



Kennisnetwerk OBN

Peilfluctuaties in het laagveenlandschap:
relaties tussen hydrologie, ecosysteem-
dynamiek en Natura 2000-habitattypen

RAPPORTAGE FASE 2



Peilfluctuaties in het laagveenlandschap: relaties tussen hydrologie, ecosysteem- dynamiek en Natura 2000-habitattypen

Rapportage Fase 2

I.S. Mettrop
A.M. Kooijman
L.P.M. Lamers
C. Cusell



UNIVERSITEIT VAN AMSTERDAM

Radboud Universiteit Nijmegen



Rapport nr. 2015/OBN201-LZ
Driebergen, 2015

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Foto voorkant Hans van den Bos, Weerribben

Samenstelling Ivan S. Mettrop (red.), Universiteit van Amsterdam/Radboud
Universiteit Nijmegen
Annemieke M. Kooijman, Universiteit van Amsterdam
Casper Cusell, Witteveen+Bos
Leon P.M. Lamers, Radboud Universiteit Nijmegen/
Onderzoekcentrum B-Ware
Roos Loeb, Onderzoekcentrum B-Ware
Gijsbert Cirkel, KWR

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen
Telefoon : 0343-745250
E-mail : info@vbne.nl

Voorwoord

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

In het kader van natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en vegetatietypen in Nederland beschermd. In dit rapport staan de Natura 2000-gebieden de Wieden, de Weerribben, de Oostelijke Vechtplassen en het IJperveld centraal. Binnen die gebieden gaat het om een hele serie aan Habitattypen zoals trilvenen, veenmosrietlanden en laagveenheides. Zie daarvoor verder tabel 1.2.

Momenteel is er veel aandacht voor alternatieve vormen van peilbeheer, zowel vanuit het natuurbeheer als vanuit het waterbeheer. De gereguleerde hydrologie en het daarmee samenhangende rigide waterpeil worden vaak gezien als knelpunt voor succesvol beheer en ontwikkeling van natuur. Gericht dynamisch peilbeheer kan een zeer positieve uitwerking hebben op de ontwikkeling van trilvenen in de betreffende gebieden. Dynamisch peilbeheer is ook een van de (hypothetische) herstelmaatregelen in de PAS herstelstrategie H7140A (Overgangs- en trilvenen (trilvenen)). Het ontbreekt momenteel echter aan de noodzakelijke kennis om deze effecten goed te kunnen inschatten. Het hoofddoel van dit onderzoek is dan ook om de voor- en nadelen van een meer natuurlijk peilbeheer voor de natuurkwaliteit van het laagveenlandschap in verschillende biogeochemische gebieden in beeld te brengen. Dit is nodig om een goede afweging te kunnen maken voor beheer en beleid in de praktijk.

Verhoogde waterstanden kunnen gunstig uitpakken onder bepaalde condities. De resultaten van dit onderzoek benadrukken het belang van gebiedsspecifieke chemische bodemeigenschappen en de waterkwaliteit, zoals bepaald door de geohydrologische positie in het landschap als het gaat om de uitwerking van peilfluctuaties in basenrijke trilvenen. Ook de timing in het groeiseizoen van tijdelijke peilverlaging of peilverhoging is van grote invloed. Zie voor de conclusies en aanbevelingen hoofdstuk 9 en figuur 9.1, waarin de resultaten overzichtelijk zijn weergegeven.

Ik wens u veel leesplezier

Drs. T.J. Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Dankwoord

Hartelijk worden alle studenten, onderzoekers, natuur- en waterbeheerders en andere deskundigen die hebben bijgedragen aan dit rapport bedankt voor hun betrokkenheid, kennisoverdracht en interesse. Specifiek willen we hier noemen: Melchior Rutte (RUN); Marta Picella & Silvia di Liddo (Universiteit van l'Aquila); Tessa Neijmeijer (UvA); Henk-Pieter Sterk (UvA); Maarten Bresjer (UvA); Leo Hoitinga (UvA); Leen de Lange (UvA); Peter Serné (UvA); Bert de Leeuw (UvA); Richard van Heck (UvA); Joke Westerveld (UvA); Peter Cruijssen (RUN); Jelle Eijgensteyn (RUN); Michel Vorenhout (MVH Consult; UvA); Sander Smit (Paleo Terra); Bas van de Riet (Landschap Noord-Holland); Jelle Abma (Landschap Noord-Holland); Geert Kooijman (Staatsbosbeheer); Arjan Versprille (Staatsbosbeheer); Jeroen Bredenbeek (Staatsbosbeheer); Rosalie Martens (Natuurmonumenten); Bart de Haan (Natuurmonumenten); Arco Lassche (Natuurmonumenten); Lars Hedenäs (Zweeds Natuurhistorisch Museum); Winnie Rip (Waternet); Nicko Straathof (Natuurmonumenten); Inez Hamel (Waterschap Reest en Wieden), Henk Lomulder (Waterschap Reest en Wieden), Toin Lambrechts (Waterschap Reest en Wieden), Jan Klappe (Waterschap Reest en Wieden); Geert van Wirdum en verder de leden van het Nederlands OBN Deskundigenteam Laagveen- en Zeekleilandschap.

Inhoudsopgave

Ik wens u veel leesplezier	4
1 Inleiding	10
1.1 Algemene introductie	10
1.2 Doel van het onderzoek binnen Fase 2	12
2 Het gebieds-onderzoek	13
2.1 Inleiding en methoden	13
2.1.1 Meetmethoden en bemonstering	14
2.1.2 Statistische analyses	18
2.2 Resultaten en discussie	19
2.2.1 Oppervlaktewater en bodemvocht	19
2.2.2 De bodemeigenschappen	32
2.2.3 De vegetatie	42
2.3 Conclusies en aanbevelingen	47
2.3.1 Biogeochemische verschillen tussen de onderzoeksgebieden	47
2.3.2 Verschillen in nutriëntbeschikbaarheid	48
2.3.3 De Wieden, de Westbroekse Zodden en het Ilperveld	49
2.3.4 Mogelijke invloed flexibel peil op Natura 2000-habitattypen	49
3 Redoxpotentialen op verschillende diepten in verschillende veengebieden	52
3.1 Inleiding en methoden	52
3.2 Resultaten en discussie	53
3.2.1 Redoxpotentiaal in de onderwaterbodems van petgaten en sloten	53
3.2.2 Redoxpotentiaal in de oeverzone	57
3.2.3 Redoxpotentiaal in de schorpioenmostrilvenen	61
3.2.4 Redoxpotentiaal in de veenmosrietlanden en laagveenheides	63
3.3 Conclusies	69
4 Het kolom-experiment	71
4.1 Inleiding en methoden	71
4.1.1 Meetmethoden en bemonstering	72
4.1.2 Statistische analyses	77
4.2 Resultaten en discussie	78
4.2.1 De vegetatie ontwikkeling	78
4.2.2 Hoogte van het bodemoppervlak en droge bulkdichtheid	80
4.2.3 De zuurbuffcapaciteit en pH in bodemvocht	81
4.2.4 IJzer, zwavel en DOC in bodemvocht	84
4.2.5 Nutriëntenbeschikbaarheid in het bodemvocht	86
4.2.6 De respons van de moslaag	89
4.3 Conclusies en aanbevelingen	90
5 Het incubatie-experiment	95
5.1 Inleiding en methoden	95

5.1.1	Meetmethoden en bemonstering	96
5.1.2	Berekenen bruto N-mineralisatie en N-immobilisatie	98
5.1.3	Statistische analyses	99
5.2	Resultaten en discussie	99
5.2.1	De beginsituatie	99
5.2.2	Toetreding van zuurstof en verdroging: verzuring?	101
5.2.3	Toetreding van zuurstof en verdroging: hogere afbraak?	102
5.2.4	Toetreding van zuurstof en verdroging: hogere N-mineralisatie?	104
5.2.5	Veranderingen in P-beschikbaarheid	107
5.3	Conclusies en aanbevelingen	109
6	De praktijkproef zomerinundatie	112
6.1	Inleiding en methoden	112
6.1.1	Onderzoeksopzet en meetmethoden	112
6.1.2	Statistische analyses	114
6.2	Resultaten en discussie	115
6.2.1	De beginsituatie	115
6.2.2	Verhoogde infiltratie bij zomerinundatie?	117
6.2.3	De zuurbuftercapaciteit en pH in bodemvocht	119
6.2.4	IJzer, zwavel en DOC in het bodemvocht	121
6.2.5	De nutriëntbeschikbaarheid in het bodemvocht	123
6.3	Conclusies en aanbevelingen	125
7	De rol van Ca en Fe bij de P-beschikbaarheid in basenrijke venen	126
7.1	Inleiding en methoden	126
7.1.1	Meetmethode en bemonstering	127
7.1.2	Statistische analyses	127
7.2	Resultaten en discussie	128
7.2.1	Soortensamenstelling van de vegetatie	128
7.2.2	Organische stof en waterstand	130
7.2.3	Basenstatus, Ca en Fe	132
7.2.4	Nutriënt-beschikbaarheid	134
7.2.5	Hogere P-beschikbaarheid in ijzerrijke venen?	137
7.3	Conclusies	143
7.3.1	Verschillen tussen Rood, Groen en Geel schorpioenmos	143
7.3.2	Verschillen tussen Nederlandse en Zweedse schorpioenmosvenen	143
7.3.3	Hogere P-beschikbaarheid in ijzerrijke bodems	144
7.3.4	Implicaties voor flexibel peilbeheer	144
8	Discussie en aanbevelingen	145
8.1	Inleiding	145
8.1.1	Doelstelling van het onderzoek	145
8.1.2	Verschillende deelonderzoeken	146
8.2	Gebiedsonderzoek Wieden, Westbroekse Zodden en Ilperveld	146
8.2.1	Biogeochemische verschillen tussen de onderzoeksgebieden	146
8.2.2	Verschillen in nutriëntbeschikbaarheid	147
8.2.3	De Wieden, de Westbroekse Zodden en het Ilperveld	148
8.2.4	Mogelijke invloed flexibel peil op Natura 2000-habitattypen	149
8.3	Redoxcondities in de veenbodem van verschillende onderzoeksgebieden en habitats	151

8.3.1	Verschillen tussen Natura 2000-habitattypen	151
8.3.2	De mogelijke invloed van flexibel peil	151
8.4	Het kolom-experiment	152
8.4.1	Peilverhoging en -verlaging	152
8.4.2	Inundatie met P-rijk water	153
8.4.3	Flexibel peil in calciumrijk veen	154
8.4.4	Flexibel peil in ijzerrijk veen	154
8.4.5	Flexibel peil in zwavelrijk veen	155
8.5	Het incubatie-experiment	155
8.5.1	Verzuring door peildaling	155
8.5.2	Verhoogde C-mineralisatie door peildaling	155
8.5.3	Verhoogde N-mineralisatie door peildaling	156
8.5.4	Veranderingen in de P-beschikbaarheid door peildaling	157
8.5.5	Implicaties voor het beheer	157
8.6	De praktijkproef met zomerinundaties in de Wieden	157
8.6.1	Verhoging van de buffercapaciteit	158
8.6.2	Verhoging van nutriëntbeschikbaarheid?	159
8.7	De rol van Ca en Fe bij de P-beschikbaarheid in basenrijke venen	159
8.7.1	Verschillen tussen Rood, Groen en Geel schorpioenmos	159
8.7.2	Verschillen tussen Nederlandse en Zweedse schorpioenmosvenen	160
8.7.3	Hogere P-beschikbaarheid in ijzerrijke bodems	160
8.7.4	Implicaties voor flexibel peilbeheer	161
9	Synthese en aanbevelingen	162
9.1	Aanleiding en doel van het onderzoek	162
9.2	Invloed van flexibel peil op de N2000-habitattypen	163
9.2.1	Kranswierwateren (H3140) en krabbenscheervegetaties (H3150)	163
9.2.2	Basenrijke trilvenen (H7140A)	164
9.2.3	Veenmosrietlanden (H7140B)	166
9.2.4	Laagveenheide (H4010B)	167
9.3	Het belang van biogeochemische bodemeigenschappen	168
9.4	Concrete aanbevelingen en slotopmerkingen	169
10	English synthesis	170
10.1	Introduction	170
10.2	Higher incidence of lowered water levels	172
10.2.1	Potential benefits	172
10.2.2	Potential drawbacks	173
10.2.3	Lowered water levels: conclusions and implications for management	174
10.3	Higher incidence of increased water levels	174
10.3.1	Potential benefits	174
10.3.2	Potential drawbacks	175
10.3.3	Increased water levels: conclusions and implications for management	176
10.4	Concluding remarks	176
	Referenties	177
	Appendices	185

Appendix A: Statistische uitkomsten van het gebiedsonderzoek	185
Appendix B: Statistische uitkomsten van het kolom-experiment	188
Appendix C: Statistische uitkomsten van het incubatie experiment	189
Appendix D: Statistische uitkomsten van de praktijkproef zomerinundaties	190
Appendix E: Statistische uitkomsten van het onderzoek naar P-beschikbaarheid en de rol van Ca en Fe in basenrijke venen	191

1 Inleiding

1.1 Algemene introductie

Dit kennisoverzicht 'Peilfluctuaties in het laagveenlandschap: relaties tussen hydrologie, ecosysteemdynamiek en Natura 2000-habitattypen (Fase 2)' is opgesteld in opdracht van de toenmalige Directie Kennis (Ministerie van LNV/ELI) in het kader van het kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN). Het OBN-netwerk werkt aan de volgende thema's: Herstel en beheer natuurgebieden, ontwikkeling PAS herstelstrategieën, soortgericht beheer en het Natuurnetwerk Nederland. Het Kennisnetwerk OBN heeft per landschapstype een deskundigenteam (DT) als fundament. Dit kennisdocument is tot stand gekomen in opdracht en onder begeleiding van het Deskundigenteam Laagveen- en Zeekleilandschap. Het OBN-onderzoek naar de rol van een meer natuurlijk peilbeheer is uitgevoerd door een consortium van de Universiteit van Amsterdam, de Radboud Universiteit Nijmegen, B-Ware, Witteveen+Bos en KWR Watercycle Research Institute (Tabel 1.1).

Tabel 1.1. De samenstelling van het projectteam.

Table 1.1. The team composition of the project.

Naam	Organisatie	Deskundigheid, rol in het project
mw. dr. A.M. Kooijman	UvA	Landschapsecoloog, kwaliteitsborging UvA
drs. I.S. Mettrop	UvA	Fysisch geograaf, junior onderzoeker
prof. dr. L.P.M. Lamers	RUN	Biogeochemicus/kwaliteitsborging RUN
mw. dr. ir. R. Loeb	B-Ware	Biogeochemicus
dr. C. Cusell	Witteveen+Bos	Fysisch geograaf
dr. ir. D.G. Cirkel	KWR	(Geo)hydroloog

De Europese Unie heeft in het verlengde van de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn een netwerk gerealiseerd van natuurgebieden van Europees belang: Natura 2000. Dit netwerk heeft als doelstelling het waarborgen van de biodiversiteit in Europa (Ministerie van LNV, 2006). In dit kader worden niet alleen in nationaal, maar ook in Europees perspectief zeldzame soorten en vegetatietypen in Nederland beschermd. Het laagveenlandschap vertegenwoordigt een belangrijk deel van de Nederlandse biodiversiteit en bevat bovendien prioritaire habitattypen in het kader van de EU-Habitatrichtlijn. De natuurkwaliteit staat echter sterk onder druk en een peilbeheer met (seizoensmatige) peilfluctuaties, in plaats van een star peilregime, wordt gezien als een mogelijke herstelmaatregel (Lamers *et al.*, 2002; Antheunisse *et al.*, 2008, Cusell, 2013a).

Als het gaat om het herstel en behoud van de verschillende Natura 2000-habitattypen in het laagveenlandschap zijn er nog veel onzekerheden, zowel aangaande kansen als bedreigingen. In volgorde van natuurlijke successie gaat het in dit onderzoek om een aantal aquatische en (semi-)terrestrische prioritaire habitattypen (Tabel 1.2).

Tabel 1.2. De relevante Natura 2000-habitattypen binnen dit onderzoek.

Table 1.2. The Natura 2000-habitattypes involved in this research.

Habitatype	Code	Terrestrisch/aquatisch
Kranswierwateren	H3140	Aquatisch
Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden	H3150	Aquatisch
Overgangs- en trilvenen, trilvenen	H7140A	Aquatisch, terrestrisch
Overgangs- en trilvenen, veenmosrietlanden	H7140B	Terrestrisch
Vochtige heiden, laagveengebied (laagveenheide)	H4010B	Terrestrisch

In verband met het ontbreken van galigaanmoerassen en blauwgraslanden in de gebieden waar praktijkexperimenten met peilfluctuaties mogelijk zijn, zijn deze habitattypen in dit onderzoek buiten beschouwing gelaten. Bij de nadere invulling van het onderzoek bleek het ook moeilijk te zijn om goede locaties voor hoogveenbos te vinden. Omdat hoogveenbossen vooral gevoelig zijn voor verdroging, en er apart onderzoek is uitgevoerd naar verdroging van hoogveenbossen bij peilverlaging in het Naardermeer (Diek *et al.*, 2014), is dit type in het huidige onderzoek uiteindelijk niet meegenomen. De genoemde aquatische habitattypen zijn wel in het onderzoek opgenomen, maar hebben binnen de experimenten geen centrale plaats, omdat het bij deze typen niet zozeer gaat om (geringe) fluctuaties in waterstand, maar vooral om veranderingen in waterkwaliteit. Fluctuaties in de oppervlaktewaterstand, en de doorwerkingen hiervan in de grondwaterstand, zijn echter wel belangrijk in (semi-)terrestrische typen als basenrijk trilveen, veenmosrietland en laagveenheide, vooral als het gaat om verdroging en inundatie. Het basenrijke trilveen is in het Nederlandse laagveen niet alleen het meest bedreigde habitatype, maar waarschijnlijk ook het meest gevoelig voor waterstandsfluctuaties, in positieve en negatieve zin (Cusell *et al.* 2013a).

Bij het onderzoek zijn zowel de positieve als de negatieve effecten van een meer natuurlijk oppervlaktewater peilbeheer aan de orde gekomen, met het oog op de realisatie van Natura 2000-doelen in het Nederlands laagveen- en zeekleilandschap. In de eerste fase van dit onderzoeksprogramma is een literatuurstudie uitgevoerd, om de voor- en nadelen van een meer natuurlijk peilbeheer voor de natuurkwaliteit van het Nederlandse laagveen- en zeekleilandschap beter in beeld te brengen (Mettrop *et al.*, 2012). De huidige rapportage vormt de tweede fase van het project, waarin bepaalde onderzoeksvragen zijn getoetst aan de hand van veldstudies en experimenten op verschillende schaalniveaus.

Uit de literatuurstudie van de eerste fase (Mettrop *et al.*, 2012), maar ook uit de resultaten van projecten zoals de OBN-studie naar peilfluctuaties in de Wieden en Weerribben (Cusell *et al.*, 2013a) en het Flexibel Peil-project in het kader van het KRW-Innovatieprogramma (Schep *et al.*, 2012) is duidelijk geworden dat zowel voor alle aquatische als voor alle (semi-)terrestrische N2000-habitattypen waterkwaliteit en vochthuishouding, maar ook bodemkwaliteit belangrijk is. Voor de inschatting van kansen en risico's van peilfluctuaties is een goed inzicht in de sturende factoren en processen in verschillende habitattypen en gebieden van cruciaal belang. Veel van de kennis over water- en bodemkwaliteit was in principe al aanwezig, met name voor wat betreft biogeochemische interacties tussen nutriëntbeschikbaarheid, redoxcondities, ijzer, calcium, sulfaat en bicarbonaat, onder andere in samenhang met de aanvoer van water (Lamers *et al.*, 2006; Lamers *et al.*, 2010; Geurts, 2010; Sarneel, 2010; Cusell, 2013a). Maar uit het literatuuronderzoek van fase 1 kwam naar voren dat er rond die processen in relatie tot een meer flexibel peilbeheer nog veel onduidelijkheid bestond.

Het onderzoek van de tweede fase heeft zich om die reden geconcentreerd op drie biogeochemisch verschillende gebieden, die karakteristiek zijn binnen het Nederlandse laagveenlandschap:

- (1) Nationaal park Weerribben-Wieden, dat gevoed wordt door relatief kalkrijk oppervlaktewater, maar waar kwel van ijzerrijk grondwater geen rol van betekenis speelt en de input van sulfaat beperkt is;
- (2) De Oostelijke Vechtplassen, waar kwel van kalkhoudend en met name ijzerrijk water een belangrijke rol speelt, maar waar de input van sulfaat relatief beperkt is;
- (3) Het IJperveld, waar kwel niet voorkomt en de kalkrijkdom en ijzerrijkdom van het veen betrekkelijk laag zijn, maar waar hoge sulfaatconcentraties een belangrijke rol spelen.

1.2 Doel van het onderzoek binnen Fase 2

Het hoofddoel van dit onderzoek is om de voor- en nadelen van een meer natuurlijk peilbeheer voor de natuurkwaliteit van het laagveenlandschap in verschillende biogeochemische gebieden in beeld te brengen. Dit is nodig om een goede afweging te kunnen maken voor beheer en beleid in de praktijk. Voor dit doel zijn verschillende deelonderzoeken opgezet:

- (1) Een gebiedsanalyse van drie gebieden waar een flexibel peilbeheer op de een of andere manier wordt toegepast (Wieden, Westbroekse Zodden en IJperveld), en een analyse van mogelijke effecten van een flexibel peilbeheer op de kwaliteit van bodem en water in verschillende aquatische en (semi-)terrestrische habitattypen.
- (2) Een analyse van de redoxcondities op verschillende diepten in de drie onderzoeksgebieden in verschillende Natura 2000-habitattypen.
- (3) Kolom-experimenten waarbij de effecten van inundatie en verdroging, en de afwisseling hiervan, zijn getoetst voor calciumrijke, ijzerrijke en sulfaatrijke mini-ecosystemen, afkomstig uit de drie gebieden Kiersche Wiede, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven en IJperveld, met zowel schoon als vervuild (P-rijk) water.
- (4) Een incubatie-experiment om de positieve en negatieve effecten van verdroging in basenrijke en basenarme bodems van trilvenen en veenmosrietland te kunnen toetsen.
- (5) Een praktijkproef in de Wieden met inundatie van basenrijk oppervlaktewater in de zomer, om te toetsen of dit beter werkt dan inundatie in de winter (wanneer infiltratie van het basenrijke water in trilveen en veenmosrietland gering bleek te zijn (Cusell *et al.* 2013a)).
- (6) Een nadere vergelijking van kalkrijke en ijzerrijke (tril)venen, die verschillende schorpioenmossoorten bevatten, en verschillend zijn voor wat betreft P-beschikbaarheid, in zowel Nederland als het veel minder vervuilde Midden-Zweden. In zowel kalkrijk als ijzerrijk veen kan P chemisch gebonden worden, maar voor de vegetatie is de P-beschikbaarheid toch verschillend. Dit heeft mogelijk gevolgen voor de effecten van een meer flexibel peilbeheer.

2 Het gebieds-onderzoek

Co-auteurs van dit hoofdstuk: Marta Picella & Silvia di Liddo

2.1 Inleiding en methoden

Om een beeld te krijgen van de verschillen tussen de betreffende laagveen-habitattypen en de veengebieden waarin zij in Nederland voorkomen is een gebiedsonderzoek uitgevoerd. Hierin zijn de Natura 2000-gebieden de Wieden (karakteristiek voor relatief calciumrijke, door oppervlaktewater gevoede veengebieden), de Westbroekse Zodden (karakteristiek voor calcium- en ijzerrijke, deels door grondwater gevoede veengebieden), en het zwak-brakke en zwavelrijke IJperveld betrokken (Tabel 2.1). Deze drie gebieden zijn biogeochemisch zeer verschillend, en in alle gebieden wordt in een geïsoleerd deel van het gebied fluctuerende waterpeilen toegestaan, verschillend in duur en amplitude. Het primaire doel van dit hoofdstuk is om meer inzicht te geven in de biogeochemische verschillen tussen de gebieden, om uitkomsten van de experimenten met bodems uit betreffende gebieden in volgende hoofdstukken te kunnen duiden. Aangezien te hoge nutriëntconcentraties een belangrijke bedreiging vormen voor de ontwikkeling van zeldzame vegetatietypen in laagvenen, is het van groot belang om inzicht te krijgen in de verdeling van nutriënten over de betreffende gebieden (Verhoeven et al., 1996; Wassen et al., 2005; Kooijman & Paulissen, 2006; Lamers et al., 2010). Daarom is getracht om voor deze drie gebieden een beter inzicht te geven in het verloop van de waterkwaliteit en de bodemkwaliteit over een gradiënt vanaf de inlaatpunten naar de karakteristieke Natura 2000-habitattypen.

*Tabel 2.1. De betrokken gebieden met aanwezige Natura 2000-habitattypen.
Table 2.1. The areas involved in this research including Natura 2000 habitattypes.*

Gebied	Aanwezige habitattypen
Wieden	H3140 (Kranswierwateren) H3150 (Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden) H7140A (Overgangs- en trilvenen, trilvenen) H7140B (Overgangs- en trilvenen, veenmosrietlanden) H4010B (Laagveenheide)
Westbroekse Zodden	H3140 (Kranswierwateren) H3150 (Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden) H7140B (Overgangs- en trilvenen, veenmosrietlanden)
IJperveld	H3140 (Kranswierwateren) H7140B (Overgangs- en trilvenen, veenmosrietlanden) H4010B (Laagveenheide)

Ook zijn de typische water- en bodemeigenschappen van de verschillende Nature 2000 habitattypen onderling nader onderzocht. Daarnaast is gekeken of de habitattypen verschillen tussen de geïsoleerde delen met flexibel waterpeil en de delen zonder flexibel waterpeil, maar aangezien het flexibele peilbeheer tussen de gebieden verschilde in periode, amplitude en gemiddeld niveau ten opzichte van het maaiveld, was niet de verwachting dat op grond van de inventarisatie van dit hoofdstuk duidelijke uitspraken konden worden gedaan over de effecten van verschillende vormen van flexibel peilbeheer. Bovendien werkt een flexibel peilbeheer op verschillende manieren door in het grondwaterpeil van de landhabitats, afhankelijk van

bijvoorbeeld doorlatendheid en de afstand tot de sloot of plas. Om hierover meer uitspraken te kunnen doen is een veel groter scala aan metingen nodig per gebied. Dit hoofdstuk dient dan ook voornamelijk als een inleidende uiteenzetting van de de biogeochemische verschillen tussen de gebieden, om uitkomsten van de experimenten met bodems uit betreffende gebieden in volgende hoofdstukken te kunnen duiden.

De verwachting was dat zowel de beschikbaarheid van P als de buffercapaciteit in oppervlaktewater en bodemvocht van de onderwaterbodem over het algemeen hoog zijn bij het inlaatpunt, maar daarna afnemen naarmate de afstand tot het inlaatpunt groter wordt. In de Wieden-Weerribben is reeds aangetoond dat er een duidelijke gradiënt valt waar te nemen in waterkwaliteit van het inlaatpunt richting de haarvaten (Lamers *et al.*, 2010; Cusell *et al.*, 2013a). Een afname in buffercapaciteit van het oppervlaktewater vanaf het inlaatpunt is vooral waarneembaar in de winter. Door het neerslagoverschot trekt relatief weinig polderwater het gebied in. Het blijft grotendeels in de hoofdvaarten en wordt snel afgevoerd. In de zomer daarentegen komt het relatief basenrijke en nutriëntarme oppervlaktewater wel op de meer geïsoleerde locaties. Ook is er in de winter sprake van een grotere P- en N-aanvoer bij de poldergemalen in de Wieden-Weerribben (Cusell *et al.*, 2013a).

Daarnaast bleek dat de P-beschikbaarheid voor planten duidelijk afneemt vanaf de gemalen naar de haarvaten (Cusell *et al.*, 2013a). Naast de route die het water aflegt, de stroomsnelheid, verdunning, indamping en opname door planten is de interactie met de onderwaterbodem en de oevers van groot belang. Binding van nutriënten uit het oppervlaktewater tijdens de aanvoerroute kan zorgen voor een filterende werking. Deze filterwerking voorkomt eutrofiëring en verzuuring in de meer afgelegen delen van het gebied. Over dergelijke gradiënten van inlaatpunt naar N2000 habitattypen is voor de Westbroekse Zodden en het Ilperveld veel minder bekend.

2.1.1 Meetmethoden en bemonstering

In de drie gebieden zijn monsters genomen van plekken op de route van het inlaatwater om inzicht te krijgen in de gradiënt in de kwaliteit van het oppervlaktewater, bodemvocht en bodemeigenschappen over deze inlaatrouten. Daarnaast zijn monsterplots gekozen van de aanwezige N2000-habitattypen. Hierbij is gezocht in gebieden waarin flexibel peil wel en niet werd toegepast.

De Wieden

De Wieden maakt deel uit van nationaal park Weerribben-Wieden, een van de grootste laagveengebieden van Noordwest-Europa. De aanwezige habitattypen staan onder invloed van aanvoer van kalkrijk oppervlaktewater (Van Wirdum, 1991)

In de Wieden zijn vier monsterpunten op de inlaatrouten gekozen vanaf de inlaat bij Westeinde (Figuur 2.1). Het inlaatwater legt vanaf punt 1 een lange weg af, waarbij het water na punt 2 bij de Veldweg komt. Pas veel later bij punt 3 wordt het gebied het Kiersche Wiede bereikt, waarna het water nog ongeveer 1 km aflegt via een aantal meertjes tot punt 4. Pas na punt 4 komt het oppervlaktewater bij de betreffende slootjes en kraggen met habitattypen in het proefgebied Kiersche Wiede. Het is belangrijk om te bedenken dat punt 3 (Haasjesgracht) een doorgaande boezemgracht is, en dus niet al het water richting de doelvegetaties in het Kiersche Wiede dit punt passeert.

In de Wieden zijn in zowel gebieden zonder flexibel waterpeil (Veldweg) als met een flexibel peilbeheer (Kiersche Wiede) alle betreffende habitattypen (Tabel 2.1) bemonsterd. In het Kiersche Wiede is geen sprake van isolatie van het gebied, maar zijn wel al gedurende enkele jaren in verschillende seizoenen peilproeven uitgevoerd met als motivatie om de basenrijkdom in de veenkraggen te verhogen (Cusell *et al.*, 2013a; Hoofdstuk 6).

Belangrijk gegeven is dat het referentiegebied Veldweg veel dichterbij de bron van het inlaatwater ligt dan het Kiersche Wiede, en om die reden de kwaliteit van het oppervlaktewater tussen de twee gebieden verschilt.



Figuur 2.1. De monsterpunten in De Wieden. Met rode stippen zijn de vier monsterpunten op de inlaatroute weergegeven. Verder zijn de habitattypen aangegeven in het gebied Veldweg (referentie) en het Kiersche Wiede (flexibel peil). Groen staat voor kranswierwateren (H3140), blauw staat voor wateren met krabbenscheer (H3150), geel staat voor trilveen (H7140A), oranje staat voor veenmosrietland (H7140B), en roze staat voor laagveenheide (H4010B).

Figure 2.1. The sampling locations in De Wieden. The red dots indicate the four sampling locations along the surface water inlet route. Habitat types are indicated in the reference area Veldweg and Kiersche Wiede (fluctuating water levels). Green stands for H3140, blue for H3150, yellow for H7140A, orange for H7140B, and pink for H4010B.

De Westbroekse Zodden

Het gebied de Westbroekse Zodden, onderdeel van het Natura 2000-gebied 'Oostelijke Vechtplassen' ligt aan de flank van de Utrechtse Heuvelrug. De natte delen van het gebied worden gevoed met kwelwater uit deze stuwwal, en in deze delen is een veenpakket ontstaan van maximaal 1 meter dik. Turfwinning was vanwege deze relatief dunne veenlaag niet erg rendabel en heeft dan ook op zeer beperkte schaal plaatsgevonden. De huidige petgaten zijn gegraven in de periode 1991 tot 1999 in het kader van natuurontwikkeling.

Sinds de aanleg van de petgaten is verlanding echter nauwelijks op gang gekomen. In sommige sloten en (nieuw gegraven) petgaten komen kranswieren, krabbenscheer of fonteynkruiden voor (Borren *et al.*, 2012). In de Westbroekse Zodden zijn alle basenrijke trilvenen met schorpioenmossen verdwenen (Kooijman & Paulissen, 2006). Wel is er nog veenmosrietland in zowel een afgesloten vak als in een referentiegebied.

In de Westbroekse Zodden is in enkele petgaten sprake van flexibel peilbeheer. Deze petgaten zijn al sinds 1990-1995 afgesloten van de omgeving en in deze petgaten mag het peil vrij fluctueren, waarbij een minimumpeil van -1.10 m t.o.v. NAP en een maximum peil van -0.95 m t.o.v. NAP wordt gehandhaafd. Motivatie voor het instellen van een flexibel peilbeheer is reductie van de nutriëntenbelasting, oeverontwikkeling en verlandings, en behoud/toename van kwel (Schep *et al.*, 2012).

De petgaten zijn zwak gebufferd. Hoewel er sprake is van regionale kwel vanuit de Utrechtse Heuvelrug (Witteveen+Bos, 2011), komt dit kwelwater wel in de sloten terecht, maar niet in de petgaten. Vermoedelijk is dit het gevolg van isolatie, waardoor de waterstand in de petgaten vaak hoger is dan in de sloten. Ook kan het zijn dat in de petgaten slib is opgehoopt, terwijl de sloten nog periodiek worden geschoond (Schep *et al.*, 2012).

In de winter staat het peil in de afgesloten petgaten hoger dan het peil in de petgaten in de omgeving, waardoor kwel wordt weggedrukt en water via de goed doorlatende ondergrond naar de omliggende petgaten en sloten lekt. In de zomer staat het peil in de afgesloten petgaten juist lager dan in de petgaten in de omgeving, vanwege het neerslagtekort in de zomer. Hierdoor lekt er water via de ondergrond vanuit omliggende petgaten naar het flexpeilgebied (Borren *et al.*, 2012).

Het water dat in de Westbroekse Zodden wordt ingelaten legt een lange weg af, waarbij het water vanuit de Loosdrechtse Plassen via de Breukeleveense Plas, het Tienhovens Kanaal, de Nedereinse Vaart (punt 1 in Figuur 2.2), en de Molenpolder (punt 2) pas de betreffende habitattypen in Westbroekse Zodden bereikt. Punt 1 en punt 2 in Figuur 2.2 zijn de punten waar water- en bodemonsters genomen zijn over de inlaatroute. Hoewel deze twee punten op de kaart zeer dicht bij elkaar liggen, is de afstand tussen punt 1 en punt 2 in hydrologische zin zeker 2.5 km, aangezien het oppervlaktewater uit de Nedereinse Vaart eerst het gebied de Molenpolder nog helemaal doorstroomt voordat punt 2 wordt bereikt. Na punt 2 wordt het water verder ingelaten in het gebied de Westbroekse Zodden, maar dit watertransport tussen de Molenpolder en de Westbroekse Zodden is, op basis van balansberekeningen, erg klein. Het lijkt erop dat het gebied de Westbroekse Zodden vooral gevoed wordt door eigen kwelwater, regenwater en door uit- en afspoelwater van de omliggende percelen (Schep, 2011).



Figuur 2.2. De monsterpunten in de Westbroekse Zodden. Met rode stippen zijn de monsterpunten op de inlaatroute weergegeven. Groen staat voor kranswierwateren (H3140), blauw staat voor wateren met krabbenscheer (H3150), en oranje staat voor veenmosrietland (H7140B).

Figure 2.2. The sampling locations in Westbroekse Zodden. The red dots indicate the two sampling locations along the surface water inlet route. Green stands for H3140, blue for H3150, and orange for H7140B.

Het Ilperveld

Het Ilperveld ligt ten noorden van Amsterdam. Het is een veenweidegebied dat in open verbinding staat met de Waterlandse Boezem en het Noord-Hollands kanaal. In delen van het Ilperveld is een flexibel peil ingesteld, waarin binnen een bepaalde marge neerslag en verdamping de waterstanden bepalen. Het gaat hier om een peil van 's winters 1.53 m –NAP en in de zomer 1.73 m –NAP. Met het oog op behoud en herstel van kranswierwateren in het Ilperveld geldt dat de oppervlaktewater kwaliteit moet worden verbeterd. Invoering van een flexibel waterpeil houdt in dat bepaalde vakken worden afgesloten van oppervlaktewater-inlaat van buiten het gebied. Door deze afsluiting kan schoner, gebiedseigen water worden vastgehouden. Het ingelaten oppervlaktewater vanuit het Noord Hollands Kanaal bevat immers veel te hoge concentraties van met name fosfaat en sulfaat.

Het Ilperveld is de afgelopen 60 jaar flink verzoet, waardoor de sulfaat en chlorideconcentraties zijn afgenomen. Fosfaat en ammonium concentraties zijn in de periode 1975-1990 behoorlijk hoog geweest, maar door waterkwaliteitsverbeteringen na 1990 afgenomen. Sinds 2000 is er echter weer sprake van verslechtering van de

waterkwaliteit als gevolg van verdroging van de veenbodems en mineralisatie van nutriënten.

In het IJperveld is geen sprake van wateren met krabbenscheer, en voor het habitatype kranswierwateren was alleen een afgesloten locatie voor handen met flexibel peilbeheer. Basenrijke trilvenen zijn in dit gebied überhaupt niet aanwezig, maar voor veenmosrietland en laagveenheide konden in zowel gedeelten met als zonder flexibel peilbeheer monsterlocaties worden gevonden. Voor veenmosrietland zijn plekken gekozen met Gewoon veenmos (*Sphagnum palustre*), maar er zijn in het IJperveld ook veel H7140B-locaties met Fraai veenmos (*Sphagnum fallax*).

De metingen

In de drie gebieden zijn van alle betreffende habitattypen opnamen gemaakt van de vegetatie in de zomer van 2014. In ieder gebied zijn daarnaast in alle betreffende habitattypen en meetpunten op de inlaatrouten monsters genomen van de bovengrondse biomassa, het bodemvocht en de bodem. Alle monsters zijn genomen in januari 2014. De bovengrondse biomassa is alleen bepaald voor hogere planten, en bemonsterd in plots van 25 x 25 cm. Behalve drooggewicht zijn ook nutriëntgehalten gemeten, om verschillen in productiviteit en mogelijke limitaties door nutriënten te testen (Koerselman & Meuleman, 1996). De gehalten aan C en N zijn bepaald m.b.v. een CNS Analyzer. Voor de overige nutriënten is een magnetrondestructie uitgevoerd met 4,0 ml HNO₃ (65%) en 1,0 ml HCl (37%), waarna totale concentraties aan K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, P en S zijn gemeten op de ICP (Bettinelli *et al.*, 1989; Westerman, 1990).

Het bodemvocht is in iedere plot in het veld bemonsterd door middel van rhizons (Rhizon SMS-10 cm; Eijkelkamp Agrisearch Equipment). Hiervan zijn de pH en de alkaliniteit bepaald. Daarnaast zijn concentraties van K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, P en S in het bodemvocht met ICP-analyse bepaald en concentraties aan NH₄, NO₃, ortho-PO₄, Cl, SO₄ en opgeloste organische koolstof (DOC) met behulp van de Auto Analyzer.

In iedere plot is ook de (onderwater-)bodem bemonsterd. Hiervan is de bulkdichtheid bepaald door de veldvochtige bodemmassa in de 100 ml ringen te drogen bij 60°C en vervolgens weer af te wegen. Het organische stofgehalte van de bodems is bepaald door middel van gloeiverlies gedurende vier uur op 550°C. De totale C en N concentraties zijn bepaald met een CNS Analyzer. De totale concentraties aan K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, P en S van de bodem zijn door middel van magnetron-destructie en metingen op de ICP gemeten. De hoeveelheid P die gebonden is aan amorf Fe en Al is bepaald met behulp van NH₄ oxalaat extracties, waarmee ook de totale hoeveelheden amorf Fe en Al bepaald zijn. De organische Fe en Al-fracties zijn bepaald met de pyrofosfaatanalyse, waarna de anorganische (amorphe) fracties konden worden berekend.

2.1.2 Statistische analyses

Verschillen tussen de drie gebieden voor wat betreft variabelen in het inlaatwater zijn getest met een 1-weg ANOVA-analyse met 'gebied' als onafhankelijke variabele, en LSD (Least Significant Difference) post-hoc analyses. Om de verschillen tussen zowel de gebieden als de N2000-habitattypen te testen is een 2-weg ANOVA-analyse toegepast, met 'gebied' en 'habitatype' als onafhankelijke variabelen, en LSD post-hoc analyses. Verschillen tussen de verschillende meetpunten over de aanvoerroute van oppervlaktewater zijn niet statistisch getoetst, aangezien de afstanden tussen de meetpunten op de aanvoerroute niet overal even lang waren. Wel is een algemeen beeld te schetsen. Ook de peilregimes waren binnen de 'Flex'-plots niet voor alledrie de gebieden hetzelfde, waardoor een vergelijking op basis van peilregime tussen de gebieden niet goed mogelijk was. Daarnaast was het niet altijd mogelijk voor een bepaald habitatype locaties in zowel het flexibel peilgebied als het referentiegebied te vinden. Het was dus ook niet goed mogelijk om verschillen tussen 'Flex' en 'Ref'-plots binnen een bepaald gebied te toetsen.



Figuur 2.3. De monsterpunten in het Ilperveld. Met rode stippen zijn de monsterpunten op de inlaatroute weergegeven. Groen staat voor kranswierwateren (H3140), oranje staat voor veenmosrietland (H7140B), en roze staat voor laagveenheide (H4010B).

Figure 2.3. The sampling locations in Ilperveld. The red dots indicate the sampling locations along the surface water inlet route. Green stands for H3140, orange for H7140B, and pink for H4010B.

Alle statistische analyses zijn gedaan in SPSS 20.0 voor Windows. Alle statistische uitkomsten van de behandelings-effecten over de tijd gedurende het experiment staan in Appendix A.

2.2 Resultaten en discussie

2.2.1 Oppervlaktewater en bodemvocht

De aanvoerroute van inlaatwater

Voor alledrie de gebieden geldt dat het oppervlaktewater bij de inlaat werd gekenmerkt door relatief hoge Ca-concentraties en een relatief hoge alkaliniteit. In de Wieden en het Ilperveld ging het hierbij om Ca-concentraties rond de $1500 \mu\text{mol L}^{-1}$. In de Westbroekse Zodden lagen de waarden iets lager met Ca-concentraties rond de $1000 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Figuur 2.4; Appendix A1).

In de Wieden, waar de aanvoer van basenrijk oppervlaktewater een grote rol speelt, was een duidelijke afname zichtbaar in zowel Ca-concentraties als alkaliniteit vanaf de inlaat bij punt 1 tot het verder weg gelegen punt 4, waarbij concentraties over de route werden gehalveerd. Ook in het bodemvocht was een duidelijke afname van alkaliniteit en Ca-concentraties zichtbaar over de vier meetpunten over de inlaatrouten, waarbij de alkaliniteit uiteindelijk zelfs vier keer lager uitkwam bij punt 4. In de Westbroekse Zodden is deze afname in oppervlaktewater of in bodemvocht van de onderwaterbodem niet waargenomen, ondanks de lange hydrologische afstand tussen de meetpunten. Dit komt overeen met de opvatting dat er vrijwel geen water vanuit de Nedereindse Vaart via de Molenpolder in de Westbroekse Zodden terecht komt (Schep, 2011), en onderstreept het grote relatieve belang van de aanvoer van kwelwater in de Westbroekse Zodden in plaats van oppervlaktewater. Ook in het Ilperveld was deze afname in Ca-concentraties en alkaliniteit niet zichtbaar in het oppervlaktewater, maar dit is niet gerelateerd aan kwel. In het bodemvocht (Figuur 2.5) was er zelfs sprake van een toename in alkaliniteit van punt 1 naar punt 2.

De drie gebieden verschilden behalve in buffercapaciteit ook in ijzergehalten. In de Wieden was het ijzergehalte bij de inlaatspunten relatief hoog, in zowel oppervlaktewater als in bodemvocht (Figuur 2.4 & 2.5). Dit is het gevolg van het oppompen van overtollig water uit de omringende polders die tot enkele meters lager liggen, en relatief veel grondwater bevatten (Cusell *et al.*, 2013a). In de Westbroekse Zodden waren Fe-concentraties in het oppervlaktewater over de inlaatrouten van de drie gebieden het laagst, omdat bij de inlaatspunten de invloed van kwelwater erg klein is. Bij punt 1 is er vooral sprake van water dat oorspronkelijk afkomstig is uit de Loosdrechtse Plassen, en bij punt 2 is er vooral sprake van water uit de Molenpolder, waar alleen maar wegzijging is. Desalniettemin waren de ijzergehalten in het bodemvocht van de onderwaterbodem op deze meetpunten relatief hoog. Dit is mogelijk een gevolg van de kwelinvloed vanuit de Utrechtse Heuvelrug, die in het algemeen vooral in de sloten nog van invloed is (Schep *et al.*, 2012). In het Ilperveld waren Fe-concentraties in het bodemvocht van de onderwaterbodem lager dan in de Wieden en de Westbroekse Zodden. Het inlaatwater bevatte nog wel relatief hoge ijzergehalten, maar in het bodemvocht over de inlaatrouten was het Ilperveld relatief arm aan ijzer.

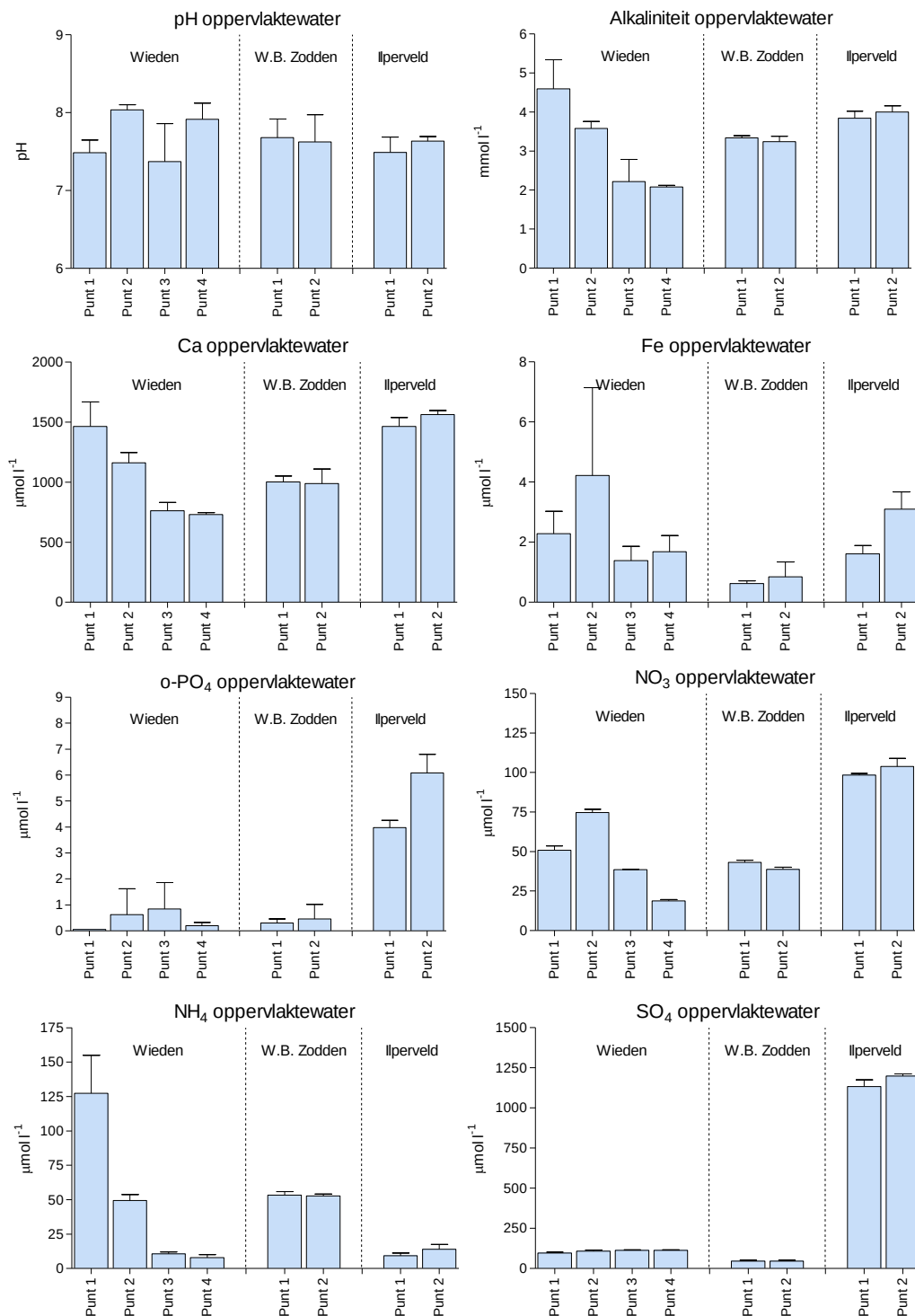
In de Wieden waren concentraties aan o-PO₄ in zowel oppervlaktewater als bodemvocht over de inlaatrouten relatief laag. De waarden waren zelfs bij de inlaat lager dan 1 µmol L⁻¹. Ook in de Westbroekse Zodden waren de o-PO₄ concentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht van de onderwaterbodem nabij de inlaat erg laag. In het Ilperveld echter was de o-PO₄ concentratie over de inlaatrouten zowel in oppervlaktewater als in het bodemvocht van de onderwaterbodem veel hoger dan in de Wieden en in de Westbroekse Zodden (Figuur 2.4 & 2.5). In het Ilperveld was er van de inlaat bij punt 1 tot het verder weg gelegen punt 2 sprake van een sterke toename in o-PO₄ concentraties van 4 tot 6 µmol L⁻¹ in het oppervlaktewater en van onder de 10 tot boven de 60 µmol L⁻¹ in het bodemvocht. Dit duidt mogelijk op versterkte P-mobilisatie door sulfaatreductie tot sulfide in de onderwaterbodem van de inlaatrouten met sulfaatrijk inlaatwater. Door de vorming van FeS_x nemen de beschikbare bindingsplaatsen voor P af, wat kan resulteren in een flinke toename in P-beschikbaarheid (Böstrom *et al.*, 1982; Lamers *et al.*, 1998), zoals eerder aangetoond voor gebieden in deze regio (Geurts *et al.*, 2004). Het is ook mogelijk dat er in het Ilperveld inspoeling optreedt vanuit de landbouwgronden ten noorden van het gebied.

De punten op de inlaatrouten in de Wieden waren, behalve relatief rijk aan Ca, Fe en P, ook rijk aan NH₄ en NO₃. In het oppervlaktewater nabij de inlaat waren de NH₄ concentraties met 125 µmol L⁻¹ hoger dan in alle andere locaties of gebieden. Dit is het gevolg van inlaat van water vanuit diepere polders, dat deels een grondwaterkarakter heeft (Cusell *et al.*, 2013a). In het bodemvocht kwamen bij de inlaat zelfs concentraties voor van 400 µmol L⁻¹. Zowel in NO₃ als in NH₄ concentraties in het oppervlaktewater was er in de Wieden een duidelijke afname waarneembaar vanaf de inlaat bij punt 1 tot punt 4 (Figuur 2.4). Met name NH₄ concentraties in het oppervlaktewater daalden van rond de 125 µmol L⁻¹ bij punt 1 tot 50 µmol L⁻¹ bij punt 2. Waarschijnlijk is ook dit een gevolg van verdunning en een grotere invloed van regenwater op plekken die verder liggen vanaf het inlaatspunt. De sterke afname van

NH₄ in het bodemvocht van de onderwaterbodem tussen deze meetpunten komen overeen met dit idee (Figuur 2.5).

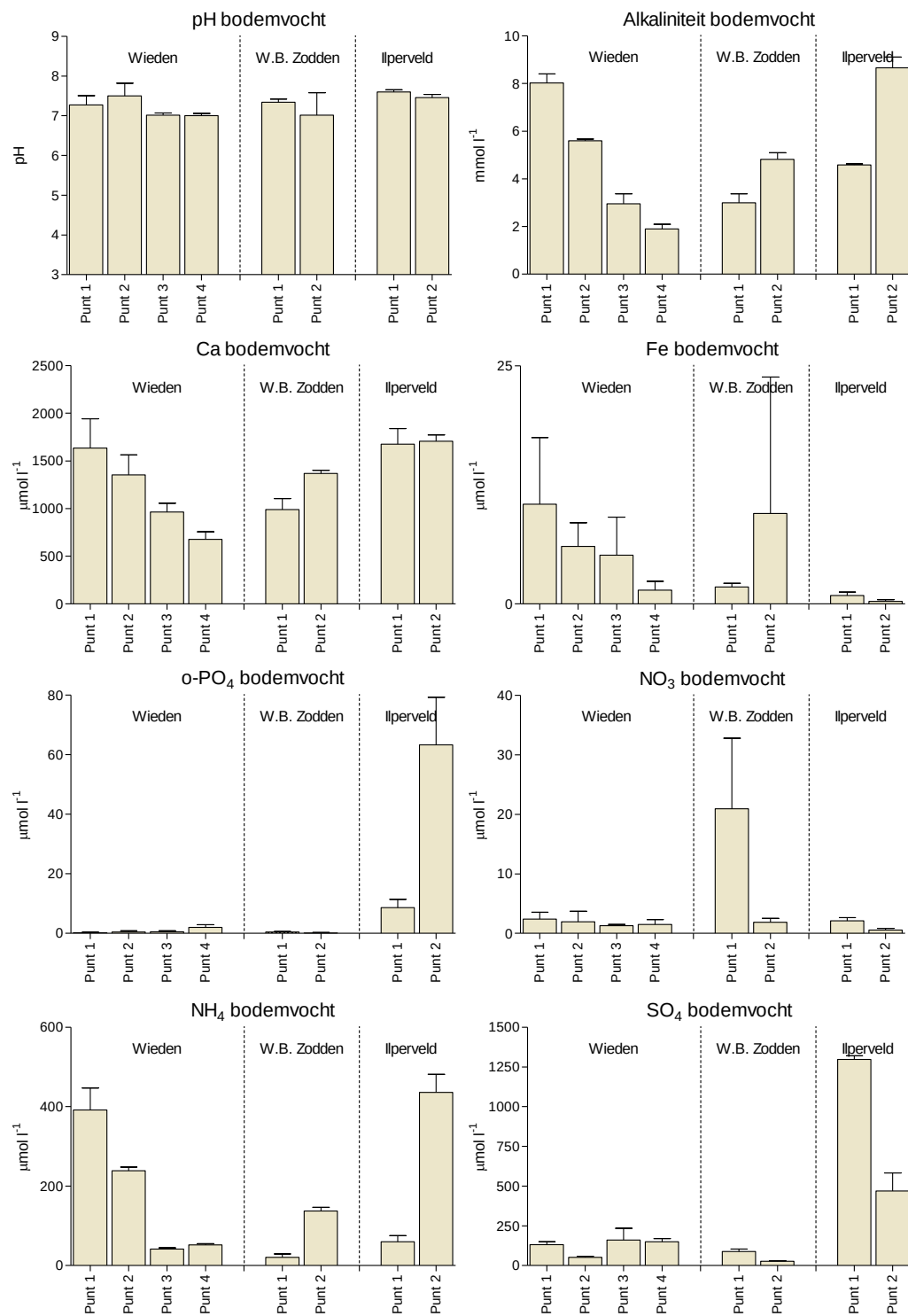
In de Westbroekse Zodden waren zowel NH₄ als NO₃ concentraties in het oppervlaktewater nabij de inlaat lager dan in de Wieden en het Ilperveld, met NO₃ concentraties rond de 40 µmol L⁻¹ en NH₄ concentraties rond de 50 µmol L⁻¹ (Figuur 2.4). In het bodemvocht waren ook de NH₄ concentraties lager dan in de andere gebieden, maar de NO₃ concentraties juist hoger. Dit duidt mogelijk op de invloed van opwellend grondwater naar het oppervlak van de onderwaterbodem, waarbij nitrificatie plaatsvindt in de onderwaterbodem. In de Westbroekse Zodden is een afname in NO₃ en NH₄ concentraties in het oppervlaktewater vanaf punt 1 tot punt 2 niet waargenomen. Wel was hier sprake van een afname in NO₃ concentraties in het bodemvocht van de onderwaterbodem van punt 1 tot punt 2 (Figuur 2.5).

In het Ilperveld waren van de drie gebieden de NO₃ concentraties in het ingelaten oppervlaktewater het hoogst met waarden rond de 100 µmol L⁻¹, maar dit was niet terug te zien in het bodemvocht (Figuur 2.5). Opmerkelijk genoeg waren NH₄ concentraties in het inlaatwater juist betrekkelijk laag. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de inlaat van water vanuit het Noord-Hollands kanaal, en niet zoals in de Wieden vanuit nabijgelegen diepe polders. In het bodemvocht in de onderwaterbodem waren met name bij punt 2 de NH₄ concentraties juist erg hoog met waarden rond de 400 µmol L⁻¹. Dit duidt op vergaande reductieprocessen in de onderwaterbodem, mogelijk als gevolg van de hoge sulfaatconcentraties in het inlaatwater (Lamers *et al.*, 1998). Ook kan het zijn dat inspoeling vanuit de landbouwgronden ten noorden van het gebied van invloed is.



Figuur 2.4. Het verloop in pH, alkaliniteit, Ca, Fe, o-PO₄, NO₃, NH₄ en SO₄ concentraties in het oppervlaktewater over verschillende meetpunten over de aanvoerroute per gebied.

Figure 2.4. pH, alkalinity, Ca, Fe, o-PO₄, NO₃, NH₄ and SO₄ concentrations in surface water at several different locations along the inlet route.



Figuur 2.5. Het verloop in pH, alkaliniteit, Ca, Fe, o- PO_4 , NO_3 , NH_4 en SO_4 concentraties in het bodemvocht in de onderwaterbodem over verschillende meetpunten over de aanvoertroute per gebied.

Figure 2.5. pH, alkalinity, Ca, Fe, o- PO_4 , NO_3 , NH_4 and SO_4 concentrations in soil pore water at several different locations along the inlet route.

In de Wieden waren SO_4 concentraties in oppervlaktewater en bodemvocht van de onderwaterbodem betrekkelijk laag (Figuur 2.4&2.5). Bij de inlaat waren deze concentraties ca 14-19 keer lager dan in het Ilperveld.

De Westbroekse Zodden waren nog armer aan sulfaat dan de Wieden, zowel in oppervlaktewater als in bodemvocht in de onderwaterbodem van de inlaatrouten. In het Ilperveld waren de SO_4 concentraties daarentegen veel hoger in zowel oppervlaktewater (rond de $1200 \mu\text{mol L}^{-1}$) en bodemvocht in de onderwaterbodem (rond de $1300 \mu\text{mol L}^{-1}$) bij punt 1. SO_4 concentraties in het oppervlaktewater vertoonden geen verschillen tussen punt 1 en punt 2, maar in het bodemvocht waren op punt 1 SO_4 concentraties sterk verlaagd tot gemiddeld $500 \mu\text{mol L}^{-1}$. Dit duidt eens te meer op een toename in reducerende omstandigheden van punt 1 naar punt 2, overeenkomstig met eerder genoemde toename in alkaliniteit, o-PO_4 en NH_4 concentraties.

De aquatische habitattypen

In de drie gebieden zijn de aquatische habitattypen H3140 (Kranswierwateren) en H3150 (Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden) indien aanwezig bemonsterd. Het was echter alleen in de Wieden mogelijk locaties voor alle genoemde habitatype te vinden in zowel het gebied met flexibel peilbeheer als het referentiegebied. In de Westbroekse Zodden lukte dit alleen voor kranswierwateren en in het Ilperveld helemaal niet. Een vergelijking tussen N2000-habitattypen met en zonder flexibel peilbeheer is daarom moeilijk en slechts ten dele te maken. Het was wel mogelijk verschillen tussen de drie gebieden en de twee habitattypen te testen.

De kranswierwateren werden in alledrie de gebieden gekenmerkt door een relatief hoge buffercapaciteit, met in het oppervlaktewater een pH van 6.3 of hoger, een alkaliniteit van tenminste $0.7 \mu\text{mol L}^{-1}$, en Ca-concentraties van tenminste $300 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Figuur 2.6). In de onderwaterbodem was de pH wat lager, met name in de Westbroekse Zodden. De standplaatsfactoren voor de bemonsterde krabbenscheerlocaties waren min of meer vergelijkbaar met die van de kranswiervegetaties. Ook voor krabbenscheervegetaties waren pH en buffercapaciteit relatief hoog. Voor wat betreft de Ca-concentraties, alkaliniteit en pH in zowel oppervlaktewater als bodemvocht van de Kranswierwateren en krabbenscheervegetaties waren er geen significante verschillen tussen de habitattypen onderling (Appendix A2).

Voor wat betreft buffercapaciteit waren er verschillen tussen de drie gebieden, die met name tot uiting kwamen in het bodemvocht van de onderwaterbodem (Figuur 2.7). Het bodemvocht in de onderwaterbodem vertoonde over het algemeen lagere Ca-concentraties, alkaliniteit en pH in de Westbroekse Zodden dan in de Wieden of het Ilperveld (Figuur 2.7).

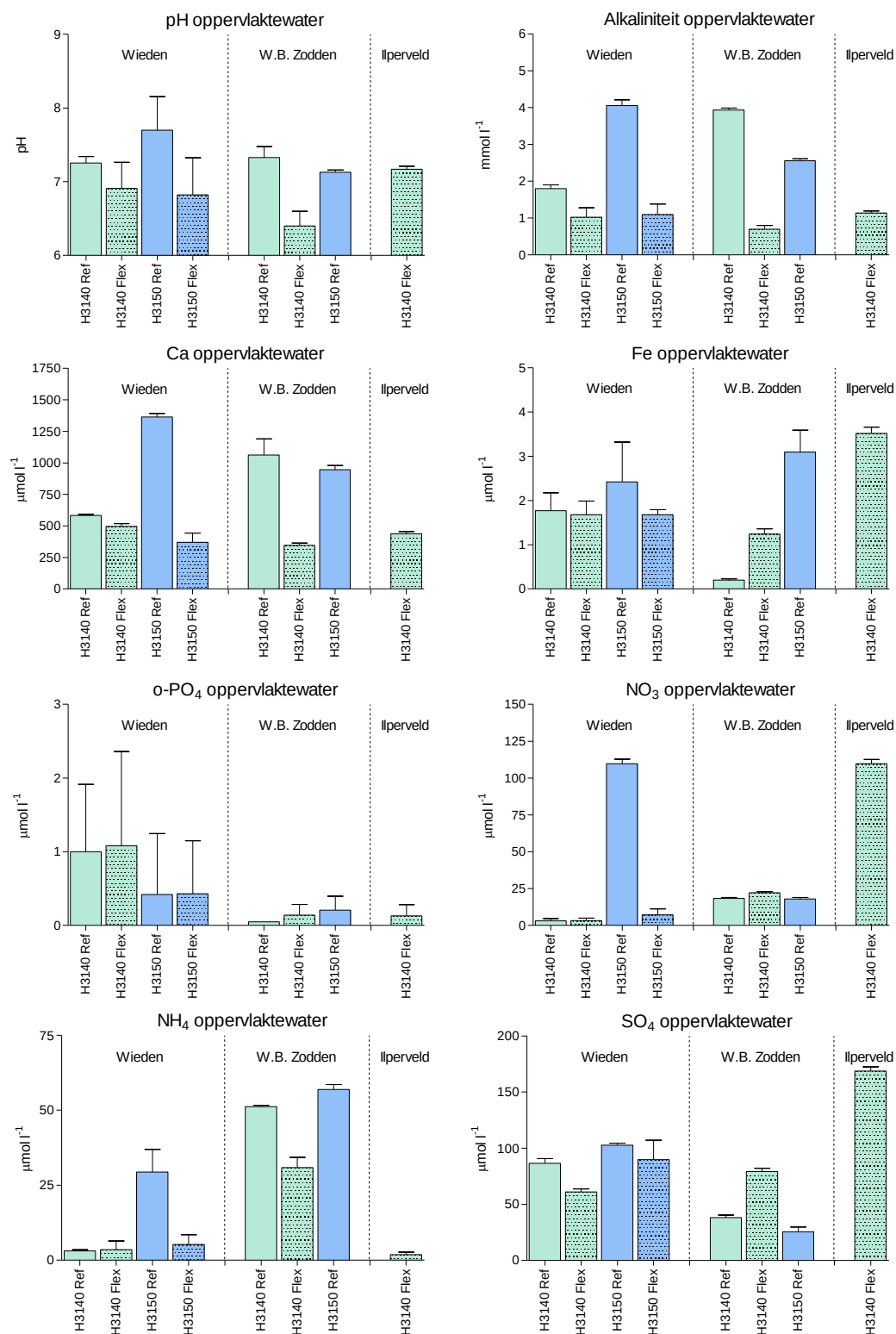
In de Wieden waren de Ca-gehalten in het oppervlaktewater van de aquatische habitattypen sterk gezakt ten opzichte van de inlaat, tot ca $500 \mu\text{mol L}^{-1}$. Alleen de krabbenscheer-monsterlocatie 'H3150 Ref' in de Wieden vormt hierop een uitzondering. De hoge waarden hier hebben te maken met de ligging relatief dichtbij de bron van het inlaatwater, namelijk nabij 'punt 2' (Figuur 2.1). Deze ligging verklaart ook het verschil tussen de Krabbenscheervegetaties in referentie- en flexibel peilgebied in de Wieden. De lagere waarden voor de buffercapaciteit in het flexibel peilgebied hebben vooral te maken met de meer geïsoleerde ligging, verder weg van de poldergemalen (Cusell *et al.* 2013a).

In de Westbroekse Zodden bleven de Ca-concentraties in het oppervlaktewater van de aquatische habitattypen met ca $1000 \mu\text{mol L}^{-1}$ redelijk op peil, behalve in de afgesloten petgaten waar flexibel peilbeheer wordt uitgevoerd. Dit was echter alleen aantoonbaar voor de kranswierwateren. In de kranswierlocaties in het flexibel peilgebied waren de Ca-concentraties in het oppervlaktewater met $300 \mu\text{mol L}^{-1}$ zo laag dat het mogelijk niet voldoende is voor de ontwikkeling van basenrijke schorpioenmostrilvenen. Hiervoor wordt een ondergrens van $750 \mu\text{mol L}^{-1}$ aangehouden (Jansen *et al.*, 2014). De Ca-concentraties in het bodemvocht waren met $500 \mu\text{mol L}^{-1}$ iets hoger, maar mogelijk op termijn ook niet hoog genoeg.

In het IJperveld was het Ca-gehalte in het oppervlaktewater en in het bodemvocht van de onderwaterbodem in de kranswervevegetaties sterk afgenomen ten opzichte van de meetpunten op de inlaatroute.

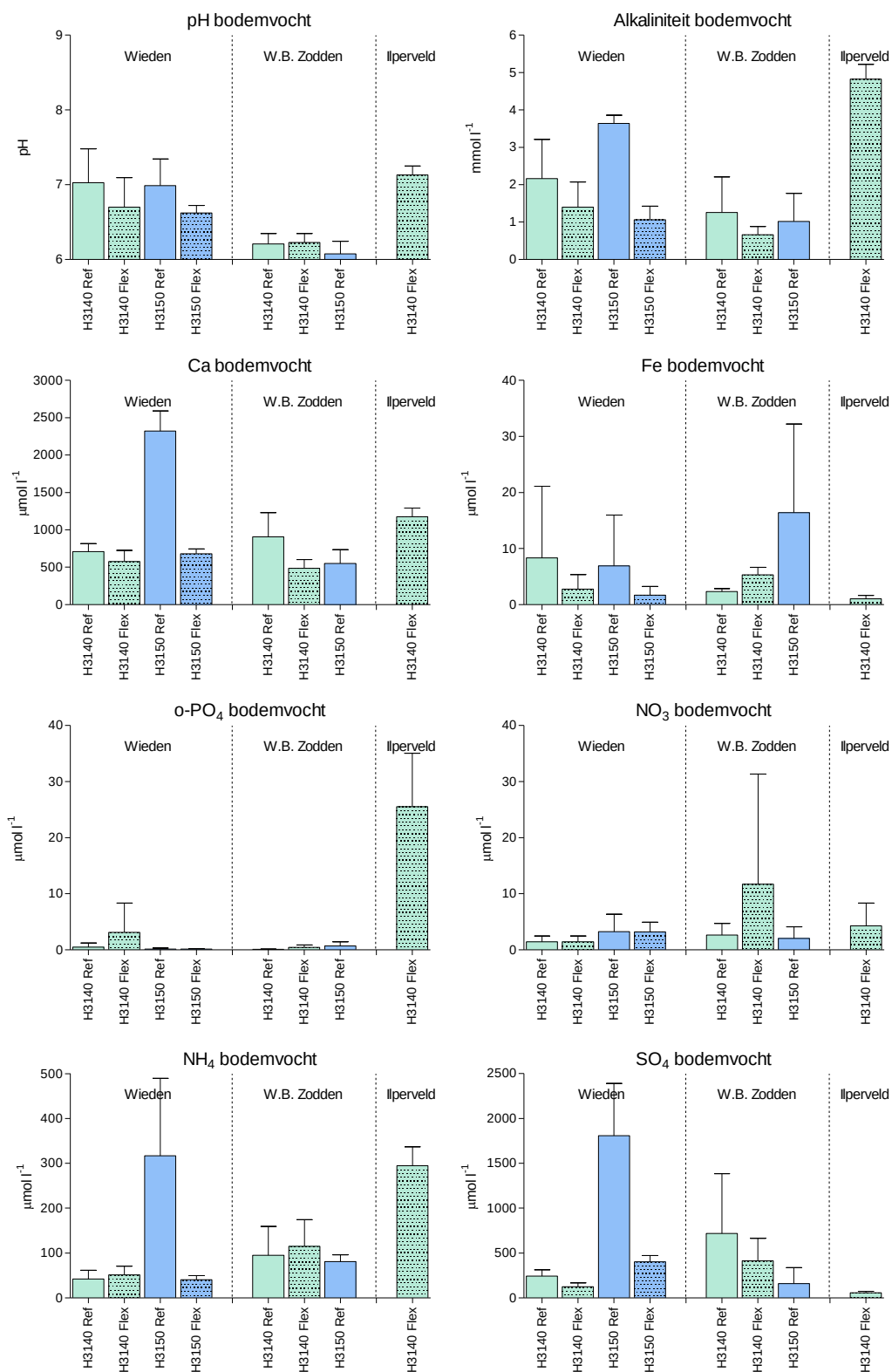
Fe-concentraties in het oppervlaktewater lieten ook duidelijke verschillen zien (Figuur 2.6). In de Wieden bedroegen de Fe-concentraties in het oppervlaktewater ca $2 \mu\text{mol L}^{-1}$, en deze concentraties vertoonden geen verschillen tussen kranswierwateren en wateren met krabbenscheer.

In de Westbroekse Zodden waren de Fe-concentraties in het oppervlaktewater van de kranswervevegetatie relatief laag, vooral in het referentiegebied. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de lage Fe-concentraties in het ingelaten oppervlaktewater in de Westbroekse Zodden (Figuur 2.4). Ook lijkt het erop dat ijzerrijke kwel op deze plek niet van grote invloed is. In het afgesloten flexibel peilgebied waren de ijzerconcentraties in kranswervevegetaties hoger, mogelijk als gevolg van een grotere invloed van grondwater. Ook in de krabbenscheervegetatie, die alleen in het referentiegebied voorkwam, waren de ijzerconcentraties relatief hoog met meer dan $3 \mu\text{mol L}^{-1}$ in het oppervlaktewater, en meer dan $15 \mu\text{mol L}^{-1}$ in het bodemvocht van de onderwaterbodem. In het IJperveld waren de ijzerconcentraties in het oppervlaktewater van de kranswervevegetatie met ca $3.5 \mu\text{mol L}^{-1}$ relatief hoog, maar in het bodemvocht juist heel laag. Dit is mogelijk een gevolg van reductie van sulfaat en ijzer, en vastlegging van ijzer in de vorm van FeS_x .



Figuur 2.6. pH, alkaliniteit, Ca, Fe, o-PO₄, NO₃, NH₄ en SO₄ concentraties in het oppervlaktewater in de aquatische habitattypen per gebied. H3140 = Kranswierwateren; H3150 = Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden. De gestippelde staven staan voor flexibel peil.

Figure 2.6. pH, alkalinity, Ca, Fe, o-PO₄, NO₃, NH₄ and SO₄ concentrations in surface water in the aquatic habitat types for each area. Dotted bars indicate isolated parts with fluctuating water levels.



Figuur 2.7. pH, alkaliniteit, Ca, Fe, o-PO₄, NO₃, NH₄ en SO₄ concentraties in het bodemvocht in de onderwaterbodem in de habitattypen per gebied. H3140 = Kranswierwateren; H3150 = Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden. De gestippelde staven staan voor flexibel peil.

Figure 2.7. pH, alkalinity, Ca, Fe, o-PO₄, NO₃, NH₄ and SO₄ concentrations in underwater soil pore water in the aquatic habitat types for each area. Dotted bars indicate isolated parts with fluctuating water levels.

De aquatische habitattypen vertoonden duidelijke verschillen in o-PO₄ concentraties tussen de gebieden, in zowel oppervlaktewater als onderwaterbodem (Figuren 2.6&2.7). In de Wieden waren de o-PO₄ concentraties in het oppervlaktewater in de kranswier- en krabbenscheervegetaties hoger dan in de Westbroekse Zodden en het IJperveld, hoewel de waarden met ca 1 µmol L⁻¹ nog betrekkelijk laag waren. In het oppervlaktewater van de aquatische habitattypen in de Wieden is de o-PO₄ concentratie daarmee vergelijkbaar met die bij de inlaat. In het bodemvocht zijn de o-PO₄ concentraties wel een stuk lager. In de Westbroekse Zodden waren de o-PO₄ concentraties in zowel oppervlaktewater als bodemvocht in de aquatische habitattypen een stuk lager. In het IJperveld waren de o-PO₄ concentraties in het bodemvocht in H3140 betrekkelijk hoog met gemiddeld 25 µmol L⁻¹. Dit is waarschijnlijk een direct gevolg van de hoge sulfaatconcentraties en de relatief lage ijzergehalten, waardoor reductie van sulfaat en vorming van FeS_x kan leiden tot een aanzienlijke toename van de P-beschikbaarheid in het bodemvocht (Böstrom *et al.*, 1982; Lamers *et al.*, 1998). In de waterkolom was dit echter niet het geval, wat mogelijk een gevolg is van opname door waterplanten.

Zowel in oppervlaktewater als in bodemvocht vertoonden o-PO₄ concentraties over het algemeen geen verschillen tussen de aquatische habitattypen.

In de Wieden liet de krabbenscheerlocatie 'H3150 Ref' uitzonderlijk hoge NO₃ concentraties in het oppervlaktewater zien, van boven de 100 µmol L⁻¹. Dit heeft ermee te maken dat deze plek met krabbenscheer relatief dicht bij de bron van nitraatrijk inlaatwater lag, namelijk nabij 'punt 2' (Figuur 2.1). Ook voor NH₄ concentraties geldt dat de krabbenscheerlocatie 'H3150 Ref' in de Wieden hogere waarden van boven de 25 µmol L⁻¹ in het oppervlaktewater liet zien, als gevolg van de ligging dichtbij de bron van inlaatwater. Over het algemeen waren de NH₄ concentraties in oppervlaktewater laag in aquatische habitattypen als gevolg van de sterke afname over de inlaatrouten.

In de Westbroekse Zodden waren de NH₄ concentraties in het oppervlaktewater van de aquatische habitattypen over het algemeen echter hoger met gemiddeld 46 µmol L⁻¹. Ook bleken de NH₄ concentraties over het algemeen hoger in H3150 (Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden) dan in H3140 (Kranswierwateren). In het bodemvocht lagen de NH₄ concentraties rond de 100 µmol L⁻¹, maar de verschillen met de andere gebieden waren veel kleiner. Het is nog niet duidelijk waardoor dit precies komt. Mogelijk speelt opwellend grondwater hierin een rol, maar de hoge NH₄ concentraties kunnen ook het gevolg zijn van afspoeling van N vanaf de in het gebied aanwezige landbouwgronden.

In het IJperveld waren de NO₃ concentraties in het oppervlaktewater in de kranswiervegetatie hoog met waarden boven de 100 µmol L⁻¹, en NH₄ concentraties juist erg laag. In het bodemvocht was opmerkelijk genoeg het omgekeerde te zien: lage NO₃ concentraties en hoge NH₄ concentraties van rond de 300 µmol L⁻¹. Deze gegevens duiden op sterk reducerende omstandigheden in de onderwaterbodem.

In het oppervlaktewater van de aquatische habitattypen in de Wieden was de SO₄ concentratie lager dan in het IJperveld. In het bodemvocht waren de SO₄ concentraties echter hoger. De aquatische habitattypen in de Westbroekse Zodden waren armer aan SO₄ in het oppervlaktewater dan die in de Wieden. In het IJperveld echter werden in het oppervlaktewater van de aquatische habitattypen veel hogere SO₄ concentraties van boven de 150 µmol L⁻¹ gemeten, terwijl in het bodemvocht van de onderwaterbodem de SO₄ concentraties zeer laag uitvielen. Nog eens te meer lijkt in het IJperveld sulfaatreductie een grote rol te spelen.

Voor wat betreft de mogelijke invloed van flexibel peil op de aquatische N2000-habitattypen, lijkt het erop dat de kranswiervegetaties in de deelgebieden met flexibel peilbeheer over het algemeen een lagere buffercapaciteit hebben dan in de referentiegebieden, of, in het IJperveld, de grote watergangen. In de Wieden is dit het gevolg van de keuze van het proefgebied: het meer geïsoleerde Kiersche Wiede is beter af te sluiten dan het referentiegebied de Veldweg, dat dicht bij de inlaatpunten en grote watergangen ligt. In de Westbroekse Zodden en het IJperveld is de afname van de buffercapaciteit een direct gevolg van het instellen van een flexibel peilbeheer,

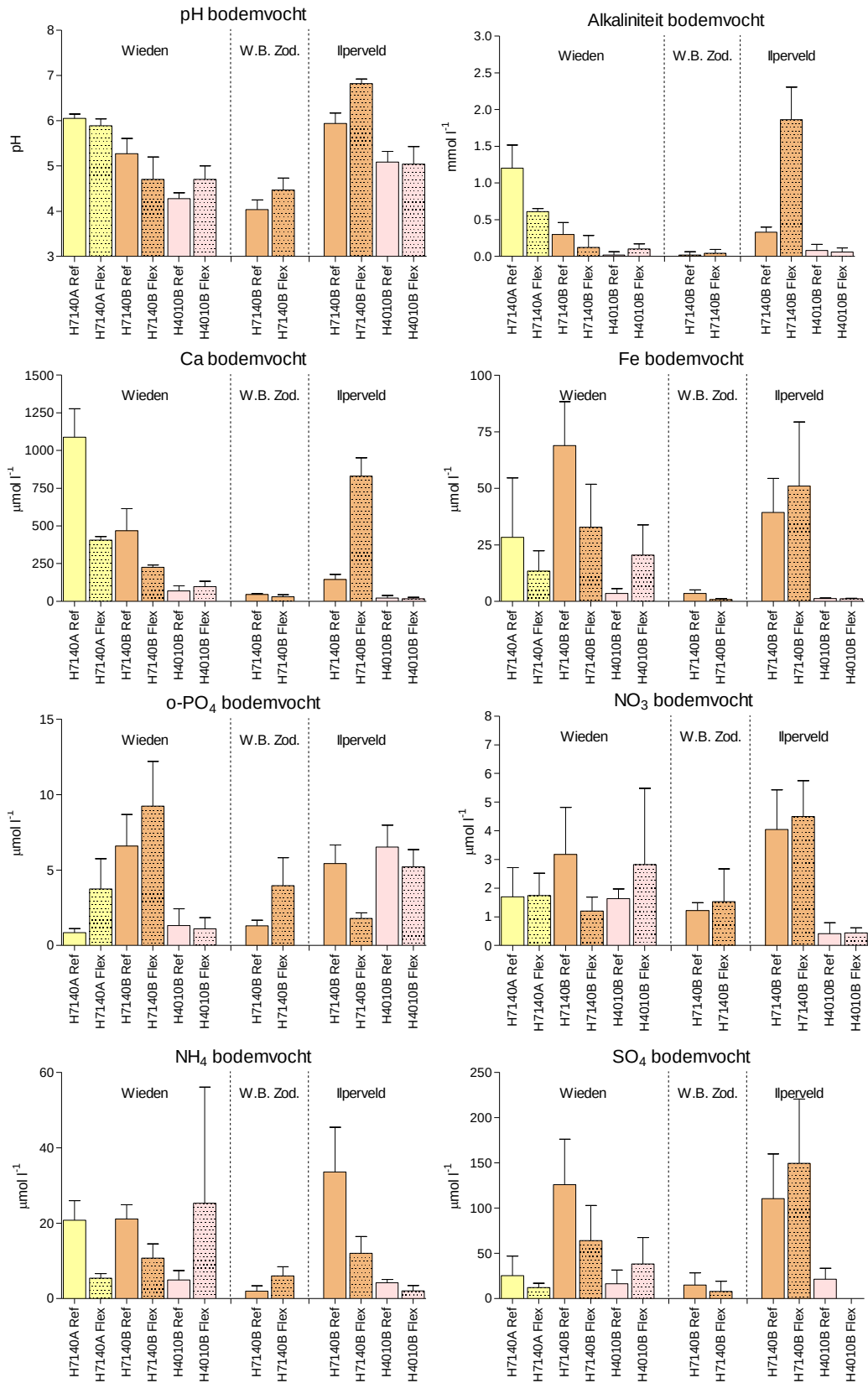
waardoor de deelgebieden moesten worden afgesloten van de grote watergangen. In de Wieden en het Ilperveld zijn de Ca-concentraties in de flex-gebieden met $500 \mu\text{mol L}^{-1}$ nog steeds hoog genoeg voor kranswiervetaties, maar de $300 \mu\text{mol L}^{-1}$ in de Westbroekse Zodden is aan de lage kant. Voor ijzer, sulfaat, fosfaat, ammonium en nitraat lijkt isolatie ten behoeve van flexibel peil voor de kranswiervetaties niet veel uit te maken.

De (semi-)terrestrische habitattypen

Ook de semi-terrestrische N2000-habitattypen kwamen niet overal voor. Basenrijke trilvenen (H7140A) waren alleen aanwezig in de Wieden-Weerribben, en laagveenheide (H4010B) in de Wieden-Weerribben en het Ilperveld. Wel was het mogelijk voor alle aanwezige habitattypen locaties te vinden in gebieden met en zonder flexibel peil.

In de semi-terrestrische habitattypen in de Wieden bleven de pH en Ca-gehalten in de basenrijke trilvenen relatief hoog (Figuur 2.8). Zoals verwacht was in de Wieden duidelijk te zien dat over het algemeen Ca-concentraties, alkaliniteit en pH in het bodemvocht in de trilveen-habitats (H7140A) hoger waren dan in het veenmosrietland (H7140B) (Figuur 2.8). Dit heeft te maken met het feit dat in trilvenen de invloed van het basenrijke oppervlaktewater groter is. Op de hoger gelegen plekken met veenmosrietland komt minder oppervlaktewater. Daarnaast hebben deze uitkomsten naar alle waarschijnlijkheid te maken met de hoge uitwisselingscapaciteit van het adsorptiecomplex van veenmossen (Clymo & Hayward, 1992). De veenmoslaag is in staat om Ca^{2+} uit het bodemvocht uit te wisselen voor H^+ (van Wirdum, 1991; Kooijman & Bakker, 1994; Schouwenberg, 1994; Schouwenberg & van Wirdum, 1998; Paulissen *et al.*, 2004). Op de plekken met laagveenheide waren Ca-concentraties, alkaliniteit en pH nog weer lager dan in het veenmosrietland. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat in de laagveenheide-habitats de invloed van basenrijk oppervlaktewater helemaal afwezig is en de invloed van basen-arm regenwater nog groter is dan in veenmosrietland.

De veenmosrietlanden in de Westbroekse Zodden werden gekenmerkt door lagere Ca-concentraties, alkaliniteit en pH in het bodemvocht dan de veenmosrietlanden in de Wieden of in het Ilperveld. In het veenmosrietland was hier vrijwel geen Ca in het bodemvocht meer aanwezig. Het contact met het basenrijke grond- en oppervlaktewater is grotendeels verloren, en de pH is gezakt tot waarden rond de 4.



Figuur 2.8. pH, alkaliniteit, Ca, Fe, o-PO₄, NO₃, NH₄ en SO₄ concentraties in het bodemvocht in de (semi-)terrestrische habitattypen per gebied. H7140A = Trilveen; H7140B = Veenmosrietland; H4010B = Laagveenheide. De gestippelde staven staan voor flexibel peil.

Figure 2.8. pH, alkalinity, Ca, Fe, o-PO₄, NO₃, NH₄ and SO₄ concentrations in soil pore water in the (semi-)terrestrial habitat types for each area. Dotted bars indicate isolated parts with fluctuating water levels.

In het IJperveld was te zien dat het veenmosrietland in het afgesloten gedeelte met flexibel peil (H7140B Flex) werd gekenmerkt door veel hogere Ca-concentraties, alkaliniteit en pH in het bodemvocht dan het veenmosrietland zonder flexibel peil (H7140B Ref). Hoe het komt dat de buffercapaciteit hoger uitvalt in het geïsoleerde gebied waarin de invloed van relatief basenrijk water lager was is vooralsnog onduidelijk. In een deel van het veenmosrietland waren in het bodemvocht nog wel waarden te vinden van $750 \mu\text{mol Ca L}^{-1}$. Ook was de pH met waarden van 6-7 nog steeds relatief hoog. In de laagveenheide-plots waren de Ca-concentraties in het bodemvocht lager dan in het veenmosrietland vanwege de grotere invloed van regenwater. In de laagveenheide was bijna geen Ca in het bodemvocht meer aanwezig en was de pH gezakt tot 5.

Het bodemvocht in de semi-terrestrische habitattypen in de Wieden bevatte nog relatief veel ijzer. In de Wieden was duidelijk te zien dat Fe-concentraties in het bodemvocht in het veenmosrietland hoger waren dan in het basenrijke trilveen, wat te maken heeft met een lagere pH in het veenmosrietland en als gevolg daarvan betere oplossing van Fe (Stumm & Morgan, 1996). In de plots met laagveenheide echter waren de Fe-concentraties weer lager dan in het veenmosrietland. Hierbij speelt waarschijnlijk de grotere invloed van regenwater een belangrijke rol. In de Westbroekse Zodden waren de Fe-concentraties in het bodemvocht in het veenmosrietland veel lager dan in de Wieden of het IJperveld. Hierin is terug te zien dat de invloed van ijzerrijke kwel in de kraggen niet van grote invloed (meer) is. Ook kan hierbij meespelen dat de veenkraggen in de Westbroekse Zodden gekenmerkt worden door een lagere pH dan in de Wieden en het IJperveld, en dus een betere oplosbaarheid van Fe.

In het IJperveld waren Fe-concentraties in het bodemvocht van de veenmosrietlandplekken vergelijkbaar met die in de Wieden.

In de Wieden was duidelijk te zien dat o-PO_4 concentraties in het bodemvocht over het algemeen hoger waren in het veenmosrietland dan in de trilveenplots, en zelfs toenamen tot $7\text{-}9 \mu\text{mol L}^{-1}$. Hier speelt waarschijnlijk de lagere pH in veenmosrietland een rol, aangezien calciumfosfaten in oplossing gaan bij een pH lager dan 6.5 en fosfaat vrijkomt in het bodemvocht (Kooijman *et al.*, 1998). De o-PO_4 concentraties waren in de laagveenheide-plots lager dan in het veenmosrietland, waarbij wederom de regenwaterinvloed een belangrijke rol speelt. Ook voor o-PO_4 concentraties gold dat in de Wieden H7140A&B Ref (Veldweg) hogere waarden in het bodemvocht lieten zien dan H7140A&B Flex (Kiersche Wiede), wellicht als gevolg van de ligging dichtbij de bron van relatief P-rijk inlaatwater, namelijk nabij 'inlaat 2' (Figuur 2.1).

In de Westbroekse Zodden waren o-PO_4 concentraties in het bodemvocht in veenmosrietland relatief laag, waarschijnlijk door het geringe contact van de kraggen met grond- en oppervlaktewater.

In het IJperveld waren de o-PO_4 concentraties in het bodemvocht in de terrestrische habitattypen aanzienlijk lager dan in het ingelaten oppervlaktewater en het bodemvocht in de onderwaterbodems op de inlaatroute, en in het veenmosrietland zelfs lager dan in de veenmosrietland-plots in de Wieden.

In de semi-terrestrische habitattypen in de Wieden waren de NH_4 en NO_3 concentraties in het bodemvocht relatief laag. In de Westbroekse Zodden waren de nitraat- en met name ammoniumconcentraties in het bodemvocht nog lager dan in de Wieden, mogelijk als gevolg van de vergaande isolatie van het grond- en oppervlaktewater. In het IJperveld daarentegen liet met name het veenmosrietland relatief hoge NO_3 (boven de $4 \mu\text{mol L}^{-1}$) en NH_4 concentraties (meer dan $30 \mu\text{mol L}^{-1}$ in de referentie-lokatie) in het bodemvocht zien. In de laagveenheide-lokaties waren deze concentraties juist weer zeer laag.

Tussen H7140A Ref en H7140A Flex in de Wieden bestonden duidelijke verschillen in Ca-concentraties en alkaliniteit in het bodemvocht, zoals gezegd als gevolg van de relatieve afstand tot de bron van basenrijk inlaatwater. Mogelijke effecten van flexibel peil op veenmosrietlanden in het algemeen zijn daarom niet eenduidig, maar lijken niet in hoge mate beïnvloed te worden door isolatie van de deelgebieden ten opzichte van de hoofdwatgangen. In het IJperveld was de buffercapaciteit in het flexibel peilgebied juist hoger dan in het referentiegebied, in plaats van lager. De geringe invloed van flexibel peilbeheer heeft waarschijnlijk te maken met de sowieso al relatief

geïsoleerde ligging van veenmosrietlanden ten opzichte van grond- en/of oppervlaktewater.

Ook in de laagveenheiden waren geen verschillen tussen deelgebieden met en zonder flexibel peil. Dit lijkt vooral het gevolg van de nog grotere isolatie van de laagveenheide-lokaties ten opzichte van het oppervlaktewater.

2.2.2 De bodemeigenschappen

De aanvoerroute van oppervlaktewater

Inlaat 1 in de Wieden werd gekenmerkt door een hogere droge bulkdichtheid en een lager organische stofgehalte in de onderwaterbodem dan de overige metingen over de inlaatroute (Figuur 2.9). Vanaf inlaat 2 is een toename zichtbaar in bulkdichtheid van de onderwaterbodem. Ook in de Westbroekse Zodden en in het IJperveld is deze afname in bulkdichtheid en toename in organische stof gehalte zichtbaar over de inlaatroute. Er lijkt dus sprake te zijn van accumulatie van organische stof op de onderwaterbodem over de inlaatroute van het ingelaten oppervlaktewater.

Totale Ca-gehalten in de onderwaterbodem namen af over de inlaatroute in alledrie de gebieden, waarbij in de Wieden en in de Westbroekse Zodden sprake was van een afname van 10 naar 5 mol m⁻², en in het IJperveld zelfs van boven de 15 tot rond de 5 mol m⁻².

Ook was een afname zichtbaar in Fe-concentraties in de onderwaterbodem. Voor alledrie de gebieden gold dat de totale Fe-gehalten werden gehalveerd over het inlaattraject. In de Wieden was het gehalte aan amorf Fe aan het begin van de inlaatroute erg hoog met waarden van ca 9 mol m⁻², en deze amorfe Fe-fractie was bijna even hoog als het totale Fe-gehalte in de onderwaterbodem. Deze amorfe Fe-fractie liet een duidelijke afname zien over de inlaatroute van punt 1 tot punt 4. In de Westbroekse Zodden was het totale Fe-gehalte in de onderwaterbodem nog hoger op punt 1 met waarden boven de 15 mol m⁻², maar hiervan was slechts de helft als amorfe Fe-fractie in de bodem aanwezig. In het IJperveld was het gehalte aan amorf Fe in de onderwaterbodem in de inlaatroute zeer laag ten opzichte van de andere gebieden. Verder was opmerkelijk dat de organische Fe-fractie in de Wieden en de Westbroekse Zodden ongeveer de helft uitmaakte van de amorfe Fe-fractie, terwijl in het IJperveld het aandeel van organisch Fe verwaarloosbaar was.

De verhouding tussen Fe en Ca, uitgedrukt als de ratio tussen Ca/(Ca+Fe), bleef onveranderd over de inlaatroute in alledrie de gebieden. Het aandeel van Ca ten opzichte van Fe in de onderwaterbodem was in de Wieden en de Westbroekse Zodden aanzienlijk hoger dan in het IJperveld.

In de Wieden en in de Westbroekse Zodden waren S-gehalten in de onderwaterbodem niet hoger waren dan 0.4 mol m⁻², en was sprake van een toename in S-gehalten over de inlaatroute, waarbij gehalten werden verdubbeld. In het IJperveld was het S-gehalte in de onderwaterbodem van de inlaatroute met waarden rond de 0.7 mol m⁻² aanzienlijk hoger dan in de Wieden en de Westbroekse Zodden.

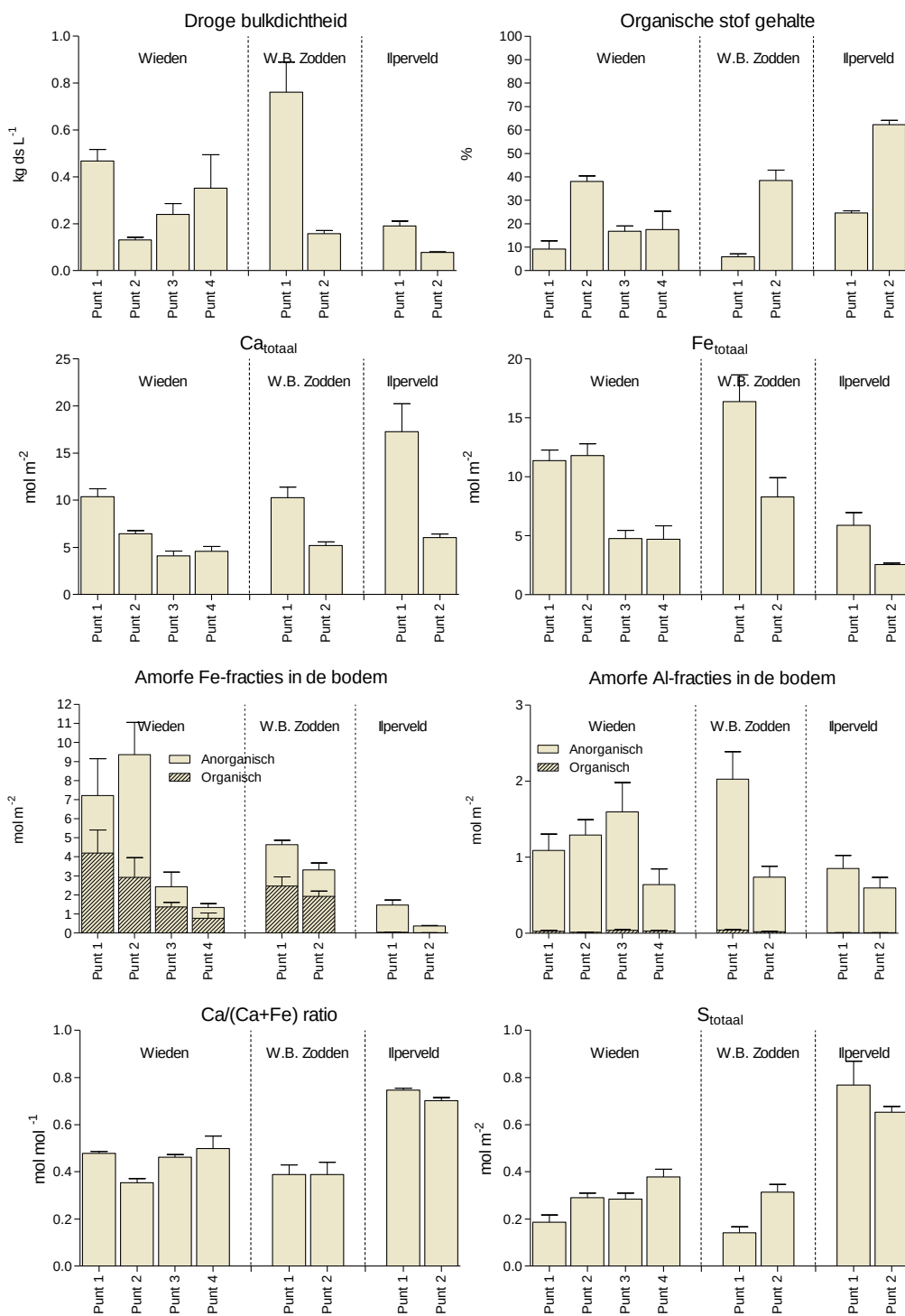
Totale N-concentraties in de onderwaterbodem verschilden niet per gebied en waren gemiddeld 12 mol m⁻² (Figuur 2.10). In zowel de Wieden als de Westbroekse Zodden was een toename te zien over de inlaatroute van ca. 9 tot 14 mol m⁻². Dit heeft waarschijnlijk te maken met de accumulatie van organische stof.

In de Wieden waren de totale P-gehalten in de onderwaterbodem bij punt 1 vrij hoog met waarden van ca. 0.7 mol m⁻², en hiervan bestond ca 80% uit de fractie P_{oxalaat} (de fractie aan P gebonden aan ijzer en aluminium). Over de inlaatroute was een aanzienlijke afname te zien in P-concentraties, zowel in totale P-concentraties en de fractie P_{oxalaat}. Bij punt 4 bedroeg het totale P-gehalte nog slechts 0.25 mol m⁻². Deze afname is waarschijnlijk toe te schrijven aan neerslag van ijzerfosfaat (Cusell *et al.*, 2013a). In de Westbroekse Zodden waren bij punt 1 de totale P-concentraties in de

onderwater bodem met waarden boven 1 mol m^{-2} hoger dan in de Wieden, maar ook hier was te zien dat bij het verder gelegen punt 2 deze P-gehalten in de onderwaterbodem waren gehalveerd. In het Ilperveld waren de P-gehalten in de onderwaterbodem vergelijkbaar met de Wieden, en ook hier was sprake van een halvering bij punt 2 ten opzichte van punt 1. In alledrie de gebieden resulteerde de accumulatie van N en de afname van P in een sterk toenemende N:P ratio over de inlaatroute.

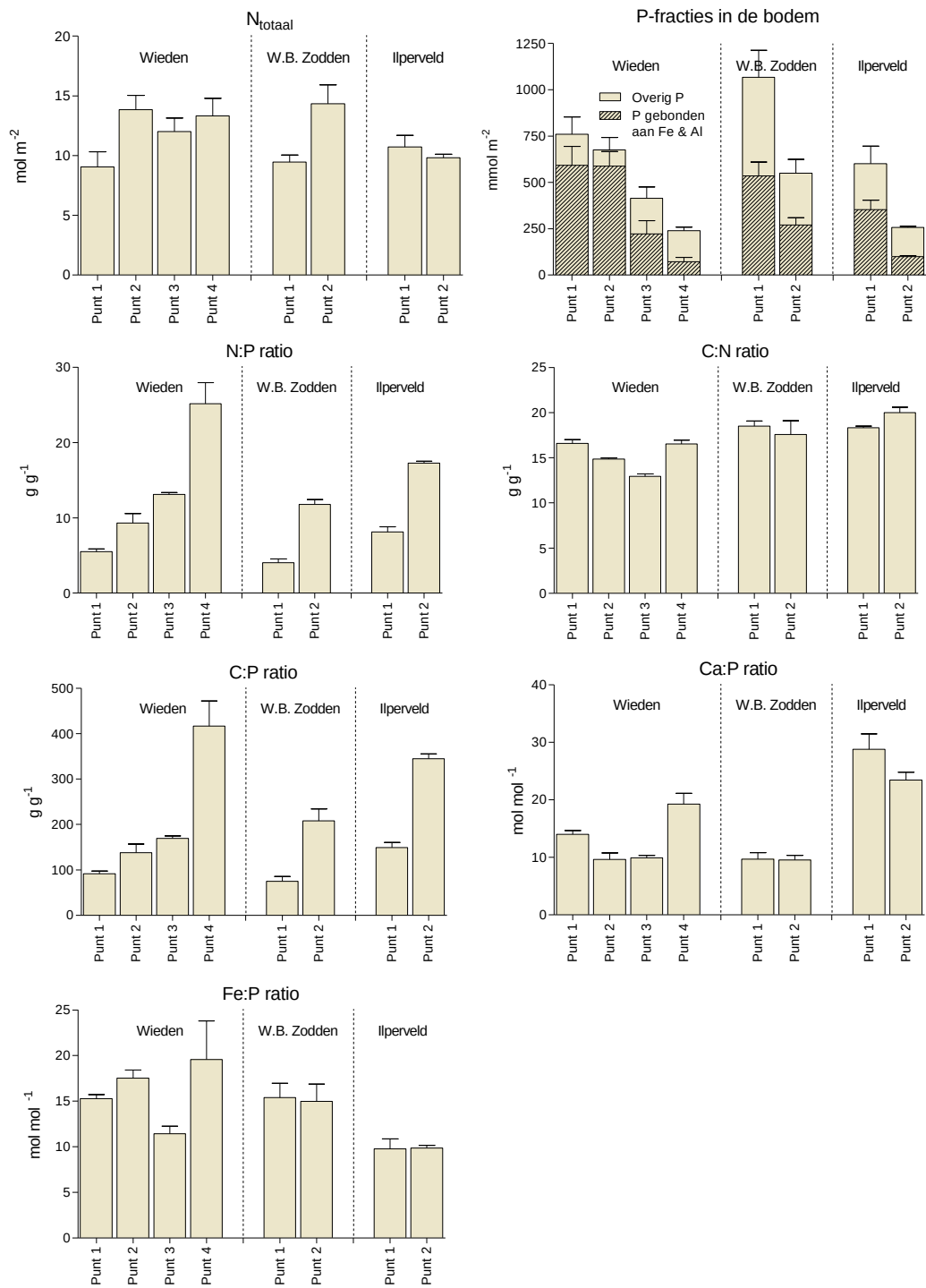
Ca:P ratios waren het laagst in de Westbroekse Zodden met waarden rond de 10 mol mol^{-1} . De Wieden vertoonde iets hogere ratios van tussen de 10 en 20 mol mol^{-1} , en het Ilperveld vertoonde de hoogste Ca:P ratios met gemiddeld 26 mol mol^{-1} . De Ca:P ratios bleven onveranderd over de gradiënt van verschillende meetpunten over de inlaatroute.

Fe:P ratios waren met gemiddeld rond de 15 mol mol^{-1} het hoogst in de Wieden en de Westbroekse Zodden. In het Ilperveld kwam de Fe:P ratio niet boven de 10 mol mol^{-1} . Ook de Fe:P ratio bleef onveranderd over de gradiënt van verschillende meetpunten over de inlaatroute.



Figuur 2.9. Het verloop in verschillende bodemchemische eigenschappen van de onderwaterbodem over verschillende meetpunten over de aanvoeroute per gebied.

Figure 2.9. Chemical characteristics of the underwater soil at several different locations along the surface water inlet route for each area.



Figuur 2.10. Het verloop in verschillende bodemchemische eigenschappen van de onderwaterbodem over verschillende meetpunten over de aanvoerroute per gebied.

Figure 2.10. Chemical characteristics of the underwater soil at several different locations along the surface water inlet route for each area.

De aquatische habitattypen

Voor alle variabelen aangaande bodemeigenschappen in de aquatische habitattypen geldt dat er over het algemeen genomen geen verschillen bestaan tussen kranswierwateren en wateren met krabbenscheer (Figuren 2.11&2.12; Appendix A2). Wel waren er duidelijk verschillen te zien tussen de drie gebieden.

De Wieden en de Westbroekse Zodden lieten in de onderwaterbodem in de aquatische habitattypen een vergelijkbare dichtheid en organische stofgehalte zien. De kranswierwateren in het Ilperveld vertoonden echter een lagere bulkdichtheid, maar juist hogere gehalten aan organische stof in de onderwaterbodem.

In de Wieden was er een duidelijk verschil tussen de Ref en Flex plots in de aquatische habitattypen. In de Veldweg waren Ca-gehalten in de bodem boven de 6 mol m^{-2} , terwijl in de Wieden Ca-gehalten in de onderwaterbodem van ca 4 mol m^{-2} werden gemeten. Dit verschil heeft waarschijnlijk weinig te maken met het al dan niet onderhevig zijn aan een flexibel peil. Meer waarschijnlijk is dat de hogere waarden in de Veldweg te maken hebben met de ligging relatief dichtbij de bron van het inlaatwater, namelijk nabij 'punt 2' (Figuur 2.1). In de Westbroekse Zodden waren Ca-gehalten in de onderwaterbodem van de aquatische habitattypen vergelijkbaar met die in de Wieden. Ook hier is niet duidelijk een verschil te herkennen tussen Ref en Flex gebieden. In het Ilperveld waren de Ca-gehalten met waarden onder de 4 mol m^{-2} in de onderwaterbodem in de kranswiervegetatie lager dan in de Wieden en de Westbroekse Zodden.

Totale Fe-concentraties in de onderwaterbodem in de aquatische habitattypen in de Wieden waren betrekkelijk laag met gemiddeld 3 mol per m^2 . In de Westbroekse Zodden echter waren de totale Fe-concentraties in de onderwaterbodem met gemiddeld 9 mol per m^2 aanzienlijk hoger. In het Ilperveld bedroegen deze concentraties slechts 2 mol per m^2 .

Volgens de $\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{Fe})$ ratios was het relatieve aandeel van Ca ten opzichte van Fe in de onderwaterbodem in de aquatische habitattypen in de Wieden en het Ilperveld hoger dan in de Westbroekse Zodden.

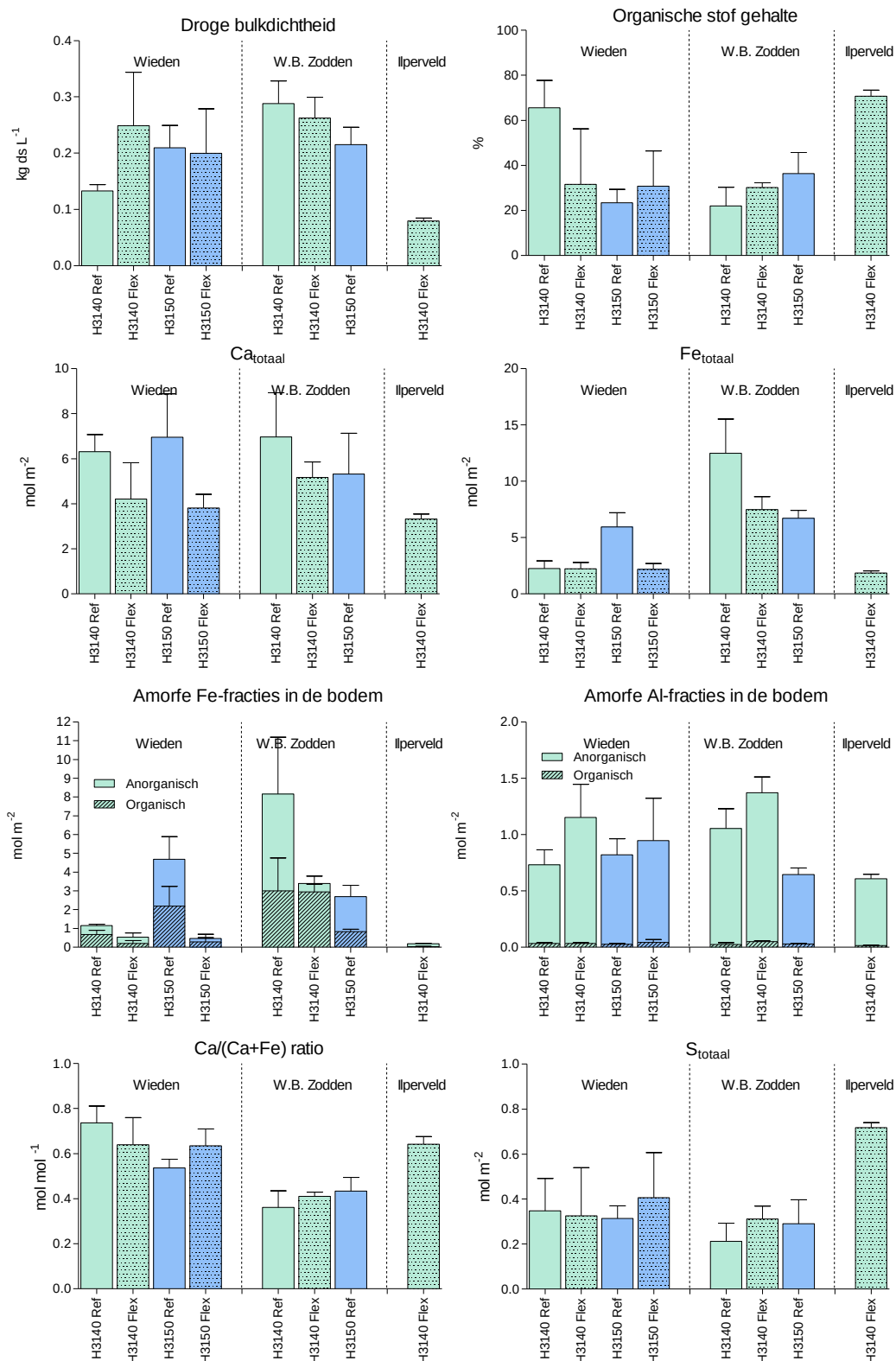
Verder waren over het algemeen de totale S-concentraties in de onderwaterbodem met waarden van gemiddeld 0.7 mol per m^2 in de kranswiervegetatie in het Ilperveld ruim twee keer zo hoog als in de aquatische habitattypen in de Wieden en de Westbroekse Zodden.

Voor alledrie de gebieden geldt dat totale N-concentraties in de onderwaterbodem in de aquatische habitattypen hoger waren dan in de onderwaterbodem van de inlaatrouten. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het hogere gehalte aan organische stof. In de Wieden en het Ilperveld waren de totale N-gehalten iets lager dan in de Westbroekse Zodden.

P-gehalten in de onderwaterbodem waren in de Wieden relatief laag rond de 0.25 mol m^{-2} , en de fractie hiervan gebonden aan ijzer was betrekkelijk klein. In de Westbroekse Zodden waren de totale P-gehalten in de onderwater bodem echter aanzienlijk hoger met gemiddeld boven de 0.30 mol m^{-2} . Met name de kranswierwateren in het referentie-gedeelte lieten zeer hoge P-concentraties in de onderwaterbodem zien van meer dan 0.7 mol m^{-2} . Hiervan was het grootste gedeelte gebonden aan ijzer. In het Ilperveld waren P-gehalten in de onderwater bodem van kranswiervegetatie vergelijkbaar met die in de Wieden.

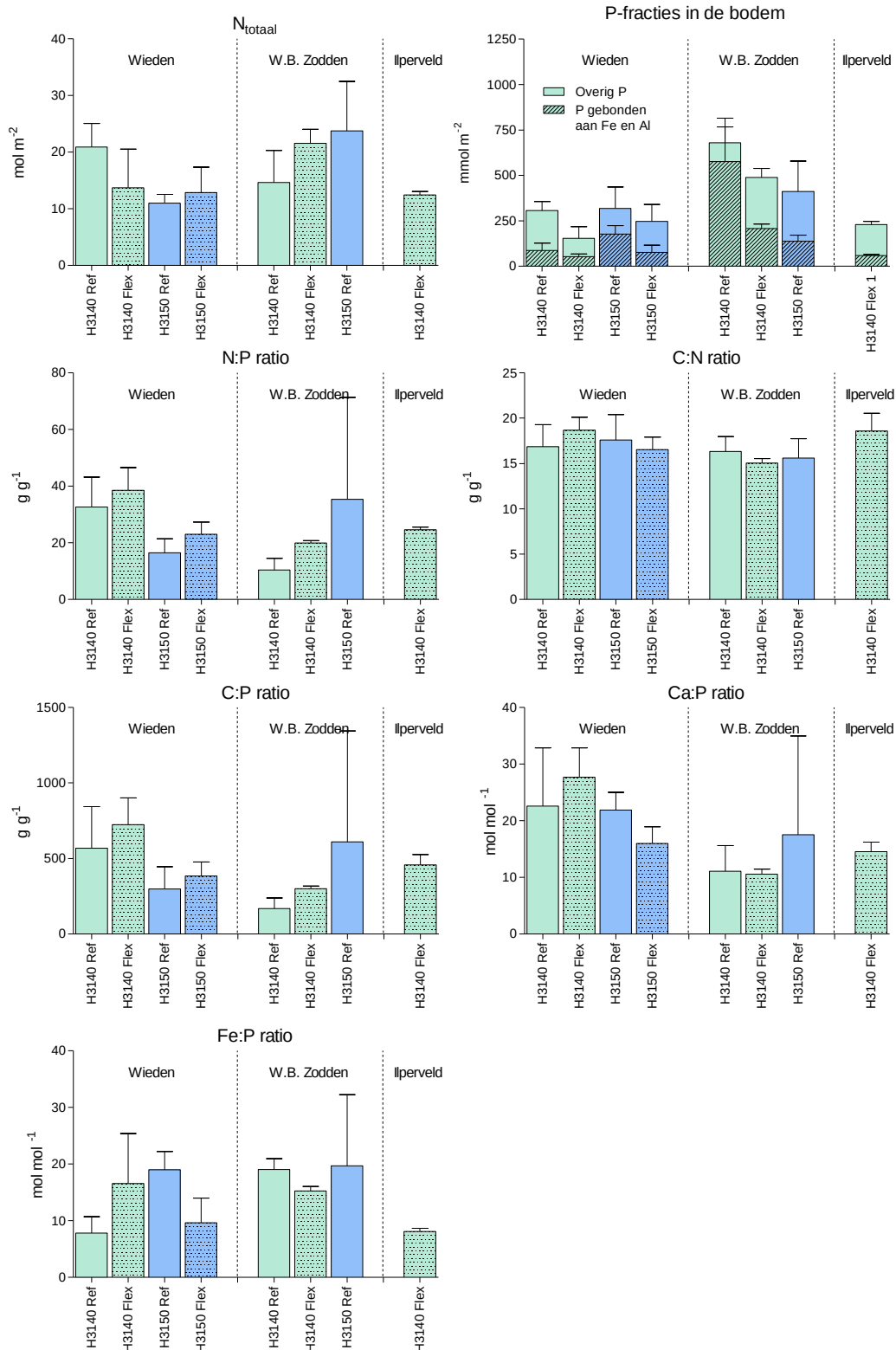
Ca:P ratios in de onderwaterbodem waren het hoogst in de Wieden met waarden rond de 22 mol mol^{-1} . De Westbroekse Zodden en het Ilperveld vertoonden lagere Ca:P ratios van rond de 13 mol mol^{-1} .

Fe:P ratios waren met gemiddeld 18 mol mol^{-1} het hoogst in de Westbroekse Zodden. In het de Wieden en het Ilperveld was de Fe:P ratio respectievelijk 13 en 8 mol mol^{-1} .



Figuur 2.11. Verschillende eigenschappen van de onderwaterbodem in de aquatische habitattypen per gebied. De gestippelde staven staan voor flexibel peil.

Figure 2.11. Underwater soil characteristics in the aquatic habitat types for each area. Dotted bars indicate isolated parts with fluctuating water levels.



Figuur 2.12. Verschillende eigenschappen van de onderwaterbodem in de aquatische habitattypen per gebied. De gestippelde staven staan voor flexibel peil.

Figure 2.12. Underwater soil characteristics in the aquatic habitat types for each area. Dotted bars indicate isolated parts with fluctuating water levels.

De terrestrische habitattypen

In de terrestrische habitattypen zaten grote verschillen in de bodemeigenschappen, zowel tussen de habitattypen onderling als tussen de verschillende gebieden (Appendix A3).

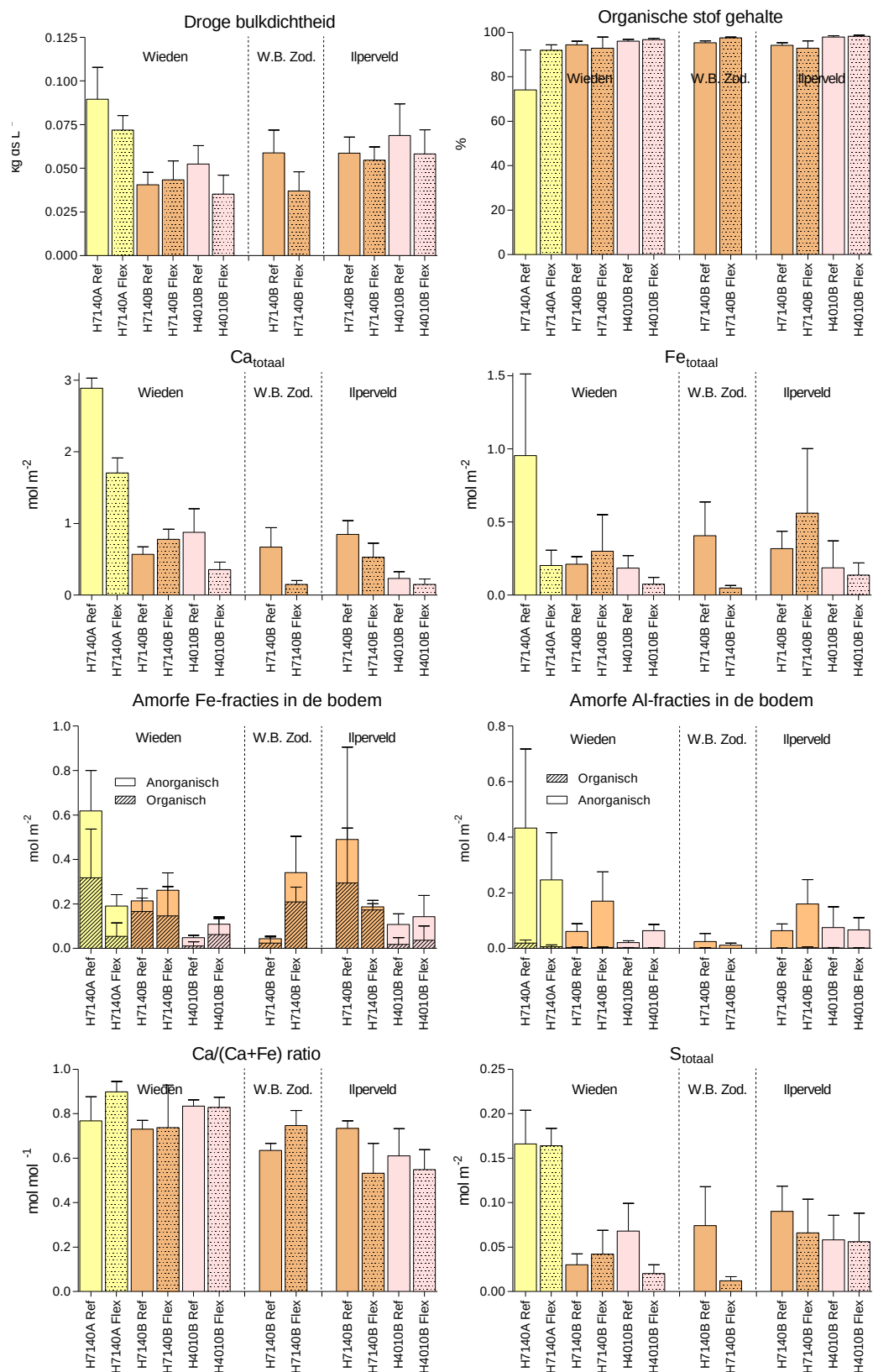
De basenrijke trilvenen (H7140A) werden gekenmerkt door een hogere bulkdichtheid en een lager organische stof gehalte dan veenmosrietland (H7140B) en laagveenheide (H4010B) (Figuur 2.13). Ook was er in de basenrijke trilvenen in de Wieden sprake van hogere Ca-gehalten dan in de andere habitattypen, omdat de invloed van het basenrijke oppervlaktewater hier een grotere invloed heeft. Ook werden de trilvenen gekenmerkt door hogere Fe-, Al-, S-, N- en P-gehalten in de bodem dan veenmosrietland en laagveenheide. Hierbij speelt, naast de grotere invloed van oppervlaktewater, de hogere bulkdichtheid van de bodems in trilvenen een rol. Verder waren de Fe-gehalten in de laagveenheide-lokaties over het algemeen lager dan in de veenmosrietland-lokaties. Deze verschillen kwamen met name in de amorfe Fe-fractie goed naar voren.

In de Wieden werden, naast de trilvenen, ook de veenmosrietland- en laagveenheide-lokaties gekenmerkt door een hoger Ca-gehalte in de bodem dan in de andere gebieden. Dit leidde tot een significant hogere Ca:P ratio in de Wieden ten opzichte van de Westbroekse Zodden en het Ilperveld. In de Westbroekse Zodden was het Ca-gehalte in het veenmosrietland lager, met name in het afgesloten (flex) gedeelte. In het Ilperveld was het Ca-gehalte in de veenmosrietland lokaties vergelijkbaar met de Wieden, maar was met name in de laagveenheide-lokaties sprake van zeer lage Ca-gehalten.

Fe- en Al-gehalten in de bodems van de terrestrische habitattypen verschilden niet tussen de verschillende gebieden. Ook de Fe:P ratio in de bodem vertoonde geen significante verschillen.

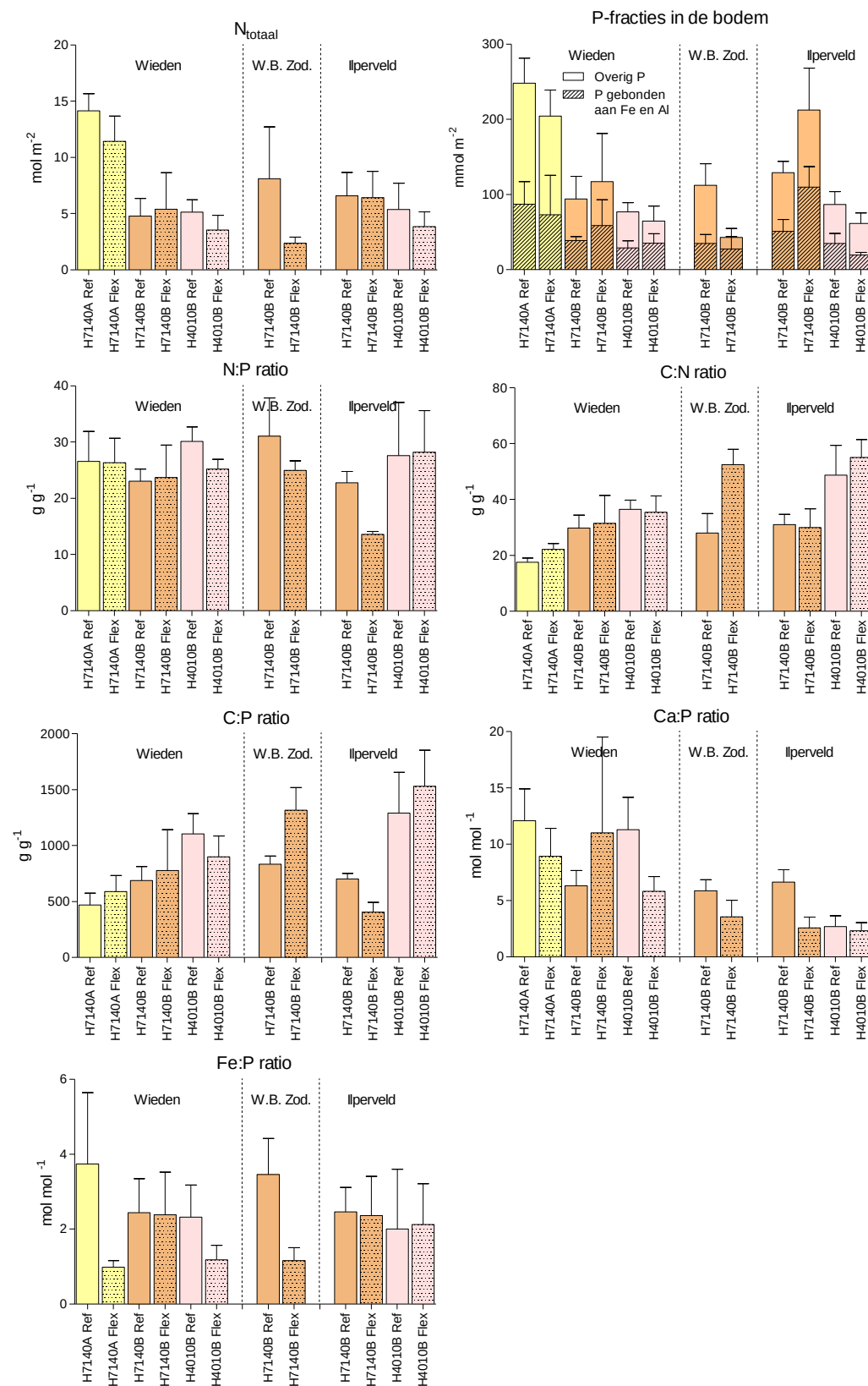
In de Wieden was alleen in de trilvenen sprake van hoge S-gehalten. In veenmosrietland en laagveenheide waren de S-gehalten vrij laag. Ook in de Westbroekse Zodden was sprake van lage S-concentraties. In het Ilperveld echter was duidelijk zichtbaar dat zowel in veenmosrietland als in laagveenheide de gehalten aan S hoger uitvielen met waarden van boven de 0.05 mol m^{-2} . Wel waren deze gehalten aanzienlijk lager dan in de onderwaterbodems van de aquatische habitattypen.

Voor wat betreft N-gehalten in de bodem waren er geen significante verschillen tussen de gebieden. In de Wieden was duidelijk te zien dat het N-gehalte hoger uitviel in de trilvenen met waarden van boven de 10 mol m^{-2} als gevolg van het relatief nitraatrijke oppervlaktewater, maar in veenmosrietland en laagveenheide waren N-gehalten zeker half zo laag en vergelijkbaar met de terrestrische habitattypen in de Westbroekse Zodden en het Ilperveld.



Figuur 2.13. Verschillende bodemeigenschappen in de terrestrische habitattypen per gebied. H7140A = Trilveen; H7140B = Veenmosrietland; H4010B = Laagveenheide. De gestippelde staven staan voor flexibel peil.

Figure 2.13. Soil characteristics in the (semi-)terrestrial habitat types for each area. Dotted bars indicate isolated parts with fluctuating water levels.



Figuur 2.14. Verschillende bodemeigenschappen in de terrestrische habitattypen per gebied. H7140A = Trilveen; H7140B = Veenmosrietland; H4010B = Laagveenheide. De gestippelde staven staan voor flexibel peil.

Figure 2.14. Soil characteristics in the (semi-)terrestrial habitat types for each area. Dotted bars indicate isolated parts with fluctuating water levels.

Ook in de P-gehalten in de bodem is te zien dat de trilvenen in de Wieden werden gekenmerkt door aanzienlijk hogere concentraties van boven de 0.2 mol m^{-2} ten opzichte van de veenmosrietland- en laagveenheide-lokaties met waarden van rond de 1 mol m^{-2} , wat vooral toe te schrijven is aan de hogere bulkdichtheid van de trilveenbodems. Het aandeel van ijzergebonden P in de veenmosrietland- en laagveenheide-lokaties was ook lager tot 20-40% van de totale gehalten aan P. In de Westbroekse Zodden was het P-gehalte van bodems in veenmosrietland iets lager dan in de Wieden, en met name in het afgesloten petgat met een flexibel peil. In het Ilperveld werden de veenmosrietland-lokaties gekenmerkt door hogere P-gehalten, met name in de referentie lokatie met een P-gehalte van ca. 0.2 mol m^{-2} . De laagveenheide-lokaties in het Ilperveld hadden betrekkelijk lage P-gehalten, vergelijkbaar met de laagveenheide-lokaties in de Wieden.

Het verschil in N- en P-concentraties tussen de habitattypen is duidelijk terug te zien in de C:N en C:P ratios in de bodems van de terrestrische habitattypen, die beiden het laagst waren in de trilvenen, iets hoger in het veenmosrietland en duidelijk het hoogst in de laagveenheide-lokaties.

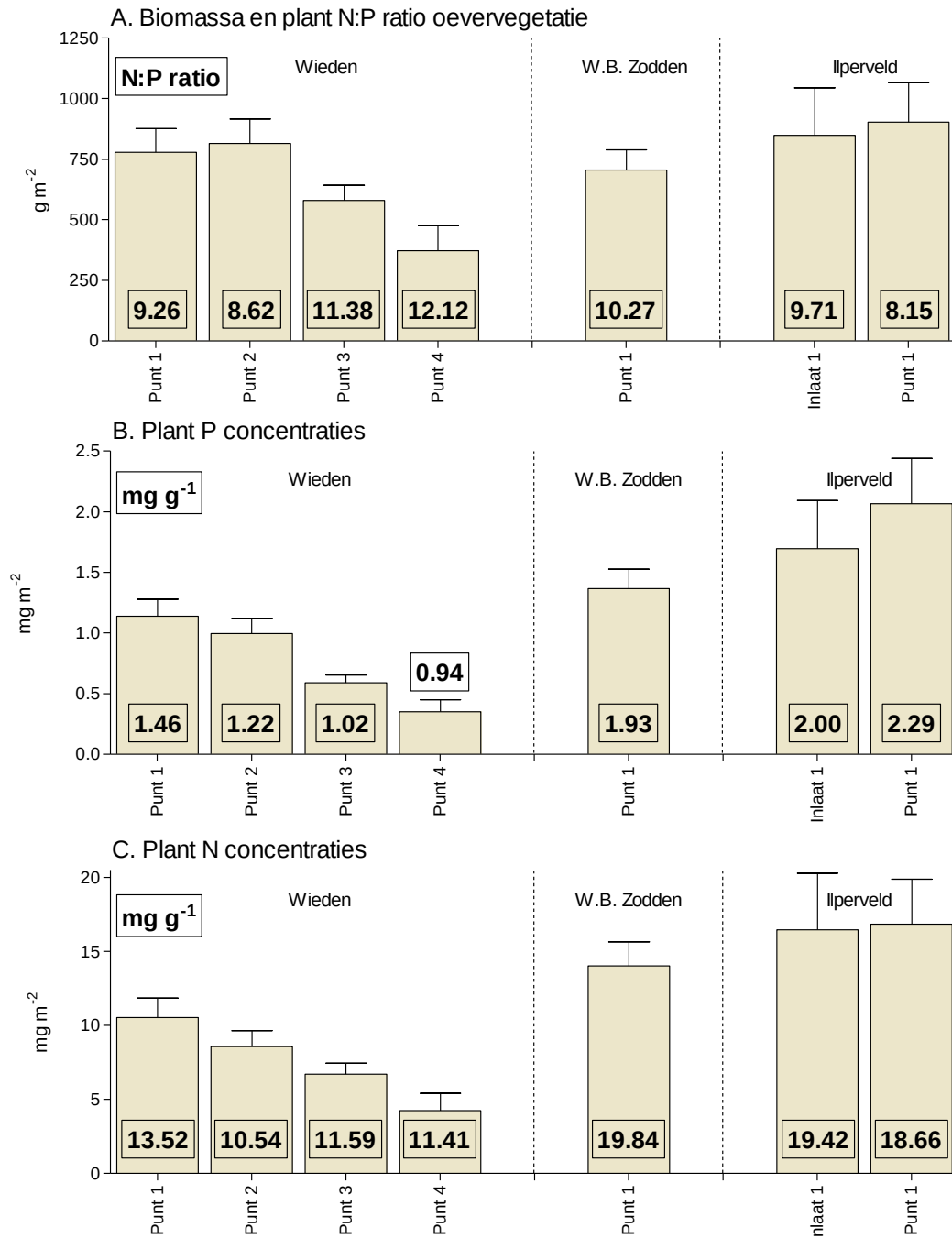
2.2.3 De vegetatie

De aanvoerroute van oppervlaktewater

In de Wieden was bij punt 1 van de inlaatroute sprake van hoge P-gehalten in de onderwaterbodem, en dit werd weerspiegeld in hoge P-gehalten van de oevervegetatie met 1.5 mg g^{-1} . Dit is ook terug te zien in de N:P ratio van 9.3, die aangeeft dat P in overmaat aanwezig was (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). Ook de sterke afname in P-gehalten in de onderwaterbodem over de inlaatroute werd weerspiegeld in de vegetatie. Het P-gehalte van de vegetatie nam af tot 0.9 mg g^{-1} , en de N:P ratio nam toe tot 12.1, wat overigens aangeeft dat de condities nog steeds relatief P-rijk zijn. De afname in P-beschikbaarheid wordt verder ondersteund door de halvering in bovengrondse biomassa van de oevervegetatie van ca 750 g m^{-2} nabij de inlaat tot 300 g m^{-2} in de verder weg gelegen sloten.

In de Westbroekse Zodden waren P-gehalten van de oevervegetatie bij de inlaat hoger dan in de Wieden, met waarden van 1.9 mg g^{-1} , hoewel de N:P ratio vergelijkbaar was.

De hoge P-beschikbaarheid in de inlaatroute in het Ilperveld was terug te zien in de vegetatie. Nabij de inlaat was het P-gehalte van de oevervegetatie extreem hoog, met waarden van $2.0\text{-}2.3 \text{ mg g}^{-1}$. Ook de N:P ratio, die varieerde van 8.2-9.7, geeft aan dat de standplaatscondities bij de inlaat zeer P-rijk waren (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004).

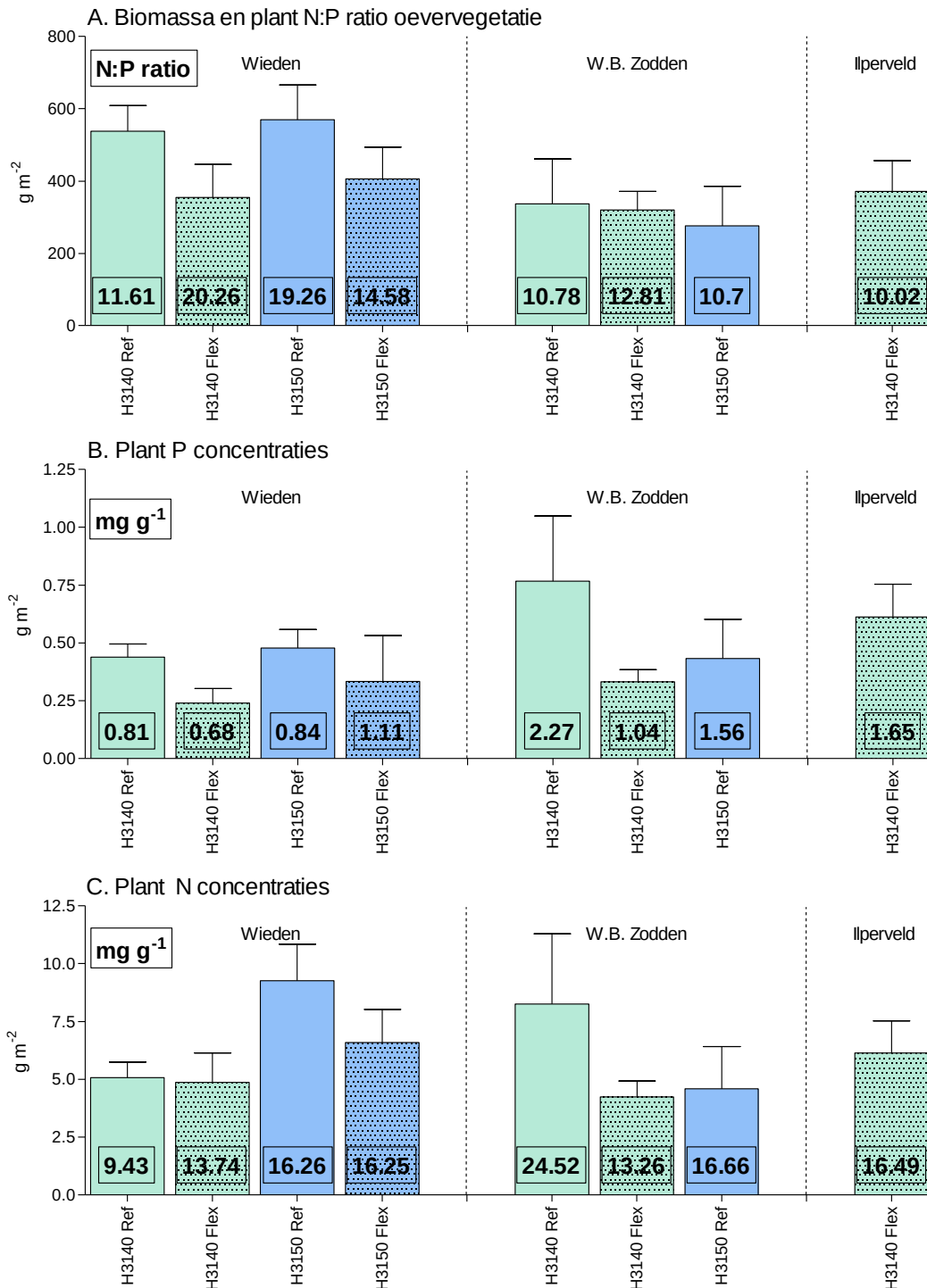


Figuur 2.15. Biomassa met plant N:P ratios (A), P in vegetatie per m^2 en per massa (B) en N in vegetatie per m^2 en per massa (C) over de inlaatroute per gebied.

Figure 2.15. Biomass and foliar N:P ratios (A), P in vegetation (B), and N in vegetation (C) along the inlet route of surface water for each area.

De aquatische habitattypen

Ook in de aquatische habitattypen in de Wieden is in de oevervegetatie te zien dat de P-beschikbaarheid in het algemeen verder omlaag gaat naarmate de afstand tot de inlaat groter wordt. De P-gehalten van de (oever)vegetatie in de aquatische habitats en basenrijke trilvenen varieerden van $0.6\text{--}1.1 \text{ mg g}^{-1}$, wat relatief laag is, en de meeste N:P ratio's waren hoger dan 14.6. Dit geeft aan dat de standplaatscondities minder P-rijk waren, en P zelfs een beperkende factor kon worden.



Figuur 2.16. Biomassa met plant N:P ratios (A), P in vegetatie per m² en per massa (B) en N in vegetatie per m² en per massa (C) in de aquatische habitattypen per gebied. De gestippelde staven staan voor flexibel peil.

Figure 2.16. Biomass and foliar N:P ratios (A), P in vegetation (B), and N in vegetation (C) in the aquatic habitat types for each area. Dotted bars indicate isolated parts with fluctuating water levels.

In de Westbroekse Zodden was in de aquatische habitats het P-gehalte van de oevervegetatie met waarden van 1.0-2.3 mg g⁻¹ hoger dan in de Wieden, en hier was de N:P ratio met 10.7-12.8 duidelijk lager, wat aangeeft dat in de Westbroekse Zodden P geen beperkende factor was.

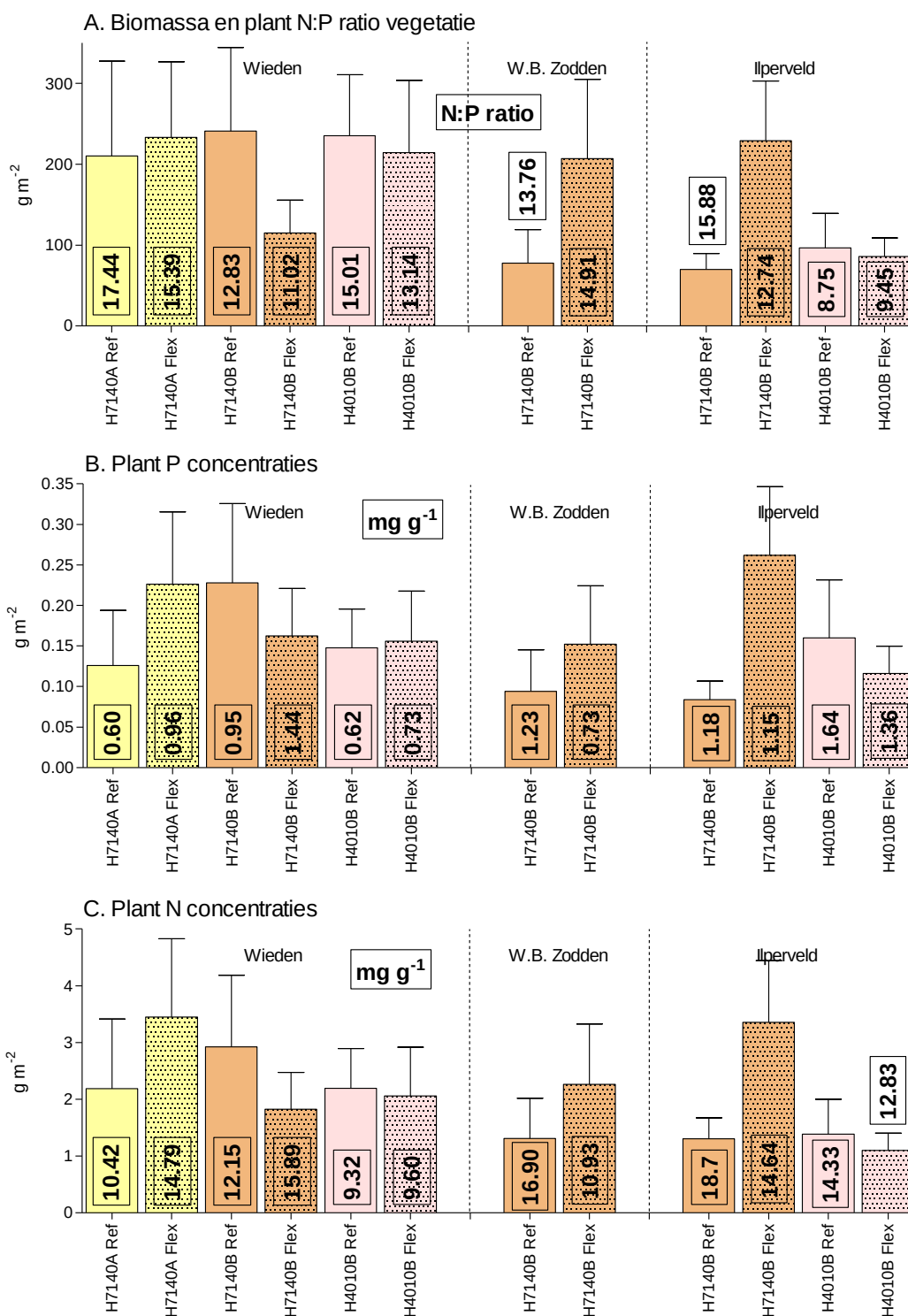
In de aquatische habitattypen in het IJperveld was het P-gehalte van de oevervegetatie al wat afgenomen ten opzichte van de inlaatpunten tot 1.7 mg g^{-1} , maar de N:P ratio was met 10.0 nog steeds heel laag.

Voor wat betreft de mogelijke invloed van flexibel peil op de aquatische Natura 2000 habitattypen lijkt isolatie te leiden tot verschillen in P-gehalte van de oevervegetatie. Deze was steeds lager in de deelgebieden met flexibel peil dan in het referentiegebied of, voor het IJperveld, de grote watergangen. Dit patroon is tot op zekere hoogte ook te zien in de lagere bovengrondse biomassa, en de hogere N:P ratio. Alleen in de Wieden was de N:P ratio in het gebied met flexibel peilbeheer echter zo hoog dat van P-limitatie kan worden gesproken.

De terrestrische habitattypen

De hoge o-PO_4 concentraties in het bodemvocht van de veenmosrietland-lokaties ten opzichte van trilvenen in de Wieden werden weerspiegeld in de N:P ratio van de vegetatie in de veenmosrietlanden, die varieerde van 11.0-12.8 (Figuur 2.17). Dit is duidelijk lager dan de 15.4-17.4 van de basenrijke trilvenen, wat aangeeft dat de P-beschikbaarheid hier hoger is.

In de Westbroekse Zodden, waar in het veenmosrietland de P-beschikbaarheid minder hoog was, was het P-gehalte van de vegetatie lager met waarden van $0.7\text{-}1.2 \text{ mg g}^{-1}$, en de N:P ratio hoger met waarden van 13.8-14.9. Dit geeft aan dat P nog geen beperkende factor was, maar dat de P-beschikbaarheid vergeleken met de onderwaterbodems wel lager was. In de veenmosrietland-lokaties in het IJperveld, waar de fosfaatconcentraties en totale hoeveelheid P minder hoog waren, was het P-gehalte van de vegetatie gedaald tot 1.2 mg g^{-1} , en de N:P ratio gestegen tot 10.7-16.0. Dit zijn nog steeds waarden die aangeven dat P geen beperkende factor was, maar de P-beschikbaarheid was in de veenmosrietlanden wel sterk verminderd. In de laagveenheides leek de P-beschikbaarheid weer toe te nemen, ondanks de lagere totale hoeveelheid P in de bodem. De N:P ratio's daalden weer tot 8.8-9.5, mogelijk als gevolg van de lagere pH en het oplossen van calciumgebonden P.



Figuur 2.17. Biomassa met plant N:P ratios (A), P in vegetatie in g g^{-1} en g m^{-2} (B) en N in vegetatie in g g^{-1} en g m^{-2} (C) in de terrestrische habitattypen per gebied. De gestippelde staven staan voor flexibel peil.

Figure 2.17. Biomass and foliar N:P ratios (A), P in vegetation (B), and N in vegetation (C) in the terrestrial habitat types for each area. Dotted bars indicate isolated parts with fluctuating water levels.

2.3 Conclusies en aanbevelingen

Het gebiedsonderzoek is uitgevoerd om nader inzicht te krijgen in de biogeochemische verschillen in verschillende Nederlandse laagvenen om de mogelijke effecten van een meer flexibel waterpeil beter te kunnen duiden, met name voor wat betreft de N2000-habitattypen. Het onderzoek is uitgevoerd in de Wieden, karakteristiek voor relatief kalkrijke, door oppervlaktewater gevoede veengebieden, de Westbroekse Zodden, karakteristiek voor ijzerrijke, deels door grondwater gevoede venen en het zwak-brakke en sulfaatrijke IJperveld.

In alledrie de gebieden zijn zowel aquatische (kranswierwateren en/of meren met krabbenscheer en fonteinkruiden) en semi-terrestrische (basenrijke trilvenen, veenmosrietlanden en/of laagveenheides) bemonsterd, voor zover aanwezig, in deelgebieden met en zonder flexibel peilbeheer. In alle drie gebieden is ook een analyse uitgevoerd van veranderingen in oppervlaktewater, bodem, bodemvocht en vegetatie vanaf de inlaatpunten tot de habitattypen.

In alledrie de gebieden is in een deel van het gebied een flexibel peil ingevoerd, zij het niet altijd om dezelfde redenen en op dezelfde manier waardoor er grote verschillen zijn in duur, amplitude en gemiddeld niveau ten opzichte van maaiveld. Hierdoor is er in algemene zin weinig te zeggen over de invloed van flexibel peilbeheer op de habitattypen. Ook de afstand van de plots tot het oppervlaktewater maakt dat er op basis van de resultaten van dit hoofdstuk geen algemeen geldende conclusies kunnen worden getrokken. Er is alleen gekeken naar bodem en waterchemie in relatie tot vegetatie om een beter inzicht te krijgen in de mate waarin deze zaken verschillen tussen de verschillende gebieden, om uitkomsten van de proeven in de volgende hoofdstukken beter te kunnen duiden. Om over de uitwerking van flexpeil in het veld concluderende uitspraken te kunnen doen zijn veel meer metingen nodig over een lange periode, en dient bovendien het kwantitatieve effect van een flexibel peilbeheer op de grondwaterstandfluctuatie, afhankelijk van de afstand tot de sloot of plas, te worden onderzocht.

2.3.1 Biogeochemische verschillen tussen de onderzoeksgebieden

De drie gebieden verschillen tot op zekere hoogte in buffercapaciteit. In alledrie de gebieden wordt relatief basenrijk oppervlaktewater ingelaten. In de Wieden en in het IJperveld neemt de buffercapaciteit in het algemeen snel af van bijvoorbeeld ca 1500 $\mu\text{mol Ca L}^{-1}$ nabij de inlaat, naar ca 500 $\mu\text{mol Ca L}^{-1}$ in de meer geïsoleerde aquatische habitats. In de Westbroekse Zodden blijft de buffercapaciteit van inlaat tot de aquatische habitats min of meer gelijk, met waarden rond de 1000 Ca L^{-1} , mogelijk als gevolg van aanvulling vanuit het grondwater. In de semi-terrestrische habitats is de buffercapaciteit van basenrijke trilvenen, alleen aanwezig in de Wieden-Weerribben, nog vergelijkbaar met de aquatische habitats. In veenmosrietland en met name laagveenheide neemt deze echter af. In laagveenheide bedragen de Ca-gehalten in het bodemvocht minder dan 50 $\mu\text{mol L}^{-1}$.

De verschillen in ijzergehalten tussen de drie gebieden zijn iets duidelijker. In de Wieden is het ijzergehalte bij de inlaatpunten relatief hoog als gevolg van de inlaat van water uit de omringende polders, dat veel ijzer bevat (Cusell *et al.* 2013a). De centrale delen van het gebied zijn echter ijzerarm, als gevolg van de neerslag van ijzer nabij de inlaat. De Westbroekse Zodden zijn over het hele gebied relatief ijzerrijk, als gevolg van opwellend grondwater, ook in de aquatische habitats. Alleen het veenmosrietland is relatief ijzerarm, mogelijk door gebrekkig contact met grond- en oppervlaktewater. Het IJperveld is arm aan ijzer, met name in de bodem en in het bodemvocht.

De drie gebieden verschillen vooral in de hoeveelheid zwavel. De Wieden en met name de Westbroekse Zodden zijn relatief sulfaatarm. Het IJperveld is daarentegen zeer sulfaatrijk, met name bij de inlaat. Hier worden in het oppervlaktewater en het

bodemvocht waarden tot 1400 $\mu\text{mol L}^{-1}$ gemeten. De hoeveelheid S in de bodem is daarentegen maar twee keer zo hoog als in de andere gebieden. In de aquatische habitats nemen de sulfaatconcentraties vergeleken met de inlaat sterk af, hoewel ze vergeleken met de andere gebieden aan de hoge kant blijven.

2.3.2 Verschillen in nutriëntbeschikbaarheid

De drie gebieden verschillen behalve in biogeochemische condities ook in P-beschikbaarheid. In de Wieden is er een sterke gradiënt aanwezig van inlaat naar de N2000-habitattypen. Bij de inlaat is de totale hoeveelheid P relatief hoog, en ook de N:P ratio's in vegetatie van 9.3 geven aan dat P in overmaat aanwezig is (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). Een groot deel van de ingelaten P blijft echter achter als ijzergebonden P nabij de inlaat (Cusell *et al.*, 2014a), waardoor de totale hoeveelheid P in de meer geïsoleerde delen sterk afneemt. In de aquatische habitattypen en basenrijke trilvenen zijn de meeste N:P ratio's van de (oever)vegetatie hoger dan 14.6, wat aangeeft dat P een beperkende factor begint te worden. Dit komt overeen met eerdere studies, waarin basenrijke trilvenen duidelijk P-gelimiteerd zijn (Kooijman, 1993; Cusell *et al.*, 2013a). In de veenmosrietlanden nemen de fosfaatconcentraties echter weer toe. In het bodemvocht zijn deze ca 2-4 keer hoger dan in basenrijke trilvenen. Deze stijging is waarschijnlijk het gevolg van de daling van de pH, waardoor calciumgebonden P in oplossing gaat (Kooijman *et al.*, 1998). De hogere P-beschikbaarheid in veenmosrietlanden is terug te zien in de N:P ratio van de vegetatie, die daalt tot 12.8 of lager.

In de Westbroekse Zodden zijn de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht erg laag, waarschijnlijk als gevolg van de hoge ijzergehalten. In de bodem is dit echter niet het geval. De totale hoeveelheid P in de onderwaterbodem nabij de inlaat en in de aquatische habitattypen is veelal hoger dan in de Wieden of het IJperveld. Mogelijk leiden de hogere ijzerconcentraties tot hogere opslag van P in de bodem, waar de plantenwortels toch bij kunnen, zoals nader toegelicht in Hoofdstuk 7. Dit is terug te vinden in de oevervegetatie, waarvan de N:P ratio's met waarden van 10.3-12.8 aangeven dat P geen beperkende factor is (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). In het veenmosrietland lijkt de P-beschikbaarheid gezien de N:P ratio's van 13.8-14.9 toch iets af te nemen, mogelijk door het geringe contact met grond- en oppervlaktewater.

Het IJperveld is in tegenstelling tot de Wieden en de Westbroekse Zodden extreem rijk aan fosfaat. Dit is niet zozeer te danken aan de totale hoeveelheid P in de bodem, die gedeeltelijk zelfs lager is dan in Westbroek. De hoge fosfaatconcentraties in oppervlaktewater en bodemvocht hebben te maken met de hoge sulfaat- en relatief lage ijzergehalten, waardoor de P-beschikbaarheid erg hoog is (Lamers *et al.*, 1998). De hoge P-beschikbaarheid is terug te zien in de vegetatie. Het P-gehalte van de oevervegetatie is nabij de inlaat met waarden van 2.0-2.3 mg g^{-1} extreem hoog. Ook de N:P ratio, die varieert van 8.2-9.7, geeft aan dat de condities zeer P-rijk zijn (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). In de kranswiervegetaties is de N:P ratio met 10.0 nog steeds heel laag. In het veenmosrietland lijkt de P-beschikbaarheid echter wat af te nemen, en lopen de N:P ratio's op tot 12.7-15.9. In de zuurdere laagveenheide zijn de N:P ratio's echter weer gezakt tot 9.5 of lager.

De verschillen tussen de gebieden in N-beschikbaarheid zijn minder eenduidig. Hoge ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater komen vooral voor bij de inlaat in de Wieden, en hoge nitraatconcentraties bij de inlaat in het IJperveld. Dit heeft in de Wieden te maken met de aanvoer van water uit diepere polders, dat sterker gereduceerd is. In het IJperveld bestaat de inlaat juist uit oppervlaktewater vanuit het Noord-Hollands Kanaal. In de aquatische habitats zijn de ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater hoger in de Westbroekse Zodden dan in de andere gebieden, maar in het bodemvocht komen hoge waarden juist voor in de Wieden en het IJperveld. Nitraat komt vooral voor in het oppervlaktewater, omdat het in de bodem snel wordt gebruikt als alternatieve electronacceptor, en is relatief hoog in de kranswiervegetaties van het IJperveld. In de totale hoeveelheid N in de bodem en de N-gehalten van de (oever)vegetatie zijn echter geen consistente verschillen tussen gebieden aanwezig. De N:P ratio's geven aan dat N vrijwel overal een beperkende

factor is, vaak door de overmaat van P. Alleen in de geïsoleerde delen van de Wieden is N geen beperkende factor, omdat hier de P-beschikbaarheid sterk is afgenomen.

2.3.3 De Wieden, de Westbroekse Zodden en het Ilperveld

Het gebiedsonderzoek laat zien dat er duidelijke biogeochemische verschillen zijn tussen de drie geselecteerde gebieden. De Wieden is relatief arm aan sulfaat, maar vertoont een duidelijke gradient van hoge buffercapaciteit, ijzergehalten en voedselrijkdom nabij de inlaat, naar relatief lage waarden in de meer geïsoleerde delen. De Wieden is het enige gebied waar ondanks de hoge P-belasting bij de inlaat toch relatief P-arme condities worden bereikt bij doelvegetaties als gevolg van filterende werking (Cusell *et al.*, 2014a). Mede hierdoor kunnen basenrijke trilvenen hier nog voorkomen. De buffercapaciteit wordt op peil gehouden door de aanvoer van water uit de omringende polders, maar door de neerslag van ijzer en fosfaat nabij de inlaat wordt de P-aanvoer in de centrale delen verminderd. Wel is hier ook de buffercapaciteit van het water afgenomen, wat de basenrijke trilvenen extra kwetsbaar maakt.

De Westbroekse Zodden zijn relatief ijzerrijk, maar arm aan sulfaat. Het gebied is relatief P-rijk in de onderwaterbodem, niet alleen bij de inlaat, maar ook in de verder weggelegen aquatische habitats. Ondanks de hoge ijzergehalten en lage fosfaatconcentraties in het water worden P-arme condities nergens bereikt, waarschijnlijk omdat de grote hoeveelheid ijzer in de onderwaterbodem als gevolg van kwel zorgt voor accumulatie van P dat waarschijnlijk vooral afkomstig is uit de omringende landbouwgronden. De buffercapaciteit is in het oppervlaktewater niet heel hoog, maar wordt waarschijnlijk mede op peil gehouden door opwellend grondwater.

Het Ilperveld is ijzerarm, maar sulfaatrijk. Het gebied is niet echt rijk aan totaal-P in de bodem, maar wordt wel gekenmerkt door enorm hoge fosfaat-concentraties in oppervlaktewater en bodemvocht, als gevolg van de hoge sulfaatreductie in de onderwaterbodems en het gebrek aan ijzer. P-arme condities worden dan ook nergens bereikt. De buffercapaciteit wordt op peil gehouden door basenrijk water uit het Noord-Hollands kanaal, maar omdat het water tevens sulfaat- en fosfaatrijk is, vormt dit toch een noemenswaardig probleem. Dit was historisch overigens ook al zo.

2.3.4 Mogelijke invloed flexibel peil op Natura 2000-habitattypen

Hoewel in alledrie de gebieden Natura 2000-habitattypen zijn onderzocht in deelgebieden met en zonder een flexibel peil, is het lastig om harde uitspraken te doen over de invloed hiervan. De peilregimes zijn om verschillende redenen toegepast, en ook niet op dezelfde manier. Ook bleken de relevante N2000-habitattypen niet in alle (deel)gebieden aanwezig.

Kranswierwateren (H3140)

Dit habitatype is in alle drie gebieden bemonsterd, maar alleen in de Wieden en de Westbroekse Zodden in deelgebieden met en zonder flexibel peil. In het Ilperveld was alleen een kranswiervegetatie in een afgesloten vak met flexibel peil voorhanden. Wel kan de kranswiervegetatie in het deelgebied met flexibel peil tot op zekere hoogte worden vergeleken met de grote watergangen wat verder van de inlaat.

Het kranswiertype wordt in alle drie gebieden gekenmerkt door een relatief hoge pH en buffercapaciteit, met Ca-concentraties in het oppervlaktewater van 300 tot 1000 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Het ijzergehalte was in de onderzochte kranswierlocaties relatief laag, maar de sulfaatgehalten kunnen weer relatief hoog zijn, met name in het oppervlaktewater. Hierin zijn waarden tot 160 $\mu\text{mol L}^{-1}$ gemeten. Fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater zijn relatief laag, en liggen beneden de 1 $\mu\text{mol L}^{-1}$. De concentraties aan nitraat en ammonium kunnen echter oplopen tot 100 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en 50 $\mu\text{mol L}^{-1}$. In de onderwaterbodem kunnen ammoniumconcentraties zelfs oplopen tot 300 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Ook de N- en P-gehalten van de oevervegetatie kunnen sterk verschillen, terwijl de

N:P ratio's variëren van 10.0 tot 20.3, dat wil zeggen van sterke N- tot sterke P-limitatie.

In de deelgebieden met flexibel peilbeheer hebben de kranswervevegetaties over het algemeen een lagere buffercapaciteit dan in de referentiegebieden, of, in het Ilperveld, de grote watergangen. In de Wieden is dit het gevolg van de keuze van het proefgebied: het meer geïsoleerde Kiersche Wiede is beter af te sluiten dan het referentiegebied de Veldweg, dat dicht bij de inlaatpunten en grote watergangen ligt. In de Westbroekse Zodden en het Ilperveld is de afname van de buffercapaciteit een direct gevolg van het instellen van een flexibel peilbeheer, waardoor de deelgebieden moesten worden afgesloten van de grote watergangen. In de Wieden en het Ilperveld zijn de Ca-concentraties in de flexibel- peilgebieden met $500 \mu\text{mol L}^{-1}$ nog steeds hoog genoeg voor kranswervevegetaties, maar de $300 \mu\text{mol L}^{-1}$ in de Westbroekse Zodden is aan de lage kant. Voor ijzer, sulfaat, fosfaat, ammonium en nitraat lijkt isolatie ten behoeve van flexibel peil voor de kranswervevegetaties niet veel uit te maken. Wel lijkt isolatie te leiden tot verschillen in P-gehalte van de oevervegetatie. Deze is steeds lager in de deelgebieden met flexibel peil dan in het referentiegebied of, voor het Ilperveld, de grote watergangen. Dit patroon is tot op zekere hoogte ook te zien in de lagere bovengrondse biomassa, en de hogere N:P ratio. Alleen in de Wieden is de N:P ratio in het gebied met flexibel peilbeheer echter zo hoog dat van P-limitatie kan worden gesproken. In de Westbroekse Zodden en het Ilperveld is het meer een kwestie van veel meer of een beetje meer P.

Meren met Krabbenscheer en Fonteinkruiden (H3150)

Krabbenscheervegetaties zijn alleen bemonsterd in de Wieden en de Westbroekse Zodden, en in het laatste gebied alleen in het referentiegebied. In het deelgebied met flexibel peil was krabbenscheer niet aanwezig.

De standplaatsfactoren voor de gemeten krabbenscheervegetaties zijn min of meer vergelijkbaar met die van de kranswervevegetaties. Ook voor krabbenscheer zijn pH en buffercapaciteit relatief hoog, ijzergehalten relatief laag, en kunnen de concentraties aan sulfaat, ammonium en nitraat relatief hoog zijn. De fosfaatgehalten lijken echter lager dan die voor kranswervevegetaties, hoewel deze ook al niet hoog waren. Ook de P-gehalten van de oevervegetatie zijn relatief laag, met waarden van 0.8 tot 1.6 mg g^{-1} . De N-gehalten van de oevervegetatie waren echter ook vrij laag, en de N:P ratio varieerde van 10.7 tot 19.3, wat het hele bereik aangeeft van N-limitatie tot P-limitatie.

Over de mogelijke effecten van flexibel peil valt voor de krabbenscheer-vegetaties weinig te zeggen. Alleen in de Wieden zijn deelgebieden met en zonder flexibel peil bemonsterd. Hier is duidelijk dat het flexibel peilgebied meer geïsoleerd is en een lagere buffercapaciteit heeft. De oevervegetatie lijkt echter in tegenstelling tot kranswervevegetaties bij flexibel peil een hogere P-beschikbaarheid te hebben. Dit komt tot uiting in een hoger P-gehalte en een lagere N:P ratio.

Basenrijke trilvenen (H7140A)

De basenrijke trilvenen zijn alleen in de Wieden bemonsterd. In de Westbroekse Zodden en het Ilperveld zijn deze vegetaties verdwenen (Kooijman & Paulissen, 2006). De pH en buffercapaciteit zijn relatief hoog, vooral in het referentiegebied, wat minder geïsoleerd ligt ten opzichte van de inlaatpunten. De concentraties aan ijzer en sulfaat in het bodemvocht zijn in beide deelgebieden relatief laag, evenals fosfaat, ammonium en nitraat. Ook de P-gehalten van de vegetatie zijn relatief laag, en N:P ratio's duiden in beide deelgebieden op relatief P-arme condities. Dit is in overeenstemming met eerder onderzoek (Kooijman, 1993; Cusell *et al.*, 2014).

Veenmosrietland (H7140B)

De veenmosrietlanden zijn in alledrie de gebieden bemonsterd, in zowel referentiegebieden als deelgebieden met flexibel peil. De pH en buffercapaciteit zijn lager dan in de aquatische habitattypen en de basenrijke trilvenen, behalve in het Ilperveld, waar de pH in veenmosrietland in het bodemvocht rond de 6-7 ligt. De ijzer-

en sulfaatconcentraties in het bodemvocht zijn relatief hoog, behalve in de Westbroekse Zodden. Fosfaatconcentraties in het veenmosrietland zijn relatief hoog in de Wieden, mogelijk als gevolg van het oplossen van calciumfosfaat, dat in de voorafgaande basenrijke trilveenfase geaccumuleerd kan zijn. In de Westbroekse Zodden en het Ilperveld zijn de fosfaatconcentraties duidelijk lager. Ammonium en nitraatconcentraties zijn vooral hoog in het Ilperveld. De N:P ratio's van de vegetatie zijn lager in de Wieden dan in de Westbroekse Zodden en het Ilperveld, mogelijk als gevolg van de hogere fosfaatconcentraties in het veenmosrietland van de Wieden. Desalniettemin is in alledrie de gebieden de N:P ratio van de vegetatie relatief hoog, mogelijk als gevolg van de hoge netto N-mineralisatie (Hoofdstuk 5). Daarnaast speelt een efficiënte benutting van de atmosferische N-depositie mogelijk een rol.

Mogelijke effecten van flexibel peil op veenmosrietlanden zijn niet eenduidig, en lijken niet te wijten aan sterkere isolatie van de deelgebieden t.o.v. de hoofdwatgangen. In het Ilperveld is de buffercapaciteit in het flexibel peilgebied hoger dan in het referentiegebied, in plaats van lager. In de Wieden is de bovengrondse biomassa van de vegetatie hoger in het referentiegebied, maar in de Westbroekse Zodden lager dan in de deelgebieden met flexibel peil. De geringe invloed van flexibel peilbeheer heeft waarschijnlijk te maken met de relatief geïsoleerde ligging van veenmosrietlanden t.o.v. grond- en/of oppervlaktewater.

Overigens geldt in het Ilperveld dat op de veenmosrietland lokaties met *Sphagnum palustre* de kragge doorgaans dikker en droger is dan op veenmoslokaties met *S. fallax*. Hierbij speelt de snelle groei van *S. palustre* een rol. Verder zijn er meer verdroogde kraggen bijgekomen in de laatste 10 jaar in het Ilperveld waarop *S. palustre* dominant is (med. R. van 't Veer). In een aantal gevallen is de kragge overigens niet op natuurlijke wijze verdroogd, maar vanwege een beheereffect. In de jaren negentig zijn diverse greppels gegraven om de kraggen nat te houden voor het behoud van leefgebied van de Watersnip. Deze greppels staan in de huidige zomers vaak droog en hebben een verdrogend effect op de kraggen. Het is belangrijk om te beseffen dat het hier gaat om een andere vorm van peildaling dan natuurlijke peildaling als gevolg van verdamping.

Laagveenheide (H4010)

Laagveenheide is alleen bemonsterd in de Wieden en het Ilperveld. De pH, de buffercapaciteit, de ijzer- en sulfaatconcentraties zijn lager dan in de veenmosrietlanden, door de grotere isolatie ten opzichte van het oppervlaktewater. Fosfaat, ammonium en nitraat zijn soms lager en soms vergelijkbaar met veenmosrietland, zonder dat daar duidelijke patronen in zitten. Hetzelfde geldt voor de vegetatie, die in de laagveenheide in de Wieden een hogere N:P ratio heeft dan in het veenmosrietland, en in het Ilperveld een lagere. Wat betreft flexibel peil zijn er geen verschillen tussen deelgebieden met en zonder flexibel peil. Dit lijkt vooral het gevolg van de grote isolatie van de laagveenheide ten opzichte van het oppervlaktewater.

3 Redoxpotentialen op verschillende diepten in verschillende veengebieden

Co-auteur van dit hoofdstuk: Michel Vorenhout

3.1 Inleiding en methoden

Om een beter inzicht te krijgen in verschillen tussen de gebieden en N2000-habitattypen voor wat betreft het voorkomen van aerobe en anaerobe condities in diepte en in tijd, zijn metingen van de redox-potentiaal (Eh) verricht over een gradiënt van habitattypen, indien aanwezig. In principe werden de volgende typen bemonsterd:

- (1) De onderwaterbodem in de petgaten en/of aanliggende sloten, die tot op zekere hoogte representatief was voor de aquatische habitattypen Kranswierwateren (H3140) en Meren met Krabbenscheer en Fontuinkruiden (H3150);
- (2) De oeverrand, vaak begroeid met Gewoon puntmos, om te zien welke wisselingen in de redoxtoestand plaatsvonden en of de oeverrand van tijd tot tijd onderhevig was aan reducerende condities, als mogelijke indicatie voor inundatie;
- (3) Schorpioenmostrilveen (H7140A), dat alleen in de Wieden-Weerribben aanwezig was;
- (4) Veenmosvegetaties, waaronder veenmosrietland (H7140B) en laagveenheide (H4010B), gemeten vlakbij de sloot op ca twee meter vanaf de oever op een dunne veenkragge (I) en op ca achttien meter vanaf de oeverrand op een dikkere kragge (II), voor zover aanwezig.

De complete set habitattypen was echter maar in een aantal gevallen aanwezig (Tabel 1). Ook is een deel van de metingen om technische redenen (doorgeknaagde kabels, uitvallen van de dataloggers) niet gelukt en is maar een deel van de meetperiode representatief gebleken. In de meeste gevallen is echter minstens een jaar gemeten.

De redoxmetingen zijn uitgevoerd in de drie kerngebieden De Wieden-Weerribben, Westbroekse Zodden en Ilperveld, in referentiegebieden en de deelgebieden waar flexibel peil wordt toegepast. Om voor de Wieden-Weerribben een beter beeld te krijgen van de lokale variatie in waterpeilfluctuaties binnen het gebied zijn behalve bij de Veldweg en in het Kiersche Wiede in de Wieden ook redoxsensoren geplaatst in de Stobbenribben, een trilveengebied dat van tijd tot tijd onder water staat, en Vak 22 en Vak 60 in de Weerribben, die eerder gebruikt zijn als proeflocatie in het onderzoek naar flexibel peilbeheer (Cusell *et al.* 2013a). Vak 22 dient als referentiegebied. Vak 60 is afgesloten van de rest van de boezem en dient als proeflocatie voor flexibel peilbeheer. In het huidige onderzoek is geprobeerd het peil in dit gebied op natuurlijke wijze te laten fluctueren, maar het is de vraag of dat helemaal is gelukt, omdat de afsluitende dammetjes van tijd tot tijd toch moesten worden hersteld.

De redoxmetingen zijn uitgevoerd met glasvezel probes met platina sensor tips (PaleoTerra, Amsterdam). Deze sensors zijn aangesloten op 'HYPNOS III' dataloggers (MVH Consult, Leiden; Vorenhout *et al.*, 2011). Elke probe bevatte zeven sensor tips om de Em (gemeten potentiaal) te meten op -1, -3, -5, -10, -15, -20 en -50 cm onder het maaiveld om de 15 minuten. Em werd gemeten als de potentiaal tussen een sensor tip en een 3M Ag/AgCl referentie-probe. De Eh werd berekend door hier een standaard referentiespanning van 228 mV (Eref) bij op te tellen en te corrigeren voor verschillen in pH, aangezien de pH indirect het Nernstian effect van de redoxelektrode kan wijzigen:

$$E_h = E_m + E_{ref} - 59 * (7 - pH)$$

Tabel 3.1. Meetlocaties voor de redoxmetingen in de Weerribben-Wieden, Westbroekse Zodden en het IJperveld.

Table 3.1. Locations with redox-measurements in Weerribben-Wieden, Westbroekse Zodden and IJperveld.

Gebied	Locatie	flexibel peil	habitattype	periode
Wieden-Weerribben	Veldweg	referentiegebied	slootbodem oever trilveen veenmosrietland II laagveenheide	aug 2012 - feb 2014 aug 2012 - mrt 2013 aug 2012 - mrt 2013 aug 2012 - mrt 2013 aug 2012 - mrt 2013
	Kiersche Wiede	flexibel peil	bodem petgat oever	jul 2013 - nov 2013 aug 2012 - jul 2014
	Stobbenribben	referentiegebied	slootbodem oever trilveen veenmosrietland II	nov 2012 - nov 2014 nov 2012 - nov 2014 nov 2012 - nov 2014 nov 2012 - nov 2014
	Vak 22	referentiegebied	bodem petgat oever veenmosrietland I veenmosrietland II	aug 2012 - juli 2013 aug 2012 - aug 2014 aug 2012 - aug 2014 aug 2012 - aug 2014
	Vak 60	flexibel peil	bodem petgat oever veenmosrietland II	aug 2012 - aug 2014 aug 2012 - aug 2014 aug 2012 - aug 2014
Westbroekse Zodden	Grote van Garderen	referentiegebied	oever veenmosrietland II	jul 2013 - jul 2014 jul 2013 - jul 2014
	Kleine van Garderen	flexibel peil	bodem petgat oever veenmosrietland I veenmosrietland II	jul 2013 - jul 2014 jul 2013 - jul 2014 jul 2013 - jul 2014 jul 2013 - jul 2014
IJperveld	Derde Bos	referentiegebied	bodem petgat oever veenmosrietland I veenmosrietland II	aug 2012 - aug 2013 aug 2012 - aug 2013 aug 2012 - aug 2013 aug 2012 - aug 2013
	Vak 9	flexibel peil	bodem petgat oever veenmosrietland II	apr 2013 - feb 2014 apr 2013 - feb 2014 apr 2013 - aug 2013

In de waarden kunnen kleine verschillen aanwezig zijn tussen locaties, met name in de onderwaterbodem van de petgaten. Dit is mogelijk voor een deel toe te wijden aan het feit dat niet in alle gebieden de potentialen konden worden gemeten met dezelfde referentieprobes. Daarnaast moet gecorrigeerd worden voor verschillen in pH, omdat deze indirect het Nernstian effect van de redoxelektrode kan wijzigen. De pH is wel gemeten, maar per probe is dezelfde pH over de verschillende dieptes gebruikt. Zeker in de onderwaterbodems is het lastig een verschuiving in de pH over de diepte te meten, maar het is mogelijk dat hier in werkelijkheid wel verschillen in zitten. Er bestaat sowieso discussie over de correctie van de meetwaarden. Het is daarom beter om te kijken naar de onderlinge verschillen binnen een meetserie met dezelfde referentieprobe, dan naar de absolute meetwaarden in de verschillende gebieden.

3.2 Resultaten en discussie

3.2.1 Redoxpotential in de onderwaterbodems van petgaten en sloten

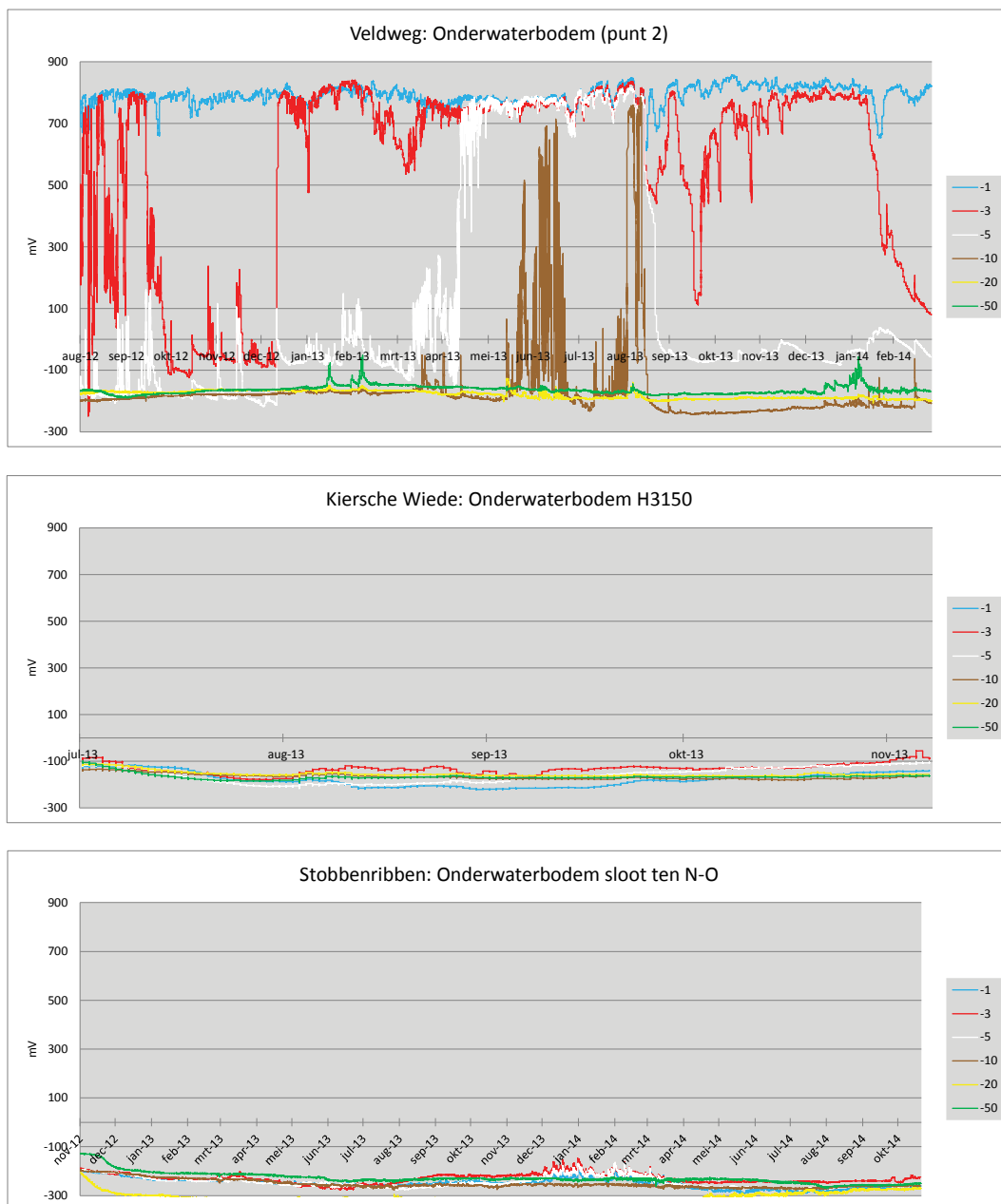
De redoxpotential van de onderwaterbodem van de petgaten en/of aanliggende sloten is in bijna alle locaties gemeten, behalve in het referentiegebied van de

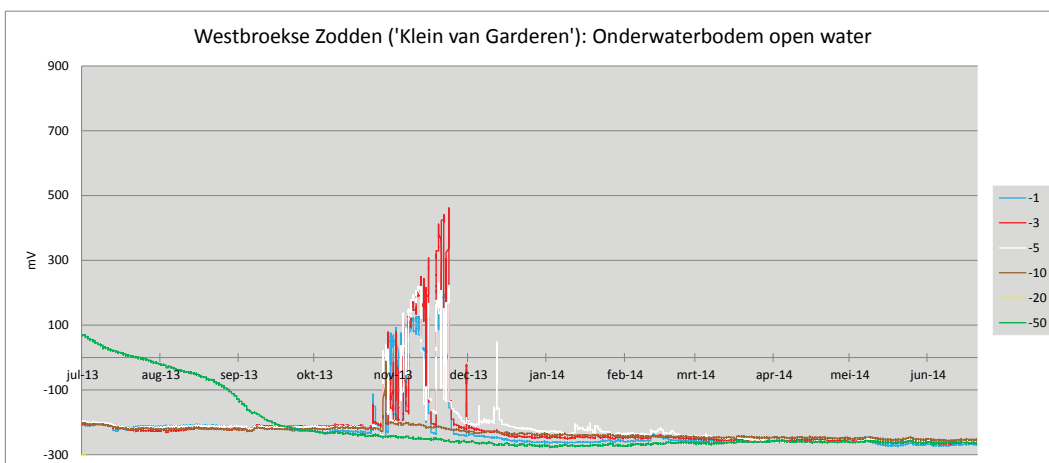
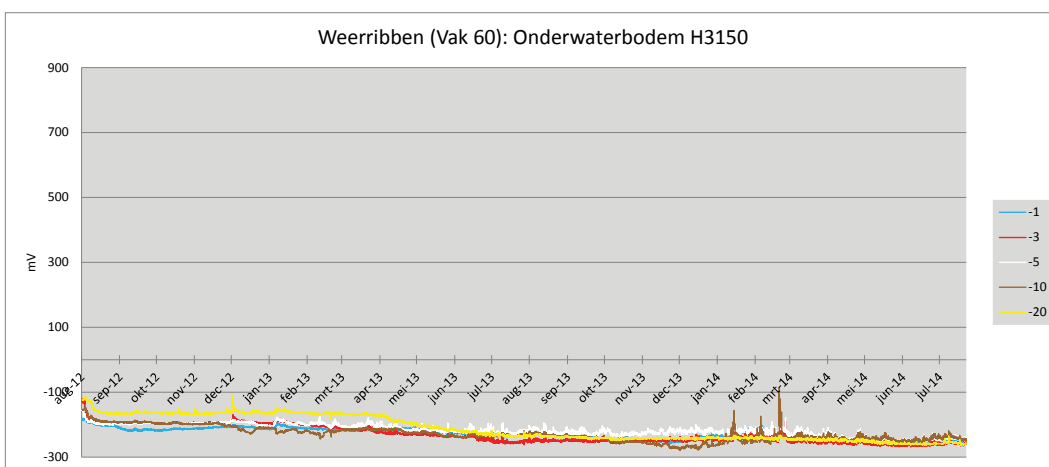
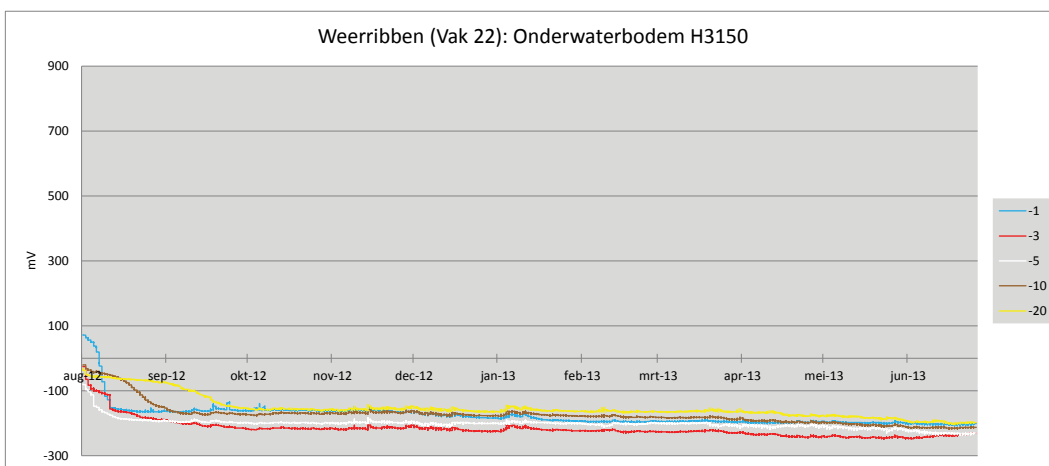
Westbroekse Zodden. In vrijwel alle locaties heersten in de onderwaterbodem permanent anaerobe omstandigheden, en waren er weinig verschillen tussen de verschillende dieptes (Figuur 3.1). Alleen bij de Veldweg, de referentielocatie in de Wieden, zijn veranderingen in de bovenste 1-10 cm te zien. Op 1 cm diepte is de bodem permanent aeroob, en op 3-5 cm diepte treden sterke fluctuaties op tussen aerobe en anaerobe condities. Op 10 cm diepte is de bodem meestal anaeroob, maar in juni en augustus 2013 trad ook hier oxidatie op. Op 20 en 50 cm diepte zijn deze fluctuaties uitgedoofd, en is de bodem permanent anaeroob. Deze fluctuaties en relatief sterke oxidatie van de onderwaterbodem heeft waarschijnlijk te maken met de ligging nabij de inlaat vanuit de polder, en in de Kerkgracht, waar veel vaarverkeer langskomt. Hierdoor kunnen turbulenties ontstaan die voor opwerveling van het slib kan zorgen. De aerobe condities dragen vermoedelijk sterk bij aan de neerslag van ijzergebonden P, die vooral nabij de inlaten vanuit de polder plaatsvindt (Cusell *et al.* 2014a). In de andere petgaten en sloten is de bodem kennelijk veel rustiger, en zijn de condities vrijwel permanent anaeroob, behalve een korte periode in het flexibel peilgebied van de Westbroekse Zodden. Waardoor deze opwerveling precies werd veroorzaakt is niet duidelijk.

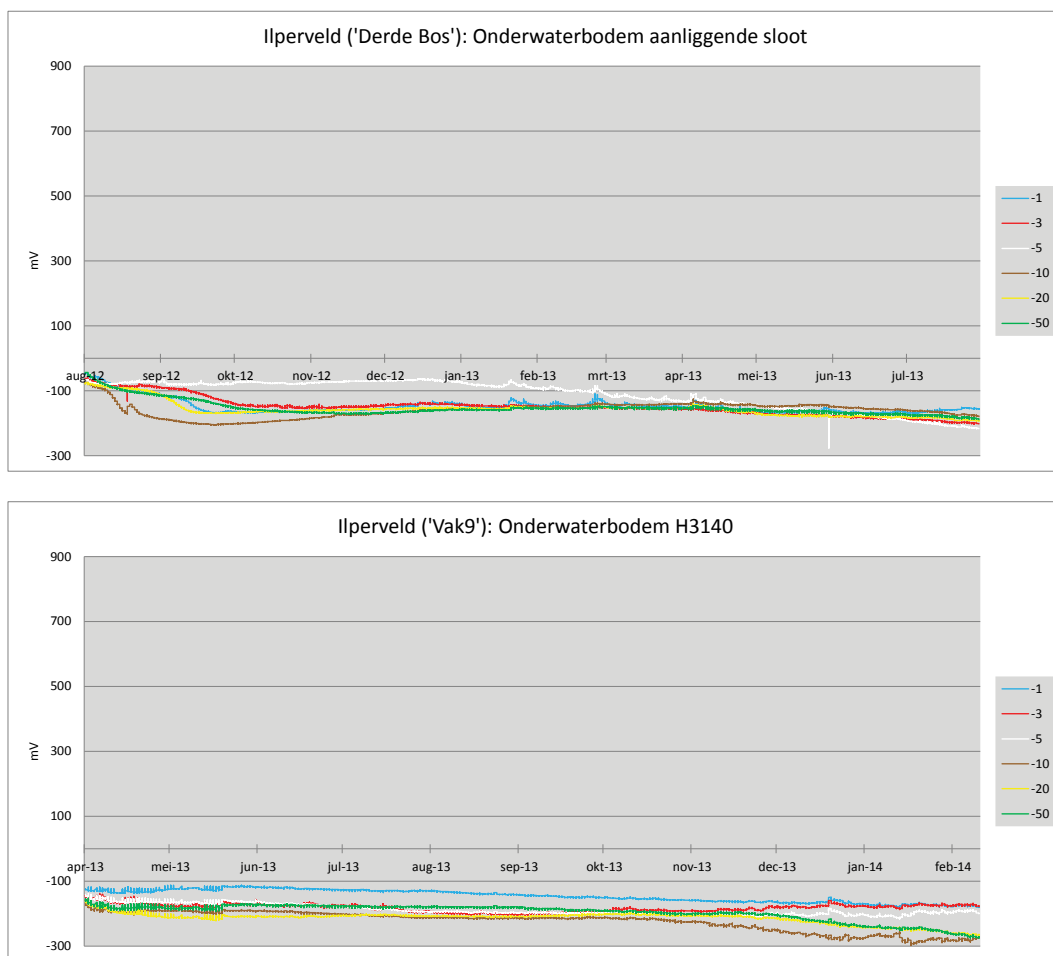
Verschillen tussen de gebieden Wieden-Weerribben, Westbroekse Zodden en het Ilperveld lijken er in de onderwaterbodems niet te zijn. De redoxpotentialen liggen veelal rond de -200 mV, wat een normale waarde is voor anaerobe condities (Cusell *et al.* 2013a). Eventuele verschillen in de minimumredoxpotentiaal lijken vooral te zijn veroorzaakt door kleine verschillen in referentieprobes en/of correcties. Ook verschillen tussen referentiegebieden en deelgebieden met flexibel peil zijn verwaarloosbaar. De deels aerobe condities in de onderwaterbodem in het referentiegebied van de Wieden, de Veldweg, zijn niet het gevolg van flexibel peilbeheer, maar van de ligging nabij het inlaatpunt in de drukbevaren Kerkgracht. In Vak 22 (referentie) en Vak 60 (flexibel peil) van de Weerribben is er geen verschil in redoxpotentiaal in de onderwaterbodems. In de Westbroekse Zodden is sowieso niets te zeggen over mogelijke effecten van flexibel peilbeheer, omdat gegevens over de onderwaterbodem in het referentiegebied wegens technische problemen ontbreken. Ook in het Ilperveld zijn er geen verschillen tussen het referentiegebied Derde Bos en het flexibel peilgebied Vak 9.

Figuur 3.1. Redoxpotentialen op 1,3,5,10,20 en 50 cm diepte in de onderwaterbodems van petgaten en/of aanliggende sloten in de Weerribben-Wieden, de Westbroekse Zodden en het Ilperveld.

Figure 3.1. Redox potentials at 1,3,5,10,20 and 50 cm depth in the underwater soils of surface waters in Weerribben-Wieden, Westbroekse Zodden and Ilperveld.







3.2.2 Redoxpotentiaal in de oeverzone

In de oeverzones is er over het algemeen veel meer fluctuatie in de redoxpotentiaal dan in de onderwaterbodems (Figuur 3.2). De bovenste cm is meestal aerob. Reductie als gevolg van natte condities komt af en toe voor in de Weerribben, in de Stobbenribben, Vak 22 en Vak 60, en in de Westbroekse Zodden, in zowel het referentiegebied als in het deelgebied met flexibel peil. In de Wieden en de referentielocatie in het Ilperveld raakt de bovenste cm van de oeverzone echter niet gereduceerd, wat suggereert dat inundatie van de oeverzone in de gemeten periodes niet optreedt. In de Ilperveld-locatie met flexibel peil raakt het bovenste deel van de oeverzone soms echter wel gereduceerd, zoals in juli en september 2013.

Onder aerobe condities lijken de waarden in de Westbroekse Zodden met ca 500 mV lager dan in andere gebieden, waar de waarden meestal rond de 700 mV liggen. Dit kan een artefact zijn en te maken hebben met de referentieprobes, maar kan ook aangeven dat de redoxpotentiaal daadwerkelijk lager is. Ook in de flexibel-peilzone van het Ilperveld ligt de redoxpotentiaal langdurig rond de 500 mV, terwijl maximumwaarden van 700 mV wel gemeten worden. Mogelijk betekent dit dat de oever in deze gebieden lager en natter is. Mogelijk betekent het ook dat in deze gebieden een overvloedige aanvoer van ijzer en/of sulfaat leidt tot lagere redoxpotentialen. Verder valt op dat in het Ilperveld in zowel de referentielocatie als in het flexibel peilgebied al op 3 cm diepte vooral anaerobe condities voorkomen. In de diepere lagen, rond 20 cm diepte, komt oxidatie alleen nog af en toe voor in de Wieden-Weerribben, met name in het Kiersche Wiede, de Stobbenribben en Vak 60. In de andere gebieden is de oeverzone op 20 cm diepte permanent anaerob.

Verschillen in redoxpotentiaal in de oeverzone tussen referentiegebieden en gebieden met flexibel peil zijn lastig te duiden. In de Wieden zijn de fluctuaties met de diepte in

het Kiersche Wiede, de flexibel-peillocatie, sterker dan in het referentiegebied de Veldweg. Dit zou kunnen duiden op grotere fluctuaties in waterstanden. Het is echter lastig deze aan een meer flexibel peil toe te schrijven, omdat dat alleen in bepaalde korte perioden van het jaar wordt toegepast (zie Hoofdstuk 6).

In de Weerribben waren de fluctuaties aan de oppervlakte en op 3 cm diepte in het referentiegebied Vak 22 echter groter dan in het gebied met flexibel peil Vak 60. In Vak 22 vertoonde de redoxpotentiaal op 1 cm diepte in de periode april-oktober 2013 veel fluctuaties, terwijl de bovenste bodemlaag van de oeverzone in Vak 60 in deze periode min of meer permanent geoxideerd was. Half april 2013 trad een plotselinge en relatief korte stijging van het boezempeil op tot boven het maximum van -73 cm, na een lange droge periode (Cusell *et al.*, 2013a; Waterschap Reest en Wieden, 2014). Het is mogelijk dat deze plotselinge stijging in het boezempeil wel in Vak 22 is doorgedrongen, maar niet in het min of meer afgesloten Vak 60. Ook andere perioden wijzen op verschillen in respons op het boezempeil. In de periode oktober 2013 tot maart 2014 was in Vak 22, dat in direct contact stond met de boezem, de bovenste cm van de oeverzone aeroob, wat wijst op relatief droge condities. Dit komt overeen met de gemiddelde boezemstand, die in deze periode relatief laag was (Waterschap Reest en Wieden, 2014). In het afgesloten vak 60 was de bovenste laag van de oeverzone echter grotendeels anaeroob, wat wijst op een hoge waterstand, mogelijk als gevolg van het neerslagoverschot, en gebrek aan afvoer. Het is mogelijk dat door de afsluiting van Vak 60 de waterstand uiteindelijk minder fluctuaties vertoont dan in de boezem zelf, en dat droge en natte perioden meer uitgesproken zijn. Dit kan nader worden vergeleken met de waterstanden in Vak 22 en Vak 60 zelf, die gemeten zijn door Staatsbosbeheer.

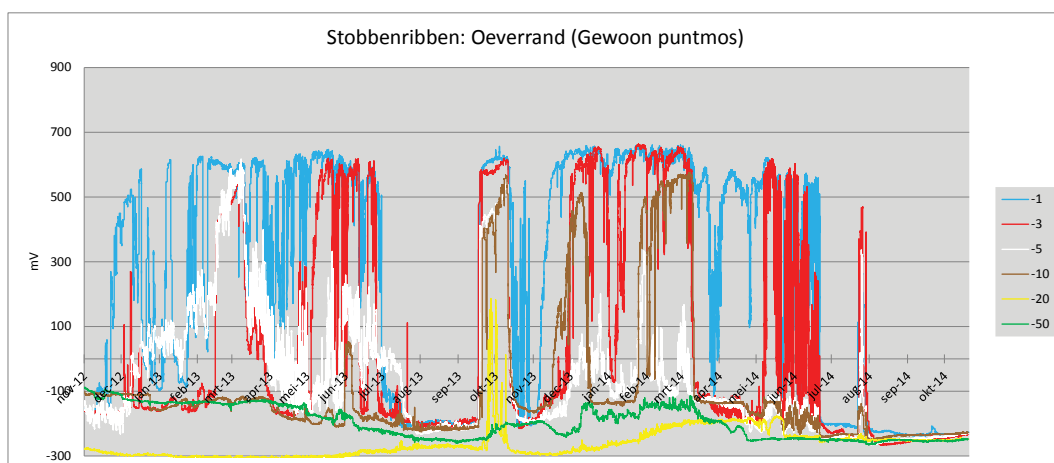
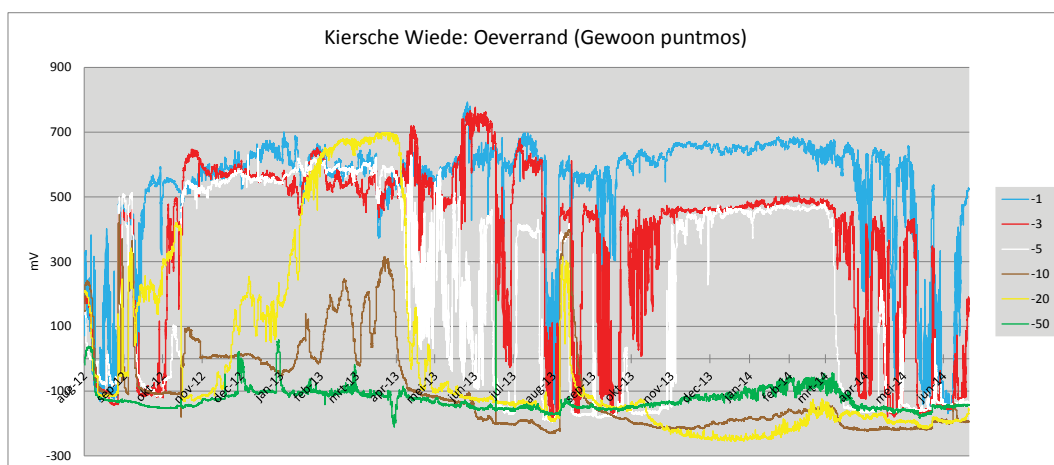
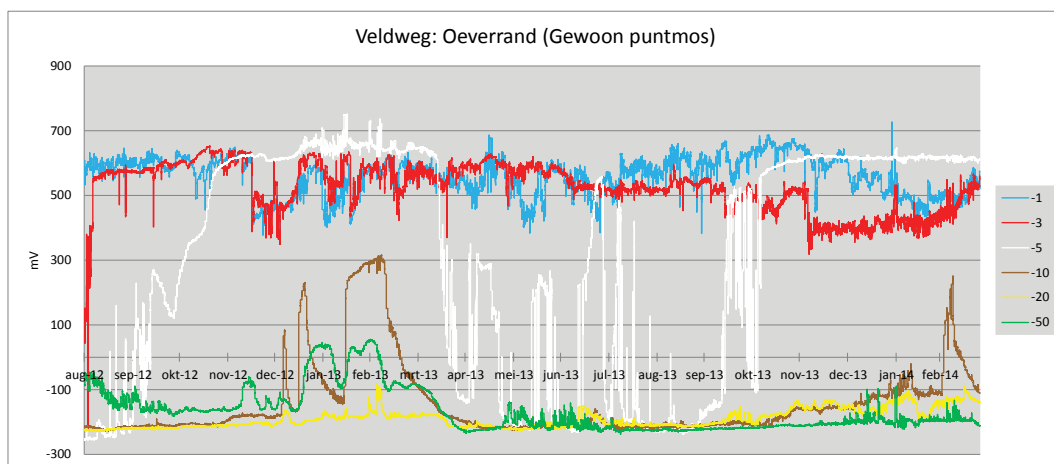
In de Westbroekse Zodden lijken de oeverzones van het referentiegebied en het gebied met flexibel peil zich verschillend te gedragen. In het referentiegebied was de bovenste laag van de oeverzone anaeroob van juli tot oktober 2013, aeroob van december 2013 tot april 2014, en daarna weer anaeroob. Mogelijk is de oxidatie die vooral in de winterperiode optreedt het gevolg van een verschil in winter- en zomerpeil, maar dat dient nader te worden bekeken. In het flexibel-peilgebied was de bovenlaag van de oeverzone maar korte tijd aeroob, in augustus en september 2013. Daarvoor en vooral daarna was er met name sprake van anaerobe condities, wat wijst op een hogere waterstand. Ook was de bovenste laag van de oeverzone bij flexibel peil anaeroob in de periode waarin in het referentiegebied oxidatie optrad.

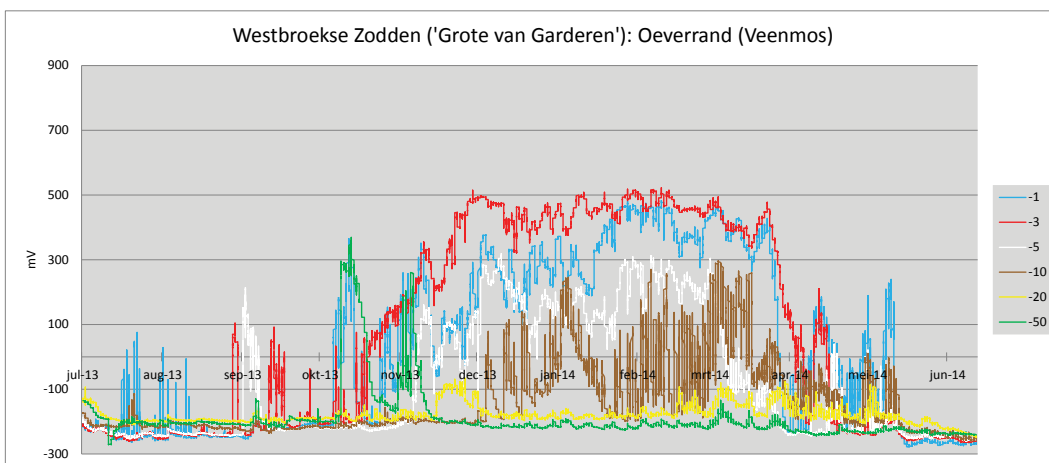
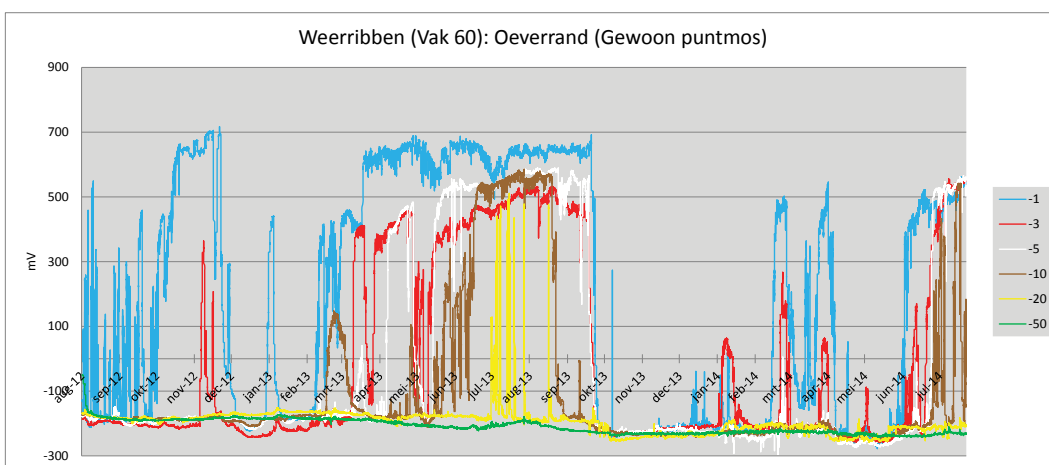
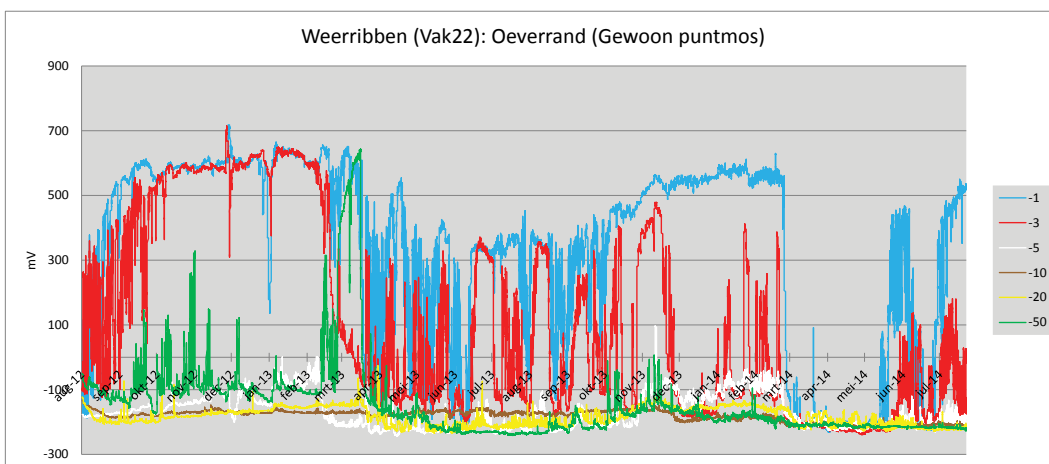
In het Ilperveld was de redoxpotentiaal in de bovenste zone van de oever in het referentiegebied met een vast peil vrij constant aeroob. Op 3 cm diepte waren wisselende redoxcondities waarneembaar, maar ook in een soort van zomer-winter schema. De oeverzone was anaeroob in augustus-november 2012, aeroob van december 2012 tot april 2013, en daarna weer anaeroob. In het flexibel-peilgebied traden veel meer ad-hoc fluctuaties op, met name in de bovenste cm van de oeverzone. Vanaf 3 cm diepte was de oeverzone vooral anaeroob, mogelijk als gevolg van de geringe hoogte ten opzichte van het waterpeil.

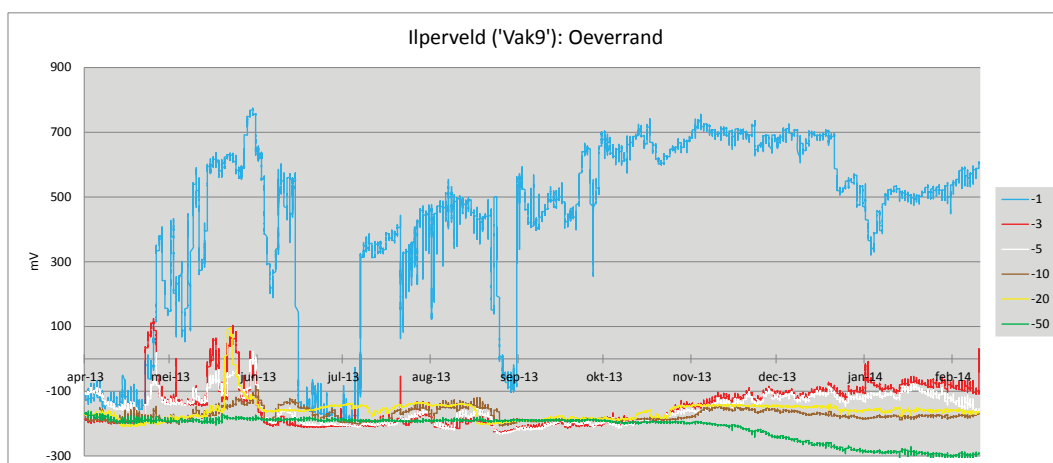
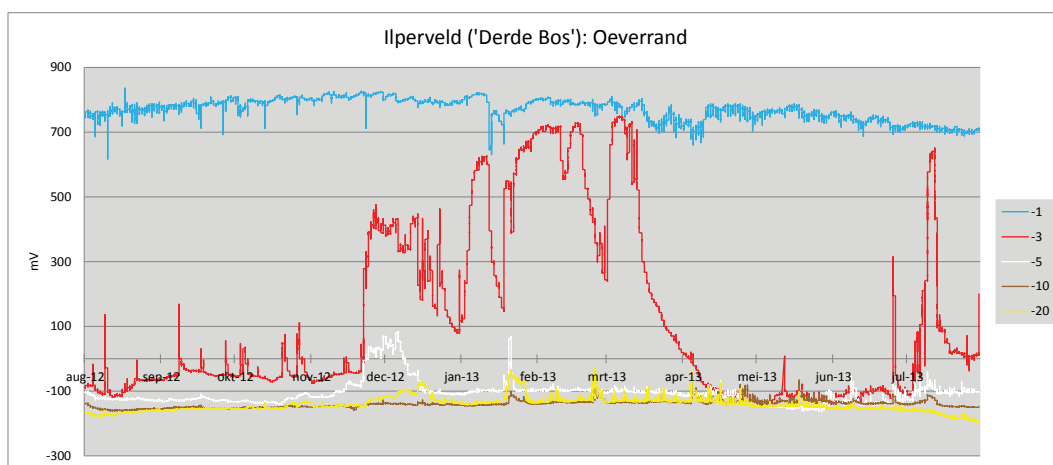
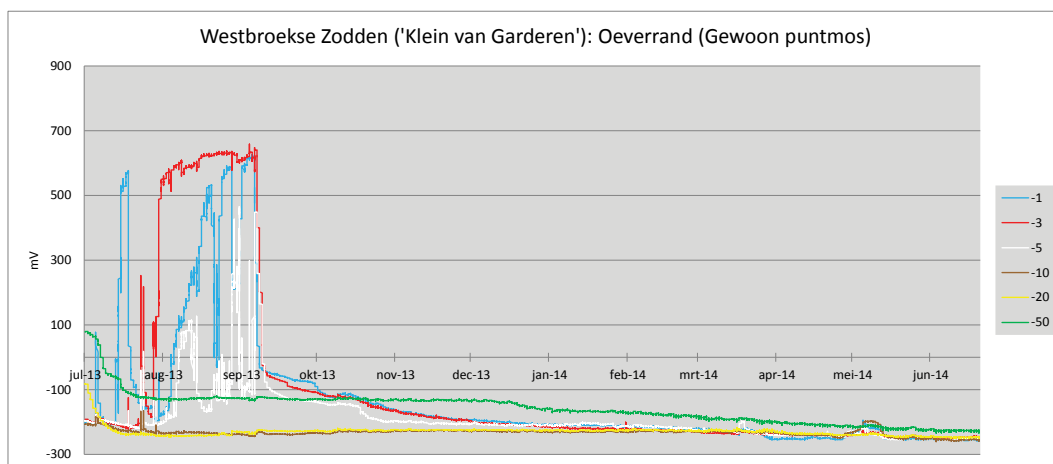
Al met al lijken er voor wat betreft flexibel peilbeheer in de oeverzone wel verschillen te zijn, in tegenstelling tot de onderwaterbodem. In de Weerribben lijkt in het afgesloten gebied met flexibel peilbeheer vooral demping van de fluctuaties in het boezempeil plaats te vinden. In de Westbroekse Zodden en het Ilperveld, waar in het referentiegebied vaste peilen worden gehanteerd, met mogelijk verschil in waterpeil tussen zomer en winter, lijken de fluctuaties echter groter in de afgesloten delen met flexibel peil. Verder is er verschil tussen de gebieden: inundatie van de oeverzone lijkt niet op te treden in de meetlocaties in de Wieden en het Ilperveld, maar wel in de meetlocaties in de Weerribben en de Westbroekse Zodden.

Figuur 3.2. Redoxpotentialen op 1, 3, 5, 10, 20 en 50 cm diepte in de oeverzone in de Weerribben-Wieden, de Westbroekse Zodden en het Ilperveld.

Figure 3.2. Redox potentials at 1,3,5,10,20 and 50 cm depth in the riparian zone in Weerribben-Wieden, Westbroekse Zodden and Ilperveld.







3.2.3 Redoxpotential in de schorpioenmostrilvenen

De schorpioenmostrilvenen zijn verdwenen uit de Westbroekse Zodden en het Ilperveld (Kooijman & Paulissen, 2006), en komen in de onderzochte gebieden alleen voor in de Wieden-Weerribben. In dit gebied is de redoxpotential in trilvenen alleen gemeten in de Veldweg, de referentielocatie in de Wieden, en de Stobbenribben, de grootste locatie met Rood schorpioenmos in de Weerribben (Cusell *et al.* 2013a). De locatie met flexibel peilbeheer, het Kiersche Wiede, is vanwege technische problemen helaas afgefallen. Het is derhalve niet mogelijk om uitspraken te doen over mogelijke verschillen tussen Wieden-Weerribben, Westbroekse Zodden en Ilperveld, of mogelijke effecten van flexibel peil.

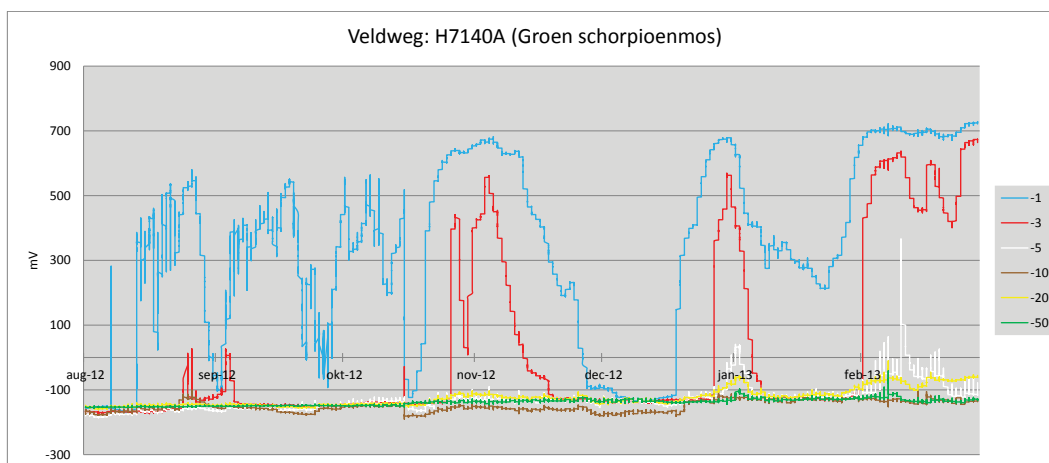
In tegenstelling tot de oeverzone, waar in de bovenste bodemlaag vrijwel altijd aerobe omstandigheden heersen, komen in de basenrijke trilvenen in de bovenste cm ook over langere perioden anaerobe condities voor (Figuur 3.3). Er is wel verschil tussen de twee gebieden. In de Veldweg is de bodem al op 10 cm permanent anaeroob, terwijl in de Stobbenribben permanent anaerobe condities pas voorkomen op 50 cm diepte. Dit heeft mogelijk te maken met het type veen. In de Veldweg zijn de petgaten maar een meter diep, en het veen zit vast aan de zandondergrond (Cusell *et al.* 2013). Het veen kan hierdoor niet vrij op en neer gewogen met de waterstand in de boezem, maar raakt in plaats daarvan bij hoge waterstanden geïnundeerd met boezemwater via kleine greppeltjes. In de Stobbenribben zijn de petgaten 2.5 meter diep, en is er sprake van een drijvende kragge van ca 80-85 cm dikte, die tot op zekere hoogte kan meebewegen met de waterstand in de boezem.

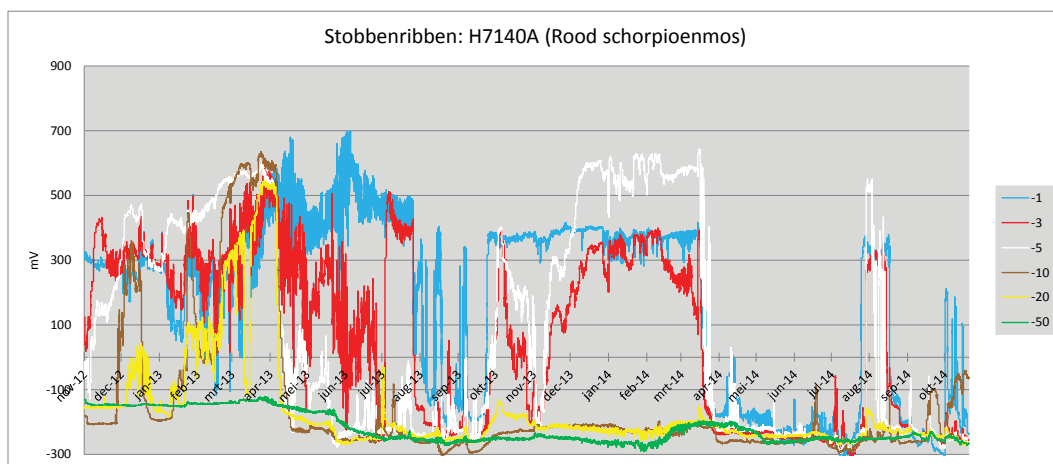
In de Veldweg traden in de gemeten periode, die relatief kort was, aerobe condities op aan de oppervlakte van het trilveen in september en november 2012, en januari en februari 2013. Anaerobe condities werden gemeten in december 2012 en begin februari 2013. Deze droge en natte periodes vallen samen met lage en hoge waterstanden in de boezem (Waterschap Reest en Wieden, 2014). In de Stobbenribben is veel langer gemeten, maar ook hier hangen droge en natte condities samen met het boezempeil. Aerobe condities deden zich in de bovenlaag van het trilveen bijvoorbeeld voor van november 2012 tot april 2013, een periode met lage waterstanden in de boezem. De plotselinge daling van de redoxpotential rond half april hangt samen met de eerste stijging in het boezempeil tot de maximumhoogte van -73 cm sinds die tijd. Ook de langdurig anaerobe condities in de periode april-augustus 2014 hangen samen met hoge waterstanden in de boezem.

Het lijkt er dus op dat de schorpioenmostrilvenen regelmatig natte condities aan de oppervlakte nodig hebben. Een betere analyse van de samenhang tussen waterstanden en redoxcondities kan worden gemaakt in een van de komende onderzoeksprojecten van het DT laagveen en zeekleilandschap, als de redoxmetingen gekoppeld kunnen worden met de waterstanden in de Stobbenribben zelf.

Figuur 3.3. Redoxpotentialen op 1, 3, 5, 10, 20 en 50 cm diepte in de schorpioenmostrilvenen in de Wieden-Weerribben.

*Figure 3.3. Redox potentials at 1,3,5,10,20 and 50 cm depth in the base-rich fen soils with *Scorpidium* spp. in De Wieden.*





3.2.4 Redoxpotential in de veenmosrietlanden en laagveenheides

De redoxpotential in veenmosrietlanden is gemeten in bijna alle gebieden, behalve het Kiersche Wiede, de flexibel peil-locatie in de Wieden, waar om technische redenen geen gegevens van beschikbaar zijn. Wel zijn redoxmetingen in dit gebied meegenomen in eerder onderzoek (Cusell *et al.* 2013a). In een aantal gevallen zijn er binnen een gebied twee meetlocaties in veenmosvegetaties geïnstalleerd. In de Veldweg, de referentielocatie in de Wieden, is naast in het gewone veenmosrietland ook in de laagveenheide gemeten. In een drietal gebieden zijn zowel veenmosrietland nabij de oever als op achttien meter afstand van de oever meegenomen, om te kijken of de verder weg gelegen locaties minder fluctuaties vertonen. In de Weerribben betrof dit de referentielocatie Vak 22, in de Westbroekse Zodden het gebied met flexibel peil de 'Kleine van Garderen', en in het IJperveld de referentielocatie het 'Derde Bos'.

In de veenmosrietlanden was de bovenste cm meestal aeroob, wat betekent dat grondwaterstanden hier gemiddeld lager waren dan in de trilveenhabitats. In meer dan de helft van de gebieden kwamen echter ook af en toe anaerobe condities voor (Figuur 3.4). Slechts in drie locaties in de Wieden-Weerribben en het IJperveld was dit niet het geval. In de Veldweg, de referentielocatie van de Wieden, bleven in zowel veenmosrietland als laagveenheide de bovenste 1 en 3 cm gedurende de meetperiode permanent aeroob. In het veenmosrietland begonnen wisselingen van de redoxpotential op te treden op 10 cm diepte, maar in laagveenheide was de redoxpotential zelfs op 20 cm nog stabiel, zij het met waarden van 100 mV, wat al in de richting van anaerobe condities gaat. Op 50 cm diepte was in de bodem in beide habitattypen sprake van permanent anaerobe omstandigheden.

De eerste cm van de bodem bleef ook permanent aeroob in de referentielocatie van de Weerribben, Vak 22, in veenmosrietland bij de oever zowel als op acht meter afstand. Nabij de oever traden schommelingen in redoxpotential echter al op 3 cm op, terwijl dit op acht meter van de oever pas op 10 cm diepte gebeurde. Ook was de bodem nabij de oever al op 20 cm diepte permanent anaeroob, terwijl dit verder in de kragge pas op 50 cm diepte het geval was. Het is mogelijk dat het veenmosrietland nabij de oever net iets lager ligt dan in het centrale deel.

Ook in het IJperveld was de bodem op 1 cm diepte permanent aeroob, in zowel referentiegebied Derde Bos als deelgebied met flexibel peil Vak 9. In beide gebieden begonnen schommelingen in de redoxpotential echter al op 3 cm diepte. Op 10 cm diepte was de bodem het grootste deel van de tijd anaeroob, in tegenstelling tot de meeste locaties in de Weerribben-Wieden.

In de andere zes gebieden was zelfs de bovenste cm van de bodem in de veenmosrietlanden van tijd tot tijd anaeroob. In de Stobbenribben was de bovenlaag meestal aeroob, maar anaerobe condities kwamen voor rond bijvoorbeeld half april, toen het veen geïnundeerd raakte bij de eerste hoge waterstand in de boezem na een

lange droge periode (Waterschap Reest en Wieden, 2014). Ook de periode mei-juni 2014, toen het boezempeil regelmatig boven het maximum van -73 cm uitkwam, werd gekenmerkt door anaerobe condities in de bovenlaag van het veenmosrietland. Oxidatie en reductie traden op op vrijwel alle diepten, behalve op 50 cm, waar de bodem permanent anaeroob was. Tot op zekere hoogte konden dergelijk patronen ook worden waargenomen in Vak 60, het flexibel peilgebied in de Weerribben. Ook daar raakte de bovenlaag van het veenmosrietland gereduceerd in mei-juni 2014, de eerder genoemde periode met veel regenval en hoge boezemstanden. In april 2014 bleef de bovenlaag echter zelfs op 5 cm diepte aeroob, mogelijk omdat de plotselinge piek in het boezempeil van half april niet in het afgesloten Vak 60 was doorgedrongen.

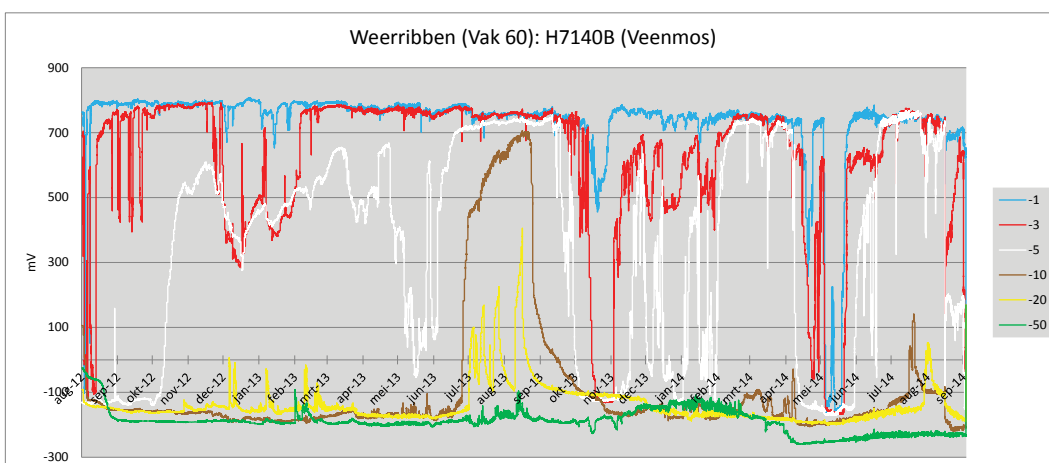
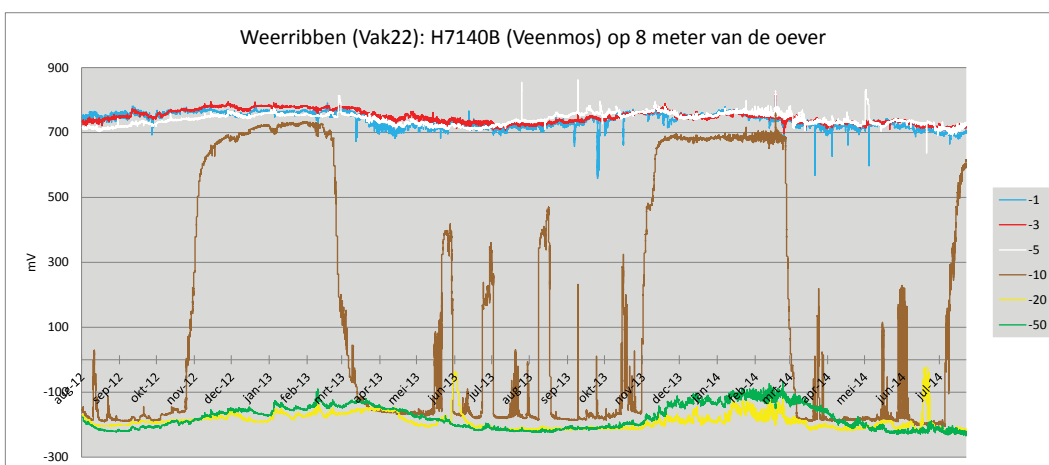
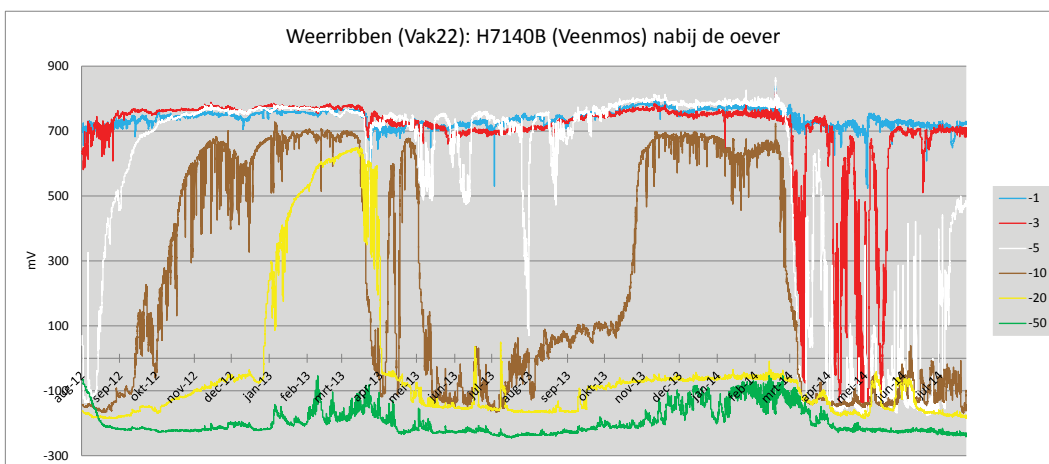
In de Westbroekse Zodden waren de redoxpotentialen in de bovenlaag van de bodem in de veenmosrietlanden in het algemeen lager dan in de andere gebieden. In het referentiegebied 'Grote van Garderen' kwamen in het veenmosrietland verder van de oever vandaan zelfs in de bovenste bodemlagen nauwelijks aerobe condities voor. Als er al piekjes waren in de redoxpotential, zoals in juli 2013 en mei 2014, kwamen de waarden niet boven de 300 mV uit, terwijl in andere gebieden waarden van ca 700 mV bij oxidatie heel gewoon waren. In de veenmosrietland-locatie in het afgesloten petgat met flexibel peil (de 'Kleine van Garderen') werden waarden van 700 mV wel gemeten, maar vrijwel alleen in het veenmosrietland nabij de oever. In het veenmosrietland in het centrale deel van de kragge was de redoxpotential ook in de bovenste cm echter vaak niet hoger dan 300 mV, net als in het referentiegebied. Dit suggereert dat reductieprocessen sterker verlopen dan in andere gebieden, mogelijk als gevolg van de relatief hoge ijzergehalten in dit gebied.

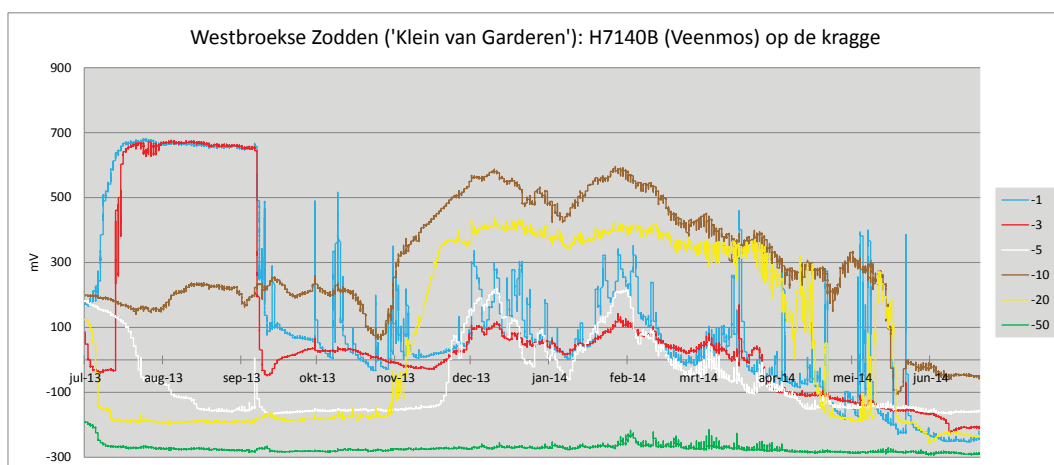
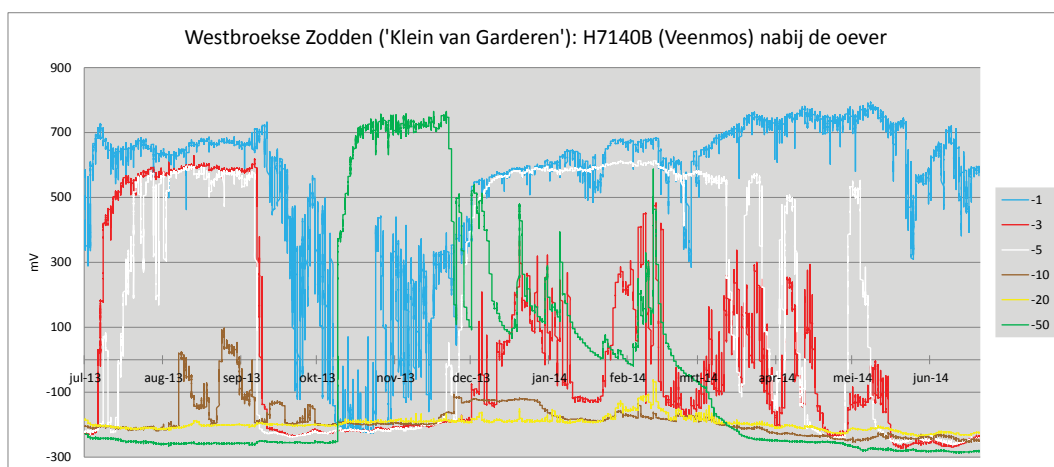
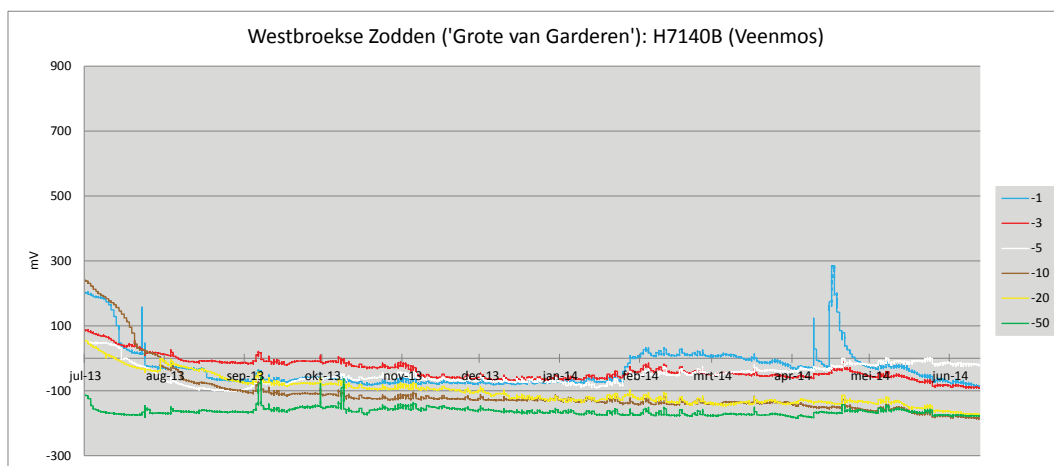
Al met al lijken er wel verschillen tussen de gebieden aanwezig. Onder aerobe condities lijkt de redoxpotential in de veenmosrietlanden van de Westbroekse Zodden systematisch lager te zijn dan in de Wieden-Weerribben en het Ilperveld. Dit kan te maken hebben met een lagere ligging ten opzichte van de waterspiegel, maar ook met de hoge hoeveelheden aan ijzer. Ook is de bodem van de veenmosrietlanden in de Westbroekse Zodden en het Ilperveld voor het grootste deel van de tijd al anaeroob op 10 cm diepte, terwijl op die diepte in de meeste locaties van de Wieden-Weerribben nog fluctuaties tussen oxidatie-reductie optreden, en permanente reductie in de meeste gevallen pas op 50 cm diepte. Mogelijk speelt in de Westbroekse Zodden en het Ilperveld een sterkere reductie onder ijzerrijke of sulfaatrijke condities een rol, maar dit moet nader worden uitgezocht. Het meest verrassende resultaat was dat voor veel van de veenmosrietlanden geldt dat ook in bovenste cm van de bodem nog van tijd tot tijd anaerobe omstandigheden heersen. Het grootste deel van de tijd zijn de condities zuurstofrijk, maar anaerobe omstandigheden als gevolg van hoge waterstanden komt wel degelijk voor. Mogelijk zijn de condities pas in laagveenheide echt stabiel aeroob, en onafhankelijk van de waterstand in het omringende oppervlaktewaterstelsel. Dit is in ieder geval in het ene meetpunt in laagveenheide in de Wieden het geval.

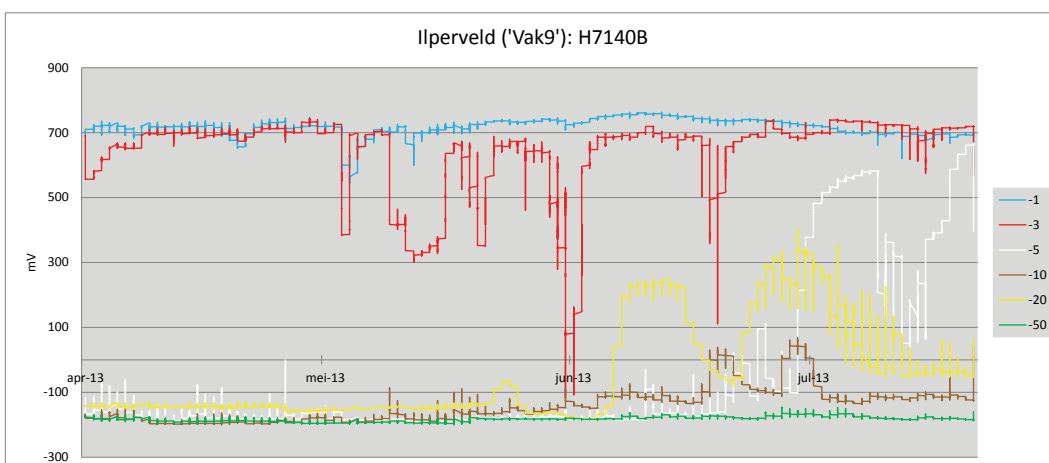
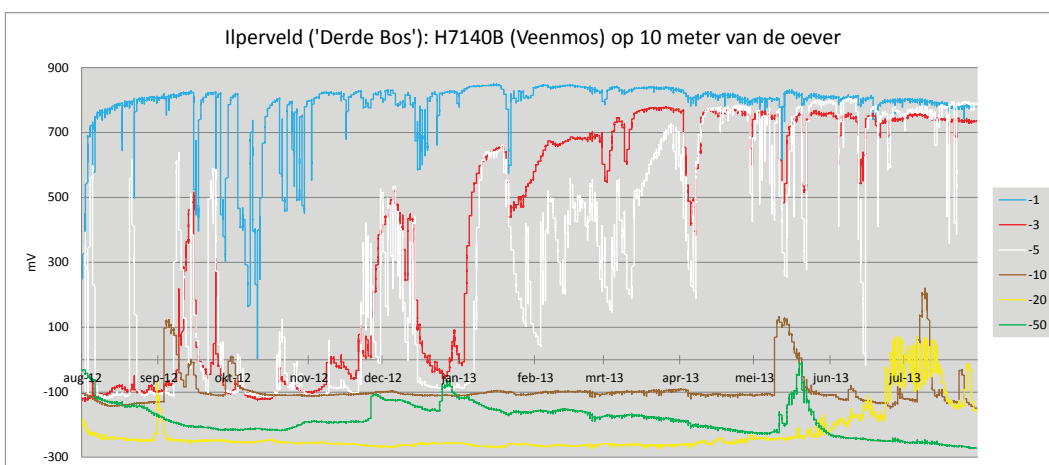
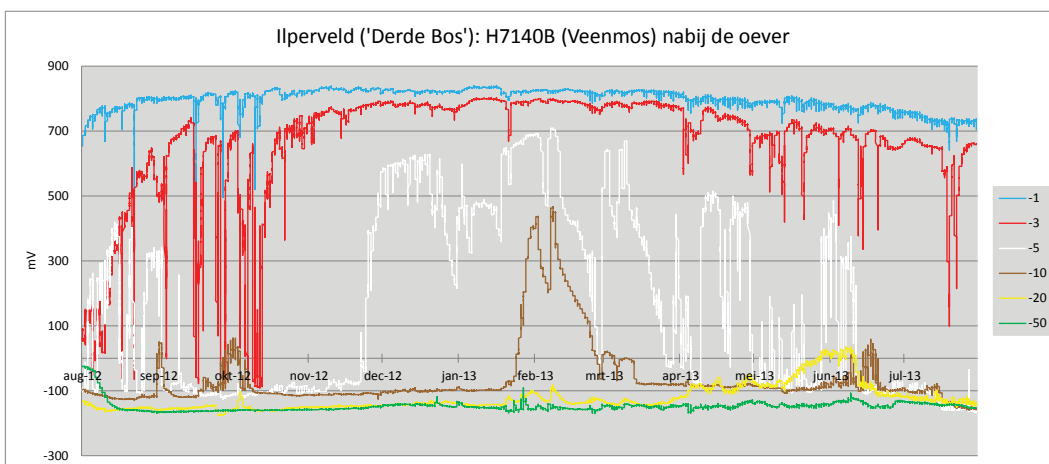
Voor wat betreft de mogelijke invloed van flexibel peil valt weinig algemeen te zeggen. In de Weerribben zijn de condities in de bovenlaag van de bodem van het veenmosrietland in het referentiegebied van Vak 22 in hogere mate aeroob dan in Vak 60 bij flexibel waterpeil. Op een diepte van 10 cm treedt in het referentiegebied nog regelmatig oxidatie op, maar bij flexibel peil worden op 10 cm aerobe condities alleen nog bereikt na een droge periode in de zomer met een hoge verdamping, zoals in juli-september 2013. Mogelijk is dit het gevolg van de algeheel nattere condities in Vak 60, dat is afgesloten van de boezem en behalve verdamping geen afvoer meer heeft. In de Westbroekse Zodden is het veenmosrietland in het referentiegebied min of meer permanent anaeroob, mogelijk omdat het lager ligt en natter is dan in die in het flexibel-peilgebied, maar ook als gevolg van het vaste waterpeil. Fluctuaties in redoxcondities treden vaker op in het gebied met flexibel peil, mogelijk als gevolg van de meer wisselende waterstanden. In het Ilperveld zijn de fluctuaties in redoxcondities voor de gemeenschappelijke meetperiode in de veenmosrietlanden echter groter in het referentiegebied dan in het deelgebied met flexibel peil.

Figuur 3.4. Redoxpotentialen op 1, 3, 5, 10, 20 en 50 cm diepte in veenmosrietland en laagveenheide in de Weerribben-Wieden, de Westbroekse Zodden en het IJperveld.
Figure 3.4. Redox potentials at 1,3,5,10,20 and 50 cm depth in Sphagnum-dominated peatland in Weerribben-Wieden, Westbroekse Zodden and IJperveld.









3.3 Conclusies

Al met al lijken er wel verschillen tussen de gebieden aanwezig. Onder aerobe condities lijkt de redoxpotentiaal in de oeverzone en de veenmosrietlanden van de Westbroekse Zodden systematisch lager te zijn dan in de Wieden-Weerribben en het IJperveld. Dit kan te maken hebben met een lagere ligging ten opzichte van de waterspiegel, maar ook met versterkte reductie onder ijzerrijke condities. Ook is de bodem van de veenmosrietlanden in de Westbroekse Zodden en het IJperveld voor het grootste deel van de tijd al anaeroob op 10 cm diepte, terwijl op die diepte in de meeste locaties van de Wieden-Weerribben nog fluctuaties tussen oxidatie-reductie optreden, en permanente reductie in de meeste gevallen pas op 50 cm diepte. Mogelijk speelt in de Westbroekse Zodden en het IJperveld een sterkere reductie onder ijzerrijke of sulfatrijke condities een rol, maar dit moet nader worden uitgezocht. Ook dient de relatie tussen de redoxpotentiaal en de grondwaterstand nader te worden door middel van gecombineerde metingen. Verder is er verschil tussen de gebieden voor wat betreft de oeverzone. Inundatie van de oeverzone lijkt niet op te treden in de meetlocaties in de Wieden en het IJperveld, maar wel in de meetlocaties in de Weerribben en de Westbroekse Zodden. Dit onderzoeksonderdeel had als primaire doel om te kijken of er grote verschillen bestaan in de afwisseling van aerobe en anaerobe condities tussen de habitattypen en gebieden. Om meer uitspraken te kunnen doen over de uitwerking van een flexibel peilbeheer op de redoxpotentiaal op verschillende diepten dienen deze metingen gecombineerd te worden met grondwaterstanden, boezempellen en neerslag en verdamping.

Hoedanook kan worden gesteld dat er voor wat betreft de N2000 habitattypen duidelijke verschillen bestonden in redoxcondities. De onderwaterbodems van petgaten en aanliggende sloten, deels kenmerkend voor de aquatische habitattypen Kranswierwateren en Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden, zijn voor het overgrote deel permanent anaeroob. Oxidatie door verstoring kan echter wel optreden, zoals in het meetpunt in de Veldweg nabij het poldergemaal en in de druk bevaren Kerkgracht. Dat kan voordelen hebben, vooral bij polderinlaten waar het inlaatwater rijk is aan Fe en P, wat de neerslag van ijzergebonden P kan bevorderen (Cusell *et al.*, 2014a). De oeverzones zijn bovenin vrijwel permanent aeroob, hoewel tijdelijke reductie ook in de bovenste cm kan voorkomen, waarschijnlijk afhankelijk van de ligging ten opzichte van de waterstand. De schorpioenmostrilvenen zijn aan de oppervlakte echter vooral anaeroob, hoewel tijdelijke uitdroging voor aerobe condities kan zorgen. Het meest verrassende resultaat was dat in veel van de veenmosrietlanden ook in bovenste cm van de bodem nog van tijd tot tijd sprake is van anaerobe omstandigheden. Het grootste deel van de tijd zijn de condities zuurstofrijk, maar reductie als gevolg van hoge waterstanden komt wel degelijk voor. Mogelijk zijn de condities pas in laagveenheide echt stabiel aeroob, en onafhankelijk van de waterstand in het omringende oppervlaktewaterstelsel. Dit is in ieder geval in het ene meetpunt in laagveenheide in de Wieden het geval, gelegen op een afstand van zo'n 15 meter vanaf de slootkant.

Voor wat betreft flexibel peilbeheer lijken er voor de redoxcondities in de onderwaterbodems, en dus de aquatische habitattypes, geen verschillen te bestaan met de referentiegebieden. In de oeverzone is dit tot op zekere hoogte wel het geval. In de Weerribben lijkt in het afgesloten gebied met flexibel peilbeheer vooral demping van de fluctuaties in het boezempil plaats te vinden, dat zelf mag fluctueren tussen –73 en –83 cm. In de Westbroekse Zodden en het IJperveld, waar in het referentiegebied vaste peilen worden gehanteerd, lijken de fluctuaties echter groter in de afgesloten delen met flexibel peil. Over de invloed van flexibel peil op basenrijke trilvenen is niets te zeggen, omdat deze in de Wieden-Weerribben alleen zijn bemonsterd in referentiegebieden, en in de Westbroekse Zodden en het IJperveld niet meer voorkomen. Wat betreft de mogelijk invloed van flexibel peil op veenmosrietlanden valt wel iets, maar weinig algemeen te zeggen. In de Weerribben zijn de condities in de bovenlaag van de bodem van het veenmosrietland in bij flexibel waterpeil in Vak 60 sterker anaeroob dan in het referentiegebied van Vak 22. Mogelijk is dit het gevolg van de algeheel nattere condities in Vak 60, dat is afgesloten van de

boezem en behalve verdamping geen afvoer meer heeft. In de Westbroekse Zodden treden fluctuaties in redoxcondities vaker op in het gebied met flexibel peil, mogelijk als gevolg van de meer wisselende waterstanden, maar in het Ilperveld is dit omgekeerd. In de laagveenheide is maar op een locatie gemeten. Deze liet echter op alle diepten een dermate constante redoxpotentiaal zien dat peilfluctuaties in het oppervlaktewater, die er in de meetperiode wel waren, waarschijnlijk geen enkele invloed hebben.

4 Het kolom-experiment

Co-auteur van dit hoofdstuk: Melchior Rutte

4.1 Inleiding en methoden

De invloed van waterkwaliteit en bodemkwaliteit als het gaat om de ecologische effecten van peilfluctuaties vormt een grote kennislacune. Deze kennislacune is maar voor een deel in het veld op te lossen, waardoor mesocosmos-experimenten nodig zijn om bepaalde combinaties van water en bodem te testen die nodig zijn voor de vertaalslag naar verschillende gebieden. In dit onderzoeksonderdeel is een kolomexperiment uitgevoerd waarin de effecten van P-additie via toegevoegd water en peilfluctuaties op biogeochemische processen en vegetatie-ontwikkeling in de zomer zijn getest. Deze effecten zijn in hoge mate afhankelijk van biogeochemische bodemeigenschappen, en dus zijn de effecten zeer verschillend voor verschillende veentypen.

Verlaging van de waterstand kan grote effecten hebben vanwege de verhoogde beschikbaarheid van zuurstof (Figuur 5.8) en de hierop volgende oxidatieprocessen. Oxidatie van veenbodems kan leiden tot verzuring (Stumm & Morgan, 1996), maar ook tot verhoogde mineralisatie van met name stikstof, zoals gebleken uit het incubatie-experiment (Hoofdstuk 5). Deze effecten kunnen erg nadelig zijn voor de ontwikkeling van basenrijke mossoorten (Cusell *et al.*, 2013b). Toename van de P-beschikbaarheid kan meevallen, aangezien deze niet alleen wordt veroorzaakt door verhoogde P-mineralisatie, maar ook door de redoxgevoelige chemische binding van fosfor aan bodemdeeltjes. Bovenstaande algemene effecten zijn relatief goed gedocumenteerd, maar de werkelijke uitwerking in het veld kan zeer verschillende zijn, afhankelijk van de chemische condities in de bodem. Zo is de kans op verzuring in ijzer- en sulfaatrijke venen groter dan in calciumrijke venen, aangezien calciumrijke venen minder gevoelig zijn voor redoxreacties en bovendien het zuurbufferend vermogen over het algemeen hoger is. Ook de kans op vrijkomen van P kan zeer verschillen tussen veentypen, aangezien de capaciteit om P te binden gedurende droogte erg afhankelijk is van het ijzergehalte.

Tijdens natte perioden kan het water zo hoog komen te staan dat er inundatie plaatsvindt. In het geval van calciumrijk oppervlaktewater kan inundatie en infiltratie het zuurbufferend vermogen van de bodem verhogen (Cusell *et al.*, 2013a). Daarbij komt dat inundatie leidt tot anaerobe condities, waarbij microbiële reductie van nitraat, ijzer en sulfaat plaatsvindt (Mitsch & Gosselink, 1993). Ook deze reductieprocessen kunnen leiden tot interne alkalinisatie en een verhoging van het zuurbufferend vermogen van de veenbodem (Stumm & Morgan, 1996). De P-beschikbaarheid kan echter toenemen als gevolg van ijzerreductie (Patrick & Khalid, 1974). Vooral in ijzerrijke bodems met een lage Fe:P ratio is dit het geval (Zak *et al.*, 2010; Cusell *et al.*, 2013b). Ook is het zo dat reductie van sulfaat en formatie ijzersulfiden kan leiden tot extra vrijkomst van P in sulfaatrijke bodems (Roden & Edmonds, 1997), en kunnen reductieprocessen leiden tot productie van toxische stoffen, zoals ammonium, sulfide en ijzer (Lamers *et al.*, 2014).

In de zomer vinden microbiële processen in hogere mate plaats als gevolg van de hogere temperatuur. De effecten van zowel oxidatie als reductie zouden tijdens de zomer om die reden groter kunnen zijn dan in de winter. In het geval van zomerinundatie kan er sprake zijn van een hogere interne alkalinisatie. Ook is het

goed mogelijk dat indringing van basenrijk water bij inundatie in hogere mate plaatsvindt in de zomer, aangezien de veenkraggen niet permanent waterverzadigd zijn (Cusell *et al.*, 2013a).

Het toestaan van hoge waterstanden door middel van inlaat van oppervlaktewater kan echter ook leiden tot externe eutrofiëring in het geval dat de P-concentraties in het aangevoerde oppervlaktewater hoog zijn. In relatief nutriënt-arme venen, gelegen nabij landbouwgronden, kan deze input van P zeer schadelijk zijn, en de effecten hiervan zijn in hoge mate afhankelijk van de biogeochemische eigenschappen van de veenbodem.

Aangezien de chemische samenstelling van veenbodems aanzienlijk kan verschillen tussen verschillende veengebieden is het belangrijk om de effecten van extra P-toevoeging en verschillende waterstanden in de zomer afzonderlijk te toetsen voor verschillende veentypen. In dit experiment is om die reden een onderscheid gemaakt tussen calciumrijke, ijzerrijke en sulfaatrijke veentypen. Om een beter beeld te krijgen van niet alleen het afzonderlijke effect van verschillende waterstanden, maar ook juist van het effect van opeenvolging (fluctuatie) van natte en droge omstandigheden, zijn de veenkernen onderworpen aan verschillende waterstanden over de tijd.

4.1.1 Meetmethoden en bemonstering

In december 2012 zijn PVC kolommen gevuld met intacte veenkernen van de bovenste 30 centimeter van veenkraggen inclusief moslaag en vegetatie. Deze veenkernen zijn genomen in drie verschillende veentypen uit drie veengebieden in Nederland (Figuur 4.1):

- 1) Stobbenribben ('ST', calciumrijk)
- 2) Oostelijke Binnepolder Tienhoven ('BPT', ijzerrijk)
- 3) Ilperveld ('ILP', sulfaatrijk)

De calciumrijke veenkernen uit De Stobbenribben ('ST') hadden als dominante mossoort *Scorpidium scorpioides* (Limpr.). Het gebied wordt gekenmerkt door aanvoer van calciumrijk oppervlaktewater (Van Wirdum, 1991). Ca-concentraties en pH in het bodemvocht waren dan ook relatief hoog (Tabel 4.1). De lage totale P-gehaltes in de bodem en hoge Ca-gehaltes (247 mmol kg⁻¹ d.s.) resulteerden in een relatief hoge Ca:P ratio van 27. De vegetatie werd gedomineerd door Carex-soorten, hoofdzakelijk *Carex elata* (All.), en in mindere mate *Carex lasiocarpa* (Ehrh.), *Carex diandra* (Schränk.) en *Carex rostrata* (Stokes).

De ijzerrijke veenkernen uit Binnepolder Tienhoven ('BPT') hadden als dominante mossoort *Calliergon giganteum* (Kindb.). Binnepolder Tienhoven wordt gekenmerkt door basenrijk kwelwater met een hoog ijzergehalte. Ijzerconcentraties in het bodemvocht waren relatief hoog met een gemiddelde van 477 µM (Tabel 4.1). Ook de ijzerconcentraties in de bodem waren 6 tot 7 keer zo hoog als in de andere locaties, met als gevolg een relatief hoge bodem Fe:P ratio van gemiddeld 13.4. De vegetatie werd gekenmerkt door hoofdzakelijk *Menyanthes trifoliata* (L.) en soorten van de Russen-familie, vooral *Juncus subnodulosus* (Schränk.), en *Juncus articulatus* (L.).

De sulfaatrijke veenkernen uit het Ilperveld ('ILP') werden gekenmerkt door dominantie door veenmos, hoofdzakelijk *Sphagnum palustre* (L.), en relatief hoge sulfaatconcentraties in het bodemvocht (Tabel 4.1), als gevolg van voormalige overstroming van het gebied vanuit de Zuiderzee. De totale P-gehaltes in de bodem waren maar 1.3 tot 2 keer zo hoog als in de andere twee gebieden, maar de o-PO₄ concentraties in het bodemvocht waren aanzienlijk veel hoger in dit veentype, met waarden van gemiddeld 37 µM. Vegetatie werd gedomineerd door *Phragmites australis* (Steud.) en *Carex riparis* (Curtis).

Tabel 4.1. Bodemvocht- en bodemeigenschappen van de verschillende veentypen. Gemiddelden met standaard deviaties zijn aangegeven (n=24). Verschillende letters staan voor significante verschillen tussen de veentypen, en F-ratios met significantieniveau zijn gegeven: * $P \leq 0.05$, ** $P \leq 0.01$, * $P \leq 0.001$.**

*Table 4.1. Porewater and soil characteristics of the different fen types (locations). Means are indicated with standard deviations (n=24). Different letters indicate significant differences among fen types, and F-ratios are presented: * $P \leq 0.05$, ** $P \leq 0.01$, *** $P \leq 0.001$.*

Variable	ST	BPT	ILP	F _{2,69}
Bodemvocht				
pH	6.6(0.2) ^b	6.5(0.2) ^b	6.0(0.2) ^a	59.2**
Alkaliniteit (meq L ⁻¹)	3.1(0.8) ^b	7.1(1.4) ^c	1.7(0.5) ^a	191.8**
Ca (μmol L ⁻¹)	1503.5(408.5) ^b	3685.9(953.1) ^c	528.9(129.5) ^a	172.3***
Fe (μmol L ⁻¹)	6.6(4.0) ^a	477.3(160.9) ^c	97.5(59.2) ^b	126.5**
S (μmol L ⁻¹)	47.3(17.9) ^b	22.4(4.6) ^a	176.5(50.4) ^c	171.1**
o-PO ₄ (μmol L ⁻¹)	0.5(0.2) ^a	0.1(0.0) ^a	37.0(24.2) ^b	55.1**
Bodem				
Fe _{tot} (mmol kg ⁻¹ d.s.)	33.2(15.3) ^a	184.7(24.0) ^b	26.3(6.0) ^a	679.9***
Ca _{tot} (mmol kg ⁻¹ d.s.)	246.6(18.2) ^c	192.6(22.9) ^b	126.2(14.8) ^a	244.9***
S _{tot} (mmol kg ⁻¹ d.s.)	109.8(29.1) ^b	65.6(9.2) ^a	117.7(14.6) ^c	22.7***
P _{tot} (mmol kg ⁻¹ d.s.)	9.3(1.4) ^a	13.8(1.3) ^b	18.5(3.6) ^c	54.6***
Ca _{tot} :P _{tot} (mol mol ⁻¹)	27.0(4.2) ^c	14.0(1.8) ^b	8.4(1.8) ^a	266.9***
Fe _{tot} :P _{tot} (mol mol ⁻¹)	3.6(1.7) ^b	13.4(1.7) ^c	1.7(0.4) ^a	460.9***
Fe _{tot} :S _{tot} (mol mol ⁻¹)	0.3(0.2) ^a	2.9(0.5) ^b	0.3(0.1) ^a	578.0***

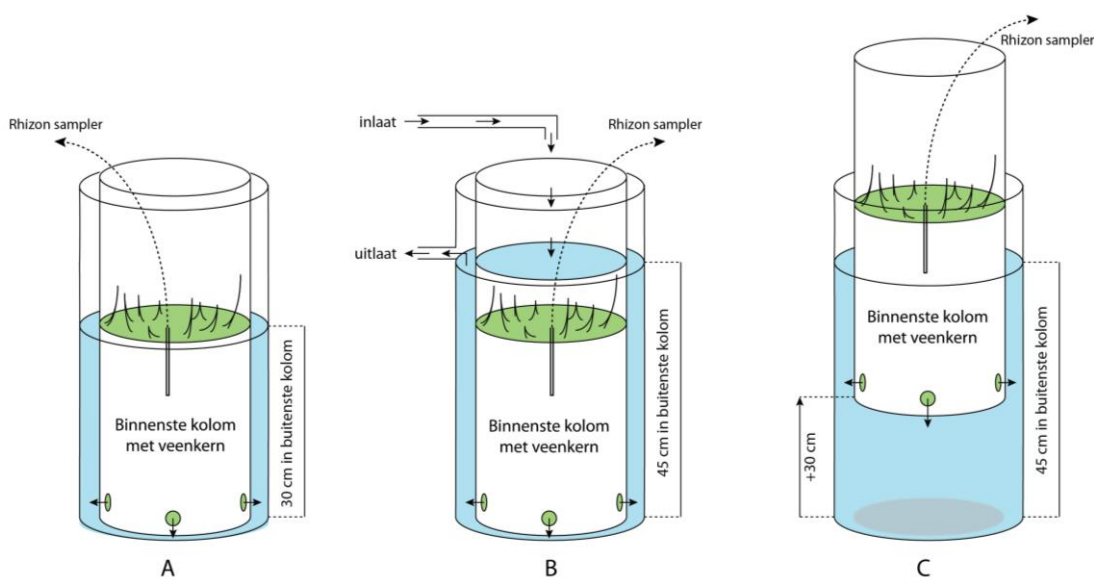
Per veentype zijn 24 kolommen gevuld. De kolommen waren 50 centimeter hoog met een doorsnede van 16 centimeter, en de bemonsterde veenkernen waren 30 centimeter hoog. De veenkernen werden bemonsterd inclusief mossen en vaatplanten. Aangezien bemonstering plaatsvond in de winter was de plantenbiomassa en activiteit relatief laag.

In deze kolommen waren voorafgaand aan de monstername gaten geboord aan de onderkant en de veenkernen waren binnen de kolommen omwikkeld met anti-worteldoek. Deze kolommen met veenbodem zijn vervolgens in een grotere kolom (doorsnede 20 centimeter) geplaatst, waarin de waterstand op de hoogte van de bovenkant van de veenkern in de binnenste kolom werd gezet om veldcondities te behouden. Door middel van de gaten in de binnenste kolom kon, door de waterstand in de buitenste kolom te reguleren, ook de waterstand in de binnenste kolom worden bepaald volgens het principe van communicerende vaten (Figuur 4.2). Dit principe is ook gehanteerd tijdens het experiment. Deze kolomconstructies zijn vervolgens naar het laboratorium gebracht, waar ze 1 week hebben geacclimatiseerd in de zomer condities waaronder het experiment is uitgevoerd.



Figuur 4.1. De bemonsterde gebieden in Nederland: Stobbenribben (N 52°47'5.5", E 5°59'1"), Binnenpolder Tienhoven (N 52°10'30.7", E 5°6'0.4"), en het Ilperveld (N 52°26'35.7", E 4°55'56.1").

Figure 4.1. The three different sampling areas in the Netherlands: Stobbenribben (N 52°47'5.5", E 5°59'1"), Binnenpolder Tienhoven (N 52°10'30.7", E 5°6'0.4"), en het Ilperveld (N 52°26'35.7", E 4°55'56.1").



Figuur 4.2. De constructie met binnenste en buitenste kolommen, waarmee de waterstand in de veenkernen kan worden gereguleerd volgens het principe van communicerende vaten. De controle-kernen met een waterstand op 0 cm (A) bleven ongewijzigd gedurende het experiment. Inundatie (+15 cm) werd bewerkstelligd met behulp van een pompsysteem met inlaat en uitlaat (B), en droogte (-15 cm) is nagebootst door de binnenste kolom te verhogen met 30 cm ten opzichte van de buitenste kolom (C).

Figure 4.2. Experimental set-up. Via the principle of communicating vessels the water level in the soil cores was regulated. Reference cores with a water level at 0 cm (A) remained unchanged throughout the experiment. Inundation (+15 cm) was simulated by a pumping system with inlet and outlet (B), and drought (-15 cm) was simulated by raising the inner columns by +30 cm (C).

In het 16 weken durende experiment zijn de veenkernen onderworpen aan verschillende behandelingen voor waterkwaliteit en waterstand (Tabel 4.2). Binnen de behandeling waterkwaliteit is onderscheid gemaakt tussen 'schoon' water, en P-rijk water. Binnen de behandeling waterstand is onderscheid gemaakt tussen drie situaties:

- 1) Een controle-situatie met de waterstand aan het oppervlak (0 cm) gedurende het gehele experiment
- 2) Een situatie met eerst droogte (waterstand +15 cm), en vervolgens inundatie (waterstand +15 cm)
- 3) Een situatie met eerst inundatie (waterstand +15 cm), en vervolgens droogte (waterstand -15 cm)

Tabel 4.2. Overzicht van de verschillende behandelingen/factoren die zijn getoetst in het kolom experiment (n=4, totaal n=72).

Table 4.2. An overview of the different treatments/factors that were tested in this mesocosm experiment (n=4, totaal n=72).

Combinatie	Location	Moss species	Water level (cm)	Water quality
1	Stobbenribben	<i>Scorpidium scorpioides</i>	0	schoon
2	Stobbenribben	<i>Scorpidium scorpioides</i>	-15 -> +15	schoon
3	Stobbenribben	<i>Scorpidium scorpioides</i>	+15 -> -15	schoon
4	Stobbenribben	<i>Scorpidium scorpioides</i>	0	P-rijk
5	Stobbenribben	<i>Scorpidium scorpioides</i>	-15 -> +15	P-rijk
6	Stobbenribben	<i>Scorpidium scorpioides</i>	+15 -> -15	P-rijk
7	B.P. Tienhoven	<i>Calliergon giganteum</i>	0	schoon
8	B.P. Tienhoven	<i>Calliergon giganteum</i>	-15 -> +15	schoon
9	B.P. Tienhoven	<i>Calliergon giganteum</i>	+15 -> -15	schoon
10	B.P. Tienhoven	<i>Calliergon giganteum</i>	0	P-rijk
11	B.P. Tienhoven	<i>Calliergon giganteum</i>	-15 -> +15	P-rijk
12	B.P. Tienhoven	<i>Calliergon giganteum</i>	+15 -> -15	P-rijk
13	Ilperveld	<i>Sphagnum palustre</i>	0	schoon
14	Ilperveld	<i>Sphagnum palustre</i>	-15 -> +15	schoon
15	Ilperveld	<i>Sphagnum palustre</i>	+15 -> -15	schoon
16	Ilperveld	<i>Sphagnum palustre</i>	0	P-rijk
17	Ilperveld	<i>Sphagnum palustre</i>	-15 -> +15	P-rijk
18	Ilperveld	<i>Sphagnum palustre</i>	+15 -> -15	P-rijk

Elke waterstands-situatie is gesimuleerd met zowel schoon water als P-rijk water, en voor elke behandelingscombinatie zijn vier veenkernen toegewezen (n=4). Hoewel de kwaliteit van het oppervlaktewater in het veld niet hetzelfde is in de drie afzonderlijke gebieden, is er voor gekozen om voor de drie veentypen dezelfde waterkwaliteit te hanteren (Tabel 4.3), omwille van statistisch verantwoorde vergelijkingen. De o-PO₄ concentraties van 15 µM in het toegediende water voor P-rijke omstandigheden zijn erg hoog, maar desalniettemin representatief voor oppervlaktewater in veengebieden die zijn gelegen binnen of naast landbouwgebieden (o.a. Koerselman *et al.*, 1990).

Tabel 4.3. Concentraties in het water dat is ingelaten in de kolommen. De concentraties zijn gebaseerd op achtergrondconcentraties die gebruikelijk zijn voor trilvenen in NW-Overijssel, en van ortho-P, NH₄ en SO₄ concentraties die in de boezem nabij landbouwgronden voorkomen (Cusell *et al.*, 2013a).

Table 4.3. Chemical composition of the supplied water.

Chemicaliën	Concentratie (µmol l ⁻¹)
CaCl ₂ .2H ₂ O	1500
MgCl ₂ .6H ₂ O	300
KCl	100
NaHCO ₃	2000
NaH ₂ PO ₄ .H ₂ O	15 (alleen voor de P-rijke behandeling)

In de situatie met een waterstand op 0 cm en op -15 cm is de waterkwaliteit beïnvloed door het water in de buitenste kolom op T=0 te vervangen door schoon dan wel P-rijk water. In de situatie met hoge waterstand is doorstroming door de kragge gesimuleerd

door middel van een pompsysteem, waarbij water druppelsgewijs werd ingelaten boven de binnenste kolom, en het water via een uitlaat in de buitenste kolom het systeem weer kon verlaten (Figuur 4.2). Op deze manier is een flux van 56.6 liter water per m² per dag gehanteerd. De aanvoer van P in de kolommen met hoge waterstand en P-rijke behandeling betrof zodoende 9.6 g per m² per jaar.

Het experiment is onderverdeeld in *periode 1* en *periode 2*, met een peilomslag-moment halverwege. Op T=7 weken werden de bodems met verlaagde waterstand onderworpen aan inundatie en de bodems waar tijdens de eerste helft van het experiment water op stond werden juist onderworpen aan een verlaagde waterstand. De controle situatie bleef onveranderd. Periode 1 representeert de veld situatie net na de winter, wanneer de plantengroei beperkt is en de invloed hiervan nog relatief gering. Periode 2 is representatief voor de situatie later in het groeiseizoen, wanneer de planten de kans hebben gekregen zich te ontwikkelen en een grotere invloed kunnen uitoefenen op de gemeten variabelen. De peilomslag vond plaats door middel van het omhoog halen dan wel laten zakken van de binnenste kolom ten opzichte van de buitenste kolom (Figuur 4.2).

Het experiment is uitgevoerd in een klimaatcel (Figuur 4.3), waarbinnen zomer condities waren gesimuleerd. Dat betekent dat de veenkernen zijn onderworpen aan een temperatuur van 18°C, en aan 16 uur licht per dag. De waterstanden zijn drie keer per week gecontroleerd en waar nodig aangevuld met demi-water om voor verdamping te compenseren. Om de invloed van vegetatie-ontwikkeling gedurende het experiment goed te kunnen meenemen, is alle bovengrondse planten biomassa voorafgaand aan het experiment afgeknipt.



Figuur 4.3. Foto van de kolomconstructies in de klimaatcel.

Figure 4.3. An impression of the experimental setup of this mesocosm experiment.

Element concentraties in de bovenste 10 cm van de veenkernen is bepaald aan de hand van totaaldestructie in de magnetron met 4,0 ml HNO₃ (65%) en 1,0 ml HCl (37%), waarna eveneens totaalconcentraties zijn gemeten met de ICP (Bettinelli *et al.*, 1989; Westerman 1990).

Tijdens het experiment is wekelijks met behulp van rhizons in de bovenste 10 centimeter van de veenkern bodemvocht bemonsterd. Deze rhizons zijn gedurende het hele experiment in de veenkern blijven staan. Ook is wekelijks de hoogte van de oppervlakte van de veenkernen bepaald. Van de bodemvocht monsters is wekelijks de pH, alkaliniteit en het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) bepaald. Verder zijn van de bodemvocht monsters met behulp van de Auto Analyzer de concentraties aan NH₄ en NO₃, ortho-PO₄, opgeloste organische koolstof (DOC), SO₄ en Cl bepaald en met behulp van ICP de concentraties aan totaal P, Fe, Ca en S volgens het schema in Tabel 4.4.

Na de eerste 7 weken en aan het einde van het experiment is een vegetatie opname uitgevoerd en is de vitaliteit van de mossen met betrekking tot fotosynthese bepaald met behulp van een Junior-PAM fluorometer (Heinz Walz GmbH). Met deze PAM-meter kan de maximale fotosyntheseopbrengst van het 2^e fotosysteem worden gemeten. Dit

kan vervolgens worden uitgedrukt als een F_v/F_m -waarde die gelijk is aan $(F_m - F_0)/F_m$. Hierbij is F_m de maximale fluorescentie van het chlorofyl door een sterke lichtpuls, terwijl F_0 de basis fluorescentie opbrengst is bij een lage lichtpuls (beiden worden onder donker geacclimatiseerde omstandigheden gemeten).

Ten slotte is aan het einde van het experiment de vegetatie geoogst, gedroogd, en is de bovengrondse biomassa van de vaatplanten bepaald, waarbij onderscheid is gemaakt tussen de families Cyperaceae (zeggesoorten), Juncaceae (russenfamilie), Poaceae (grassoorten), Menyanthaceae (watergentiaanfamilie) en een groep overige soorten.

Vervolgens is van de totale bovengrondse biomassa per kolom de C en N concentratie bepaald met behulp van de CNS Analyzer, en is de totale P-concentratie gemeten met de ICP. Aan de hand van de N:P ratio in de vegetatie is vervolgens een schatting gemaakt van de nutriëntlimitatie (Koerselman & Meuleman, 1996).

Tabel 4.4. Overzicht van de metingen per week.

Table 4.4. An overview of the weekly measurements.

T (week)	Meting
0	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
1	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
2	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
3	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
4	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV
5	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
6	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV
7	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP, vegetatie opname, vitaliteit van de mossen
Waterstands-omslagpunt	
8	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
9	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
10	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
11	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
12	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV
13	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP
14	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV
15	Bodemhoogte, alkaliniteit, pH, EGV, Auto-Analyzer, ICP, vegetatie opname, vitaliteit van de mossen, biomassa, totaaldestructie van de vegetatie, totaaldestructie van de bodem

4.1.2 Statistische analyses

Verschillen in beginwaarden tussen de drie veentypen zijn getest met een 1-weg ANOVA-analyse en LSD post-hoc analyses met als hoofdeffect 'veentype'.

Alle metingen die zijn gedaan over de tijd zijn benaderd met een lineair 'mixed model' met waterkwaliteit en waterstand als hoofdeffecten. Voor de drie verschillende locaties zijn aparte tijdreeks-analyses uitgevoerd, omdat de biogeochemische verschillen in de bodem zo groot waren. Om de verschillen tussen periode 1 en periode 2, dat is voor en na het peilomslagpunt, mee te kunnen nemen is het effect van de waterstand onderverdeeld in zes verschillende behandelingen: 0 cm in periode 1, -15 cm in periode 1, +15 cm in periode 1, en 0 cm in periode 2, -15 cm in periode 2, +15 cm in periode 2. Verschillen tussen deze waterstandsbehandelingen zijn vervolgens getest met LSD post-hoc analyses, waarbij eventuele verschillen tussen in de referentiekernen met de waterstand op 0 cm tussen periode 1 en periode 2 zijn gebruikt als indicator voor het optreden van een tijdseffect.

De vegetatiebepalingen die zijn uitgevoerd aan het einde van het experiment, zijn benaderd met een 1-weg ANOVA analyse met als hoofdeffect 'veentype' om verschillen tussen de veentype (locaties) te testen. De verschillende behandelingen zijn per veentype afzonderlijk getest aan de hand van een 2-weg ANOVA analyse met LSD post-hoc analyses, met waterstand en waterkwaliteit als hoofdeffecten. Binnen het

effect waterstand is hierbij onderscheid gemaakt tussen drie behandelingen: waterstand op 0 cm, van -15 cm naar +15 cm, en van +15 cm naar -15 cm.

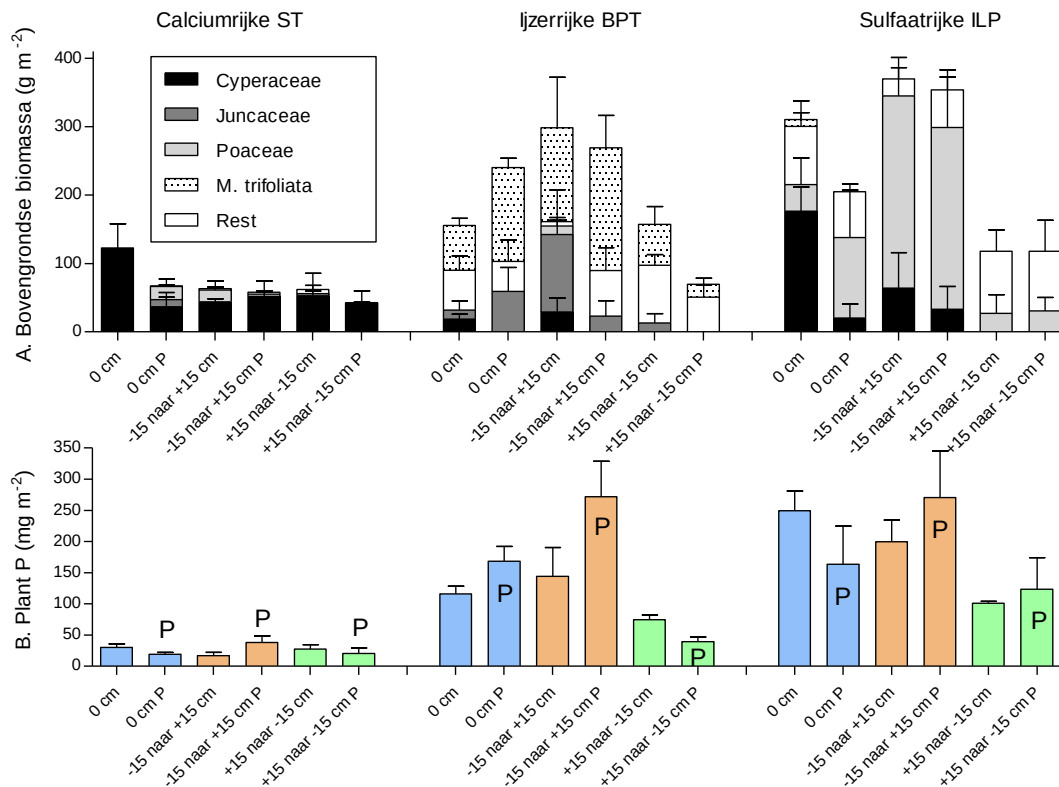
Alle statistische analyses zijn gedaan in SPSS 20.0 voor Windows. Alle statistische uitkomsten van de behandelings-effecten over de tijd gedurende het experiment staan in Appendix B.

4.2 Resultaten en discussie

4.2.1 De vegetatie ontwikkeling

Aan het einde van het experiment was de totale bovengrondse biomassa in het kalkrijke veen ST duidelijk lager dan in de ijzerrijke BPT en de sulfaatrijke ILP (Figuur 4.4). Gek genoeg leidde gebruik van P-rijk water niet tot algeheel verhoogde plantengroei, maar alleen in de behandeling waarin eerst inundatie werd toegepast (en daarna droogte). Waterkwaliteit had wel invloed op de soortensamenstelling van de vegetatie. Onder P-rijke condities nam bijvoorbeeld het aandeel aan Carex-soorten in de kalkrijke ST af, vooral in de referentiekernen met een waterstand van 0 cm.

Waterstandsfluctuaties leidden in de kalkrijke ST niet tot veranderingen in bovengrondse biomassa; deze was en bleef relatief laag. De waarden aan het einde van het experiment zijn wel lager dan die in het veld, die ca 200-250 g m⁻² bedragen (Cusell *et al.*, 2014). In de ijzerrijke BPT en de sulfaatrijke ILP was de maximale biomassa ca 3-4 keer hoger dan in ST, en werd wel beïnvloed door de waterstand. De biomassa was relatief laag als er eerst, direct na de bemonstering en het knippen van de vegetatie, inundatie werd toegepast en daarna droogte. Dit is mogelijk te wijten aan gebrek aan zuurstof in de eerste periode, in combinatie met de productie van toxische stoffen als gereduceerd ijzer, ammonium en, in de sulfaatrijke ILP, aan sulfide. In de veenkernen die echter eerst aan relatief droge condities werden blootgesteld, en daarna pas onder water werden gezet, was de bovengrondse biomassa veel hoger dan in de veenkernen met andere behandelingen. Dit was het geval voor zowel de ijzerrijke BPT als de sulfaatrijke ILP, en vooral Riet leek hiervan te profiteren. In de eerste periode was de beschikbaarheid van zuurstof hoog genoeg, waardoor de vegetatie zich goed kon ontwikkelen. Dit verklaart ook waarom gebruik van P-rijk water alleen in deze behandeling leidde tot (nog) hogere biomassaproductie. Als de plantengroei geremd is door andere factoren, zoals zuurstofgebrek, kan de vegetatie de extra P ook niet opnemen.



Figuur 4.4. Bovengrondse biomassa per m² verdeeld in verschillende vegetatie groepen (A), en totale P-gehalten in biomassa per m² (B), zoals gemeten aan het einde van het experiment. Gemiddelden met standaard fouten zijn getoond (n=4).

Figure 4.4. Above-ground biomass per m² divided into different vegetation groups (A) and total P in above-ground biomass per m² (B) at the end of the experiment. Different water level treatments are indicated, and P stands for P-addition. Means with standard errors are shown (n=4).

De drie veentypen verschilden duidelijk in N- en P-gehalte van de vegetatie, de N:P ratio en de totale hoeveelheid P in de bovengrondse vegetatie (Tabel 4.4.). In de kalkrijke ST waren de P-gehalten aan het einde van het experiment erg laag, en de N:P ratio met waarden rond de 40 g g⁻¹ erg hoog, wat duidelijk wijst op P-limitatie (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). Ook onder normale condities is de vegetatie van de Stobbenribben duidelijk P-gelimiteerd (Kooijman, 1993; Cusell *et al.*, 2013a), maar over het algemeen zijn de N:P ratio's in het veld niet hoger dan 25. Dit geeft aan dat het tekort aan P tijdens het experiment wel erg hoog was, zelfs in de P-rijke behandelingen, wat, naast de kortere groeiperiode, mogelijk kan verklaren dat de biomassa aan het einde van het experiment lager was dan in het veld (Cusell *et al.*, 2014 b). Alleen wanneer de vegetatie goed kon groeien, zoals na droogte in de eerste periode, nam de N:P ratio af naar 18, wat aangeeft dat de P-tekorten min of meer zijn opgeheven. De totale hoeveelheid opgenomen P nam, net als de bovengrondse biomassa, echter niet significant toe.

In de ijzerrijke BPT lag de N:P ratio aan het einde van het experiment rond de 27, wat ook nog duidt op te weinig P, maar wel in mindere mate dan in de kalkrijke ST. Als de vegetatie goed kon groeien, na droogte in de eerste periode, nam de door de vegetatie opgenomen hoeveelheid P echter wel toe. Maar alleen toevoeging van P-rijk water leidde tot een afname van de N:P ratio tot 15, wat aangeeft dat N en P min of meer in balans zijn. De hoeveelheid door de vegetatie opgenomen P nam in deze behandeling ook extra toe. In de sulfaatrijke ILP waren de P-gehalten van de vegetatie altijd relatief hoog, en de N:P ratio relatief laag. In alle behandelingen lag deze aan het einde van het experiment rond de 15, zelfs als de vegetatie goed kon groeien. Dit geeft aan dat P in het Ilperveld geen beperkende factor is, en toevoeging van P in geen enkel geval leidde tot hogere opname of biomassaproductie.

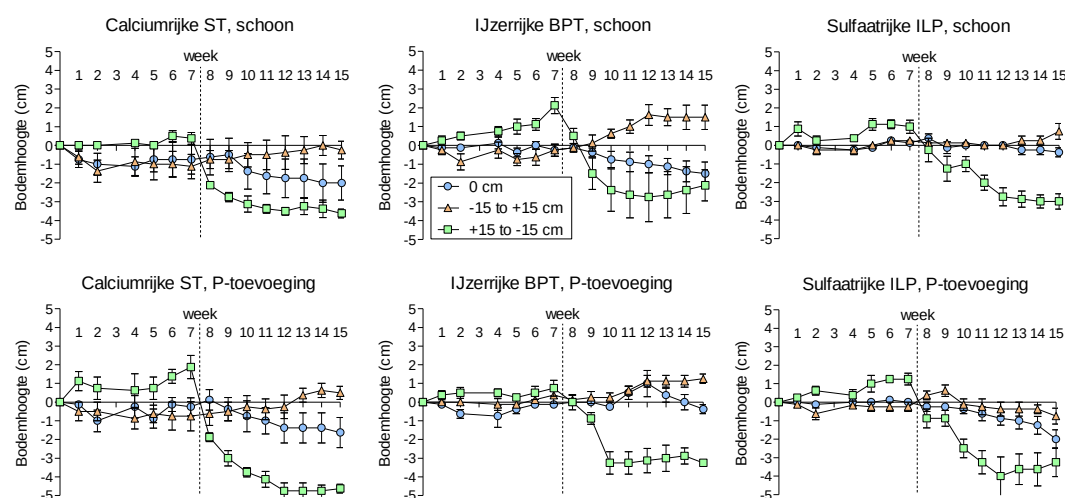
Tabel 4.4. Totale N- en P-gehalten met N:P ratios in bovengrondse vegetatie na de verschillende behandelingen aan het einde van het experiment. Gemiddelden met st. deviaties zijn getoond (n=4).

Table 4.4. Total N- and P-contents and N:P ratios of above-ground vascular plant tissue upon different treatments, as measured at the end of the experiment. Means with standard deviations are shown (n=4).

Behandeling	Plant P (g kg ⁻¹)	Plant N (g kg ⁻¹)	Plant N:P (g g ⁻¹)
<i>Stobbenribben (ST)</i>			
0 cm	0.27(0.06)	12.3(1.2)	46.9(7.7)
0 cm P-rich	0.30(0.08)	13.2(2.1)	45.7(10.8)
-15 naar +15 cm	0.33(0.12)	12.5(3.0)	39.2(5.4)
-15 naar +15 cm P-rich	0.73(0.18)	14.0(2.4)	18.7(2.9)
+15 naar -15 cm	0.37(0.20)	14.9(3.8)	44.6(11.1)
+15 naar -15 cm P-rich	0.57(0.29)	22.5(5.9)	43.0(10.6)
<i>Binnenpolder Tienhoven (BPT)</i>			
0 cm	0.82(0.24)	21.1(2.4)	26.7(5.3)
0 cm P-rich	0.59(0.13)	17.4(2.5)	29.6(2.0)
-15 naar +15 cm	0.51(0.08)	12.9(1.7)	25.6(5.9)
-15 naar +15 cm P-rich	1.09(0.27)	16.3(4.3)	15.0(1.7)
+15 naar -15 cm	0.49(0.08)	16.9(0.9)	35.0(4.6)
+15 naar -15 cm P-rich	0.57(0.05)	18.7(2.0)	32.6(1.9)
<i>Ilperveld (ILP)</i>			
0 cm	0.80(0.09)	11.6(2.3)	14.4(1.3)
0 cm P-rich	0.91(0.24)	11.9(2.1)	13.5(2.4)
-15 naar +15 cm	0.56(0.10)	11.7(5.7)	20.2(6.4)
-15 naar +15 cm P-rich	0.78(0.18)	11.4(2.9)	14.7(3.0)
+15 naar -15 cm	0.91(0.29)	13.5(2.4)	15.4(2.8)
+15 naar -15 cm P-rich	0.85(0.16)	15.7(5.5)	18.5(4.2)

4.2.2 Hoogte van het bodemoppervlak en droge bulkdichtheid

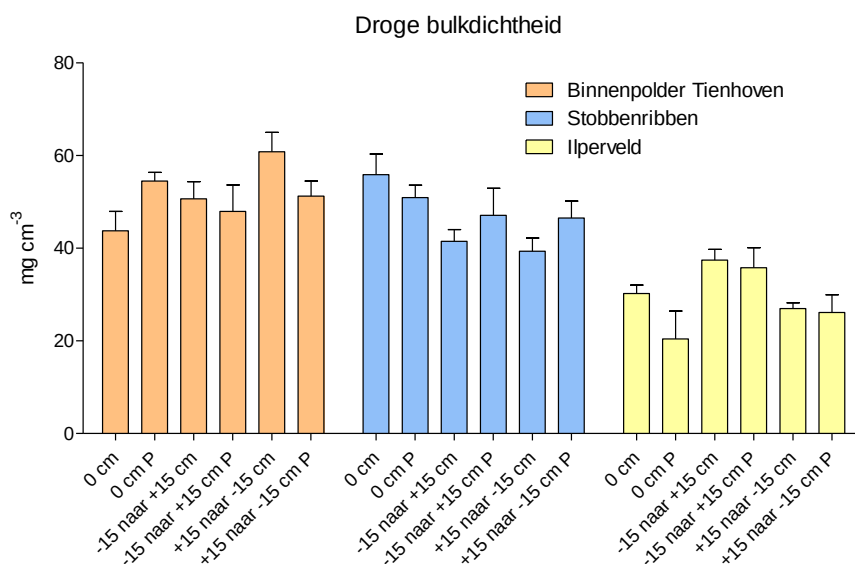
In alledrie de veentypen was er sprake van een significante invloed van de waterstand op de hoogte van het bodemoppervlak (Figuur 4.5; Appendix B). De toevoeging van P-rijk water had hier echter geen invloed op. De referentiekernen met waterstand op 0 cm lieten geen significante veranderingen over de tijd zien, maar bij droogte was er sprake van een sterke bodemdaling. Dit was echter alleen het geval wanneer de droogte voorafgegaan was door inundatie, waarbij de plantengroei moeizaam tot ontwikkeling kwam. In dit geval kon droogte leiden tot een daling van wel 3-5 centimeter. Inundatie daarentegen leidde in alle veentypen tot het mee omhoogdrijven van het bodemoppervlak, zowel met als zonder voorafgaande droogte.



Figuur 4.5. Hoogte van het bodemoppervlak van de veenkernen ten opzichte van de beginsituatie. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B.

Figure 4.5. Height of the peat soil surface just below the living moss layer in relation to the inner core. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown (n=4).

De droge bulkdichtheid van de veenbodems, gemeten aan het einde van het experiment, was niet significant beïnvloed door de waterstand (Figuur 4.6). Ook het effect van de waterkwaliteit was niet significant. Wel was de bulkdichtheid van de *Sphagnum*-kernen uit het Ilperveld lager dan van de veenkernen met basenrijke mossoorten uit de andere twee gebieden, zoals ook gebleken uit het incubatie experiment (Hoofdstuk 5).



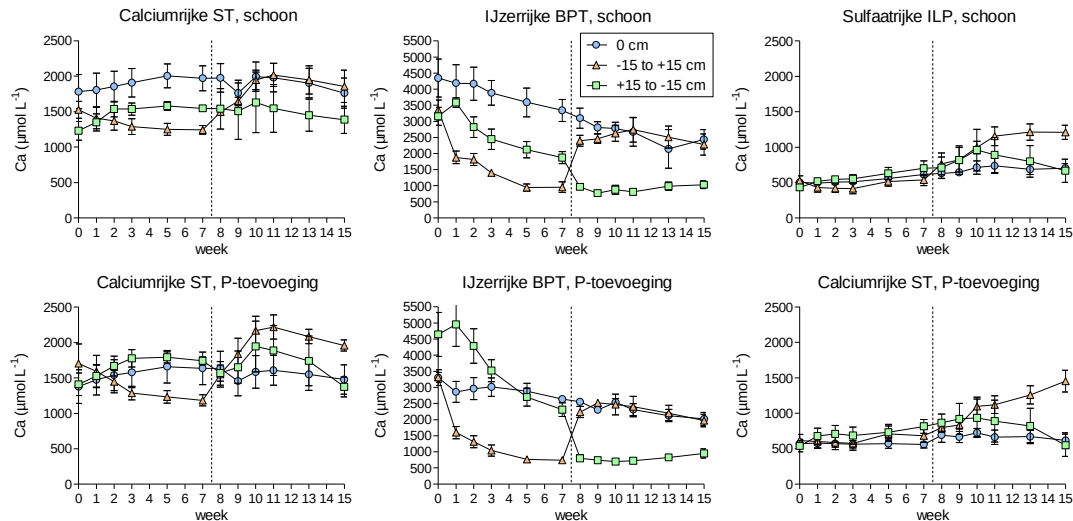
Figuur 4.6. Droge bulkdichtheid van de bovenste 10 cm van de veenbodems aan het einde van het experiment.

Figure 4.6. Dry bulk density of the upper 10 cm of the peat soil as measured at the end of the experiment.

4.2.3 De zuurbuffcapaciteit en pH in bodemvocht

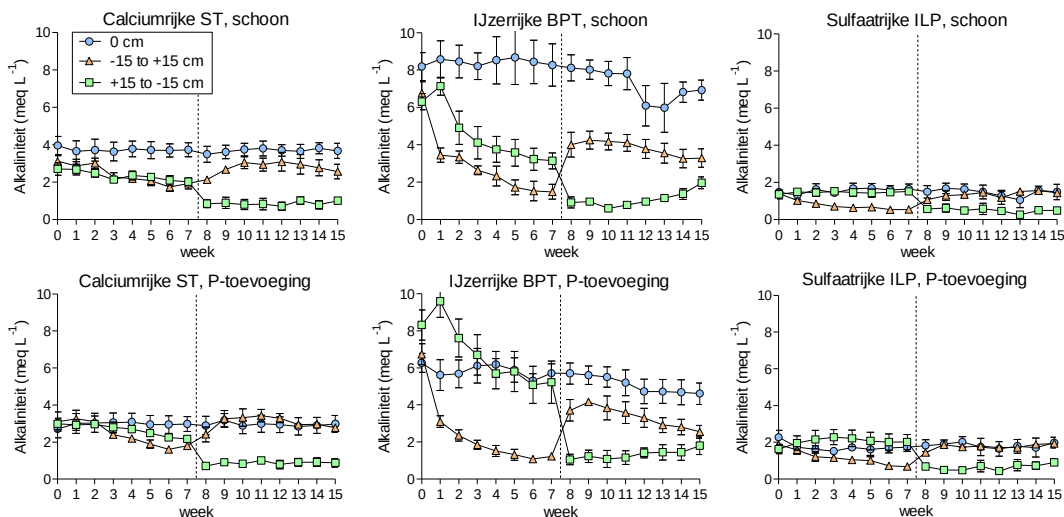
De invloed van de waterkwaliteit (extra aanvoer van P) was in geen van de drie veentypen significant voor de Ca-concentraties (Figuur 4.7), de alkaliniteit (Figuur 4.8) en de pH (Figuur 4.9) van het bodemvocht. De waterstand daarentegen was voor alle drie parameters van grote betekenis. De referentiekernen met een waterstand op 0 cm lieten geen significante verschillen zien over de tijd, maar droogte leidde over het algemeen tot een afname in Ca-concentraties, vooral in de ijzerrijke BPT. In BPT speelt ook nog mee dat de bodem niet alleen ijzerrijk is, maar ook relatief hoge Ca-concentraties in het bodemvocht bevat, die feitelijk hoger waren dan in het water dat in het experiment werd toegepast. Daardoor trad verdunning op, en namen de Ca-concentraties bij inundatie af. In het Ilperveld waren de initiële Ca-concentraties lager dan de in het experiment gebruikte waarden, en was een kleine verhoging zichtbaar.

Ook de alkaliniteit nam af bij droogte, wat behalve door verdunning vooral werd veroorzaakt door oxidatieprocessen, waarbij alkaliniteit wordt geconsumeerd, en zuur geproduceerd (Stumm & Morgan, 1996). Daarnaast speelde in de ijzerrijke BPT ook verdunning mee als gevolg van hogere initiële alkaliniteitswaarden. In de calciumrijke ST en sulfaatrijke ILP was de afname in alkaliniteit bij droogte sterker in periode 2, nadat eerst inundatie had plaatsgevonden, en de hergroei van de vegetatie geremd was. Mogelijk zijn er in de eerste natte fase meer oxideerbare componenten gevormd. Mogelijk was ook de microbiële invloed in de tweede periode groter, omdat de vegetatie zich niet goed hersteld had.



Figuur 4.7. Verloop van de Ca-concentraties in het bodemvocht. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B. NB: Voor de verschillende gebieden zijn verschillende assen gehanteerd omwille van de leesbaarheid.

Figure 4.7. Ca-concentrations in soil porewater. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown ($n=4$). Note that the scales on the y-axis differ between graphs.

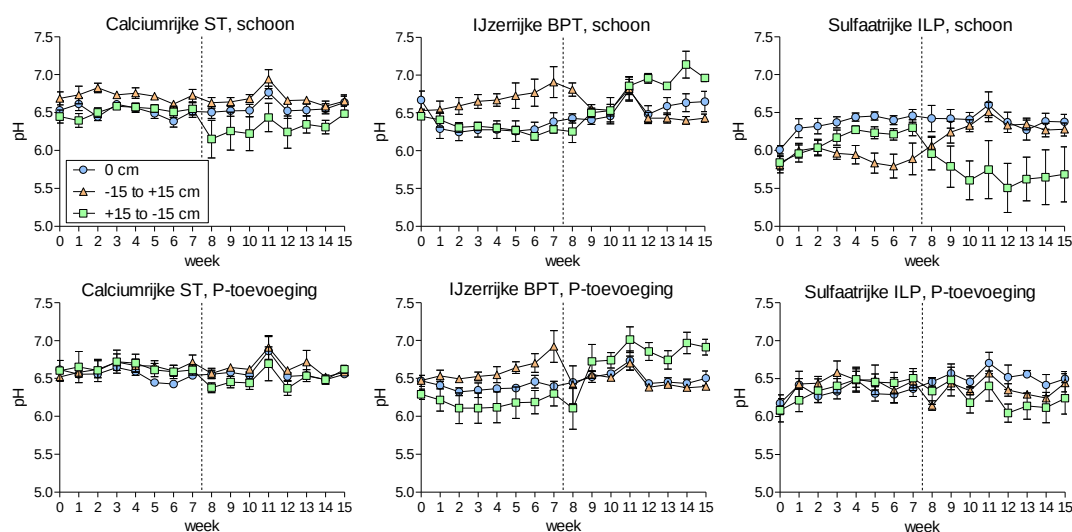


Figuur 4.8. Verloop van de alkaliniteit in het bodemvocht. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B.

Figure 4.8. Alkalinities in soil porewater. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown ($n=4$).

De invloed van droogte op de pH was echter opmerkelijk gering. In de calciumrijke ST was het effect van droogte op pH niet significant, en schommelden de waarden rond de 6.5. In de ijzerrijke BPT was bij droogte sprake van een toename in pH, in plaats van een afname, hoewel de Ca-concentraties en de alkaliniteit afnamen. Dit heeft mogelijk te maken met ontgassing van een overmaat aan CO_2 , dat in dit grondwatergevoede systeem mee kan komen met het kwelwater, en kan zorgen voor een toename in pH ($\text{pH} = 6.4 + \log([\text{HCO}_3^-]/[\text{CO}_2])$) (Stumm and Morgan, 1996). De combinatie van een afname in alkaliniteit en een toenemende pH in Binnenpolder Tienhoven zou op die manier tot neerslag van Ca-mineralen kunnen hebben geleid (Boyer & Wheeler, 1989). Dit zou vervolgens de netto afname in Ca-concentraties verklaren, ondanks het verdikkingseffect als gevolg van verhoogde evaporatie in de zomer. In de sulfaatrijke ILP leidde droogte echter tot een duidelijke daling in pH, met name als gevolg van de afname in alkaliniteit.

Ook inundatie heeft een duidelijke invloed op de buffercapaciteit. In de calciumrijke ST gingen de Ca-concentraties bij inundatie omhoog in zowel periode 1 als 2, waarschijnlijk als gevolg van de aanvoer van calcium via het inundatiewater. In deze behandeling werden de kolommen doorstroomd met een waterflux van 56.6 l m^{-2} per dag, wat een aanvoer van 84.9 mmol m^{-2} per dag betekent. Op deze manier kan inundatie bijdragen aan een permanente verhoging van de buffercapaciteit, die immers niet alleen uit de hoeveelheid bicarbonaat in het water bestaat, maar ook uit de hoeveelheid Ca aan het adsorptiecomplex (Stumm & Morgan, 1996). In de ijzerrijke BPT was dit aanrijkingseffect van Ca pas in de tweede inundatieperiode zichtbaar, omdat de kolommen zich in de eerste periode nog moesten instellen op de lagere Ca-concentraties in het aanvoerwater dan de initiële waarden. In de sulfaatrijke ILP, waar de initiële Ca-concentraties lager waren dan het aanvoerwater, liepen de Ca-concentraties tijdens de inundatie in beide perioden geleidelijk op.



Figuur 4.9. Verloop van de pH in het bodemvocht. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B.

Figure 4.9. pH in soil porewater. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown ($n=4$).

Inundatie zou moeten leiden tot een hogere alkaliniteit, niet alleen als gevolg van de aanvoer van Ca en bicarbonaat via het inundatiewater, maar ook als gevolg van reductieprocessen, die optreden onder anaerobe condities (Stumm & Morgan, 1996). In de calciumrijke ST nam de alkaliniteit bij inundatie echter alleen toe in de tweede periode, nadat de bodems onderhevig waren geweest aan een periode van droogte. Ook in de ijzerrijke BPT nam de alkaliniteit bij inundatie pas toe in de tweede periode. In de eerste periode nam deze bij inundatie in BPT nog af als gevolg van de lagere concentraties in het aanvoerwater. In de sulfaatrijke ILP was de alkaliniteit bij inundatie wel in beide perioden hoger dan bij droogte.

Evenals bij droogte was de verandering in pH bij inundatie betrekkelijk gering. In de calciumrijke ST was het effect van inundatie niet significant, en bleef de pH rond de 6.5 schommelen. In de ijzerrijke BPT nam de pH tot op zekere hoogte af bij inundatie, als gevolg van de verdunning van Ca-concentraties en alkaliniteit. In de sulfaatrijke ILP nam de pH bij inundatie een beetje toe, hoewel niet significant.

De bovenstaande resultaten laten zien dat de basenrijkdom van het inundatiewater, in combinatie met de biogeochemische eigenschappen van de veentypen zelf, van groot belang is. In de calciumrijke ST, waar de basenrijkdom van het inundatiewater overeenkwam met de oorspronkelijke waarden, leidde droogte tot betrekkelijk weinig veranderingen in buffercapaciteit, en tot een daling van de alkaliniteit in vooral de

tweede periode. Een significante daling van de pH trad echter niet op. Inundatie met basenrijk water daarentegen leidde tot sterke verhoging van de Ca-concentraties, als gevolg van de grote aanvoer. In de calciumrijke ST lijkt inundatie te leiden tot een permanente verhoging van de buffercapaciteit.

In de ijzerrijke BPT waren de initiële Ca-concentraties en alkaliniteit echter hoger dan het toegepaste inundatiewater, en trad aanrijking van de buffercapaciteit pas in de tweede periode op. Dit is in het veld geen irreële situatie, omdat Ca-concentraties van ca 3600 $\mu\text{mol L}^{-1}$ alleen gevonden worden in sterke kwelplekken, en in het lokale oppervlaktewaterstelsel veelal lager zijn. In BPT trad verhoging van de Ca-concentraties, en permanente verhoging van de buffercapaciteit pas in de tweede periode op. Dit maakt verhoging van de buffercapaciteit via inundatie minder gemakkelijk. Zolang de buffercapaciteit als gevolg van een hoge kweldruk echter hoog genoeg is, is dit geen probleem.

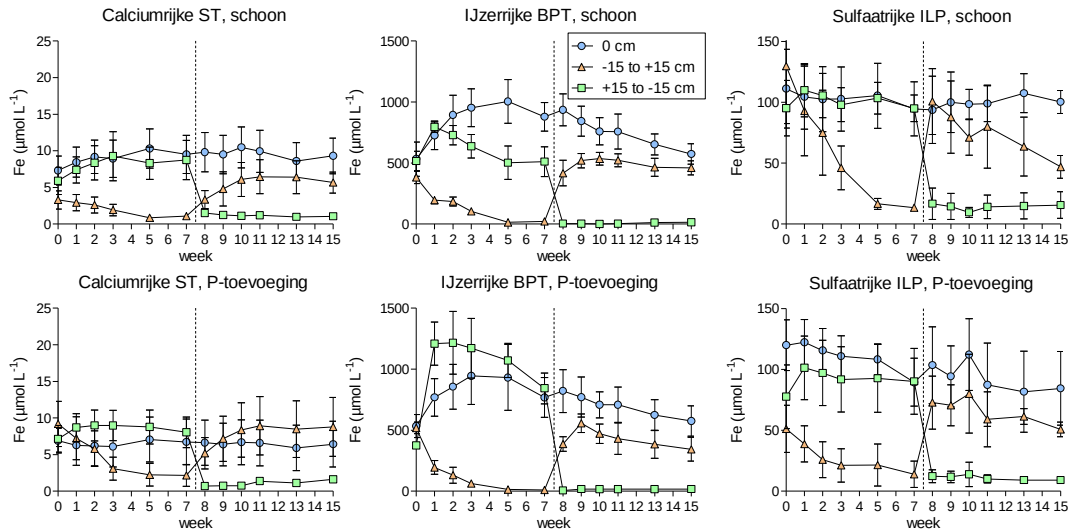
In de sulfaatrijke ILP was de buffercapaciteit relatief laag, en de moslaag gedomineerd door veenmossen in plaats van basenrijke trilveenmossen. Hier was de buffercapaciteit van het oppervlaktewater hoger dan in het veen, wat ook in werkelijkheid het geval is. In ILP kan inundatie leiden tot verhoging van de buffercapaciteit. Aan de andere kant is de verhoging zo gering dat het de vraag is of dit veel zin heeft.

4.2.4 IJzer, zwavel en DOC in bodemvocht

De concentraties aan Fe, S en DOC werden over het algemeen niet beïnvloed door waterkwaliteit (Figuur 4.10; 4.11; 4.12), en de referentiekernen vertoonden geen significante verschillen over de tijd. Wel was er in alle drie de veentypen bij droogte, waarbij ook verzuring optrad als gevolg van oxidatieprocessen, sprake van een sterke afname van Fe-concentraties en toename van S-concentraties. Dit is het gevolg van oxidatie van Fe^{2+} , wat leidt tot een afname van oplosbaar ijzer, en oxidatie van S^{2-} , gedeeltelijk gebonden binnen FeS_x , die leidt tot de vorming van goed oplosbaar SO_4 . Bij inundatie daarentegen namen de concentraties van oplosbaar ijzer in alle veentypen toe, wat duidt op reductie van Fe^{3+} and vorming van oplosbaar Fe^{2+} . Oplosbare S-concentraties namen tegelijkertijd af, wat wijst op reductie van SO_4 , en daaropvolgende binding van sulfiden in de vorm van FeS_x met een gedeelte van de Fe^{2+} dat vrijkwam. De afname van S-concentraties bij inundatie was sterker in de sulfaatrijke ILP dan in de andere twee veentypen, vooral in vergelijking met droogte. De sulfide-concentraties zijn zelf niet gemeten, maar deze sterke afname bij inundatie suggereert dat de vorming van sulfide in ILP ook veel sterker is, en mogelijk toxische waarden kan bereiken. Dit zou een reden kunnen zijn voor de slechte hergroei van de vegetatie bij inundatie direct na het knippen.

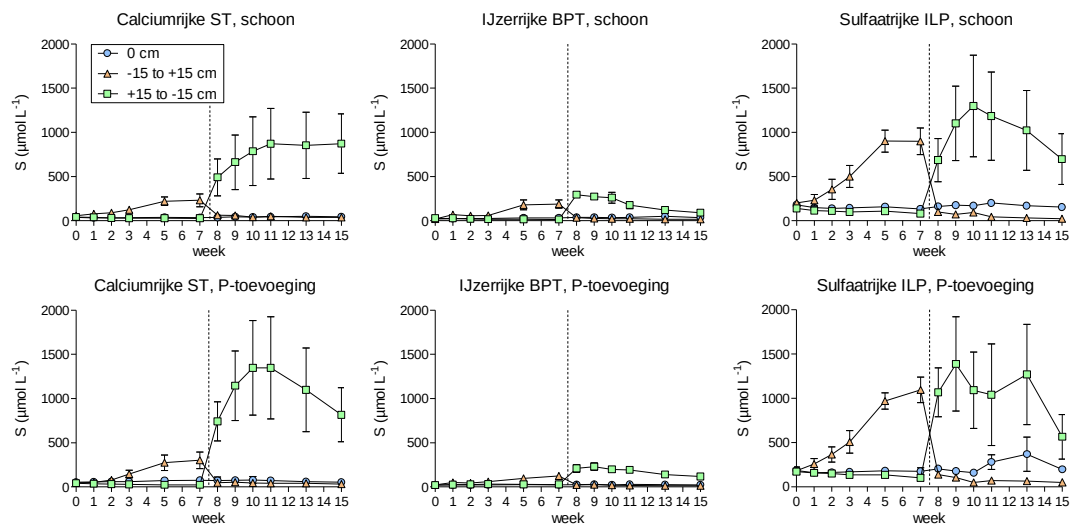
In de calciumrijke ST en met name in de sulfaatrijke ILP waren de veranderingen in oplosbare Fe en S concentraties bij droogte heviger wanneer er inundatie aan voorafging. Dit kan komen doordat er als gevolg van de reducerende omstandigheden meer oxideerbare componenten gevormd waren, zoals (ijzer)sulfiden. In de ijzerrijke BPT was er van veranderingen in S weinig sprake. De oxideerbare S-concentraties waren sowieso erg laag, zoals ook blijkt uit de lage S_{tot} concentraties in de bodem en de hoge bodem Fe:S ratio (Tabel 4.1).

Wel was er in de ijzerrijke BPT een duidelijke verschil tussen de twee perioden in Fe-concentraties, met name in de P-rijke behandeling. Bij inundatie in periode 1 namen de Fe-concentraties al toe in schoon water, zeker in vergelijking met de droogtebehandeling, maar deden dit vooral bij P-rijk water. Ook de DOC-concentraties namen juist bij inundatie met P-rijk water sterk toe. In de andere gebieden is dit effect van inundatie met P-rijk water echter niet waargenomen. Ook gebeurde dit in BPT niet bij inundatie in periode 2, wanneer er eerst sprake was van droogte, en de vegetatie zich intussen goed had kunnen ontwikkelen. In dat geval bleef de sterke verhoging van de Fe- en DOC-concentraties bij P-rijk water uit, mogelijk omdat P nu vooral werd opgenomen door de vegetatie in plaats van door de micro-organismen.



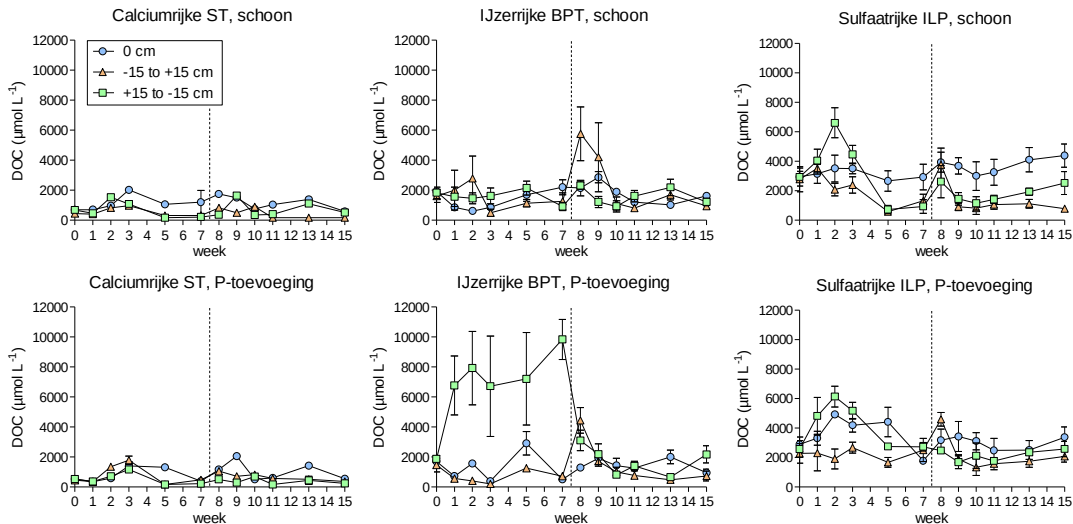
Figuur 4.10. Verloop van de Fe-concentraties in het bodemvocht. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B. NB: Voor de verschillende gebieden zijn verschillende assen gehanteerd omwille van de leesbaarheid.

Figure 4.10. Fe-concentrations in soil porewater. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown ($n=4$). Note that the scales on the y-axis differ between graphs.



Figuur 4.11. Verloop van de S-concentraties in het bodemvocht. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B.

Figure 4.11. S-concentrations in soil porewater. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown ($n=4$).



Figuur 4.12. Verloop van de DOC concentraties in het bodemvocht. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B.

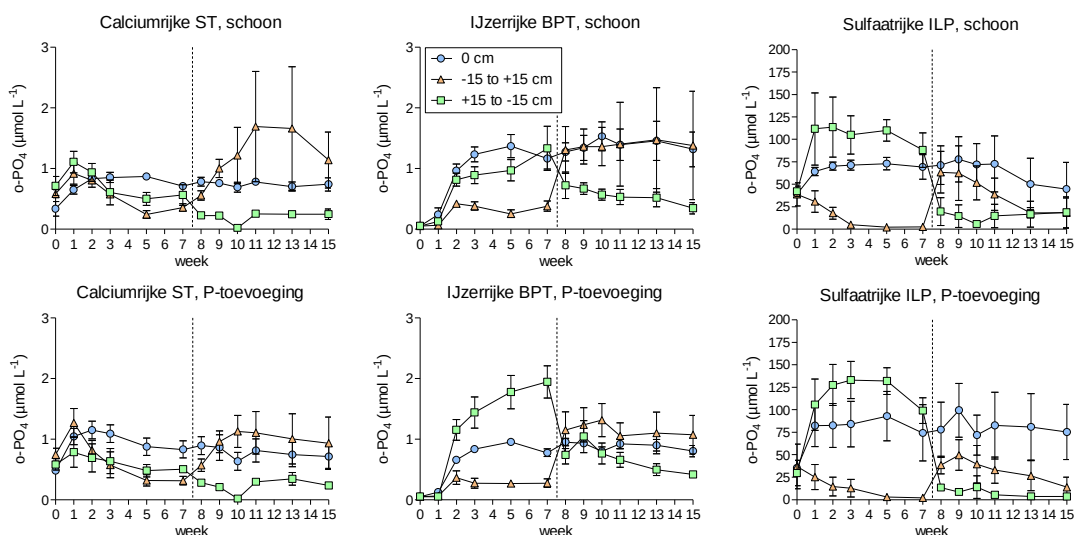
Figure 4.12. DOC-concentrations in soil porewater. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown ($n=4$).

4.2.5 Nutriëntenbeschikbaarheid in het bodemvocht

P-beschikbaarheid in het bodemvocht

De o-PO₄ concentraties in het bodemvocht werden in geen van de drie veentypen beïnvloed door waterkwaliteit, ondanks de verschillen in P-concentraties in het aanvoerwater (Figuur 4.13). Wel namen de o-PO₄ concentraties in het bodemvocht in de calciumrijke ST en de ijzerrijke BPT sterk af ten opzichte van het aanvoerwater. In het bodemvocht bedroegen de concentraties net als bij schoon water niet meer dan 2 µmol L⁻¹, terwijl dit in het aanvoerwater 15 µmol L⁻¹ was. In het afvoerwater was P zelfs nauwelijks detecteerbaar. Dit wijst erop dat er in ST en BPT in de P-rijke behandelingen een flinke opslag van P heeft plaatsgevonden, met name in de bodem. Opname door de vegetatie speelde alleen een rol bij inundatie na droogte, wanneer de plantengroei goed op gang kon komen. In de sulfaatrijke ILP was de P-concentratie van het aanvoerwater echter veel lager dan in het bodemvocht, waarin zeer hoge concentraties tot ca 130 µmol L⁻¹ niet ongewoon waren. Wel waren de P-concentraties bij P-rijk water ca 10 µmol L⁻¹ hoger dan bij schoon water.

Hoewel waterkwaliteit niet van invloed was op de P-concentraties in het bodemvocht, was de waterstand dat wel. In de kernen met een permanente waterstand van 0 cm gebeurde er niets, maar droogte en inundatie hadden een sterk significant effect in alle drie de veentypen. Droogte leidde overal tot verlaging van de P-concentraties, als gevolg van oxidatieprocessen en versterkte binding van P aan Fe. Deze resultaten zijn vergelijkbaar met de metingen in eerdere projecten, zoals bijvoorbeeld de metingen binnen het Flexpeil project in de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven (). Inundatie leidde daarentegen overal tot verhoging van de P-concentraties, als gevolg van de afname van de P-binding door reductie en hogere oplosbaarheid van Fe.



Figuur 4.13. Verloop van de o-PO₄ concentraties in het bodemvocht. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B. NB: Voor de verschillende gebieden zijn verschillende assen gehanteerd omwille van de leesbaarheid.

Figure 4.13. o-PO₄ concentrations in soil porewater. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown (n=4). Note that the scales on the y-axis differ between graphs.

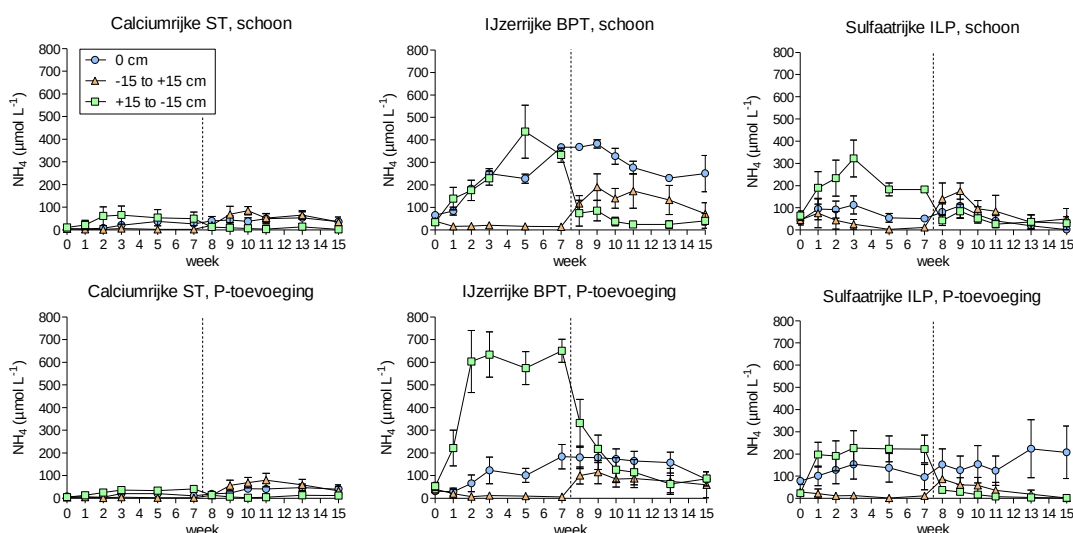
Ondanks deze algemene patronen was de respons in ieder veengebied toch verschillend. In de calciumrijke ST waren de P-concentraties relatief laag, en werden maar een klein beetje hoger bij inundatie, zelfs als er P-rijk water werd gebruikt. In de ijzerrijke BPT was dit ook zo, behalve bij inundatie met P-rijk water in de eerste periode, toen de vegetatie net geknipt was en de hergroei geremd door de hoge waterstanden. In deze situatie namen de P-concentraties in het bodemvocht sterker toe, net als Fe en DOC. Bij inundatie in de tweede periode, waarin de vegetatie zich wel hersteld had, gebeurde dit allemaal niet. Mogelijk werd P nu opgenomen door de vegetatie in plaats van door de micro-organismen. In de sulfaatrijke ILP, waar de P-concentraties in het bodemvocht al veel hoger waren dan in ST en BPT, trad er bij inundatie een enorme P-mobilisatie op, tot zeer eutrofe waarden van 130 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Desalniettemin kan de P-mobilisatie bij inundatie waarschijnlijk teruggedraaid worden door verdroging. In alle drie de veentypen daalden de P-concentraties in het bodemvocht bij verdroging, tot waarden op of onder het beginniveau.

N-beschikbaarheid in het bodemvocht

Waterkwaliteit had geen algemeen effect op de ammonium- en nitraatconcentraties in het bodemvocht (Figuren 3.15 & 3.15). Toch gebeurde er weer iets speciaals bij inundatie met P-rijk water in de ijzerrijke BPT, net als bij Fe, DOC en ortho-P, met name in de eerste periode. In deze situatie, toen de vegetatie net geknipt was en hergroei niet goed op gang kon komen, leidde inundatie tot een sterke toename van de ammoniumconcentraties, vooral bij P-rijk water. Bij schoon water namen de ammoniumconcentraties in het bodemvocht toe tot waarden van ca 400 $\mu\text{mol L}^{-1}$, en bij P-rijk water zelfs tot 600 $\mu\text{mol L}^{-1}$. In beide gevallen is hier sprake van toxische condities voor zowel de moslaag (Paulissen *et al.*, 2004; Verhoeven *et al.*, 2011) als voor de vegetatie (Lamers *et al.*, 2014), wat een reden kan zijn voor de slechte hergroei. Daarnaast zijn de hogere ammoniumconcentraties bij P-rijk water een aanwijzing dat de microbiële activiteit toeneemt bij hogere P-concentraties in het bodemvocht. Dit wordt ondersteund door de eveneens hogere Fe- en DOC-concentraties. Mogelijk zijn de micro-organismen in de ijzerrijke BPT sterker P-gelimiteerd dan in de calciumrijke ST en de sulfaatrijke (en fosfaatrijke) ILP. De microbiële N:P ratio, gemeten in het mineralisatie-experiment van Hoofdstuk 5, geeft daar enige aanwijzingen voor. In de calciumrijke ST lag de microbiële N:P ratio rond

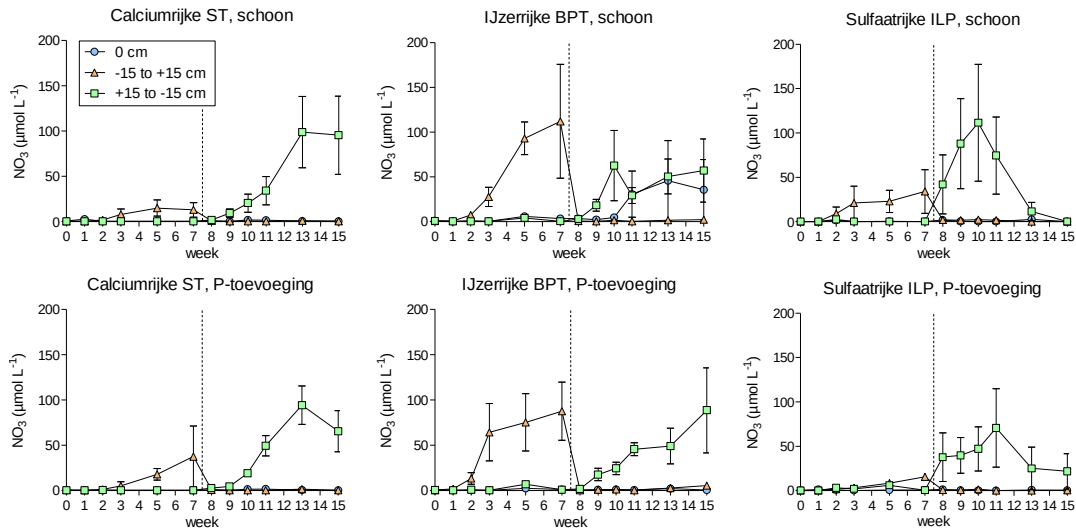
de 3, maar in de ijzerrijke BPT rond de 15 g g^{-1} . Hoewel voor micro-organismen, in tegenstelling tot vaatplanten (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004), niet precies bekend is wanneer N en wanneer P een beperkende factor vormt, geeft dit verschil wel aan dat P waarschijnlijk een sterkere beperkende factor is in de ijzerrijke BPT dan in de calciumrijke ST. Mogelijk leidt een hoger ijzergehalte ook tot een hoger aanbod van (reducerende en oxiderende) micro-organismen.

In het algemeen was het effect van waterpeil op ammonium en nitraat echter redelijk eenduidig. Bij droogte nam de ammoniumconcentratie af en de nitraatconcentratie toe als gevolg van oxidatieprocessen, en bij inundatie gebeurde het omgekeerde. Toch waren er verschillen tussen de gebieden. In de calciumrijke ST en de sulfaatrijke ILP nam de nitraatconcentratie bij verdroging harder toe nadat er eerst inundatie was toegepast, mogelijk als gevolg van geremde hergroei van de vegetatie, die daardoor tijdens de droge periode minder nitraat kon opnemen. Tijdens inundatie was de hoeveelheid ammonium in de calciumrijke ST betrekkelijk laag, zeker in vergelijking met de ijzerrijke BPT en de sulfaatrijke ILP. De waarden waren ook bij inundatie in de eerste periode zo laag dat van ammoniumtoxiciteit in ST geen sprake kan zijn. De hergroei van de vegetatie werd in ST bij inundatie in de eerste periode dan ook niet geremd, hoewel deze relatief laag was. In de ijzerrijke BPT kan, zoals al eerder aangegeven, ammoniumtoxiciteit in BPT zeker een rol spelen in de geringe hergroei bij inundatie direct na knippen, met name bij P-rijk water. Ook in ILP kan de geringe hergroei na knippen te maken hebben met hoge concentraties aan ammonium, hoewel deze lager waren dan in BPT.



Figuur 4.14. Verloop van de NH_4 concentraties in het bodemvocht. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B.

Figure 4.14. NH_4 concentrations in soil porewater. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown ($n=4$).

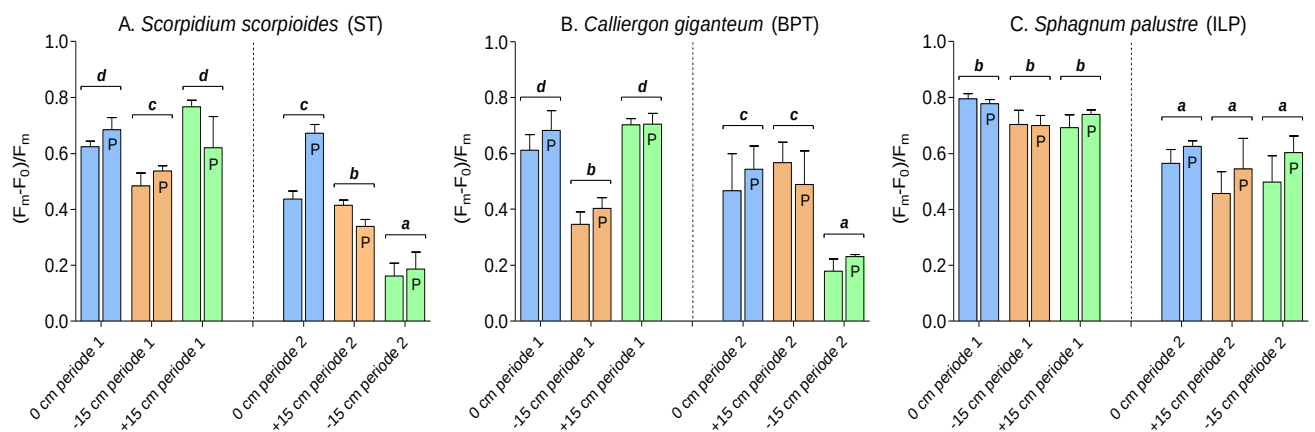


Figuur 4.15. Verloop van de NO_3 concentraties in het bodemvocht. De peilomslag vond plaats aan het eind van week 7 en is aangegeven met een stippellijn. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Appendix B.

Figure 4.15. NO_3 concentrations in soil porewater. The water level turning point in between period 1 and period 2 is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown ($n=4$).

4.2.6 De respons van de moslaag

De vitaliteit van de mossen was in het algemeen lager na de tweede dan na de eerste periode, wat aangeeft dat de omstandigheden tijdens het experiment voor de mossen niet optimaal waren (Figuur 4.16). De vitaliteit van de mossen werd niet beïnvloed door waterkwaliteit, en het veenmos uit ILP (Gewoon veenmos) ook niet door waterstand. Gewoon veenmos leek niet te leiden onder verdroging, maar ook niet onder inundatie met basenrijk water. De basenrijke trilveenmossen uit ST (Rood schorpioenmos) en BPT (Reuzepuntmos) hadden echter duidelijk last van verdroging. Van beide soorten nam de vitaliteit af na droogte, in zowel periode 1 als 2. De vitaliteit van Rood schorpioenmos bleef ook bij de opvolgende inundatieperiode laag, maar Reuzepuntmos toonde wel tekenen van herstel.



Figuur 4.16. De vitaliteit van de verschillende mossen uit de verschillende gebieden zoals gemeten op het moment van de peilomslag en aan het einde van het experiment. De P staat voor P-additie, en verschillende letters (a,b,c) staan voor significante verschillen in effect van de waterstand ($P < 0.05$).

Figure 4.16. Fluorescence yields for the dominant bryophytes for each fen type. The water level turning point is indicated by the dashed line. Means with standard errors are shown ($n=20$). P stands for P-addition, and different symbols above each pair of bars indicate significant differences ($P < 0.05$) between water level treatments.

4.3 Conclusies en aanbevelingen

Risico's bij droogte

Droogte leidde ook in dit experiment in de meeste gevallen tot verlaging van de buffercapaciteit. Dit is het gevolg van oxidatieprocessen, waarbij bicarbonaat geconsumeerd wordt en protonen vrijkomen (Stumm & Morgan, 1996). Droogte leidde soms ook tot verlaging van de pH, een ontwikkeling die ook in het incubatie-experiment naar voren kwam (Mettrop *et al.*, 2014; Hoofdstuk 5), hoewel deze van tijdelijke aard kan zijn. Door de oxidatieprocessen werden ook de Fe- en NH₄-concentraties lager, en de SO₄⁻ en NO₃⁻ concentraties hoger. Ook ortho-PO₄⁻ concentraties namen af, waarschijnlijk vooral als gevolg van de oxidatie van ijzer en een sterkere binding van P (Verhoeven & Schmitz, 1991; Jensen *et al.*, 1992; Zak *et al.*, 2004; Geurts *et al.*, 2008; Zak *et al.*, 2010).

Droogte kan leiden tot verhoogde mineralisatie van N (zie Hoofdstuk 5), wat zichtbaar was in de verhoogde nitraatconcentraties in het bodemvocht als de hergroei beperkt was door inundatie in de eerste periode. In de calciumrijke ST leidde droogte echter niet tot verhoogde biomassaproductie. Verhoogde zuurstoftoetreding en verhoogde N-beschikbaarheid speelden blijkbaar voor de plantengroei geen rol. Deze was en bleef relatief laag.

In de ijzerrijke BPT en de sulfaatrijke ILP speelde droogte echter wel een rol in de hergroei van de vegetatie, met name als dit direct na het knippen werd toegepast. De betere hergroei in BPT en ILP is waarschijnlijk het gevolg van het onschadelijk maken van toxische stoffen als sulfide, gereduceerd ijzer en ammonium, die door oxidatie worden omgezet in minder schadelijke vormen.

De hogere biomassaproductie bij lage waterstand in de ijzerrijke BPT en de sulfaatrijke ILP hoeft echter niet direct gunstig te zijn voor de kwaliteit van het habitatype. Over het algemeen zijn zowel basenrijke trilvenen als veenmosrietlanden gebaat bij een lage bovengrondse biomassa, waarbij de soortensamenstelling over het algemeen meer divers is en er meer ruimte is voor mossen. Ook is P in de ijzerrijke BPT voor de vegetatie wellicht een minder beperkende factor dan het lijkt. Behalve de bovengrondse biomassa was ook de hoeveelheid P hierin veel hoger in BPT dan in ST.

In de calciumrijke ST was de hoeveelheid P in de bovengrondse biomassa met waarden van ca 50 g m⁻² betrekkelijk laag. Deze hoeveelheid verschilde ook niet tussen hoge en lage waterstanden. Onder natte condities wordt de vegetatie in ST waarschijnlijk niet geremd omdat er weinig toxische stoffen als sulfide, gereduceerd ijzer en ammonium zijn. Onder droge condities kan de vegetatie echter ook niet harder groeien, omdat P een sterk limiterende factor is. In de ijzerrijke BPT wordt de vegetatie onder natte condities waarschijnlijk geremd door toxische stoffen als gereduceerd ijzer en ammonium. Onder droge condities kan de vegetatie beter groeien omdat de toxische stoffen onschadelijk zijn gemaakt. De biomassaproductie lijkt echter niet te worden geremd door een lage P-beschikbaarheid. Ondanks de ogenschijnlijk lage P-concentraties in het bodemvocht en de sterke P-limitatie van de micro-organismen, is de maximale hoeveelheid P in de bovengrondse biomassa met waarden van rond de 250 g m⁻² ca 5 keer zo hoog als in de calciumrijke ST. Het is nog niet precies duidelijk hoe dit zit, maar ook in hoofdstuk 5 is de P-beschikbaarheid in ijzerrijke venen hoger dan in calciumrijke venen, ondanks de hoge P-bindende capaciteit van ijzer. Mogelijk speelt de vorm waarin ijzer en P in de bodem aanwezig zijn een rol (zie Hoofdstuk 7).

Risico's en kansen bij inundatie

Inundatie leidde volgens verwachting in de calciumrijke ST en sulfaatrijke ILP tot verhoging van de buffercapaciteit, met name wat betreft de Ca-concentraties. Dit is het gevolg van reductieprocessen, waarbij bicarbonaat geproduceerd wordt (Stumm & Morgan, 1996), maar vooral ook van de aanvoer van basenrijk water. Hierdoor wordt

de buffercapaciteit niet alleen tijdelijk, maar ook permanent verhoogd. In de ijzerrijke BPT leidde inundatie echter pas in tweede instantie tot verhoging van de buffercapaciteit, omdat de Ca-concentraties en de alkaliniteit lager waren dan de initiële waarden.

Door reductieprocessen werden ook de Fe- en NH₄-concentraties hoger, en de SO₄- en NO₃-concentraties lager. Ook gingen de P-concentratie in het bodemvocht bij inundatie omhoog. In de calciumrijke ST en ijzerrijke BPT is dit waarschijnlijk vooral het gevolg van ijzerreductie en de minder sterke binding van tweewaardig ijzer met P. In de sulfaatrijke ILP, waar de P-concentraties in het bodemvocht bij inundatie opliepen tot zeer eutrofe waarden van 130 µmol L⁻¹, speelt ook sulfaatreductie een rol, waardoor veel van het gereduceerde ijzer wordt afgevangen door sulfide, en het aantal bindingsplaatsen voor P nog minder wordt (Boström *et al.*, 1982; Lamers *et al.*, 1998).

Ondanks deze hoge P-beschikbaarheid bij inundatie werd de hergroei van de vegetatie in de sulfaatrijke ILP sterk geremd, vooral als deze plaatsvond direct na het knippen. Dit is waarschijnlijk het gevolg van toxische concentraties aan sulfide en/of ammonium. Ook in de ijzerrijke BPT werd de hergroei sterk geremd door inundatie direct na het knippen van de vegetatie. Ook hier speelt toxiciteit waarschijnlijk een grote rol, al gaat het hier om gereduceerd ijzer en ammonium, vooral bij toepassing van P-rijk water.

Als de vegetatie zich voldoende heeft kunnen herstellen, zoals bij droogte direct na het knippen, lijkt inundatie echter een minder groot probleem. Toxische concentraties aan sulfide, gereduceerd ijzer en/of ammonium doen zich dan niet voor, waarschijnlijk omdat de zuurstoftoevoer door de wortels veel hoger is, en toxische stoffen in de wortelzone onschadelijk kunnen worden gemaakt (Etherington, 1982).

In de calciumrijke ST lijkt inundatie een minder groot probleem voor de vegetatie. Deze wordt niet geremd door inundatie, waarschijnlijk omdat er weinig ijzer en sulfaat in de bodem aanwezig is, waardoor toxische concentraties niet worden bereikt. Ook hoge ammoniumconcentraties treden niet op. De biomassaproductie is in alle gevallen relatief laag, mogelijk als gevolg van de relatief sterke P-limitatie.

Effecten van P-rijk water

De effecten van toediening van P-rijk water waren verrassend beperkt. Opname van extra P door de vegetatie vond alleen plaats als deze zich goed kon ontwikkelen, bij droogte direct na het knippen. In de calciumrijke ST leidde dit alleen tot verhoogde P-gehalten en verlaagde N:P ratio's in het blad, maar in de ijzerrijke BPT en de sulfaatrijke ILP ook tot een hogere biomassaproductie.

In alle andere behandelingen werd de extra P niet door de vegetatie opgenomen, omdat deze door andere factoren geremd werd, zoals gebrek aan zuurstof en mogelijk toxische concentraties aan gereduceerd ijzer, sulfaat en/of ammonium. Wel bleef in de calciumrijke ST en de ijzerrijke BPT veel van de toegediende P in de bodem achter. Maar in beide veentypen was de P-concentratie in het bodemvocht niet hoger dan 2 µmol L⁻¹, terwijl er 15 µmol L⁻¹ in het aanvoerwater zat. In de sulfaatrijke ILP leidde de toevoeging van P-rijk water mogelijk wel tot een verhoging van de P-concentratie in het bodemvocht van ca 10 µmol L⁻¹, maar omdat de waarden (bij inundatie) met 120 µmol L⁻¹ al zo hoog waren, is dit verschil moeilijk meetbaar. Opslag van P in de bodem lijkt hier in ieder geval niet plaats te vinden, behalve tijdelijk onder droge condities.

Het gebrek aan respons op waterkwaliteit betekent echter niet dat het effect van inundatie van P-rijk water in de praktijk dus wel mee zal vallen. In de calciumrijke ST wordt veel van de P wellicht in de bodem vastgelegd, maar als de vegetatie goed groeit zal het ook snel worden opgenomen. In de Stobbenribben zijn in de jaren 1990 en 2010 bemestingsexperimenten uitgevoerd (Kooijman, 1993; Cusell *et al.*, 2014), die allebei aangeven dat P de belangrijkste limiterende factor is, en dat de vegetatie harder gaat groeien als er P wordt toegevoegd. De gevoeligheid voor P blijkt ook uit de daling van de bovengrondse biomassa van 1000 naar 250 g m⁻² over de afgelopen 30 jaar, en toename van de N:P ratio van 16 naar 22, die het gevolg zijn van de

verbetering in waterkwaliteit en de afname van fosfaat door regionale en lokale maatregelen (Kooijman *et al.*, in prep). Daarnaast vonden ook in het huidige experiment al veranderingen in de soortensamenstelling plaats, met name een afname van *Carex* spp.

Ook de ijzerrijke BPT blijkt gevoelig voor toediening van P, vooral in de microbiële gemeenschap. Als de vegetatie goed kan groeien wordt extra P vooral opgenomen door de vegetatie, maar als de biomassa-productie geremd is, zoals bij inundatie na het maaien, leidt extra P vooral tot hogere microbiële activiteit. Deze is waarschijnlijk P-gelimiteerd, door het wegvangen van P uit het bodemvocht door de hoge ijzerconcentraties. Zoals eerder aangegeven, was de microbiële N:P ratio inderdaad veel hoger dan in de calciumrijke ST. De toediening van P leidde onder natte condities tot hogere concentraties aan gereduceerd ijzer, DOC, fosfaat en ammonium, vooral wanneer de hergroei van de vegetatie beperkt was. Dit betekent dat inundatie op zichzelf al tot problemen met toxische stoffen kan leiden, maar dat dit risico bij inundatie met P-rijk water extra groot is, vooral als de vegetatie net gemaaid is. Als de vegetatieontwikkeling wel voldoende is, wordt de extra P opgenomen door de vegetatie, en gebruikt voor hogere biomassa-productie, die toch al relatief hoog was.

Wisselend waterpeil in verschillende veentypen

Het bovenstaande geeft aan dat er sterke verschillen zijn in de respons op waterpeilfluctuaties tussen de calciumrijke ST, de ijzerrijke BPT en de sulfaatrijke ILP. De biogeochemische verschillen tussen veentypen zijn uiteindelijk belangrijker dan de vraag of schoon dan wel eutroof water gebruikt wordt.

In de calciumrijke ST leidt inundatie met basenrijk water tot permanente verhoging van de buffercapaciteit, met name door de toename van de Ca-concentraties. Dit is dus een goede maatregel. De vegetatie wordt door inundatie niet geremd, waarschijnlijk omdat de concentraties aan toxische stoffen als gereduceerd ijzer, sulfide en ammonium relatief laag zijn door de lage ijzer- en sulfaatgehalten. Onder droge condities neemt de biomassa-productie in tegenstelling tot de andere veentypen niet toe, waarschijnlijk door de sterke P-limitatie. De bovengrondse biomassa blijft daardoor relatief laag, wat goed is voor de soortensamenstelling, met name voor de schorpioenmossen, die daardoor meer licht krijgen. Ook het effect van P-toediening lijkt beperkt, omdat dit vooral in de bodem wordt opgeslagen. Wel kan de opname van P door de vegetatie toenemen als de vegetatie goed groeit. Ook de soortensamenstelling kan veranderen, met een afname van *Carex* spp. en een toename van grassen. Wisselingen in het waterpeil zijn in de calciumrijke ST tot op zekere hoogte dus aan te bevelen, hoewel langdurige droogte een minder goed idee is. Bij droogte daalt de buffercapaciteit als gevolg van oxidatieprocessen, en stijgt de mineralisatie van N. Ook is langdurige droogte erg slecht voor de vitaliteit van Rood schorpioenmos. Inundatie met basenrijk water lijkt echter een zeer geschikte maatregel om de buffercapaciteit te verhogen. Hoewel P voor een fors deel lijkt te worden opgeslagen in de bodem, is het wel belangrijk dat inundatie gebeurt met fosfaatarm water, omdat P door de vegetatie wordt opgenomen als deze goed groeit.

In de ijzerrijke BPT lijkt inundatie een minder goed idee. In de grondwatergevoede venen leidt inundatie met basenrijk water waarschijnlijk niet tot forse verbetering van de buffercapaciteit als de basenrijkdom in het oppervlaktewater lager is dan in de kwelplekken zelf. Ook wordt onder natte condities de hergroei van de vegetatie geremd, vooral direct na het knippen/maaien, als gevolg van hoge microbiële activiteit. Hierdoor worden toxische concentraties bereikt van gereduceerd ijzer en ammonium. Omdat de micro-organismen waarschijnlijk sterk P-gelimiteerd zijn, wordt deze toxiciteit hoger als er P-rijk water wordt gebruikt bij inundatie. Dit is in het N2000 gebied de Oostelijke Vechtplassen, waar trilvenen deel uitmaken van het agrarische landschap, niet ondenkbaar. Als de vegetatie wel goed kan groeien, door na het maaien eerst een droogteperiode toe te passen, leidt inundatie niet tot toxiciteit van ijzer en ammonium, en ook niet tot geremde plantengroei, waarschijnlijk omdat de wortels zich beter hebben kunnen ontwikkelen, en meer zuurstof naar het wortelmilieu kunnen pompen. De bovengrondse biomassa is in dat geval wel enkele malen hoger dan in de calciumrijke ST, en minder P-gelimiteerd, ondanks het

wegvangen van P uit het bodemwater door de hoge ijzerconcentraties. Mogelijk is een deel van de P in de ijzerrijke bodem toch beschikbaar voor de vegetatie (zie Hoofdstuk 7). Inundatie lijkt in de ijzerrijke BPT dus niet direct aan te bevelen. De verhoging van de buffercapaciteit in BPT blijkt minimaal, er ontstaan toxische concentraties aan ijzer en ammonium direct na het maaien, of, als er eerst een droogteperiode is geweest, ontwikkelt de vegetatie zich zo goed dat de bovengrondse biomassa relatief hoog wordt. Aangezien de ijzergehalten in de veenmosrietlanden in de Westbroekse Zodden nog hoger uitvielen (Hoofdstuk 2), zal dit ook gelden voor de Westbroekse Zodden. Droogte in BPT is daarentegen misschien een minder groot probleem. Bij droogte wordt de buffercapaciteit tijdelijk verlaagd door oxidatieprocessen. Hoewel dit in zwakker gebufferde venen in het gebied wel een rol kan spelen, is het in de grondwatergevoede venen met een hoge buffercapaciteit waarschijnlijk geen probleem. Droogte verlaagt ook tijdelijk de P-concentraties in het bodemvocht, en maakt tijdelijk toxische stoffen onschadelijk. Ook de basenrijke mossen (Reuzepuntmos) kunnen droogte tot op zekere hoogte hanteren. De vitaliteit van de mosplanten was na droogte weliswaar lager dan bij hogere waterstanden, maar kon zich herstellen tijdens de opvolgende inundatieperiode.

Ook in de sulfaatrijke ILP is inundatie niet direct aan te bevelen. Inundatie met basenrijk water verhoogt weliswaar de buffercapaciteit, maar leidt ook tot extreem hoge P-concentraties in het bodemvocht, waardoor de verhoging van de buffercapaciteit eigenlijk zinloos is. De moslaag is al gedomineerd door Gewoon veenmos, en het is erg moeilijk de buffercapaciteit zover op te krikken dat gunstige condities voor basenrijke trilveenmosses ontstaan. Daarnaast zullen, als de beschikbaarheid van P zo hoog is, snelgroeiende veenmosses als Hakig en Fraai veenmos (*Sphagnum squarrosum* en *S. fallax*) het door de hoge verzuringscapaciteit hoe dan ook winnen van de basenrijke mossen (Kooijman & Bakker, 1994; 1995). Daarnaast lijkt de vitaliteit van Gewoon veenmos niet geremd te worden door inundatie. Inundatie leidt bovendien waarschijnlijk tot toxische concentraties aan sulfide en ammonium in het bodemvocht, vooral als de vegetatie net gemaaid is. En als de vegetatie zich na knippen/maaien wel goed heeft kunnen ontwikkelen tijdens een navolgende droogteperiode, is de biomassaproductie zo hoog dat voor soortenrijkere mosvegetaties in plaats van *Sphagnum palustre* de kans hoe dan ook relatief klein is. Vooral Riet lijkt van deze situatie te profiteren, wat voor moerasvogels natuurlijk wel weer gunstig kan zijn. Droogte lijkt daarentegen voor de vegetatie weinig kwaad te kunnen. De buffercapaciteit en de pH nemen tijdelijk af, maar zijn al zo laag dat dit niet veel verschil uitmaakt. Ook worden de P-concentraties in het bodemvocht flink verlaagd. En de vitaliteit van Gewoon veenmos wordt door droogte, in tegenstelling tot de basenrijke trilveenmosses, niet beïnvloed.

Conclusies en aanbevelingen

Het effect van peilwisselingen wordt voor een groot deel bepaald door de biogeochemische verschillen tussen de veentypen.

In de calciumrijke ST is inundatie met basenrijk water gunstig voor het op peil houden van de buffercapaciteit. Ook treden toxische concentraties aan ijzer, sulfaat en/of ammonium niet op. Droogte is daarentegen relatief ongunstig, vanwege de droogtegevoeligheid van Rood schorpioenmos en de hogere mineralisatie van N. Hoewel veel P in de bodem lijkt te worden vastgelegd, is gebruik van fosfaatrijk water in dit sterk P-gelimiteerde systeem niet aan te bevelen, vanwege de opname van P door de vegetatie als deze zich goed van het maaien heeft kunnen herstellen, de afname van *Carex* spp en de toename van grassen. Mede omdat dit gebied deel uitmaakt van de boezem, treden hoge waterstanden en inundatie van tijd tot tijd op. Ook is in de loop van de afgelopen decennia de waterkwaliteit verbeterd, zeker in de afgelegen delen. Verdere verhoging van het maximale waterpeil zou wenselijk zijn, maar van groter belang is een verdere verbetering van de waterkwaliteit.

In de ijzerrijke BPT lijkt inundatie helemaal niet gunstig. Dit geldt niet alleen voor de plekken met Reuzepuntmos, maar ook voor de spaarzame plekkjes met Rood schorpioenmos. De verhoging van de buffercapaciteit is beperkt, en direct na maaien kunnen toxische concentraties aan ijzer en ammonium ontstaan, die herstel van de

vegetatie belemmert. Als de vegetatie zich na het knippen in een droogteperiode wel kan herstellen, is de biomassagroei vele malen hoger dan in de calciumrijke ST, mogelijk omdat een deel van de P in de bodem ondanks de hoge ijzergehalten toch beschikbaar is. De micro-organismen lijken echter sterk P-gelimiteerd. Inundatie met P-rijk water direct na het knippen leidt tot hogere microbiële activiteit en nog hogere toxische concentraties. Droogte is daarentegen mogelijk een kleiner probleem, met name in kwelgevoede venen met een hoge buffercapaciteit. Door verdroging nemen de P-concentraties af, de vitaliteit van Reuzepuntmos kan zich herstellen bij een volgende natte periode. Een meer flexibel peilbeheer om de instroom van vervuild oppervlaktewater te reduceren is daarom een goed idee, hoewel de eutrofiërende invloed van de landbouwgronden verminderd moet worden. Hoge waterstanden en inundaties komen in dit gebied waarschijnlijk betrekkelijk weinig voor, en tijdelijke droogte lijkt geen probleem.

In de sulfaatrijke ILP lijkt inundatie met basenrijk water ook geen goed idee. De buffercapaciteit wordt wel wat hoger, maar niet voldoende om voor gunstige condities voor basenrijke trilveenmossen te zorgen. Ook nemen bij inundatie de P-concentraties in het bodemvocht als gevolg van sulfaatreductie gigantisch toe, waardoor snelgroeiende veenmossen het toch wel winnen. Daarnaast worden mogelijk toxische concentraties bereikt van sulfide en ammonium, met name als de vegetatie onvoldoende hersteld is om veel zuurstof naar het wortelmilieu te sturen. Als de vegetatie wel voldoende hersteld is, neemt de biomassaproductie sterk toe, door het onschadelijk maken van toxische stoffen, en dankzij de hoge P-concentraties. Dit is wellicht gunstig voor sterke rietgroei, maar niet voor soortenrijke vegetaties die veel licht nodig hebben. Droogte is daarentegen niet echt een probleem. Door droogte worden de P-concentraties sterk beperkt, en de buffercapaciteit is toch al laag. De afsluiting van een deel van het gebied van het sterk vervuilde oppervlaktewater is daarom een goed idee. Hele hoge waterstanden en inundatie lijken betrekkelijk weinig voor te komen, en droogte is niet echt een probleem.

5 Het incubatie-experiment

5.1 Inleiding en methoden

In dit deel van het rapport wordt ingegaan op de mogelijke effecten van verlaging van de waterstand. Onder natuurlijke omstandigheden worden veengebieden gekenmerkt door hoge waterstanden, waarbij de afbraak van organische stof plaatsvindt onder zuurstofarme condities. Over het algemeen is de afbraaksnelheid dan relatief laag, net als de mineralisatie van stikstof en fosfor (o.a. Bridgham *et al.*, 1998; Olde Venterink *et al.*, 2002).

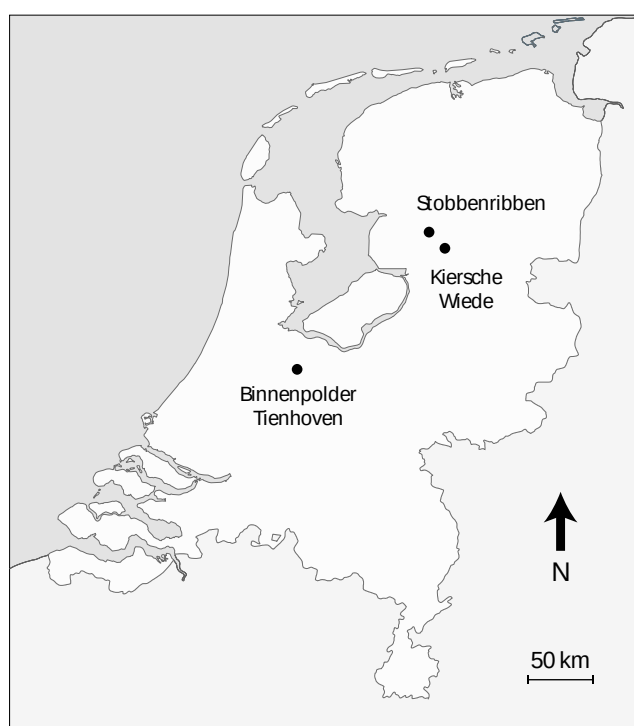
Wanneer peilfluctuaties worden toegestaan kan echter tijdelijk een verlaging van de waterstand optreden. Dit kan grote effecten hebben op de bodemchemie, voornamelijk vanwege de verhoogde beschikbaarheid van zuurstof en de hierop volgende oxidatieprocessen. Oxidatie van veenbodems kan leiden tot verzuring (Stumm & Morgan, 1996), maar ook tot verhoogde mineralisatie van stikstof en fosfor. Over het algemeen wordt verondersteld dat verlaging van het waterpeil leidt tot verhoogde microbiële afbraak en verhoogde netto mineralisatie van stikstof (Grootjans *et al.*, 1985; Verhoeven *et al.*, 1988, 1990; Bridgham *et al.*, 1998; Olde Venterink *et al.*, 2002). Een verlaging van de waterstand kan ook gevolgen hebben voor de P-beschikbaarheid, niet alleen door verhoogde P-mineralisatie, maar ook door de redoxgevoelige chemische binding van fosfor aan bodemdeeltjes. De precieze relatie tussen een waterpeilverlaging en het vrijkomen van stikstof en fosfor is echter nog niet goed bekend (Olde Venterink *et al.*, 2002). Naast verhoogde toetreding van zuurstof speelt mogelijk ook uitdroging en gebrek aan vocht een rol.

Daarnaast is mogelijk ook de basenrijkdom van het veen van belang, omdat de basenrijkdom de decompositie- en mineralisatiesnelheden beïnvloedt. Veelal wordt aangenomen dat de afbraaksnelheid in basenrijke venen hoger is dan in basenarme venen, en dat om die reden de netto N-mineralisatie en N-beschikbaarheid voor planten hoger zou zijn in basenrijke venen (Bayley *et al.*, 2005). Er zijn echter ook aanwijzingen dat deze relatie juist andersom een rol speelt. Verschillende studies laten namelijk een hogere netto N- en P-mineralisatie zien in basenarme, vaak door veenmos (*Sphagnum*) gedomineerde venen dan in basenrijke venen, ondanks de relatief tragere afbraaksnelheid (Verhoeven *et al.*, 1988, 1990; Bridgham *et al.*, 1998; Scheffer *et al.*, 2001; Kooijman & Hedenäs, 2009).

Er is echter niet goed bekend of de basenrijkdom van een veen invloed heeft op de uitwerking van peilverlaging en de daaraan gekoppelde verhoogde toetreding van zuurstof. In basenrijke venen is zuurstof een belangrijke beperkende factor voor de afbraak van organische stof, vooral omdat de activiteit van het enzym fenoloxidase wordt gelimiteerd onder zuurstofarme condities (Freeman *et al.*, 2004; Fenner & Freeman, 2011). Fenoloxidase is een cruciale factor, omdat fenolen zonder dit enzym niet worden afgebroken, maar gaan ophopen en remmend werken op andere afbraakenzymen als glucosidasen, fosfatasen en sulfatasen (Freeman *et al.*, 2001). In veenmos gedomineerde venen wordt de afbraak echter niet alleen geremd door gebrek aan zuurstof, maar ook door de chemische compositie van het veenmos zelf (Belyea, 1996; Aerts *et al.*, 1999). Celwanden van veenmos zitten vol met polyfenolen, die op zichzelf al een remmende factor kunnen zijn (Clymo & Hayward, 1982; van Breemen, 1995). Mogelijk is zuurstoftoetreding in veenmosveen minder belangrijk dan in

schorpioenmosveen, omdat de fenolconcentraties zo hoog zijn dat activering van fenoloxidase door zuurstof slechts een beperkt effect heeft.

Voor een goede inschatting van het effect van een meer flexibel peilbeheer is het dus belangrijk om de biogeochemische effecten van peilverlaging te onderzoeken. Dit moet niet alleen voor basenrijke, maar ook voor basenarme venen worden gedaan. Omdat zuurstoftoetreding en verdere uitdroging verschillende effecten kunnen hebben, zijn deze effecten apart getoetst. Er is een incubatie-experiment in het laboratorium uitgevoerd onder verschillende condities: (1) natte en zuurstofarme condities, die vergelijkbaar zijn met de veldsituatie, (2) natte, maar zuurstofrijke condities, die vergelijkbaar zijn met het eerste stadium dat volgt na peilverlaging, en (3) zuurstofrijke en droge condities, die vergelijkbaar zijn met de uitdroging die plaatsvindt bij langdurige peilverlaging. Het experiment is uitgevoerd met zowel schorpioenmosveen als veenmosveen. Er is gekeken naar vier typen van respons: (1) mogelijke verzuring als gevolg van oxidatieprocessen, (2) mogelijke toename van de afbraakprocessen en verhoogde koolstof-mineralisatie, (3) mogelijk verhoogde netto N-mineralisatie, en (4) veranderingen in P-beschikbaarheid.



Figuur 5.1. De bemonsterde gebieden in Nederland: Stobbenribben (N 52°47'5.5", E 5°59'1"), Kiersche Wiede (N 52°41'47.8", E 6°7'57") en Binnenpolder Tienhoven (N 52°10'30.7", E 5°6'0.4").

Figure 5.1. The three different research areas in the Netherlands: Stobbenribben (N 52°47'5.5", E 5°59'1"), Kiersche Wiede (N 52°41'47.8", E 6°7'57") and Binnenpolder Tienhoven (N 52°10'30.7", E 5°6'0.4").

5.1.1 Meetmethoden en bemonstering

De onderzochte bodemonsters zijn afkomstig uit drie gebieden in Nederland (Figuur 5.1), namelijk de Stobbenribben (ST) in de Weerribben, het Kiersche Wiede (KW) in de Wieden en de Binnenpolder Tienhoven (BPT) in het Vechtplassengebied. Als indicatorsoorten voor basenrijke omstandigheden zijn Rood schorpioenmos: *Scorpidium scorpioides* (Limpr.) en Geel schorpioenmos: *Hamatocaulis vernicosus* (Hedenäs) gebruikt. Als indicatorsoort voor basenarme, ombrotrofe omstandigheden is *Sphagnum palustre* (L.) gebruikt. Dit is een dominante soort in veenmosvegetaties.

De veldvochtige bodemonsters zijn genomen in november 2011. Uit elk van de drie gebieden zijn vijf monsters genomen van zowel basenrijke locaties met schorpioenmos als van basenarme locaties met veenmos (n=30). Voor de basenrijke situaties is in de

Stobbenribben en Tienhoven bemonsterd op plekken die gedomineerd worden door *S. scorpioides*, en in het Kiersche Wiede op plekken die gedomineerd worden door *H. vernicosus*. Voor de basenarme condities was er in alle drie de gebieden *S. palustre* aanwezig. Alle monsters zijn van de bovenste 10 centimeter van de veenbodem genomen, waarbij de levende moslaag niet is meegenomen. Voor bepaling van de bulkdichtheid zijn extra monsters met een stalen ring genomen, die een exact volume van 100 ml hadden. Na de monsternamen zijn alle monsters meteen goed afgesloten om de zuurstoftoevoer te minimaliseren. Vervolgens zijn ze in een koelcel van 4 °C bewaard totdat gestart werd met de chemische analyses.

Alvorens de incubatie in te zetten zijn een aantal relevante beginwaarden gemeten. De pH van verse bodemonsters in waterextracten is bepaald, waarbij een vast(g):vloeibaar(g) verhouding van 1:10 is gebruikt. Het gravimetrisch vochtgehalte, uitgedrukt als percentage ten opzichte van het drooggewicht, is bepaald door de monsters 24 uur te drogen bij 105 °C. Totale C en N concentraties zijn bepaald in gedroogde en gemalen bodemonsters met een CNS Analyzer. Verder is een magnetrondestructie uitgevoerd met 4,0 ml HNO₃ (65%) en 1,0 ml HCl (37%), waarna totaal P, Fe, Ca, Mg en S zijn gemeten met de ICP (Bettinelli *et al.*, 1989; Westerman, 1990).

Een incubatie-experiment waarbij homogene experimentele condities kunnen worden nagebootst is zeer geschikt om inzicht te krijgen in het verschil in mineralisatiesnelheden en -processen. Het incubatie-experiment is uitgevoerd met veldvochtig materiaal onder drie verschillende condities:

- 1) anaerobe, vochtige incubatie van 69 dagen
- 2) aerobe, vochtige incubatie van 62 dagen
- 3) aerobe, droge incubatie van 90 dagen

De incubatieperiodes zijn niet even lang, omdat de analyses aan het eind van het experiment niet allemaal tegelijkertijd konden worden uitgevoerd.

De voorzichtig met de hand gehomogeniseerde, veldvochtige bodemonsters zijn tijdens de incubatieperiode in petrischaaltjes in het donker bij 20 °C weggezet. Permanent anaerobe omstandigheden zijn nagebootst met behulp van een 'glove box' (855 Series, Plas-labs, Inc.), die was gevuld met argon gas. Het vochtgehalte van de vochtige monsters is op peil gehouden door wekelijks de benodigde hoeveelheid demiwater toe te voegen. De monsters van de aerobe en droge incubatie zijn geleidelijk uitgedroogd.



Figuur 5.2. Gebruik van de glove-box om anaerobe condities na te bootsen.
Figure 5.2. A glove-box was used to simulate anaerobic conditions.

Respiratie, opname of productie van methaan en denitrificatie (anaerobe N₂-uitstoot) zijn gemeten aan het begin en aan het einde van de incubatieperiode in 100 ml incubatieflesjes met 7-10 gram veenbodem. Tijdens de gasanalyse zijn de incubatieflesjes hermetisch afgesloten en is het gas bemonsterd met een naald. CO₂ en CH₄-concentraties zijn gemeten op een Varian 3600 GC gaschromatograaf, terwijl de N₂-concentraties zijn gemeten op de Shimadzu GC-8A gaschromatograaf. In beide gevallen is helium als draaggas gebruikt. Gedurende twee dagen zijn voor elk monster vier tussentijdse metingen uitgevoerd. Gasconcentraties zijn bepaald door te kalibreren t.o.v. een standaardgas met bekende concentratie. De productiesnelheden zijn berekend aan de hand van veranderingen in concentraties door de tijd heen. De denitrificatiesnelheden zijn mogelijk enigszins onderschat, aangezien alleen N₂-concentraties zijn gemeten, en geen N₂O-concentraties.

De concentraties aan extraheerbaar NH₄ en NO₃, orthofosfaat en DOC zijn zowel aan het begin als aan het einde van het incubatie-experiment bepaald door middel van extractie met een 0,05 M K₂SO₄ oplossing (Westerman, 1990). Voor schorpioenmosbodems is een vast(g):vloeibaar(g) verhouding van 1:50 gehanteerd. Vanwege het hoge waterabsorptievermogen van de veenmosmonsters is hiervoor een verhouding van 1:80 gebruikt. Na een uur schudden is de extractieoplossing bemonsterd met behulp van rhizons (Rhizon SMS-10 cm; Eijkelkamp Agrisearch Equipment). De netto N en P-mineralisatie zijn berekend door de concentraties aan anorganische stikstof (ammonium en nitraat) en orthofosfaat van voor en na de incubatie met elkaar te vergelijken.

Microbieel C en N zijn zowel voor als na de incubatie bepaald met behulp van de fumigatie-extractieprocedure (Jenkinson & Powlson, 1976; Brookes *et al.*, 1985; Vance *et al.*, 1987). Tijdens de fumigatie zijn de monsters 24 uur lang in een afgesloten omgeving met chloroformgas behandeld, waardoor de micro-organismen zijn gedood. Microbieel C, N en P zijn bepaald door de DON, DOC, anorganisch N (NH₄ en NO₃) en orthofosfaat vlak voor en na de fumigatie te meten in een 0,05 M K₂SO₄ extract. Hierbij is een extraheerbaarheid van 0,45 aangenomen (Jenkinson & Ladd, 1981; Wu *et al.*, 1990).

5.1.2 Berekenen bruto N-mineralisatie en N-immobilisatie

De netto N-mineralisatie wordt bepaald door de bruto N-mineralisatie, maar ook door de microbiële N-immobilisatie. Om meer inzicht te krijgen in deze laatste twee factoren zijn een aantal vergelijkingen toegepast (Tabel 5.1). Het gaat nadrukkelijk niet om een volledig model, maar om een benadering die meer inzicht geeft in de microbiële processen. De vergelijkingen zijn ontleend aan het werk van Kooijman en collega's (2008), waarin C en N-dynamiek zijn benaderd op basis van bestaande theoretische modellen (Berendse *et al.*, 1989; Tietema en Wessel, 1992). De stikstofverliezen via denitrificatie zijn in de vergelijkingen ondergebracht door de netto N-mineralisatie (NM) te definiëren als bruto N-mineralisatie (GN) minus N-immobilisatie (I) en denitrificatie (D). Op basis van CO₂-uitstoot, netto N-mineralisatiesnelheden en N/C ratio's van zowel het substraat als micro-organismen (gemiddeld over de incubatieperioden) is de microbiële groei-efficiëntie (eC) bepaald. Dit is de fractie van de bruto C-mineralisatie die gebruikt wordt voor microbiële assimilatie. Tevens is een schatting gegeven van de bruto N-mineralisatie (GN), de microbiële N-immobilisatie (I) en de microbiële N-immobilisatie efficiëntie (eN).

Tabel 5.1. Lijst van symbolen en gebruikte vergelijkingen (naar Kooijman et al. 2008).
Table 5.1. List of symbols and used equations (derived and reformulated from Kooijman et al., 2008).

Variabelen/vergelijkingen		Eenheid
<i>Gemeten variabelen</i>		
NM	Netto N-mineralisatie	$\mu\text{mol N} * \text{kg}^{-1} * \text{d}^{-1}$
Q	Respiratie (CO ₂ -uitstoot)	$\mu\text{mol C} * \text{kg}^{-1} * \text{d}^{-1}$
NC _m	N:C-ratio in micro-organismen	mol N/mol C
NC _s	N:C-ratio in substraat	mol N/mol C
D	Denitrificatie	$\mu\text{mol N} * \text{kg}^{-1} * \text{d}^{-1}$
<i>Berekende variabelen</i>		
eC	Microbiële groei efficiëntie	mol C/mol C
GN	Bruto N-mineralisatie	$\mu\text{mol N} * \text{kg}^{-1} * \text{d}^{-1}$
I	N-immobilisatie	$\mu\text{mol N} * \text{kg}^{-1} * \text{d}^{-1}$
eN	Microbiële N-immobilisatie efficiëntie	mol N/mol C
<i>Gebruikte vergelijkingen</i>		
1	$NM = GN - I - D$	
2	$NM = ((NC_s * Q) / (1 - eC)) - ((eC * NC_m * Q) / (1 - eC)) - D$	
3	$eC = ((NC_s * Q) - (NM + D)) / ((NC_m * Q) - (NM + D))$	
4	$GN = ((1 / (1 - eC)) * NC_s * Q)$	
5	$I = (eC / (1 - eC)) * NC_m * Q$	
6	$eN = eC * (NC_m / NC_s)$	

Gezien het feit dat de netto beschikbaarheid van fosfor niet alleen afhankelijk is van microbiële P-mineralisatie, maar ook in hoge mate van redox gevoelige chemische bindingen, is het bovenstaande model niet geschikt om microbiële processen binnen de P-cyclus te verklaren.

5.1.3 Statistische analyses

Initiële verschillen zijn getest met een 2-weg ANOVA met veentype en lokatie als hoofdeffecten met LSD post-hoc analyses. Verschillen in respons op zuurstoftoetreding of verdroging zijn getest door middel van een 3-weg ANOVA met LSD post-hoc analyses, waarbij veentype, behandeling en lokatie als onafhankelijke hoofdeffecten zijn meegenomen. Alle statistische analyses zijn gedaan in SPSS 20.0 voor Windows.

5.2 Resultaten en discussie

5.2.1 De beginsituatie

De initiële bodemeigenschappen toonden grote verschillen tussen de basenrijke en basenarme veenbodems (Tabel 5.2). Zoals verwacht was de pH aanzienlijk hoger in de basenrijke schorpioenmosvenen dan in de basenarme veenmosvenen. De totaal N en P-concentraties in de bodem waren ongeveer 1,8 keer hoger in basenrijke dan in basenarme venen, wat resulteerde in lagere C/N en C/P ratio's in het substraat. Ook calcium-, zwavel-, ijzerconcentraties en de droge bulkdichtheid waren hoger in de basenrijke schorpioenmosvenen, terwijl het gravimetrische vochtgehalte veel hoger was in de veenmosvenen.

Tabel 5.2. Initiële bodemeigenschappen. Gemiddelde waarden en standaard deviatie zijn weergegeven (n=5). * = significant verschil tussen schorpioenmosveen en veenmosveen, † = significant verschil tussen de lokaties (P < 0,05). DBD = droge bulkdichtheid, ext = K₂SO₄-extraheerbaar. ST = Stobbenribben, KW = Kiersche Wiede, BPT = Binnenpolder Tienhoven. Scor = *S. scorpioides*, Hama = *H. vernicosus*, Sphag = *S. palustre*.

Table 5.2 Initial characteristics of the peat soil and microbial biomass at T=0 at the different research sites. Data shown represent mean values and their standard deviations (n = 5). * = significant difference (P < 0.05) between rich fen peat and Sphagnum-peat, † = significant difference (P < 0.05) between locations. ST = Stobbenribben, KW = Kiersche Wiede, BPT = Binnenpolder Tienhoven, Scor = *S. scorpioides*, Hama = *H. vernicosus*, Sphag = *S. palustre*. Positive fluxes indicate release.

Locatie	ST	KW	BPT	ST	KW	BPT
Veentype	Schorpioenmosveen (basenrijk)			Veenmosveen (basenarm)		
Dominante mossoort	Scor	Hama	Scor	Sphag	Sphag	Sphag
pH-H ₂ O*†	6.9(0.1)	5.7(0.2)	6.3(0.2)	3.8(0.0)	4.4(0.0)	4.4(0.1)
totaal C (g kg ⁻¹)*†	464.0(1.6)	481.7(0.7)	331.3(6.0)	469.9(4.0)	454.1(2.1)	460.9(1.7)
totaal N (g kg ⁻¹)*†	17.5(0.3)	22.5(0.3)	16.4(0.2)	11.4(0.2)	10.6(0.1)	10.3(0.1)
totaal P (g kg ⁻¹)*†	0.6(0.0)	1.0(0.0)	1.1(0.1)	0.3(0.0)	0.7(0.0)	0.5(0.1)
totaal Ca (g kg ⁻¹)*†	22.6(0.7)	9.1(0.1)	11.4(0.5)	2.2(0.1)	7.5(0.3)	10.3(1.0)
totaal Fe (g kg ⁻¹)*†	1.3(0.0)	2.0(0.0)	17.0(0.7)	1.1(0.0)	6.0(0.2)	1.9(0.2)
totaal Ca/Fe (mol mol ⁻¹)*†	23.9(0.4)	6.2(0.0)	0.9(0.0)	2.9(0.1)	1.7(0.1)	7.4(0.1)
C/N _{substraat} ratio (g g ⁻¹)*	26.5(0.3)	21.4(0.3)	20.2(0.1)	41.3(0.5)	42.7(0.5)	44.9(0.5)
C/P _{substraat} ratio (g g ⁻¹)*†	823.4(21.7)	480.3(13.7)	294.7(21.4)	1451(42.9)	651.9(14.6)	902.3(7.2)
N/P _{substraat} ratio (g g ⁻¹)*†	31.1(0.8)	22.4(0.7)	14.6(1.0)	35.1(1.1)	15.3(0.5)	20.1(2.2)
ext-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)*†	117.4(23.2)	18.3(5.2)	3.8(0.9)	53.6(13.7)	15.6(3.9)	5.6(1.0)
ext-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)*†	23.0(4.5)	1.2(0.4)	1.0(0.6)	2.2(1.3)	1.3(0.4)	0.7(0.4)
ext-PO ₄ ³⁻ (mg kg ⁻¹)	12.1(3.1)	18.8(5.4)	7.8(1.3)	18.6(2.3)	11.2(2.2)	16.9(3.9)
DBD (mg cm ⁻³)*†	64.9(6.1)	49.3(5.0)	81.2(10.4)	25.4(6.9)	26.3(2.7)	25.3(0.7)
gravim. vochtgeh. (%)	982(58)	1421(75)	889(156)	2404(263)	1747(438)	1910(63)
Microbieel C (mg g ⁻¹)*†	6.6(0.7)	9.9(1.8)	3.8(0.5)	3.4(0.3)	5.1(0.5)	3.8(1.1)
Anaerobe CO ₂ flux op T=0 (mg C kg ⁻¹ d ⁻¹)	316.1(77.1)	344.3(97.3)	359.1(34.8)	424.3(59.5)	370.4(30.9)	350.4(74.8)
Anaerobe CO ₂ flux op T=0 (g C dm ⁻³ d ⁻¹)*	20.5(5.0)	17.0(4.8)	27.5(2.9)	11.3(2.2)	10.2(1.0)	9.1(2.2)
Anaerobe CO ₂ flux op T=0 (mg C g ⁻¹ C _{microbieel} d ⁻¹)*	48.6(12.4)	36.3(14.6)	104.1(39.1)	131.6(22.2)	76.8(14.2)	103.4(43.4)
Anaerobe CH ₄ flux op T=0 (mg C kg ⁻¹ d ⁻¹)*†	-0.9(0.2)	-1.3(0.2)	-0.2(0.2)	-2.2(0.1)	-1.7(0.2)	-0.3(0.2)

Er waren ook significante verschillen in initiële bodemeigenschappen tussen de lokaties. Het basenrijke veentype in het Kiersche Wiede had een lagere pH dan de basenrijke veentypes op de andere twee lokaties. Verder waren de totale P concentraties in de bodem het laagst in de Stobbenribben, wat resulteerde in significant hogere C:P en N:P ratios. Volgens een significant interactie effect veentype*lokatie waren totale Ca-concentraties in het basenrijke veentype van de Stobbenribben hoger dan in de basenrijke veentypen van de andere twee lokaties, en getuige een significant interactie effect veentype*lokatie waren totale ijzerconcentraties in het basenrijke veentype van Binnenpolder Tienhoven hoger dan in het basenrijke veentype van de andere lokaties. Verder waren K₂SO₄-extraheerbare NH₄ en NO₃ concentraties het hoogst in het basenrijke veentype van de Stobbenribben. K₂SO₄-extraheerbare PO₄ concentraties verschilden niet significant tussen de lokaties.

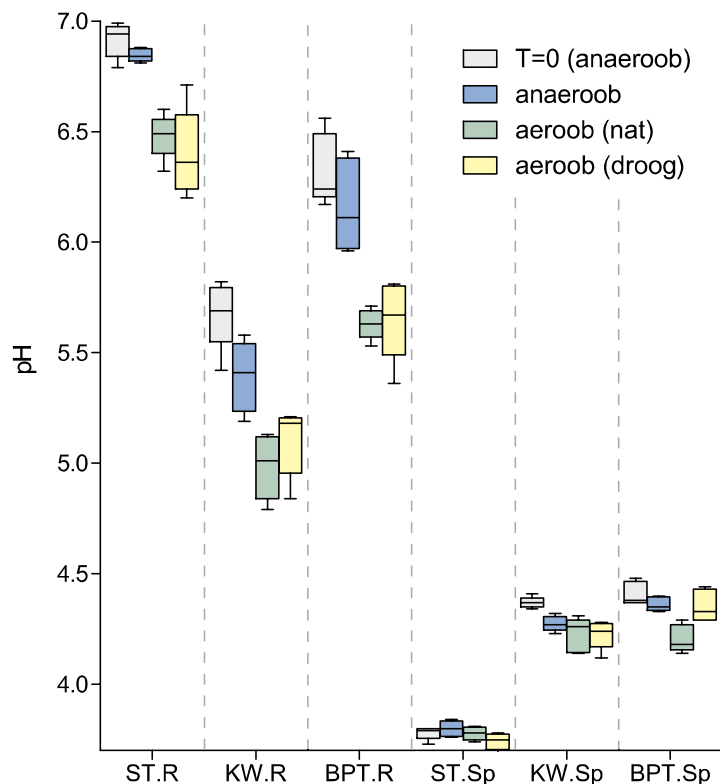
De initiële respiratie, gemeten onder zuurstofloze condities, verschilde per kg bodem niet tussen de veentypen. Doordat de bulkdichtheid van veenmosveen veel lager is dan die van schorpioenmosveen, was de respiratie per volume-eenheid ca. 2 keer zo hoog in schorpioenmosveen als in veenmosveen. Dit komt overeen met de lagere afbraaksnelheden die vaak in basenarme, door *Sphagnum* gedomineerde venen worden gemeten (Verhoeven & Toth, 1995; Aerts *et al.*, 1999). De lagere afbraaksnelheid wordt over het algemeen toegeschreven aan de specifieke eigenschappen van *Sphagnum*(-veen), zoals een lage bulkdichtheid en efficiënte wateropslag om anoxische omstandigheden te behouden (Clymo & Hayward, 1982), verzuring (Verhoeven *et al.*, 1990), en de chemische compositie (Belyea, 1996; Aerts *et al.*, 1999). De celwanden van *Sphagnum* bevatten polyfenolen die de microbiële activiteit binnen het afbraakproces remmen (van Breemen, 1995).

Verder bleek dat de CH₄-fluxen aan het begin van het experiment voor alle bodemonsters negatief waren. Dit betekent dat er in alle bodems methaan wordt gebruikt door de microbiële gemeenschap. Deze anaerobe oxidatie van methaan was gemiddeld twee keer zo hoog in veenmosveen dan in schorpioenmosveen.

5.2.2 Toetreding van zuurstof en verdroging: verzuring?

Een belangrijke vraag bij een meer flexibel peilbeheer is in welke mate verlaging van de waterstand en stimulering van oxidatieprocessen leidt tot verzuring in de bodem (Stumm & Morgan, 1996). Bij zowel zuurstoftoetreding als uitdroging van de monsters trad in schorpioenmosveen een duidelijke verlaging van de pH op (Figuur 5.3, Tabel 5.3). In de Stobbenribben, die relatief kalkrijk zijn, bedroeg de pH-daling door oxidatieprocessen ongeveer een halve pH-eenheid, maar de pH zakte hier niet weg tot in het voor Rood schorpioenmos kritieke gebied beneden de 6,0 (Cusell *et al.*, 2013a). In de basenrijke veentypen van het Kiersche Wiede en Binnepolder Tienhoven, die minder kalkrijk zijn, daalde de pH wel tot respectievelijk 5,0 en 5,6. Mogelijk spelen hogere ijzergehalten een rol in Binnepolder Tienhoven, omdat ijzer direct betrokken is bij oxidatie- en reductieprocessen (Lucassen *et al.*, 2002).

Waarschijnlijk is deze pH-verlaging bij zuurstof-toetreding slechts tijdelijk. Als de waterstand weer omhoog gaat, zal (een deel) van de geproduceerde protonen weer worden geconsumeerd als gevolg van reductieprocessen (Loeb *et al.*, 2008a). Een tijdelijke pH-daling in het Kiersche Wiede en Binnepolder Tienhoven is echter mogelijk wel groot genoeg om de condities voor veenmos tijdelijk te verbeteren. Ten slotte was er als gevolg van toetreding van zuurstof en uitdroging in de veenmosvenen sprake van een hogere mate van verzuring dan in de schorpioenmosvenen. Het effect op de pH was hier echter gering, doordat deze bodems van nature al relatief zuur zijn.



Figuur 5.3. pH in de bodem onder verschillende incubatiecondities (n=5). ST.R = schorpioenmosveen Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen Kiersche Wiede, en BPT.Sp = veenmosveen Binnenpolder Tienhoven. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Tabel 5.3 en Appendix C.

Figure 5.3. Box plots showing soil pH-H₂O values of samples from the six different study sites for the different treatments (n=5). ST.R = Stobbenribben rich fen, KW.R = Kiersche Wiede rich fen, BPT.R = Binnenpolder Tienhoven rich fen, ST.Sp = Stobbenribben Sphagnum-fen, KW.Sp = Kiersche Wiede Sphagnum-fen, BPT.Sp = Binnenpolder Tienhoven Sphagnum-fen. Upper and lower quartiles are indicated, as well as whiskers showing minimum and maximum values. Significant effects of fen type and treatment are indicated in Appendix C.

5.2.3 Toetreding van zuurstof en verdroging: hogere afbraak?

In anaerobe veenbodems nemen respiratiesnelheden over het algemeen toe als er zuurstof toetreedt (o.a. Freeman *et al.*, 1993; Oechel *et al.*, 1998; Fenner & Freeman, 2011). Ook in dit experiment leek toetreding van zuurstof te leiden tot een duidelijk verhoogde microbiële respiratie, maar alleen in schorpioenmosvenen met rood schorpioenmos (Tabel 5.3, Figuur 5.4). Veenmosveen liet bij zuurstoftoetreding eigenlijk nauwelijks verhoogde respiratie zien. In veenmosveen wordt de afbraak behalve door zuurstof waarschijnlijk ook geremd door de chemische samenstelling van het veen (Clymo & Hayward, 1982; van Breemen, 1995; Belyea, 1996; Aerts *et al.*, 1999). De celwanden van veenmos zitten vol met polyfenolen, die op zichzelf al een remmende factor kunnen zijn. Mogelijk zijn de fenolconcentraties in de veenmossen zelfs zo hoog dat wanneer fenoloxidase wordt gestimuleerd door zuurstof, andere afbraakenzymen toch nog geremd worden (Freeman *et al.*, 2004; Fenner & Freeman, 2011). Daarbij komt dat de relatief lage pH in veenmosveen niet optimaal is voor fenoloxidase en afbraak van fenolen (Pind *et al.*, 1994). Bij verdere uitdroging is de toename in respiratie minder groot (Figuur 5.4). Dit komt mogelijk doordat de microbiële massa afneemt als gevolg van vochtgebrek. Ook neemt de activiteit van

extracellulaire fenoloxidase waarschijnlijk af, als gevolg van het lagere vochtgehalte (Toberman *et al.*, 2008).

De DOC-concentraties lieten niet zo'n duidelijke respons zien. Dit komt doordat DOC zowel sink als source van koolstof kan zijn, en dus door veel factoren kan worden beïnvloed. Onder zuurstofarme condities is DOC vaak hoger dan onder zuurstofrijke condities, doordat er dan ophoping van intermediaire stofwisselingsproducten optreedt in plaats van de vorming van CO₂ (Glatzel *et al.*, 2003). Dat was in het huidige onderzoek echter niet het geval. De verandering in DOC-productie door zuurstoftoetreding leek in elk geval niet erg consistent. Wel namen de DOC-concentraties bij verdere uitdroging sterk toe.

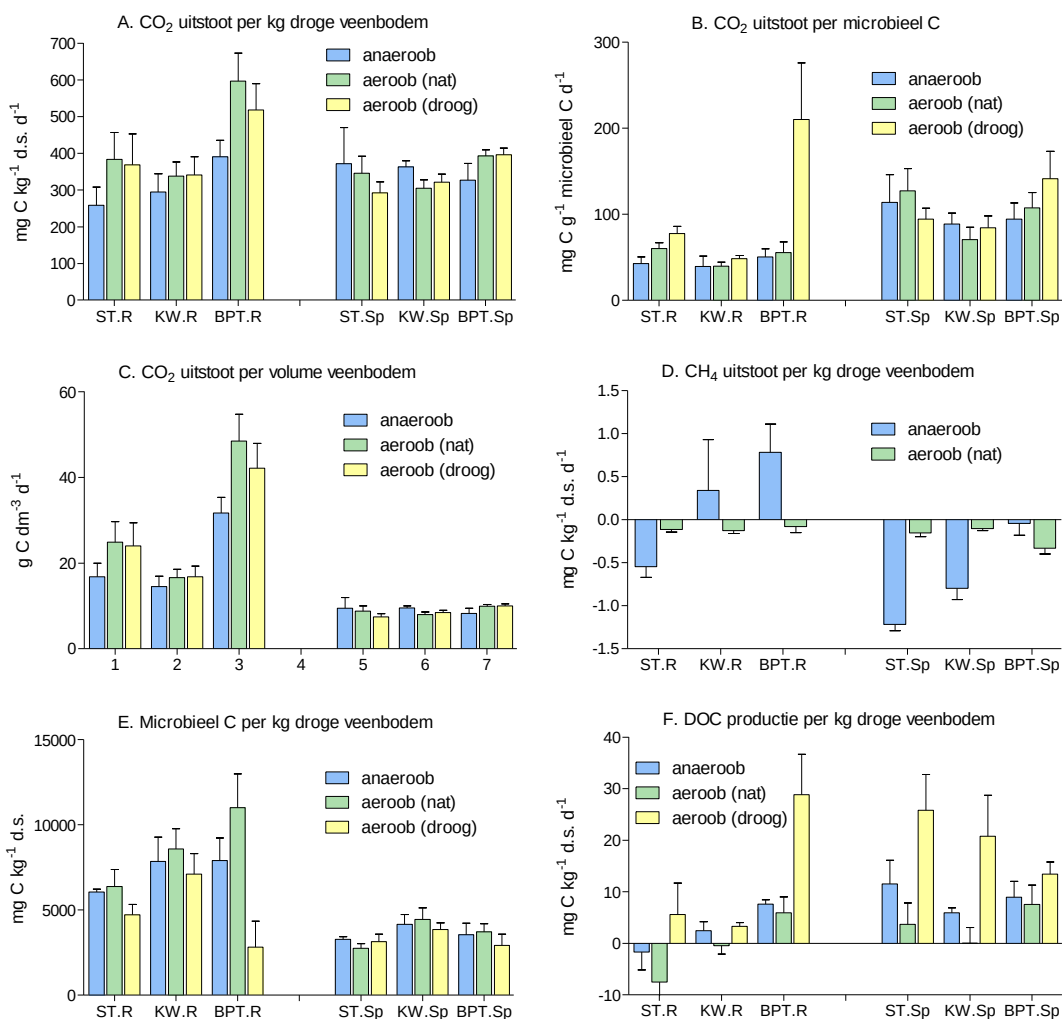
Tabel 5.3. Uitkomsten van de statistische analyse van de effecten van veentype en behandeling tijdens de incubatie, zoals getest met 3-weg ANOVA met LSD post-hoc toetsen. Verschillende letters indiceren significante verschillen ($P < 0,05$), n.s. = niet significant. Statistische specificaties zijn nader beschreven in Appendix C.

Table 5.3. Outcomes of statistical analyses of the effects of fen type, treatment, location and their interaction effects, as tested by three-way ANOVA with LSD post-hoc analyses. Different symbols indicate significant differences ($P < 0,05$), n.s. = not significant.

Variable	ST	KW	BPT	Basen- rijk	Basen- arm	Anaeroob	Aeroob (nat)	Aeroob (droog)
Netto d[H ⁺] d(pH)	a a	b b	ab b	a b	b a	a a	b b	b b
CO ₂ flux per kg	a	a	b	b	a	a	b	b
CO ₂ flux per C _{micro}	b	a	c	a	b	a	a	b
CO ₂ flux per L	b	a	c	b	a	a	b	b
Microbieel C per kg	a	c	b	b	a	b	c	a
CH ₄ flux per kg	a	b	c	b	a	n.s.	n.s.	-
DOC productie per kg	a	a	b	a	b	b	a	c
DOC productie per L	a	b	c	b	a	b	a	c
Netto N-mineralisatie per kg	c	b	a	a	b	a	b	a
Netto N-mineralisatie per C _{micro}	b	a	a	a	b	a	b	a
Netto N-mineralisatie per L	c	b	a	n.s.	n.s.	a	c	b
N ₂ flux per kg	c	a	b	a	b	-	-	-
Bruto N-mineralisatie per kg	a	b	c	b	a	a	c	b
Bruto N-mineralisatie per C _{micro}	a	a	b	b	a	a	a	b
N-immobilisatie per kg	a	b	c	b	a	a	b	b
N-immobilisatie per C _{micro}	a	b	c	b	a	a	a	b
Netto P-mobilisatie per kg	b	b	a	n.s.	n.s.	b	a	c
Netto P-mobilisatie per C _{micro}	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	b	a	c
Netto P-mobilisatie per L	b	b	a	b	a	a	a	b

De initiële verschillen tussen schorpioenmosveen en veenmosveen voor wat betreft microbieel C en respiratie per volume veenbodem bleven gedurende de incubatie aanwezig, ongeacht de behandeling. Ook bij zuurstoftoetreding of uitdroging waren microbieel C en de respiratie per volume-eenheid hoger in schorpioenmosveen dan in veenmosveen.

In het algemeen neemt de CH₄-productie af na toetreding van zuurstof (Whalen & Reeburgh, 1990; Freeman *et al.*, 1993). Methaan kan worden geoxideerd door methanotrofe bacteriën in zowel veenmosvenen als op basenrijke standplaatsen (Raghoebarsing *et al.*, 2005; Liebner *et al.*, 2011). In het huidige onderzoek werd echter geen significante afname van de methaanproductie gemeten onder aerobe omstandigheden. De CH₄-fluxen verschilden niet significant per behandeling. Wel is opmerkelijk dat de CH₄-flux in twee van de drie basenrijke venen (Kiersche Wiede en Binnenpolder Tienhoven) positief werd gedurende zuurstofloze incubatie, wat een indicatie is van methanogenese. Dit gebeurde echter niet in de Stobbenribben.

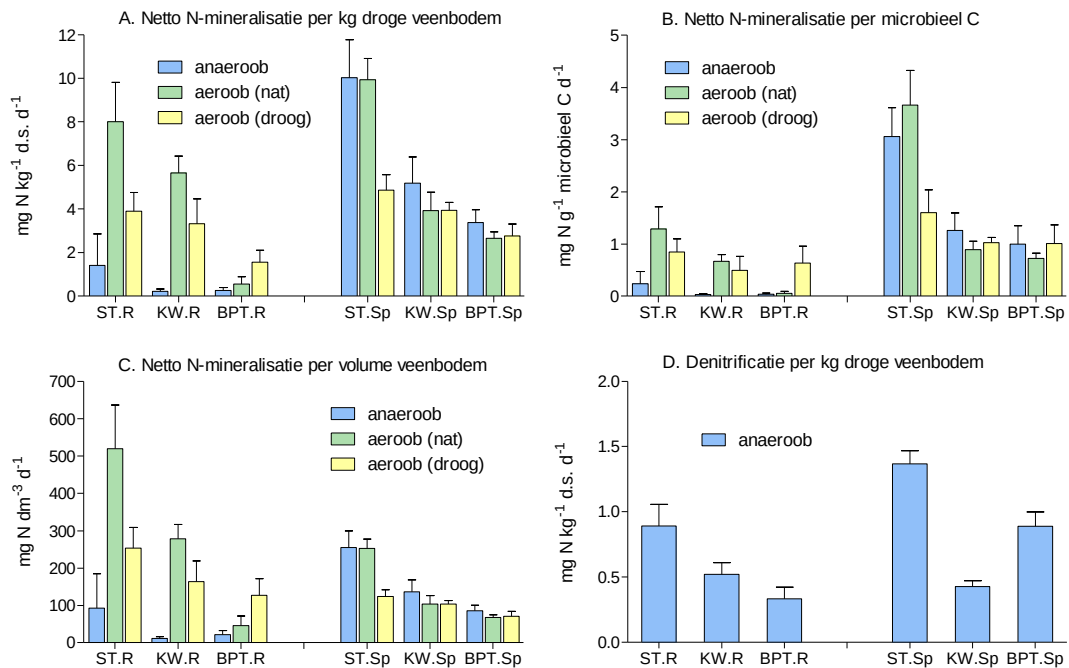


Figuur 5.4. Gemiddelde CO₂-fluxen (a, b, c), CH₄-fluxen (d), microbieel C (e) en DOC productie (f) onder verschillende incubatiecondities (n=5). ST.R = schorpioenmosveen Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen Kiersche Wiede, en BPT.Sp = veenmosveen Binnenpolder Tienhoven. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Tabel 5.3 en Appendix C.

Figure 5.4. Average fluxes of CO₂ (a,b,c), fluxes of CH₄ (d), microbial C (e) and DOC production (f) under anaerobic, moist aerobic and dry aerobic conditions for samples from the six different study sites (n=5). Positive fluxes indicate release. ST.R = Stobbenribben rich fen, KW.R = Kiersche Wiede rich fen, BPT.R = Binnenpolder Tienhoven rich fen, ST.Sp = Stobbenribben Sphagnum-fen, KW.Sp = Kiersche Wiede Sphagnum-fen, BPT.Sp = Binnenpolder Tienhoven Sphagnum-fen. Standard deviations are indicated. Significant effects of fen type and treatment are indicated in Appendix C.

5.2.4 Toetreding van zuurstof en verdroging: hogere N-mineralisatie?

Onder de normale zuurstofarme condities was de netto N-mineralisatie per kg bodem significant lager in schorpioenmosveen dan in veenmosveen (Tabel 5.3, Figuur 5.5). Dit komt overeen met eerdere experimenten in het veld, waarin de netto N-mineralisatie inderdaad aanzienlijk lager was in basenrijke venen dan in veenmosveen (Verhoeven *et al.*, 1988; 1990). Ook als de netto N-mineralisatie per eenheid micro-organismen wordt uitgedrukt, blijven deze verschillen in stand. De netto N-mineralisatie per eenheid microbieel C is dus significant lager voor schorpioenmosvenen dan voor veenmosvenen, wat overeenkomt met eerdere experimenten die Kooijman en Hedenäs (2009) over een pH-gradiënt in veengebieden hebben uitgevoerd.

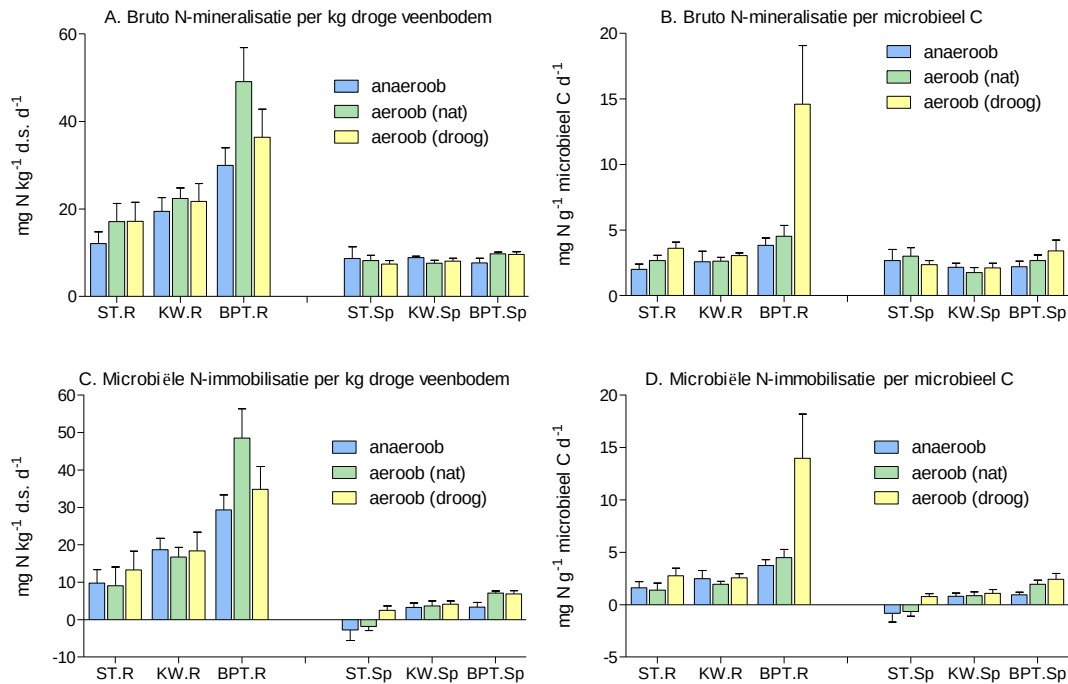


Figuur 5.5. Netto N-mineralisatiesnelheden onder verschillende incubatiecondities (a, b en c) en de denitrificatie onder zuurstofarme condities (d) ($n=5$). ST.R = schorpioenmosveen uit de Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen uit het Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen uit de Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen uit de Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen uit het Kiersche Wiede, en BPT.Sp = veenmosveen uit de Binnenpolder Tienhoven. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Tabel 5.3 en Appendix C.

Figure 5.5. Rates of net N-mineralization (a,b,c) under anaerobic, moist aerobic and dry aerobic conditions, and rates of anaerobic denitrification (d) for samples from the six different study sites ($n = 5$). ST.R = Stobbenribben rich fen, KW.R = Kiersche Wiede rich fen, BPT.R = Binnenpolder Tienhoven rich fen, ST.Sp = Stobbenribben Sphagnum-fen, KW.Sp = Kiersche Wiede Sphagnum-fen, BPT.Sp = Binnenpolder Tienhoven Sphagnum-fen. Standard deviations are indicated. Significant effects of fen type and treatment are indicated in Appendix C.

De relatief lage netto N-mineralisatie in schorpioenmosveen onder zuurstof-arme condities zou theoretisch gezien verklaard kunnen worden door verhoogde N-verliezen via denitrificatie (Olde Venterink *et al.*, 2002; Burgin & Hamilton, 2007). In het huidige experiment was denitrificatie onder zuurstof-arme condities in de schorpioenmosvenen echter betrekkelijk laag t.o.v. de netto N-mineralisatie (Figuur 5.5). Zelfs als de denitrificatie zou worden meegeteld, is de netto N-mineralisatie in schorpioenmosvenen nog steeds relatief laag.

De lage netto N-mineralisatie in schorpioenmosveen onder zuurstof-arme condities kan ook niet verklaard worden door de bruto N-mineralisatie, die geschat is aan de hand van modelberekeningen (Figuur 5.6). De bruto N-mineralisatie is juist hoger in schorpioenmosveen dan in veenmosveen. De relatief lage netto N-mineralisatie onder basenrijke condities hangt waarschijnlijk wel samen met de hogere microbiële N-immobilisatie. De geschatte N-immobilisatie is in veenmosveen erg laag, maar loopt in schorpioenmosveen op tot 82-98% van de bruto mineralisatie. Hoge microbiële immobilisatie in basenrijke bodems is ook gevonden in bossen, en wordt mogelijk verklaard door verschillen in dominantie van bacteriën en schimmels (Kooijman *et al.*, 2008; 2009b). Bacteriën zijn algemener in basenrijke bodems, en schimmels komen juist vooral voor in basenarme bodems (Bååth & Anderson, 2003; Winsborough & Basiliko, 2010). Bacteriën hebben een lagere C:N ratio en een hogere N-behoefte dan schimmels (Hassink *et al.*, 1993; Robertson & Groffman, 2007), waardoor er relatief veel N-immobilisatie optreedt in basenrijke bodems met veel bacteriën.



Figuur 5.6. Bruto N-mineralisatiesnelheden (a, b) en microbiële N-immobilisatiesnelheden (c, d) onder verschillende incubatiecondities (n=5). ST.R = schorpioenmosveen uit de Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen uit het Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen uit de Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen uit de Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen uit het Kiersche Wiede, en BPT.Sp = veenmosveen uit de Binnenpolder Tienhoven. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Tabel 5.3 en Appendix C.

Figure 5.6. Rates of gross N-mineralization (a,b) and N-immobilization (c,d) for samples from the six different study sites under different incubation conditions (n=5). ST.R = Stobbenribben rich fen, KW.R = Kiersche Wiede rich fen, BPT.R = Binnenpolder Tienhoven rich fen, ST.Sp = Stobbenribben Sphagnum-fen, KW.Sp = Kiersche Wiede Sphagnum-fen, BPT.Sp = Binnenpolder Tienhoven Sphagnum-fen. Standard deviations are indicated. Significant effects of fen type and treatment are indicated in Appendix C.

Verlaging van de waterstand, en daarbij optredende toetreding van zuurstof, leidt in het algemeen tot een verhoogde N-mineralisatie (Grootjans *et al.*, 1985; Bridgham *et al.*, 1998; Olde Venterink *et al.*, 2002). In het huidige experiment leidde toetreding van zuurstof echter alleen in schorpioenmosveen tot een hogere netto N-mineralisatie (Figuur 5.5). In veenmosveen bleef de netto N-mineralisatie ongeveer op hetzelfde niveau als onder zuurstofarme condities. Deze verschillen zijn vergelijkbaar met een in 2005 uitgevoerd pilotexperiment, waarin de netto N-mineralisatie onder zuurstofrijke condities in basenrijke veenmonsters 9-22 keer hoger was dan onder zuurstofarme condities, terwijl dit in veenmosveen slechts 2-3 keer hoger was (A.M. Kooijman en L. Hedenäs, ongepubliceerde gegevens).

De verschillende respons op zuurstoftoetreding voor wat betreft netto N-mineralisatie tussen schorpioenmosveen en veenmosveen is, net zoals bij respiratie, wellicht het gevolg van verschillende limiterende factoren voor de afbraak van beide veentypen. Verschillen in concentraties aan fenolen en de afbraakenzymen (fenoloxidase, glucosidase en fosfatase), die allemaal niet zijn gemeten in dit experiment, kunnen mogelijk de versnelde afbraaksnelheid en netto N-mineralisatie na zuurstoftoetreding in schorpioenmosveen verklaren. De activiteit van het enzym fenoloxidase is van groot belang voor de afbraak van organische stof (Fenner & Freeman, 2011). Fenoloxidase wordt normaal gesproken onder anaerobe condities gelimiteerd door zuurstof. In zowel schorpioenmosveen als veenmosveen wordt fenoloxidase echter waarschijnlijk niet meer geremd bij zuurstoftoetreding (Freeman *et al.*, 2004; Fenner & Freeman, 2011). Het lijkt er echter wel op dat de fenolconcentraties na zuurstoftoetreding alleen laag genoeg zijn in het schorpioenmosveen, zodat andere enzymen als glucosidase en fosfatase actief kunnen worden, terwijl de fenolconcentraties in veenmosveen

waarschijnlijk te hoog blijven om deze andere enzymen te activeren. Mogelijk blijven de fenolconcentraties in het veenmosveen hoger, doordat deze venen van nature meer polyfenolen bevatten dan de schorpioenmosvenen. Ook zou het zo kunnen zijn dat de relatief lage pH in veenmosveen remmend werkt op de stimulatie van fenoloxidase en dus op de afbraak van fenolen (Pind *et al.*, 1994). Deze mechanismen moeten nader worden onderzocht, maar dit suggereert wel dat basenrijke venen wezenlijk anders reageren op een verandering in de waterstand dan basenarme venen.

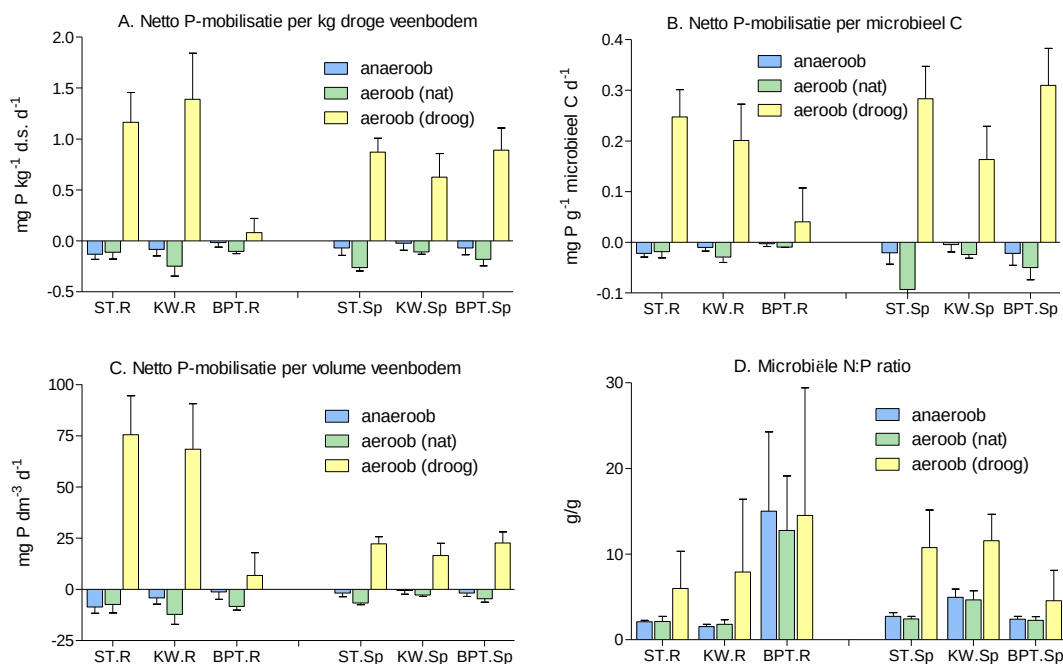
Binnen de drie schorpioenmosvenen bleken echter ook verschillen aanwezig te zijn. Bij de locaties binnen De Wieden en De Weerribben (de Stobbenribben en het Kiersche Wiede) leek de toename van de netto N-mineralisatie per kg bodem vooral het gevolg te zijn van een hogere microbiële efficiëntie, waardoor de netto N-mineralisatie per eenheid micro-organismen hoger was, en minder van een toename in de microbiële biomassa (Figuren 4.4 en 4.5). Als gevolg hiervan nam de bruto N-mineralisatie toe, terwijl de microbiële N-immobilisatie gelijk bleef (Figuur 5.6). De N-immobilisatie was op deze locaties nog steeds hoog vergeleken met veenmosveen, maar nam wel af van 82-87% van de totale hoeveelheid vrijgemaakte N naar 50-75%. In Binnenpolder Tienhoven bleef de microbiële efficiëntie echter gelijk bij zuurstoftoetreding, en nam de microbiële biomassa juist wel toe (Figuren 4.4 en 4.5). Daardoor werd de bruto N-mineralisatie verhoogd, maar nam de N-immobilisatie ook toe, waardoor de netto N-mineralisatie slechts in beperkte mate toenam (Figuren 4.5 en 4.6).

Ook in uitgedroogde monsters trad verhoging van de netto N-mineralisatie op in het basenrijke schorpioenmosveen, maar deze was in de Stobbenribben en het Kiersche Wiede een stuk lager dan alleen bij toetreding van zuurstof (Figuur 5.5). Dit heeft waarschijnlijk te maken met geleidelijke uitdroging, waardoor de N-mineralisatie in de beginfase nog niet geremd werd door vochtgebrek, maar later wel.

5.2.5 Veranderingen in P-beschikbaarheid

Ook de P-mineralisatie wordt waarschijnlijk beïnvloed door toetreding van zuurstof en een verminderde vochtbeschikbaarheid bij lagere waterstanden. De invloed van zuurstoftoetreding is echter vrij ingewikkeld, aangezien naast microbiële mineralisatieprocessen ook de (redox gevoelige) chemische binding van fosfor aan ijzer en calcium een rol speelt (Patrick & Khalid, 1974; Boström *et al.*, 1982; Richardson, 1985). Zuurstoftoetreding leidt derhalve niet, zoals bij stikstof, per definitie tot een verhoogde netto mobilisatie van fosfor (Olde Venterink *et al.*, 2002), maar kan meteen na mineralisatie gebonden worden aan Fe-rijke (Patrick & Khalid, 1974; Richardson, 1985; Smolders *et al.*, 2006) of Ca-rijke sedimenten (Boyer & Wheeler, 1989; Reddy *et al.*, 1993).

In het huidige experiment was de netto P-mobilisatie onder zuurstofarme condities betrekkelijk laag. In alle venen trad netto P-immobilisatie op (Figuur 5.7). Dit komt waarschijnlijk doordat het fosfor dat bij de afbraak-processen vrijkomt inderdaad onmiddellijk wordt geadsorbeerd aan ijzer en/of calcium. Ook onder zuurstofrijke condities was de netto P-mobilisatie negatief. Er was mogelijk sprake van iets sterkere P-fixatie onder zuurstofrijke condities, maar door de sterke toename van orthoP-concentraties bij de uitdroging was dit verschil niet significant. In het huidige experiment bleek vooral uitdroging bepalend te zijn (Figuur 5.7). Uitdroging leidde in bijna alle bodems tot een sterke stijging van de PO_4 -concentraties, behalve in het schorpioenmosveen in Binnenpolder Tienhoven. Hier valt dit effect waarschijnlijk niet waar te nemen, omdat hier sprake is van relatief veel ijzerrijk kwelwater (Tabel 5.2), waardoor het vrij komende fosfor snel werd gebonden. De hoge netto P-mobilisatie bij uitdroging was waarschijnlijk het gevolg van de afname in microbiële biomassa. Er leek echter ook een verschuiving in de samenstelling van de microbiële populatie op te treden, omdat de DOC en PO_4 -concentraties wel toenamen na uitdrogen, terwijl de N-concentraties niet veranderden. Dit wordt ondersteund door de hogere microbiële N:P ratio na uitdrogen (Figuur 5.7).



Figuur 5.7. Netto P-mobilisatiesnelheden (a,b,c) en de microbiële N:P ratio's (d) onder verschillende incubatiecondities (n=5). ST.R = schorpioenmosveen Stobbenribben, KW.R = schorpioenmosveen Kiersche Wiede, BPT.R = schorpioenmosveen Binnenpolder Tienhoven; ST.Sp = veenmosveen Stobbenribben, KW.Sp = veenmosveen Kiersche Wiede, en BPT.Sp = veenmosveen Binnenpolder Tienhoven. Statistische uitkomsten zijn nader beschreven in Tabel 5.3 en Appendix C.

Figure 5.7. Rates of net P-release (a,b,c) and microbial N:P ratios (d) for samples from the six different study sites under different incubation conditions (n=5). ST.R = Stobbenribben rich fen, KW.R = Kiersche Wiede rich fen, BPT.R = Binnenpolder Tienhoven rich fen, ST.Sp = Stobbenribben Sphagnum-fen, KW.Sp = Kiersche Wiede Sphagnum-fen, BPT.Sp = Binnenpolder Tienhoven Sphagnum-fen. Standard deviations are indicated. Significant effects of fen type and treatment are indicated in Appendix C.

5.3 Conclusies en aanbevelingen

Het incubatie-experiment is ingezet om te toetsen wat de mogelijke effecten zijn van een lagere waterstand bij een meer flexibel waterpeil, waarbij in eerste instantie de zuurstoftoetreding wordt vergroot, en bij langdurige peilverlaging ook uitdroging en (te) lage vochtgehalten een rol kunnen spelen.

Verzuring

De pH van de bodem daalt door zuurstof-toetreding, als gevolg van oxidatieprocessen. Verzuring en pH-verlaging treden vooral op in de schorpioenmosvenen, en veel minder in de van nature al zuurdere veenmosvenen. In goed gebufferde en relatief kalkrijke schorpioenmosvenen, zoals in de Stobbenribben, is de pH-daling overigens niet alarmerend, omdat de daling zeer waarschijnlijk tijdelijk is en weer verdwijnt als de waterstand omhoog gaat. In relatief kalkarme schorpioenmosvenen, zoals in het Kiersche Wiede en de Binnenpolder Tienhoven, kan de pH-daling mogelijk wel een probleem zijn. De schorpioenmossen kunnen tijdelijke pH-waarden rond de 5-5,5 waarschijnlijk wel overleven (Cusell *et al.*, 2013a), maar de vestiging van veenmos wordt bij deze pH waarden wel een stuk gemakkelijker.

Verhoogde C-mineralisatie

In de schorpioenmosvenen leidt zuurstoftoetreding conform de verwachting tot een duidelijke verhoging van de respiratie. Dit betekent dat afbraak-processen worden gestimuleerd onder zuurstofrijke condities, en lage waterstanden kunnen leiden tot versnelde veenafbraak. In veenmosveen is dit echter niet het geval. Voor de veenmoslocaties in De Wieden en De Weerribben geldt zelfs dat zuurstoftoetreding leidt tot een kleine verlaging van de respiratie. Dit verschil tussen schorpioenmosveen en veenmosveen kan te maken hebben met verschillende processen die de remming van de afbraakprocessen bepalen. In schorpioenmosveen lijkt vooral remming door gebrek aan zuurstof van belang te zijn, terwijl in veenmosveen ook remming door hoge polyfenolconcentraties een rol lijkt te spelen. Dit moet verder worden uitgezocht. Bij verdere uitdroging blijft de respiratie relatief hoog, hoewel de toename minder is dan onder zuurstofrijke vochtige condities. Dit kan komen doordat de microbiële massa afneemt als gevolg van vochtgebrek, en/of doordat de activiteit van fenoloxidase afneemt bij vochtgebrek. Wel leidt uitdroging tot verhoogde DOC-concentraties.

Verhoogde N-mineralisatie

Ook bij de N-mineralisatie zijn er grote verschillen tussen schorpioenmosveen en veenmosveen. Onder de normale zuurstofarme veldcondities lijkt de netto N-mineralisatie in het schorpioenmosveen lager dan in het veenmosveen, ondanks de hogere geschatte bruto N-mineralisatie. Dit lijkt vooral te komen door een hogere microbiële N-immobilisatie in schorpioenmosvenen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat basenrijke bodems voornamelijk bacteriën bevatten, die een hogere N-behoefte hebben, terwijl basenarme bodems vooral veel schimmels bevatten. De N-immobilisatie blijft ook onder zuurstofrijke condities relatief hoog in schorpioenmosvenen, hoewel de N-immobilisatie onder zuurstofrijke condities wel kleiner lijkt te worden in de venen uit De Wieden en De Weerribben.

Naast deze initiële verschillen in N-immobilisatie en netto N-mineralisatie tussen schorpioenmosvenen en veenmosvenen lijkt ook de respons op zuurstoftoetreding verschillend te zijn. In schorpioenmosveen is de afbraaksnelheid onder anaerobe condities waarschijnlijk hoofdzakelijk geremd door gebrek aan zuurstof. Bij zuurstoftoetreding laten zowel respiratie, de geschatte bruto N-mineralisatie en de netto N-mineralisatie een duidelijke verhoging zien. In veenmosveen nemen de respiratie, bruto en netto N-mineralisatie echter niet toe na zuurstoftoetreding. Dit

komt mogelijk doordat de afbraak in veenmosveen niet alleen geremd kan worden door het gebrek aan zuurstof, maar ook door hoge fenolconcentraties.

De combinatie van verschillende microbiële N-behoeftes en verschillende remmingsprocessen van afbraak leidt onder natuurlijke natte en zuurstofarme condities tot relatief lage N-beschikbaarheden in schorpioenmosvenen t.o.v. veenmosvenen. Bij verlaging van de waterstand, waarbij zuurstof toetreedt, blijft de microbiële N-immobilisatie onveranderd hoog, terwijl de bruto N-mineralisatie toeneemt. Dit komt waarschijnlijk door de verhoogde activiteit van fenoloxidase en andere afbraakenzymen. Hierdoor neemt de netto N-mineralisatie in schorpioenmosveen sterk toe bij verdroging. De N-beschikbaarheid in schorpioenmosveen is dus van nature relatief laag, maar deze venen zijn wel zeer gevoelig voor verhoogde zuurstoftoetreding als gevolg van lagere waterstanden.

In veenmosveen neemt de netto N-mineralisatie echter niet toe bij verdroging. De netto N-mineralisatie is al redelijk hoog onder zuurstofarme condities, als gevolg van de lage microbiële immobilisatie. Bovendien wordt de afbraaksnelheid hier niet veel hoger bij zuurstoftoetreding. Dit komt mogelijk doordat hoge polyfenolconcentraties nog steeds remmend werken. Dit betekent dus dat een verlaging van de waterstand niet zo veel gevolgen heeft voor de N-beschikbaarheid in veenmosvenen.

Veranderingen in de P-beschikbaarheid

De netto P-mobilisatie lijkt in zowel schorpioenmosveen als veenmosveen van nature vrij laag. Dit komt waarschijnlijk doordat vrijgekomen fosfor wordt gebonden aan calcium en/of ijzer. Het effect van zuurstoftoetreding zelf was gering, en lijkt vooral tot iets sterkere P-immobilisatie te leiden in het Kiersche Wiede en Binnenpolder Tienhoven. Dit komt mogelijk door ijzer-oxidatie, en de versterking van de redoxgevoelige P-binding. Uitdroging, zoals bij langdurig verlaagde waterstand kan optreden, lijkt echter een groot probleem, omdat de P-beschikbaarheid dan sterk toeneemt. Dit zou kunnen komen door microbiële sterfte, maar ook door een verschuiving in de samenstelling van de microbiële populatie. Verschillen tussen schorpioenmosveen en veenmosveen lijken voor wat betreft fosfor een betrekkelijk kleine rol te spelen.

Aanbevelingen voor het beheer

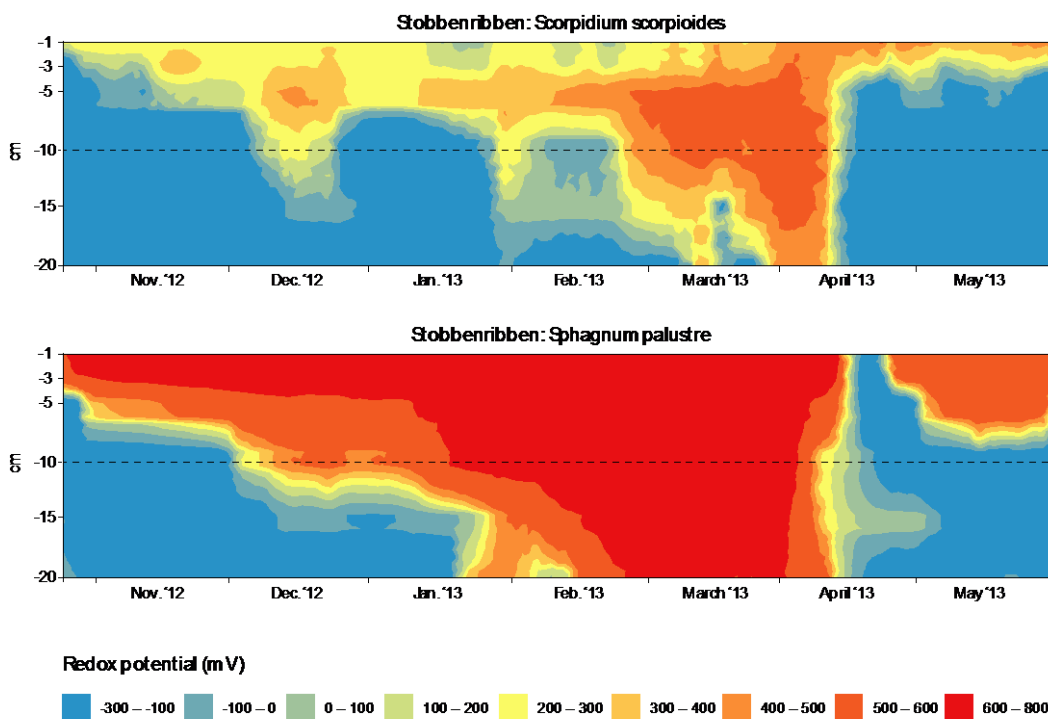
Tijdelijke verlaging van de waterstand als gevolg van een meer flexibel peilbeheer leidt in eerste instantie vooral tot een temporeel verhoogde zuurstofvoorziening, zoals blijkt uit metingen van de redoxpotentiaal (Figuur 5.8). De redoxprofielen laten zowel voor schorpioenmosveen als veenmosveen in de Stobbenribben zien dat een periode van twee maanden droogte in de praktijk leidt tot grote veranderingen in de redoxpotentiaal. Deze metingen laten zien dat langere perioden van droogte in de veldsituatie wel degelijk voorkomen, en dat de resultaten van dit laboratorium onderzoek derhalve nuttig zijn voor het interpreteren van de effecten van verdroging in het veld.

Voor schorpioenmosvenen is deze verhoogde zuurstofbeschikbaarheid niet gunstig. De daling van de pH onder zuurstofrijke condities is in goed gebufferde venen met een hoog calciumgehalte wellicht niet zo'n groot probleem, en waarschijnlijk maar tijdelijk, maar in zwakker gebufferde schorpioenmosvenen kunnen de omstandigheden tijdelijk gunstig worden voor vestiging van veenmos.

Daarnaast leidt een verlaging van de waterstand in het schorpioenmosveen tot verhoogde C- en N-mineralisatie. De N-beschikbaarheid is relatief laag onder natte en zuurstofarme condities, maar neemt sterk toe bij toetreding van zuurstof. De P-beschikbaarheid wordt echter niet sterk beïnvloed door zuurstoftoetreding. Dit komt waarschijnlijk door de oxidatie van ijzer. Bij vergaande uitdroging neemt de P-beschikbaarheid echter wel sterk toe, evenals de productie van DOC.

Voor veenmosvenen lijkt verlaging van de waterstand en verhoogde zuurstoftoevoer eigenlijk niet van belang. De pH-daling als gevolg van oxidatie is nihil, omdat deze bodems van nature al zuur zijn. Ook nemen de respiratie en netto N-mineralisatie bij

zuurstoftoetreding niet toe. Onder zuurstofarme condities is de netto N-mineralisatie al vrij hoog als gevolg van lage microbiële N-immobilisatie. De N-mineralisatie neemt bij zuurstof-toetreding niet verder toe. Dit komt mogelijk doordat de afbraak weliswaar niet meer geremd wordt door gebrek aan zuurstof, maar nog wel door hoge polyfenol-concentraties. Langdurig verlaagde waterstanden en uitdroging vormen wel een probleem, door de hoge P-mobilisatie en DOC-productie.



Figuur 5.8. In zowel schorpioenmosveen als veenmosveen in de Stobbenribben is de redoxpotentiaal in de bovenste 20 cm gemeten over een periode van zeven maanden, om te zien in hoeverre droogte resulteerde in een toename van de zuurstofbeschikbaarheid in de bodem. metingen zijn verricht op -1 cm, -3 cm, -5 cm, -10 cm, -15 cm, en -20 cm, om de 15 minuten met behulp van permanent geplaatste redox electrodes (Vorenhout et al., 2011). Het relatief droge voorjaar van 2013 leidde tot een verhoogde redoxpotentiaal, tot het moment van langdurige regenval in april 2013.

Figure 5.8. In both a rich fen and a Sphagnum-dominated fen in the area Stobbenribben, the redox potential in the upper 20 cm was measured over a period of seven months in order to assess the extent to which oxygen availability increases as a result of drought. Permanently installed redox electrodes, connected to a Hypnos data logger (MVH Consult, Leiden, the Netherlands) were used to record Eh at -1 cm, -3 cm, -5 cm, -10 cm, -15 cm, and -20 cm, every 15 minutes (Vorenhout et al., 2011). The redox profiles indicate that periods of more than two months of drought can have major impacts on the redox potential in the upper 10 cm of the soil in both rich fens and Sphagnum-fens. The relatively dry spring of 2013 led to a significant increase of Eh, up to the time that long-term precipitation led to a significant decrease of Eh in April 2013. Especially in Sphagnum-fens the redox potential was affected by drought, as Eh values of +600 mV were measured up to a depth of -20 cm. These data indicate that long periods of drought do occur in intact peatlands, and therefore long-term laboratory incubation results, as conducted in this study, are representative and useful for assessing the effects of drought in the field.

6 De praktijkproef zomerinundatie

6.1 Inleiding en methoden

Inundaties met basenrijk water worden als potentieel waardevolle maatregel gezien om het zuurbufferend vermogen op te krikken van veenbodems met een onvoldoende bufferend vermogen van HCO_3^- en Ca om verzuring te voorkomen (Cusell *et al.*, 2013a). Hoewel kolomexperimenten pas na enkele weken een effect van inundatie lieten zien, en inundatie in het veld in de winter niet leidde tot noemenswaardige alkalinisatie, bleek een twee weken durende natte periode in de zomer wel degelijk tot een verhoging van het zuurbufferend vermogen te leiden (Cusell *et al.*, 2013a; Cusell *et al.*, 2015). Hiervoor kunnen twee verklaringen worden aangedragen. Ten eerste kan verhoogde infiltratie van basenrijk water in de veenbodem leiden tot een toename van de buffercapaciteit. Het zou goed kunnen zijn dat infiltratie in de winter minder sterk is dan in de zomer, omdat de veenkraggen in de winter sterker waterverzadigd zijn. Ten tweede kan het zuurbufferend vermogen worden verhoogd door anaerobe reductie van Fe(III), SO_4 en/of NO_3 (Stumm & Morgan, 1996), waarbij alkaliniteit wordt gegenereerd (Baker *et al.*, 1986). Wellicht vinden deze reductieprocessen in de zomer in hogere mate plaats vanwege de hogere temperatuur en dus hogere microbiële activiteit.

Om een beter inzicht te krijgen in het belang van deze afzonderlijke processen en de impact van het seizoen zijn extra grootschalige praktijkproeven uitgevoerd, waarbij de winterinundaties uit voorgaand onderzoek (Cusell *et al.*, 2013a; Cusell *et al.*, 2015) zijn vergeleken met nieuwe metingen uit nieuwe experimenten in de zomer van 2013 en van 2014. Het hoofddoel van deze proeven was om inzicht te krijgen in de effectiviteit van korte (2 weken) zomerinundaties versus korte winterinundaties. Het gaat hierbij om verhoging van de basenrijkdom in de bovenste 10 cm van veenkraggen die vastzitten aan de zandondergrond, en om die reden niet meedrijven.

6.1.1 Onderzoeksopzet en meetmethoden

De metingen zijn uitgevoerd in de Wieden, waarbij het Kiersche Wiede (KW; 52°42' N, 6°08' E) is gebruikt als proefgebied met zomerinundatie en het gebied langs de Veldweg (VW; 52°42' N, 6°07' E) als referentiegebied (Figuur 6.1). In beide gebieden zijn binnen verschillende vegetatietypen en dominante mossoorten vijf monsterpunten gekozen ($n_{\text{tot}} = 30$) over een gradiënt van basenrijke kragge met schorpioenmos (**Scor**), naar basenrijke kragge met Gewoon puntmos (**Call**), en uiteindelijk basenarme door veenmos gedomineerde kragge (**Sph**) (Tabel 6.1). In beide gebieden betrof het veenkraggen die vastzaten aan de zandbodem op een diepte van 60-90 cm.



Figuur 6.1. De monsterlokatiepunten in de twee gebieden: Kiersche Wiede (A), en Veldweg (B). Specificatie van de nummers is aangegeven in Tabel 6.1.

Figure 6.1. The sampling locations in the two areas: Kiersche Wiede (A), en Veldweg (B). Specification of the sampling nrs. is presented in Table 6.1.

Tabel 6.1. De verschillende monsterlokatie nummers in de verschillende gebieden met hun dominante mossoort en vegetatietype.

Table 6.1. The different sampling nrs. in the different areas with their dominant moss spp. and vegetation type.

Lokatie	Code	Dominante mossoort	Vegetatietype	Monsterlokatienr.
Kiersche Wiede	Scor	Geel schorpioenmos (<i>Hamatocaulis vernicosus</i>)	<i>Caricion nigrae</i> – <i>Carex nigra</i> - <i>Agrostis canina</i>	1,2,3,4,5
	Call	Gewoon puntmos (<i>Calliergonella cuspidata</i>)	<i>Caricion nigrae</i> – <i>Carex nigra</i> - <i>Agrostis canina</i>	6,7,8,9,10
	Sph	Gewoon veenmos (<i>Sphagnum palustre</i>) Fraai veenmos (<i>Sphagnum fallax</i>)	<i>Caricion nigrae</i> – <i>Pallavicinio</i> - <i>Sphagnetum typicum</i>	11,12,13,14,15
Veldweg	Scor	Groen schorpioenmos (<i>Scorpidium cossonii</i>)	<i>Caricion davallianae</i> – <i>Scorpidium</i> - <i>Carex diandra</i>	16,17,18,19,20
	Call	Gewoon puntmos (<i>Calliergonella cuspidata</i>)	<i>Caricion nigrae</i> – <i>Carex nigra</i> - <i>Agrostis canina</i>	21,22,23,24,25
	Sph	Gewoon veenmos (<i>Sphagnum palustre</i>) Fraai veenmos (<i>Sphagnum fallax</i>)	<i>Caricion nigrae</i> – <i>Pallavicinio</i> - <i>Sphagnetum typicum</i>	26,27,28,29,30

In de Wieden wordt de fluctuatie van de waterstand beperkt tot -0.73 m en -0.83 m NAP. Binnen dit onderzoek is inundatie in het Kiersche Wiede gerealiseerd door middel van een verhoging van de waterstand tot -0.63 m NAP gedurende twee weken. Dit betekende een verhoging van 10 cm in november 2009, 2010 en 2011, een een verhoging van 15 cm in juli 2013 en 2014.

Eerder uitgevoerde metingen tijdens de winterinundaties (Cusell *et al.*, 2013a) zijn vergeleken met nieuwe metingen tijdens inundatie in de zomers van 2013 en 2014. Voor deze zomerinundaties is gebruik gemaakt van een pomp waarmee oppervlaktewater uit de sloot ten noord-oosten van het proefgebied in het Kiersche

Wiede op de veenkragge is gepompt (Figuur 6.2). Met behulp van afsluitende emmers zijn de aanwezige divers afgesloten en is het gebied voor de peilproef geïsoleerd.



Figuur 6.2. Het gedeelte van de Kiersche Wiede waarin zomerinundatie plaatvond in 2013 en 2014. De pijl geeft de plek aan van waaruit het inundatiewater is ingelaten, en de rode stippen geven de lokaties aan waar de divers zijn afgesloten om het gebied te isoleren.

Figure 6.2. Part of the experimental site Kiersche Wiede was subjected to summer inundation in 2013 and 2014. the arrow indicated the spot where inundation water was supplied from the adjacent ditch, and the red dots indicate the locations where divers were barricaded in order to isolate the experimental area.

Alle metingen zijn uitgevoerd twee dagen voor de proef, halverwege tijdens de proef, en twee dagen na de proef. Met behulp van rhizons en vacuum spuiten van 50 mL is in de bovenste 10 centimeter van de veenbodem bodemvocht bemonsterd. Deze rhizons zijn gedurende de inundatieperiode blijven staan. Van de bodemvocht-monsters is de pH en alkaliniteit bepaald. Verder zijn met behulp van de Auto Analyzer de concentraties aan Cl , NH_4 en NO_3 , ortho- PO_4 , en opgeloste organische koolstof (DOC) bepaald en met behulp van ICP de concentraties aan totaal P, Fe, Ca en S. Op deze momenten is ook de hoogte van de waterstand in de monsterpunten bepaald met de hand. Daarnaast zijn watermonsters van het inundatiewater in het Kiersche Wiede tijdens de inundatieproef genomen en geanalyseerd.

6.1.2 Statistische analyses

Verschillen in jaarlijkse beginwaarden tussen het Kiersche Wiede en de Veldweg zijn getest door middel van een drieweg-ANOVA met LSD post-hoc analyses, met lokatie (KW vs. VW), seizoen (winter vs. zomer), en vegetatietype (Scor, Call en Sph) als hoofdeffecten. Uit eerder onderzoek (Cusell *et al.*, 2013a) is bekend dat de

concentraties aan opgeloste stoffen in het Kiersche Wiede lager zijn dan in de Veldweg. Er was helaas geen betere referentie-locatie te vinden die als vergelijking dienst kon doen, vanwege de zeldzaamheid van de betreffende vegetatietypen en mossorten. Bovendien kan, ondanks initiële verschillen tussen de gebieden, een eventuele toename in buffercapaciteit als gevolg van inundatie wel worden gemeten.

Aangezien de meetreeksen zijn verricht op dezelfde monsterlocaties in achtereenvolgende jaren, is de respons van inundatie getest met een lineair 'mixed model' met waterstandsbehandeling (inundatie vs. referentie), seizoen (winter vs. zomer), en vegetatietype (Scor, Call en Sph) als hoofdeffecten, en jaar als repeterend effect. Verschillen in metingen voor en na elke proefperiode zijn gebruikt als respons variabelen binnen de analyses, en de verschillen in respons tussen de drie vegetatietypen zijn getest aan de hand van LSD post-hoc analyses.

Alle statistische analyses zijn gedaan in SPSS 20.0 voor Windows. Alle statistische uitkomsten staan in Appendix D.

6.2 Resultaten en discussie

6.2.1 De beginsituatie

Proefgebied (KW) vs. referentiegebied (VW)

De initiële waterstand in de veenbodems was niet verschillend tussen het proefgebied het Kiersche Wiede en het referentiegebied de Veldweg (Tabel 6.2; Appendix D1). In het bodemvocht waren zowel de Cl- als Ca-concentraties lager in het Kiersche Wiede dan in de Veldweg. De ionenratio (IR), gebaseerd op de concentraties van Ca en Cl en een proxy voor de invloed van grondwater/oppervlaktewater versus regenwater (van Wirdum, 1991), verschilde echter niet significant tussen de twee gebieden. Hieruit blijkt dat de invloed van het basenrijke oppervlaktewater niet significant verschilde tussen het proefgebied en het referentiegebied.

De waterkwaliteit in het oppervlaktewater van de aanliggende sloten was wel duidelijk verschillend tussen de twee gebieden. Het oppervlaktewater bij de Veldweg was met Ca-concentratie van gemiddeld 1200 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en een alkaliniteit van gemiddeld 2.5 mmol L^{-1} twee keer zo basenrijk als het oppervlaktewater bij het Kiersche Wiede met Ca-concentraties van 630 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en een alkaliniteit van 1.2 mmol L^{-1} .

Ca-concentraties, alkaliniteit en pH in het bodemvocht op de meetlocaties waren in de beginsituatie dan ook hoger in de Veldweg dan in het Kiersche Wiede (Tabel 6.2; Appendix D1). Ook initiële NO_3 concentraties waren over het algemeen hoger in de Veldweg, maar S-concentraties waren juist hoger in het Kiersche Wiede. Verder bleken de NH_4 en o- PO_4 concentraties niet significant te verschillen tussen de twee onderzoekslocaties. Voor alle nutriëntconcentraties lieten beide locaties lage concentraties zien.

Tabel 6.2. Initiële waterstanden en bodemvocht eigenschappen voor de verschillende gebieden en vegetatietypen. Gemiddelde waarden en standaard error zijn weergegeven (n=25). * = significant verschil tussen vegetatietypen, † = significant verschil tussen de lokaties (P < 0,05). IR (ionenratio) is berekend als $IR = 2*[Ca]/(2*[Ca]+[Cl])$. KW = Kiersche Wiede, VW = Veldweg. Scor = schorpioenmos, Call = Gewoon puntmos, Sph = veenmos.

Table 6.2. Initial water tables and porewater characteristics for the different areas and vegetation types for combined seasons. Data shown represent mean values with S.E. (n = 25). * = significant difference among vegetation types, † = significant difference between locations, Scor = fen dominated by *Scorpidium cossonii* or *Hamatocaulis vernicosus*, Call = fen dominated by *Calliergonella cuspidata*, Sph = fen dominated by *Sphagnum palustre*, KW = Kiersche Wiede (experimental fen site), VW = Veldweg (reference fen site). IR (Ionic Ratio) = $2*[Ca]/(2*[Ca]+[Cl])$.

Locatie	KW	VW	KW	VW	KW	VW
Vegetatietype	Scor	Scor	Call	Call	Sph	Sph
Waterstand (cm) *	-0.4 (1.0)	-1.1 (1.4)	-3.3 (0.8)	-5.1 (1.0)	-8.5 (1.0)	-10.9 (1.0)
Cl (μmol L ⁻¹) *†	480 (31)	752 (57)	427 (35)	617 (63)	276 (24)	487 (51)
IR (mol mol ⁻¹) *	0.57 (0.01)	0.65 (0.02)	0.63 (0.02)	0.65 (0.02)	0.53 (0.03)	0.52 (0.02)
Ca (μmol L ⁻¹) *†	315 (15)	723 (63)	358 (20)	509 (35)	163 (15)	230 (16)
Alkaliniteit (μmol L ⁻¹) *†	409 (33)	1280 (146)	567 (57)	789 (67)	115 (16)	235 (37)
pH *†	5.7 (0.1)	6.3 (0.1)	5.9 (0.1)	6.0 (0.1)	4.9 (0.1)	5.4 (0.1)
Fe (μmol L ⁻¹) *	18.7 (4.0)	14.7 (3.4)	21.1 (7.4)	13.9 (2.5)	39.6 (10.5)	35.1 (6.3)
S (μmol L ⁻¹) *†	71.1 (15.5)	31.2 (3.7)	80.9 (19.8)	74.3 (11.2)	47.1 (9.3)	43.1 (3.8)
o-PO ₄ (μmol L ⁻¹) *	0.51 (0.13)	0.59 (0.11)	0.64 (0.15)	0.75 (0.22)	1.00 (0.20)	1.51 (0.38)
NH ₄ (μmol L ⁻¹)	2.72 (0.40)	4.77 (0.92)	4.49 (1.45)	4.28 (0.59)	5.93 (1.61)	5.09 (0.78)
NO ₃ (μmol L ⁻¹) †	1.77 (0.46)	3.71 (0.84)	1.18 (0.17)	3.38 (0.68)	1.72 (0.24)	3.93 (0.93)

Verschillen tussen vegetatietypen

De initiële waterstand in de veenkraggen was wel verschillend tussen de vegetatietypen (Tabel 6.2; Appendix D1). Op de monsterplekken met schorpioenmos lag de waterstand over het algemeen vlak onder maaiveld, terwijl in de monsterpunten met Gewoon puntmos de waterstand gemiddeld 3-5 cm onder maaiveld werd gemeten. De veenmosplekken werden gekarakteriseerd door een nog lagere waterstand, van gemiddeld -9 tot -11 cm onder maaiveld.

Verder bleek uit de ionenratios dat op de plekken met veenmos de invloed van het basenrijke oppervlaktewater geringer was dan op de plekken met schorpioenmos of puntmos (Appendix D1).

Zoals verwacht was de zuurbuffercapaciteit op de schorpioenmos- en puntmosplekken dan ook duidelijk hoger dan op de veenmosplekken, zoals blijkt uit Ca-concentraties, alkaliniteit en pH waarden (Tabel 6.2; Appendix D1). Deze verschillen worden veroorzaakt door het wegvallen van de aanvoer van basenrijk water, in combinatie met interne zuurproductie door afbraak, oxidatie en groei van veenmos. Hierdoor kan het zuurbufferend vermogen in het bodemvocht sterk afnemen gedurende successie richting veenmos-gedomineerde venen (Clapham, 1940; Segal, 1966; van Wirdum, 1991; Cusell *et al.*, 2013a). Dit proces wordt in Nederland mogelijk nog versneld door hoge atmosferische depositie (Kooijman, 2012).

Zowel o-PO₄ als Fe-concentraties in het bodemvocht waren ongeveer twee keer zo hoog op de veenmosplekken dan op de plekken met schorpioenmos of puntmos (Tabel 6.2), overeenkomstig met de resultaten van Hoofdstuk 2. Wellicht heeft dit te maken met de lagere pH op de veenmosplekken, aangezien ijzer beter oplosbaar is bij een lagere pH. Daarbij kan meespelen dat calciumfosfaten bij een verlaagde pH in oplossing gaan en hierdoor de o-PO₄ concentraties op veenmosplekken hoger zijn (Lindsay & Moreno, 1966).

Zomer vs. winter

Verschillen tussen zomer en winter waren voor de initiële waterstand in de veenbodems niet significant (Tabel 6.3; Appendix D1). Wel waren initiële Ca-, Cl en S-concentraties hoger in de zomer, waarschijnlijk doordat verdunning met regenwater tijdens de zomer minder groot is dan in de winter als gevolg van de hogere

verdamping (van Wirdum, 1991). Dit wordt bevestigd door de initiële ionenratio van het bodemvocht, die significant hoger was in de zomer. Het feit dat ook initiële pH waarden over het algemeen hoger waren in de zomer dan in de winter heeft met de verhoogde Ca-concentraties te maken.

Naast Ca en S waren ook initiële nutriëntconcentraties (o-PO₄, NH₄ en NO₃) hoger in de zomer dan in de winter (Tabel 6.3; Appendix D1). Dit is ten dele waarschijnlijk ook een indikkingseffect, maar ook is de netto mineralisatie hoger in de zomer. De verhoogde DOC concentraties, die duiden op een verhoogde decompositie, komen hiermee overeen.

*Tabel 6.3. Initiële waterstanden en bodemvocht eigenschappen voor de verschillende seizoenen. Gemiddelde waarden en standaard error zijn weergegeven. * = significant verschil tussen seizoenen (P<0.05). IR (ionenratio) is berekend als $IR = 2*[Ca]/(2*[Ca]+[Cl])$.*

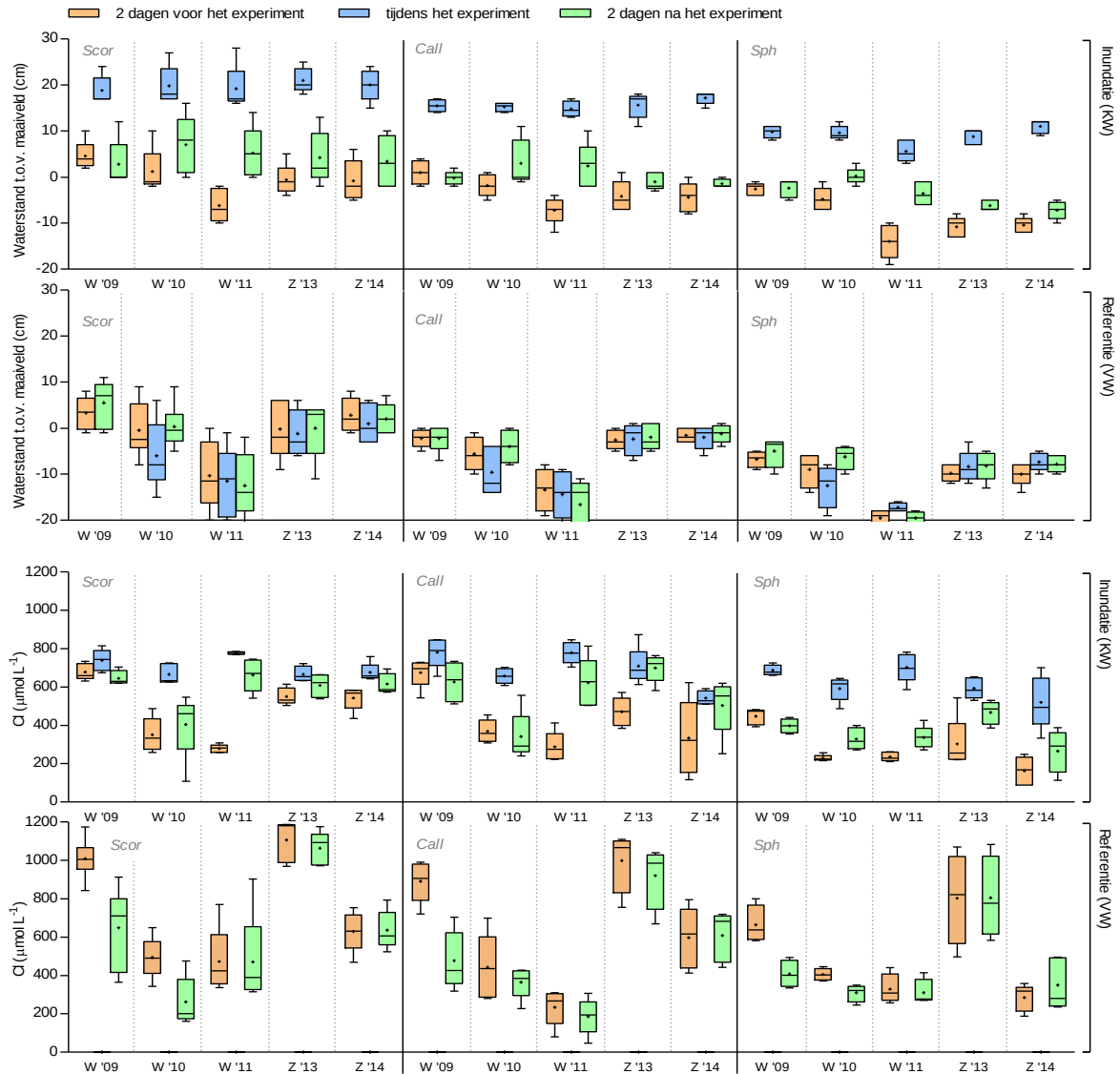
*Table 6.3. Initial water tables and porewater characteristics for the different seasons. Data shown represent mean values with standard errors. * = significant difference between seasons (P<0.05), IR (Ionic Ratio) = $2*[Ca]/(2*[Ca]+[Cl])$.*

Locatie	Winter (n=90)	Zomer (n=60)
Waterstand (cm)	-4.90 (0.75)	-4.38 (0.70)
Cl (μmol L ⁻¹) *	478 (26)	554 (39.2)
IR (mol mol ⁻¹) *	0.58 (0.01)	0.62 (0.01)
Ca (μmol L ⁻¹) *	359 (28)	436 (30)
Alkaliniteit (μmol L ⁻¹)	600 (64)	572 (62)
pH *	5.69 (0.05)	5.79 (0.08)
Fe (μmol L ⁻¹)	20.3 (3.2)	27.5 (4.5)
S (μmol L ⁻¹) *	42.0 (2.9)	159.6 (19.9)
o-PO ₄ (μmol L ⁻¹) *	0.25 (0.03)	1.61 (0.15)
NH ₄ (μmol L ⁻¹) *	1.81 (0.09)	8.26 (0.80)
NO ₃ (μmol L ⁻¹) *	1.89 (0.27)	3.53 (0.46)
DOC (μmol L ⁻¹) *	2337 (112)	3369 (140)

6.2.2 Verhoogde infiltratie bij zomerinundatie?

Het effect van peilverhoging op de waterstand in de kraggen was duidelijk waarneembaar (Figuur 6.3). Op alle monsterlocaties trad in alle proefperiodes inundatie op. Hoewel alle kraggen vastzaten aan de zandondergrond (Cusell *et al.*, 2013a), was de hoogte van het inundatiewater ten opzichte van het maaiveld niet voor alle vegetatietypen hetzelfde. Met name op de plekken met veenmos stond het water significant minder hoog (Appendix D2), vermoedelijk veroorzaakt door de hogere positie van de veenmosvegetatie in het landschap.

Volgens de wintermetingen van 2009, 2010 en 2011 had inundatie met water met een hogere Cl-concentratie dan het bodemvocht geen significant effect op de Cl-concentraties in het bodemvocht (Figuur 6.3; Appendix D2). Cl kan worden gezien als een biologisch inerte tracer. Er kan daarom worden aangenomen dat het inundatiewater niet infiltreerde in de veenkraggen. Dit principe komt overeen met eerder onderzoek van Hooijer (1996) en Banach *et al.* (2009), waarin werd aangetoond dat er sprake is van beperkte infiltratie in waterverzadigde veenbodems. Alleen tijdens de inundatie in de winter van 2011 trad er enige infiltratie op bij veenkraggen met schorpioenmos of puntmos, waarschijnlijk doordat de waterstanden toen relatief laag waren voordat er inundatie optrad.



Figuur 6.3. Waterstanden in de veenkragge en Cl-concentraties gedurende de proef in het Kiersche Wiede (KW; inundatie) en de Veldweg (VW; Referentie). Voor en na de peilproef zijn bodemvocht monsters van de bovenste 10 cm genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Scor = schorpioenmos, Call = Gewoon puntmos, Sph = Veenmos, W = winter en Z = zomer.

Figure 6.3. Water tables and Cl-concentrations per vegetation type in porewater 2 days before the experiment, in inundation water during the experiment, and in porewater 2 days after the experiment. Sample means with standard deviations are indicated ($n = 5$). Scor = fen dominated by *Scorpidium cossonii* or *Hamatocaulis vernicosus*, Call = fen dominated by *Calliergonella cuspidata*, Sph = fen dominated by *Sphagnum palustre*.

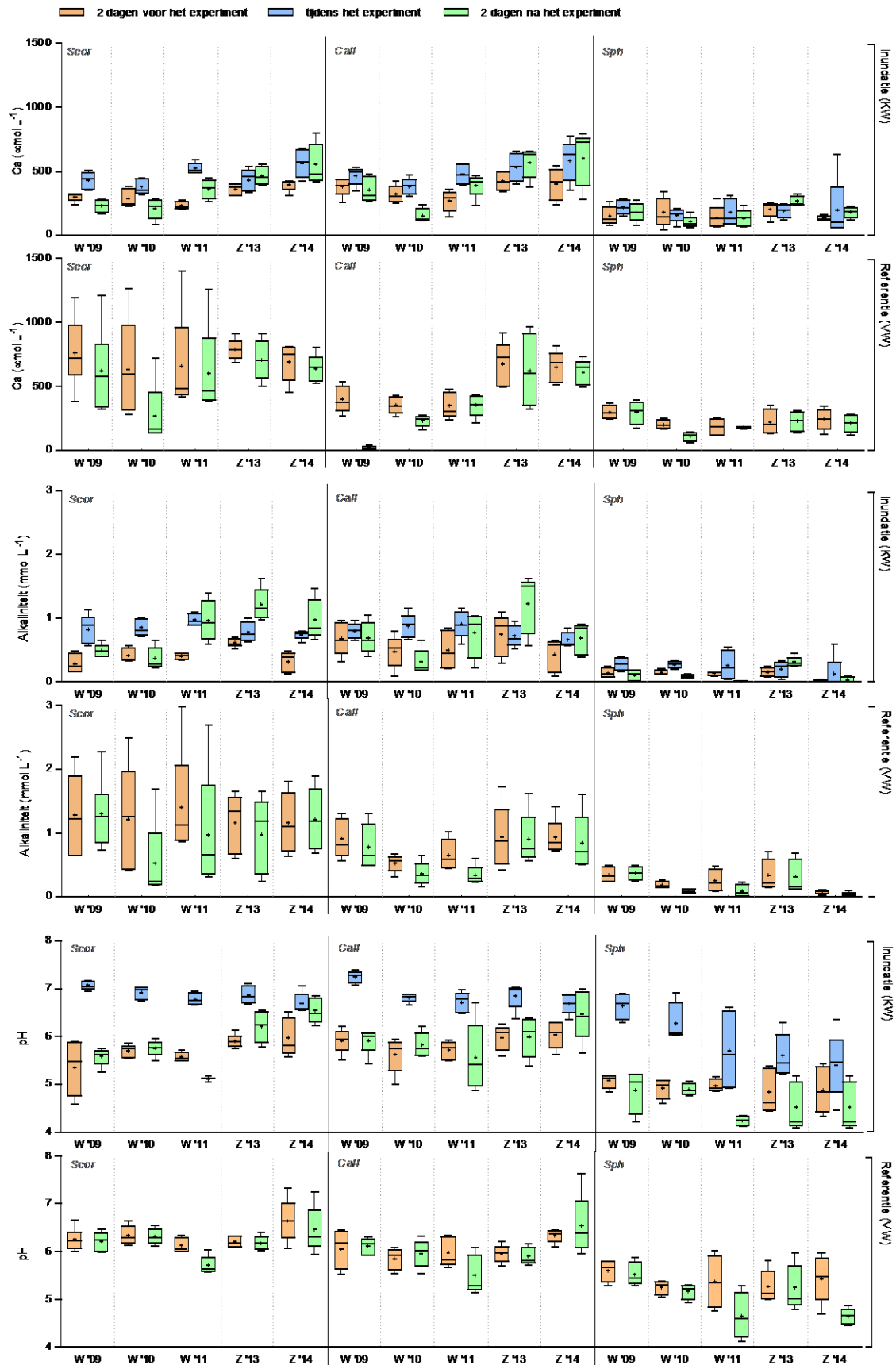
In de zomers van 2013 en 2014 namen de Cl-concentraties in het bodemvocht echter wel toe in het Kiersche Wiede als gevolg van inundatie, getuige een significante interactie tussen inundatie*seizoen (Appendix D2). Ook de ionenratio nam significant toe, en dit gold voor alle vegetatie typen. In de referentielocatie Veldweg, waar geen inundatie plaatsvond, was er tijdens de proeven in de zomer echter geen enkele verandering in Cl-concentraties. Deze resultaten lijken aan te geven dat er, zoals verwacht, sprake is van een hogere mate van infiltratie in de zomer. Hierin zat geen verschil tussen de vegetatietypen.

6.2.3 De zuurbuftercapaciteit en pH in bodemvocht

De wintermetingen van 2009, 2010 en 2011 lieten zien dat Ca-concentraties en alkaliniteit in het bodemvocht niet werden verhoogd als gevolg van inundatie in het Kiersche Wiede. Alleen de inundatie in de winter van 2011, waarbij wel enige infiltratie optrad als gevolg van een lagere initiële waterstand in de kragge, leidde tot een beperkte toename van Ca-concentraties in de moslaag.

Inundaties tijdens de zomers van 2013 en 2014 lieten daarentegen wel degelijk een significante verhoging van zowel Ca-concentraties als alkaliniteit zien (Figuur 6.4). Dit komt overeen met de bevindingen uit de kolomexperimenten van Hoofdstuk 4. Ca-concentraties namen door de inundatie toe met gemiddeld $120 \mu\text{mol L}^{-1}$, en de alkaliniteit toonde een toename van gemiddeld 0.4 mmol L^{-1} . Het effect van inundatie met basenrijk water op de basenrijkdom van de kragge blijkt dus afhankelijk te zijn van het seizoen, zoals ook aangetoond met een significante interactie van inundatie*seizoen (Appendix D2). Deze verhoging van de basenrijkdom leidde echter in geen van de gevallen tot een significante verandering van de pH.

Het effect van inundatie met basenrijk water was niet alleen verschillend per seizoen, maar ook verschillend tussen de vegetatietypen (Figuur 6.4; Appendix D2). Op de plekken met schorpioenmos en puntmos was sprake van een toename in Ca-concentraties en alkaliniteit in het bodemvocht, maar niet in de door veenmos gedomineerde plekken, zoals aangetoond met een significante interactie tussen inundatie*vegetatietype. Ook is duidelijk waarneembaar dat Ca-concentraties, alkaliniteit en pH van het inundatiewater tijdens alle seizoenen lager waren op de veenmosplekken. Dit komt ten dele doordat er op de hoger gelegen veenmosplekken minder oppervlaktewater komt. Daarnaast hebben deze uitkomsten naar alle waarschijnlijkheid te maken met de hoge uitwisselingscapaciteit van het adsorptiecomplex van veenmossen (Clymo & Hayward, 1992). Wellicht is de veenmoslaag in staat geweest om Ca^{2+} uit het bovenstaande inundatiewater uit te wisselen voor H^+ (van Wirdum, 1991; Kooijman & Bakker, 1994; Schouwenberg, 1994; Schouwenberg & van Wirdum, 1998; Paulissen *et al.*, 2004). Opmerkelijk is dat de pH van het inundatiewater tijdens zomerinundaties lager was dan tijdens winterinundaties. Dit zou kunnen betekenen dat er in de zomer sprake is van een versterkt verzurend effect door veenmossen, mogelijk als gevolg van een sterkere groei van veenmossen en derhalve een hogere productie van zuren.



Figuur 6.4. Ca-concentraties, alkaliniteit en pH in het Kiersche Wiede (KW; inundatie) en de Veldweg (VW; Referentie). Voor en na de peilproef zijn bodemvocht monsters van de bovenste 10 cm genomen, terwijl het bovenstaande oppervlaktewater tijdens de peilverhoging is bemonsterd. Scor = schorpioenmos, Call = Gewoon puntmos, Sph = Veenmos, W = winter en Z = zomer.

Figure 6.4. Ca-concentrations, alkalinity and pH per vegetation type in porewater 2 days before the experiment, in inundation water during the experiment, and in porewater 2 days after the experiment. Sample means with standard deviations are indicated (n = 5). Scor = fen dominated by *Scorpidium cossonii* or *Hamatocaulis vernicosus*, Call = fen dominated by *Calliergonella cuspidata*, Sph = fen dominated by *Sphagnum palustre*.

Om een inschatting te kunnen maken van de mate waarin andere processen dan infiltratie een rol zouden kunnen spelen is gekeken naar de ratio's van alkaliniteit/[Cl], en [Ca]/[Cl], in winter en zomer zowel voor als na de inundatieperioden (Tabel 6.4). Hieruit blijkt dat in de plekken met schorpioenmos de ratio van alkaliniteit/[Cl] meer dan dubbel zo hoog werd na inundatie in de zomer, terwijl dat bij inundatie in de winter in het geheel niet het geval was. Dit betekent dus een relatief hoge productie van alkaliniteit in de zomer, mogelijk als gevolg van sterkere microbiële reductieprocessen. De alkaliniteit van het bodemvocht kan worden beïnvloed door de aanvoer van bicarbonaat in het inundatiewater, maar ook door redoxprocessen. Inundatie leidt tot anaerobe omstandigheden, waardoor reductieprocessen worden gestimuleerd, en alkalinisatie optreedt (Stumm & Morgan, 1996). Deze zogenaamde interne alkalinisatie treedt in de plekken met schorpioenmos waarschijnlijk juist op tijdens zomerinundaties, wanneer microbiële activiteit wordt gestimuleerd door een hogere temperatuur. Hieruit kan men afleiden dat er, naast aanvoer en infiltratie, andere processen meespelen als het gaat om de buffercapaciteit. Wel is het opmerkelijk dat dit bij plekken met puntmos of veenmos niet het geval was. De ratio van [Ca]/[Cl] vertoonde slechts een lichte toename op de schorpioenmos plekken tijdens zomerinundaties.

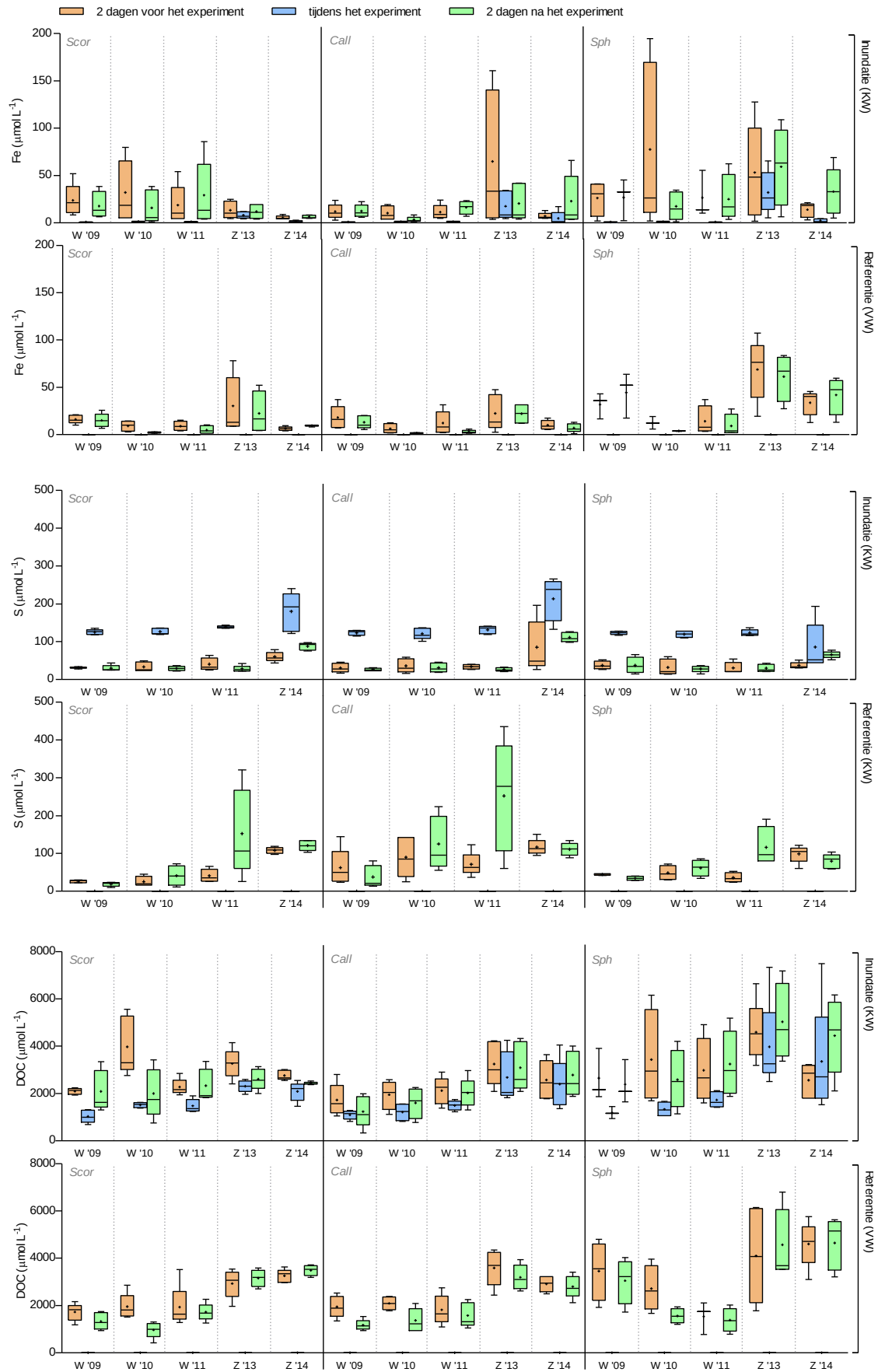
Tabel 6.4. Gemiddelde ratio's van Alkaliniteit/[Cl], en [Ca]/[Cl] in winter en zomer zowel voor als na de inundatieperioden.

Table 6.4. Average porewater ratios of [alkalinity]/[Ca], and [Ca]/[Cl] in winter and summer, before and after inundation. Scor = fen dominated by *Scorpidium cossonii* or *Hamatocaulis vernicosus*, Call = fen dominated by *Calliergonella cuspidata*, Sph = fen dominated by *Sphagnum palustre*.

Vegetatie type		Scor	Call	Sph
Alkaliniteit/[Cl]	Winter			
	Voor inundatie	1,0	1,3	0,4
	Na inundatie	1,0	1,0	0,2
	Zomer			
[Ca]/[Cl]	Voor inundatie	0,8	1,5	0,4
	Na inundatie	1,8	1,6	0,5
[Ca]/[Cl]	Winter			
	Voor inundatie	0,8	0,7	1,1
	Na inundatie	0,6	0,5	0,9
	Zomer			
	Voor inundatie	0,8	0,8	1,8
	Na inundatie	1,0	0,7	1,5

6.2.4 IJzer, zwavel en DOC in het bodemvocht

Een mogelijke interne alkalinisatie op de schorpioenmosplekken als gevolg van verhoogde reductie tijdens zomerinundatie was echter niet terug te zien in het verloop van Fe-, S- en DOC-concentraties (Figuur 6.5; Appendix D2). Geen van deze elementen werd significant beïnvloed door inundatie. Dit kan te maken hebben met het feit dat er relatief weinig ijzer en sulfaat aanwezig is in de Wieden-Weerribben (zie ook Hoofdstukken 2, 4 en 5) en daarom de redoxgevoeligheid voor wat betreft deze elementen relatief laag is.



Figuur 6.5. Fe-, S- en DOC-concentraties in het Kiersche Wiede (KW; inundatie) en de Veldweg (VW; Referentie). Scor = schorpioenmos, Call = Gewoon puntmos, Sph = Veenmos, W = winter en Z = zomer.

Figure 6.5. Fe, S, and DOC concentrations per vegetation type in pore water 2 days before the experiment, in inundation water during the experiment, and in pore water 2 days after the experiment. Sample means with standard deviations are indicated ($n = 5$). Scor = fen dominated by *Scorpidium cossonii* or *Hamatocaulis vernicosus*, Call = fen dominated by *Calliergonella cuspidata*, Sph = fen dominated by *Sphagnum palustre*.

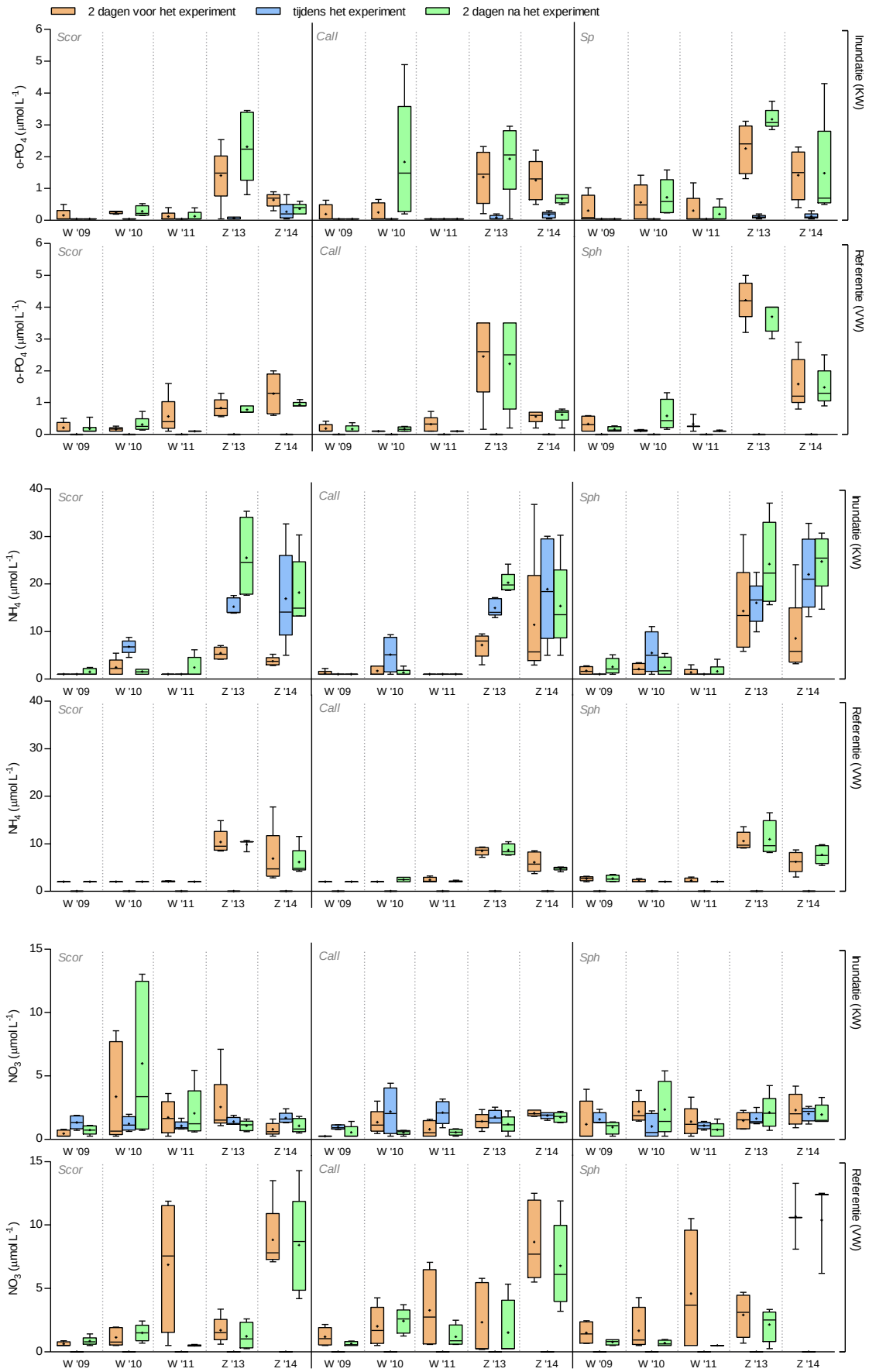
6.2.5 De nutriëntbeschikbaarheid in het bodemvocht

De beschikbaarheid van o-PO₄ concentraties in het bodemvocht werd significant beïnvloed door peilverhoging in alle vegetatietypen, maar vooral in de zomer. Een lichte toename in o-PO₄ concentraties van gemiddeld 0.3 $\mu\text{mol L}^{-1}$ vond alleen plaats na zomerinundatie, terwijl winterinundaties niet leidden tot veranderingen (Figuur 6.6). Dit wordt bevestigd door een significante interactie van inundatie*seizoen (Appendix D2). Deze verhoging lijkt vooral het gevolg van interne P-mobilisatie, aangezien de o-PO₄ concentraties in het inundatiewater immer lager waren dan de concentraties in het bodemvocht.

Hoe dan ook gaat het hier om lage waarden vanuit beheersperspectief. Aangezien er bovendien tijdens zomerinundaties door de lage ijzergehalten geen noemenswaardige ontwikkelingen optraden voor wat betreft redoxgevoelige Fe- en S-concentraties, lijkt het erop dat zomerinundaties geen noemenswaardige problemen veroorzaken voor wat betreft redox gevoelige P-mobilisatie. Dit is in overeenstemming met de resultaten van het kolomexperiment met veenbodems uit de Weerribben (Hoofdstuk 4), die weliswaar kalkrijker waren dan de bodems in het Kiersche Wiede, maar ook geen sterke P-mobilisatie lieten zien.

NO₃ concentraties in het bodemvocht werden over het algemeen niet beïnvloed door inundatie (Figuur 6.6; Appendix D2) en bleven laag. Hierin zat ook geen verschil tussen de seizoenen of de vegetatietypen.

Voor wat betreft NH₄ concentraties was er wel een verschil tussen zomerinundatie en winterinundatie (Figuur 6.6; Appendix D2). Tijdens zomerinundatie was er binnen alle vegetatietypen sprake van een aanzienlijke toename aan NH₄ concentraties van gemiddeld 13 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Gezien het feit dat er in NO₃ concentraties geen verschillen waren, lijkt het niet aannemelijk om deze toename in NH₄ concentraties toe te schrijven aan nitraatreductie. Meer aannemelijk is dat er sprake was van externe aanvoer via het inundatiewater, te meer aangezien de infiltratiesnelheid in de zomer ook aanzienlijk hoger was. De gemiddelde NH₄ concentratie in het oppervlaktewater, dat met behulp van de pomp vanuit de sloot in het Kiersche Wiede in de zomers van 2013 en 2014 op de kragge is gezet, was aanzienlijk hoger dan in het bodemvocht. In het oppervlaktewater waren de waarden gemiddeld 21 $\mu\text{mol L}^{-1}$, en in het bodemvocht 8 $\mu\text{mol L}^{-1}$. In de winters van 2009, 2010 en 2011 was de NH₄ concentratie in het oppervlaktewater met een gemiddelde van 2.5 $\mu\text{mol L}^{-1}$ sowieso lager.



Figuur 6.6. o-PO_4 , NH_4 en NO_3 concentraties in het Kiersche Wiede (KW; inundatie) en de Veldweg (VW; Referentie). Scor = schorpioenmos, Call = Gewoon puntmos, Sph = Veenmos, W = winter en Z = zomer.

Figure 6.6. o-PO_4 , NO_3 and NH_4 concentrations per vegetation type in porewater 2 days before the experiment, in inundation water during the experiment, and in porewater 2 days after the experiment. Sample means with standard deviations are indicated ($n = 5$). Scor = fen dominated by *Scorpidium cossonii* or *Hamatocaulis vernicosus*, Call = fen dominated by *Calliergonella cuspidata*, Sph = fen dominated by *Sphagnum palustre*.

De bevinding dat de NH_4 concentraties in het oppervlaktewater in de zomer hoger waren dan in de winter is wel opmerkelijk, omdat resultaten van het onderzoek van Cusell *et al.* (2013a) het omgekeerde laten zien. Dit zou te maken kunnen hebben met dat er in de zomers van 2013 en 2014 oppervlaktewater vanuit de aanliggende sloot is gepompt, terwijl in voorgaande wintermetingen een veel groter deel van het gebied onder water is komen te staan door de Kiersche Wiede af te sluiten bij het inlaatpunt (Cusell *et al.*, 2013a). Wellicht waren NH_4 concentraties in het oppervlaktewater bij het proefgebied in de zomer hoger omdat de pomp het water ook vanuit grotere diepte in de sloot betrok, waar sterker gereduceerde condities heersen.

6.3 Conclusies en aanbevelingen

Zomerinundatie met basenrijk water lijkt een noemenswaardige bijdrage te leveren aan een structurele verhoging van de buffercapaciteit in Ca-rijke veenkraggen zoals in de Wieden. Niet alleen de aanreiking van bicarbonaat, maar ook de aanreiking van Ca vanuit het inundatiewater is hierbij van belang, aangezien ook de hoeveelheid Ca aan het adsorptiecomplex bepalend is voor het zuurbufferend vermogen van veenkraggen.

Het feit dat de aanreiking van zowel Ca als alkaliniteit als gevolg van inundatie hoger blijkt te zijn in de zomer dan in de winter heeft er naar alle waarschijnlijkheid mee te maken dat de daadwerkelijke infiltratie van het inundatiewater hoger is in de zomer, wanneer de veenkraggen in mindere mate waterverzadigd zijn dan in de winter.

Daarbij komt dat, als gevolg van de hogere temperatuur, reductieprocessen sneller plaatsvinden in de zomer en interne alkalinisatie een groter aandeel heeft als het gaat om tijdelijke aanreiking van bicarbonaat.

Verhoging van de alkaliniteit door middel van zomerinundatie vond alleen plaats op de plekken met schorpioenmos en puntmos. Op de plekken met veenmos bleef de buffercapaciteit in het bodemvocht onveranderd laag. Zomerinundaties met basenrijk water lijken dus alleen een noemenswaardige bijdrage te leveren op de plekken die nog relatief basenrijk zijn. Wanneer veenmossen zich eenmaal hebben weten te vestigen lijkt verhoging van de buffercapaciteit een onbegonnen zaak.

Dit betekent in concrete zin dat zomerinundaties vooral geschikt zijn als preventieve maatregel voor de bestaande basenrijke schorpioenmosplekken die behouden of uitgebreid dienen te worden. In het geval van het graven van greppels om overstroming met basenrijk water te bevorderen dient hier dan ook rekening mee te worden gehouden. Deze greppels dienen vooral te worden gegraven temidden van de plekken waar nog schorpioenmossen staan om de zuurbuffercapaciteit van deze veenkraggen te behouden. Maar ook langs de randzone van de overgang van schorpioenmos naar veenmos kan basenaanreiking vanuit oppervlaktewater nog heel effectief zijn, omdat schorpioenmos zich nog wel kan uitbreiden ten koste van beginnende veenmosvegetatie, zoals gebleken in de Stobbenribben (Cusell *et al.*, 2013a). Op de plekken waar veenmossen zich reeds uitgebreid hebben kunnen vestigen en de basenrijke soorten verdwenen zijn lijkt het bevorderen van overstroming omwille van de basenrijkdom minder zinvol. Mogelijk is in dergelijke locaties de hoogte van de veenmosvegetatie ook te hoog, en de hoeveelheid inundatiewater per saldo te laag.

Externe of P-eutrofiëring als gevolg van inundatie lijkt geen probleem te zijn in de Wieden, zowel in de winter als in de zomer. Ook P-mobilisatie als gevolg van reductieprocessen lijkt geen noemenswaardige rol te spelen. Externe aanreiking van NH_4 was, vanwege de hogere concentraties in het oppervlaktewater dat uit de nabijgelegen sloot werd gepompt, wel hoger in de zomer, maar de concentraties bleven zo laag dat er van ammoniumtoxiciteit geen sprake kan zijn geweest.

7 De rol van Ca en Fe bij de P-beschikbaarheid in basenrijke venen

Co-auteur van dit hoofdstuk: Tessa Neijmeijer

7.1 Inleiding en methoden

In dit hoofdstuk wordt een nadere vergelijking gemaakt tussen kalkrijke en ijzerrijke venen, die verschillend kunnen reageren op een meer flexibel peilbeheer (zie Hoofdstuk 4). Basenrijke trilvenen komen in principe in zowel kalkrijke als ijzerrijke venen voor. In beide ecosystemen kunnen bepaalde soorten schorpioenmos een belangrijke rol spelen. Er zijn aanwijzingen dat Rood en Groen schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides* en *S. cossonii*) vooral in kalkrijke venen voorkomen, en Geel schorpioenmos (*Hamatocaulis vernicosus*) vooral in relatief kalkarme, ijzerrijke venen (Hedenäs, 1989; Hedenäs & Kooijman, 1996; Hedenäs & Eldenäs, 2008; Stechova *et al.*, 2008; Pawlikowski *et al.*, 2013), maar helemaal duidelijk is dit niet. Er zijn ook aanwijzingen dat Geel schorpioenmos op wat voedselrijkere locaties voorkomt dan Rood en Groen schorpioenmos (Cusell *et al.*, 2014). Ook zijn er aanwijzingen dat ijzerrijke venen, ondanks het P-bindend vermogen, toch een hogere P-beschikbaarheid hebben voor de vegetatie dan kalkrijke (Pawlikowski *et al.*, 2013). Dit is in dit hoofdstuk nader uitgezocht.

Tabel 7.1. De verschillende monsterlokaties in Nederland en in Zweden.

Table 7.1. The sampling locations in the Netherlands and Sweden.

soort	Nederland	Midden-Zweden
<i>Scorpidium scorpioides</i>	Binnenpolder Tienhoven Stobbenribben Kikkerlanden De Haeck	Gulåstjärnen 1 Gulåstjärnen bij meer 1 Storflon 1 Stormyrän 1
<i>Scorpidium cossonii</i>	Geleenbeekdal Bennekomse Meent Veerslootlanden Veldweg	Flärkarna 1 Gulåstjärnen 2 Gulåstjärnen bij meer 2 Stormyrän 2
<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	Blauwe Hel Meppeler Diep Meppelerdieplanden Kiersche Wiede	Flärkarna 2 Storflon 2 Kjällmyran Stormyrän 3

In Nederland zijn in augustus 2011 vrijwel alle bestaande groeiplaatsen van Rood, Groen en Geel schorpioenmos in het laagveen bemonsterd (Tabel 7.1). Voor iedere soort zijn tenminste vier gebieden geselecteerd. Om de Nederlandse situatie te vergelijken met een minder aangetaste situatie is ook het gebied Jämtland in midden-Zweden in het onderzoek betrokken, als referentie voor een meer natuurlijke ontwikkeling van kalkrijke en ijzerrijke venen.

De volgende vragen stonden tijdens dit deel van het onderzoek centraal:

- In hoeverre zijn Rood en Groen schorpioenmos kenmerkend voor kalkrijke, voedselarme venen en Geel schorpioenmos voor ijzerrijke en/of relatief voedselrijke venen?
- In hoeverre verschillen vegetatie, bodem en bodemvocht tussen de schorpioenmoslocaties in Nederland en midden-Zweden?
- Wat zijn de verschillen in fosfaathuishouding tussen kalkrijke en ijzerrijke venen?

7.1.1 Meetmethode en bemonstering

In zowel Nederland als Zweden zijn in ieder van de twaalf gebieden opnamen gemaakt van de vegetatie in de karakteristieke zone met Rood, Groen of Geel schorpioenmos. In ieder gebied zijn in drie kenmerkende plots met de betreffende schorpioenmossoort monsters genomen van de bovengrondse biomassa, het bodemvocht en de bodem. De bovengrondse biomassa is alleen bepaald voor hogere planten, en bemonsterd in plots van 25 x 25 cm. Behalve drooggewicht zijn ook nutriëntgehalten gemeten, om verschillen in productiviteit en mogelijke limitaties door nutriënten te testen (Koerselman & Meuleman, 1996). De gehalten aan C en N zijn bepaald m.b.v. een CNS Analyzer. Voor de overige nutriënten is een magnetrondestructie uitgevoerd met 4,0 ml HNO_3 (65%) en 1,0 ml HCl (37%), waarna totale concentraties aan K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, P en S zijn gemeten op de ICP (Bettinelli *et al.*, 1989; Westerman, 1990).

Het bodemvocht is in iedere plot bemonsterd door middel van rhizons (Rhizon SMS-10 cm; Eijkelkamp Agrisearch Equipment). Hiervan zijn de pH, alkaliniteit en het elektrisch geleidingsvermogen bepaald. Daarnaast zijn concentraties van K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, P en S in het bodemvocht met ICP-analyse bepaald en concentraties aan NH_4 , NO_3 , ortho- PO_4 , Cl, SO_4 en opgeloste organische koolstof (DOC) met behulp van de Auto Analyzer.

In iedere plot is ook de bodem bemonsterd. Hiervan is de bulkdichtheid bepaald door de veldvochtige bodemmassa in de 100 ml ringen te drogen bij 60°C en vervolgens weer af te wegen. Het organische stofgehalte van de bodems is bepaald door middel van gloeiverlies gedurende vier uur op 550°C. De totale C en N concentraties zijn bepaald met een CNS Analyzer. De totale concentraties aan K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, P en S van de bodem zijn door middel van magnetron-destructie en metingen op de ICP gemeten. Voor verdere bodemanalyses is het bodemmateriaal gevriesdroogd om redox-gevoelige reacties zo goed mogelijk te voorkomen en de bodemmonsters op een gelijk vochtgehalte te houden. De totale hoeveelheid P en de verdeling hiervan over organische en anorganische fracties zijn bepaald door middel van H_2SO_4 -analyse. De hoeveelheid P die gebonden is aan amorf Fe en Al is bepaald met behulp van NH_4 oxalaat extracties, waarmee ook de totale hoeveelheden amorf Fe en Al bepaald zijn. Aangezien de hoeveelheid amorf Fe aanzienlijk groter was dan de hoeveelheid amorf Al, wordt in de rest van dit hoofdstuk voor het gemak gesproken over 'ijzergebonden P'. De organische Fe en Al-fracties zijn bepaald met pyrofosfaatanalyse, waarna de anorganische (amorfe) fracties konden worden berekend.

7.1.2 Statistische analyses

Met behulp van een lineair mixed model zijn de hoofdeffecten 'land' (Nederland vs. Zweden), mossoort (Rood, Groen en Geel schorpioenmos), en de interactie van land*mossoort getoetst. Alvorens de analyse uit te voeren zijn data per variabele getest op normaalverdeling en desgewenst zijn data $\log(x+1)$ getransformeerd om aan de eisen van het lineaire model te kunnen voldoen. Aangezien subreplicaten (verschillende lokaties) zijn genomen binnen dezelfde groep (mossoort) is binnen het model de random factor 'lokatie' opgenomen en hiervoor gecorrigeerd met behulp van een covariantiematrix (Variance Components). De relaties tussen de beschikbaarheid van nutriënten en het Ca-gehalte of het Fe-gehalte van de bodem zijn nader getoetst met correlatiematrixen en lineaire regressie. Omdat de variatie in Ca- en Fe-gehalten nogal groot was, zijn deze parameters log-getransformeerd. Alle statistische analyses zijn gedaan in SPSS 20.0 voor Windows. Alle statistische uitkomsten staan in Appendix E.

7.2 Resultaten en discussie

7.2.1 Soortensamenstelling van de vegetatie

Hoewel in zowel Nederland als Zweden basenrijke schorpioenmosvenen zijn bemonsterd is de soortensamenstelling van de vegetatie niet geheel vergelijkbaar (Tabel 7.2). Bij de gemeenschappelijke vaatplanten gaat het om *Carex*-soorten als *C. lasiocarpa*, *C. nigra*, *C. panicea* en *C. rostrata*, en algemene laagveensoorten als *Equisetum fluviatile* en *Menyanthes trifoliata*. Bij de gemeenschappelijke mossen gaat het, behalve de drie schorpioenmossen, om *Bryum pseudotriquetrum*, *Calliergon giganteum*, *Campylium stellatum* en de twee basenrijke veenmossen *Sphagnum contortum* en *S. teres*.

Soorten die alleen of vooral in Nederland voorkomen zijn vooral relatief eutrafente soorten. Voor de vaatplanten gaat het om grassen als *Agrostis canina* en *Calamagrostis canescens*, die toe kunnen nemen bij hoge atmosferische N-depositie (Verhoeven *et al.*, 2011). Ook soorten als *Cardamine pratensis*, *Cirsium palustre*, *Lysimachia vulgaris* en *Thelypteris palustris* zijn geen soorten van extreem voedselarme standplaatsen. Voor de mossen geldt dit voor *Calliergon cordifolium* en *Calliergonella cuspidata*, die in Zweden wel voorkomen, maar dan onder relatief eutrofe condities (Hedenäs en Kooijman, 1996). Ook de habitatrichtlijnsoort *Liparis loeselii* (Groenknolorchis) is alleen in de Nederlandse locaties gevonden. Mogelijk is ook deze soort gebaat bij net iets voedselrijkere omstandigheden. Maar ook zou het kortere groeiseizoen en de koudere temperatuur in Jämtland in vergelijking tot Nederland mee kunnen spelen bij het voorkomen van bovenstaande soorten..

Soorten die alleen of vooral in de Zweedse onderzoekslocaties voorkomen behoren vaak tot de relatief noordelijke soorten, die in Nederland afwezig zijn. Het gaat echter ook om soorten die in principe wel voor kunnen komen, maar zeer zeldzaam of uitgestorven zijn. Voor de vaatplanten geldt dit voor *Carex dioica* (zeer zeldzaam), *C. limosa* (uitgestorven) en *Eriophorum latifolium* (een vindplaats). Voor de mossen geldt dit voor *Catascopium nigrum* (uitgestorven), *Cinclidium stygium* (uitgestorven), *Drepanocladus trifarius* (een vindplaats), *Helodium blandowii* (uitgestorven), *Paludella squarrosa* (uitgestorven) en *Tomentypnum nitens* (uitgestorven).

Tabel 7.2. Overzicht van soorten die zowel in de Nederlandse als Zweedse onderzoekslocaties voorkomen of alleen/vooral in Nederland of Zweden.

Table 7.2. List of communal species, and species that were most common in the Netherlands or in central Sweden.

Vaatplanten	Mossen
Gemeenschappelijke soorten <i>Carex lasiocarpa</i> <i>Carex nigra</i> <i>Carex panicea</i> <i>Carex rostrata</i> <i>Drosera rotundifolia</i> <i>Epilobium palustre</i> <i>Equisetum fluviatile</i> <i>Equisetum palustre</i> <i>Menyanthes trifoliata</i> <i>Molinia caerulea</i>	<i>Bryum pseudotriquetrum</i> <i>Calliergon giganteum</i> <i>Campylium stellatum</i> <i>Hamatocaulis vernicosus</i> <i>Scorpidium cossoni</i> <i>Scorpidium scorpioides</i> <i>Sphagnum contortum</i> <i>Sphagnum teres</i>
Soorten die alleen of vooral in NL voorkomen <i>Agrostis canina</i> <i>Alnus glutinosa</i> <i>Calamagrostis canescens</i> <i>Cardamine pratensis</i> <i>Carex diandra</i> <i>Carex disticha</i> <i>Carex elata</i> <i>Cirsium palustre</i> <i>Galium palustre</i> <i>Hydrocotyle vulgaris</i> <i>Juncus articulatus</i> <i>Juncus subnodulosus</i> <i>Liparis loeselii</i> <i>Lysimachia vulgaris</i> <i>Lythrum salicaria</i> <i>Mentha aquatica</i> <i>Thelypteris palustris</i> <i>Utricularia minor</i> <i>Viola palustris</i>	<i>Calliergon cordifolium</i> <i>Calliergonella cuspidata</i> <i>Fissidens adianthoides</i>
soorten die alleen of vooral in Zweden voorkomen <i>Betula nana</i> <i>Carex cordorrhiza</i> <i>Carex dioica</i> <i>Carex limosa</i> <i>Dactylorhiza incarnata</i> <i>Eriophorum latifolium</i> <i>Trichophorus alpina</i> <i>Vaccinium uliginosum</i>	<i>Aneura pinguis</i> <i>Catascopium nigratum</i> <i>Cinclidium stygium</i> <i>Drepanocladus trifarius</i> <i>Helodium blandowii</i> <i>Loeskypnum badium</i> <i>Paludella squarrosa</i> <i>Sphagnum warnstorffii</i> <i>Tomentypnum nitens</i>

Hoewel er duidelijke verschillen in soortensamenstelling zijn, was het aantal soorten in de Nederlandse en Zweedse locaties echter ongeveer even hoog. In Nederlandse schorpioenmosvenen kwamen gemiddeld 29 soorten in de vegetatie voor, en in Zweden ongeveer 23. Wel ligt het aandeel van de mossoorten in Zweden hoger. In Nederland bedroeg het aandeel mossen ca 21% van het totale aantal soorten, en in Zweden ca 39%. Ook was de gemiddelde bedekking van de moslaag iets hoger in Zweden, met 58 vs 42%. De kruidlaag was echter min of meer vergelijkbaar, met 68% bedekking in Nederland, en 60% in Zweden.

De verschillen in soortensamenstelling tussen de drie schorpioenmossen zijn veel kleiner dan die tussen de Nederlandse en Zweedse onderzoekslocaties. De bedekking van moslaag en kruidlaag was niet verschillend tussen de mossoorten, en voor alle drie de schorpioenmossen bedroeg het gemiddeld aantal soorten 27-28, met daarin 7-8 mossoorten. Dit is ten dele te wijten aan de gedeeltelijke overlap tussen de drie schorpioenmossen, met name tussen Rood en Groen schorpioenmos. Hoewel niet op de plaats waar de monsters zijn genomen, waren er van de acht locaties met Rood schorpioenmos drie met bijmenging van Groen, en een met bijmenging van Geel schorpioenmos in de vegetatie. Ook van de acht locaties met Groen schorpioenmos waren er drie met Rood schorpioenmos elders in de vegetatie, en één met Geel schorpioenmos. Ook in de acht locaties met Geel schorpioenmos waren er maar twee

met een andere schorpioenmossoort elders in de vegetatie, namelijk Groen schorpioenmos. De verschillen in de soortensamenstelling van de vegetatie zijn het duidelijkst tussen Rood en Groen schorpioenmos aan de ene kant, en Geel schorpioenmos aan de andere kant (Tabel 7.3).

Tabel 7.3. Plantensoorten die minder of meer voorkomen in de locaties met Geel schorpioenmos dan in die met Rood en/of Groen schorpioenmos.

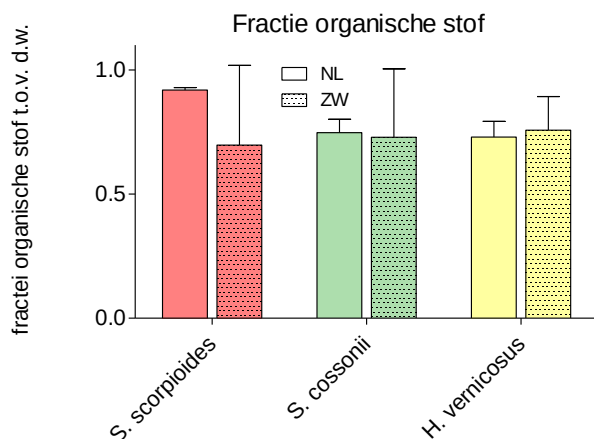
Table 7.3. Plant spp. that are more common in locations with *hamatocaulis vernicosus* than in locations with *Scorpidium scorpioides* or *Scorpidium cossonii*.

Minder in Geel schorpioenmos-locaties	Meer in Geel schorpioenmos-locaties
Moslaag <i>Campylium stellatum</i> <i>Drepanocladus trifarius</i> <i>Fissidens adianthoides</i> <i>Scorpidium cossonii</i> <i>Scorpidium scorpioides</i> <i>Sphagnum contortum</i>	<i>Calliergonella cuspidata</i> <i>Hamatocaulis vernicosus</i> <i>Sphagnum warnstorffii</i> <i>Straminergon stramineum</i> <i>Tomentypnum nitens</i>
Kruidlaag <i>Carex panicea</i> <i>Liparis loeselii</i> <i>Molinia caerulea</i>	<i>Caltha palustris</i> <i>Carex disticha</i> <i>Equisetum fluviatile</i> <i>Equisetum palustre</i> <i>Galium palustre</i> <i>Menyanthes trifoliata</i> <i>Pedicularis palustris</i>

In de moslaag komen soorten als *Campylium stellatum*, *Drepanocladus trifarius*, *Fissidens adianthoides* en *Sphagnum contortum* minder voor in de locaties met Geel schorpioenmos dan in die van Rood en Groen schorpioenmos. In de Nederlandse locaties met Geel schorpioenmos heeft *Calliergonella cuspidata* met gemiddeld 16% een hogere bedekking dan in de andere twee locatietypen. Dit duidt op eutrofe condities voor Geel schorpioenmos, met name voor P (Kooijman, 1993). Verder komen in Zweden soorten als *Sphagnum warnstorffii* en *Tomentypnum nitens* vaker voor in locaties met Geel schorpioenmos, wat wijst op relatief ijzerrijke kwel en meer eutrofe condities (Hedenäs & Kooijman, 1996). Voor wat betreft vaatplanten zijn deze patronen minder duidelijk, maar het vaker voorkomen van *Caltha palustris* is zeker een aanwijzing voor meer eutrofe condities in de locaties met Geel schorpioenmos.

7.2.2 Organische stof en waterstand

Het organische stofgehalte van de bodem was voor alle drie de mossoorten in zowel Nederland als Zweden ongeveer even hoog (Figuur 7.1). Dit betekent dat het in alle gevallen om veenbodems gaat. Op plekken met Rood schorpioenmos stond de waterstand gemiddeld 2.8 centimeter hoger dan op plekken met Groen en Geel schorpioenmos. Over het algemeen varieerde de waterstand in de Nederlandse schorpioenmos-locaties van 9 cm onder tot 4 cm boven maaiveld, en in Zweden van 4 cm onder tot 4 cm boven maaiveld.



Figuur 7.1. Het organische stofgehalte van de veenbodems in locaties met Rood, groen en Geel schorpioenmos in Nederland en Zweden. De weergegeven waarden zijn gemiddelden en standaard fouten (n=12).

Figure 7.1. Organic matter content in peat soils in location with the three different moss spp. in the Netherlands and central Sweden. Means are indicated with standard errors (n=12).

Tabel 7.4. Bodemvocht- en bodemeigenschappen voor de verschillende mossoorten in Nederland en centraal Zweden. Gemiddelden met standaardfouten zijn weergegeven (n=12). * = significant verschil ($P < 0.05$) tussen de schorpioenmossoorten, † = significant verschil ($P < 0.05$) tussen Nederland en Zweden.

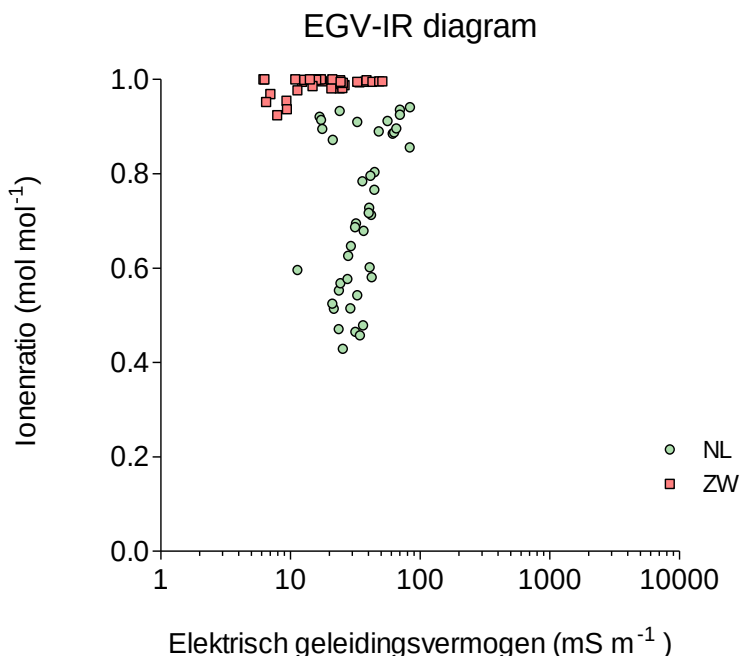
Table 7.4. Porewater and soil characteristics for the different moss spp. in the Netherlands and central Sweden. Means with standard errors (n=12) are presented. * = significant difference ($P < 0.05$) among moss spp., † = significant difference ($P < 0.05$) between countries.

Variabele	Rood	Groen	Geel	Rood	Groen	Geel
	NL	NL	NL	ZW	ZW	ZW
<i>Bodemvocht</i>						
pH†	6.3(0.0)	6.4(0.1)	6.1(0.2)	6.7(0.1)	6.7(0.1)	6.8(0.1)
Alkaliniteit (mmol L ⁻¹)	2.2(0.3)	2.1(0.7)	1.4(0.4)	2.1(0.4)	2.6(0.5)	1.7(0.2)
EGV (μS cm ⁻¹)†	350(24)	404(64)	298(36)	202(37)	254(41)	170(21)
Ca (μmol L ⁻¹)	989(141)	1423(267)	930(134)	857(175)	1104(199)	676(105)
Fe (μmol L ⁻¹)	62(31.2)	17(7)	158(76)	62(29)	45(18)	85(19)
SO ₄ (μmol L ⁻¹)†	140(30.2)	228.0(43.3)	562(264.1)	50.7(13.9)	44.7(8.4)	72.6(7.3)
<i>Bodem</i>						
Ca _{totaal} (mol m ⁻²)	1.98(0.17)	3.98(0.27)	2.37(0.19)	63.7(32.38)	37.8(21.33)	3.29(0.26)
Fe _{totaal} (mol m ⁻²)*	0.43(0.14)	1.49(0.36)	3.04(0.99)	1.36(0.62)	2.43(0.97)	14.83(4.42)
Fe _{amorf} (mol m ⁻²)*	0.26(0.10)	1.00(0.2)	1.63(0.49)	1.48(0.55)	2.01(0.85)	10.60(2.68)
Fe _{organisch} (mol m ⁻²)**	0.16(0.08)	0.65(0.16)	1.18(0.36)	0.43(0.20)	0.73(0.27)	2.39(0.40)
Ca:Fe (mol mol ⁻¹)	12.5(2.5)	4.3(0.8)	5.7(1.7)	880(446.5)	275(183.5)	0.4(0.1)
Ca:(Ca+Fe) (mol mol ⁻¹)	0.60(0.07)	0.33(0.05)	0.34(0.09)	0.54(0.12)	0.46(0.11)	0.06(0.02)
S _{totaal} (mol m ⁻²)	1.74(0.19)	1.82(0.20)	1.68(0.15)	1.91(0.22)	2.01(0.24)	1.43(0.22)

7.2.3 Basenstatus, Ca en Fe

Op het eerste gezicht zijn ook de standplaatscondities van de drie schorpioenmossoorten niet heel erg verschillend (Tabel 7.4). De alkaliniteit en de calcium-concentraties in het bodemvocht zijn niet verschillend tussen de mossen, en ook niet tussen de landen. Ook ligt de pH voor zowel Rood, Groen als Geel schorpioenmos boven de 6. Wel zijn er voor alle drie de soorten duidelijke verschillen tussen Nederland en Zweden in pH. In Nederland ligt de pH bij dezelfde alkaliniteit en calciumgehalten significant lager dan in de Zweedse referentiegebieden. Dit verschil komt overeen met wat eerder is geconstateerd (Kooijman 2012, Cusell *et al.*, 2013), en hangt waarschijnlijk samen met de veel hogere atmosferische depositie en verzuring in Nederland. Er is dus in Nederland meer buffercapaciteit nodig om de pH op een bepaald niveau te handhaven, en de standplaats voor de schorpioenmossen geschikt te houden.

Het EGV van het bodemvocht is echter hoger in Nederland dan in Zweden. Dit komt vooral door de hogere concentraties Na en Cl, mogelijk als gevolg van de ligging dicht bij zee. In Nederland was de gemiddelde Na-concentratie in het bodemvocht $688 \mu\text{mol L}^{-1}$, terwijl die in Zweden maar $81 \mu\text{mol L}^{-1}$ was. In Nederland is de input van Na en Cl via aerosolen vanuit de zee groter dan in midden-Zweden, dat circa 300 km ten oosten van de Atlantische oceaan ligt, achter een hoge bergrug. De ionenratio, gebaseerd op de concentraties van Ca en Cl en een proxy voor de invloed van grondwater versus regenwater (van Wirdum, 1991), is dan ook veel hoger in Zweden dan in Nederland (Figuur 7.2). Ook SO_4 -concentraties zijn significant hoger in Nederland dan in Zweden, met gemiddelde waarden van 249 versus $60 \mu\text{mol L}^{-1}$. Het oppervlaktewaterstelsel in Nederland bevat relatief veel SO_4 en de atmosferische zwaveldepositie is hier ook hoger geweest dan in Zweden.

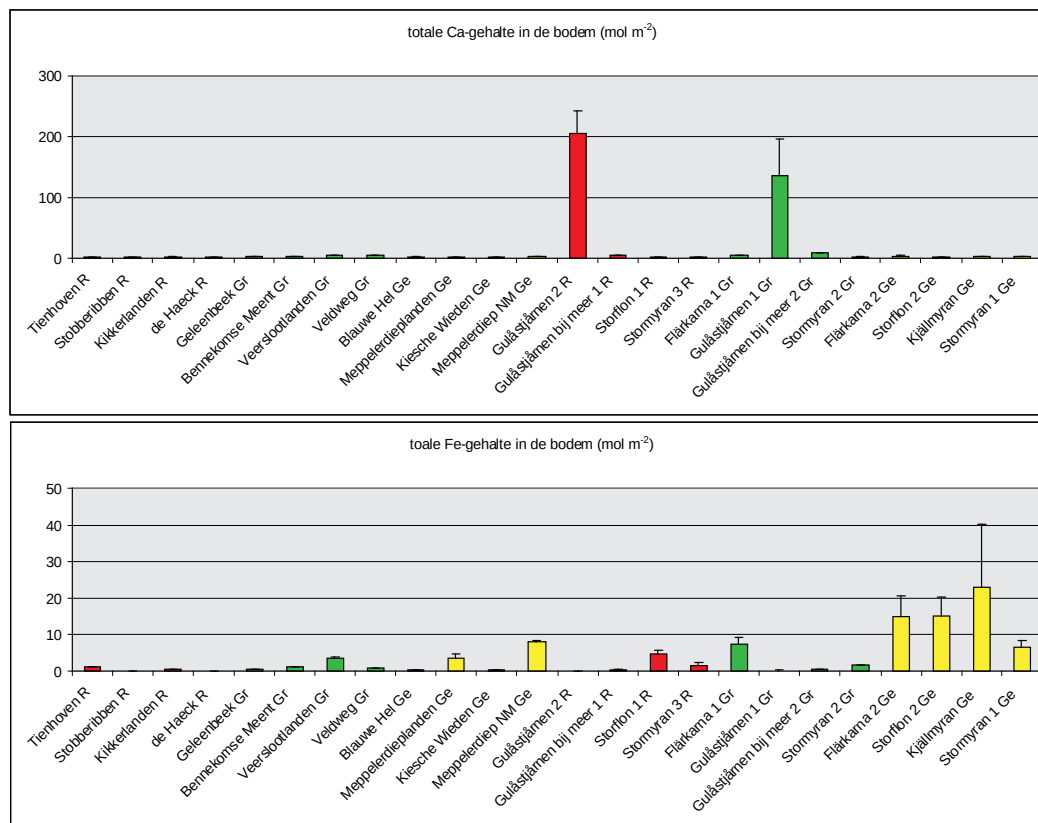


Figuur 7.2. De ionenratio (IR) uitgezet ten opzichte van het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) in een EGV-IR-diagram.

Figure 7.2. The ionic ratio (IR) plotted against the electrical conductivity (EC).

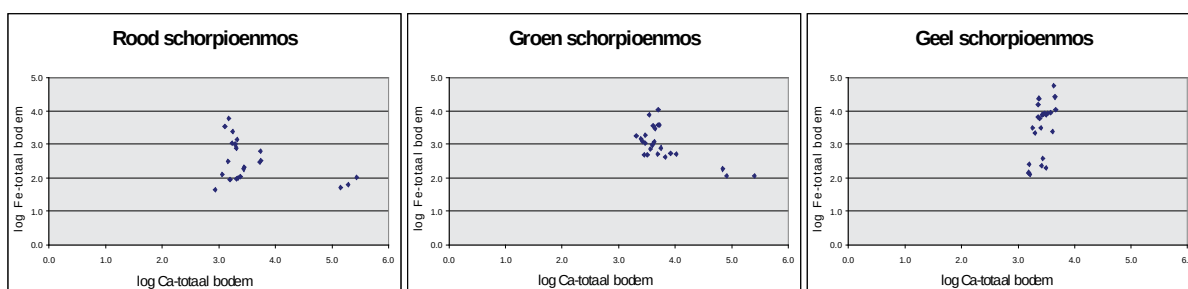
Voor wat betreft bodemeigenschappen zijn de verschillen tussen de drie schorpioenmossen vrij duidelijk (Figuur 7.3). Voor Ca zijn verschillen relatief klein, en vooral beperkt tot het totale Ca-gehalte in de bodem. De Ca-concentraties in het

bodemvocht verschillen niet significant tussen soorten en landen, hoewel ze variëren van ca 700 tot 1400 $\mu\text{mol L}^{-1}$. De totale hoeveelheid Ca in de bodem verschilde door de hoge variabiliteit eigenlijk ook niet, maar Rood en Groen schorpioenmos zijn in Zweden voor een deel bemonsterd op pure kalkbodems, waarop Geel schorpioenmos in het geheel niet voorkomt (Hedenäs & Kooijman, 1996).



Figuur 7.3. De totale calcium- en ijzergehaltes in de bodem in de verschillende monsterlocaties van Rood (R), Groen (Gr) en Geel (Ge) schorpioenmos in Nederland en Zweden. De weergegeven waarden zijn gemiddelden en standaard fouten ($n=3$).

Figure 7.3. Total soil Ca- and Fe-contents in the different locations with *Scorpidium scorpioides* (R), *Scorpidium cossonii* (Gr) and *Hamatocaulis vernicosus* (Ge) in the Netherlands and central Sweden. Means with standard errors are shown ($n=3$).



Figuur 7.4. De positie van Rood, Groen en Geel schorpioenmos in relatie tot de totale calcium- en ijzergehaltes in de bodem. Voor iedere soort zijn de Nederlandse en Zweedse monsters gecombineerd. Het Ca-gehalte (x-as) en Fe-gehalte (y-as) zijn weergegeven als log Ca-totaal en log Fe-totaal, op basis van waarden in mmol m^{-2} .

Figure 7.4. The position of *S. scorpioides*, *S. cossonii* and *H. vernicosus* in relation to the soil Ca- and Fe-contents, combined for both countries.

Wel verschilden de drie schorpioenmossen in verspreiding over de gradiënt in kalkrijkdom en ijzerrijkdom (Figuur 7.4). Rood schorpioenmos kwam voor over een brede range van Ca-gehalten, maar bij relatief lage ijzergehalten. Groen schorpioenmos was echter afwezig in de kalkarme locaties, in overeenstemming met Kooijman & Hedenäs (1991). Wel waren, net als bij Rood schorpioenmos, de Fe-gehalten relatief laag. Geel schorpioenmos kwam alleen voor bij relatief lage Ca-gehalten, en had daarin een kleine bandbreedte. Geel schorpioenmos had echter een grote bandbreedte voor ijzer en kwam voor bij lage, maar ook bij veel hogere Fe-gehalten dan de andere twee soorten. De verschillen in Fe tussen de schorpioenmossen waren dan ook groter dan voor Ca. In het bodemvocht zijn de Fe-concentraties voor Geel schorpioenmos hoger dan voor Rood en Groen schorpioenmos, hoewel niet significant. De totale hoeveelheid Fe in de bodem is voor Geel schorpioenmos echter significant hoger dan voor de beide andere soorten, met name in Zweden. Het overgrote deel van het ijzer is aanwezig in amorfe, minerale vorm, maar ook de hoeveelheid organisch-gebonden Fe is significant hoger voor Geel schorpioenmos dan voor Rood en Groen schorpioenmos. Hoewel deze fractie klein is, kan deze wel belangrijk zijn voor een meer flexibele binding van P (Kooijman *et al.*, 2009). Als gevolg van de verschillen in calcium en ijzer is ook de Fe:Ca ratio in de bodem significant verschillend tussen de drie mossoorten. Geel schorpioenmos lijkt vooral in Zweden kenmerkend voor standplaatsen met relatief veel ijzer, hoewel de soort in Nederland ook gevonden wordt onder minder ijzerrijke condities, zoals de Kiersche Wiede en de Blauwe Hel. Rood en Groen schorpioenmos kunnen wel wat ijzer verdragen, maar komen vooral voor in relatief kalkrijke omgeving. Dit is in overeenstemming met het algemene beeld van de drie soorten (Hedenäs, 1989; Hedenäs & Kooijman, 1996; Hedenäs & Eldenäs, 2008; Stechova *et al.*, 2008; Pawlikowski *et al.*, 2013).

7.2.4 Nutriënt-beschikbaarheid

De bovengrondse biomassa, in beide landen gemeten in augustus, was significant hoger in Nederland dan in Zweden (Tabel 7.5). In Zweden varieerde de bovengrondse biomassa voor Rood, Groen en Geel schorpioenmos van 95-130 g m⁻², wat vrij laag is. In Nederland was de biomassa van de hogere planten 2-3 keer zo hoog, en varieerde van 221-301 g m⁻², wat overigens voor Nederlandse begrippen nog steeds vrij laag is. De hogere biomassa in Nederland is ten dele te danken aan het warmere klimaat en langere groeiseizoen, maar ten dele mogelijk ook aan een hogere beschikbaarheid van nutriënten. Hoewel de nutriëntgehalten in het blad in Nederland en Zweden min of meer hetzelfde waren, was de totale opname aan N en P in de bovengrondse biomassa dus in Nederland veel hoger.

Verschillen in bovengrondse biomassa tussen de standplaatsen van de drie mossoorten waren niet significant. Verschillen tussen mossoorten waren echter wel significant voor de N- en P-gehalten van de bovengrondse vegetatie, en de N:P ratio. In standplaatsen van Rood en Groen schorpioenmos was het N-gehalte van de vegetatie, maar met name het P-gehalte veel lager dan in die van Geel schorpioenmos. Bij Geel schorpioenmos was het P-gehalte van de vegetatie in zowel Nederland als Zweden 2-3 keer zo hoog als bij Rood en Groen schorpioenmos. In beide landen varieerde de N:P ratio in de vegetatie voor Rood en Groen schorpioenmos van 18-25, wat duidt op een relatief lage beschikbaarheid van P (Koerselman & Meuleman, 1996). Met name de standplaatsen van Rood schorpioenmos zijn met N:P ratios van 22-25 duidelijk P-gelimiteerd, wat overeenkomt met eerder onderzoek (Kooijman, 1993; Pawlikowski *et al.*, 2013; Cusell *et al.*, 2014). Bij Geel schorpioenmos lag de N:P ratio van de vegetatie in zowel Nederland als Zweden rond de 10-12, wat duidt op een hogere P-beschikbaarheid. Ook dit komt overeen met eerder onderzoek (Pawlikowski *et al.*, 2013). Er kan bij Geel schorpioenmos sprake zijn van N-limitatie (Cusell *et al.*, 2014), maar de hogere N-gehalten van de vegetatie geven aan dat dit waarschijnlijk niet zozeer te maken heeft met te weinig N, maar met een overmaat aan P. Met name in Zweden is het verschil in P-opslag in de bovengrondse biomassa tussen Geel schorpioenmos en Rood of Groen schorpioenmos erg groot. In Geel schorpioenmos bedroeg dit gemiddeld ca 200 mg m⁻², terwijl dit in locaties met Rood en Groen schorpioenmos maar ca 40-75 mg m⁻² was.

Tabel 7.5. Vegetatie-, bodemvocht- en bodemeigenschappen voor de verschillende mossorten in Nederland en centraal Zweden. Gemiddelden en standaardfouten zijn weergegeven ($n = 12$). * = significant verschil ($P < 0.05$) tussen de mossorten, † = significant verschil ($P < 0.05$) tussen Nederland en Zweden.

Table 7.5. Vegetation-, porewater- and soil characteristics for the different moss spp. in the Netherlands and central Sweden. Means with standard errors ($n=12$) are presented. * = significant difference ($P < 0.05$) among moss spp., † = significant difference ($P < 0.05$) between countries.

Variable	S. scorp. NL	S. coss. NL	H. vernic. NL	S. scorp. ZW	S. coss. ZW	H. vernic. ZW
<i>Vegetatie</i>						
Droge biomassa (g m^{-2})†	325(64)	283(56)	221(42)	98(16)	95(12)	130(18)
N (g kg^{-1} dp)*	10.8(0.6)	11.8(1.3)	16.3(1.9)	10.0(0.3)	12.7(0.7)	14.1(0.9)
N (g m^{-2})†	3.20(0.46)	2.89(0.44)	3.26(0.68)	0.99(0.16)	1.20(0.17)	1.77(0.19)
P (g kg^{-1} dp)*	0.51(0.03)	0.66(0.10)	1.37(0.19)	0.41(0.03)	0.81(0.13)	1.56(0.21)
P (g m^{-2})†	0.15(0.02)	0.15(0.02)	0.26(0.05)	0.04(0.01)	0.08(0.02)	0.19(0.03)
N:P (g g^{-1})*	21.6(0.6)	19.4(1.5)	12.4(0.9)	25.0(1.1)	18.0(1.4)	10.1(0.9)
<i>Bodemvocht</i>						
DOC ($\mu\text{mol L}^{-1}$)†	3107(869)	2106(502)	3761(978)	676(75)	392(107)	321(74)
NH ₄ ($\mu\text{mol L}^{-1}$)*	5.03(1.94)	12.86(5.40)	29.50(9.50)	3.96(0.68)	4.14(0.82)	5.71(0.70)
NO ₃ ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	1.62(0.38)	1.45(0.47)	1.93(0.30)	2.85(0.70)	2.16(0.90)	3.40(0.88)
NH ₄ + NO ₃ ($\mu\text{mol L}^{-1}$)*	6.65(2.24)	14.31(5.67)	31.44(9.64)	6.85(1.10)	6.31(1.06)	9.11(1.20)
PO ₄ ($\mu\text{mol L}^{-1}$)*	0.14(0.04)	0.35(0.13)	1.15(0.38)	0.13(0.05)	0.13(0.04)	0.44(0.14)
DOP ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	0.26(0.10)	0.21(0.06)	1.49(0.84)	0.38(0.07)	0.50(0.08)	0.47(0.08)
<i>Bodem</i>						
N _{totaal} (mol m^{-2})	7.28(0.72)	14.78(1.98)	14.79(2.04)	13.68(1.40)	15.66(2.82)	7.73(0.55)
P _{totaal} (mol m^{-2})*	0.12(0.01)	0.26(0.03)	0.55(0.12)	0.17(0.01)	0.25(0.02)	0.35(0.07)
P _{organic} (mmol m^{-2})*	80.1(12.6)	204.9(23.8)	454.5(94.5)	132.4(14.8)	187.4(19.0)	176.8(15.5)
P _{anorganisch} (mmol m^{-2})	10.8(1.7)	28.5(4.4)	41.1(7.4)	20.1(4.3)	33.6(6.3)	107.3(58.6)
P _{ijzergebonden} (mmol m^{-2})*	11.3(1.9)	43.4(6.1)	212.8(57.9)	23.8(1.8)	43.8(8.3)	140.5(61.0)
C:N (g g^{-1})	26.32(1.7)	16.71(0.4)	16.89(1.4)	21.22(1.6)	21.39(2.8)	25.16(0.8)
N:P (g g^{-1})*	30.05(2.1)	25.06(1.8)	17.32(3.7)	37.08(2.8)	27.82(3.8)	12.86(1.7)
C:P (g g^{-1})*	785.6(75.1)	417.8(29.9)	321.8(82.7)	769.6(65.8)	539.0(57.7)	313.6(39.8)
Ca:P (mol mol^{-1})*†	19.5(2.9)	17.3(1.9)	8.7(2.7)	457(229.0)	217(140.4)	11.7(1.6)
Fe:P (mol mol^{-1})*	3.0(0.8)	5.2(0.7)	3.8(0.9)	7.4(3.3)	8.8(3.0)	48.3(17.9)

De verschillen tussen landen voor wat betreft biomassa en nutriënten in de vegetatie per vierkante meter zijn eigenlijk nauwelijks terug te vinden in de nutriënten in de bodem en het bodemvocht. De totale hoeveelheid N in de bodem was niet verschillend, en over het algemeen erg laag. In het bodemvocht leken de ammoniumconcentraties iets hoger in Nederland dan in Zweden, maar de verschillen waren niet significant. Wel is het percentage ammonium ten opzichte van het totaal aan mineraal N in het bodemvocht met ca 80% hoger in Nederland dan in Zweden, waar dit maar ca 60% is. Hoge ammoniumconcentraties worden met name gevonden in het Wageningse Binnenveld, zowel in de locatie met Geel schorpioenmos als in de Blauwe Hel ($65 \mu\text{mol L}^{-1}$), als in de locatie met Groen schorpioenmos in de Bennekomse Meent ($33 \mu\text{mol L}^{-1}$). Dit wijst mogelijk op een grotere rol van atmosferische depositie in Nederland. Daarnaast is de N-beschikbaarheid op grond van mineralisatie door de hogere temperaturen mogelijk hoger in Nederland, maar dit is niet gemeten. Wel is de afbraaksnelheid waarschijnlijk inderdaad hoger, zoals te zien is in de significant hogere DOC-concentraties in het bodemvocht in de Nederlandse schorpioenmoslocaties. Ook voor P is het verschil tussen landen niet significant. De totale hoeveelheid P in de

bodem was min of meer vergelijkbaar, en de PO_4 -concentraties in het bodemvocht waren hoger in Nederland dan in Zweden, maar dit verschil was niet significant. Het kan dus best zo zijn dat de hogere biomassaproductie in Nederland, naast een langer groeiseizoen, te maken heeft met een hogere nutriëntbeschikbaarheid als gevolg van hogere mineralisatie, atmosferische N-depositie en/of aanvoer van N en P via het oppervlaktewater, maar dit is op grond van eenmalig gemeten concentraties in het bodemwater niet te zeggen. De N- en P-gehalten van de bodem verschillen sowieso niet tussen de landen.

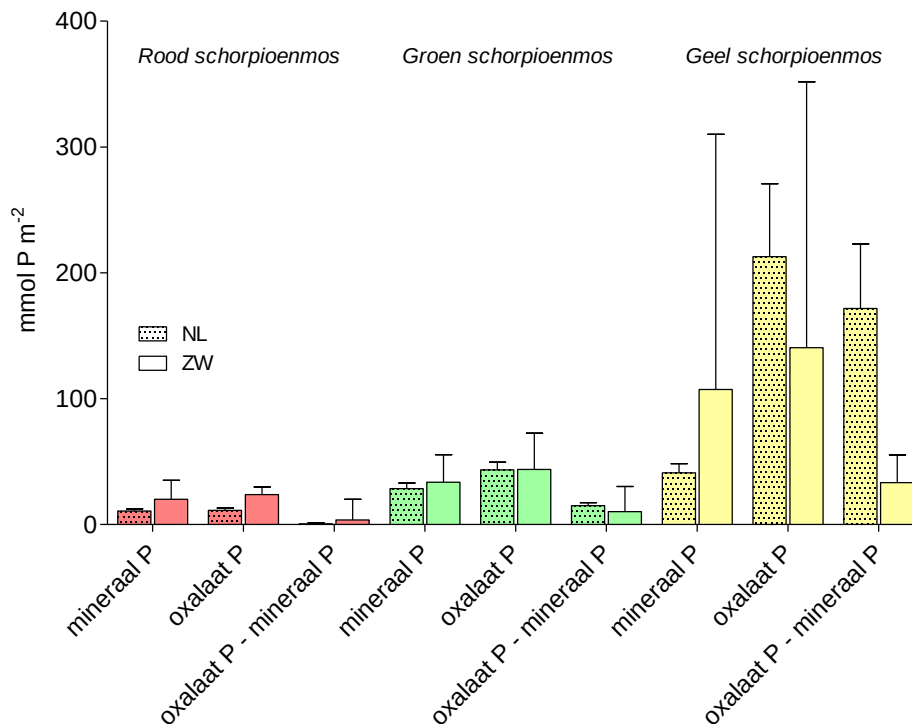
In tegenstelling tot de landen zijn de verschillen in nutriëntbeschikbaarheid tussen de mossoorten wel terug te vinden in de bodem en het bodemvocht. De hogere N-gehalten in de bovengrondse biomassa in de standplaats van Geel schorpioenmos hangen waarschijnlijk samen met de significant hogere ammoniumconcentraties in het bodemvocht voor deze soort, vergeleken met de locaties voor Rood en Groen schorpioenmos. Nitraatconcentraties in bodemvocht en totaal N in de bodem waren echter niet verschillend.

Lokaties met geel schorpioenmos werden gekenmerkt door hogere P-concentraties in de bovengrondse biomassa, wat waarschijnlijk samenhangt met de significant hogere fosfaatconcentraties in het bodemvocht en de hoeveelheid P in de bodem voor deze soort, vergeleken met de locaties van Rood en Groen schorpioenmos (Tabel 7.5). Het overgrote deel van de P in de bodem behoort tot de organische fractie. Het aandeel van organisch P varieerde van 76-91% van het totaal en het aandeel aan mineraal P van 9-24%.

Het was door problemen met de Golterman-analyses helaas niet mogelijk om onderscheid te maken tussen calciumgebonden P en ijzergebonden P. Wel is de ijzergebonden P-fractie apart bepaald met oxalaatextractie. In tegenstelling tot totaal, organisch of mineraal P, verschilde de hoeveelheid ijzergebonden P in de bodem wel significant tussen de drie schorpioenmossen. IJzergebonden P was heel laag voor Rood schorpioenmos, iets hoger voor Groen schorpioenmos en ca 5-14 keer hoger dan de andere twee in locaties met Geel schorpioenmos. Ook dit geeft aan dat de standplaats van Geel schorpioenmos relatief ijzerrijk is. Ook het aandeel van ijzergebonden P t.o.v. het totaal verschilde tussen mossoorten, van 10-16% van de totale hoeveelheid P in de bodem in locaties met Rood en Groen schorpioenmos, tot 30% van het totaal in locaties met Geel schorpioenmos.

Voor Rood schorpioenmos was de hoeveelheid ijzergebonden P min of meer vergelijkbaar met de hoeveelheid mineraal P (Figuur 7.5). Voor Groen en met name Geel schorpioenmos was de hoeveelheid ijzergebonden P echter beduidend hoger dan de hoeveelheid mineraal P, wat aangeeft dat een deel van de ijzergebonden P waarschijnlijk gebonden is aan organische stof, in de vorm van Fe-OM-P complexen (Kooijman *et al.*, 2009). De gehalten aan organisch ijzer, die sterk toenemen van Rood naar Groen en vooral Geel schorpioenmos komen hiermee overeen. De overmaat aan ijzergebonden t.o.v. mineraal P geeft een minimumschatting voor de P gebonden aan Fe-OM complexen. Voor Geel schorpioenmos komt deze minimumschatting neer op ca 13-23% van de totale hoeveelheid P in de bodem. Voor Rood schorpioenmos is dit echter maar 0-2%, en voor Groen schorpioenmos 2-6%. Voor ijzergebonden P, die in locaties met Geel schorpioenmos sowieso veel hoger is dan voor Rood en Groen schorpioenmos, loopt het aandeel van de Fe-OM-P complexen in de Geel schorpioenmos locaties mogelijk op tot 43-60%. Een grotere bijdrage van Fe-OM-P complexen zou kunnen betekenen dat de binding van P aan Fe voor Geel schorpioenmos losser is dan voor Rood en Groen schorpioenmos. Dit kan verklaren dat de P-beschikbaarheid in de ijzerrijke venen van Geel schorpioenmos, ondanks het P-bindende vermogen van Fe, hoger is dan voor de andere twee soorten.

Voor de Ca-rijke plekken zou kunnen gelden dat een deel van de fractie mineraal P ook Ca-gebonden P omvat, en dat zodoende ook op deze plekken een deel van de oxalaat P als Fe-OM-P complexen aanwezig is. Deze hoeveelheden kunnen echter nooit zo groot zijn dat de duidelijke verschillen tussen de mossoorten teniet worden gedaan.



Figuur 7.5. Mineraal P, ijzergebonden P, en P mogelijk gebonden aan Fe-OM-complexen (mmol/m²). Gemiddelden met standaard deviaties zijn gegeven (n=12).

Figure 7.5. The inorganic P-content (mineraal P), concentrations of P bound to amorphous Fe and Al (oxalaat P), and the fraction of P potentially bound within Fe-OM complexes (oxalaat P – mineraal P). Sample means with standard deviations are indicated (n=12).

7.2.5 Hogere P-beschikbaarheid in ijzerrijke venen?

In de bovenstaande paragrafen is duidelijk geworden dat de drie schorpioenmossoorten niet alleen verschillen in kalkrijkdom versus ijzerrijkdom van de bodem, maar ook in P-beschikbaarheid. In deze paragraaf wordt de relatie tussen kalkrijkdom of ijzerrijkdom van de bodem en de beschikbaarheid van nutriënten nader uitgewerkt, los van de vraag welke mossoort er voorkomt.

De correlaties tussen het Ca-gehalte van de bodem en de beschikbaarheid van nutriënten blijken opvallend gering (Tabel 7.6). In Nederland had de totale hoeveelheid Ca een positieve correlatie met de totale hoeveelheid C en N in de bodem. Het is niet aannemelijk dat dit een gevolg is van een hoger organische stof gehalte bij kalkrijke bodems, aangezien er weinig verschillen bestonden tussen de veenbodems (Figuur 7.1). Waar dit wel mee te maken heeft is vooralsnog onduidelijk. Verder blijft de rol van kalkrijkdom beperkt tot de Zweedse monsters, waar een hoger Ca-gehalte samenhangt met een lagere bovengrondse biomassa en een lagere totale hoeveelheid N en P in deze vegetatie. In het meer vervuilde Nederland was die relatie tussen kalkrijkdom en vegetatie niet (meer) aanwezig.

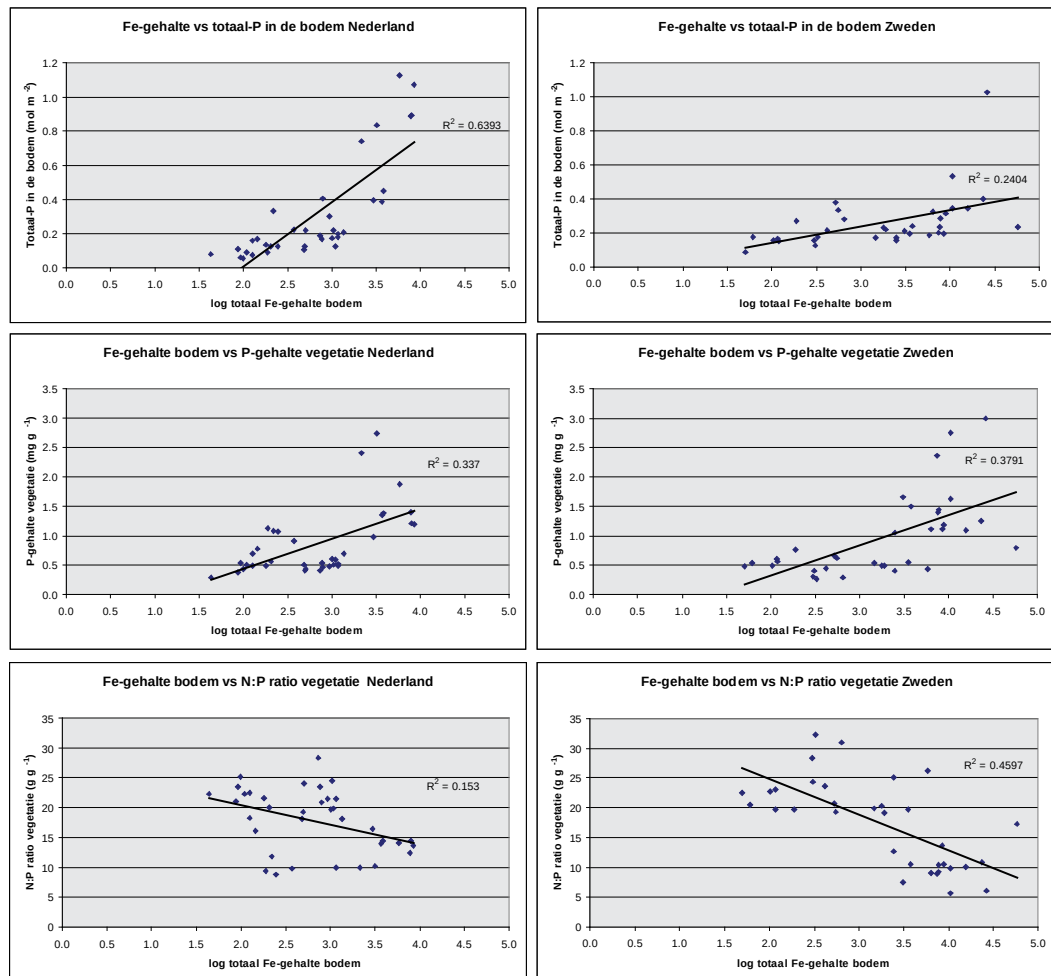
Tabel 7.6. Correlaties tussen totaal-Fe en totaal-Ca in de bodem (beiden log-getransformeerd, gebaseerd op waarden in mmol m^{-2}) en nutriëntparameters. De toetsen zijn afzonderlijk uitgevoerd voor de Nederlandse en Zweedse monsters (voor allebei $n = 36$). De waarden zijn weergegeven als R-waarden, om positieve en negatieve correlaties te kunnen scheiden. Alleen significante correlaties zijn weergegeven ($P < 0.05$).

Table 7.6. Correlations between total soil Fe- and Ca-contents (logtransformed) and nutrient parameters. Test are conducted separately for Dutch and Swedish samples (both $n=36$). R-values are indicated to be able to distinguish between positive and negative correlations. Only significant correlations are shown ($P < 0.05$).

Variabele	correlatie met	Nederland	Zweden
C-totaal in de bodem (mol m^{-2})	log Ca_{tot} bodem	0.49	0.45
	log Fe_{tot} bodem	0.51	-0.64
N-totaal in de bodem (mol m^{-2})	log Ca_{tot} bodem	0.54	ns
	log Fe_{tot} bodem	0.79	-0.43
P-totaal in de bodem (mol m^{-2})	log Ca_{tot} bodem	ns	ns
	log Fe_{tot} bodem	0.80	0.49
Mineraal-N in bodemvocht ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	log Ca_{tot} bodem	ns	ns
	log Fe_{tot} bodem	ns	ns
Ortho-P in bodemvocht ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	log Ca_{tot} bodem	ns	ns
	log Fe_{tot} bodem	ns	0.38
N-gehalte vegetatie (mg g^{-1})	log Ca_{tot} bodem	ns	ns
	log Fe_{tot} bodem	0.66	0.46
P-gehalte vegetatie (mg g^{-1})	log Ca_{tot} bodem	ns	ns
	log Fe_{tot} bodem	0.58	0.62
N:P ratio vegetatie (g g^{-1})	log Ca_{tot} bodem	ns	ns
	log Fe_{tot} bodem	-0.39	-0.68
Bovengrondse biomassa (g m^{-2})	log Ca_{tot} bodem	ns	0.58
	log Fe_{tot} bodem	ns	0.59
N-totaal in de biomassa (g m^{-2})	log Ca_{tot} bodem	ns	-0.49
	log Fe_{tot} bodem	ns	0.72
P-totaal in de biomassa (g m^{-2})	log Ca_{tot} bodem	ns	-0.39
	log Fe_{tot} bodem	ns	0.73

Het ijzergehalte van de bodem lijkt wel een belangrijke factor voor de beschikbaarheid van nutriënten, met name voor P, en met name in Zweden, onder natuurlijke condities. Voor wat betreft de hoeveelheid N in de bodem waren de correlaties met het ijzergehalte verschillend tussen Nederland en Zweden. In Nederland nam de hoeveelheid N in de bodem sterk toe met het ijzergehalte, net als met een hoger kalkgehalte. In Zweden was het patroon echter omgekeerd: hoe hoger het ijzergehalte, hoe minder N in de bodem. Voor mineraal N in het bodemvocht ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) was er echter in beide landen geen correlatie met het ijzergehalte aanwezig. Het N-gehalte in vegetatie nam echter in zowel Nederland als Zweden significant toe met het ijzergehalte van de bodem. Wellicht is er meer P beschikbaar in de Fe-rijke locaties, waardoor er ook meer N opgenomen kan worden.

De correlaties tussen het ijzergehalte van de bodem en verschillende P-fracties in bodem en vegetatie zijn nog duidelijker (Figuur 7.6).

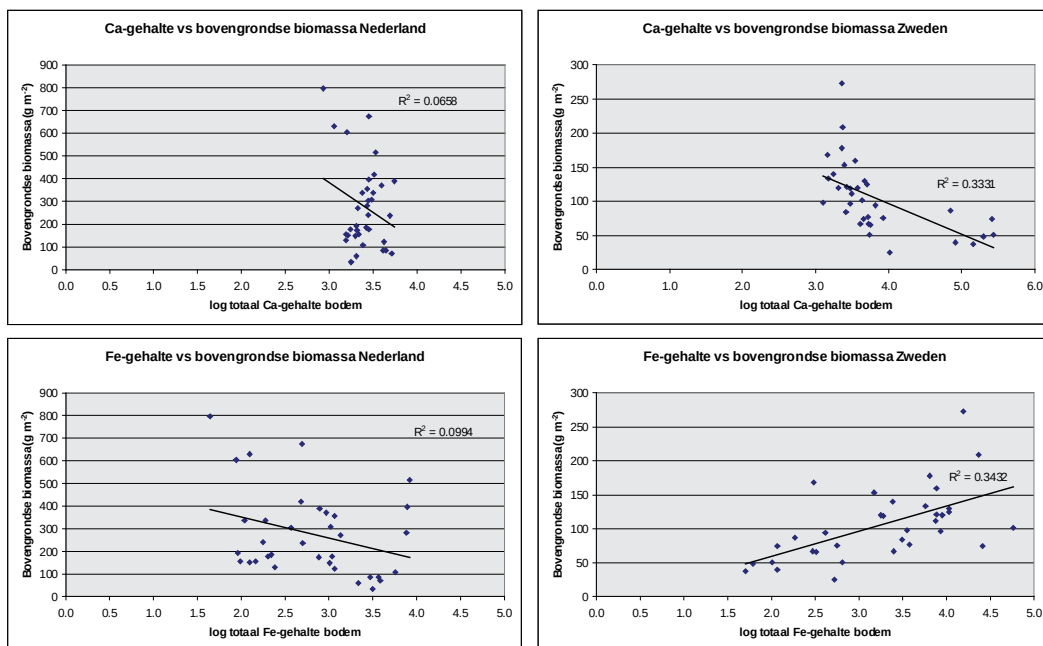


Figuur 7.6. Correlaties tussen het ijzergehalte van de bodem (log-getransformeerd en gebaseerd op mmol m^{-2}) en verschillende P-fracties in bodem, vegetatie en N:P ratio's van de vegetatie in Nederland en Zweden.

Figure 7.6. Correlations between soil Fe-contents (logtransformed) and different P-fractions in soil, vegetation, and foliar N:P ratios in vascular plants in the Netherlands and Sweden.

Bij hogere ijzergehalten namen de totale hoeveelheid P in de bodem en het P-gehalte van de vegetatie toe in zowel Nederland als Zweden. In Zweden was de toename van P in de bodem minder sterk dan in Nederland, omdat de waarden in het algemeen op een lager niveau lagen. De N:P ratio van de vegetatie nam bij hogere ijzergehalten in beide landen op vergelijkbare wijze af. Zowel in Nederland als in Zweden lag de N:P ratio bij lage ijzergehalten duidelijk boven de 20, wat aangeeft dat P een limiterende factor is (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell *et al.*, 2003; Güsewell, 2004). Bij hoge ijzergehalten daalde de N:P ratio in beide landen tot waarden beneden de 15, wat aangeeft dat de P-beschikbaarheid relatief hoog is, en N een beperkende factor kan worden. In Nederland is voor de ijzerrijke locatie Meppelerdiep N-limitatie inderdaad vastgesteld (Cusell *et al.*, 2014). Van de Zweedse locaties is dit niet bekend, maar het is wel duidelijk dat de totale hoeveelheid N in de bodem afnam bij hogere ijzergehalten.

De echte test of calcium of ijzer belangrijk zijn is natuurlijk de relatie met de bovengrondse biomassa van de vegetatie (Figuur 7.7).



Figuur 7.7. Correlaties tussen het Fe-gehalte of het Ca-gehalte van de bodem (log-getransformeerd en gebaseerd op mmol m⁻²) en de bovengrondse biomassa van de vaatplanten in Nederland en Zweden.

Figure 7.7. Correlations between soil Fe- and Ca-contents (logtransformed) and above-ground biomass of vascular plants in the Netherlands and Sweden.

In Nederland is er voor zowel het Ca-gehalte als het Fe-gehalte in de bodem geen significant verband met de biomassa. Wel lag, zoals ook eerder aangegeven, de biomassa op een hoger niveau dan in Zweden, mogelijk als gevolg van het langere groeiseizoen en de hogere beschikbaarheid van nutriënten via atmosferische depositie en eutrofiëring van het oppervlaktewater. Mogelijk verklaart de in het algemeen hogere beschikbaarheid van nutriënten in Nederland ook waarom een verband met Ca of Fe niet (meer) aanwezig is.

Onder de meer natuurlijke condities in midden-Zweden lijkt de vegetatie wel door Ca en Fe te worden beïnvloed. De bovengrondse biomassa nam significant af bij een hoger Ca-gehalte in de bodem en significant toe bij een hoger Fe-gehalte. De afname in biomassa bij een hoger Ca-gehalte correspondeert ten dele met eerdere studies in dit gebied, waarin de beschikbaarheid van N en P via mineralisatie lager was in kalkrijke dan in kalkarme bodems (Kooijman & Hedenäs, 2009). In de huidige studie was er echter geen verband tussen Ca-gehalte en N en P in bodem en vegetatie, behalve waar het de totale hoeveelheid in de vegetatie betreft. Die was ook significant lager in kalkrijke bodems. Mogelijk speelt ook Ca-toxiciteit een rol, hoewel die gekoppeld is aan een lage P-beschikbaarheid (Tyler, 2003; Zohlen & Tyler, 2004).

Ook ijzer kan toxisch zijn, met name in de vorm van Fe²⁺, zoals voorkomt in het grondwater en onder gereduceerde condities in het veen (Armstrong, 1982). In tegenstelling tot het Ca-gehalte nam de bovengrondse biomassa in de Zweedse venen bij een hoger Fe-gehalte echter toe. Het gaat hier waarschijnlijk vooral om Fe-tolerante soorten, die Fe²⁺ minder toxisch kunnen maken door aanvoer van zuurstof vanuit de wortel. Op deze manier kunnen ze overleven en tevens profiteren van de hoge P-beschikbaarheid in de ijzerrijke bodem. Het lijkt erop dat P de belangrijkste factor is. Hoewel ook het N-gehalte van de vegetatie in ijzerrijke venen toenam, was de toename van het P-gehalte sterker, en nam de N:P ratio duidelijk af.

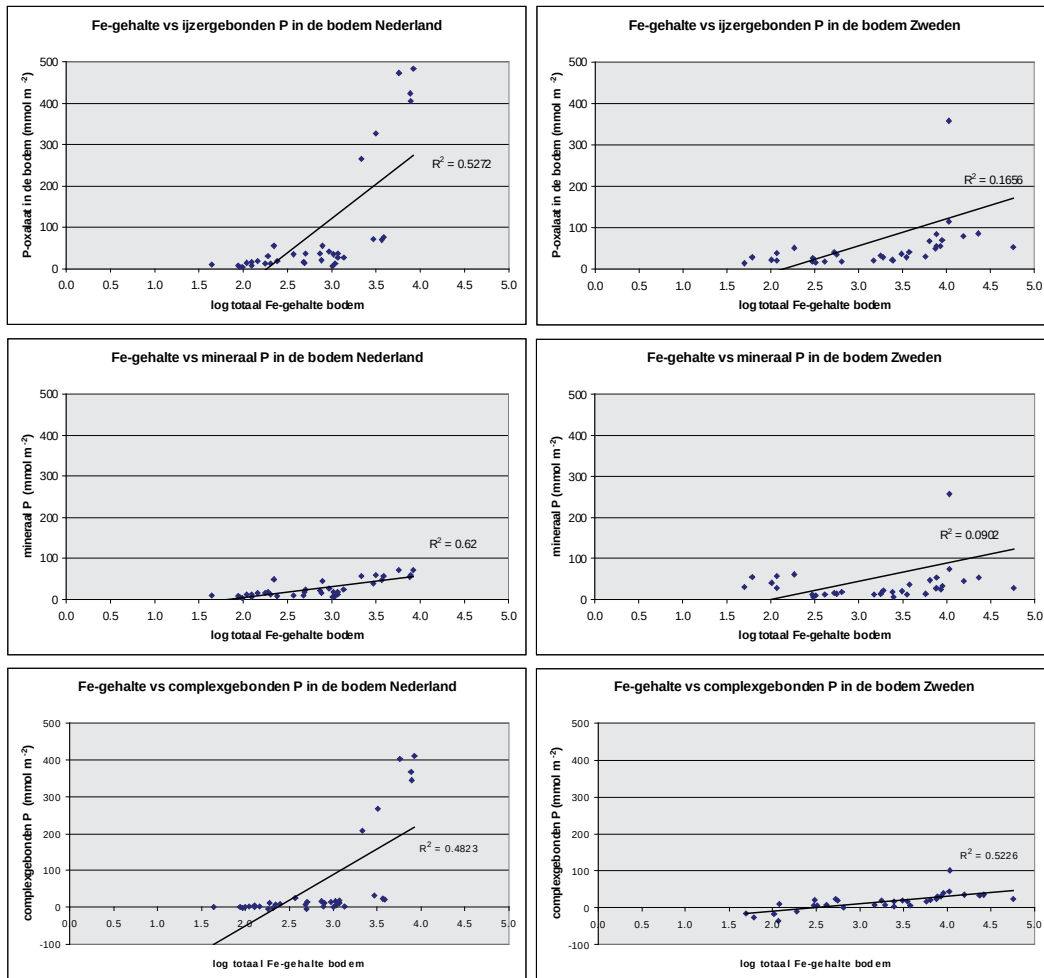
Het is niet precies duidelijk waarom juist ijzerrijke bodems een hoge P-beschikbaarheid hebben. IJzer is in principe een sterke P-binder, en fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater of het bodemvocht zijn over het algemeen lager bij een hoge Fe:P ratio (e.g. Geurts *et al.*, 2008). In Nederland lag de

Fe:P ratio in ijzerrijke bodems rond de 10 mol mol⁻¹, en in Zweden rond de 50 mol mol⁻¹, wat hoog genoeg zou moeten zijn voor een lage P-beschikbaarheid. Dat is in deze studie dus niet zo. Juist in Zweden, waar de Fe:P ratio's hoger waren dan in Nederland, was de fosfaatconcentratie in het bodemvocht significant hoger in ijzerrijke dan in ijzerarme venen. Ook liepen de waarden op tot 1,3 µmol L⁻¹, wat niet echt laag is.

De hoge P-binding in ijzerrijke venen zorgt waarschijnlijk voor een hoger totaal-P gehalte, waardoor er meer P in het systeem beschikbaar kan komen. Daarnaast kan ook het hoge organische stofgehalte een rol spelen (Kooijman *et al.*, 2009). Bij een hoger organische stofgehalte, zoals in veenbodems, is een groot deel van de ijzer in complexvorm aanwezig. In Nederland en Zweden behoorde 63-71% van het totale ijzergehalte tot de amorfe Fe-fractie, die belangrijk is bij de binding van P. Van deze amorfe Fe-fractie bestond 68-53% uit organisch-gebonden Fe, dat deel uitmaakt van de Fe-OM complexen. De binding van P aan Fe-OM complexen is veel zwakker dan de binding aan amorf mineraal Fe.

De ijzergebonden P-fractie bestaat uit ijzerfosfaat en P gebonden aan amorfe ijzer(hydr)oxiden, maar ook uit complexen van Fe-OM-P. Net als de totale hoeveelheid P in de bodem neemt ook de ijzergebonden P-fractie toe bij een hogere Fe-gehalte (Figuur 7.8). Dit is in zowel Nederland als Zweden het geval, hoewel de waarden in Nederland in een paar locaties hoger liggen dan in Zweden. De fractie mineraal-P bestaat uit calciumfosfaat, ijzerfosfaat en/of aan ijzer(hydr)oxiden gebonden P, en is een relatief sterk gebonden fractie. Mineraal-P neemt echter alleen toe in ijzerrijke bodems in Nederland. In Zweden is er geen verband met de ijzerrijkdom, ook niet als de uitschieter eruit gehaald zou worden. Als de ijzergebonden P en de minerale P van elkaar afgetrokken worden, ontstaat een minimumschatting voor de aan Fe-OM complexen gebonden P (Kooijman *et al.*, 2009). In zowel Nederland als Zweden neemt de complexgebonden P sterk toe in ijzerrijke bodems. In ijzerarme bodems lijkt het aandeel van complexgebonden P veel kleiner. In Zweden neemt de hoeveelheid P gebonden aan Fe-OM complexen in bodems met een hoog Ca-gehalte zelfs significant af ($R^2 = 0.318$).

Het is niet precies duidelijk welk van de fracties verantwoordelijk is voor de algehele toename van de P-beschikbaarheid in ijzerrijke venen. Zowel de ijzergebonden P-fractie, de relatief sterk gebonden minerale P-fractie en de relatief zwakke complexgebonden P-fractie namen in absolute hoeveelheid toe. Als percentage van de totale hoeveelheid P stegen ook zowel de ijzergebonden als de complexgebonden P-fracties met het ijzergehalte van de bodem, in zowel Nederland als Zweden. De ijzergebonden P steeg van ca 10% van de totale hoeveelheid P in ijzerarme bodem naar ca 40% in ijzerrijke bodem, in zowel Nederland als Zweden. De complexgebonden P-fractie steeg in ijzerrijke bodems in Nederland tot meer dan 30% van het totaal, en in Zweden tot ca 20%. Dit zijn substantiële hoeveelheden.



Figuur 7.8. Correlaties tussen het Fe-gehalte van de bodem (log-getransformeerd en gebaseerd op mmol m⁻²) en verschillende P-fracties in de bodem in Nederland en Zweden.

Figure 7.8. Correlations between the soil Fe-content (logtransformed) and different P-fractions in the soil in the Netherlands and Sweden.

De correlaties tussen P in de bodem en de concentraties o-PO₄ en totaal-P in het bodemvocht waren laag voor alle drie de P-fracties, en alleen significant voor Zweden. Dit kan te maken hebben met het hoge fosfaatbindend vermogen van ijzerrijke bodems, wat een hogere concentratie kan maskeren (Geurts *et al.*, 2008). De correlaties met het P-gehalte in de vegetatie waren daarentegen relatief hoog. De R²-waarden varieerden van 0.46-0.56 in Nederland tot 0.43-0.56 in Zweden, en waren voor zowel ijzergebonden P, mineraal-P en complexgebonden P significant. Mogelijk dragen ze allemaal bij aan de hogere P-beschikbaarheid in ijzerrijke venen. Maar waarschijnlijk is toch vooral de zwakgebonden fractie belangrijk.

7.3 Conclusies

In dit hoofdstuk stonden de volgende onderzoeksvragen centraal:

- In hoeverre zijn Rood en Groen schorpioenmos kenmerkend voor kalkrijke, voedselarme venen en Geel schorpioenmos voor ijzerrijke en/of relatief voedselrijke venen?
- In hoeverre verschillen vegetatie, bodem en bodemvocht tussen de schorpioenmoslocaties in Nederland en midden-Zweden?
- Wat zijn de verschillen in fosfaathuishouding tussen kalkrijke en ijzerrijke venen?

Deze vragen zullen hieronder kort worden beantwoord. Daarna worden de implicaties voor een meer flexibel peilbeheer besproken.

7.3.1 Verschillen tussen Rood, Groen en Geel schorpioenmos

De resultaten van dit onderzoek bevestigen dat Rood en Groen schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides* en *S. cossoni*) vooral in kalkrijke venen voorkomen, en Geel schorpioenmos (*Hamatocaulis vernicosus*) vooral in relatief ijzerrijke venen. Dit is in overeenstemming met de verwachtingen op grond van Hedenäs (1989), Hedenäs & Kooijman, (1996), Hedenäs & Eldenäs (2008), Stechova *et al.* (2008) en Pawlikowski *et al.* (2013).

Er is echter een zekere mate van overlap. Zo kunnen Rood en Groen schorpioenmos ook voorkomen in relatief ijzerrijke venen, zoals Rood schorpioenmos in de Binnenveld Tienhoven, al gaat het hier om de laatste cm² van het Vechtplassengebied. Ook de standplaats met Groen schorpioenmos in de Veerslootlanden is behoorlijk ijzerrijk, vooral op de plek waar het ijzerrijke kwelwater uit de sloot wordt opgepompt. Rood en Groen schorpioenmos zullen de meest extreme ijzerrijke bronmilieus echter zoveel mogelijk vermijden. In Zweden was er een duidelijke differentiatie tussen kalkrijke bronnen met Rood en Groen schorpioenmos, en ijzerrijke bronnen met Geel schorpioenmos. Zoals gezegd, lijkt Geel schorpioenmos een voorkeur te hebben voor ijzerrijke standplaatsen. De soort kan echter ook voorkomen op ijzerarme locaties, die dan meestal wel relatief kalkarm en voedselrijk zijn. Geel schorpioenmos komt voor zover bekend niet voor op zeer kalkrijke standplaatsen (Hedenäs & Kooijman, 1996; van Tooren & Sparrius, 2007).

De schorpioenmosstandplaatsen verschillen ook in trofiegraad. Rood en Groen schorpioenmos lijken gebonden aan P-arme condities, wat onder meer tot uiting komt in de lagere P-gehalten en hoge N:P ratio's in de bovengrondse biomassa van de vaatplanten. Geel schorpioenmos komt daarentegen voor op relatief P-rijke locaties, met hoge P-gehalten en lage N:P ratio's in de bovengrondse vegetatie.

7.3.2 Verschillen tussen Nederlandse en Zweedse schorpioenmosvenen

Er zijn duidelijke overeenkomsten tussen de Nederlandse en Zweedse schorpioenmosvenen, maar ook duidelijke verschillen. De Nederlandse venen staan er op verschillende punten minder goed voor.

De Nederlandse venen worden gekenmerkt door meer eutrafente soorten vaatplanten en mossen, en de Zweedse door boreale soorten die hier niet voorkomen, maar ook soorten die hier zeer zeldzaam of uitgestorven zijn. De bovengrondse biomassa van de vaatplanten is meer dan twee keer zo hoog in de Nederlandse schorpioenmosvenen dan in de Zweedse, zelfs al is de biomassa voor Nederlandse begrippen relatief laag. Dit heeft ten dele te maken met het langere groeiseizoen, maar wellicht ook met de hogere algemene beschikbaarheid van nutriënten, door hogere atmosferische depositie

en vervuiling van het oppervlaktewater. Dit is op grond van eenmalige metingen moeilijk aan te geven.

In de Nederlandse venen is het EGV van het bodemvocht ruim anderhalf keer zo hoog als in Zweden, vooral dankzij hogere concentraties aan Na, Cl en in mindere mate SO_4 . Het bufferend vermogen is echter min of meer vergelijkbaar, vermoedelijk omdat dit een belangrijke standplaatsfactor is voor de drie schorpioenmosen. Wel is de pH in Nederland significant lager dan in Zweden, waarschijnlijk als gevolg van de hoge atmosferische depositie (Kooijman, 2012). Dit betekent dat er in Nederland een grotere aanvoer van basenrijk water nodig is om een gunstige staat van instandhouding van de schorpioenmossen en basenrijke trilvenen te behouden.

7.3.3 Hogere P-beschikbaarheid in ijzerrijke bodems

Volgens de bestaande theorie zouden ijzerrijke venen relatief P-arm moeten zijn, vanwege de binding van fosfaat aan ijzer. Dit is echter in de Nederlandse en Zweedse schorpioenmosvenen niet het geval. In beide landen neemt de totale hoeveelheid P in de bodem toe met het ijzergehalte, net als de minerale P-fractie, de ijzergebonden en de complexgebonden P-fractie in de bodem, en de ortho-P concentraties in het bodemvocht. Met name de complexgebonden P, zwak gebonden aan complexen van Fe-OM, liet een stijging zien tot 20-30% van de totale hoeveelheid P in ijzerrijke bodem.

Ook de P-gehalten van de bovengrondse biomassa nemen toe en de N:P ratio's af in ijzerrijke bodem, wat overeenkomt met de patronen in de venen van Oost-Polen (Pawlikowski *et al.*, 2013). In de ijzerarme (kalkrijke) venen ligt de N:P ratio boven de 20 wat wijst op P-limitatie (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). In de ijzerrijke venen zakt de N:P ratio naar waarden onder de 15, wat aangeeft dat P niet langer een beperkende factor is.

De bovengrondse biomassa vertoont alleen een positieve correlatie met ijzerrijkdom van de bodem in de min of meer natuurlijke midden-Zweedse referentievenen. Hier is ook de correlatie tussen biomassa en kalkrijkdom van de bodem significant, maar dan in negatieve zin: hoe meer kalk, hoe minder biomassa. In de Nederlandse schorpioenmosvenen is de relatie tussen biomassa en ijzerrijkdom of kalkrijkdom in de bodem echter niet (meer) significant.

7.3.4 Implicaties voor flexibel peilbeheer

Hoewel een meer flexibel peilbeheer in dit deel van het onderzoek niet expliciet is meegenomen, zijn de resultaten wel degelijk relevant. IJzerrijke venen zijn gevoeliger voor waterstandsfluctuaties dan kalkrijke venen, omdat Fe wel verschillende redoxtoestanden kent, en Ca niet. Nu blijkt dat er ook verschillen zijn in P-huishouding tussen kalkrijke en ijzerrijke venen, wordt dit verschil in gevoeligheid extra belangrijk, met name bij hoge waterstanden.

In ijzerrijke venen kunnen hoge waterstanden leiden tot sterke reductie van ijzer, waardoor de binding van P verzwakt wordt, en de P-beschikbaarheid wordt verhoogd. In kalkrijke venen treden bij hoge waterstanden ook reductieprocessen op, waardoor fosfaatconcentraties kunnen stijgen, maar de hoeveelheid P is in veel gevallen lager. In Cusell *et al.* (2013a) trad P-mobilisatie bij hoge waterstanden niet op in het relatief kalkrijke en P-arme veen met Rood schorpioenmos, maar wel in het relatief P-rijke veen met Geel schorpioenmos. In hoofdstuk 4 van dit rapport leiden hoge waterstanden in het ijzerrijke veen tot toxische ijzerconcentraties en hoge P-mobilisatie als de vegetatie zich nog niet goed ontwikkeld heeft, met name als er ook nog P wordt toegevoegd. Als de vegetatie zich wel goed heeft kunnen ontwikkelen, kunnen hoge waterstanden leiden tot verhoogde biomassaproductie en opname van P, met name als er P wordt toegevoegd. In het kalkrijke, ijzerarme veen speelt dit allemaal veel minder. De bovengrondse biomassa is hier sowieso lager dan in het ijzerrijke veen, en de N:P ratio hoger, maar ook de effecten van waterstandsfluctuaties zijn veel kleiner.

8 Discussie en aanbevelingen

8.1 Inleiding

Dit kennisoverzicht over peilfluctuaties in het laagveenlandschap (Fase 2) is opgesteld in opdracht van de Directie Kennis (Ministerie van LNV/ELI) in het kader van het kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN). Bij het onderzoek zijn zowel de positieve als negatieve effecten van een meer natuurlijk peilbeheer aan de orde gekomen, met het oog op de realisatie van Natura 2000-doelen in het Nederlands laagveenlandschap. In de eerste fase van dit onderzoeksprogramma is een literatuurstudie uitgevoerd, om de potentiële voor- en nadelen van een meer natuurlijk peilbeheer voor de natuurkwaliteit van laagveen- en zeekleilandschappen beter in beeld te brengen (Mettrop *et al.*, 2012). De huidige rapportage vormt de tweede fase van het project, waarin specifieke onderzoeksvragen zijn getoetst aan de hand van veldstudies en experimenten op verschillende schaalniveaus.

8.1.1 Doelstelling van het onderzoek

Het doel van het huidige onderzoek was het in beeld brengen van de voor- en nadelen van een meer natuurlijk peilbeheer voor de natuurkwaliteit van laagveenlandschap in gebieden die verschillen met betrekking tot veen- en waterkwaliteit (biogeochemie). Dit is nodig om een goede afweging te kunnen maken voor beheer en beleid in de praktijk. Een flexibeler peilbeheer wordt voor verschillende doeleinden toegepast, zoals vermindering van de instroom van verontreinigd water van buiten het natuurgebied, verbetering van de kieming en ontwikkeling van de vegetatie, en verbetering van de buffercapaciteit van basenrijke trilvenen. Uit de literatuurstudie van de eerste fase (Mettrop *et al.*, 2012), maar ook uit de resultaten van eerdere projecten, zoals de OBN-studies naar peilfluctuaties in de Wieden en Weerribben (Cusell *et al.*, 2011; 2013a) en het Flexibel Peil-project van Waternet in het Vechtplassengebied in het kader van het KRW-Innovatieprogramma (Schep *et al.*, 2012), is echter duidelijk geworden dat waterkwaliteit, bodemchemie en biogeochemische processen zeer belangrijk zijn voor zowel aquatische als voor semi-terrestrische N2000-habitattypen. Het onderzoek van de tweede fase heeft zich om die reden geconcentreerd rond drie geohydrologisch en biogeochemisch verschillende gebieden, die karakteristiek zijn voor de Nederlandse laagveengebieden als geheel:

- (1) de Wieden-Weerribben, die gevoed worden door relatief kalkrijk oppervlaktewater, maar waar kwel van ijzerrijk grondwater geen rol van betekenis speelt en de aanvoer van sulfaat beperkt is;
- (2) het Vechtplassengebied, waar kwel van kalkhoudend en ijzerrijk water een belangrijke rol speelt, maar waar de aanvoer van zwavel relatief beperkt is;
- (3) het Ilperveld, waar geen kwel voorkomt, de kalk- en ijzerrijkdom van het veen betrekkelijk laag zijn, maar waar hoge zwavelconcentraties wel een belangrijke rol spelen.

In alledrie de gebieden wordt een vorm van flexibel peilbeheer toegepast, hoewel niet altijd op dezelfde schaal en om dezelfde redenen.

8.1.2 Verschillende deelonderzoeken

Het huidige onderzoek bestaat uit verschillende deelonderzoeken. In hoofdstuk 2 is een gebiedsanalyse beschreven van de drie gebieden waar een flexibel peilbeheer wordt toegepast (Wieden, Vechtplassen en Ilperveld). Tevens zijn de mogelijke effecten van een flexibeler peil in deze gebieden op de kwaliteit van bodem en water, zoals relevant voor de voorkomende vegetatie, in verschillende aquatische en (semi)terrestrische habitattypen beschreven. In hoofdstuk 3 is een analyse gegeven van de redoxcondities op verschillende diepten in verschillende habitattypen in de Wieden-Weerribben, de Westbroekse Zodden en het Ilperveld, waarbij onderscheid is gemaakt tussen deelgebieden met en zonder een flexibel peilbeheer. Hiermee kon de dynamiek van afwisselend aerobe en anaerobe omstandigheden op verschillende diepten gevolgd worden. In hoofdstuk 4 is een kolomproef beschreven, waarbij de effecten van inundatie en verdroging, en de afwisseling hiervan, op bodem en vegetatie zijn getoetst voor kalkrijke, ijzerrijke en sulfaatrijke mini-ecosystemen (bodemkernen met vegetatie). Deze kernen waren afkomstig uit de Wieden, het Vechtplassengebied en het Ilperveld, en werden onderworpen aan peilfluctuaties met zowel schoon als vervuild (P-rijk) water. In hoofdstuk 5 is ingegaan op een verdrogingsexperiment, dat is uitgevoerd om de positieve en negatieve effecten van verdroging in basenrijke trilvenen en basenarme veenmosrietlanden te kunnen toetsen. Hoofdstuk 6 betreft een praktijkproef in de Wieden met inundatie van basenrijk oppervlaktewater in de zomer, waarin getoetst wordt of dit beter werkt dan inundatie in de winter, omdat de infiltratie van basenrijk water in de winter te gering bleek te zijn (Cusell *et al.*, 2013a). Ten slotte zijn kalkrijke en ijzerrijke (tril)venen nader vergeleken in hoofdstuk 7. Deze venen bevatten verschillende schorpioenmossoorten, en blijken verschillend voor wat betreft P-beschikbaarheid, in zowel Nederland als in het veel minder eutrofe midden-Zweden. Dit verschil heeft mogelijk gevolgen voor de effecten van een meer flexibel peilbeheer. Van ieder hoofdstuk worden in dit hoofdstuk de belangrijkste resultaten op een rijtje gezet, met implicaties voor het water- en natuurbeheer.

8.2 Gebiedsonderzoek Wieden, Westbroekse Zodden en Ilperveld

Het gebiedsonderzoek is uitgevoerd om op systematische wijze nader inzicht te krijgen in hoeverre biogeochemische verschillen tussen de Nederlandse laagvenen van invloed zijn op de effecten van een meer flexibel waterpeil, met name voor wat betreft de N2000-habitattypen. Het onderzoek is uitgevoerd in de Wieden, dat karakteristiek is voor relatief kalkrijke en door oppervlaktewater gevoede veengebieden, de Westbroekse Zodden, dat karakteristiek is voor relatief ijzerrijkere venen die deels door grondwater worden gevoed, en het zwak-brakke en sulfaatrijke Ilperveld.

In alle drie de gebieden is in een deel van het gebied een flexibel peil ingevoerd. Voor zover aanwezig zijn in alle drie de gebieden zowel aquatische habitats (kranswierwateren en/of meren met krabbenscheer en fonteinkruiden) als semi-terrestrische habitats (basenrijke trilvenen, veenmosrietlanden en/of laagveenheides) bemonsterd in deelgebieden met en zonder flexibel peilbeheer. In de gebieden is ook bepaald of de kwaliteit van het oppervlaktewater, de bodem, het bodemvocht en de vegetatie in de ruimte verandert vanaf de inlaatpunten naar de betreffende habitattypen.

8.2.1 Biogeochemische verschillen tussen de onderzoeksgebieden

De drie gebieden verschillen in buffercapaciteit met betrekking tot verzuring. In alledrie de gebieden wordt relatief basenrijk oppervlaktewater ingelaten. In de Wieden en in het Ilperveld nemen alkaliniteit en Ca-concentraties in het algemeen snel af van bijvoorbeeld circa 4 mmol HCO₃⁻ en 1500 µmol Ca L⁻¹ nabij de inlaat, naar circa 1 mmol HCO₃⁻ en 500 µmol Ca L⁻¹ in de meer geïsoleerde aquatische habitats in de kern

van het gebied, zoals gemeten in de winter. In de Westbroekse Zodden zijn hierin geen verschillen van inlaat tot de aquatische habitats, met waarden rond de 3 mmol HCO_3^- en 1000 $\mu\text{mol Ca L}^{-1}$. Dit komt mogelijk door aanvulling vanuit het grondwater. In de semi-terrestrische habitats is de buffercapaciteit in het bodemvocht van alleen de basenrijke trilvenen, slechts aanwezig in de Wieden in goed ontwikkelde vorm, nog vergelijkbaar met de aquatische habitats. In veenmosrietlanden en met name laagveenheides neemt deze echter sterk af. In laagveenheides bedragen de alkaliniteit en het Ca-gehalte in het bodemvocht respectievelijk minder dan 0.2 mmol HCO_3^- en 50 $\mu\text{mol L}^{-1}$.

De verschillen in ijzergehalten tussen de drie gebieden zijn nog duidelijker. In de Wieden is het ijzergehalte van het oppervlaktewater bij de inlaatpunten relatief hoog als gevolg van de inlaat van water uit de omringende polders, dat veel ijzer bevat als gevolg van kwel in de diepe polders (Cusell *et al.* 2013a). De centrale delen van het gebied zijn echter ijzerarm, als gevolg van de neerslag van ijzerverbindingen nabij de inlaat. De Westbroekse Zodden zijn over het hele gebied relatief ijzerrijk, als gevolg van opwellend grondwater, ook in de aquatische habitats. Alleen het veenmosrietland is relatief ijzerarm in de bodem, zeer waarschijnlijk door gebrekkig contact met grond- en oppervlaktewater. Het Ilperveld is arm aan ijzer, met name in de bodem en in het bodemvocht.

De drie gebieden verschillen vooral in de hoeveelheid zwavel in het water en het veen. Het water en bodemvocht van de Wieden en met name de Westbroekse Zodden zijn relatief sulfaatarm. Het Ilperveld is daarentegen zeer sulfaatrijk, met name bij de inlaat. Hier worden in het oppervlaktewater en het bodemvocht waarden tot 1400 $\mu\text{mol L}^{-1}$ gemeten. De hoeveelheid S in de bodem is daarentegen maar twee keer zo hoog als in de andere gebieden. In de aquatische (meer geïsoleerde) habitats van het Ilperveld zijn de sulfaatconcentraties vergeleken met de inlaat overigens sterk verlaagd, hoewel ze vergeleken met de andere gebieden nog steeds aan de hoge kant zijn.

8.2.2 Verschillen in nutriëntbeschikbaarheid

De drie gebieden verschillen behalve in bovengenoemde biogeochemische condities ook in P-beschikbaarheid. In de Wieden is er een sterke gradiënt aanwezig van inlaat naar de N2000-habitattypen. Bij de inlaat is de totale concentratie aan P relatief hoog, en ook de lage N:P ratio's in oevervegetatie van 9.3 g g^{-1} geven aan dat P in overmaat aanwezig is (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). Een groot deel van de ingelaten hoeveelheid P blijft echter achter als neergeslagen, ijzergebonden P nabij de inlaat (Cusell *et al.*, 2014a), waardoor de totale hoeveelheid P in de meer geïsoleerde delen sterk verlaagd is. In de aquatische habitattypen en basenrijke trilvenen zijn de meeste N:P ratio's van de (oever)vegetatie hoger dan 14.6 g g^{-1} , wat aangeeft dat de relatieve P-beschikbaarheid duidelijk afgenomen is. Dit komt overeen met eerdere studies (Kooijman, 1993; Cusell *et al.*, 2013a). In de veenmosrietlanden nemen de fosfaatconcentraties echter weer toe. In het bodemvocht zijn deze circa 2-4 keer hoger dan in basenrijke trilvenen. Deze stijging is waarschijnlijk het gevolg van de daling van de pH, waardoor calciumgebonden P in oplossing gaat (Kooijman *et al.*, 1998). De hogere P-beschikbaarheid in veenmosrietlanden is terug te zien in de N:P ratio van de vegetatie, die daalt tot 12.8 g g^{-1} of lager.

In de Westbroekse Zodden zijn de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht erg laag, waarschijnlijk als gevolg van de hoge ijzergehalten. Voor de totaalgehalten aan P in de bodem is dit echter niet het geval. De totale hoeveelheid P in de onderwaterbodem nabij de inlaat en in de aquatische habitattypen is veelal hoger dan in de Wieden of het Ilperveld. Mogelijk leiden de hogere ijzerconcentraties tot hogere opslag van P in de bodem, waarvan bekend is dat dit wel beschikbaar is voor plantenwortels van aquatische planten (Marschner, 1995). Dit is terug te vinden in de oevervegetatie, waarvan de lage N:P ratio's met waarden van 10.3-12.8 g g^{-1} aangeven dat P geen beperkende factor is (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). In het veenmosrietland lijkt de P-beschikbaarheid gezien de N:P ratio's van 13.8-14.9 g g^{-1} wel iets af te nemen, mogelijk door het geringe contact met grond- en oppervlaktewater.

Het IJperveld is in tegenstelling tot de Wieden en de Westbroekse Zodden extreem rijk aan fosfaat. Dit is niet zozeer te danken aan de totale hoeveelheid P in de bodem, die gedeeltelijk zelfs lager is dan in de Westbroekse Zodden. De hoge fosfaatconcentraties in oppervlaktewater en bodemvocht hebben te maken met de hoge sulfaat- en relatief lage ijzergehalten, waardoor de P-beschikbaarheid erg hoog is (Lamers *et al.*, 1998). De hoge P-beschikbaarheid is terug te zien in de vegetatie. Het P-gehalte van de oevervegetatie is nabij de inlaat met waarden van 2.0-2.3 mg g⁻¹ extreem hoog. Ook de lage N:P ratio, die varieert van 8.2-9.7 g g⁻¹, geeft aan dat de condities zeer P-rijk zijn (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). Zelfs in de kranswervevegetaties is de N:P ratio met 10.0 g g⁻¹ nog steeds heel laag. In het veenmosrietland lijkt de P-beschikbaarheid echter wat af te nemen, en lopen de N:P ratio's op tot 12.7-15.9 g g⁻¹. In de zuurdere laagveenheide zijn de N:P ratio's echter weer gezakt tot 9.5 g g⁻¹ of lager.

De verschillen in N-beschikbaarheid tussen de gebieden zijn echter minder eenduidig. Hoge ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater komen vooral voor bij de inlaat in de Wieden, en hoge nitraatconcentraties bij de inlaat in het IJperveld. Dit heeft in de Wieden te maken met de aanvoer van ammoniumrijk water uit diepere polders, waarin nog minder nitrificatie plaatsgevonden heeft. In het IJperveld bestaat de inlaat juist uit oppervlaktewater vanuit het Noord-Hollands Kanaal. In de aquatische habitats zijn de ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater hoger in de Westbroekse Zodden dan in de andere gebieden, maar in het bodemvocht komen hoge waarden juist voor in de Wieden en het IJperveld. Nitraat komt vooral voor in het oppervlaktewater, omdat het in de anaerobe bodem niet gevormd wordt en snel wordt gebruikt als alternatieve electronacceptor voor denitrificatie, en is relatief hoog in de kranswervevegetaties van het IJperveld. In de totale hoeveelheid N in de bodem en de N-gehalten van de (oever)vegetatie zijn echter geen consistente verschillen tussen gebieden aanwezig. De N:P ratio's geven aan dat N vrijwel overal een beperkende factor is, vaak door de overmaat van P. Alleen in de geïsoleerde delen van de Wieden is N geen beperkende factor, omdat hier de P-beschikbaarheid laag is.

8.2.3 De Wieden, de Westbroekse Zodden en het IJperveld

Het gebiedsonderzoek laat zien dat er duidelijke biogeochemische verschillen zijn met betrekking tot de water- en bodemkwaliteit tussen de drie geselecteerde gebieden. De Wieden is relatief arm aan sulfaat, en vertoont een duidelijke gradiënt van hoge buffercapaciteit, ijzergehalten en voedselrijkdom nabij de inlaat naar relatief lage waarden in de meer geïsoleerde delen. De Wieden is het enige gebied waar ondanks de hoge P-belasting in de periferie toch relatief P-arme condities in de 'haarvaten' van het gebied worden bereikt, en waar basenrijke trilvenen met schorpioenvegetatie nog voorkomen. De buffercapaciteit wordt op peil gehouden door de aanvoer van water uit de omringende polders, en door de neerslag van ijzer en fosfaat nabij de inlaat wordt de P-aanvoer in de centrale delen laag gehouden. Wel is hier ook de buffercapaciteit van het water afgenomen over de gradiënt van inlaat naar trilveen, wat de basenrijke trilvenen kwetsbaar maakt vanwege een groter risico op verzuring.

De Westbroekse Zodden zijn relatief ijzerrijk, maar arm aan sulfaat. Het gebied bevat relatief veel P in de bodem. Dit is niet alleen het geval bij de inlaat, maar ook in de verder weggelegen aquatische habitats. Ondanks de hoge ijzergehalten en lage fosfaatconcentraties in het water worden P-arme condities nergens bereikt. De buffercapaciteit in het oppervlaktewater wordt waarschijnlijk mede op peil gehouden door opwellend grondwater.

Het IJperveld is ijzerarm, maar sulfaatrijk. Hoewel de onderwaterbodem in het gebied niet extreem rijk is aan totaal-P, wordt het oppervlaktewater wel gekenmerkt door enorm hoge fosfaat-concentraties in het oppervlaktewater en bodemvocht als gevolg van de hoge sulfaatreductie in de onderwaterbodems, het gebrek aan ijzer en de hoge aanvoer van P uit landbouwbodems door veenafbraak. P-arme condities worden dan ook nergens bereikt. De buffercapaciteit wordt op peil gehouden door basenrijk water uit het Noord-Hollands kanaal, maar omdat dit water tevens sulfaat- en fosfaatrijk is, vormt de waterkwaliteit toch een belangrijk probleem.

8.2.4 Mogelijke invloed flexibel peil op Natura 2000-habitattypen

Hoewel in alledrie de gebieden Natura 2000-habitattypen zijn onderzocht in deelgebieden met en zonder een flexibel peil, is het lastig om harde uitspraken te doen over de invloed hiervan. De peilregimes zijn om verschillende redenen toegepast, en ook niet op dezelfde manier. Daarnaast waren de relevante N2000-habitattypen niet in alle (deel)gebieden aanwezig. Maar belangrijker nog is dat het effect van isolatie en het effect van fluctuaties van de waterstand in de veldsituatie niet van elkaar kunnen worden gescheiden.

Kranswierwateren (H3140)

Dit habitatype is in alle drie gebieden bemonsterd, maar alleen in de Wieden en de Westbroekse Zodden in deelgebieden met en zonder flexibel peil. In het IJperveld was alleen een kranswiervegetatie in een afgesloten vak met flexibel peil aanwezig, die tot op zekere hoogte wel kan worden vergeleken met de grote watergangen wat verder van de inlaat.

Het kranswiertype wordt in alle drie gebieden gekenmerkt door een relatief hoge pH en buffercapaciteit, met Ca-concentraties in het oppervlaktewater van 300 tot 1000 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Het ijzergehalte in zowel bodemvocht als oppervlaktewater was in de onderzochte kranswierlocaties relatief laag, maar de sulfaatgehaltes variëren, met name in het oppervlaktewater. Hierin zijn wat hogere waarden tot 160 $\mu\text{mol L}^{-1}$ gemeten. Fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater zijn relatief laag, en liggen beneden de 1 $\mu\text{mol L}^{-1}$, waardoor algenbloei voorkomen wordt. De concentraties aan nitraat en ammonium in de waterlaag kunnen echter oplopen tot 100 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en 50 $\mu\text{mol L}^{-1}$. In de onderwaterbodem kunnen ammoniumconcentraties zelfs oplopen tot hoge waarden van 300 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Ook de N- en P-gehaltes van de oevervegetatie kunnen sterk verschillen, terwijl de N:P ratio's variëren van 10.0 tot 20.3 g g^{-1} , dat wil zeggen van sterke N- tot sterke P-limitatie.

In de deelgebieden met flexibel peilbeheer heeft het oppervlaktewater bij de kranswiervegetaties over het algemeen een lagere buffercapaciteit dan in de referentiegebieden, of, in het IJperveld, de grote watergangen. In de Wieden is dit het gevolg van de keuze van het proefgebied: het meer geïsoleerde Kiersche Wiede is beter af te sluiten dan het referentiegebied de Veldweg, dat dicht bij de inlaatpunten en grote watergangen ligt. In de Westbroekse Zodden en het IJperveld is de afname van de buffercapaciteit waarschijnlijk een direct gevolg van het instellen van een flexibel peilbeheer, waardoor de deelgebieden moesten worden afgesloten van de grote watergangen. In de Westbroekse Zodden speelt daarbij mee dat de watergangen dieper insnijden en om die reden meer kwelwater ontvangen dan de petgaten. Dit kwelwater uit de watergangen komt door isolatie niet in de petgaten. In de Wieden en het IJperveld zijn de Ca-concentraties in de flexibel- peilgebieden met 500 $\mu\text{mol L}^{-1}$ nog steeds hoog genoeg voor kranswiervegetaties, maar de 300 $\mu\text{mol L}^{-1}$ in de Westbroekse Zodden is aan de lage kant. Voor de concentraties aan ijzer, sulfaat, fosfaat, ammonium en nitraat lijkt isolatie ten behoeve van flexibel peil niet veel verschil te maken. Wel lijkt isolatie te leiden tot verschillen in P-gehalte van de oevervegetatie. Deze is steeds lager in de deelgebieden met flexibel peil dan in het referentiegebied of, voor het IJperveld, de grote watergangen. Dit patroon is tot op zekere hoogte ook te zien in de lagere bovengrondse biomassa, en de hogere N:P ratio. Alleen in de Wieden is de N:P ratio in het gebied met flexibel peilbeheer echter zo hoog dat van P-limitatie kan worden gesproken.

De conclusie is dat, zolang er geen droogval optreedt, de mate van isolatie en het effect daarvan op de alkaliniteit en fosfaatconcentraties meer invloed lijkt te hebben dan peilfluctuatie.

Meren met Krabbenscheer en Fonteinkruiden (H3150)

Krabbenscheervegetaties zijn alleen bemonsterd in de Wieden en de Westbroekse Zodden, en in het laatste gebied alleen in het referentiegebied.

De standplaatsfactoren voor de gemeten Krabbenscheervegetaties zijn min of meer vergelijkbaar met die van de kranswiervegetaties. Ook voor Krabbenscheer zijn in het oppervlaktewater de pH en buffercapaciteit hoog, ijzergehalten relatief laag, en kunnen de concentraties aan sulfaat, ammonium en nitraat hoog zijn. In eerder onderzoek dat alleen binnen de Wieden en Weerribben uitgevoerd werd, bleek echter dat de lokaties met Krabbenscheer een ijzerrijke bodem hadden (Cusell *et al.*, 2013a). De P-gehalten van de oevervegetatie zijn relatief laag, met waarden van 0.8 tot 1.6 mg g⁻¹. De N-gehalten van de oevervegetatie waren echter ook vrij laag, en de N:P ratio varieerde van 10.7 tot 19.3 g g⁻¹, wat het hele bereik aangeeft van N-limitatie tot P-limitatie.

Over de mogelijke effecten van het ingestelde flexibel peil valt voor de krabbenscheervegetaties weinig te zeggen. Alleen in de Wieden zijn deelgebieden met en zonder flexibel peil bemonsterd. Hier is duidelijk dat het flexibel peilgebied meer geïsoleerd is en een lagere buffercapaciteit heeft, zonder dat er effecten op Krabbenscheer te zien waren. Een groter peilverschil, waarbij Krabbenscheer droogvalt, is echter ongunstig voor de soort.

Basenrijke trilvenen (H7140A)

De basenrijke trilvenen zijn alleen in de Wieden bemonsterd. De pH en buffercapaciteit van het bodemvocht zijn relatief hoog, vooral in het referentiegebied, dat minder geïsoleerd ligt ten opzichte van de inlaatpunten. De concentraties aan ijzer en sulfaat in het bodemvocht zijn in beide deelgebieden relatief laag, evenals die van fosfaat, ammonium en nitraat. Ook de P-gehalten van de vegetatie zijn relatief laag, en N:P ratio's duiden in beide deelgebieden op relatief P-arme condities. Dit is in overeenstemming met eerder onderzoek (Kooijman, 1993; Cusell *et al.*, 2014b).

Voor basenrijke trilvenen betekent dit dat voldoende aanvoer van basenrijk, fosfaatarm water in de toplaag van het veen noodzakelijk is voor het voortbestaan. Hierop zal paragraaf 8.6 verder ingegaan worden, aangezien de mate van infiltratie sterk kan verschillen per situatie.

Veenmosrietland (H7140B)

De veenmosrietlanden zijn in alledrie de gebieden bemonsterd, in zowel referentiegebieden als deelgebieden met flexibel peil. De pH en buffercapaciteit van het bodemvocht onder de veenmoslaag zijn lager dan in de aquatische habitattypen en de basenrijke trilvenen, behalve in het Ilperveld, waar de pH in veenmosrietland in het bodemvocht rond de 6-7 ligt. Fosfaatconcentraties in het bodemvocht van veenmosrietland in de Wieden zijn relatief hoog, mogelijk als gevolg van het oplossen van calciumfosfaat door verzuring van de toplaag, dat in de voorafgaande basenrijke trilveenfase geaccumuleerd kan zijn. In de Westbroekse Zodden en het Ilperveld zijn de fosfaatconcentraties in het bodemvocht lager. Ammonium en nitraatconcentraties zijn vooral hoog in het Ilperveld. De N:P ratio's van de vegetatie zijn lager in de Wieden dan in de Westbroekse Zodden en het Ilperveld, mogelijk als gevolg van de hogere fosfaatconcentraties in het veenmosrietland van de Wieden. Desalniettemin is in alledrie gebieden de N:P ratio van de vegetatie relatief hoog, mogelijk als gevolg van de hoge netto N-mineralisatie (Hoofdstuk 5).

Mogelijke effecten van flexibel peil op veenmosrietlanden zijn niet eenduidig, en lijken niet te wijten aan sterkere isolatie van de deelgebieden ten opzichte van de hoofdwatgangen.

Laagveenheide (H4010B)

Laagveenheide is alleen bemonsterd in de Wieden en het Ilperveld. De pH, de buffercapaciteit, de ijzer- en sulfaatconcentraties zijn lager dan in de

veenmosrietlanden, door de grotere isolatie ten opzichte van het oppervlaktewater. Fosfaat, ammonium en nitraat zijn soms lager en soms vergelijkbaar met veenmosrietland, zonder dat daar duidelijke patronen in zitten. Hetzelfde geldt voor de vegetatie, die in de laagveenheide in de Wieden een hogere N:P ratio heeft dan in het veenmosrietland, en in het IJperveld een lagere. Wat betreft flexibel peil zijn er geen verschillen tussen deelgebieden met en zonder flexibel peil.

8.3 Redoxcondities in de veenbodem van verschillende onderzoeksgebieden en habitats

8.3.1 Verschillen tussen Natura 2000-habitattypen

Tussen de N2000 habitattypen zijn er duidelijke verschillen in redoxcondities en het verloop van de redoxpotentiaal. De onderwaterbodems van petgaten en aanliggende sloten, deels kenmerkend voor de aquatische habitattypen Kranswierwateren en Meren met krabbenscheer en fonteinkruiden, zijn voor het overgrote deel permanent anaeroob. Aerobie door verstoring van de onderwaterbodem kan echter wel optreden, zoals het geval is bij het meetpunt in de druk bevaren Kerkgracht nabij de Veldweg (Wieden). Dat kan voordelen hebben, vooral bij polderinlaten waar het inlaatwater rijk is aan Fe en P, omdat de aerobe condities de neerslag van ijzergebonden P kunnen bevorderen (Cusell *et al.*, 2014a). De oeverzones zijn bovenin vrijwel permanent aerob, hoewel tijdelijke anaerobie ook in de bovenste cm kan voorkomen. Dit is waarschijnlijk afhankelijk van de ligging ten opzichte van de waterstand. De schorpioenmostrilvenen zijn aan de oppervlakte echter vooral anaeroob, hoewel tijdelijke uitdroging voor aerobe condities kan zorgen. Verrassend was dat in veel van de veenmosrietlanden ook in de bovenste cm van de bodem nog van tijd tot tijd sprake is van anaerobe condities. Het grootste deel van de tijd is de bodem zuurstofrijk, maar anaerobie als gevolg van hoge waterstanden komt wel degelijk voor. Mogelijk zijn de redoxcondities pas in laagveenheide echt stabiel aerob, en onafhankelijk van de waterstand in het omringende oppervlaktewaterstelsel. Dit is in ieder geval in het meetpunt in laagveenheide in de Wieden het geval.

8.3.2 De mogelijke invloed van flexibel peil

Voor wat betreft flexibel peilbeheer zijn er voor de redoxcondities in de onderwaterbodems, en dus de aquatische habitattypen, geen verschillen met de referentiegebieden. In de oeverzone is dit tot op zekere hoogte wel het geval. In de Weerribben lijkt in het afgesloten gebied met flexibel peilbeheer vooral juist demping van de fluctuaties in het boezempeil plaats te vinden, dat zelf mag fluctueren tussen –73 en –83 cm. In de Westbroekse Zodden en het IJperveld, waar in het referentiegebied vaste peilen worden gehanteerd, lijken de fluctuaties echter juist groter in de afgesloten delen met flexibel peil. Over de invloed van flexibel peil op de redoxtoestand in basenrijke trilvenen is niets te zeggen, omdat deze in de Wieden-Weerribben alleen zijn gemeten in referentiegebieden, en in de Westbroekse Zodden en het IJperveld basenrijke trilvenen niet meer voorkomen. Voor wat betreft de mogelijke invloed van flexibel peil op veenmosrietlanden valt wel iets, maar weinig algemeen, te zeggen. In de Weerribben zijn de condities in de bovenlaag van de bodem van het veenmosrietland bij flexibel waterpeil in Vak 60 sterker anaeroob dan in het referentiegebied van Vak 22. Mogelijk is dit het gevolg van de algeheel nattere condities in Vak 60, dat is afgesloten van de boezem en behalve verdamping geen afvoer meer heeft. In de Westbroekse Zodden treden fluctuaties in redoxcondities vaker op in het gebied met flexibel peil, mogelijk als gevolg van de meer wisselende waterstanden, maar in het IJperveld is dit juist omgekeerd. In de laagveenheide is maar op een locatie gemeten. Deze liet echter op alle diepten een dermate constante redoxpotentiaal zien dat peilfluctuaties in het oppervlaktewater, die er in de meetperiode wel waren, waarschijnlijk geen enkele invloed hebben.

In conclusie lijkt isolatie ten opzichte van het boezempeil, afhankelijk van de locatie, dus te leiden tot grotere of juist minder grote wisselingen in de zuurstofinringing in het veen van veenmosrietlanden en oevervegetaties, terwijl er geen effect is op onderwaterbodems en laagveenheidebodems, die buiten het bereik van de peilfluctuaties liggen. Om meer inzicht te krijgen in de exacte processen die hieraan ten grondslag liggen, zouden nadere redoxmetingen in combinatie met waterstandsmetingen uitkomst bieden.

8.4 Het kolom-experiment

Het kolomexperiment is uitgevoerd onder gecontroleerde omstandigheden, om situaties na te bootsen die in het veld niet goed mogelijk zijn, en daarmee meer grip te krijgen op de mogelijke gevolgen van flexibel peil. In dit experiment is het effect van peilwisselingen getoetst voor venen met verschillende biogeochemische uitgangssituaties, zoals beschreven aan het begin van dit hoofdstuk. Inundatie en verdroging, alsmede de afwisseling hiervan zijn getoetst in mini-ecosystemen uit de drie onderzoeksgebieden: Stobbenribben (ST), een relatief kalkrijk veen gelegen in de Weerribben, Binnenpolder Tienhoven (BPT), een ijzerrijk veen gelegen in het Vechtplassengebied, en een sulfaatrijk veen uit het Ilperveld (ILP). Ook is gekeken wat het effect is van het gebruik van schoon of eutroof (fosfaatrijk) oppervlaktewater.

8.4.1 Peilverhoging en -verlaging

Peilverlaging leidde zoals verwacht in alle gevallen tot verlaging van de buffercapaciteit in het bodemvocht. Dit is het gevolg van aerobe oxidatieprocessen, waarbij protonen vrijkomen en bicarbonaat geconsumeerd wordt (Stumm & Morgan, 1996). Droogte leidde soms ook tot verlaging van de pH, een ontwikkeling die ook in het incubatie-experiment naar voren kwam (Mettrop *et al.*, 2014; Hoofdstuk 5), hoewel deze van tijdelijke aard kan zijn. Door de aerobie werden ook de Fe- en NH₄-concentraties in het bodemvocht lager, en de SO₄⁻ en NO₃⁻ concentraties hoger. Ook ortho-PO₄⁻ concentraties namen af, als gevolg van de oxidatie van ijzer, dat tot een sterkere binding van P leidt (Verhoeven & Schmitz, 1991; Jensen *et al.*, 1992; Zak *et al.*, 2004; Geurts *et al.*, 2008; Zak *et al.*, 2010). Dit betekent dus dat verlaging van het waterpeil de beschikbaarheid van fosfaat kan verlagen, maar ook kan leiden tot ongewenste verzuring in venen.

Inundatie leidde volgens verwachting in de calciumrijke ST en sulfaatrijke ILP tot verhoging van de buffercapaciteit. Deze toename is deels het gevolg van anaerobe reductieprocessen, waarbij bicarbonaat geproduceerd wordt (Stumm & Morgan, 1996), maar vooral ook van de aanvoer van water met een hoge alkaliniteit en Ca-concentratie. Hierdoor wordt de buffercapaciteit niet alleen tijdelijk, maar ook permanent verhoogd. Door reductieprocessen werden ook de Fe- en NH₄-concentraties hoger, en de SO₄⁻ en NO₃⁻ concentraties lager. Ook gingen de P-concentraties in het bodemvocht bij inundatie omhoog. In de ijzerrijke BPT is dit waarschijnlijk vooral het gevolg van ijzerreductie waardoor P minder sterk gebonden wordt. In de sulfaatrijke ILP, waar de P-concentraties in het bodemvocht bij inundatie opliepen tot extreem hoge waarden van 130 µmol L⁻¹, speelt daarnaast ook sulfaatreductie een rol, waardoor veel van het gereduceerde ijzer wordt afgevangen door sulfide, en het aantal bindingsplaatsen voor P nog minder wordt (Boström *et al.*, 1982; Lamers *et al.*, 1998). Verhoging van het waterpeil zorgt dus voor extra buffering, maar kan ook leiden tot extra mobilisatie van fosfaat.

Ondanks de hogere P-beschikbaarheid bij verhoging van het peil werd de hergroei van de vegetatie in de ijzerrijke BPT en de sulfaatrijke ILP toch sterk geremd, vooral als deze plaatsvond direct na het maaien. Dit is waarschijnlijk het gevolg van toxische concentraties aan ijzer, ammonium en/of sulfide als gevolg van anaerobie. Als de vegetatie zich voldoende heeft kunnen herstellen na het maaien voordat het peil verhoogd wordt, lijkt inundatie echter een minder groot probleem. Toxische concentraties aan sulfide, gereduceerd ijzer en/of ammonium doen zich dan wellicht

niet voor, waarschijnlijk omdat de zuurstoftoevoer vanuit de wortels veel hoger is door hogere fotosynthese, en toxische stoffen in de wortelzone onschadelijk kunnen worden gemaakt (Etherington, 1982). In de calciumrijke ST werd de hergroei van de vegetatie niet geremd bij inundatie direct na het maaien, waarschijnlijk omdat het veen relatief ijzer- en sulfaatarm is en toxiciteit niet optreedt. De biomassa-productie was in alle gevallen relatief laag, mogelijk als gevolg van de sterke P-limitatie. Dit betekent dat in venen met een risico op ophoping van toxische stoffen (met name ijzerrijke en zwavelrijke venen) het moment van peilverhoging tijdens het groeiseizoen grote invloed heeft op de vegetatieontwikkeling.

Belangrijk is te bedenken dat in de veldsituatie wisselende grondwaterstanden van nature voorkomen in betreffende veenbodems, ook in het geval dat er geen sprake is van een fluctuerend oppervlaktewaterpeil. Een flexibel peilbeheer kan, afhankelijk van de fysische bodemeigenschappen, zorgen voor vergroting van deze grondwaterstandsfluctuaties. Het dient nader te worden onderzocht of een marge van -15 cm tot +15 cm in de veenbodem sowieso niet al plaatsvindt en of het derhalve nodig is om de invoer van een nog grotere marge waarbinnen het oppervlaktewater kan fluctueren nader te bestuderen. Wellicht wordt de fluctuatie van de grondwaterstand in de veenbodem pas bij nog grotere fluctuaties echt vergroot.

8.4.2 Inundatie met P-rijk water

De effecten van aanvoer van P-rijk water (met hoge, maar voor landbouwgebieden relevante waarden) waren beperkter dan verwacht. Opname van extra P door de vegetatie vond alleen plaats als deze zich goed kon ontwikkelen, namelijk bij een lager peil direct na het maaien. In de calciumrijke ST leidde P-verrijking alleen tot verhoogde P-gehalten en verlaagde N:P ratio's in het blad, maar in de ijzerrijke BPT en de sulfaatrijke ILP leidde het ook tot een hogere biomassa-productie, wat uiteindelijk tot een afname van de soortenrijkdom kan leiden door lichtgebrek voor langzame groeiers.

Wanneer de vegetatieontwikkeling door andere factoren geremd werd, zoals gebrek aan zuurstof in de bodem en mogelijk toxische concentraties aan gereduceerd ijzer, sulfide en/of ammonium, werd de extra P niet door de vegetatie opgenomen. Wel bleef in de calciumrijke ST en de ijzerrijke BPT veel van het aangevoerde P in de bodem achter.

Het uitblijven van een sterke korte-termijn respons op fosfaatverrijking betekent echter niet dat het effect van inundatie van P-rijk water in de praktijk dus wel mee zal vallen. In de calciumrijke ST wordt veel van het P wellicht in de bodem vastgelegd, maar als de vegetatie goed groeit zal het ook snel worden opgenomen. In de Stobbenribben zijn in de jaren 1990 en 2010 bemestingsexperimenten uitgevoerd (Kooijman, 1993; Cusell *et al.*, 2014), die allebei aangeven dat P de belangrijkste limiterende factor is voor biomassa-productie, en dat de vegetatie harder gaat groeien als er P wordt toegevoegd. De limitatie door P blijkt ook uit de daling van de bovengrondse biomassa van 1000 naar 250 g m⁻² over de afgelopen 30 jaar, en toename van de N:P ratio van 16 naar 22, die het gevolg zijn van de verbetering in waterkwaliteit en de afname van fosfaat door regionale en lokale maatregelen (Kooijman *et al.*, in prep). Daarnaast vonden ook in het huidige experiment al veranderingen in de soortensamenstelling plaats, met name een afname van *Carex* spp. Op langere termijn zal de cumulatieve aanvoer van fosfaat dus negatieve effecten hebben op de biodiversiteit van trilvenen, doordat P-limitatie opgeheven wordt.

Hoewel ijzer het aangevoerde P kan binden, blijkt ook de ijzerrijke BPT gevoelig voor toediening van P, vooral door veranderingen in de microbiële gemeenschap. Als de vegetatie goed kan groeien wordt extra P vooral opgenomen door de vegetatie, maar als de biomassa-productie geremd is, zoals bij inundatie na het maaien, leidt extra P vooral tot hogere microbiële activiteit. Deze is waarschijnlijk P-gelimiteerd, door het wegvangen van P uit het bodemvocht door de hoge ijzerconcentraties. Zoals eerder aangegeven in het incubatie experiment (hoofdstuk 5), was de microbiële N:P ratio inderdaad veel hoger dan in de calciumrijke ST. De toediening van P leidde onder natte condities tot hogere concentraties aan gereduceerd ijzer, DOC, fosfaat en ammonium,

vooral wanneer de hergroei van de vegetatie beperkt was. Fosfaatverrijking versterkt dus de veenafbraak (decompositie) en het vrijkomen van voedingsstoffen (mineralisatie) hierbij. Dit betekent dat inundatie op zichzelf al tot problemen met toxische stoffen kan leiden, maar dat dit risico bij inundatie met P-rijk water extra groot is, vooral als de vegetatie net gemaaid is. Als de vegetatieontwikkeling wel voldoende is, wordt de extra P opgenomen door de vegetatie, en gebruikt voor hogere biomassa-productie, die toch al relatief hoog was. Effecten op veenafbraak zullen hierbij een minder grote rol spelen.

8.4.3 Flexibel peil in calciumrijk veen

Inundatie met basenrijk water is gunstig voor het op peil houden van de buffercapaciteit in de calciumrijke ST, gelegen in de Weerribben. Ook treden toxische concentraties aan ijzer, sulfide en/of ammonium hier niet op. Droogte is daarentegen relatief ongunstig, vanwege de droogtegevoeligheid van Rood schorpioenmos en de verhoogde mineralisatie van N, die kan leiden tot overgroeiing door grassen (Cusell et al., 2014). Hoewel veel P in de bodem lijkt te worden vastgelegd, is aanvoer van fosfaatrijk water in dit sterk P-gelimiteerde systeem zeer af te raden, vanwege de opname van P door de vegetatie als deze zich goed van het maaien heeft kunnen herstellen, de afname van *Carex* soorten en de toename van grassen. Mede omdat dit gebied deel uitmaakt van de boezem, treden hoge waterstanden en inundatie van tijd tot tijd op. Ook is in de loop van de afgelopen decennia de waterkwaliteit verbeterd, zeker in verder van de aanvoerpunten af gelegen delen. Verdere verhoging van het maximale waterpeil zou wenselijk zijn, maar van groter belang is een verdere verbetering van de waterkwaliteit. Hiermee zal het beheersdilemma van voor buffering noodzakelijke aanvoer, maar het tegelijkertijd voorkomen van eutrofiëring (Cusell et al., 2013a; 2013b) komen te vervallen.

8.4.4 Flexibel peil in ijzerrijk veen

In de ijzerrijke BPT, gelegen in het Vechtplassengebied, lijkt peilverhoging helemaal niet gunstig. De verhoging van de buffercapaciteit door de peilverhoging is beperkt, terwijl peilverhogingen direct na maaien kunnen leiden tot toxische concentraties aan ijzer en ammonium, die het herstel van de vegetatie belemmert. Als de vegetatie zich na het maaien door een peilverlaging van ongeveer 15 cm wel kan herstellen, is de biomassagroei vele malen hoger dan in de calciumrijke Stobbenribben, mogelijk omdat een deel van de P in de bodem ondanks de hoge ijzergehalten toch beschikbaar is. De micro-organismen lijken echter sterk P-gelimiteerd. Inundatie met P-rijk water direct na het maaien leidt tot hogere microbiële activiteit en nog hogere toxische concentraties. Belangrijk hierbij is te noemen dat deze uitkomsten zijn gebaseerd op experimentele zomerinundaties. Volgens het nieuwe peilbesluit in het Noorderpark zal het oppervlaktewaterpeil vooral in de winter hoog staan. Wellicht zijn de genoemde negatieve effecten in de winter minder groot, wanneer de temperatuur en dus de microbiële activiteit lager zijn.

Droogte is mogelijk een minder groot probleem dan inundatie in ijzerrijke, kwelgevoede venen met een hoge buffercapaciteit. Extra verzuring door ijzeroxidatie kan hierdoor voldoende gebufferd worden. Door verdroging nemen de P-concentraties in het bodemvocht af, en de vitaliteit van het in de Oostelijke Binnepolder Tienhoven aanwezige Reuzepuntmos kan zich herstellen bij een hieropvolgende natte periode. Isolatie en een flexibel peilregime waarbinnen een marge wordt gehanteerd tussen +15cm en -15 cm ten opzichte van het maaiveld, om daarmee de instroom van vervuild oppervlaktewater te reduceren, kan daarom een goed idee zijn, hoewel de eutrofiërende invloed van de landbouwgronden in de eerste plaats verminderd moet worden.

Hierbij moet overigens wel worden vermeld dat de de kolommen afkomstig waren uit een zeer ijzerrijke kwelplek in de Oostelijke Binnepolder Tienhoven, en om die reden niet per definitie representatief zijn voor het hele gebied Noorderpark. Over het algemeen is er in het gebied sprake van lagere ijzergehalten in zowel bodemvocht als in de bodem, dan in de kolommen van dit experiment. Het totale systeem van het Noorderpark is te complex om alleen op basis van dit kolomexperiment algemeen

geldende uitspraken te kunnen doen voor het hele gebied. De bevindingen uit dit experiment geven echter wel degelijk aanleiding voor een waarschuwing met betrekking tot verhoging van de waterstand in de zeer ijzerrijke kwelplekken. Overigens waren zowel de Fe- als de P-gehalten in de bodem van de veenkraggen in de Westbroekse Zodden nog iets hoger dan in de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, dus deze waarschuwing geldt ook voor dit gebied.

8.4.5 Flexibel peil in zwavelrijk veen

In het sulfaatrijke IJperveld kan inundatie ook negatieve gevolgen hebben. De P-concentraties in het bodemvocht kunnen als gevolg van sulfaatreductie bij hoge waterstanden gigantisch toenemen. Dit hoeft voor de snelgroeiende veenmossen (in plaats van schorpioenmossen) geen probleem te zijn, maar ook worden mogelijk toxische concentraties bereikt van sulfide en ammonium, met name als de vegetatie door verstoring (bijvoorbeeld door maaien) onvoldoende hersteld is om veel zuurstof naar het wortelmilieu te sturen. Als de vegetatie wel voldoende hersteld is, neemt de biomassa-productie sterk toe dankzij de hoge P-concentraties en het detoxificeren van de bodem door het toedienen van zuurstof aan de bodem. Dit is wellicht gunstig voor sterke rietgroei, maar niet voor de ontwikkeling van soortenrijke vegetaties die veel licht nodig hebben. Tijdelijke peilverlaging is daarentegen niet echt een probleem. Hierbij worden P-concentraties sterk verlaagd, en de buffercapaciteit is toch al relatief laag in de betreffende veenmosrietlanden. De afsluiting van een deel van het gebied van het nog steeds sterk vervuilde oppervlaktewater is een goed idee.

8.5 Het incubatie-experiment

Dit veenincubatie-experiment is ingezet om te toetsen wat de mogelijke effecten zijn van een lagere waterstand bij een meer flexibel waterpeil, waarbij in eerste instantie de zuurstoftoetreding wordt vergroot, en bij langdurige peilverlaging ook uitdroging met (te) lage vochtgehalten een rol kunnen spelen. Hierbij is voor drie typen veen onderzocht wat de effecten zijn op de snelheid van verzuring, decompositie (veenafbraak) en P- en N-mineralisatie.

8.5.1 Verzuring door peildaling

Door zuurstof-toetreding daalt de pH van de bodem als gevolg van aerobe oxidatieprocessen. Verzuring (afname van de buffercapaciteit) en pH-verlaging treden vooral op in de schorpioenmosvenen, en veel minder in de van nature al zuurdere veenmosvenen. In goed gebufferde en relatief kalkrijke schorpioenmosvenen is de pH-daling overigens niet alarmerend, omdat de daling zeer waarschijnlijk tijdelijk is en weer verdwijnt als de waterstand omhoog gaat. In relatief kalkarme schorpioenmosvenen, zoals in het Kiersche Wiede en de Binnenpolder Tienhoven, kan de pH-daling mogelijk wel een probleem zijn. De schorpioenmossen kunnen tijdelijke pH-waarden rond de 5-5,5 waarschijnlijk wel overleven, maar de vestiging van veenmos wordt bij deze pH wel een stuk gemakkelijker. Peildaling kan dus de overgang naar veenmosdominantie, ten koste van schorpioenmosvegetaties, versterken in minder gebufferde venen.

8.5.2 Verhoogde C-mineralisatie door peildaling

In de schorpioenmosvenen leidt zuurstoftoetreding conform de verwachting tot een duidelijke verhoging van de bodemrespiratie. Dit betekent dat afbraakprocessen worden gestimuleerd onder zuurstofrijke condities, en lage waterstanden kunnen leiden tot versnelde veenafbraak en CO₂ verliezen. In veenmosveen was dit opvallend

genoeg niet het geval. Dit verschil tussen schorpioenmosveen en veenmosveen kan te maken hebben met verschillende typen remming van de afbraakprocessen. In schorpioenmosveen lijkt vooral remming van veenafbraak door gebrek aan zuurstof van belang te zijn, terwijl in veenmosveen ook remming door hoge polyfenolconcentraties een rol lijkt te spelen (Freeman *et al.*, 1993; 2004; Fenner & Freeman, 2011). Dit moet verder worden uitgezocht. Bij verdere uitdroging blijft de respiratie relatief hoog, hoewel de toename ten opzichte van de anaerobe beginsituatie minder groot is dan onder zuurstofrijke vochtige condities. Dit kan komen doordat de microbiële massa afneemt als gevolg van vochtgebrek, en/of doordat de activiteit van fenoloxidasen (microbiële enzymen betrokken bij de afbraak van fenolen) afneemt bij vochtgebrek. Wel leidt uitdroging tot verhoogde DOC-concentraties.

8.5.3 Verhoogde N-mineralisatie door peildaling

Ook bij de N-mineralisatie zijn er grote verschillen tussen schorpioenmosveen en veenmosveen. Onder de normale zuurstofarme veldcondities is de netto N-mineralisatie in het schorpioenmosveen lager dan in het veenmosveen, ondanks de hogere geschatte bruto N-mineralisatie. Dit lijkt vooral te komen door een hogere microbiële N-immobilisatie (opname) in schorpioenmosvenen. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat basenrijke bodems meer bacteriën bevatten, die een hogere N-behoefte hebben, terwijl basenarme bodems vooral veel schimmels bevatten. De N-immobilisatie blijft in schorpioenmosvenen ook onder zuurstofrijke condities relatief hoog.

Naast deze initiële verschillen in N-immobilisatie en netto N-mineralisatie tussen schorpioenmosvenen en veenmosvenen blijkt ook de respons op zuurstoftoetreding verschillend te zijn. In schorpioenmosveen is de afbraaksnelheid onder anaerobe condities waarschijnlijk hoofdzakelijk geremd door gebrek aan zuurstof. Bij zuurstoftoetreding laten zowel respiratie, de geschatte bruto N-mineralisatie en de netto N-mineralisatie een duidelijke verhoging zien. In veenmosveen nemen de respiratie, bruto en netto N-mineralisatie echter niet toe na zuurstoftoetreding. Dit komt mogelijk doordat de afbraak in veenmosveen niet alleen geremd kan worden door het gebrek aan zuurstof, maar ook door hoge fenolconcentraties, zoals in de vorige paragraaf is beschreven.

De combinatie van hoge microbiële N-behoefte en sterke remming van de afbraak leidt onder natuurlijke natte en zuurstofarme condities tot relatief lage N-beschikbaarheden in schorpioenmosvenen t.o.v. veenmosvenen. Bij verlaging van de waterstand, waarbij zuurstof toetreedt, blijft de microbiële N-immobilisatie onveranderd hoog, maar de bruto N-mineralisatie neemt sterk toe. Dit komt waarschijnlijk doordat fenoloxidase en andere afbraakenzymen minder geremd worden in de schorpioenmos- dan veenmosvenen. Hierdoor neemt ook de netto N-mineralisatie bij verdroging in schorpioenmosveen sterk toe. De N-beschikbaarheid in schorpioenmosveen is dus van nature relatief laag, maar deze venen zijn wel zeer gevoelig voor verhoogde zuurstoftoetreding als gevolg van lagere waterstanden, waarbij de N-beschikbaarheid voor planten toeneemt. Ondanks het feit dat het in trilvenen gaat om P-gelimiteerde systemen, kan een verhoogde N-beschikbaarheid leiden tot dominantie door grassen (Cusell *et al.*, 2014).

In veenmosveen neemt de netto N-mineralisatie echter niet toe bij verdroging. De netto N-mineralisatie is onder zuurstofarme condities al redelijk hoog, als gevolg van de lage microbiële immobilisatie. Bovendien wordt de afbraaksnelheid hier niet veel hoger bij zuurstoftoetreding. Dit komt mogelijk doordat hoge polyfenolconcentraties nog steeds remmend werken. Dit betekent dus dat een verlaging van de waterstand niet zo veel gevolgen heeft voor de N-beschikbaarheid in veenmosvenen. Verhoogde stikstofdepositie zal hier een grotere rol spelen in de N-beschikbaarheid.

8.5.4 Veranderingen in de P-beschikbaarheid door peildaling

De netto P-mobilisatie lijkt in zowel schorpioenmosveen als veenmosveen van nature vrij laag. Dit komt waarschijnlijk doordat het vrijgekomen fosfor wordt gebonden aan calcium en/of ijzer. Het effect van zuurstoftoetreding zelf was gering, en lijkt vooral tot iets sterkere P-immobilisatie te leiden, door oxidatie van ijzer en de versterking van de redoxgevoelige P-binding. Sterke uitdroging met vochttekorten, zoals bij langdurig verlaagde waterstanden kan optreden, is echter wel een groot probleem, omdat de P-beschikbaarheid dan sterk toeneemt. Daarnaast heeft dit ook directe negatieve effecten op schorpioenmossen (zie hoofdstuk 4). De toegenomen P-beschikbaarheid zou kunnen komen door microbiële sterfte, maar ook door een verschuiving in de microbiële samenstelling. Anders dan voor N, lijken voor wat betreft P-beschikbaarheid betrekkelijk weinig verschillen te bestaan tussen schorpioenmos- en veenmosvenen.

8.5.5 Implicaties voor het beheer

Tijdelijke verlaging van de waterstand bij een meer flexibel peilbeheer leidt in eerste instantie vooral tot een betere zuurstofindringing in het veen. Dit is vooral voor schorpioenmosvenen ongunstig. De geringe daling van de pH onder zuurstofrijke condities is in goed gebufferde venen met een hoog calciumgehalte wellicht een minder groot probleem, en waarschijnlijk maar tijdelijk. In zwakker gebufferde schorpioenmosvenen kunnen de omstandigheden echter tijdelijk gunstig worden voor vestiging van veenmos door een sterke pH-daling, en zijn deze daarmee zeer onwenselijk. Daarnaast leidt een verlaging van de waterstand in het schorpioenmosveen tot verhoogde veenafbraak en N-beschikbaarheid. Peilverlaging is daarmee ongunstig voor schorpioenmosvegetaties, maar het effect is wel afhankelijk van de mate van buffering.

Voor veenmosvenen heeft tijdelijke verlaging van de waterstand en verhoogde zuurstoftoevoer minder effect, en hoeft er dus minder gevreesd te worden voor negatieve effecten. De pH-daling als gevolg van oxidatie is nihil, omdat deze bodems van nature al zuur zijn. Ook nemen de veenafbraak en netto N-mineralisatie bij zuurstoftoetreding niet toe. Langdurig verlaagde waterstanden en uitdroging vormen wel een probleem, door de hoge P-mobilisatie en DOC-productie, naast directe effecten op de vegetatie.

8.6 De praktijkproef met zomerinundaties in de Wieden

Dit experiment is de zeer gewenste voortzetting van de praktijkproef uit Cusell *et al.* (2013a), waarbij het Kiersche Wiede in de winter een week lang ondiep onder water werd gezet (ca. 10 cm) om te testen in welke mate de buffercapaciteit van de venen door inundatie zou verbeteren. Uit dit experiment kwam naar voren dat inundatie in de winter weinig effectief was om de buffercapaciteit te verbeteren door lage infiltratie in het waterverzadigde veen, en dat inundatie in de zomer mogelijk een beter alternatief zou zijn. Deze beheersoptie is binnen het huidige onderzoek getest. De winterinundaties uit voorgaand onderzoek (Cusell *et al.*, 2013a) zijn vergeleken met nieuwe metingen uit nieuwe experimenten in de zomer van 2013 en van 2014. Het hoofddoel van deze proeven was om inzicht te krijgen in de effectiviteit van korte (2 weken) zomerinundaties versus korte winterinundaties. Het gaat hierbij om het testen van eventuele verhoging van de basenrijkdom in de bovenste 10 cm van veenkraggen die vastzitten aan de zandondergrond, en om die reden niet meedrijven. Voor meedrijvende kraggen was al aangetoond dat inundatie veel moeilijker te realiseren is (Cusell *et al.*, 2013a; 2015).

8.6.1 Verhoging van de buffercapaciteit

Ondiepe inundatie met basenrijk (en schoon) oppervlaktewater in de zomer lijkt de buffercapaciteit structureel te kunnen verhogen in laagvenen. Dit is met name het geval in de basenrijke trilvenen. Niet alleen de aanrijking van bicarbonaat is hierbij van belang, maar ook de aanrijking van Ca vanuit het inundatiewater, aangezien ook de hoeveelheid Ca aan het adsorptiecomplex bepalend is voor het zuurbufferend vermogen van veenkraggen tijdens tijdelijke daling van het peil, wanneer bicarbonaat voor een groot deel geconsumeerd wordt.

Inundatie in de zomer is voor de verhoging van de buffercapaciteit aanmerkelijk effectiever dan in de winter. In de winter trad alleen verhoging van de buffercapaciteit op wanneer de waterstand in het veen van tevoren erg laag was, als gevolg van langdurige droogte. In de zomer leidde inundatie altijd tot verhoging van de buffercapaciteit, tenminste in de basenrijke trilveenlocaties met Rood schorpioenmos en Gewoon puntmos. De sterkere aanrijking met zowel Ca als alkaliniteit als gevolg van inundatie wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een hogere daadwerkelijke infiltratie van het inundatiewater in de zomer, omdat de veenbodem minder waterverzadigd is dan in de winter als gevolg van de hogere verdamping. Ook zullen, als gevolg van de hogere temperatuur, reductieprocessen sneller plaatsvinden in de zomer, waardoor de interne alkalinisatie door anaerobe reductieprocessen sneller verloopt. Dit laatste leidt waarschijnlijk echter slechts tot een tijdelijke verhoging van de buffercapaciteit in de periode van inundatie.

Verhoging van de buffercapaciteit door middel van zomerinundatie vond alleen plaats op de lokaties met schorpioenmos en puntmos. Op de lokaties met veenmos bleef deze in het bodemvocht onveranderd laag, doordat Ca^{2+} uit het bovenstaande inundatiewater werd uitgewisseld voor H^+ (van Wirdum, 1991; Kooijman & Bakker, 1994; Schouwenberg, 1994; Schouwenberg & van Wirdum, 1998; Paulissen *et al.*, 2004). Zomerinundaties met basenrijk water lijken dus alleen een noemenswaardige bijdrage te leveren op de plekken die nog relatief basenrijk zijn. Wanneer veenmossen zich eenmaal hebben weten te vestigen is verhoging van de buffercapaciteit veel moeilijker, omdat de veenmosvegetaties hoger in het veen liggen en minder vaak oversroomd zullen raken, en actief hun omgeving kunnen verzuring zoals hierboven beschreven. Dit betekent dus dat het makkelijker is om veenmosdominantie in trilvenen te voorkomen dan ze te bestrijden. Er is echter ook praktijkervaring met inunderen van veenmossen met oppervlaktewater in de Wieden, waarbij is geconstateerd dat de veenmossen afsterven in plaats van overleven. In dit onderzoeksgedeelte ging het om Gewoon veenmos (*Sphagnum palustre*), wellicht speelt de veenmossoort hierin een belangrijke rol.

De uitkomsten betekenen in concrete zin dat zomerinundaties vooral geschikt zijn als maatregel voor de bestaande basenrijke schorpioenmosplekken die behouden of uitgebreid moeten worden. De verhoging van de buffercapaciteit door zomerinundatie maakt deze lokaties ook tijdens perioden met lagere waterstanden minder vatbaar voor verzuring en veenmosontwikkeling. In het geval van het graven van greppels om overstroming met basenrijk water te bevorderen dient hier dan ook rekening mee te worden gehouden. Deze greppels kunnen het beste worden gegraven temidden van de plekken waar nog schorpioenmos aanwezig is. Ook langs de randzone van de overgang van schorpioenmos naar veenmos kan basenaanreiking vanuit oppervlaktewater nog heel effectief zijn, omdat schorpioenmos zich nog wel kan uitbreiden ten koste van beginnende veenmosvegetatie, zoals gebleken in de Stobbenribben (Cusell *et al.*, 2013a). Op de plekken waar veenmossen zich reeds uitgebreid hebben kunnen vestigen en de basenrijke soorten verdwenen zijn, is het moeilijker om de buffercapaciteit met behulp van greppels en lokale inundatie te verbeteren. Aan de andere kant kunnen hiermee mogelijk wel zwakgebufferde standplaatsen in stand worden gehouden, zoals het verlande meertje met het recent opnieuw in Nederland gevonden Grootbladig puntmos (*Calliergon megalophyllum*) in de Brouwersgaten (de Wieden).

8.6.2 Verhoging van nutriëntbeschikbaarheid?

Externe P-eutrofiëring als gevolg van ondiepe inundatie lijkt geen probleem te zijn op de onderzoekslocatie in het Kiersche Wiede, omdat in zowel de winter als de zomer de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater relatief laag zijn. Ook interne P-mobilisatie als gevolg van ijzerreductie lijkt bij tijdelijke, ondiepe zomerinundatie geen noemenswaardige rol te spelen, hoewel dit bij langdurige inundatie wel een probleem kan vormen (Cusell *et al.*, 2013). Externe aanrijking met NH_4 was, vanwege de hogere concentraties in het oppervlaktewater dat uit de nabijgelegen sloot werd gepompt, wel hoger in de zomer, maar de concentraties bleven zo laag dat er van ammoniumtoxiciteit of N-eutrofiëring geen sprake kan zijn geweest. In gebieden met een slechtere waterkwaliteit speelt het risico op eutrofiëring wel een belangrijke rol bij zomerinundatie.

8.7 De rol van Ca en Fe bij de P-beschikbaarheid in basenrijke venen

In dit deelonderzoek is nader ingezoomd op basenrijke trilvenen. Deze zijn in Nederland zeer zeldzaam geworden, maar vertegenwoordigen wel een zeer belangrijk deel van de biodiversiteit in het laagveenlandschap. Basenrijke trilvenen kunnen zowel kalkrijk als ijzerrijk zijn. Deze kalkrijke en ijzerrijke venen bevatten niet alleen verschillende schorpioenmossoorten, maar lijken ook te verschillen in P-beschikbaarheid (Cusell *et al.*, 2014b), wat mogelijk gevolgen heeft voor de effecten van een meer flexibel peilbeheer. Deze mogelijke verschillen zijn nader onderzocht in zowel Nederland als in het veel minder vervuilde midden-Zweden, met in ieder land vier verschillende locaties voor Rood, Groen en Geel schorpioenmos.

8.7.1 Verschillen tussen Rood, Groen en Geel schorpioenmos

De resultaten van dit onderzoek bevestigen dat Rood en Groen schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides* en *S. cossoni*) vooral in kalkrijke venen voorkomen, en Geel schorpioenmos (*Hamatocaulis vernicosus*) vooral in relatief ijzerrijke venen. Dit is in overeenstemming met de verwachtingen op grond van de studies van Hedenäs (1989), Hedenäs & Kooijman, (1996), Hedenäs & Eldenäs (2008), Stechova *et al.* (2008) en Pawlikowski *et al.* (2013).

Er is echter een zekere mate van overlap. Zo kunnen Rood en Groen schorpioenmos ook voorkomen in relatief ijzerrijke venen, zoals Rood schorpioenmos in de Binnenveld Tienhoven, al gaat het hier om de laatste vierkante centimeters in het Vechtplassengebied. Ook de standplaats met Groen schorpioenmos in de Veerslootlanden is behoorlijk ijzerrijk, vooral op de plek waar het ijzerrijke kwelwater uit de sloot wordt opgepompt. Rood en Groen schorpioenmos zullen de meest extreme ijzerrijke bronmilieus echter zoveel mogelijk vermijden. In Zweden was er een duidelijke differentiatie tussen kalkrijke bronnen met Rood en Groen schorpioenmos, en ijzerrijke bronnen met Geel schorpioenmos. Zoals vermeld, lijkt Geel schorpioenmos een voorkeur te hebben voor ijzerrijke standplaatsen, of deze het beste te tolereren. De soort kan echter ook voorkomen op ijzerarme locaties, die dan meestal wel relatief kalkarm en voedselrijk zijn. Geel schorpioenmos komt voor zover bekend niet voor op zeer kalkrijke standplaatsen (Hedenäs & Kooijman, 1996).

De schorpioenmosstandplaatsen verschillen ook in trofiegraad. Rood en Groen schorpioenmos lijken gebonden aan P-arme condities, wat onder meer tot uiting komt in de lagere P-gehalten en hoge N:P ratio's in de bovengrondse biomassa van de begeleidende vaatplanten. Geel schorpioenmos komt daarentegen voor op relatief P-rijke locaties, met hoge P-gehalten en lage N:P ratio's in de bovengrondse vegetatie.

Dit komt overeen met het eerder uitgevoerde bemestingsexperiment voor de drie soorten (Cusell *et al.*, 2014b).

8.7.2 Verschillen tussen Nederlandse en Zweedse schorpioenmosvenen

Er zijn duidelijke overeenkomsten tussen de Nederlandse en Zweedse schorpioenmosvenen, maar ook duidelijke verschillen. De Nederlandse venen staan er op verschillende punten minder goed voor.

De Nederlandse venen worden gekenmerkt door meer eutrafente soorten vaatplanten en mossen. In de Zweedse venen zijn boreale soorten aangetroffen die hier niet voorkomen, maar ook soorten die hier zeer zeldzaam of uitgestorven zijn. De bovengrondse biomassa van de vaatplanten is meer dan twee keer zo hoog in de Nederlandse schorpioenmosvenen dan in de Zweedse, zelfs al is de biomassa voor Nederlandse begrippen relatief laag. Dit heeft ten dele te maken met het langere groeiseizoen, maar waarschijnlijk ook met de hogere algemene beschikbaarheid van nutriënten, door eutrofiëring van het oppervlaktewater en hogere atmosferische depositie van stikstof.

In de Nederlandse venen is het EGV van het bodemvocht ruim anderhalf keer zo hoog als in Zweden, vooral dankzij hogere concentraties aan Na, Cl en in mindere mate SO_4 . Het bufferend vermogen en Ca-concentraties in het bodemvocht zijn echter min of meer vergelijkbaar, vermoedelijk omdat dit een belangrijke standplaatsfactor is voor de drie schorpioenmossen. Wel is de pH in Nederland significant lager dan in Zweden, waarschijnlijk als gevolg van de hoge atmosferische depositie (Kooijman, 2012). Dit betekent dat er in Nederland een grotere aanvoer van basenrijk water nodig is dan in Zweden om een gunstige staat van instandhouding van de schorpioenmossen en basenrijke trilvenen te behouden, omdat de pH eerder ongunstig zal worden.

Hoewel de soortensamenstelling van de vegetatie en de hogere biomassa dit wel suggereren, is het op grond van eenmalige metingen van nutrientconcentraties in het bodemvocht niet mogelijk om aan te geven of de Nederlandse schorpioenmosvenen meer eutroof zijn dan de Zweedse. Wat betreft de totale hoeveelheden N en P in de bodem zijn de landen in elk geval niet significant verschillend, hoewel hogere P-gehalten in Nederland vaker voorkomen. Wel zijn er duidelijke verschillen in nutrientbeschikbaarheid tussen de drie schorpioenmossoorten, en tussen kalkrijke en ijzerrijke bodems, maar hierin zijn de landen redelijk consistent.

8.7.3 Hogere P-beschikbaarheid in ijzerrijke bodems

Doordat Fe-rijk veen in staat is om grote hoeveelheden P te binden aan amorf ijzer, is de uitspoeling zeer gering. In de Nederlandse en Zweedse schorpioenmosvenen neemt de totale hoeveelheid P in de bodem inderdaad toe met het ijzergehalte, net als de minerale P-fractie, de ijzergebonden en de complexgebonden P, en de o- PO_4 concentraties in het bodemvocht. Met name de geschatte complexgebonden P-fractie, zwak gebonden aan complexen van Fe-OM, liet een stijging zien tot 20-30% van de totale hoeveelheid P in ijzerrijke bodem.

Ook de P-gehalten van de bovengrondse biomassa nemen toe en de N:P ratio's nemen af in ijzerrijke bodem, wat overeenkomt met de patronen in de venen van Oost-Polen (Pawlikowski *et al.*, 2013). In de ijzerame, kalkrijke venen ligt de N:P ratio boven de 20 wat wijst op P-limitatie (Koerselman & Meuleman, 1996; Güsewell, 2004). In de ijzerrijke venen zakt de N:P ratio naar waarden onder de 15, wat aangeeft dat P niet langer een beperkende factor is.

De bovengrondse biomassa vertoont alleen een positieve correlatie met ijzerrijkdom van de bodem in de min of meer natuurlijke midden-Zweedse referentievenen. Hier is ook de correlatie tussen biomassa en kalkrijkdom van de bodem significant, maar dan in negatieve zin: hoe meer kalk, hoe minder biomassa. In de Nederlandse schorpioenmosvenen is de relatie tussen biomassa en ijzerrijkdom of kalkrijkdom in de

bodem echter niet (meer) significant. De biomassaproductie is in Nederland sowieso hoger dan in de Zweedse venen, waarschijnlijk vooral vanwege de langere duur van het groeizeizoen. Wel laten, zoals boven vermeld, de P-gehalten van de vegetatie en de N:P ratio's zien dat ook in Nederland P in ijzerrijke venen in ruimere mate aanwezig is dan in Ca-rijke venen. Deze ijzerrijke zijn dan ook minder gevoelig voor P-verrijking, wat ook blijkt uit bemestingsproeven, maar des te gevoeliger voor N-verrijking (Cusell *et al.*, 2014).

8.7.4 Implicaties voor flexibel peilbeheer

Hoewel een meer flexibel peilbeheer in dit deel van het onderzoek niet expliciet is meegenomen, zijn de resultaten wel degelijk relevant. IJzerrijke venen zijn gevoeliger voor waterstandsfluctuaties dan kalkrijke venen, omdat Fe wel verschillende redoxtoestanden kent, en Ca niet. Nu blijkt dat er ook verschillen zijn in P-huishouding tussen kalkrijke en ijzerrijke venen, wordt dit verschil in gevoeligheid extra belangrijk, met name bij hoge waterstanden.

In ijzerrijke venen kunnen hoge waterstanden leiden tot sterke reductie van ijzer, waardoor de binding van P verzwakt wordt, en de P-beschikbaarheid wordt verhoogd. Dit geldt des te meer aangezien hoge Fe-beschikbaarheid ook zorgt voor een grote P-opslag. In kalkrijke venen treedt bij hoge waterstanden ook ijzerreductie op, waardoor fosfaatconcentraties kunnen stijgen, maar de hoeveelheid Fe-gebonden P is in veel gevallen lager. In Cusell *et al.* (2013) trad inderdaad geen P-mobilisatie op bij hoge waterstanden in het relatief kalkrijke en P-arme veen met Rood schorpioenmos, maar wel in het relatief P-rijke veen met Geel schorpioenmos. In hoofdstuk 4 van dit rapport leiden hoge waterstanden in het ijzerrijke veen bovendien tot toxische ijzerconcentraties en hoge P-mobilisatie als de vegetatie zich nog niet goed ontwikkeld heeft, met name als er ook nog P wordt toegevoegd. Als de vegetatie zich wel goed heeft kunnen ontwikkelen, kunnen hoge waterstanden leiden tot verhoogde biomassaproductie en opname van P, met name als er P wordt toegevoegd. In het kalkrijke, ijzerarme veen speelt dit allemaal veel minder. De bovengrondse biomassa is hier sowieso lager dan in het ijzerrijke veen, en de N:P ratio hoger, maar ook de effecten van waterstandsfluctuaties zijn veel kleiner.

9 Synthese en aanbevelingen

9.1 Aanleiding en doel van het onderzoek

Dit kennisoverzicht over peilfluctuaties in het laagveenlandschap (Fase 2) is opgesteld in opdracht van de Directie Kennis (Ministerie van LNV/ELI) in het kader van het kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN). Het onderzoekprogramma is gebaseerd op verschillende bestaande vraagstukken met het oog op de realisatie van Natura 2000-doelen in het Nederlands laagveenlandschap. In de eerste fase van dit onderzoeksprogramma is een literatuurstudie uitgevoerd, om de potentiële voor- en nadelen van een meer natuurlijk peilbeheer voor de natuurkwaliteit van laagveen- en zeekleilandschappen beter in beeld te brengen (Mettrop *et al.*, 2012). De huidige rapportage vormt de tweede fase van het project, waarin specifieke onderzoeksvragen zijn getoetst aan de hand van veldstudies en experimenten op verschillende schaalniveaus.

Het doel van het huidige onderzoek is het in beeld brengen van de voor- en nadelen van een meer natuurlijk peilbeheer voor de natuurkwaliteit van het laagveenlandschap in gebieden met verschillende geohydrologische setting en daaruit voortkomende biogeochemische verschillen. Dit is nodig om een goede afweging te kunnen maken voor beheer en beleid in de praktijk voor deze laagveengebieden met betrekking tot de verschillende habitattypen. Als gevolg van intensieve regulering van de waterstand in regio's met zowel veengebieden als landbouw is er niet of nauwelijks meer sprake van fluctuaties in het waterpeil van het oppervlaktewater, terwijl peilfluctuaties hier mogelijk juist van waarde zijn om de negatieve effecten van verzuring, eutrofiëring en toxiciteit te reduceren. Het hoofddoel van dit onderzoek was daarom het inzichtelijk maken van de mogelijke voor- en nadelen van herinvoering van een fluctuerend waterpeil als maatregel om doelvegetaties te behouden in verschillende typen venen, waarbij met name het habitatype basenrijke trilvenen centraal stond.

De aquatische habitattypen kranswierwateren (H3140) en meren met krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150) zijn onderzocht in de gebiedsanalyse (H2) en het onderzoek naar redoxcondities op verschillende bodemdiepten (H3), voor zover aanwezig in de deelgebieden met en zonder flexibel peil. Basenrijke trilvenen (H7140A) vormen een centraal onderdeel van het onderzoek, omdat deze een belangrijk deel van de biodiversiteit in het laagveenlandschap vertegenwoordigen, en gevoeliger zijn voor veranderingen in het waterpeil dan andere habitattypen. Basenrijke trilvenen zijn meegenomen in de gebiedsanalyse (H2), het redoxonderzoek (H3), de kolomproef (H4), het verdrogingsexperiment (H5), de praktijkproef zomerinundatie (H6) en het onderzoek naar kalkrijke en ijzerrijke venen (H7). Ook de veenmosrietlanden (H7140B) hebben een centrale plek in het onderzoek. De mogelijke effecten van flexibel peil op de veenmosrietlanden zijn nader onderzocht in de gebiedsanalyse (H2), het redoxonderzoek (H3), de kolomproef (H4), het verdrogingsexperiment (H5) en de praktijkproef zomerinundatie (H6). Aan de laagveenheides (H4010B) is wat minder aandacht besteed, omdat deze minder gevoelig zijn gebleken voor peilfluctuaties dan de andere habitattypen. De laagveenheides zijn onderzocht in de gebiedsanalyse (H2) en het redoxonderzoek (H2). In de praktijkproef zomerinundatie (H6) zijn ze niet opgenomen, in tegenstelling tot de eerdere experimenten, omdat hier niet of nauwelijks effecten optraden.

Dit onderzoek van de tweede fase heeft zich geconcentreerd rond drie geohydrologisch en biogeochemisch verschillende gebieden, die karakteristiek zijn voor de Nederlandse laagveengebieden als geheel:

- (1) De Weerribben-Wieden, die gevoed worden door relatief kalkrijk oppervlaktewater, maar waar kwel van ijzerrijk grondwater geen rol van betekenis speelt en de aanwezigheid van zwavel relatief beperkt is;
- (2) Het Oostelijke Vechtplassengebied, waar kwel van kalkhoudend en ijzerrijk water een belangrijke rol speelt, maar waar de aanwezigheid van zwavel beperkt is;
- (3) Het IJperveld, waar geen kwel voorkomt, de kalk- en ijzerrijkdom van het veen betrekkelijk laag zijn, maar waar hoge zwavelconcentraties wel een belangrijke rol spelen.

9.2 Invloed van flexibel peil op de N2000-habitattypen

9.2.1 Kranswierwateren (H3140) en krabbenscheervegetaties (H3150)

Voor de aquatische habitattypen lijkt het effect van flexibel peil vooral beperkt tot het effect van isolatie van de deelgebieden met een flexibel peilbeheer ten opzichte van het oppervlaktewaterstelsel. Hierdoor neemt in zowel de Wieden, de Westbroekse Zodden als het IJperveld de buffercapaciteit van het oppervlaktewater en het bodemvocht af, in zowel kranswierwateren als krabbenscheervegetaties. In de kranswierwateren lijkt de buffercapaciteit in de geïsoleerde gebieden met flexibel peil in de Wieden en het IJperveld nog hoog genoeg, maar in de Westbroekse Zodden wordt deze aan de lage kant.

Met name in de afgesloten gebieden met flexibel peil, blijft dit in het gehele Noorderpark een zorg. Maar in het geval een flexibel peilbeheer in het Noorderpark gebiedsbreed wordt uitgevoerd, zullen deze effecten van isolatie niet optreden. Wellicht kan door invoering van een flexibel peilbeheer juist veel meer basenrijk water met een kwel-oorsprong in de gehele polder terecht komen. Nu komt dat kwelwater eigenlijk maar op een paar plekken terecht en wordt het direct via de hoofdvaarten afgevoerd, zonder dat het in de meer geïsoleerde petgaten terecht komt. Door middel van een flexibel peilbeheer in combinatie met andere hydrologische maatregelen kan hier wellicht verandering in worden gebracht.

Voor kranswierwateren (H3140) en meren met krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150) is het effect van een lage waterstand waarschijnlijk betrekkelijk gering, in ieder geval in de Wieden-Weerribben, waar de waterstand normaal gesproken niet onder de -83 cm NAP zal zakken. Zelfs bij waterstanden van -93 cm NAP, zoals ooit voorgesteld in het plan voor een meer flexibel peil, zullen de onderwaterbodems niet op grote schaal droogvallen. Wel kan het doorzicht naar de bodem verbeteren bij een lagere waterkolom als het water troebel is, maar dat is hier niet onderzocht. Voor de aquatische habitattypen is het effect van nutriënt en basenbelastingen op lokaal niveau (i.p.v. concentraties) van groot belang en wat er met die belastingen gaat gebeuren als gevolg van het invoeren van een flexibel peilbeheer is vooralsnog onbekend.

In de aquatische habitattypen in P- en S-rijke gebieden zoals het IJperveld lijkt afsluiting van een deel van het gebied van het sterk vervuilde oppervlaktewater een goed idee. De oeverzones blijven ook bij een flexibel peilbeheer permanent aeroob in de toplaag. De afsluiting zorgt bovendien waarschijnlijk voor een verbetering van de waterkwaliteit. Ondanks de verbetering van het oppervlaktewater in midden Noord-Holland de afgelopen 50 jaar, is de belasting met fosfaat en ammonium nog steeds te groot, als gevolg van de toegenomen bemesting na 1945, het open contact met het Noord-Hollands kanaal en de afwatering van de aangrenzende droogmakerijen.

9.2.2 Basenrijke trilvenen (H7140A)

Ook in de basenrijke trilvenen leidt sterkere isolatie van het gebied met flexibel peil tot een lagere buffercapaciteit. In het gebied met flexibel peil in de Wieden zijn de Ca-concentraties in oppervlaktewater en bodemvocht nog net voldoende om basenrijke trilvenen in stand te houden, maar het is al aan de lage kant. In Cusell *et al.* (2013a) wordt minstens de dubbele concentratie aanbevolen.

De directe effecten van waterstandsfluctuaties op biogeochemische processen en vegetatie-ontwikkeling in trilvenen bleken in hoge mate afhankelijk van de bodemchemische samenstelling. Om die reden is het belangrijk om een onderscheid te maken tussen Ca-rijke en Fe-rijke trilvenen.

Verhoogde waterstanden in Ca-rijke trilvenen

Een meer flexibel peilbeheer kan voor calcium-rijke trilvenen tot op zekere hoogte zeker gunstig zijn. De basenrijke trilvenen in de Weerribben-Wieden profiteren duidelijk van inundatie met schoon en basenrijk oppervlaktewater. Aangezien in dit gebied kalkrijke kwel geen rol van betekenis speelt, is de aanvoer van kalkrijk oppervlaktewater essentieel. Hierbij is het van groot belang dat het basenrijke water bij hoge waterstanden in de boezem het trilveen ook daadwerkelijk bereikt, en vervolgens ook echt in de bodem kan infiltreren. In de kolomproef met mini-ecosystemen uit de Stobbenribben werd de buffercapaciteit duidelijk verhoogd door voldoende infiltratie, niet alleen tijdelijk door verhoogde alkalinisering, maar ook permanent door de aanvoer van calcium- en bicarbonaatrijk water. Toxische concentraties aan ijzer, ammonium en/of sulfide, een probleem in ijzerrijke en sulfaatrijke venen, traden hier niet op, omdat de Wieden-Weerribben relatief ijzer- en sulfaatarm zijn.

Naast de kolomproeven zijn in twee opeenvolgende jaren grootschalige veldexperimenten uitgevoerd in de Wieden, waarbij waterstanden in oppervlaktewater gedurende twee weken zijn verhoogd (+15 cm) in de zomer. De resultaten voor zowel basenrijke vegetatietypen als voor *Sphagnum*-vegetatie zijn vergeleken met de resultaten van voorgaande drie jaren van winterinundatie in hetzelfde gebied. Waar winterinundatie geen uitwerking had (Cusell *et al.*, 2013a), bleek tijdelijke inundatie in de zomer inderdaad te leiden tot een hogere zuur neutraliserende capaciteit (ZNC) op plekken met karakteristieke schorpioenmos-vegetatie. Niet alleen infiltratie van basenrijk oppervlaktewater was hoger vanwege hogere evapotranspiratie in de veenkragge. Ook was er sprake van een hogere interne alkaliniteitsproductie onder anaerobe omstandigheden bij een hogere temperatuur in de zomer. Daarbij komt nog dat in de zomer de Ca-concentraties van het oppervlaktewater in het centrale deel van het gebied hoger zijn (Cusell *et al.*, 2013).

Bij inundatie is het wel essentieel dat de P-concentraties in het oppervlaktewater laag zijn, hoewel bij inundatie met P-rijk water een groot deel van de P in de bodem lijkt te worden opgenomen. De interne mobilisatie van P lijkt in de Weerribben-Wieden relatief gering te zijn, waarschijnlijk omdat de totale hoeveelheid P relatief laag is, en omdat calciumgebonden P niet redoxgevoelig is, en ijzergebonden P wel. Bij de aanvoer van P-rijk water veranderen de P-gelimiteerde schorpioenmostrilvenen op termijn in eutrofe vegetaties met Gewoon puntmos (Cusell *et al.*, 2014b), die ook nog eens gevoeliger zijn voor de vestiging van snelgroeiende veenmossen (Kooijman & Bakker, 1995; Kooijman & Paulissen, 2006). Het oppervlaktewater in de greppels wordt in de Wieden vrijwel altijd omgeleid vanaf de hoofdwatgangen, om de nutriëntconcentraties onderweg te verlagen. Daarnaast zijn in de Wieden-Weerribben in de afgelopen decennia diverse maatregelen genomen ter verbetering van de waterkwaliteit, zoals verandering van de inlaat van de Friesche Boezem naar het meer van Vollenhove, en verbeterde waterzuivering. Dit heeft geleid tot een afname van de fosfaatconcentraties in de hoofdwaterwegen, hoewel de concentraties aan totaal-P niet veranderden (Cusell *et al.*, 2013a). Deze verbetering van de waterkwaliteit heeft in de Stobbenribben, een van de grootste basenrijke trilvenen in het gebied, in de afgelopen

25 jaar geleid tot uitbreiding van Rood schorpioenmos ten koste van Gewoon puntmos, en een forse afname van de bovengrondse biomassa.

Tijdelijk hoge waterstanden als gevolg van het toestaan van peilfluctuaties lijken dus gunstig voor de biodiversiteit van kalkrijke venen zonder kalkrijke kwel, met name omdat hierdoor basenrijke trilvenen (H7140A) in stand kunnen worden gehouden. Veenmosrietlanden (H7140B) en laagveenheides (H4010B) zullen nauwelijks overstroomd raken, hoewel een deel van de aan basenrijke trilvenen grenzende veenmosvegetaties bij begreppeling of anderszins betere toegang van het basenrijke oppervlaktewater mogelijk nog kunnen worden omgezet in schorpioenmosvegetaties.

Verhoogde waterstanden in Fe-rijke trilvenen

De basenrijke trilvenen zijn de laatste decennia uit het Vechtplassengebied verdwenen (Kooijman & Paulissen, 2006), behalve op twee plekken met sterke kwel in de Binnenpolder Tienhoven. De huidige veenmosrietlanden van de Westbroekse Zodden waren eind jaren 1980 nog basenrijke trilvenen, gedomineerd door Gewoon puntmos, maar ook met een klein beetje Rood schorpioenmos (Kooijman, 1993). Eerdere experimenten hebben aangetoond dat met name de hoge P-beschikbaarheid ervoor heeft gezorgd dat Hakig veenmos (*Sphagnum squarrosum*) zich niet alleen kon vestigen, maar zich ook snel kon uitbreiden en de omgeving verzuren (Kooijman & Bakker, 1994; 1995). Op dit moment zijn de fosfaatconcentraties in het water veel lager dan vroeger als gevolg van alle maatregelen die genomen zijn om de waterkwaliteit te verbeteren.

Voor deze trilvenen in het Noorderpark lijkt inundatie desondanks toch niet erg gunstig, in ieder geval in gebieden met sterke ijzerrijke en basenrijke kwel. Inundatie met oppervlaktewater leidt mogelijk tot verlaging van de buffercapaciteit op deze kwellocaties in plaats van tot verhoging. Verder zijn ijzerrijke venen dikwijls rijker aan P dan kalkrijke venen (Hoofdstuk 7). In dit onderzoek was het totale P-gehalte in de bodem in de monsters afkomstig van ijzerrijke kwelplekken in de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven en de Westbroekse Zodden steeds hoger dan in de Wieden-Weerribben. Dit gold voor de gebiedsanalyse (Hoofdstuk 2), het kolomexperiment (Hoofdstuk 4) en het verdrogingsexperiment (Hoofdstuk 5). Behalve door hoge ijzergehalten kan de totale hoeveelheid P ook hoger zijn door de inbedding van de natuurgebieden binnen het agrarische landschap, waardoor de aanvoer van P wordt verhoogd. Inundatie leidt vervolgens tot hogere P-mobilisatie vanuit deze P-rijke bodem.

Een mogelijk ernstiger probleem bij inundatie in ijzerrijke venen zijn toxische concentraties aan ijzer en ammonium, vooral als de vegetatie zich nog niet goed heeft kunnen ontwikkelen, en de zuurstofvoorziening naar de wortels minder hoog is. In de kolomproef met basenrijk veen uit de Binnenpolder Tienhoven werden toxische concentraties vooral gemeten als de vegetatie zich nog niet voldoende had kunnen ontwikkelen na de winter (Hoofdstuk 4), en de toevoer van zuurstof naar de wortels gering was.

Daarnaast treedt verhoging van de buffercapaciteit bij inundatie met oppervlaktewater maar in beperkte mate op op de plekken met sterke ijzerrijke kwel, waar de laatste stukjes basenrijk trilveen van het Noorderpark te vinden zijn. Hier is de initiële buffercapaciteit in het veen hoger dan in het inundatiewater, mogelijk als gevolg van de sterke aanvoer van grondwater. Bovendien kan de buffercapaciteit van het oppervlaktewater in het gebied met flexibel peil sterk verlagen als gevolg van de afsluiting van de grote watergangen. Het is echter wel erg belangrijk te benoemen dat dit een effect is van isolatie en dus niet van een gebiedsbreed flexibel peilbeheer.

Verlaagde waterstanden in Ca-rijke venen

Verlaagde waterstanden in het oppervlaktewater kunnen leiden tot verlaagde waterstanden in de veenkraggen. Langdurig lage waterstanden (> 7 weken) zijn voor basenrijke trilvenen in de Wieden-Weerribben ongunstig. Lage waterstanden leiden tot aerobe condities, waardoor verzuring optreedt. Deze verzuring is nog wel te weerstaan in Ca-rijke trilvenen, zolang de buffercapaciteit op peil blijft. Bij toetreding van

zuurstof echter wordt ook de N-mineralisatie snelheid sterk verhoogd, waardoor er veel stikstof vrijkomt. Als bij langdurige verdroging ook vochttekort optreedt, kan in kalkrijke venen ook de fosfaatbeschikbaarheid omhoog gaan, waarschijnlijk als gevolg van microbiële sterfte. Naast deze nutriënt-gerelateerde effecten zijn er overige effecten te benoemen, zoals versnelde bodemdaling en droogte-stress voor typische basenrijke soorten (m.n. *Scorpidium* spp.).

Daarnaast is het voor verbetering van de waterkwaliteit vaak niet nodig om minder water in te laten. Een lager waterpeil wordt dikwijls toegepast om minder vervuild water in te hoeven laten, iets wat zeker in het verleden veel voorkwam (Roelofs, 1991). In de Weerribben-Wieden is dit bij de huidige waterkwaliteit in het Vollenhovenmeer echter niet nodig. De bijdrage van inlaatwater aan de P-balans voor het hele gebied is niet meer dan een paar procent (Cusell *et al.*, 2013a). Hoge sulfaatgehalten kunnen in langdurig droge perioden tijdelijk een probleem zijn, maar zijn in feite niet hoger dan die in een aantal van de westelijk gelegen polders. Er is dus voor de Weerribben-Wieden voor wat betreft een gunstige staat van instandhouding voor de natuurkwaliteit geen duidelijke reden meer om het waterpeil langdurig laag te houden.

Verlaagde waterstanden in Fe-rijke venen

In ijzerrijke venen kan de verzuring als gevolg van verlaagde waterstanden sterker zijn, door de extra sterke oxidatie van Fe(II). Als de buffercapaciteit hoog genoeg blijft zijn perioden van droogte niet een groot probleem, zeker in kwelgevoede plekken. Als gevolg van Fe-oxidatie nemen de P-concentraties af, en in ijzerrijke venen is de netto microbiële vrijkomst van P tijdens extreme uitroging ook veel minder sterk dan in Ca-rijke venen, door deze binding van P aan ijzer. Bovendien kan de moslaag kan zich na een droogteperiode redelijk goed herstellen.

Tijdelijk lagere waterstanden of een flexibel peilbeheer om de instroom van vervuild oppervlaktewater te reduceren kan daarom een goed idee zijn, hoewel in de eerste plaats ook de eutrofiërende invloed van de landbouwgronden verder verminderd dient te worden.

Het is hierbij overigens wel belangrijk om te benadrukken dat in de veldsituatie de afstand ten opzichte van de oever van groot belang is, aangezien op lokaties op enkele meters afstand van de oever de invloed van neerslag en verdamping op de grondwaterstand groter is, en de invloed van het oppervlaktewaterpeil aanzienlijk geringer. De negatieve effecten zullen mogelijk in de praktijk dus minder groot uitvallen.

9.2.3 Veenmosrietlanden (H7140B)

In veenmosrietlanden lijkt een flexibel peil in de praktijk geen groot effect te hebben. De geringe invloed van flexibel peilbeheer heeft waarschijnlijk te maken met de relatief geïsoleerde ligging van veenmosrietlanden ten opzichte van grond- en/of oppervlaktewater. De bodem is in de bovenste laag meestal of altijd al aeroob. Schommelingen van 10 cm in het huidige boezempeil dringen slechts in beperkte mate door in het veenmosrietland.

Eventuele inundatie draagt waarschijnlijk maar ten dele bij aan een verhoging van de buffercapaciteit in de wortelzone onder de veenmoslaag. In de kolomproef (Hoofdstuk 4) leidde inundatie van het veenmosrietland uit het Ilperveld wel tot lichte verhoging van de buffercapaciteit, maar dit lijkt weinig perspectieven te bieden als het gaat om het opvangen van de effecten van verzuring als gevolg van stikstofdepositie. Ook is dit niet voldoende om voor gunstige condities voor basenrijke trilveenmossen te zorgen (Hoofdstuk 4). Ondanks de opgetreden verzoeting is het gebied niet geschikt voor habitattypen H7140A, of voor vestiging van soorten die kenmerkend zijn voor trilvenen. Als men echter natuurwinst voor habitattypen H7140B als doel heeft, dan is dit niet van groot belang. Goed ontwikkelde trilveenvegetaties zijn er de laatste eeuw immers nooit geweest. Gewoon veenmos, de dominante mossoort, werd door inundatie niet

negatief beïnvloed. In het veenmosrietland kunnen pH en buffercapaciteit relatief hoog zijn (Hoofdstuk 2), maar toch is Gewoon veenmos de dominante mossoort. Mogelijk ligt dit aan de zeer hoge fosfaatconcentraties, die veenmossen sneller kunnen laten groeien, en kunnen helpen bij het overleven van basenrijke condities (Kooijman & Bakker, 1994; 1995). Op basis van het kolomexperiment is niet geconstateerd dat inundatie met oppervlaktewater kan leiden tot gunstige omstandigheden voor andere mossoorten naast *Sphagnum palustre*, zoals *S. fallax*, *S. squarrosum*, *S. fimbriatum*. Maar om hierover zekere uitspraken te doen moeten er meer (veld)experimenten worden gedaan. Deze typische soorten zijn namelijk binnen de habitattypen systematiek te gebruiken om kwaliteitstoename te beoordelen.

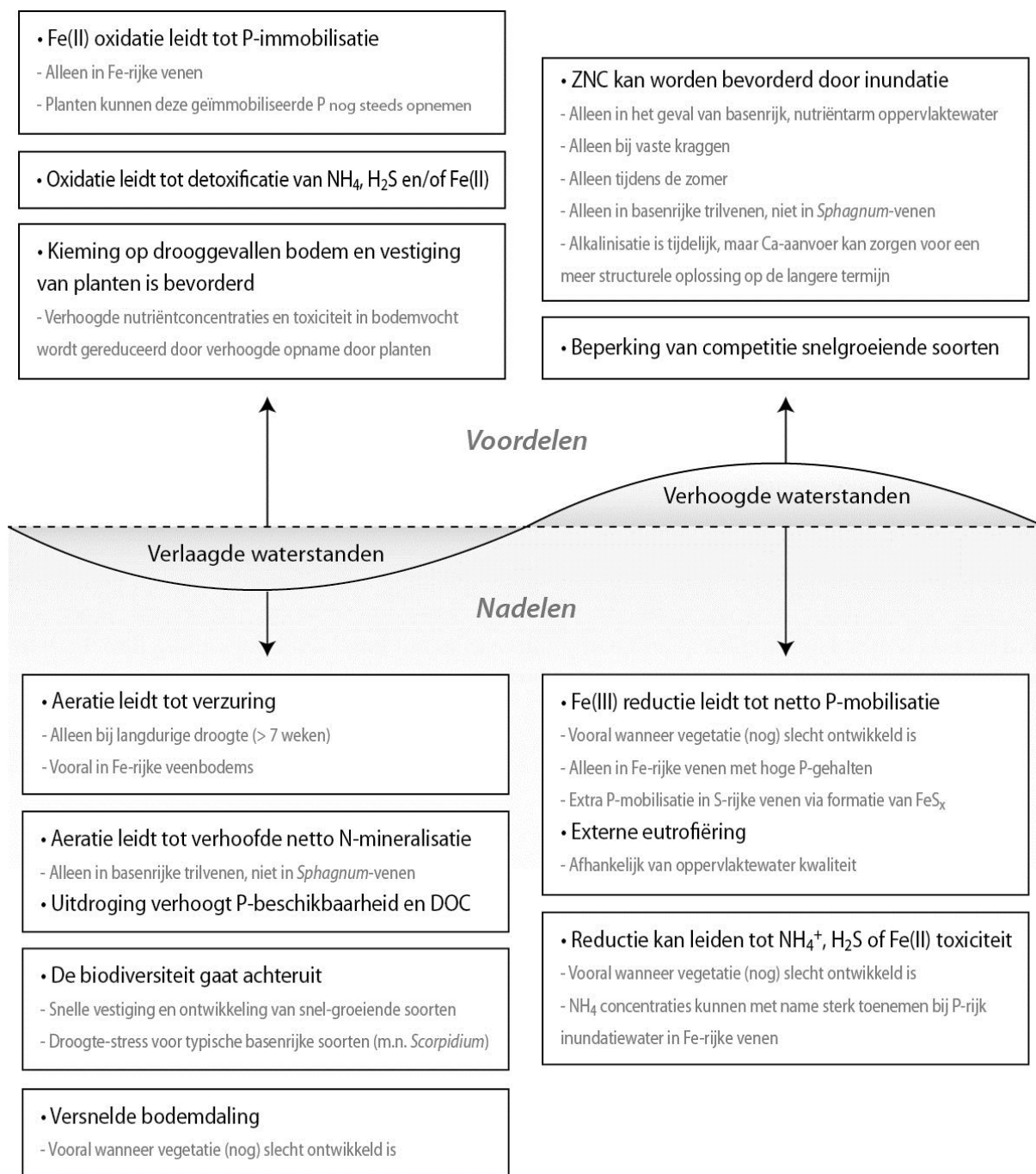
Zeer negatief is het feit dat bij inundatie in S-rijke veenmosrietland habitats (zoals in het IJperveld) de P-concentraties in het bodemvocht gigantisch toenemen, mede als gevolg van sterke sulfaatreductie. Alvorens door middel van inundatie natuurwinst kan worden behaald zal daarom het instellen van flexpeil moeten worden gecombineerd met effectgerichte maatregelen zoals plaggen van de bovenste bodemlaag. Daarnaast worden mogelijk toxische concentraties bereikt van sulfide en ammonium. In de veenbodems in het IJperveld zijn zelfs in veenmosrietland en laagveenheide al op geringe diepte permanent anaerobe omstandigheden met een lage redoxpotentiaal (Hoofdstuk 3). Of dit een eigenschap is die door de verzoeting is ontstaan, of dit van nature altijd zo geweest is in de brakwatervenen is onduidelijk. Ook is onduidelijk of dit vooral speelt in de verdroogde kraggen waar gemeten is, of dat dit ook speelt in jonge, natte en drijvende kraggen. Toxische concentraties werden in het kolomexperiment vooral bereikt wanneer de vegetatie onvoldoende hersteld was om veel zuurstof naar het wortelmilieu te sturen. Als de vegetatie wel voldoende hersteld was, nam de biomassaproductie sterk toe, dankzij de hoge P-concentraties en doordat toxische stoffen door lokale oxidatie onschadelijk gemaakt worden. Dit is wellicht gunstig voor sterke rietgroei, maar niet voor soortenrijke vegetaties die veel licht nodig hebben. Of deze effecten tegenwoordig een grotere rol spelen dan vroeger door veroudering van de kraggen is voorsnog onduidelijk.

Ook in de praktijkproef in het Kiersche Wiede was goed te zien dat verhoging van de basenrijkdom in de veenkraggen in veenmosrietland door middel van tijdelijke inundatie niet mogelijk was, vermoedelijk vanwege het vermogen van *Sphagnum* mossen om hun directe omgeving te verzuren. Ook de infiltratie bleek in de praktijk zeer gering, en het bevorderen van overstroming omwille van de basenrijkdom dus niet erg zinvol.

Verdroging lijkt in veenmosrietland een minder groot probleem. In het verdrogings-experiment gebeurde er in de eerste fase van verdroging in de veenmoskolommen weinig (Hoofdstuk 5). Verzuuring trad wel op, maar omdat de pH al laag is, vormt dit voor veenmosrietland waarschijnlijk geen probleem. De netto N-mineralisatie nam niet verder toe bij zuurstoftoetreding, waarschijnlijk omdat de afbraak en dus de brutomineralisatie geremd werd door de strooiselkwaliteit. In het kolomexperiment (Hoofdstuk 4) leek verdroging van de IJperveldmonsters uit het veenmosrietland zelfs gunstig, door de immobilisatie van P. Daarnaast leek de rietvegetatie te profiteren van de lage waterstanden, wat misschien niet gunstig is voor het veenmosrietland zelf in verband met een aantal langzaam groeiende karakteristieke soorten van goed ontwikkelde veenmosrietlanden (zoals bijv. veenmosorchis), maar wel voor allerlei moerasvogels.

9.2.4 Laagveenheide (H4010B)

In laagveenheide speelt flexibel peil waarschijnlijk een nog minder grote rol dan in veenmosrietlanden. Dit lijkt vooral het gevolg van de grote isolatie van de laagveenheide ten opzichte van het oppervlaktewater. In de laagveenheide in de Wieden werden de redoxpotentialen in de bodem nauwelijks beïnvloed door het boezempeil. Ook speelt de lage doorlatendheid van de veenbodem van laagveenheide in vergelijking tot die van trilvenen en veenmosrietlanden waarschijnlijk een rol, waardoor peilfluctuaties minder ver doorwerken.



Figuur 9.1. Een overzicht van mogelijke voor- en nadelen van peilfluctuaties in basenrijke trilvenen op standplaatsniveau.

9.3 Het belang van biogeochemische bodemeigenschappen

Tussen verschillende typen venen kunnen Ca- en Fe-gehalten in de veenbodem sterk variëren. Deze gehalten bleken zeer belangrijke factoren als het gaat om P-beschikbaarheid op verschillende manieren. Trilvenen met Rood en Groen

schorpioenmos werden gekenmerkt door hoge Ca-concentraties in zowel bodemvocht als in de veenbodem en P-limitatie als gevolg van Ca-P precipitatie. In venen met Geel schorpioenmos daarentegen was sprake van relatief hoge Fe-concentraties in zowel bodemvocht als in de veenbodem, maar ook een relatief hoge P-beschikbaarheid. Deze opmerkelijke positieve correlatie tussen het Fe-gehalte en de P-beschikbaarheid is in tegenstelling met het algemeen gangbare idee dat hoge Fe-gehalten per definitie leiden tot een lage P-beschikbaarheid voor planten. Sterker nog: een hoge aanvoer van Fe-rijk grondwater kan leiden tot accumulatie van P wat beschikbaar is voor planten vanwege de relatief zwakke binding van P binnen veelvuldig aanwezige complexen van Fe met organische stof. De rol van Ca en Fe blijkt dus zeer verschillend te zijn als het gaat om P-limitatie en de ontwikkeling van vegetatie in basenrijke venen. Dit onderscheid is belangrijk om te maken als het gaat om de relatie tussen vegetatie-ontwikkeling en geohydrologische condities. In de context van de effecten van peilfluctuaties is het belangrijk dat Fe-gerelateerde P-immobilisatie als gevolg van droogte waarschijnlijk niet erg voordelig is voor (semi-)terrestrische P-gelimiteerde vegetatie, aangezien deze P, geïmmobiliseerd in complexen van Fe met organische stof, toch door planten kan worden opgenomen.

9.4 Concrete aanbevelingen en slotopmerkingen

Verhoogde waterstanden kunnen gunstig uitpakken onder bepaalde condities. Tijdelijke inundatie met basenrijk oppervlaktewater in de zomer biedt kansen voor het verhogen van de ZNC in de bovenste laag van de veenkragge in trilvenen. Zowel door infiltratie van dit oppervlaktewater als door interne alkaliniteitsproductie onder anaerobe omstandigheden kan op deze manier een belangrijke bijdrage worden geleverd aan het tegengaan van verzuring. In trilvenen met Ca-rijke en Fe-arme veenbodems wegen deze mogelijke voordelen zwaarder dan de mogelijke nadelen. In trilvenen met Fe-rijke bodems daarentegen kan inundatie voor noemenswaardige belemmeringen zorgen, vooral vroeg in het groeiseizoen als de vegetatie-ontwikkeling, en dus de P-consumptie door planten, nog niet goed op gang is gekomen. Vooral inundatie met P-rijk water kan, ondanks precipitatie van Fe met P, resulteren in NH_4^+ en/of Fe(II) toxiciteit door het sterke stimulerende effect op de microbiële activiteit. Voor Fe-rijke trilvenen in gebieden met veel landbouw doet zich om deze redenen een lastige overweging voor. Aan de ene kant dient verdroging, verzuring en mineralisatie als gevolg van lage waterstanden te worden voorkomen, en aan de andere kant vormen externe eutrofiëring en toxiciteit als gevolg van hoge waterstanden een belemmering. Een verbeterde waterkwaliteit is daarom in Fe-rijke veengebieden met landbouw een eerste vereiste voordat door middel van inundatie verdere progressie kan worden geboekt.

De resultaten van dit onderzoek benadrukken het belang van gebiedsspecifieke chemische bodemeigenschappen en de waterkwaliteit, zoals bepaald door de geohydrologische positie in het landschap, als het gaat om de uitwerking van peilfluctuaties in basenrijke trilvenen. Met name de Ca- en Fe-gehalten in de veenbodem zijn hierbij van belang. Daarbij komt dat, in verband met de sterke interactie tussen biogeochemie en vegetatie-ontwikkeling, de timing in het groeiseizoen van tijdelijke peilverlaging of peilverhoging van grote invloed is, zoals nader toegelicht in de vorige paragraaf.

De genoemde voor- en nadelen van peilfluctuaties zijn hoofdzakelijk gebaseerd op gecontroleerde experimenten. Als het gaat om de daadwerkelijke uitwerking van verschillende vormen van peilfluctuaties in de veldsituatie gedurende lange perioden is het belangrijk om beter te weten hoe in de verschillende geïsoleerde delen het oppervlaktewater en grondwater precies fluctueert, en in welke mate dat afwijkt van de gebiedsdelen zonder waterstandsfluctuaties. Ook dient nader te worden onderzocht of de ranges, waarbinnen de vochtgehalten/grondwaterstanden in de experimenten zijn gevarieerd, binnen het bereik liggen van wat van nature al op de verschillende standplaatsen optreedt, en in hoeverre overschrijding hiervan als gevolg van flexibel peilbeheer daadwerkelijk plaatsvindt.

10 English synthesis

10.1 Introduction

For the proper functioning of peatland N2000 habitat types, especially of rich fens, base-rich and nutrient-poor (mesotrophic) conditions are required. Unfortunately, water- and soil quality of many European wetlands are negatively affected by changes in hydrology, eutrophication, acidification, and toxicity, resulting in a decline in these habitat types, and especially in brown moss-dominated, biodiverse rich fens. During the past decades, water levels in European rich fen areas have often become constricted within narrow limits as a result of adjacent agricultural water management.

From a management perspective, the re-establishment of fluctuating water levels in non-pristine fens is considered, in order to optimize the generic ecological quality and to conserve and restore the vegetation. This chapter provides a synthesis, in which results and conclusions from the preceding chapters in combination with results from previous studies are discussed, summarized and integrated in an overview of potential ecological benefits and drawbacks from a management perspective (Figure 10.1).

The research was primarily focused on the biogeochemical effects of water table fluctuations in peat soils, as induced by changes in the surface water level, and their interaction with plant development. The effects of water table fluctuations were tested for different fen types, since biogeochemical soil characteristics may largely differ among different fen types, as influenced by surface water and/or current or former discharge of groundwater. Soil Ca-, Fe- and S-contents turned out to be very important. Also the differences in responses among different vegetation types were tested, in particular between brown moss-dominated rich fen vegetation and *Sphagnum*-dominated vegetation. In addition, water quality appeared to be an important factor, especially when fens are inundated from time to time. Therefore, different water qualities were included in the water level manipulation experiments. The potential benefits and drawbacks described in this synthesis are primarily based on the impact of fluctuating water levels on environmental constraints. Following on from this, implications and recommendations are presented for different fen types to support water and nature management authorities in decision-making.

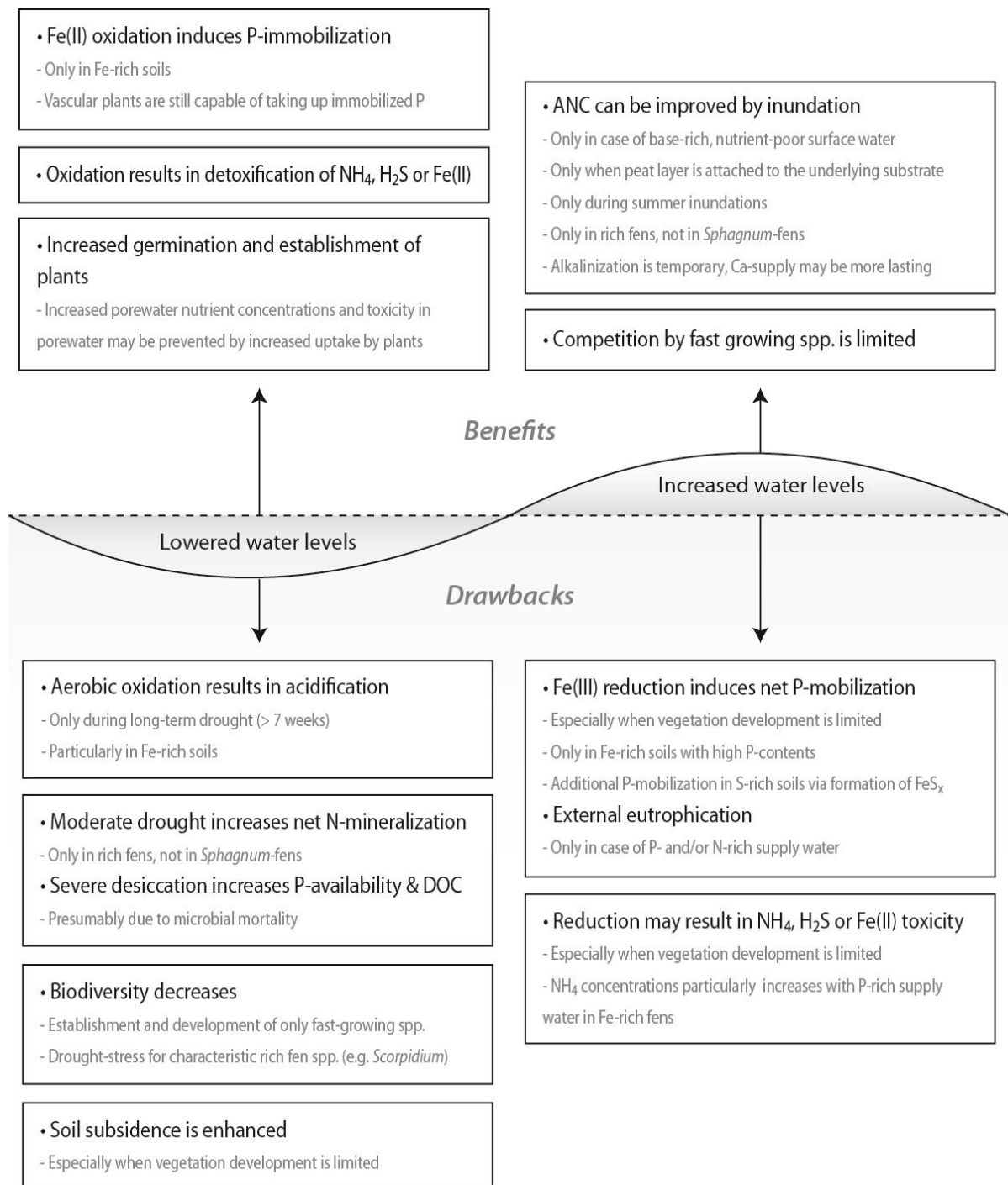


Figure 10.1. A summarizing overview of potential benefits and drawbacks of lowered and increased surface water levels, and hence changes in water tables in rich fen peat soils, on the level of site conditions (based on, and reformulated from Mettrop et al., 2012; Cusell et al., 2013; Cusell, 2014).

10.2 Higher incidence of lowered water levels

10.2.1 Potential benefits

Temporary drought may have a beneficial limiting effect on phosphorus (P)-availability, but this is highly dependent on the chemical composition of the peat soil. In rich fens with Fe-rich soils, temporary drought may be beneficial for P-limited vegetation types to some extent, since high rates of Fe-oxidation and subsequent Fe-P precipitation in the soil (Patrick & Khalid, 1974; Richardson, 1985) can temporarily reduce P-availability in porewater. Fe-related precipitation of P from the surface water can be important for development of aquatic vegetation in open water by the reduction of algal development, and hence for the rejuvenation of early stages of terrestrialization. However, in the context of preserving current rich fens, Fe-related P-immobilization in the soil may have totally different effects. Total soil Fe-content in rich fens is positively correlated with total soil P-content and P-concentration in plant tissue, and negatively correlated with foliar N:P ratios in vascular plants. In the most Fe-rich fens, N:P ratios were even below 13.5 g g^{-1} , indicating potential nitrogen (N)-limitation and excess P. This remarkable positive correlation between soil Fe-content and P-availability contrasts the idea that high Fe-contents automatically lead to low values of plant-available P. Being true for the surface water in aquatic systems, this does not hold for peat soils in rich fens. We instead propose that high groundwater Fe discharge leads to the accumulation of P that is still available to plants due to the relatively weak binding of P within abundant Fe-OM (Organic Matter) complexes. Enhanced P-immobilization during temporary droughts in Fe-rich fens is therefore not necessarily beneficial, which is not only an important finding from a management perspective, but moreover of great interest in terms of the general understanding of biogeochemical processes in peatlands. In addition, Ca-rich fens with low Fe-contents do not show a response in porewater P-availability to increased oxygen availability, because immobilization of P by co-precipitation with calcite is not induced or affected by aerobic conditions.

Aerobic oxidation during aeration can result in detoxification of NH_4^+ , sulfide and Fe(II). Especially after a long period with anaerobic conditions, NH_4^+ -concentrations can decrease during episodes with lowered water tables. For rich fen bryophytes, known to be sensitive to NH_4^+ toxicity (Paulissen *et al.*, 2004; Verhoeven *et al.*, 2011), occasional oxidation-induced detoxification may therefore be important, especially in Fe-rich fens where NH_4^+ concentrations can considerably increase after a period with anaerobic conditions.

In addition, a period of drought early in the growing season can considerably stimulate germination and establishment of vascular plants, leading to reduced porewater nutrient concentrations. Increased plant development, and hence increased plant activity, probably leads to increased radial oxygen loss (ROL) from roots (Lamers *et al.*, 2012), stimulating nitrification in the rhizosphere, and increased uptake of N. Also P-consumption by plants can be strongly enhanced by increased growth rates in early spring. This can tone down the stimulating effect of P-availability on microbial activity (Amador and Jones, 1995; White and Reddy 2000), and hence mitigate toxicity of NH_4^+ , Fe^{2+} and/or organic acids.

In addition to the effects on the level of site conditions as shown in Figure 10.1, surface water level fluctuations can have a major impact on a landscape scale. Allowing lowered surface water levels can result in a reduced need for external input of nutrient-rich water in the entire wetland (Coops and Hosper, 2002; Jaarsma *et al.*, 2008; Schep *et al.*, 2012). This is actually not a direct drought-induced effect, but primarily an effect of hydrological isolation. Moreover, this effect is strongly dependent on area-specific hydrological conditions and water quality. In De Weerribben, for instance, a short period in summer with water level drawdown of about 5 cm, did not

seem to affect flow rates, flow directions and the chemical composition of surface waters (Cusell, 2014).

10.2.2 Potential drawbacks

One of the main risks with regard to drought is the stimulation of aerobic oxidation processes, which may lead to decreased soil acid neutralizing capacity (ANC) (Stumm and Morgan, 1996), and subsequently to vegetation changes. Also this effect strongly differs among fens with different biogeochemical characteristics. In Ca-rich fens with low soil Fe-contents, the effects of drought-induced oxidation and acidification are small, because Ca is not redox sensitive and changes in pH can be buffered (Stumm and Morgan, 1996). In rich fens with Fe-rich soils, however, acidification can be enhanced by Fe(II) oxidation, and hence pH values can drop to values below 6.0 after a drought period of 10 weeks, which is considered a critical pH value for rich fens dominated by brown mosses (Kooijman, 2012). During short-term drought (7 weeks), however, ANC remained sufficiently high in both rich fen types to prevent a severe drop in pH.

Lowering of pH as a result of a lowered water table is assumed to be temporary. When the water table is increased again, most of the protons produced are consumed due to the anaerobic reduction of alternative electron acceptors. However, a temporary decrease in pH may lead to suitable conditions for dominance by *Sphagnum*-species that further acidify the habitat, which in turn can lead to severe decline of the rich fen bryophyte vegetation.

As a result of moderate drought of about 10 weeks, in which only the oxygen availability increases but the peat soil remains moist, carbon respiration rates can increase, but only in rich fens and not in *Sphagnum*-dominated fens. In the latter fen type, decomposition is probably not only limited by oxygen deficiency, but also by the high concentrations of phenolic compounds in *Sphagnum*-litter (Van Breemen, 1995; Aerts *et al.*, 2001). Rich fens presumably contain lower concentrations of phenolic compounds. Also, the low pH in *Sphagnum*-fens may have been relatively unfavorable for the degradation of phenolic material (Pind *et al.*, 1994). In rich fens, stimulation of phenol oxidase activity by aeration may therefore lead to phenol-concentrations that are low enough for other degradative enzymes in rich fens to be active, such as glucosidase and phosphatase (Freeman *et al.*, 2004), resulting in increased respiration upon aeration in rich fens.

An important question with respect to vegetation is: does this increase in decomposition rates upon 10 weeks of aeration in rich fens also result in increased nutrient availability? Aeration only resulted in increased net N-mineralization in rich fens. Net N-mineralization rates in *Sphagnum*-fens were however not affected by increased availability of oxygen, which is attributed to differences in concentrations of phenolic compounds and degradative enzymes, like for respiration. No significant differences in net P-release were detected during aeration, even though respiration rates increased. This may be caused by the fact that released P can be bound immediately after mineralization, for example as Fe-phosphates or Ca-phosphates. Especially the formation of Fe(III) oxides in rich fens with Fe-rich soils may reduce net P-mobilization during aeration, as explained in the previous section.

Upon severe drought of about 10 weeks, i.e. total desiccation, DOC production increased considerably, which may be related to die-off of microbes as a result of water shortage, by which cellular constituents are released. This idea was indeed supported by a decreasing microbial C mass upon total desiccation. In contrast to aeration, full desiccation led to an enormous increase of net P-release. High microbial mortality resulting from drought, as supported by the reduced microbial biomass C upon desiccation, may have resulted in a net increase of extractable o-PO₄ concentrations.

A high drought incidence can also have direct effects via drought stress in vascular plants and bryophytes. As a result, typical wetland plant communities may be replaced by vegetation favored by drier conditions (Lamers *et al.*, 2015). Since rates of N-mineralization and P-immobilization by Fe(III) compounds both increase, the encroachment of dryland graminoid species may be stimulated at the expense of

characteristic brown moss and slow-growing vascular species (Verhoeven *et al.*, 2011; Cusell *et al.*, 2014). Subsequently, increased biomass production can lead to a less diverse species composition and may offer less room and light for rich fen mosses. In addition, drought may lead to favorable conditions for *Sphagnum* spp. at the expense of brown mosses. While *Sphagnum* spp. are well able to tolerate both water shortages and acid conditions (Rocheffort *et al.* 1990), vitality of brown mosses such as *Scorpidium* spp. strongly decreases during 7 weeks of drought.

Drought can also lead to subsidence of the peat soil surface, particularly when preceded by inundation. This suggests that subsidence is not solely due to reduced buoyancy by release of entrapped gas bubbles (Strack *et al.*, 2006) or increased decomposition rates as a result of aeration. Presumably, subsidence is further induced by the reduced vegetation development during prior inundation, which led to inhibited root growth and lower stability of the peat soil.

10.2.3 Lowered water levels: conclusions and implications for management

All in all, the potential drawbacks seem to be more important than the potential benefits of temporary lowered surface water levels, and related lowered water tables in the peat soil. The combined effects of enhanced acidification (particularly in Fe-rich soils), increased nutrient mineralization, direct drought-stress for brown mosses, improved conditions for *Sphagnum* spp., and increased biomass production by fast-growing species will strongly hamper the development of protected brownmoss vegetation in rich fens. A drought-induced vegetation shift from rich fen vegetation (H7140A; Figure 1.1) to *Sphagnum*-dominated fens (H7140B) poses a major threat for the conservation of rich fen biodiversity. Long-term (>7 weeks) aeration and especially desiccation of the top 10 cm of the soil in rich fens should therefore be avoided.

10.3 Higher incidence of increased water levels

10.3.1 Potential benefits

In terms of counteracting acidification of rich fens, shallow short-term summer inundation with base-rich surface water can be an efficient measure. In contrast to winter inundation, raising surface water levels in summer, when evapotranspiration rates are high, results in infiltration, and hence an increase of ANC. Secondly, internal alkalinity generation, as a result of anaerobic microbial redox processes (Stumm and Morgan, 1996), is enhanced by higher temperatures in summer. The latter effect will be temporary, since aerobic oxidation during subsequent droughts can lead to re-acidification. The first process of infiltration of Ca-rich water, however, may contribute to a lasting increase in the peat soil ANC, as the ANC is not only determined by the amount of bicarbonate in porewater in the circum-neutral pH range, but also by the saturation of Ca and Mg at the adsorption complex in the pH range below (Stumm and Morgan, 1996). The ability of rich fen soils to exchange H^+ for Ca^{2+} from the adsorption complex, and thereby buffer porewater pH, will be highly beneficial to counteract acidification during subsequent periods of drought in particular, when bicarbonate has been largely consumed and base cation exchange against H^+ initiates.

In *Sphagnum*-dominated fens, however, ANC remains relatively low during summer inundation with base-rich surface water, presumably due to exchange of Ca^{2+} from inundation water for H^+ . In addition, *S. palustre* is well able to endure periods of inundation. Even with base-rich inundation water, which was assumed to cause problems since *Sphagnum* spp. are generally associated with and adapted to acidic conditions, *S. palustre* thrived remarkably well. Short-term summer inundation with base-rich water as a measure seems therefore only efficient in places where base-rich conditions still prevail. At the point when *Sphagnum* spp., which are able to acidify its environment, have already made their entry over a large surface area, short-term inundation is less effective. Therefore, short-term summer inundation is primarily

considered a preventive measure, in order to maintain and restore current brown moss-dominated rich fens.

Short-term summer inundation as a measure is, however, only considered beneficial under specific conditions. First, raising the surface water level has the strongest effect when the peat layer is attached to the underlying substrate by roots, because otherwise inundation is difficult due to peat buoyancy. Raising water levels in ditches and canals without actual inundation will only gradually affect the fens, and often only increases ANC in the first couple of meters as lateral water movement through the peat soil is very slow due to its low hydrological conductivity (Lamers *et al.*, 2015). In floating *Sphagnum*-dominated fens, raised surface water levels does not result in inundation, because the buoyant peat follows changes in surface water levels and the water table in the peat soil remains unaltered. This, however, may be different in floating rich fens. As shown by aerial footage of the National Park Weerribben-Wieden (Cusell, 2014), inundation of floating rich fens with *Scorpidium* spp. is not uncommon. In the case of floating rich fens, the origin of inundation water and the mechanism by which inundation takes place is still subject to debate. In young fens, seepage from beneath the floating peat mat may be involved, but in later stages, flooding of surface water from adjacent ditches over the peat mat is more likely. Since these questions are relevant for management, it is important that further research is conducted on flooding in floating rich fens.

Inundation may have additional effects on vegetation development. A wet period in early spring, resulting in reduced vegetation development, is not necessarily detrimental for mesotrophic peatlands. Competition by fast growing species may be limited this way, which may eventually result in increased biodiversity. In addition, inundation, or at least waterlogging, turned out to be vital for rich fen bryophytes.

10.3.2 Potential drawbacks

During inundation, P-availability may increase as a result of net P-mobilization (internal eutrophication) due to Fe reduction (Patrick and Khalid, 1974). Especially in Fe-rich soils with high P-contents, this rapid anaerobic P-mobilization can be severe. Moreover, high sulfate reduction rates and formation of iron sulfides (FeS_x) may lead to decreased P-binding capacity of the peat sediment, and hence additional P-mobilization in S-rich soils (Caraco *et al.*, 1989; Smolders and Roelofs, 1993; Lamers *et al.*, 1998). This net internal P-mobilization may be lower upon inundation after a period of several weeks of drought in spring, as a result of increased growth rates and P-consumption by plants. In rich fens with high Ca-contents, however, net P-mobilization during inundation is relatively low. This can be explained by the fact that most P is bound to Ca, which is not sensitive to oxidation-reduction processes (Stumm and Morgan, 1996).

Increased surface water influence, as a result of inundation, can also lead to higher nutrient inputs (external eutrophication) (Koerselman & Verhoeven, 1992; Wassen *et al.*, 1996;). In relatively nutrient-poor (mesotrophic) fens adjacent to agricultural areas, external P-input can be highly detrimental (Lamers *et al.*, 2015). This effect may also strongly depend on biogeochemical characteristics of the peat soil, in which particularly a high soil Ca-content, and to a lesser extent a high Fe-content, can be beneficial because of P-immobilization.

Anaerobic conditions can also lead to the formation of potential phytotoxins such as NH_4^+ , sulfide, Fe(II) and/or organic acids to plants, depending on soil chemistry (Lamers *et al.*, 2015). Plant growth can strongly be hampered during inundation in early spring shortly after winter, when the vegetation has had little chance to develop and ROL is still low, due to accumulation of these toxins. In Fe-rich fens, inundation with P-rich water can lead to porewater Fe-concentrations over $1000 \mu\text{mol L}^{-1}$, and NH_4^+ concentrations well over $100 \mu\text{mol L}^{-1}$, a level above which toxic effects can seriously damage bryophyte vegetation under summer conditions (Paulissen *et al.*, 2004; Verhoeven *et al.*, 2011). In Ca-rich fens, the relatively high pH presumably stimulates nitrification in the topsoil (Wild *et al.*, 1971), and NH_4^+ concentrations

generally do not exceed $100 \mu\text{mol L}^{-1}$ (e.g. Rochefort and Vitt, 1988; Kooijman and Westhoff, 1995).

10.3.3 Increased water levels: conclusions and implications for management

In contrast to drought, periods of inundation with base-rich water in summer can be favorable in order to structurally improve the porewater ANC. Both supply of base-rich water and internal soil alkalization in the topsoil of Ca-rich fens that lack sufficient HCO_3^- and Ca-buffering can be important to prevent acidification. In rich fens with Ca-rich soils and low Fe-contents, the potential benefits of temporary inundation outweigh potential drawbacks, since short-term inundation is not harmful in terms of P-mobilization. In rich fens with Fe-rich soils, however, inundation should be prevented shortly after winter, when vegetation development, hence P-consumption by plants, is still limited. Especially inundation with P-rich water seems to stimulate microbial activity, despite Fe-related precipitation of P, resulting in NH_4 and/or Fe(II) toxicity. For Fe-rich fens in agricultural areas, this may well generate a friction between preventing acidification and N-eutrophication during drought on the one hand, and preventing external eutrophication and accumulation of toxins during inundation on the other hand. Therefore, improved water quality is a primary requirement in these fens.

10.4 Concluding remarks

This synthesis identifies the potential benefits and drawbacks of re-establishment of fluctuating water levels in non-pristine fens in order to conserve and restore the vegetation in current brownmoss-dominated, biodiverse, rich fens. Area-specific chemical properties of peat soils and surface water, as determined by the geohydrological setting in the landscape, turned out to strongly determine the responses to surface water level-induced water table fluctuations in the peat soil. Especially the Ca- and Fe-contents of peat soils proved to be very important factors. In addition, the timing of temporary drought or inundation in the growing season turned out to be important, because of the strong interaction between biogeochemical processes and vegetation development. These findings not only contribute to the general biogeochemical and ecological understanding of water level-induced processes in rich fens, but are also valuable to support water and nature management authorities in decision-making.

In conclusion, aeration and especially desiccation of the upper 10 cm of the peat soil during 7 weeks or more should be avoided in rich fens, since succession and domination by *Sphagnum* spp. is stimulated. Raising of the water table with 15 cm or more during summer, leading to inundation, can be a valuable measure in Ca-rich fens such as in De Wieden. The ANC can be increased in case of base-rich surface water. In Fe-rich fens like in the Vechtplassen area, however, inundation can be detrimental, especially with P-rich surface water.

This report is mainly focused on the potential benefits and drawbacks in terms of conservation of rich fens by preventing further succession towards *Sphagnum*-dominated peatlands. In addition, rejuvenation of young rich fen stages by terrestrialization is an important process from a management perspective. Whether water level fluctuations are important for terrestrialization in open waters is hard to define based on this research, since the separate effects of isolation and the actual effect of water level fluctuations can not be separated. These factors play a role simultaneously. It seems that isolation in areas with relatively low surface water quality can be beneficial for stimulating development of aquatic vegetation, provided that no desiccation occurs.

Referenties

Literatuur

- Aerts, R.; Verhoeven, J.T.A.; Whigham, D.F., 1999. Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *Ecology* 80, 2170-2181.
- Aerts, R.; Wallén, B.; Malmer, N.; De Caluwe, H., 2001. Nutritional constraints on *Sphagnum*-growth and potential decay in northern peatlands. *Journal of Ecology* 89, 292-299.
- Amador, J.A.; Jones, R.D., 1995. Carbon mineralization in pristine and phosphorus-enriched peat soils of the Florida Everglades. *Soil Science* 159, 129-141.
- Antheunisse, A.M.; Verberk, W.C.E.P.; Verhoeven, J.T.A.; Schouwenaaars, J.M.; Limpens, J., 2008. Preadvies Laagveen- en Zeekleilandschap – een systeemanalyse op landschapsniveau, Rapport DK nr. 2008/dk099-O, Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 139 pp.
- Bååth, E.; Anderson, T.H., 2003. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 955-963.
- Baker, L.A.; Brezonik, P.L.; Pollman, C.D., 1986. Model of internal alkalinity generation: sulfate retention component. *Water, Air, and Soil Pollution* 31, 89-94.
- Banach, A.M.; Banach, K.; Visser, E.; Stepniewska, Z.; Smits, A.J.M.; Roelofs, J.G.M.; Lamers, L.P.M., 2009. Effects of summer flooding on floodplain biogeochemistry in Poland; implications for increased flooding frequency. *Biogeochemistry* 92, 247-262.
- Bayley, S.E.; Thormann, M.N.; Szumigalski, A.R., 2005. Nitrogen mineralization and decomposition in western boreal bog and fen peat. *Ecoscience* 12, 455-465.
- Belyea, L.R., 1996. Separating the effects of litter quality and microenvironment on decomposition rates in a patterned peatland. *Oikos* 77, 529-539.
- Berendse, F.; Bobbink, R.; Rouwenhorst, G., 1989. A comparative study on nutrient cycling in wet heathland ecosystems. II. Litter decomposition and nutrient mineralization. *Oecologia* 78, 338-348.
- Bettinelli, M.; Baroni, U.; Pastorelli, N., 1989. Microwave oven sample dissolution for the analysis of environmental and biological materials. *Anal. Chim. Acta* 225, 159-174.
- Bloemendaal, F.H.J.L.; Roelofs, J.G.M. (Eds.). *Waterplanten en Waterwaliteit*. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Natuurhistorische Vereniging. Katholieke Universiteit Nijmegen, 189 pp.
- Borren, W.; Rozemeijer, J.; Klein, J.; Hendriks, D.; van Wirdum, G., 2012. Flexpeil Hydrologie deelrapport A, Systeemanalyse en monitoringsopzet. STOWA-rapport 2012-41.

- Boström, B.; Jansson, M.; Forsberg, C., 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Archiv für Hydrobiologie* 18, 5-59.
- Boyer, M.L.H.; Wheeler, B.D., 1989. Vegetation patterns in spring-fed calcareous fens: calcite precipitation and constraints on fertility. *Journal of Ecology* 77, 597-609.
- Bridgman, S.D.; Richardson, J.C., 1992. Mechanisms controlling soil respiration (CO₂ and CH₄) in southern peatlands. *Soil Biology & Biochemistry* 24, 1089-1099.
- Bridgman, S.D.; Updegraff, K.; Pastor, J., 1998. Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization in northern wetlands. *Ecology* 79(5), 1545-1561.
- Brookes, P.C.; Landman, A.; Pruden, G.; Jenkinson, D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 17(6), 837-842.
- Caraco, N.F.; Cole, J.J.; Likens, G.E., 1989. Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature* 341, 156-158.
- Clapham, A.R., 1940. The role of bryophytes in the calcareous fens of the Oxford District. *Journal of Ecology* 28, 71-80.
- Clymo, R.S.; Hayward, P.M., 1982. The ecology of Sphagnum. In: Smith, A.J.E. (Ed.), *Bryophyte Ecology*. Chapman & Hall, London, UK, pp. 333-381.
- Coops, H.; Hosper, S.H., 2002. Water-level management as a tool for the restoration of shallow lakes in the Netherlands. *Lake and Reservoir management* 18, 293-298.
- Cusell, C.; Van Wirdum, G.; Kooijman, A.M.; Lamers, L.P.M., 2011. Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuaties voor het behoud en herstel van trilvenen, Bosschap; bedrijfsschap voor bos en natuur, Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken.
- Cusell, C.; Kooijman, A.M.; Mettrop, I.S.; Lamers, L.P.M., 2013a. Natura 2000 Kennislacunes in De Wieden & De Weerribben, Bosschap; bedrijfsschap voor bos en natuur, Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken.
- Cusell, C.; Lamers, L.P.M.; Van Wirdum, G.; Kooijman, A., 2013b. Impacts of water level fluctuation on mesotrophic rich fens: acidification vs. eutrophication. *Journal of Applied Ecology* 50, 998-1009.
- Cusell, C.; Kooijman, A.; Fernandez, F.; Van Wirdum, G.; Geurts, J.J.M.; Van Loon, E.E.; Kalbitz, K.; Lamers, L.P.M., 2014a. Filtering fens: mechanisms explaining phosphorus-limited hotspots of biodiversity in wetlands adjacent to heavily fertilized areas. *Science of the Total Environment* 481, 129-141.
- Cusell, C.; Kooijman, A.; Lamers, L.P.M., 2014b. Nitrogen or phosphorus limitation in rich fens? – Edaphic differences explain contrasting results in vegetation development after fertilization. *Plant and Soil* 384, 153-168.
- Cusell, C., 2014. Preventing acidification and eutrophication in rich fens: Water level management as a solution?, Academisch proefschrift, Universiteit van Amsterdam, 212 pp.
- Cusell, C.; Mettrop, I.S.; Van Loon, E.E.; Lamers, L.P.M.; Vorenhout, M.; Kooijman, A.M., 2015. Impacts of short-term droughts and inundations in species-rich fens during summer and winter: Large-scale field manipulation experiments. *Ecological Engineering* 77, 127-138.
- Diek, R.; Schep, S.; Pelsma, T., 2014. Meer flexibel peilbeheer in het Naardermeer. Een praktijkonderzoek. CORSA 14.070185, Waternet, Amsterdam.

- Etherington, J.R., 1982. *Environment and Plant Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 2^e editie, 487 pp.
- Fenner, N.; Freeman, C., 2011. Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience* 4, 895-900.
- Freeman, C.; Lock, M.A.; Reynolds, B., 1993. Fluxes of CO₂, CH₄, and N₂O from a Welsh peatland following simulation of water table draw-down: potential feedback to climatic change. *Biogeochemistry* 19, 51-60.
- Freeman, C.; Ostle, N.J.; Kang, H., 2001. An enzymic 'latch' on a global carbon store. *Nature* 409, 149.
- Freeman, C.; Ostle, N.J.; Fenner, N.; Kang, H., 2004. Regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 1663-1667.
- Geurts, J.J.M.; Van der Welle, M.E.W.; Lamers, L.P.M.; Roelofs, J.G.M., 2004. Helder water in Waterland door tijdelijke peilverlaging. Rapport in opdracht van Vereniging Agrarisch Natuurbeheer Waterland, Afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie, Radboud Universiteit Nijmegen.
- Geurts, J.J.M.; Smolders, A.J.P.; Verhoeven, J.T.A.; Roelofs, J.G.M.; Lamers, L.P.M., 2008. Sediment Fe:PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology* 53, 2101-2116.
- Geurts, J.J.M., 2010. Restoration of fens and peat lakes: a biogeochemical approach, Academisch proefschrift, Radboud Universiteit Nijmegen, 169 pp.
- Glatzel, S.; Kalbitz, K.; Dalva, M.; Moore, T., 2003. Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. *Geoderma* 113, 397- 411.
- Golterman, H.L., 1996. Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiologia* 335, 87-95.
- Güsewell, S.; Koerselman, W.; Verhoeven, J.T.A., 2003. Biomass N:P ratios as indicators of nutrient limitation for plant populations in wetlands. *Ecological Applications* 13(2), 372-384.
- Güsewell, S., 2004. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* 164, 243-266.
- Hassink, J.; Bouwman, L.A.; Zwart, K.B.; Bloem, J.; Brussaard, L., 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. *Geoderma* 57, 105-128.
- Hedenäs, L., 1989. The genera *Scorpidium* and *Hamatocaulis*, gen. nov., in Northern Europe. *Lindbergia* 15, 8-36.
- Hedenäs, L.; Eldenäs, P., 2008. Relationships in *Scorpidium* (Calliergonaceae, Bryophyta), especially between *S.cossonii* and *S.scorpioides*. *Taxon* 57, 212-130.
- Hedenäs, L.; Kooijman, A., 1996. Phylogeny and habitat adaptations within a monophyletic group of wetland moss genera (Amblystegiaceae). *Plant Systematics and Evolution* 199, 33-52.
- Hooijer, A. 1996. Floodplain hydrology; an ecological oriented study of the shannon callows, ireland. PhD thesis, Vrije Universiteit Amsterdam.

- Jaarsma, N.G.; Klinge, M.; Lamers, L.P.M., 2008. Van helder naar troebel... en weer terug – een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe meren en plassen voor de kaderrichtlijn water. STOWA rapportnr 2008-04, Utrecht.
- Jenkinson, D.S.; Powlson, D.S., 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V: A method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 8, 209-213.
- Jenkinson, D.S.; Ladd, J.N., 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: *Soil Biochemistry*, Paul, E.A., Ladd, J.N. (Ed.), Marcel Dekker, New York, 415-471.
- Jensen, H.S.; Kristensen, P.; Jeppesen, E.; Skytthe, A., 1992. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235, 731-743.
- Koerselman, W.; Bakker, S.A.; Blom, M., 1990. Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *Journal of Ecology* 78, 428-442.
- Koerselman, W.; Verhoeven, J.T.A., 1992. Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. In: Verhoeven, J. T. A. (ed.), *Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation*. Kluwer, pp. 397-432.
- Koerselman, W.; Meuleman, A.F.M., 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33, 1441-1450.
- Kooijman, 1992. The decrease of rich fen bryophytes in the Netherlands. *Biol. Conserv.* 59, 139-143.
- Kooijman, A.M.; Bakker, C., 1994. The acidification capacity of wetland bryophytes as influenced by simulated clean and polluted rain. *Aquatic Botany* 48, 133-144.
- Kooijman, A.M.; Bakker, C., 1995. Species replacement in the bryophyte layer in mires: the role of water type, nutrient supply and interspecific interactions. *Journal of Ecology* 83, 1-8.
- Kooijman, A.M.; Westhoff, V., 1995. Variation in habitat factors and species composition of *Scorpidium scorpioides* communities in NW-Europe. *Plant Ecology* 117, 133-150.
- Kooijman, A.M.; Paulissen, M.P.C.P., 2006. Higher acidification rates in fens with phosphorus enrichment. *Applied vegetation Science* 9, 205-212.
- Kooijman, A.M.; Kooijman-Schouten, M.M.; Martinez-Hernandez, G.B., 2008. Alternative strategies to sustain N-fertility in acid and calcaric beech forests: low microbial N-demand versus high biological activity. *Basic and Applied Ecology* 9, 410-421.
- Kooijman, A.M.; Lubbers, I.; van Til, M., 2009. Iron-rich dune grasslands: Relations between soil organic matter and sorption of Fe and P. *Environmental Pollution* 157, 3158-3165.
- Kooijman, A.M.; Hedenäs, L., 2009. Changes in nutrient availability from calcareous to acid wetland habitats with closely related brown moss species: increase instead of decrease in N and P. *Plant Soil* 324, 267-278.
- Kooijman, 2012. 'Poor rich fen mosses': atmospheric N-deposition and P-eutrophication in base-rich fens. *Lindbergia* 35, 42-52.

- Kuehn, K.A.; Churchill, P.F.; Suberkropp, K., 1998. Osmoregulatory responses of fungi inhabiting standing litter of the freshwater emergent macrophytes *Juncus effusus*. *Applied and Environmental Microbiology* 64(2), 607-612.
- Lamers, L.P.M.; Tomassen, H.B.M.; Roelofs, J.G.M., 1998. Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands, *Environmental Science & Technology* 32, 199-205.
- Lamers, L.P.M.; Smolders, A.J.P.; Roelofs, J.G.M., 2002. The restoration of fens in the Netherlands, *Hydrobiologia* 478, 107-130.
- Lamers, L.P.M.; Lucassen, E.; Smolders, F.; Roelofs, J., 2005. Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur', *H₂O* 17, 28-30.
- Lamers, L.P.M.; Geurts, J.; Bontes, B.; Sarneel, J.; Pijnappel, H.; Boonstra, H.; Schouwenaars, J.; Klinge, M.; Verhoeven, J.; Ibelings, B.; van Donk, E.; Verberk, W.; Kuijper, B.; Esselink, H.; Roelofs, J., 2006. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren', eindrapportage 2003-2006 (Fase 1), Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 286 pp.
- Lamers, L.P.M.; Sarneel, J.; Geurts, J.; Dionisio Pires, M.; Remke, E.; van Kleef, H.; Christianen, M.; Bakker, L.; Mulderij, G.; Schouwenaars, J.; Klinge, M.; Jaarsma, N.; van der Wielen, S.; Verhoeven, J.; Verberk, W.; Esselink, H.; Ibelings, B.; van Donk, E.; Roelofs, J., 2010. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren, eindrapportage 2006-2009 (Fase 2), Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 192 pp.
- Lamers, L.P.M.; van Diggelen, J.M.H.; Op den Camp, H.J.M.; Visser, E.J.W.; Lucassen, E.C.H.E.T.; Vile, M.A.; Jetten, M.S.M.; Smolders, A.J.P.; Roelofs, J.G.M., 2012. Microbial transformations of nitrogen, sulfur, and iron dictate vegetation composition in wetlands: a review. *Frontiers in Microbiology* 3, 156.
- Lamers, L.P.M.; Vile, M.A.; Grootjans, A.P.; Acreman, M.C.; van Diggelen, R.; Evans, M.G.; Richardson, C.J.; Rochefort, L.; Kooijman, A.M.; Roelofs, J.G.M.; Smolders, A.J.P., 2014. Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, doi:10.1111/brv.12102.
- Lindsay, W.L., Moreno, E.C., 1966. Phosphate phase equilibria in soils. *Proceedings of the SSSA*, 24, 177-182.
- Loeb, R.; Lamers, L.P.M.; Roelofs, J.G.M., 2008a. Effects of winter versus summer flooding and subsequent desiccation on soil chemistry in a riverine hay meadow, *Geoderma* 145, 84-90.
- Lucassen, E.C.H.E.T.; Smolders, A.J.P.; Roelofs, J.G.M., 2002. Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool, *Environmental Pollution* 120, 635-646.
- Marschner, H., 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, New York.
- Mettrop, I.S.; Loeb, R.; Lamers, L.P.M.; Kooijman, A.M.; Cirkel, D.G.; Jaarsma, N.G., 2012. Een meer natuurlijk peilbeheer: relaties tussen geohydrologie, ecosysteemdynamiek en Natura 2000; een kennisoverzicht op verschillende schaalniveaus, Bosschap; bedrijfschap voor bos en natuur, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Directie Kennis en Innovatie, 166 pp.
- Mettrop, I.S.; Cusell, C.; Kooijman, A.M.; Lamers, L.P.M., 2014. Nutrient and carbon dynamics in peat from rich fens and *Sphagnum*-fens during different gradations of drought. *Soil Biology & Biochemistry* 68, 317-328.

- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, 2006. Natura 2000 doelendocument – Duidelijkheid bieden, richting geven en ruimte laten, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, Den Haag, 228 pp.
- Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G., 1993. Wetlands, Van Nostrand Reinhold, New York, 722 pp.
- Oechel, W.C.; Vourlitis, G.L.; Hastings, S.J.; Aul, R.P.; Bryant, P., 1998. The effects of water table manipulation and elevated temperature on the net CO₂ flux of wet sedge tundra ecosystems. *Global Change Biology* 4, 77-90.
- Olde Venterink, H.; Davidsson, T.E.; Kiehl, K.; Leonardson, L., 2002. Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil* 243, 119-130.
- Olde Venterink, H.; Wassen, M.J.; Verkroost, A.W.M.; De Ruiter, P.C., 2003. Species richness/productivity patterns differ between N-, P- and K-limited wetlands. *Ecology* 84(8), 2191-2199.
- Olsen, S.R.; Cole, C.V.; Watanabe, F.S.; Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate, USDA Circular 939.
- Paulissen, M.P.C.P.; van der Ven, P.J.M.; Dees, A.J.; Bobbink, R., 2004. Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *New Phytologist* 164, 451-458.
- Patrick, W.H.; Khalid, R.A., 1974. Phosphate release and sorption by soils and sediments: effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science* 186, 53-55.
- Pawlikowski, P.; Abramczyk, K.; Szczepaniuk, A.; Kozub, L., 2013. Nitrogen:phosphorus ratio as the main ecological determinant of the differences in the species composition of brown-moss rich fens in north-eastern Poland. *Preslia* 85, 349-367.
- Pind, A.; Freeman, C.; Lock, M.A., 1994. Enzymic degradation of phenolic materials in peatlands-measurement of phenol oxidase activity. *Plant and Soil* 159, 227-231.
- Raghoebarsing A.A.; Smolders, A.J.; Schmid, M.C.; Rijpstra, W.I.; Wolters-Arts, M.; Derksen, J.; Jetten, M.S.; Schouten, S.; Sinninghe Damsté, J.S.; Lamers, L.P.M.; Roelofs, J.G.; Op den Camp, H.J.; Strous, M., 2005. Methanotrophic symbionts provide carbon for photosynthesis in peat bogs. *Nature* 436, 1153-1156.
- Reddy, K.R.; Delaune, R.D.; Debusk, W.F.; Koch, M.S., 1993. Longterm nutrient accumulation in the Everglades. *Soil Science Society of America Journal* 57(4), 1147-1155.
- Richardson, C.J., 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228, 1424-1427.
- Robertson, G.P.; Groffman, P.M., 2007. Nitrogen transformations. In: Paul, E.A. (Ed.), *Soil Microbiology, Biochemistry, and Ecology*, Springer, New York, pp. 341-364.
- Rocheftort, L.; Vitt, D.H., 1988. Effects of stimulated acid rain on *Tomenthypnum nitens* and *Scorpidium scorpioides* in a rich fen. *The Bryologist* 91, 121-129.
- Rocheftort, L.; Vitt, D.H.; Bayley, S., 1990. Growth, production and decomposition dynamics of *Sphagnum* under natural and experimentally acidified conditions. *Ecology* 71(5), 1986-2000.
- Roden, E.E.; Edmonds, J.W., 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv für Hydrobiologie* 139, 347-378.

- Sarneel, J.M., 2010. Colonisation processes in riparian fen vegetation, Academisch proefschrift, Universiteit Utrecht, 160 pp.
- Scheffer, R.A.; Logtestijn, R.S.P.; Verhoeven, J.T.A., 2001. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in two mesotrophic fens differing in dominant plant species. *Oikos* 92, 44-54.
- Schep, S., 2011. Watersysteemanalyse Noorderpark ten behoeve van Watergebiedsplan en Beheerplan Natura 2000. Witteveen+Bos rapport ASD1297-4/strg/010.
- Schep, S.; Von Meijenfeldt, N.; Rip, W., 2012. Flexibel peil, van denken naar doen. Flexibel peilbeheer als maatregel ter verbetering van de waterkwaliteit en bevordering van de oevervegetatie en verlanding. STOWA-rapport 2012-41.
- Schouwenberg, E.P.A.G., 1994. Basenverzadiging in trilvenen in de Weerribben. Rapport 083. DLO-instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Schouwenberg, E.P.A.G.; van Wirdum, G., 1998. Basenverzadiging van natte schraallanden: deterministisch onderzoek naar de relatie tussen hydrologie, bodem en vegetatie. Rapport 8, Sdu Uitgeverij, Den Haag.
- Segal, S., 1966. Ecological studies of peat-bog vegetation in the north-western part of the province Overijssel (The Netherlands). *Wentia* 15, 109-141.
- Smolders, A.J.P.; Roelofs, J.G.M., 1993. Sulphate-mediated iron limitation and eutrophication in aquatic systems. *Aquatic Botany* 46, 247-253.
- Smolders, A.J.P.; Lamers, L.P.M.; Lucassen, E.C.H.E.T.; Van der Velde, G.; Roelofs, J.G.M., 2006. Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. *Chemistry and Ecology* 22(2), 93-111.
- Stechova, T.; Hajek, M.; Hajkova, P.; Navratilova, J., 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.
- Strack, M.; Kellner, E.; Waddington, J.M., 2006. Effect of entrapped gas on peatland surface level fluctuations. *Hydrological Processes* 20, 3611-3622.
- Stumm, W.; Morgan, J.J., 1996. Aquatic Chemistry. Chemical equilibria and rates in natural waters, 3rd ed., John Wiley & Sons Inc., New York.
- Tietema, A.; Wessel, W.W., 1992. Gross nitrogen transformations in the organic layer of acid forest ecosystems subjected to increased atmospheric nitrogen input. *Soil Biology & Biochemistry* 24, 943-950.
- Toberman, H.; Evans, C.D.; Freeman, C.; Fenner, N.; White, M.; Emmett, B.A.; Artz, R.R.E., 2008. Summer drought effects upon soil and litter extracellular phenol oxidase activity and soluble carbon release in an upland *Calluna* heathland. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 1519-1532.
- Van Breemen, N., 1995. How *Sphagnum* bogs down other plants. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 270-275.
- Van Tooren, B.F.; Sparrius, L.B., 2007. Voorlopige verspreidingsatlas van de Nederlandse mossen. Bryologische en Lichenologische werkgroep van de KNNV, 350 pp.
- Van Wirdum, G., 1991. Vegetation and hydrology of floating rich-fens, Academisch proefschrift, Universiteit van Amsterdam, Datawyse, Maastricht, 310 pp.
- Van Wirdum, G., 1993. An ecosystem approach to base-rich freshwater wetlands, with special reference to fenlands. *Hydrobiologia* 265, 129-153.

- Verhoeven, J.T.A.; Kooijman, A.M.; van Wirdum, G., 1988. Mineralization of N and P along a trophic gradient in a freshwater mire. *Biogeochemistry* 6, 31-43.
- Verhoeven, J.T.A.; Maltby, E.; Schmitz, M.B., 1990. Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. *Journal of Ecology* 78, 713-726.
- Verhoeven, J.T.A.; Schmitz, M.B., 1991. Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. *Biogeochemistry* 12, 135-148.
- Verhoeven, J.T.A.; Toth, E., 1995. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in fens: effect of litter quality and inhibition by living tissue homogenates. *Soil Biology & Biochemistry* 27, 271-275.
- Verhoeven, J.T.A.; Koerselman, W.; Meuleman, A.F.M., 1996. Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 494-497.
- Verhoeven, J.T.A.; Beltman, B.; Dorland, E.; Robat, S.A.; Bobbink, R., 2011. Differential effects of ammonium and nitrate deposition on fen phanerogams and bryophytes. *Applied Vegetation Science* 14, 149-157.
- Vorenhout, M.; van der Geest, H.G.; Hunting, E.R., 2011. An improved datalogger and novel probes for continuous redox measurements in wetlands. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 91(7/8), 801-810.
- Wassen, M.J.; Van Diggelen, R.; Wolejko, L.; Verhoeven, J.T.A., 1996. A comparison of fens in natural and artificial landscapes. *Vegetatio* 126, 5-26.
- Wassen, M.J.; Olde Venterink, H.; Lapshina, E.D.; Tanneberger, F., 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437, 547-550.
- Westerman, R.L., 1990. Soil testing and plant analysis, 3rd ed., Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
- Whalen, S.C.; Reeburgh, W.S., 1990. Consumption of atmospheric methane by tundra soils. *Nature* 346, 160-162.
- White, J.R.; Reddy, K.R., 2000. Influence of phosphorus loading on organic nitrogen mineralization of Everglades soils. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1525-1534.
- Wild, H.E.; Sawyer, C.N.; McMahon, T.C., 1971. Factors affecting nitrification kinetics. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 43, 1845-1854.
- Winsborough, C.; Basiliko, N., 2010. Fungal and bacterial activity in northern peatlands. *Geomicrobiol. J.* 27, 315-320.
- Witteveen+Bos, 2011. Watersysteemanalyse Noorderpark ten behoeve van Watergebiedsplan en Beheerplan Natura 2000, Referentie: ASD1297-4/strg/010.
- Wu, J.; Joergensen, R.G.; Pommerening, B.; Chaussod, R.; Brookes, P.C., 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: an automated procedure. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 1167-1169.
- Zak, D.; Gelbrecht, J.; Steinberg, C.E.W., 2004. Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany. *Biogeochemistry* 70, 357-368.
- Zak, D.; Wagner, C.; Payer, B.; Augustin, J.; Gelbrecht, J., 2010. Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications* 20(5), 1336-1349.

Appendices

Appendix A: Statistische uitkomsten van het gebiedsonderzoek

Appendix A1. Statistische uitkomsten van het hoofdeffect locatie (3 gebieden) op de oppervlaktewater kwaliteit, bodemvocht, bodemeigenschappen en vegetatie in de aanvoersloten. *F*-ratios zijn aangegeven met hun significantieniveau: * $P \leq 0.05$, ** $P \leq 0.01$. Verschillende letters staan voor significante verschillen tussen de gebieden.

Variabele	Gebied (d.f. = 2)	Wieden	Westbroekse Zodden	Ilperveld
<i>Oppervlaktewater</i>				
pH	0.63	n.s.	n.s.	n.s.
Alkaliniteit	3.2	n.s.	n.s.	n.s.
Ca	15.7**	ab	a	b
Fe	5.1*	b	a	b
o-PO ₄	118.7**	a	a	b
NO ₃	46.6**	a	a	b
NH ₄	3.5*	b	b	a
SO ₄	8304.4**	b	a	c
<i>Bodemvocht</i>				
pH	5.1*	a	a	b
Alkaliniteit	4.5*	a	a	b
Ca	10.1**	a	a	b
Fe	2.5	n.s.	n.s.	n.s.
o-PO ₄	17.4**	a	a	b
NO ₃	8.8**	a	b	a
NH ₄	3.3*	ab	a	b
SO ₄	46.4**	a	a	b
<i>Bodem</i>				
Droge bulkdichtheid	6.87**	b	c	a
Organische stof	7.9**	a	a	b
C _{total}	6.3**	a	a	b
Fe _{total}	12.8**	b	c	a
Fe _{amorf}	8.6**	b	b	a
Fe _{organisch}	11.0**	b	b	a
Ca:Fe	261.9**	a	a	b
Ca:(Ca+Fe)	126.6**	b	a	c
S _{total}	106.1**	a	a	b
N _{total}	2.4	n.s.	n.s.	n.s.
P _{total}	7.8**	a	b	a
P _{oxalaat}	2.3	n.s.	n.s.	n.s.
C:N	32.7**	a	b	b
N:P	2.5	n.s.	n.s.	n.s.

C:P	2.2	n.s.	n.s.	n.s.
Ca:P	66.6**	b	a	c
Fe:P	16.8**	b	b	a
<i>Vegetatie</i>				
Biomassa	5.7**	a	ab	b
N:P ratio	0.6	n.s.	n.s.	n.s.
P (mg g ⁻¹)	14.3*	a	b	b
P (mg m ⁻²)	35.7**	a	b	c
N (mg g ⁻¹)	39.0**	a	b	b
N (mg m ⁻²)	41.5**	a	b	b

Appendix A2. Statistische uitkomsten van de hoofdeffecten habitatype (H3140 vs. H3150) en locatie (3 verschillende gebieden) op de oppervlaktewater kwaliteit, bodemvocht, bodemeigenschappen en vegetatie in de aquatische habitatypen. *F*-ratios zijn aangegeven met hun significantieniveau: * $P \leq 0.05$, ** $P \leq 0.01$. Verschillende letters staan voor significante verschillen tussen de gebieden.

Variabele	Habitatype (d.f.=1)	Gebied (d.f.=2)	Gebied*hab. (d.f.=2)	Wieden	Westbroekse Zodden	Ilperveld
<i>Oppervlaktewater</i>						
pH	1.9	1.0	0.1	n.s.	n.s.	n.s.
Alkaliniteit	2.7	1.3	1.2	n.s.	n.s.	n.s.
Ca	3.9	1.2	0.1	n.s.	n.s.	n.s.
Fe	53.0**	38.3**	30.8**	b	a	c
o-PO ₄	1.2	4.0*	2.5	b	a	a
NO ₃	3.4	26.1**	8.8**	a	a	b
NH ₄	21.8**	83.4**	0.1	a	b	a
SO ₄	0.9	122.9**	24.9**	b	a	c
<i>Bodemvocht</i>						
pH	1.0	31.3**	0.2	b	a	b
Alkaliniteit	0.9	30.5**	0.6	b	a	c
Ca	3.3	5.5**	8.5**	b	a	b
Fe	3.9	2.4	6.4*	n.s.	n.s.	n.s.
o-PO ₄	0.8	51.4**	0.0	a	a	b
NO ₃	0.4	0.4	1.8	n.s.	n.s.	n.s.
NH ₄	2.3	9.6**	3.8	a	a	b
SO ₄	2.1	2.0	13.5**	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Bodem</i>						
Droge	1.3	16.5**	3.2	b	c	a
<i>bulkdichtheid</i>						
Organische stof	1.1	10.4**	8.8**	a	a	b
Ca _{totaal}	0.3	3.9*	0.5	b	b	a
Fe _{totaal}	1.0	33.3**	11.9**	a	b	a
Fe _{amorf}	1.5	13.5**	11.4**	a	b	a
Fe _{organisch}	3.6	12.8**	21.8**	a	b	a
Ca:Fe	3.7	15.6**	6.3*	b	a	b
Ca:(Ca+Fe)	1.0	39.1**	7.9**	b	a	b
S _{totaal}	0.3	22.6**	0.0	a	a	b
N _{totaal}	0.0	7.0**	8.0**	a	b	a
P _{totaal}	2.0	23.8**	7.7**	a	b	a
P _{oxalaat}	4.1	10.3**	11.8**	a	b	a
C:N	0.3	5.1*	0.2	b	a	b
N:P	0.2	0.1	14.0**	n.s.	n.s.	n.s.
C:P	0.1	0.3	11.4**	n.s.	n.s.	n.s.
Ca:P	0.0	4.6*	5.6*	b	a	a

Fe:P	1.0	4.4*	0.0	a	b	a
<i>Vegetatie</i>						
Biomassa	0.0	9.1**	1.5	b	a	ab
N:P ratio	0.0	1.6	0.1	n.s.	n.s.	n.s.
P (mg g ⁻¹)	0.0	2.0	0.2	n.s.	n.s.	n.s.
P (mg m ⁻²)	0.1	2.9	1.7	n.s.	n.s.	n.s.
N (mg g ⁻¹)	0.1	0.5	0.8	n.s.	n.s.	n.s.
N (mg m ⁻²)	0.8	1.2	10.3**	n.s.	n.s.	n.s.

Appendix A3. Statistische uitkomsten van de hoofdeffecten habitatype (H7140A vs. H7140B vs. H4010B) en locatie (3 verschillende gebieden) op chemie van het bodemvocht, bodemeigenschappen en vegetatie in de terrestrische habitattypen. *F*-ratios zijn aangegeven met hun significantieniveau: *P≤0.05, **P≤0.01. Verschillende letters staan voor significante verschillen tussen de gebieden.

Variable	Habitatype (d.f.=1)	Gebied (d.f.=2)	Gebied*hab. (d.f.=2)	Wieden	Westbroekse Zodden	Ilperveld
<i>Bodemvocht</i>						
pH	68.5**	87.0**	12.5**	b	a	c
Alkaliniteit	23.8**	14.8**	12.3**	b	a	c
Ca	31.2**	9.4**	2.0	b	a	b
Fe	25.0**	19.7**	0.9	b	a	b
o-PO ₄	11.0**	8.6**	52.8**	ab	a	b
NO ₃	12.6**	7.7**	25.1**	ab	a	b
NH ₄	3.8*	5.7**	6.1*	b	a	b
SO ₄	38.2**	26.5**	5.13*	b	a	c
<i>Bodem</i>						
Droge	26.1**	3.9	0.3	n.s.	n.s.	n.s.
bulkdichtheid						
Organische stof	12.6**	0.7	0.2	n.s.	n.s.	n.s.
Ca _{totaal}	75.8**	3.7*	3.9	b	a	a
Fe _{totaal}	8.0**	1.2	0.7	n.s.	n.s.	n.s.
Fe _{amorf}	8.2**	1.2	0.1	n.s.	n.s.	n.s.
Fe _{organisch}	9.1**	1.5	1.1	n.s.	n.s.	n.s.
Al _{amorf}	18.2**	3.0	0.3	n.s.	n.s.	n.s.
Ca:Fe	0.5	4.2*	0.0	b	a	a
Ca:(Ca+Fe)	1.0	14.1**	4.2	b	a	a
S _{totaal}	50.3**	4.3*	2.0	b	a	b
N _{totaal}	33.9**	0.7	0.5	n.s.	n.s.	n.s.
P _{totaal}	30.8**	6.6**	3.5	b	a	b
P _{oxalaat}	16.2**	6.6**	3.8	b	a	b
C:N	23.0**	9.6**	9.9**	a	b	b
N:P	3.8	7.3**	2.6	a	b	a
C:P	32.5**	11.4**	14.3**	a	b	b
Ca:P	4.6*	12.0**	0.9	b	a	a
Fe:P	1.0	0.1	0.1	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Vegetatie</i>						
Biomassa	0.2	4.6*	3.0	b	ab	a
N:P ratio	5.4*	5.4*	14.4**	b	b	a
P (mg g ⁻¹)	0.4	5.1*	6.2*	a	a	b
P (mg m ⁻²)	1.3	2.3	0.1	n.s.	n.s.	n.s.
N (mg g ⁻¹)	2.1	1.8	0.1	n.s.	n.s.	n.s.
N (mg m ⁻²)	4.0*	2.0	1.3	b	a	a

Appendix B: Statistische uitkomsten van het kolom-experiment

Statistische uitkomsten van de hoofdeffecten waterkwaliteit, waterstand en de interactie effecten op concentraties in het bodemvocht, zoals getest met een lineair 'mixed model' voor elk gebied afzonderlijk. *F*-ratios zijn aangegeven met hun significantieniveau: * $P \leq 0.05$, ** $P \leq 0.01$ en tussen haakjes het aantal vrijheidsgraden in de noemer.

Variabele	Waterkwaliteit	Waterstand	Waterstand*	Periode 1			Periode 2		
	(d.f.=1)	(d.f.=5)	kwaliteit (d.f.=5)	0	-15	+15	0	+15	-15
				cm	cm	cm	cm	cm	cm
Stobbenribben									
Bodem hoogte	0.07(58.6)	53.98**(55.4)	4.78**(55.4)	b	b	c	b	c	a
pH	0.03(76.8)	15.56**(76.8)	1.46(76.8)	b	b	b	b	b	b
Alkaliniteit	0.61(57.3)	30.88**(57.3)	0.71(57.3)	d	b	c	d	e	a
Ca	0.27(52.9)	25.41**(32.1)	1.47(32.1)	b	a	bc	a	c	a
Fe	2.14(67.9)	35.54**(55.5)	1.45(55.5)	cd	b	d	c	e	a
S	0.47(39.4)	43.82**(31.7)	0.79(31.7)	b	c	b	b	a	d
o-PO ₄	0.25(75.1)	26.44**(46.0)	0.74(46.0)	b	ab	b	b	c	a
NO ₃	0.06(30.7)	39.03**(18.9)	0.08(18.9)	a	a	a	a	a	b
NH ₄	0.03(44.0)	25.39**(43.5)	2.11(43.5)	c	b	cd	c	d	a
DOC	0.00(94.1)	9.45**(70.7)	2.22(70.7)	b	b	a	c	ab	b
Binnenpolder Tienhoven									
Bodem hoogte	0.41(48.9)	28.16**(45.8)	1.42(45.8)	b	b	c	b	c	a
pH	2.45(77.7)	45.71**(73.3)	1.40(73.3)	b	c	b	bc	a	d
Alkaliniteit	3.93(73.3)	66.86**(71.2)	1.63(71.2)	c	a	b	c	d	b
Ca	1.13(50.0)	115.80**(33.9)	1.16(33.9)	d	a	b	d	e	c
Fe	0.12(63.9)	99.21**(44.6)	1.16(44.6)	d	b	d	c	d	a
S	0.00(59.2)	121.87**(42.1)	1.70(42.1)	b	c	b	b	a	c
o-PO ₄	0.32(49.9)	46.37**(44.0)	3.11*(44.0)	c	b	d	b	c	a
NO ₃	0.31(37.2)	21.00**(34.2)	0.67(34.2)	a	b	a	a	a	b
NH ₄	0.99(52.0)	54.52**(38.9)	21.17**(38.9)	c	b	d	c	bc	a
DOC	0.17(41.7)	89.50**(37.6)	152.4**(37.6)	b	b	c	b	b	a
Ilperveld									
Bodem hoogte	7.04*(50.2)	75.01**(50.1)	2.66*(50.1)	c	c	d	b	bc	a
pH	0.00(64.9)	23.84**(64.0)	7.14**(64.0)	bc	c	c	b	b	a
Alkaliniteit	0.08(70.6)	60.27**(68.1)	4.13**(68.1)	c	b	d	cd	e	a
Ca	0.00(76.9)	4.64**(61.4)	0.41(61.4)	b	a	c	b	d	a
Fe	2.77(63.6)	32.84**(41.8)	1.30(41.8)	b	a	b	b	d	a
S	0.03(74.9)	109.54**(48.8)	0.71(48.8)	b	c	b	b	a	c
o-PO ₄	0.75(55.9)	45.14**(41.8)	1.20(41.8)	c	b	e	c	d	a
NO ₃	1.20(59.8)	6.59**(44.1)	0.46(44.1)	a	b	a	a	a	c
NH ₄	0.51(55.6)	12.12**(35.2)	1.21(35.2)	b	a	c	b	b	a
DOC	0.23(80.1)	3.42**(65.5)	2.50(65.5)	ab	ab	b	b	a	b

Appendix C: Statistische uitkomsten van het incubatie experiment

Statistische uitkomsten van de hoofdeffecten veentype, behandeling, lokatie en de interactie effecten, zoals getest met een drieweg ANOVA. *F*-ratios zijn aangegeven met hun significantieniveau: * $P \leq 0.05$, ** $P \leq 0.01$. Aantal vrijheidsgraden in de noemer = 72, behalve voor de CH₄ flux (vrijheidsgraden in de noemer = 48) en voor de N₂ flux (vrijheidsgraden in de noemer = 24).

Variable	Veentype (d.f.=1)	Behandeling (d.f.=2)	Lokatie (d.f.=2)	Veentype* behandeling (d.f.=2)	Veentype* lokatie (d.f.=2)	Behandeling* lokatie (d.f.=4)
Netto d[H ⁺]	22.0**	7.9**	10.3**	3.2*	2.1	3.1*
d(pH)	136.4**	25.1**	8.7**	14.6**	0.5	1.0
CO ₂ flux per kg	13.7**	9.7**	39.1**	13.2**	15.5**	5.1*
CO ₂ flux per C _{micro}	49.1**	25.0**	34.5**	16.6**	7.2**	20.9**
CO ₂ flux per L	697.0**	15.9**	138.5**	17.8**	121.0**	5.3**
Microbieel C per kg	282.9**	35.6**	21.4**	24.3**	3.4*	12.5**
CH ₄ flux per kg	79.8**	3.1	40.0**	53.1**	1.4	50.1**
DOC productie per kg	44.2**	96.0**	22.1**	0.9	38.3**	1.9
DOC productie per L	5.5*	82.1**	64.7**	13.7**	77.0**	8.6**
Netto N-mineralisatie per kg	149.1**	33.4**	173.5**	62.9**	14.3**	21.4**
Netto N-mineralisatie per C _{micro}	267.7**	7.5**	126.6**	23.0**	42.4**	18.7**
Netto N-mineralisatie per L	13.2	45.1**	119.2**	65.2**	6.9**	20.8**
N ₂ flux per kg	65.1**	-	105.8**	-	27.8**	-
Bruto N-mineralisatie per kg	546.5**	13.7**	102.7**	13.2**	86.9**	6.4**
Bruto N-mineralisatie per C _{micro}	58.6**	33.5**	51.7**	26.4**	36.9**	23.4**
N-immobilisatie per kg	633.1**	8.6**	164.2**	3.1	70.3**	10.9**
N-immobilisatie per C _{micro}	167.1**	44.5**	92.6**	16.9**	30.1**	19.9**
Netto P-mobilisatie per kg	0.7	351.4**	8.7**	0.8	14.3**	13.6**
Netto P-mobilisatie per C _{micro}	3.4	341.7**	1.6	20.4**	10.2**	8.1**
Netto P-mobilisatie per L	18.7**	255.9**	13.9**	44.8**	16.7**	19.2**

Appendix D: Statistische uitkomsten van de praktijkproef zomerinundaties

Appendix D1. De effecten van locatie, seizoen en vegetatie type inclusief interacties op de waterstand en bodemvocht eigenschappen aan het begin van elk experiment per jaar. Scor = schorpioenmos, Call = gewoon puntmos, Sph = veenmos. F-ratios zijn aangegeven met hun significantieniveau: * $P \leq 0.05$, ** $P \leq 0.01$. Aantal vrijheidsgraden in de noemer = 138. Verschillende letters staan voor significante verschillen tussen de vegetatie typen.

Variabele	Lokatie	Seizoen	Vegetatie type	Scor	Call	Sph
Waterstand	1.53	0.89	38.42**	c	b	a
Cl	43.21**	4.81*	15.76**	b	b	a
IR	1.33	6.29*	14.12**	b	b	a
pH	60.30**	6.99**	110.15**	b	b	a
Alkaliniteit	38.11**	0.04	37.36**	c	b	a
Ca	62.01**	9.26**	53.53**	c	b	a
Fe	1.01	1.89	6.49**	a	a	b
S	35.46**	65.36**	7.94**	a	b	a
o-PO ₄	3.48	132.01**	12.91**	a	a	b
NH ₄	0.07	92.67**	2.38	n.s.	n.s.	n.s.
NO ₃	26.57**	13.90**	0.60	n.s.	n.s.	n.s.
DOC	0.01	36.45**	10.82**	a	a	b

Appendix D2. De effecten van inundatie (in vergelijking tot de referentie situatie), seizoen, vegetatie type inclusief interacties op bodemvocht eigenschappen. Scor = schorpioenmos, Call = gewoon puntmos, Sph = veenmos. F-ratios zijn aangegeven met hun significantieniveau: * $P \leq 0.05$, ** $P \leq 0.01$ en tussen haakjes het aantal vrijheidsgraden in de noemer. Verschillende letters staan voor significante verschillen tussen de vegetatie typen.

Variabele	Inundatie	Seizoen	Veg.type	Scor	Call	Sph	Inundatie* Seizoen	Inundatie* Veg.type	Seizoen* Veg.type
pH	4.27(46.8)	0.02(57.1)	11.04**(46.8)	b	b	a	0.72(57.0)	1.43(41.3)	2.39(57.1)
Cl	99.07**(46.3)	42.70**(65.6)	2.10(46.3)	n.s.	n.s.	n.s.	5.44*(65.7)	3.09(41.1)	0.92(65.6)
IR	10.30**(52.3)	0.70(62.1)	1.01(52.3)	n.s.	n.s.	n.s.	15.94**(62.1)	0.60(55.3)	2.08(62.1)
Alkaliniteit	60.83**(45.9)	29.80**(83.5)	4.33*(46.0)	b	ab	a	4.05*(83.4)	16.89**(45.8)	3.30*(83.3)
Ca	33.71**(44.3)	18.17**(93.6)	1.26(44.3)	n.s.	n.s.	n.s.	3.65*(93.8)	3.53*(44.0)	2.42(93.7)
Fe	2.85(39.3)	2.32(43.6)	3.12(39.2)	n.s.	n.s.	n.s.	0.01(43.4)	0.84(57.5)	1.30(43.6)
S	1.69(40.3)	0.17(45.1)	0.83(40.3)	n.s.	n.s.	n.s.	12.26**(45.0)	0.64(39.0)	1.15(45.0)
o-PO ₄	7.68**(40.3)	4.03(50.7)	0.11(40.3)	n.s.	n.s.	n.s.	6.35*(50.7)	0.13(46.0)	0.31(50.7)
NH ₄	84.19**(26.9)	78.36**(29.2)	3.86*(26.9)	b	a	a	73.3**(29.1)	1.75(49.0)	3.33(29.0)
NO ₃	3.46(50.9)	1.40(56.7)	0.13(50.6)	n.s.	n.s.	n.s.	0.22(56.5)	0.58(44.0)	2.07(56.4)
DOC	3.09(51.2)	23.82**(85.9)	10.92**(51.1)	a	a	b	0.36(85.7)	5.51**(53.8)	4.52*(85.7)

Appendix E: Statistische uitkomsten van het onderzoek naar P-beschikbaarheid en de rol van Ca en Fe in basenrijke venen

Uitkomsten van de statistische analyse van de verschillen tussen mossoorten (Rood, Groen, Geel), landen (Nederland, Zweden) en de interactie tussen mossoort en land als het gaat om vegetatie, bodemeigenschappen en bodemvocht. F-ratios zijn aangegeven met hun significantieniveau: * $P \leq 0.05$, ** $P \leq 0.01$. Verschillende letters staan voor significante verschillen tussen de vegetatie typen. Aantal vrijheidsgraden in de noemer = 19.

Variable	Soort (d.f.=2)	Land (d.f.=1)	Soort*lan (d.f.=2)	Rood	Groen	Geel	Ned	Zwe
<i>Vegetatie</i>								
Droge biomassa (g m ⁻²)	0.01	11.22**	0.85	n.s.	n.s.	n.s.	b	a
C (g kg ⁻¹)	0.81	0.03	0.28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
N (g kg ⁻¹)	3.56*	0.03	0.44	a	ab	b	n.s.	n.s.
P (g kg ⁻¹)	13.46*	0.19	0.30	a	a	b	n.s.	n.s.
Ca (g kg ⁻¹)	0.94	9.46**	0.18	n.s.	n.s.	n.s.	a	b
Fe (g kg ⁻¹)	0.64	0.59	0.64	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
N:P (g g ⁻¹)	23.83*	0.55	0.99	c	b	a	n.s.	n.s.
N (g m ⁻²)	0.45	18.36**	0.89	n.s.	n.s.	n.s.	b	a
P (g m ⁻²)	5.71*	5.97*	0.189	a	a	b	b	a
<i>Bodemeigenschappen</i>								
Gravim. vochtgehalte (%)	0.51	2.15	1.30	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Droge bulkdichtheid (g L ⁻¹)	0.51	2.16	1.30	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Organische stof (%)	0.06	0.40	0.30	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Waterstand (cm)	4.26*	8.10*	0.11	b	a	a	a	b
<i>Bodemvocht</i>								
pH	0.14	6.40*	0.25	n.s.	n.s.	n.s.	a	b
Alkaliniteit	0.36	0.80	0.20	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
EC (μS cm ⁻¹)	0.83	9.37**	0.20	n.s.	n.s.	n.s.	b	a
Ca (μmol L ⁻¹)	1.10	1.20	0.02	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Fe (μmol L ⁻¹)	1.41	0.52	0.01	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Na (μmol L ⁻¹)	0.78	93.46*	0.96	n.s.	n.s.	n.s.	b	a
Al (μmol L ⁻¹)	1.16	11.80*	1.99	n.s.	n.s.	n.s.	b	a
NH ₄ (μmol L ⁻¹)	4.25*	2.27	1.68	a	ab	b	n.s.	n.s.
DOC (μmol L ⁻¹)	0.55	13.62*	0.95	n.s.	n.s.	n.s.	b	a
NO ₃ (μmol L ⁻¹)	1.16	0.03	0.06	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PO ₄ (μmol L ⁻¹)	3.44*	1.85	0.57	a	ab	b	n.s.	n.s.
SO ₄ (μmol L ⁻¹)	0.99	8.14**	0.21	n.s.	n.s.	n.s.	b	a
DOP (μmol L ⁻¹)	1.86	0.07	1.60	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Fe/PO ₄ (mol mol ⁻¹)	0.34	2.45	0.14	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Ca/PO ₄ (mol mol ⁻¹)	1.76	0.22	0.15	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Fe/Ca (mol mol ⁻¹)	1.48	0.99	0.03	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Ca/(Ca+Fe) (mol mol ⁻¹)	1.21	0.96	0.18	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
NH ₄ /NO ₃ (mol mol ⁻¹)	5.90*	3.40	1.59	a	b	b	n.s.	n.s.
<i>Bodemchemie</i>								
S _{tot} (mol m ⁻²)	0.79	0.01	0.67	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
N _{tot} (mol m ⁻²)	1.06	0.01	2.86	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
C _{tot} (mol m ⁻²)	0.67	1.71	1.23	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
P _{tot} (mol m ⁻²)	6.43**	0.00	0.53	a	b	b	n.s.	n.s.
Fe _{tot} (mol m ⁻²)	4.86*	2.82	1.66	a	ab	b	n.s.	n.s.
Ca _{tot} (mol m ⁻²)	1.10	3.55	0.40	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
C:N (g g ⁻¹)	1.52	2.73	3.21	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
N:P (g g ⁻¹)	12.57*	0.00	1.05	b	b	a	n.s.	n.s.
C:P (g g ⁻¹)	11.34*	0.84	0.03	c	b	a	n.s.	n.s.
Ca:Fe (mol mol ⁻¹)	1.78	0.22	0.90	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Ca:(Ca+Fe) (mol mol ⁻¹)	2.23	0.50	0.86	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Fe:Ca (mol mol ⁻¹)	7.38**	5.73*	1.81	a	a	b	a	b
Fe:(Ca+Fe) (mol mol ⁻¹)	3.99*	2.20	0.97	a	a	b	n.s.	n.s.
Fe:(Ca+Mg) (mol mol ⁻¹)	7.60**	8.75**	3.01	a	a	b	a	b
S:(Ca+Mg) (mol mol ⁻¹)	1.79	3.33	0.46	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
(Fe+S):(Ca+Mg) (mol mol ⁻¹)	6.02**	3.08	2.77	a	a	b	n.s.	n.s.
Ca:P (mol mol ⁻¹)	5.13*	5.42*	0.90	b	b	a	a	b
Fe:P (mol mol ⁻¹)	4.37*	6.94*	4.33*	a	a	b	a	b
P _{inorg} (mol m ⁻²)	1.94	1.12	0.61	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
P _{org} (mol m ⁻²)	3.83*	2.13	2.59	a	ab	b	n.s.	n.s.
P _{ox} (mol m ⁻²)	8.65**	0.12	0.61	a	a	b	n.s.	n.s.
Fe _{ox} (mol m ⁻²)	5.16*	3.54	1.41	a	ab	b	n.s.	n.s.
Al _{ox} (mol m ⁻²)	0.11	3.92	2.19	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
P _{ox} - P _{inorg} (mol m ⁻²)	5.27*	2.08	0.49	a	a	b	n.s.	n.s.
Fe _{pyr} (mol m ⁻²)	7.68**	4.21	1.63	a	a	b	a	b
Al _{pyr} (mol m ⁻²)	0.12	3.54	1.50	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.