hesperocorixa linnei	C	0%	23%	2%	17%	25%	22%	3%	8%	0	1	2	1	0	0	0	0	-	1	-						
Hemiptera water	Ilyocoris cimicoides	B	9%	24%	1%	16%	20%	10%	4%	16%	7	5	15	24	3	4	14	9	-	16	12	4					
Hemiptera water	Nepa cinerea		8%	10%	8%	32%	0%	25%	3%	14%	2	1	0	0	2	0	0	0	-	2	1	-					
Hemiptera water	Notonecta glauca		7%	18%	3%	26%	23%	9%	6%	8%	2	1	6	3	3	2	2	0	-	2	3	5					
Hemiptera water	Notonecta lutea		0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0	1	0	0	0	0	0	0	-	-	-						
Hemiptera water	Notonecta viridis		0%	33%	0%	0%	0%	33%	0%	33%	0	0	0	1	0	0	0	0	-	1	-						
Hemiptera water	Plea minutissima	B	8%	37%	1%	10%	11%	8%	4%	22%	24	27	40	143	38	31	13	9	-	119	26	15					
Hemiptera water	Ranatra linearis	B	6%	31%	0%	21%	16%	3%	7%	16%	0	0	1	1	1	1	0	0	-	2	1	1					
Hemiptera water	Sigara falleni		16%	4%	5%	34%	3%	5%	3%	31%	10	1	2	2	0	0	0	4	-	8	2	3					
Hemiptera water	Sigara striata/cf falleni		0%	20%	0%	20%	60%	0%	0%	0%	0	0	0	1	0	0	0	0	-	1	-						
Hemiptera water	Sigara scotti		0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	0%	0	1	0	0	0	0	0	0	-	-	-						
Hemiptera water	Sigara semistriata		8%	28%	0%	0%	42%	6%	0%	17%	0	2	0	0	0	0	0	0	-	-	-						
Hemiptera water	Sigara striata		22%	17%	7%	21%	19%	1%	5%	9%	7	5	1	3	0	2	3	2	-	7	5	2					
Hemiptera water	Sigara distincta/falleni		0%	13%	0%	50%	0%	13%	13%	13%	1	0	0	1	0	0	0	0	-	1	-						
Hemiptera water	Sigara striata/dorsalis	C	60%	20%	20%	0%	0%	0%	0%	0%	4	1	0	0	0	0	0	0	-	4	-						
Gastropoda	Acroloxus lacustris		16%	16%	3%	9%	24%	4%	5%	22%	1	22	5	18	3	5	11	14	-	2	8	6					
Gastropoda	Anisus vortex		12%	17%	3%	12%	20%	13%	9%	13%	14	47	53	41	32	15	12	3	-	30	25	49					
Gastropoda	Bathymphalus contortus		2%	0%	18%	28%	4%	35%	14%	0%	0	2	0	0	7	1	0	0	-	7	2	-					
Gastropoda	Bitthynia leachii		7%	34%	0%	27%	9%	7%	3%	13%	1	5	27	0	0	1	14	0	-	1	16	-					
Gastropoda	Bitthynia tentaculata		12%	19%	3%	20%	21%	7%	8%	12%	45	49	54	47	34	43	3	69	-	42	59	50					
Gastropoda	Ferrissia wautieri		4%	45%	1%	10%	33%	2%	2%	4%	0	21	2	8	3	39	36	11	-	4	41	20					
Gastropoda	Gyraulus albus	B	20%	38%	5%	12%	9%	4%	3%	10%	175	12	96	325	123	167	44	61	-	115	180	199					
Gastropoda	Gyraulus crista	B	21%	33%	6%	10%	18%	1%	4%	5%	2	39	7	52	17	11	3	17	-	7	12	34					
Gastropoda	Gyraulus riparius		7%	22%	14%	19%	11%	8%	5%	14%	41	14	63	16	17	10	18	7	-	31	31	16					
Gastropoda	Lymanaeidae		14%	14%	0%	14%	14%	0%	0%	43%	0	0	0	13	0	0	0	0	-	-	-						
Gastropoda	Lymanaea stagnalis		13%	17%	7%	23%	20%	4%	6%	10%	6	1	5	8	7	6	1	9	-	7	5	5					
Gastropoda	Mixas glut	#	31%	10%	0%	7%	51%	0%	0%	0%	0	0	0	0	1	0	0	1	-	-	-						
Gastropoda	Physella acuta		38%	33%	0%	15%	1%	3%	0%	10%	0	19	0	1	0	0	576	0	-	1	576	-					
Gastropoda	Physa fontinalis	B	15%	21%	7%	19%	18%	5%	4%	11%	15	8	24	26	7	14	1	2	-	12	23	9					
Gastropoda	Planorbis carinatus	B	12%	30%	3%	11%	11%	8%	8%	17%	4	7	7	12	6	7	2	0	-	10	6	8					
Gastropoda	Planorbis barbus		4%	28%	0%	9%	24%	7%	7%	21%	0	0	1	7	0	4	0	1	-	8	4	2					
Gastropoda	Planorbis planorbis		10%	51%	2%	11%	2%	6%	12%	5%	0	3	8	3	0	34	0	0	-	15	21	3					
Gastropoda	Pupillaceae sp		20%	0%	0%	0%	40%	0%	40%	0%	0	0	0	0	0	2	0	0	-	-	-						
Gastropoda	Radix auricularia	B	23%	31%	4%	10%	26%	0%	1%	5%	0	0	11	16	18	10	0	5	-	-	12	18					
Gastropoda	Radix ovata	C	13%	37%	0%	22%	7%	9%	1%	11%	58	13	15	3	14	3	2	0	-	36	5	17					
Gastropoda	Radix peregra		22%	13%	2%	18%	31%	2%	2%	11%	0	1	1	0	5	0	1	0	-	0	1	3					
Gastropoda	Stagnicola corvus		0%	33%	0%	0%	33%	0%	33%	0%	0	0	0	1	0	0	0	0	-	1	-						
Gastropoda	Stagnicola palustris		7%	20%	0%	14%	24%	13%	8%	14%	3	5	3	9	1	6	0	1	-	5	2	5					
Gastropoda	Succinea sp		8%	7%	7%	12%	36%	17%	7%	6%	0	5	25	2	35	6	13	14	-	70	4	11					
Gastropoda	Valvata cristata	A	11%	15%	0%	3%	32%	9%	18%	11%	0	2	2	1	0	6	0	10	-	2	2	6					
Gastropoda	Valvata macrostoma	C	9%	23%	0%	30%	4%	11%	8%	15%	8	42	11	1	1	9	0	1	-								

Gemiddelde dichtheid per gebied										Gemiddelde dichtheid/waterkwaliteit en								Mate van verlanding			
										1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4
Taxonomische groep	Soortnaam																				
Zygotera	Coenagrion armatum	0%	17%	0%	0%	0%	58%	0%	25%	0	2	0	0	0	0	0	0	-	-	2	-
Zygotera	Coenagrion cf puella/pulchellum	18%	23%	0%	24%	22%	4%	4%	2%	7	1	5	2	0	0	0	1	1	1	1	3
Zygotera	Coenagrion sp.	20%	28%	2%	12%	17%	6%	8%	7%	25	4	12	13	22	24	36	11	29	14	11	18
Zygotera	Coenagrionidae (cf Ischnura elegans)	16%	19%	3%	29%	18%	2%	5%	9%	0	1	5	3	0	1	0	0	-	1	3	3
Zygotera	Coenagrion	#	13%	14%	2%	14%	36%	9%	6%	3	24	17	17	28	12	28	22	15	12	17	26
Zygotera	Enallagma	#	0%	75%	0%	0%	0%	0%	0%	25%	0	0	0	1	0	0	0	1	-	-	-
Zygotera	Erythronium	#	13%	29%	5%	19%	18%	4%	6%	5%	3	9	10	4	17	10	6	9	10	5	13
Zygotera	Ischnura elegans	B	18%	22%	4%	18%	15%	7%	7%	9%	56	5	17	21	9	32	11	46	18	10	15
Zygotera	Pyrhosoma	#	4%	8%	0%	0%	40%	36%	4%	8%	0	1	1	0	0	1	2	0	-	2	1
Acariidae	Arenurus albatro		11%	18%	1%	19%	21%	8%	15%	5%	1	0	3	0	2	2	0	2	1	-	2
Acariidae	Arenurus bicuspidator	B	16%	23%	1%	22%	26%	3%	2%	0	1	9	2	10	4	7	1	-	3	4	1
Acariidae	Arenurus bifidocollis		13%	0%	0%	0%	38%	38%	13%	0	0	1	0	0	0	0	0	-	4	1	8
Acariidae	Arenurus bruzellii		7%	17%	0%	50%	0%	7%	0%	20%	2	0	0	0	0	0	1	0	2	1	-
Acariidae	Arenurus claviger		20%	0%	0%	10%	60%	0%	0%	10%	0	0	1	0	0	0	0	1	-	-	-
Acariidae	Arenurus crassicaudatus		0%	63%	0%	13%	0%	0%	0%	25%	1	0	0	1	0	0	0	0	1	-	-
Acariidae	Arenurus cuspidator		43%	0%	0%	14%	43%	0%	0%	0%	0	0	0	0	1	0	0	0	-	-	1
Acariidae	Arenurus fimbriatus		8%	8%	0%	30%	7%	30%	0%	19%	3	0	0	0	0	5	0	1	3	5	-
Acariidae	Arenurus forficatus		26%	0%	0%	12%	26%	0%	33%	0	0	1	1	0	0	0	0	1	-	-	1
Acariidae	Arenurus globator	C	18%	17%	2%	22%	20%	7%	4%	10%	28	3	8	9	5	8	1	14	4	6	9
Acariidae	Arenurus latus		17%	20%	0%	0%	17%	10%	37%	0%	0	0	1	0	0	1	0	0	1	-	-
Acariidae	Arenurus maculator		28%	10%	0%	5%	58%	0%	0%	0%	0	0	1	0	0	0	0	3	-	-	2
Acariidae	Arenurus nymph		17%	36%	0%	25%	0%	11%	0%	11%	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	-
Acariidae	Arenurus p.	#	41%	16%	6%	17%	0%	16%	0%	4%	3	0	0	0	1	0	0	0	2	-	-
Acariidae	Arenurus radiatus		75%	25%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2	0	0	0	0	0	0	0	2	-	-
Acariidae	Arenurus robustus		0%	33%	0%	17%	17%	0%	17%	17%	0	0	1	0	0	0	0	0	-	-	1
Acariidae	Arenurus sinuatus	B	5%	28%	0%	0%	2%	11%	11%	0	0	2	3	4	3	2	1	-	1	-	1
Acariidae	Arenurus spec vrouwtjes		15%	12%	1%	18%	29%	8%	6%	9%	25	13	25	22	16	22	4	18	11	16	29
Acariidae	Arenurus t.	#	10%	21%	10%	27%	10%	15%	0%	7%	5	0	5	0	1	3	1	0	5	3	-
Acariidae	Atractides spec		20%	0%	0%	20%	60%	0%	0%	0%	0	0	0	0	0	0	0	1	-	-	1
Acariidae	Brachypoda versicolor	A	25%	0%	0%	5%	70%	0%	0%	0%	0	0	0	0	0	3	0	1	-	-	1
Acariidae	Eylais spec		0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	1	0	0	0	0	0	0	0	1	-	-
Acariidae	Forelia spec		0%	33%	0%	33%	0%	0%	33%	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	-	-
Acariidae	Forelia variegator	B	13%	38%	6%	13%	31%	0%	0%	0%	0	0	0	1	3	0	0	0	-	-	2
Acariidae	Frontipoda musculus		0%	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0	1	0	0	0	1	-	-
Acariidae	Hydrachna cruenta		2%	37%	0%	7%	0%	12%	4%	37%	1	0	0	5	0	0	0	0	3	-	-
Acariidae	Hydrodrachna despiciens despiciens/pilosa		13%	18%	1%	20%	24%	6%	13%	6%	10	7	12	5	3	10	2	4	11	4	5
Acariidae	Hydryphantes dispar	C	11%	6%	0%	26%	18%	8%	19%	12%	0	10	2	4	0	3	0	1	-	10	1
Acariidae	Hydrachna globosa		7%	48%	0%	0%	7%	11%	0%	28%	0	0	0	2	1	0	0	0	2	-	-
Acariidae	Hydrochoreutes krameri		5%	60%	0%	26%	6%	0%	0%	3%	4	0	0	1	0	4	0	0	3	4	1
Acariidae	Hygrobatas spec		15%	32%	0%	7%	24%	4%	12%	4%	0	0	1	5	3	12	1	7	4	8	1
Acariidae	Limnochares	#	10%	14%	1%	9%	24%	9%	16%	17%	1	3	3	4	4	3	2	1	1	2	3
Acariidae	Limnesia connata		20%	20%	0%	0%	60%	0%	0%	0%	0	0	0	0	0	2	0	0	-	-	2
Acariidae	Limnesia fulgida		17%	22%	0%	11%	20%	14%	7%	8%	1	0	2	2	0	2	0	1	1	-	1
Acariidae	Limnesia maculata	B	12%	25%	3%	17%	22%	4%	5%	13%	0	0	3	2	2	2	0	0	2	1	3
Acariidae	Limnesia nymph	B	11%	34%	0%	7%	3%	19%	4%	23%	0	0	1	1	0	1	0	0	1	-	1
Acariidae	Limnesia polonica	B	16%	24%	0%	14%	21%	8%	7%	10%	0	0	3	3	1	7	0	0	5	1	3
Acariidae	Limnesia spec		0%	0%	75%	13%	13%	0%	0%	0	0	4	0	0	0	0	0	0	-	-	-
Acariidae	Limnesia undulata/undulatoides	B	18%	32%	1%	13%	18%	1%	9%	41	6	6	13	4	5	10	5	25	4	9	5
Acariidae	Midea orbic	#	10%	0%	0%	2%	7%	43%	22%	14%	0	3	3	0	0	0	0	0	-	1	19
Acariidae	Midopsia orbicularis		13%	28%	10%	22%	12%	4%	8%	3%	1	1	2	0	0	2	1	0	1	2	2
Acariidae	Neumania vernalis		19%	12%	1%	13%	23%	4%	11%	16%	2	1	3	22	8	13	0	12	4	5	9
Acariidae	Acar nymph spec		13%	26%	0%	19%	20%	4%	13%	6%	2	3	1	2	2	10	6	6	7	2	4
Acariidae	Oxus spec		9%	20%	1%	14%	26%	6%	13%	10%	0	0	2	4	3	4	0	1	4	6	2
Acariidae	Piona alpicola		0%	50%	0%	0%	0%	0%	0%	50%	0	0	0	0	0	0	0	0	1	-	-
Acariidae	Piona coccinea	C	14%	22%	15%	3%	23%	8%	13%	3%	0	0	2	0	0	0	0	0	-	-	2
Acariidae	Piona longipalpis	B	22%	30%	6%	7%	20%	4%	4%	7%	0	0	2	4	2	2	0	2	1	1	3
Acariidae	Piona spec		24%	26%	8%	10%	18%	0%	0%	15%	1	0	1	1	1	0	0	1	1	-	1
Acariidae	Piona stjoerdalensis		40%	40%	0%	20%	0%	0%	0%	0%	0	0	0	1	0	0	0	0	-	-	1
Acariidae	Piona variabilis	B	4%	19%	6%	10%	4%	24%	21%	11%	0	0	0	1	2	0	0	0	2	-	1
Acariidae	Tiphys pistillifer		10%	0%	0%	10%	30%	50%	0%	0%	0	1	0	0	0	0	0	1	-	-	1
Acariidae	Unionicola	#	16%	6%	0%	2%	56%	8%	8%	5%	0	1	3	12	2	1	0	0	3	1	8
Acariidae	Unionicola minor/crassipes		24%	9%	1%	11%	43%	2%	2%	8%	17	0	4	19	2	8	1	6	2	14	11
Acariidae	Unionicola minor/crass/graci		13%	19%	0%	9%	32%	0%	18%	8%	17	1	2	19	4	10	1	59	11	3	10
Chironomidae	Ablabesmyia morilis		37%	5%	0%	13%	40%	0%	5%	0%	0	2	14	0	36	5	0	0	-	5	3
Chironomidae	Ablabesmyia morilis agg.		0%	50%	0%	0%	50%	0%	0%	0%	0	1	0	0	0	0	0	0	-	-	1
Chironomidae	Ablabesmyia phatta		43%	36%	0%	2%	6%	13%	0%	0%	5	0	0	0	0	0	1	0	5	1	-
Chironomidae	Ablabesmyia sp.		5%	9%	0%	9%	6%	63%	0%	9%	81	10	9	0	0	0	11	0	81	13	4
Chironomidae	Acricotopus lucens		7%	8%	15%	10%	14%	13%	28%	5%	0	23	21	0	4	3	0	0	-	3	41
Chironomidae	Anatopynia plumipes		8%	15%	13%	12%	30%	0%	17%	7%	0	2	5	0	0	0	0	0	-	-	2
Chironomidae	Campotrichonoma sp.		15%	13%	0%	8%	13%	50%	0%	0%	4	1	1	0	0	0	0	0	4	1	-
Chironomidae	Caulochiron	#	15%	11%	5%	4%	11%	29%	17%	8%	8	9	2	0	0	2	2	0	8	2	6
Chironomidae	Cauloch																				

Bijlage 7.3 Dichtheid watermacrofauna per gebied. Ingedeeld in groep obv waterkwaliteit

Taxonomische groep	Soortnaam	Groep	Weerribben	liperveld	Westbroekse Zadden	Molpenpolder	Hol	Deelen	Wieden (Eiland)	Wieden (Schinkellanden)
Anisoptera	<i>Aeshna grandis</i>	#	1						1	
Anisoptera	<i>Aeshna</i> sp				16				1	
Anisoptera	<i>Aeshna viridis</i>	*#	3			2	1		2	5
Anisoptera	<i>Anaciaeschna isoceles</i>		11	12		9	17		15	11
Anisoptera	<i>Anax imperator</i>	B			2	1	1			
Anisoptera	<i>Brachytron pratense</i>	*# B	1	2	4	3	1		11	1
Anisoptera	<i>Cordulia aenea</i>	#	2							8
Anisoptera	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		14			2				
Anisoptera	<i>Libellula fulva</i>	C	3							
Anisoptera	<i>Libellulidae</i>		2							
Anisoptera	<i>Libellula quadrimaculata</i>		6	4				3		1
Anisoptera	<i>Orthetrum cancellatum</i>	C	2	8		1		3		
Arachnida	<i>Argyroneta aquatica</i>		13	74	48	7	7	9	20	1
Crustacea	<i>Asellus aquaticus</i>		19	10	30	31	79	232	23	29
Crustacea	<i>Proasellus meridianus</i>		7				8			
Hemiptera opp	<i>Corixidae</i>		2	4	4	1	1	12	3	
Hemiptera opp	<i>Gerris argentatus</i>	B	6	2	4	3	1		5	3
Hemiptera opp	<i>Gerris</i> sp		7	18	2	5	3		3	4
Hemiptera opp	<i>Gerris odontogaster</i>		1							
Hemiptera opp	<i>Hydrometra gracientia</i>		2			4	7		7	
Hemiptera opp	<i>Mesovelidae</i>	A			2				4	
Hemiptera opp	<i>Mesovelia furcata</i>	A			4	1	3		4	
Hemiptera opp	<i>Microvelia</i> sp		1	10	2	5				
Hemiptera opp	<i>Microvelia reticulata</i>		23	20		93	40		19	19
Hemiptera opp	<i>Microvelia umbricola</i>		1				1			1
Hemiptera water	<i>Corixa punctata</i>	B			12					
Hemiptera water	<i>Cymatia bonsdorffii</i>				2			3		3
Hemiptera water	<i>Cymatia cleopatra</i>		13	20	22	17	115	24	27	153
Hemiptera water	<i>Hesperocorixa castanea</i>	C	8							
Hemiptera water	<i>Hesperocorixa linnei</i>	C	3						3	
Hemiptera water	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	B	13	32	136	13	19	49	77	16
Hemiptera water	<i>Nepa cinerea</i>		1	6					3	
Hemiptera water	<i>Notonecta glauca</i>		10		8		4	12	20	
Hemiptera water	<i>Notonecta lutea</i>		1							
Hemiptera water	<i>Notonecta viridis</i>				2					
Hemiptera water	<i>Plea minutissima</i>	B	250	66	1092	43	33	105	60	57
Hemiptera water	<i>Ranatra linearis</i>	B	1		8	1		4	4	
Hemiptera water	<i>Sigara falleni</i>		1	2	4		1	40	1	5
Hemiptera water	<i>Sigara striata/cf falleni</i>								1	
Hemiptera water	<i>Sigara scotti</i>		1				3			
Hemiptera water	<i>Sigara semistriata</i>		6					15	9	8
Hemiptera water	<i>Sigara striata</i>		6	4		3	13			
Hemiptera water	<i>Sigara distincta/falleni</i>				2			1		
Hemiptera water	<i>Sigara striata/dorsalis</i>	C	1	8						
Gastropoda	<i>Acroloxus lacustris</i>		2	2	14	53	59	12	11	39
Gastropoda	<i>Anisus vortex</i>		76	220	206	111	44	31	220	28
Gastropoda	<i>Bathymophalus contortus</i>					1			9	
Gastropoda	<i>Bithynia leachii</i>		14		2		24	37		
Gastropoda	<i>Bithynia tentaculata</i>		95	342	168	173	9	325	107	272
Gastropoda	<i>Ferrissia wautieri</i>		4			87	147		5	33
Gastropoda	<i>Gyraulus albus</i>	B	251	230	268	1467	124	807	132	213
Gastropoda	<i>Gyraulus crista</i>	B	18	40	169	60	19	4	65	
Gastropoda	<i>Gyraulus riparius</i>		39	80	90	9	64	276	65	24
Gastropoda	<i>Lymnaeidae</i>					9				
Gastropoda	<i>Lymnaea stagnalis</i>		10	6	26	23	1	28	16	40
Gastropoda	<i>Myxas glutinosa</i>	#	1							1
Gastropoda	<i>Physella acuta</i>				2		793			
Gastropoda	<i>Physa fontinalis</i>	B	32	30	52	49	4	155	5	60
Gastropoda	<i>Planorbis carinatus</i>	B	46	64	64	31	3	9	7	1
Gastropoda	<i>Planorbis cornuus</i>		5		30	4			1	1
Gastropoda	<i>Planorbis planorbis</i>		58		58			1		
Gastropoda	<i>Pupillacae</i> sp					1				
Gastropoda	<i>Radix auricularia</i>	B				51			7	32
Gastropoda	<i>Radix ovata</i>	C	68	42	10	5	4	227		
Gastropoda	<i>Radix peregira</i>		7				3			
Gastropoda	<i>Stagnicola corvus</i>				2					
Gastropoda	<i>Stagnicola palustris</i>		11	8	36	8		7	16	4
Gastropoda	<i>Succinea</i> sp		52			45	43		116	25
Gastropoda	<i>Valvata cristata</i>	A	1	4	6				3	48
Gastropoda	<i>Valvata macrostoma</i>	C	38	86	6	1		43		3
Gastropoda	<i>Valvata piscinalis</i>	B			10					
Gastropoda	<i>Vertigo</i> sp		2							
Gastropoda	<i>Viviparius contextus</i>								1	
Gastropoda	<i>Viviparus viviparus</i>	# B			74					
Gastropoda	<i>Zonitidae</i> sp					1				
Trichoptera	<i>Agraylea multipunctata</i>					4	1	5	11	7
Trichoptera	<i>Agraylea sexmaculata</i>		6	8	46	5	24	23		59
Trichoptera	<i>Agraylea</i> sp				16	1				
Trichoptera	<i>Agrypnia pagetana</i>				2	1		8	40	5
Trichoptera	<i>Agrypnia</i> sp					1				
Trichoptera	<i>Agrypnia varia</i>	A				4				4
Trichoptera	<i>Anabolia nervosa</i>		4							
Trichoptera	<i>Atripodes aterrimus</i>				42	13		1284	20	1
Trichoptera	<i>Cynus crenaticornis</i>	C	164		2	135	95	21	29	5
Trichoptera	<i>Cynus flavidus</i>		2	128		43	5	99	101	15
Trichoptera	<i>Cynus insolutus</i>	# B	5			226			3	88
Trichoptera	<i>Cynus</i> sp		4			4	1	4	7	
Trichoptera	<i>Ecnomus tenellus</i>					18	11	121	105	4
Trichoptera	<i>Holocentropus</i> sp			2						
Trichoptera	<i>Holocentropus dubius</i>	# A	36			71	40		11	92
Trichoptera	<i>Holocentropus picicornis</i>		24	78		71	39	315	57	65
Trichoptera	<i>Leptocerus tineiformis</i>	* A	920	22		56	1104	1	1	61
Trichoptera	<i>Limnephilus decipiens</i>							1		
Trichoptera	<i>Limnephilus marmoratus</i>	*				1				
Trichoptera	<i>Limnephilus nigripes</i>				2	1				
Trichoptera	<i>Limnephilus cf rhombicus</i>					13				1
Trichoptera	<i>Limnephilus rhombicus</i>					1				
Trichoptera	<i>Limnephilus</i> sp					32		1	1	7
Trichoptera	<i>Limnephilus stigma</i>	A				3				
Trichoptera	<i>Lype phaeopa</i>	*# A			2	19				
Trichoptera	<i>Mystacides longicornis</i>				2					
Trichoptera	<i>Mystacides nigra</i>				46	1		15	5	1
Trichoptera	<i>Mystacides nigra/longicornis</i>	A			16	1			15	1
Trichoptera	<i>Oecetis furva</i>	C	19	26	8	19	3	72	19	4
Trichoptera	<i>Orthotricha</i> sp			2	2	38	1	51	28	17
Trichoptera	<i>Oxyethiria</i> sp		2		32	566	5	7	27	327
Trichoptera	<i>Phryganea bipunctata</i>					1				
Trichoptera	<i>Phryganea grandis</i>	B	2			2				
Trichoptera	<i>Polycentropodidae</i>	A	9			85	4	1	7	1
Trichoptera	<i>Psychomyiidae</i>					1				
Trichoptera	<i>Trienodes bicolor</i>	A	214	60	1078	127	24	49	92	136
Trichoptera	<i>Tricholeiochiton fagesii</i>	#	14	32	44	72	71	3	16	41
Trichoptera	<i>Trichoptera</i>				2					1
Tricladia	<i>Dendrocoelum lacteum</i>					1			1	
Tricladia	<i>Dugesia polychora</i>	B						3	3	
Tricladia	<i>Dugesia tigrina</i>			12	4	10	13	1		
Tricladia	<i>Polycelis nigra</i>				2					
Tricladia	<i>Polycelis</i> sp				2					
Tricladia	<i>Polycelis tenuis</i>							7		

Taxonomische groep	Soortnaam	Greep	Weerribben	IJperveld	Westbroekse Zodden	Molpenpolder	Hoi	Deelen	Wieden (Eiland)	Wieden (Schikellanden)
Zygoptera	<i>Coenagrion armatum</i>		2							
Zygoptera	<i>Coenagrion cf. puella/pulchellum</i>		1	2		1	8			1
Zygoptera	<i>Coenagrion sp.</i>		96	88	172	43	101	17	36	37
Zygoptera	<i>Coenagrionidae (cf. Ischnura elegans)</i>		6			2	1			
Zygoptera	<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>	#	102	10	38	31	149	8	123	67
Zygoptera	<i>Enallagma cyathigerum</i>	*#			2					
Zygoptera	<i>Erythromma najas</i>	# B	74	4	62	20	25	15	21	32
Zygoptera	<i>Ischnura elegans</i>		15	210	194	81	39	155	53	61
Zygoptera	<i>Pyrhosoma nymphula</i>	#	1			1	3			
Acaridae	<i>Arrenurus albator</i>		1	2	6	5			3	4
Acaridae	<i>Arrenurus bicuspidator</i>	B	31		6	5	9			9
Acaridae	<i>Arrenurus bifidocodulus</i>								1	
Acaridae	<i>Arrenurus brucei</i>			4			1			
Acaridae	<i>Arrenurus claviger</i>		1							1
Acaridae	<i>Arrenurus crassicaudatus</i>				2			1		
Acaridae	<i>Arrenurus cuspidator</i>		1							
Acaridae	<i>Arrenurus fimbriatus</i>		5	6						1
Acaridae	<i>Arrenurus forpicatus</i>		2							1
Acaridae	<i>Arrenurus globator</i>	C	13	110	22	49	3	16	17	20
Acaridae	<i>Arrenurus latus</i>				2				1	
Acaridae	<i>Arrenurus maculatus</i>		1							4
Acaridae	<i>Arrenurus nymph</i>			2	2	1				
Acaridae	<i>Arrenurus perforatus</i>	# C		6					1	
Acaridae	<i>Arrenurus radiatus</i>			4						
Acaridae	<i>Arrenurus robustus</i>		1							
Acaridae	<i>Arrenurus sinuatus</i>	B	4			1			4	
Acaridae	<i>Arrenurus spec. vroomijes</i>		77	196	44	93	15	24	85	91
Acaridae	<i>Arrenurus tricuspidator</i>	#	5	10		3	1			3
Acaridae	<i>Atracides spec.</i>									1
Acaridae	<i>Brachypoda versicolor</i>	A				2				1
Acaridae	<i>Eylais spec.</i>							1		
Acaridae	<i>Forelia spec.</i>				4					
Acaridae	<i>Forelia variegator</i>	B	3			1				
Acaridae	<i>Frontipoda musculus</i>								1	
Acaridae	<i>Hydrachna cruenta</i>			2	10					
Acaridae	<i>Hydrodroma despicens despicens/pilosa</i>		11	44	38	31	3		17	21
Acaridae	<i>Hydryphantes dispar</i>	C	3	20		7			1	4
Acaridae	<i>Hydrachna globosa</i>		1		4					
Acaridae	<i>Hydrochoreutes krameri</i>			8	2	5			1	
Acaridae	<i>Hygrobates spec.</i>				24	17	1	1	3	
Acaridae	<i>Limnochares aquatica</i>	#	12		2	3	3	1		11
Acaridae	<i>Limnesia connata</i>									3
Acaridae	<i>Limnesia fulgida</i>				6	1		1	3	4
Acaridae	<i>Limnesia maculata</i>	B	4		6	7				
Acaridae	<i>Limnesia nymph</i>	B			4	2				
Acaridae	<i>Limnesia polonica</i>	B			10	10				
Acaridae	<i>Limnesia spec.</i>							5		
Acaridae	<i>Limnesia undulata/undulatoidea</i>		6		80	27	25	116	4	28
Acaridae	<i>Midea orbiculata</i>	# C	33				1	1	7	
Acaridae	<i>Mideopsis orbicularis</i>		4		2		1	1	3	1
Acaridae	<i>Neumania vernalis</i>		6	4	8	63	1	12	69	
Acaridae	<i>Acar. nymph spec.</i>		1	12	46	11	8	1	1	17
Acaridae	<i>Oxus spec.</i>				18	5		15	9	
Acaridae	<i>Piona alpicola</i>				2					
Acaridae	<i>Piona coccinea</i>	C	1			1			3	
Acaridae	<i>Piona longipalpis</i>	B	2		2	9				5
Acaridae	<i>Piona spec.</i>		1			1		1		1
Acaridae	<i>Piona sjoerdalensis</i>					1				
Acaridae	<i>Piona variabilis</i>	B	1		2				3	
Acaridae	<i>Tiphys pistillifer</i>		1							1
Acaridae	<i>Unionicola gracilipalpis</i>	# B	2			11	1		8	1
Acaridae	<i>Unionicola minor/crassipes</i>		2		2	47	3	27	7	71
Acaridae	<i>Unionicola minor/crass/graci</i>		3		30	47	3	24	13	156
Chironomidae	<i>Ablabesmyia morilis</i>		58	-	-	-	1	-	-	-
Chironomidae	<i>Ablabesmyia morilis agg.</i>			-	-	-	1	-	-	-
Chironomidae	<i>Ablabesmyia phatta</i>			-	-	-	1	7	-	-
Chironomidae	<i>Ablabesmyia sp.</i>			-	-	-	41	227	-	-
Chironomidae	<i>Acricotopus lucens</i>		69	-	-	-	7	-	-	-
Chironomidae	<i>Anatopynia plumipes</i>		7	-	-	-	1	-	-	-
Chironomidae	<i>Camplochironomus sp.</i>			-	-	-	1	12	-	-
Chironomidae	<i>Caulochironomus caulicola</i>	# C	13	-	-	-	3	11	-	-
Chironomidae	<i>Caulochironomus munculanus/viridis</i>		36	-	-	-	8	3	-	-
Chironomidae	<i>Caulochironomus sp.</i>		3	-	-	-	5	43	-	-
Chironomidae	<i>Chironomini indet.</i>		72	-	-	-			-	-
Chironomidae	<i>Chironomus luridus agg.</i>		2	-	-	-			-	-
Chironomidae	<i>Chironomus sp.</i>			-	-	-	7	-	-	-
Chironomidae	<i>Cladopelma gr. lateralis</i>	#		-	-	-	8	-	-	-
Chironomidae	<i>Cladotanytarsus sp.</i>			-	-	-	49	13	-	-
Chironomidae	<i>Clinotanytarsus nervosus</i>	C		-	-	-	3	23	-	-
Chironomidae	<i>Clinotanytarsus scutellata agg.</i>		6	-	-	-			-	-
Chironomidae	<i>Cricotopus sp. 2</i>	C		-	-	-		8	-	-
Chironomidae	<i>Cricotopus cylindraceus/festivellus</i>	#		-	-	-	17	-	-	-
Chironomidae	<i>Cricotopus sp.</i>			-	-	-	3	-	-	-
Chironomidae	<i>Cricotopus sylvestris agg.</i>	C	2	-	-	-		1284	-	-
Chironomidae	<i>Dicrotendipes lobiger</i>			-	-	-	1	-	-	-
Chironomidae	<i>Dicrotendipes modestus</i>	C		-	-	-	1	45	-	-
Chironomidae	<i>Dicrotendipes sp.</i>		164	-	-	-	12	112	-	-
Chironomidae	<i>Dicrotendipes tritonus</i>	A	10	-	-	-	28	1	-	-
Chironomidae	<i>Einfeldia dissidens</i>		5	-	-	-	4	4	-	-
Chironomidae	<i>Endochironomus albipennis</i>		4	-	-	-	35	141	-	-
Chironomidae	<i>Endochironomus lepidus</i>			-	-	-	1	5	-	-
Chironomidae	<i>Endochironomus spec.</i>	C	26	-	-	-		328	-	-
Chironomidae	<i>Endochironomus tendens</i>		16	-	-	-	24	1	-	-
Chironomidae	<i>Glyptotendipes gripekoveni</i>	B	928	-	-	-	127	1	-	-
Chironomidae	<i>Glyptotendipes pallens agg.</i>			-	-	-	4	-	-	-
Chironomidae	<i>Glyptotendipes paripes</i>			-	-	-	5	-	-	-
Chironomidae	<i>Glyptotendipes sp.</i>			-	-	-	195	-	-	-
Chironomidae	<i>Labrundia longipalpis</i>			-	-	-	176	-	-	-
Chironomidae	<i>Lauterborniella agraylodes</i>			-	-	-	15	-	-	-
Chironomidae	<i>Limnophyes sp.</i>			-	-	-	12	1	-	-
Chironomidae	<i>Microtendipes chloris agg.</i>	A		-	-	-	49	-	-	-
Chironomidae	<i>Microtendipes gr. chloris</i>			-	-	-	1	-	-	-
Chironomidae	<i>Monopelopia tenuicalcar</i>			-	-	-	32	-	-	-
Chironomidae	<i>Orthocladius holsatus</i>	C		-	-	-		15	-	-
Chironomidae	<i>Paramerina cingulata</i>	C		-	-	-	9	73	-	-
Chironomidae	<i>Paratanytarsus cf. intricatus</i>		17	-	-	-	4	69	-	-
Chironomidae	<i>Paratanytarsus intricatus</i>	C		-	-	-		20	-	-
Chironomidae	<i>Paratanytarsus lauterborni</i>		2	-	-	-		-	-	-
Chironomidae	<i>Paratanytarsus lauterborni/tenuis agg.</i>			-	-	-	4	-	-	-
Chironomidae	<i>Paratanytarsus sp.</i>		2	-	-	-	1	5	-	-
Chironomidae	<i>Paratanytarsus tenellus/intricatus</i>	# B	9	-	-	-		-	-	-
Chironomidae	<i>Paratanytarsus tenuis agg.</i>	C		-	-	-		68	-	-
Chironomidae	<i>Paratendipes nudisquama</i>	C	206	-	-	-		4	-	-
Chironomidae	<i>Phaenopsectra sp.</i>		12	-	-	-	7	-	-	-
Chironomidae	<i>Polypedilum cultellatum</i>			-	-	-	5	3	-	-
Chironomidae	<i>Polypedilum nubeculosum</i>			-	-	-		1	-	-
Chironomidae	<i>Polypedilum sordens</i>			-	-	-	1	-	-	-
Chironomidae	<i>Procladius s.l.</i>			-	-	-	16	7	-	-
Chironomidae	<i>Psectrocladius gr. psilopterus</i>	#		-	-	-	15	-	-	-
Chironomidae	<i>Psectrocladius gr. sordidellus/limbatellus (1)</i>		2	-	-	-		-	-	-
Chironomidae	<i>Psectrocladius gr. sordidellus/limbatellus (2)</i>	C	1	-	-	-		25	-	-
Chironomidae	<i>Psectrocladius gr. sordidellus/limbatellus (3)</i>		98	-	-	-	183	-	-	-
Chironomidae	<i>Psectrocladius platypus</i>		6	-	-	-		7	-	-
Chironomidae	<i>Psectrotanytarsus varius</i>		85	-	-	-		3	-	-
Chironomidae	<i>Tanytarsus kraatzi</i>			-	-	-	21	19	-	-
Chironomidae	<i>Tanytarsus vilipennis</i>	C	73	-	-	-		172	-	-
Chironomidae	<i>Tanytarsus sp.</i>		20	-	-	-	20	-	-	-
Chironomidae	<i>Xenopelopia sp.</i>			-	-	-		3	-	-
Chironomidae	<i>Zavrelia sp.</i>			-	-	-	1	-	-	-

Indicatorsoorten (Bal et al., 2001; Higler, 2000)

* Doelsoorten (Bal et al., 2001)

- Chironidae niet gedetermineerd van dit gebied

Indeling groepen (voorwaarde #locaties>1, #indiv>4, gedetermineerd tot op soort)

Soorten met zwaartepunt in gebied met A) goede waterkwaliteit, B) zwaartepunt middelmatige waterkwaliteit, C) zwaartepunt matige v

Bijlage 7.4 Abiotische gegevens per monsterpunt