

# Pilotstudie herstel veenvormende zeggenbegroeiingen in beekdalen

C.J.S. Aggenbach,  
R. van Diggelen,  
A.P. Grootjans,  
H.H. van Kleef,  
L.P.M. Lamers,  
A.J.P. Smolders

# KWR



Ministerie van Economische Zaken,  
Landbouw en Innovatie

© 2011 Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken,  
Landbouw en Innovatie

Rapport nr. 2011/OBN145-BE  
Den Haag, 2011

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van het  
Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap  
onder vermelding van code 2011/OBN145-BE en het aantal exemplaren.

Oplage 100 exemplaren

Samenstelling Camiel Aggenbach (KWR Watercycle Research Institute),  
Ruurd van Diggelen (Universiteit Antwerpen), Ab  
Grootjans (Rijksuniversiteit Groningen), Hein van Kleef  
(Stichting Bargerveen), Leon Lamers (Radboud  
Universiteit Nijmegen), Fons Smolders  
(Onderzoekscentrum B-Ware)

Druk Ministerie van EL&I, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur  
Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen  
Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen  
Telefoon : 030 693 01 30  
Fax : 030 693 36 21  
E-mail : [algemeen@bosschap.nl](mailto:algemeen@bosschap.nl)

# Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (O+BN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

Veevormende zeggenbegroeiingen vallen onder het Europese habitatype Overgangs- en trilveen (H7140). Dit habitatype wordt overal in Europa sterk bedreigd in Nederland komt het nog relatief in een groot oppervlak voor. In dit rapport worden locaties besproken in Polen, Vlaanderen (Buiten Goor en Tofbroek, Vallei van de Zuidleie, Zwarte Beek) en in Nederland (Bennekomse Meent, Drentsche Aa, Elperstroom, Lemselermaten, Langstraat, Reestdal).

Door de sterke ontwatering en het intensieve landgebruik treedt veenvorming in beekdalvenen niet of nauwelijks meer op. Omdat er weinig kennis is op het gebied van herstelmogelijkheden, hersteltechnieken en het vereiste reguliere beheer is het onderzoek "Pilotstudie herstel veenvormende zeggenbegroeiingen in beekdalen" opgestart op initiatief van het Kennisnetwerk O+BN. De studie heeft een aantal opties voor mogelijke herstelmaatregelen opgeleverd (bijlage 6). Maar de auteurs geven wel de kanttekening mee dat deze eerst uitgetest dienen te worden. Dit onderzoek krijgt nog een vervolg.

Drs. E.H.T.M. Nijpels  
Voorzitter Bosschap

# Dankwoord

In deze OBN pilotstudie is onderzoek verricht naar de factoren die van belang zijn voor het herstel van veenvorming en mesotrofe zeggenvegetaties in beekdalen met grondwatervoeding. Het betreft een verkennende studie waarbij beekdalvenen in Nederland, Vlaanderen en Polen met elkaar vergeleken zijn. Zulk onderzoek is alleen mogelijk met de hulp van vele terreinbeheerders. Zij stelde hun terreinen open en dachten mee bij het zoeken van geschikte locaties. Opzichters en vrijwilligers in Nederland en Vlaanderen boden ook veel hulp bij het faunaonderzoek. Ook brachten terreinbeheerders hun eigen kennis en ervaring in. Allen die hebben meegeholpen danken wij hiervoor. Onderzoekers in Polen verstrekte tevens gegevens over het voorkomen van soorten in de omgeving van de onderzoekssites. Lesław en Alma Wołejko boden hulp bij het veldwerk in West-Polen.

Dit onderzoek levert vooral hypothesen op ten aanzien van belangrijke biogeochemische processen in herstelde beekdalmoerassen die bepalend kunnen zijn voor de herstelmogelijkheden. In dit stadium kunnen nog geen heldere antwoorden worden gegeven op de vraag met welke maatregelen en met welk beheer herstel van beekdalmoerassen kan plaatsvinden. Komende jaren is daarom gericht onderzoek nodig aan processen en monitoring van experimentele maatregelen om herstelkennis over veenvormende en mesotrofe beekdalvenen te ontwikkelen.

Drs. C.J.S. Aggenbach



# Inhoudsopgave

<b>Samenvatting</b>	<b>7</b>
<b>1 Aanleiding van het onderzoek</b>	<b>12</b>
1.1 Het belang van moeras- en veenvorming in beekdalen	12
1.2 Herstel van moerassen in beekdalen	14
1.3 Schaalniveau's in veensystemen in relatie tot herstel	14
1.4 Bestaande kennis	16
1.5 Kennislacunes	17
<b>2 Doel en opzet onderzoek</b>	<b>20</b>
2.1 Doel van de pilotstudie	20
<b>3 Aanpak en methoden</b>	<b>21</b>
3.1 Onderzoeksstrategie	21
3.2 Selectie en overzicht van de onderzoekslocaties	22
3.3 Meetmethoden	24
3.3.1 Opname en bemonstering van de locaties	25
3.3.2 Beschrijving bodemprofielen	26
3.3.3 Bemonstering en analyse water	26
3.3.4 Bemonstering en analyse bodem	27
3.3.5 Methode opname vegetatie	28
3.3.6 Methode fauna	28
3.4 Dataverwerking	30
<b>4 Bodemfysica, geochemie en hydrochemie</b>	<b>31</b>
4.1 Substrateigenschappen en veenvorming	31
4.1.1 Veen- en pH-profielen	31
4.1.2 Vaste fracties van de toplaag	34
4.1.3 Veraardingstoestand toplaag	36
4.1.4 Bulk density, organisch stofgehalte en porositeit	38
4.1.5 Stikstof-, fosfor- en zwavelgehalte van organisch stof	40
4.1.6 Conclusies	42
4.2 Invloed van de hydrochemie op het veen	43
4.2.1 Sulfaat en nitraat in het ondiepe grondwater	43
4.2.2 Stikstof en fosfaat in het ondiepe grondwater	44
4.2.3 Kationensamenstelling en basenrijkdom in het ondiepe grondwater en bodemvocht	45

4.3	Toxische stoffen in bodemvocht	49
4.3.1	Sulfide	49
4.3.2	IJzer	50
4.4	Nutriëntenchemie	55
4.4.1	Fosfaatfracties en -beschikbaarheid	55
4.4.2	Stikstofbeschikbaarheid in de bodem	60
4.5	Basenchemie	62
4.5.1	Dataverwerking	62
4.5.2	Variatie in basenrijkdom grondwater en bodemtoplaag	63
4.5.3	Verdeling fracties basische kationen	64
4.5.4	Uitwisselbare basische kationen, kationuitwisselingscapaciteit en bodemzuurgraad	65
4.5.5	Samenhang pH, CO <sub>2</sub> en HCO <sub>3</sub> in bodemvocht	68
4.5.6	Een mogelijke sleutelrol voor ijzer	71
<b>5</b>	<b>Vegetatie</b>	<b>76</b>
5.1	Vegetatiestructuur	76
5.2	Voorkomen van kenmerkende plantensoorten	78
5.3	Voorkomen kenmerkende plantensoorten	79
5.4	Bereikbaarheid van herstellocaties voor kenmerkende plantensoorten	80
5.5	Relatie vegetatie en abiotiek	81
<b>6</b>	<b>Evertebratenfauna</b>	<b>86</b>
6.1	Ongewervelden gemeenschappen	86
6.2	Voorkomen van evertebraten	87
6.2.1	Semi-aquatiscche ongewervelden	87
6.2.2	Terrestrische ongewervelden	91
6.3	Relatie tussen soorten en abiotiek/ biotiek	95
6.3.1	Conclusies	98
<b>7</b>	<b>Synthese</b>	<b>100</b>
7.1	Actuele veenvorming in herstelde beekdalvenen is zeer beperkt	100
7.2	Toxiciteit door ijzer beperkt het voorkomen van kenmerkende en veenvormende soorten	102
7.3	Herstellocaties zijn voedselrijk en productief	103
7.4	Afwezige en minder belangrijke factoren	105
7.5	Alternatieve stabiele toestanden in venen met een ijzerrijke bodem?	106
7.6	Herstelbaarheid van kenmerkende en veenvormende plantensoorten wordt sterk belemmerd door lokale en regionale soortenpools en verspreidingsmogelijkheden	109
7.7	Herstel van diversiteit invertebraten	110

7.8	Kansen en mogelijke maatregelen voor herstel veenvormende moerassen in beekdalen	111
7.8.1	Kansrijkdom	111
7.8.2	Mogelijke herstelmaatregelen	113
7.9	Adviezen voor vervolgonderzoek	114
<b>8</b>	<b>Literatuur</b>	<b>116</b>
<b>Bijlage 1</b>	<b>Kenmerken onderzoekslocaties</b>	<b>119</b>
<b>Bijlage 2</b>	<b>Bodemchemische metingen</b>	<b>126</b>
<b>Bijlage 3</b>	<b>Hydrochemie bodemvocht en grondwater</b>	<b>129</b>
<b>Bijlage 4</b>	<b>Vegetatie-opnamen</b>	<b>131</b>
<b>Bijlage 5</b>	<b>Kenmerkende soorten van veenvormende, mesotrafente vegetatie in grondwatergevoede venen</b>	<b>136</b>
<b>Bijlage 6</b>	<b>Mogelijke herstelmaatregelen die uitgetest dienen te worden</b>	<b>139</b>



# Samenvatting

## Aanleiding

In deze pilotstudie zijn de mogelijkheden en beperkingen verkend voor herstel van veenvormende en mesotrafente moerasvegetaties en hun fauna in beekdalen. Dit onderzoek heeft plaatsgevonden binnen het onderzoeksprogramma van Ontwikkeling+Beheer Natuurkwaliteit (O+BN) onder auspiciën van het Deskundigenteam Beekdallandschap. In beekdalen heeft in het verleden onder invloed van grondwater veel veenvorming plaatsgevonden door veelal mesotrafente begroeiingen van kleine zeggen en slaapmossen. Door ontwatering en landbouwkundig gebruik is het proces van veenvorming en zijn mesotrafente moerassen uit de beekdalen nagenoeg verdwenen. Door de toevoer van basenhoudend grondwater hebben beekdalen wellicht de mogelijkheid tot duurzaam herstel van beide. Zulk herstel kan daarbij ook bijdragen herstel van het habitattypen Overgangs- en trilvenen (H7410) waarvoor in Nederland in het kader van Natura 2000 een verbeteropgave geldt. Onderzoek naar herstel van trilvenen heeft in Nederland tot nu toe plaatsgevonden in laagveenmoerassen met secundaire verlandingsreeksen, maar niet in beekdalen waar van oudsher in een terrestrische situatie veenvorming optrad. Vraagstukken rond herstel van veenvormende moerassen in beekdalen hebben daarom in de kennisagenda van Deskundigenteam Beekdallandschap een hoge prioriteit.

## Aanpak

Deze pilotstudie richt zich op het in beeld brengen van sleutelfactoren voor herstel van veenvormende, mesotrofe zeggenbegroeiingen in beekdalen. Daarbij is de nadruk gelegd op standplaatschaal (abiotiek en het voorkomen van doelsoorten) met als doel hieruit sleutelfactoren voor herstel af te leiden. Van belang zijn daarbij vooral de nutriëntenhuishouding, de alkaliniteit, de basenhuishouding, de ijzerrijkdom, de afbreekbaarheid van het veen en de aanwezigheid van veenvormende mossoorten en andere kenmerkende soorten en hun abundantie in en rond de locaties. Resultaten van het vergelijkend onderzoek op een brede range van locaties op standplaatschaal geven daarbij richting voor verder onderzoek op standplaats, meso- en landschapsschaal. De onderzoekslocaties bestaan uit ongestoorde referentielocaties (in Polen), zwak gedegreerde locaties (in Polen en Vlaanderen) en sterk gedegreerde herstellocaties (Nederland en Vlaanderen) in (voorheen) grondwatergevoede situaties. De mate van degradatie is gebaseerd op de toestand van de veenbodem. Onderzoekslocaties variëren verder in basenrijkdom en ijzerrijkdom. Het verkennende karakter van de studie liet niet toe om nu al op meso- en landschapsschaal vergaand onderzoek uit te voeren. Binnen deze pilotstudie is alleen met betrekking tot het voorkomen van kenmerkende plantensoorten op meerdere schaalniveaus onderzoek uitgevoerd. Naast onderzoek aan biogeochemie en vegetatie is op standplaats- en mesoschaal gekeken naar het voorkomen van aquatische en terrestrische fauna op herstellocaties.

### **Actuele veenvorming in herstelde beekdalvenen is zeer beperkt**

Op de referentiesites in Polen treedt veenvorming op door accumulatie van weinig veraard organisch materiaal onder goed gebufferde en matig basenrijke dan wel matig alkalische omstandigheden op. Deze sites zijn basenrijk genoeg voor de aanwezigheid van basenminnende vegetatie van slaapmossen en kleine zeggen en zijn tegelijk matig alkalisch en permanent waterverzadigd waardoor de afbraak van veen beperkt is. Op sterk gedegreerde herstellocaties is alleen actuele veenvorming op relatief basenarme standplaatsen vastgesteld. Het betreft hier een recent gevormde toplaag van afgestorven, weinig veraarde mossen en dode wortels. Omdat deze locaties een vrij diep wegzakkende zomerwaterstand hebben en deels ook lijken te verzuren, is het de vraag of hier duurzame veenvorming door basenminnende vegetatie zal optreden. Op ijzerrijke, matig tot zeer basenrijke, sterk gedegreerde locaties is nergens recente accumulatie van weinig veraard organisch materiaal vastgesteld. Ook locaties die al enkele decennia zeer nat zijn, hebben in de toplaag geen sporen van weinig veraarde macroresten van mossen en wortels. De toplaag van de bodem bestaat uit een zwarte, slappe, zeer sterk veraarde organische laag van zeer fijne deeltjes. Tegelijk is op deze sites sprake van een relatief hoge productie van de kruidlaag die beduidend hoger ligt dan die in de veenvormende referentiesites. Blijkbaar vindt op de herstelsites snel afbraak plaats van afgestorven wortels en mossen. De productiviteit van de moslaag is hier ook deels klein omdat de mosbedekking relatief laag is. Voor het ontbreken van accumulatie van weinig veraarde plantenresten en het optreden van een sterke afbraak kunnen de volgende factoren van belang zijn in de huidige ijzerrijke beekdalvenen:

- Reductie van een grote geoxideerde ijzervoorraad na vernatting leidt tot afbraak van veen onder anaerobe omstandigheden en leidt ook tot alkalinisatie wat de afbraak bevordert;
- Fluctuatie van de waterstand leidt tot afwisselend oxidatie en reductie van ijzer op en zorgt daarmee voor een grote afbraak;
- Op ijzerrijke herstellocaties overheersen helofyten met veel luchtweefsel die veel zuurstof in de bodem afgeven daarmee afbraak bevorderen;
- Recent gevormd plantenmateriaal kan een hoog N- en P-gehalte hebben en zou daardoor goed afbreekbaar kunnen zijn. De dominante helofyt in venen met een ijzerrijke bodem, Holpijp, is vermoedelijk goed afbreekbaar en vormt daardoor geen weinig veraard veen;
- De meest voorkomende mossoort Gewoon puntmos vormt in de ijzerrijke, sterk gedegreerde venen geen weinig gehumificeerd veen;
- IJzertoxiciteit beperkt in sterke mate het voorkomen van mesotrafente, veenvormende mossoorten;
- De relatief hoge productie van de kruidlaag zorgt voor lichtbeperking voor de moslaag, waardoor een productieve moslaag ontbreekt die in ongestoorde venen sterk bijdraagt aan veenvorming.

### **Toxiciteit door ijzer beperkt het voorkomen van veenvormende, mesotrafente plantensoorten**

Diverse veenvormende en mesotrafente mos- en zeggensoorten die op referentiesites sterk bijdragen aan de veenvorming komen alleen met hogere bedekkingen voor bij een lage concentratie van gereduceerd ijzer in het bodemvocht van de toplaag. In de gedegreerde beekdalvenen met een ijzerrijke bodem belemmert ijzertoxiciteit het voorkomen van deze soorten. Hier komen juist Holpijp (*Equisetum fluviatile*), Snavelzegge (*Carex rostrata*) en Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*) veel voor. Hoge ijzergehalten in de toplaag kunnen niet alleen verklaard worden door hoge ijzergehalten van het toestromende grondwater. Vermoedelijk heeft de vroegere,

langdurige degradatie van de veenbodem op herstelsites gezorgd voor sterke accumulatie van geoxideerd ijzer. Na vernatting ontstaan door reductie van oxideerde ijzermineralen toxische ijzerconcentraties in het bodemvocht van de toplaag. Deze factor en de invloed van een grote ijzervoorraad in de bodem op de afbraak van veen hebben grote relevantie voor herstel van veenvorming en trilveensoorten in Nederlandse beekdalen omdat beekdalen met ijzerrijke bodems veel voorkomen.

### **Herstellocaties zijn voedselrijk en productief**

Op de sterk gedegradeerde herstellocaties is de productiviteit van de kruidlaag duidelijk hoger dan op de ongestoorde referentielocaties. De ongestoorde referentielocaties lijken voor vaatplanten een lage stikstofbeschikbaarheid te hebben door een lage concentratie van uitwisselbaar ammonium en een hoge C/N-ratio. De sterk gedegradeerde sites hebben veel grotere gehalten van anorganisch P en N. Anorganisch fosfaat is daarbij grotendeels gebonden aan ijzer en anorganisch stikstof komt hoofdzakelijk voor in geadsorbeerde vorm op het adsorbtiecomplex. Variabelen die normaal gesproken de beschikbaarheid van N en P duiden, verschillen echter niet tussen niet en sterk gedegradeerde locaties. De volgende processen zouden kunnen zorgen dat sterk gedegradeerde locaties desondanks een grotere nutriëntenbeschikbaarheid hebben:

- Reductie van een grote geoxideerde ijzervoorraad na vernatting leidt tot sterke afbraak van veen onder anaerobe omstandigheden en daardoor ook tot relatief veel mineralisatie;
- Door wisselende waterstanden is de afbraak in venen met een ijzerrijke bodem hoog;
- In venen met een ijzerrijke bodem verzuren helofyten met zuurstofafgifte het wortelmilieu. In het wortelmilieu zou hierdoor anorganisch fosfaat en ammonium kunnen desorberen en dus wel goed beschikbaar zijn voor deze helofyten.
- Door het hoge N- en P-gehalte van het organisch materiaal komt bij afbraak veel N en P vrij;
- Op herstellocaties in Nederland en Vlaanderen is de N-depositie hoog.

### **Alternatieve stabiele toestanden in venen met een ijzerrijke bodem?**

Een grote afbraak en hoge nutriëntencirculatie in venen met een ijzerrijke bodem kan mogelijk langdurig in stand blijven. De terugkoppelingprocessen van de helofytvegetatie op de biogeochemie kan zorgen voor een langdurig stabiele toestand. Helofyten als Holpijp en Snavelzegge kunnen na vernatting snel de overhand krijgen en daarmee de ontwikkeling op 'slot' zetten. Uit veenprofielen blijkt echter dat zulke venen vroeger wel gedurende lange tijd minder sterk gehumificeerd veen konden vormen en zelfs mesotrafente mos en kleine zeggen-begroeiingen hadden. Blijkbaar kunnen alternatieve, stabiele toestanden bestaan en is de vraag hoe de huidige eutrofe toestand met een hoge afbraak kan worden gewijzigd in een voedselarmere toestand met accumulatie van weinig veraard veen.

### **Herstelbaarheid van kenmerkende en veenvormende plantensoorten wordt sterk belemmerd door lokale en regionale soortenpools en verspreidingsmogelijkheden**

Op de sterk gedegradeerde herstellocaties zelf en in de omgeving daarvan komen minder kenmerkende plantensoorten van veenvormende, mesotrafente vegetaties voor dan op ongestoorde en weinig gedegradeerde locaties. Op sterk gedegradeerde locaties in Nederland en Vlaanderen beperken dus de lokale en regionale soortenpools het herstel van de zulke begroeiingen. Veel vaatplanten zullen zich zonder (her)introductie niet of

nauwelijks op de korte termijn vestigen. Vermoedelijk worden kenmerkende en veenvormende mossoorten ook sterk beperkt in hun verspreidingsmogelijkheden. Om deze reden dient (her)introductie van zulke mossoorten overwogen te worden.

### **Herstel van diversiteit invertebraten**

Uit het onderzoek naar het voorkomen van (semi)aquatische en terrestrisch invertebratenfauna komt naar voren dat diverse herstelsites in Nederland en Vlaanderen soorten van venen en grondwatergevoede venen voorkomen. Daaruit kan worden afgeleid dat vernatte beekdalvenen van belang zijn voor invertebratenfauna van zulke milieus. Wegens de beperkte opzet van deze pilotstudie was het niet mogelijk om een beeld te vormen van de diversiteit en dichtheden van de invertebratenfauna in ongestoorde referenties en ook de gangbare internationale literatuur biedt te weinig houvast om een set van referentiesoorten scherp te begrenzen. Door het ontbreken van een duidelijk referentiebeeld kan daarom niet bepaald worden in welke mate faunagemeenschappen van herstelsites onderverzadigd zijn.

### **Kansen voor herstel veenvormende moerassen in beekdalen**

Op basis van voorgaande interpretatie van de onderzoeksresultaten is een inschatting gemaakt van kansrijkdom voor herstel van veenvorming en herstel van mesotrafente en eutrafente doelvegetatietypen in grondwatergevoede beekdalenvenen. Bij de inschatting van kansrijkdom is onderscheid gemaakt in de uitgangssituatie op basis van ijzerrijkdom en basenrijkdom. Bij een lage ijzerrijkdom van de bodem zijn de vooruitzichten voor herstel van veenvorming en herstel van mesotrafente doelvegetatietypen vermoedelijk veel beter dan in geval van een hoge ijzerrijkdom. Daarom heeft herstel van de waterhuishouding van ijzerarme locaties grote prioriteit. Op herstellocaties met een ijzerrijke bodem kunnen de perspectieven voor vorming van weinig veraard veen en mesotrafente doelvegetatietypen op korte en middellange termijn vooralsnog gering zijn en bestaan hierover ook nog veel onzekerheden. De perspectieven voor zwak eutrafent moeras zijn hier wel goed.

### **Mogelijke maatregelen voor herstel veenvormende moerassen in beekdalen**

Op basis van inzichten uit het onderzoek zijn diverse opties voor herstel van veenvorming en herstel van doelvegetatietypen uitgewerkt. Omdat veel van de inzichten uit deze pilotstudie nog een hypothesevormend karakter hebben worden in dit stadium nog geen concrete adviezen voor herstelmaatregelen en beheer gegeven. Daarvoor is ook de onzekerheid over de effectiviteit van mogelijke maatregelen te groot. We adviseren juist om een breed spectrum van herstelmaatregelen en beheervormen experimenteel uit te testen en op basis daarvan herstelkennis verder te ontwikkelen. Kennisontwikkeling ten aanzien van herstel van veenvorming in en biodiversiteit van beekdalmoerassen zal daarom nog een lang traject vergen.

### **Adviezen voor vervolgonderzoek**

De volgende processen verdienen nadere uitdieping met als doel diverse hypothesen te toetsen:

- de relatieve invloed van ijzer in het toestromende grondwater en de invloed van degradatie op de ijzerrijkdom van de toplaag;
- biogeochemische processen in ongestoorde beekdalvenen die gevoed worden met ijzerrijk grondwater;
- de kwantitatieve invloed van ijzerreductie en -oxidatie in op de afbraak van organisch materiaal, N- en P-mineralisatie in relatie tot waterstandregime en zuurstofuitscheiding door helofyten;

- de mate waarin grote helofyten in venen met een ijzerrijke bodem een positieve terugkoppeling hebben op de afbraak van organisch materiaal en de circulatie van nutriënten;
- de verdeling van anorganische stikstof- en fosfaatvoorraden en van ijzer in het bodemprofiel van venen met een ijzerrijke bodem;
- evaluatie van waterstandregime van herstellocaties;
- de invloed ijzertoxiciteit op de groei van potentieel veenvormende mossoorten en op hun vermogen om organisch stof te accumuleren;
- de mate waarin microstructuren van bulten, slenken en pollen bijdragen aan nich-differentiatie voor kenmerkende en veenvormende plantensoorten en voor ongewervelde fauna;
- de mate waarin maaibeheer van vernalle, venen met een ijzerrijke bodem de afbraak van organisch materiaal en de circulatie van nutriënten beïnvloedt;
- reconstructie van veenvormende condities in relatie tot biogeochemische omstandigheden in venen met een ijzerrijke bodem;
- de afbreekbaarheid en veenvormende capaciteit van *Calliergonella cuspidata* (Gewoon puntmos) in relatie tot waterstandregime, ijzerrijkdom, alkaliniteit en nutriëntenrijkdom en in verhouding tot mesotrafente veenvormende slaapmossoorten.

We stellen voor de volgende maatregelen in experimenten uit te testen:

- optimaal herstel van de waterhuishouding van een aantal ijzerarme herstellocaties;
- geen verdere maatregelen en beheer in sterk vernalle venen met een ijzerrijke bodem; daarbij ook broekbosontwikkeling toelaten;
- wel maaien en niet maaien met eventuele periodieke afzet van opslag; gericht op de ontwikkeling van microstructuren;
- instellen van zeer stabiele hoge waterstanden in venen met een ijzerrijke bodem;
- verwijderen van de toplaag in venen met een ijzerrijke bodem;
- (her)introductie van kenmerkende plantensoorten in ijzerarme en venen met een ijzerrijke bodem;
- (her)introductie van veenvormende mossoorten in ijzerarme en venen met een ijzerrijke bodem.

Voor de semi-aquatische en terrestrische invertebratenfauna geldt allereerst dat meer kennis nodig is over het voorkomen en de dichtheden van soorten in goed ontwikkelde referenties in samenhang met de microstructuur. Tevens is het raadzaam om op korte termijn onderzoek in te zetten naar de invloed van beheer (wel en niet maaien) op de diversiteit van ongewervelde fauna zodat beheerders op afzienbare termijn meer handvaten krijgen voor omgang met faunadiversiteit in beekdalenvenen.

# 1 Aanleiding van het onderzoek

## 1.1 Het belang van moeras- en veenvorming in beekdalen

In beekdalen van het laagland was, voor dat menselijke invloed een grote stempel ging drukken op het landschap, veenvorming onder invloed van grondwater een wijdverbreid proces en zeer bepalend in de ontwikkeling van beekdalen. Veelal vond deze veenvorming plaats onder mesotrofe of zwak eutrofe omstandigheden en werden veenvormende vegetaties gedomineerd door zeggen en slaapmossen. Door ontwatering en hooilandgebruik zijn zulke begroeiingen vanaf de Middeleeuwen vervangen door hooilanden. Afgelopen decennia richtte het natuurbeheer in beekdalen zich sterk op herstel en behoud van matig voedselrijke en voedselarme, vochtige en natte hooilanden. De keuze voor zulk een natuurdoel heeft uiteraard te maken met de hoge natuurwaarden van deze hooilanden, maar ook omdat dit een historische referentie is die we op dit moment nog goed kennen. Omdat veenvormende mesotrofe vegetaties in beekdalen nauwelijks meer voorkomen en voor een groot deel eeuwen geleden zijn verdwenen, is voor de Nederlandse laaglandbeekdalen geen historisch referentiebeeld van goed ontwikkelde veenvormende situaties beschikbaar. De veenvorming in beekdalen en de biodiversiteit die daarbij hoort, zijn in feite uit ons vizier verdwenen (foto 1). Behalve in de laagveenmoerassen van laag Nederland is herstel van mesotrafente basenminnende kleine zeggen-vegetaties (*Caricion davallianae*, *Caricion lasiocarpae*) in Nederland dus ook mogelijk in beekdalen met sterke kwel van matig tot sterk basenrijk, vaak ook ijzerrijk grondwater. Vanwege de abiotische condities (kwel) is de 'duurzaamheid' van deze vegetaties in beekdalen mogelijk in groter dan in verlandende laagveenplassen (vele 100'en jaren i.p.v. enkele 10-tallen). Gezien deze potenties in beekdalen zijn bij de uitwerking van de Natura 2000-doelen voor het prioritaire habitatype H7140 Overgangsvenen en trilvenen herstel- en ontwikkeldoelen toegekend aan beekdalgebieden. Beekdalen kunnen dus bijdragen aan de landelijke verbeteropgave die voor dit habitatype in het kader van Natura 2000 geldt.



*Foto 1: Een voedselarm grondwatergevoed veen in Polen. De vegetatie heeft een hoge bedekking van slaapmossen, een lage bedekking van kruidlaag en een spaarzaam voorkomen van bomen. In de kruidlaag komen kleine zeggensoorten regelmatig voor waaronder Schubzegge (*Carex lepidocarpa*) en Veenmoszegge (*Carex limosa*). Er is een microstructuur van slenken en bulten aanwezig. Slaapmossen komen voor in de slenken, terwijl diverse veenmossoorten en Kleine veenbes in de bulten groeien.*

Ondertussen kan in een deel van de beekdalen door grootschalige verwerving van EHS-gronden vergaand herstel van de waterhuishouding worden gerealiseerd. Herstel van de hydrologische condities (kwel, zeer natte omstandigheden) die nodig voor vorming van mesotroof laagveen in beekdalen, worden daarbij een reële optie voor natuurbeheerders. Inmiddels vindt in bepaalde beekdalgebieden - zoals de Drentse Aa - grootschalige vernatting plaats en treedt ontwikkeling op naar moerasvegetatie. Hier en daar is dus al sprake van veelbelovende ontwikkelingen. Als echter de vraag gesteld wordt of en hoe veenvormende beekdalen duurzaam kunnen worden ontwikkeld dan tasten we nog voor een groot deel in het duister. Dit geldt zowel voor ecologische vraagstukken op abiotisch en biotisch gebied als voor hoe beheerders in hun beheerpraktijk met hersteltrajecten moeten omgaan. Belangrijke vragen zijn dan of herstel van de waterhuishouding leidt tot herstel van de noodzakelijke condities en bij welk beheer mesotrofente en veenvormende zeggenbegroeiingen zich duurzaam kunnen ontwikkelen. Door de actuele mogelijkheden en in gang gezette herstelprojecten worden zulke vragen dus prangend. In beekdalen wordt door de natuurbeheerders een nieuwe richting ingeslagen waarvan de route erg onbekend is. Het is daarom nodig om kennis te ontwikkelen over de sleutelfactoren en over maatregelen en beheer die nodig zijn voor herstel van veenvormende zeggenbegroeiingen. Deze kennis moet ontwikkeld worden in samenspraak met natuur- en waterbeheerders zodat ze ook snel toepassing vindt in de beheerpraktijk. Deze kennisontwikkeling heeft in het preadvies beekdallandschap daarom een hoge prioriteit heeft gekregen (Aggenbach et al., 2009).

## 1.2 Herstel van moerassen in beekdalen

Herstel van moeras in beekdalen vindt momenteel vooral plaats met behulp van interne vernatting van natuurgebied en verworven EHS-gronden. In diverse gebieden zijn nu op vrij grote schaal beekdalgronden vernat door het dichten van sloten. Voorbeelden hier van zijn de Drentse Aa, Urkhovense zeggan, Elperstroom en Geeserstroom. In vernatte gebieden met veel ijzerrijke kwel treedt vaak ontwikkeling naar door Holpijp (*Equisetum fluviatile*) en Snavelzegge (*Carex rostrata*) gedomineerde vegetaties (foto 2). In de Drentse Aa heeft deze vernatting binnen een tijdbestek van ca. 10-20 jaar tot grote verschuivingen in de vegetatie geleid (Everts & De Vries, 2010). Naast een sterke uitbreiding van Dotterbloemhooilanden heeft zich een sterke uitbreiding voorgedaan van zulke moerassen met deels ook veel Noordse zegge (*Carex aquatilis*). Gemeenschappen van deze soorten ontwikkelden zich uit Dotterbloemhooiland en soms ook uit Kamgrasweiden.



Foto 2: Een moerasvegetatie van Holpijp in de Drentse Aa, die ontstaan is na vernatting. De moslaag bestaat voornamelijk uit Gewoon puntmos.

## 1.3 Schaalniveau's in veensystemen in relatie tot herstel

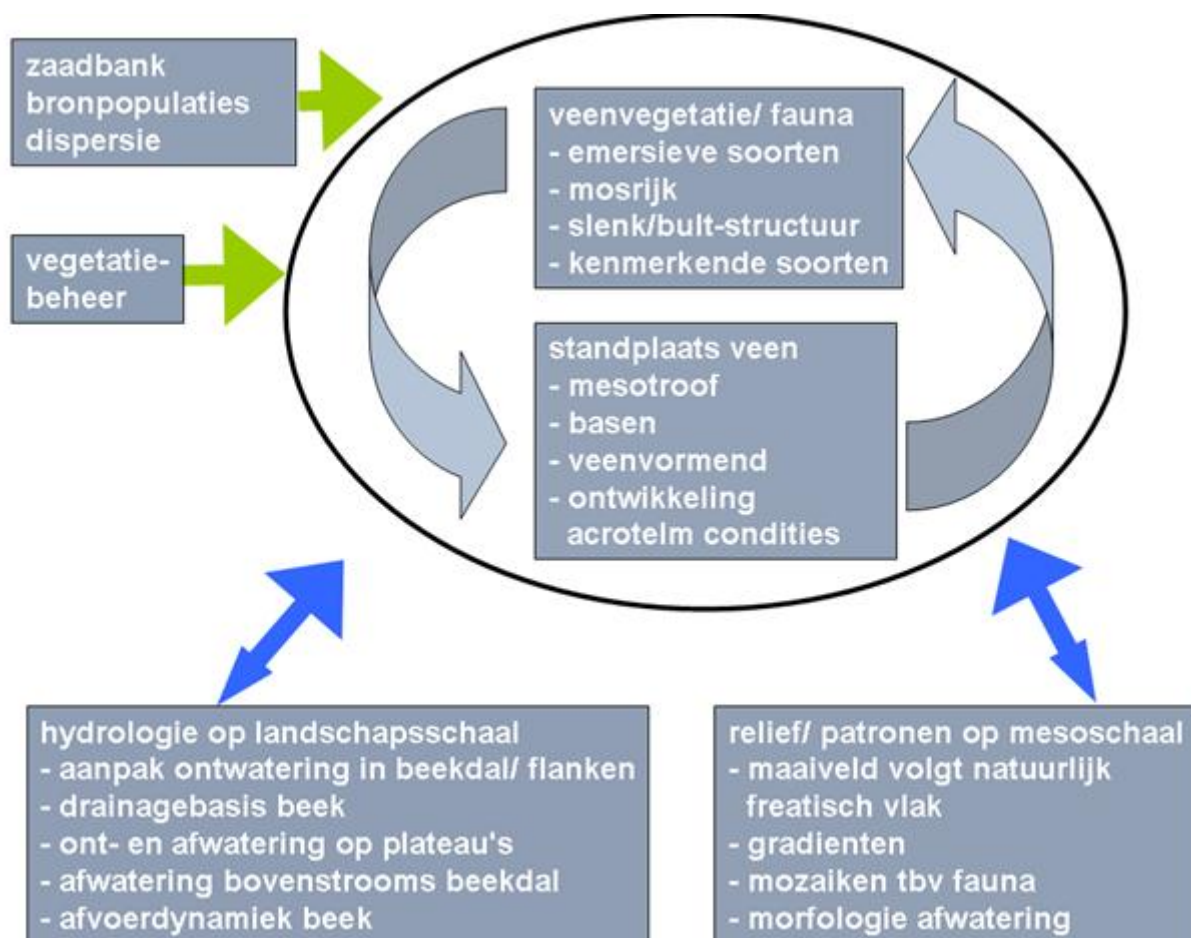
Voor veensystemen zijn diverse schaalniveaus van belang voor hun functioneren. Deze schaalniveaus zijn ook van belang voor herstel van veenvormende systemen in beekdalen (figuur 1). Op landschapsschaal heeft een veensysteem duidelijke relaties via de waterhuishouding. In infiltratiegebied zijgt water in dat vervolgens als grondwater richting het beekdal stroomt. In het beekdal wordt het veensysteem gevoed met water. Het reliëf, de geohydrologie en de drainagemiddelen bepalen de mate waarin grondwater toestroomt en de grondwaterstandsdynamiek in het beekdal. In



bovenstroomse delen van het stroomgebied van een beekdal kan ook oppervlaktewater worden afgevoerd en een benedenstrooms gelegen veensysteem overstroomd. Veensystemen in een beekdal kunnen daarom ook (deels) onder invloed van oppervlaktewater staan. Op een lange termijn heeft de ontwikkeling van een veensysteem invloed op de waterhuishouding van het landschap door verhoging van de drainagebasis en de toename van weerstand voor grondwaterstroming van het veenlichaam. De waterstand van het veensysteem en het omringende landschap wordt daardoor geleidelijk hoger. Veenontwikkeling kan ook het afwateringspatroon beïnvloeden. Voor herstel of ontwikkeling van veensystemen zijn ingrepen in de waterhuishouding op landschapsschaal nodig. Naast beïnvloeding van het waterstandsregime en grondwaterstroming betreft dat ook de chemische kwaliteit in het intrekgebied, van het grondwater en het eventuele overstromingswater. Ingrepen in de waterhuishouding voor herstel van beekdalvenen vinden nu niet of nauwelijks op landschapsschaal plaats en beperken zich tot het vernatten van de herstellocaties zelf door verwijdering van detailontwatering. De ont- en afwatering in intrekgebieden is veelal nog niet aangepakt. In middenloopsituaties is de drainagebasis van de beken die afgelopen eeuwen zijn verdiept, meestal niet verhoogd.

Op mesoschaal speelt de zonatie binnen venen. Deze kan bestaan uit ruimtelijke variatie in het reliëf, grondwatervoeding, invloed van neerslagwater, overstrooming, afvoerslenken en daarmee samenhangende chemische gradiënten. Ook is op mesoschaal variatie aanwezig in de vegetatie (oa. zeggen, zeggen-slaapmos, bomen) die van belang is voor fauna. Grote grazers kunnen in natuurlijke venen grote invloed hebben op de ontwikkeling van de vegetatiestructuur. Zo kunnen elanden bosvorming tegengaan. Inrichting en beheer van het terrein zullen grote invloed hebben op de mesoschaalpatronen van vernatte terreinen. In de meeste vernatte beekdalen vindt momenteel nog maaibeheer plaats. Op bepaalde plekken is gestopt met maaibeheer omdat ze daarvoor te nat zijn geworden.

Op standplaatsschaal is er sprake van een sterke wisselwerking tussen enerzijds de vegetatie en de veenbodem. Omdat de vegetatie zijn eigen bodem vormt is er een sterke terugkoppeling van de vegetatie op de chemisch en fysische eigenschappen van de veenbodem en op de microstructuur. Vaak ontstaan in veenvormende, grondwatergevoede systemen structuren van bulten, pollen, slenken en poelen. De fysische en chemische eigenschappen van het veensubstraat zijn weer sterk bepalend voor standplaatscondities. Microstructuren voegen daar nog een differentiatie aan die standplaatscondities toe (o.a. waterstand, zuurgraad, redox). Herstelmaatregelen voor veenvormende moerassen dienen daarom de wederzijdse terugkoppeling tussen vegetatie en bodem in een gunstige toestand te brengen. Dit is nodig om op standplaatsherstel aan herstel van veenvormende ecosystemen te werken. Op een langere termijn is dat ook van belang voor een grotere ruimtelijke schaal. In doorstroomvenen bijvoorbeeld vormt de laag van levende mossen en weinig veraarde afgestorven mossen een zogenaamde acrotelm. Deze acrotelm kan goed zwellen en krimpen en heeft daarmee een sterk bufferende werking op de waterstandfluctuaties. De vorming van een acrotelm heeft dus ook een terugkoppeling op niveau van het veensysteem. In natte periode is het doorlaatvermogen groter waardoor de bovenste laag van het veen meer water kan afvoeren en in droge perioden visa versa. Herstel op standplaatsschaal is dus ook nodig om te komen tot herstel op systeemniveau.



Figuur 1: Schaalniveaus in beekdalvenen in relatie tot herstel.

## 1.4 Bestaande kennis

Er is nauwelijks onderzoek verricht naar de herstelmogelijkheden van veenvormende zeggenbegroeiingen in beekdalen en helemaal geen onderzoek naar de effecten van recent uitgevoerde herstelmaatregelen (zie bij onderdeel kennislacunes). Uit onderzoek in andere natte natuurtypen blijkt dat vernatting kan leiden tot interne eutrofiëring door desorbtië van aan ijzerhydroxiden gebonden fosfaat en dat de verhouding van ijzer, nitraat en sulfaat in het toestromende grondwater grote invloed heeft op de fosfaatbeschikbaarheid. Onderzoek naar mesotrofe veenvormende zeggenbegroeiingen heeft zich in Nederland vrijwel uitsluitend gericht op de trilvenen in verlandingsreeksen van de laagveenmoerassen. Hierbij is gekeken naar het belang van de voeding van de kraggen met gebufferd oppervlaktewater voor de handhaving van een hoge basenrijkdom (Van Wirdum, 1991) en de invloed van nutriëntenrijk oppervlaktewater op de verzuringssnelheid door snelle successie naar een vegetatie die gedomineerd wordt door verzurende veenmossoorten (Kooijman & Paulissen, 2006). Het OBN-onderzoek aan laagveenwateren heeft zich de afgelopen jaren gericht op open wateren en oeverbegroeiingen, kraggen en niet op verder gevorderde verlandingsstadia met trilvenen. Dit onderzoek (Lamers et al., 2006; Geurts 2010) heeft inzicht opgeleverd over de interactie tussen de biogeochemie van

veen en onderwaterbodems en dat van het oppervlaktewater enerzijds, en de vegetatieontwikkelingen anderzijds. Er werden grote verschillen tussen gebieden gevonden in de fosfaat- en ijzerconcentraties van oppervlaktewater en onderwaterbodems. Sinds kort is OBN-onderzoek gestart (Pilotstudie Peilfluctuatie en Trilvenen) dat zich richt op de herstelmogelijkheden van basenrijke trilvenen in laagveenmoerassen waarbij de focus ligt op de effecten van seizoensmatige peilfluctuatie op de biogeochemie en vegetatie, inclusief de moslaag.

De resultaten van bovengenoemd onderzoek in laagveenmoerassen kunnen niet zondermeer vertaald worden naar de situatie in beekdalen. In beekdalen treedt veenvorming op onder invloed van anaerobe, veelal ijzerrijke kwel in een semi-terrestrische situatie zonder kragge terwijl in laagveenmoerassen veelal sprake is van een kraggesituatie met laterale infiltratie van aerob, ijzerarm, sulfaatrijk oppervlaktewater. In hydrologisch opzicht en genese bestaan dus grote verschillen tussen laagveenmoerassen en beekdalen die ook grote invloed zullen hebben op de biogeochemie.

## 1.5 Kennislacunes

### Abiotiek

De vernatte beekdalocaties worden gekenmerkt door een hoge voedselrijkdom van voorheen verdroogde en/of bemeste veenbodems. De vraag in dergelijke systemen is wat er gebeurt met de aanwezige grote voorraad aan anorganisch fosfaat bij de omslag van een aerob naar een anaerob systeem. Experimenteel onderzoek in het dal van de Hunze (Mouissie et al. 2008) en in veel andere natuurtypen (Lamers et al. 2006; Smolders et al. 2006) liet zien dat bij vernatting sprake was van mobilisatie van fosfaat door desorptie van aan Fe-hydroxiden geadsorbeerd fosfaat.

In de huidige situatie bestaat de moslaag voornamelijk uit de eutrafente soort Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*) terwijl mesotrafente slaapmossen schaars zijn. Wellicht is ook dit een bottleneck voor veenvorming door slaapmossen. Het is onvoldoende bekend in hoeverre er een relatie bestaat tussen deze soortensamenstelling van de moslaag en het nutriëntengehalte in bodemvocht en grondwater.

In Nederlandse beekdalen zal de veenvorming moeten starten vanuit veraard vast veen of zelfs vanuit de minerale bodem. Daardoor is er geen of nauwelijks sprake van een maaiveld dat meebeweegt met grondwaterstandfluctuatie, zoals kenmerkend in doorstroomvenen (Kulczynski 1949). Het gevolg hiervan is dat de hele oppervlakte bij vernatting snel integraal inundeert en dit kan een nadeel zijn voor bepaalde doelsoorten.

Ook de invloed van gemeten lokale verschillen in de hydraulische doorlatendheid van het veenpakket op lokale grondwaterstromingspatronen en op grondwaterkwaliteit is niet bekend. Preferente stroombanen zijn wellicht van belang voor kwelvenen met bolle veenpakketten. Er wordt van uitgegaan (Succow & Joosten 2001) dat er in ongestoorde doorstroomvenen voornamelijk sprake is van een stroming in de bovenste veenlaag (acrotelm), maar mogelijk is de functie van runoff gedurende natte perioden in zulke systemen onderbelicht. Welke hydrologische condities nodig zijn op landschaps-, mesoschaal- en standplaatsschaal om dergelijke systemen te

herstellen is onbekend. Binnen het onderzoek aan hoogvenen is inmiddels wel veel kennis ontwikkeld over de hydrologische sleutelfactoren en zijn hierop lange termijn herstelstrategieën ontwikkeld (Schouten, 2002). De vraag is in hoeverre de zulke kennis toepasbaar is in grondwatergevoede beekdalvenen.

Technische maatregelen die meestal genomen worden trachten de afvoer te beperken door sloten te dempen en beken te verondiepen. In het laatste geval gaat inundatie vanuit de beek een belangrijkere rol spelen, vooral in middenlopen met een groter bovenstrooms afwateringsgebied. Een van de consequenties hiervan is dat er sprake kan zijn van een sterke toename van sedimentatie van slib daarmee aanvoer van nutriënten vanuit de beek. Daarnaast kan, afhankelijk van de kwaliteit van het beekwater, de decompositie gestimuleerd worden en daarmee de veenvorming geremd worden of bepalend zijn voor welk veentype zich ontwikkeld.

### **Aanwezigheid en dispersie kenmerkende plantensoorten**

Kenmerkende soorten zijn schaars of geheel verdwenen in de bestaande beekdalen, op herstellocaties is vooral sprake van herstel van minder kritische begeleidende soorten. Dispersie van mesotrafente soorten is -met uitzondering van sporenplanten (mossen, paardenstaarten)- en algemene vaatplanten als diverse rus- en zeggensoorten vermoedelijk zeer beperkt en verwacht mag worden dat de gemeenschappen van de huidige herstellocaties nog lang onderverzadigd zullen blijven. Onderzoek naar de verzadigingsgraad voor veenvormende begroeiingen van Nederlandse beekdalmoerassen heeft nog nauwelijks plaatsgevonden.

### **Fauna**

Onderzoek naar fauna in veenvormende zeggenbegroeiingen staat in de kinderschoenen. Bij de analyse van verspreidingsdata van 8 karakteristieke soorten van doorstroom- en overgangveen in Nederland bleek dat deze soorten enkel worden aangetroffen in laagveengebieden en een enkel hoogveenrestant, maar niet in veenrestanten van beekdalen. Dit duidt erop dat fauna van veenvormende begroeiingen in Nederland sterk bedreigd is en dat herstel van deze systemen urgent is.

Op dit moment is het nog nauwelijks bekend welke soorten karakteristiek zijn voor dit ecosysteem. Karakteristieke soorten voor veenvormende zeggenbegroeiingen moeten waarschijnlijk in de groep van ongewervelden worden gezocht. Met uitzondering van de libellen, zijn de Nederlandse verspreidingsdata van deze soortgroepen zeer incompleet en vaak moeilijk toegankelijk. Om te achterhalen welke soorten karakteristiek zijn voor veenmoerassen in beekdalen, kan daardoor niet gebruik gemaakt worden van bestaande kennis, maar is gericht veld- en literatuuronderzoek nodig in Nederland en in het buitenland.

### **Microstructuur en beheer**

Laagveenmoerassen en zeker de mesotrofe worden net als hoogveen vaak gekenmerkt door uitgesproken microstructuur (foto 1). Door poelen, slenken, bulten en polvormende soorten is er een microreliëf aanwezig waardoor op microschaal verschillen in o.a. waterregime, basenrijkdom en redoxpotentiaal optreden. Kenmerkende plant- en diersoorten zullen gebonden zijn aan deze microstructuren. Of en hoe zulke structuren zich ontwikkelen in herstelsituaties is niet bekend. In hoeverre ontwikkeling van zulke structuren afhankelijk is van de aanwezigheid van specifieke soorten is ook onbekend. Maaibeheer b.v. om boomopslag tegen te gaan kan ontwikkeling van microstructuren belemmeren en ook de ontwikkeling van een goed ontwikkelde moslaag. Anderzijds is van o.a. de Biebzra bekend dat goed

ontwikkelde veenvormende begroeiingen voorkomen bij maaibeheer en dat momenteel hier zonder maaibeheer verbossing optreedt. Niet maaien van Nederlandse beekdalmoerassen kan onder te eutrofe omstandigheden ook leiden tot veel strooiselaccumulatie waardoor mesotrafente plantensoorten en faunasoorten worden benadeeld. Op welke manier vegetatiebeheer moet inspelen op herstel van mesotrofe zeggenbegroeiingen en ontwikkeling van microstructuren is nog onduidelijk.

## 2 Doel en opzet onderzoek

### 2.1 Doel van de pilotstudie

De kennis over de herstel mogelijkheden en -technieken van veenvormende begroeiingen in beekdalen is zeer schaars. Het doel van deze pilotstudie is om meer inzicht te krijgen in sturende factoren in hydrologie, biogeochemie en biotiek voor het herstel van veenvormende mesotrofe zeggenbegroeiingen in beekdalen. Van belang zijn daarbij vooral de nutriëntenhuishouding, de alkaliniteit, de basenhuishouding, de ijzerrijkdom, de afbreekbaarheid van het veen en de aanwezigheid van veenvormende mossoorten en andere kenmerkende soorten en hun productie in en rond de locaties.

Deze pilotstudie brengt de sleutelfactoren op standplaatschaal in beeld, geeft aan welke kennislacunes op dit vlak spelen en welk vervolgonderzoek zinvol nodig is voor verdere kennisontwikkeling. Het onderzoek zal vooral op standplaatschaal plaatsvinden door middel van vergelijkend onderzoek op verschillende beekdallocaties. Over sleutelfactoren op landschapsschaal en mesoschaal kan deze pilotstudie daarom nauwelijks uitspraken doen omdat binnen deze studie op dat schaalniveau nauwelijks onderzoek wordt verricht. Binnen de pilotstudie wordt alleen met betrekking tot het voorkomen van kenmerkende plantensoorten op meerdere schaalniveaus onderzoek uitgevoerd. Wegens het verkennende karakter van de studie worden geen adviezen geformuleerd voor herstel- en beheerstrategieën.

Tot de doelgroep van de pilotstudie behoren natuur- en waterbeheerders die zijn betrokken bij het beheer en ontwikkeling van natte natuur in beekdalen. Waterschappen zijn een belangrijke partij wegens het realiseren van vernattingsmaatregelen en inpassing van WB21 in beekdalen.

Onderzocht worden:

- Veenprofiel
- Toxiciteit voor planten
- Nutriëntenchemie
- Basenchemie
- Ongewervelde soorten
- Vegetatie

## 3 Aanpak en methoden

### 3.1 Onderzoeksstrategie

Om inzicht te krijgen in sleutelfactoren en mogelijkheden voor herstel van veenvorming en mesotrofe omstandigheden is het nodig eigenschappen van goed ontwikkelde, ongestoorde venen te vergelijken met die in Nederland waar herstel wordt nagestreefd. Om dit goed in beeld te krijgen is het nodig om de Nederlandse situatie af te zetten tegen het functioneren van goed ontwikkelde veenvormende systemen in Noordwest- en Midden-Europese beekdalen. Met een pilotstudie waarbij een vergelijking wordt gemaakt tussen diverse Nederlandse (potentiële) herstellocaties en goed ontwikkelde referenties in NW- en Midden-Europa is het mogelijk om tegen relatief lage kosten een eerste inzicht te vormen in de sleutelfactoren.

De volgende onderzoeksvragen worden in deze studie behandeld:

#### Veenprofiel en veenvorming

- Treedt wel of geen veenvorming op of overheerst afbraak?
- In welke mate is het veen gehumificeerd?
- Is er samenhang van veenvorming en -afbraak met waterregime, redoxtoestand en kwaliteit van het toestromende grondwater (basenrijkdom, alkaliniteit, sulfaat, nitraat)?

#### Toxiciteit

- Welke variatie is aanwezig in sulfiden- en ijzergehalten van bodemvocht?
- Heeft toxiciteit door sulfiden en ijzer invloed op het voorkomen van plantensoorten?

#### Nutriëntenchemie

- Welke variatie is aanwezig in  $\text{PO}_4^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NH}_4^-$ -gehalten van bodemvocht en de bodem, en hun beschikbaarheid voor planten?
- Welke variatie is aanwezig in verdeling over P-fracties (Fe-gebonden, Ca-gebonden, organisch gebonden, label)?

#### Basenchemie

- Welke variatie is aanwezig in basenrijkdom van het grondwater en basenverzadiging van de bodem?
- Is er variatie aanwezig in verzuringsprofielen als gevolg van (vroegere) verdroging?

#### Soorten

- Welke ongewervelden zijn karakteristiek voor mesotrofe veenvormende begroeiingen?
- In hoeverre komen karakteristieke planten- en faunasoorten van mesotrofe veenvormende begroeiingen (*Caricion davallianae*, *Caricion*

*lasiocarpae*) voor in huidige en potentiële beekdallocalities met veenvorming?

- In hoeverre komen karakteristieke plantensoorten voor in de omgeving van deze localities?
- Wat is het verband tussen karakteristieke soorten en nutriëntenhuishouding/basenuishouding.

#### Vegetatie

- In welke mate is referentielocalities en herstelde localities een moslaag en zijn karakteristiek mossoorten van mesotrofe veenvormende begroeiingen aanwezig en hoe hangt dit samen met abiotische condities?
- Wat is het verband tussen soortensamenstelling van de vegetatie en nutriëntenhuishouding/ basenuishouding/ redoxtoestand?

#### Sleutelfactoren

- Welke factoren zijn van belang voor het optreden van veenvorming?
- Welke factoren zijn van belang voor mesotrofe omstandigheden in (potentieel) veenvormende localities?
- In hoeverre beperkt het huidige voorkomen van plantensoorten in en rond herstellocalities herstel van verzadigde mesotrafente veenvormende levensgemeenschappen?

## 3.2 Selectie en overzicht van de onderzoekslocalities

Een onderzoekslocatie moest voldoen aan volgende criteria:

- er is een veen of venige bodem aanwezig; zonder klei/leemdek op het veen en het veen is niet bezand;
- de bodem is in een terrestrische situatie ontstaan of locatie verkeert reeds langdurig (> 100 j = ca. 10 cm veen) een terrestrische toestand;
- overstroming met beekwater treedt niet op of heeft geen dominante invloed op de locatie;
- de locatie wordt of werd voorheen gevoed door matig tot zeer basenrijk grondwater;

De localities werden dusdanig gekozen dat ze variatie vertonen voor de volgende factoren:

- de mate waarin venen zijn verstoord en gedegradeerd; als maat voor deze factor is de mate van degradatie van de veenbodem genomen; ongestoorde venen zijn bovendien nooit onderhevig geweest aan ontwatering of landgebruik.
- onderscheid in (nagenoeg) ongestoorde localities met een goed ontwikkelde vegetatie (referentiesites) en localities waar met herstelmaatregelen beekdalmoeras wordt nagestreefd (herstelsites);
- variatie in basenrijkdom;
- variatie in ijzergehalte.

Op basis van de mate van bodemdegradatie werden de sites ingedeeld in drie degradatieklassen:

- ongestoord/ niet gedegradeerd: het veenprofiel is tot bovenin niet of niet sterk gehumificeerd ( $H < 8$ ) en de toplaag heeft dezelfde humificatiegraad als het dieper gelegen veen;



- zwak gedegradeerd: de toplaag is niet zeer sterk gehumificeerd ( $H < 9$ ), maar heeft wel een hogere humificatiegraad dan het dieper gelegen veen; of het veenprofiel is sterk gehumificeerd als gevolg van bijzonder hydrochemische omstandigheden;
- sterk gedegradeerd: er is een dikke ( $>20$  cm), zeer sterk gehumificeerde ( $H 9-10$ ) toplaag van oud veen aanwezig. De sites zijn zodanig gekozen dat ze zijn verdeeld over deze klassen. Tabel 1 geeft de terminologie voor de drie klassen die in dit rapport worden gebruikt en het aantal sites per degradatieklasse.

*Tabel 1: Terminologie voor en indeling van sites naar mate van degradatie en naar referentie/herstel.*

<b>catogorie degradatie</b>	<b>referentie/ herstel</b>	<b>aantal</b>
niet gedegradeerd	referentiesite	5
zwak gedegradeerd	referentiesite	4
sterk gedegradeerd	meestal herstelsite af en toe geen herstel	13

Op basis van deze criteria en met inbreng van kennis van het DT Beekdallandschap en terreinbeheerders werden 22 locaties geselecteerd. Herstelsites werden geselecteerd in Nederland en Vlaanderen en referentiesites in Vlaanderen en Polen (figuur 2). Vlaanderen werd meegenomen omdat in Nederland geen referentiesites aanwezig zijn en dit meer mogelijkheden gaf voor de selectie van herstelsites. Poolse sites werden geselecteerd omdat hier de ongestoorde venen en de beste referenties voorkomen binnen het vasteland van Noordwest-Europa. Deze Poolse referenties komen hier voor binnen een klimaatzone die niet sterk afwijkt van de het gematigd Atlantische klimaat in Nederland en Vlaanderen en ze komen ook voor in geologische setting van dikke zachte sedimentlagen. Een aanzienlijk aantal herstelsites werden geselecteerd in het Drentse Aa gebied (4 sites) en de Zwarte beek vallei (3 sites) wegens het huidige omvangrijke voorkomen van zeer natte beekdalmoerassen. Het was moeilijk om in Nederland en Vlaanderen voldoende sterk vernatte herstelsites te vinden buiten het Drentse Aa gebied en de Zwarte Beek vallei. Helaas was het niet mogelijk om voldoende ijzerrijke referentiesites te vinden (slechts 1) en voldoende ijzerarme herstelsites in Nederland en Vlaanderen te vinden. Hierdoor is sprake van onbalans in de geselecteerde sites (veel Fe-arme referentiesites, weinig Fe-rijke referentiesites, veel Fe-rijke herstelsites en weinig Fe-arme herstelsites). De meeste geselecteerde ijzerarme herstelsites zijn vaak nog te droog en/of ontberen toestroming van basenrijk grondwater (onvoldoende herstel waterhuishouding, wegzakkende zomergrondwaterstand, infiltrerend). Oorzaak is dat in beekdalen met ijzerarme bodems nog nauwelijks vergaand herstel van de waterhuishouding heeft plaatsgevonden en juist wel in beekdalen met ijzerrijke bodems.

Tabel 2 geeft een beknopt overzicht van de onderzoekssites met hun namen. Wanneer in dit rapport specifieke sites worden genoemd, wordt vaak de code van de site genoemd en af en toe ook de naam. In bijlage 1 staat een uitgebreid overzicht van de geselecteerde sites. Daarin worden per site de kenmerken, beheer en eventuele herstelmaatregelen genoemd. In figuur 2 wordt de geografische ligging van de sites weergegeven.

Tabel 2: Overzicht van de onderzoekssites gerangschikt naar degradatieklassen. Wanneer bij de resultaten sites worden genoemd wordt vaak de afkorting gebruikt.

	Code	Locaties	Land	Nader omschrijving
niet gedegradeerd	BZ1	Biebzra, zuidelijk bekken	PL	Basenrijke zone bij Tsarenweg, langs knuppelpad ter hoogte van Kolonia Szorce
	BZ2	Biebzra, Lipsk	PL	Basenrijke bovenloop, vlak bij Szuszaewo
	MA	Luboń	PL	aan zuidrand van veen, dicht bij stukje open water
	RS1	Rospuda	PL	Zuidelijk deel van de vallei, best ontwikkelde laagveenvegetaties
	RS2	Rospuda	PL	Zuidelijk deel van de vallei, best ontwikkelde laagveenvegetaties
zwak gedegra- deerd	BG	Buiten Goor	VL	zuidwestelijk, iets minder extreem kalkrijk deel
	DZ	Dobrzyńka	PL	50 m van rand in stuk met veel Fe-rijke kwel
	SP	Gogolewko	PL	geplagd deel naast introductie-experiment Drepanocladus
	TB	Torfbroek/ Marais de Bergh	VL	schraallandje begreppeld
sterk gedegradeerd	BM	Bennekomse Meent	NL	oostelijk deel in stuk met greppelstructuur
	DA1	Drentse Aa: Lage Maden	NL	Lage Maden (geplagd perceel)
	DA2	Drentse Aa: Looner Diep	NL	madenlanden westzijde Looner Diep blok met 10 ha geen maaibeheer, hoger deel
	DA3	Drentse Aa: Postweg	NL	Postweg: oostzijde Gasteren Diep tussen Gasterense Holt en Westenesche Lage Landen
	DA4	Drentse Aa: Loonerdiep	NL	madenlanden westzijde Looner Diep blok met 10 ha geen maaibeheer, plek met Drepanocladus
	ES	Elperstroom: Oosterma	NL	Oosterma
	LL	Vallei van de Zuidleie: Leiemeersen (Oostkamp)	VL	Centraal, laag gelegen deel
	LM	Lemselermaten: Oude maatie	NL	oude Maatie
	LS	Langstraat: Labbegat 2	NL	Labbegat 2
	SV	Reestdal: Schrapveen	NL	Schrapveen
	ZB1	Zwarte Beek	VL	middenloop, B-raai uit RUG-onderzoek
	ZB2	Zwarte Beek	VL	middenloop, C-raai uit RUG-onderzoek
	ZB3	Zwarte Beek	VL	middenloop, ca. 200 m ten oosten van C-raai uit RUG-onderzoek

Hoewel in eerste instantie beoogd als differentiërende factor is in de vermessingstoestand van het grondwater ( $\text{NO}_3 + \text{SO}_4$ ) achteraf gezien nauwelijks een variabele factor in de geselecteerde locatieset gebleken. In het ondiepe grondwater van de meeste geselecteerde locaties kon namelijk geen vermessing van grondwater worden vastgesteld.

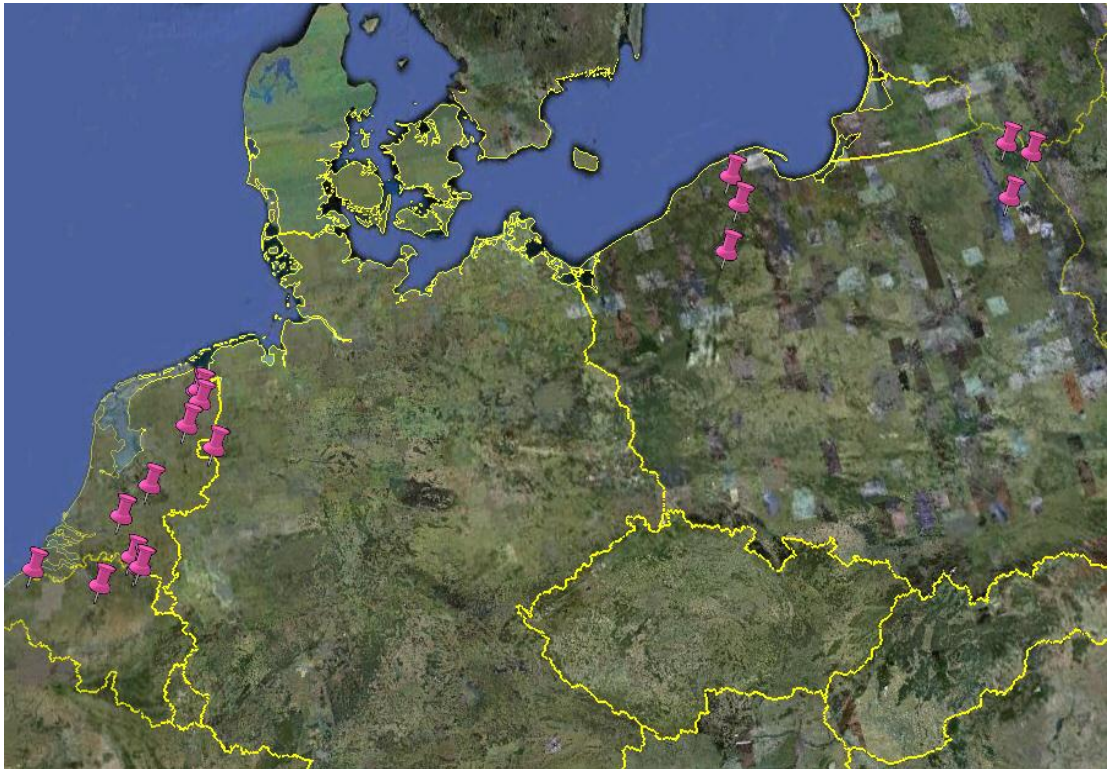
Op alle sites is de vegetatie opgenomen en is bodem- en waterchemie onderzocht. Op 9 van de Nederlandse en Vlaamse sites is fauna bemonsterd (zie bijlage 1).

### 3.3 Meetmethoden

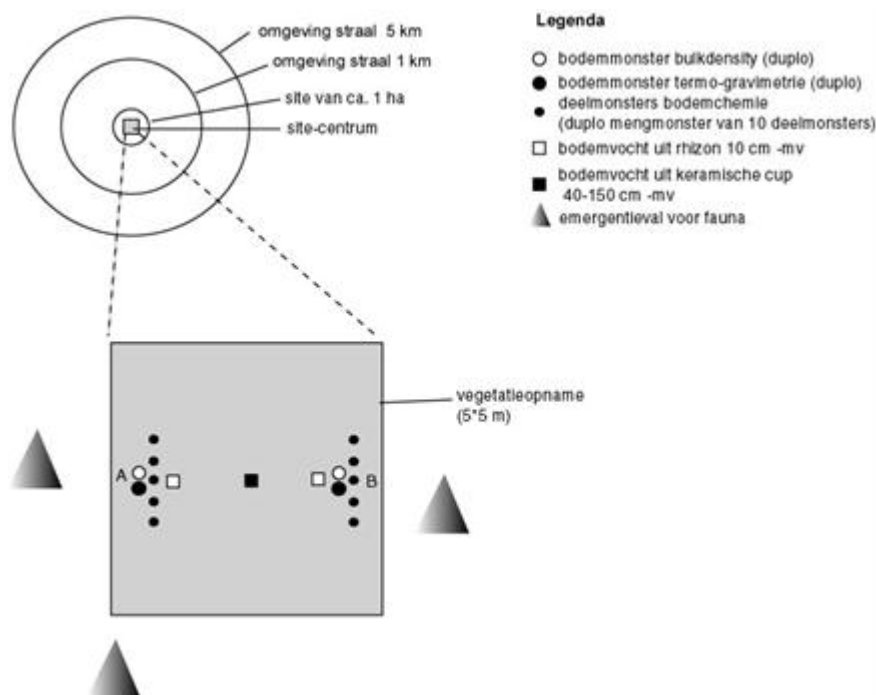
Opname van vegetatie, bemonstering van bodem, water en fauna vond plaats volgens een vast meetprotocol. Deze paragraaf geeft in het kort de werkwijze en analysemethoden.

### 3.3.1 Opname en bemonstering van de locaties

In figuur 3 wordt aangegeven op welke wijze de sites werden bemonsterd en opgenomen. Een site bestond uit een vlak van ca. 1 ha groot. Ongeveer in het midden van dit vlak was het site-centrum aanwezig met een omvang van 5\*5 m die representatief was voor de vegetatie. In dit site-centrum werd de vegetatie met een vegetatieopname beschreven, werd een bodemprofiel beschreven en werd de bodem en het bodemvocht van de toplaag (0-10 cm-mv) bemonsterd. De bodem en het bodemvocht werden in de meeste site-centra op twee sublocaties (A en B) en in enkele site-centra op één locatie genomen. Het ondiepe grondwater (40-150 cm-mv) werd in het midden van het site-centrum bemonsterd. In de 1 hectare van de site werd het voorkomen van kenmerkende plantensoorten opgenomen. Vlakbij het site-centrum (enkele meters tot ca. 20 m afstand) werd de aquatische fauna met het schepnet en fauna met emergentievallen bemonsterd. In een omtrek van 1 km en een omtrek van 4 of 5 km rond de sites werd het voorkomen van kenmerkende plantensoorten vastgesteld op basis van beschikbare verspreidingsdata.



*Figuur 2: Geografische ligging van de onderzoekslocaties.*



Figuur 3: Meetconfiguratie van een onderzoekssite.

### 3.3.2 Beschrijving bodemprofielen

Bodemprofielen werden in het site-centrum gestoken met een veenguts of Russische veenboor tot maximaal 1,5 m onder maaiveld. Wanneer de veenlaag dunner was, werd zo diep gestoken als mogelijk was. In de profielen werd de zonatie van humificatiegraad (Von Post), kleuring en voor zo ver mogelijk het type veen bepaald. Op een deel van de sites werd in dit bodemprofiel ook met een bodemelectrode de pH gemeten vanaf 5 cm-mv om de 10 cm.

### 3.3.3 Bemonstering en analyse water

Bodemvocht werd bemonsterd met macro-rhizons op 0-10 cm -mv. In geval dat een zeer losse, droge moslaag aanwezig was, werden de rhizons enkele cm's dieper geplaatst. Meestal werden per site op twee sublocaties bodemvochtmonsters genomen (zie figuur 3) en in enkele gevallen één sublocatie. Het ondiepe grondwater werd bemonsterd met keramische cups op 40 tot 150 cm onder maaiveld. De diepte van de cups was afhankelijk van de veendikte: hoe dikker het veen hoe dieper ze werden geplaatst. De cups werden voorzichtig het veen in gedrukt. In geval van zeer vast veen werd voorgeprikt met een dunne stok. Rhizons en cups werden bemonsterd op dag van plaatsing en eventueel de daarop volgende dag. Voor de bemonstering werden de rhizons met enkele ml's bodemvocht voorgespoeld en de cups met ca. 50 ml. Deelmonsters voor sulfide-bepaling (alleen voor bodemvocht) werden opgeslagen in glazenbuisjes. Deelmonsters voor ICP-analyse werden aangezuurd met 0,7 ml 65% suprapuur HNO<sub>3</sub> per 100 ml. Deelmonsters voor CO<sub>2</sub>, HCO<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub> en NH<sub>4</sub> werden zonder voorbehandeling in de bemonsteringsspijten aangeleverd. In het veld werden van de bodemvocht en

grondwatermonsters de alkaniteit met een veldtitratieset, temperatuur, pH en EGV gemeten. Monsters werden gekoeld aangeleverd bij het lab. De chemische analyses werden in het lab van B-Ware uitgevoerd. Tabel 3 geeft de geanalyseerde variabelen en methoden.

*Tabel 3: gemeten variabelen en meetmethoden in watermonsters. B = bodemvocht, G = ondiep grondwater.*

<b>Variabelen</b>	<b>Gemeten in</b>	<b>Meetmethode</b>
pH	B+G	pH-electrode
EGV en T	B+G	EC/T-electrode
Ca, Mg, K, Na, Cl, S, Fe, Mn, Al, Si, P, Zn	B+G	ICP
NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , P-ortho	B+G	colormetrisch met auto-analyser
CO <sub>2</sub> en HCO <sub>3</sub>	B+G	bepaling TIC met infraroodsensor; berekening CO <sub>2</sub> en HCO <sub>3</sub> uit TIC en pH
Sulfide	B	sulfide-gevoelige Ag-electrode

### **3.3.4 Bemonstering en analyse bodem**

Per site werden meestal twee subsites bemonsterd voor bulk density en chemie (zie figuur 3). Monsters voor bepaling van bulk density bestonden uit één deelmonster met een omvang 10\*10\*10 cm van de toplaag. Een monster voor chemische analyse bestond uit vijf deelmonsters van de toplaag van een subsite. Elk deelmonster had een diepte van 0-10 cm en had hetzelfde volume (10\*5\*5 cm). De vijf deelmonsters werden in het veld samengevoegd tot een monster. Het monster voor de graduele thermogravimetrische analyse bestond voor elke subsite uit een deelmonster van 0-10 diepte. De monsters werden tijdens transport gekoeld bewaard en op dezelfde dag of binnen enkele dagen afgeleverd in het lab. In het lab werden de bodemmonsters ingevroren bewaard totdat ze geanalyseerd konden worden. De meeste analyses werden in het lab van B-Ware uitgevoerd. De graduele thermogravimetrie werd uitgevoerd door de VU. Tabel 4 geeft de geanalyseerde variabelen en methoden.

Tabel 4: gemeten variabelen en meetmethoden in bodemmonsters.

Variabelen	Meetmethode
pH_KCl	pH in anaeroob geschut bodemmonster in KCl-oplossing
bulk density (BD)	gravimetrisch
organisch stofgehalte (OM <sub>550.4h</sub> )	thermogravimetrisch (4 uur gloeien bij 550°C)
gewichtsverlies bij oplopende T	graduele thermogravimetrie: gewichtsverlies tussen 105 en 1000°C onder lucht bij temperatuurstappen van ca. 10°C
N-totaal, C-totaal	pyrolyse met CN-analyser
Al-totaal, Ca-totaal, Fe-totaal, K-totaal, Mg-totaal, Mn-totaal, Na-totaal, P-totaal, S-totaal, Si-totaal, Zn-totaal	destructie met salpeterzuur en waterstofperoxide, analyse elementen met ICP
P-olson	extractie met NaHCO <sub>3</sub> , analyse P met ICP
P-totaal, P-organisch, P-Fe/Al-gebonden, P-Ca-gebonden, P-labiel	P-fractionering naar Golterman (1996), analyse P met ICP
in water-extract: Al, Ca, Fe, Mg, Mn, NH <sub>4</sub> , H, K, Na	bepaling elementen in waterextract met ICP
in Cl <sub>2</sub> Sr-extract: Al, Ca, Fe, Mg, Mn, NH <sub>4</sub> , H, K, Na	bepaling elementen in SrCl <sub>2</sub> -extract met ICP
in NaCl-extract: NH <sub>4</sub>	bepaling NH <sub>4</sub> in NaCl-extract
in KCl-extract: NH <sub>4</sub>	bepaling NH <sub>4</sub> in KCl-extract

### 3.3.5 Methode opname vegetatie

In het site-centrum werd een vegetatie-opname gemaakt (zie figuur 3). Voor de abundantie werd de schaal van Londo toegepast. De soortensamenstelling en abundanties van de soorten in deze opnamen werden gebruikt om een relatie te leggen tussen vegetatie en abiotiek. In de hectare rond deze plek werd met de Tansley-schaal het voorkomen van plantensoorten opgenomen. Mossoorten die niet in het veld op naam konden worden gebracht, werden meegenomen voor microscopische determinatie. Het voorkomen van plantensoorten in een straal van 1 km en een straal van 4 of 5 km rond de sites werd voor de Nederlandse en Vlaamse sites ontleend aan de nationale/gewestelijke floradatabanken en voor de sites in de Biebzra ontleend aan de gegevens van het Nationaal Park van de Biebzra. Voor de sites in Rospuda werd gebruik gemaakt van ongepubliceerde data van de universiteit Warszawa (Dr. P. Pawlikowski). Het betrof in dit geval een dataset van enkele 100'en vegetatieopnames uit veengebieden in de regio Augustow, waarvan ca. 50 in Rospuda zelf. De soortgegevens van vlakken van 1 ha, 1x1 km en 5x5 km zijn niet opgenomen in dit rapport. De opnamen van 1 ha zijn opvraagbaar.

### 3.3.6 Methode fauna

In tabel 5 zijn de onderzoekslocaties voor het faunaonderzoek weergegeven. Rondom de site-centra van 5\*5m waar de abiotiek en vegetatie werden

opgenomen werd het voorkomen van diverse groepen ongewervelden onderzocht (zie figuur 3). Om te voorkomen dat de verschillende onderzoeksonderdelen elkaar zouden beïnvloeden lagen de monsterlocaties voor het faunaonderzoek op enkele meters buiten het site-centrum.

*Tabel 5: Locaties van het faunaonderzoek met het aantal bemonsteringslocaties voor (semi)-aquatische en terrestrische ongewervelden. Tussen haakjes staan aanvullende bemonsteringen van nabijgelegen open water, zoals slotjes en poeltjes.*

Locatie	Deelgebied	Monsterlocaties	
		Waterfauna	Landfauna
<b>DA2:</b> Drentse Aa	madenlanden westzijde Looner	3	3
<b>DA3:</b> Drentse Aa	Postweg: oostzijde Gasteren Diep	1	3
<b>DA1:</b> Drentse Aa	Lage Maden	2	3
<b>ES:</b> Elperstroom	Oosterma	3 (1)	3
<b>LS:</b> Langstraat	Labbegat 2	0	3
<b>ZB2:</b> Zwarte Beek	C-raai	3	3
<b>ZB3:</b> Zwarte Beek	Spiekelspade	3	3
<b>BG:</b> Buitengoor		8 (6)	3
<b>LL:</b> Vallei van de Zuidleie	Leiemeersen (Oostkamp)	1 (3)	3

### **Aquatische en semi-aquatische macrofauna**

Indien mogelijk werden eind mei/begin juni in elk deelgebied drie monsters genomen (tabel 5). Uitzonderingen waren het Buitengoor (BG), de Langstraat (LS) en vallei van de Zuidleie (LL). In het Buitengoor kon de bemonstering gecombineerd worden met een vergelijkbare studie uit 2006, waardoor uit dit gebied meer onderzoekslocaties voorhanden zijn. In de Langstraat (LS) en vallei van de Zuidleie (LL) waren de onderzoekslocaties dermate droog dat het zeer moeilijk was een bemonstering uit te voeren. Aquatische en semi-aquatische macrofauna werd verzameld met een schepnet. Open water werd bemonsterd door het schepnet schoksgewijs door het water en de vegetatie te bewegen. Op drassige locaties ontstaat open water daar waar mensen recent gelopen hebben. Organismen die tussen de vochtige vegetatie leven kunnen in het hierbij gecreëerde water verzameld worden. Enkele locaties bleken zo droog te zijn, dat het niet mogelijk was om met een schepnet macrofauna te verzamelen (bijv. in de vallei van de Zuidleie). Hier werd een deel van de moslaag verzameld waar op het laboratorium de ongewervelden werden uitgezocht. In sommige gebieden lagen vlakbij de onderzoekslocaties kleine stilstaande waterpartijen, zoals slotjes en poeltjes. In deze wateren werden aanvullende macrofaunamonsters genomen (tabel 5).

De verzamelde schepmonsters werden in plastic zakken naar het laboratorium vervoerd. Op het lab werden de monsters uitgespoeld over 3 zeven met respectievelijk maaswijdten van 2, 1 en 0,5 mm. Vervolgens werden de dieren verzameld, geteld, geconserveerd en gedetermineerd. Diergroepen die tot op soort zijn gedetermineerd betroffen: kevers (*Coleoptera*, adulten en larven), kokerjuffers (*Trichoptera*), wantsen (*Hemiptera*), libellen (*Odonata*) en tweevleugeligen (*Diptera*: *Chironomidae*, *Culicidae*, *Chaoboridae*, *Dixidae*).

### **Terrestrische ongewervelden**

In elk deelgebied werden rondom de site-centra drie piramidevallen geplaatst (foto 3). Een dergelijke val bestaat uit een piramidevormig frame dat bekleed

is met zwart nylondoek. Op een polyesterring in de top werd een doorzichtig potje geschroefd met daarin een laagje formaldehyde. De constructie werd stevig in de bodem gedrukt om te voorkomen dat dieren via de bodem uit de val ontsnapten. Ongewervelden die onder deze vallen in de vegetatie of bodem leven, oriënteren zich op het licht dat via de top in de val terecht komt. Na enkele dagen zijn de meeste dieren naar boven geklommen, waar zij door de formaldehyde sterven en geconserveerd raken. Na 2 of 3 weken werden de vallen een meter verplaatst.

Met dit type vallen werden grote aantallen ongewervelden gevangen. Van dit verzamelde materiaal werden twee reeksen van begin juni en eind juli uitgezocht en werden de kevers (*Coleoptera*) op naam gebracht.



Foto 3: Piramidevallen in het dal van de Zwarte Beek.

### 3.4 Dataverwerking

Dataverwerking wordt waar nodig toegelicht bij de presentatie van de resultaten.



## 4 Bodemfysica, geochemie en hydrochemie

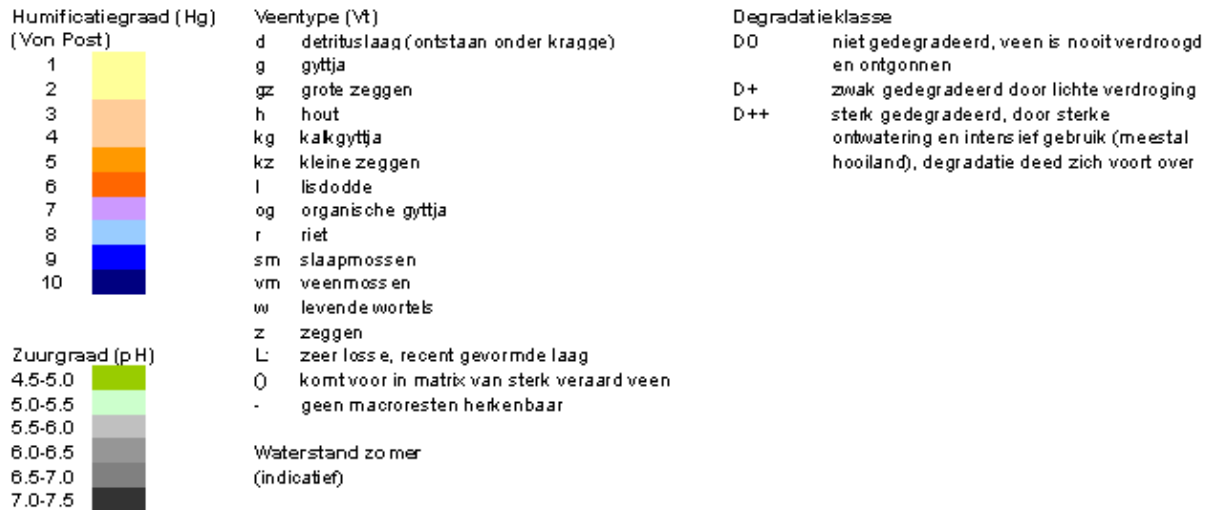
### 4.1 Substrateigenschappen en veenvorming

#### 4.1.1 Veen- en pH-profielen

In figuur 4 zijn de profielen van de onderzoekssites weergegeven. Hierin is het veentype, veraardingstoestand en pH weergegeven. De niet gedegradeerde sites hebben in de toplaag weinig veraard veen van slaapmossen dat vaak ook dieper in het profiel aanwezig is. De site MA is een oude verlandingsituatie wat zichtbaar is aan de onderliggende detritus (kraggeverlanding) en gyttja. De zwak gedegradeerde sites hebben sterk verschillende veenprofielen die variëren van weinig veraard zeggenvveen in de toplaag (DZ), sterk veraard veen (SP) tot zeer sterk veraard veen (TB). Een deel van de zwak gedegradeerde sites heeft onderin het profiel veen met een lagere humificatiegraad. De aanwezigheid van gyttja dieper in de profielen van sites DZ en SP duidt op vroegere aquatische fasen. De sterk gedegradeerde sites hebben alle bovenin het profiel zeer sterk veraard veen waarin geen macroresten herkenbaar zijn. Sommige van deze sites hebben in de toplaag recente vorming van slecht-verteerd mos en/of wortels. Op de sites BM en DA2 bestaat dit recent gevormde materiaal uit een zeer losse laag van het slaapmos Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*) die in onderkant van de kruidlaag hangt. Op site ES is ook een dunne laag van afgestorven Gewoon puntmos ontstaan. Op site DA1 is dood materiaal van deze mossoort afgezet in de sterk veraarde, slappe toplaag en op site LS zijn recent dode wortels in de sterk veraarde toplaag gevormd. Op site SV is een 10 cm dikke laag van Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*), Vensikkelmos (*Warnstorfia fluitans*) en veenmossen (*Sphagna*) gevormd. Meestal zijn deze recente afzettingen gevormd op sites waar de zomerstand vrij ver onder maaiveld wegzakt. De site DA1 is de enige herstelsite met een zomergrondwaterstand aan maaiveld waar recent materiaal van slaapmossen is afgezet. De snelle veenvorming op site SV gaat samen met relatief zure omstandigheden in de toplaag en ook dieper in het profiel. Dieper in de profielen van de sterk gedegradeerde sites met een dikke veenlaag is het veen vaak matig veraard en bestaat het meestal uit zeggenv (klein en/of groot) al dan niet met riet of hout. De profielen van de sites ZB1 en ZB3 zijn onderin het minst veraard.

De pH van de toplaag verschilt met uitzondering van site SV niet veel en zit in het bereik van 6.0-7.0. De niet gedegradeerde sites hebben vergelijkbare waarden als die van gedegradeerde sites. De zeer natte, sterk gedegradeerde sites hebben wel relatief hoge waarden. De sites BM en SV waar de zomergrondwaterstand enkele dm's onder maaiveld uitzakt, hebben een lagere pH in de toplaag. Het pH-profiel is hier ook vrij sterk gestratificeerd: bovenin zuurder dan onderin. De relatief droge site LM heeft ook zo'n

stratificatie. Opvallend zijn ook verschillen in stratificatie voor de pH tussen diverse zeer natte sites. De zwak gedegreerde sites DZ en SP hebben een lichte oplopende stratificatie (bovenin iets zuurder dan onderin) terwijl de meeste zeer natte sterk gedegreerde sites (DA1, DA2, DA3, ZB2, ZB3) een aflopende stratificatie hebben (bovenin basischer dan onderin).



Site Klasse degr.	BZ1			BZ2			MA			RS1		RS2	
	pH	Hg	Vt	Hg	Vt	pH	Hg	Vt	Hg	Vt	Hg	Vt	
Diepte (cm mv)													
-10													
0	7.1	1/2	L	4	L	6.2	1/2	sm	3	kz/sm	3	kz/sm	
10	7.1	1/2	L	4	L	6.2	1/2	sm	3	kz/sm	3	kz/sm	
20		1/2	kz/sm	4	kz/sm		1/2	sm	3	kz/sm	3	kz/sm	
30		5	kz/sm	4	kz/sm		1/2	sm	3	kz/sm	3	kz/sm	
40		5	kz/sm	4	kz/sm		1/2	sm	3	kz/sm	3	kz/sm	
50		5	kz/sm	4	kz/sm		5	d	3	kz/sm	3	kz/sm	
60		5	kz/sm	5	kz/sm		5	d	3	kz/sm	3	kz/sm	
70		5	kz/sm	5	kz/sm		5	d	3	kz/sm	3	kz/sm	
80		5	kz/sm	5	kz/sm		5	d	3	kz/sm	3	kz/sm	
90		6/7	gz,t	6/7	gz,t		5	d	3	kz/sm	3	kz/sm	
100		6/7	gz,t	6/7	gz,t		5	d	4	kz/sm	4	kz/sm	
110		6/7	gz,t	6/7	gz,t		5	d	4	kz/sm	4	kz/sm	
120		7/8	r	6/7	gz,t		3/4	sm	4	kz/sm	4	kz/sm	
130		7/8	r	6/7	gz,t		3/4	sm	4	kz/sm	4	kz/sm	
140		7/8	r	6/7	gz,t			kg	4	kz/sm	4	kz/sm	
150				6/7	gz,t				4	kz/sm	4	kz/sm	
160				6/7	gz,t				4	kz/sm	4	kz/sm	
170				6/7	gz,t				4	kz/sm	4	kz/sm	
180				6/7	gz,t				4	kz/sm	4	kz/sm	
190				6/7	gz,t				4	kz/sm	4	kz/sm	
200													

Figuur 4: Profielen van veentype, humificatiegraad en pH.

Site Klasse de gr.	BG D+		DZ D+			SP D+			TB D+		BM D++		
	Hg	vt	pH	Hg	vt	pH	Hg	vt	Hg	vt	pH	Hg	vt
Diepte (cm mv)				3	sm								
-10				5	w						1	1	L:sm
		L		5	w					L		1	L:sm
0		kg	6.7	4	z	6.3	8	-	9	sm		10	-
		kg	6.9	4	z	6.6	8	-	9	sm	5.9	10	-
10				4	z	6.1	8	-	9	sm	6.2	10	-
				4	z				9	sm		10	-
20				4	z	6.3	7	kz	9	sm	6.4	10	-
			6.4	4	z	6.4	7	kz	9	sm	6.3	10	-
30			6.8	4	z	6.4	7	kz	9	sm	6.6		
			6.9		kg+og	6.4	6	sm	9	sm	6.7	6	kz
40			6.7		kg+og		5	kz	9	sm		6	kz
			7.1		kg+og	6.6		kz	9	sm		6	kz
50					kg+og		5	kz+sm+h	9	sm		6	kz
					kg+og		5	kz+sm+h	9	sm		6	kz
60					kg+og		5	kz+sm+h	9	sm		6	kz
					kg+og		5	kz+sm+h		sm		6	kz
70					kg+og		5	kz+sm+h				6	kz
					kg+og		5	kz+sm+h					
80					kg+og		5	kz+sm+h					
					kg+og		5	kz+sm+h					
90					kg+og		5	kz+sm+h					
					kg+og		5	kz+sm+h					
100					kg+og		5	kz+sm+h					
				4	gz_sm			kg					
110				4	gz_sm			kg					
				4	gz_sm			kg					
120				4	gz_sm			kg					
				4	gz_sm			kg					
130				4	gz_sm			kg					
				4	gz_sm			kg					
140				4	gz_sm			kg					

Site Klasse de gr.	DA1 D++			DA2 D++			DA3 D++			ES D++			LL D++	
	pH	Hg	vt	pH	Hg	vt	pH	Hg	vt	pH	Hg	vt	Hg	vt
Diepte (cm mv)					1	L:sm								
-10					1	L:sm								sm/w
					1	L:sm								sm/w
0	6.9	10	sm	6.8	10			10		6.8	3	sm	9	
	6.8	9		7.1	10			10		6.8	10		9	
10	6.9	9		7.1	10			10		6.8	10		9	
	6.4	9		7.0	10		6.6	10		6.6	10		9	
20	6.4	9		6.8	10		6.6	10			10		9	
	6.3	9		6.6	10		6.8	10					9	
30	6.3	7	kz+r	6.4	9		6.4	10					9	
	6.2	7	kz+r	6.0	9		6.5	10						
40		7	kz+r	6.1	9		6.5	10						
		7	kz+r		9		6.6	10						
50		7	kz+r		7		6.5	10	kz+g					
		7	kz+r		7		6.3	8	kz+r+g					
60		7	kz+r		7	z	6.3	8	kz+r+g					
		7	kz+r	6.7	gz+h			8	kz+r+g					
70				6.7	gz+h			8	kz+r+g					
				6.7	gz+h			8	kz+r+g					
80				6.7	gz+h			8	kz+r+g					
				6.7	gz+h			8	kz+r+g					
90								7	z+r					
								7	z+r					
100								7	z+r					
								7	z+r					
110								7	z+r					
								7	z+r					
120								7	r+h					
								7	r+h					
130								7	gz+h					
								7	gz+h					
140								7	gz+h					

Vervolg figuur 4.

Site Klasse degr.	LM D++			LS D++		SV D++			ZB1 D++			ZB2 D++			ZB3 D++			
	pH	Hg	\vt	Hg	\vt	pH	Hg	\vt	pH	Hg	\vt	pH	Hg	\vt	pH	Hg	\vt	
Diepte (cm mw)																		
-10																		
0	6.7	10		10 (w)		3	sm+vm		5.5	10		7.0	8		7.0	8		
10	6.6	10		10		4.7	3	sm+vm	6.3	10		6.8	8		7.0	8		
	6.7	10		10		4.8	10		6.5	10		6.7	8		8			
	6.2	10		10		5.1	9	(h)	6.5	10		6.8	6.7		6.3	8		
20	7.4			10		5.2	9	(r)	6.5	10		6.8	7.8		6.4	8		
	6.9			10		5.1	9	(r+kz)	6.5	9	(h)	6.8	7.8		6.4	8		
30	7.2					5.1	7	kz+r+h	6.4	9	(h)	6.8	7.8		6.4	7.8	z	
						5.2	7	kz+r+h	6.5	9	(h)	6.6	8	z+h	6.4	7.8	z	
40						5.1	7	kz+r+h	9	(h)		6.6	8	z+h	6.3	7.8	z	
						7	7	kz+r+h	9	(h)		6.4	8	z+h	6.3	7.8	z	
50						7	7	kz+r+h	9	(h)		7.8	z+r+h		5.6	z		
						7	7	kz+r+h	9	(h)		7.8	z+r+h		5.6	z+r		
60						7	7	kz+r+h	9	(h)		7.8	z+r+h		5.6	z+r		
						7	7	kz+r+h	6.7	kz+gz+h		7.8	z+r+h		5.6	z+r		
70						7	7	kz+r+h	6.7	kz+gz+h		7.8	z+r+h		5.6	z+r		
						7	7	kz+r+h	6.7	kz+gz+h		7.8	z+r+h		5.6	z+r		
80						7	7	kz+r+h	5	kz+gz+h		7.8	z+r+h		5.6	z+r		
						7	7	kz+r+h	5	kz+gz+h		7.8	z+r+h		5.6	z+r		
90						7	7	kz+r+h	5	kz+gz+h		7.8	z+r+h		5.6	z+r		
						8	8	h	5	kz+gz+h			og		5.6	z+r		
100						8	8	h	5	kz+gz+h			og		5.6	z+r+h		
						8	8	h					og		5.6	z+r+h		
110						8	8	h					og		5.6	z+r+h		
						8	8	h					og		5.6	z+r+h		
120						8	8	h					og		5.6	z+r+h		
						8	8	h					og		5.6	z+r+h		
130						8	8	h					og		5.6	z+r+h		
						8	8	h				8	z+r		5.6	z+r+h		
140						8	8	h				8	z+r		8	z+r		

Vervolg figuur 4.

#### 4.1.2 Vaste fracties van de toplaag

##### Dataverwerking

Het aandeel van organisch stof, silicaten, ijzer-mineralen en calcium-mineralen (alle als % dw) is als volgt bepaald:

- organisch stof gehalte (OM<sub>550-4h</sub>): op basis van thermogravimetrische analyse door 4 h gloeien bij 550°C
- Fe-mineralen: het aandeel ijzer in minerale vorm is berekend als sideriet (FeCO<sub>3</sub>). Onder zulke omstandigheden kan ijzer ook in de vorm van pyriet aanwezig zijn. Omdat de molecuulgewichten van beide mineralen weinig verschillen (respectievelijk 115,8 en 120) maakt de aanwezigheid van pyriet weinig uit voor het gewichtsaandeel. Het gewichtsaandeel van ijzer in de vorm van sideriet is als volgt berekend:

$$\text{FeCO}_3 \text{ (s)} = 0.0001 \cdot 115.8 \cdot (\text{Fe}_{\text{tot}} - \text{Fe}_{\text{Sr}}) \quad (\text{in \% dw})$$

waarbij Fe<sub>tot</sub> (mmol·kg<sup>-1</sup>) is Fe-totaal en Fe<sub>Sr</sub> (mmol·kg<sup>-1</sup>) is Fe bepaald met SrCl<sub>2</sub>-extractie.

als de FeCO<sub>3</sub> negatief is wordt de waarde op 0 gezet

- Ca-mineralen: het aandeel calcium in minerale vorm is berekend als calciet (CaCO<sub>3</sub>) op de volgende wijze:

$$\text{CaCO}_3 \text{ (s)} = 0.0001 \cdot 101.1 \cdot (\text{Ca}_{\text{tot}} - \text{Ca}_{\text{Sr}} - \text{Ca}_{\text{SW}}) \quad (\text{in \% dw})$$

waarbij Ca<sub>tot</sub> (mmol·kg<sup>-1</sup>) is Ca-totaal en Ca<sub>Sr</sub> (mmol·kg<sup>-1</sup>) is Ca bepaald met SrCl<sub>2</sub>-extractie en Ca<sub>SW</sub> (mmol·kg<sup>-1</sup>) is Ca in het bodemvocht.

als de CaCO<sub>3</sub> negatief is wordt de waarde op 0 gezet

Ca<sub>SW</sub> is berekend als:

$$\text{Ca}_{\text{SW}} = 0.001 \cdot \text{Por} \cdot [\text{Ca}] / \text{BD}$$

waarbij Por de porositeit is, [Ca] de concentratie calcium in het bodemvocht is ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) en BD de bulk density is ( $\text{kg L}^{-1}$ )

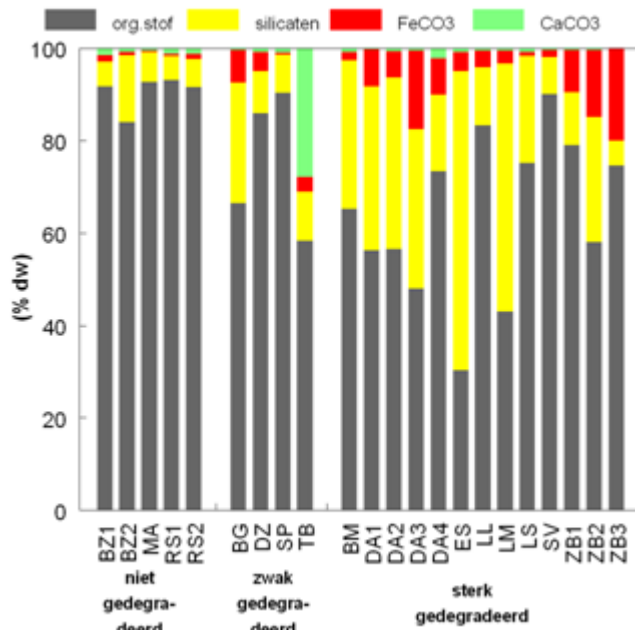
- Het aandeel van silicaat-mineralen is berekend uit de restpost:  

$$\text{Si}_{\text{min}} (\text{s}) = 100 - \text{OM}_{550-4\text{h}} - \text{FeCO}_3 - \text{CaCO}_3 \text{ (in \% dw)}$$

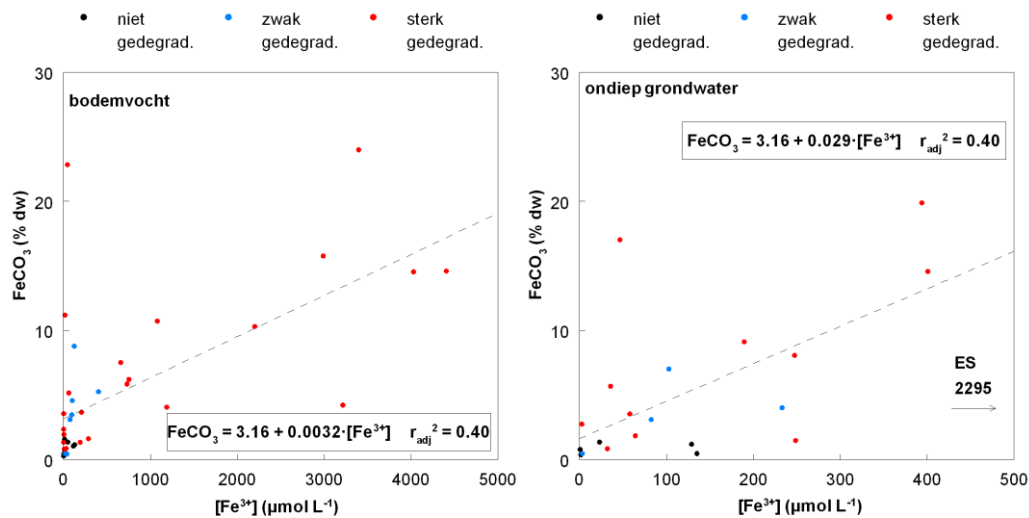
Voor sites met twee bodemonsters zijn gemiddelde waarden berekend.

## Resultaten

Figuur 5 geeft het aandeel van organisch stof, silicaten, ijzermineralen en calciummineralen. Niet gedegradeerde sites hebben een hoog organisch stofgehalte en een relatief laag gehalte aan silicaten, Fe-mineralen en kalk. De zwak gedegradeerde sites hebben een hoog tot matig hoog organisch stofgehalte en variabel gehalte aan silicaten en ijzermineralen. In de meeste sites is het kalkgehalte laag en in één site (TB) zeer hoog. Deze laatste locatie in het Torfbroek betreft dus een kalkmoeras. De sterk gedegradeerde sites hebben een grote variatie in organisch stofgehalte (laag tot hoog) en mineraalgehalte (laag tot hoog). Het ijzergehalte varieert ook sterk en is op de meeste locaties relatief hoog. Extreem hoge ijzergehalte zijn aanwezig op de sterk gedegradeerde sites in Drentse Aa (DA1, DA2, DA3, DA4) en Zwarte Beek (ZB1, ZB2, ZB3). Het ijzergehalte in de bodem is matig positief gecorreleerd met het ijzergehalte van het bodemvocht in de toplaag en het ondiepe grondwater (figuur 6). Het kalkgehalte is meestal laag. Site DA4 heeft een iets hoger kalkgehalte.



Figuur 5: Het aandeel van organisch stof, silicaten, ijzermineralen en calciummineralen van de sites gerangschikt naar degradatiegraad.



Figuur 6: De relatie van het ijzergehalte in de bodem (uitgedrukt als  $\text{FeCO}_3$ ) met het ijzergehalte in het bodemvocht (links) en in het ondiepe grondwater (rechts). Regressielijn in de grafiek met bodemmonsters is op basis van alle monsters en in de grafiek met ondiep grondwater op basis van alle monsters met uitzondering van locatie ES die een outlier is.

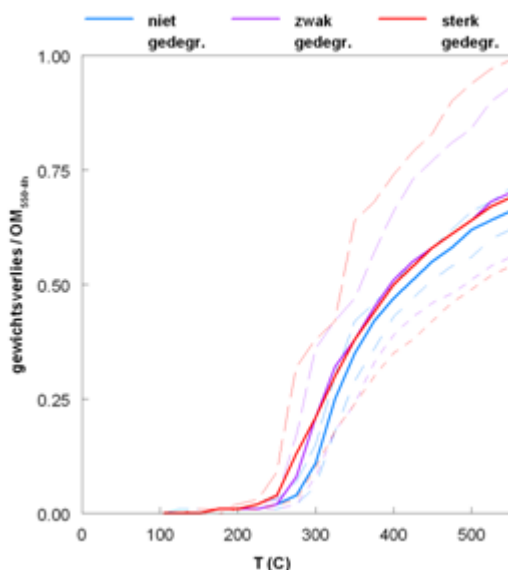
### 4.1.3 Veraardingstoestand toplaag

#### Methodie

Op basis van een speciale thermogravimetrische analyse is geprobeerd de verhouding tussen de makkelijk en moeilijk verbrandbare fractie te bepalen. Organisch materiaal dat weinig is gehumificeerd verbrand al bij lage temperaturen (200-450°C). Organisch materiaal dat sterk is gehumificeerd zal pas bij hogere temperaturen verbranden (>500°C). Door het gewichtsverlies t.o.v. het bij 105°C gedroogde monster bij een oplopende verbrandingstemperatuur te bepalen kunnen zulke verschillen worden bepaald. Bij hoge temperaturen zullen echter ook minerale fracties ontleden en bijdragen aan gewichtsverlies van het monster. Kalk ontleedt boven de 615 °C. Verschillen in verbrandbaarheid van het organisch materiaal worden daarom bekeken in het temperatuurbereik van 200 tot ca. 600 °C. In figuur 7 zijn van de niet, zwak en sterk gedegradeerde sites de gemiddelde cumulatieve curves met 0,05 en 0,95 percentiel uitgezet voor van elk monster uitgezet tegen de temperatuur. Het gewichtsverlies is hier uitgedrukt als de ratio van het gewichtsverlies bij oplopende temperatuur gedeeld door het organisch stofgehalte dat bepaald is bij 4 uur gloeien op 550 °C.

#### Resultaten

De gemiddelde curve van niet gedegradeerde sites ligt iets lager dan die van de zwak en sterk gedegradeerde sites en hebben dus gemiddeld iets minder goed verbrandbaar veen. Dit is tegen de verwachting in. Verwacht werd dat gedegradeerde sites slechter verbrandbaar veen zouden hebben omdat het sterker is veraard. De verbrandbaarheid van veen lijkt dus geen goede maat te zijn voor de veraardingsgraad. De gemiddelde curves van de zwak en sterk gedegradeerde sites zijn vrijwel gelijk. De curves van niet gedegradeerde sites hebben een kleine spreiding terwijl die van de zwak en sterk gedegradeerde sites juist een zeer grote spreiding hebben.

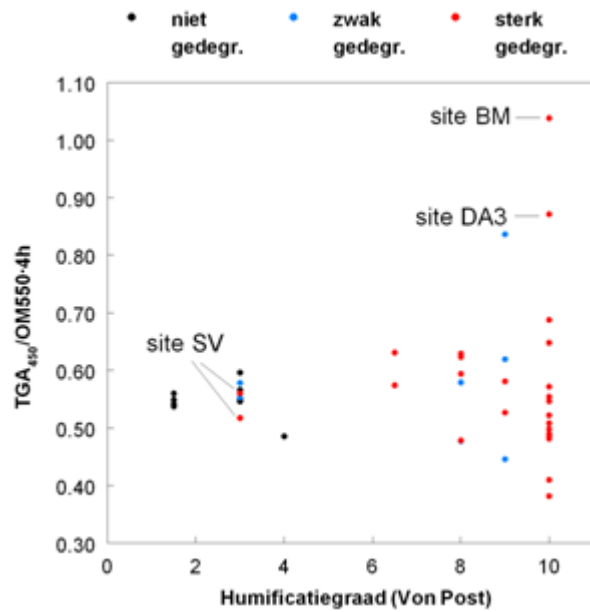


*Figuur 7: Cumulatieve relatieve gewichtsverliescurves bij oplopende temperatuur van bodemonsters van de toplaag (0-10 cm -mv) voor categorieën van degradatie op basis van thermogravimetrische analyses. Dikke lijn = gemiddelde waarde, stippellijn met lange strepen = 0,05 percentiel en stippellijn met korte strepen = 0,95 percentiel*

### **Relatie tussen humificatiegraad Von Post en thermografimetriche variabelen**

De humificatiegraad van de toplaag is in het veld geschat met de schaal van Von Post. Weinig veraard veen heeft een humificatiegraad van 1 tot 3, sterk veraard van 8 tot 10. Gekeken is of er een relatie is met thermogravimetrische variabelen. In figuur 8 is de ratio van gewichtsverlies bij 450°C (bij oplopende temperatuur en bij 550°C gedurende 4 uur) ( $TGA_{450}/OM_{550-4h}$ ) uitgezet tegen de humificatiegraad. Deze variabele vertoont geen duidelijke trend op de humificatiegraad. Bij een lage humificatiegraad is de spreiding wel klein rond een intermediaire waarde. Boven humificatiegraad 4 is de spreiding groot. Geconcludeerd kan worden dat de Von Post-humificatiegraad geen correlatie heeft met de verbrandbaarheid van veen.

De sterk gedegradeerde site SV die een humificatiegraad van 3 heeft valt met het relatieve gewichtsverlies binnen de range van de niet gedegradeerde sites. Een van de deelmonsters van twee sterk gedegradeerde sites (BM en DA3) heeft een extreem hoge waarde.



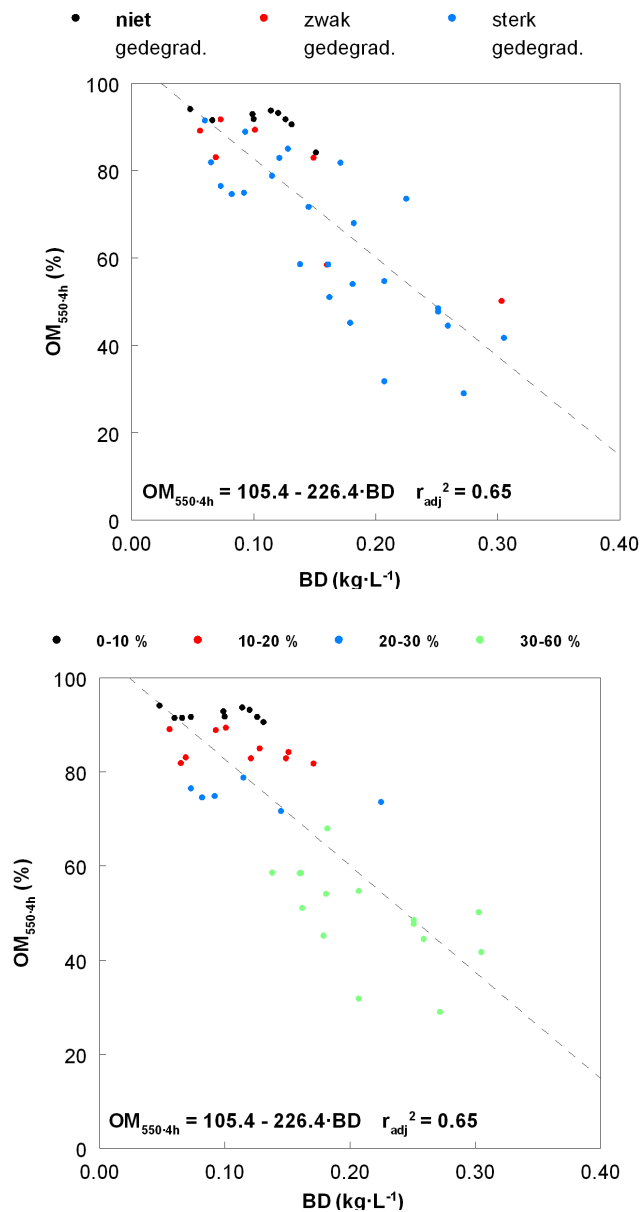
Figuur 8: De relatie tussen humificatiegraad (Von Post) en de ratio van de het relatieve gewichtsverlies bij 450°C en het organisch stofgehalte.

#### 4.1.4 Bulk density, organisch stofgehalte en porositeit

Figuur 9 geeft de relatie tussen de bulk density en het organisch stofgehalte. Als maat voor het organisch stofgehalte is het gewichtsverlies bij 4 h gloeien op 550°C gebruikt.

Er is een vrij sterke negatieve lineaire correlatie aanwezig (alle monsters). Deze relatie wordt sterk bepaald door het gehalte aan mineralen (silicaten, Fe-mineralen en Ca-mineralen) die veel zwaarder zijn dan organisch materiaal. De monsters van de referentielocaties hebben de hoogste organisch stofgehalten en een relatieve lage bulk density. De meeste monsters van de zwak gedegradeerde sites hebben een soortgelijke positie in de grafiek. De monsters van de sterk gedegradeerde sites hebben een grote spreiding die grotendeels samenvalt met het bereik van de niet en zwak gedegradeerde sites.





Figuur 9: Links de relatie tussen de bulk density en het organisch stofgehalte (OM 550.4h) met onderscheid op basis van degradatiegraad. Rechts de relatie tussen de bulk density en het organisch stofgehalte met onderscheid op basis van het gehalte aan mineralen (% dw).

De porositeit (Por) van een bodem is het aandeel poriën. Deze is als volgt berekend uit de gemeten bulkdensity (BD) en het organisch stofgehalte (OM550.4h):

$$Por = 1 - ((0.01 \cdot OM_{550.4h} \cdot BD) / \rho_{OM} + (0.01 \cdot (100 - OM_{550.4h}) \cdot BD) / \rho_{Silc}) \text{ (zonder eenheid)}$$

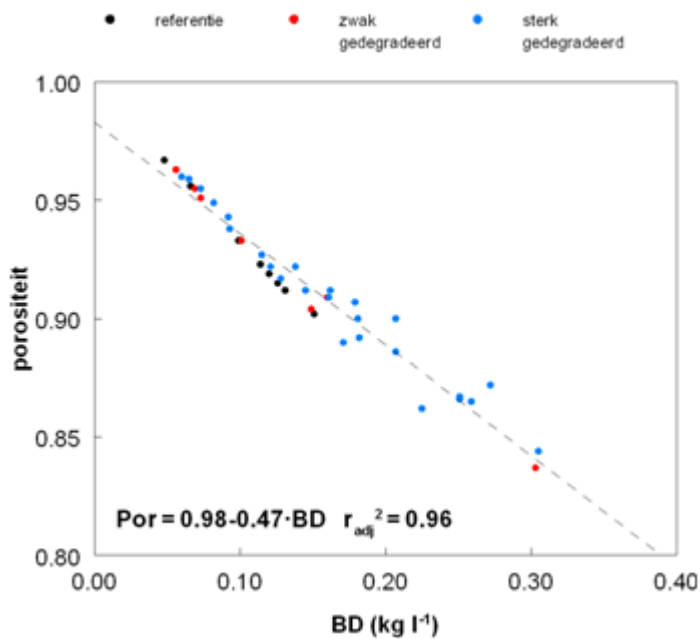
waarbij:

$\rho_{OM}$  de dichtheid van organisch materiaal en  $\rho_{Silc}$  de dichtheid van silicaten (kwarts) zijn

$$\rho_{OM} = 1.43 \text{ kg L}^{-1}$$

$$\rho_{Silc} = 2.65 \text{ kg L}^{-1}$$

De porositeit van de toplaag is in alle sites hoog (0,83-0,97). Figuur 10 geeft de relatie tussen de bulk density en porositeit. De lineaire correlatie tussen beide parameters is zeer hoog (alle monsters). Dat betekent dat in grondwatergevoede venen de porositeit goed kan worden benaderd met alleen de bepaling van bulk density. Bij hogere bulk densities en dus ook lagere organisch stofgehalten is de spreiding van de metingen groter. De niet gedegradeerde sites en de meeste zwak gedegradeerde sites hebben een porositeit van meer dan 0,90. De porositeit van de sterk gedegradeerde locaties overlapt met dit bereik en zit ook onder dat bereik. De sites BG, LM, DA4 en ZB2 hebben een relatief lage porositeit. De hoge porositeit zorgt voor hoge bergingscoëfficiënt van de toplaag en kan de grondwaterstandsfluctuatie ten opzichte van het maaiveld indien de toplaag een grote elasticiteit heeft.



Figuur 10: De relatie tussen de bulk density en porositeit met onderscheid naar degradatiegraad. De punten zijn monsters en de stippellijn is de regressie op alle monsters.

#### 4.1.5 Stikstof-, fosfor- en zwavelgehalte van organisch stof

##### Dataverwerking

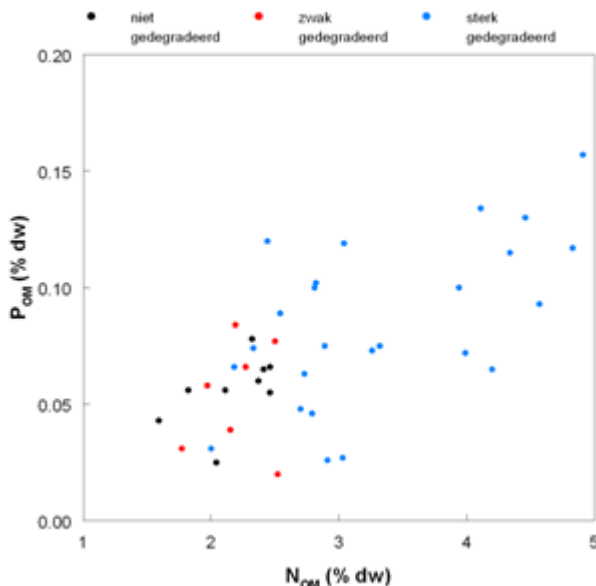
De gehalten aan stikstof, fosfor en zwavel zijn als volgt berekend:

- Stikstofgehalte van organisch stof ( $N_{OM}$ ):  
 $N_{OM} = 0.01 \cdot 14.007088 \cdot N_{tot} / OM_{550.4h}$  (in % dw)  
 waarbij  $N_{tot}$  het stikstofgehalte van het bodemmonster is ( $mmol\ kg^{-1}$ )
- fosforgehalte van organisch stof ( $P_{OM}$ ):  
 $P_{OM} = 0.01 \cdot 30.9738 \cdot P_{org} / OM_{550.4h}$  (in % dw)  
 waarbij  $P_{org}$  het organisch fosforgehalte van het bodemmonster is ( $mmol\ kg^{-1}$ )
- zwavelgehalte van organisch stof ( $S_{OM}$ ):  
 $S_{OM} = 0.01 \cdot 32.064 \cdot S_{tot} / OM_{550.4h}$  (in % dw)  
 waarbij  $S_{tot}$  het fosforgehalte van het bodemmonster is ( $mmol\ kg^{-1}$ )

Deze berekening gaat er van uit dat alle zwavel die bepaald met de totaal-extractie in de organische stof zit. Een deel van de zwavel kan echter in pyriet zijn opgeslagen.

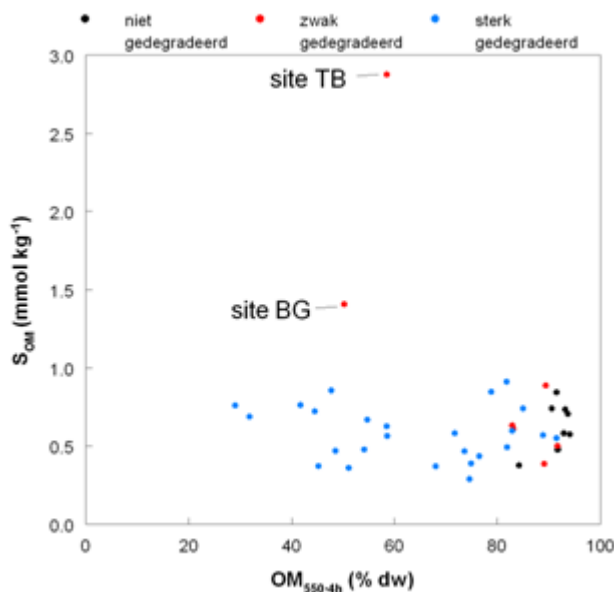
## Resultaten

In figuur 11 is  $N_{OM}$  en  $P_{OM}$  tegen elkaar uitgezet. De niet gedegradeerde en zwak gedegradeerde sites hebben relatief lage waarden van  $N_{OM}$  en  $P_{OM}$ . Veel monsters van de sterk gedegradeerde sites hebben een relatief hoge  $N_{OM}$  en een deel van de monsters heeft ook een hogere  $P_{OM}$ . Veel monsters van de sterk gedegradeerde sites overlappen in  $P_{OM}$  met die van de niet en zwak gedegradeerde sites. De mineraliseerbaarheid van organisch materiaal van de niet en zwak gedegradeerde sites is daarom vooral geringer dan de sterk gedegradeerde sites door een relatief laag  $N_{OM}$ -gehalte en in mindere mate door een laag  $P_{OM}$ -gehalte. Op sterk gedegradeerde sites met een hoge  $N_{OM}$  en  $P_{OM}$  kan bij afbraak van veen veel N en P vrij komen.  $N_{OM}$  en  $P_{OM}$  vertonen geen samenhang met de Von Post-humificatiegraad.



Figuur 11: de relatie tussen het gehalte N en P in organisch materiaal (resp.  $N_{OM}$  en  $P_{OM}$ ) in bodemonsters met onderscheid naar degradatiegraad.

In figuur 12 is het zwavelgehalte van het organisch materiaal uitgezet tegen het organisch stofgehalte. De meeste sites van zowel niet gedegradeerde, als zwak gedegradeerde als sterk gedegradeerde venen hebben hetzelfde bereik voor  $S_{OM}$ . Deze waarden liggen in het lage bereik voor organisch stof in minerale bodems ( $S_{OM}$  0,1-2,6 % dwOM; Tipping, 2002). Er zijn twee monsters met een hoge SOM die buiten de range van de andere monsters vallen. Dit betreft de sites TB en BG. Mogelijk is  $S_{OM}$  hier te hoog berekend door de aanwezigheid van veel pyriet. Dit kan echter ook het geval zijn op andere sites. De aanwezigheid van een zwakke negatieve correlatie tussen  $Fe_{tot}$  en  $S_{tot}$  ( $r=-0,45$ ; lineair) maakt het echter niet aannemelijk dat  $S_{OM}$ -waarden sterk beïnvloed worden door het voorkomen van pyriet. Vermoedelijk zijn wel op zwak en sterk gedegradeerde locaties Fe-sulfides gevormd wegens de lage redoxpotential en de aanwezigheid van veel vrij ijzer. Op de site TB kan pyriet makkelijk worden gevormd door de sterke voeding met sulfaatrijk grondwater. Het sulfaatgehalte in het ondiepe grondwater is hier hoog en het gebied heeft een zeer hoge kwelflux.



Figuur 12: De relatie tussen het organisch stofgehalte ( $OM_{550-4h}$ ) en het gehalte zwavel in organisch materiaal ( $S_{OM}$ ) in de bodemonsters met onderscheid naar degradatiegraad.

#### 4.1.6 Conclusies

De zwak en sterk gedegreerde sites vertonen in thermogravimetrische eigenschappen van het organisch stof, porositeit, het N-gehalte, P-gehalte en S-gehalte overlap met het bereik van niet gedegreerde venen. De variatie van deze variabelen is in de sterk gedegreerde sites duidelijk groter. Een duidelijk verschil is dat niet gedegreerde sites de hoogste organisch stofgehalte, het laagste gehalte aan silicaten hebben, de laagste bulk density en nauwelijks tot weinig veraarde veenbodem hebben. Gedegreerde sites en zeker de sterk gedegreerde sites hebben meestal een laag organisch stofgehalte, een hoger mineraalgehalte, vaak een hoog ijzergehalte en een sterk veraarde toplaag. Deze verschillen worden voor een belangrijk deel veroorzaakt door de langdurige afbraak van veen die op herstellocaties vroeger door verdroging is opgetreden. Sterk gedegreerde sites hebben ook meestal een hoger N- en P-gehalte van de organische stof. Deze hoge gehalten kunnen zijn veroorzaakt door langdurige mineralisatie van het oude veen. Een andere mogelijkheid is dat in de Nederlandse en Vlaamse venen van oorsprong vaak N- en P-rijk plantenmateriaal werd afgezet. Een implicatie van het hoge N- en P-gehalte van het organisch materiaal op herstelsites kan zijn dat bij afbraak van veen veel N en P door mineralisatie kan vrijkomen.

In venen die gevoed worden met ijzerrijk grondwater zorgt de afzetting van ijzermineralen ook voor accumulatie van sediment. Afzetting van kalk speelt op de meeste sites geen of geen grote rol. In slechts op één site (TB) is en wordt nog steeds veel kalk geaccumuleerd door een sterke kwel flux van basenrijk grondwater. De kalk die in venen met een ijzerrijke bodem is afgezet, kan zijn gevormd in sterke associatie met ijzermineralen. Afzetting van pyriet zal over het algemeen (zeer) gering zijn omdat het toestromende grondwater sulfaatarm is. Alleen op de site TB is vermoedelijk sprake van pyrietafzetting door de toestroming van sulfaatrijk grondwater.

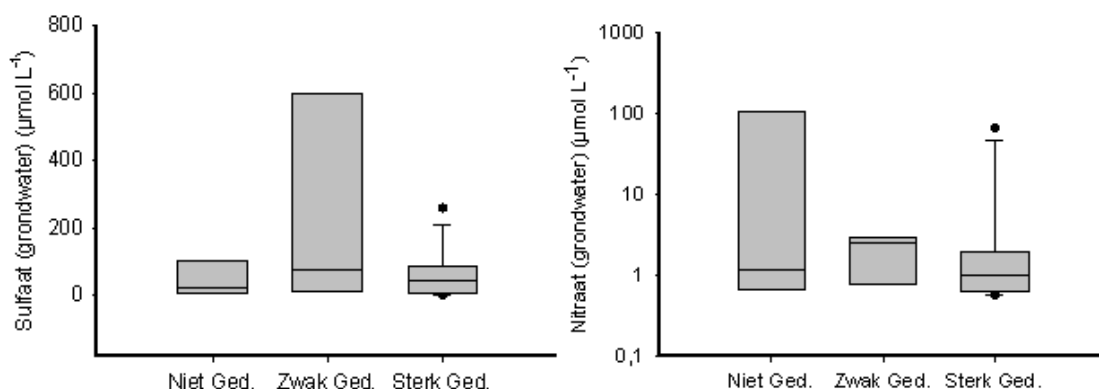
Een belangrijke onderzoeksvraag is wel of geen veenvorming op of dat netto afbraak optreedt? Gezien de lage humificatiegraad, veenprofielen en de zeer hoge organisch stofgehalte op de referentielocaties MA, DZ, RS1, RS2, BZ1 en BZ2 is het aannemelijk dat hier actuele veenvorming optreedt. De samenstelling van actuele vegetatie komt hier ook overeen met de macrorestsamenstelling van de veentoplaag. Of veenvorming optreedt op de ijzerarme herstelsite SP is onduidelijk. Uit het actuele veenprofiel blijkt dat niet, terwijl de vegetatie hier wel gedomineerd wordt door slaap- en veenmossen die bekend staan als veenvormende soorten. Mogelijkerwijs zijn de herstelmaatregelen hier nog te kort geleden uitgevoerd om actuele veenvorming te kunnen vaststellen.

Met dit onderzoek is op herstellocaties actuele veenvorming op basis van het veenprofiel alleen op relatief basenarme herstellocaties vastgesteld. Het betreft hier een recent gevormde top laag van afgestorven, weinig veraarde mossen en dode wortels. De dode mossen zijn gevormd door meestal *Calligonella cuspidata* (Gewoon puntmos) en soms ook *Warnstorfia fluitans* (Vensikkelmos). Dit betreft relatief zure locaties waarvan in de zomer de top laag uitdroogt. De accumulatie van weinig veraard plantenmateriaal vindt hier dus plaats onder omstandigheden die suboptimaal zijn voor veenvorming en voor basenminnend moeras. Veenvorming of netto afbraak van organisch stof kon op de meeste gedegradeerde locaties niet worden vastgesteld. De thermogravimetrische analyses geven weinig uitsluitend over veenvorming omdat een maat voor de verbrandbaarheid van veen op herstellocaties nauwelijks verband vertoont met de humificatiegraad.

## **4.2 Invloed van de hydrochemie op het veen**

### **4.2.1 Sulfaat en nitraat in het ondiepe grondwater**

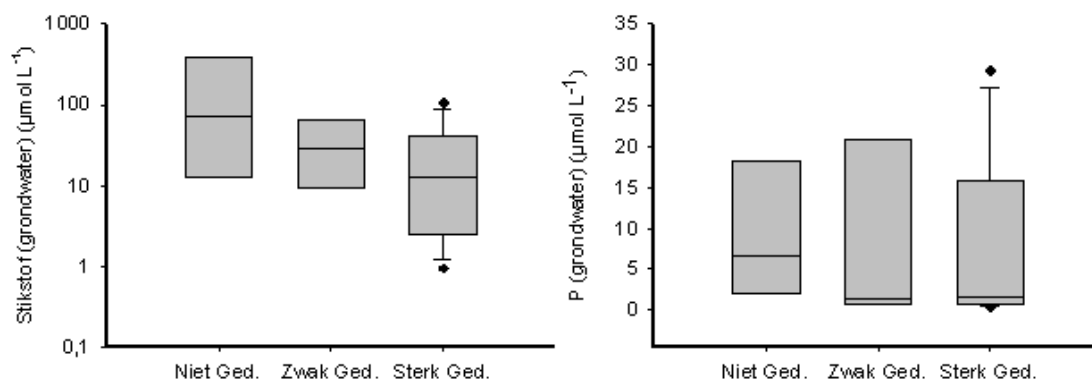
In figuur 13 worden boxplots gegeven voor een aantal parameters van het grondwater (verzameld met diepe bodemvochtbemonsteraars; 40-150 cm-mv). Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen de niet gedegradeerde sites (referentiesites), de zwak gedegradeerde sites en de sterk gedegradeerde sites. Als we kijken naar de grondwaterkwaliteit dan zien we geen grote verschillen tussen gedegradeerde sites en niet gedegradeerde sites. De nitraat- en sulfaatconcentraties zijn voor de meeste onderzochte locaties relatief laag. Voor sulfaat vinden we een aantal verhoogde waarden in de zwak gedegradeerde sites. Nitraat- en sulfaatrijk water kan leiden tot anaerobe veenafbraak omdat zowel nitraat als sulfaat kunnen functioneren als zogenaamde alternatieve elektronenacceptoren (Smolders et al. 2006). Hierbij vervullen zij de rol die zuurstof speelt onder aerobe condities. We hebben hier natuurlijk wel te maken met een eenmalige meting die niets zegt over eventuele historische belastingen. We kunnen in ieder geval niet concluderen dat nitraat- en/of sulfaatbelasting via het grondwater momenteel niet doordringt in de veenlaag. Het is echter mogelijk dat wel nitraat en/of sulfaathoudend grondwater toestroomt en dat dit onderin het veenprofiel volledig gereduceerd wordt.



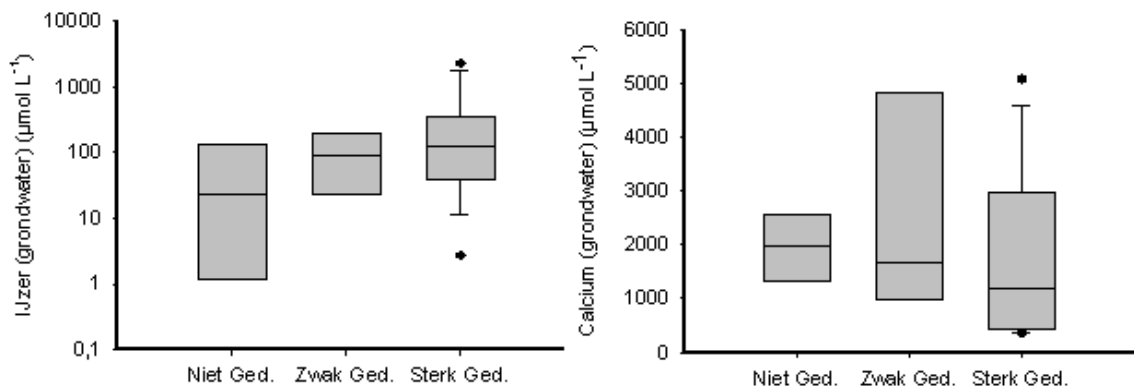
*Figuur 13: Boxplots voor de sulfaat- en nitraatconcentraties van het ondiepe grondwater voor de niet gedegradeerde (referentie) sites en de zwak en sterk gedegradeerde sites. De Box geeft het bereik tussen het 25e en 75e percentiel weer. De Whiskers (verticale lijnen) geven het bereik tussen het 10e en 90e percentiel. De horizontale streep in de box geeft de mediane waarde van de metingen weer.*

#### 4.2.2 Stikstof en fosfaat in het ondiepe grondwater

Degradatie van grondwater gevoede systemen kan ook optreden door de aanvoer van nutriënten via het grondwater. Als we kijken naar de opgeloste fosfor concentratie (P concentratie) dan zien we evenmin grote verschillen tussen de verschillende groepen (figuur 14). De totale anorganische stikstofconcentratie van het grondwater (ammonium + nitraat concentratie) in het grondwater is juist hoger voor de niet gedegradeerde referentiesites dan voor de gedegradeerde sites.



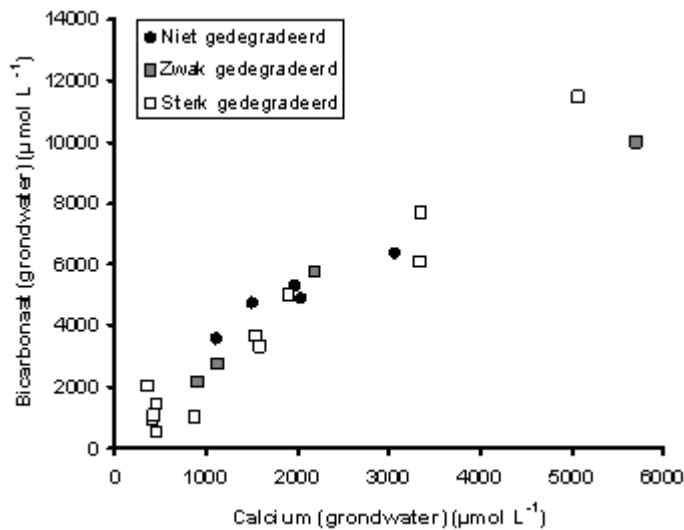
*Figuur 14: Boxplots voor de stikstof- en fosforconcentraties van het ondiepe grondwater voor de niet gedegradeerde (referentie) sites en de zwak en sterk gedegradeerde sites. De Box geeft het bereik tussen het 25e en 75e percentiel weer. De Whiskers (verticale lijnen) geven het bereik tussen het 10e en 90e percentiel. De horizontale streep in de box geeft de mediane waarde van de metingen weer.*



Figuur 15: Boxplots voor de ijzer - en calciumconcentraties van het ondiepe grondwater voor de niet gedegradeerde (referentie) sites en de zwak en sterk gedegradeerde sites. De Box geeft het bereik tussen het 25e en 75e percentiel weer. De Whiskers (verticale lijnen) geven het bereik tussen het 10e en 90e percentiel. De horizontale streep in de box geeft de mediane waarde van de metingen weer.

#### 4.2.3 Kationensamenstelling en basenrijkdom in het ondiepe grondwater en bodemvocht

De ijzer- en de calciumconcentratie van het voedende grondwater zijn ook belangrijke parameters die van invloed kunnen zijn op de veenvorming. Het grondwater van de geselecteerde gedegradeerde sites is meestal rijker aan ijzer dan het grondwater van de geselecteerde referentiesites (figuur 15), met uitschieters naar hoge waarden. De calciumconcentratie in het grondwater van de niet gedegradeerde sites valt binnen de range van waarden die worden gevonden voor de gedegradeerde sites. Voor de gedegradeerde sites geldt wel dat de er ook duidelijk sites zijn geselecteerd met relatief lage calciumconcentraties. De mediane waarde voor de calciumconcentratie van het ondiepe grondwater ligt duidelijk lager voor de gedegradeerde sites dan voor de referentiesites. Verder zien we dat de bicarbonaatconcentratie (in belangrijke mate bepalend voor de buffercapaciteit (alkaliniteit) van het grondwater) sterk is gecorreleerd met de calciumconcentratie (figuur 16).



Figuur 16: Bicarbonaatconcentratie van het ondiepe grondwater uitgezet tegen de calciumconcentratie voor de niet gedegradieerde (referentie) sites en de zwak en sterk gedegradieerde sites.

De kationsamenstelling (in meq·L<sup>-1</sup>) van het bodemvocht in de toplaag (0-10 cm-mv) en in het ondiepe grondwater (70-150 cm-mv) wordt per site weergegeven in figuur 17. Op de meeste sites is Ca het dominante kation in zowel het ondiepe grondwater als het bodemvocht. Op een aantal sterk gedegradieerde sites heeft ook ijzer een groot of zelfs het grootste aandeel in de kationen van het ondiepe grondwater en/of bodemvocht. Dit betreft de sites DA1, DA2, ES, SV, ZB1, ZB2 en ZB3. In de ZB-sites is Fe zelfs het dominante kation. In hydrochemie is dus een duidelijk onderscheid in venen met enerzijds dominante invloed van calcium en anderzijds met grote invloed van zowel calcium als ijzer op de kationchemie. Op de sites BG, DZ en LL zijn de Fe concentraties iets hoger dan de andere Fe-arme sites. De andere kationen hebben meestal een relatief klein of zeer klein aandeel. Magnesium en natrium hebben een relatief laag aandeel maar niet te verwaarlozen aandeel in de kationenbalans. Op één site (SV) heeft Mg het grootste aandeel in het ondiepe grondwater. Bij de Poolse sites (site BZ1, BZ2, MA, RS1, RS2, DZ en SP) en de sites ES, ZB1, ZB2 en ZB3 is het Na-aandeel laag. De sites BG en LL hebben het grootste aandeel natrium in de kationenbalans. Bij NH<sub>4</sub>, dat op de meeste sites een lage concentratie heeft, is opvallend dat deze een relatief hoge concentratie heeft in het ondiepe grondwater van op de referentiesites MA en RS1.

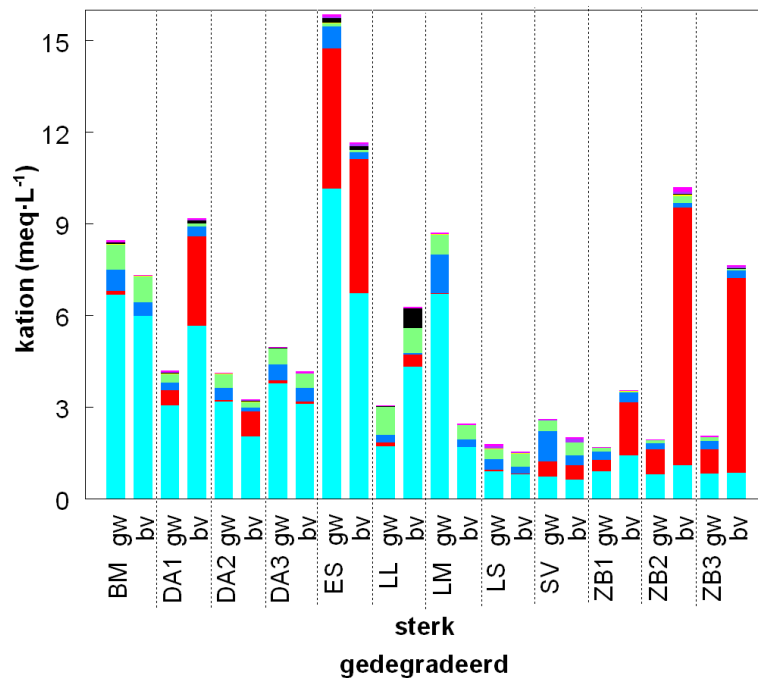
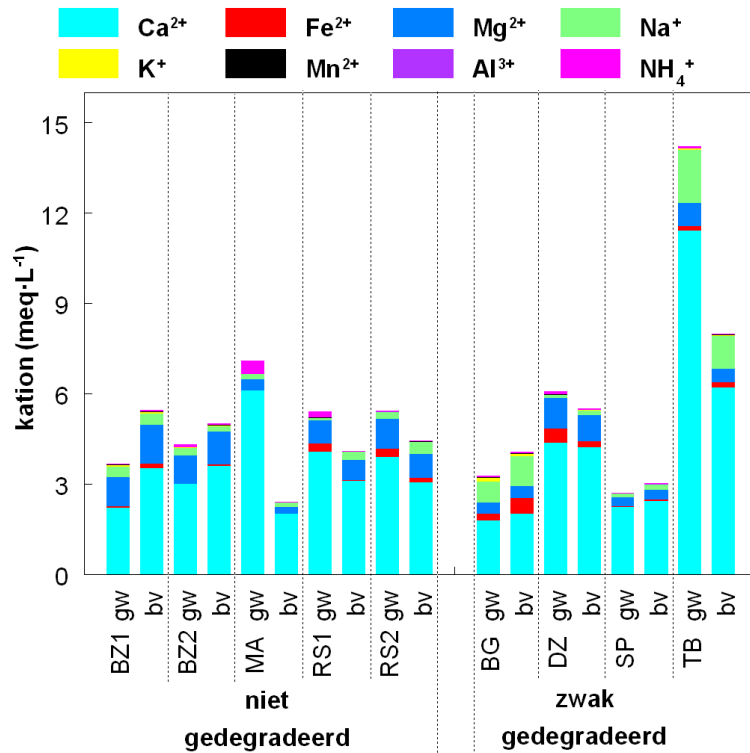
De totaal kationgehalte variëren sterk. Twee sites (TB en ES) hebben in het ondiepe grondwater en bodemvocht zeer hoge waarden. De sites MA, DZ, BM en LM hebben lagere maar wel nog hoge totaal waarden in het ondiepe grondwater. De sites ZB2 en ZB3 hebben juist nog zulke hoge waarden in het bodemvocht. De andere sites hebben relatief lage totaalwaarden. In veel gevallen zorgt het Ca-gehalte voor deze verschillen. Op de sites DA1 en ES zorgen zowel calcium als ijzer voor hoge totaalwaarden en op de sites ZB2 en ZB3 alleen Fe.

Naast deze verschillen tussen de sites zijn er ook nog opvallende verschillen aanwezig tussen het ondiepe grondwater en bodemvocht binnen sites. Op de locaties MA, RS1, RS2 en DZ is calcium en het totaal kationgehalte iets lager in het bodemvocht. Dit kan worden veroorzaakt door de invloed van neerslagwater in de toplaag. In deze doorstroomvenen wordt zowel

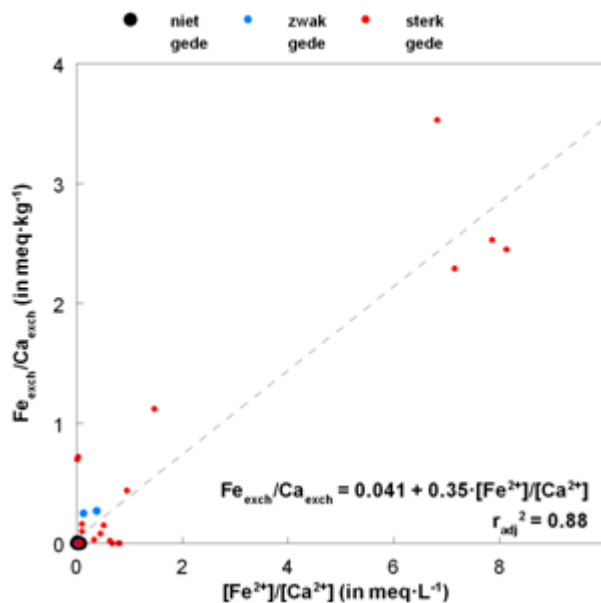


grondwater als regenwater voor een belangrijk deel door de goed doorlatende toplaag (acrotelm) afgevoerd. In het kalkmoeras op de site TB is de Ca- en totaalcationconcentratie in het bodemvocht veel lager dan in het grondwater. Dit kan worden veroorzaakt door de neerslag van calciet in de toplaag. Op de sites BZ1, BZ2 en BG is de totaalconcentratie van het bodemvocht juist iets hoger. Dit wordt veroorzaakt door de hogere calcium, natrium en ijzergehalten in het bodemvocht. Bij de sterk gedegradeerde sites DA1, LL, ZB1, ZB2 en ZB3 is de totaalconcentratie van kationen in het bodemvocht veel hoger dan in het ondiepe grondwater. Bij de sites DA1 en LL komt dit door hogere calcium- en veel hogere ijzer-concentraties in het bodemvocht. Bij sites ZB1, ZB2 en ZB3 wordt dat veroorzaakt door veel hogere ijzerconcentraties in het bodemvocht. Op deze vijf sites kan Fe in het bodemvocht van de toplaag met een factor 4 tot 11 hoger zijn dan Fe in het ondiepe grondwater. Op basis van het patroon van chloride kunnen deze verschillen niet verklaard worden door indamping. Op andere sites waaronder ook sites met ijzerarm grondwater kan deze factor ook hoog zijn (factor 8 tot 20; sites SP, DA2, BZ2). Die kan er op duiden dat de ijzerrijkdom van het toestromende grondwater geen grote invloed heeft op het ijzergehalte in het bodemvocht van de toplaag. De degradatie van de veenbodem die vooraf ging aan de vernatting zou dan een veel belangrijke factor kunnen zijn voor accumulatie van ijzermineralen in de toplaag. Deze mineralen gaan na vernatting deels in oplossing door daling van de redoxpotentiaal en kunnen dan zorgen voor een hoog ijzergehalte in het bodemvocht.

In zowel het bodemvocht als op het kationadsorbtielcomplex zijn calcium en ijzer de meest voorkomende kationen. Het hoge ijzergehalte in het bodemvocht kan van invloed zijn op de ijzer-bezetting op het adsorbtielcomplex. Er is daarom gekeken naar de relatie tussen de ratio van ijzer- en calciumgehalte in het bodemvocht en de ratio van  $Fe_{\text{exch}}$  en  $Ca_{\text{exch}}$  (figuur 18). Er blijkt een sterke positieve correlatie aanwezig te zijn die vooral opgaat voor hoge waarde van de ratio's (ratio in het bodemvocht >1). Extreme ijzergehalten in het bodemvocht lijken dus samen te gaan met een groot aandeel van ijzer op het adsorbtielcomplex. Bij lage waarde van de ratio van Fe- en Ca-gehalte in het bodemvocht is de ratio op het adsorbtielcomplex ook laag en lijkt er geen duidelijk verband te zijn met de ratio van  $Fe_{\text{exch}}$  en  $Ca_{\text{exch}}$ .



*Figuur 17: kationsamenstelling van het bodemvocht in de toplaag (bv) en in het ondiepe grondwater (gw). Per site wordt de kationsamenstelling van het ondiepe grondwater (op 70-150 cm -mv) en bodemvocht (0-10 cm-mv) in twee staafdiagrammen weergegeven.*



Figuur 18: De ratio van het Fe- en Ca-gehalte in het bodemvocht en de ratio van  $Fe_{exch}$  en  $Ca_{exch}$  in de bodemtoplaag. De regressielijn is gemaakt op basis van alle monsters. De punten van de niet gedegreerde sites en de meeste zwak gedegreerde sites overlappen elkaar omdat deze voor beide variabelen 0 of nagenoeg 0 zijn.

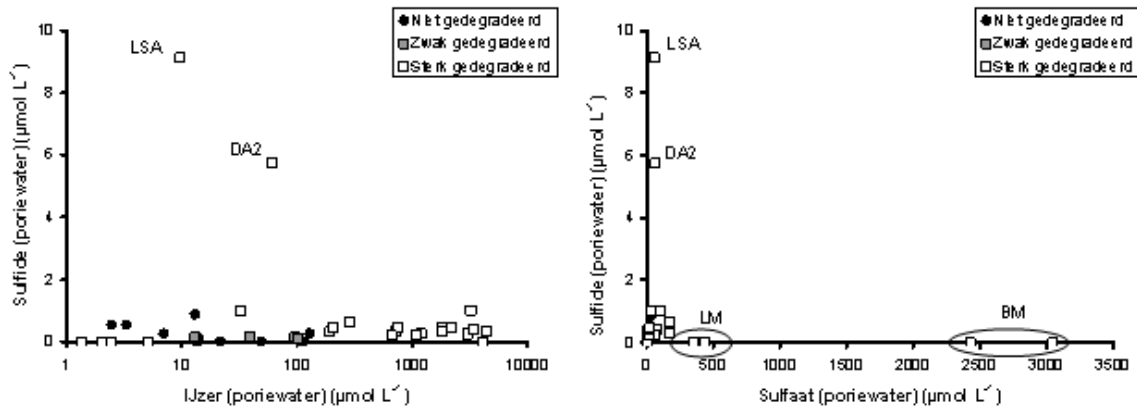
## 4.3 Toxische stoffen in bodemvocht

### 4.3.1 Sulfide

In figuur 19 worden de gemeten sulfideconcentraties in het bodemvocht van de top laag uitgezet tegen de ijzer- en sulfaatconcentratie van het porievocht. Sulfide is erg toxisch voor planten en kan leiden tot de sterfte van plantenwortels wanneer dit in hoge concentraties in het porievocht ophoopt. Ophoping van sulfide treedt vooral op in sulfaatbelaste systemen met voldoende organische stof die relatief arm zijn aan ijzer. De reductie van het aangevoerde sulfaat kan hierbij leiden tot de vorming van sulfide dat echter in ijzerrijke bodems goed wordt gebonden in de vorm van ijzersulfiden. Zolang er voldoende ijzer beschikbaar is om het gevormde sulfide te binden, zal dan ook geen/nauwelijks sulfide ophopen in het bodemvocht.

Pas bij waarden van enkele tientallen  $\mu\text{mol L}^{-1}$  is sulfide toxisch voor relatief gevoelige soorten. Voor de meeste locaties liggen de gemeten sulfideconcentraties onder de  $1 \mu\text{mol L}^{-1}$ . De hoogste sulfideconcentraties die op de onderzochte sites werden gemeten bedroegen slechts  $9,1 \mu\text{mol L}^{-1}$  voor sublocatie LS\_A (Langstraat, Labbegat) en  $5,8 \mu\text{mol L}^{-1}$  voor de locatie DA2 (Drentse Aa). We kunnen concluderen dat op grond van de gemeten waarden sulfidetoxiciteit geen significante rol speelt in de vegetatieontwikkeling op de onderzochte locaties. De relatieve lage sulfaatbelasting van de systemen (sulfaatarm grondwater) en de hoge ijzerrijkdom van de bodems zijn hiervoor verantwoordelijk. Op twee locaties waar we geen sulfide in het poriewater hebben aangetroffen werden hoge concentraties sulfaat gemeten (zie figuur 19). Dit duidt op oxidatie van de top laag van de bodem waarbij opgehoopt ijzersulfide wordt geoxideerd.

Hierbij komt het sulfide vrij als sulfaat (Smolders et al. 2006). Het betreft de locaties BM (Bennekomse Meent) en LM (Lemselermaten). Deze locaties werden tijdens het moment van bemonsteren als droog omschreven.



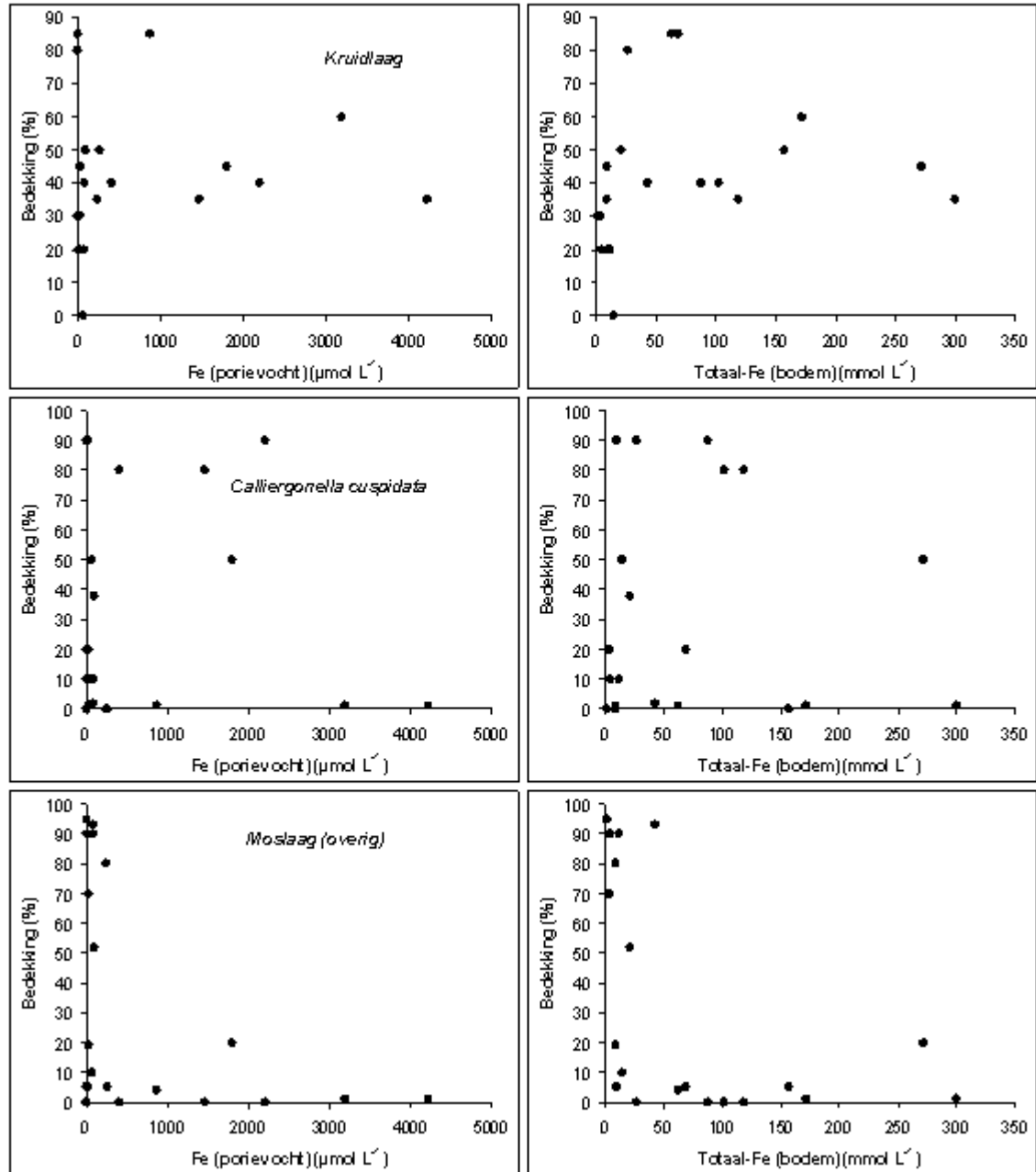
Figuur 19: Sulfideconcentratie van het bodemvocht uitgezet tegen de ijzer- en de sulfaatconcentratie voor de niet gedegradéerde (referentie) sites en de zwak en sterk gedegradéerde sites.

#### 4.3.2 IJzer

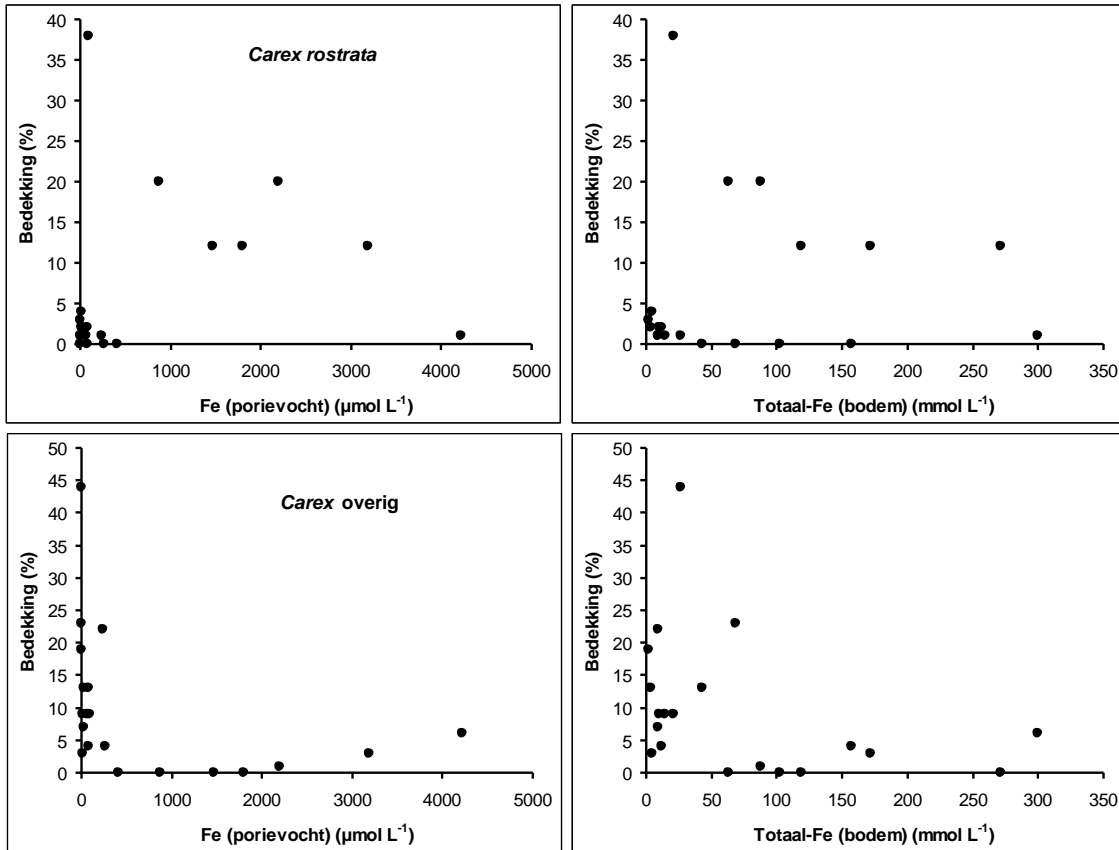
Gereduceerd ijzer ( $\text{Fe}^{2+}$ ) is toxisch voor veel planten. Het leidt tot sterfte van de wortels. Oxidatie van gereduceerd ijzer in de plant leidt tot de vorming van zuurstofradicalen die tot schade aan de celmembranen kan leiden. Door het uitscheiden van zuurstof (radiaal zuurstofverlies) kunnen hogere planten het gereduceerde ijzer in de bodem rondom de wortels (rhizosfeer) oxideren waardoor toxiciteit in de plant wordt voorkomen. Hoge ijzerconcentraties in het porievocht resulteren echter in een forse zuurstofsink in het wortelmilieu waardoor zuurstof aan de wortels wordt onttrokken en de lengtegroei negatief wordt beïnvloed (Laan et al. 1991). Sommige soorten zijn beter bestand tegen hoge ijzerconcentraties dan anderen (Lucassen et al. 2006; Van der Welle et al. 2007). In figuur 15 en 17 zien we dat een groot deel van de sterk gedegradéerde sites worden gekenmerkt door hogere ijzerconcentraties in het porievocht dan de niet en zwak gedegradéerde sites.

Als we kijken naar de totale bedekking van de kruidlaag en de moslaag (figuur 20) dan zien we dat er geen duidelijk verband bestaat tussen de bedekking van de kruidlaag en de ijzerconcentratie van het porievocht of de bodem. Wel zien we dat zeer hoge bedekkingen van de kruidlaag (hoger dan 80 %) niet voorkomen op locaties met ijzerconcentraties hoger dan 1000  $\mu\text{mol}$  per liter porievocht of meer dan 100  $\text{mmol L}^{-1}$  bodemvolume. Voor de moslaag valt op dat *Calliergonella cuspidata* (Gewoon puntmos) voorkomt in een zeer brede range van zeer ijzerarme tot ijzerrijke bodems. De overige mossoorten komen nauwelijks voor op ijzerrijke bodems en bereiken alleen een hoge bedekking op ijzerarme bodems. Diverse mossoorten die op de referentiesites veenvormend zijn, lijken hoge ijzergehalten te mijden. Verder zien we voor de meest ijzerrijke bodems (meer dan 3000  $\mu\text{mol L}^{-1}$  ijzer in het porievocht) dat ook *Calliergonella cuspidata* nagenoeg afwezig is. Bij veldbezoeken in de Zwarte Beek vallei is opgevallen op dat deze soort op zeer natte, ijzerrijke plekken vaak in de pollen groeit en niet in lage delen. Op grond van de geanalyseerde sites kunnen we concluderen dat mossen,

*Calliergonella cuspidata* uitgezonderd, slecht tot ontwikkeling lijken te komen in ijzerrijke systemen. Voor zeldzame schorpioenmos-soorten wordt de relatie met ijzer en calcium (bicarbonaat) momenteel in beekdalen onderzocht aan de hand van transplantatieproeven (C. Cusell, Universiteit van Amsterdam / Radboud Universiteit Nijmegen).



*Figuur 20: Totale bedekking van de kruidlaag, de bedekking van Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*) en de bedekking van de overige mossen uitgezet tegen de gemeten ijzerconcentratie van het porievocht en de totale ijzerconcentratie van de bodem (deze laatste uitgedrukt per liter bodemvolume).*

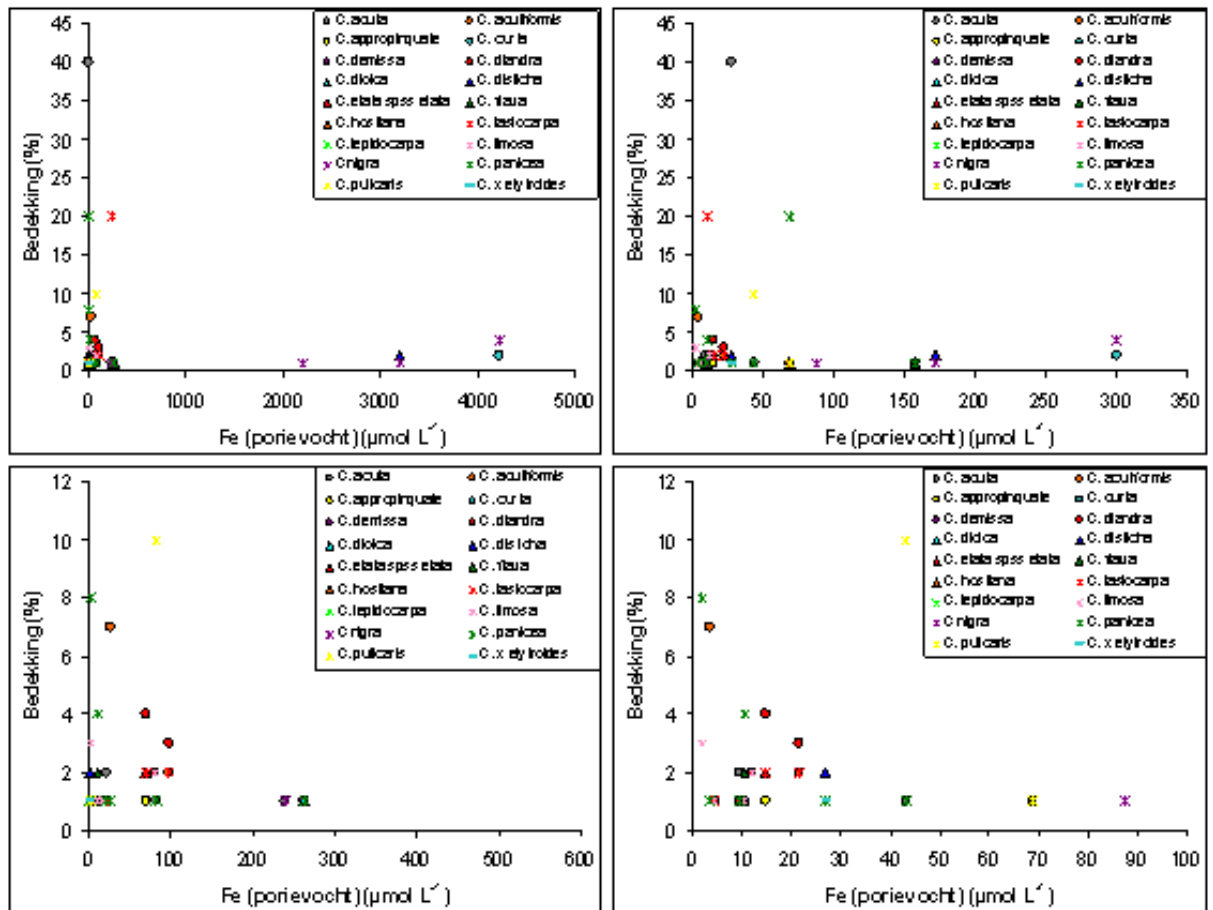


Figuur 21: Bedekking van *Carex rostrata* (Snavelzegge) en de som van de overige Zeggesoorten uitgezet tegen de gemeten ijzerconcentratie van het porievocht en de totale ijzerconcentratie van de bodem (deze laatste uitgedrukt per liter bodemvolume).

Als we kijken naar het voorkomen van de hogere planten dan valt op dat *Carex rostrata* (Snavelzegge) een brede range heeft maar domineert ten opzichte van de andere *Carex*-soorten op bodems met een hoge ijzerconcentratie in het porievocht (figuur 21 en 22). De overige *Carex* soorten, waaronder soorten die juist kenmerkend zijn voor veenvormende zeggemoerassen, bereiken alleen een hoge dichtheid (> 5 % bedekking) op bodems waarvan de ijzerconcentraties in het porievocht lager is dan 200 µmol L<sup>-1</sup> (figuur 21 en 22). *Carex rostrata* heeft dus een grote tolerantie voor hoge ijzerconcentraties in het porievocht en lijkt zelfs een voorkeur te hebben voor dit soort bodems. Het is bekend dat *Carex rostrata* een hoge tolerantie heeft voor opgeloste metalen en goed kan groeien op ijzerrijke bodems (Matthews et al. 2005; Willby et al. 1998). Vermoedelijk kan een soort als *Carex aquatilis*, die plaatselijk dominant is geworden in de vernatte ijzerrijke moerassen van de Drentse Aa, ook goed tegen ijzerrijke omstandigheden. Opvallend is verder dat *Carex rostrata* op de referentiesites vaak met een lage bedekking en als zeer kleine planten voorkomt. Waarschijnlijk speelt een hoge nutriëntenbeschikbaarheid op de gedegradeerde sites ook een belangrijke rol en doet *C. rostrata* het slecht onder nutriëntenarme condities. We zullen later zien dat de ijzerrijke sites ook rijker zijn aan fosfor en stikstof.

Verder valt op dat *Equisetum fluviatile* (Holpijp) en *Juncus acutiflorus* (Veldrus) vrij ongevoelig zijn voor hoge ijzergehalten (figuur 23). Voor *Equisetum fluviatile* valt op dat deze niet voorkomt of een zeer lage bedekking heeft op bodems waarin de ijzerconcentratie in het porievocht lager is dan

300  $\mu\text{mol L}^{-1}$ . Ook hier valt op dat de planten erg klein blijven op ijzerarme locaties. Er lijkt sprake te zijn van een positieve correlatie met hoge ijzergehalten in de bodem. *Juncus acutiflorus* (Veldrus) komt ook voor op ijzerarme sites maar bereikt in dit onderzoek een hoge biomassa op twee van de meest ijzerrijke sites (ZB2 en ZB3; Zwarte Beek). Op grond van de geselecteerde locaties lijkt *Menyanthes trifoliata* (Waterdrieblad) een voorkeur te hebben voor de niet al te ijzerrijke sites. Uit veldwaarnemingen kunnen er echter op duiden dat *Menyanthes trifoliata* ook wel een hoge bedekking kan bereiken op ijzerrijke locaties.

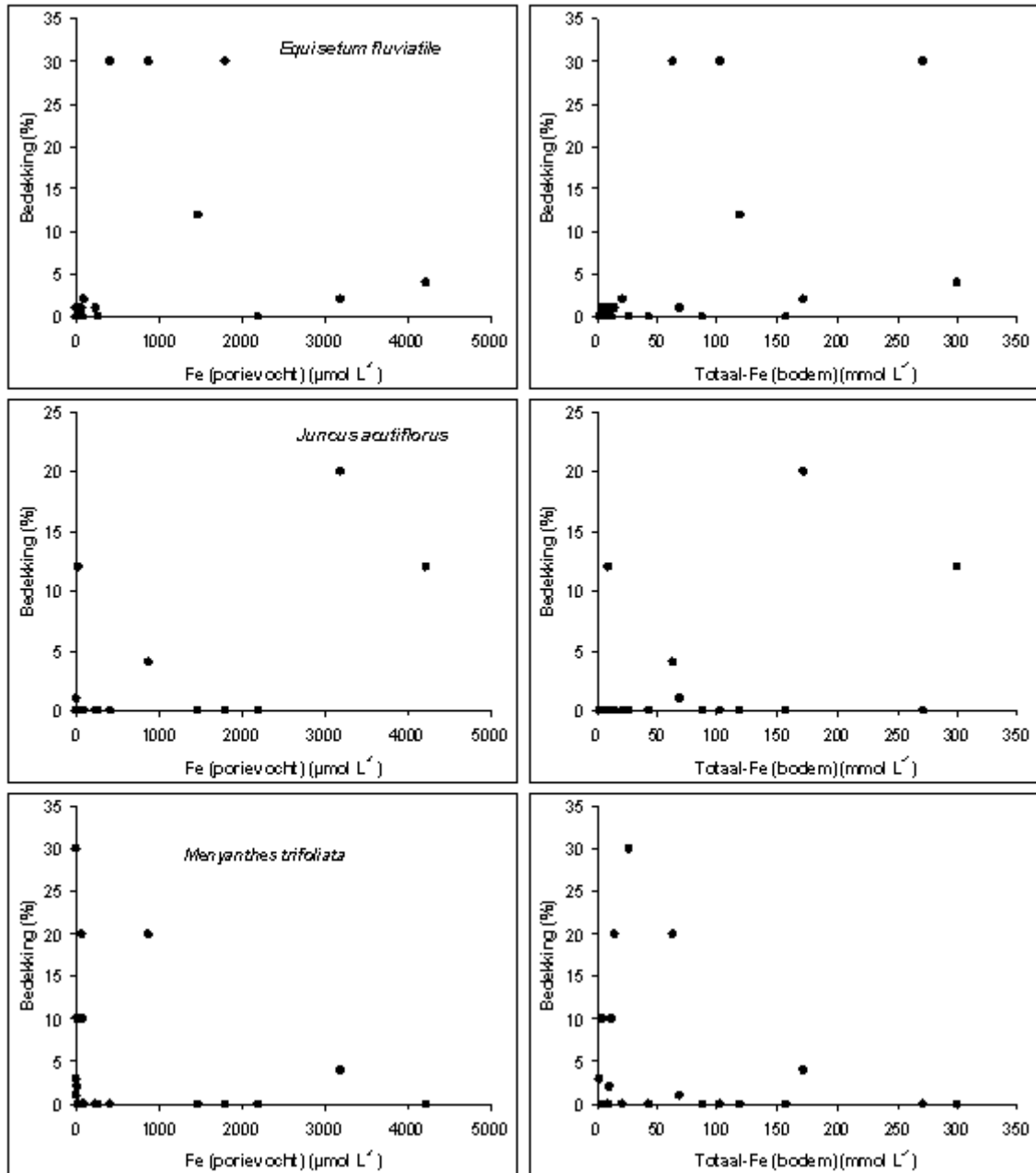


Figuur 22: Bedekking van de overige Zeggesoorten uit figuur 2, weergegeven per individuele soort, uitgezet tegen de gemeten ijzerconcentratie van het porievocht en de totale ijzerconcentratie van de bodem (deze laatste uitgedrukt per liter bodemvolume).

Hoewel we te maken hebben met een relatief beperkt aantal onderzochte sites kunnen we op grond van deze onderzochte sites concluderen dat *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile*, *Juncus acutiflorus* en *Calliergonella cuspidata* hoge bedekkingen kunnen bereiken op de ijzerrijke sites. De overige *Carex*-soorten en de meeste mossen hebben een voorkeur voor niet al te ijzerrijke condities. Overigens hoeft de ijzerrijkdom van de bodem niet noodzakelijkerwijs de sturende factor te zijn voor deze gevonden patronen. Het gaat hier vooral om een correlatief verband. Wel is het natuurlijk zo dat het voorkomen van soorten op bodems met hoge concentraties opgelost (gereduceerd) ijzer vereist dat deze soorten in ieder geval een zekere mate van tolerantie hebben voor toxisch, gereduceerd ijzer. Opvallend is dat soorten die bij hoge Fe concentraties een hoge bedekking kunnen hebben

(*Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile* en *Juncus acutiflorus*) veel luchtweefsel (aerenchym) hebben. Deze soorten kunnen dus ook een zeer hoog radiaal zuurstof verlies hebben.

Het is opvallend dat *Carex rostrata* en *Calliergonella cuspidata*, twee zuurtolerante soorten, beter tegen ijzerrijke omstandigheden kunnen. Op ijzerrijke locaties kan de potentiële verzuring door (tijdelijke) verdroging vanwege ijzeroxidatie hoog zijn. Bovendien leidt de oxidatie van het wortelmilieu door zuurstofverlies van planten tot zeer lokale verzuring van het wortelmilieu in ijzerrijke bodems, ook wanneer de bulk-bodem deze verzuring niet laat zien zoals bij dit onderzoek (Van der Welle et al., 2007).



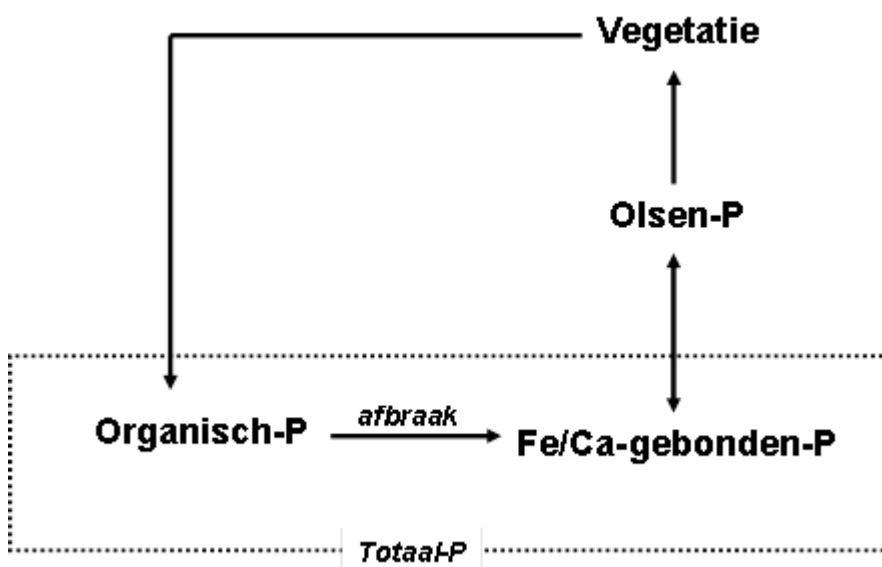
Figuur 23: Bedekking van *Equisetum fluviatile* (Holpijp), *Juncus acutiflorus* (Veldrus) en *Menyanthes trifoliata* (Waterdrieblad) uitgezet tegen de gemeten ijzerconcentratie van het porievocht en de totale ijzerconcentratie van de bodem (deze laatste uitgedrukt per liter bodemvolume).



## 4.4 Nutriëntenchemie

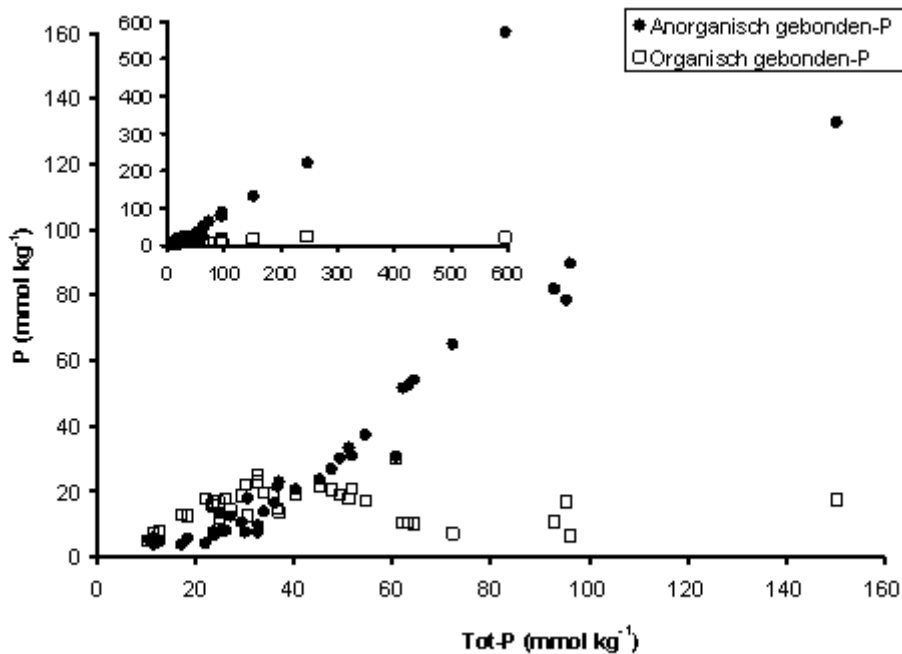
### 4.4.1 Fosfaatfracties en -beschikbaarheid

Fosfaat kan in de bodem aanwezig zijn in vorm van organisch P en in de vorm van anorganisch gebonden P. Uit de organische P-fractie kan fosfaat vrijkomen door afbraak van organisch materiaal (zie figuur 24). Het niet organisch gebonden fosfaat is ook slecht oplosbaar en kan in de bodem op verschillende wijze zijn vastgelegd. Vooral ijzer en calcium spelen bij de immobilisatie van niet organisch P een belangrijke rol. Voor de P-immobiliserende werking van calcium is de vorming van calciumfosfaatcomplexen verantwoordelijk. Dit calcium gebonden-P is meestal slecht oplosbaar en komt slechts zeer langzaam vrij door verweringsprocessen. Een groot deel van het fosfor in de bodem kan echter ook gebonden zijn in de vorm van ijzerfosfaatcomplexen. Fosfor wordt in bodems zeer effectief geïmmobiliseerd door adsorptie aan ijzer(hydr)oxiden (zowel tweewaardige (onder anaerobe condities) als driewaardige (onder aerobe condities) ijzer(hydr)oxiden) en door de vorming van ijzerfosfaat zouten zoals  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$  (onder anaërobe condities) en  $\text{FePO}_4$  onder aërobe condities. De calcium- en ijzerconcentraties van een bodem kunnen de beschikbaarheid van fosfaat dus beïnvloeden. Op plaatsen waar de bodem rijk is aan ijzer en calcium blijft de P-beschikbaarheid voor planten doorgaans laag. Dit proces wordt versterkt op locaties waar sprake is van ijzer- en calciumrijk kwelwater (Smolders et al., 2006). Daarnaast kan P-binding plaatsvinden aan organisch stof en klei. Door binding (adsorptie) in de bodem, is fosfaat tegen uitspoeling 'beschermd'. Fosfaat is dan ook te beschouwen als relatief immobiel en accumuleert gemakkelijk in vooral ijzerrijke bodems. Het deel van de fosfaatvoorraad dat beschikbaar is voor planten kan worden bepaald met behulp van een Olsen-P extractie (Olsen et al. 1954). Dit deel van de P-voorraad noemen we de Olsen-P fractie/concentratie. In figuur 24 wordt een sterk vereenvoudigd schema gegeven van de fosfaatvormen in de bodem

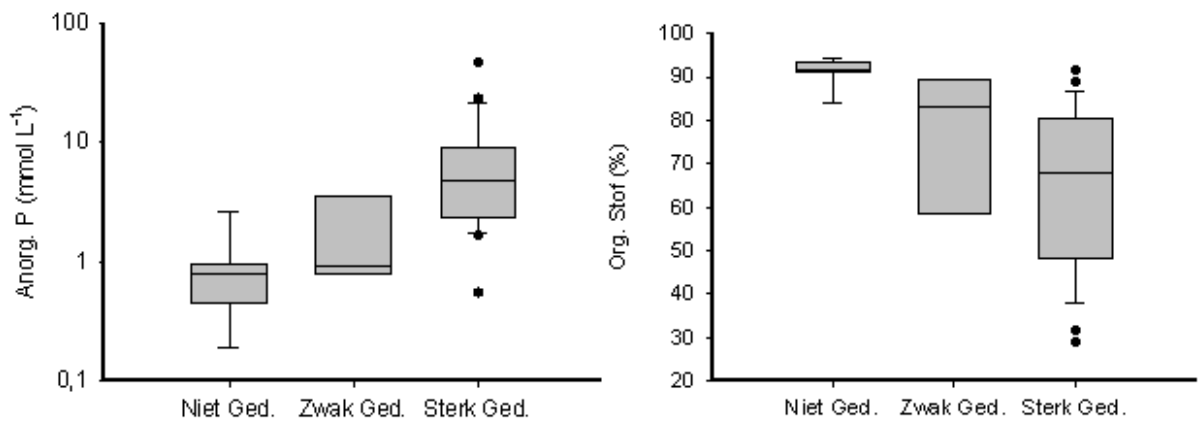


*Figuur 24: Vereenvoudigd schema van het voorkomen van fosfor in de bodem.*

Met behulp van een fosfaatfractionering kan onderscheid worden gemaakt tussen de verschillende fosfaatvormen in de veenbodems. In figuur 25 worden voor de geanalyseerde bodems de totaal-fosfor concentraties uitgezet tegen de anorganisch gebonden fosforconcentratie (calcium-gebonden en ijzer/aluminium-gebonden P) en de organische P concentratie. We zien dat tot een totaal-P concentratie van 30 mmol per kilogram droge stof de organische gebonden P concentratie toeneemt tot een concentratie van + 20 mmol kg<sup>-1</sup>. Vervolgens stabiliseert deze concentratie op een iets lager niveau. Vanaf totaal-P concentraties van 30 mmol kg<sup>-1</sup> droge stof kan de toename van de totaal-P concentratie volledig worden toegeschreven aan de toename van de concentratie anorganisch gebonden P. In bodems met totaal-P concentraties hoger dan 45 mmol kg<sup>-1</sup> droge stof is steeds (veel) meer dan de helft van de totaal-P concentratie aanwezig als anorganisch gebonden fosfor (figuur 25).



*Figuur 25: De anorganische en organische P-fractie van de veenbodems uitgezet tegen de totaal-P concentratie. De waarden worden gegeven per kilogram droge bodem.*

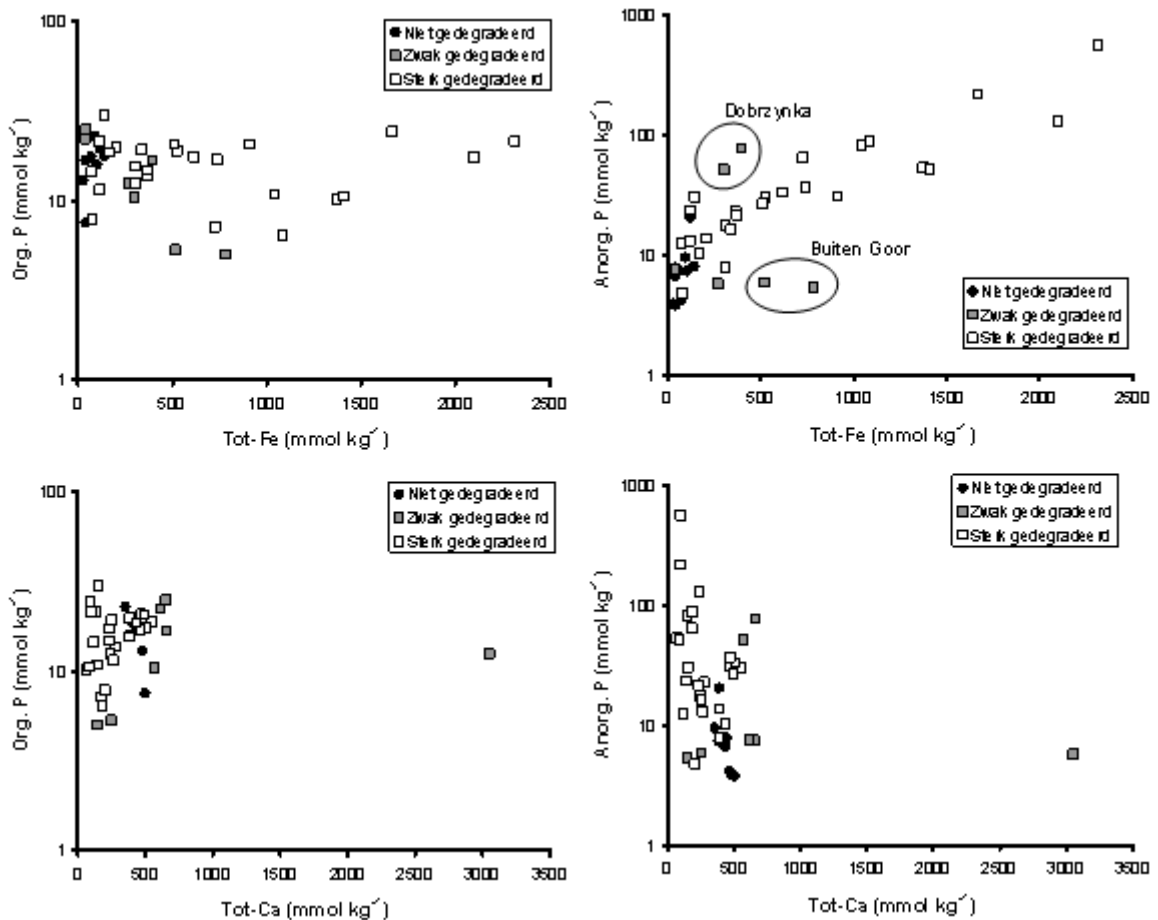


*Figuur 26: Boxplots voor de anorganische P-concentratie (uitgedrukt per liter bodemvolume) en het organische stofgehalte van de bodems voor de niet gedegradeerde (referentie) sites en de zwak en sterk gedegradeerde sites. De Box geeft het bereik tussen het 25e en 75e percentiel weer. De Whiskers (verticale lijnen) geven het bereik tussen het 10e en 90e percentiel. De horizontale streep in de box geeft de mediane waarde van de metingen weer.*

De referentiesites en de gedegradeerde sites blijken sterk te verschillen in de gemeten anorganische fosfor-concentratie van de bodems (figuur 26 links). Het organische stofgehalte is hoog voor alle bodems van de referentiesites (figuur 26 rechts). De concentratie anorganisch P (theoretisch de maximaal beschikbare P concentratie zonder dat er afbraak van organisch materiaal plaatsvindt) is duidelijk lager voor de referentiesites. Op zichzelf ligt het voor de hand dat het organische stofgehalte hoger is voor de referentiesites waar nog veenvorming plaatsvindt omdat deze locaties hiervoor ook zijn geselecteerd. Op de gedegradeerde locaties heeft juist veenafbraak plaatsgevonden, en lijkt de bodem in het verleden sterker opgeladen te zijn met P.

In figuur 27 zien we dat de organische P-concentratie niet correleert met de ijzerrijkdom of de calciumrijkdom van de bodem. De anorganisch gebonden P-concentratie blijkt echter sterk te correleren met de totaal-ijzerconcentratie van de bodems, voor vooral de sterk gedegradeerde sites. Er wordt geen correlatie gevonden met de totaal-calciumconcentratie en evenmin met de concentratie calcium die niet aan het adsorptiecomplex is gebonden (figuur niet gegeven). Verder zien we dat de totaal-ijzerconcentratie en anorganische P concentratie hoger zijn voor de bodems van de gedegradeerde sites. De mate waarin de veenbodems fosfor accumuleren hangt dus sterk samen met de ijzerrijkdom van de bodems.

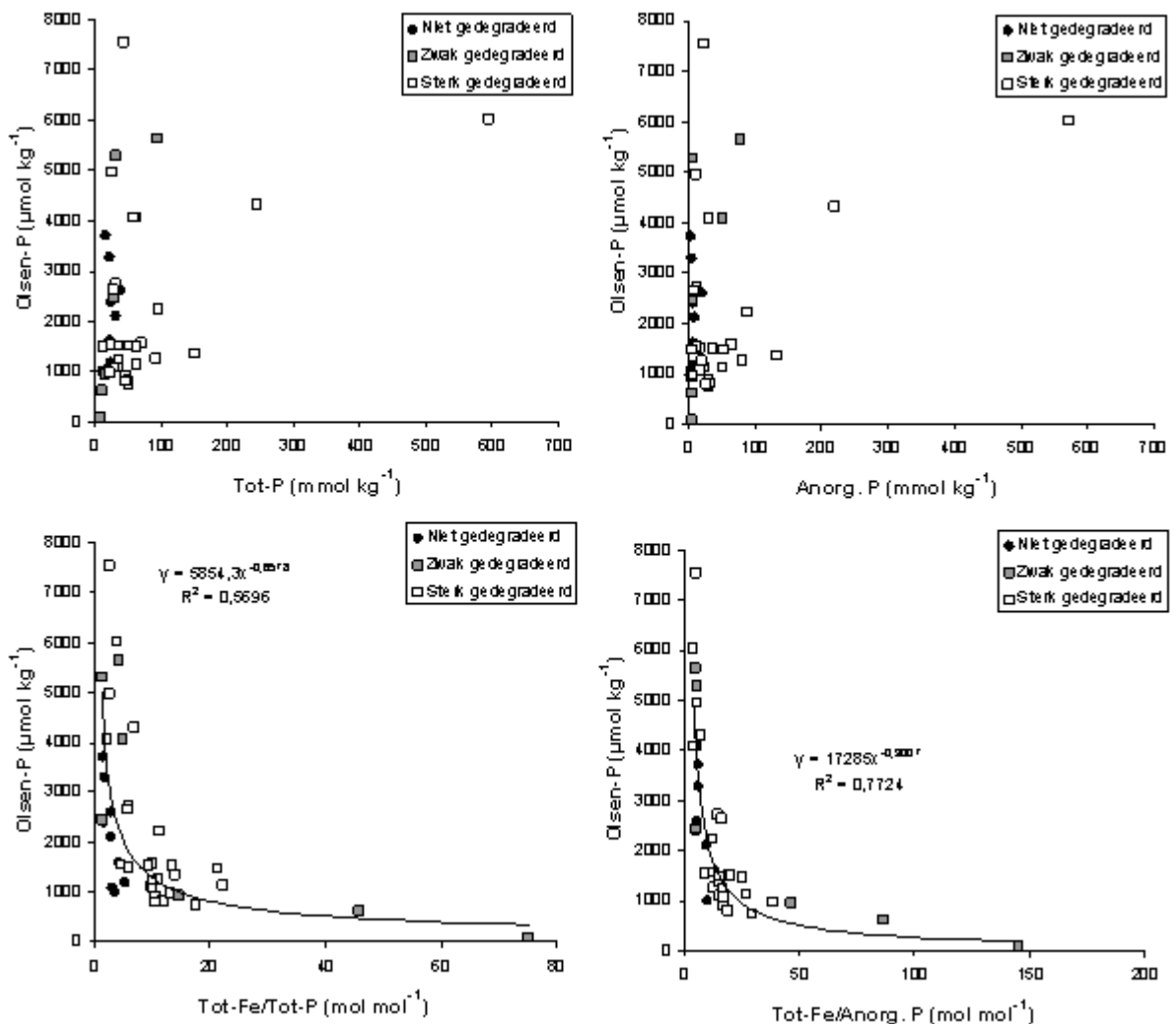
Voor de zwak gedegradeerde sites geldt dat er geen duidelijke correlatie bestaat tussen de totale ijzerrijkdom en de anorganische P concentratie. De locatie Dobrzyńka (DZ, kwelveen, ijzerrijke zwak gedegradeerde referentiesites in Polen) wordt gekenmerkt door een relatief hoge anorganische P-concentraties in relatie tot de gemeten totaal-ijzerconcentratie terwijl de locatie Buiten Goor (België) wordt gekenmerkt door een relatief lage anorganische P-concentratie in relatie tot de gemeten totaal-ijzerconcentratie. De locatie Dobrzyńka is een kwelveen met een grote kwelflux. Via het grondwater wordt hier niet alleen veel ijzer ( $233 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) maar ook fosfor (P) ( $27 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) aangevoerd.



*Figuur 27: Organisch fosfor (Org. P) en anorganisch gebonden fosfor (Anorg. P) uitgezet tegen de totaal-ijzer (Tot-Fe) en totaal-calcium (Tot-Ca) concentratie van de bodems. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de niet gedegradeerde, de zwak gedegradeerde en de sterk gedegradeerde sites.*

De accumulatie van anorganisch P in de ijzerrijke bodems zou kunnen leiden tot een ernstige verzuuring van de vegetatie door het wegvallen van P-limitatie. Niet alle anorganisch fosfor is echter beschikbaar voor de planten. Een goede maat voor de planten beschikbare P-fractie is de Olsen-P concentratie van de bodem. In figuur 28 is de Olsen-P concentratie uitgezet tegen de totaal-P en de anorganische P concentratie van de bodem. We zien dat er geen duidelijke correlaties bestaan tussen deze variabelen. Als we de Olsen-P concentratie echter uitzetten tegen de ratio tussen totaal-ijzer en totaal-P of totaal-ijzer en anorganisch P dan zien we dat de Olsen-P concentratie (uitgedrukt per kilogram droge bodem) sterk wordt bepaald door de ratio tussen ijzer en fosfor in de bodem. Het sterkste verband wordt gevonden tussen Olsen-P en de ratio tussen totaal-ijzer en anorganisch P. Het gaat hierbij om een machtsfunctie waarbij de Olsen-P concentratie uitgedrukt per kg droge bodem sterk toeneemt bij een ijzer/anorganisch P-ratio lager dan 15 mol per mol. De plantbeschikbaarheid van het anorganische fosfor wordt dus sterk bepaald door de ijzerrijkdom van de bodem. Enerzijds accumuleert in ijzerrijke bodems dus veel anorganische fosfor maar anderzijds wordt dit anorganische fosfor in dit soort bodems ook goed geïmmobiliseerd waardoor de plantbeschikbaarheid relatief laag blijft zolang er meer dan 10-15 maal meer ijzer dan anorganisch fosfor in de bodem zit.

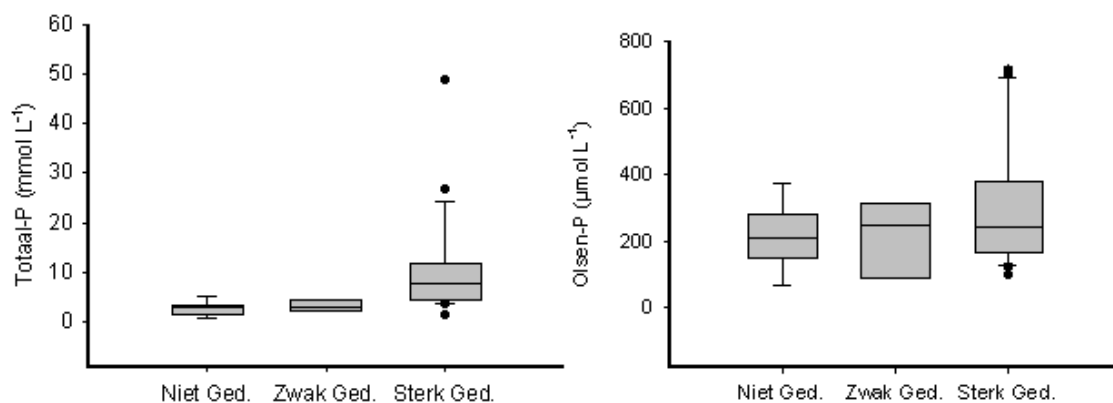
De beschikbaarheid wordt dus bepaald door de verzadiging van het beschikbare (amorfe) ijzer met fosfaat.



*Figuur 28: Olsen-P uitgezet tegen de totaal-fosfor (Tot-P) en anorganisch gebonden fosfor (Anorg. P) concentratie en tegen de ratios tussen totaal-ijzer en totaal fosfor (Tot-Fe/Tot-P) en totaal ijzer en anorganisch gebonden fosfor (Tot-P/Anorg. P). Er wordt onderscheid gemaakt tussen de niet gedegradeerde, de zwak gedegradeerde en de sterk gedegradeerde sites.*

In figuur 29 worden de Olsen-P concentraties gegeven per kg droge bodem. Omdat planten wortelen in een bepaald bodemvolume moet om een indruk te krijgen van de P-beschikbaarheid voor planten beschikbare P-concentratie worden uitgedrukt per liter bodemvolume. De bodemdichtheid heeft dus nog een grote invloed op de P-beschikbaarheid en deze wordt o.a. bepaald door het organisch stofgehalte van de bodem. Wanneer de Olsen-P concentratie lager is dan 300  $\mu\text{mol}$  per liter bodemvolume hebben we doorgaans te maken met een P-gelimeerde situatie (Beltman et al. 2009). We zien dat uitgedrukt per liter bodemvolume er grote verschillen bestaan in de totaal-P concentratie van de bodems. De niet en zwak gedegradeerde sites zijn duidelijk armer aan P dan de gedegradeerde sites. Er bestaan echter geen grote verschillen in Olsen-P concentratie tussen de verschillende groepen. Wel behoren de sites met de hoogste Olsen-P concentraties tot de groep van sterk gedegradeerde sites. We zien verder ook geen duidelijke relatie tussen de vegetatie en de Olsen-P concentratie. Dit laat zien dat Olsen-P niet erg sturend is voor de

vegetatieontwikkeling op de geselecteerde sites omdat de meeste sites worden gekenmerkt door een relatief lage P-beschikbaarheid ( $< 300 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Een waarde van  $300 \mu\text{mol L}^{-1}$  kan worden gezien als een waarde waaronder hoogproductieve soorten doorgaans P gelimiteerd zijn. De lage P-beschikbaarheid wordt veroorzaakt door een lage totaal-P concentratie en/of een hoge ijzerconcentratie van de bodem. Vermoedelijk heeft ijzertoxiciteit (zie eerder) een grote invloed op de vegetatieontwikkeling. Deze toxiciteit zou ook de biomassaproductie kunnen onderdrukken. Daarnaast zou het kunnen zijn dat soorten als *Carex rostrata* (Snavelegge) en *Equisetum fluviatile* (Holpijp) in staat zijn te profiteren van de anorganische fosforvoorraad, waardoor ze een hogere biomassa kunnen bereiken op bodems met een hoge totaal-P concentratie. Dit kan via beïnvloeding van de pH van de rhizosfeer via oxidatie en/of de opname van ammonium of juist nitraat (na oxidatie van ammonium). Zowel een verhoging als een verlaging van de pH van de rhizosfeer kan in ijzerrijke bodems potentieel leiden tot een toename van de P opname (Hinsinger, 2001). Zo kunnen rijstplanten waarvan de wortels veel zuurstof uitscheiden in anaerobe, ijzerrijke bodems de pH van de rhizosfeer met twee eenheden verlagen (Begg et al. 1994). Door de aanwezigheid van een grote pool gereduceerd ijzer zouden helofyten die zuurstof uitscheiden in staat kunnen zijn om anorganisch fosfaat te mobiliseren.

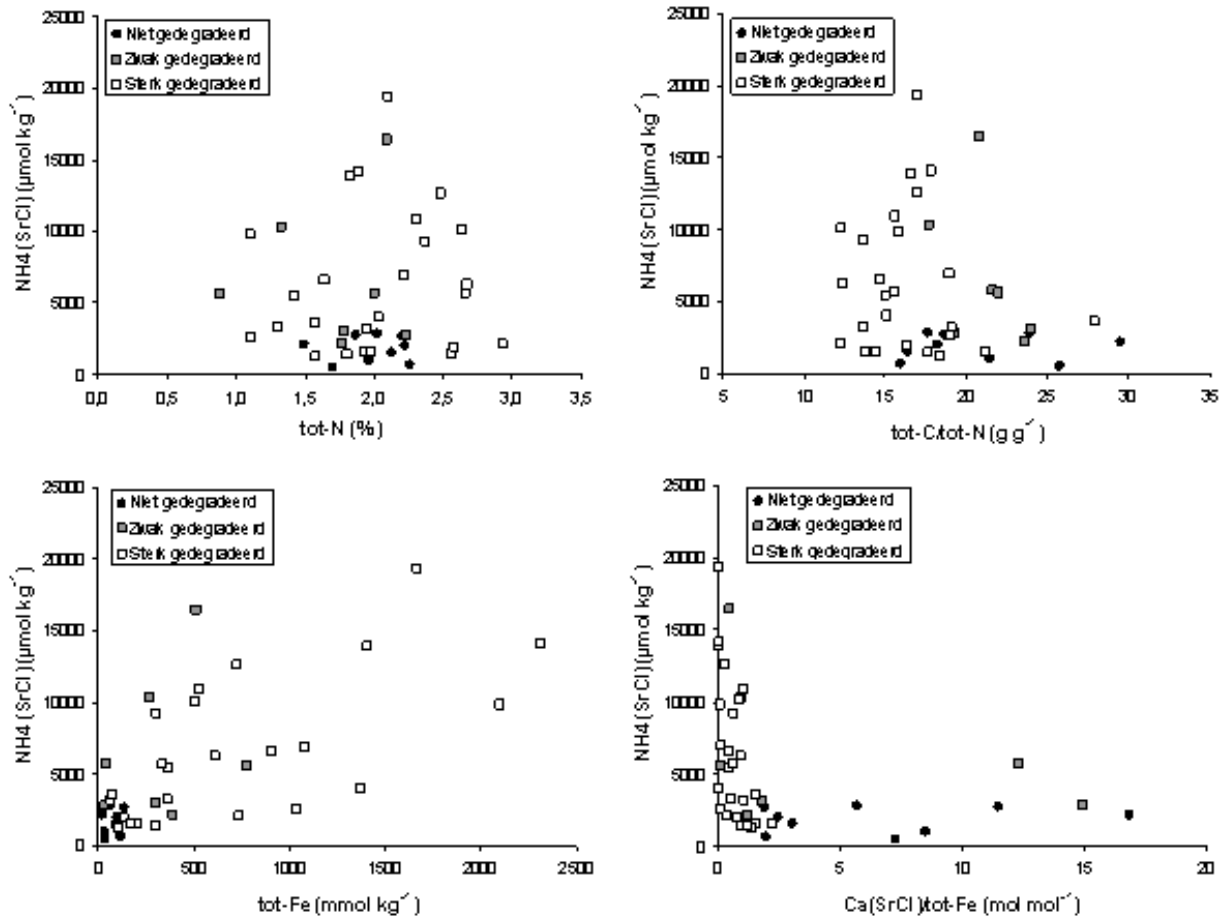


*Figuur 29: Boxplots voor de Totaal-P concentratie en de Olsen-P concentratie van de bodems (beiden uitgedrukt per liter bodemvolume) voor de niet gedegradeerde (referentie) sites en de zwak en sterk gedegradeerde sites. De Box geeft het bereik tussen het 25e en 75e percentiel weer. De Whiskers (verticale lijnen) geven het bereik tussen het 10e en 90e percentiel. De horizontale streep in de box geeft de mediane waarde van de metingen weer.*

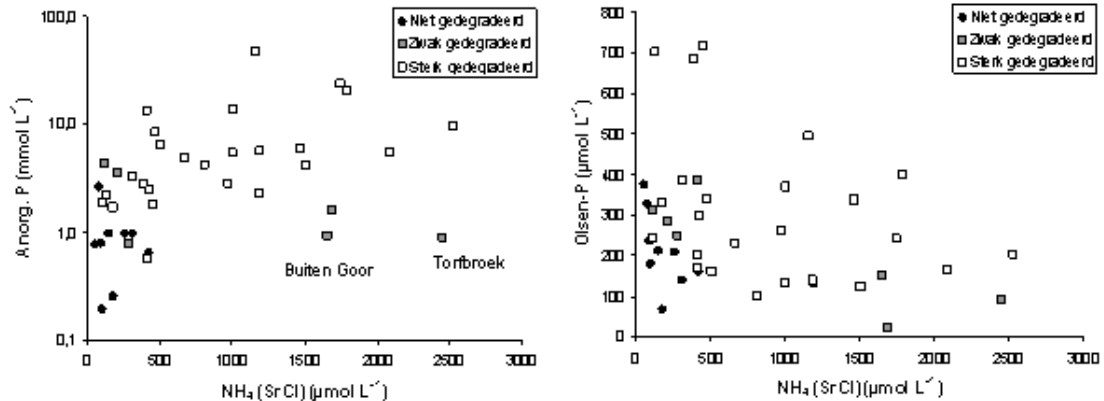
#### 4.4.2 Stikstofbeschikbaarheid in de bodem

In de (relatief natte) bodems is ammonium de dominante anorganische stikstof (N) vorm. De totale ammoniumconcentratie van de bodem is bepaald met behulp van een SrCl<sub>2</sub>-extractie, waarmee ook het (voor planten beschikbare) geadsorbeerde ammonium gemeten wordt. In figuur 30 zien we dat er geen correlatie bestaat tussen de ammoniumconcentratie van de bodem en de totaal-N concentratie. Wel zien we dat de referentiesites gemiddeld worden gekenmerkt door lagere ammoniumconcentratie en hogere C/N ratio's, wat dus zou kunnen duiden op een lage N-beschikbaarheid. Opvallend is dat de ammoniumconcentratie toeneemt bij een toenemende totaal-ijzer concentratie van de bodem. Dit lijkt te duiden op een betere binding van ammonium in bodems met een hogere

ijzerconcentratie. Calcium is het dominante ion in het bodemadsorptiecomplex en kan de binding van ammonium aan het adsorptiecomplex tegengaan doordat het sterker bindt aan het adsorptiecomplex dan ammonium. We zien dat de aan het bodemadsorptiecomplex gebonden ammonium concentratie ( $\text{NH}_4 \text{ SrCl}$ ) sterk toeneemt wanneer de ratio tussen de aan het bodemadsorptiecomplex gebonden calciumconcentratie ( $\text{Ca SrCl}$ ) en de totaal-ijzer concentratie laag is.



Figuur 30: Ammonium-concentratie gemeten in het strontiumchloride extract ( $\text{NH}_4 \text{ (SrCl)}$ ) uitgezet tegen de totaal-stikstof concentratie (Tot-N), de C/N (koolstof/stikstof) ratio (tot-C/tot-N), de totaal-ijzer concentratie (Tot-Fe) en de ratio tussen de calciumconcentratie gemeten in het strontiumchloride extract ( $\text{Ca (SrCl)}$ ) en de totaal-ijzer concentratie. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de niet gedegradéerde, de zwak gedegradéerde en de sterk gedegradéerde sites.



*Figuur 31: De anorganische P concentratie en de Olsen-P concentratie uitgezet tegen Olsen-P uitgezet tegen de ammonium concentratie gemeten in het strontiumchloride extract ( $\text{NH}_4(\text{SrCl})$ ). Er wordt onderscheid gemaakt tussen de niet gedegradeerde, de zwak gedegradeerde en de sterk gedegradeerde sites.*

In figuur 31 wordt de ammoniumconcentratie van de bodems uitgezet tegen de anorganische P en de Olsen-P concentratie. De concentraties worden uitgedrukt per liter bodemvolume zodat ze indicatief zijn voor de beschikbaarheid voor de planten. De zwak gedegradeerde sites met een hoge ammoniumconcentratie zijn de sites uit België. Voor de site Torfbroek (TB) geldt dat er aanvoer plaatsvindt van sterk alkalisch en sulfaatrijk grondwater. Vanwege deze kalkrijk omstandigheden en de hoge sulfaatbelasting vindt hier een sterke afbraak plaats waardoor er ook nauwelijks veenvorming plaatsvindt. Beide locaties, Buiten Goor (BG) en Torfbroek (TB), worden tevens gevoed door P-arm grondwater. Hierdoor vallen de anorganische P concentraties laag uit ten opzicht van de gemeten ammoniumconcentraties.

## 4.5 Basenchemie

### 4.5.1 Dataverwerking

Voor analyse van de basenchemie zijn de onderstaande afgeleiden variabelen berekend op basis van de metingen in bodemvocht, het ondiepe grondwater en de bodemtoelaag.

De drie fractie van basische kationen in de toplaag van de bodem zijn als volgt bepaald per monster:

- de som van Ca, Mg, Na en K in het bodemvocht is per massa drooggewicht bodem ( $\text{BC}_{\text{bodemvocht}}$ ) berekend met:  

$$\text{BC}_{\text{bodemvocht}} = \text{Por} \cdot ([\text{Ca}] + [\text{Mg}] + [\text{Na}] + [\text{K}]) / \text{BD} \quad (\text{in mequ} \cdot \text{kg}^{-1})$$
 waarbij  $[X]$  de concentratie van het kation in het bodemvocht is (in  $\text{mequ} \cdot \text{l}^{-1}$ ), Por de porositeit van de bodem en BD de bulk density is (in  $\text{kg} \cdot \text{l}^{-1}$ ).
- uitwisselbare kationen Ca, Mg, Na en K op het adsorbtiecomplex ( $X_{\text{exch}}$ ):  

$$X_{\text{exch}} = X_{\text{val}} \cdot (X_{\text{Sr}} - (0.001 \cdot \text{Por} \cdot [X] / \text{BD})) \quad (\text{in mequ} \cdot \text{kg}^{-1})$$
 waarbij  $X_{\text{val}}$  is de valentie van het kation,  $X_{\text{Sr}}$  ( $\text{mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) is het de hoeveelheid van kation X bepaald met een  $\text{SrCl}_2$ -extractie,  $[X]$  de



concentratie in het bodemvocht is ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), Por de porositeit van de bodem is, BD de bulk density is ( $\text{kg L}^{-1}$ ) is in deze berekening wordt meting in het  $\text{SrCl}_2$ -extract gecorrigeerd voor de hoeveelheid die in het bodemvocht aanwezig is uitgaande van volledige waterverzadiging van de toplaag.

- de som van uitwisselbaar Ca, Mg, Na en K ( $\text{BC}_{\text{exch}}$ ) met de berekening:  $\text{BC}_{\text{exch}} = \text{Ca}_{\text{exch}} + \text{Mg}_{\text{exch}} + \text{Na}_{\text{exch}} + \text{K}_{\text{exch}}$  (in  $\text{mequ}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
- de som van Ca, Mg, Na en K in de minerale fractie ( $\text{BC}_{\text{min}}$ ) is berekend als:  

$$\text{BC}_{\text{min}} = 2\cdot(\text{Ca}_{\text{tot}} - \text{Ca}_{\text{Sr}}) + 2\cdot(\text{Mg}_{\text{tot}} - \text{Mg}_{\text{Sr}}) + (\text{Na}_{\text{tot}} - \text{Na}_{\text{Sr}}) + (\text{K}_{\text{tot}} - \text{K}_{\text{Sr}})$$
(in  $\text{mequ}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

waarbij  $X_{\text{tot}}$  de hoeveelheid kation in de totaal-extractie is en  $X_{\text{Sr}}$  de hoeveelheid in de  $\text{SrCl}_2$ -extractie is (beiden in  $\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

Van de sites is de gemiddelde waarde van de monsters berekend.

Ten aanzien van uitwisselbare kationen en de kationuitwisselcapaciteit zijn de volgende berekeningen uitgevoerd:

- de som van basische kationen per hoeveelheid organisch stof:  

$$\text{BC}_{\text{OM}} = (\text{Ca}_{\text{exch}} + \text{Mg}_{\text{exch}} + \text{Na}_{\text{exch}} + \text{K}_{\text{exch}}) / (0.01 \cdot \text{OM}_{550.4\text{h}})$$
(in  $\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$ )  
 waarbij  $\text{OM}_{550.4\text{h}}$  het organisch stofgehalte is (% dw)
- de kationuitwisselcapaciteit per hoeveelheid vaste bodem (CEC):  

$$\text{CEC}_{+\text{Fe}+\text{Mn}} = \text{Ca}_{\text{exch}} + \text{Mg}_{\text{exch}} + \text{Na}_{\text{exch}} + \text{K}_{\text{exch}} + \text{Al}_{\text{exch}} + \text{H}_{\text{exch}} + \text{Fe}_{\text{exch}} + \text{Mn}_{\text{exch}}$$

$$\text{CEC}_{-\text{Fe}-\text{Mn}} = \text{Ca}_{\text{exch}} + \text{Mg}_{\text{exch}} + \text{Na}_{\text{exch}} + \text{K}_{\text{exch}} + \text{Al}_{\text{exch}} + \text{H}_{\text{exch}}$$
(in  $\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )  
 waarbij  $X_{\text{exch}}$  is de hoeveelheid uitwisselbaar kation X ( $\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
- de kationuitwisselcapaciteit per hoeveelheid organisch stof ( $\text{CEC}_{\text{OM}}$ ):  

$$\text{CEC}_{\text{OM}+\text{Fe}+\text{Mn}} = \text{CEC}_{+\text{Fe}+\text{Mn}} / (0.01 \cdot \text{OM}_{550.4\text{h}})$$

$$\text{CEC}_{\text{OM}-\text{Fe}-\text{Mn}} = \text{CEC}_{-\text{Fe}-\text{Mn}} / (0.01 \cdot \text{OM}_{550.4\text{h}})$$
(in  $\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$ )

#### 4.5.2 Variatie in basenrijkdom grondwater en bodemtoplaag

##### Samenhang tussen variabelen voor basenrijkdom in bodem en bodemvocht van de toplaag

De correlaties van variabelen voor basenrijkdom in bodem en bodemvocht van de toplaag is weergegeven in tabel 6. De correlaties zijn bepaald op basis van metingen in de afzonderlijke bodem- en bodemvochtmonsters. Er zijn twee groepen van variabelen die positief met elkaar gecorreleerd zijn. De eerste groep betreft de bodemchemievariabelen  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ ,  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{Ca}_{\text{tot}}$ ,  $\text{BS}_{+\text{Fe}+\text{Mn}}$ ,  $\text{BS}_{-\text{Fe}-\text{Mn}}$  en  $\text{BC}_{\text{OM}}$ .  $\text{CaCO}_3$  en  $\text{Ca}_{\text{tot}}$  hebben een zeer hoge r-waarde (0,94). Deze daalt echter naar 0,43 als site TB met een afwijkend zeer hoog kalkgehalte wordt weggelaten. De  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  en  $\text{BC}_{\text{OM}}$  hebben de meeste hoge positieve r-waarden met andere bodemvariabelen. Dat geeft aan de bodem-pH de sterkste samenhang met kationuitwisseling vertoont, maar dat kalk mogelijk ook nog een pH-regulerende werking heeft. De tweede groep met een onderlinge positieve correlatie zijn de waterchemievariabelen pH, alkaliniteit,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , Ca, Mg en Fe. De variabelen pH, alkaliniteit en  $\text{HCO}_3^-$  hebben onderling de hoogste r-waarde.

De correlatie tussen bodem- en waterchemievariabelen komt vooral tot uiting door een matig hoge r-waarde tussen Ca in het bodemvocht en alle bodemchemievariabelen met uitzondering van  $\text{CaCO}_3$ . Daarnaast is er een matige, positieve correlatie tussen enerzijds de pH van het bodemvocht en anderzijds  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  en  $\text{BS}_{-\text{Fe}-\text{Mn}}$ . Opvallend is dat de alkaliniteit geen hoge en

significante r-waarden en  $\text{HCO}_3$  maar één matige, significantie r-waarde met bodemchemievariabelen heeft. Fe in het bodemvocht heeft een hoge negatieve r-waarde met  $\text{BS}_{+\text{Fe}+\text{Mn}}$ . Dit duidt er op dat een hoge ijzerrijkdom samengaat met een lagere basenverzadiging. Fe in bodemvocht heeft echter geen significante, negatieve correlatie met  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ . De aanwezige samenhang duidt er op dat de basenhuishouding van de bodem vooral samenhangt met het calcium-gehalte van het bodemvocht.

Tabel 6: Correlatiematrix van variabelen voor de basenchemie in van de bodem en het bodemvocht in de toplaag. De getallen geven de correlatiecoëfficiënt (r) en \* =  $p \leq 0,05$ .

		bodem					bodemvocht							
		$\text{pH}_{\text{KCl}}$	$\text{CaCO}_3$	$\text{Ca}_{\text{tot}}$	$\text{BS}_{+\text{Fe}+\text{Mn}}$	$\text{BS}_{-\text{Fe}+\text{Mn}}$	$\text{BC}_{\text{GMA}}$	pH	Alk	$\text{CO}_2$	$\text{HCO}_3$	Ca	Fe	Mg
bodem	$\text{pH}_{\text{KCl}}$													
	$\text{CaCO}_3$	0.37*												
	$\text{Ca}_{\text{tot}}$	0.57*	0.54*											
	$\text{BS}_{+\text{Fe}+\text{Mn}}$	0.36*	0.16	0.34*										
	$\text{BS}_{-\text{Fe}+\text{Mn}}$	0.68*	0.10	0.26	0.24									
	$\text{BC}_{\text{GMA}}$	0.63*	0.02	0.29	0.50*	0.48*								
bodemvocht	pH	0.35*	0.14	0.22	0.08	0.56*	0.20							
	Alk	0.16	0.09	0.08	-0.16	0.29	0.11	0.63*						
	$\text{CO}_2$	-0.06	-0.09	-0.10	-0.32*	0.00	0.07	-0.04	0.49*					
	$\text{HCO}_3$	0.26	0.11	0.16	-0.01	0.38*	0.19	0.78*	0.37*	0.41*				
	Ca	0.40*	0.29	0.33*	0.46*	0.46*	0.37*	0.40*	0.55*	0.08	0.54*			
	Fe	-0.26	-0.12	-0.25	-0.70*	-0.14	-0.24	0.11	0.42*	0.26	0.17	-0.03		
	Mg	0.17	0.07	0.13	0.33*	0.21	-0.06	0.41*	0.14	-0.24	0.36*	0.28	-0.32*	

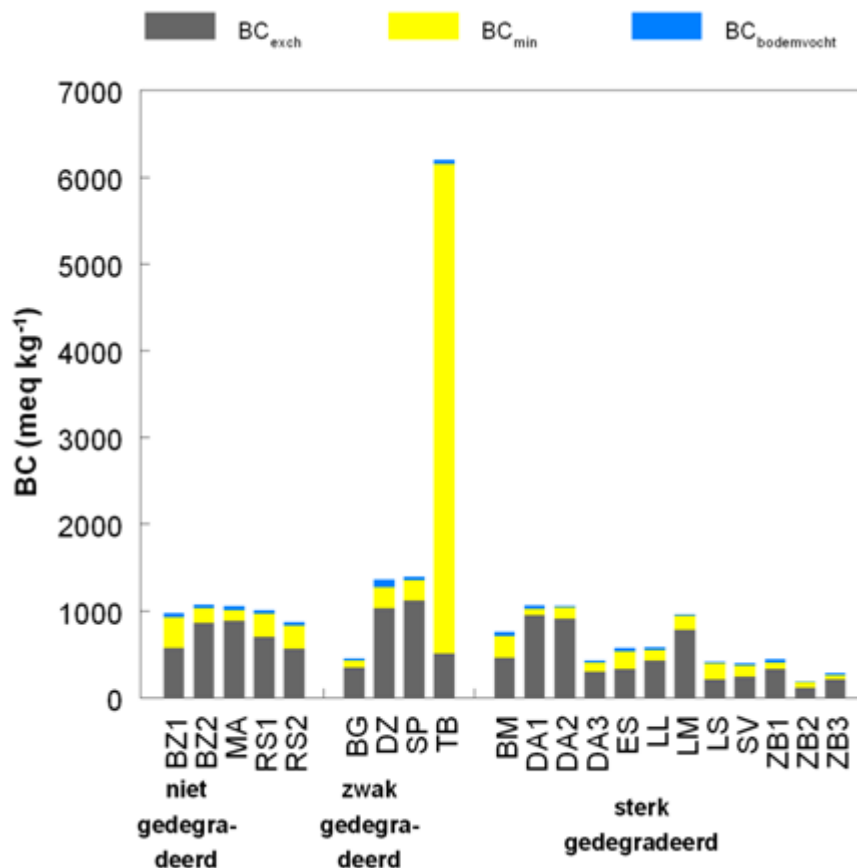
#### 4.5.3 Verdeling fracties basische kationen

Gekeken is naar de verdeling van de basische kationen (Ca, Mg, Na, K) in de fractie uitwisselbaar op het kationadsorbtiecomplex, mineraal en in het bodemvocht. Deze kationen zijn belangrijk voor de buffering van de zuurgraad door kationuitwisseling.

Calcium levert de grootste bijdrage aan de hoeveelheid basische kationen (gemiddeld 88 %). Mg draagt gering bij met gemiddeld 7%. K en Na hebben een zeer klein aandeel (beide gemiddeld 2%). In figuur 32 worden per site de waarden van  $\text{BC}_{\text{exch}}$ ,  $\text{BC}_{\text{bodemvocht}}$  en  $\text{BC}_{\text{min}}$  weergegeven. De site TB wijkt in sterk af door een zeer hoge totale waarde van basische kationen. Dat wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van veel kalk ( $\text{CaCO}_3 = 28\%$  dw). De overige sites hebben een totale voorraad aan basische kationen van 180-1460 mequ·kg<sup>-1</sup>. De niet en zwak gedegradereerde sites hebben vaker hogere totaal waarde (>850 mequ·kg<sup>-1</sup>). Sterk gedegradereerde sites hebben vaak lagere totaalwaarden in het bereik van 180-600 mequ·kg<sup>-1</sup>. Van de sterk gedegradereerde sites hebben alleen DA1, DA2 en LM waarden in het bereik van de niet gedegradereerde locaties. Afgezien van de site TB, hebben de meeste sites het grootste deel van hun basische kationen voorraad op het adsorbtiecomplex zitten.  $\text{BC}_{\text{min}}$  heeft echter op de meeste sites een aanzienlijk aandeel. Op een beperkt aantal site waar de totale voorraad is basische kationen laag is, is het aandeel van  $\text{BC}_{\text{min}}$  hoog (sites BM, ES, SV, ZB2). Wanneer  $\text{BC}_{\text{min}}$ , dat grotendeels uit Ca bestaat, wordt omgerekend naar het kalkgehalte dan is deze meestal kleiner dan 1 % dw. Enkele sites hebben waarden tussen de 1 en 2 % dw (sites DZ, SP, BZ1, RS1 en RS2). Het aandeel  $\text{BC}_{\text{bodemvocht}}$  is op vrijwel alle locaties zeer klein. Alleen op locatie DZ is  $\text{BC}_{\text{bodemvocht}}$  relatief groot door de combinatie van een zeer lage bulk density en een hoog calciumgehalte van het bodemvocht.

#### 4.5.4 Uitwisselbare basische kationen, kationuitwisselingscapaciteit en bodemzuurgraad

De zuurgraad van de bodem ( $\text{pH}_{\text{KCl}}$ ) wordt in verband gebracht met de basische kationen in de bodem. Daartoe wordt gekeken naar de relatie tussen calcium totaal ( $\text{Ca}_{\text{tot}}$ ) en  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  en de relatie tussen de som van basische kationen die zijn geadsorbeerd aan het kationenadsorbtiecomplex en de  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ . De kationuitwisselingscapaciteit wordt in verband gebracht met de toestand van het veen.



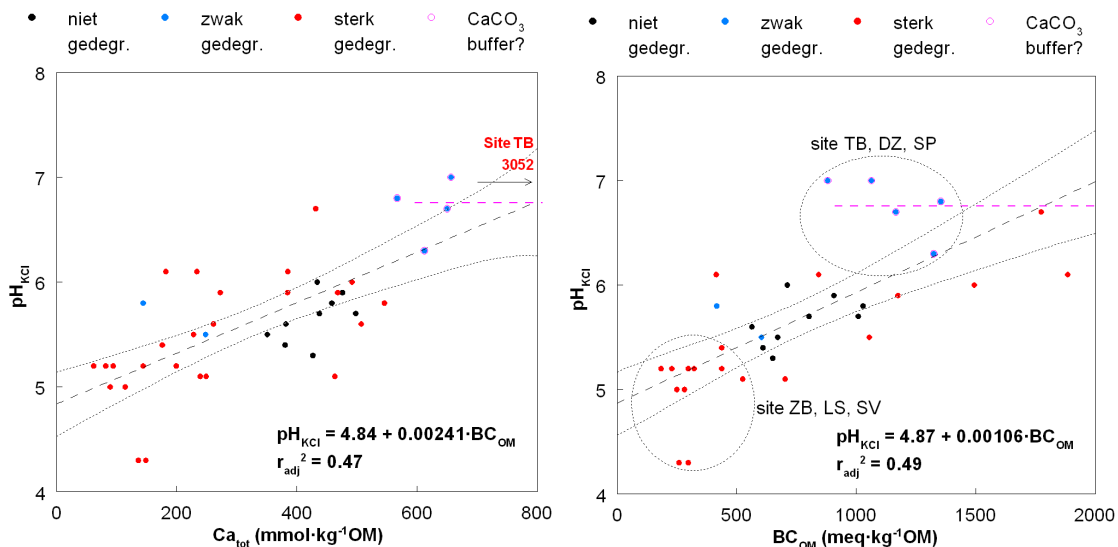
Figuur 32: Fracties van basische kationen geadsorbeerd ( $\text{BC}_{\text{exch}}$ ), in mineralen ( $\text{BC}_{\text{min}}$ ) en in het bodemvocht ( $\text{BC}_{\text{bodemvocht}}$ ).

In figuur 33 is de relatie tussen  $\text{Ca}_{\text{tot}}$  met  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  en de relatie van  $\text{BC}_{\text{OM}}$  met  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  weergegeven. Voor beide is een lineaire regressie bepaald. Bij de regressie van  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  op  $\text{Ca}_{\text{tot}}$  is de meting van site TB weggelaten. Deze meting is een outlier door de aanwezigheid van veel kalk (zie paragraaf 4.1.2). Voor regressie van  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  op  $\text{BC}_{\text{OM}}$  zijn alle metingen gebruikt. Beide regressies (zwarte stippellijn in figuur 33) hebben vrijwel een soortgelijke relatie en matig hoge verklaarde variantie. Reden hier voor in alle sites met uitzondering van site TB een groot deel  $\text{Ca}_{\text{tot}}$  bestaat uit de som van uitwisselbare basische kationen en de uitwisselbare basische kationen vooral uit calcium bestaan (zie paragraaf 4.5.3). Beide relaties worden dus vooral bepaald door kationuitwisseling. De relatie tussen  $\text{Ca}_{\text{tot}}$  en  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  is in het bereik van 0 tot  $600 \text{ mmol} \cdot \text{kg}^{-1}$  positief lineair. In dit bereik treedt zuurgraadbuffering op door kationuitwisseling. Boven een bepaalde grenswaarde van  $\text{Ca}_{\text{tot}}$  is de relatie tussen  $\text{Ca}_{\text{tot}}$  en  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  vlak en wordt de pH buffering bepaald door kalk. De  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  van de kalkrijke site TB ligt even hoog

(7,0) als die van de sites met de hoogste  $pH_{KCl}$ . Niet ver verwijderd van  $Ca_{tot} = 600 \text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$  zal de relatie snel afvlakken tot een horizontale lijn (roze stippellijn in figuur 33). Omdat mogelijk bij de sites DZ en SP kalkbuffering optreedt, kan de grenswaarde voor de afvlakking bij  $Ca_{tot} = 600\text{-}650 \text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$  liggen.

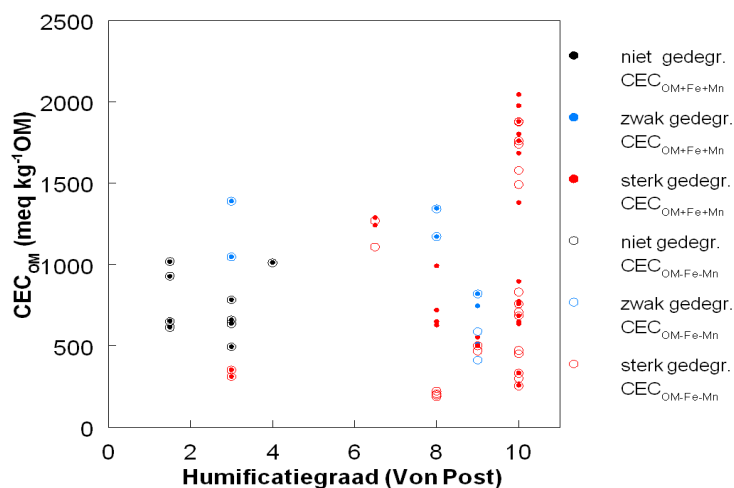
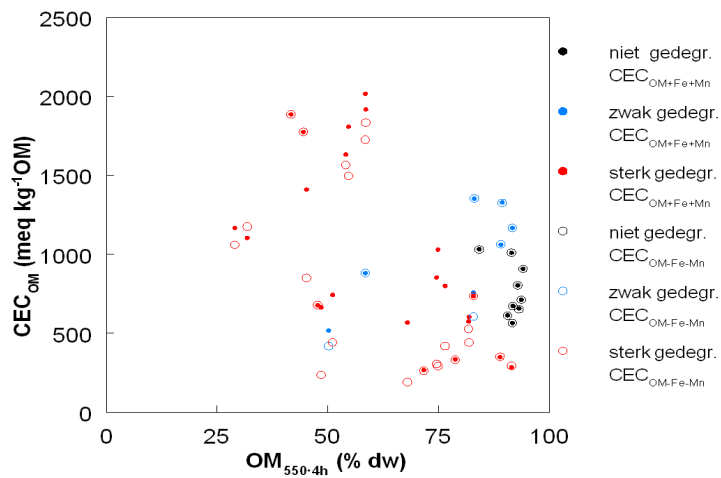
De lineaire regressie tussen  $BC_{OM}$  en  $pH_{KCl}$  lijkt op te gaan in het bereik  $BC_{OM} < 1500\text{-}2000 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$  en  $pH_{KCl} < 6,7$ . Binnen dit bereik is buffering door het adsorbtielcomplex werkzaam. De locaties waar zeker (site TB) en mogelijk (sites DZ en SP) kalkbuffering optreedt, vallen echter samen met dit bereik. De meeste van de metingen van die sites ligt ver buiten het 95 %-interval boven de regressielijn. In het bereik tussen  $BC_{OM} = 880\text{-}2000 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$  kan komen dus zowel sites voor met kalkbuffering als sites met buffering door het adsorbtielcomplex.

De gemiddelde waarden van  $CEC_{+Fe+Mn}$  en  $CEC_{-Fe-Mn}$  zijn hoog (resp. 646 en 571  $\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) het geen te verwachten is omdat in veenbodems de grote hoeveelheid organisch stof zorgt voor een hoge CEC. De spreiding van de variabelen is echter groot (resp. 200-1200 en 100-1200  $\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) en die vertoont hetzelfde patroon als hieronder voor  $BC_{OM}$  wordt besproken. De waarden van  $CEC_{OM}$  en  $BC_{OM}$  zijn voor de meeste sites vrijwel gelijk omdat  $H_{exch}$ ,  $Al_{exch}$  en  $Mn_{exch}$  meestal zeer laag zijn en  $Fe_{exch}$  vaak een zeer lage en deels een matige waarde heeft. De waarden van  $CEC_{OM+Fe+Mn}$  en  $CEC_{OM-Fe-Mn}$  (resp. 300-2000 en 200-1900  $\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$ ) zijn in deze dataset laag ten opzichte van basenrijke ecosystemen met een minerale bodem (Schachtschabel et al. 1989). Minerale basenrijke bodems hebben  $BC_{OM} > 1200 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$ . Een bovengrens is 3000  $\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$  bij pH van 8,2 omdat deze waarde de maximale CEC van organisch materiaal is in goed verteerde humus van minerale bodems (Schachtschabel et al. 1989; Van Wesemael 1992).



*Figuur 33: Links: de relatie tussen totaal calcium ( $Ca_{tot}$ ) en  $pH_{KCl}$ . Rechts: de relatie tussen basische kationen per onorganisch stof ( $BC_{OM}$ ) en  $pH_{KCl}$ . De zwarte grove stippellijn is de lineaire regressielijn en de zwarte fijn gestippelde lijnen geven het 0,05 en 0,95 betrouwbaarheidsintervallen van de regressielijn aan. De roze gestippelde lijn geeft de veronderstelde relatie voor kalkbufferde sites. Deze relatie zet zich in de rechter richting voort.*

Een verklaring voor de lage  $BC_{OM}$ -waarden kan het volgende zijn. Het organisch materiaal van veenbodems heeft een lage kationadsorbtiecapaciteit per hoeveelheid organisch stof ( $CEC_{OM}$ ). Het is bekend van terrestrische minerale bodems dat slecht-verteerde humus een lagere  $CEC_{OM}$  heeft dan goed verteerde humus (ca.  $1500 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$  (Schachtschabel et al. 1989; Van Wesemael 1992)). Een lage  $CEC_{OM}$  zou dan verwacht worden weinig veraard veen. In sterk veraard veen zou juist een hoge  $CEC_{OM}$  en in geval van een hoge basenverzadiging ook een hoge  $BC_{OM}$  rond de  $3000 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$  worden verwacht. Figuur 34 geeft de relatie tussen organisch stofgehalte en  $CEC_{OM}$  en de relatie tussen de humificatiegraad en  $CEC_{OM}$ .  $CEC_{OM}$  is daar bij berekend als som van alle bepaalde uitwisselbare kationen ( $CEC_{OM+Fe+Mn}$ ) en als som van de uitwisselbare kation met uitsluiting van uitwisselbaar Fe en Mn ( $CEC_{OM-Fe-Mn}$ ). De niet en zwak gedegradereerde sites hebben een intermediair bereik van  $CEC_{OM}$  ( $500\text{-}1400 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$ ).  $CEC_{OM+Fe+Mn}$  en  $CEC_{OM-Fe-Mn}$  verschillen hier niet of nauwelijks. De sterk gedegradereerde sites hebben een grotere range van  $CEC_{OM}$  ( $200\text{-}2100 \text{ meq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{OM}$ ). Bij veel van deze sites is ook  $CEC_{OM+Fe+Mn}$  aanzienlijk hoger dan  $CEC_{OM-Fe-Mn}$ . Het verband tussen humificatiegraad Von Post en  $CEC_{OM}$  is slecht (voor  $CEC_{OM+Fe+Mn}$   $r^2 = 0,07$  en voor  $CEC_{OM-Fe-Mn}$   $r^2 = 0,01$ ). De vraag is dus of de mate waarin veen gehumificeerd sterk bepalend is voor  $CEC_{OM}$ . Niet gedegradereerde referentielocaties met een lage humificatiegraad ( $\leq H4$ ) hebben meestal een lage waarde. Hier zou de lage humificatiegraad de oorzaak kunnen zijn voor een relatief lage  $CEC_{OM}$ . Voor de zwak gedegradereerde sites geldt dat ook dat de  $CEC_{OM}$  laag is maar de humificatiegraad varieert sterk. Bij een deel van de sterk gedegradereerde sites met een hoge humificatiegraad heeft een  $CEC_{OM}$  die duidelijk boven die van de niet en zwak gedegradereerde sites ligt. De sterke veraarding kan hier gezorgd hebben voor een hoge  $CEC_{OM}$ . Gedegradereerde locaties met zeer recente veenvorming of humusvorming (site SV en LS) hebben juist weer een extreem lage  $CEC_{OM}$  hebben. Gedegradereerde sites met sterk veraard veen ( $>H8$ ) variëren verder juist sterk van een zeer lage tot hoge  $CEC_{OM}$ . Geconcludeerd kan worden dat sterk gedegradereerde veenbodems zeer variabel zijn in de kationadsorbtiecapaciteit van het organisch stof.



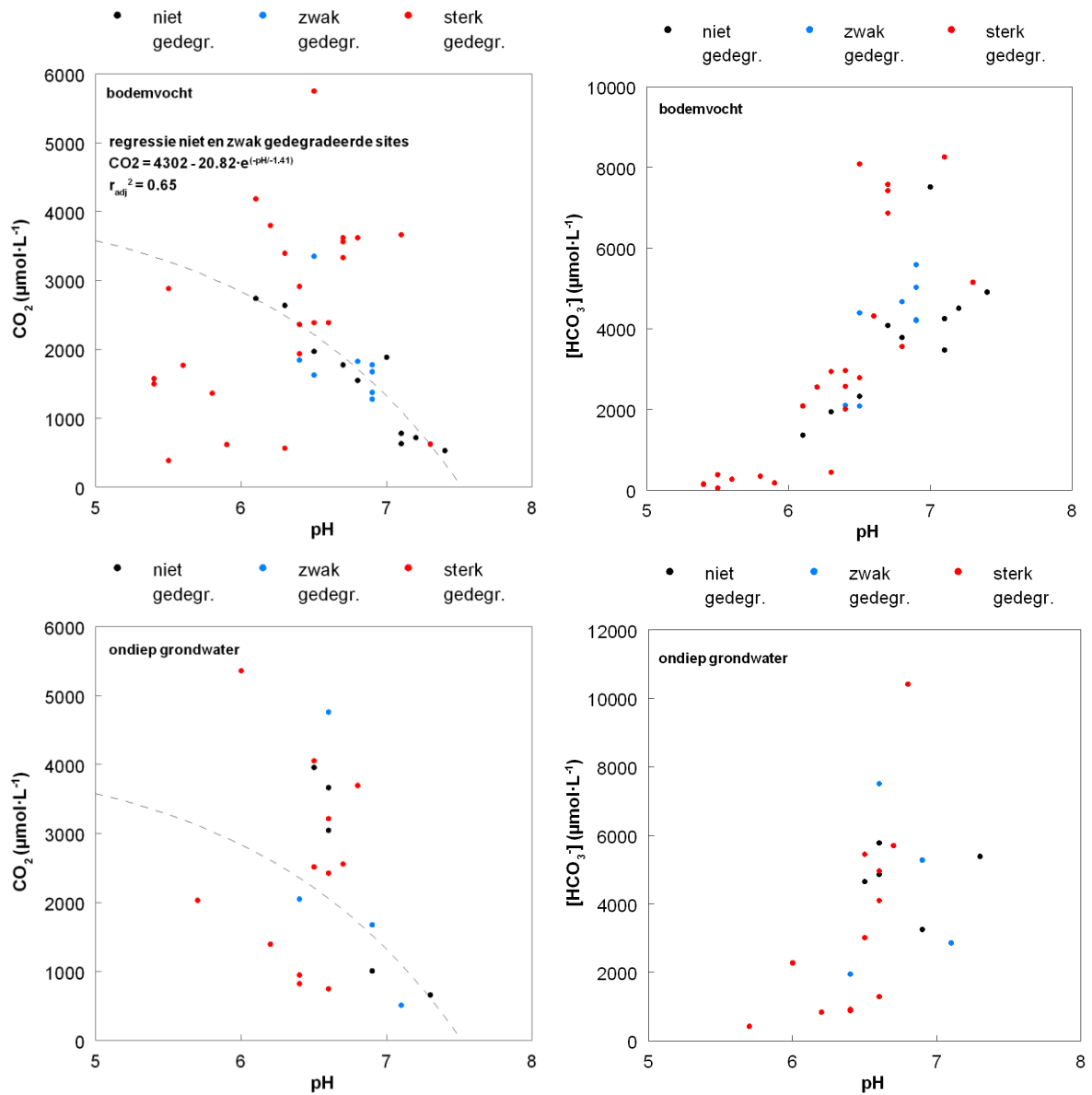
Figuur 34: Boven: de relatie tussen organisch stofgehalte ( $OM_{550.4h}$ ) en de hoeveelheid basische kationen per organisch stof ( $CEC_{OM}$ ). Onder: de relatie tussen de humificatiegraad Von Post en  $CEC_{OM}$ . Bij  $CEC_{OM+Fe+Mn}$  is de CEC uitgerekend als de som van alle uitwisselbare kationen inclusief Fe en Mn en bij  $CEC_{OM-Fe-Mn}$  is de CEC uitgerekend als de som van de uitwisselbare kationen met uitsluiting van Fe en Mn.

#### 4.5.5 Samenhang pH, $CO_2$ en $HCO_3$ in bodemvocht

Figuur 35 geeft de relatie tussen pH en  $CO_2$  in het bodemvocht. Voor de niet en zwak gedegradeerde sites bestaat een duidelijk negatief verband. De pH en  $CO_2$  zijn hier in een gesloten systeem in evenwicht (de bodemtoplaag is waterverzadigd en opgelost  $CO_2$ -gas kan niet goed ontsnappen naar de atmosfeer). Van de sterk gedegradeerde sites ligt slechts een klein deel van de monsters dicht bij de regressielijn. Er is een groep sterk gedegradeerde

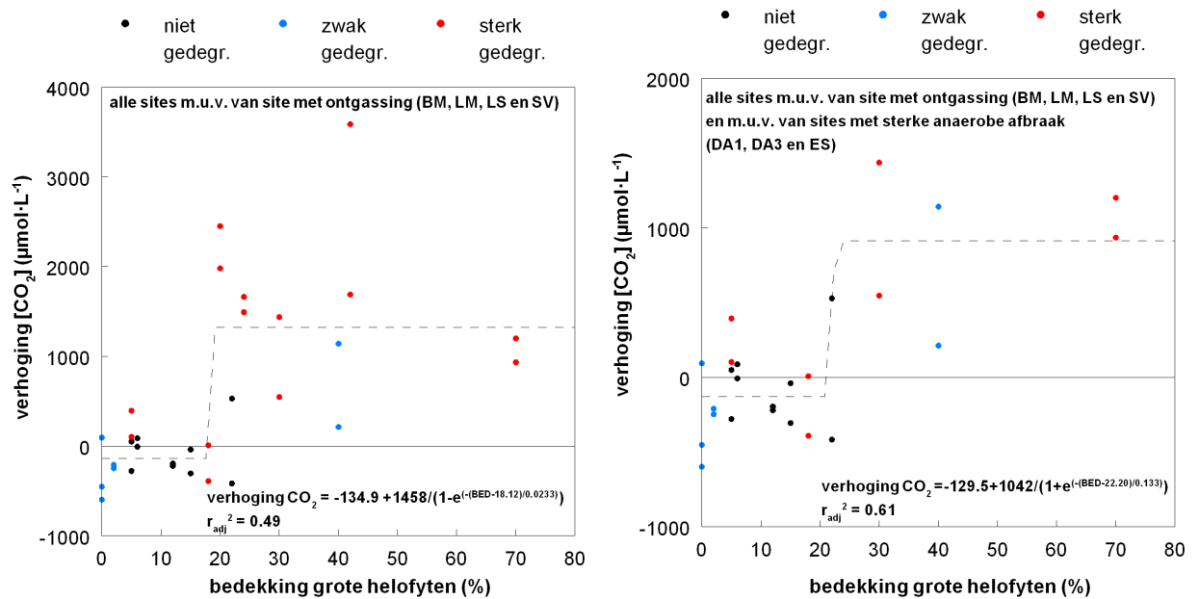
sites die links onder de regressielijn ligt. Dit zijn de sites BM, LM, LS, en SV met een relatief lage pH en waar het CO<sub>2</sub>-gehalte laag is. Het CO<sub>2</sub>-gehalte van het bodemvocht kan hier laag zijn bij een relatief lage pH door ontgassing. Het betreft hier relatief droge locaties waar de grondwaterstand tijdens de bemonstering onder maaiveld stond (open systeem). Er is ook een groep sterk gedegradeerde sites met een intermediaire pH en een hoog CO<sub>2</sub>-gehalte boven de regressielijn. Dit betreft de sites DA1, DA2, DA3, ES en ZB1. Mogelijk is het CO<sub>2</sub>-gehalte hier hoog door afbraak van organisch materiaal of door CO<sub>2</sub>-afgifte door plantenwortels. Door de waterverzadiging van de toplaag op deze sites kan de CO<sub>2</sub> in het bodemvocht moeilijk ontwijken. Tussen pH en HCO<sub>3</sub> bestaat een vrij sterke positieve verband. De niet gedegradeerde sites hebben een relatief hoge pH en variëren sterk in HCO<sub>3</sub>. Een monster van een niet gedegradeerde site (van site BZ1) heeft een zeer hoog HCO<sub>3</sub>-gehalte. De zwak gedegradeerde sites hebben ongeveer hetzelfde bereik. De sterk gedegradeerde sites hebben een wijdere range. Er zijn relatief zure sites met een laag HCO<sub>3</sub>-gehalte (sites BM, LM, LS, en SV). De monsters van de site BM kunnen een lage pH en HCO<sub>3</sub>-gehalte hebben door oxidatie van sulfiden. De opvallend hoge SO<sub>4</sub>-gehalten in het bodemvocht van site BM duiden hier op. De sterk gedegradeerde sites hebben een zeer hoog HCO<sub>3</sub>-gehalte (site DA1, DA3 en een monster van ES).

De boven geconstateerde verhoging van CO<sub>2</sub> op de sites DA1, DA2, DA3, ES en ZB1 kan ook samenhangen met de aanwezigheid van helofyten. Helofyten transporteren via het luchtweefsel van hun stengels en wortels zuurstof naar de bodem. Vooral helofyten met dikke stengels en wortels die hol zijn of veel aerenchym bevatten en die een hoge bedekking hebben, dragen sterk bij aan dit zuurstoftransport. In de vegetatie van de onderzochte sites zijn dat de soorten *Equisetum fluviatile* (Holpijp), *Carex rostrata* (Snavelzegge) en *Menyanthes trifoliata* (Waterdrieblad). Deze soorten hebben op diverse sterk gedegradeerde sites een hoge bedekking. In figuur 36 is de CO<sub>2</sub>-verhoging uitgezet tegen de som van de bedekking van deze drie soorten. De CO<sub>2</sub>-verhoging is daarbij uitgerekend als het verschil tussen het CO<sub>2</sub>-gehalte van het bodemvocht en het CO<sub>2</sub>-gehalte volgens de regressievergelijking van CO<sub>2</sub> op pH voor de niet en zwak gedegradeerde sites (zie grafiek linksboven in figuur 35). De sites met een uitgedroogde toplaag tijdens de bemonstering (BM, SV, LS en LM) zijn wegens ontgassing van CO<sub>2</sub> buiten beschouwing gelaten. Wanneer de drie helofyten een bedekking hebben van meer dan 20 % is het CO<sub>2</sub>-gehalte in het bodemvocht verhoogd met ca. 1000 µmol·L<sup>-1</sup>. Bij lagere bedekkingen zit de CO<sub>2</sub>-verhoging van de meeste sites rond 0 of daaronder. Dit patroon is redelijk goed te beschrijven met een sigmoïde-relatie met een steil verloop van de CO<sub>2</sub>-verhoging bij een bedekking rond de 20%. De sigmoïde-relatie is beter wanneer sites met sterk een zeer hoge HCO<sub>3</sub>-concentratie (DA1, DA3 en ES) buiten beschouwing worden gelaten. De CO<sub>2</sub>-verhoging treedt vooral op enkele sterk gedegradeerde, ijzerrijke sites (ZB1, DA1, DA2, DA3). Op de zwak gedegradeerde referentiesite DZ en de niet gedegradeerde referentiesite BZ1 heeft één van de twee monsters een verhoogd CO<sub>2</sub>-gehalte. Dit gaat daar ook samen met een hoge bedekking van relatief grote helofyten (door respectievelijk *Carex rostrata* en *Menyanthes trifoliata*).



Figuur 35: Boven: de relatie van  $CO_2$  (linksboven) en  $HCO_3^-$  (rechtsboven) met de pH in het bodemvocht. Onder: dezelfde variabelen voor in het ondiepe grondwater. Hierin staan de regressielijnen uit de bovenste grafieken van het bodemvocht.





Figuur 36: De CO<sub>2</sub>-verhoging tegen de bedekking van helofyten met veel luchtweefsel (*Equisetum fluviatile*, *Carex rostrata* en *Menyanthes trifoliata*).

De samenhang tussen pH en CO<sub>2</sub> in het ondiepe grondwater (figuur 35) vertoont een sterk afwijkend patroon t.o.v. het bodemvocht. Allereerst zijn er minder sites met een lage pH. De meeste sites die relatief zuur zijn in de toplaag zijn op enige diepte beter gebufferd en komen verspreid in de grafiek voor. De niet gedegradeerde referentiesites vertonen meer spreiding waarbij bij intermediaire pH's ook hoge CO<sub>2</sub>-gehalten voorkomen die vergelijkbaar zijn met een aantal sterk gedegradeerde sites. Het patroon van pH en HCO<sub>3</sub> wijkt voor het ondiepe grondwater minder sterk af van dat van het bodemvocht. Grosso mode lijken deze vrij sterk op elkaar. Een verschil is dat sites met een relatief zure toplaag in het ondiepe grondwater een relatief hoog HCO<sub>3</sub>-gehalte kunnen hebben. De sterk gedegradeerde sites DA1 en DA3 hebben bij een intermediaire pH nog steeds een hoge HCO<sub>3</sub>-gehalte, maar de waarden zijn minder extreem dan in het bodemvocht. De site ES heeft juist wel nog een extreem hoog HCO<sub>3</sub>-gehalte. De zwak gedegradeerde site TB heeft ook een hoog HCO<sub>3</sub>-gehalte.

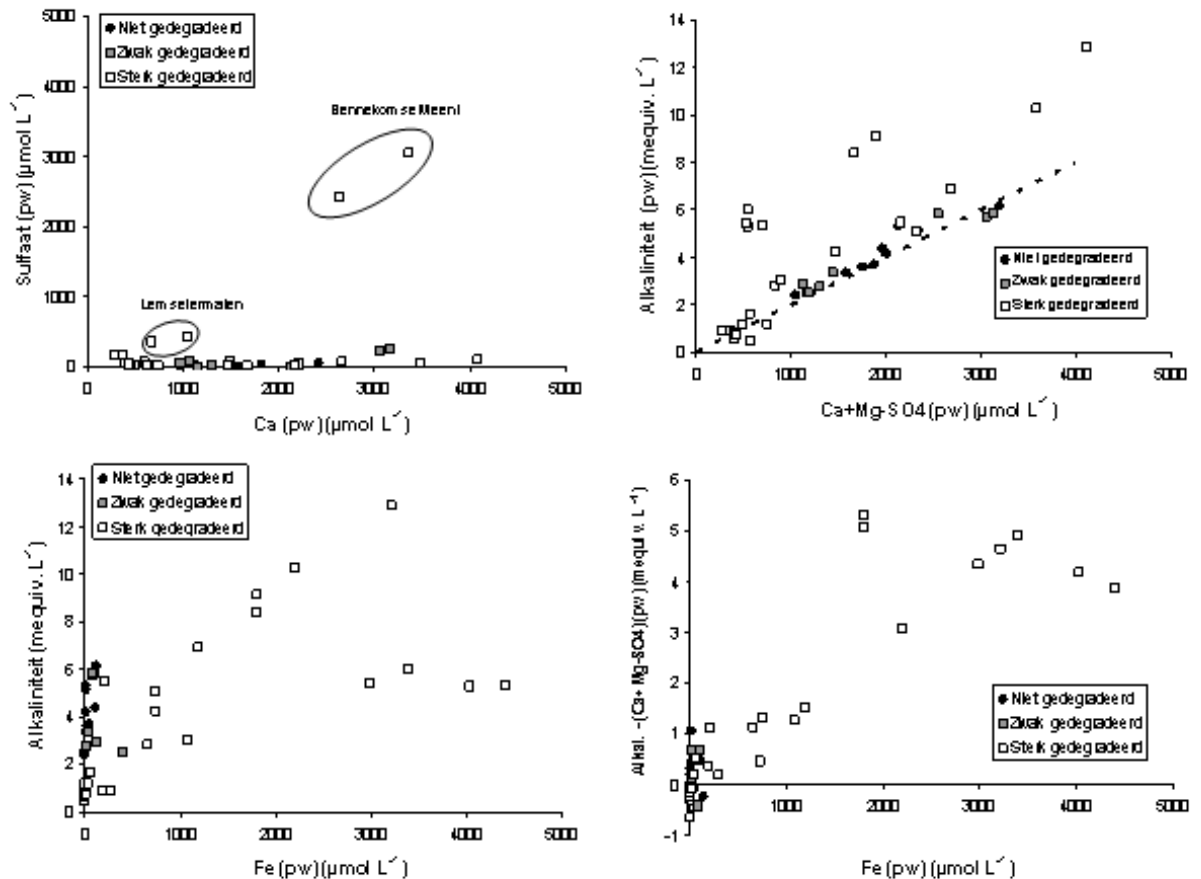
#### 4.5.6 Een mogelijke sleutelrol voor ijzer

In figuur 38 zien we dat voor een tweetal sites, Benekomse Meent (BM) en Lemselermaten (LM) er verhoogde sulfaatconcentraties worden gemeten in het porievocht van de bodems. Deze sulfaatconcentratie vertonen een correlatie met de calciumconcentratie. Voor deze bodems (die tijdens het veldwerk ook als droog werden omschreven) is er zeer waarschijnlijk sprake van de oxidatie van ijzersulfide. Hierbij wordt gereduceerd zwavel door zuurstof geoxideerd tot sulfaat en gereduceerd ijzer tot geoxideerd ijzer. Dit proces is zuurgenererend. Het geproduceerde zuur wisselt uit met kationen van het adsorptiecomplex waardoor ook calcium (en/of magnesium) vrijkomt. Als we de calcium- en magnesiumconcentratie van het porievocht corrigeren door er de gemeten sulfaatconcentratie van af te trekken dan vinden we voor de referentiesites een goed verband met de alkaliniteit van het porievocht. We zien dat we op millimol-niveau, bij benadering tweemaal zoveel alkaliniteit als calcium+magnesium meten (de stippellijn in figuur 38). Dit

laat zien dat de calcium- en magnesiumconcentratie van het porievocht in evenwicht is met bicarbonaat zoals je dat op grond van het oplossen van calcium(magnesium)carbonaat zou verwachten.

Bicarbonaat is een van belangrijkste zuurbufferende stoffen in de natuur. Voor de gedegradeerde bodems zien we dat er voor een deel van de bodems een (veel) hogere alkaliniteit wordt gemeten dan we op grond van de calcium en magnesiumconcentraties zouden verwachten. We zien dat voor de gedegradeerde bodems de alkaliniteit sterk toeneemt met een toenemende ijzerconcentratie van het porievocht. IJzerreductie lijkt hier dus in belangrijke mate bij te dragen aan de buffercapaciteit van het porievocht. Juist de ijzerrijke herstelllocaties hebben ook pH-profielen met een omgekeerde stratificatie (bovenin een hogere pH dan onderin; zie paragraaf 4.1.1 en figuur 4). Dit patroon duidt er op vooral in de toplaag ijzerreductie en daardoor alkalinisering optreedt.

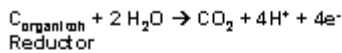
IJzer kan in belangrijke mate bijdragen aan de afbraak van organisch materiaal onder anaerobe condities (figuur 19) (Weber et al. 2006; Küsel et al. 2008). Dit kan in principe alleen wanneer er geoxideerd ijzer (Fe(III)) in de bodem aanwezig is dat kan worden gereduceerd. Verdroging leidt tot de oxidatie van gereduceerd ijzer waarbij ijzer(II) onder invloed van zuurstof wordt geoxideerd tot ijzer(III). IJzer (III) is relatief slecht oplosbaar maar kan in colloïdale vorm of geadsorbeerd aan humuszuren toch mobiel zijn in organische bodems. Na vernatting of in anaerobe niches in de bodem kan het geoxideerde ijzer weer worden gereduceerd tot Fe(II). Bij de reductie van Fe(III) wordt organische materiaal afgebroken tot CO<sub>2</sub> en bicarbonaat. IJzer (II) is relatief goed oplosbaar en een deel van het gereduceerde ijzer blijft in oplossing als Fe<sup>2+</sup> of in colloïdale vorm. Een klein deel kan ook geadsorbeerd aan humuszuren in oplossing blijven. Een deel van het Fe(II) zal ook als ijzer(hydr)oxide neerslaan in de bodem. Ook de hydroxyl groepen van de eventuele colloïdale ijzer(hydr)oxiden reageren bij de bepaling van de alkaliniteit met zuur waardoor ze zuurbufferend werken. Uit onze analyses kunnen we niet vaststellen of de buffercapaciteit wordt veroorzaakt door in colloïdale vorm aanwezige ijzerhydroxiden of door een verhoogde concentratie bicarbonaat.



*Figuur 38: Relatie tussen ionenconcentraties en de som van verschillende ionenconcentraties in het poriewater van de onderzochte venen poriewater. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de niet gedegradieerde, de zwak gedegradieerde en de sterk gedegradieerde sites.*

Veel van de gedegradieerde sites hebben een ijzerrijke veenbodem. Vermoedelijk zijn deze ijzerrijke veenbodems erg gevoelig voor wisselende waterstanden. Bij droogval wordt gereduceerd ijzer geoxideerd en zal er tevens veenafbraak plaatsvinden door aerobe micro-organismen. Deze afbraak gaat meestal tweemaal zo snel dan onder natte, anaerobe omstandigheden, tenzij de bodem verzuurt. Als er vervolgens vernatting optreedt vindt er (anaerobe) afbraak van organisch materiaal plaats door ijzerreducerende bacteriën. Afwisselend natte en droge omstandigheden kunnen dus leiden tot een sterke toename van de afbraak, vooral in ijzerrijke bodems. Ook planten brengen, zoals hierboven beschreven, met hun wortels zuurstof in de bodem waardoor ijzer in de wortelzone wordt geoxideerd. De gevonden relatie tussen bedekking van grote helofyten en verhoogde  $\text{CO}_2$ -gehalten in het bodemvocht kan hier op duiden (zie paragraaf 4.5.5 en figuur 36). Vooral in veenbodems kan complexering met humuszuren en zeer fijne organische deeltjes, er voor zorgen dat het geoxideerde ijzer deels weer in de anaerobe zone terecht komt waar het organisch materiaal kan afbreken. In de sterk veraarde bodems van de ijzerrijke herstelsites (zie paragraaf 4.1.1) is het veen afgebroken tot zeer fijne deeltjes. Daarnaast zijn er aanwijzingen dat de oxidatie van gereduceerd ijzer de fenoloxidase activiteit kan stimuleren in anaerobe bodems waardoor de afbraak van organisch materiaal wordt gestimuleerd (Van Bodegom et al. 2005).

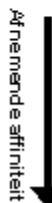
Afbraak van organisch materiaal:



Electronen kunnen niet vrij voorkomen in de natuur. Deze reactie kan dus alleen verlopen indien er tegelijkertijd een reactie plaatsvindt waarbij de electronen worden geconsumeerd.

De oxidator wordt ook wel elektronenacceptor genoemd

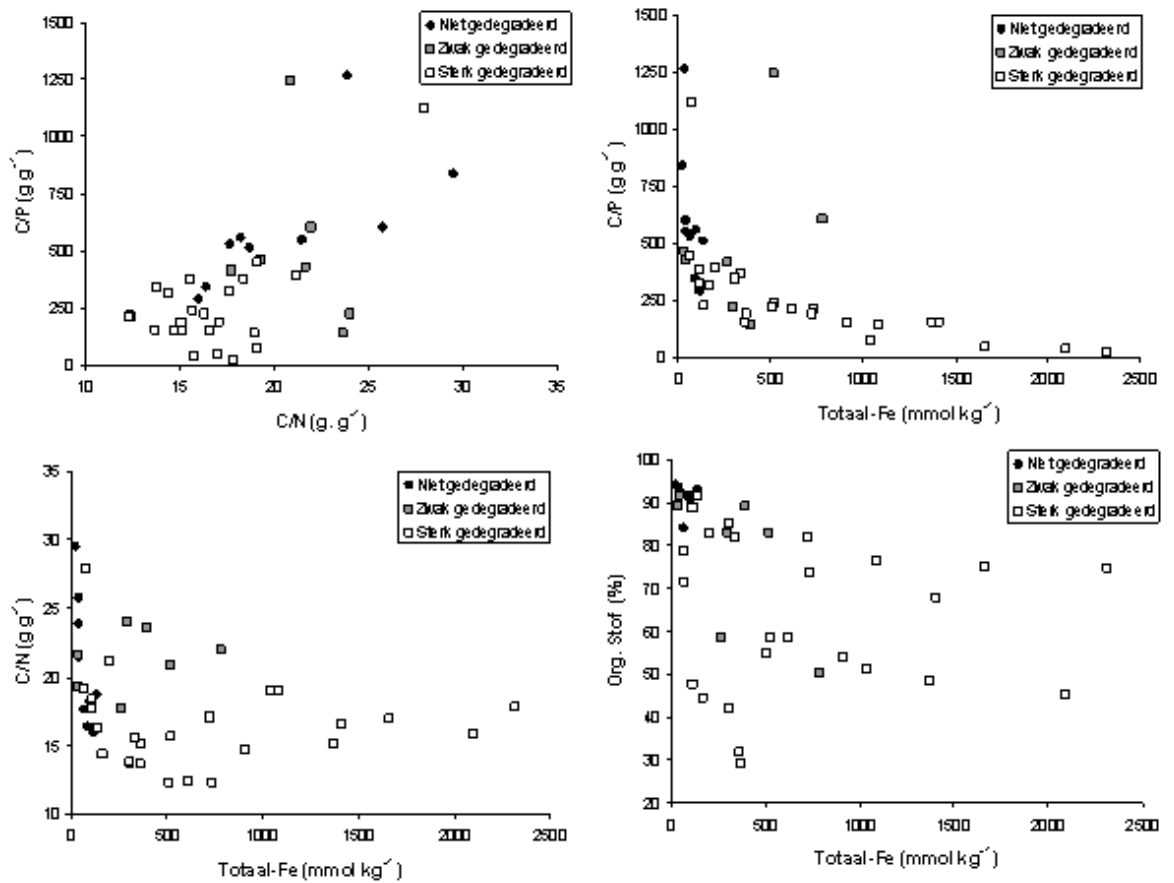
Oxidatoren (met een voorbeeld van een bijbehorende reactie):

Afnemende affiniteit 	Zuurstof:	$O_2 + 4 H^+ + 4 e^-$	->	$2 H_2O$
	Denitrificatie:	$2 NO_3^- + 12 H^+ + 10 e^-$	->	$N_2 + 6 H_2O$
	Nitraatreductie naar ammonium:	$NO_3^- + 10 H^+ + 8 e^-$	->	$NH_4^+ + 3 H_2O$
	Mangaanreductie:	$MnO_2 + 4 H^+ + 2 e^-$	->	$Mn^{2+} + 2 H_2O$
	Ijzereeductie:	$Fe(OH)_3 + 3 H^+ + e^-$	->	$Fe^{2+} + 3 H_2O$
	Sulfaatreductie:	$SO_4^{2-} + 8 H^+ + 8 e^-$	->	$S^{2-} + 4 H_2O$
	Methaanvorming:	$CO_2 + 8 H^+ + 8 e^-$	->	$CH_4 + 2 H_2O$

Figuur 40: Rol van elektronenacceptoren bij de afbraak van organisch materiaal.

De ijzerrijkdom zal door veenafbraak toenemen omdat een zelfde hoeveelheid ijzer nu in een geringer bodemvolume wordt geconcentreerd of door een geringere accumulatie van veen minder wordt verdund. Hetzelfde geldt in principe voor stikstof (ammonium) en fosfor. Voor fosfor geldt in ieder geval dat het zeer goed wordt vastgehouden in ijzerrijke bodems. De resultaten uit dit onderzoek laten zien dat misschien hetzelfde geldt voor ammonium. Beïnvloeding vanuit de (vroegere) landbouw (vermesting) kan leiden tot het verder opladen van de ijzerrijke bodems met in ieder geval fosfor (en mogelijk ammonium). Verder zal in de ijzerrijke bodems onder natte condities ijzertoxiciteit een belangrijke rol spelen in de vegetatieontwikkeling omdat de concentraties opgelost ijzer in het porievocht zeer hoog kunnen oplopen. De vegetatie moet dus eerst met het ijzer zien om te gaan, voordat deze door de beschikbaarheid van nutriënten bepaald wordt. Een matige productie van de vegetatie hoeft daarom niet een gevolg te zijn van een beperkte nutriëntenbeschikbaarheid maar kan het gevolg zijn van een beperking van de biomassa-productie door ijzertoxiciteit.

Door de accumulatie van fosfor en stikstof in de bodems zal de C/N- en de C/P-ratio van de bodems dalen. Het is bekend dat de afbraak van organisch materiaal sneller verloopt wanneer de C/N en de C/P-ratio van de bodems afneemt, ondanks een hogere primaire productie. In figuur 20 zien we dat de C/N- en de C/P-ratio van de bodems gemiddelde lager zijn voor de gedegradeerde sites dan voor de referentiesites. Verder zien we dat de C/P- en C/N-ratio sterk toeneemt met een afnemende totaal-ijzer concentratie.

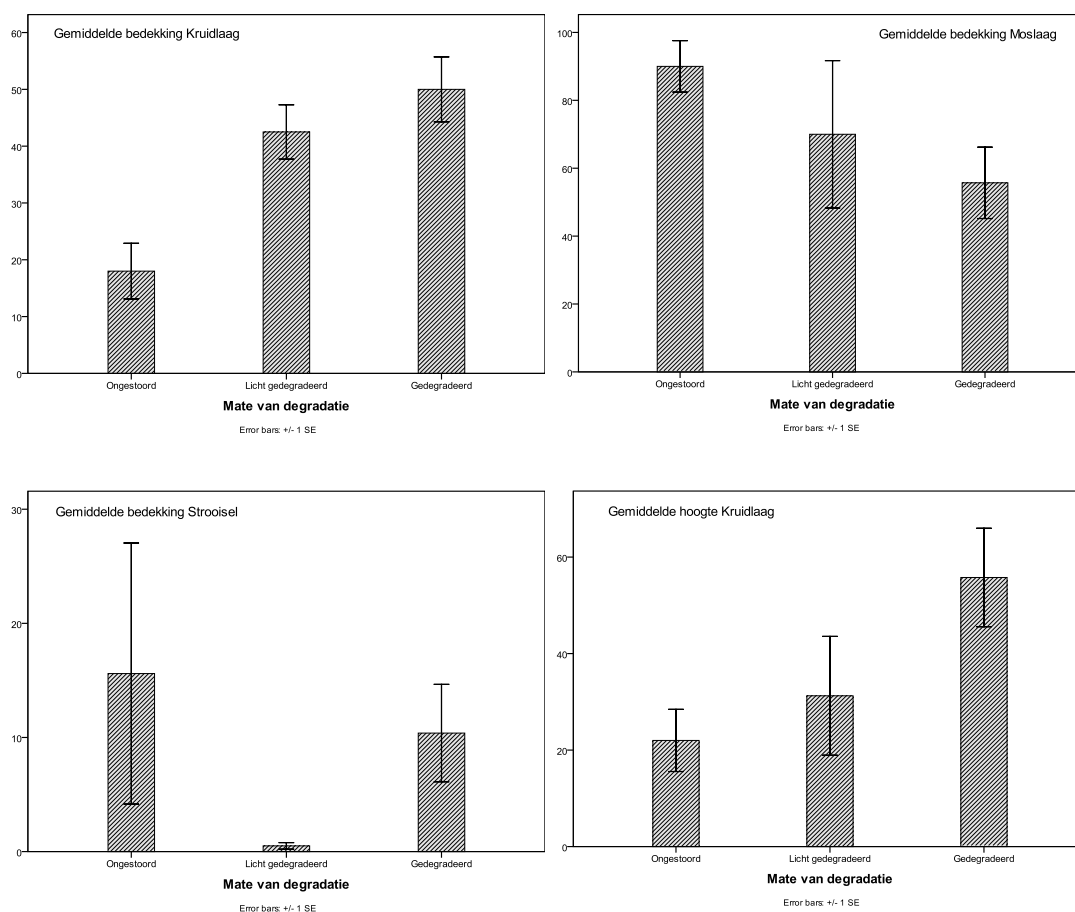


*Figuur 41: Relatie tussen de C/N en C/P ratio's en organisch stofgehalte van de bodems en de totaal-IJzerconcentratie van de onderzochte veenbodems. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de niet gedegradeerde, de zwak gedegradeerde en de sterk gedegradeerde sites.*

# 5 Vegetatie

## 5.1 Vegetatiestructuur

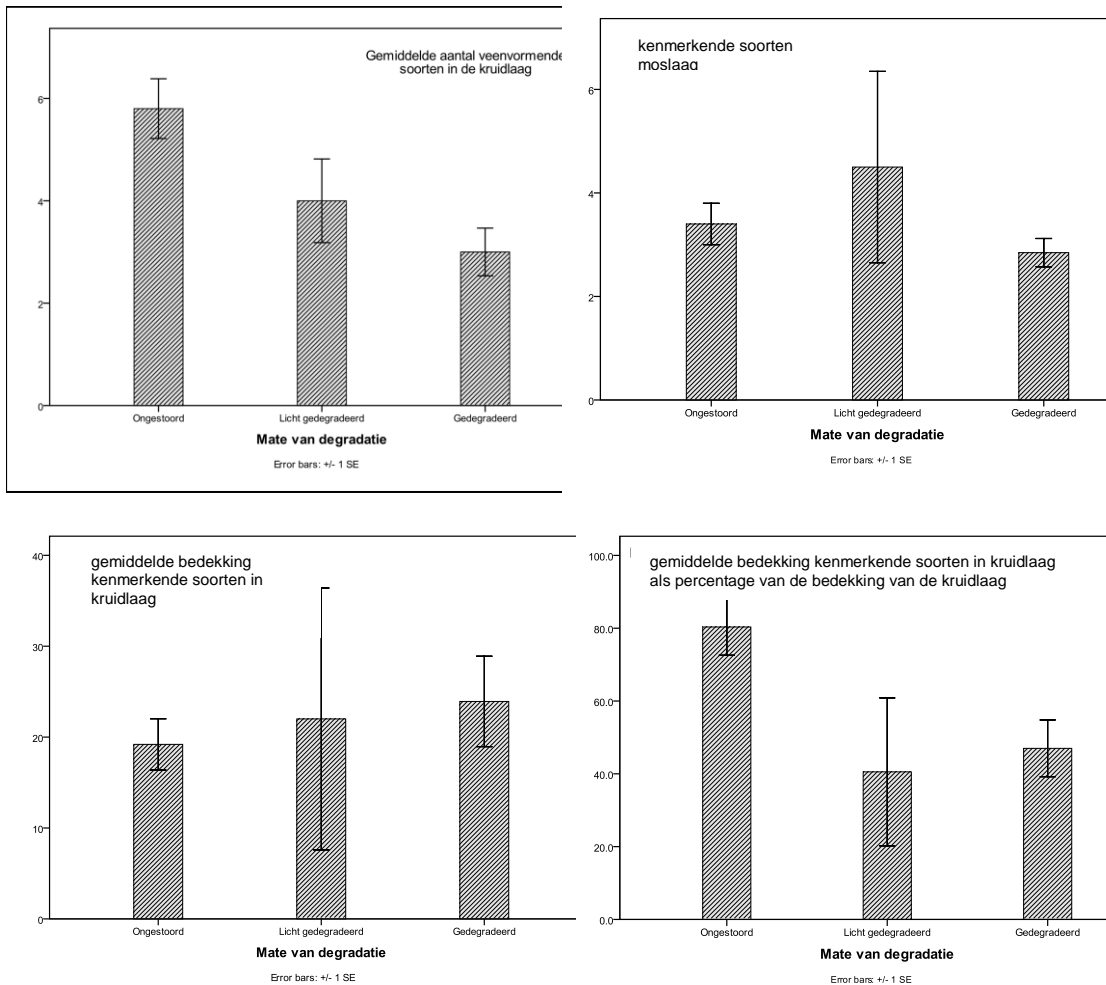
Diverse karakteristieken van de vegetatiestructuur staan aangegeven in onderstaande figuur, geclassificeerd volgens mate van bodemdegradatie en apart voor de kruid- en moslaag.



Figuur 42: Structuurkenmerken van de geselecteerde plots in relatie tot mate van bodemdegradatie.

Statistische analyse van de gehele dataset laat slechts een significant verschil zien tussen de verschillende degradatie-categorieën voor gemiddelde bedekking van de kruiden ( $F=6.01$ ,  $p<0.01$ ), waarbij de bedekking met

kruiden het laagste is op de ongestoorde bodems van de referentiesites en het hoogste op de herstellocaties met een soms sterk gestoorde bodem. Figuur 42 laat zien dat in de meeste gevallen de betreffende structuurkenmerken op de licht gedegradeerde standplaatsen intermediair zijn tussen de beide andere categorieën en daarnaast een grote variatie vertonen. Wanneer deze categorie wordt weggelaten in de analyse dan zijn er ook significante verschillen tussen de categorieën voor bedekking moslaag ( $F=3.70$ ,  $p=0.07$ ) en hoogte van de kruidlaag ( $F=3.86$ ,  $p=0.07$ ). Hierbij is de kruidlaag in de sterk gedegradeerde sites gemiddeld bijna drie maal zo hoog is als in de ongestoorde sites. Interessant is dat er geen verschillen zijn in bedekking strooisel tussen de categorieën.



*Figuur 43: Voorkomen van kenmerkende soorten in relatie tot mate van bodemdegradatie.*

### Interpretatie

De getoonde data laten duidelijk zien dat de bedekking en hoogte van de kruidlaag toeneemt met de mate van degradatie, terwijl de bedekking van moslaag het omgekeerde patroon vertoont. Hoewel niet gemeten kan dit niet anders dan betekenen dat de productiviteit van de gedegradeerde sites een stuk hoger ligt dan die van de ongestoorde referenties. Het gevolg hiervan is dat de hoeveelheid licht op de moslaag een stuk hoger zal zijn in de ongestoorde situatie en het is zeer waarschijnlijk dat dit ook zijn weerslag heeft op de productiviteit van deze laag. Onder constant natte omstandigheden is het waarschijnlijk dat daarmee ook de veenproductie

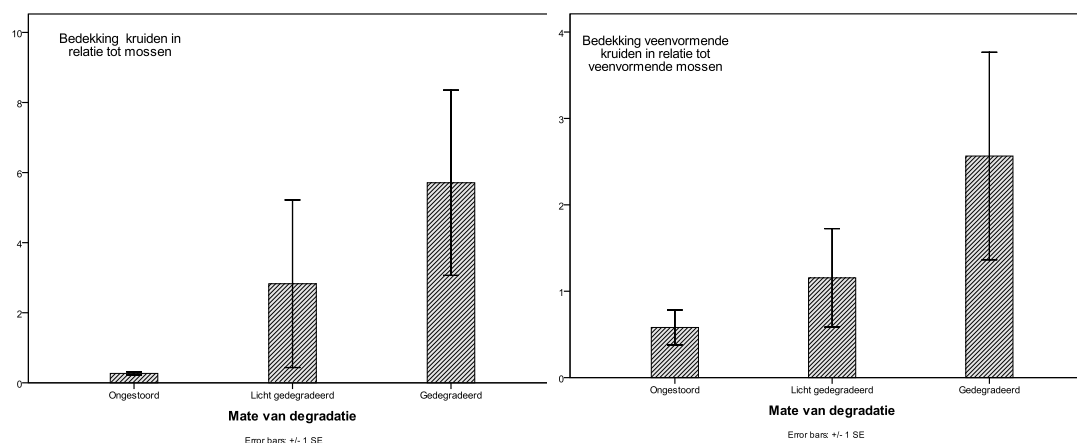
hoger is in de gedegradeerde systemen. Het feit dat er geen verschillen bestaan tussen de strooiselbedekking van ongestoorde en sterk gedegradeerde sites kan te maken hebben met beheer. De meeste ongestoorde sites worden niet gemaaid en kunnen daardoor ondanks een lage productie van de kruidlaag een vrij hoge strooisel bedekking hebben.

## 5.2 Voorkomen van kenmerkende plantensoorten

In figuur 43 staan per categorie van bodemdegradatie het voorkomen en de bedekking van kenmerkende kruiden en mossen aangegeven. Kenmerkende soorten zijn gebaseerd op het voorkomen van soorten in een referentieset van vegetatie-opnamen van veenvormende, mesotrafente plantengemeenschappen (data SBB). Bijlage V bevat de lijst van kenmerkende soorten.

Evenals bij de vegetatiestructuur vertoont ook in dit geval de intermediaire categorie voor vrijwel alle parameters de grootste variatie maar al dan niet weglaten van deze groep heeft zo goed als geen invloed op de verdere analyse. Het gemiddelde aantal kenmerkende soorten in de kruidlaag per opname is significant hoger ( $F=5.54$ ,  $p=0.01$ ) in de ongestoorde referentiesites dan in de beide andere categorieën. Dit is ook het geval voor het percentage van de totale bedekking aan kruiden dat bestaat uit kenmerkende soorten ( $F=2.92$ ,  $p=0.08$ ). In de referentiesites is dat bijna tweemaal zo veel als in de beide andere categorieën. De moslaag vertoont een wat ander gedrag. Met betrekking tot het aantal soorten is er geen significant verschil tussen de diverse degradatiestadia.

Wanneer gekeken wordt naar de verhouding tussen de bedekking van kruid- en moslaag tussen de diverse categorieën dan valt een interessant beeld op (figuur 44). Hoewel de verschillen tussen de categorieën door de grote variatie niet significant zijn, is de trend wel bijzonder opvallend, zowel wanneer gekeken wordt naar de totale bedekking van mos- en kruidlaag als wanneer alleen de kenmerkende soorten worden beschouwd. In beide gevallen is in de ongestoorde sites de bedekking van de moslaag veel hoger dan die van de kruidlaag, terwijl dat in de herstellocaties op gedegradeerde bodems precies omgekeerd is.



Figuur 44. Verhouding bedekking kruid- en moslaag.



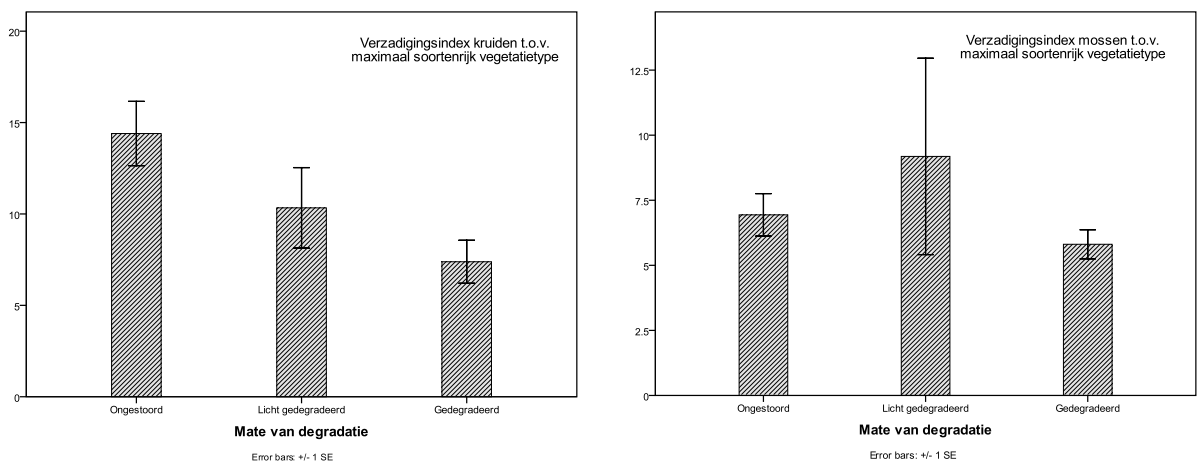
## Interpretatie

Het voorgaande wijst er op dat in de herstellocaties met betrekking tot de hogere planten zowel qua vegetatiestructuur als ook qua voorkomen en bedekking van kenmerkende soorten van veenvormende doelvegetatietypen vaak sprake is van een verstoorde situatie. Hierbij is er, ook in de zwak gedegradeerde situaties, in de bedekking van kruidlaag veel hoger dan in ongestoorde situaties.

## 5.3 Voorkomen kenmerkende plantensoorten

In figuur 45 wordt het voorkomen van karakteristieke planten- en mossoorten van mesotrofe veenvormende begroeiingen (*Caricion davallianae*, *Caricion lasiocarpae*) (zie bijlage V) in de vegetatieopnames aangegeven als zgn. verzadigingsindex ten opzichte van de totale soortensamenstelling van de genoemde vegetatietypen. Statistische analyse laat zien dat er alleen in het geval van de kruidlaag sprake is van een significant verschil tussen de verschillende categorieën ( $F=5.12$ ,  $p=0.02$ ) waarbij er –zoals verwacht– in de referentiesystemen sprake is van de hoogste verzadiging ten opzichte van de maximale soortenrijkdom. Merk overigens op dat deze verzadiging ook in het geval van goed ontwikkelde referentie-vegetaties nog steeds bijzonder laag is.

In het geval van de moslaag zijn er geen significante verschillen tussen de diverse groepen, ook niet wanneer alleen de opnames op sterk gedegradeerde bodems worden vergeleken met die op ongestoorde standplaatsen. Hier zijn de verzadigingsindexen overigens nog lager dan in het geval van de kruidlaag.

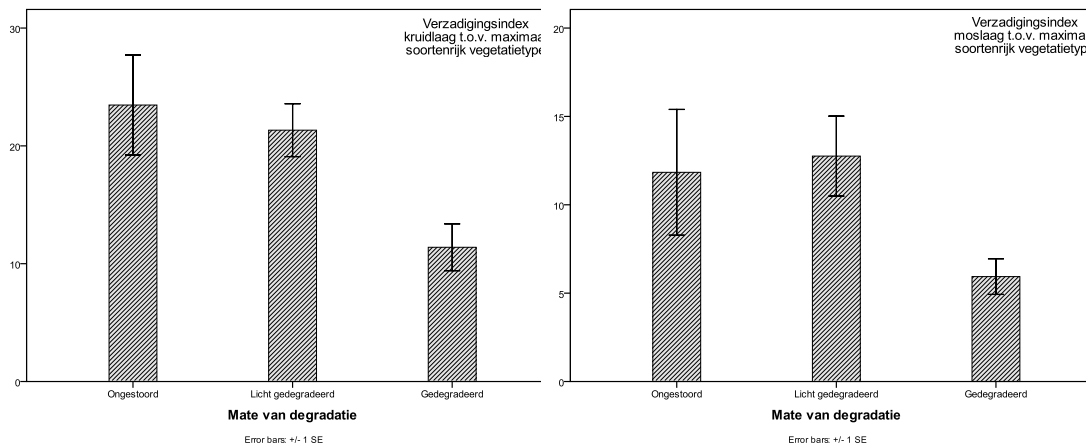


Figuur 45: Verzadigingsindex kruidlaag en moslaag op het niveau van de opname van 5\*5 m<sup>2</sup>.

Wanneer bovengenoemde analyse uitgevoerd worden op basis van wat grotere oppervlakte -nl. 1 hectare- dan wordt het beeld iets anders (figuur 46).

Allereerst nemen de verzadigingsindexen voor de meeste categorieën toe, zowel voor de kruidlaag als de moslaag. Daarnaast worden de verschillen tussen de categorieën in dit geval ook voor de moslaag significant ( $F=3.96$ ,

$p=0.04$ ), terwijl de significantie van de verschillen voor de kruidlaag nog wat hoger wordt ( $F=6.18$ ,  $p=0.01$ ). Ten slotte vindt er een verschuiving in de verschillen tussen de categorieën plaats. Zowel in het geval van de kruidlaag als van de moslaag zijn geen verschillen aanwezig in verzadigingsindex meer tussen gebieden met een ongestoorde veenbodem en gebieden met een licht gedegradeerde bodem maar wel tussen deze twee categorieën enerzijds en de herstellocaties met een sterk gedegradeerde bodem anderzijds. Ook neemt de verzadigingsindex van deze laatste categorie niet noemenswaard toe ten opzichte van die gebaseerd op de opnames van  $5 \times 5$  m<sup>2</sup>.



Figuur 46. Verzadigingsindex kruid- en moslaag op het niveau van een hectare

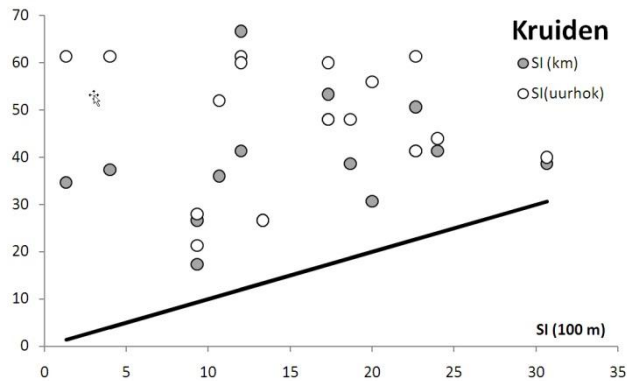
### Interpretatie

Het feit dat de verzadigingsindex ook in ongestoorde referentiegebieden toeneemt met de oppervlakte laat zien dat opnames van  $5 \times 5$  m<sup>2</sup> feitelijk te klein zijn om deze als maat te nemen voor de verzadiging van een veensysteem. Dit is vooral het geval voor de kruidlaag, voor mossen speelt dit minder, hoewel ook hier de index wat toeneemt. In de licht gedegradateerde situaties neemt de verzadigingsindex het sterkst toe bij een toename van het oppervlak. Dit suggereert dat de vegetatie hier het meest ruimtelijk heterogeen is. Tenslotte wijst het feit dat er op het niveau van hectares geen verschil meer is tussen ongestoorde en licht gedegradateerde sites dat het grootste deel van de soorten reeds op deze plaatsen aanwezig is, zij het minder vlakdekkend dan in referentiesites.

## 5.4 Bereikbaarheid van herstellocaties voor kenmerkende plantensoorten

De verzadigingsindex is berekend op basis van het voorkomen van karakteristieke planten- en mossoorten van mesotrofe veenvormende begroeiingen (*Caricion davalliana*, *Caricion lasiocarpae*) 1 hectare, voor het omringende km-hok ( $1 \times 1$  km<sup>2</sup>) en voor het omringende uurhok ( $4 \times 4$  en  $5 \times 5$  km<sup>2</sup>). In figuur 47 is de verzadigingsindex van km-hok en uurhok uitgezet tegen die van 1 hectare. In verband met de grote onvolledigheid van data over het voorkomen van mossoorten op km- en uurhok-basis is deze figuur alleen berekend voor de kruidlaag.

Hoewel er duidelijk verschillen tussen de gebieden te zien zijn, komen in de referentiegebieden op niet gedegradeerde bodem niet alleen op opname- en hectare-niveau maar ook op landschapniveau meer soorten voor die karakteristiek zijn voor veenvormende systemen. Merk op dat de maximale verzadigingsindex op km-schaal op ruim 40% ligt en op uurhokschaal op ongeveer 55%. Kennelijk komen op uurhokschaal zelfs in grootschalige veenvormende landschappen in Oost-Polen niet alle karakteristieke soorten voor. 55 - 60% moet dan ook als maximaal haalbare verzadiging worden beschouwd.



*Figuur 47: Verzadigingsindex t.o.v. optimaal ontwikkelde veenvegetaties (SI) per km-hok en uurhok op basis van vaatplanten voor 1 ha, km-hok en uurhok.*

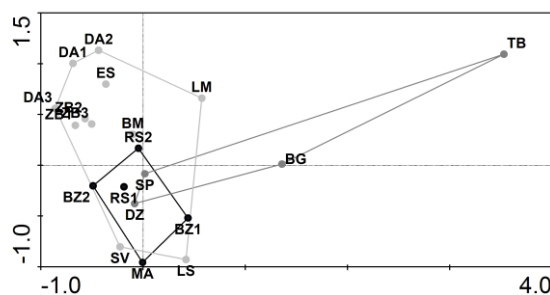
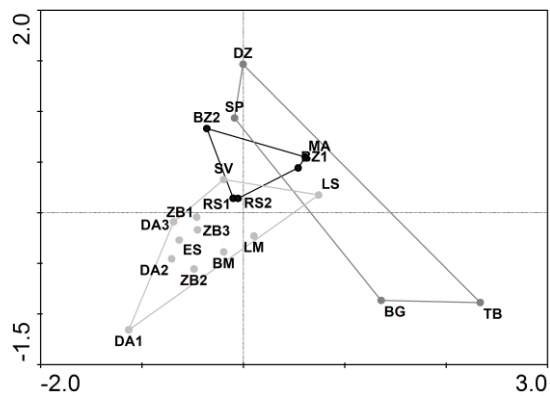
### Interpretatie

Allereerst laat deze analyse zien dat er ook in de best ontwikkelde veenvormende systemen nog een flink potentiaal aan kenmerkende soorten aanwezig is die niet aangetroffen worden op de sites, noch in een straal van 100 m rond die sites. Kennelijk moeten ook deze vegetaties op lokale schaal als onderverzadigd worden beschouwd.

Daarnaast laat de analyse ook duidelijk zien dat er rond de herstellocaties, hoewel er ook hier nog een aantal soorten te vinden zijn die zich zouden kunnen vestigen, vooraleerst slechts een beperkte winst in rijkdom aan kenmerkende soorten te verwachten is. Het aantal soorten dat zich nog op zo'n locatie zou kunnen vestigen is op landschapsschaal domweg erg laag. Met andere woorden, de verdere ontwikkeling van kwalitatief hoogwaardige veenvormende systemen wordt in deze locaties mede beperkt door de schaarse aanwezigheid van kenmerkende soorten in de regionale soortenpools.

## 5.5 Relatie vegetatie en abiotiek

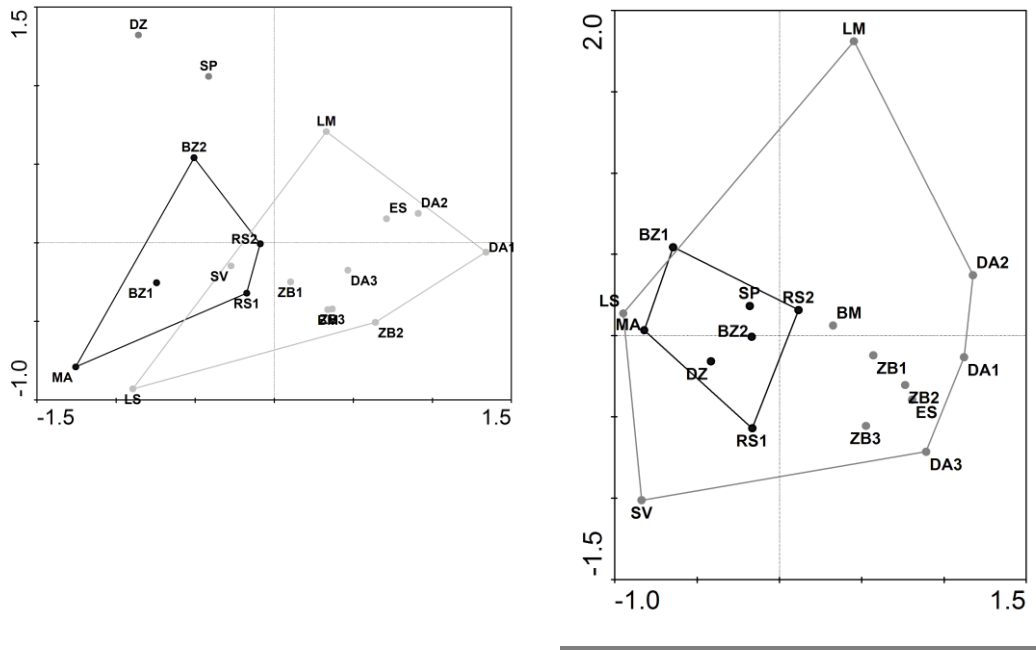
Een Canonische Correspondentie Analyse van de locaties op basis van de samenstelling van de kruidlaag laat onderstaand beeld zien (figuur 48). Hierbij zijn de sites geclassificeerd naar mate van bodemdegradatie waarbij de intensiteit van de zwarting omgekeerd evenredig is met de mate van degradatie. De met zwart gemarkeerde sites zijn ongestoord, de licht grijze gedegrademd.



*Figuur 48: Ordinatie tussen sites op basis van kruidlaag. Links op basis van alle soorten, rechts op basis van karakteristieke soorten van veenvormende gemeenschappen*

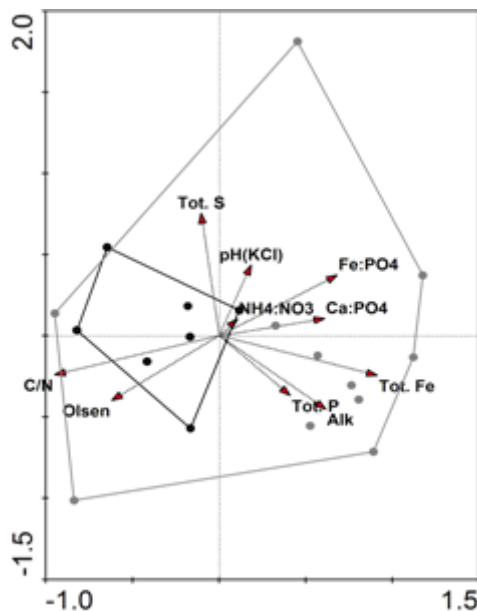
Zowel wanneer de analyse wordt gebaseerd op alle kruiden als wanneer dit gebeurt op basis van alleen de karakteristieke soorten van de doelvegetaties, blijkt dat er duidelijke verschillen tussen de groepen zijn. Wat allereerst opvalt, is dat de spreiding binnen de ongestoorde referentiesites veel kleiner is dan binnen de licht gedegradeerde sites en de herstellocaties. Vooral de spreiding in de locaties met een licht gedegradeerde bodem is erg groot en dit wordt vooral bepaald door de gebieden Buitengoor (BG) en Torfbroek (TB).

Wanneer deze twee gebieden uit de verdere analyse worden weggelaten dan verandert het beeld enigszins (figuur 49). Dit is vooral het geval wanneer alleen naar de doelsoorten wordt gekeken (rechtse figuur).



Figuur 49 . Ordinatie tussen sites op basis van kruidlaag. De sites TB en BG zijn uit de analyse weggelaten. Links op basis van alle soorten, rechts op basis van karakteristieke soorten van veenvormende gemeenschappen.

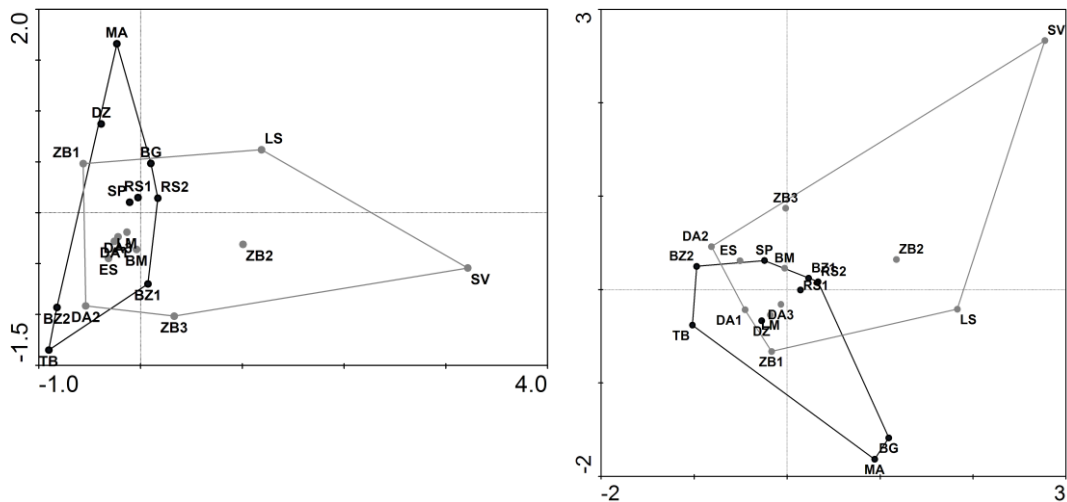
De twee sites Dobrzyńka (DZ) en Gogolewko (SP) met een licht gedegradeerde bodem zijn dan niet meer te onderscheiden van de referentiegebieden met een ongestoorde bodem. Ook de locaties Langstraat (LS) en Bennekomse Meent (BM) zijn zeer sterk verwant aan de referentiegebieden. Daarnaast valt op dat de spreiding binnen de herstelllocaties veel groter is dan die binnen de referentiesites.



Figuur 50: Abiotische variatie tussen de locaties op basis van karakteristieke soorten van veenvormende gemeenschappen.

Deze figuur 50 laat een tweetal –overigens niet significante- variatie-assen zien. De eerste as is sterk gecorreleerd met allerlei parameters die gerelateerd zijn aan nutriëntenbeschikbaarheid. De locaties aan de linkerzijde van deze as zijn gekenmerkt door een hogere C/N (dus mogelijk lagere N beschikbaarheid) en een hogere P-olson (dus mogelijk hogere fosforbeschikbaarheid), terwijl locaties aan de rechterzijde worden gekenmerkt door een lagere C/N (dus mogelijk hogere stikstofbeschikbaarheid) en lagere P-olson (dus mogelijk lagere fosforbeschikbaarheid). Dit laatste geldt voor het merendeel van de herstelllocaties, met uitzondering van de sites Schrapven (SV), Langstraat (LS) en Bennekomse Meent (BM). Tegelijk hebben de locaties aan de rechterzijde hogere gehalten aan ijzer- en calcium gebonden fosfaat. De tweede as lijkt gecorreleerd met pH-gerelateerde parameters: totaal zwavel,  $pH_{KCl}$  en in zekere mate alkaliniteit. Op deze as verschillen de herstelllocaties niet noemenswaard van de referentiesites.

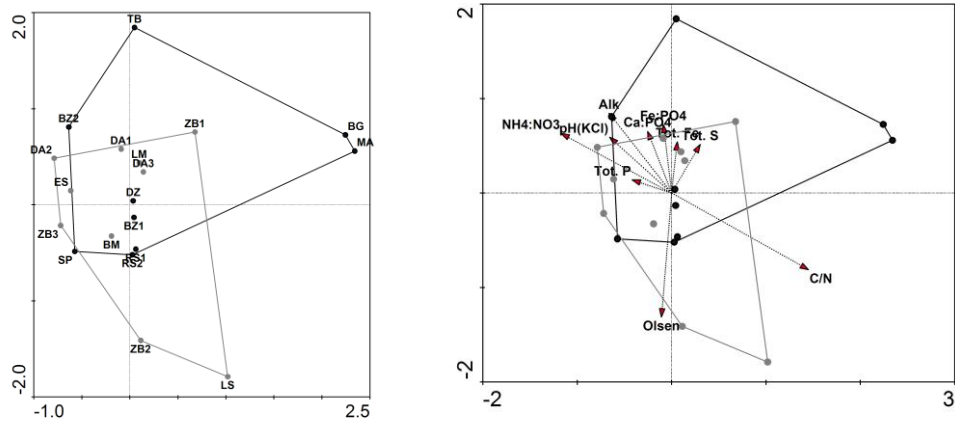
De moslaag vertoont een iets ander beeld dan de kruidlaag (figuur 51).



*Figuur 51: Ordinatie tussen sites op basis van moslaag. Links op basis van alle soorten, rechts op basis van karakteristieke soorten van veenvormende gemeenschappen.*

Allereerst vertonen de locaties Buitengoor (BG) en Torfbroek (TB) een minder extreem gedrag dan de andere sites. Daarnaast heeft het weglaten van niet-doelsoorten heel weinig effect op de ordinatie: er vindt slechts een rotatie plaats maar nauwelijks verschuiving in de onderlinge positie van de meetpunten.

De locatie Schrapven (SV) ligt sterk afwijkend van de rest. Om de relaties tussen abiotiek en vegetatie van de overige locaties beter in beeld te brengen zijn verdere analyses zonder deze locatie uitgevoerd (figuur 52).



*Figuur 52: Ordinatie op basis van de moslaag zonder SV. Rechts met abiotische kenmerken.*

Een ordinatie zonder site SV laat zien dat de variatie in mosvegetatie binnen de herstellocaties ongeveer even groot is als binnen de referentiesystemen. Daarnaast is er een sterke overlap tussen de beide groepen maar wel liggen de zwaartepunten wat verschillend.

Een interpretatie van deze variatie naar abiotische parameters laat zien dat de eerste as zowel gerelateerd is aan C/N als aan zuurgraad. De gemiddelden van beide groepen verschillen niet met betrekking tot deze parameters, wat er ook op wijst dat de variatie binnen de groepen veel groter is dan tussen de groepen. De tweede, minder belangrijke, as is sterk gecorreleerd met fosfaatbeschikbaarheid. Hierbij hebben de referentiesystemen gemiddeld een wat lagere beschikbaarheid dan de herstellocaties maar ook hier is zeer veel overlap.

### **Interpretatie**

Deze analyse laat zien dat de locaties vooral verschillen qua kruidlaag en meer specifiek in het relatieve aandeel daarin van karakteristieke soorten van veenvormende gemeenschappen. Mogelijk is de beschikbaarheid aan stikstof lager in de referentiesystemen dan in de herstellocaties en hier ook beperkend voor de kruidlaag. Voor fosfor is het patroon onduidelijk. In de referentiesites is P-olson wel hoger maar anorganische fosfaatvoorraad is op de sterk gedegradeerde sites hoger. Omdat tegelijkertijd de productiviteit van de kruidlaag in sterk gedegradeerde sites veel hoger ligt (zie paragraaf 5.1) suggereert dit de beschikbaarheid van nutriënten hier groter is. Dit kan zowel stikstof als fosfaat betreffen. De samenstelling van de moslaag varieert sterk binnen de categorieën maar niet tussen de categorieën. Wel lijkt het zo te zijn dat ook hier de beschikbaarheid aan stikstof de meest dominante factor is die de meeste variatie in mosflora verklaart. Daarnaast is ook de vorm waarin stikstof voorkomt van belang: in sites met een hogere N-beschikbaarheid vanuit de bodem neemt vooral het aandeel gereduceerd stikstof sterk toe.

## 6 Evertebratenfauna

### 6.1 Ongewervelden gemeenschappen

In literatuur over het voorkomen van ongewervelden wordt vaak de voorkeurshabitat van soorten beschreven. Hierbij wordt meestal ingestoken vanuit de taxonomische groep en slechts zelden het habitatype als uitgangspunt genomen. Daar komt nog bij dat veel diersoorten andere wensen hebben ten aanzien van hun omgeving dan planten, waarom de voorkeurshabitat vaak beschreven wordt in termen als zuurstofbeschikbaarheid, droogval, voedselrijkdom en doorzicht. Dit maakt dat informatie over karakteristieke faunagemeenschappen van veel specifieke habitats moeilijk toegankelijk is. Dit geldt zeker voor veenvormende vegetaties.

In de internationale literatuur konden geen beschrijvingen worden gevonden van typerende faunagemeenschappen van veenvormende vegetaties. Een belangrijke start bij de beeldvorming van de karakteristieke veenfauna wordt gevormd door determinatiewerken, verspreidings- en ecologische atlanten (Cox 2007; Drost et al. 1992; Higler 2005; Moller Pillot 1984a, 1984b, 2007; Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie 2002; Vallenduuk & Moller Pillot 2007). Daarnaast geeft Boyce (2002) een overzicht van ongewervelden welke in de Engelse situatie in kwelmilieus aangetroffen kunnen worden. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in soorten uit de groepen slakken (Mollusca), steenvliegen (*Plecoptera*), libellen (*Odonata*), kevers (*Coleoptera*), kokerjuffers (*Trichoptera*), langpootmuggen (*Tipulidae*), glansmuggen (*Ptychopteridae*), wapenvliegen (*Stratiomyidae*), snipvliegen (*Rhagionidae*) en zweefvliegen (*Syrphidae*). Tevens is voor de afzonderlijke soorten aangegeven hoe trouw zij zijn aan de verschillende typen kwelmilieus. Ten slotte wordt door Koch (1993) beschreven welke keversoorten aangetroffen kunnen worden in de verschillende microhabitats van veensystemen.

Het blijkt niet mogelijk om op basis van bovenstaande bronnen een referentiebeeld te krijgen van karakteristieke faunagemeenschappen van veenvormende vegetaties. Dit heeft een aantal oorzaken. Allereerst zijn er grote verschillen in het detailniveau waarop voor de diverse groepen is beschreven welke habitats zij prefereren. Dit loopt uiteen van globale beschrijvingen van habitatkarakteristieken (bijv. "kleine schone wateren") tot soortenlijsten die voor zeer kleine habitatelementen zijn uitgewerkt (bijv. onderscheid in veenmos, nat veenmos en licht met heide begroeid veenmos). Tevens is zelden beschreven in welke dichtheden de soorten voorkomen, noch hoeveel typerende soorten samen aangetroffen kunnen worden. Het is daardoor niet mogelijk om te oordelen in hoeverre een gemeenschap zich in een gunstige staat bevindt. Ten slotte wordt in de geraadpleegde literatuur het voorkomen van soorten niet gerelateerd aan veenvorming of aan de processen die daar bij betrokken zijn.



Het heeft dan ook weinig zin om hier op basis van bovenstaande bronnen een overzicht te presenteren van alle mogelijke karakteristieke diersoorten van veenvormende zeggenvetaties. In plaats daarvan is van alle soorten die in deze studie zijn aangetroffen, aangegeven of zij typerend zijn voor kwel- en veenmilieus. Zo zijn in ieder geval de onderzochte gebieden en locaties onderling te vergelijken.

## 6.2 Voorkomen van evertebraten

### 6.2.1 Semi-aquatische ongewervelden

Ondanks het schaarse voorkomen van openwater in de onderzochte sites, zijn tijdens het onderzoek een groot aantal (semi-aquatische) diergroepen aangetroffen (tabel 8). Waterkevers, slakken, dansmuggen, borstelwormen en tweekleppigen zijn in alle bemonsteringen aangetroffen en zijn daarin de dominante groepen ongewervelden, met gemiddelde procentuele abundanties van resp. 18, 13, 11, 10 en 10%. Voor hun voedsel zijn groepen afhankelijk van de afbraak van organisch materiaal, aangezien zij leven van detritus en de bijbehorende micro-organismen (borstelwormen en de meeste dansmuggen) of van algen en fytoplankton die groeien op de vrijkomende nutriënten (slakken en tweekleppigen). De waterkevers zijn de predatoren van dit ecosysteem.

Tabel 8: Gemiddelde procentuele abundantie van watermacrofauna (excl. de aanvullende bemonsteringen).

	Drentse Aa 1	Drentse Aa 2	Drentse Aa 3	Zwarte Beek 2	Zwarte Beek 3	Elperstroam	Zuidkrie	Buitengoor
<b>Ringswormen (Annelida)</b>								
Borstelwormen (Oligochaeta)	4%	22%	7%	10%	7%	0%	5%	0%
Bloedzuigers (Hirudinea)	1%		3%	0%	0%			
<b>Weekdieren (Mollusca)</b>								
Tweekleppigen (Bivalvia)	4%	0%	5%	24%	12%	3%	0%	13%
Slakken (Gastropoda)	14%	13%	12%	7%	5%	21%	20%	4%
<b>Geleedpotigen (Arthropoda)</b>								
Spinachtigen (Arachnidae)								
Spinnen (Araneida)						3%		
Watermijten (Acarina)			3%		5%			
<b>Kreeftachtigen (Crustacea)</b>								
Kreeftachtigen (Crustacea)	2%		0%	0%	43%			
<b>Insecten (Insecta)</b>								
Libellen (Odonata)	2%							10%
Wantsen (Hemiptera)	4%	13%	5%	0%		1%		3%
Waterkevers (Coleoptera)	20%	20%	23%	10%	12%	18%	17%	14%
Kokerjuffers (Trichoptera)	3%	3%	4%			2%		5%
<b>Tweevleugeligen (Diptera)</b>								
Langpootmuggen (Tipulidae)	1%	0%	3%	20%	0%	3%		
Meniscusmuggen (Dixidae)	0%		1%		4%			2%
Pluimmuggen (Mochlonyx)					0%			0%
Steekmuggen (Culisicidae)								2%
Knurten (Ceratopogonidae)	2%	2%	1%	7%	1%	1%	12%	3%
Dansmuggen (Chironomidae)	4%	1%	10%	0%	0%	31%	0%	20%
Mosmuggen (Cylindrotentidae)	7%		0%			1%		
Soekmuggen (Limoniidae)	1%		0%			0%		
Glanmuggen (Psychomyiidae)	7%	1%	2%	12%	2%			
Slakkendoders (Sciomyzidae)						2%		
Wapenvliegen (Stratiomyidae)	10%	3%	11%					
Dazen (Tabanidae)		1%	0%	0%		1%		
Tweevleugeligen overig (Diptera spec.)			0%			1%	2%	

Van de diverse semi-aquatische groepen zijn de kevers, kokerjuffers, wantsen, libellen, dansmuggen, steekmuggen, pluimmuggen en meniscusmuggen op naam gebracht. Veel voorkomende semi-aquatische soorten zijn de dansmuggen *Macropelopia aducta*, *Metriocnemis fuscipes* en

*Zavrelia spec.*, de waterkevers *Anacaena lutescens*, *Coelostoma orbiculare*, *Hydroporus angustatus*, *H. umbrosus* en *Nartus grapii*, de meniscusmug *Dixella amphibia* en de oppervlaktewants *Hebrus ruficeps*. Deze soorten zijn in de meeste onderzochte gebieden (3 van de 5) aangetroffen. De soorten zijn weliswaar niet uitgesproken karakteristiek voor veenvormende begroeiingen, maar komen vooral veel voor in kleine verlandende wateren welke veelal 's zomers opdrogen. De kleine waterlichamen in dit type vegetaties voldoen aan deze karakteristieken.

De onderzochte gebieden worden voor het merendeel gedomineerd door terrestrische soorten, welke leven in vochtige milieus zoals natte graslanden, mostapijten en oeverzones (tabel 9). Tot deze groep soorten behoren bijvoorbeeld *Limnophyes*, *Paralimnophyes*, *Metriocnemis*, *Anacaena* en *Hebrus ruficeps*. De overige talrijke soorten zijn weinig kritisch in de keuze van hun habitat en worden in diverse voedsel- (*Chironomus* en *Procladius*) en vegetatierijke watertypen (*Coelostoma orbiculare*, *Hydrobius fuscipes* en *Hydroporus incognitus*) aangetroffen. Drie dominante soorten zijn volgens de literatuur karakteristiek voor kwelmilieus en mesotrofe laagveenwateren, namelijk *Paratendipes nudisquama*, *Zavrelia spec.* en *Beraea pullata*.

Tabel 9: Gemiddelde procentuele abundantie van dominante watermacrofaunataxa. Weergegeven zijn de soorten waarvan de abundantie in één of meerdere gebieden 5% of meer bedroeg.

	Drentse Aa	ZwarteBeek	Elperstroom	Zuidleie	Buitengoor
Dansmuggen ( <i>Chironomidae</i> )					
<i>Chironomus spec.</i>	1,2%	5,6%			
<i>Limnophyes spec.</i>			8,8%		
<i>Macropelopia adauca</i>	0,2%	4,0%			5,0%
<i>Metriocnemis fuscipes</i>	0,8%		15,2%	10,0%	
<i>Metriocnemis inopinatus</i>			26,2%	10,0%	
<i>Natarsia spec.</i>	7,1%	8,1%			
<i>Paralimnophyes hydrophilus</i>			14,7%		
<i>Paratendipes nudisquama</i>	1,9%				9,2%
<i>Procladius spec.</i>	1,2%				22,0%
<i>Zavrelia spec.</i>	0,8%		1,8%	10,0%	0,1%
Kevers ( <i>Coleoptera</i> )					
<i>Anacaena limbata</i>	5,4%				
<i>Anacaena lutescens</i>	0,2%	0,3%	7,0%		0,2%
<i>Coelostoma orbiculare</i>	7,5%	16,6%	3,5%	60,0%	
<i>Curculionidae spec.</i>	0,2%			10,0%	
<i>Cyphon pubescens</i>		7,9%			
<i>Hydrobius fuscipes</i>	0,2%	6,0%			
<i>Hydroporus incognitus</i>		5,3%			
<i>Stenus melanarius</i>	3,9%		6,9%		
Meniscusmuggen ( <i>Dixidae</i> )					
<i>Dixella amphibia</i>	1,0%	6,3%			0,3%
Wantsen ( <i>Hemiptera</i> )					
<i>Hebrus ruficeps</i>	9,3%	4,0%	2,6%		
Libellen ( <i>Odonata</i> )					
<i>Libellula quadrimaculata</i>	1,0%				13,6%
Kokerjuffers ( <i>Trichoptera</i> )					
<i>Beraea pullata</i>	7,2%				
<i>Limnephilus lunatus</i>					5,1%

Naast deze drie soorten zijn tijdens de standaardbemonsteringen 9 andere soorten aangetroffen welke karakteristiek zijn voor kwelsystemen en laagveen (tabel 10). Met uitzondering van beide *Hebrus*-soorten zijn al deze soorten vrij tot zeer zeldzaam in Nederland. Relatieve grote aantallen van deze soorten zijn aangetroffen in de Drentse Aa (locaties DA1 en DA3) en in het Buitengoor (BG). Behalve soorten die kenmerkend zijn voor laagvenen, zijn ook soorten waargenomen die meer gebonden zijn aan

hoogveenontwikkeling. Deze soorten zijn de waterkevers *Agabus affinis*, *Hydroporus obscurus*, *Ilybius guttiger* en de libellen *Ceriagrion tenellum* en *Somatochlora arctica*. Zij zijn vooral aangetroffen in het Buitengoor (BG) (foto 4), met uitzondering van *A. affinis*, welke is verzameld in de beekdalen van de Drentse Aa en de Zwarte Beek. De grote aantallen hoogveensoorten heeft te maken met de microstructuur in het Buitengoor, welke bestaat uit kleine slenken waar kwel uittreedt en waar vanaf de zijanten veenmossen de slenken in groeien. Hierdoor zijn op heel kleine schaal gradiënten in zuurgraad aanwezig.



Foto 4: Eén van de monsterpunten voor semi-aquatische ongewervelden in het Buitengoor.

Tabel 10: Gemiddelde procentuele abundantie van (semi-)aquatische macrofauna karakteristiek voor laagveenwateren en kwelmoeras.

	Drentse Aa	Zwarte Beek	Elperstroom	Zuidleie	Buitengoor
Dansmuggen ( <i>Chironomidae</i> )					
<i>Heterotrissocladius marcidus</i>					0,1%
<i>Krenopelopia spec.</i>					1,7%
<i>Lauterborniella agrayloides</i>					0,3%
<i>Paratendipes nudisquama</i>	1,9%				9,2%
<i>Zavrelia sp.</i>	0,8%		1,8%	10,0%	0,1%
Kevers ( <i>Coleoptera</i> )					
<i>Agabus unguicularis</i>	0,4%				
<i>Bidessus grossepunctatus</i>					0,1%
<i>Laccornis oblongus</i>	0,4%				
<i>Hebrus pusillus</i>	3,1%				0,6%
<i>Hebrus ruficeps</i>	9,3%	4,0%	2,6%		
Libellen ( <i>Odonata</i> )					
<i>Orthetrum coerulescens</i>					3,6%
Kokerjuffers ( <i>Trichoptera</i> )					
<i>Beraea pullata</i>	7,2%				

Open water in de onderzochte sites bleek habitat te leveren voor een aantal interessante andere soorten. In het dal van de Zuidleie zijn aanvullende waterfaunamonsters genomen in twee dichtgroeïende slootjes en een klein poeltje (foto 5). Dit leverde naast extra records van de dansmug *Zavrelia spec.*, waarnemingen op van diverse bijzondere waterkevers (*Dryops auriculatus*, *Ilybius guttiger*, *Limnebius aluta* en *Nartus grapii*) welke karakteristiek zijn voor kleine laagveenwateren met kwel.



Foto 5: In dit met Waterdrieblad dichtgroeïend poeltje zijn de zeldzame laagveenkevers *Dryops auriculatus* en *Nartus grapii* aangetroffen.

In de Elperstroom (ES) is één extra bemonstering verricht in een nabij gelegen slootje. Dit slootje bleek zeer soortenrijk te zijn met een groot aantal waterkeversoorten. Kevers uit het genus *Hydroporus* waren met 10 soorten goed vertegenwoordigd. In het slootje werden 4 zeldzame waterkeversoorten aangetroffen welke karakteristiek zijn voor kwelmoeras: *Agabus unguicularis*, *Hydroporus neglectus*, *H. nigrita* en *H. rufifrons*. *Hydroporus rufifrons* was vroeger relatief algemeen in Nederland, maar is tegenwoordig een sterk bedreigde soort en de vindplaats in de Elperstroom is één van de twee recent bekende populaties.

De aanvullende bemonsteringen in het Buitengoor (BG) leverden weinig nieuwe soorten op ten opzichte van de standaardbemonsteringen in de slenkssystemen. De enige nieuwe laagveensoort was de oppervlaktewants *Hydrometra gracilentata*, waargenomen bij een veenputje (foto 6). Andere interessante waarnemingen bestonden uit vondsten van soorten kenmerkend voor hoogveen en vennen, zoals de waterkever *Agabus affinis*, de wants *Sigara scotti* en de kokerjuffer *Oligotricha striata*.



Foto 6: Een veenputje, één van de aanvullende monsterpunten in het Buitengoor.

### 6.2.2 Terrestrische ongewervelden

De piramidevallen (foto 7) bleken zeer effectief in het vangen van ongewervelden. In totaal zijn meer dan 24.000 ongewervelden verzameld waarbij één piramideval in 2 a 3 weken tijd gemiddeld 460 individuen opleverde. Muggen zijn met een gemiddelde abundantie van 66% veruit de meest talrijke diergroep in de piramidevallen. Zij worden op afstand gevolgd door respectievelijk vliesvleugeligen, kevers, cicaden, vliegen en een grote groep van minder talrijke diergroepen (tabel 11).

Tabel 11: Gemiddelde procentuele abundantie van terrestrische ongewervelden uitgedrukt in gemiddelde procentuele abundantie per val per gebied per vangronde.

	Drentse Aa 1	Drentse Aa 2	Drentse Aa 3	Zwarte Beek 2	Zwarte Beek 3	Elpeestroom	Zuidleie	Buitengoar	Langsraat
Geleedpotigen (Arthropoda)									
Spinnachtigen (Arachnidae)									
Spinnen (Araneida)	0,8%	1,2%	2,3%	5,4%	5,1%	5,0%	2,8%	2,0%	3,5%
Mijzen (Acarina)	9,3%	0,8%	0,2%	0,1%	1,2%	0,3%	0,0%	1,5%	0,3%
Haarwagens (Opiliones)					0,1%				
Insecten (Insecta)									
Springscarren (Collembola)	1,8%	4,3%	0,3%	0,8%	3,4%	0,0%	1,1%	0,0%	1,0%
Sprinkhanen (Orthoptera)						0,1%	0,1%	0,0%	0,1%
Hout- en stafluizen (Psocoptera)					0,3%	0,5%			0,0%
Tripsen (Thysanoptera)	0,1%	0,1%	0,5%	0,1%	0,0%	0,2%	0,2%	0,3%	
Cicaden (Cicadina)	2,0%	5,7%	3,3%	1,0%	2,5%	12,1%	5,5%	2,3%	2,0%
Wantsen (Hemiptera)		0,2%	0,7%	0,1%	0,1%	0,4%	0,3%	0,3%	
Kevers (Coleoptera)	28,7%	2,0%	3,1%	7,3%	1,8%	1,3%	0,4%	1,4%	1,5%
Bladluizen (Psylloridae)					0,4%		0,0%		
Waaivleugeligen (Strepsiptera)		0,1%		0,2%	0,2%	0,0%			
Neevleugeligen (Neuroptera)						0,0%			
Vliesvleugeligen (Hymenoptera)	7,7%	9,5%	23,0%	7,8%	9,2%	25,2%	11,2%	9,9%	9,1%
Bladluizen (Aphidina)	0,1%	0,2%	0,3%	0,0%	0,8%	0,2%	0,3%	1,3%	0,5%
Vliegen (Brachycera)	2,0%	5,2%	5,5%	2,8%	0,5%	2,8%	0,8%	2,4%	7,2%
Muggen (Mentocera)	49,0%	71,1%	54,5%	73,4%	09,8%	51,2%	77,1%	77,4%	74,7%
Kokerjuffers (Trichoptera)	0,2%				0,1%				
Vlinders (Lepidoptera)	0,2%		0,3%	0,5%	0,4%	0,7%	0,1%	0,1%	0,2%

De talrijke muggen in het perceel leven hoofdzakelijk van afgestorven organisch materiaal en de organismen betrokken bij de afbraak daarvan. Een andere belangrijke functionele groep zijn de planteneters. Hiertoe behoren de cicaden, bladluizen, vlinders, wantsen, luizen, sprinkhanen en een deel van de kevers. De derde groep bestaat uit de predatoren, zoals verschillende groepen kevers en spinnen en parasieten, waartoe de meeste *Hymenoptera* en waaivleugeligen behoren.

Dominante kevertaxa zijn de carnivore moerasvlokevers en kortschildkevers en de detritivore schimmel- en haarvleugelkevers (tabel 12). Een aantal van de waargenomen soorten worden volgens de literatuur vooral aangetroffen in veengebieden (tabel 13). Het gaat daarbij om *Silis ruficollis*, *Agonum gracile*, *Cryptocephalus decemmaculatus*, *Galerucella pusilla*, *Cyphon padi*, *Cyphon pubescens* en *Paederus fuscipes*. De grootste rijkdom aan veensoorten is aangetroffen in het dal van de Drentse Aa (site DA1) en Zwarte Beek (ZB2). Opmerkelijk is de vondst van *Cryptocephalus decemmaculatus*, welke in Groot-Brittannië der mate zeldzaam is dat er een actieplan voor ontwikkeld is. Daarnaast zijn een groot aantal minder kritische soorten aangetroffen, die algemeen voorkomen in moeras en diverse vochtige milieus: *Acupalpus parvulus*, *Agonum viduum*, *Bradycellus verbasci*, *Aphthona lutescens*, *Cassida viridis*, *Chaetocnema cf hortensis*, *Galerucella tenella*, *Hippodamia tredecimpunctata*, *Cyphon coarctatus*, *Cyphon variabilis*, *Scirtes spec.*, *Tetartopeus terminatus*, *Philonthus nigrita*, *Stenus cicindeloides* en *S. palustris*.



*Foto 7: Piramidevallen in de Zuidleie.*

Tabel 12: Gemiddelde procentuele abundantie van terrestrische kevers. Gemiddelden van 3 vallen per gebied en twee vangrondes per val.

	Drentse Aa 1	Drentse Aa 2	Drentse Aa 3	Zwarte Beek 2	Zwarte Beek 3	Elperstroom	Zuidleie	Buitengoor	Langstraat
Dwergspektorren ( <i>Anthribidae</i> )									
Corticaria elongata							6,7%		
Anthribidae spec.					5,1%	1,9%			
Bladmineerders ( <i>Apionidae</i> )									
Apionidae spec.								13,3%	
Weekschildkevers ( <i>Cantharidae</i> )									
Cantharis bicolor	0,1%								
Silis ruficollis			6,3%						
Silis spec.			3,1%						
Loopkevers ( <i>Carabidae</i> )									
Acupalpus parvulus				0,8%					
Agonum gracile	0,1%			0,8%			9,6%		
Agonum viduum				4,8%			6,0%		
Bradycellus verbasci							1,9%		
Bladhaantjes ( <i>Chrysomelidae</i> )									
Aphthona lutescens									22,2%
Cassida viridis							1,9%		
Chaetocnema cf hortensis	0,1%								
Cryptocephalus decemmaculatus									16,7%
Galerucella pusilla	0,5%								
Galerucella tenella		5,8%							
Lochmaea suturalis								5,6%	
Phyllotreta vittula				0,8%					
Lieveheersbeestjes ( <i>Coccinellidae</i> )									
Hippodamia tredecimpunctata							3,8%		
Scymnus haemorrhoidalis	0,1%								
Snuutkevers ( <i>Curculionidae</i> )									
Limnobaris pilistriata					1,3%				
Curculionidae spec.		1,9%	6,3%						
Waterroofkevers ( <i>Dytiscidae</i> )									
Hydroporus neglectus							5,8%		
Hydroporus striola							3,8%		
Hydroporus tristis					1,3%				
Spinnende waterkevers ( <i>Hydrophilidae</i> )									
Coelostoma orbiculare			12,5%	2,4%	1,3%				
Megasternum bolitophagum							1,9%		
Schimmelkevers ( <i>Lathridiidae</i> )									
Lathridiidae spec.	0,6%	51,9%	53,1%	6,4%	5,1%	36,5%	20,0%		
Kortschildkevers ( <i>Pselaphidae</i> )									
Pselaphidae spec.							1,9%		
Haarvleugelkevers ( <i>Ptiliidae</i> )									
Ptiliidae spec.	0,3%	25,0%		0,8%	9,0%	3,8%	6,7%	27,8%	
Moerasvloekkevers ( <i>Scirtidae</i> )									
Cyphon coarctatus		1,9%	3,1%		57,0%				
Cyphon padi	80,4%			47,2%				5,6%	5,6%
Cyphon pubescens	9,5%			18,4%	1,3%				
Cyphon variabilis	2,1%			5,6%	10,1%				
Scirtes spec.	4,7%								
Mierenkevers ( <i>Scydmaenidae</i> )									
Scydmaenidae spec.								5,6%	
Kortschildkevers ( <i>Staphylinidae</i> )									
Oxytelus rugosus				1,6%				5,6%	
Goerius brunnipes				0,8%					
Tetartopeus terminatus							13,3%		
Paederus fuscipes							26,7%		
Paederus riparius			6,3%		2,5%	1,9%	13,3%		5,6%
Philonthus corvinus	0,4%								
Philonthus nigrita	0,4%	3,8%	3,1%	0,8%			9,6%		
Stenus cicindeloides						2,5%	1,9%		
Stenus palustris						2,5%			
Staphylinidae spec.	0,7%	10,0%	6,3%	8,8%	1,3%	7,7%		50,0%	50,0%

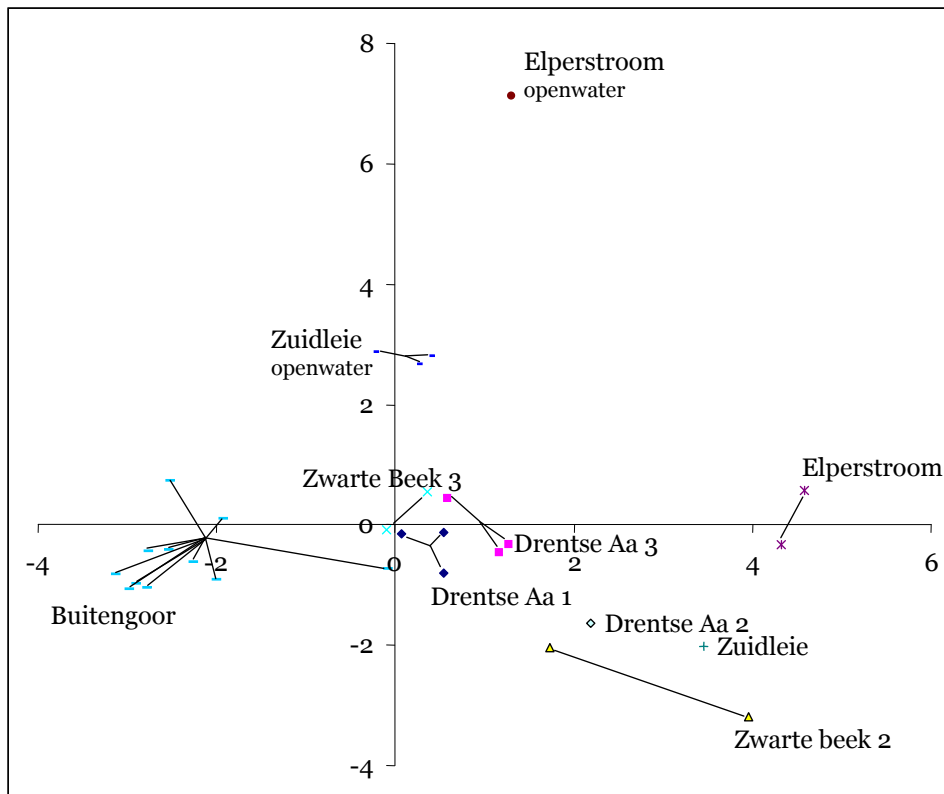
Tabel 13: Gemiddelde procentuele abundantie van terrestrische kevers karakteristiek voor veengebieden. Gemiddelden van 3 vallen per gebied en twee vangrondes per val.

	Drentse Aa			Zwarte Beek		Elperstroom	Zuidleie	Buitengoor	Langstraat
	1	2	3	2	3				
<i>Silis ruficollis</i>			6,3%						
<i>Agonum gracile</i>	0,1%			0,8%		9,6%			
<i>Cryptocephalus decemmaculatus</i>									16,7%
<i>Galerucella pusilla</i>	0,5%								
<i>Cyphon padi</i>	80,4%			47,2%				5,6%	5,6%
<i>Cyphon pubescens</i>	9,5%			18,4%	1,3%				
<i>Paederus fuscipes</i>							26,7%		

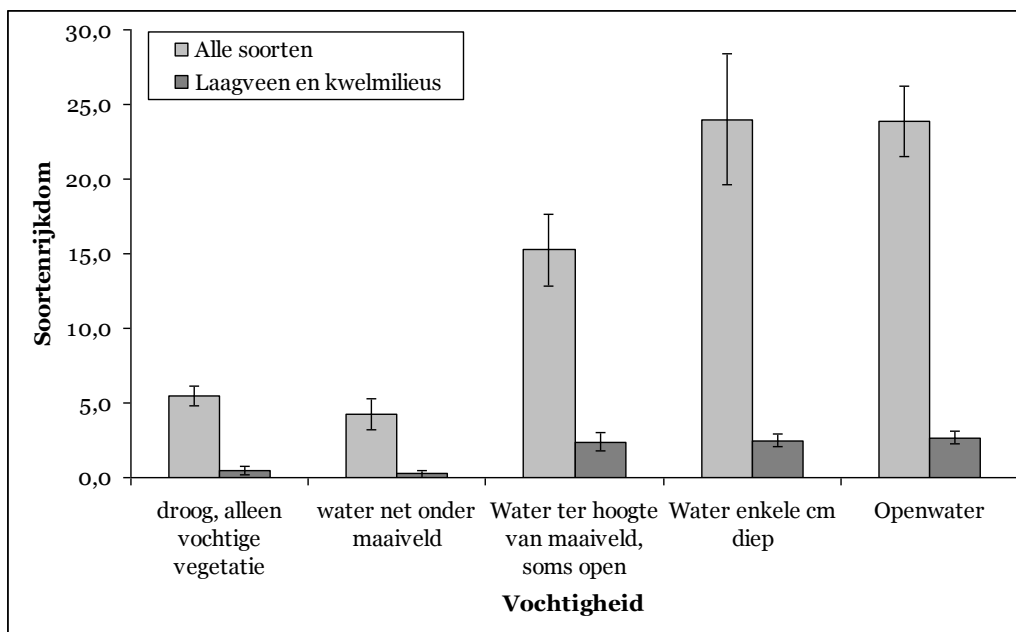


### 6.3 Relatie tussen soorten en abiotiek/ biotiek

Figuur 53 illustreert de variatie in soortensamenstelling van de verschillende monsternames aan de hand van een ordinarie-analyse. Monsters met een vergelijkbare soortensamenstelling liggen dicht bij elkaar in de figuur en die met een afwijkende samenstellingen ver uit elkaar. Langs de x-as, welke correspondeert met de grootste variatie in de soortensamenstelling, liggen alle standaardmonsters. Hierbij zijn de monsters rijk aan laagveensoorten (BG en DA1 en DA3) links gesitueerd. De variatie op de Y-as wordt bepaald door de bijvangsten in open water. De aanwezigheid van openwater vormt dus een belangrijke sturende factor in de faunadiversiteit van deze vegetaties. Het belang van water blijkt ook uit figuur 54, waar de soortenrijkdom is uitgezet tegen de vochtigheid. Zowel de totale soortenrijkdom als het aantal soorten karakteristieke voor laagveen en kwelmilieus neemt sterk toe op het moment dat het water op of boven het maaiveld staat.

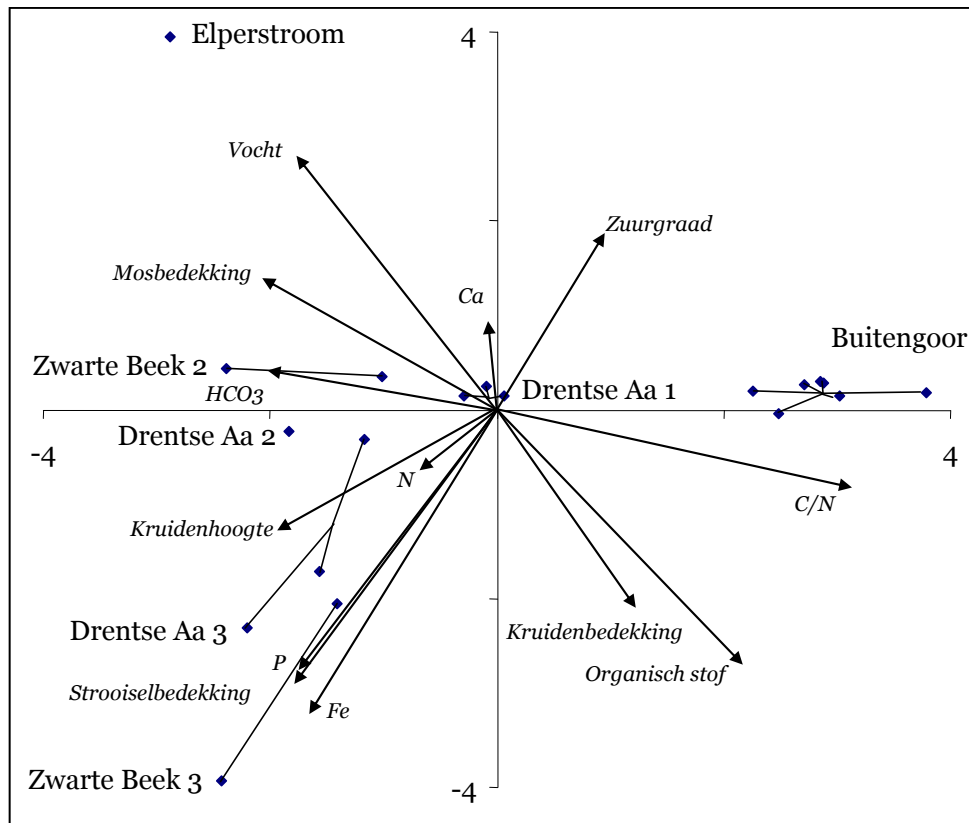


Figuur 53: Ordinate van alle semi-aquatische ongewervelden. Weergegeven zijn de eerste twee principale assen. Twee sites zijn weggelaten omdat de soortensamenstelling van deze monsters sterk afweek van de rest, wat werd veroorzaakt door een lage soortenrijkdom. Het gaat hier om de Elperstroom (ES) en een site van Zwarte Beek (ZB2).



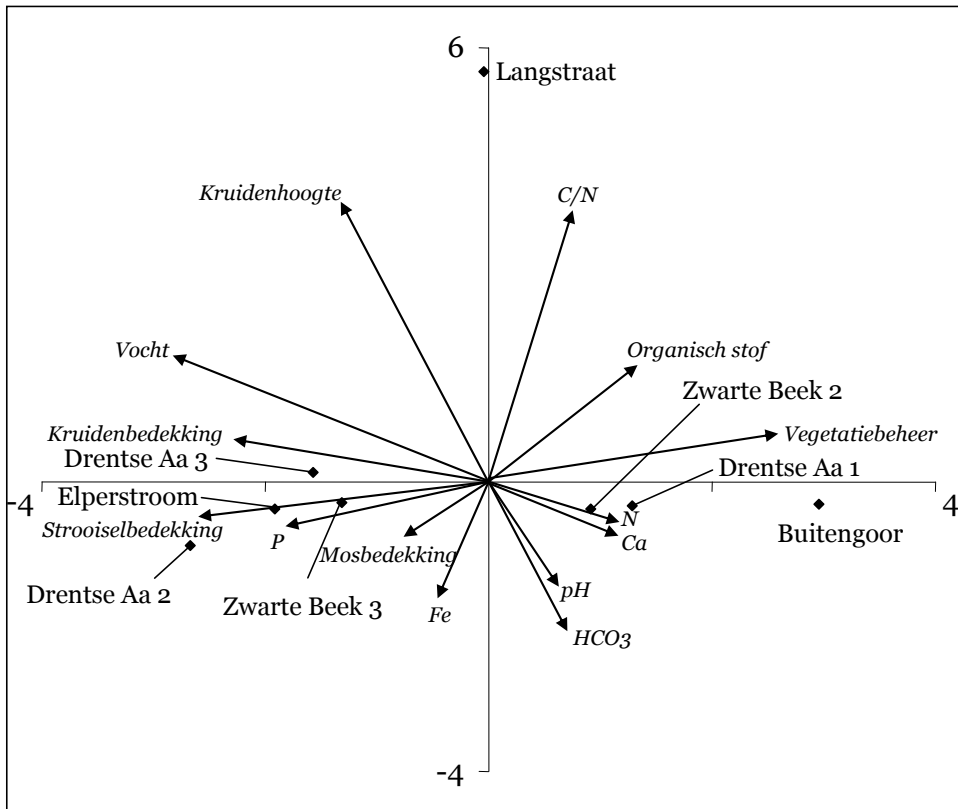
*Figuur 54: Relatie tussen soortenrijkdom aan semi-aquatische ongewervelden en vochtigheid.*

Als uit de analyse van figuur 53 de aanvullende bemonstering van openwater worden weggelaten, wordt de variatie in de semi-aquatische standaardmonsters duidelijk (Figuur 55). In deze analyse zijn ook een aantal omgevingsvariabelen opgenomen om een idee te krijgen hoe deze samenhangen met de gemeenschappen van ongewervelden. De pijlen in de grafiek geven aan hoe verschillende omgevingscondities correleren met variatie in soortensamenstelling. Op de Y-as zien we de vochtgradiënt terug met de droge sites linksboven en de natte linksonder. Deze vochtgradiënt lijkt gecorreleerd te zijn productiviteit, zoals hoogte kruidlaag, bedekking kruidlaag, bedekking strooisel en organisch stofgehalte van de bodemtoplaag. Daarnaast zijn de monsterpunten gerangschikt langs de 1ste principale as, zodat de locaties die rijk zijn aan zeldzame laagveenfauna rechts in de figuur liggen. Het onderscheid langs deze as lijkt samen te hangen met de samenstelling van het organisch materiaal (C/N-ratio) en de hoeveelheid bicarbonaat in het water. Dit betekent dat het voorkomen van ongewervelden in deze systemen mogelijk wordt aangestuurd via de voedingswaarde van het organisch materiaal en dus via het functioneren van het voedselweb. De positieve correlatie met de C/N-ratio van de bodemtoplaag met zeldzame laagveenfauna duidt er mogelijk op dat een kleine stikstofpool van belang is voor het goed functioneren van de voedselketen. Voor terrestrische milieus is ook al aangetoond dat een stikstofoverschot via veranderingen in de beschikbaarheid van aminozuren en plantenafweerstoffen effecten kan hebben tot ver in de voedselketen. Hoe dit in aquatische milieus functioneert is niet bekend.



*Figuur 55: Ordinatie van de aquatische ongewervelden en een selectie van omgevingscondities. Weergegeven zijn de eerste twee principale assen.*

In een ordinatie-analyse van de terrestrische fauna worden de meeste monsterpunten langs de X-as geplaatst, waarbij de monsters met veel voorveen karakteristieke soorten (Drentse Aa 1 en Zwarte Beek 2) veel overeenkomst vertonen met het Buitengoor (BG) en samen rechts in de figuur staan (figuur 56). De variatie in de soortensamenstelling correspondeert wederom met vochtigheid en de daarbij behorende productiviteitsvariabelen als kruiden- en strooisel bedekking. Tevens correspondeert de variatie langs de X-as met de aan- en afwezigheid van vegetatiebeheer, met de niet gemaaide locaties (Drentse Aa 2 en 3 en Zwarte Beek 3) links in de grafiek. Het ligt voor de hand dat vegetatiebeheer, in dit geval veelal wel of niet maaien, een grote invloed heeft op terrestrische, veelal vegetatiebewonende diersoorten. In deze studie lijkt het voorkomen van karakteristieke soorten samen te gaan met het voeren van een vegetatiebeheer. Echter de effecten van dit type beheer op ongewervelden zijn omstreden met aan de positieve kant tegenaan van verrijking en zodoende instandhouding van bijzondere habitats en anderzijds een hoge sterfte doordat dieren worden weggemaaid. Met slechts drie locaties zonder vegetatiebeheer en twee daarvan pas sinds korte tijd uit beheer genomen en bij gebrek aan data waarmee de effecten van vegetatiebeheer direct worden gemeten, kunnen op basis van de deze pilotstudie geen harde uitspraken gedaan worden over het te voeren vegetatiebeheer. Een meer gedetailleerde studie naar de effecten van vegetatiebeheer is daarom zeer gewenst.



*Figuur 56: Ordinatatie van terrestrische ongewervelden en een selectie van omgevingscondities. Weergegeven zijn de eerste twee principale assen. Eén site is weggelaten omdat de soortensamenstelling van dit monsters sterk afweek van de rest, wat werd veroorzaakt door een lage soortenrijkdom. Het gaat hier om de Zuidleie locatie (LL).*

### 6.3.1 Conclusies

- Het referentiebeeld van faunagemeenschappen is zeer incompleet. Het ontbreekt aan een goed overzicht van karakteristieke soorten, hun abundanties, eisen die zij stellen aan hun omgeving en daarmee kennis van de factoren sturend in hun voorkomen.
- Voor het evalueren van maatregelen ten behoeve van de ontwikkeling van veenvormende ecosystemen is het van groot belang dat er kennis ontwikkeld wordt over de levensgemeenschappen van (nagenoeg) ongestoorde referentiesystemen en van welke biotische en abiotische processen deze gemeenschappen afhankelijk zijn.
- Er zijn in Nederland en Vlaanderen nog gebieden, die rijk zijn aan soorten karakteristiek voor laagveenmoeras en kwelmilieus. Vooral in het dal van de Drentse Aa, Zwarte Beek en Buitengoor treffen we zulke soorten relatief vaak aan.
- Het voorkomen van deze soorten wordt gestimuleerd door hoge waterstanden (op of boven maaiveld). Tevens geeft de beschikbaarheid van openwater in de vorm van kleine poeltjes en slotjes een belangrijke bijdrage aan de faunistische natuurwaarden.
- Andere factoren welke mogelijk sturend werken op de soortensamenstelling van levensgemeenschappen van semi-aquatische en terrestrische ongewervelden zijn concentratie bicarbonaat en C/N-ratio van de bodemtoplaag en de vegetatiestructuur (hoogte kruidlaag en bedekking strooisel) en vegetatiebeheer.

- Door in het beheer te aansturen op (1) hoge waterstand en (2) de aanwezigheid van openwater kan het voorkomen van zeldzame en karakteristieke ongewervelden gestimuleerd worden.

## 7 Synthese

### 7.1 Actuele veenvorming in herstelde beekdalvenen is zeer beperkt

Op de referentiesites treedt accumulatie van weinig veraard veen onder goed gebufferde en matig basenrijke dan wel matig alkalische omstandigheden op. Deze sites zijn basenrijk genoeg voor de aanwezigheid van basenminnende vegetatie van slaapmossen en kleine zeggen en zijn tegelijk matig alkalisch en permanent waterverzadigd waardoor de afbraak van veen beperkt is. Helaas is het niet gelukt om in Nederland of Vlaanderen herstelsites te vinden die constant zeer nat zijn en matig basenrijk en matig alkalisch. De twee in de Benelux onderzochte sites waar wel sprake is van een goed ontwikkelde veenvegetatie en die ook constant zeer nat zijn (Torfbroek en Buitengoor) zijn zeer kalkrijk. Hier is echter nauwelijks sprake van veenvorming omdat afgestorven organisch materiaal onder dergelijke omstandigheden onmiddellijk wordt gehumificeerd. Er is dan geen sprake is van stapeling van weinig veraard organisch materiaal en de accumulatiesnelheid van sterk veraard materiaal is dan laag of nihil. Gezien het voorgaande is het nu niet duidelijk of onder matig basenrijk omstandigheden de vorming van weinig veraard veen kan optreden op herstelsites die in het verleden sterk zijn gedegradeerd. Op herstelsites in Polen met een zwakke degradatie van de bodem lijkt dat wel het geval te zijn. In Nederland en Vlaanderen is er echter vrijwel altijd sprake van sterke bodemdegradatie.

Op herstellocaties is met dit onderzoek actuele veenvorming op basis van het veenprofiel alleen op relatief basenarme herstellocaties vastgesteld. Het betreft hier een recent gevormde toplaag van afgestorven, weinig veraarde mossen en dode wortels. De dode mossen zijn gevormd door meestal *Calligonella cuspidata* (Gewoon puntmos) en soms ook *Warnstorfia fluitans* (Vensikkelmos). Door de lage basenrijkdom en alkaliniteit is de afbraak laag en kan dood, weinig veraard organisch materiaal accumuleren. De basenrijkdom is laag door een te geringe toestroming van basenrijk grondwater of zelfs door het optreden van infiltratie. Vaak heeft deze laag ook een opvallend losse structuur en ze kan 'los' van het oude veenprofiel aan de stengels van de kruidlaag hangen. De betreffende locaties hebben ook een wegzakkende zomerstand. Een diepe zomergrondwaterstand en een losse structuur van de toplaag belemmeren de opstijging van grondwater met een hogere alkaliniteit en basenrijkdom naar de toplaag. Betreffende locaties kunnen dus geen duurzame ontwikkeling hebben naar basenminnende moerasvegetatie. De ontwikkeling tendeert ofwel naar een zuur moeras met wel organisch accumulatie maar geen perspectief voor een basenminnende zeggen/slaapmos-vegetatie of blijft steken in een matig natte, ruige moerasbegroeiing waarbij het onzeker is of de accumulatie van dood mos zich in de toekomst zal voortzetten.

Op ijzerrijke, matig tot zeer basenrijke locaties is met het huidige onderzoek nergens recente accumulatie van weinig veraard organisch materiaal vastgesteld. Ook locaties die al enkele decennia zeer nat zijn (Zwarte Beek), hebben in de toplaag geen sporen van weinig veraarde macroresten van mossen en wortels. De toplaag van de bodem bestaat uit een zwarte, slappe, zeer sterk veraarde organische laag van zeer fijne deeltjes. Tegelijk is op deze sites sprake van een relatief hoge productie van de kruidlaag die beduidend hoger ligt dan die in veenvormende referentiesites. Blijkbaar vindt op de herstelsites snel afbraak plaats van afgestorven wortels en mossen. Niet uitgesloten is dat op de ijzerrijke locaties wel netto accumulatie plaatsvindt van sterk gehumificeerd organisch materiaal. Met de onderzoekstechnieken die in dit oriënterende onderzoek haalbaar waren, was echter niet vast te stellen of netto accumulatie dan wel netto afbraak optreedt. Nu kan slechts worden vastgesteld dat er geen accumulatie van weinig veraard materiaal optreedt.

Voor het feit dat in ijzerrijke herstellocaties geen vorming van weinig veraard veen optreedt en voor de mogelijkheid dat de afbraak groot kan zijn, kunnen de volgende factoren een belangrijke rol spelen:

- Op vernalte ijzerrijke herstelsites treedt reductie op van ijzer vanuit een grote voorraad geoxideerd ijzer dat in de verdrogingsfase is geaccumuleerd. Op recent vernalte locaties kan een aanzienlijk deel daarvan nog bestaan uit (amorfe) geoxideerde ijzermineralen dat nog niet is gereduceerd. Bij de reductie van dit ijzer wordt organische stof afgebroken en  $\text{HCO}_3^-$  gevormd (alkalinisatie). Uit de chemische analyses van het bodemvocht en meting van pH-profielen blijkt dat in de toplaag van ijzerrijke herstelsites inderdaad alkalinitas is opgetreden. Deze hoge alkaliniteit op zichzelf bevordert een verdere afbraak van veen.
- In ijzerrijke veenbodems is de afbraak van organisch materiaal hoog omdat door de aanwezigheid van een grote ijzervoorraad en wisselende waterstanden afwisselend veel ijzer kan oxideren en reduceren. Dit proces wordt in paragraaf 7.5 nader besproken. Wanneer op vernalte ijzerrijke herstelsites de waterstand fluctueert, is een sterke afbraak van organisch materiaal mogelijk. In deze pilotstudie was het niet mogelijk om het waterstandsregime op basis van beschikbare metingen te analyseren. Uit vele veldbezoeken op Nederlandse en Vlaamse herstelsites bestaat echter wel de indruk dat op veel herstellocaties de waterstanden nog fluctueren. Uit peilbuisgegevens in sterk vernalte gebieden van de Drentse Aa (metingen SBB) blijkt dat de grondwaterstand in droge zomers nog 1 tot 3 dm uitzakken. In de referentiegebieden is bekend dat de waterstanden slechts enkele cm's ten opzichte van het maaiveld fluctueren (ongepubliceerde gegevens Robert Stanko, Wiktor Kotowski en anderen)
- De aanwezigheid van een vegetatie met een hoge bedekking van de helofyten *Equisetum fluviatile* (Holpijp), *Carex rostrata* (Snavelzegge), *Menyanthes trifoliata* (Waterdrieblad) en *Juncus acutifloris* (Veldrus) met veel luchtweefsel kan ook bijdragen aan een afwissellende oxidatie en reductie van ijzer in de wortelzone en daarmee de afbraak van organisch materiaal bevorderen. Dit proces wordt nader toegelicht in paragraaf 7.5. In hoeverre dit proces bijdraagt aan afbraak hangt af van de hoeveelheid zuurstof die deze helofyten afstaan in de rhizosfeer. Een kwantificering van het belang van een dergelijk proces vergt daarom nader onderzoek zoals het meten van de redoxpotentiaal gedurende het jaar.

- Opvallend is dat in paleo-ontologisch onderzoek geen melding wordt gemaakt van veenafzettingen waarin macroresten van *Equisetum* fluviatile (Holpijp) overheersen (zie o.a. Succow & Joosten, 2001). Juist Holpijp overheerst momenteel op veel herstelsites. In een onderzoek naar de ontwikkeling van een kwelveen in Slowakije bleek dat het betreffende veen gedurende duizenden jaren in een fase van Holpijpmoeras verkeerde en toen slechts een dunne organisch laag had gevormd (Grootjans et al., in prep.). Dergelijke resultaten suggereren dat Holpijp geen sterke veenvormer is en de afbreekbaarheid van de soort daarin een belangrijke factor is.
- IJzerrijke herstelsites hebben doorgaans een relatief hoog-productieve kruidlaag. Door de hoge bedekking en hoge hoogte beperkt deze laag de lichtval op de bodem en remt daarmee de groei van mossen. Juist een productieve moslaag zorgt in mesotrofe referentiesites in belangrijke mate voor veenvorming. Hoewel geen lichtmetingen zijn uitgevoerd is het zeer waarschijnlijk dat de lichtinval op de bodem van ijzerrijke herstelsites lager is dan de lichtbeschikbaarheid die op referentiesites met een hoge mosbedekking is gemeten (Kotowski & Van Diggelen, 2004).
- In venen met een ijzerrijke bodem is *Calliergonella cuspidata* (Gewoon puntmos) de overheersende mossoort. De reden hiervoor is dat deze soort een hoge tolerantie ten aanzien van gereduceerd ijzer in het bodemvocht heeft. Andere slaapmossoorten die in de referentiesites overheersen en daar veenvormend lijken lijken juist ten gevolge van ijzertoxiciteit weinig voor te komen danwel geen hoge bedekking in ijzerrijke herstelsituaties te hebben. In zijn algemeenheid zijn slaapmossen slecht afbreekbaar en daardoor potentieel goede veenvormers. Het is de vraag of *C. cuspidata* slecht afbreekbaar is. Mogelijk is deze soort juist wel goed afbreekbaar. De soort wordt gestimuleerd door lichte verdroging en N en P-rijke omstandigheden (Kooijman, 1993) en zou daardoor ook hoge N en P gehalten in de gevormde biomassa kunnen hebben. In paleo-ontologische literatuur wordt geen of weinig melding gemaakt van veenafzettingen waarin macroresten van deze soort de overhand hebben (zie o.a. Succow & Joosten, 2001). De afbreekbaarheid van *C. cuspidata* in verhouding tot de mesotrafente, veenvormende mossoorten vergt nader onderzoek.

## 7.2 Toxiciteit door ijzer beperkt het voorkomen van kenmerkende en veenvormende soorten

Diverse mesotrafente mossoorten (*Drepanocladus*, *Hamatocaulis vernicosus*) die op referentiesites sterk bijdragen aan de veenvorming komen alleen met hogere bedekkingen voor bij een lage concentratie van gereduceerd ijzer ( $\text{Fe}^{2+}$ ) in het bodemvocht van de toplaag. Ook veel mesotrafente zeggensoorten (*Carex*) komen ook alleen voor bij lage gehalten. Hieruit leiden we af dat deze soorten gevoelig zijn voor ijzertoxiciteit ( $\text{Fe}^{2+}$  in bodemvocht  $> 200 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Op een groot deel van de sterk gedegradeerde herstelsites is de concentratie van gereduceerd ijzer hoog. Betreffende soorten ontbreken hier vaak en als ze voorkomen hebben ze een lage bedekking. IJzertoxiciteit belemmert dus het voorkomen van soorten van relatief voedselarme omstandigheden en die onder voedselarme omstandigheden weinig veraard veen kunnen vormen. Op sites met (zeer) hoge ijzergehalten in het bodemvocht kunnen maar een beperkt aantal soorten goed groeien. Dit zijn



voornamelijk Holpijp (*Equisetum fluviatile*), Snavelzegge (*Carex rostrata*) en Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*).

Zeer hoge ijzergehalte in het bodemvocht van de toplaag ( $500-5000 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) van gedegradeerde venen zijn alleen aangetroffen bij toestroming van ijzerhoudend grondwater ( $> 150 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Chemische processen in de toplaag zorgen er ook voor dat de ijzerconcentratie van het bodemvocht veel hoger is dan dat van het toestromende grondwater (factor 4 tot 11). Daardoor hebben niet alleen venen met een hoge ijzerconcentratie in toestromende grondwater een hoog ijzergehalte in het bodemvocht, maar ook gedegradeerde venen met relatief lage ijzerconcentraties in het toestromende grondwater ( $> 30 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Vermoedelijk heeft de vroegere degradatie van de veenbodem op herstelsites bijgedragen aan sterke accumulatie van geoxideerd ijzer.

Accumulatie van ijzer treedt bij degradatie van venen als volgt op. Bij (lichte) ontwatering van venen met toestroming van ijzerhoudend grondwater accumuleert ijzer in de toplaag door oxidatie. Dit vindt vooral plaats wanneer de toplaag gaereerd raakt, terwijl de standplaats nog wel gevoed wordt door grondwater. In de capillaire zone zal het tweewaardige ijzer dan oxideren en neerslaan als ijzeroxiden en -oxihydroxiden. In veel ijzerrijke venen werd zelfs zoveel ijzer afgezet dat ijzer in de vorm van limonietafzettingen gewonnen kon worden. In de Zwarte Beek vallei hebben zulke winningen vooral plaatsgevonden in het daltraject dat daarvoor al gedurende enkele eeuwen in gebruik was genomen als hooiland en dus ook gedurende lange tijd geoxideerd ijzer had kunnen accumuleren (Aggenbach et al., 1990). De ontwatering van venen zorgt ook voor afbraak van organisch materiaal waardoor ook het ijzergehalte van de bodem toeneemt. Als de gedegradeerde zeer ijzerrijke bodems weer vernat worden, dan gaat onder zuurstofloze omstandigheden veel ijzer reduceren en oplossen. Dit proces zou dan kunnen verklaren waarom het ijzergehalte in het bodemvocht in vernatte venen met een ijzerrijke bodem vele malen hoger is dan dat in het toestromende grondwater. Een sterke aanwijzing voor dit proces is de verhoogde alkaliniteit die is gemeten in het bodemvocht en de 'omgekeerde' pH-profielen in de bodem (bovenin hoogste pH) van ijzerrijke herstelsites. Bij de reductie van ijzer in organische bodems wordt bicarbonaat gevormd. Het degradatieverleden van beekdalvenen lijkt daarmee een sterk bepalende factor voor het optreden van ijzertoxiciteit.

Bovengenoemde factoren hebben grote relevantie voor herstel van veenvorming in Nederlandse beekdalen omdat beekdalen met ijzerrijke bodems veel voorkomen. Dit lijkt ook voor Vlaanderen het geval te zijn.

### **7.3 Herstellocaties zijn voedselrijk en productief**

Herstelsites met een sterk gedegradeerde bodem hebben een grotere productiviteit van de kruidlaag dan ongestoorde en zwak gedegradeerde sites. Hoewel productiviteit niet direct is gemeten, is een hogere productie van de sterk gedegradeerde sites wel aannemelijk wegens de hogere bedekking en hoogte van de kruidlaag. Bovendien is er een groot verschil in de anorganische pools van stikstof en fosfor van de bodemtoplaag. Op sterk gedegradeerde sites is een grote pool anorganische stikstof aanwezig in de vorm van ammonium dat aan het kationadsorbtielcomplex is gebonden. Op

sterk gedegradereerde sites is vaak ook een grote voorraad aan anorganisch fosfaat aanwezig. De omvang daarvan is gecorreleerd met de ijzerrijkdom waarbij het meeste anorganisch fosfaat aan ijzer gebonden is en veel minder aan calcium. De kruidlaag in de ongestoorde referentiesites zijn mogelijk N-gelimiteerd wegens een lage ammonium-concentratie op het adsorbtiecomplex en een hoge C/N ratio. De N-beschikbaarheid lijkt hier gering te zijn. De analyses van de gegevens over nutriëntenbeschikbaarheid lijken er echter op te duiden dat de beschikbaarheid van ammonium en fosfaat tussen ongestoorde en sterk gestoorde venen nauwelijks verschilt. De beschikbaarheid van fosfaat op basis van P-olsen gehalte is daarbij ook nog zo laag dat fosfaat niet toereikend zou zijn voor een hoge productiviteit. Een hoge ratio van ijzer en anorganisch fosfaat zou daarbij ook tot lage Polen waardes op ijzerrijke herstelsites kunnen leiden. Het lijkt er op dat de aanwezigheid van grote voorraden anorganisch fosfaat en stikstof een belangrijke factor zijn voor een relatief goede nutriëntenbeschikbaarheid op sterk gedegradereerde sites.

De vraag is waarom sterk gedegradereerde sites zulke grote voorraden van ammonium en anorganisch fosfaat hebben. Allereerst treedt door verdroging inklinking op en neemt de hoeveelheid droge stof per volume eenheid toe en daarmee ook de hoeveelheid nutriënten. Daarnaast leidt verdroging tot mineralisatie van het veen waardoor veel stikstof en fosfaat vrijkomt. In ijzerrijke, verdroogde veenbodems wordt het fosfaat dan goed vastgehouden door ijzerhydroxiden en -oxiden. Wanneer ook nog is bemest wordt de extra aangevoerde fosfaat ook snel aan ijzer gebonden. Door de zeer hoge kationadsorbtiecapaciteit van de veenbodem kan ook een groot deel van de gemineraliseerde stikstof als ammonium worden geadsorbeerd. Vermoedelijk blijven die grote voorraden  $\text{NH}_4$  en fosfaat langdurig aanwezig in de vernatte veenbodems. Een andere verklaring voor een grote anorganische P-pool kan fosfaatbemesting zijn. In West-Europa is halverwege de 19e eeuw Thomas slakkemeel uitgevonden, een fosfaatbemester. Die is ongetwijfeld voor het uitvinden van de kunstmest veel toegepast in de beekdalen. In de referenties in Polen is dat waarschijnlijk niet gebeurd.

Herstellocaties met een sterk gedegradereerde bodem hebben een meer gesloten en hogere kruidlaag dan niet gedegradereerde locaties. Mesotrafente, laagproductieve soorten worden op voedselrijke herstellocaties daardoor snel benadeeld door lichtbeperking. Zeer vermoedelijk is dat het geval voor de moslaag en vermoedelijk ook voor langzaam groeiende vaatplanten die laag blijven zoals kleine zeggen-soorten (zie bijv. Kotowski et al. 2006). Een hoge nutriëntenbeschikbaarheid is daardoor een sterk beperkende factor voor de ontwikkeling van laagproductieve doelvegetatietypen in beekdalvenen.

De volgende processen en factoren kunnen er voor zorgen dat de nutriëntenbeschikbaarheid op herstelsites met een sterk gedegradereerde bodem hoog is:

- Op sterk gedegradereerde sites heeft het organisch materiaal van de bodem een hoger N- en P-gehalte. Bij afbraak van organisch materiaal zou daardoor veel N en P kunnen vrijkomen.
- Een hoge atmosferische depositie kan op de herstelsites in Nederland en Vlaanderen verder bijdragen tot een verhoogde stikstofbeschikbaarheid.

Op ijzerrijke herstelsites kunnen nog de volgende processen een rol spelen:

- Op herstelsites kan reductie optreden van een grote voorraad geoxideerd ijzer. Bij deze reductie vindt afbraak van organisch

materiaal plaats waarbij N en P mineraliseren. De verhoogde alkaliniteit in de toplaag duidt hierop.

- Wisselende waterstanden en de toevoer van zuurstof door helofyten naar de wortelzone kunnen in venen met een ijzerrijke bodem voor een verhoogde afbraak zorgen (zie paragraaf 7.3) en daarmee ook voor een sterke N- en P-mineralisatie.
- In sterk gedegradeerde sites met ijzerrijke bodems bestaat de vegetatie voor een belangrijk deel uit helofyten die zijn aangepast aan hoge ijzergehalten in het bodemvocht. De belangrijkste aanpassing van helofyten bestaat uit het uitscheiden van zuurstof in de rhizosfeer om zo ijzer te oxideren en ijzertoxiciteit te ontlopen (Armstrong, 1982). Bij oxidatie van ijzer wordt zuur gevormd en in de rhizosfeer treedt daardoor een sterke daling van de pH op (Begg et al., 1994). Door deze pH-daling kan aan ijzer gebonden fosfaat desorberen. Vervolgens kunnen de wortels het vrijgekomen fosfaat opnemen. Mogelijk wordt ook  $\text{NH}_4$  dat is geadsorbeerd aan het adsorbtiecomplex, door kationuitwisseling los gemaakt en opgenomen.  $\text{NH}_4$  zou ook kunnen desorberen omdat bij een pH-daling de kationadsorbtiecapaciteit van het organisch materiaal afneemt. Deze processen spelen zich op een zeer kleine schaal af rond de wortelpunten die zich door de bodem verplaatsen. De wortels zouden zo uit een grote anorganische pool N en P opnemen in een door hun gecreëerd gunstig micromilieu. Grote helofyten met een hoge zuurstofafgifte zouden dan een veel betere beschikbaarheid van N en P hebben dan blijkt uit de chemische variabelen gemeten in de bulkmonsters. Een sterke aanwijzing dat productieve helofyten op de ijzerrijke herstelsites veel zuurstof uitscheiden is het optreden van een verhoogde  $\text{CO}_2$ -spanning in het bodemvocht boven een helofytbedekking van 20 %. Een aanwijzing dat de helofyten, die op ijzerrijke herstellocaties een hoge bedekking hebben, ijzertoxiciteit ontwijken, is dat deze soorten kunnen voorkomen bij relatief lage pH's. Ze moeten immers bestand zijn tegen hun eigen pH-verlaging in de rhizosfeer. Het betreft de soorten *Equisetum fluviatile* (Holpijp), *Carex rostrata* (Snavelzegge), *Menyanthes trifoliata* (Waterdrieblad) en *Juncus acutifloris* (Veldrus).

## 7.4 Afwezige en minder belangrijke factoren

Met deze pilotstudie is ook vastgesteld dat herstel van veenvorming niet of slechts zeer weinig wordt beperkt door een aantal andere factoren. Op de meeste onderzochte herstelsites lijkt geen sprake te zijn van toestroming van grondwater met een hoog gehalte aan sulfaat en/of nitraat, waardoor afbraak van de bovenste veenlaag ten gevolge van reductie van sulfaat of nitraat geen relevante rol speelt. Hoge gehalten van nitraat en/of sulfaat in het grondwater worden in Nederland en Vlaanderen veelal veroorzaakt door bemesting en atmosferische depositie. Slechts op een locatie (Torfbroek) was sprake van toestroming van sulfaatrijk grondwater en hier was dan ook sterk gehumificeerd organisch materiaal aanwezig. De invloed van vermist grondwater kan in deze pilotstudie echter onderschat zijn. Ten eerste worden de meeste onderzochte herstelsites gevoed door grote grondwatersystemen. Door hun lange verblijftijd is grondwater dat in de beekdalen toestroomt nog niet vervuild. Daarnaast kan de invloed van vermist grondwater op

herstelsites met een dik veenpakket niet getraceerd zijn omdat de chemische samenstelling alleen ondiep in het veenpakket is gemeten. Vermest grondwater dat vanuit de zandondergrond het veen instroomt, zou een dergelijk veen eerst in de veenbasis aantasten door de oxidatie van organische stof. Hoger in het profiel zouden in een dergelijke situatie de gehalten aan nitraat en sulfaat dan verwaarloosbaar zijn.

Het gehalte aan sulfide ( $H_2S$ ) in het bodemvocht lijkt geen grote rol te spelen. Het sulfidegehalte is zo laag dat geen toxische effecten op plantengroei verwacht mogen worden en dus ook niet op het voorkomen van veenvormende soorten. Hierbij is wel de kanttekening te maken dat de meeste onderzochte herstelsites in Nederlanden en Vlaanderen ijzerrijk waren.  $H_2S$  dat zou kunnen ontstaan bij reductie van sulfaat wordt door de grote beschikbaarheid van ijzer snel omgezet in ijzersulfiden die niet toxisch zijn (Van der Welle et al., 2006). In ijzerarme herstelsites waarbij belasting met sulfaat via het toestromende grondwater kan optreden, zijn hoge sulfidenconcentraties niet uit te sluiten.

## **7.5 Alternatieve stabiele toestanden in venen met een ijzerrijke bodem?**

Op basis van de voorgaande interpretaties kan de vraag worden gesteld of herstelllocaties met een ijzerrijke bodem in een stabiele, voedselrijke toestand verkeren waarin een hoge afbraak de veenvorming belemmert en een ontwikkeling naar mesotrafente zeggen- en slaapmosvegetatie tegenhoudt. De aanwezigheid van een grote ijzerpool in de toplaag kan hierbij een sleutelrol spelen. Wanneer grote hoeveelheden ijzer afwisselend oxideren en reduceren kan veel organisch materiaal worden afgebroken (figuur 57). Afwisselende oxidatie en reductie kan plaatsvinden door wisselende waterstanden. Bij droogval komt zuurstof in de toplaag en zal ijzer oxideren. Wanneer de bodem weer met water wordt verzadigd zal het geoxideerde ijzer gaan reduceren en het organisch materiaal afgebroken. Een grote ijzerpool in de toplaag maakt ijzerrijke venen daarmee zeer gevoelig voor wisselende waterstanden. Bij kleine waterstandsfluctuaties kan er al veel afbraak plaatsvinden. Het is de vraag of de meeste herstelsites een dusdanige waterhuishouding hebben dat de waterstand nooit onder maaiveld uitzakt. Zo'n waterregime is alleen mogelijk wanneer de kwelflux voldoende hoog is, en de drainagebasis aan maaiveld ligt.

## Alternatieve stabiele toestanden?



Zwarte Beek (site ZB3)  
35 jaar soortenarm Holpijpmoeras

**KWR**  
Watercycle Research Institute



Luboń, (Polen, Kasjubia)  
enkele eeuwen soortenrijk trilveen

*Foto 8: Twee sterk verschillende stabiele toestanden. Eén in een sterk gedegradeerd ijzerrijk veen en een ander in een ongestoord veen.*

Daar bovenop zijn een aantal positieve terugkoppelingmechanismen mogelijk die een toestand van grote afbraak en een hoge voedselrijkdom in stand kunnen houden. Door een hoge voedselrijkdom en hoge ijzerconcentraties in het bodemvocht houden productieve helofyten met veel luchtweefsel de overhand. Deze laten zuurstof uit hun wortels lekken en kunnen daardoor langdurig zorgen voor veenafbraak. Ze bevorderen de afbraak van organisch materiaal, enerzijds doordat micro-organismen de gelekte zuurstof direct aanwenden als oxidator van organisch stof, anderzijds doordat het zuurstof ijzer oxideert en dat ijzer later weer bij reductie organisch stof afbreekt. Deze afbraak van organisch materiaal zorgt vervolgens voor een aanvulling van de voorraad anorganisch fosfaat en ammonium. Omdat de helofyten via oxidatie van ijzer hun wortelmilieu verzuren zou het ijzergebonden fosfaat en geadsorbeerd ammonium goed beschikbaar kunnen komen. Het stikstof- en fosfaatgehalte in het weefsel van de helofyten kan hoog zijn, waardoor dit gemakkelijker afbreekbaar is en de circulatiesnelheid van de nutriënten sterk toeneemt. Betreffende helofyten vormen dan ook niet of nauwelijks weinig gehumificeerd veen.

Door een hoge nutriëntenopname zijn de helofyten productief en vormen ze een hoge kruidlaag met een hoge bedekking. Dit leidt tot een lage lichtbeschikbaarheid op de bodem en kan daardoor de ontwikkeling van een moslaag belemmeren. De accumulatie van moeilijker afbreekbaar organisch materiaal van mossen wordt hierdoor sterk geremd. Immobilisatie van nutriënten in een veenvormende moslaag komt ook niet van de grond of er

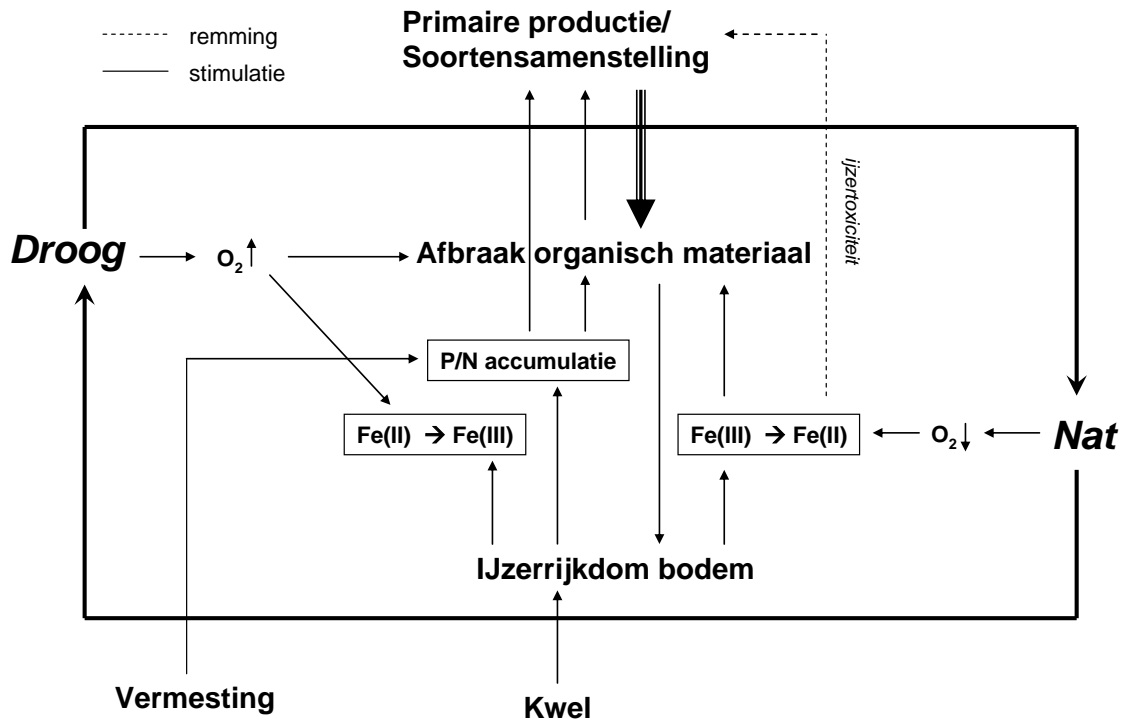
ontwikkelt zich een moslaag van *Calliergonella cuspidata* (Gewoon puntmos) die onder zeer natte ijzerrijke condities niet veenvormend lijkt te zijn. De productieve helofytvegetatie kan zo een ontwikkeling naar een ecosysteem met een lagere afbraak en lagere voedselrijkdom tegenhouden. Een gebrekkige ontwikkeling van een moslaag met veenvormende mossoorten kan ook de ontwikkeling van een microstructuur van slenken en bulten belemmeren. Dergelijke microstructuren zijn wel aanwezig op de referentiesites en zijn vermoedelijk zeer belangrijk voor een hoge biodiversiteit aan planten en dieren.

Een vraag is waarom helofyten met veel luchtwoefsel snel de overhand krijgen na vernatting van ijzerrijke locaties. In vernatte delen van de Drentse Aa bijvoorbeeld kan de ontwikkeling van een hooilandvegetatie naar een Holpijp-Snavelzegge moeras binnen enkele jaren optreden. Een plotselinge vernatting zal leiden tot een snelle stijging van het ijzergehalte in het bodemvocht. Voor de dominante hooilandsoorten leidt dat zeer snel tot ernstige toxiciteitseffecten, terwijl de reeds aanwezige helofyten Holpijp, Snavelzegge en Veldrus snel in staat zijn de vrijgekomen ruimte via vegetatieve uitbreiding in te nemen.

Het bovenstaande mechanisme maakt het mogelijk dat venen met een ijzerrijke bodem langdurig in een voedselrijke toestand met een hoge afbraak en een productieve helofytvegetatie blijven steken. Veldwaarnemingen op ijzerrijke locaties in bijvoorbeeld de Zwarte Beek vallei laat locaties zien waar minstens al 35 jaar Holpijp-Snavelzegge-moerassen voorkomen zonder dat er duidelijke veranderingen in de vegetatie zijn opgetreden (foto 8). Op zulke locaties zijn, ondanks de aanwezigheid van een matig productieve begroeiing, ook geen recente, herkenbare macroresten afgezet in de bodem.

De geconstateerde afwezigheid van actuele veenvorming met weinig veraard materiaal in ijzerrijke herstelsites werpt de vraag op waarom daar in het verleden wel weinig tot matig veraard organisch materiaal kon accumuleren. Macroresten dieper in het profiel geven aan dat mossen, kleine zeggen, grote zeggen, riet en soms ook bomen veen hebben gevormd. Blijkbaar konden deze venen, voordat ze verstoord raakten door ontwatering en landbouwkundig gebruik, wel degelijk weinig veraard veen accumuleren (humificatiegraad 4 t/m 7). Onze hypothese is dat tijdens de veenvormende fase het ijzergehalte van de toplaag veel lager was dan nu het geval is (zie paragraaf 7.2). Daardoor ontbrak een grote ijzervoorraad die de afbraak van organisch materiaal sterk bevordert. Ook was vermoedelijk het ijzergehalte in het bodemvocht lager zodat minder beperking van veenvormende soorten door ijzertoxiciteit optrad. Beide konden dan bijdrage aan een accumulatie van relatief weinig gehumificeerd organisch materiaal.

Het lijkt dan ook aannemelijk dat in beekdalvenen met toestroming ijzerhoudend grondwater op een middellange termijn meerdere alternatieve, stabiele toestanden kunnen bestaan. Voor het herstel van veenvorming en mesotrafente moerasvegetatie kan daarom een belangrijke vraag zijn hoe een stabiele ongunstige toestand veranderd kan worden in een stabiele gunstige toestand. Bij herstel van beekdalvenen met toestroming van ijzerhoudend grondwater moet echter niet worden uitgesloten dat hier van nature ook eutrofe venen met een hoge afbraak voorkwamen. Paleo-ontologisch onderzoek naar de ontwikkeling van ijzerrijke beekdalvenen zou meer licht kunnen werpen op het optreden van alternatieve stabiele toestanden en transitieën daar tussen.



Figuur 57: De invloed van ijzer en droog/nat-cycli op de afbraak van organisch materiaal, nutriëntenrijkdom en vegetatie venen met een ijzerrijke bodem.

## 7.6 Herstelbaarheid van kenmerkende en veenvormende plantensoorten wordt sterk belemmerd door lokale en regionale soortenpools en verspreidingsmogelijkheden

Op herstellocaties is het aantal kenmerkende soorten in de kruidlaag beduidend lager dan in referentiesystemen. Dit wordt in eerste instantie bepaald door hun aanwezigheid in de meer of minder directe omgeving. De lokale en regionale pools met kenmerkende vaatplantsoorten van herstelsites zijn kleiner dan die van referentiesites. Dit is in mindere mate het geval voor mossoorten. Veel vaatplantensoorten zullen zich zonder (her)introductie niet of nauwelijks op korte termijn vestigen op herstellocaties. In het voorgaande is aangegeven dat de lagere bedekking van mossoorten vermoedelijk veroorzaakt wordt door een sterk verminderd lichtregime op de bodem als gevolg van de productievare kruidlaag. Het is niet bekend of de lichtbeschikbaarheid zich in de range van limitatie voor mossen bevindt maar het lijkt wel waarschijnlijk. In dat geval wordt ook de productiviteit van de moslaag en daarmee de veenvorming door deze groep beperkt. Ook kan lichtbeperking de diversiteit van de moslaag beperken.

Een ander aspect wat voor vestiging van belang kan zijn is dat bepaalde soorten zich mogelijk alleen vlak na de laatste ijstijd in venen hebben gevestigd. Uit onderzoek naar het voorkomen van veenvormende slaapmossen in Midden-Europa komt bijvoorbeeld naar voren dat *Hamatocaulis vernicosus* (Geel schorpioenmos) voornamelijk voorkomt in

regio's met oude venen (Štechová et al., 2008). In jonge venen (<600-700 jaar) kwam de soort nauwelijks voor. In de voorliggende pilotstudie is de soort alleen aangetroffen in de Poolse referentiesites die vermoedelijk langdurig bestaan als veen. Dit patroon is ook zichtbaar in de verspreiding van zeggesoorten die in Midden- en Zuidoost-Europa bekend staan als ijstijdrelict (*Carex diandra*, *C. lasiocarpa*, *C. chordorrhiza*, *C. dioica*, *C. buxbaumii*). Als oorzaak voor dit patroon van *Hamatocaulis vernicosus* wordt de slechte verspreiding van de soort genoemd, die in Midden-Europa bijna nooit sporen vormt (Štechová et al., 2008). Ook van vroegere Nederlandse voorkomens van deze soort zijn geen sporenvormende planten bekend (Touw & Rubers, 1989). Hetzelfde geldt voor een aanzienlijk deel van de veenvormende *Scorpidium*- en *Drepanocladus*-soorten die niet of nauwelijks sporenkapsels vormen (Touw & Rubers, 1989). De aanname dat mossen een goede verspreiding en vestiging hebben gaat dan ook niet altijd op en zou voor meerdere kenmerkende en veenvormende soorten ernstig beperkt kunnen zijn. Om deze reden dient (her)introductie van zulke mos- en zeggensoorten serieus overwogen te worden.

## 7.7 Herstel van diversiteit invertebraten

Uit het onderzoek naar het voorkomen van (semi)aquatische en terrestrisch invertebratenfauna komt naar voren dat diverse herstelsites in Nederland en Vlaanderen soorten van venen en grondwatergevoede venen voorkomen. Daaruit kan worden afgeleid dat vernatte beekdalvenen van belang zijn voor invertebratenfauna van zulke milieus. Wegens de beperkte opzet van deze pilotstudie was het niet mogelijk om een beeld te vormen van de diversiteit en dichtheden van de invertebratenfauna in ongestoorde referenties en ook de gangbare internationale literatuur biedt te weinig houvast om een set van referentiesoorten scherp te begrenzen. Helaas was ook was geen ruimte voor een screening van bestaande data en grijze literatuur in Midden-Europa. Door het ontbreken van een duidelijk referentiebeeld kan daarom niet bepaald worden in welke mate faunagemeenschappen van herstelsites onderverzadigd zijn.

Ondanks het schaarse voorkomen van open water in op de onderzochte sites, zijn tijdens het onderzoek een groot aantal (semi-aquatische) diergroepen aangetroffen. Waterkevers, slakken, dansmuggen, borstelwormen en tweekleppigen zijn daarin de dominante groepen. Binnen de terrestrische fauna zijn muggen zijn de meest talrijke diergroep en daarnaast hebben vliesvleugeligen, kevers, cicaden en vliegen een relatief groot aandeel. Op diverse herstelsites en de referentiesite Buitengoor zijn soorten van venen en kwelmilieus aangetroffen. De rijkdom aan semi-aquatische ongewervelde is hoger naar mate de locaties natter zijn en meer openwater aanwezig is. Dat geldt ook wanneer alleen de soorten van veen- en kwelmilieus worden bekeken. De mate waarin openwater aanwezig is, wordt in de herstelsites bepaald door patroonvariatie op mesoschaal (plaatselijk poeltjes, sloten) en niet of nauwelijks door microreliëf. De factoren alkaliniteit van het bodemvocht, structuur van de kruidlaag en de C/N-ratio van de toplaag hebben mogelijk invloed op de soortensamenstelling van semi-aquatische en terrestrische fauna. Wegens het gering aantal onderzochte sites zijn dit zeer voorlopige bevindingen die nader onderzocht moeten worden in een opzet waarin ook ongestoorde referentievenen worden betrokken. Ook voor het vaststellen van de invloed van wel of geen maaibeheer is de dataset veel te



beperkt en kunnen ten aanzien van maaibeheer geen conclusies worden getrokken. Omdat wel/of geen maaibeheer grote invloed heeft op de vegetatiestructuur en de invloed van maaimachines sterk nivellerend kan werken op de ontwikkeling van microstructuren, kan de invloed van beheer op de ongewervelde fauna wel groot zijn. Dit beheeraspect dient nader onderzocht te worden.

## **7.8 Kansen en mogelijke maatregelen voor herstel veenvormende moerassen in beekdalen**

### **7.8.1 Kansrijkdom**

Op basis van voorgaande interpretatie van de onderzoeksresultaten is een inschatting gemaakt van kansrijkdom voor herstel van veenvorming en herstel van doelvegetatietypen in grondwatergevoede beekdalenvenen. Deze inschatting is samengevat in tabel 14 en gaat er van uit dat zeer natte omstandigheden met een stabiele of nauwelijks fluctuerende grondwaterstand wordt gerealiseerd. Bij de inschatting van kansrijkdom is onderscheid gemaakt in de uitgangssituatie op basis van ijzerrijkdom en basenrijkdom. De ijzerrijkdom heeft betrekking op het  $Fe_{\text{totaal}}$ -gehalte in de bodemtoplaag en het Fe-gehalte in het bodemvocht. Reden om voor de ijzerrijkdom deze variabelen als maat te gebruiken is dat accumulatie van ijzer in de bodemtoplaag in de degradatiefase van beekdalvenen een belangrijkere factor lijkt te zijn dan de ijzerrijkdom van het toestromende grondwater. De basenrijkdom heeft betrekking op de pH van de bodemtoplaag, het Ca- en  $HCO_3^-$ -gehalte van het bodemvocht en toestromende grondwater. Ook is onderscheid gemaakt in het hersteldoel: herstel van veenvorming, herstel van mesotrafente vegetatietypen (*Caricion nigrae*, *Caricion lasiocarpae*, *Caricion davallianae*) en herstel van eutrafante vegetatietypen (*Phragmition*, *Magnocaricion*, rompgemeenschappen van de *Phragmitetea* en *Parvocaricetea*).

Een belangrijke factor voor de kansrijkdom is de ijzerrijkdom van de bodemtoplaag. Bij een lage ijzerrijkdom van de bodem zijn de vooruitzichten voor herstel van veenvorming en herstel van mesotrafente doelvegetatietypen vermoedelijk veel beter dan in geval van een hoge ijzerrijkdom. Bij een hoge ijzerrijkdom van de bodem kunnen een hoge afbraak van organisch materiaal en positieve terugkoppelingsmechanismen, veenvorming en de ontwikkeling van mesotrofe condities sterk beperken. Een ander groot voordeel van ijzerarme herstellocaties is ook dat veel veenvormende en kenmerkende soorten van mesotrofe venen niet belemmerd worden door ijzertoxiciteit. Waar in beekdalen met ijzerarme bodems mogelijkheden zijn voor hydrologisch herstel door ingrepen in de waterhuishouding, dient herstel met voorrang te worden uitgevoerd. De hoge potenties voor herstel van veenvorming en mesotrafente doelvegetatietypen dienen hier aangegrepen te worden. Waar deze kansen zich binnen Nederlandse beekdalgebieden bevinden is nu niet goed in beeld maar deze zouden met een beperkte inspanning beter in kaart kunnen worden gebracht. IJzerarme locaties met nog een aanzienlijke hoeveelheid en bijzondere kenmerkende plantensoorten in de lokale soortenpool als Bennekomse Meent, Langstraat en Lemselermaten verdienen daarbij grote voorrang bij herstel van de waterhuishouding. De grootste potenties voor vorming van weinig veraard veen en mesotrafente doelvegetatietypen op ijzerarme herstellocaties zijn aanwezig bij matig basenrijke omstandigheden. Op zeer basenrijke herstelsites zijn wel mogelijkheden voor herstel van *Caricion davallianae*-

begroeiingen. Zulke locaties zijn van nature niet of nauwelijks veenvormend. Bij diverse ijzerarme locaties met herstelpotentie, heeft herstel van de waterhuishouding grote prioriteit zodat een stabiele, waterstand rond maaiveld en duurzame basenrijke condities wordt gerealiseerd.

Tabel 14: Inschatting van de kansrijkdom voor herstel van veenvorming en doelvegetatietypen in grondwatergevoede beekdalvenen.

Situatie		Doel	Kansrijkdom
Fe-rijkdom	Basenrijkdom		
Fe-arm	Matig basenrijk	veenvorming	groot, mogelijkheden voor vorming weinig veraard veen
		mesotrafente doelvegetatietypen	groot
		eutrafente doelvegetatietypen	groot
	Zeer basenrijk	veenvorming	matig, mogelijkheden voor vorming sterk veraard veen
		mesotrafente doelvegetatietypen	klein/ groot/ onduidelijk
		eutrafente doelvegetatietypen	groot
Fe-rijk	Matig basenrijk	veenvorming	mogelijkheden voor vorming weinig veraard veen klein/ onduidelijk; mogelijkheden voor netto veenvorming onduidelijk
		mesotrafente doelvegetatietypen	klein/ onduidelijk
		eutrafente doelvegetatietypen	groot
	Zeer basenrijk	veenvorming	klein, mogelijkheden voor vorming sterk veraard veen onduidelijk
		mesotrafente doelvegetatietypen	klein
		eutrafente doelvegetatietypen	groot

Op ijzerrijke herstellocaties lijken de perspectieven voor vorming van weinig veraard veen en mesotrafente doelvegetatietypen op korte en middellange termijn vooralsnog gering te zijn en bestaan hierover ook nog veel onzekerheden. Deze onzekerheden hebben sterk te maken met het gegeven dat herstellpogingen in venen met een ijzerrijke bodem vaak pas kortgeleden zijn ingezet en dat er nog nauwelijks is geëxperimenteerd met uiteenlopende hersteltechnieken. Omdat de meeste beekdallocalaties waar sterke vernatting mogelijk, is ijzerrijk zijn, zullen we het moeten doen met de herstel mogelijkheden die hier liggen. Deze herstel mogelijkheden voor veenvorming en doelvegetatietypen dienen dan ook scherper in beeld te worden gebracht met onderzoek en herstelexperimenten. Voor eutrafente doelvegetatietypen hebben ijzerrijke herstelsites goede vooruitzichten. Wanneer een zeer nat waterregime en voldoende kwel wordt gerealiseerd zijn (zwak) eutrafente moerassen van Holpijp en Snavelzegge snel te realiseren en is er op middellange termijn wellicht perspectief voor Grote zeggemoerassen (*Magnocaricion*). Uit het faunaonderzoek blijkt ook dat zulke moerassen een waardevolle bijdrage kunnen leveren aan de diversiteit van ongewervelde fauna. In botanisch opzicht zijn deze moerassen ondanks hun relatief hoge voedselrijkdom ook van belang. Zo heeft bijvoorbeeld *Carex aquatilis* (Noordse zegge) momenteel weer een vitale, omvangrijke metapopulatie in Nederland door sterke vernatting in de middenlopen van de Drentse Aa (Everts & De Vries, 2010). In de tweede helft van de 20e eeuw was deze soort sterk achteruitgegaan en overgebleven populaties hadden een kwijnend bestaan (Van Tooren & Grootjans, 1986). Het is goed mogelijk dat ijzerrijke beekdalmoerassen als zelfregulerende ecosystemen zonder of met weinig beheer langdurig kunnen voortbestaan. Venen met een ijzerrijke bodem kunnen daarmee ook een waardevolle component worden in meer natuurlijke beheerstrategieën op landschapsschaal.

Een belangrijk aspect van herstel van veenvorming en moerasvegetaties is de herstelbaarheid van een hoge, stabiele waterstand rond maaiveld. In beekdalen die gevoed worden door grote grondwatersystemen is zo'n waterregime makkelijker te herstellen dan in beekdalen met voeding uit kleine grondwatersystemen. In grote grondwatersystemen kan een hoge stijghoogte in het zandpakket onder het veen zorgen voor sterke kwel. De grondwaterstand zakt daardoor in droge perioden niet of nauwelijks uit. Bij grote potentiaalverschillen tussen de stijghoogte en de freatische stand zijn beekdaltrajecten ook sterk te vernatten met interne maatregelen. Kleine grondwatersystemen zijn gevoeliger voor meteorologische fluctuaties. Voor vergaand herstel van de waterhuishouding zijn hier ook zowel vernattingsmaatregelen in het kwelgebied als infiltratiegebied noodzakelijk. Het perspectief van beekdalen met voeding uit grote grondwatersystemen is ook beter omdat de kans op vervuiling van het toestromende grondwater met nitraat en/of sulfaat kleiner is dan in geval bij kleine grondwatersystemen.

Ongeacht de abiotische uitgangssituatie geldt dat herstellpotenties voor veenvorming en biodiversiteit sterk beperkt worden door de aanwezigheid van veenvormende en kenmerkende plantensoorten in lokale en regionale soortenpools en een gering vermogen voor verspreiding van zulke soorten. De inschattingen voor potenties in tabel 14 hebben dit aspect genegeerd. Herstel van veenvormende en kenmerkende soorten is niet alleen van de abiotische potenties, maar ook sterk afhankelijk van ingrepen die het voorkomen zulke soorten direct beïnvloeden. Al hoewel voor ongewervelde fauna het voorkomen in lokale en regionale soortenpools en verspreidingsmogelijkheden niet onderzocht zijn in deze pilotstudie, zal vermoedelijk voor faunadiversiteit dezelfde problematiek spelen.

### **7.8.2 Mogelijke herstelmaatregelen**

Deze pilotstudie heeft inzicht opgeleverd in belangrijke verschillen in ranges van vele abiotische variabelen en processen tussen ongestoorde referentie en herstelsites met een sterk gegradeerde veenbodem. Op basis daarvan hebben we in voorgaande paragrafen hypothesen opgesteld ten aanzien van factoren en processen die een grote rol kunnen spelen in de veenvorming, nutriëntenhuishouding en vestigingsmogelijkheden van soorten. Op basis van die ideeën zijn opties voor mogelijke herstelmaatregelen uitgewerkt (tabel 15). Deze herstelopties zijn niet beproefd en dienen daarom uitgetest te worden. Deze herstelopties zijn net als bij de kansrijkdom gedifferentieerd naar hersteldoel en de ijzerrijkdom van herstelsites. Om de tabel overzichtelijk te houden is hier geen onderscheid gemaakt tussen matig basenrijke en zeer basenrijke locaties. In de tabel wordt per combinatie van hersteldoel en uitgangssituaties verschillende mogelijk maatregelen genoemd. Bij elke maatregel worden de volgende zaken beschreven: welke processen er aan ten grondslag kunnen liggen, de duur van de maatregel, de nadelen c.q. beperkende factoren en de belangrijkste onderzoeksvragen. Omdat veel van de inzichten uit deze pilotstudie nog een hypothese-vormend karakter hebben worden in dit stadium nog geen vergaande adviezen voor herstelmaatregelen en beheer gegeven. Daarvoor is ook de onzekerheid over de effectiviteit van mogelijke maatregelen te groot. We adviseren juist om een breed spectrum van herstelmaatregelen en beheervormen experimenteel uit te testen en op basis daarvan herstelkennis verder te ontwikkelen. Kennisontwikkeling ten aanzien van herstel van veenvorming in en biodiversiteit van beekdalmoerassen zal daarom nog een lang traject vergen.

Wanneer venen met een ijzerrijke bodem in een stabiele toestand van een hoge nutriëntenbeschikbaarheid en afbraak verkeren is de grote vraag of één of meerdere maatregelen de positieve terugkoppelmechanismen die de stabiele toestand in standhouden kunnen doorbreken. Daarbij zijn verschillende opties mogelijk die ofwel ingrijpen in de abiotiek (instellen van zeer stabiele hoge waterstand, afgraven toplaag) ofwel ingrijpen in de biotiek (wel of niet maaien, introductie van veenvormende en kenmerkende plantensoorten). Naast afzonderlijke maatregelen kunnen maatregelen ook in combinaties worden uitgevoerd (bijvoorbeeld verwijderen toplaag, zeer stabiel hoog waterregime en (her)introductie van soorten).

## 7.9 Adviezen voor vervolgonderzoek

De ontwikkeling van herstelkennis vergt twee sporen.

### Nader onderzoek aan processen

Omdat in venen met een ijzerrijke bodem nog veel onzekerheden bestaan ten aanzien van processen en dan vooral over de grootteorde van processen is zowel nader onderzoek in het veld als in het laboratorium nodig.

Laboratoriumexperimenten hebben het voordeel dat processen sneller dan in het veld onderzocht kunnen worden. Zulke experimenten kunnen ook op een relatief korte termijn ondersteunend zijn aan de opzet van veldexperimenten. Mogelijkheden voor onderzoek aan processen kunnen gezocht worden binnen (toegepast) wetenschappelijke onderzoeksprogramma's. Het OBN-programma biedt voor dit soort onderzoek beperkte mogelijkheden. De volgende onderwerpen verdienen nadere uitdieping:

- de relatieve invloed van ijzer in het toestromende grondwater en de invloed van degradatie op de ijzerrijkdom van de toplaag;
- biogeochemische processen in ongestoorde beekdalvenen die gevoed worden met ijzerrijk grondwater;
- de kwantitatieve invloed van ijzerreductie en -oxidatie in de afbraak van organisch materiaal, N- en P-mineralisatie in relatie tot waterstandregime en zuurstofuitscheiding door helofyten;
- de verdeling van anorganische stikstof- en fosfaatvoorraden en van ijzer in het bodemprofiel van venen met een ijzerrijke bodem;
- de mate waarin grote helofyten in venen met een ijzerrijke bodem een positieve terugkoppeling hebben op de afbraak van organisch materiaal en de circulatie van nutriënten;
- de evaluatie van waterstandregime van herstellocaties en deze vergelijken met dat in referenties; ontwikkeling van de waterhuishouding en maaiveldhoogte van beekdalvenen op een langere termijn
- de invloed ijzertoxiciteit op de groei van potentieel veenvormende mossoorten en op hun vermogen om organisch stof te accumuleren;
- de mate waarin microstructuren bulten, slenken en pollens bijdragen aan niche-differentiatie voor kenmerkende en veenvormende plantensoorten en voor ongewervelde fauna;
- de mate waarin maaibeheer van vernatte, venen met een ijzerrijke bodem de afbraak van organisch materiaal en de circulatie van nutriënten beïnvloedt;
- reconstructie van veenvormende condities in relatie tot hydrogeochemische omstandigheden in venen met een ijzerrijke bodem;

- de afbreekbaarheid en veenvormende capaciteit van *Calliergonella cuspidata* (Gewoon puntmos) in relatie tot waterstandregime, ijzerrijkdom, alkaliniteit en nutriëntenrijkdom en in verhouding tot mesotrafente veenvormende slaapmossoorten.

### **Uittesten maatregelen in het veld**

Mogelijke maatregelen worden uitgetest in het veld. Dit kan plaatsvinden met behulp van onderzoeksprojecten binnen het OBN-onderzoeksprogramma, waarin de effecten van maatregelen en de effectiviteit wordt beoordeeld. Omdat effecten op duurzame vestiging van soorten, vegetatiestructuur en veenvorming over een langere tijdschaal afspelen, zullen bepaalde experimenten een lange looptijd vergen. Met tussentijdse evaluaties van zulke experimenten kan bepaald worden of voortzetting zinvol is. De volgende maatregelen hebben prioriteit bij het opzetten van experimenten:

- optimaal herstel van de waterhuishouding van een aantal ijzerarme herstellocaties;
- geen verdere maatregelen en beheer in sterk vernatte venen met een ijzerrijke bodem; daarbij ook broekbosontwikkeling toelaten;
- wel maaien en niet maaien met eventuele periodieke afzet van opslag; gericht op de ontwikkeling van microstructuren;
- instellen van zeer stabiele hoge waterstanden in venen met een ijzerrijke bodem;
- verwijderen van de toplaag in ijzerrijke venen;
- (her)introductie van kenmerkende plantensoorten in ijzerarme en venen met een ijzerrijke bodem;
- (her)introductie van veenvormende mossoorten in ijzerarme en venen met een ijzerrijke bodem.

### **Tot slot**

Verder geldt dat voor de semi-aquatische en terrestrische invertebratenfauna allereerst meer kennis nodig is over het voorkomen en de dichtheden van soorten in goed ontwikkelde referenties en de samenhang van de die soorten met de microstructuur. Tevens is het raadzaam om op korte termijn onderzoek in te zetten naar de invloed van beheer (wel en niet maaien) op de diversiteit van ongewervelde fauna zodat beheerders op afzienbare termijn meer handvaten krijgen voor omgang met faunadiversiteit in beekdalenvenen.

Omdat in laagveenmoerassen momenteel ook veel onderzoek naar herstel van veenvormende, mesotrafente zeggen-slaapmos vegetaties (trilvenen) plaatsvindt en wordt opgezet, wordt geadviseerd dat het OBN-DT Beekdalenlandschap bij de uitwerking van vervolgonderzoek naar herstel van beekdalvenen samenwerkt met het OBN-DT Laagveen en zeekleilandschap. Voor bepaalde deelaspecten zou gezamenlijk opgezet onderzoek beide landschapstypen efficiënt kunnen bedienen. Een voorbeeld hiervan is onderzoek te verrichten naar de mogelijkheden voor systeemherstel door herintroductie van veenvormende mossoorten.

## 8 Literatuur

- Aggenbach, C.J.S., D. Groenendijk, R.H. Kemmers, H.H. van Kleef, A.J.P. Smolders, C.E.P. Verberk & P.F.M. Verdonshot (2008). Preadvies Beekdallandschappen. Knelpunten, kennislacunes en kennisvragen voor natuurherstel in beekdalen. KWR/ Alterra/ Bargerveen/ Biware/ De Vlinderstichting.
- Aggenbach, C., S. Kolkman, U. Vegter, D. Bokeloh, m.m.v. A. Grootjans, A. Verlinden, D. van der Hoek (1990). Hydro-ecologie van de Zwarte Beek Vallei. Een mesotroof veen in de Belgische Kempen. Laaglandbekenproject rapport nr. 21, Inst. voor Natuurbehoud Hasselt / L.U. Wageningen / R.U. Groningen.
- Armstrong, W. (1982). Waterlogged soils. In: Etherington, J.R. (ed.) Environment and plant ecology. Wiley, Chichester.
- Begg, C.B.M., G.J.D. Kirk, A.F. Mackenzie & H.-U. Neue (1994). Root-induced iron oxidation and pH changes in the lowland rice rhizosphere. *New Phytol.* 128:469-477.
- Beltman B., A.J.P. Smolders & J.E. Vermaat (2009). Waterberging en natuurontwikkeling op veenweidegronden. *Landschap* 26: 95-102.
- Bodegom, van, P.M., R. Broekman, J. van Dijk, C. Bakker & R. Aerts (2005). Ferrous iron stimulates phenol oxidase activity and organic matter decomposition in waterlogged wetlands. *Biogeochemistry* 76: 69-83.
- Boyce (2002). A review of seepage invertebrates in England. Reportnumber 452. English Nature, Peterborough.
- Cox, M.L. (2007). Atlas of the seed and leaf beetles of Britain and Ireland (Coleoptera: Bruchidae, Chrysomelidae, Megalopodidae and Orsodacnidae. Pisces publications, Berkshire.
- Drost M.B.P., H.P.J.J. Cuppen, E.J. van Nieuwerkerken & M. Schreijer (eds.) (1992). *De Waterkevers van Nederland*. Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Everts, F.H. & N.P.J. de Vries (2010). Vegetatiekartering Drentse Aa 2008. Rapport 757 EGG, EGG consult, Groningen.
- Geurts, J.M., J.M. Sarneel, B.J.C. Willers, J.G.M., Roelofs, J.T.A. Verhoeven & L.P.M. Lamers (2009). Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: a mesocosm experiment. *Environmental Pollution* 157: 2072-2081.
- Golterman, H. L. (1996). Fractionation of phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiologia*, 335: 87-95.
- Grootjans, A., P. Hájková, E. Rybníčková, M. Madaras, V. Opravilová, M. Lamentowicz, H. Joosten, D. Michaelis, M. Hájek & L. Wolejko, (in prep.). How a Sphagnum fuscum dominated bog changed into a calcareous fen: the Holocene history of a Slovak spring fed mire.
- Higler B (2005). *De Nederlandse kokerjufferlarven*. Determinatie en ecologie. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

- Hinsinger P. (2001). Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant and Soil* 237: 173-195.
- Jansen, A.J.M., A.P. Grootjans, R.H. Kemmers & G. van Wirdum (2001). Veenvormende plantengemeenschappen in de Drentse Aa mogelijk? Advies van het deskundigenteam Natte schraallanden. KOA 00.132, Kiwa N.V., Nieuwegein.
- Koch K (1993). Die Käfer Mitteleuropas. *Ökologie*, Band 4. Artenassoziationen in Makrohabitaten, Aquatische rund semiaquatischer Bereich. Goecke & Evers, Krefeld.
- Kooijman, A. M. (1993). Causes of the replacement of *Scorpidium scorpioides* by *Calliergonella cuspidata* in eutrophicated rich fens. 2. Experimental studies. *Lindbergia* 18: 123-130.
- Kooijman, A.M. & M.P.C.P. Paulissen (2006). Higher acidification rates in fens with phosphorus enrichment. *Applied Vegetation Science* 9: 205-212, 2006.
- Kotowski, W. & R. van Diggelen (2004). Light as an environmental filter in fen vegetation. *Journal of Vegetation Science* 15: 583-594.
- Kotowski, W., W. Thörigh, R. van Diggelen & M. Wassen (2006). Competition as factor structuring fen vegetation zonation – a reciprocal transplantation experiment in the Biebrza valley. *Applied Vegetation Science* 9: 231-240.
- Kulczyński, S. (1949). Torfowiska Polesia. Peat bogs of Polesie. *Mem. Acad. Pol. Sci. Lett. Sci. Mat. Nat. Ser. B: Sci. Nat.* 15: 1-359.
- Küsel, K., M. Blothe, D. Schultz, M. Reichel & H.L. Drake (2008). Microbial reduction of iron and porewater biogeochemistry in acidic peatlands. *Biogeosciences* 5: 1537-1549.
- Lamers L. (ed.) (2006). Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003-2006 (Fase 1). OBN-rapport.
- Laan P., A.J.P. Smolders & C.W.P.M. Blom (1991). The relative importance of anaerobiosis and high iron levels in flood-tolerance of *Rumex* species. *Plant and Soil* 136: 153-161.
- Lamers L., R. Loeb, A. Antheunisse, M. Miletto, E. Lucassen, A. Boxman, A. Smolders & J. Roelofs (2006). Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetlands in river floodplains. *Hydrobiologia* 565: 165-186.
- Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders, G. Boedeltje, P.J.J. van den Munckhof & J.G.M. Roelofs. (2006). Groundwater input affecting plant distribution by controlling ammonium and iron availability. *Journal of Vegetation Science* 17: 425-434.
- Matthews D.J., B.M. Moran & M.L. Otte (2005). Screening the wetland plant species *Alisma plantago-aquatica*, *Carex rostrata* and *Phalaris arundinacea* for innate tolerance to zinc and comparison with *Eriophorum angustifolium* and *Festuca rubra* Merlin. *Environmental Pollution* 134: 343-351.
- Moller Pillot H.K.M. (1984a). Nederlandse faunistische mededelingen 1A. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Inleiding, Tanypodinae & Chironomini. EIS-Nederland, Leiden.
- Moller Pillot H.K.M. (1984). Nederlandse faunistische mededelingen 1B. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) (Orthoclaadiinae sensu lato). EIS-Nederland, Leiden.
- Moller Pillot H.K.M. (2009). Chironomidae larvae. Biology and ecology of the Chironomini. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Mouissie A.M., J. van Belle, R. van Diggelen & J. Knol (2006). Nutriëntenverwijdering in moerassen langs de Hunze.

- Onderzoeksresultaten en aanbevelingen voor plan Tusschenwater. Rapport 13/99089169/AMM, Grontmij, Houten.
- Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie (2002). De Nederlandse libellen (Odonata). Nederlandse Fauna 4. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij en EIS-Nederland, Leiden.
  - Olsen S.R., C.W. Cole, R. Watanabe & L.A. Dean (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. US Dpt. of Agriculture circular 939.
  - Schachtschabel, P., H. -P. Blume, G. Brümmer, K.-H. Hartge & U. Schertmann (1989). Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, 491 pp..
  - Schouten, M.G.C. (ed.) (2002). Conservation and restoration of raised bogs. Geological, hydrological and ecological studies. Department of the Environment and Local Government/ Staatsbosbeheer, 220 pp..
  - Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen & J.G.M. Roelofs, (2006). Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. *Chemistry & Ecology* 22: 93-111.
  - Štechová, T, H. Hájek, P. Hájková & J. Navrátilová (2008). Comparison of habitat requirements of the mosses *Hamatocaulis vernicosus*, *Scorpidium cossonii* and *Warnstorfia exannulata* in different parts of temperate Europe. *Preslia* 80: 399-410.
  - Succow, M. & H. Joosten (2001). Landschaftökologische moorkunde. E. Scheizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 622 pp..
  - Vallenduuk HJ & H.K.M. Moller Pillot (2007). Chironomidae larvae. General ecology and Tanypodinae. KNNV Uitgeverij, Zeist.
  - Weber, K.A., L.A. Achenbach & J.D. Coates (2006). Microorganisms pumping iron: anaerobic microbial iron oxidation and reduction. *Nature Microbiology* 4: 752-764.
  - Welle, M.E.W. van der, K. Niggebrugge, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs (2007). Differential responses of the freshwater wetland species *Juncus effusus* L. and *Caltha palustris* L. to iron supply in sulphidic environments. *Environmental Pollution* 147: 222-230.
  - Wesemael, B. van (1992). Soil organic matter in mediterranean forest and implications for nutrient cycling and weathering of acid, low-grade metamorphic rocks. Thesis Universiteit van Amsterdam.
  - Wirdum, G. van (1991). Vegetation and hydrology of floating rich-fens; proefschrift, Amsterdam, 310 pp..
  - Willby N.J., K.J. Murphy & I.D. Pulford (1998). A Scottish flood-plain mire: the Insh Marshes, Strathspey. *Scottish Geographical Magazine* 114: 13-17.
  - Tipping E. (2002). Cation Binding by Humic Substances. Cambridge Environmental Chemistry Series, Centre for Ecology & Hydrology, Windermere.
  - Tooren van, B.F. & A.P. Grootjans (1986). Noordse zegge en de wortels van het verleden. *De Levende Natuur* 87: 150-153.
  - Touw, A. & W.V. Rubers (1989). De Nederlandse Bladmossen. Flora en verspreidingsatlas van de Nederlandse Musci (*Sphagnum* uitgezonderd). *Natuurhistorische Bibliotheek van de K.N.N.V.* nr.50, 532 pp.



# Bijlage 1 Kenmerken onderzoekslocaties

## Legenda

### Referentie/ herstel

R	referentie: niet verstoord
H+	geen referentie, herstel uitgevoerd door vernatting en/of plaggen
H-	geen referentie, geen herstel uitgevoerd

### Degradatiestaat (vooral op basis van degradatie bodem)

D0	niet gedegradieerd, veen is nooit verdroogd en ontgonnen
D+	zwak gedegradieerd door lichte verdroging
D++	sterk gedegradieerd, door sterke ontwatering en intensief gebruik (meestal hooiland), degradatie deed zich voort over lange periode

Land	Code nieuw	X-coördinaat (RD-NL)	Y-coördinaat (RD-NL)	Datum bemonstering bodem en grondwater	Locaties	Deelgebied	Referentie/ herstel	Mate van degradatie	Type locatie	Maatregel	Vegetatiebeheer	Fe-rijkdom	Fauna bemonstering
NL	BM	169371	446666	20090622	Bennikomse Meent	oostelijk deel in slik met greppelstructuur	-	D++	geen herstel, langdurig gedegradeerd	geen	hooiland	laag	
NL	DA1	238371	559300	20090528 + 20090602	Drentse Aa	Lage Maden (geplagd perceel)	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	vernat en geplagd in 1995	maaien met rupsmaaiër	hoog	J
NL	DA2	238315	559716	20090602	Drentse Aa	madenlanden westzijde Looner Diep bijk met 10 ha geen maai-beheer, hoger deel	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	in 2004 vernat	sinds 2008 geen maai-beheer, daarvoor wel	hoog	J
NL	DA3	240862	560496	20090602	Drentse Aa	Postweg: oostzijde Gasteren Diep tussen Gasterense Holt en Westersche Lage Landen	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	in 2007 vernat	enkele jaren niet gemaaid (te nat)	hoog	J
NL	DA4	238400	559900	20090731	Drentse Aa	madenlanden westzijde Looner Diep bijk met 10 ha geen maai-beheer, plek met Drepanocladus	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	enkele jaren geleden vernat en geplagd	gemaaid met rupsmaaiër of sinds 2008 geen maai-beheer	hoog	
NL	ES	241125	544882	20090527	Eiperstroom	Oosterna	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	vernat en ondiep afgegraven	beveiding, geen maaien	hoog	J
NL	LM	256400	485285	20090602	Lemselmatten	oude Maaije	H-	D++	geen herstel, langdurig gedegradeerd	geen	hooiland	laag	
NL	LS	129733	411094	20090519	Langstraat	Labbegat 2	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	afgegraven	hooiland	laag	J
NL	SV	226004	515659	20090602	Reestdal	Schrapveen	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	vernat in jaren 90	hooiland	matig	

Land	Code nieuw	X-coördinaat (RD-NL)	Y-coördinaat (RD-NL)	Datum bemonstering (RD-bodem en grondwater)	Locaties	Deelgebied	Referentie/ herstel	Mate van degradatie	Type locatie	Maatregel	Vegetatiebeheer	Fe-rijkdom	Fauna bemonstering
VL	BG			20090617	Buiten Goor	zuidwestelijk, iets minder extreem kalkrijk deel	R	D+	Referentie voor kalkveen	Geplagd in de winter van 2004/2005	Boompopslag verwijderd in 2004/2005. Verder geen beheer	matig	J
VL	LL			20090609	Vallei van de Zuidleie: Leiemeersen (Oostkamp)	Centraal, laag gelegen deel	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig zeer seik gedegradeerd. Ca. veenlaag een eeuw gebruikt als dumpplaats voor kanaalslib	in 1995-1998 gedumpt slib afgegraven tot veenlaag	Hooiland beheer. Maaien en hooi transporteren met de hand	matig	J
VL	TB			20090616	Tortbroek/ Marais de Bergh	schraallandje begreppeld	H+	D+	herstel, daarvoor tussen 1935 en ca. 1975 flink beïnvloed door ontwateringsmaatregelen in de omgeving en graven van visvijvers in het gebied zelf	Verwijderen struweelopslag in 1977, daarna jaarlijks maai-beheer	Hooiland beheer.	laag	
VL	ZB1			20090624	Zwarte Beek	middenloop, B-raai uit RUG-onderzoek	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	begin jaren '90 licht vernat	gemaaid sinds de jaren 80, hooiervoer met de hand	hoog	J
VL	ZB2			20090618 + 20090624	Zwarte Beek	middenloop, C-raai uit RUG-onderzoek	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	begin jaren '90 sterk vernat	gemaaid sinds de jaren 80, hooiervoer met de hand	hoog	J
VL	ZB3			20090618 + 20090624	Zwarte Beek	middenloop, ca. 200 m ten oosten van C-raai uit RUG-onderzoek	H+	D++	herstel, daarvoor langdurig gedegradeerd	begin jaren '90 mogelijk vernat	minstens sinds 1987 niet beheerd, daarvoor ook al een lange tijd niet meer beheerd	hoog	J

Land	Code nieuw	X-coördinaat (RD-NL)	Y-coördinaat (RD-NL)	Datum bemonstering bodem en grondwater	Locaties	Deelgebied	Referentie/ herstel	Mate van degradatie	Type locatie	Maatregel	Vegetatiebeheer	Fe-rijkdom	Fauna bemonstering
PL	BZ1			20090601	Biebza, zuidelijk bekken	Basenrijke zone bij Tsarenweg, langs knuppelpad ter hoogte van Kolonia Szorce	R	D0	referentie	geen	Een maal per jaar maaien	laag	
PL	BZ2			20090602	Biebza, Lipsk	Basenrijke bovenloop, vlak bij Szuszaiewo	R	D0	referentie	geen	Eens per 10 a 20 jaar boomopslag verwijderen. Daarvoor eenmaal per jaar maaien	laag	
PL	DZ			20090614	Dobrzyńka (Kasjuba)	50 m van rand in stuk met veel Fe-rijke kwel	R	D+	herstel, daarvoor wel voor korte periode gedegradeerd	mogelijk vernat	lang niet beheerd	matig	
PL	MA			20090614	Lubot, verlandingsdoorstroom veen (Kasjuba)	aan zuidrand van veen, dicht bij stukje open water	R	D0	referentie	geen	geen	laag	
PL	RS1			20090603	Rospuda	Zuidelijk deel van de vallei, best ontwikkelde laagveenvegetaties	R	D0	referentie	geen	geen	laag	
PL	RS2			20090603	Rospuda	Zuidelijk deel van de vallei, best ontwikkelde laagveenvegetaties	R	D0	referentie	geen	geen	laag	
PL	SP			20090613	Gogolewko (Kasjuba, Slupia Landscape Park)	geplagd deel naast introductie-experiment Drepanocladus	R	D+	referentie, daarvoor voor wel korte periode gedegradeerd	vernat en geplagd	geen	laag	

Land	Code nieuw	Opmerking
NL	<b>BM</b>	Site is in brede greppel in perceel met afwisselend brede greppels en ruggen. Hoogteverschil is ca. 20 cm. Bodem is vast. Greppels stonden droog tijdens opname.
NL	<b>DA1</b>	Geplagd en vernat deel (40 cm, 1995), plek midden in perceel met veel Equisetum fluviatile, site is een plek met Carex rostrata en water op maaveld door insporing rupsmaaier, vorig jaar gemaaid, water diepte 5 cm, structuur mostapit met hier en daar slenk met water op maaveld, slenken zijn gevolg van rupsmaaier, hooilandsoorten zijn opvallend klein
NL	<b>DA2</b>	niet gemaaid deel, ruige vegetatie van Equisetum fluviatile met veel strooisel. Waterstand is relatief laag. Vlakbij site klein poeltje waarschijnlijk door in sporing rupsmaaier van enkele jaren geleden
NL	<b>DA3</b>	in niet gemaaid deel ca. 80 m van groeiplek mer Carex appropinquata. Egale vegetatie van Equisetum fluviatile en Carex rostrata, structuur slenk/bult, in slenken zeer Fe-rijk water
NL	<b>DA4</b>	Niet gemaaid deel, stuk langs oude sloot dat geplagd en vernat is. Hier heeft zich enkele 10-tallen m2 Drepanocladus ontwikkeld
NL	<b>ES</b>	Vroeger sterk ontwaterd door sloten. Enkele jaren geleden sterk vernat en ondiep afgegraven. Was voorheen akker. Vorig jaar Carex rostrata vegetatie en vrij open.
NL	<b>LM</b>	Vroeger sterke accumulatie org stof. Onduidelijk of er onvervaard veen werd gevormd. Tijdens opname is het terrein vrij droog. In maaveld geen microrelief.
NL	<b>LS</b>	in geplagd perceel. Site is op overgang hoogte naar poel. Door het terrein lopen diepe sloten
NL	<b>SV</b>	Sterke afname productie in loop van de jaren. Redelijk wat ijzer in de ondergrond. Maatregelen buiten gebied maken invloed matig basenrijk kwelwater groter in de nabije toekomst. Natste delen bestaan nu uit mesotrafente, zure tot licht basenrijke zeggenmoerassen (Carrion lasiocarpa) met Snavelzegge, Noordse zegge, Draadzegge maar ook de zuurdere zeggensoorten. Site zit in ZW-deel in perceel met structuur van hoge en lage riggels, site in laagte met Carex lasiocarpa. Grondwaterstand is op moment van opname laag en mossen zijn ingedroogd. In perceel insporing door maaien en veel vegetatie is door maaien platgereden. Structuur van buiten en slenken.

Land	Code nieuw	Opmerking
VL	BG	Extreem gevarieerd gebied met extreem kalkrijke vegetatie in het NO naar zuurdere, meer heide achtige delen in het ZW. Het is onmogelijk om een "gemiddeld" en representatief deel te vinden. Gekozen is voor een op het oog basenrijk maar niet extreem kalkrijke standplaats omdat verwacht werd dat dat het meest representatief zou zijn voor de Nederlandse doelen. Het is onduidelijk in hoeverre er in dit gebied sprake is van veenvorming. Het lijkt er het meeste op dat alle organische stof in de zeer kalkrijke delen weer afgebroken wordt (cf. Caricetum davallianaee), terwijl in de zuurdere delen meer sprake is van een natte heide met wat veenvormende soorten. Het is mogelijk dat er wel degelijk sprake is van veenvorming maar dat dat verstoord is door het recente plaggen van grote delen van het gebied in 2004/2005
VL	LL	Delen van het gebied lijken veenvormend, weliswaar klein. 15-20 jaar geleden was het gebied tamelijk voedselrijk met een hoge bedekking van Riet. Deze vegetaties werden verangen door een vegetatietype met Grote Zeggen. Relatief recent (5-7 jaar geleden) werd de productiviteit van de Grote Zeggen kleiner en kregen bladmossen de overhand. Het idee is dat het systeem vanaf die tijd veenvormend is.
VL	TB	De opendelen van het Torfbroek bestaan voornamelijk uit blauwgrasland vegetaties. Hier treedt geen veenvorming op. Er zijn enkele hele kleine oppervlaktes met ondiepe veenputjes (30-40cm diep, ca. 5-10 m in doorsnede). Deze worden gevoed door diepe, zeer kalkrijke kwel en zijn constant nat met een zeer stabiele waterstand. Hier staan veel bladmossen (bedekking 100%) en liggen Chara's. Of hier echt veenvorming optreedt hangt er een beetje om heb ik het idee. Er is hier natuurlijk veen gevormd in het verleden (het is een veenbodem). De monsters zijn genomen en de opnames gemaakt in deze kleine gebiedjes. Het systeem wordt gevoed door diepe, zeer kalkrijke kwel vanuit een infiltratiegebied ca. 10 km zuidelijk van het gebied. De berekende kwelfluxen bedragen 5-10 cm per dag!
VL	ZB1	Site zit in moerasperceel aan noordzijde van dalvlakte, vlak naast een dichtgegroeid petgat. Structuur is een hoge vegetatie van Equisetum fluviatile met slenk/pol-structuur. Tov de jaren '90 heeft Equisetum fluviatile zich in de richting van de Oude Beek sterk uitgebreid. Site is 5 m Z van oude pg2?
VL	ZB2	Site is smal perceel tussen oude visvijver en afgestorven populierenaanplant. Eind jaren '90 sterk vernat door ostuwen Oude Beek. Site heeft zich ontwikkeld van Calthion naar Parvocaricetea-begroeiing.
VL	ZB3	Site in deel dat langdurig (minstens sinds jaren '80) niet wordt beheerd. Perceel bestaat uit kleinschalige afwisseling van zaaer natte begroeiingen van Equisetum fluviatile en Carex rostrata, rugte van Scirpus sylvaticus en Urtica dioica en Wilgenstruweel.

Land	Code nieuw	Opmerking
PL	BZ1	Site ws. tot eind jaren 80 onregelmatig gemaaid, alleen in zeer droge zomers. Daarna enige tijd aan zijn lot overgelaten. Sinds enkele jaren jaarlijks met speciale apparatuur in de winter gemaaid
PL	BZ2	
PL	DZ	Meest gave Fe-rijke referentie. Vegetatie heeft hoge mosbedekking met slenk/bult structuur. In slenken zowel mossen als water. Buiten bestaan uit slaappossen en zijn 10 cm hoog. Mossen in buiten vormen losse structuur boven de verzadigde zone. In slenken veel Callergonella cuspidata en Fe-rijk water. In buiten Callergonella cuspidata en andere mossen. Site is op plek in het veen met Saxifraga hirculus.
PL	MA	Meest gave Fe-arme referentie. Veenstroom op overgang van verlandingsveen naar doorstroomveen in dallaagte van ca 300 m breedte. Stroombuurt ligt een meer met verlandingszone. In het veen is een dikke acrotelm aanwezig van slaap- en veenmossen. De bodem veert op en neer bij lopen. Vegetatiestructuur tapijt van slaappossen met veel kleine duidelijke veenmosbulten. Site is 5 m van peilbuis van Robert en 15 m van nog niet verland plasje van ca. 3*10m.
PL	RS1	
PL	RS2	
PL	SP	Site is geplagd stuk langs een sloot. Sloot is gestuwd met waterstand dicht aan maaiweld. Geplagd stuk is een zeggenbegroeiing met veel slaappossen en verspreid vrij grote bulten van Sphagna (doorsnede 1-2 m). Hoogteverschil tussen laagte en veenmosbulten is 20-30 cm.

# Bijlage 2 metingen

# Bodemchemische

Code monster	diepte Klasse	degradatie	Hum. graad	Bulk density kg l <sup>-1</sup>	Org Stof 590C 4h %	ΣN In total	N In total	ΣC In total	Bodemstructuur													
									Tot. Al	Tot. Ca	Tot. Fe	Tot. K	Tot. Mg	Tot. Mn	Tot. Na	Tot. S	Tot. Si	Tot. Zn				
BM	A	D++	H10	0.121	82.9	1.93	1377	40.84	70.2	384.7	203.8	32.1	34.6	8.7	20.8	154.5	11.8	2.3				
BM	B	D++	H10	0.251	47.7	1.58	1130	29.10	168.3	261.3	115.6	15.3	28.4	2.3	27.7	127.4	12.5	1.6				
DA1	A	D++	H1+H10	0.181	54.1	1.64	1172	24.11	134.6	468.2	911.1	4.7	15.0	11.7	5.9	80.6	16.0	0.5				
DA1	B	D++	H1+H10	0.138	58.6	2.31	1648	36.17	123.8	545.8	524.6	8.7	19.6	12.0	6.0	103.2	16.9	0.7				
DA2	A	D++	H10	0.161	58.5	2.68	1911	33.17	105.6	507.3	614.0	7.0	21.4	11.0	8.3	114.5	19.3	1.0				
DA2	B	D++	H10	0.207	54.7	2.64	1887	32.63	94.6	492.0	509.7	6.3	19.8	18.5	9.7	114.0	21.7	0.7				
DA3	A	D++	H10	0.162	51.1	1.11	794	21.19	133.3	144.3	1041.2	6.9	20.0	6.6	5.6	57.3	17.8	0.9				
DA3	B	D++	H10	0.179	45.2	1.10	788	17.43	61.9	233.9	2097.3	7.4	11.5	13.4	15.7	52.4	17.2	0.5				
DA4	A	D++	H10	0.225	73.6	2.94	2097	36.12	83.8	463.5	737.7	5.2	13.6	7.8	8.0	107.4	14.1	1.1				
DZ	A	D+	H3	0.069	83.1	1.78	1273	42.80	18.7	567.1	299.7	13.6	51.1	1.5	9.5	157.9	17.5	0.6				
DZ	B	D+	H3	0.056	89.1	1.76	1257	41.57	19.3	656.7	395.4	16.0	63.9	1.5	5.3	107.5	20.5	0.6				
ES	A	D++	H3/10	0.207	31.8	1.30	932	17.84	279.6	272.6	364.6	14.0	22.1	7.1	6.4	68.3	14.0	0.6				
ES	B	D++	H3/10	0.272	29.0	1.43	1018	21.47	319.2	228.2	366.7	12.3	23.5	5.3	6.6	68.9	13.9	0.7				
LM	A	D++	H10	0.259	44.5	1.98	1417	28.56	117.3	431.6	167.6	61.0	52.0	16.2	25.9	100.3	14.7	2.2				
LM	B	D++	H10	0.305	41.7	1.81	1293	25.01	143.8	385.2	307.4	13.5	35.2	3.5	7.7	99.1	17.0	1.9				
LS	A	D++	H10	0.145	71.7	1.96	1397	37.42	154.0	114.5	69.7	21.4	33.7	2.7	2.0	130.4	14.4	0.7				
LS	B	D++	H10	0.115	78.8	1.58	1127	44.05	132.3	199.4	75.3	9.4	29.5	1.7	13.1	208.1	17.7	0.4				
MA	A	D0	H1/2	0.066	91.5	1.86	1331	44.54	33.8	498.2	39.3	5.7	30.6	0.7	8.4	241.0	13.4	1.2				
MA	B	D0	H1/2	0.048	94.1	1.50	1070	44.18	15.2	476.2	25.3	9.8	31.9	0.9	7.4	168.7	8.8	0.7				
SP	A	D+	H8	0.073	91.7	2.01	1433	43.46	29.6	650.3	38.4	13.5	28.8	49.1	9.2	143.1	17.5	0.4				
SP	B	D+	H8	0.101	89.4	2.23	1593	43.09	132.5	612.3	38.4	13.9	48.1	0.8	6.0	247.6	14.7	1.1				
SV	A	D++	H3	0.093	88.9	2.57	1832	45.15	54.0	136.4	115.6	24.9	39.3	1.1	15.7	158.1	13.2	1.3				
SV	B	D++	H3	0.060	91.5	2.58	1844	42.01	185.7	148.8	140.5	18.5	29.9	0.7	15.8	157.3	10.3	1.2				
ZB1	A	D++	H10	0.065	81.9	2.48	1771	42.29	20.2	176.2	725.1	13.5	20.6	0.5	6.8	125.8	16.8	1.0				
ZB1	B	D++	H10	0.073	76.5	2.23	1591	42.22	25.6	182.1	1085.5	28.7	23.6	0.6	15.0	103.9	15.6	0.7				
ZB2	A	D++	H8	0.251	48.5	2.03	1453	30.82	141.8	62.1	1371.6	12.0	11.8	4.1	6.9	70.9	14.2	2.7				
ZB2	B	D++	H8	0.182	68.0	1.84	1311	30.46	129.1	82.2	1409.5	11.1	10.4	4.5	7.4	78.7	10.0	3.7				
ZB3	A	D++	H8	0.092	74.9	2.10	1502	35.73	40.6	89.6	1665.5	18.0	13.6	2.7	16.3	90.7	10.1	1.6				
ZB3	B	D++	H8	0.082	74.6	1.90	1355	33.84	49.0	94.5	2313.3	36.2	26.8	3.2	32.6	67.2	11.7	3.3				
BZ1	A	D0	H1/2	0.131	90.6	2.22	1589	40.57	36.1	380.7	100.0	7.8	61.2	1.2	14.6	209.5	8.6	0.1				
BZ1	B	D0	H1/2	0.120	93.2	2.21	1579	41.33	38.3	426.9	138.1	6.3	66.9	1.1	12.0	213.4	9.3	0.8				
BZ2	B	D0	H4	0.151	84.2	2.03	1488	35.82	73.1	458.3	68.4	4.6	59.8	1.6	6.7	98.9	8.1	0.1				
BZ3	A	D+	H9	0.149	82.9	2.09	1492	43.55	68.3	248.2	516.6	5.9	19.5	4.4	13.8	163.6	6.2	8.4				
BZ3	B	D+	H9	0.303	50.2	0.89	633	19.46	516.5	144.3	782.0	2.1	13.2	3.5	7.6	220.2	4.3	18.5				
LL1	A	D++	H9	0.128	85.0	2.37	1691	32.50	104.4	239.4	306.8	5.8	22.5	1.8	14.4	196.6	5.8	2.4				
LL1	B	D++	H9	0.171	81.8	2.66	1902	41.43	84.5	249.1	337.6	7.1	25.3	1.7	21.9	232.4	4.9	1.5				
RS1	A	D0	H3	0.099	92.9	1.96	1401	42.09	26.4	437.6	40.5	7.6	46.7	0.9	14.5	168.6	6.2	0.6				
RS1	B	D0	H3	0.114	93.7	1.71	1219	43.96	20.9	434.0	40.3	9.5	35.1	0.6	33.6	206.3	8.2	0.0				
RS2	A	D0	H3	0.126	91.7	2.26	1613	36.06	24.6	381.9	117.9	7.0	52.7	0.5	31.0	136.6	5.8	0.5				
RS2	B	D0	H3	0.100	91.8	2.13	1523	34.90	31.6	350.9	91.6	5.7	41.8	0.5	31.6	136.8	10.0	0.7				
TB	A	D+	H9	0.160	58.5	1.33	947	23.49	84.6	3051.7	268.4	11.6	35.7	2.8	12.6	524.7	4.7	0.4				



Fosfatfractienering										Waterextracten									
Code	deel- monster	degradatie klasse	Olsen P $\mu\text{mol kg}^{-1}$	Tot. P $\text{mmol kg}^{-1}$	Org-P $\text{mmol kg}^{-1}$	Fe/Al-P $\text{mmol kg}^{-1}$	Ca-P $\text{mmol kg}^{-1}$	lab-P $\text{mmol kg}^{-1}$	sonn- P-anorg $\text{mmol kg}^{-1}$	Al $\mu\text{mol kg}^{-1}$	Ca $\mu\text{mol kg}^{-1}$	Fe $\mu\text{mol kg}^{-1}$	Mg $\mu\text{mol kg}^{-1}$	Mn $\mu\text{mol kg}^{-1}$	NH4+ $\mu\text{mol kg}^{-1}$	H+ $\mu\text{mol kg}^{-1}$	K $\mu\text{mol kg}^{-1}$	Na $\mu\text{mol kg}^{-1}$	
BM	A	D++	2729	33.8	19.8	6.3	7.5	0.136	13.95	6.7	15671.7	21.3	1514.6	29.6	9.3	82.6	79.4	10171.9	
BM	B	D++	1535	24.8	11.5	4.6	8.5	0.166	13.27	38.1	7043.5	7.6	456.8	16.5	89.7	27.5	79.0	3238.6	
DA1	A	D++	738	51.8	20.8	23.1	7.9	0.050	31.02	132.4	12439.1	136.2	579.8	248.4	1959.1	34.1	516.5	2907.9	
DA1	B	D++	897	49.2	18.9	20.3	9.9	0.115	30.30	132.4	1552.6	39.6	131.5	20.6	3848.9	91.6	1378.8	2656.6	
DA2	A	D++	826	51.1	17.6	25.3	8.1	0.043	33.45	18.3	3781.0	77.9	239.7	47.6	1822.3	135.3	236.2	3091.1	
DA2	B	D++	797	47.5	20.6	17.9	9.0	0.089	26.93	22.9	2054.0	21.8	156.3	35.8	2045.0	75.8	516.7	3718.0	
DA3	A	D++	1256	92.9	10.9	68.3	13.7	0.057	82.00	99.6	1305.9	24.2	169.9	21.6	284.4	232.0	311.1	3024.0	
DA3	B	D++	1349	150.3	17.5	118.3	14.5	0.062	132.84	109.8	6087.2	2486.9	899.2	71.2	3141.2	51.5	2931.1	12398.9	
DA4	A	D++	1513	54.5	17.0	23.8	13.6	0.042	37.42	39.7	1780.6	47.8	161.2	15.4	242.6	99.3	133.4	932.4	
DZ	A	D+	4072	62.1	10.4	42.8	8.8	0.102	51.68	28.5	14717.0	19.5	2530.9	7.3	391.9	39.3	5823.1	3696.0	
DZ	B	D+	5633	95.3	16.8	64.9	13.5	0.120	78.57	21.4	43939.8	4.6	4963.2	23.9	221.0	10.1	5168.3	3122.4	
ES	A	D++	1111	36.9	13.8	14.0	8.8	0.260	23.12	21.6	1764.4	39.9	154.2	8.2	446.2	20.2	986.4	2179.2	
ES	B	D++	1238	36.5	14.8	12.0	9.6	0.128	21.75	35.2	1009.6	29.0	62.5	9.4	1216.5	76.2	449.8	1478.3	
LM	A	D++	2643	29.2	18.7	3.9	5.6	0.070	9.53	2.3	3740.1	7.3	573.3	5.7	80.3	6.2	250.2	4136.8	
LM	B	D++	970	23.5	15.5	2.4	5.5	0.056	7.95	12.4	2992.7	5.4	411.8	5.9	20.9	18.7	864.2	2943.4	
LS	A	D++	4955	27.0	14.5	4.6	7.1	0.799	12.50	175.1	1481.5	54.4	300.5	11.8	796.4	125.3	1173.2	9282.0	
LS	B	D++	1490	12.7	7.8	1.7	2.8	0.351	4.84	224.0	2044.3	144.0	555.6	20.2	1111.2	306.8	1140.6	6865.7	
MA	A	DO	1008	11.4	7.5	1.3	1.78	0.178	3.84	11.6	10469.4	2.5	1281.8	3.8	86.0	90.5	487.7	2009.1	
MA	B	DO	3709	17.0	13.0	1.2	2.5	0.256	3.96	3.2	12321.8	3.5	1408.1	6.6	635.2	56.7	697.8	2902.0	
SP	A	D+	5287	32.5	24.9	3.3	4.0	0.236	7.59	32.8	7835.0	34.1	1083.2	30.4	1609.3	21.6	9444.6	4130.5	
SP	B	D+	2446	30.0	22.2	3.1	3.9	0.675	7.75	49.5	4548.8	9.3	527.3	6.3	301.9	27.3	1672.0	1931.5	
SV	A	D++	7534	45.2	21.4	7.1	16.6	0.060	23.78	140.9	2352.9	91.3	1045.5	11.9	185.4	76.9	7.4	5063.9	
SV	B	D++	4077	60.7	30.0	11.0	19.6	0.104	30.75	119.0	2004.8	127.1	783.9	8.4	58.6	574.5	99.2	4322.5	
ZB1	A	D++	1570	72.2	7.1	48.0	17.0	0.037	65.08	15.7	2905.8	65.6	757.7	7.3	6197.7	301.9	5929.8	5286.1	
ZB1	B	D++	2219	96.1	6.4	73.9	15.7	0.057	89.69	87.5	39627.2	26892.2	8270.3	156.3	3272.1	189.8	11740.5	7656.0	
ZB2	A	D++	1471	64.3	10.1	44.1	10.0	0.069	54.19	32.0	4795.0	8256.7	1325.0	172.0	714.0	99.7	4731.4	5475.6	
ZB2	B	D++	1123	63.2	10.6	42.2	11.4	0.015	53.57	7.8	2205.8	566.4	394.0	61.0	6138.1	89.8	2257.7	2685.3	
ZB3	A	D++	4307	245.6	24.3	180.8	40.4	0.133	221.33	91.6	15037.0	17745.0	4285.4	501.0	7997.2	743.1	11691.1	13512.7	
ZB3	B	D++	6014	594.5	21.5	451.4	121.4	0.145	572.95	191.8	21441.0	50763.8	8154.2	551.1	6916.8	129.4	11748.7	1752.9	
BZ1	A	DO	1600	23.4	16.0	4.8	1.7	0.873	7.43	20.7	10769.9	70.6	4042.7	17.8	97.4	28.0	9599.0	7287.1	
BZ1	B	DO	1175	26.0	17.9	4.0	3.7	0.483	8.13	15.7	5012.2	38.7	2307.3	10.5	114.0	17.3	10309.1	6810.0	
BZ2	B	DO	1068	21.9	17.6	2.6	1.3	0.366	4.22	26.9	7898.7	12.8	2354.3	2.6	514.7	10.0	23037.7	2962.8	
BG	A	D+	610	11.3	5.3	4.2	1.7	0.074	5.97	24.7	6509.5	22.8	1255.6	66.7	8667.9	26.1	13311.7	9964.4	
BG	B	D+	79	10.4	5.0	3.4	1.9	0.031	5.39	15.3	2066.6	46.5	384.4	16.6	2716.9	5.8	2827.6	3995.3	
LL1	A	D++	1077	30.5	12.6	14.1	3.5	0.303	17.96	14.5	4533.9	66.7	667.1	21.8	3850.8	64.3	6596.1	8091.0	
LL1	B	D++	1513	35.9	19.3	12.4	4.0	0.215	16.60	31.9	10541.5	71.7	1707.2	47.7	852.1	71.9	7118.2	18247.0	
RS1	A	DO	2388	24.7	16.8	3.6	2.9	1.409	7.89	14.3	14064.0	22.4	3093.8	12.0	236.8	28.9	9868.3	11104.2	
RS1	B	DO	3283	23.6	16.8	3.1	2.0	1.607	6.75	22.8	19801.0	8.2	4722.3	16.1	193.6	23.2	10232.1	24757.2	
RS2	A	DO	2598	40.2	19.4	16.2	3.4	1.193	20.81	26.3	24266.0	75.9	6810.2	17.2	228.9	36.1	8232.0	24245.4	
RS2	B	DO	2105	32.7	23.0	5.6	3.2	0.893	9.65	21.3	19605.9	37.8	4902.4	16.4	748.8	33.1	5205.9	21511.2	
TB	A	D+	937	18.3	12.5	3.1	2.6	0.178	5.82	37.1	31862.0	0.4	1845.2	5.7	7957.6	3.4	5626.6	7087.6	

Code	deel- monster	degradatie klasse	NaCl/KCl-extracten			Strontium-extracten										
			NH4(KCl)	NH4(KCl)	pH(KCl)	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Zn	NH4	H+	
BM	A	D++	467	461	5.9	64.4	316055.3	75.7	173.2	13688.8	60.5	12735.5	530.8	1517.8	739.6	
BM	B	D++	172	411	5.6	303.7	165117.6	38.7	123.7	4743.2	31.5	3942.7	333.4	1248.5	883.9	
DA1	A	D++	2551	2592	5.9	141.0	430947.5	21168.0	1469.9	7928.5	7813.5	3230.0	8.9	6588.7	374.5	
DA1	B	D++	7842	9206	5.8	372.6	533122.8	19485.7	5321.0	14346.9	10129.4	4948.2	15.9	10909.1	677.7	
DA2	A	D++	3733	6086	5.6	497.9	500535.5	77714.0	721.0	9848.6	11791.1	6264.9	44.0	6242.5	391.7	
DA2	B	D++	5350	6156	6.0	415.3	396530.9	64184.2	2231.1	9446.0	21034.3	9082.8	39.6	10119.0	362.2	
DA3	A	D++	912	944	5.2	488.0	114642.8	74689.0	1057.0	4939.1	2443.5	5642.8	63.4	2562.3	528.1	
DA3	B	D++	5900	6448	6.1	906.6	180617.2	124806.8	5680.3	8374.0	1977.6	18229.8	55.6	9792.0	407.8	
DA4	A	D++	409	783	5.1	860.0	255484.2	65646.0	187.0	4433.2	4032.1	1765.9	43.8	2109.0	1255.2	
DZ	A	D+	1324	1994	6.8	35.9	548117.3	50.3	9327.3	43920.8	241.3	4720.9	0.0	3040.1	30.4	
DZ	B	D+	1238	2084	7.0	37.8	476416.6	8.7	6990.0	37996.0	320.9	3790.7	0.0	2145.1	32.1	
ES	A	D++	1610	2039	5.9	31.2	199038.6	184.5	1492.2	3650.3	2808.1	3435.0	68.3	3246.1	278.3	
ES	B	D++	1608	3761	5.5	309.3	155950.1	16108.3	1213.3	4293.2	3467.3	2744.6	52.4	5399.9	532.9	
LM	A	D++	241	646	6.7	28.1	372020.6	20.7	480.1	21831.1	12.4	8432.5	218.7	1512.7	91.4	
LM	B	D++	324	180	6.1	65.3	372028.5	30.4	1211.3	21331.6	19.0	6431.7	317.8	1419.0	196.5	
LS	A	D++	2080	3080	5.0	1872.4	75099.7	82.7	2807.6	9894.8	1547.1	14369.1	138.8	3143.6	3649.5	
LS	B	D++	3396	1615	5.2	1522.2	113085.7	248.2	2383.8	13682.7	1145.4	11408.6	89.1	3395.7	3561.4	
MA	A	DO	1477	826	5.7	28.4	450236.7	23.6	1220.8	26169.4	74.8	3455.4	44.5	2763.9	356.5	
MA	B	DO	1205	1080	5.9	105.5	424786.6	21.8	1914.7	23294.1	16.8	5424.4	7.6	2126.7	375.6	
SP	A	D+	4405	4833	6.7	106.2	507036.9	126.2	18339.7	33604.0	31.8	6362.1	7.6	5722.0	42.8	
SP	B	D+	831	1877	6.3	240.8	571656.4	53.5	6203.5	29565.7	1743.9	3888.6	21.7	2297.0	189.1	
SV	A	D++	210	284	4.3	12423.9	106865.6	165.9	336.0	27368.7	784.9	9085.4	472.3	1416.1	10658.9	
SV	B	D++	531	547	4.3	7991.5	106837.0	405.9	172.4	19880.2	288.0	7668.9	291.5	1919.8	9643.4	
ZB1	A	D++	9502	10763	5.4	734.6	159327.9	75398.2	13212.9	22057.0	533.8	9300.0	83.4	12599.5	720.6	
ZB1	B	D++	3972	5528	6.1	995.5	139185.7	159439.7	17697.6	16649.8	451.1	11675.3	71.6	6955.8	775.7	
ZB2	A	D++	903	1866	5.2	960.3	43416.9	116284.8	10196.1	4654.2	1561.1	9018.9	184.0	3997.4	761.9	
ZB2	B	D++	9535	12334	5.2	1441.4	58389.8	148372.1	4502.1	3581.6	1635.5	4866.8	322.2	13882.7	932.2	
ZB3	A	D++	9785	10682	5.0	2504.5	82053.5	303962.1	19565.0	9884.3	2891.0	19307.8	402.6	19370.7	616.9	
ZB3	B	D++	8028	9067	5.2	2072.3	85135.6	241736.0	15953.4	13737.6	1912.4	22138.4	467.0	14112.5	682.0	
BZ1	A	DO	906	1374	5.4	134.4	243513.0	723.3	25725.2	37285.7	597.1	12906.7	31.7	1974.2	833.7	
BZ1	B	DO	1103	2319	5.3	40.2	262623.3	1811.2	16625.8	41275.7	529.3	11355.1	60.4	2641.7	648.6	
BZ2	B	DO	702	2643	5.8	68.0	388183.3	133.2	27374.4	42901.4	963.5	6006.3	24.3	2824.6	833.3	
BG	A	D+	14826	14260	5.5	620.5	230399.6	62026.6	16320.8	16177.9	3537.5	14544.4	210.2	16422.0	613.4	
BG	B	D+	4920	5339	5.8	112.6	96700.9	23811.4	3341.9	7305.9	1572.5	6407.9	120.6	5575.8	365.8	
LL1	A	D++	7810	8854	5.1	170.1	189875.9	13119.1	8359.7	10777.1	1109.5	12147.9	278.1	9260.0	1187.2	
LL1	B	D++	4002	4998	5.1	376.1	199509.0	20723.3	9008.2	12784.2	1162.5	22867.0	440.3	5690.2	1685.4	
RS1	A	DO	464	448	5.7	23.6	343691.3	41.1	11289.6	34408.9	594.2	14598.8	7.2	989.8	459.3	
RS1	B	DO	310	503	6.0	50.5	292002.2	48.9	12322.1	35252.4	241.7	35238.7	6.1	521.2	299.5	
RS2	A	DO	320	391	5.6	38.5	228163.4	461.7	8590.5	27337.8	298.5	27892.4	29.7	644.4	591.3	
RS2	B	DO	1410	1414	5.5	29.6	276280.7	1180.8	8804.0	30553.1	319.5	35507.5	25.2	1536.6	739.6	
TB	A	D+	9025	9804	7.0	56.8	263221.6	6.6	10756.9	7368.7	288.7	7422.8	0.0	10317.6	35.4	

# Bijlage 3 Hydrochemie bodemvocht en grondwater

			Bodemvocht																											
Code	deel- monster	degradatie klasse	pH	EGV (25°C)	Alk	CO2	HCO3	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	SO4	Si	Zn	PO4	K	Na	Cl	NO3	NH4								
BM	A	D++	5.5	839	0.5	385	53	0.2	3363	2.1	257	2.6	0.4	3049	192	0.9	0.1	13.6	1036	2159	1.1	4.1								
BM	B	D++	5.8	757	0.8	1363	349	0.2	2640	1.4	189	1.1	0.6	2428	205	1.1	0.5	12.3	653	1567	0.7	2.3								
DA1	A	D++	6.7	783	10.3	3332	7426	15.8	3471	2200.5	167	45.8	3.2	43	228	0.4	0.0	9.6	27	107	4.1	19.4								
DA1	B	D++	6.7	465	5.1	3622	6871	6.0	2206	730.2	146	41.4	2.9	29	131	0.5	0.0	6.0	185	182	1.5	14.4								
DA2	A	D++	6.1	153	1.7	4186	2089	6.8	1482	753.3	72	31.5	11.0	82	112	0.1	0.6	18.7	295	273	0.6	9.3								
DA2	B	D++	6.4	340	4.3	2914	2969	2.1	586	603.9	45	9.8	0.6	68	68	0.4	2.0	3.0	79	53	0.8	7.1								
DA3	A	D++	6.5	710	9.1	5753	8090	0.1	1464	18.0	214	15.1	0.6	16	382	0.0	3.3	1.7	561	443	2.0	28.8								
DA3	B	D++	6.7	694	8.4	3563	7593	0.2	1675	46.0	237	4.5	0.3	11	534	0.0	6.9	1.2	348	218	1.6	26.4								
DZ	A	D+	6.5	507	5.8	3352	4399	1.1	2129	95.5	431	2.5	17.6	2	299	0.8	6.8	7.7	128	41	2.4	7.4								
DZ	B	D+	6.9	497	5.8	1776	5592	0.8	2126	101.2	432	1.8	23.3	6	280	0.0	2.0	17.2	132	29	1.7	7.2								
ES	A	D++	7.1	1001	12.9	3664	8261	25.2	4087	3214.0	123	82.6	6.6	102	203	0.3	0.1	9.4	67	174	1.4	25.9								
ES	B	D++	6.8	559	6.9	3622	3564	13.2	2662	1187.5	90	54.5	2.2	65	108	0.6	0.1	6.2	59	249	4.0	30.7								
LA	A	D++	5.9	203	0.6	618	181	0.8	667	5.1	84	0.6	0.4	348	101	0.6	0.0	2.1	487	1192	0.7	6.8								
LA	B	D++	6.3	300	1.2	564	446	0.7	1045	2.5	146	0.1	0.5	440	87	1.0	0.1	3.2	482	1077	1.6	8.9								
LS	A	D++	5.4	169	0.8	1499	149	7.0	383	9.6	102	2.1	1.8	58	22	0.7	3.0	7.6	295	95	0.9	7.2								
LS	B	D++	5.6	163	1.2	1767	272	4.2	432	32.6	98	3.3	0.9	33	11	0.4	0.7	6.0	591	715	1.8	1.7								
MA	A	D0	6.1	220	2.4	2741	1368	0.1	956	3.3	114	0.6	1.5	24	157	68.8	0.4	10.7	159	120	8.9	3.6								
MA	B	D0	6.3	242	2.5	2638	1946	0.0	1073	2.5	119	0.6	0.6	34	171	15.3	0.5	4.6	104	96	199.9	2.4								
SP	A	D+	6.9	264	2.8	1277	4209	0.7	1154	13.0	157	1.5	1.9	7	130	0.1	2.5	7.2	141	87	1.3	8.5								
SP	B	D+	6.9	296	3.4	1373	4224	0.7	1305	39.1	160	2.1	4.7	17	130	0.4	1.4	7.6	211	134	1.6	12.5								
SV	A	D++	5.4	122	0.9	1577	157	31.1	286	191.4	148	2.4	2.6	168	296	0.5	0.5	0.3	386	324	1.5	17.7								
SV	B	D++	5.5	141	0.9	2884	3874	49.3	354	287.4	172	2.2	3.2	169	283	1.0	1.1	0.5	452	415	2.2	13.5								
ZB1	A	D++	6.2	245	2.8	3800	2558	3.7	695	659.1	159	1.6	32.1	15	224	0.1	5.7	28.4	22	40	1.6	5.7								
ZB1	B	D++	6.3	267	3.1	3396	2944	6.2	735	1079.1	172	1.3	59.0	15	247	0.1	2.4	5.3	23	33	3.2	2.4								
ZB2	A	D++	6.5	468	5.3	2386	2791	23.8	495	4026.9	61	16.9	6.2	13	284	0.2	0.8	20.8	190	194	7.2	80.2								
ZB2	B	D++	6.6	381	4.3	2386	4322	25.9	616	4404.7	105	26.8	3.6	12	243	0.5	0.5	35.1	260	157	8.6	155.0								
ZB3	A	D++	6.4	466	5.4	1935	2017	15.2	438	2988.4	109	12.2	24.0	17	320	0.4	0.5	13.1	23	43	9.8	24.6								
ZB3	B	D++	6.4	497	6.0	2361	2577	18.1	432	3396.6	119	7.7	22.0	8	304	0.3	0.3	7.0	80	64	0.9	17.4								
BZ1	A	D0	7.0		6.2	1885	7521	7.0	2423	128.1	819	3.8	4.0	44	277	0.8	1.2	62.0	235	587	0.8	17.1								
BZ1	B	D0	7.1		3.3	630	3478	1.0	1136	13.0	480	3.4	1.0	37	312	1.3	0.1	57.5	484	747	1.0	21.6								
BZ2	A	D0	7.1		5.3	781	4254	0.5	1647	6.9	507	5.3	1.2	19	196	2.8	0.3	8.8	139	252	0.6	4.4								
BZ2	B	D0	7.4		5.1	529	4913	0.6	1817	13.8	552	9.6	1.5	26	217	3.2	0.3	8.8	184	396	1.2	32.6								
BZ3	A	D+	6.5	373	2.5	1628	2088	3.0	1066	402.0	197	11.8	0.6	77	158	0.0	0.4	94.3	1248	1083	5.4	14.4								
BZ3	B	D+	6.4	394	2.9	1845	2109	1.1	973	123.5	198	7.4	0.6	46	119	0.1	0.3	60.9	744	867	4.8	5.3								
LI	B	D++	7.3		5.5	623	5157	2.2	2169	206.8	22	319.6	0.9	25	639	5.5	0.2	16.8	799	1491	1.7	19.7								
RS1	A	D0	6.5		3.6	1971	2331	0.8	1465	21.6	302	2.5	0.8	9	102	0.1	0.1	3.9	273	263	0.6	2.6								
RS1	B	D0	6.7		4.2	1775	4087	0.4	1644	13.5	332	2.2	0.7	11	123	0.5	0.1	4.8	271	255	1.1	3.5								
RS2	A	D0	7.2		3.7	718	4513	1.2	1500	49.1	391	2.3	6.7	16	172	1.0	3.3	16.3	337	267	0.9	2.3								
RS2	B	D0	6.8		4.4	1547	3789	2.6	1567	113.8	401	4.2	4.3	8	188	0.8	0.5	8.8	422	173	0.7	5.1								
TB	A	D+	6.8	771	5.7	1827	4675	0.0	3061	75.3	229	6.3	0.9	230	447	0.0	1.4	27.6	1116	2209	25.5	8.5								
TB	B	D+	6.9	794	5.9	1674	5032	0.0	3169	88.9	221	5.5	0.7	254	504	0.0	1.0	21.5	1088	2337	0.6	6.6								

Originele code		degradatie klasse	filter diepte	Ondiep grondwater																												
			cm-riv	pH	Alk	EGV (25°C)	CO2	HCO3	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	S	Si	Zn	NO3	NH4	PO4	K	Na	C									
					mequ L <sup>-1</sup>	µS/cm	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>	µmol L <sup>-1</sup>		
BG_C	D+		70	6.4	2.30	324	2050	1949	3.12	910	102.8	186	5.1	0.5	39.0	127	0.0	0.2	17.6	0.1	123.9	716	1132									
BM_C	D++		70	6.5	6.75	722	4056	5447	1.60	3348	64.2	341	18.3	0.7	80.9	311	0.7	1.1	45.4	0.1	48.1	818	1891									
BZ1_C	D0		150	6.9	3.98		1008	3254	0.58	1118	23.1	486	4.4	2.4	42.6	291	1.7	0.6	6.4	0.5	48.2	350	554									
BZ2_C	D0		150	7.3	4.49		658	5384	0.00	1508	0.7	471	0.6	1.9	168.4	236	0.0	1.2	69.5	0.1	30.6	259	427									
DAL_C	D++		70	6.6	3.95		362	4098	6.99	1537	247.4	126	9.5	1.6	19.0	111	0.7	3.8	17.6	0.0	44.1	268	366									
DA2_C	D++		100	6.5	3.85		392	2517	3013	0.15	1595	35.8	189	2.9	0.7	100.2	351	0.1	0.6	0.4	0.2	7.4	462	385								
DA3_C	D++		150	6.7	5.50		488	2558	5700	0.26	1902	46.5	262	6.9	0.7	9.5	461	0.1	1.7	2.2	0.7	0.0	526	425								
DZ_C	D+		150	6.9	6.45		557	5280	2.22	2195	233.1	513	5.1	27.2	6.7	842	0.5	3.0	68.4	0.8	7.9	95	25									
ES_C	D++		40	6.8	12.59		3696	10419	16.52	5082	2295.4	358	73.5	13.6	92.2	412	0.2	1.4	52.6	0.1	22.2	108	142									
LL_C	D++		50	6.4	2.17		823	920	0.77	869	57.9	125	2.8	1.3	260.1	280	0.7	0.8	5.3	0.2	4.0	931	1932									
LM_C	D++		50	6.6	8.90		745	3217	0.26	3366	2.7	644	4.7	0.4	42.8	296	0.6	2.0	16.6	0.2	11.6	642	249									
LS_C	D++		60	5.7	1.10		160	2031	422	28.25	456	175	1.7	1.5	41.4	108	2.4	66.2	38.7	0.4	12.9	318	685									
MA_C	D0		150	6.6	7.27		633	3665	5782	0.33	3069	1.7	180	3.2	12.1	21.1	3.7	210.9	397.4	5.0	6.5	170	116									
RS1_C	D0		150	6.5	4.98		3958	4651	4.38	2043	135.1	391	4.8	6.7	8.5	320	0.9	1.5	158.7	1.4	2.6	81	164									
RS2_C	D0		150	6.6	4.81		3047	4864	2.50	1964	128.9	500	3.0	24.3	7.9	276	0.4	0.7	17.8	3.3	10.8	212	96									
SP_C	D+		150	7.1	2.67		260	511	0.70	1134	3.3	154	0.4	1.1	113.7	171	0.0	2.6	3.9	0.6	2.5	122	112									
SV_C	D++		105	6.0	2.70		263	5360	6.30	368	248.7	504	3.9	2.3	8.5	283	0.4	0.9	0.9	0.3	0.0	344	487									
TB_C	D+		130	6.6	11.15		1286	4761	3.28	5714	82.4	375	4.9	1.6	758.3	962	0.0	2.5	38.2	0.2	45.5	1766	2106									
ZB1_C	D++		150	6.6	1.89		147	746	0.99	462	189.6	125	0.5	29.3	75.3	269	1.1	0.8	2.0	0.5	10.2	126	120									
ZB2_C	D++		150	6.2	1.98		162	1396	2.81	416	400.7	104	0.6	22.6	8.5	244	0.1	0.6	1.7	0.3	7.9	86	100									
ZB3_C	D++		150	6.4	2.05		164	948	2.10	427	393.9	132	1.6	16.5	2.3	204	0.2	0.6	27.6	0.1	5.4	118	104									



Cd_site	BZ1	BZ2	MA	RS1	RS2	BG	DZ	SP	TB	DA1	DA2	DA3	DA4	DA4	ES	LS	SV	ZB1	ZB2	ZB3	BW	LM	
TV_nr	30	31	17	32	33	34	19	15	29	5	11	13	25	26	3	1	8	22	27	28	21	6	
Degradatieklasse	D0	D0	D0	D0	D0	D+	D+	D+	D+	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	
soort	groei/vorm																						
Carex panicea	Kr	.	m4	2a	.	a1	.	a1	a1	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	a1	2	
Carex paniculata	Kr	.	.	.	.	.	+	m4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	
Carex pulicaris	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Carex rostrata	Kr	a1	r2	1	m4	.	3	r2	1	1+	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	2	a1	
Carex x elytroides	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Cerastium fontanum	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Cirsium dissectum	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Cirsium palustre	Kr	.	a1	+	.	.	.	a1	a1	.	a1	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	a1	
Crepis paludosa	Kr	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Dactylocteniza incarnata	Kr	.	.	.	a1	.	.	.	m4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Dactylocteniza maculata	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Dactylocteniza majalis	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Dactylocteniza speciosa	Kr	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Deschampsia cespitosa	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Drosera anglica	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Drosera intermedia	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Drosera rotundifolia	Kr	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Drosera x obovata	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Dryopteris carthusiana	Kr	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Eleocharis multicaulis	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Eleocharis palustris	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Eleocharis quinqueflora	Kr	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Epilobium obscurum	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Epilobium palustre	Kr	.	.	.	.	.	.	a1	.	a1	.	a1	a1	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Epilobium parviflorum	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	a1	a1	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Epipactis palustris	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Equisetum fluviale	Kr	a1	a1	.	a1	.	+	.	.	1+	3	3	m4	m4	.	.	a1	.	.	.	.	3	m4
Equisetum palustre	Kr	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	1+	.	.	.	.	.	.	.	a1
Erica tetralix	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Eriophorum angustifolium	Kr	.	.	.	a1	.	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	a1
Eriophorum vaginatum	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Festuca pratensis	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Festuca rubra	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	a1	a1	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Filipendula ulmaria	Kr	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	-1	a1	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Galium palustre	Kr	a1	.	.	.	.	.	a1	.	a1	a1	a1	a1	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Galium uliginosum	Kr	a1	a1	.	.	.	1	a1	m4	.	a1	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Geum rivale	Kr	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Glyceria fluitans	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Holcus lanatus	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Hydrocotyle vulgaris	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r2	a1	.	.	.	.	.	.	a1
Hypericum tetrapetrum	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Iris pseudacorus	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Juncus pseudoflorus	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1+	.	.	.	.	.	a1
Juncus acutiflorus	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Juncus alpinus	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1
Juncus articulatus	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	a1	a1	a1	a1	a1	.	.	.	.	.	.	a1

Cd_site	TV_nr	Degradatieklasse	BZ1	BZ2	MA	RS1	RS2	BG	DZ	SP	TB	DA1	DA2	DA3	DA4	DA4	ES	LS	SV	ZB1	ZB2	ZB3	BW	LM
soort			groei vorm																					
Juncus bulbosus	kr																							
Juncus conglomeratus	kr																							
Juncus effusus	kr												a1											
Juncus subnodulosus	kr																							
Lathyrus pratensis	kr																							
Lemna minor	kr																							
Linum catharticum	kr																							
Liparis loeselii	kr																							
Lotus uliginosus	kr																							
Luzula campestris	kr																							
Luzula multiflora	kr																							
Lychnis flos-cuculi	kr																							
Lycopus europaeus	kr																							
Lysimachia thyriflora	kr																							
Lysimachia vulgaris	kr																							
Lythrum salicaria	kr																							
Mentha aquatica	kr																							
Menyanthes trifoliata	kr																							
Molinia caerulea	kr																							
Myosotis laxa ssp. caespitosa	kr																							
Myosotis scorpioides	kr																							
Narthecium ossifragum	kr																							
Oenanthe aquatica	kr																							
Parrassia palustris	kr																							
Pedicularis palustris	kr																							
Peucedanum palustre	kr																							
Phragmites australis	kr																							
Plantago lanceolata	kr																							
Poa pratensis	kr																							
Poa trivialis	kr																							
Potamogeton polygonifolius	kr																							
Potentilla anserina	kr																							
Potentilla erecta	kr																							
Potentilla palustris	kr																							
Ranunculus acris	kr																							
Ranunculus flammula	kr																							
Ranunculus lingua	kr																							
Ranunculus repens	kr																							
Rhinanthus angustifolius ssp. angustifolius	kr																							
Rumex acetosa	kr																							
Saxifraga hirculus	kr																							
Scirpus lacustris	kr																							
Scirpus sylvaticus	kr																							
Scutellaria galericulata	kr																							
Senecio aquaticus	kr																							

Cd_site	TV_nr	BZ1	BZ2	MA	RS1	RS2	BG	DZ	SP	TB	DA1	DA2	DA3	DA4	DA4	ES	LS	SV	ZB1	ZB2	ZB3	BM	LM	soort			
																								D0	D0	D0	D0
Sparganium emersum	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Sparganium erectum	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Stellaria alpine	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Stellaria palustris	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Stellaria species	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Succisa pratensis	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Thelypteris palustris	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Trifolium repens	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Triglochin palustris	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Typna angustifolia	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Typna latifolia	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Utricularia minor	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Vaccinium oxycoccus	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Valeriana dioica	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Valeriana officinalis	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Veronica beccabunga	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Veronica scutellata	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Vicia cracca	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Viola palustris	Kr	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kr	.
Aeneura pinguis	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacomnium palustre	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium rutabulum	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium species	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bryum pseudotriquetrum	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergon cordifolium	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergon giganteum	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergon stramineum	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergonella fissa	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Camptyladelphus stellatus	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cinclidium stygium	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Climacium dendroides	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus aduncus	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus sendtneri	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drepanocladus species	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fissidens adiantinoides	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hamatocaulis vernicosus	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Helodidum blandowii	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Limprichtia coarsonii	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Marchantia polymorpha	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Paludella squarrosa	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Palustrisella decipiens	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pellia species	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Philonotis fontana	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Philonotis marchica	m	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.



Cd_site	TV_nr	Degradatieklasse	BZ1	BZ2	MA	RS1	RS2	BG	DZ	SP	TB	DA1	DA2	DA3	DA4	DA4	ES	LS	SV	ZB1	ZB2	ZB3	BM	LM	
			D0	D0	D0	D0	D0	D+	D+	D+	D+	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	D++	
			groei vorm																						
Plagiomnium affine	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Plagiomnium elatum	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Plagiomnium species	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Polytrichastrum formosum	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Polytrichastrum longisetum	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Pseudoscleropodium purum	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rhytidadelphus squarrosus	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Riccardia chamedryfolia	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum capillifolium	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum denticulatum	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum fallax	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum fimbriatum	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum fuscum	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum papillosum	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum squarrosus	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum teres	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sphagnum warnstorffii	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Tomentypnum nitens	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Warnstorfia fluitans	m		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Myrica gale	s		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Salix aurita	s		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Salix chireea	s		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Salix pentandra	s		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Salix rosmarinifolia	s		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Alnus glutinosa	b		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Betula pubescens	b		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Betula species	b		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	

## **Bijlage 5 Kenmerkende soorten van veenvormende, mesotrafente vegetatie in grondwatergevoede venen**

1 = kenmerkende soorten overgangs- en trilvenen  
2 = kenmerkende soort in veenmosbulten  
V = vaatplant  
M = mos

n\_mossen 52  
n\_vaatplanten 76

V	1	Anagallis tenella
M	1	Aneura pinguis
M	1	Aulacomnium palustre
M	1	Bryum neodamense
M	1	Bryum pseudotriquetrum
V	1	Calamagrostis stricta
M	1	Calliergon cordifolium
M	1	Calliergon giganteum
M	1	Calliergon stramineum
M	1	Calliergonella cuspidata
M	2	Calypogeia sphagnicola
M	1	Campyliadelphus elodes
M	1	Campylium stellatum
V	1	Carex appropinquata
V	1	Carex aquatilis
V	1	Carex curta
V	1	Carex diandra
V	1	Carex dioica
V	1	Carex echinata
V	1	Carex elata
V	1	Carex flacca
V	1	Carex hostiana
V	1	Carex lasiocarpa
V	1	Carex limosa
V	1	Carex nigra
V	1	Carex oederi
V	1	Carex oederi s. oederi
V	1	Carex oederi s. oedocarpa
V	1	Carex panicea
V	1	Carex paniculata
V	1	Carex pulicaris
V	1	Carex rostrata
V	1	Carex vesicaria
M	1	Cephalozia connivens
M	2	Cephaloziella elachista

V	1	Cladium mariscus
M	1	Climacium dendroides
V	1	Dactylorhiza incarnata
V	1	Dactylorhiza majalis
V	1	Dactylorhiza majalis s. praetermissa
M	1	Dicranum bonjeanii
M	1	Drepanocladus aduncus
M	1	Drepanocladus polygamus
M	1	Drepanocladus sendtneri
V	1	Drosera anglica
V	1	Drosera intermedia
V	1	Drosera rotundifolia
V	1	Dryopteris cristata
V	1	Echinodorus ranunculoides
V	1	Eleocharis quinqueflora
V	1	Eleocharis uniglumis
V	1	Epilobium palustre
V	1	Epipactis palustris
V	1	Equisetum fluviatile
V	1	Equisetum palustre
V	1	Equisetum variegatum
V	1	Eriophorum angustifolium
V	1	Eriophorum gracile
V	1	Eriophorum latifolium
M	1	Fissidens adianthoides
V	1	Gymnadenia conopsea
M	1	Hamatocaulis vernicosus
V	1	Hammarbya paludosa
V	1	Hierochloe odorata
V	1	Juncus alpinoarticulatus s. alpinoarticulatus
V	1	Juncus alpinoarticulatus s. atricapillus
V	1	Juncus filiformis
V	1	Juncus subnodulosus
M	2	Kurzia pauciflora
V	1	Linum catharticum
V	1	Liparis loeselii
V	1	Lysimachia thyrsoiflora
V	1	Menyanthes trifoliata
M	1	Moerckia hibernica
V	1	Oenanthe fistulosa
V	2	Oxycoccus palustris
M	1	Pallavicinia lyellii
V	1	Parnassia palustris
V	1	Pedicularis palustris
M	1	Pellia endiviifolia
M	1	Pellia neesiana
V	1	Peucedanum palustre
M	1	Philonotis fontana
M	1	Philonotis marchica
V	1	Pinguicula vulgaris
M	1	Plagiomnium elatum
M	1	Plagiomnium ellipticum
M	1	Polytrichum longisetum
V	1	Potentilla palustris
M	1	Preissia quadrata
M	1	Pseudobryum cinclidioides
M	1	Pseudocalliergon lycopodioides

V	1	Ranunculus flammula
V	1	Ranunculus lingua
M	1	Rhizomnium pseudopunctatum
M	1	Riccardia chamedryfolia
M	1	Riccardia latifrons
M	1	Riccardia multifida
M	1	Ricciocarpos natans
V	1	Sagina nodosa
V	1	Scheuchzeria palustris
V	1	Schoenus nigricans
M	1	Scorpidium revolvens ag. (incl. S. cossonii)
M	1	Scorpidium scorpioides
V	1	Scutellaria minor
V	1	Selinum carvifolia
M	2	Sphagnum capillifolium
M	2	Sphagnum contortum
M	1	Sphagnum denticulatum
M	2	Sphagnum magellanicum
M	2	Sphagnum palustre
M	2	Sphagnum papillosum
M	2	Sphagnum rubellum
M	1	Sphagnum squarrosum
M	2	Sphagnum subnitens
M	2	Sphagnum subsecundum
M	2	Sphagnum teres
V	1	Stellaria palustris
V	1	Taraxacum sectie Palustria
V	1	Thelypteris palustris
V	1	Triglochin palustris
V	1	Utricularia australis
V	1	Utricularia intermedia
V	1	Utricularia minor
V	1	Valeriana dioica
V	1	Veronica scutellata
V	1	Viola palustris
M	1	Warnstorfia exannulata

# Bijlage 6 Mogelijke herstelmaatregelen die uitgetest dienen te worden

Doel	Situatie	Maatregel	Proces	Duur	Mogelijke nadelen/beperkingen	Vragen
Vorming van weinig veeraard veen	Fe-arm, basenhoudend, hoge bedekking kruidlaag	• maaien	• afbraak is kleiner dan productie • mossen aanwezig in hoge bedekking • kruidlaag wordt onderdrukt	• langdurend	• Fe-arme beekdalen komen weinig voor • maaien voorkomt ontwikkeling microstructuren waaronder bulten	• Treedt accumulatie op van organisch materiaal weinig veeraard veen? • Dragen in natuurlijke venen bulten het sterkst bij aan veenvorming? • Neemt door maaien nutriëntenbeschikbaarheid af?
Vorming van weinig veeraard veen	Fe-arm, basenhoudend, lage bedekking kruidlaag	• geen maatregel • niet maaien • evt. periodiek opslag afzeten	• afbraak is kleiner dan productie • mossen aanwezig in hoge bedekking • kruidlaag heeft lage bedekking door lage	• langdurend	• uitgangssituatie komt niet voor in NL en nauwelijks in VL	• Treedt accumulatie op van organisch materiaal weinig veeraard veen? • Treedt geen interne P-uitfitering op?
Vorming van weinig veeraard veen/hoger bodaverstelt planten en fauna	Fe-arm, basenhoudend/verzurend	• aanpassen waterhuishouding (verder vernatten)	• stabiele waterstanden aan maaiveld creëren • vergroten kwelflux	• eenmalig • evt herhalings nodig bij inzakken gedempte sloten	• permittente lage redox kan mobilisatie van organisch P optreden	• Treedt accumulatie op van organisch materiaal weinig veeraard veen? • Treedt geen interne P-uitfitering op?
Hogere bodaverstelt planten van veenvormende zeggen/slaapmoss- moerassen	Fe-arm, basenhoudend	• geen • niet maaien • evt. periodiek opslag afzeten	• loenamen micronutrienten door ontwikkeling van microstructuren (bult/slenk/pool) • kenmerkende plantensoorten kunnen in bulten en pollens Fe-toxiciteit ontwikkelen	• langdurend	• bedekking kruidlaag kan te hoog zijn voor hoge bedekking mossaag • bultvormende mossen ontbreken • afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortentool • lage of geen dispersie kenmerkende soorten	• Wordt bedekking mossaag hoog? • Hoge nutriëntenrijkdom en daardoor hoge bedekking kruidlaag beperkend voor vestiging en ontwikkeling kenmerkende soorten? • Ontstaan bult/slenk-pool-structuren? • Nemen kenmerkende plantensoorten toe? • Toename soorten toe te schrijven aan ontwikkeling van microstructuren?
Hogere bodaverstelt planten van veenvormende zeggen/slaapmoss- moerassen	Fe-arm, basenhoudend	• NH <sub>4</sub> -rijke, en P-rijke top laag verwijderen	• beschikbaarheid nutriënten door weghalen anorganische N- en P-pool • door afvoer nutriënten meer lichtinval en daardoor meer mogelijkheden voor kleine laag productieve, kenmerkende soorten	• eenmalig	• door bloedleggen pyritische horizont kan tijdelijk sterke verzuring optreden • afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortentool • lage of geen dispersie kenmerkende soorten • duur	• Zitten anorganisch P en anorganisch N vooral geaccumuleerd in de top laag? • Neemt afbraak af na verwijderen ijzerpool? • Neemt nutriëntenbeschikbaarheid en daardoor bedekking kruidlaag af? • Kwelflux/buffercapaciteit voldoende voor opvangen zuurstof door pyritoxidatie? • Nemen kenmerkende plantensoorten toe?
Vorming van sterk veeraard veen/vorming weinig veeraard veen	Fe-rijk, basenhoudend	• geen	• (hoge) afbraak is kleiner dan (hoge) productie • productieve vegetatie van grote heidevelden	• langdurend	• accumulatiesnelheid organisch materiaal zeer laag	• Treedt accumulatie op van organisch materiaal? • Zorgt zuurstofverlies door grote heidevelden voor een afbraak die de productie overschrijft?
Vorming van sterk veeraard veen/vorming weinig veeraard veen	Fe-rijk, basenhoudend	• aanpassen waterhuishouding (verder vernatten)	• afbraak en daardoor nutriëntenrijkdom beperken door zeer stabiele waterstand aan maaiveld	• eenmalig • evt herhalings nodig bij inzakken gedempte sloten	• accumulatiesnelheid organisch materiaal zeer laag • vergt hoge kwelflux	• Treedt accumulatie op van organisch materiaal? • Zorgt zuurstofverlies door grote heidevelden voor een afbraak die de productie overschrijft?

Doel	Situatie	Maatregel	Proces	Duur	Mogelijke nadelen/ beperkingen	Vragen
Vorming van sterk verarend veen/ vorming weinig verarend veen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• maaien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• accumulatie vergroten door bevorderen mossen met meer lichtinval</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• langdurig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• maaien is lastig/ onmogelijk op zeer natte slappe veenbodems</li> <li>• slechte ontwikkeling moslaag door injiden met rupsmaaiers</li> <li>• duur</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Krijgt moslaag hoge bedekking?</li> <li>• Neemt bedekking kruidlaag af?</li> <li>• Neemt beschikbaarheid nutriënten af?</li> <li>• Neemt accumulatie door mossen toe?</li> </ul>
Vorming van sterk verarend veen/ vorming weinig verarend veen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• geen maatregel</li> <li>• niet maaien</li> <li>• evt. periodiek opslag afzetten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• accumulatie vergroten door ontwikkeling van microstructuren (bult/slenken en pol/slenken)</li> <li>• veenvormende mossosorten kunnen in bulten en pollen Fe-afbraak beperken door verminderen redox-capaciteit bodem</li> <li>• beschikbaarheid nutriënten door weghalen anorganische N- en P-pool</li> <li>• bevorderen veenvormende soorten door verminderen Fe-toxiciteit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• langdurig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• bedekking kruidlaag kan te hoog zijn voor hoge bedekking moslaag</li> <li>• bult/vormende mossen ontbreken</li> <li>• afwezigheid mossosorten met hoge accumulatiesnelheid</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Treedt accumulatie op van organisch materiaal?</li> <li>• Wordt bedekking moslaag hoog?</li> <li>• Hoge nutriëntenrijkdom en daardoor hoge bedekking kruidlaag beperkend voor moslaag?</li> <li>• Ontstaan bult/slenk/pol-structuren?</li> </ul>
Vorming van sterk verarend veen/ vorming weinig verarend veen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fe-rijke, NH4-rijke en P-rijke topklaag verwijderen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• afbraak beperken door verminderen redox-capaciteit bodem</li> <li>• beschikbaarheid nutriënten door weghalen anorganische N- en P-pool</li> <li>• bevorderen veenvormende soorten door verminderen Fe-toxiciteit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• eenmalig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• door bloedleggen pyretrijke horizont kan tijdelijk sterke verzuring optreden</li> <li>• duur</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Treedt accumulatie op van organisch materiaal?</li> <li>• Zitten Fe, anorganisch P en anorganisch N vooral geaccumuleerd in de topklaag?</li> <li>• Treedt niet opnieuw accumulatie van ijzer op?</li> <li>• Neemt gehalte Fe2+ in bodemvocht af?</li> <li>• Neemt afbraak af na verwijderen ijzerpool?</li> <li>• Neemt nutriëntenbeschikbaarheid en daardoor bedekking kruidlaag af?</li> </ul>
Vorming van sterk verarend veen/ vorming weinig verarend veen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• niets doen</li> <li>• evt aanpassen waterhuishouding (verder vernatten)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• met tussenstadium van elzenbroek vastlegging nutriënten in houtveen</li> <li>• vorming nieuwe veenlaag op Fe en nutriëntenrijke versuurde laag</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• langdurig</li> <li>• bij maatregelen in waterhuishouding evt. herhaling nodig bij inzakken gedempte sloten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• opslag elzen kan lang duren</li> <li>• elzen brengen extra N in systeem door N2-fixatie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ontstaat nieuwe voedselarmere veenlaag?</li> <li>• Treedt vanzelf ontwikkeling op van elzenbroek naar mesotrofe zeggenvegetatie?</li> </ul>
Vorming van sterk verarend veen/ vorming weinig verarend veen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• aanpassen waterhuishouding (verder vernatten)</li> <li>• zeer vlakke freatische spiegel creëren</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• door bevorderen neerslaglazen lokaal Fe-rijkdom en Fe-toxiciteit verminderen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• eenmalig</li> <li>• evt herhaling nodig bij inzakken gedempte sloten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sterke Fe-accumulatie in oppervlaktewater door oxidatie Fe</li> <li>• duur</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Treedt accumulatie op van organisch materiaal?</li> <li>• Ontstaan stabiele Fe-ame neerslaglazen?</li> </ul>
Vorming van sterk verarend veen/ vorming weinig verarend veen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• peilgaten/ plassen graven</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• aquatische verlanding</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• eenmalig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sterke Fe-accumulatie in oppervlaktewater door oxidatie Fe</li> <li>• duur</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Treedt in Fe-rijk oppervlaktewater verlanding op?</li> <li>• Ontstaat na verlanding een situatie met weinig peilgaten?</li> <li>• Vestigen geïntroduceerde soorten zich, breiden zich uit?</li> <li>• Gaan geïntroduceerde soorten (onverarend) veenvormen</li> </ul>
Vorming weinig verarend veen	basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• (her)introductie</li> <li>• met soortkeuze rekening houden Fe-gevoeligheid</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• bevorderen veenvormende mossosorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• eenmalig/ enkele malen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• geringe beschikbaarheid regionaal materiaal soorten</li> <li>• te veel lichtconcurrentie door productieve kruidlaag</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gaan geïntroduceerde soorten (onverarend) veenvormen</li> </ul>

Doel	Situatie	Maatregel	Proces	Duur	Mogelijke nadelen/beperkingen	Vragen
Hogere biodiversiteit planten van veenvormende zeggens/slaapmos- moerassen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>geen maatregel</li> <li>geen vegetatiebeheer</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>zeer langzaam treedt ontwikkeling op naar lagere beschikbaarheid van nutriënten en laag productieve kruidlaag</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>constant</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortenpool</li> <li>lage of geen dispersie kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Neemt nutriëntenbeschikbaarheid af?</li> <li>Neemt bedekking kruidlaag af?</li> <li>Nemen kenmerkende plantensoorten toe?</li> </ul>
Hogere biodiversiteit planten van veenvormende zeggens/slaapmos- moerassen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>aanpassen waterhuishouding (verder vernatten)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>nutriëntenrijkdom beperken door zeer stabiele waterstand aan maatveld</li> <li>door lagere nutriëntenrijkdom meer lichtinval</li> <li>daardoor meer mogelijkheden voor kleinere/laag productieve, kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>eenmalig of herhaling nodig bij inzakken gedempte sloten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortenpool</li> <li>lage of geen dispersie kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Neemt afbraak organisch materiaal af?</li> <li>Neemt nutriëntenbeschikbaarheid af?</li> <li>Neemt bedekking kruidlaag af?</li> <li>Nemen kenmerkende plantensoorten toe?</li> </ul>
Hogere biodiversiteit planten van veenvormende zeggens/slaapmos- moerassen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>maaien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>door onderdrukken kruidlaag en afvoer nutriënten meer lichtinval</li> <li>daardoor meer mogelijkheden voor kleinere/laag productieve, kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>langdurend</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>maaien is lastig/ onmogelijk op zeer natte slappe veenbodems</li> <li>slechte ontwikkeling moslaag door injrijden met rupsmoerassen</li> <li>duur</li> <li>ontbreken van microstructuur</li> <li>afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortenpool</li> <li>lage of geen dispersie kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Krijgt moslaag hoge bedekking?</li> <li>Neemt bedekking kruidlaag af?</li> <li>Neemt beschikbaarheid nutriënten af?</li> <li>Nemen kenmerkende plantensoorten toe?</li> </ul>
Hogere biodiversiteit planten van veenvormende zeggens/slaapmos- moerassen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>geen</li> <li>niet maaien</li> <li>evt. periodiek opslag alzetten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>toename microniches door ontwikkeling van microstructuren (bult/slenk/pol)</li> <li>kenmerkende plantensoorten kunnen in buiten en pollen Fe-toxiciteit ontwijken</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>langdurend</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>bedekking kruidlaag kan te hoog zijn voor hoge bedekking moslaag</li> <li>bultvormende mossen ontbreken</li> <li>afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortenpool</li> <li>lage of geen dispersie kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Wordt bedekking moslaag hoog?</li> <li>Hoge nutriëntenrijkdom en daardoor hoge bedekking kruidlaag beperkend voor vestiging en ontwikkeling kenmerkende soorten?</li> <li>Ontstaan bult/slenk/pol-structuren?</li> <li>Nemen kenmerkende plantensoorten toe?</li> <li>Toename soorten toe te schrijven aan ontwikkeling van microstructuren?</li> </ul>
Hogere biodiversiteit planten van veenvormende zeggens/slaapmos- moerassen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>Fe-rijke, NH4-rijke en P-rijke toplaag verwijderen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>afbraak beperken door verminderen redox-capaciteit bodem</li> <li>beschikbaarheid nutriënten door weghalen anorganische N- en P-pool</li> <li>beyoderen kenmerkende soorten door verminderen Fe-toxiciteit</li> <li>door afvoer nutriënten meer lichtinval en daardoor meer mogelijkheden voor kleinere/laag productieve, kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>eenmalig</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>door bloedleggen pyrietrijke horizont kan tijdelijk sterke verzuring optreden</li> <li>afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortenpool</li> <li>lage of geen dispersie kenmerkende soorten</li> <li>duur</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Zitten Fe, anorganisch P en anorganisch N vooral geaccumuleerd in de toplaag?</li> <li>Treedt niet opnieuw accumulatie van ijzer op?</li> <li>Neemt gehalte Fe<sup>2+</sup> in bodemvocht af?</li> <li>Neemt afbraak af na verwijderen ijzerpool?</li> <li>Neemt nutriëntenbeschikbaarheid en daardoor bedekking kruidlaag af?</li> <li>Kweliflux/ buffercapaciteit voldoende voor opvangen zuurstoot door pyrietoxidatie?</li> <li>Nemen kenmerkende plantensoorten toe?</li> </ul>

Doel	Situatie	Maatregel	Proces	Duur	Mogelijke nadelen/beperkingen	Vragen
Hogere biodiversiteit planten van veenvormende zeggen/slaapmos- moerassen	Fe-rijk, basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• aanpassen waterhuishouding (verder vernatten)</li> <li>• zeer vlakke freatische spiegel creëren</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• door bevorderen neerslaglijzen lokaal Fe-rijkdom en Fe-toxiciteit verminderen</li> <li>• hierdoor mogelijkheden voor Fe-gevoelige, kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• eenmalig</li> <li>• evt. herhaling nodig bij inzakken gedempte sloten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortenpool</li> <li>• lage of geen dispersie kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ontstaan stabiele Fe-arme neerslaglijzen?</li> <li>• Nemen kenmerkende plantensoorten toe?</li> </ul>
Hogere biodiversiteit planten van veenvormende zeggen/slaapmos- moerassen	basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• (her)introductie</li> <li>• met soortzuze rekening houden Fe-gevoeligheid</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• bevorderen kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• eenmalig/ enkel malen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• beschikbaarheid regionaal materiaal soorten</li> <li>• te veel lichtconcurrentie door productieve kruidlaag</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vestigen geïntroduceerde soorten zich, breiden zich uit?</li> </ul>
Hogere biodiversiteit fauna van veenvormende zeggen/slaapmos- moerassen	Basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• geen maatregelen</li> <li>• niet maaien</li> <li>• evt. opslag afzetten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• bevorderen buit/slenk/pool structuren</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• constant</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortenpool</li> <li>• lage of geen dispersie kenmerkende soorten</li> <li>• door hoge bedekking kruidlaag lage bedekking van moslaag</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ontstaan buit/slenk/pool-structuren?</li> <li>• Nemen kenmerkende soorten toe?</li> <li>• Toename soorten toe te schrijven aan ontwikkeling van microstructuren?</li> </ul>
Hogere biodiversiteit fauna van veenvormende zeggen/slaapmos- moerassen	Basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• poelen maken</li> <li>• gedifferentieerd vegetatiebeheer</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• bevorderen variatie op mesoschaal (poelen, verschillen in vegetatiestructuur, lossen bomen en struiken)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• eenmalig/ constant</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortenpool</li> <li>• lage of geen dispersie kenmerkende soorten</li> <li>• sterfte aquatische en bodemfauna door inrijden</li> <li>• ontbreken van microstructuur</li> <li>• afvoer/sterfte terrestrisch door maaien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nemen kenmerkende soorten van open zeggen/mosbegroeiingen toe?</li> </ul>
Hogere biodiversiteit fauna van veenvormende zeggen/slaapmos- moerassen	Basenhoudend	<ul style="list-style-type: none"> <li>• maaien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• door onderdrukken kruidlaag en afvoer nuttigen meer lichtinval en daardoor meer mogelijkheden voor kleiner/laag productieve, kenmerkende soorten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• constant</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• afwezigheid kenmerkende soorten in lokale en regionale soortenpool</li> <li>• lage of geen dispersie kenmerkende soorten</li> <li>• sterfte aquatische en bodemfauna door inrijden</li> <li>• ontbreken van microstructuur</li> <li>• afvoer/sterfte terrestrisch door maaien</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nemen kenmerkende soorten van open zeggen/mosbegroeiingen toe?</li> </ul>