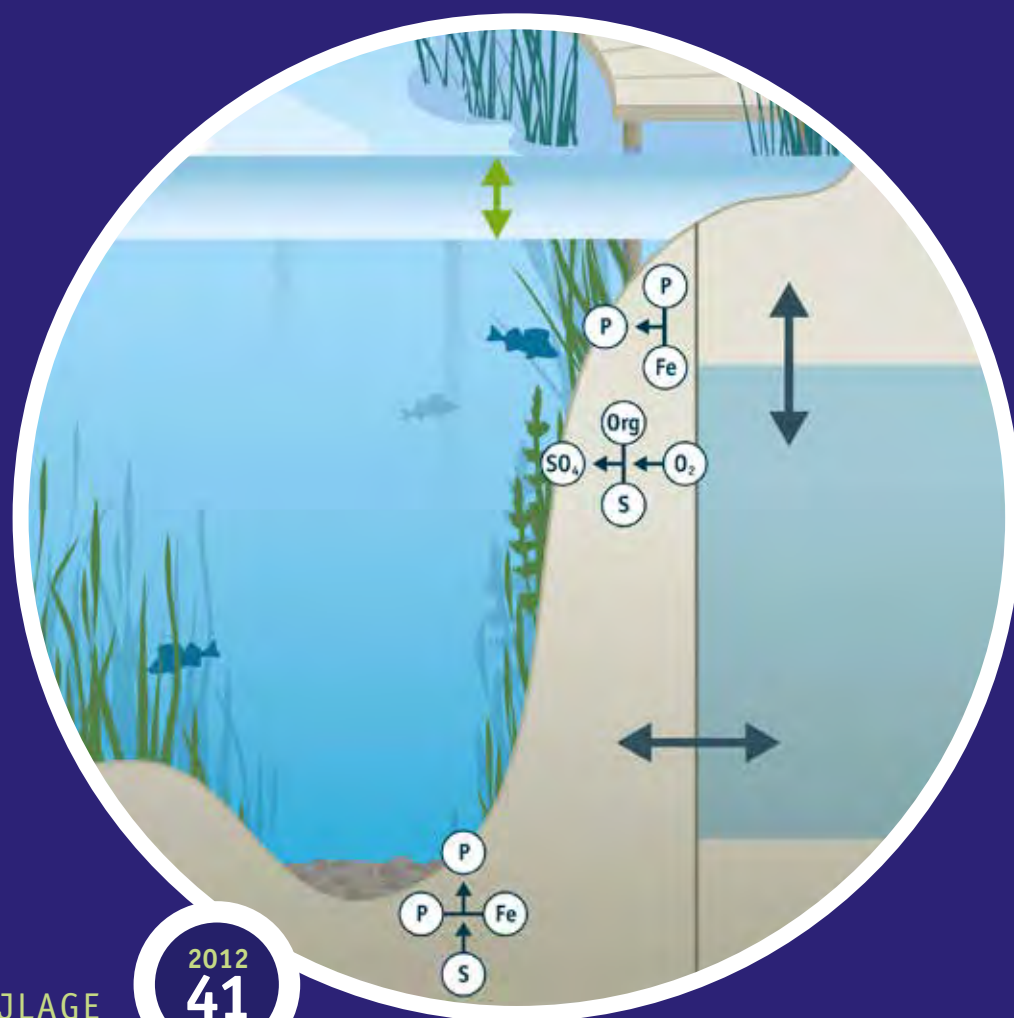


FLEXIBEL PEIL, VAN DENKEN NAAR DOEN

EFFECTEN VAN FLEXIBEL PEILBEHEER OP
BODEMPROCESSEN EN WATERKWALITEIT



BIJLAGE

2012
41



Effecten van flexibel peilbeheer op bodemprocessen en waterkwaliteit



EINDRAPPORTAGE

Titel rapport:
Effecten van flexibel peilbeheer op bodemprocessen en waterkwaliteit

Auteurs:
Fons Smolders, Johan Loermans & Leon Lamers

Opdrachtgever:
Agentschap NL

Rapportnummer: 2012.51

Informatie:
B-WARE Research Centre
Radboud Universiteit Nijmegen
Mercator III, Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen
Kamernummer: 02.025
Tel: 024-3652816
a.smolders@b-ware.eu

© B-WARE Research Centre, Nijmegen, 2012.

Inhoudsopgave

| | |
|--|-----------|
| Voorwoord | 1 |
| 1. Inleiding | 3 |
| 2. Methodiek | 7 |
| 2.1 Onderzoekslocaties | 7 |
| 2.1.1 Botshol | 7 |
| 2.1.2 Groene Jonker | 8 |
| 2.1.3 Loenderveen Oost | 8 |
| 2.1.4 Middelpolder | 8 |
| 2.1.5 Muyevelde | 8 |
| 2.1.6 Nieuwe Keverdijkse Polder | 8 |
| 2.1.7 Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven | 9 |
| 2.1.8 Ronde Hoep | 9 |
| 2.1.9 Westbroekse Zodden | 9 |
| 2.2 Bemonstering in het veld | 10 |
| 2.2.1 Oppervlakte water | 10 |
| 2.2.2 Bodemwaterraaien | 10 |
| 2.2.3 Grondwater | 11 |
| 2.2.4 Bodemmonsters | 11 |
| 2.3 Analyses | 12 |
| 2.3.1 Bodemanalyses | 12 |
| 2.3.2 Oppervlaktewatermonsters | 13 |
| 2.3.3 Chemische Analyses | 14 |
| 3. Theoretische achtergronden | 15 |
| 3.1 Decompositie en elektronenacceptoren | 15 |
| 3.2 Oxidatie van veen | 16 |
| 3.3 Hoge versus lage waterstanden | 20 |
| 3.4 Fosforbelasting oppervlaktewater | 21 |
| 3.5 Interacties tussen zwavel, ijzer en fosfor en de oppervlaktewaterkwaliteit | 21 |
| 3.6 Stikstofkringloop | 26 |
| 3.7 Relatie tussen sulfaatconcentratie en trofiegraad van het systeem | 26 |
| 3.8 Fosfaat in de waterlaag | 27 |
| 3.9 Sulfide toxiciteit | 29 |
| 3.10 Voorbeeld achteruitgang Krabbescheervegetaties | 29 |
| 3.11 Dilemma's bij hogere of lagere waterpeilen in het Veenweidegebied | 32 |
| 4. Uitwerking gebieden | 35 |
| 4.1 Botshol | 35 |
| 4.1.1 Inleiding | 35 |
| 4.1.2 Oppervlaktewaterkwaliteit | 38 |
| 4.1.3 Veenmosrietlanden | 42 |
| 4.1.4 Grote Kooibosch | 51 |
| 4.1.5 Onderwaterbodems | 53 |
| 4.1.6 Conclusies | 53 |
| 4.2 Groene Jonker | 55 |
| 4.2.1 Inleiding | 55 |
| 4.2.1 Oppervlaktewaterkwaliteit | 57 |
| 4.2.2 Bodemwaterkwaliteit | 60 |

| | |
|---|------------|
| 4.2.3 Conclusies | 65 |
| 4.3 Loenderveen-Oost | 66 |
| 4.3.1 Inleiding | 66 |
| 4.3.2 Oppervlaktewaterkwaliteit | 67 |
| 4.3.3 Rietoever | 70 |
| 4.3.4 Conclusies | 74 |
| 4.4 Middelpolder | 75 |
| 4.4.1 Inleiding | 75 |
| 4.4.2 Oppervlaktewater | 77 |
| 4.4.3 Onderwaterbodem | 80 |
| 4.4.4 Oeverraaien | 81 |
| 4.4.5 Conclusie | 85 |
| 4.5 Muyevelde | 86 |
| 4.5.1 Inleiding | 86 |
| 4.5.2 Tienhovense Plassen | 88 |
| 4.5.3 Loosrechtse Zodden (stergebied) | 94 |
| 4.5.4 Conclusies | 101 |
| 4.6 Nieuwe Keverdijkse Polder | 102 |
| 4.6.1 Inleiding | 102 |
| 4.6.2 Oppervlaktewater Noordelijk deelgebied | 104 |
| 4.6.3 Oppervlaktewater Zuidelijk deelgebied | 109 |
| 4.6.4 Oeverraaien | 111 |
| 4.6.5 Conclusies | 116 |
| 4.7 Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven | 117 |
| 4.7.1 Inleiding | 117 |
| 4.7.2 Oppervlaktewaterkwaliteit | 119 |
| 4.7.3 Oeverraaien (bodemwater) | 121 |
| 4.7.4 Conclusies | 128 |
| 4.8 De Ronde Hoep | 129 |
| 4.8.1 Inleiding | 129 |
| 4.8.2 Oppervlaktewater | 131 |
| 4.8.3 Bodems | 133 |
| 4.8.4 Conclusies | 138 |
| 4.9 Westbroekse Zodden | 139 |
| 4.9.1 Inleiding | 139 |
| 4.9.2 Oppervlaktewater macroïonen | 141 |
| 4.9.3 Onderwaterbodem | 144 |
| 4.9.4 Oeverraaien | 146 |
| 4.9.5 Oppervlaktewater nutriënten | 149 |
| 4.9.6 Nalevering uit onderwaterbodems | 152 |
| 4.9.7 Conclusies | 152 |
| 5. Synthese | 155 |
| 5.1 Effecten waterpeilen op bodemkwaliteit oevers | 155 |
| 5.2 Werkelijke nutriëntenbelasting oppervlaktewater | 156 |
| 5.3 Onderwaterbodem | 158 |
| 5.5 Balans tussen kritische en werkelijke nutriëntenbelasting | 159 |
| 5.6 Zwavel-/fosforrijke systemen; effecten op langere termijn | 161 |
| 5.7 Verlaging van de alkaliteit | 162 |
| 5.8 Slotconclusie | 163 |
| 6. Literatuur | 165 |

Voorwoord

Voorliggende rapportage bespreekt de belangrijkste resultaten van het door Onderzoekcentrum B-WARE uitgevoerde deel van het project “Flexibel peilbeheer van denken naar doen!”. In dit gezamenlijke project van Waternet, Wetterskip Fryslan, B-Ware, Deltares en NIOO is uitgebreid onderzoek gedaan naar de uiteenlopende effecten van flexibel peilbeheer. Deze rapportage fungeert als achtergronddocument bij het STOWA Watermozaïek hoofdrapport ‘Flexibel Peilbeheer, van denken naar doen’ en gaat met name in op de effecten van een flexibel peilbeheer op de bodemwater- en oppervlaktewaterchemie.

Hoofdstuk 1 bestaat uit een inleiding waarna in Hoofdstuk 2 de toegepaste methoden en bemonsterings- en analysetechnieken worden beschreven. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de theoretische achtergronden en in hoofdstuk 5 wordt een synthese van de resultaten gegeven. Het lezen van deze twee hoofdstukken geeft een goed inzicht in de belangrijkste achtergronden en uitkomsten van het onderzoek. In hoofdstuk 4 worden per onderzoeksgebied de belangrijkste resultaten besproken. Deze hoofdstukken zijn met name interessant voor diegenen die specifiek inzicht willen hebben in de effecten van een flexibel peilbeheer in de betreffende gebieden.

De volgende personen willen wij bedanken voor hun medewerking. Jeroen Frinsel, Rick Kuiperij en Imke Nabben hebben geassisteerd in het veldwerk Lennart Swinkels en Ralf Aben hebben als student geparticipeerd in het onderzoek en tevens een deel van het veld- en analysewerk verricht.. In het bijzonder willen wij Winnie Rip bedanken voor het kritisch doornemen van de conceptteksten van dit deelrapport en tevens voor de zeer prettige en stimulerende wijze waarop ze dit project heeft geleid. Tenslotte danken wij de vele leden van het projectteam voor de prettige samenwerking gedurende de afgelopen jaren.

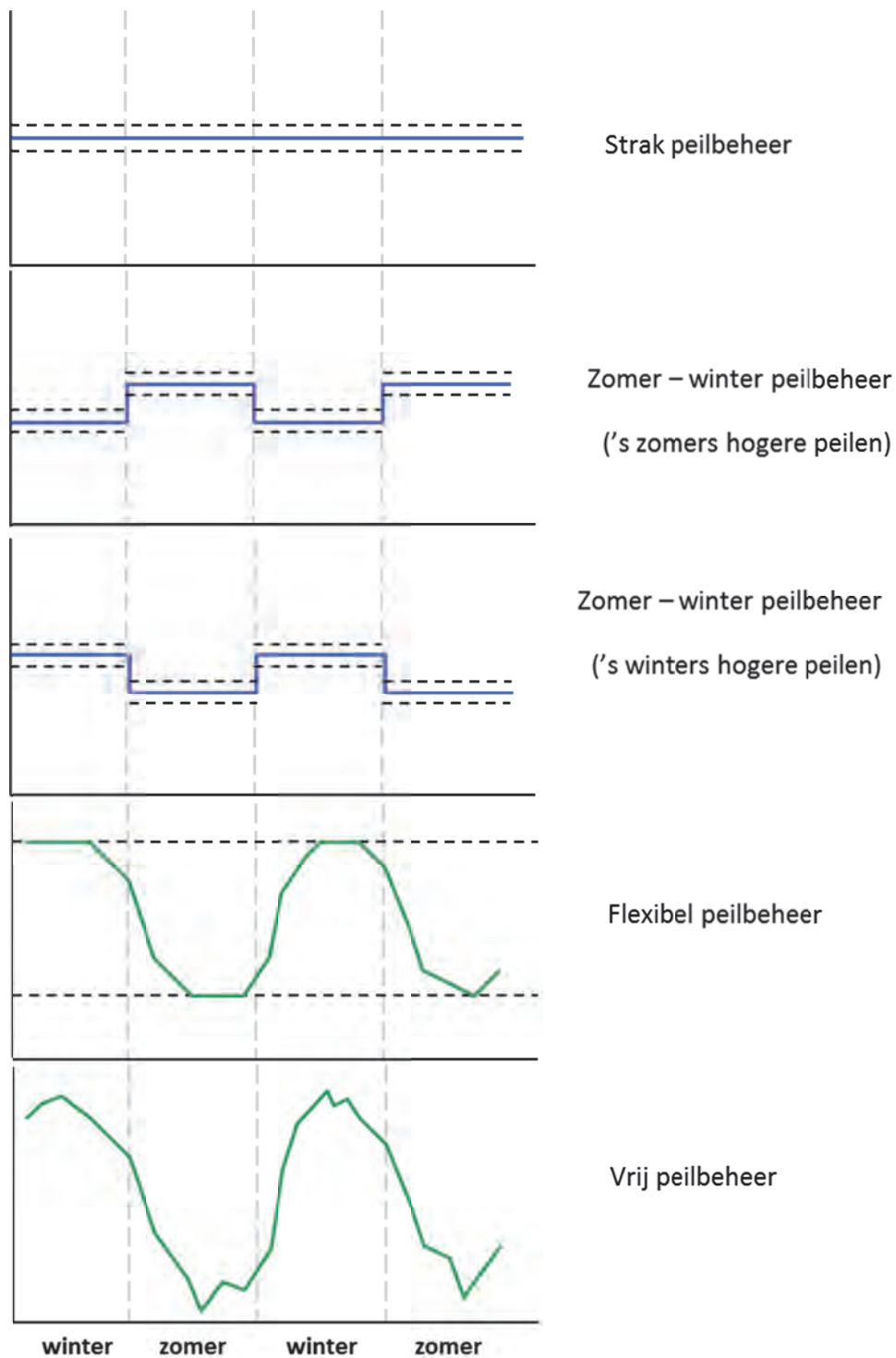
1. Inleiding

Voorliggende rapportage geeft de belangrijkste resultaten van het door Onderzoekcentrum B-WARE uitgevoerde deel van het project “Flexibel peilbeheer van denken naar doen!”. In dit gezamenlijke project van Waternet, Wetterskip Fryslan, B-Ware, Deltares en NIOO is uitgebreid onderzoek gedaan naar de uiteenlopende effecten van flexibel peilbeheer. Het doel van dit project is het uitvoeren van maatregelen die flexibel peilbeheer mogelijk maken, een monitoringsplan opzetten waarmee effecten van flexibel peilbeheer geëvalueerd kunnen worden en het ontwikkelen van een beslisboom, waarmee bepaald kan worden of flexibel peilbeheer zinvol is in een specifiek gebied en zo ja, hoe dit ingevuld kan worden (STOWA Hoofdrapport Flexibel peilbeheer, 2012). Daarnaast is onderzocht onder welke omstandigheden eventuele negatieve effecten te verwachten zijn. Het werk van Onderzoekcentrum B-WARE was gericht op de monitoring van de chemische oppervlaktewaterkwaliteit en de effecten van het flexibel peilbeheer op de chemie van het bodemwater in de oeverzones en de onderwaterbodems.

Tot in het begin van de 20e eeuw was het niet goed mogelijk om het waterpeil volledig onder controle te houden. Het was dan ook vanzelfsprekend dat gebieden onder water kwamen te staan en weer droogvielen. Er was dus sprake van een grote “verticale dynamiek” (peilfluctuatie). Tegenwoordig komen dergelijke inundaties vrijwel niet meer voor. Het waterpeil kan bijna tot op de centimeter worden gereguleerd met efficiënte gemalen en een goed onderhouden afwateringssysteem. In Nederland is vrijwel overal sprake van een sterk gereguleerd waterpeil afgestemd op functies als wonen, recreatie en landbouw. Kenmerkend voor een gereguleerd peilbeheer is dat de toegestane marge klein is. Bij een gereguleerd peilbeheer kan sprake zijn van een vast peil gedurende het gehele jaar (zie figuur 1.1). Daarnaast kan er sprake zijn van een vast zomer- en winterpeil, waarbij het zomerpeil lager is dan het winterpeil of een vast zomer- en winterpeil, waarbij het zomerpeil hoger is dan het winterpeil (zie figuur 1.1).

Nu we in staat zijn om het waterpeil tot op de centimeter te regelen, ontstaat er een tegenbeweging, waarbij we weer meer ruimte willen geven aan peilfluctuaties. De Kaderrichtlijn Water is in werking gesteld om waterbeheerders te verplichten hun wateren vanaf 2015 van goede kwaliteit te laten zijn. Het binnen de huidige randvoorwaarden gecontroleerd herstellen van de natuurlijke dynamiek (flexibel peilbeheer) kan hierbij een belangrijke bijdrage leveren. Op dit moment is in laag Nederland in de praktijk echter zelden sprake van een volledig flexibel peilbeheer.

Er is sprake van een flexibel peilbeheer wanneer het waterpeil binnen een bepaalde range kan meebewegen met het weer, voor zover dit vanuit de verschillende functies aanvaardbaar is. Een flexibel peil is niet hetzelfde als een vrij peil of een natuurlijk peil. Een natuurlijk peil is een peil dat niet wordt beïnvloed door menselijk ingrijpen. Dit komt in Nederland vrijwel niet voor. Een vrij peil komt wel voor. Een vrij peil is een peil dat niet gereguleerd wordt en dus volledig wordt gestuurd door neerslag en verdamping en de hydrologische situering. In de praktijk betekent dit dat het oppervlaktewaterpeil in de zomer laag is als gevolg van het neerslagtekort (verdamping > neerslag) en in de winter stijgt als gevolg van het neerslagoverschot (neerslag > verdamping) (zie figuur 1.1). Een specifieke vorm van flexibel peil is getrappt flexibel peilbeheer. Hierbij mag een peil vrij fluctueren tussen marges die voor vaste delen van het kalenderjaar gelden in verband met functies, zoals weidevogelbeheer. De marges van het flexibel peil zijn door het waterschap vastgelegd in een peilbesluit.



Figuur 1.1. *Overzicht van verschillende typen peilbeheer, zoals deze in Nederland voorkomen. De horizontale, gestreepte lijnen geven de peilmarges weer, zoals deze in het peilbesluit zijn vastgesteld. De blauwe, volle lijnen geven het streefpeil weer, waarop actief wordt aangestuurd. De groene, volle lijnen in de onderste twee grafieken geven een voorbeeld hoe het peil zich op basis van de meteorologische omstandigheden kan instellen (uit: STOWA. Hoofdrapport Flexibel peilbeheer, 2012).*

Naar verwachting zal het instellen van een flexibel peilbeheer de chemische en biologische kwaliteit van het oppervlaktewater verbeteren. Onze verwachting is dat flexibel peilbeheer de kieming, vestiging en groei van oeverplanten stimuleert en tot een afname leidt van de externe fosfaat-, stikstof- en sulfaatbelasting (i.e., de aanvoer van deze stoffen van buiten het gebied). Bij het toestaan van grotere natuurlijke fluctuaties in het peil, kan er meer lokaal water vastgehouden worden en hoeft minder water te worden ingelaten. Op grond hiervan zijn veranderingen in de kwaliteit van het oppervlaktewater te verwachten. Met name wanneer het inlaatwater naar verhouding veel fosfaat, stikstof en sulfaat bevat, resulteert verminderde inlaat in een lagere belasting via het inlaatwater. Het verminderen van de directe eutrofiering door het verkleinen van de nutriëntenfluxen van buiten heeft aldus een positief effect op de waterkwaliteit. Sulfaat is van belang omdat het in de onderwaterbodem kan worden gereduceerd tot sulfide. Hierbij wordt ijzer gebonden en fosfor gemobiliseerd (zie hoofdstuk 3). Verminderde aanvoer van sulfaat kan hiermee leiden tot een afname van de interne mobilisatie van fosfaat (interne eutrofiëring).

Of flexibel peil daadwerkelijk leidt tot verbeteringen is echter niet zeker. Flexibel peilbeheer zal bijvoorbeeld ook de interne nalevering van fosfor en sulfaat beïnvloeden, en leidt meestal ook tot een toename van de verblijftijd van het water. Daarnaast kunnen kwelstomen toenemen of afnemen. Nattere of drogere condities hebben invloed op de redoxchemie in de bodem en kunnen leiden tot bijvoorbeeld een toename of afname van de beschikbaarheid van fosfaat en sulfaat (Groenendijk e.a., 2012, Vermaat e.a., 2012). Het dieper uitzakken van de grondwaterstanden in de oevers zal meestal leiden tot een toename van de sulfaatconcentraties in het bodemwater als gevolg van de oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen door de indringing van zuurstof. Anderzijds wordt gereduceerd ijzer geoxideerd waardoor de binding van fosfor in de bodem verbetert. Uitzakkende waterstanden zullen dus meestal leiden tot een afname van de fosforconcentraties van het bodemwater. Nattere condities in de oever zullen tot het omgekeerde leiden, dus tot hogere fosforconcentraties en lagere sulfaatconcentraties.

Door het verloop in de tijd van de oppervlaktewaterchemie en de bodemwater- en grondwaterchemie in de oever te bestuderen in relatie tot het waterpeil, kunnen we meer inzicht krijgen in hoeverre fluctuaties van de waterstanden in het open water invloed hebben op de chemische processen in de oevers en de oppervlaktewaterkwaliteit. We maken hierbij gebruik van raaien (vanuit het open water de oever in) omdat we hierdoor kunnen vaststellen tot hoever in de oever de effecten meetbaar zijn. Omdat we in het onderzoek raaien uitzetten in gebieden met een verschillende oppervlaktewaterstandsfluctuaties, een verschillende bodemopbouw (klei, zand, veen) en verschillende bodemchemische eigenschappen (ijzerrijkdom, zwavelrijkdom, voedselrijkdom, etc.) krijgen we een goed beeld van wat we kunnen verwachten aan effecten in de oever onder de verschillende in Nederland vigerende veldcondities.

Een scherpe analyse van wat het flexpeil nu precies doet ten opzichte van de situatie zonder flexpeil kan echter niet voor alle onderzochte gebieden worden gemaakt vanwege het feit dat er niet altijd een vergelijking kan worden gemaakt met een referentiegebied zonder flexpeil. Daarnaast is er natuurlijke sprake van een korte tijdsduur van het project. Ook is er in de praktijk soms slechts in de situatie met flexpeil gemeten en is er niet gemonitord in de periode voorafgaande aan het instellen van het flexibele peil.

De metingen leveren ook input voor een modellering waaruit de effecten van flexibel peil ten opzichte van een star peil kunnen worden voorspeld (Deltares. Hydrologie rapport C,. 2012). Daarnaast zal deze exercitie duidelijk maken in hoeverre effecten van oppervlaktewater-

peilfluctuaties überhaupt te meten zijn in de oevers en in welke mate het zinvol c.q. wenselijk is dit soort effecten daadwerkelijk te monitoren in een ‘flexpeil monitoringsplan’.

Bij de keuzes die we hebben gemaakt bij het uitzetten van de raaien is rekening gehouden met het feit dat we voor de gebieden representatieve situaties willen bestuderen. De financiële- en logistieke randvoorwaarden betekenen dat er per gebied steeds een beperkt aantal raaien kon worden uitgezet. Daarnaast is gegeven deze randvoorwaarden ook de bereikbaarheid van de locaties een belangrijke randvoorwaarde geweest. Ondanks deze beperkingen heeft het onderzoek een groot aantal duidelijke en voor het waterbeheer uiterst relevante resultaten opgeleverd, die in dit rapport besproken worden.



Figuur 1.2. *Veenweidegebied De Ronde Hoep. Peilverschil tussen het flexpeilgebied (vooraan) en het niet-flexpeilgebied.*

2.1.2 Groene Jonker

Op dit voormalige stuk landbouwgrond ten noorden van de Nieuwkoopse plassen is de toplaag verwijderd en zijn ondiepe plassen gegraven. In dit gebied is er sprake van een flexibel (natuurlijker) peilbeheer sinds de inrichting. Er kan alleen water worden uitgelaten middels een stuw. Water komt het gebied in via kwel en neerslag. Het gebied is qua vegetatie zeer structuurrijk en rijk aan bijzondere moeras- en watervogels zoals waterral, geoorde fuut, grutto, kemphaan en allerlei soorten eenden en ganzen. Schapen begrazen de aanwezige vegetatie rond de plassen om boomopslag te voorkomen. Langs de grote plas in het zuidoosten zijn twee raaien met peilbuizen en bodemwaterbemonsteraars uitgezet aan de oost- en westkant van de plas. Deze locaties zijn representatief voor het gebied. De twee raaien zijn geplaatst in een open vegetatie. De hoofdvraag is hier wat de rol van waterpeilfluctuatie kan zijn bij de ontwikkeling van nieuwe natuur. Daarnaast kan hier ook worden onderzocht wat de rol van een ijzerrijke bodem (kwel in het verleden) en mogelijke bestaande kwel is.

2.1.3 Loenderveen Oost

Evenals de Flexpeilgebieden Westbroekse Zodden, Muyevelde en de Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven behoort Loenderveen Oost tot het Natura 2000-gebied de Oostelijke Vechtplassen. Het gebied bestaat uit een ondiepe plas met een zandig bodem. Langs de westelijke oever is een mooie brede strook veenmosrietland aanwezig. Als meetlocatie hebben we een duidelijke vegetatiegradiënt binnen deze rietzone uitgekozen. De invloed van een flexibel peil kon hier goed bestudeerd worden op de aanwezige vegetatie en de bodem(water)kwaliteit.

2.1.4 Middelpolder

De Middelpolder ligt ten noorden van Ouderkerk aan de Amstel. Het is vergelijkbaar met de Ronde Hoep, maar veel kleiner in omvang. Hoofddoelstelling is hier weidevogelbeheer. De veenweiden zijn voor een gedeelte van het jaar in gebruik door een pachter voor vee. Er is een representatieve veenweide uitgekozen met een voor dit soort gebieden zeer typerende ingezakte oever. Ook is een oeverraai buiten het flexpeilgebied gekozen, eveneens op een venige bodem.

2.1.5 Muyevelde

De Loosdrechtse plassen vallen onder het gebied Muyevelde, waar veel recreatie op het water plaatsvindt. In het oosten vindt er een overgang plaats van veenweiden naar de Utrechtse Heuvelrug. Het oostelijk deel van sloten, veenweiden, rietland, plasjes en bossen wordt gekenmerkt door een stervormige cirkel van sloten. In dit stergebied zijn twee locaties gekozen ten noorden van de ijsbaan. Hier zijn stukken weiland geplagd, waardoor nat schraalgrasland is ontstaan met dotterbloemen, moeraskartelblad en zeggesoorten. Een van deze ecologisch waardevolle natte schraallanden wordt vergeleken met het aangrenzende ongeplagde productieweiland. Daarnaast zijn er bodemwaterbemonsteraars geplaatst aan een oever van de Tienhovense Plas.

2.1.6 Nieuwe Keverdijkse Polder

De Nieuwe Keverdijkse polder grenst aan het Naardermeer en dient als buffer voor het Naardermeer met het omringende agrarische land(gebruik). Het waterpeil wordt in zijn geheel in de polder omhoog gebracht, om wegzijging van water uit het Naardermeer tegen te gaan. In dit gevarieerde natuurgebied zijn ten noorden en zuiden van de spoorlijn, die ook dwars door het Naardermeer loopt, twee gebieden met elk een eigen peilbeheer geselecteerd. Beide raaien

grenzen aan slenken. In de slenk ten noorden van de spoorlijn komt krabbescheer voor. Dit is een bijzondere waterplant, die het proces van de verlanding van laagveenwateren inzet met haar drijvende matten. Vanuit de nabijgelegen rietkraag is een oplopende gradiënt richting de oever uitgezet.

Ook ten zuiden van de spoorlijn zijn er bodemwaterbemonsteraars geplaatst, inclusief peilbuizen, in een raai op de vlakke oever van de aanwezige slenk. Een belangrijke vraag die we in de Nieuwe Keverdijkse polder wilden beantwoorden is wat het effect is van vernatting op voormalig bemeste weilanden, zowel lokaal als voor de algemene waterkwaliteit.

2.1.7 Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven

Grenzend aan de Westbroekse Zodden ligt de Oostelijke binnenpolder van Tienhoven. Het terrein is rijk aan moerasvogels en bestaat uit ondiepe petgaten op een zandige bodem. Deze petgaten zijn afgegraven tot op de onderliggende zandlaag, maar hier en daar ligt er nog een restlaag van 10-20 cm veen. In de petgaten komt onder andere veelstengelige waterbies en stijve moerasweegbree voor. Er zijn mooie natte schraalgraslanden aanwezig met moeraskartelblad en orchideeën. In het oostelijk deel is een raai langs een vegetatiegradiënt ingezet vanuit een rietkraag richting het natte schraalgrasland.

In het westen van het terrein zijn enkele aparte meetpunten ingezet in de situatie met en zonder een flexibel peilbeheer. In de Oostelijke binnenpolder was al voor de start van het onderzoekprogramma een flexibel peilbeheer aanwezig. De vraag was welke rol flexibel peil kan spelen bij de ontwikkeling van de petgaten en de aanwezige vegetatie.

2.1.8 Ronde Hoep

De Ronde Hoep is een uitgestrekt veenweidegebied ten zuiden van Ouderkerk aan de Amstel. In de kern van de Ronde Hoep wordt sinds enkele jaren een flexibel peilbeheer gevoerd. Tevens is er als proef een perceel gedraineerd en vernat met drainagebuizen. In deze kern is agrarisch landgebruik secundair aan de hoofddoelstelling weidevogelbeheer. De veenweiden zijn in gebruik door pachters voor vee. Uit dit grote areaal van weidse en open veenweiden zijn twee representatieve veenweiden uitgekozen. Er zijn twee sets van twee raaien geplaatst, een in het gedraineerde en een in het niet gedraineerde perceel, dat erg nat is in de winter. Voor beide percelen is een sloot met flexibel en een sloot met een 'vast' polderpeil gekozen. De hoofdvraag is hier wat de interactie tussen peilbeheer en drainage is voor bodem- en waterkwaliteit.

2.1.9 Westbroekse Zodden

In dit natuurgebied dat veel petgaten bevat, zijn diverse bijzondere vegetatietypen aanwezig zoals trilveen en verlandingsvegetaties van krabbescheer, slangewortel en waterdrieblad. In het veldonderzoek zijn deze vegetatietypen geselecteerd als meetlocaties. Hiernaast is er ook een raai met bodemwaterbemonsteraars en peilbuizen uitgezet langs oevers met helofyten als lisdodde. Er zijn ook raaien uitgezet in petgaten waar een flexibel peilbeheer afwezig is. In de Westbroekse Zodden wordt onderzocht wat de effecten van een flexibeler waterpeil op verlandingsprocessen/-vegetaties zijn.

2.2 Bemonstering in het veld

2.2.1 Oppervlakte water

In de Flexpeilgebieden is maandelijks oppervlaktewater verzameld voor analyse. Dit gebeurde op diverse locaties zowel binnen als buiten (waar mogelijk) het gebied waar een flexibel waterpeilbeheer wordt uitgevoerd. Oppervlaktewater zijn verzameld bij de in- en uitlaatpunten (stuwen), raaien van lysimeters en overige locaties verspreid over het hele gebied. Het gaat hierbij om sloten, petgaten en de randen van plassen.

2.2.2 Bodemwaterraaien

In september 2010 en januari en februari 2011 zijn in elk gebied raaien van bodemwaterbemonsteraars (poreuze keramische cups) geplaatst om bodemwater te bemonsteren. Deze lysimeters zijn geplaatst op 25 cm diepte (onder maaiveld). De raai begint in de onderwaterbodem van een sloot, petgat of plas en gaat landinwaarts van laag naar hoog op de oever verder het weiland, schraalland, rietkraag of bos in (zie figuur 2.2.1). Hierdoor ontstond er een gradiënt van nat naar (vochtig of) droog. Op een of twee locaties per de raai werd er tevens bodemwater op 50 en 100 centimeter verzameld. Door spuiten aan de slangen van de lysimeters te hangen en vacuüm te trekken, werd het bodemwater opgezogen uit de bodem. De spuiten werden gespoeld met bodemwater (minimaal 15 ml) dat nog in de slangen en cup aanwezig is. Daarna werd het monster voor analyse verzameld.



Figuur 2.2.1 Raai van bodemwaterbemonsteraars uitgezet vanuit de sloot naar het weiland. De bemonsteraars staan op 25 cm diepte. Op het hoogste punt in het weiland zijn tevens op dezelfde afstand van de oever bemonsteraars geplaatst op 50 en 100 centimeter diepte.

In 2011 werd er maandelijks bodemwater verzameld. In 2012 gebeurde dit iedere twee maanden.

2.2.3 Grondwater

In de winter (februari en maart) van 2011 en 2012 en de zomer (augustus/september) van 2011 is er grondwater verzameld uit de peilbuizen. Hiervoor werden de peilbuizen leeggepompt, waarna de buizen weer volliepen met ‘vers’ grondwater (figuur 2.2.2). Dit ‘verse’ grondwater wordt verzameld en geanalyseerd.



Figuur 2.2.2 Leegpompen van peilbuizen van het ‘oude’ grondwater, dat in de buizen heeft gestaan. Hierna wordt het ‘vers’ toestromende grondwater bemonsterd voor verdere analyse.

2.2.4 Bodemmonsters

Om relaties te kunnen leggen tussen de kwaliteit van het bodemwater en de bodem zelf, is er ter hoogte van elke lysimetercup bodemmateriaal verzameld. De bodemmonsters zijn in drie- of viervoud (mengmonsters) genomen op 50 centimeter afstand van de lysimeter. Het betreft bodemmateriaal van 10 cm diepte (5 cm boven tot 5 cm onder de cup). Hiervan is het vocht- en organisch-stofgehalte bepaald en zijn destructies (onsluiting met zuur en peroxide) en zoutextracties uitgevoerd. Afhankelijk van de hardheid en het vochtgehalte van de bodem is er bemonsterd met behulp van een grondboor, zuigboor, guts, happer of veenhapper.

Op de 6 locaties per gebied waar het NIOO vegetatieopnamen heeft gemaakt langs sloten en plassen zijn bodems van de onderwaterbodem en de oever verzameld. Dit zijn bodems (mengmonsters) gestoken op vier locaties binnen de raaien (van 50 of 100 meter in lengte) op gelijke afstand van elkaar. De bovenste 15 cm is verzameld m.u.v. de toplaag van bijvoorbeeld de graszode/dichte wortelzone van enkele centimeters dik. Van deze bodems zijn het vocht- en organisch stofgehalte bepaald, en destructieanalyses alsmede water, zout- en Olsen-P extracties uitgevoerd



Figuur 2.2.3 Verzamelen van de bodemmonsters

2.3 Analyses

2.3.1 Bodemanalyses

Op de bodemmonsters zijn de volgende analyses uitgevoerd:

- Vocht- en organisch stofgehalte.
- Olsen-P (plantenbeschikbare fosfaatfractie).
- Destructie: totaal-P (fosfaat), totaal-S (zwavel), totaal-Fe (ijzer), totaal-Ca (calcium), totaal-Mg (magnesium), totaal-Mn (mangaan), totaal-Zn (zink), totaal-Al (aluminium), totaal-K (kalium), totaal-Si (silicium).
- Waterextract.
- Zoutextract: pH, fosfaat, ammonium en nitraat.

Vocht- en organisch stofgehalte

Het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal is via het vochtverlies bepaald. Dit gebeurt door in duplo bodemmateriaal te drogen gedurende 24 uur bij 70 °C. Omdat de bakjes precies tot aan de rand worden afgevuld kunnen later ook de concentraties worden omgerekend naar mol per liter bodemvolume. De fractie organisch stof in de bodem is berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe is het bodemmateriaal, na drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550 °C. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met de fractie organisch materiaal in de bodem.

Olsen-extractie

Plantenbeschikbaar fosfaat is met behulp van een Olsen-extractie bepaald. Hiervoor is aan 3 gram droog bodemmateriaal 100 ml 0,5 mol l-1 natriumbicarbonaat (NaHCO_3) toegevoegd. De pH van het extractiemedium is op pH 8,5 gesteld met behulp van NaOH. Gedurende 30 minuten zijn de

monsters uitgeschud op een schudmachine (105 r.p.m.) waarna het supernatant onder vacuüm is verzameld met behulp van teflon bodemwaterbemonsteraars (Rhizon's). Het extract is bij 4°C bewaard tot verdere analyse.

Bodemdestructie

Door de bodem te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bepaalde elementen/nutriënten in het bodemmateriaal te bepalen. Hiervoor is 200 mg fijngemalen gedroogde bodem afgewogen in teflon destructievaatjes. Aan het bodemmateriaal is 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3 , 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H_2O_2 , 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters zijn vervolgens gedestruerd in gesloten teflon vaatjes en na afkoelen is het destraat nauwkeurig overgebracht en aangevuld tot 100 ml met milli Q water. De monsters zijn in polyethyleenpotjes bij 4 °C bewaard voor verdere analyse.

Waterextractie

Bij het uitvoeren van een waterextractie wordt 17.5 gram verse bodem uitgeschud met 50 ml demiwater gedurende 2 uur bij 105 r.p.m. waarna de pH is gemeten met een standaard Ag/AgCl2 elektrode verbonden met een radiometer Copenhagen type PHM 82. Het supernatant is onder vacuüm verzameld met behulp van teflon bodemwaterbemonsteraars (Rhizon's) en bewaard bij 4°C tot verdere analyse.

Zoutextractie (NaCl-extractie)

Bij een natriumchloride(zout)-extractie worden aan het bodemadsorptiecomplex gebonden ionen verdrongen door natrium en chloride. Met deze extractie is onder andere de pH, ammonium- en nitraatbeschikbaarheid van de bodem bepaald. Voor een zoutextractie is aan 17,5 gram verse bodem 500 ml 0,2 mol l⁻¹ natriumchloride (NaCl) toegevoegd. Gedurende 60 minuten zijn de monsters uitgeschud op een schudmachine (105 r.p.m.) waarna de pH is gemeten met een standaard Ag/AgCl2 elektrode verbonden met een radiometer Copenhagen type PHM 82. Het supernatant is onder vacuüm verzameld met behulp van teflon bodemwaterbemonsteraars (Rhizon's) en bewaard bij 4°C tot verdere analyse.

2.3.2 Oppervlaktewatermonsters

Aan de oppervlaktewater- en bodemvochtmonsters zijn de volgende analyses uitgevoerd:

- pH
- Alkaliteit (zuurbufferend vermogen)
- Concentraties van geselecteerde ionen en elementen

De alkaliteit werd bepaald middels een titratie met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliteit. De pH is gemeten met een standaard Ag/AgCl2 elektrode verbonden met een radiometer Copenhagen type PHM 82. De alkaliteit wordt in het rapport uitgedrukt als $\mu\text{mol L}^{-1}$. De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl2 elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type PHM 82). De metingen van de concentraties van ionen en elementen worden hieronder besproken.

2.3.3 Chemische Analyses

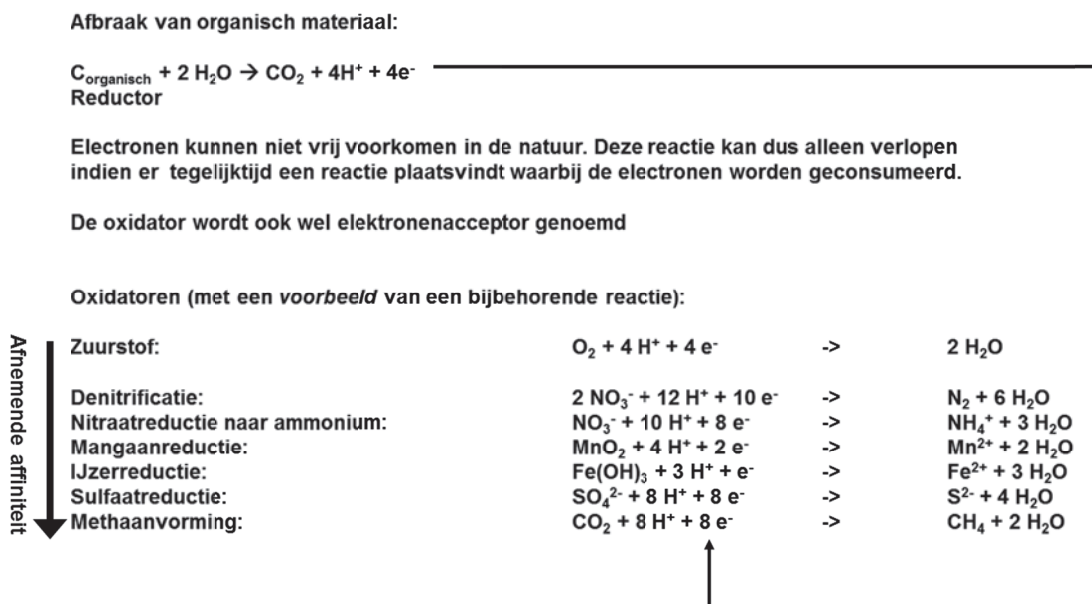
De concentraties natrium (Na) en kalium (K) werden vlamfotometrisch bepaald en de ammonium (NH_4^+), nitraat (NO_3^-), fosfaat (PO_4^{3-}), sulfaat (SO_4^{2-}) en chloride (Cl^-) concentraties aan de hand van kleurreacties met autoanalyser-technieken (Technicon autoanalysers, zie ook <http://www.ru.nl/fnwi/gi>). De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), zwavel (S), fosfor (P), ijzer (Fe), mangaan (Mn), silicium (Si), Zink (Zn) en alle overige elementen werden gemeten met behulp van een ICP-OES (zie ook <http://www.ru.nl/fnwi/gi>). De concentraties ortho-fosfaat in watermonsters (PO_4^{3-}) is de hoeveelheid opgelost fosfaat. De totaal-P concentratie ligt vaak hoger omdat hier ook niet opgelost fosfor wordt gemeten dat bijvoorbeeld geadsorbeerd is aan organische stoffen (humuszuren) of zeer kleine colloïdale deeltjes ($<0,2 \mu\text{m}$).

3. Theoretische achtergronden

In dit hoofdstuk worden de theoretische achtergronden besproken van de biogeochemische processen die een rol spelen bij de interacties die op kunnen treden tussen het oppervlaktewater, de onderwaterbodem en de oevers. Het is grotendeels gebaseerd op onderzoek dat in het (recente) verleden is uitgevoerd door onderzoekcentrum B-WARE en de afdeling Aquatische Ecologie en Milieubiologie van Radboud Universiteit Nijmegen. Ook het onderzoek dat in het kader van dit flexipeilproject is uitgevoerd heeft bijgedragen aan deze inzichten.

3.1 Decompositie en elektronenacceptoren

Voor de afbraak van organisch materiaal is met name de beschikbaarheid van zogenaamde elektronenacceptoren van belang (Smolders e.a. 2006; figuur 3.1). Dit komt omdat de afbraak van organisch materiaal in wezen een redoxreactie is. Bij een redoxreactie vindt uitwisseling van elektronen plaats tussen een reductor die deze afstaat en een oxidator die ze opneemt. Welke oxidator met welke reductor een reactie aangaat hangt af van de mate waarin elektronen gebonden zijn. Een redoxreactie kan alleen plaatsvinden wanneer er zowel een oxidator als een reductor aanwezig is omdat elektronen in tegenstelling tot protonen niet vrij in de natuur kunnen voorkomen. Micro-organismen zoals schimmels en bacteriën gebruiken meestal redoxreacties om stoffen om te zetten. De energie die hierbij vrijkomt gebruiken ze onder andere voor groei (figuur 3.1).

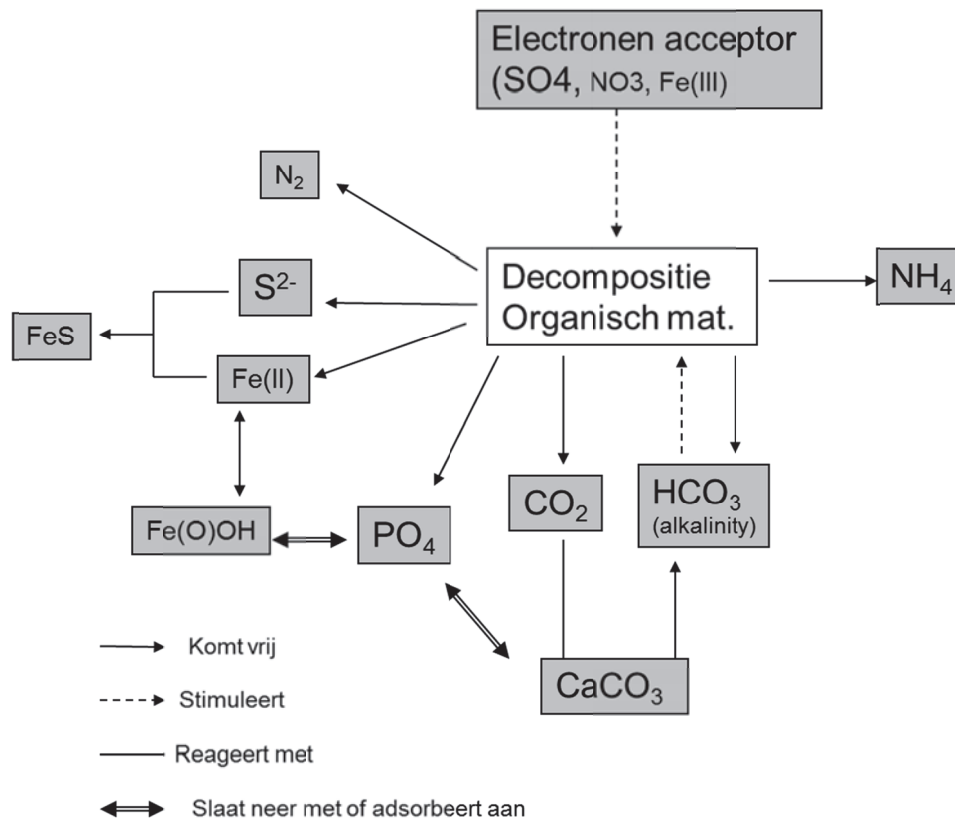


Figuur 3.1.. Rol van elektronenacceptoren bij de afbraak van organische materiaal.

Zuurstof (O_2) is een zeer sterke oxidator en zal daarom indien het aanwezig is, vrijwel altijd als preferente elektronenacceptor optreden. In afwezigheid van zuurstof zullen achtereenvolgens nitraat (NO_3^-), mangaan (Mn^{4+}), ijzer (Fe^{3+}), sulfaat (SO_4^{2-}) en koolstofdioxide (CO_2) als alternatieve oxidatoren optreden. Hierbij worden ze gereduceerd tot respectievelijk stikstofgas (N_2), stikstofoxide (N_2O) of ammonium (NH_4^+), mangaan (Mn^{2+}), ijzer (Fe^{2+}), sulfide (S^{2-}) en

methaan (CH_4) (figuur 3.1). Naarmate de reacties moeilijker verlopen en de micro-organismen hier minder energie uit kunnen halen daalt de redoxpotentiaal E_h (uitgedrukt in mV).

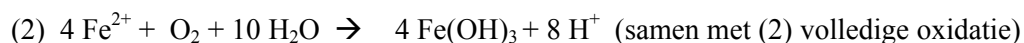
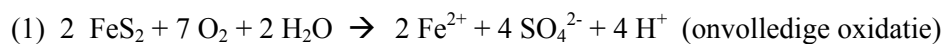
Meestal is onder permanent natte anaerobe condities sulfaat kwantitatief de belangrijkste electronenacceptor voor de anaerobe afbraak (Smolders e.a. 2006). De sulfaatbelasting van een watersysteem zal dan ook in belangrijke mate bijdragen aan de afbraak van organische materiaal in de anaerobe onderwaterbodem. Bij de reductie van sulfaat komt sulfide vrij dat bindt aan in de bodem aanwezig ijzer. Hierdoor wordt ijzer vastgelegd als ijzersulfide waardoor de mobiliteit van ijzer afneemt en tevens de binding van fosfor aan ijzer(hydr)oxiden (figuur 3.1).



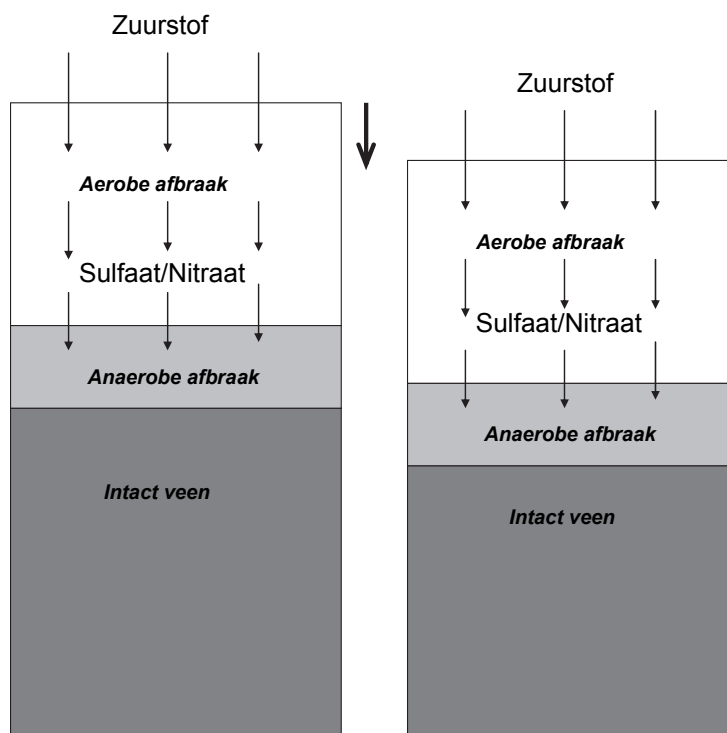
Figuur 3.2. Schematische weergave van de processen die betrokken zijn bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal (naar van der Heide e.a. 2010).

3.2 Oxidatie van veen

Wanneer er zuurstof bij het anaerobe veen komt, zoals het geval is in de toplaag van percelen in het veenweidegebied, kan het organische materiaal (veen) onder invloed van zuurstof worden afgebroken (geoxideerd, figuur 3.3). Hierbij wordt het organische materiaal deels omgezet in kooldioxide (CO_2). Het overgebleven veen verliest structuur en kan uiteindelijk ook als bagger in de sloten terecht komen. Het gereduceerde zwavel uit de bodems komt na oxidatie vrij als sulfaat. Oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen (vooral ijzersulfide) kan volledig of onvolledig verlopen. Wanneer de oxidatie onvolledig verloopt komt er behalve sulfaat ook gereduceerd ijzer vrij (reactie 1); bij een volledige oxidatie wordt ook het gereduceerde ijzer geoxideerd tot ijzer(III)hydroxides (reactie 1 en 2 samen).



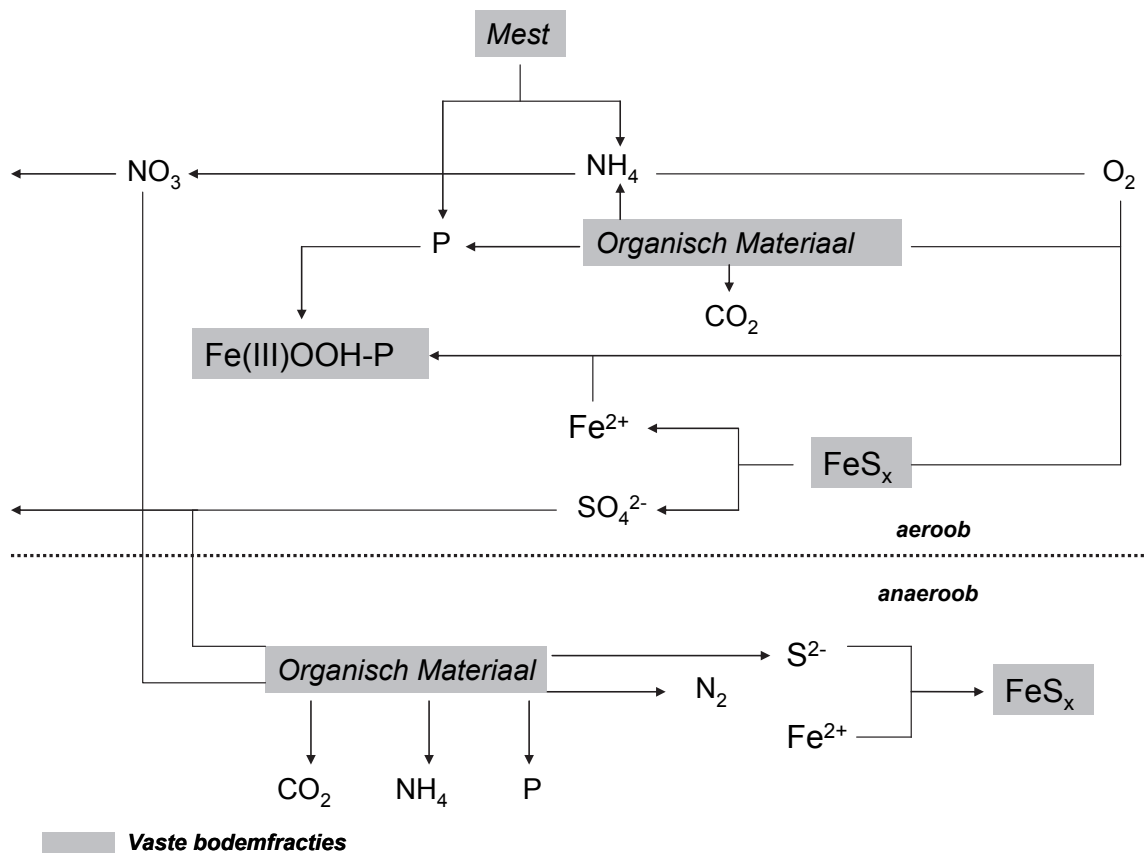
Sulfaat is zeer mobiel en kan gemakkelijk uitspoelen uit de bodem. Het gereduceerde ijzer is minder goed oplosbaar en wordt onder invloed van zuurstof grotendeels ook geoxideerd tot de zeer slecht oplosbare geoxideerde vorm van ijzer (Fe^{3+}). Onder invloed van oxidatieprocessen wordt de toplaag van de veenbodems, dus steeds armer aan zwavel en organisch materiaal en steeds rijker aan ijzer. Verder komen bij de afbraak van het organische materiaal natuurlijk ook nutriënten vrij, met name in de vorm van fosfor en ammonium. De bij de oxidatie gevormde ijzer(hydr)oxides kunnen erg goed fosfor binden. Het ijzer en fosfor die vrijkomen bij de mineralisatie van het veen zijn dus weinig mobiel omdat ijzer oxideert tot slecht oplosbare ijzer(hydr)oxiden en P hieraan wordt geadsorbeerd. Het ammonium kan door het zuurstof worden geoxideerd tot nitraat. Zowel sulfaat als nitraat zijn erg mobiel en kunnen uitspoelen naar het oppervlaktewater en naar de diepere nog anaerobe bodemlagen. Hier kunnen sulfaat en nitraat als electronenacceptor (oxidatoren) dienen voor de anaerobe afbraak van organisch materiaal in de waterverzadigde zone (figuur 3.3).



Figuur 3.3. Schematische weergave van de veenafbraak (oxidatie van veen) in het veenweidegebied

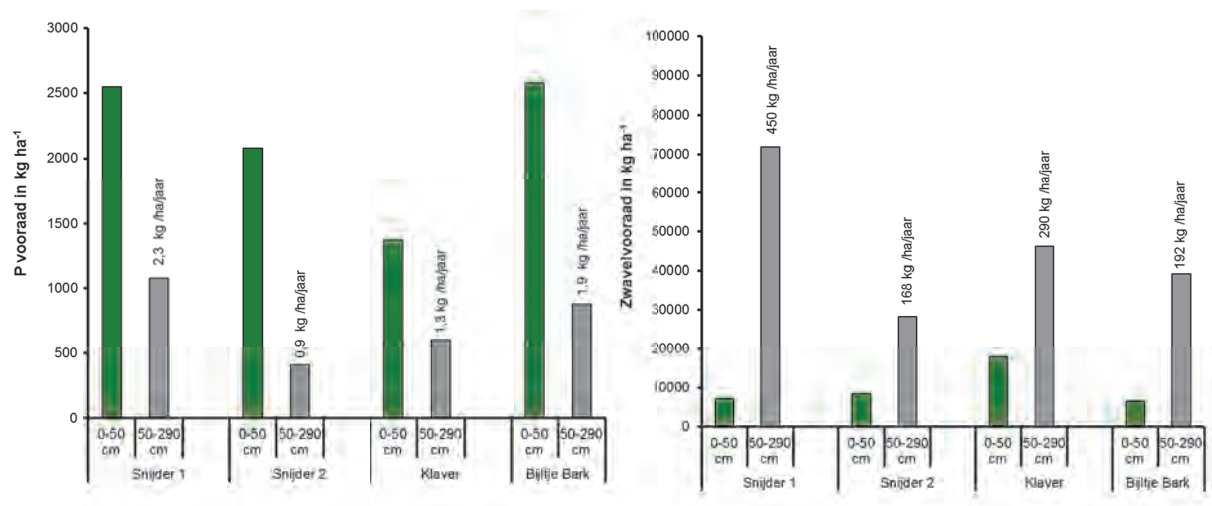
Bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal worden sulfaat en nitraat gereduceerd tot sulfide en stikstofgas, waarbij organisch materiaal wordt afgebroken. Het sulfaat en nitraat dat bij de anaerobe afbraak betrokken is, wordt echter voornamelijk vrijgemaakt door de aerobe oxidatie (onder invloed van zuurstof) in de toplaag. Daarnaast vormt ook de bemesting van de aerobe toplaag een bron van nitraat. Al met al verloopt deze anaerobe afbraak relatief langzaam en draagt naar schatting maximaal 10 % bij aan de totale oxidatie van het veen (Hendriks en van den

Akker, 2012). In figuur 3.4 worden schematisch de processen weergegeven die betrokken zijn bij de veenafbraak (veenoxidatie) in het veenweidegebied.



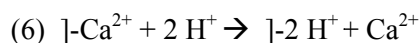
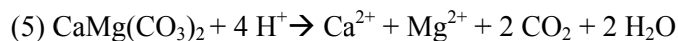
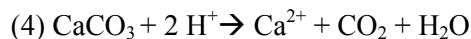
Figuur 3.4. Aerobe en anaerobe veenafbraak in veenweiden leiden tot bodemdaling

In figuur 3.5 wordt op basis van analyses die zijn uitgevoerd voor vier locaties in het Wormer en Jisperveld (Groenendijk e.a., 2012), de berekende fosfor- en zwavelvoorraden van de bodem gegeven. Hierbij is onderscheid gemaakt in de voorraad in de bovenste 50 cm van de bodem en de totale voorraad in de hieronder liggende nog intacte veenlaag (50-290 cm diepte). De fosforvoorraad is hoog in de toplaag van het veen. Het gaat hierbij om fosfor dat is vrijgekomen bij veenoxidatie in het verleden en om fosfor dat via bemesting in de bodem terecht is gekomen. We zien dat de zwavelvoorraad juist in de nog intacte veenlaag veel hoger is dan de zwavelvoorraad in de toplaag (bovenste 50 cm). Dit komt omdat het sulfaat dat vrijkomt bij de veenoxidatie erg mobiel is en gemakkelijk uitspoelt naar bijvoorbeeld het oppervlaktewater. We zien dat de hoeveelheden sulfaat die door veenoxidatie vrij kunnen komen fors zijn (honderden kilogrammen per hectare per jaar). Dit proces verklaart ook waarom het Nederlandse oppervlaktewater in gebieden met zwavelrijk veen ook zo rijk is aan sulfaat.



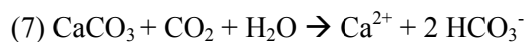
Figuur 3.5. Bulkvoorraad (in kg per hectare) van fosfor (P) en zwavel in de bovenste 50 cm van de bodem (groene balk) en in de hieronder liggende nog intacte veenlaag (\pm 240 cm) voor 4 locaties uit het Wormer- en Jisperveld. De getallen boven de grijze balkjes geven de gemiddelde hoeveelheid fosfor of sulfaat die vrijkomt bij de mineralisatie van 5 mm intact veen. (Groenendijk e.a., 2012).

Uit de reactievergelijkingen (1) en (2) blijkt dat de oxidatie van ijzersulfide (FeS_x) leidt tot de productie van zuur (protonen). Via bufferreacties in de bodem kan dit zuur worden geneutraliseerd waardoor er netto geen verzuring (afname van de pH) plaatsvindt. Deze bufferreacties bicarbonaat-buffering (3), oplossen van carbonaten (4) en (5) en kationuitwisseling (6) worden hieronder weergegeven.

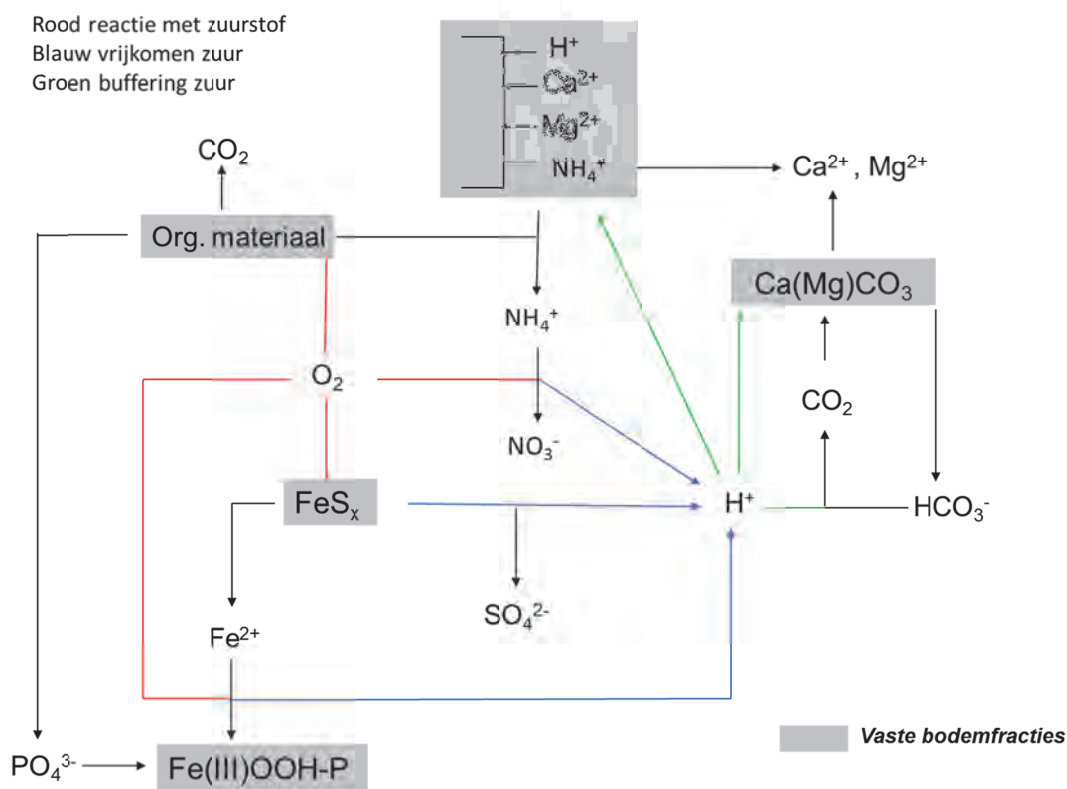


Overall betekent dit dat de oxidatie van gereduceerd zwavel leidt tot de vorming van equivalente hoeveelheden sulfaat en calcium+magnesium.

In zwavelarme bodems worden de concentraties van calcium en magnesium, uitsluitend bepaald door het oplossen van calcium(magnesium)carbonaten volgens reactie (7).



Schematisch wordt de zuurvorming en de buffering die optreedt bij de oxidatie van gereduceerd zwavel en ijzer weergegeven in figuur 3.5.

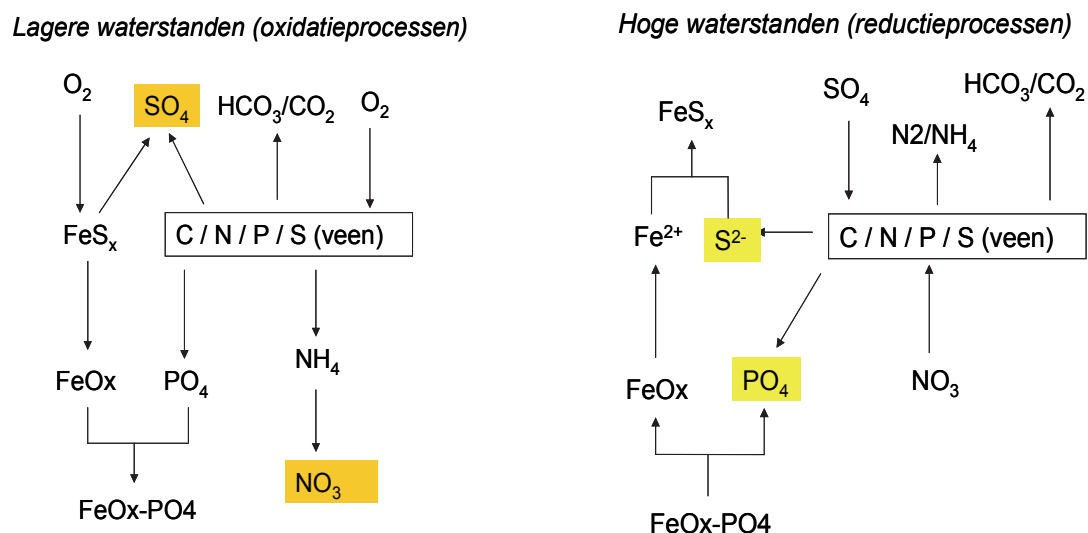


Figuur 3.5. Oxidatieprocessen onder invloed van zuurstof (rode lijnen), de resulterende zuurvorming (blauwe lijnen) en de zuurbuffering (groene lijnen).

3.3 Hoge versus lage waterstanden

De grondwaterstand speelt een belangrijke rol in de fosfaatbindingscapaciteit van de bodem, en daarmee in de potentiële uitspoeling van nutriënten naar de waterlaag (van Diggelen e.a. 2011). Bij een lage grondwaterstand, gedurende drogere periodes of bij ontwatering, dringt er meer zuurstof door in de bodem waardoor er oxidatie van gereduceerde ijzerverbindingen (waaronder FeS_x) kan plaatsvinden. Het geoxideerde ijzer kan goed fosfaat binden, waardoor dit wordt geïmmobiliseerd en de fosfaatconcentratie (labiel P) juist heel laag blijft. Als gevolg van de oxidatie van gereduceerd zwavel kan er ook sulfaat vrijkomen terwijl door de oxidatie van ammonium (nitrificatie) de nitraatconcentratie toeneemt. Tijdens lagere grondwaterstanden zijn sulfaat (en nitraat) daardoor vaak dominant aanwezig in het bodemwater (figuur 3.6; links). De oppervlakkige afspoeling van fosfaat uit de toplaag zal laag zijn, omdat veel fosfor gebonden wordt aan ijzer (waaronder ook organisch stof-ijzercomplexen).

Wanneer de grondwaterstand stijgt en de bodem anaeroob wordt, wordt het geoxideerde ijzer gereduceerd en komt ijzergebonden-fosfaat vrij in oplossing. De hoge sulfaatconcentraties kunnen onder deze omstandigheden ook leiden tot sulfaatreductie, waarbij sulfide wordt gevormd. Dit bindt beter aan ijzer dan fosfaat, waardoor er nog meer fosfaat, dat nog aan ijzer gebonden was, vrij in oplossing gaat. Het aanwezige nitraat wordt gedenitrificeerd of omgezet in ammonium (dissimulatieve nitraatreductie naar ammonium, DNRA). Tijdens hoge grondwaterstanden wordt het fosfaat dus mobiel en is de sulfaatconcentratie juist laag. Tijdens deze omstandigheden kan de potentiële uitspoeling van P naar de waterlaag hoog zijn, maar zal de sulfaatuitspoeling gering zijn (figuur 3.6; rechts).



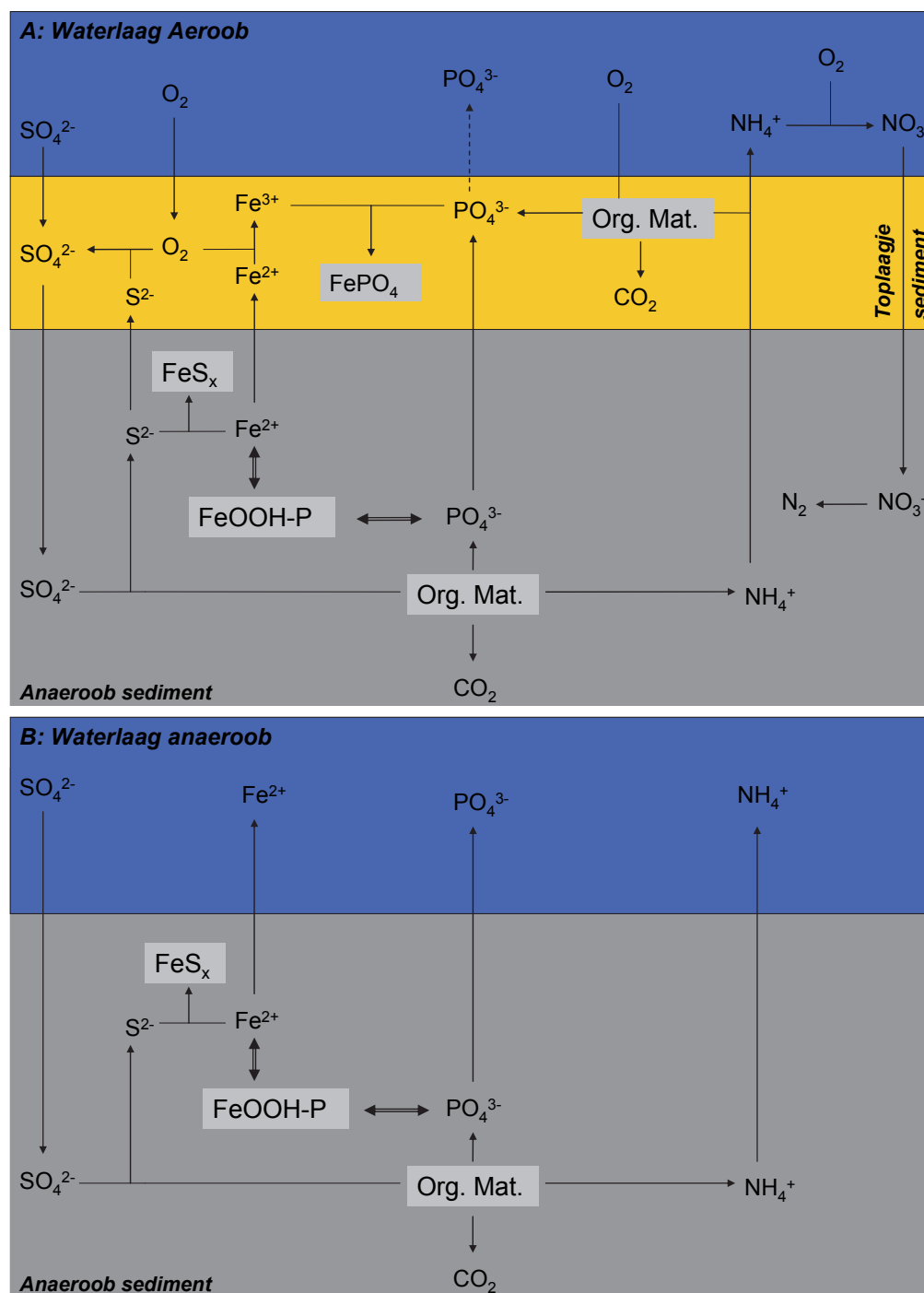
Figuur 3.6. Schematische weergave van de dominante processen bij lagere en hogere grondwaterstanden in de toplaag van de bodem.

3.4 Fosforbelasting oppervlaktewater

In veenweidegebieden is de toplaag van de bodems opgeladen met fosfor als gevolg van bemesting en veenafbraak/mineralisatie in het verleden. Bij hoge grondwaterstanden wordt dit fosfor gemobiliseerd waarna het uitspoelt naar het diepere anaerobe deel van bodem, waar het in oplossing blijft. Deels spoelt het fosfor ook uit naar het oppervlaktewater. De historische achtergrond van de veenbodem speelt dus een zeer grote rol in het vrijkomen en uitspoelen van nutriënten naar de waterlaag. Het is een interessante vraag in hoeverre een recente mestgift, in verhouding tot de bijdrage van historische bemesting, direct bijdraagt aan de P uitspoeling naar het oppervlaktewater. Van Gerven e.a. (2011) hebben aan de hand van een model voor de Krimpenerwaard bepaald wat de bijdrage is van de P bemesting uit het verleden (historische bemesting) en de recente P bemesting aan de uitspoeling naar het oppervlaktewater. De recente bemesting in 2001 bleek voor $\pm 7\%$ bij te dragen aan de P belasting van het oppervlaktewater. De bijdrage van de historische bemesting (tussen 1940 en 2001) bedroeg $\pm 50\%$ en de bijdrage van de mineralisatie van het veen in het verleden $\pm 43\%$. Deze studie laat zien dat ophoping van meststoffen in de bodem als gevolg van de historie van bemesting en mineralisatie lang doorwerkt en dat het stoppen van de bemesting op de korte termijn slechts een beperkt effect heeft op de fosforbelasting van het oppervlaktewater vanuit de percelen.

3.5 Interacties tussen zwavel, ijzer en fosfor en de oppervlaktewaterkwaliteit

Sulfaat fungeert in natte anaërobe bodems als alternatieve electronenacceptor voor zuurstof waardoor het de afbraak van organisch materiaal versnelt. Bij deze afbraak komen nutriënten vrij in de vorm van fosfaat en ammonium, alsmede sulfide. Het bij de sulfaatreductie gevormde sulfide reageert verder met in de bodem aanwezige ijzercomplexen waarbij ijzersulfiden (FeS_x) worden gevormd (Lamers e.a. 1998; Smolders e.a., 2006).

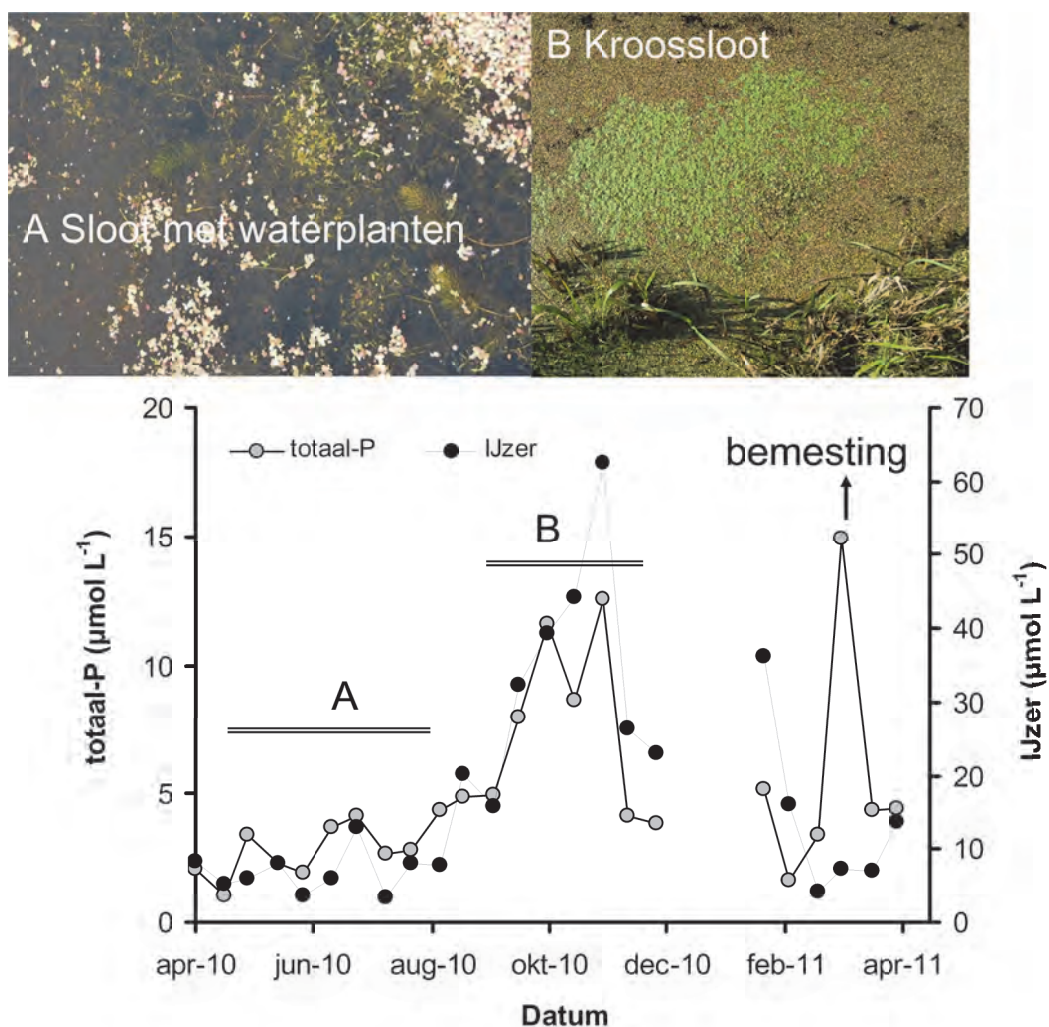


Figuur 3.7. Interacties tussen de zwavel ijzer en fosfor kringloop in wateren met een zuurstofhoudende waterlaag en wateren met een zuurstofarme waterlaag.

Ijzer speelt een belangrijke rol bij de immobilisatie van fosfaat in de onderwaterbodem (figuur 3.7). Zo wordt fosfaat in de bodem vastgelegd in de vorm van $Fe_3(PO_4)_2$ (vivianiet) en $FePO_4$ (strengiet). Verder wordt een belangrijk deel van het fosfaat geadsorbeerd aan tweewaardige of driewaardige ijzer(hydr)oxiden. Naarmate een groter deel van het ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide zal er minder fosfaat gebonden kunnen worden in de bodem waardoor de fosfaatconcentratie in het bodemwater van de onderwaterbodem stijgt (Smolders e.a. 1993;

Smolders e.a., 2006). Tegelijkertijd zal als gevolg van de vorming van slecht oplosbaar ijzersulfide de ijzerconcentratie van het bodemwater dalen.

Hoge ijzerconcentraties in het bodemwater gaan, zolang de waterlaag voldoende zuurstof bevat, de nalevering van fosfaat naar de waterlaag tegen. Dit heeft te maken met het feit dat relatief goed oplosbaar gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) in het geoxideerde toplaagje van het sediment wordt geoxideerd tot slecht oplosbaar Fe^{3+} . Dit Fe^{3+} kan samen met fosfaat neerslaan als ijzer fosfaat of als slecht oplosbaar ijzer(III)(hydr)oxide in de bodem neerslaan (de ‘‘ijzerval’’). Zolang er dus voldoende gereduceerd ijzer in het bodemwater in oplossing is en de waterlaag voldoende zuurstof bevat, zal de nalevering van fosfaat naar de waterlaag beperkt zijn. Wanneer door een toename van de sulfatareductie de ijzergehalten in het bodemwater dalen en de fosfaatconcentraties stijgen, kan er op een gegeven moment onvoldoende ijzer in het toplaagje voorhanden zijn om het fosfaat te binden. Hierdoor zal de nalevering van fosfaat naar de waterlaag toenemen, (Smolders e.a., 2001; Geurts e.a., 2010).



Figuur 3.8. Verloop van de fosfor en ijzerconcentratie in een eutrofe boerensloot uit de Lopikerwaard. Vanaf eind augustus werd de sloot bedekt door een kroosdek. In februari werd een fosforpiek gemeten die werd veroorzaakt door afspoeling van mest van het perceel (Smolders e.a. 2012).

Deze ijzerval kan functioneren zolang er voldoende zuurstof in de waterlaag boven de onderwaterbodem aanwezig is. Wanneer de waterlaag anaëroob of in ieder geval zuurstofarm wordt, kan het ijzer niet meer worden geoxideerd en kan het fosfaat samen met het ijzer naar de waterlaag diffunderen. Dit gebeurt met name in de zomermaanden wanneer het warm is en er veel reactief organisch materiaal, dode algen en plantenresten, in de toplaag aanwezig zijn. De hoge microbiële activiteit kan er dan, samen met feit dat er in warmer water minder zuurstof kan oplossen, voor zorgen dat de zuurstofconcentratie in de waterlaag sterk daalt. Vaak zien we dan dat er zich in de nazomer of het najaar een kroosdek ontwikkelt op dit soort sloten (figuur 3.8, Boedeltje e.a., 2005). Dit kroos kan profiteren van de verhoogde beschikbaarheid van fosfor in de waterlaag. Wanneer er zich eenmaal een kroosdekje heeft ontwikkeld blijft de waterlaag anaëroob omdat kroos zuurstof afgeeft aan de atmosfeer en niet aan de waterlaag en ook de diffusie van zuurstof uit de atmosfeer naar het water belemmert. Er ontstaat dus tijdelijk een nieuwe stabiele toestand. In figuur x wordt dit geïllustreerd aan de hand van een sloot uit de Lopikerwaard.

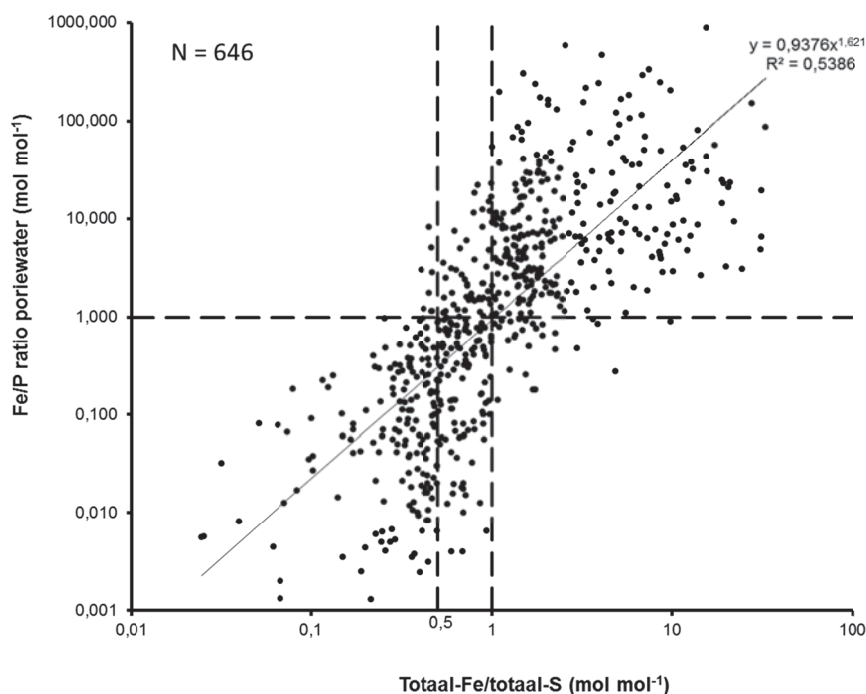
Tabel 3.1 Gemiddelde eigenschappen van het grondwater, bodemwater, waterbodem en de bodem van drie onderzoekslocaties in de Lopikerwaard (Smolders e.a. 2012).

| | Sloot 1 | Sloot 2 | Sloot 3 | Opmerking |
|--|---------|---------|---------|---------------------|
| <u>Grondwater</u> | | | | |
| Sulfaat ($\mu\text{mol L}^{-1}$) | 3709 | 1218 | 1661 | Jaargemiddelde |
| IJzer ($\mu\text{mol L}^{-1}$) | 114 | 93 | 28 | Jaargemiddelde |
| Fosfor | 51 | 27 | 23 | Jaargemiddelde |
| Toestroom grondwater | Ja | Ja | Nee | |
| <u>Waterbodem</u> | | | | |
| IJzer/Zwavel (mol mol^{-1}) | 0,60 | 1,13 | 0,43 | toplaag: 0-20 cm |
| Fosfor (mmol kg^{-1}) | 35,0 | 36,2 | 31,6 | toplaag: 0-20 cm |
| <u>Bodemwater onderwaterbodem</u> | | | | |
| IJzer ($\mu\text{mol L}^{-1}$) | 107 | 503 | 1 | Jaargemiddelde |
| Sulfide ($\mu\text{mol L}^{-1}$) | <1 | <1 | 438 | Meting in juli 2011 |
| Fosfor ($\mu\text{mol L}^{-1}$) | 188 | 124 | 165 | Jaargemiddelde |
| IJzer/Fosfor (mol mol^{-1}) | 0,57 | 5,05 | 0,01 | Jaargemiddelde |
| <u>Oppervlaktewater</u> | | | | |
| Sulfaat ($\mu\text{mol L}^{-1}$) | 2464 | 550 | 1130 | Jaargemiddelde |
| Fosfor ($\mu\text{mol L}^{-1}$) | 7 | 3,1 | 20,1 | Jaargemiddelde |

De mate waarin de belasting met sulfaat leidt tot eutrofiering van het oppervlaktewater hangt sterk af van de verhouding tussen de ijzer- en de zwavelvoorraad (totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio) van de bodem. Smolders e.a. (2012) hebben onderzoek gedaan naar oppervlaktewaterkwaliteit van drie sloten uit de Lopikerwaard (Hoenkoopse buurt). De gemiddelde (jaarrond gemeten) P concentratie van de waterlaag werd met name bepaald door de verhouding tussen ijzer en fosfor in het bodemwater van de onderwaterbodem. De fosforconcentratie van het bodemwater van de onderwaterbodems was niet heel erg verschillend tussen de drie sloten (tabel 3.1). Wel bleek de ijzerconcentratie in het bodemwater zeer laag te zijn in de sloot met de lage totaal-ijzer/totaal-

zwavel ratio van het sediment. Dit komt niet omdat er weinig ijzer in deze bodems aanwezig is (de totaal-ijzer concentratie van het sediment is immers hoog), maar omdat alle ijzer in deze bodem is gebonden aan sulfide en hiermee is geïmmobiliseerd. De resulterende ongunstige verhouding tussen ijzer en fosfor in het bodemwater leidt tot een toename van de nalevering van P naar de waterlaag. Tevens zien we dat de sulfideconcentratie in deze sloot hoog oploopt. De verhouding tussen de totaal-ijzer en de totaal-zwavel concentratie van de onderwaterbodem is uiteindelijk dus bepalend voor de ijzer/fosfor verhouding in het bodemwater van de onderwaterbodem, en hiermee voor de nalevering van P naar de waterlaag. Tevens is deze ratio bepalend voor de mate waarin sulfide ophoopt in het bodemwater van de onderwaterbodem.

Voor de nalevering van fosfor is, zolang de waterlaag aerob is, dus de ratio tussen de ijzer en de fosfor concentratie van het bodemwater van belang. Smolders e.a. (2001) kwamen in een experimentele opzet uit op een Fe/P ratio in het bodemwater van 1 waarboven nalevering van fosfaat uit het sediment achterwege bleef. Ook Geurts e.a. (2010) vonden een grenswaarde van 1 in naleveringsproeven. Geurts e.a. (2008) komen op grond van een correlatieve veldstudie uit op een grenswaarde van 3,5. De nalevering uit het sediment neemt toe bij toenemende P concentraties van het bodemwater. Bij een bodemwater Fe/P ratio lager dan 1 kan deze P nalevering jaar rond plaatsvinden. De P nalevering zal hoger zijn naarmate de Fe/P ratio lager is en P concentratie hoger. Onder een bepaalde Fe/P verhouding zal deze vrijwel geen invloed meer hebben op de nalevering omdat het ijzer dan in verhouding nog maar weinig P kan binden op de overgang naar de aerobe waterlaag. Bij een Fe/P ratio hoger dan 1 zal de bodem alleen P naleveren wanneer de waterlaag anaerob wordt. Wanneer dit het geval is heeft de Fe/P ratio geen invloed meer op de nalevering.



Figuur 3.9. Relaties tussen de totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio van de bodem en de ijzer/fosfor ratio in het bodemwater voor 646 onderwaterbodems met een organisch stofgehalte van ten minste 10 % (uit de data set van Onderzoekcentrum B-WARE). Zie tekst voor verdere uitleg.

Zoals we hebben gezien is ook de totaal-Fe/totaal-S ratio van de bodem indicatief voor de toestand van het systeem. Geurts e.a. (2010) vinden voor bodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio hoger dan 1 dat de Fe/P ratio van het bodemwater steeds hoger was dan 1 en er geen nalevering plaatsvond van fosfaat naar de waterlaag. Smolders e.a. (2011) vonden een grenswaarde van 0,5 voor drie sloten in de Lopikerwaard. Ook voor andere gebieden blijkt dat voor reductieve organische bodems de grenswaarde vaak tussen de 0,5 en 1 ligt (figuur 3.9). Waarschijnlijk hangt de variatie tussen gebieden af van de mate waarin in de bodem het zwavel voorkomt als organisch zwavel, FeS of FeS₂.

De totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio kan bepaald worden aan droge bodem zonder dat hieruit bodemwater hoeft te worden verzameld en ook zonder dat deze op een speciale wijze geconserveerd hoeft te worden. Dit maakt deze ratio potentieel tot een aantrekkelijk kengetal voor onderwaterbodems. Onderwaterbodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio hoger dan 1 worden gekenmerkt door een hoge Fe/P ratio van het bodemwater en zullen dus geen P naleveren zolang de waterlaag zuurstofhoudend is. Bodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio lager dan 0,5 zullen vrijwel altijd P naleveren.

3.6 Stikstofkringloop

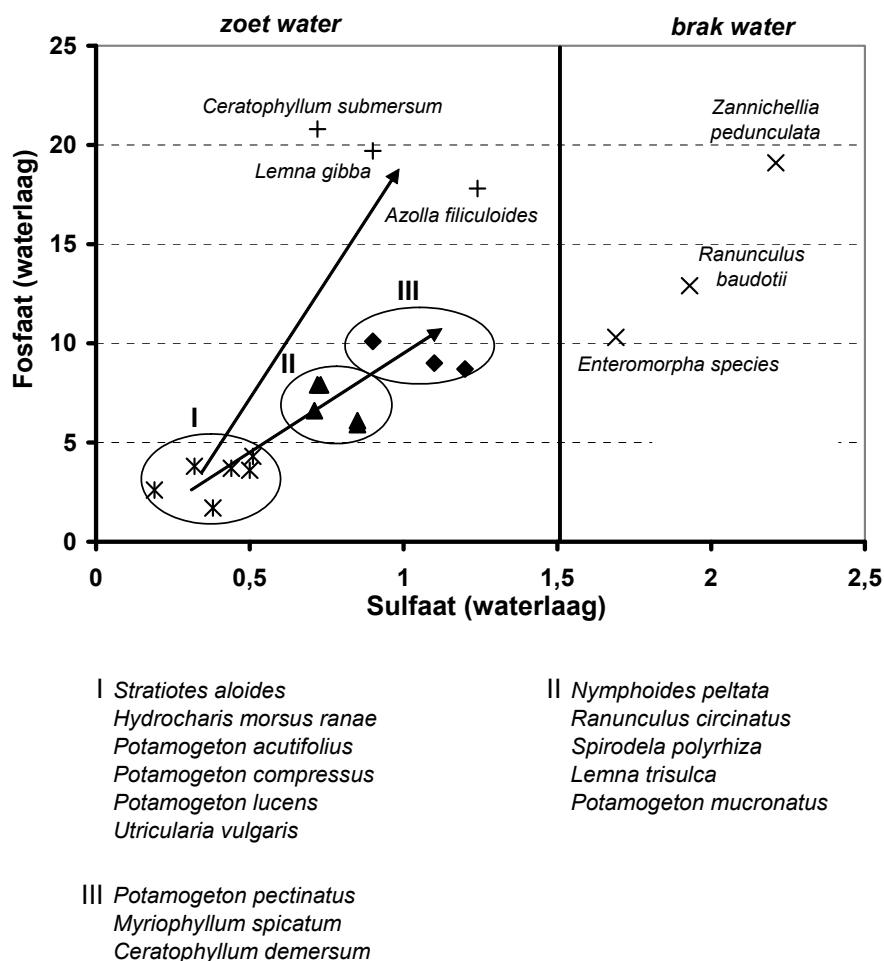
Bij de anaerobe afbraak van organische materiaal in de onderwaterbodem komt ammonium vrij. Deels wordt dit gebonden aan het bodemadsorptiecomplex en deels is dit ammonium ook in oplossing in de onderwaterbodem. Dit ammonium kan vrijelijk naar de waterlaag diffunderen waar het kan worden geoxideerd tot nitraat (nitrificatie) (figuur 3.7). Het nitraat uit de waterlaag kan in de anaerobe onderwaterbodems weer worden gedenitrificeerd tot stikstofgas waarna het verdwijnt uit het systeem. Nitrificatie en denitrificatie zijn microbiële processen die in de winter langzaam verlopen. Dit is de reden waarom ammonium en nitraat in de winter kunnen ophopen in de waterlaag terwijl de concentraties in de zomermaanden meestal erg laag zijn. Behalve deze microbiële processen speelt ook opname door diatomeeën, algen en waterplanten in het groeiseizoen een rol bij de lage stikstofconcentraties in de zomer.

Wanneer de waterlaag anaeroob wordt kan er geen nitrificatie van ammonium meer plaatsvinden en kan ook in de zomer ammonium accumuleren in de waterlaag, hetgeen toxisch kan zijn voor waterplanten (zie hierna).

3.7 Relatie tussen sulfaatconcentratie en trofiegraad van het systeem

Op basis van het uitgebreide onderzoek naar de relatie tussen de abiotiek en het voorkomen van waterplanten (de Lyon en Roelofs, 1986), is er een analyse uitgevoerd naar het voorkomen van waterplanten op reductieve bodems (redoxpotentiaal < -150 mV). We zien dat er een duidelijke relatie bestaat tussen de gemiddelde sulfaatconcentratie en de gemiddelde fosfaatconcentratie in de waterlaag, waarbij verschillende soorten voorkomen (figuur 3.10). We zien daarnaast dat de voor laagveenwateren karakteristieke en meest bijzondere waterplanten met name voorkomen in wateren met een sulfaatconcentraties lager dan 500 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (50 mg L^{-1}). Ook Geurts e.a. (2008) vonden een verband tussen de sulfaat- en de fosfaatconcentratie van het oppervlaktewater voor 145 onderzochte laagveenwateren uit Nederland, Polen en Ierland. De data van Geurts e.a. (2008) suggereren een drempelwaarde voor sulfaat van 300 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (30 mg L^{-1}). Boven deze waarde nam het aantal en de bedekking (van) rode lijst soorten spectaculair af. Laagveenwateren met een

hogere sulfaatconcentratie zijn meestal eutroof. Zolang er nog voldoende ijzer in de bodem aanwezig is om het sulfide dat bij sulfaatreductie wordt gevormd te binden kunnen er nog wel waterplanten groeien. Het gaat dan echter wel om meer eutrofe soorten zoals *Potamogeton pectinatus*, *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum spicatum* en *Ceratophyllum demersum*. Vaak ontwikkelt zich in dit soort sloten een kroosdek in de late zomer, wanneer de planten minder goed groeien en de waterlaag anaeroob wordt.



Figuur 3.10. Relatie tussen de gemiddelde sulfaatconcentratie (in mmol L⁻¹) en de gemiddelde fosfaatconcentratie (in µmol L⁻¹) waarbij verschillende soorten waterplanten die vaak samen voorkomen worden aangetroffen in het veld. Smolders e.a. 2003. De primaire data zijn uit de Lyon en Roelofs, (1986).

3.8 Fosfaat in de waterlaag

De P-concentratie van de waterlaag geeft niet altijd een goed beeld van de bijdrage van de onderwaterbodem. Dit komt omdat de concentratie in de waterlaag door vele factoren wordt bepaald. Nalevering van P uit de onderwaterbodem is één van de factoren. Deze nalevering hangt af van de ijzer/P ratio en de absolute P concentraties van het bodemwater. Daarnaast wordt deze nalevering echter ook beïnvloed door het zuurstofgehalte van de waterlaag. Dit zuurstofgehalte fluctueert sterk door het jaar heen en wordt beïnvloed door de watertemperatuur en de beschikbaarheid van reactief (gemakkelijk afbreekbaar) organisch materiaal.

Behalve door de nalevering uit het sediment wordt de P concentratie natuurlijk beïnvloed door de waterdiepte (volume water per oppervlakte onderwaterbodem), doorstroming (verblijftijd) van het waterlichaam, en de externe belasting. Deze externe belasting kan via de inlaat van oppervlaktewater plaatsvinden maar ook via de toestroming van grondwater uit de omgevende percelen. Met name voor lijnvormige elementen is deze invloed groot. Onderzoek in de Lopikerwaard (Smolders e.a. 2011) laat zien dat de influx van P uit toestromend anaeroob bodemwater uit de omliggende percelen groot kan zijn maar dat er ook ijzer en sulfaat wordt aangevoerd. Dit ijzer kan in de waterlaag oxideren en leiden tot fosfaatprecipitatie. Het sulfaat kan in de onderwaterbodem worden gereduceerd tot sulfide en ijzer vastleggen. Ten slotte wordt de P concentratie natuurlijk beïnvloed door de opname door waterplanten en algen.

Tabel 3.2. Literatuuroverzicht van sulfide-toxiciteit in aquatische macrophyten en wetland planten. Concentraties worden gegeven in $\mu\text{mol l}^{-1}$. Observaties: AP = afname bovengrondse productiviteit; AD = afsterven bovengrondse biomassa; LE = afname bladgroei; NP = afname netto fotosynthese; NU = afname nutriënten opname; RD = wortelsterfte; Y = afname photosynthetic yield (PAM fluorescence). Uit Lamers, e.a., in prep.

| Soort | Concentratie ($\mu\text{mol l}^{-1}$) | Observatie | Methode | Referentie |
|-------------------------------|--|---------------------|--|---------------------------|
| Aquatische macrophyten | | | | |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | >500 | AP | SO ₄ additionmesocosms | Geurts e.a., 2009 |
| <i>Elodea nuttallii</i> | 100 | AP | SO ₄ additionenclosures | Van der Welle e.a., 2007a |
| <i>Elodea nuttallii</i> | 150-500 | AP | SO ₄ additionmesocosms | Geurts e.a., 2009 |
| <i>Hydrilla verticillata</i> | 100 | NP | H ₂ S in root hydroponic culture | Wu e.a., 2009 |
| <i>Nitella flexilis</i> | 50 | AP | H ₂ S injection aquarium sediment | Van der Welle e.a., 2006 |
| <i>Potamogeton compressus</i> | 300-500 | AP | SO ₄ additionmesocosms | Geurts e.a., 2009 |
| <i>Stratiotes aloides</i> | 10-100 | RD | H ₂ S in root hydroponic culture | Smolders & Roelofs, 1996a |
| <i>Stratiotes aloides</i> | 100-600 | AP | SO ₄ additionenclosures | Van der Welle e.a., 2007a |
| <i>Stratiotes aloides</i> | 500 | AP | SO ₄ additionmesocosms | Geurts e.a., 2009 |
| Wetlands | | | | |
| <i>Calla palustris</i> | 150 | AP | SO ₄ additionmesocosms | Geurts e.a., 2009 |
| <i>Caltha palustris</i> | 170 | AP, Y | H ₂ S injectionmicrocosmsed. | Van der Welle e.a., 2007b |
| <i>Carex disticha</i> | 10-20 | AP | SO ₄ additionmesocosms | Lamers e.a., 1998 |
| <i>Carex nigra</i> | 10-20 | AP | SO ₄ additionmesocosms | Lamers e.a., 1998 |
| <i>Cladium jamaicense</i> | 220 / 690 / 920 | LE / NP / AD, RD | H ₂ S in hydroponic culture | Li e.a., 2009 |
| <i>Juncus effusus</i> | 500 | AP | SO ₄ additionmesocosms | Geurts e.a., 2009 |
| <i>Menyanthes trifoliata</i> | >235 | AP | field observation | Armstrong & Boatman, 1967 |
| <i>Panicum hemitomon</i> | 630 | AP, RD | H ₂ S in hydroponic culture | Koch & Mendelssohn, 1989 |
| <i>Panicum hemitomon</i> | 1000 | AP, NU | H ₂ S in hydroponic culture | Koch e.a., 1990 |
| <i>Phragmites australis</i> | 1400 | AD | H ₂ S in hydroponic culture | Armstrong e.a., 1996 |
| <i>Phragmites australis</i> | 1500 | AP | SO ₄ + C additionmesocosms | Howes e.a., 2005 |
| <i>Phragmites australis</i> | 400 | AP | field observation | Chambers, 1997 |
| <i>Thelypteris palustris</i> | 150 | AP | SO ₄ additionmesocosms | Geurts e.a., 2009 |
| <i>Typha domingensis</i> | 920 | LE, NP, AD, RD | H ₂ S in hydroponic culture | Li e.a., 2009 |

Al met al is de P concentratie van de waterlaag erg variabel door het jaar heen en wordt er maar zelden een duidelijk verband gevonden tussen een eenmalige meting van P in de waterlaag en de P concentratie in het bodemwater van het sediment. In het project Baggernut, ook uitgevoerd binnen het Watermozaiek programma, wordt echter wel een methode gegeven om de fluxen van P naar de waterlaag te schatten op grond van de bodemkarakteristieken die hierboven gegeven zijn (Poelen e.a., 2012). Hierbij zijn ook de effecten van temperatuur- en zuurstofconcentratie onderzocht (Van den Berg e.a. 2012).

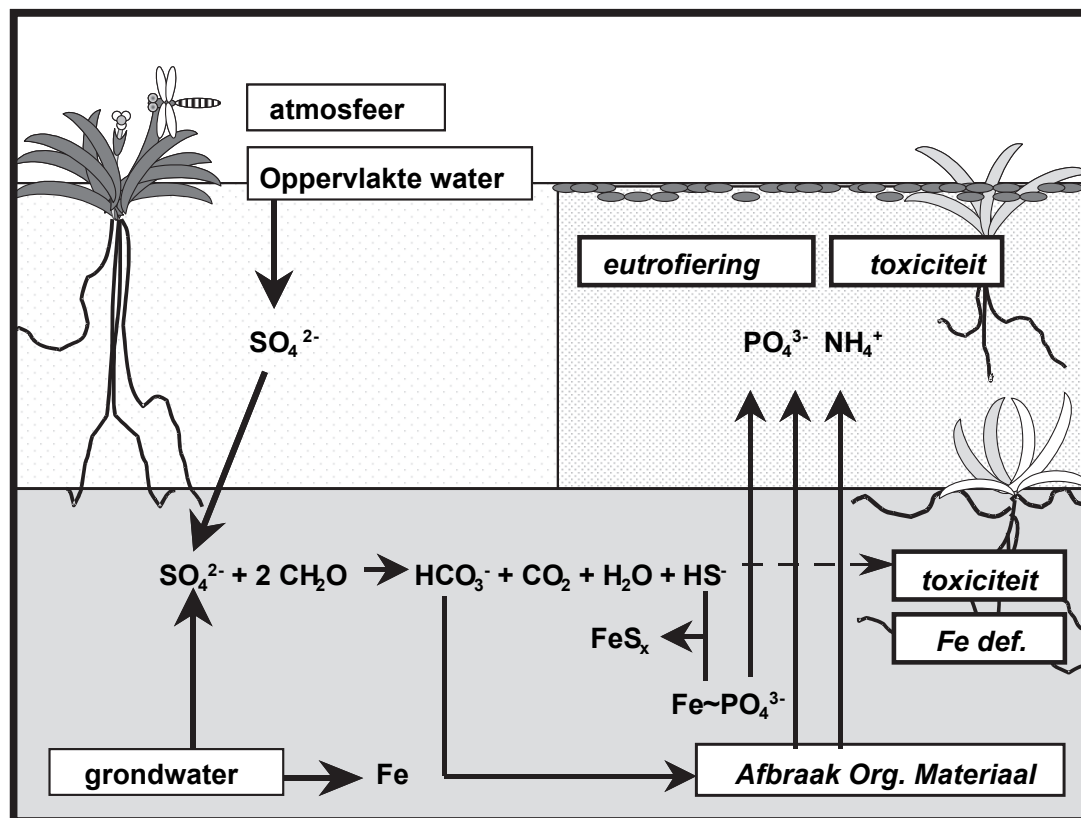
3.9 Sulfide toxiciteit

In de onderwaterbodem kan sulfide accumuleren wanneer er een onbalans ontstaat in de verhouding tussen ijzer en zwavel. Dit sulfide is giftig voor plantenwortels en kan er toe leiden dat wortelende waterplanten niet meer kunnen groeien. In tabel 3.2 worden voor verschillende (semi)aquatische soorten waarden gegeven van sulfideconcentraties waarbij in de literatuur toxische effecten werden gevonden (Lamers, e.a., in prep.). De ranges zijn groot en hangen ook mede af van de experimentele condities. In grote lijnen variëren de gevonden waarden tussen de 10 en 500 $\mu\text{mol L}^{-1}$. De uitzondering vormen helophyten zoals Riet (*Phragmites australis*) en Lisdodde (*Typha*) die hogere concentraties lijken te tolereren (tot meer dan 1000 $\mu\text{mol L}^{-1}$), waarschijnlijk doordat ze in staat zijn om via hun wortels veel zuurstof in de bodem te “pompen”. Veel experimenten zijn echter uitgevoerd met een relatief kortdurende blootstelling. Een chronische blootstelling zal leiden tot lagere grenswaarden.

3.10 Voorbeeld achteruitgang Krabbescheervegetaties

In het laagveengebied is Krabbescheer (*Stratiotes aloides*) een belangrijke verlander van open water. In een krabbescheervegetatie accumuleert veel organisch materiaal (saproperlium) waardoor het water relatief snel ondieper wordt. Bovendien herbergen Krabbescheervegetaties bijzondere (macro)fauna soorten waaronder de Groene Glazenmaker, de Krabbescheermot en de Gerande Oeverspin. Omdat Krabbescheer een zeer forse biomassa productie heeft neemt hij veel nutriënten op uit de waterlaag. Ook scheiden Krabbescheerplanten zogenaamde allelopathische verbindingen uit waardoor ze de groei van (draad)algen afremmen (Mulderij e.a. 2006, 2009). Door deze eigenschappen heeft Krabbescheer ook een zeer positief effect op de waterkwaliteit.

De Nederlandse Krabbescheervegetaties hebben in het verleden sterk te lijden gehad van een toename van de sulfaatconcentratie in de waterlaag (Smolders e.a., 1996b; Smolders e.a., 2003). Dit heeft geleid tot een sterke eutrofiering van deze systemen (figuur 3.11) en een verandering van de waterplantenvegetatie in de voorheen door Krabbescheer gedomineerde wateren (Smolders e.a., 1996b). In figuur 3.11 worden de processen samengevat die deze historische achteruitgang van Krabbescheervegetaties verklaart aan de hand van een toename van de sulfaatbelasting van het oppervlaktewater (Smolders e.a. 1996a, b; Smolders e.a. 2003). Een verhoogde sulfaatbelasting zorgt hierbij voor een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten (fosfor en ammonium) door de versnelde afbraak van organisch materiaal in de onderwaterbodem en de reactie van sulfide, dat hierbij vrijkomt, met ijzercomplexen in de bodem. Wanneer alle ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide kan er zich ook sulfide ophopen in het bodemwater. De ophoping van sulfide in de bodem kan leiden tot een sterke verkorting van de levensduur van de wortels als gevolg van sulfidotoxiciteit (Smolders e.a. 1996a).



Figuur 3.11. Schematische voorstelling van de effecten van een verhoogde sulfaatbelasting op de achteruitgang van Krabbescheervegetaties (naar Smolders e.a. 2003).

De verminderde fitheid van de wortels en de verlaagde beschikbaarheid van ijzer in het bodemwater leidt ook tot een verminderde opname van ijzer en uiteindelijk tot ijzergebrek. In het veld is dit herkenbaar aan een gele of bleekgroene kleur van de krabbescheerplanten (ijzerchlorose). Een sterke toename van de fosforconcentratie in de waterlaag kan leiden tot de ontwikkeling van een kroosdek waardoor Krabbescheer uiteindelijk kan worden weggeconcentreerd. Onder stikstofgelimiteerde omstandigheden gaat het hierbij vaak om *Azolla filiculoides*, grote kroosvaren, die stikstof uit de lucht kan binden met behulp van stikstoffixerende bacteriën (figuur 3.12). Als gevolg van het kroosdek zal er nog minder zuurstof in de waterlaag oplossen waardoor de waterlaag anaeroob kan worden.

Bij de afbraak van organische stof in de bodem komt ook veel ammonium vrij. In eerste instantie hoopt dit op in het bodemwater van de onderwaterbodem. Ammonium blijkt echter giftig voor Krabbescheerplanten te worden wanneer het ophoopt in de waterlaag. Ammonium dat in de waterlaag terecht komt zal echter worden geoxideerd tot nitraat waarna het nitraat in de zuurstofloze onderwaterbodem weer wordt gedenitrificeerd tot stikstofgas. Bovendien nemen de planten ook zelf veel ammonium op zolang ze voldoende kunnen groeien. Normaal gesproken hoopt ammonium dan ook zelden op in de waterlaag. Dit kan echter wel gebeuren wanneer de waterlaag anaeroob wordt en er geen gekoppelde nitrificatie/denitrificatie meer plaatsvindt en

wanneer de opname van ammonium door de planten zelf lager wordt dan de nalevering uit de onderwaterbodem.

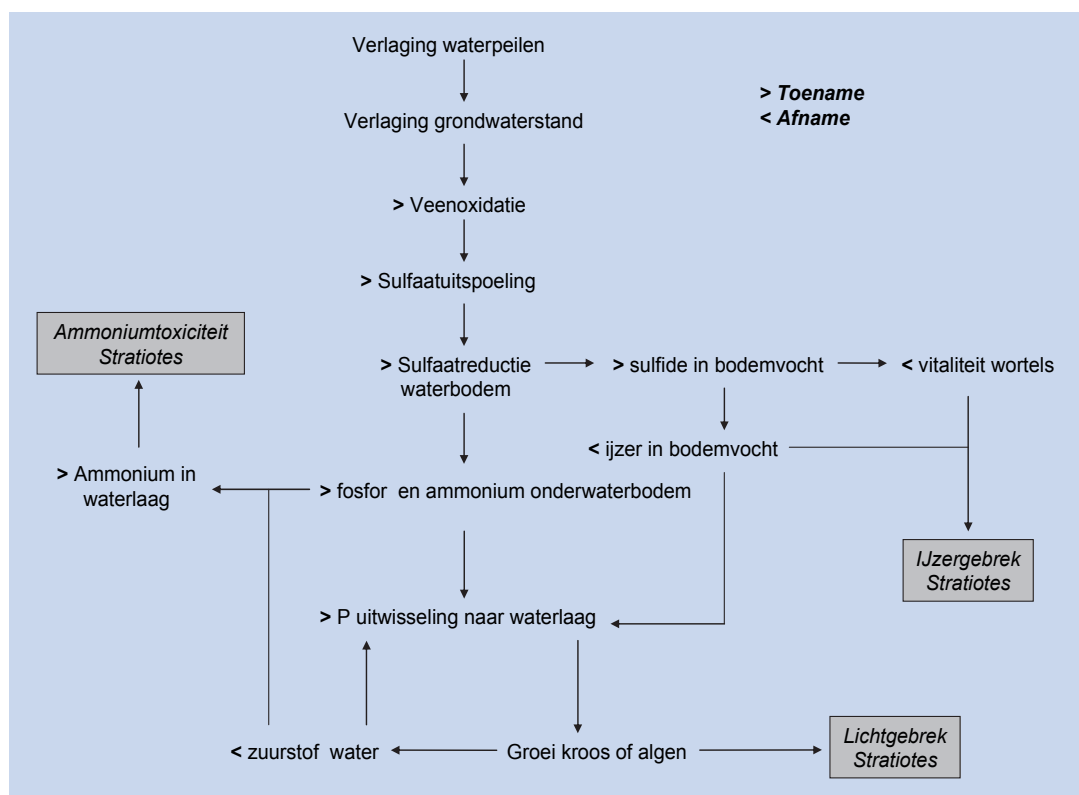


Figuur 3.12 Een krabbescheervegetatie die compleet overgroeid is met Grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*) als gevolg van een sterke toename van de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater (foto Theo de Jong).

Vrij ammonium is in de cel toxisch via beïnvloeding van de flexibiliteit en permeabiliteit van celmembranen en de remming van de celrespiratie (ademhaling). Ammoniumtoxiciteit kan op deze wijze de vitaliteit van planten sterk verminderen, wat zelfs kan leiden tot sterfte van planten (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Smolders e.a., 2003). Kenmerken voor ammoniumschade zijn zwart-bruine necrose vlekken met name op oudere bladeren. Voor Krabbescheer is aangetoond dat wanneer er meer ammonium binnenkomt dan de plant nodig heeft voor de groei er stikstofrijke, niet giftige aminozuren (o.a. arginine en asparagine) worden aangemaakt. (Smolders e.a. 2000). Dit gebeurt om ammoniumtoxiciteit in de cellen te voorkomen. Deze detoxificatie kost echter veel energie en koolhydraten waardoor deze minder beschikbaar zijn voor de plant. Uiteindelijk kan deze detoxificatie door aanmaak van vrije aminozuren dan ook leiden tot een sterke remming van de groei (Smolders e.a., 1996c). Over het algemeen wordt Krabbescheer zelden aangetroffen in wateren waarvan de ammoniumconcentratie hoger is dan $40 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Smolders e.a. 2000).

In gebieden met zwavelrijke bodems en een sterke koppeling tussen het land en het aangrenzende water kan een verlaging van het waterpeil onder bepaalde omstandigheden leiden tot een sterke

toename van de sulfaatbelasting van het oppervlaktewater. In figuur 3.13 wordt schematische weergegeven hoe een peilverlaging via een keten van reacties kan leiden tot de achteruitgang van Krabbescheervegetaties



Figuur 3.13 Potentiële effecten van waterpeilverlaging op krabbescheervegetaties

3.11 Dilemma's bij hogere of lagere waterpeilen in het Veenweidegebied

In de veenweiden zien we ons geplaatst voor een complexe problematiek. Lage waterstanden leiden tot mineralisatie waarbij het veen versneld wordt afgebroken en veel sulfaat vrijkomt dat uitspoelt naar het oppervlaktewater. De uitspoeling van sulfaat heeft een potentieel negatief effect op de waterkwaliteit (zie hierboven). Ook de fosforuitspoeling uit diepere anaerobe veenlagen zal toenemen bij een grotere ontwatering. Mogelijk is dit effect tijdelijk omdat de hoge P concentraties hier waarschijnlijk samenhangen met P uitspoeling uit de toplaag. De P-uitspoeling uit de toplaag zal bij lage grondwaterstanden veel minder hoog zijn omdat het fosfaat in de toplaag van de bodem (hier bevindt zich de belangrijkste P voorraad, zie figuur 3.6), goed gebonden blijft aan ijzer. Wel zal de opbouw van de P voorraad in de toplaag toenemen omdat er minder P uitspoelt en omdat er meer P vrijkomt door mineralisatie van veen.

Bij hoge waterstanden zal er minder mineralisatie van veen plaatsvinden en zal er ook minder sulfaat uitspoelen naar oppervlaktewater. Dit is op zichzelf positief. Er zal echter uit de toplaag meer P uitspoelen naar de waterlaag omdat bij hoge waterstanden er meer P wordt gemobiliseerd in de P rijke toplaag van de bodem. Per saldo betekent ook dit scenario een slechte oppervlaktewaterkwaliteit. Wel neemt de P voorraad van de toplaag minder toe, omdat er meer P

uitspoelt en er minder P bijkomt als gevolg van mineralisatie van veen. Bij een zeer lage bemesting of evenwichtsbemesting zou er zelfs sprake kunnen zijn van een netto afname van de P voorraad van de bodems.

Op de korte tot middellange termijn zullen beide scenario's dus leiden tot een slechte waterkwaliteit. Op de langere termijn zal een scenario waarbij hoge waterstanden worden gehandhaafd en er zeer weinig oplading van het systeem is via bemesting leiden tot een verbetering van de waterkwaliteit omdat er netto P verliezen zullen optreden waardoor de P voorraad van de toplaag van de bodem geleidelijk daalt. Gezien de hoge P voorraden in de toplaag van de bodem, moet echter worden aangenomen dat dit een proces van lange adem vergt. Gelet op de P voorraden die werden gemeten in de vier onderzocht percelen van het Wormer en Jisperveld duurt het bij een netto P verlies van 40 kg/ha/jaar (dit is erg hoog maar deze waardes worden bereikt door een uitmijnbeheer op zandgronden) nog 15-30 jaar om de P voorraad van de bodem te halveren.

Deze beschouwing maakt duidelijk dat het veenweidebeheer moeilijk samengaat met een goede waterkwaliteit. Het is kiezen tussen twee kwaden. Dit onderzoek FLEXPEIL laat daar voorbeelden van zien en geeft inzicht in hoe een optimale keuze gemaakt kan worden.

4. Uitwerking gebieden

4.1 Botshol

4.1.1 Inleiding

Het flexpeilgebied Botshol (2,2 km²) beslaat het grootste deel van de polder Botshol ten noordwesten van de Vinkeveense plassen, ca. 5 km ten zuiden van Amsterdam. Aan de zuidwestkant grenst Botshol aan de 3,5 meter lager gelegen droogmakerij polder Groot Mijdrecht. In het noordwesten wordt de Bothol begrensd door de veenrivier de Oude Waver. Aan de andere kant van de Oude Waver ligt polder De Ronde Hoep. Het veenriviertje de Winkel stroomt langs de noordoostkant van polder Botshol.

Ongeveer 5000 jaar geleden lag de kustlijn ongeveer ter hoogte van Botshol. Daarna verschoof de kustlijn naar het westen en ontwikkelde zich een dik veenpakket. Zo'n 1000 jaar geleden is begonnen met het afgraven van veen, waardoor in de loop der eeuwen een steeds groter gebied met petgaten en legakkers ontstond. In het zuidelijke deel van Botshol is meer veen afgegraven dan in het noordelijke deel. Door erosie van de smalle legakkers in het zuiden is daar open water ontstaan (de Grote Wije en de Kleine Wije). In het noorden waren de legakkers breder en zijn de smallere petgaten vaak weer verland.

Vanaf 1800 is men begonnen met het droogmalen van veel afgegraven veengebieden in de omgeving, zoals polder Groot Mijdrecht en polder Zevenhoven. Ook voor Botshol waren plannen voor drooglegging om landbouw mogelijk te maken, maar deze zijn nooit uitgevoerd. In 1942 werd het grootste deel van polder Botshol tot natuurgebied uitgeroepen en was drooglegging definitief van de baan.

In de bodemprofielen is te zien dat in Botshol ondanks de afgraving nog een laag veen aanwezig is. In polder Groot Mijdrecht, ten zuiden van Botshol, is het veen volledig afgegraven en ligt zeeklei aan het oppervlak. Deze zeeklei ligt in Botshol op circa 4 meter diepte. Daaronder liggen de Pleistocene zand- en grindpakketten. De dikte van de Holocene deklaag in Botshol varieert van circa 4,5 m in het Zuidwesten tot bijna 8 m in het Noordoosten.

Botshol is sinds 1942 een beschermd natuurgebied en is in beheer bij Natuurmonumenten. Het gebied is recentelijk Natura 2000-gebied geworden, maakt ook deel uit van de EHS en staat ook op de 'Toplijst Verdroging'. Het beheer is gericht op de instandhouding van de grote natuurwaarden in Botshol. Qua fauna zijn de bittervoorn, kleine modderkruiper, rivierdonderpad, meervleermuis, snor en zwarte stern doelsoorten. Qua plantengemeenschappen zijn kranswieren, krabbenscheer, fonteinkruid, blauwgraslanden, veenmosrietlanden, moerasspirea, en galigaanmoeras de doelsoorten. Veel van deze soorten komen voor in de jongere stadia van verlanding. In het noordelijke deel van Botshol wordt daarom de successie teruggezet door het opengraven van verlandende petgaten en het afplaggen van verzuurde oevervegetaties. In het zuidelijke deel worden de resterende legakkers tegen verdere afkalving beschermd. Vrijwel al het rietland in Botshol wordt in de winter door particulieren gesneden en voornamelijk verkocht als materiaal voor dakbedekking.

Botshol ligt net als de omliggende polders ongeveer 2 meter onder NAP. Ten zuiden van Botshol bevindt zich echter de zeer diepe droogmakerij polder Groot Mijdrecht op een niveau van ongeveer 6 meter onder NAP. Door dit grote hoogteverschil treedt er veel wegzijging op vanuit

Botshol naar polder Groot Mijdrecht. Voor de instandhouding van de natuur is de grote wegzijging van water vanuit Botshol naar polder Groot Mijdrecht een probleem. Om het waterpeil te handhaven moet gebiedsvreemd water ingelaten worden vanuit de Waver. Dit water is brak en rijk aan nutriënten. Om de nutriëntenbelasting te verminderen wordt het inlaatwater gedefosfateerd. Ondanks de defosfatering is de fosforbelasting nog altijd hoog, voornamelijk als er in natte jaren veel uitspoeling optreedt vanuit de legakkers en verlande petgaten (Rip, 2007). De laatste jaren vormt de grote populatie grauwe ganzen mogelijk een extra bron van fosfor.

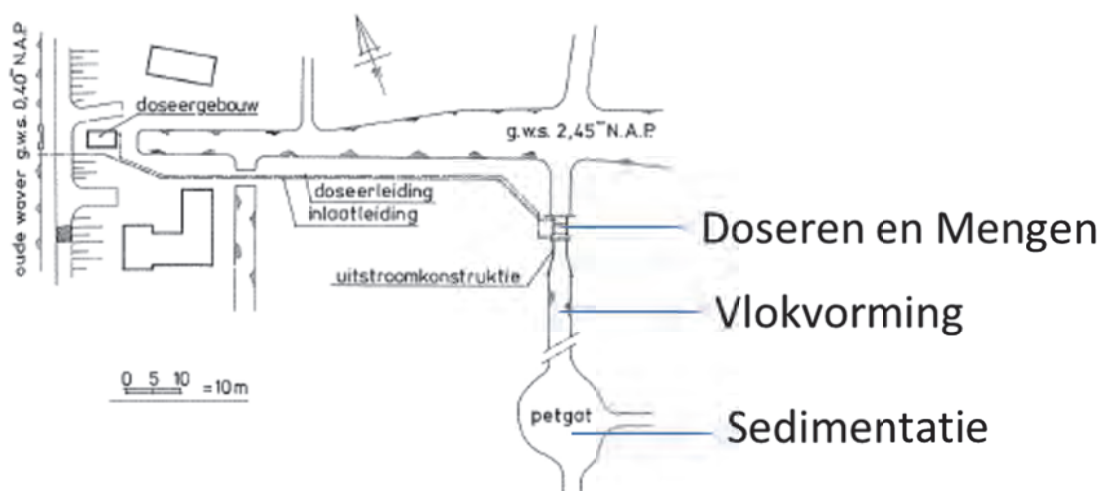


Figuur 4.1.1. Botshol. Linksboven, Botshol in de herfst. Rechtsboven, Gemaaide rietvelden met rietschoven. Midden links, Raai A in gemaaid rietveld. Midden rechts Raai B. Linksonder, Raai C op eiland. Rechtsonder, Veenmosrietland. Voor ligging raaien zie figuur 4.1.8.

Het flexpeilgebied bestaat uit één groot peilvak, dat hydrologisch gescheiden is van de landbouwpeilvakken. Volgens het oude peilbesluit werd in het flexpeilgebied een winterpeil van -2,70 m t.o.v. NAP en een zomerpeil van -2,45 m t.o.v. NAP nagestreefd. In Botshol werd voor februari 2011 alleen in de zomer gedefosfateerd water ingelaten. Door de sterke wegzijging zakte het peil in de droge tot normale winters zo sterk uit dat oppervlaktewaterpeil in de winter lager stond dan in de zomer. Voor een optimaal peilbeheer is bij het nieuwe peilbesluit van 2008 rekening gehouden met de ontwikkeling en oogst van riet, de natuur, de recreatie en de bebouwing (fundering) in het gebied. Daarbij wordt gestreefd dat er geen toename is van de hoeveelheid water die via de defosfatering gemiddeld per jaar wordt ingelaten.

Anders dan in de oude situatie, wordt het peil in het flexpeilgebied in het winterhalfjaar zo hoog mogelijk gehouden. Daardoor is het gemiddelde waterpeil hoger aan het begin van het voorjaar. Vervolgens wordt dit peil tot halverwege de zomer hoog gehouden door het inlaten van water, net als in de oude situatie. Vanaf 1 juli mag het peil dan geleidelijk uitzakken tot een minimumpeil van -2,65 m t.o.v. NAP in de periode tot en met half september. Dit is een meer natuurlijke situatie met een hoger peil in de winter. Er ontstaat ook meer peilfluctuatie waardoor de ontwikkeling van oevervegetatie betere kansen krijgt. Tevens is de kans op nachtvorstschade aan het riet en droogteschade aan terrestrische natuur minder groot door het hogere waterpeil in het voorjaar. Vervolgens wordt juist in het najaar weer een hoger streefpeil aangehouden, wat zoveel mogelijk door natuurlijke aanvulling (neerslagoverschot) in het winterhalfjaar kan plaatsvinden. Zo nodig wordt extra water ingelaten, zodat het peil in het vroege voorjaar weer maximaal is.

Het minimumpeil wordt gehandhaafd door inlaat van water vanuit de Waver via de defosfateringsinstallatie. In zeer droge periodes kan er zoeter water ingelaten worden vanuit de Vinkeveense plassen, maar hiervan wordt zelden gebruik gemaakt. Het maximum peil in het flexpeilgebied wordt gehandhaafd door het overtollige water af te voeren naar de Waver via het gemaal 'Botshol Groot'.



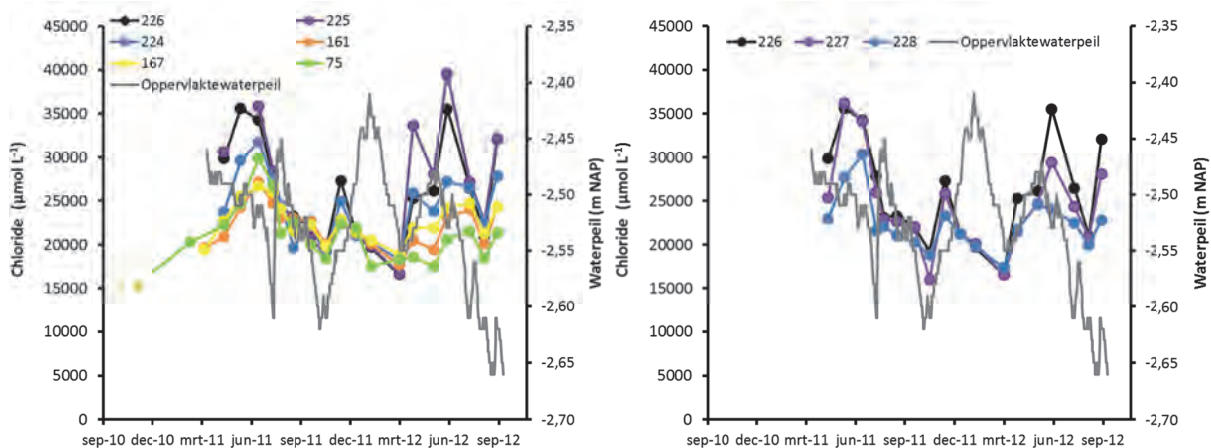
Figuur 4.1.2. Plattegrond defosfateringsinstallatie Botshol

4.1.2 Oppervlaktewaterkwaliteit

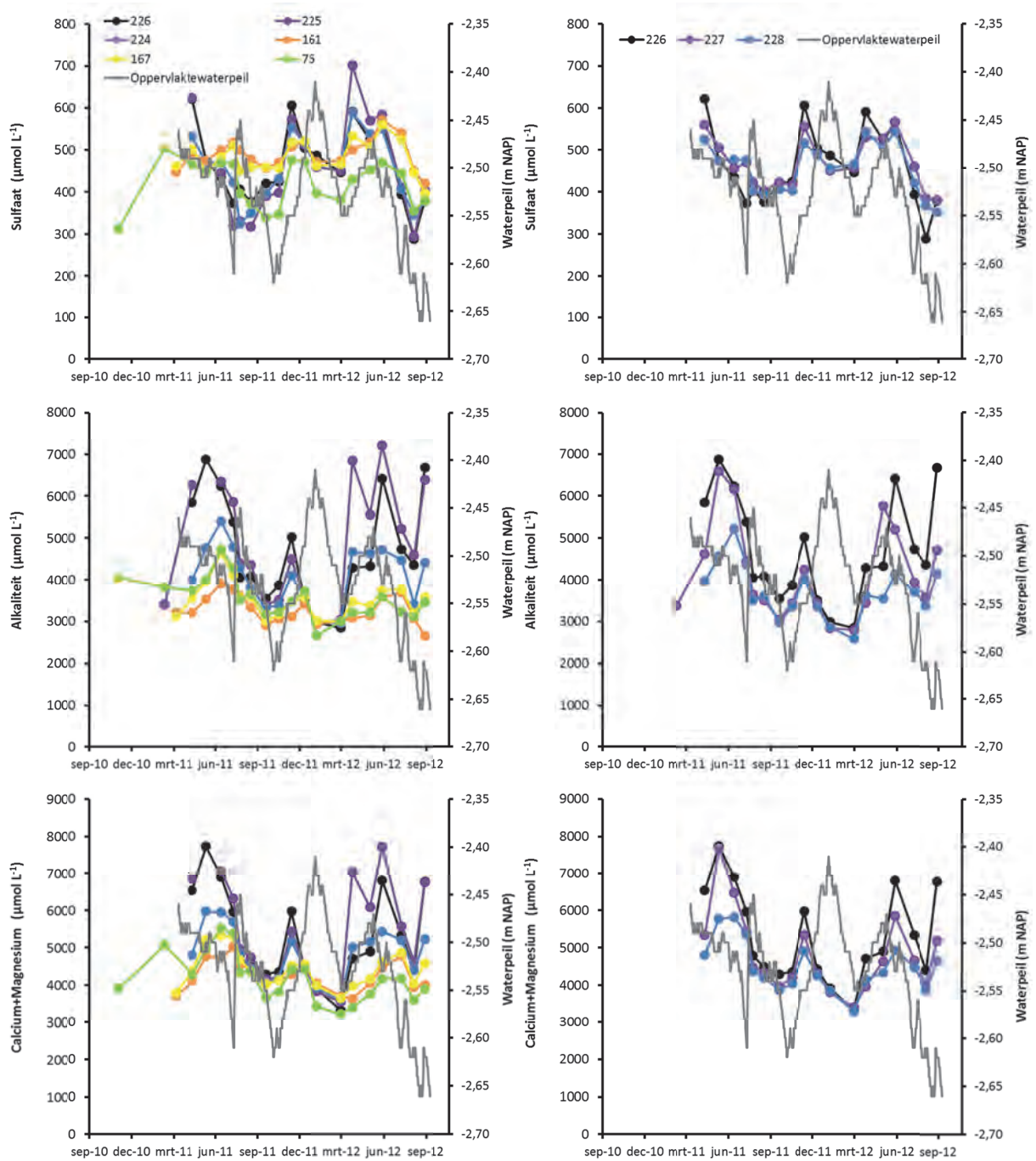
In figuur 4.1.3 worden de locaties weergegeven binnen het flexpeilgebied waar oppervlaktewatermonsters werden verzameld. In figuren 4.1.4 t/m 4.1.7 wordt het verloop van de opplaktewaterchemie gegeven.



Figuur 4.1.3 Ligging van de monsterlocaties van het oppervlaktewater in Botshol. Het inlaatpunt van gedefosfateerd water bevindt zich oostelijk van locatie 226.



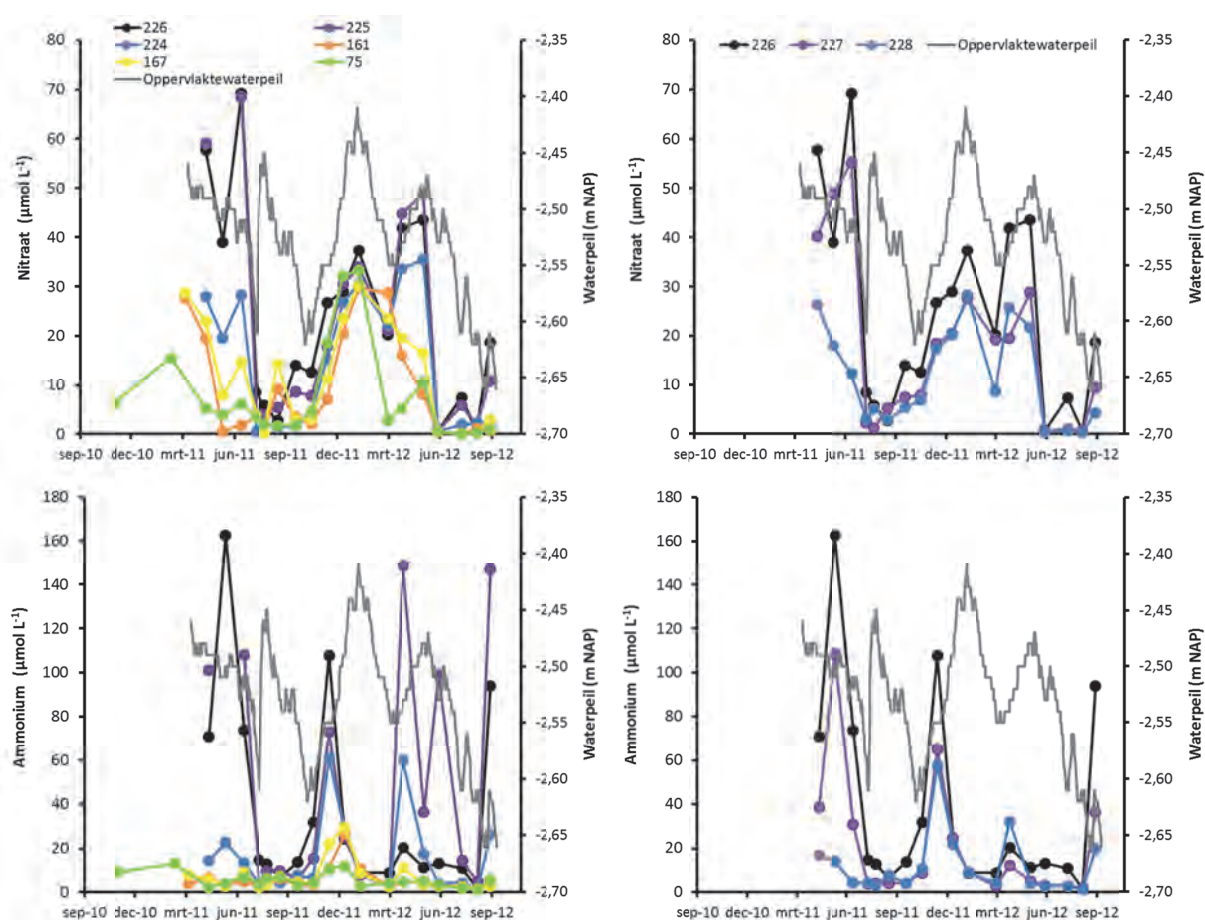
Figuur 4.1.4 Verloop van de chlorideconcentratie in het oppervlaktewater voor de monsterpunten 226, 225, 224, 75, 167 en 161 (links) en de monsterpunten 226, 227 en 228 (rechts). Zie figuur 4.1.3 voor de ligging van de monsterpunten. De lichtgrijze lijn geeft het verloop van het oppervlaktewaterpeil weer.



Figuur 4.1.5 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters voor de monsterpunten 226, 225, 224, 75, 167 en 161 (links) en de monsterpunten 226, 227 en 228 (rechts). Zie figuur 4.1.3 voor de ligging van de monsterpunten. De lichtgrijze lijn geeft het verloop van het oppervlaktewaterpeil.

De chlorideconcentraties laten zien dat het oppervlaktewater licht brak tot matig brak van karakter is (figuur 4.1.4). Inlaat van oppervlaktewater leidt tot een sterkere toename van de chlorideconcentraties dicht bij het inlaatpunt. Verder naar het zuiden nemen de concentraties door menging met het reeds aanwezige oppervlaktewater af. We zien dat vanaf het moment dat er geen water wordt ingelaten de concentratieverschillen tussen de locaties wegvallen. De momenten

waarop er inlaat heeft plaatsgevonden zijn goed te herkennen. In het droge voorjaar van 2011 heeft inlaat plaatsgevonden om het oppervlaktewaterpeil op peil te houden. Vanaf half juli 2011 is er veel neerslag gevallen en stijgt het oppervlaktewaterpeil. Er wordt geen water meer ingelaten en de chlorideconcentraties van de meetpunten kruipen naar elkaar toe. Het oppervlaktewaterpeil zakt vervolgens uit. In het najaar (oktober/november) wordt er weer kortstondig water ingelaten. Vanaf de winter stijgt het oppervlaktewaterpeil, en wordt er geen water ingelaten. De chlorideconcentraties van de verschillende locaties gaan weer gelijk oplopen. Vanaf begin januari zakt het oppervlaktewaterpeil geleidelijk en vanaf begin maart wordt weer water ingelaten om te voorkomen dat het waterpeil te vroeg in het voorjaar al te ver uitzakt. Vervolgens wordt er vanaf juni geen water meer ingelaten waardoor de chlorideconcentraties weer naar elkaar toe kruipen en het waterpeil uitzakt tot het minimum toelaatbare peil van -2,65 m t.o.v. NAP. Vervolgens wordt er in de tweede helft van augustus weer water ingelaten om te voorkomen dat het waterpeil onder dit minimumpeil zakt.

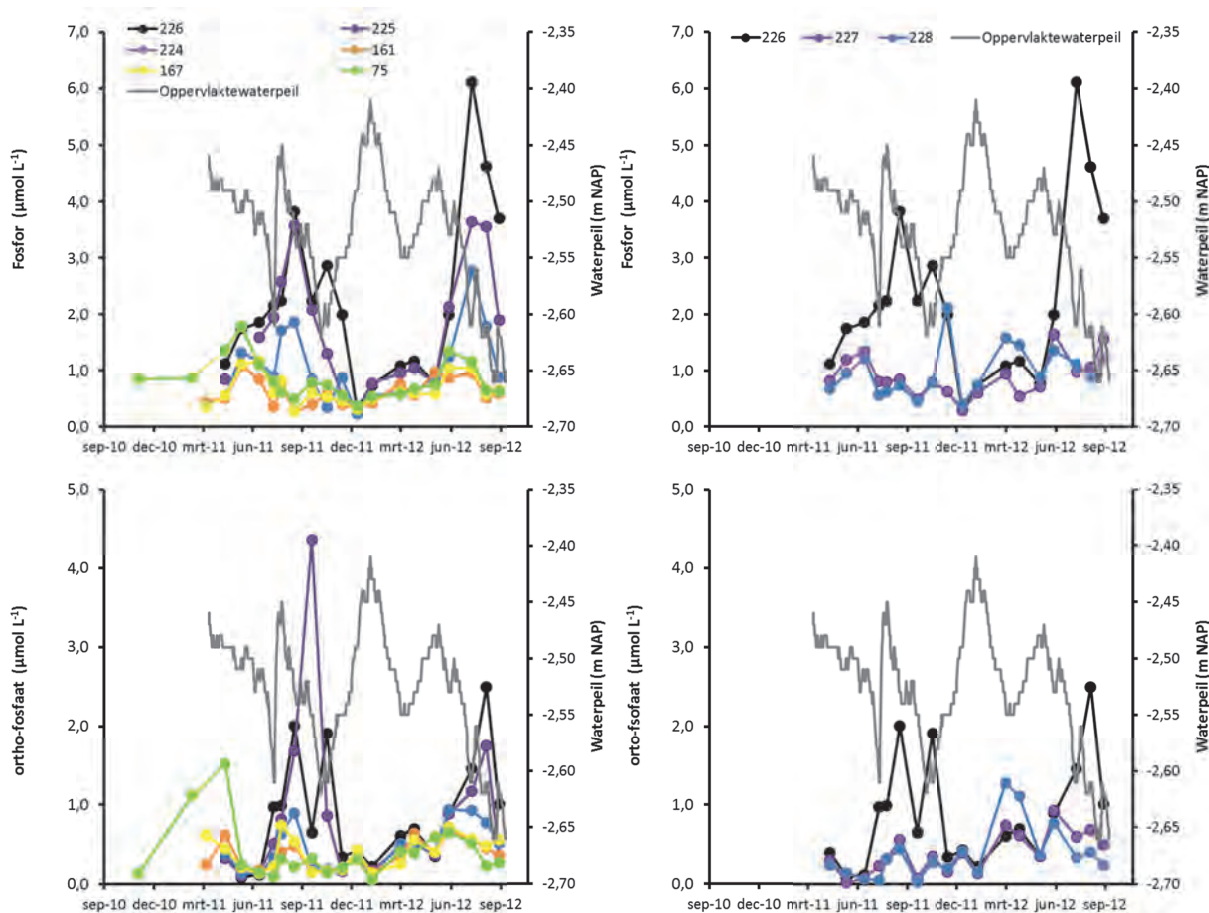


Figuur 4.1.6 Verloop van de nitraat- en de ammoniumconcentratie van het oppervlaktewater voor de monsterpunten 226, 225, 224, 75, 167 en 161 (links) en de monsterpunten 226, 227 en 228 (rechts). Zie figuur 4.1.3 voor de ligging van de monsterpunten. Het verloop van het oppervlaktewaterpeil wordt weergegeven door de grijze lijn.

Het water is hard tot zeer hard (gemiddelde alkaliteit ligt tussen de 3300 en 4800 $\mu\text{mol L}^{-1}$). Het verloop van de alkaliteit en de calcium+magnesiumconcentratie volgt het verloop van de chlorideconcentratie. De sulfaatconcentraties zijn wanneer er geen sprake is van inlaat in de zomermaanden hoger op de locaties 161 en 167. Dit betekent mogelijk dat er op deze locaties

minder sulfaatreductie plaatsvindt in de zomer. Over het algemeen zien we dat de chlorideconcentraties, calcium+magnesiumconcentraties en de alkaliteit iets lager zijn in 2012 dan in 2011.

In figuur 4.1.6 wordt het verloop van de nitraat- en ammoniumconcentratie gegeven. In de winter worden op alle locaties hoge nitraatconcentraties gemeten. Dit heeft te maken met de geremde denitrificatie in de koude wintermaanden. In het voorjaar van 2011 en 2012 zien we dat de inlaat van water ook samengaat met een toename van de nitraat- en/of ammoniumconcentraties. Dit hangt zeer waarschijnlijk samen met de stikstofrijdom van het inlaatwater. De concentraties zijn met name verhoogd in de Noordelijk punten die relatief dicht bij de inlaat liggen. Verderop nemen de concentraties door verdunning, assimilatie en microbiële omzetting (nitrificatie, denitrificatie) snel af.



Figuur 4.1.7 Verloop van de fosfor- en ortho-fosfaatconcentratie van het oppervlaktewater voor de monsterpunten 226, 225, 224, 75, 167 en 161 (links) en de monsterpunten 226, 227 en 228 (rechts). Zie figuur 4.1.3 voor de ligging van de monsterpunten. Het verloop van het oppervlaktewaterpeil wordt weergegeven door de grijze lijn.

In de zomermaanden zijn de totaal-fosfor- en ortho-fosfaatconcentraties duidelijk verhoogd bij de monsterpunten 226, 225 en 224 (figuur 4.1.7). Dit suggereert dat er een relatie is met de inlaat omdat deze monsterpunten relatief dicht bij het inlaatpunt liggen. Waarschijnlijk gaat het hier om nalevering van fosfaat uit de onderwaterbodem op locaties waar ijzergebonden fosfor is afgezet en mogelijk resuspensie van ijzerfosfaatpartikelen. Dit particuliere fosfor is zeer waarschijnlijk

afkomstig van de defosfateringsinstallatie. Stroomafwaarts van het inlaatpunt (zie figuur 4.1.2) vindt vlokvorming plaats waarna de ijzervlokken uitzakken in de petgaten van het Noordoostelijk deel van Botshol, stroomafwaarts van het inlaatpunt (locatie 225 en in minder mate bij 224), precipiteren. Merkwaardig genoeg is er ook sprake van een forse nalevering op locatie 226. Dit monsterpunt ligt nog voor het inlaatpunt. Wel is het zo dat tot voor kort via een korsluiting water kon teruglopen vanuit de sloot waar de inlaat plaatsvindt naar locatie 226 (via het grote petgat rechts van de inlaat). Over de jaren zal er een significante ophoping van ijzergebonden fosfor plaats hebben gevonden op de locatie die dicht bij het inlaatpunt liggen. Helaas hebben we ter plekke geen metingen van de onderwaterbodems die dit kunnen bevestigen. In periodes waarin geen water wordt ingelaten en er sprake is van stagnatie van oppervlaktewater kan nalevering uit de onderwaterbodems vervolgens tot een stijging van de fosforconcentraties leiden, met name op locaties met veel ijzergebonden fosfaat. Dit zal vooral gebeuren in de zomer wanneer het warm is en reductieprocessen in de toplaag van de onderwaterbodem tot anaerobie van de toplaag van het sediment leiden (zie hoofdstuk theoretische kader). Volgens Rip (2007) is er ook een relatie met natte winters waarin veel uitspoeling heeft plaatsgevonden.

4.1.3 Veenmosrietlanden

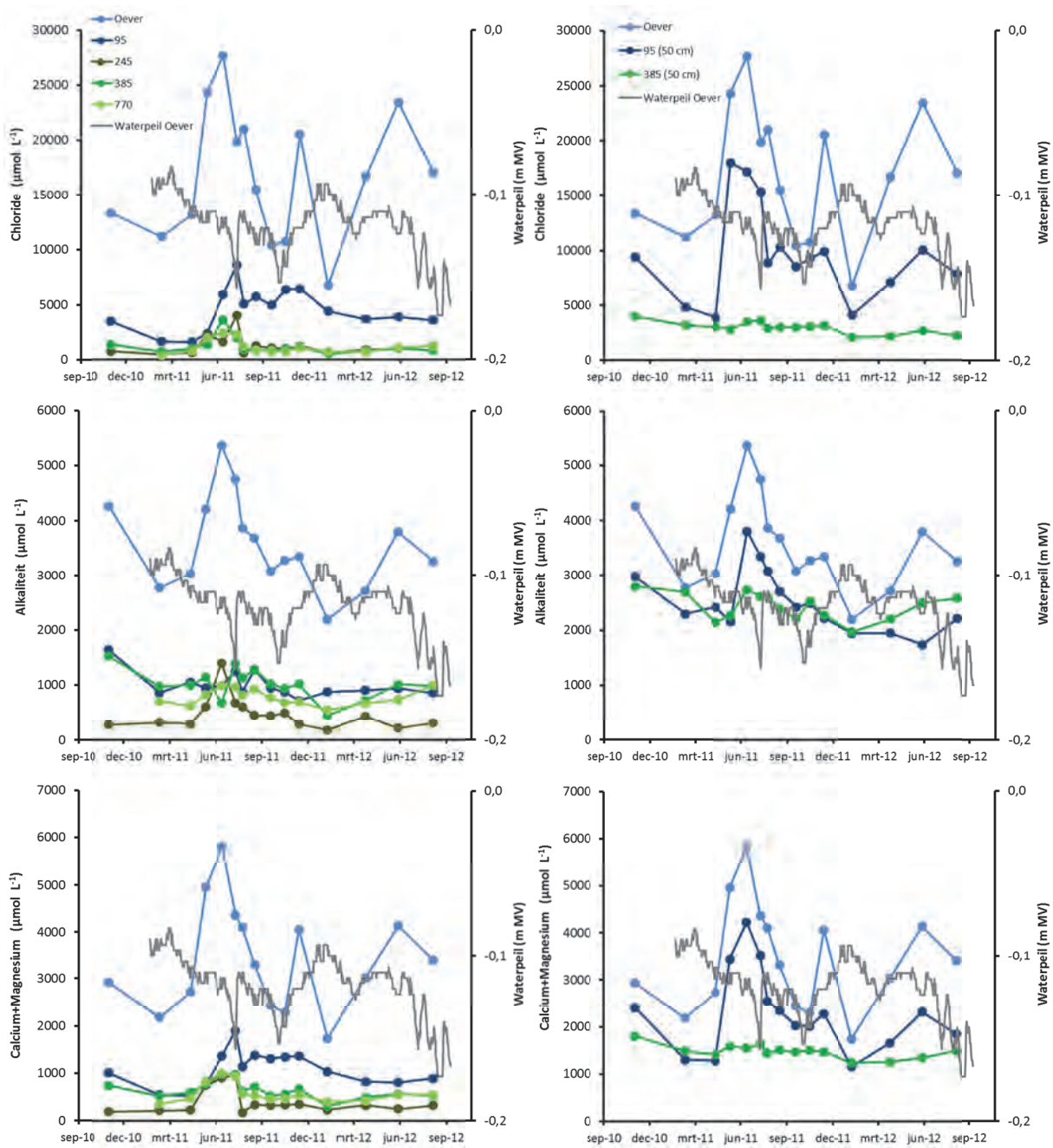
Om mogelijke invloeden van het flexibel peil en het inlaatbeheer in dit natuurdoeltype vast te stellen werden in een tweetal veenmosrietslanden bodemwatermonsters verzameld in oeverraaien (oeverraai A en B) (zie figuur 4.1.8).



Figuur 4.1.8 Ligging van de bemonsterde oeverraaien in Botshol.

In Figuur 4.1.9 zien we dat in oeverraai A de invloed van het brakke oppervlaktewater goed meetbaar is in de oeverzone, de bodem die direct grenst aan het open water. De concentraties van de macro-ionen laten wel een sterke fluctuatie zien die groter is dan die van het oppervlaktewater

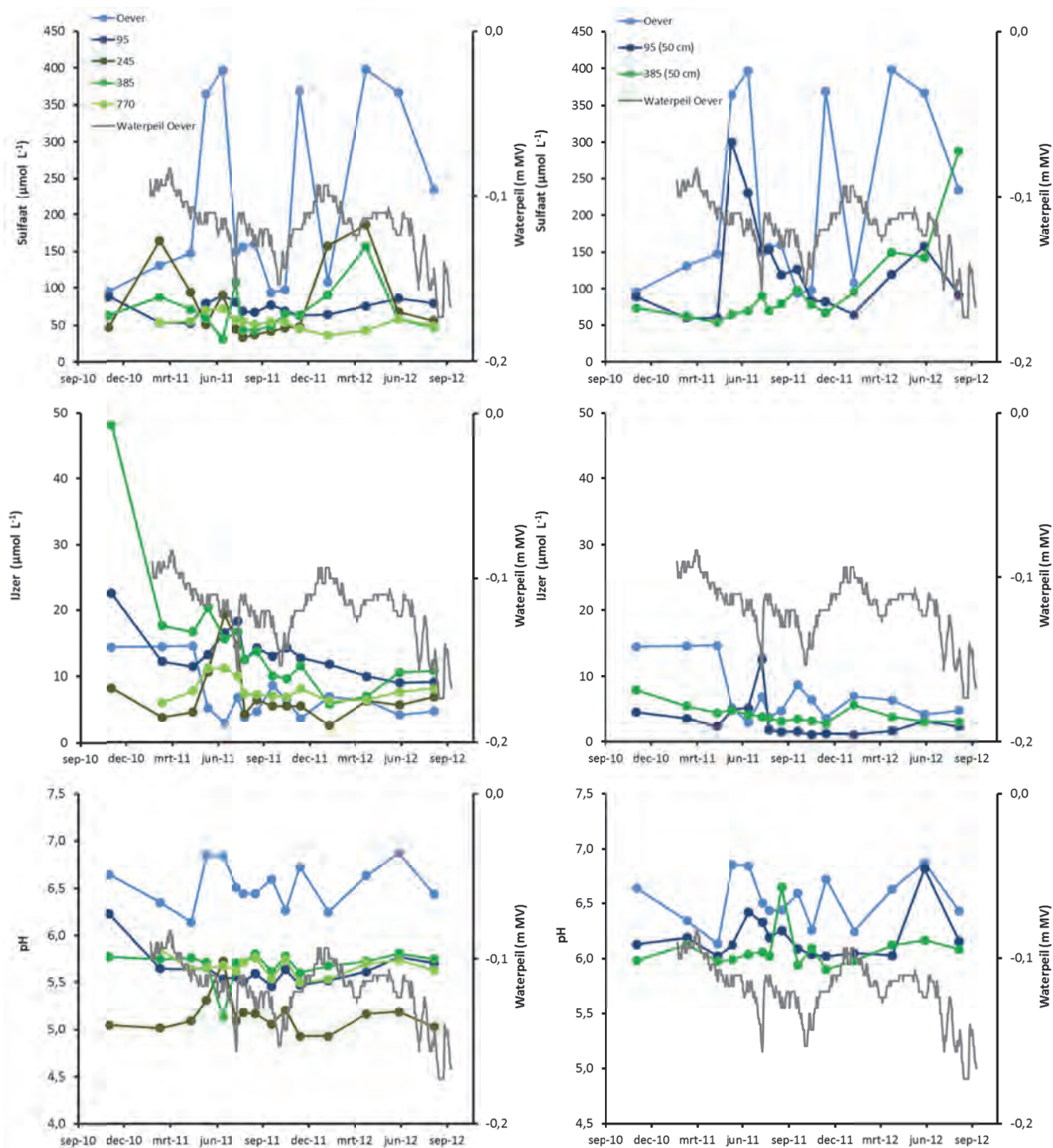
(figuur 4.1.5 en 4.1.9). We zien dat de concentraties met name stijgen in periodes waarin water wordt ingelaten, te weten het voorjaar en oktober/november van 2011, en het voorjaar van 2012.



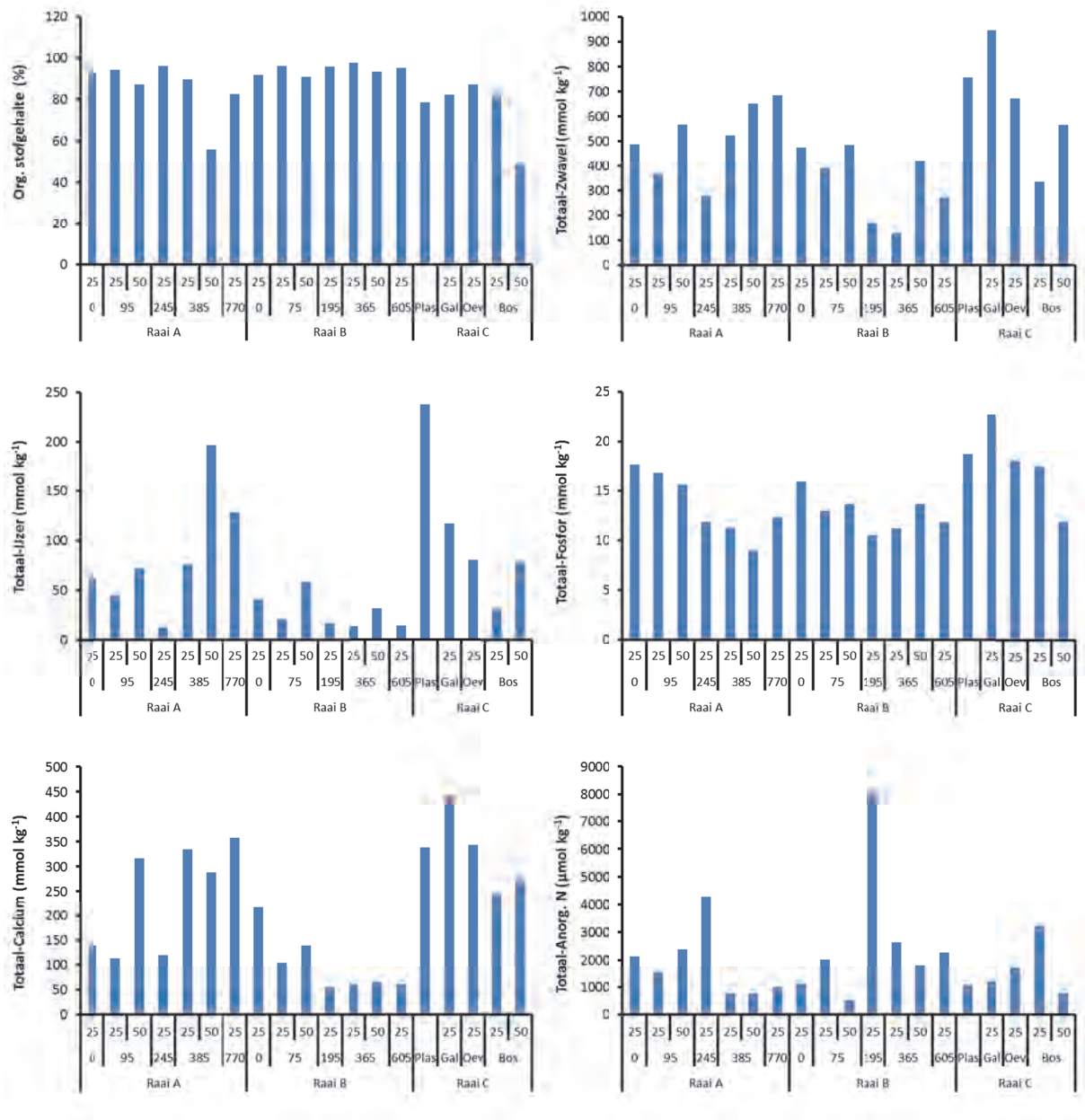
Figuur 4.1.9 Verloop van de chloride- en calcium+magnesiumconcentratie en de alkaliteit in een veenmosrietland (oeverraai A, zie figuur 4.1.8). De oever staat voor de locatie direct aan de oever en 95, 245, 385 en 770 voor de afstand in cm vanaf de oever voor de overige monsterpunten. Links worden de ondiepe locaties (25 diepte) gegeven en rechts de oeverlocatie en de diepere locaties (50 cm diepte) voor de locaties op 95 en 345 cm vanaf de oever. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven (lichtgrijze lijn).

Tijdens inlaat stijgt het oppervlaktewaterpeil sneller dan het waterpeil in de oever waardoor oppervlaktewater indringt. Op 95 cm van de oever is de invloed van het oppervlaktewater nog

steeds goed meetbaar, met name op een diepte van 50 cm maar ook op 25 cm diepte. Op de monsterpunten die verder van de oever verwijderd liggen (245 cm en verder) werden nauwelijks nog fluctuaties gemeten van de chloride-, en calcium+magnesiumconcentratie en de alkaliteit. In het droge voorjaar van 2011 loopt de chloride en calcium+magnesiumconcentratie wel iets op bij de verder van de oever verwijderde locaties. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door verdamping en opstijgend ionenrijker dieper grondwater



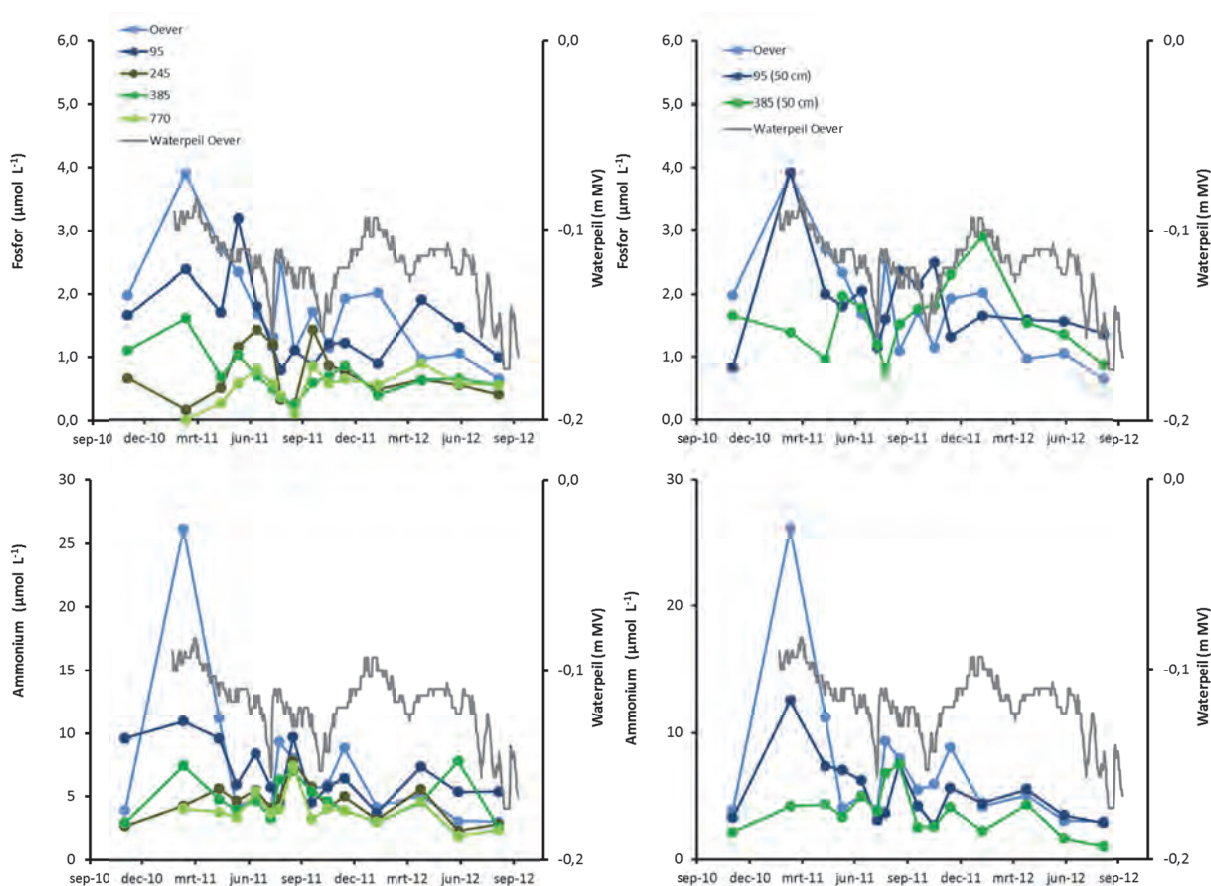
Figuur 4.1.10 Verloop van de sulfaat- en ijzerconcentratie en de pH in een veenmosrietland (oeverraai A, zie figuur 4.1.8). De oever staat voor de locatie direct aan de oever en 95, 245, 385 en 770 voor de afstand in cm vanaf de oever voor de overige monsterpunten. Links worden de ondiepe locaties (25 diepte) gegeven en rechts de oeverlocatie en de diepere locaties (50 cm diepte) voor de locaties op 95 en 345 cm vanaf de oever. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven (lichtgrijze lijn).



Figuur 4.1.11 De totaal-zwavel-, totaal-ijzer-, en totaal-calciumconcentraties en het organische stofgehalte van de van de bodems uit de oeverraaien. 0, 95 245 etc. geeft de afstand van de locatie tot het open water in cm. 25, 50 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm.

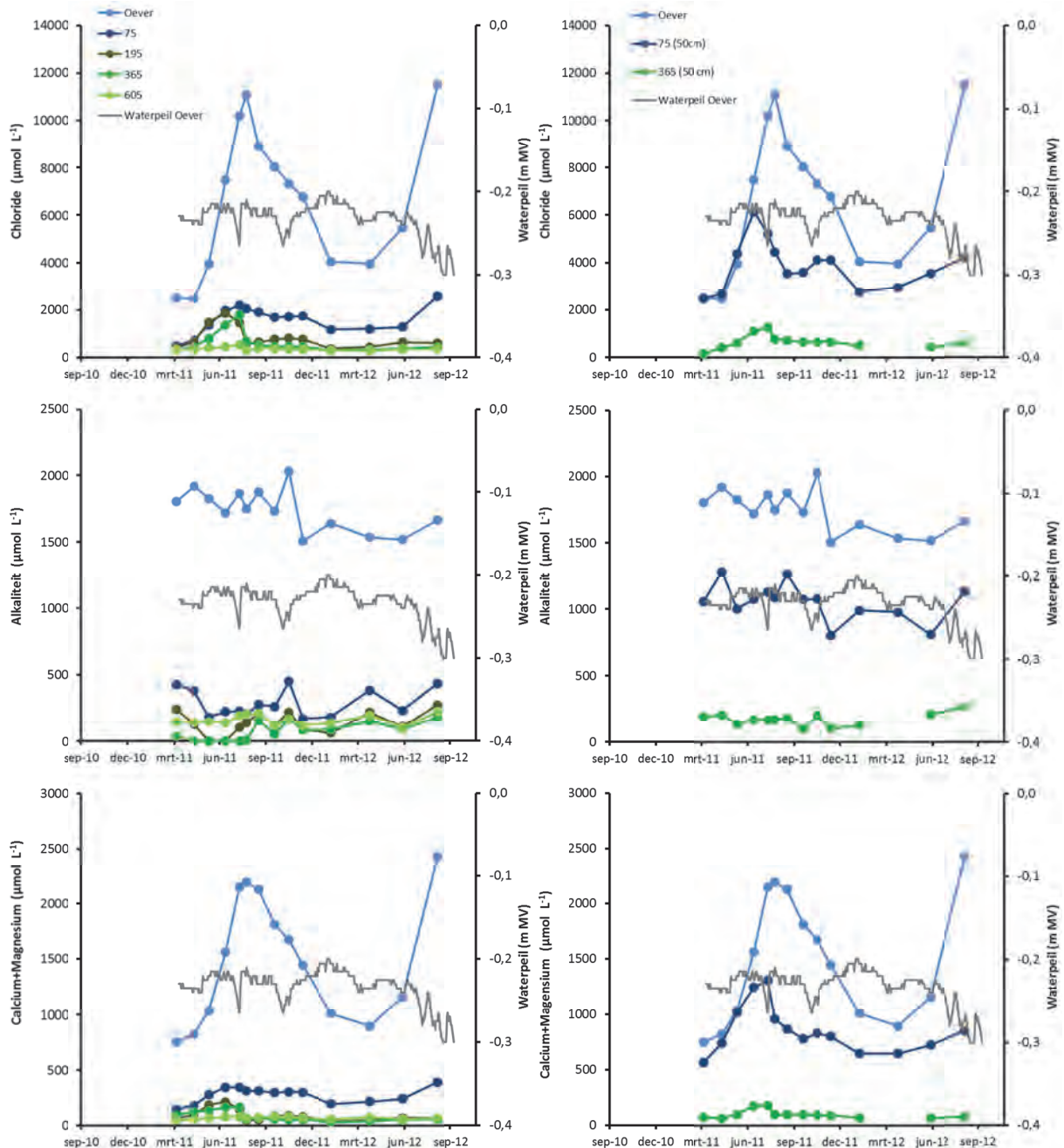
Het verloop van de sulfaatconcentratie volgt in grote lijnen het verloop van de overige macro-ionen (figuur 4.1.9). Wel zien we op 95 cm en 385 cm van de oever dat de sulfaatconcentraties iets oplopen in de wintermaanden. Op 385 cm uit de oever zien neemt de sulfaatconcentratie in de zomer van 2012 sterk toe op 50 cm diepte. Dit gaat gepaard met het dieper wegzakken van de grondwaterconcentraties in het veenmosrietland in 2011 als gevolg van het flexibel peilbeheer. Uit figuur 4.1.11 blijkt dat de bodem ter plekke relatief rijk is aan zowel ijzer als zwavel. Dit duidt op het voorkomen van ijzersulfides, die als gevolg van het iets dieper uitzakken van de grondwaterstanden bloot worden gesteld aan zuurstof waardoor enige oxidatie plaats kan vinden waarbij sulfaat vrijkomt.

De bodems uit Raai A zijn (met uitzondering van bodem 385 (50 cm) uiterst organisch en rijk aan zwavel. De relatief lage ijzerconcentraties t.o.v. de zwavelconcentraties laten zien dat een groot deel van dit zwavel in organische vorm aanwezig moet zijn. Dit betekent dat dit alleen vrijkomt door afbraak van het organische materiaal en niet door enkel verdroging. De ijzerconcentraties van het bodemwater zijn in deze zwavelrijke bodems overwegend laag. De uitzakkende grondwaterstanden als gevolg van het flexibele peil leiden niet tot een afname van de pH (verzuring) (figuur 4.1.10). De totaal-calciumconcentratie van de bodems is relatief hoog (figuur 4.1.11) en zorgt voor de buffering van het bodemwater verder van de oever. Dichter bij de oevers wordt de pH in belangrijke mate bepaald door de invloed van het oppervlakte water. Op locatie 245 is de totaal-calciumconcentratie lager dan op de overige locaties en meten we dan ook een lagere pH van het bodemwater (pH 5).

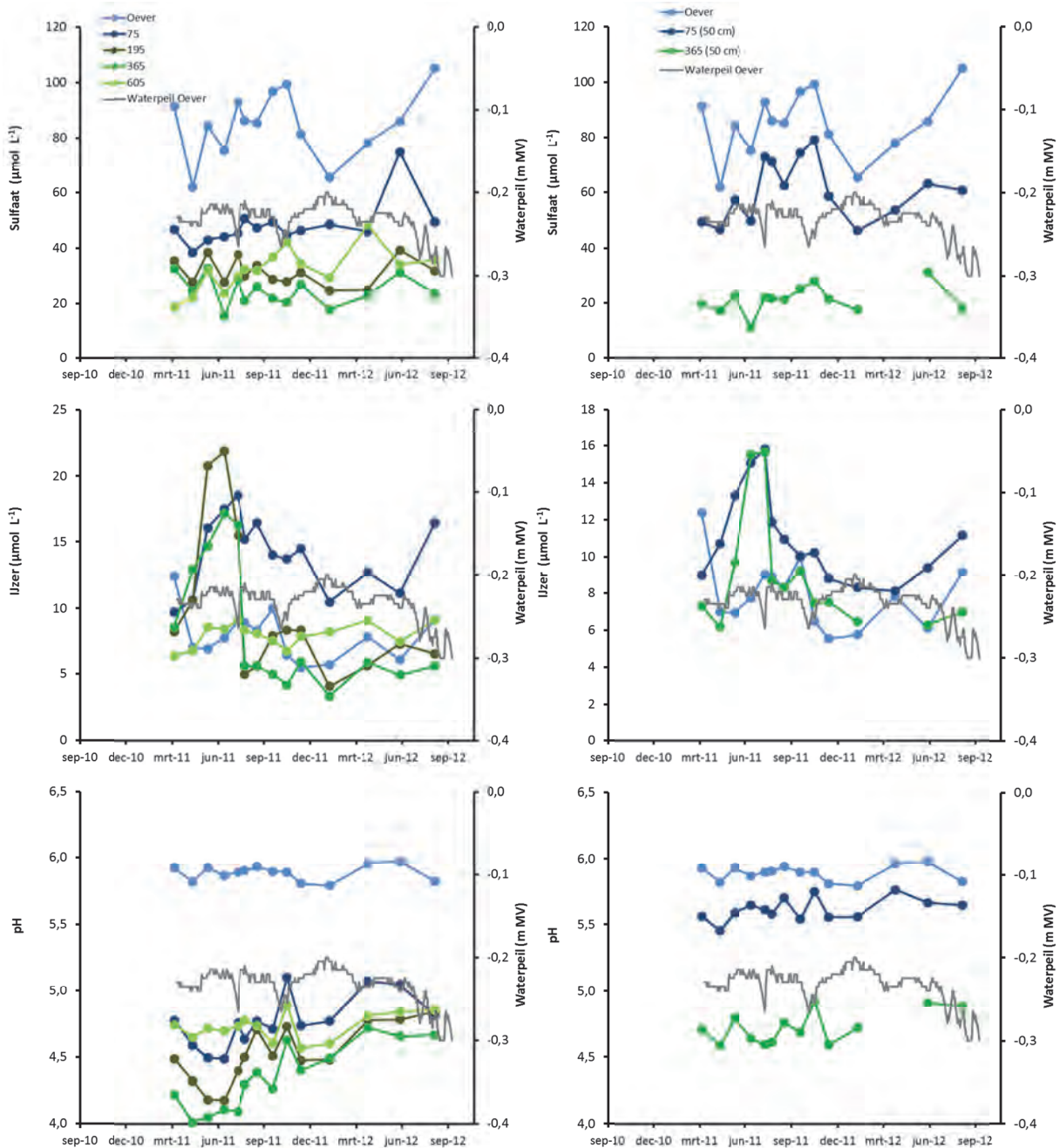


Figuur 4.1.12 Verloop van de fosfor- en ammoniumconcentratie in een veenmosrietland (oeverraai A, zie figuur 4.1.8). De oever staat voor de locatie direct aan de oever en 95, 254, 385 en 770 voor de afstand in cm vanaf de oever voor de overige monsterpunten. Links worden de ondiepe locaties (25 diepte) gegeven en rechts de oeverlocatie en de diepere locaties (50 cm diepte) voor de locaties op 95 en 345 cm vanaf de oever. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven (licht grijze lijn).

De fosfor- en de ammoniumconcentratie van het bodemwater zijn laag (figuur 4.1.12). Dicht bij de oever lijkt er sprake te zijn van een afname over de meetperiode. Er is geen duidelijke correlatie zichtbaar met het waterpeil. In ieder geval is er geen sprake van een toename van de nutriëntconcentraties na het instellen van een flexibel peilbeheer.



Figuur 4.1.13 Verloop van de chloride- en calcium+magnesiumconcentratie en de alkaliteit in een veenmosrietland (oeverraai B, zie figuur 4.1.8). De oever staat voor de locatie direct aan de oever en 75, 195, 365 en 605 voor de afstand in cm vanaf de oever voor de overige monsterpunten. Links worden de ondiepe locaties (25 diepte) gegeven en rechts de oeverlocatie en de diepere locaties (50 cm diepte) voor de locaties op 75 en 365 cm vanaf de oever. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven (licht grijze lijn).

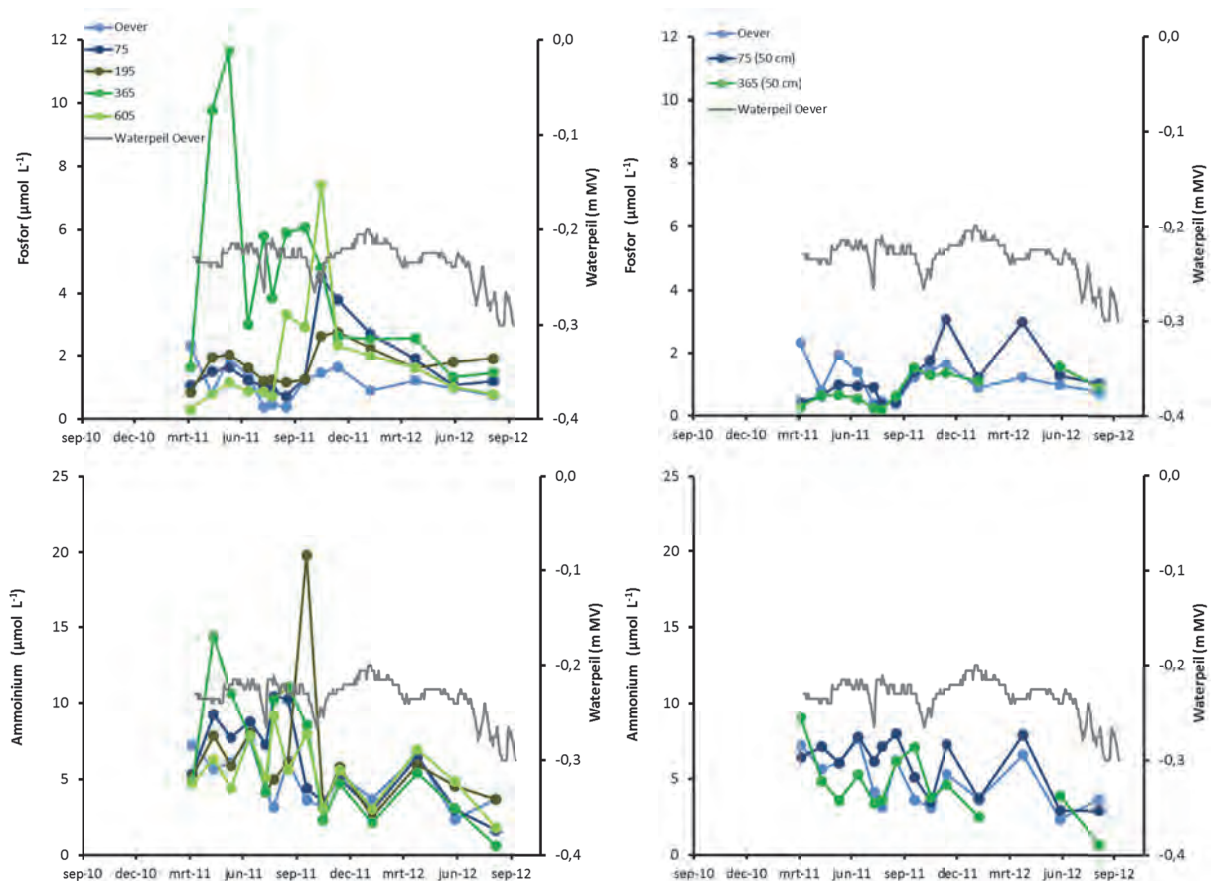


Figuur 4.1.14 Verloop van de sulfaat- en ijzerconcentratie en de pH in een veenmosrietland (oeverraai B, zie figuur 4.1.8). De oever staat voor de locatie direct aan de oever en 75, 195, 365 en 605 voor de afstand in cm vanaf de oever voor de overige monsterpunten. Links worden de ondiepe locaties (25 diepte) gegeven en rechts de oeverlocatie en de diepere locaties (50 cm diepte) voor de locaties op 75 en 365 cm vanaf de oever. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven.

Ook in het veenmosrietland bij oeverraai B (figuur 4.1.13) zien we dat de invloed van het oppervlaktewater met name terug te meten is in de oeverzone. Op 75 cm uit de oever is het effect nog duidelijk te meten op 50 cm diepte. In vergelijking met oeverraai A, lopen de concentraties chloride en calcium+magnesium hier veel minder hoog op. Het maaiveld van Oeverraai B ligt ook 10 cm hoger dan het maaiveld van oeverraai A en de grondwaterstanden t.o.v. maaiveld, gemiddeld 10 cm lager. Net als in oeverraai A nemen tot juli 2011 (droge voorjaar van 2011) de

ionenconcentraties aan de oevers toe, waarna ze afnemen. In de zomer van 2012 nemen de concentraties weer toe wat gepaard gaat met het verder uitzakken van de grondwaterstanden in het veenmosrietland. Dit effect is echter alleen zichtbaar in de oever en op 75 cm, niet verder het perceel in.

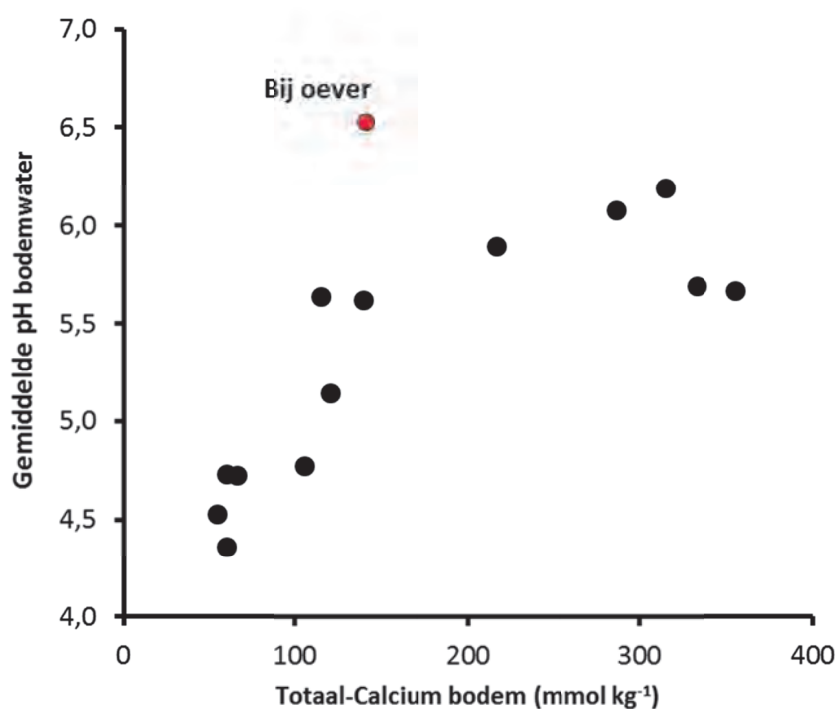
De bodems van oeverraai B zijn minder goed gebufferd dan de bodems van oeverraai A. Dat blijkt uit de pH (figuur 4.1.14) en de alkaliteit (figuur 4.1.13) van het bodemwater maar ook uit de totaal-Ca concentraties van de bodems (figuur 4.1.11). De hoogte van het maaiveld en de lagere grondwaterstanden dragen hier aan bij omdat deze leiden tot oxidatie van de toplaag en uitspoeling van calcium. In het droge voorjaar van 2011 zien we voor een deel van de locaties een afname van de pH en de alkaliteit. Deze gaat niet gepaard met een afname van de grondwaterstand maar hangt waarschijnlijk wel samen met een sterkere uitdroging en zuurvormende oxidatieprocessen van de bodemlaag net boven het grondwater. In de zomer van 2012 leidt het dieper uitzakken van de grondwaterstanden niet tot een afname van de pH en alkaliteit in de toplaag van de drijftil.



Figuur 4.1.15 Verloop van de fosfor- en ammoniumconcentratie in een veenmosrietland (oeverraai B, zie figuur 4.1.8). De oever staat voor de locatie direct aan de oever en 75, 195, 365 en 605 voor de afstand in cm vanaf de oever voor de overige monsterpunten. Links worden de ondiepe locaties (25 diepte) gegeven en rechts de oeverlocatie en de diepere locaties (50 cm diepte) voor de locaties op 75 en 365 cm vanaf de oever. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven (lichtgrijze lijn).

In figuur 4.1.15 wordt het verloop van de fosfor- en ammoniumconcentratie gegeven voor oeverraai B. We zien dat het droge voorjaar van 2011 samen gaat met een piekje van de fosfor en

ammoniumconcentraties. Ook de ijzerconcentratie van het bodemwater neemt dan voor een aantal locaties toe. Al met al lijkt het er sterk op dat verdroging leidt tot verzuring als gevolg oxidatie. Deze verzuring kan de toename van ammoniumconcentratie verklaren (zuur verdringt ammonium van het adsorptiecomplex). De toename van fosfor kan samenhangen met het oplossen van ijzerfosfaatcomplexen. Daarnaast kan ook een toename van de mineralisatie als gevolg van verdroging mogelijk een rol spelen. In 2012 gaat het uitzakken van de grondwaterstand niet gepaard met een toename van de nutriëntenconcentraties



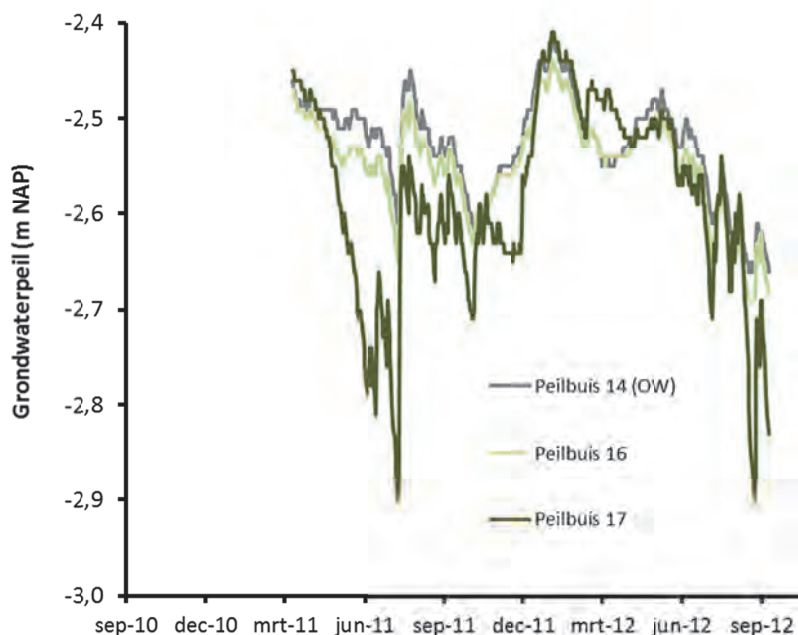
Figuur 4.1.16 Gemiddelde pH van het bodemwater uitgezet tegen de totaal-calciumconcentratie van de bodems uit de veenmosrietlanden. De rode punt ligt dicht bij de oever en hier wordt de pH ook beïnvloed door het oppervlaktewater.

Alles overziend lijkt het erop dat fysieke verdroging van het veenmosrietland belangrijker lijkt te zijn dan uitsluitend het dalen van de grondwaterstand. Uitzakkende grondwaterstanden als gevolg van het flexibele peilbeheer zullen op korte termijn waarschijnlijk alleen leiden tot verzuring en een toename van nutriëntenconcentraties wanneer deze samengaan met een langdurige periode van weinig neerslag. Dit effect treedt met name in de eerste meter vanaf de oever op. Bij drijvende veenmosrietlanden zullen deze processen niet of nauwelijks spelen. Een risico van een verder uitzakkende freatische grondwaterstand in de niet drijvende veenmosrietlanden bestaat erin dat het boven de grondwaterstand gelegen deel van de bodem gevoeliger wordt voor fysieke verdroging wanneer het voor langere tijd niet regent. Uitzakkende grondwaterstanden, zullen op de langere termijn waarschijnlijk wel leiden tot een toename van de netto uitspoeling van calcium uit de toplaag waardoor de veenmosrietlanden waarschijnlijk sneller zullen verzuren. Met name de veenmosrietlanden met een wat hogere maaiveldligging en een relatief mindere buffering zijn hiervoor het gevoeligst. In figuur 4.1.16 zien we dat de gemiddelde pH van het bodemwater correleert met de totaal-Ca concentratie van de bodem. De bodemeigenschappen bepalen dus de bodemwaterkwaliteit, in dit geval de zuurbuffering van de bodem. De afname van de invloed van

oppervlaktewater draagt maar in geringe mate bij aan de verzuring. De bufferende werking van het oppervlaktewater in de toplaag van de bodems blijft immers beperkt tot de oeverzones.

4.1.4 Grote Kooibosch

Oeverraai C ligt bij het Grote Kooibosch (eiland tussen de twee grote plassen) (zie figuur 4.1.8). De oeverraai loopt vanaf het openwater door een Galigaanvegetatie tot aan de rand van het bos. De waterstand in het bos zakt in de zomermaanden diep weg (zie figuur 4.1.17). In het droge voorjaar van 2011 tot meer dan 30 cm dieper dan het oppervlaktewaterpeil. Waarschijnlijk speelt hierbij de verdamping van de bomen een grote rol.

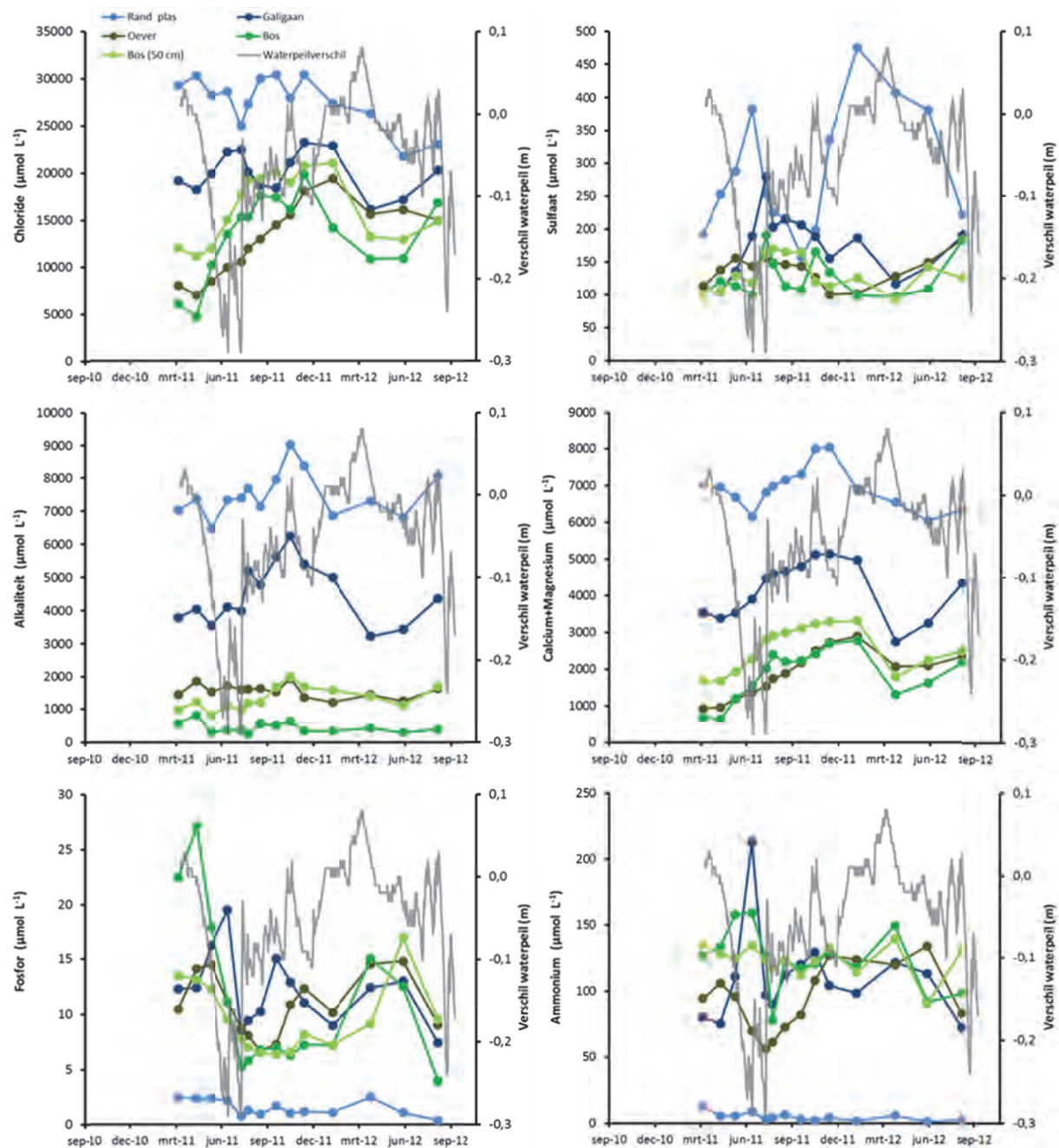


Figuur 4.1.17 Verloop van de waterwaterstanden bij oeverraai C (zie figuur 4.1.8). Peilbuis 17 staat in het bos op het eiland.

Opvallend is de sterke toename van met name de chloride en de calcium+magnesiumconcentraties in de oeverzone gedurende het voorjaar van 2011 (figuur 4.1.18). Deze toename gaat gepaard met groot verschil in stijghoogte tussen het oppervlaktewater (peilbuis 14) en de grondwaterstand in het bos (peilbuis 17). Deze resultaten laten zien dat er hoogstwaarschijnlijk sprake is van een inzijging van oppervlaktewater in de oevers als gevolg van het verschil in stijghoogte. In de winter en het voorjaar van 2012 verdwijnt het stijghoogteverschil en is er tijdelijk zelfs sprake van een hogere waterstand in het bos op het eiland. In deze periode neemt de chloride en de calcium+magnesiumconcentratie in de oeverzone juist weer af. In de zomer van 2012 ontstaat er weer een stijghoogteverschil en beginnen de concentraties ook weer op te lopen. Het bos lijkt hiermee dus een aanzuigende werking te hebben op het oppervlaktewater in de oever.

De fosfor- en ammoniumconcentraties zijn in deze oeverzone duidelijk hoger dan in de veenmosrietlanden (oeverraai A en B). Het gaat hier duidelijk ook om een veel eutrofere vegetatie. Het binnendringen van het oppervlaktewater gaat gepaard met een afname van de fosforconcentratie, waarschijnlijk doordat het oppervlaktewater relatief arm is aan fosfor in

vergelijking met het bodemwater, maar mogelijk ook omdat de veranderde chemie invloed heeft op de mobiliteit van fosfor



Figuur 4.1.18 Verloop van een aantal chemische parameters van het bodemwater in een raai vanaf het open water naar de rand van het bos op een bebost eiland (oeverraai C, zie figuur 4.1.8). De raai loopt vanaf het open water (rand plas) via een galigaanvegetatie en de oever naar de rand van het bos (zie ook figuur 4.1.8). Alle bodemwatermonsters zijn genomen op een diepte van 25 cm. Aan de rand van het bos werden ook monsters genomen op een diepte van 50 cm (bos (50cm)). Op de rechter y-as wordt met de lichtgrijze lijn het verschil in stiiwhoogte gegeven tussen het Open water (peilbuis 14) en een peilbuis in het bos (peilbuis 17).

Tabel 4.1.1 Eigenschappen van de onderwaterbodems. De bodemvochtconcentraties zijn de gemiddelde waarden van alle bemonsteringsdata. De bodemconcentraties worden gegeven per liter bodemvolume.

| | Bodem | | | | | | | Bodemvocht | | | | |
|-----|-----------|------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|-------|
| | % | $\mu\text{mol L}^{-1}$ | $\mu\text{mol L}^{-1}$ | $\mu\text{mol L}^{-1}$ | mol mol^{-1} | $\mu\text{mol L}^{-1}$ | $\mu\text{mol L}^{-1}$ | $\mu\text{mol L}^{-1}$ | $\mu\text{mol L}^{-1}$ | mol mol^{-1} | $\mu\text{mol L}^{-1}$ | |
| | Org. Stof | tot-Ca | tot-Fe | tot-S | tot Fe/S | tot-P | Anorg N | NH4 | Fe | P | Fe/P | Cl |
| 163 | 82,2 | 36,3 | 9,6 | 77,4 | 0,1 | 1,9 | 99,6 | 110,1 | 1,1 | 12,1 | 0,09 | 19995 |
| 168 | 64,8 | 43,4 | 16,4 | 64,8 | 0,3 | 1,6 | 58,9 | 64,2 | 3,2 | 3,8 | 0,83 | 25523 |
| 162 | 78,5 | 32,6 | 23,0 | 73,2 | 0,3 | 1,8 | 103,3 | 5,0 | 2,9 | 1,5 | 1,87 | 27595 |

4.1.5 Onderwaterbodems

In de onderwaterbodems werden overwegend lage concentraties aan ammonium en fosfor gemeten. Omdat we met zwavelrijke bodems te maken hebben is de ijzer/zwavel ratio van de bemonsterde onderwaterbodems ongunstig en de ijzerconcentratie van het bodemwater (bodemvocht) laag (tabel 4.1.1). De fosfor- en ammoniumconcentraties van het bodemwater zijn echter ook relatief laag. Dit betekent dat de nalevering van nutriënten vanuit de onderwaterbodems ook relatief laag zal zijn. Botshol is al sinds langere tijd een natuurgebied en het inlaatwater wordt gedefosfateerd. Hierdoor is ook de fosforbelasting van een groot deel van de onderwaterbodem laag. Daarnaast kan het brakke karakter van het oppervlaktewater ook leiden tot een remming van de microbiële afbraak van organische materiaal. Opvallend is in ieder geval dat de ammonium- en de fosforconcentraties van het bodemwater afnemen met een toename van de chlorideconcentratie van het bodemwater (tabel 4.1.1).

De in tabel 4.1.1 opgenomen onderwaterbodems liggen allemaal in het Zuidelijke deel van Botshol. We hebben eerder gezien dat in het Noordelijke deel nabij oppervlaktewaterlocaties 224, 225 en 226, er wel mobilisatie van fosfor kan plaatsvinden en dat dit hoogstwaarschijnlijk samenhangt met de precipitatie van ijzerfosfaatdeeltjes uit de defosfatering. Helaas hebben we van deze locaties geen bodemanalyses,

4.1.6 Conclusies

Het flexibele peilbeheer leidt niet tot een netto afname van de inlaat van oppervlaktewater uit de Waver en dus ook niet tot een besparing op de defosfateringskosten. Wel leidt het nieuwe peilbeheer tot meer natuurlijke waterpeilfluctuaties wat de ontwikkeling van de oevervegetaties ten goede kan komen.

Inlaat van oppervlaktewater leidt lokaal tot een extra belasting van het systeem met nitraat en ammonium. Stroomafwaarts van de defosfatering vindt er in een klein deel van het gebied in de zomermaanden een mobilisatie van fosfor plaats uit de onderwaterbodems. Het gaat hier zeer waarschijnlijk om fosfor dat vrijkomt bij de reductie van ijzerfosfaatdeeltjes afkomstig van de defosfatering die ter plekke zijn geprecipiteerd. Binnenkort zullen de petgaten waarin de ijzerfosfaatvlokken bezinken worden gebaggerd, waardoor de nalevering uit deze bodems in de zomer zal afnemen. De nalevering van nutriënten uit de onderwaterbodems in de rest van het gebied is waarschijnlijk laag.

De directe invloed van gebufferd oppervlaktewater op de buffering van de toplaag van de bodem is beperkt en is slechts meetbaar in de directe oeverzone (eerste meter tot twee meter). De totaalcalcium concentratie blijkt bepalend te zijn voor de gemiddelde zuurgraad. Oxidatie van de

toplaag zal leiden tot mobilisatie en uitspoeling van calcium. Het uitzakken van het oppervlaktewaterpeil in de zomer van 2012 leidt ook tot een daling van de grondwaterpeilen in de veenmosrietlanden. Hoewel de vochtigheid van de bodem belangrijker lijkt te zijn dan het absolute grondwaterpeil is het wel waarschijnlijk dat verlaagde grondwaterpeilen in de veenmosrietlanden op de langer termijn zullen leiden tot sterke oxidatie van de toplaag van de bodems, versnelde afbraak, en een versnelde afname van de buffercapaciteit. Dit effect treedt echter voornamelijk op in de eerste meters vanaf de oevers.

Overall effect op de waterkwaliteit: Waarschijnlijk positief ook al vanwege de betere ontwikkeling van oeverplanten. Veenmosrietlanden blijven wel een punt van aandacht.

4.2 Groene Jonker

4.2.1 Inleiding

De Groene Jonker is een natuurgebied in polder Zevenhoven, tussen de Nieuwkoopse plassen en de veenrivier de Kromme Mijdrecht (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Het flexpeilgebied de Groene Jonker (voorheen ook wel de Kouspolder genoemd) heeft een oppervlakte van bijna 1 km² en ligt ten noorden van het kleine dorpje 'Noorden', tussen de Hoge Dijk, de Kousweg en de Jonge Zevenhovense weg. Tussen de Groene Jonker en de Kromme Mijdrecht aan de noordoostkant liggen de hoger gelegen 'Bovenlanden' op de oeverwallen. Aan de overkant van de Kromme Mijdrecht ligt polder Groot Mijdrecht.

Tot aan het eind van de laatste ijstijd hebben vlechtende rivieren een dik pakket zand en grind afgezet. Aan het begin van het Holoceen kreeg de zee steeds meer invloed en is tijdens overstromingen zeeklei afgezet. In de tweede helft van het Holoceen sloten de duinen zich en schoof de kustlijn terug naar het westen. De inundaties vanuit zee namen af en er begon een pakket veen te groeien. Vanaf de 17e eeuw zijn grote delen, waaronder de Groene Jonker, afgegraven. Er ontstonden door de veenaafgraving in eerste instantie veenplassen, zoals de Nieuwkoopse plassen. Polder Zevenhoven is rond 1800 echter drooggemalen en is een droogmakerij geworden. Sindsdien is het gebied weer in gebruik genomen als landbouwgrond (in eerste instantie akkerbouw, later veehouderij).

In polder Zevenhoven en in de Groene Jonker is de veenlaag die in de omgeving veelal nog aanwezig is afgegraven. De circa 4 meter dikke laag zeeklei uit de eerste helft van het Holoceen ligt daardoor aan het oppervlak. Onder deze klei ligt nog een dunne laag basisveen en daaronder een dik pakket Pleistoceen zand en grind.

De Groene Jonker is sinds 2007 als natuurgebied in bezit van Natuurmonumenten. Voor 2007 was het gebied in gebruik voor veehouderij. In 2007-2008 is het gebied heringericht en omgevormd tot een half-natuurlijk moeras met afwisselend open water, bloemrijk grasland en jonge verlandingsstadia (rietlanden, natte graslanden en ruigtes). Er zijn laagtes gegraven die permanent onder water staan. Andere delen zijn juist opgehoogd voor de ontwikkeling van half-natuurlijk grasland. In het hele gebied is de bovenste 10 centimeter van de bodem afgeplagd om nutriënten en andere landbouwstoffen te verwijderen en rietgroei te bevorderen. Het beheer is gericht op de ontwikkeling en instandhouding van zoetwater- en verlandingsgemeenschappen, rietland, rietruigte en natte schraallanden, moeras en struweel. De Groene Jonker moet ook voedsel bieden voor vogels (purperreiger, lepelaar) die broeden in het Nieuwkoopse plassengebied. Het landschap wordt open gehouden door te maaien en bomen en struiken te verwijderen. Er vindt ook begrazing plaats door een kudde schapen van Natuurmonumenten. Het gebied is deels toegankelijk voor recreanten; aan de zuidkant van de Groene Jonker lopen wandelpaden en is er een vogelobservatiepunt.

De Groene Jonker zelf ligt op circa -5 m t.o.v. NAP. De Kromme Mijdrecht en de 'bovenlanden' langs de Kromme Mijdrecht liggen op -1.5 tot 0.5 m t.o.v. NAP. Vanuit deze gebieden treedt sterke wegzijging op naar polder Zevenhoven en de Groene Jonker, maar het gebied trekt door de lage peilen ook brak en nutriëntenrijk diep kwelwater aan uit de ondergrond. Het water uit polder Zevenhoven wordt door diverse gemalen naar het boezemsysteem gepompt. Dit brakke, nutriëntenrijke water wordt vervolgens gebruikt om het waterpeil in hoger gelegen gebieden op peil te houden. Via de Amstel en de Waver wordt het uitgemalen water onder meer ingelaten in de

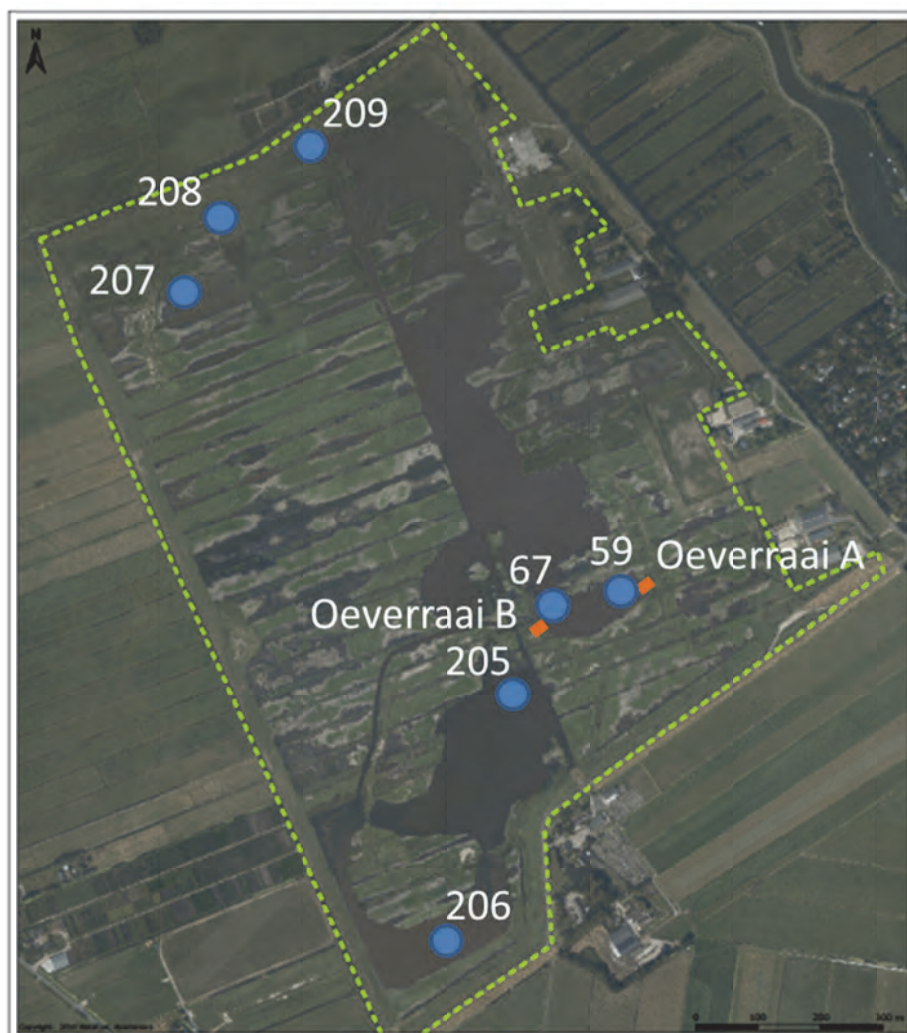
flexpeilgebieden in de Ronde Hoep, de Middelpolder en polder Botshol. Sinds de invoering van flexibel peilbeheer mag het waterpeil in de Groene Jonker vrij fluctueren tussen de -5,60 en -5,10 m t.o.v. NAP. Door alle lokale peilverschillen in de directe omgeving van de Groene Jonker is er veel variatie in de grondwaterstroming. In het zuiden en het oosten treedt door de invloed van de bovenlanden kwel op in de Groene Jonker. Meer naar het noordwesten is er echter wegzijging naar het omliggende landbouwgebied van polder Zevenhoven, waar het peil nog 70-120 cm lager is. Via regelbare stuwen kan water uitgelaten worden naar het omliggende landbouwgebied.



Figuur 4.2.1. Groene Jonker. Linksonder, bodemwaterraai aan oevers open water; Rechtsboven, beeld van plas met oevers in Augustus 2011; Midden links, Geoorde fuut; Midden rechts Steltkluut, Linksonder, FLAB (algenmat); Rechtsonder, blauwalg in juli 2011.

4.2.1 Oppervlaktewaterkwaliteit

In figuur 4.2.2 worden de locaties gegeven van de monsterpunten in de Groene Jonker. Het oppervlaktewater in Groene Jonker is hard tot zeer hard.

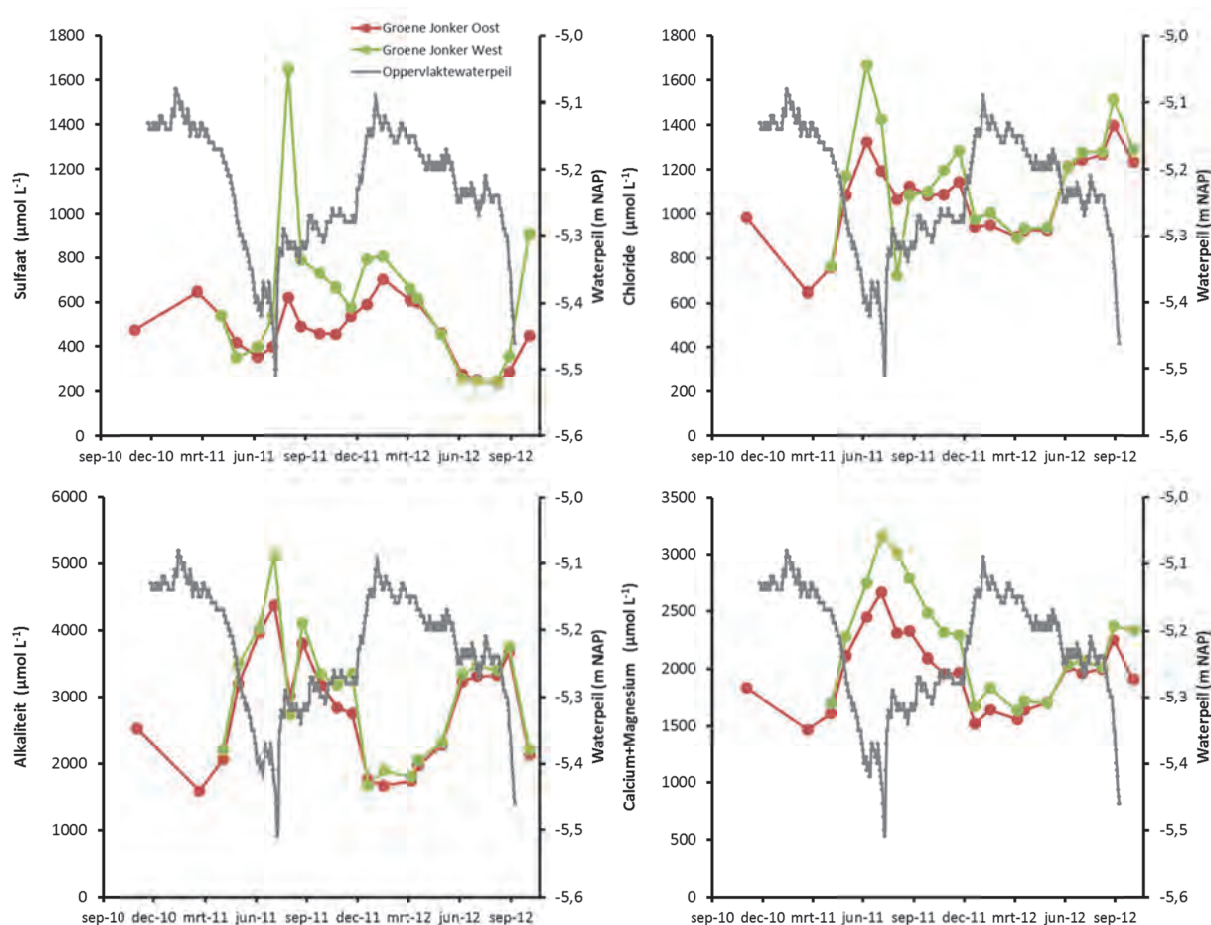


Figuur 4.2.2. Ligging van bemonsteringslocaties in de Groene Jonker.

De chloride, calcium- en magnesiumconcentratie en de alkaliteit laten een vergelijkbaar verloop zien (figuur 4.2.3) en volgen min of meer het tegenovergestelde patroon van de oppervlaktewaterstand. In het zeer droge voorjaar van 2011 stegen de concentraties sterk. Dit kan grotendeels verklaard worden door indamping, maar er kan mogelijk ook sprake zijn van een toename van de invloed van kwel bij lagere oppervlaktewaterstanden.

In tabel 4.2.1 wordt de samenstelling van het grondwater van het eerste watervoerende pakket gegeven. Het grondwater is rijk aan natrium en chloride en wordt verder gekenmerkt door een zeer hoge alkaliteit en calcium- en magnesiumconcentraties. Verder is het grondwater ook extreem rijk aan ammonium en in de zomer rijk aan fosfor en ijzer. Dit zou kunnen duiden op aanvoer van zeer kleine Fe-P partikels via het grondwater. Opvallend is dat er ook wel verschillen bestaan tussen de verschillende locaties. Peilbuis 2 ligt aan de Zuidoost kant van het

gebied en heeft erg lage sulfaatconcentraties ($<100 \mu\text{mol L}^{-1}$), dit in tegenstelling tot de overige grondwatermonsters die erg rijk zijn aan sulfaat ($> 1000 \mu\text{mol L}^{-1}$).



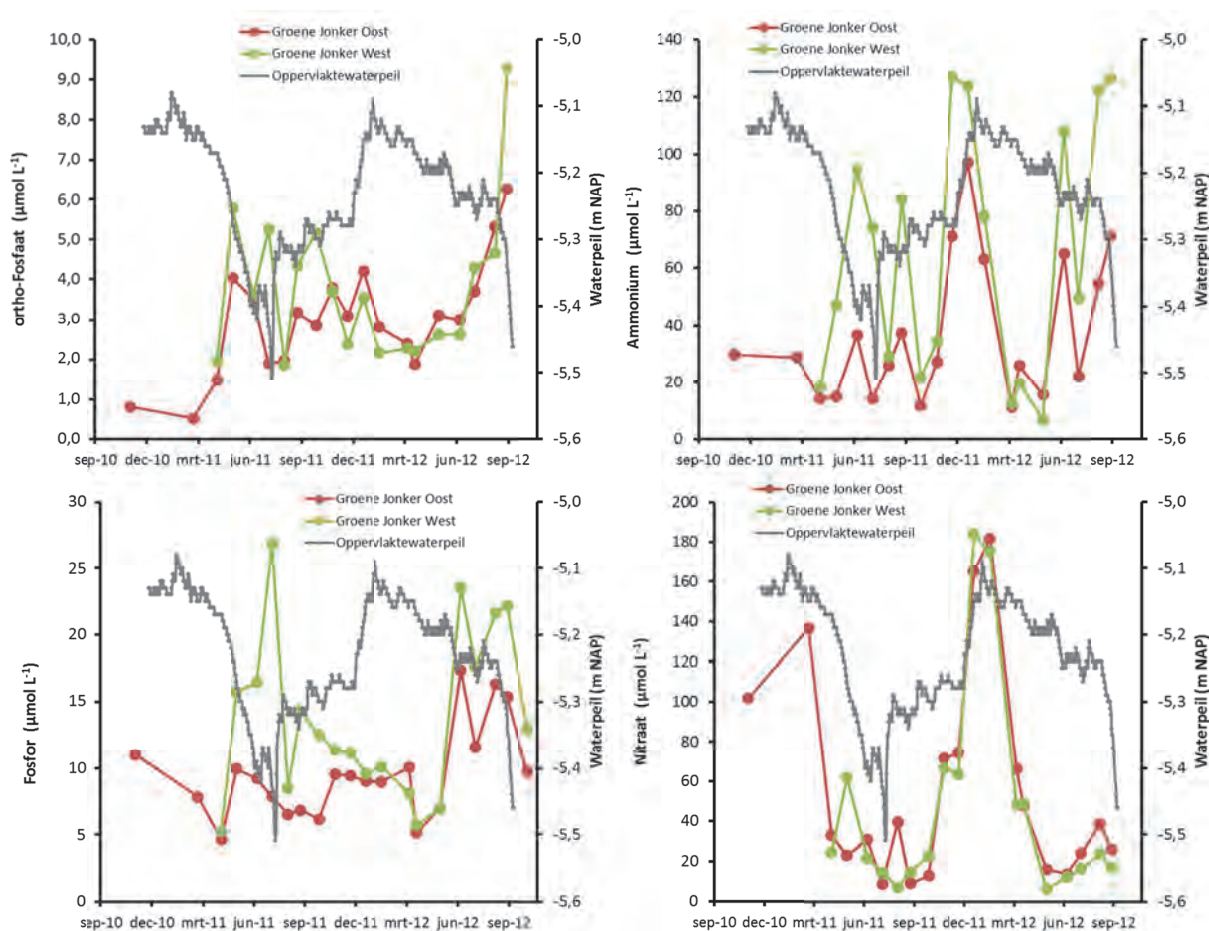
Figuur 4.2.3 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters. Er worden gemiddelde waarden gegeven voor locaties die bij benadering een vergelijkbaar verloop laten zijn. De grijze lijn geeft het verloop van de oppervlaktewaterstand nabij locatie 59 (zie figuur 4.2.2).

Tabel 4.2.1 Samenstelling van het grondwater uit het eerste watervoerende pakket in augustus 2011 en maart 2012 van Groene Jonker.

| PB | Datum | $\mu\text{mol L}^{-1}$ | | | | | | | | | | | | |
|----|----------|------------------------|--------|------|------|------|------|------|-----|------|-------|------|-------|--|
| | | pH | Alkal. | Ca | Mg | SO4 | Na | Cl | K | NH4 | NO3 | P | Fe | |
| 2 | 25-08-11 | 6,9 | 12440 | 3708 | 2361 | 64 | 1893 | 3467 | 435 | 2555 | 1,3 | 14,1 | 9,2 | |
| | 7-03-12 | 7,5 | 11610 | 3471 | 2318 | 65 | 2391 | 4962 | 423 | 2147 | 243,1 | 8,4 | 1,6 | |
| 9 | 25-08-11 | 7,0 | 10870 | 2632 | 1593 | 1023 | 7551 | 4982 | 412 | 1340 | 3,0 | 4,5 | 23,3 | |
| | 7-03-12 | 7,6 | 10210 | 2687 | 1704 | 1290 | 7064 | 4537 | 351 | 954 | 44,5 | 1,4 | 3,5 | |
| 11 | 25-08-11 | 6,8 | 9538 | 4885 | 1372 | 1700 | 1301 | 2562 | 191 | 1517 | 4,6 | 18,9 | 264,6 | |
| | 7-03-12 | 7,2 | 9445 | 4274 | 1275 | 1128 | 1329 | 2390 | 182 | 1286 | 1,3 | 1,6 | 18,4 | |
| 13 | 25-08-11 | 6,9 | 10790 | 4014 | 2037 | 1659 | 855 | 1318 | 461 | 1571 | 1,5 | 55,0 | 90,1 | |
| | 7-03-12 | 7,3 | 10380 | 3351 | 1888 | 1035 | 842 | 1316 | 427 | 1523 | 2,4 | 4,5 | 2,8 | |

Vanaf 24 augustus 2012 werd de stuw bij de uitlaat naar beneden gezet om het water af te laten. Dit werd gedaan ten behoeve van de steltlopers maar ook om nutriënten af te voeren uit het systeem. De abrupte daling van de oppervlaktewaterstand moet hebben geleid tot een toename

van de toestroom van grondwater maar, doordat het uitzakken van het oppervlaktewaterpeil samenviel met een relatief natte periode met veel neerslag, tevens tot verdunning met regenwater. De laatste meting die werd uitgevoerd in begin oktober laat zien dat het aflaten van het water leidt tot lagere fosforconcentraties en hogere sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater.



Figuur 4.2.4 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters. Er worden gemiddelde waarden gegeven voor locaties die bij benadering een vergelijkbaar verloop laten zijn. De grijze lijn geeft het verloop van de oppervlaktewaterstand nabij locatie 59 (zie figuur 4.2.2).

We zien verder dat de sulfaatconcentratie het oppervlaktewaterstandsverloop lijkt te volgen. De zeer natte periode van half juli 2011 leidt bijvoorbeeld tot een sterke stijging van het oppervlaktewaterpeil en tot de uitspoeling van sulfaat naar het oppervlaktewater na de voorafgaande droogte. Deze uitspoeling is het sterkst in het Westelijke deel van Groene Jonker. Het gaat hier om oppervlaktewater dat geïsoleerd raakt van de hoofdplas bij lagere oppervlaktewaterstanden waardoor hier een accumulatie van stoffen kan optreden. Ook in december vindt er een stijging plaats van de sulfaatconcentraties bij een sterke stijging van de oppervlaktewaterpeilen. Dit alles duidt op uitspoeling van sulfaat uit de lokale bodems bij stijgende waterstanden. We komen hier later op terug. In de zomermaanden daalt de sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater bij gelijkblijvende of dalende waterpeilen. Dit wordt veroorzaakt door sulfaatreductie (een temperatuursafhankelijk proces). Bij deze sulfaatreductie wordt ook alkaliteit gegenereerd.

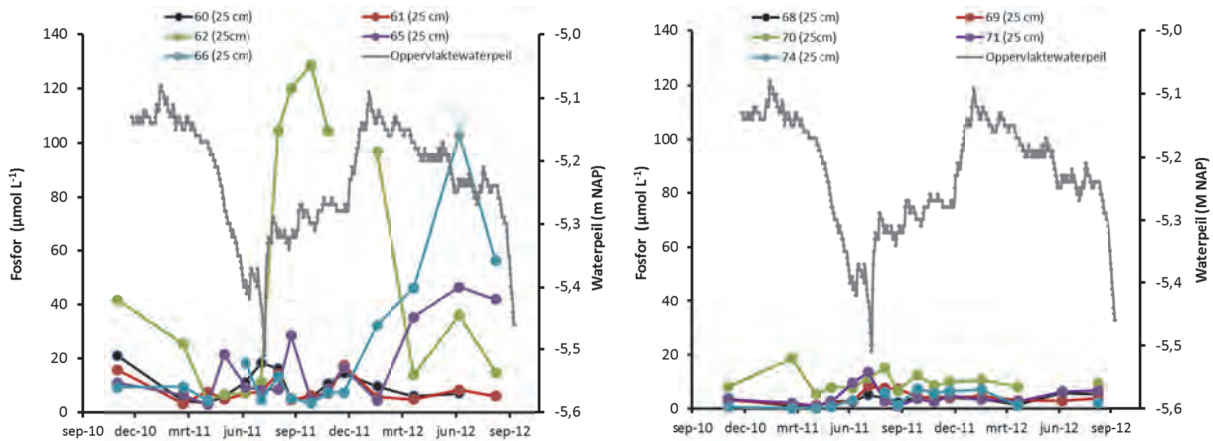
Het oppervlaktewater van Groene Jonker is eutroof en wordt gekenmerkt door hoge fosfor, ammonium- en nitraatconcentraties. In Groene Jonker Oost (de plas) worden in de nattere zomer van 2012 hogere fosforconcentraties gemeten dan in het (droge) voorjaar en de zomer van 2011, waarin de waterstand in de plas lager was en een groter deel van de oevers droog lag. Dit kan worden veroorzaakt door een sterkere mobilisatie van fosfor uit de nattere bodems in 2012. In drogere bodems wordt fosfor gebonden aan ijzer waardoor de mobiliteit afneemt. In een groot deel van het gebied zijn nog delen van de voedselrijke landbouwbodem aanwezig. Met name de hoger gelegen delen zullen rijker zijn aan fosfor omdat deze in geringere mate zijn afgegraven. De hoge P concentraties in het water stimuleren het ontstaan van blauwalgenbloei en botulisme bij hogere temperaturen.

Het verloop van de anorganische stikstofconcentraties (ammonium en nitraat) van het oppervlaktewater laat een piekerig verloop zien. Vanaf oktober lopen de nitraat- en de ammoniumconcentraties op. Hierbij piekt de ammoniumconcentratie in november/december en de nitraatconcentratie in december/januari. Deze piek wordt veroorzaakt doordat er vanaf het najaar geen assimilatie van stikstof meer plaatsvindt door algen en planten. Het stikstof dat vrijkomt bij afbraak, nalevering uit de bodem en inspoeling uit de oevers wordt niet meer opgenomen en tevens vindt er ook veel minder denitrificatie plaats in de onderwaterbodems. In het voorjaar zien we de stikstofconcentratie weer sterk dalen als gevolg van stikstofassimilatie door organismen. In de zomer worden weer hogere concentraties voor met name ammonium gemeten. Dit was zowel in de zomer van 2011 als in de zomer van 2012 het geval. Dit kan met een toename van de nalevering te maken hebben in de warme zomermaanden waarin onder zuurstofarmere condities de nitrificatie van ammonium afneemt. Ook zouden de ammoniumpieken veroorzaakt kunnen worden door toestromend grondwater. Het grondwater uit het eerste watervoerende pakket is extreem rijk aan ammonium (tabel 4.2.1). Opvallend is echter dat juist in de wat meer geïsoleerde oppervlaktewateren van Groene Jonker West, de ammonium en de fosfaatconcentraties hoger pieken dan in Groene Jonker Oost. De kwel treedt echter juist uit aan de Oostkant. Dit pleit eerder voor een lokale nalevering van ammonium en fosfaat uit de bodem en niet voor de aanvoer via kwelwater.

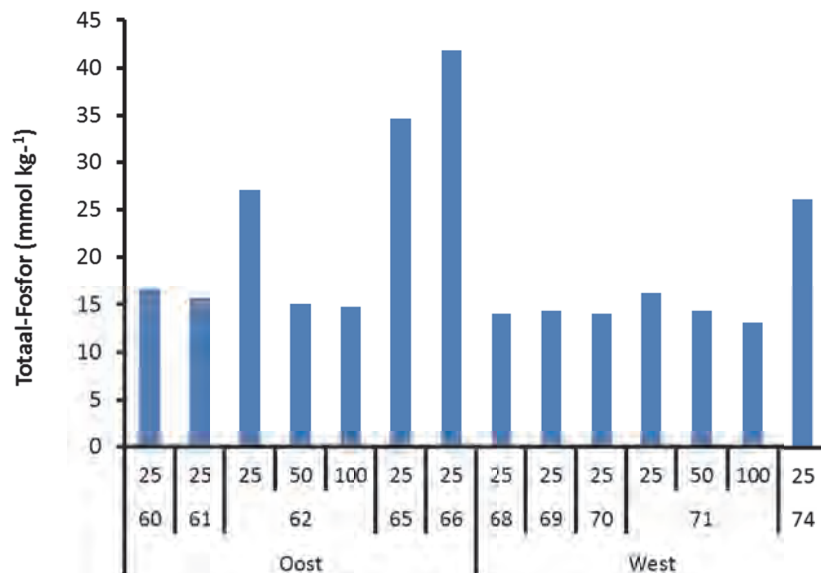
4.2.2 Bodemwaterkwaliteit

In figuur 4.2.5 wordt het verloop van de fosforconcentraties gegeven voor de ondiepe bodemwatermonsters. We zien dat in de Oostelijke raai (nummers 60 t/m 65) de fosforconcentraties in de meest hooggelegen delen van oevers hoger zijn in de zomer van 2012. De combinatie van nattere condities (hogere waterstanden) en hogere temperaturen leiden waarschijnlijk tot een toename van de mobiliteit van fosfor in de bodem als gevolg van reductieprocessen. Op locatie 62 (een permanent nat deel van de oever), vindt er na het stijgen van de waterstanden in juli 2011 al een sterke toename van de fosforconcentratie plaats. In figuur 4.2.6 zien we dat de bodems waar mobilisatie van fosfor plaatsvindt ook de bodems zijn waarin de hoogste totaal-fosfor concentraties worden gemeten. Waarschijnlijk zijn fosforrijkere bodems minder diep afgegraven dan de fosforarmere.

Hoewel de twee bemonsterde oeverraaien natuurlijk niet perse representatief zijn voor de bodems in het gebied, laten deze wel zien dat in de relatief fosforrijke bodems (totaal-P concentraties hoger dan 25 mmol kg^{-1}) de P concentratie in het bodemwater als gevolg van reductieprocessen kan toenemen onder natte bodemcondities in de zomer.

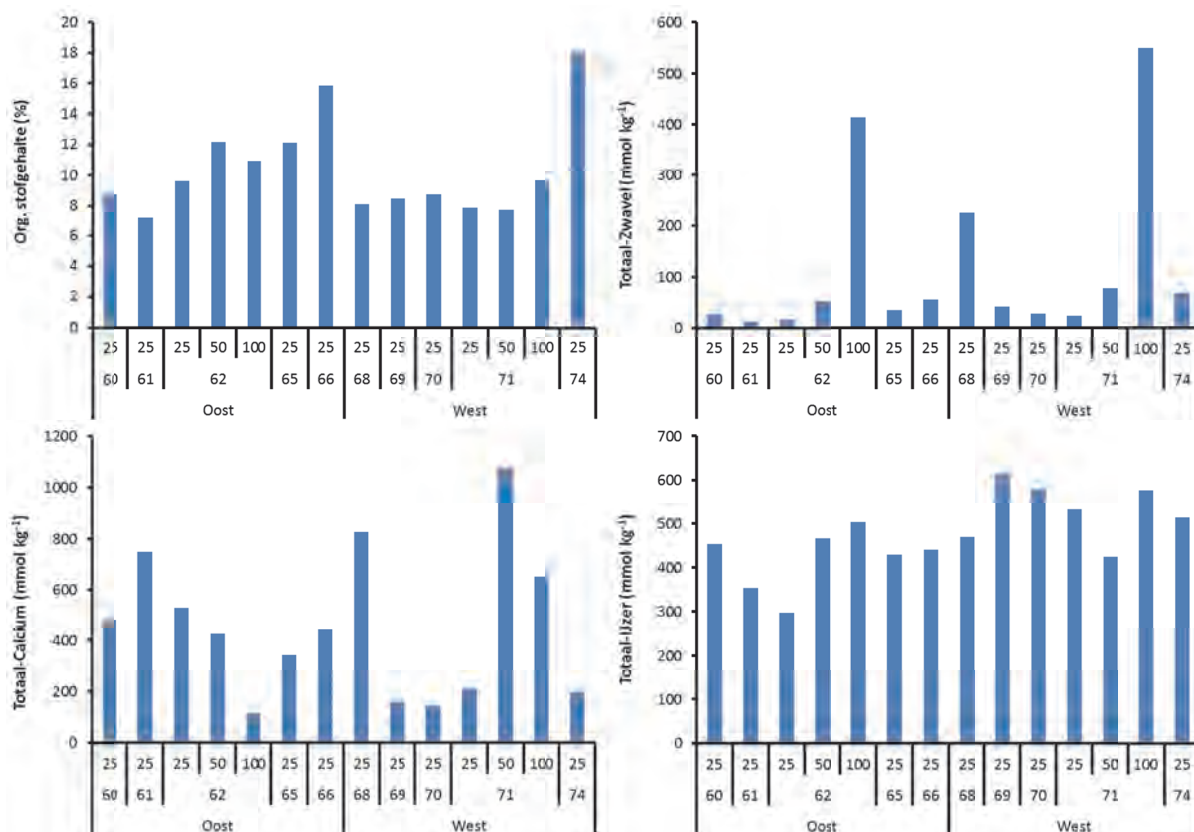


Figuur 4.2.5 Verloop van de fosforconcentratie in het ondiepe bodemwater van Groene Jonker. Links voor Oeverraai A en rechts voor Oeverraai B. De locatienummers lopen op van nat (60 c.q. 68) naar droog (65 c.q. 71). De grijze lijn geeft het verloop van de oppervlaktewaterstand bij locatie 59.



Figuur 4.2.6 De totaal-fosforconcentratie van de bodems in Groene Jonker. De monsterpunten worden voor de Oostelijke(oeverraai A) en de Westelijke raai (oeverraai B) gegeven van nat (in het open water, links) tot droog (op de oever, rechts). 25, 50 en 100 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm.

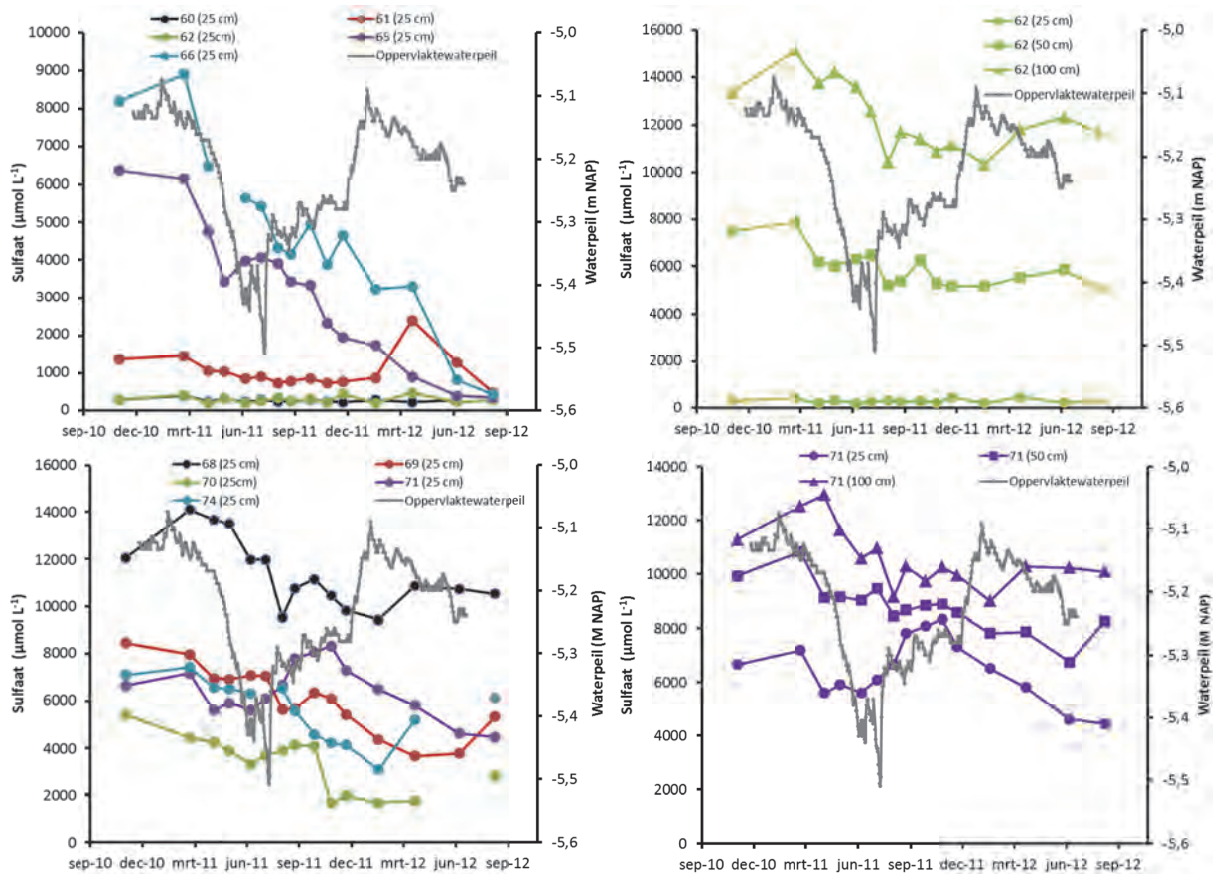
De kleibodems uit Groene Jonker zijn van origine rijk aan zwavel en ijzer. In de diepere delen van de bodems komen deze elementen voor in gereduceerde vorm als ijzersulfides. Als gevolg van het landbouwkundige gebruik in het verleden is de toplaag van deze kleibodems geoxideerd. Hierbij is het zwavel vrijgekomen als sulfaat en het ijzer deels in de slecht oplosbare geoxideerde vorm achtergebleven in de bodem. Omdat sulfaat een relatief mobiel anion is kan dit gemakkelijk uitspoelen. Hierdoor is de totaal-zwavelconcentratie van de toplaag van de bodem afgenomen (zie figuur 4.2.7). Omdat we met kalkrijke bodems te maken hebben leidt de oxidatie in Groene Jonker niet tot een sterke afname van de pH.



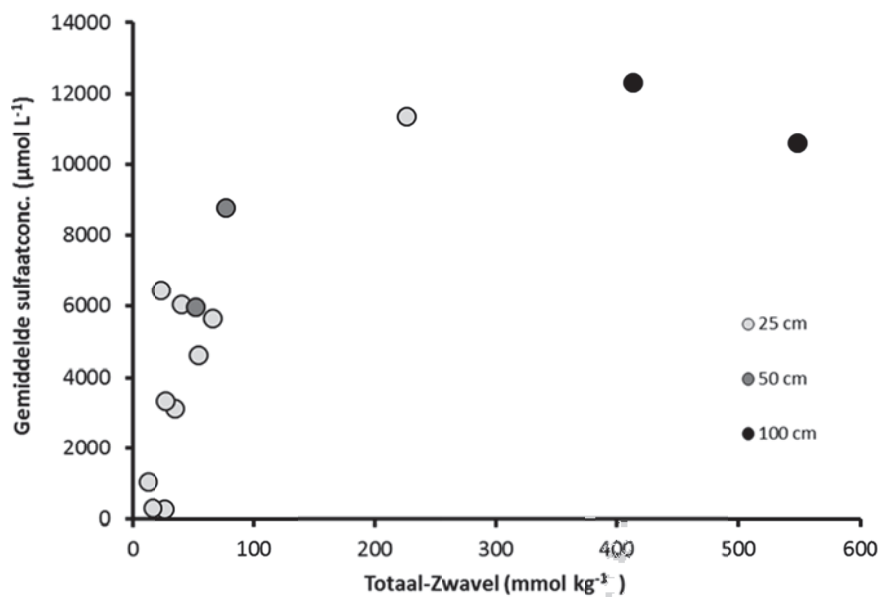
Figuur 4.2.7 De totaal-zwavel-, Totaal-ijzer, en totaal-calciumconcentraties en het organische stofgehalte van de van de bodems uit de oeverraaien in Groene Jonker. De monsterpunten worden voor de Oostelijke en de Westelijke raai gegeven van nat (in het open water, links) tot droog (op de oever, rechts). 25, 50 en 100 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm.

Het sulfaat dat vrij is gekomen bij de oxidatie van de kleibodems is deels nog aanwezig in de bodems. In figuur 4.2.8 zien we dat de sulfaatconcentraties van het bodemwater in de diepte toenemen. Op 1 meter diepte (waar de totaal-zwavelconcentraties het hoogste zijn) worden ook de hoogste sulfaatconcentraties in het bodemwater gemeten. Dit laat zien dat de kleibodem, voormalig agrarische grond, diep ontwaterd is geweest en dat er tot op een meter diepte oxidatie heeft plaatsgevonden. Ook in een deel van de ondiepe bodems worden nog hoge sulfaatconcentraties in bodemwater gemeten. Voor de locaties 65 en 66 (beide relatief hoog gelegen op de oever) nemen de concentraties vanaf het begin van de metingen vrijwel lineair af. Uitspoeling van sulfaat uit de bodem is de meest waarschijnlijke verklaring. Dit laat zien dat de sulfaatrijke bodems nog sulfaat kunnen naleveren naar de waterlaag.

In sommige bodems (bijvoorbeeld locaties 60 en 62) worden al lage sulfaatconcentraties gemeten vanaf het begin van de metingen. Voor de Oostelijke raai worden hogere sulfaatconcentraties gemeten dan voor de westelijke raai. Ook voor de bodems uit de Oostelijk raai zien we een afnemende trend van de sulfaatconcentraties, maar deze afname is veel minder duidelijk dan voor de locaties 65 en 66. Dit wil niet zegen dat er uit deze bodems minder sulfaat uitspoelt. De uitspoeling van sulfaat uit de bodems kan deels worden gecompenseerd door het in oplossing gaan van sulfaat-zouten (o.a. jarosiet en gips) of door het nog steeds vrijkomen van sulfaat uit de oxidatie van gereduceerd zwavel onder tijdelijk drogere condities

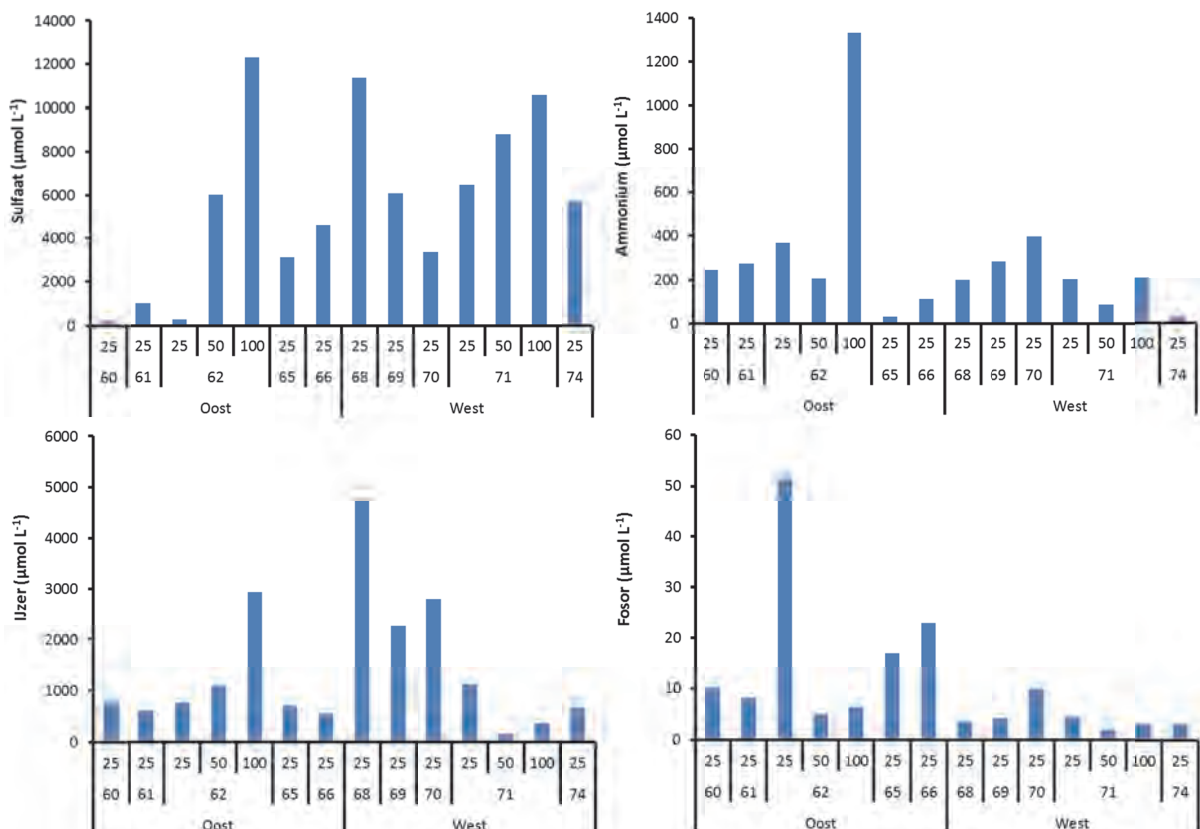


Figuur 4.2.8 Verloop van de sulfaatconcentratie in het ondiepe bodemwater (links) en het diepere bodemwater (rechts) van Groene Jonker. De bovenste grafieken zijn van de Oostelijk raai en de onderste twee van de Westelijke raai. De grijze lijn geeft het verloop van de oppervlaktewaterstand bij locatie 59.



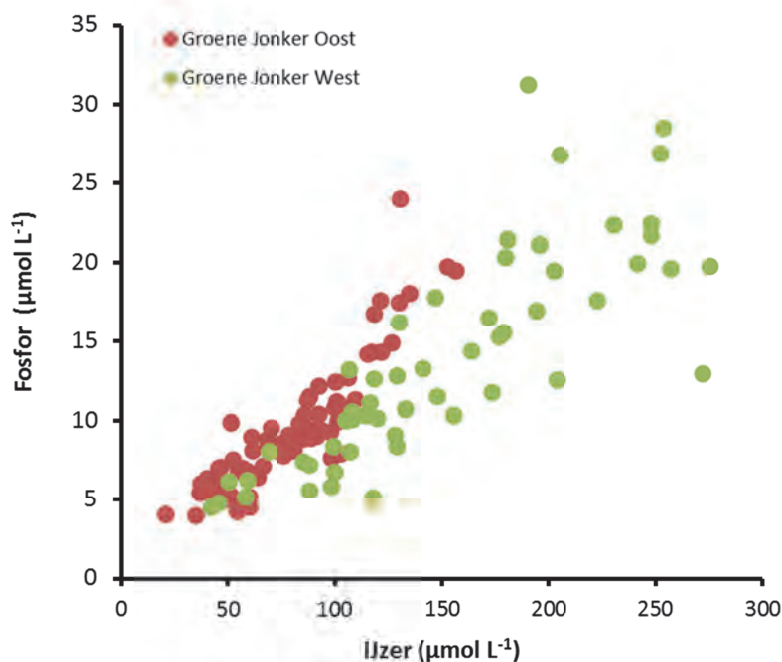
Figuur 4.2.9 Relatie tussen de totaal-zwavelconcentratie van de bodems en de gemiddelde sulfaatconcentratie van het bodemwater voor de verschillende bodemdiepten.

Figuur 4.2.9 laat zien dat de gemiddelde sulfaatconcentratie van het bodemwater correleert met de totaal-zwavelconcentratie van de bodem. Op termijn zullen de nu veel nattere omstandigheden waarschijnlijk leiden tot een verdere afname van de sulfaatconcentraties in de toplaag van de bodems waardoor ook de nalevering van sulfaat naar het oppervlaktewater geleidelijk zal afnemen.



Figuur 4.2.10 De gemiddelde sulfaat, ammonium, ijzer en fosforconcentraties van het bodemwater in Groene Jonker. De monsterpunten worden voor de Oostelijke en de Westelijke raai gegeven van nat (in het openwater, links) tot droog (op de oever, rechts). 25, 50 en 100 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm.

In figuur 4.2.10 worden de gemiddelde sulfaat-, ammonium-, ijzer- en fosforconcentraties gegeven voor het bodemwater. Op grond van de bodemwaterkwaliteit kan worden verondersteld dat de nalevering van P vanuit de geïnundeerde bodems naar de waterlaag laag is. In het bodemwater worden immers steeds veel hogere ijzerconcentraties gemeten dan fosforconcentraties (zie hoofdstuk 3). Niet te min worden er relatief hoge totaal-P concentraties gemeten in de waterlaag. Uit figuur 4.2.11 blijkt dat de fosforconcentratie van de waterlaag sterk correleert met de ijzerconcentratie van de waterlaag. De hoge ijzerconcentraties in de waterlaag kunnen verklaard worden door (periodiek) zuurstofarme condities waarbij ijzer en fosfor uit de (onderwater)bodem naar de waterlaag kunnen diffunderen. Hier blijft het fosfaat en ijzer deels in oplossing maar wordt het ijzer ook geoxideerd waarbij colloïdale ijzer(hydr)oxide deeltjes worden gevormd waaraan fosfaat kan binden. Dit soort deeltjes kunnen relatief lang in suspensie blijven. De in het water opgeloste, en voor algen het best beschikbare, ortho-fosfaatconcentraties zijn duidelijk een stuk lager dan de totaal-fosforconcentraties, maar zijn nog wel dusdanig hoog dat ze voor een ernstige eutrofiering van de waterlaag kunnen zorgen (figuur 4.2.4)



Figuur 4.2.11 Relatie tussen de totaal-fosfor en de totaal-ijzerconcentratie van het oppervlaktewater van de Groene Jonker.

4.2.3 Conclusies

Er is in dit gebied geen vergelijking mogelijk tussen een aan- of afwezigheid van flexibel peilbeheer. Het gaat verder om een voormalig landbouwgebied waarin zwavelrijke en fosforrijke kleibodems voorkomen. De fosfaatverrijkte toplaag is deels afgegraven waardoor grote open waterpartijen zijn ontstaan met een grote structuurvariatie in de aanwezige vegetatie. Belangrijkste doelstelling is het ontwikkelen van moerasnatuur met rietlanden. Het gebied is een zeer waardevol vogelgebied en er zijn al een aantal voor Nederland zeldzame vogelsoorten waargenomen. Er zijn echter ook waterkwaliteitsproblemen die zich uiten in de ontwikkeling van FLAB (algenmatten), botulisme en lokaal ook blauwalgenbloei, samenhangend met de P-voorraad in de niet of minder afgegraven delen, en in mindere mate de aanvoer van nutriëntenrijk grondwater.

Het is een uitdaging om de waterkwaliteit voor Groene Jonker te verbeteren. De interne sulfaatnalevering is hoog net als de nalevering van P uit de bodems. De waterkwaliteit kan beïnvloed worden door te spelen met het waterpeil. Langdurige hoge waterstanden en weinig doorstroming lijken te leiden tot een accumulatie van fosfor in de waterlaag, wat pleit voor het tijdelijk laten dalen van het waterpeil. Anderzijds kunnen lage waterstanden ook juist leiden tot een toename van de invloed van eutroof kwelwater. De geforceerde verlaging van de waterstand in augustus/september 2012 heeft in ieder geval geleid tot een afname van de fosforconcentratie van het oppervlaktewater, waarmee peilfluctuaties per saldo voordelig lijken uit te pakken.

Het is gewenst om de monitoring van de waterkwaliteit en de grond- en oppervlaktewaterstanden voor te zetten. In de Groene Jonker liggen alle monsterpunten in een gebied met een flexibel peilbeheer.

4.3 Loenderveen-Oost

4.3.1 Inleiding

Het flexpeilgebied Loenderveen-Oost (2,3 km²) ligt aan de noordwestkant van de Loosdrechtse plassen. De Loenderveense plassen bestaan, naast de Loenderveense Plas Oost, uit de Waterleidingplas en Terra Nova (ofwel de Loenderveense Plas West). De plas Loenderveen-Oost wordt begrensd door kades. In het westen ligt een kade van gebiedsbeheerder Waternet die Loenderveen-Oost scheidt van de Waterleidingplas en aan de oost en zuid kant ligt de kade tussen Loenderveen-Oost en Vuntus, Loosdrechtse plassen. Ten noorden ligt de Wijde Blik, onderdeel van polder Kortenhoef. Loenderveen-Oost maakt deel uit van het gebied dat voor drinkwaterdoeleinden in eigendom is van het Gemeentelijk Waterbedrijf Amsterdam en beheerd wordt door Waternet. Het water in Loenderveen-Oost is een ‘noodvoorraad’ voor de drinkwatervoorziening. Op de bodem van de plas ligt een laag veen van maximaal 1 meter dik waaronder het pleistocene zand en grind ligt. De kade tussen Loenderveen-oost en de Waterleidingplas bestaat uit zand. De andere kades bestaan uit veen en zijn lokaal opgehoogd met zand.



Figuur 4.3.1. Loenderveen-Oost. Linksboven, de plas, rechtsboven kade tussen de Waterleidingplas en Loenderveen-Oost met rechts het rietland. Linksonder de bodemwater gradiënt in het rietland. Rechts onder, algenbloei tussen opdrijvende waterpestplanten (september 2012).

Het gebied heeft als hoofdfunctie noodvoorziening voor de drinkwaterwinning en heeft natuur als nevenfunctie. Met name de brede strook riet op de kade tussen de Waterleidingplas en Loenderveen-Oost is waardevol (ringslang, purperreiger). Dit rietland wordt in stand gehouden door te maaien en opslaande elzen te verwijderen. Om het gebied aantrekkelijker te maken voor de purperreiger zijn zandeilanden opgespoten waar rietplakken uit Terra Nova op de oever zijn geplaatst. Het water in Loenderveen-Oost is helder en er groeien onder meer kranswieren.

Het waterpeil in Loenderveen-Oost mag sinds februari 2011 vrij fluctueren van -1,30 tot -1,00 m t.o.v. NAP. Als de peilen te laag zijn kan water ingelaten worden vanuit de Loosdrechtse Plassen. Het inlaatwater vanuit de Loosdrechtse plassen is relatief schoon. Voor de uitlaat van overtollig water bevindt zich in het noorden van Loenderveen-Oost een instelbare stuw aan de Lambertzkade. Indien Terra Nova een waterbehoefte heeft dan wordt er water vanuit de Loenderveense plas via de stuw aan de Lambertzkade ingelaten.

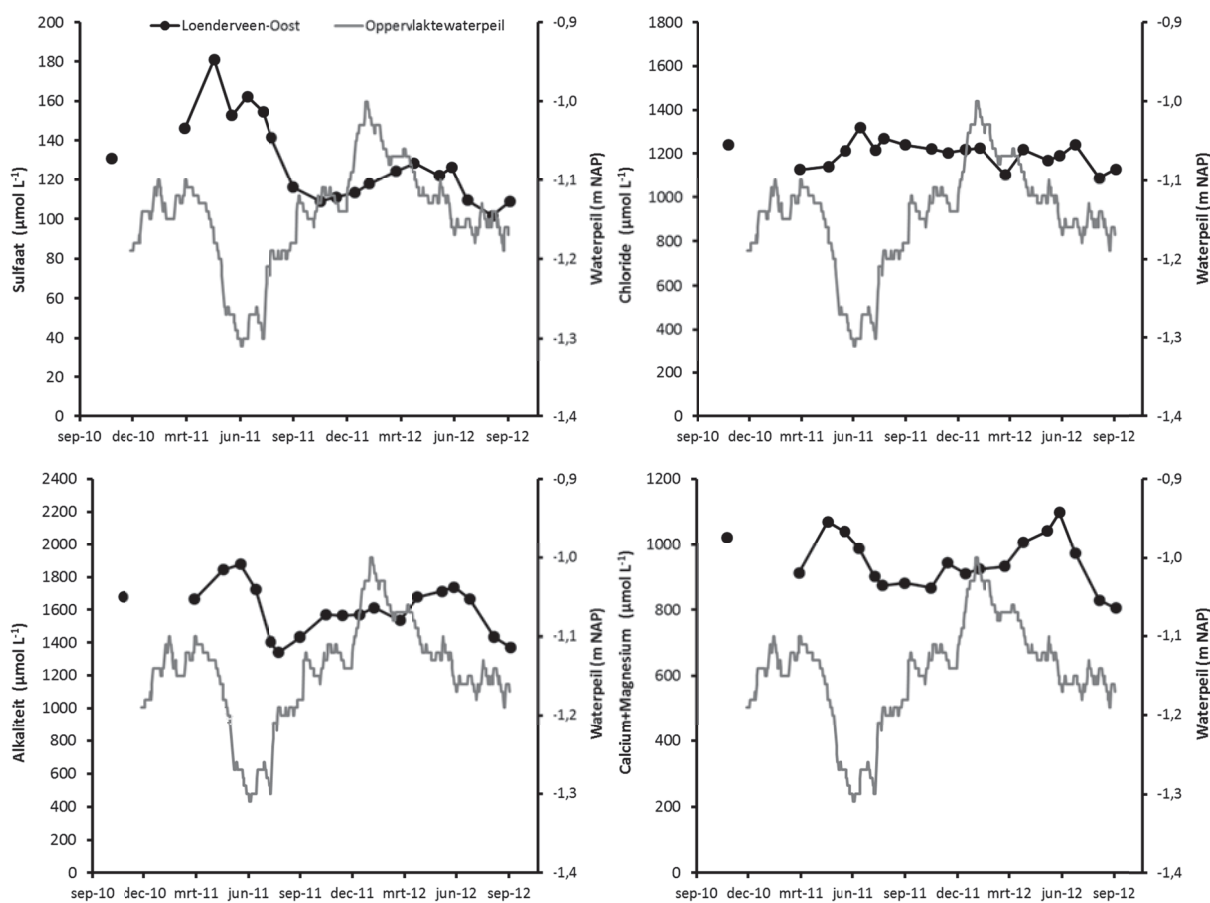
4.3.2 Oppervlaktewaterkwaliteit

In figuur 4.3.2 worden de locaties weergegeven waar oppervlaktewatermonsters zijn verzameld. De verschillende locaties lieten onderling geen grote verschillen zien en daarom worden hier de gemiddelde concentraties besproken.



Figuur 4.3.2 Ligging van de monsterlocaties van de oppervlaktewatermonsters (blauw) en de bodemwaterraaien (oranje).

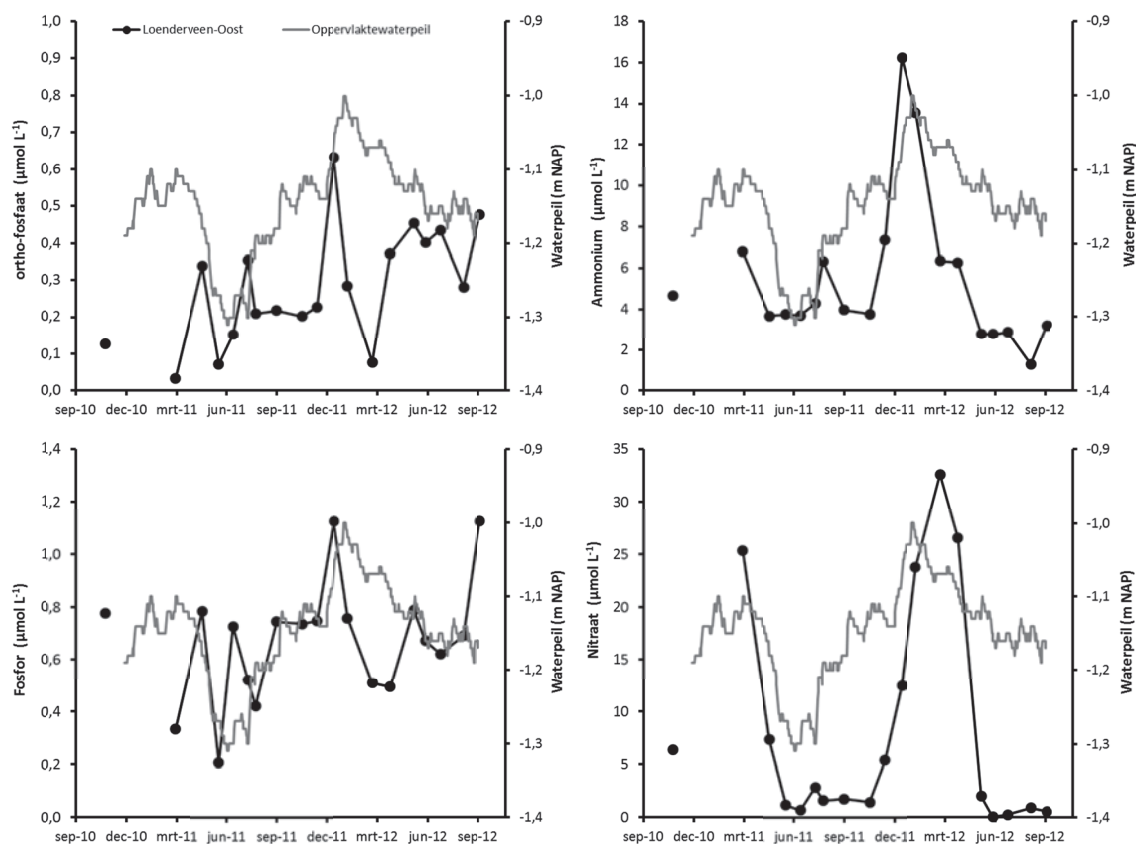
In figuur 4.3.3 wordt het verloop van de waterkwaliteit van het oppervlaktewatergegeven. Het gaat om de gemiddelde waarden van de drie monsterpunten (zie figuur 4.3.2). Het flexibel peilbeheer is ingesteld op 15 februari 2011. We zien dat het waterpeil in het droge voorjaar van 2011 diep uitzakt tot het minimumpeil van -1,30 m NAP. In de winter van 2011-2012 stijgt het waterpeil hoger dan in de winter van 2010-2011 tot de maximumhoogte van -1,00 m NAP. De sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater is relatief laag en neemt verder af in de loop van de tijd. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de afname van de inlaat van oppervlaktewater uit de Loosdrechtse Plassen en de toename van de invloed van regenwater. De schommelingen worden veroorzaakt door sulfaatreductie in de zomer.



Figuur 4.3.3 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters voor Loenderveen-Oost. Het gaat om de gemiddelde waardes van drie sublocaties. Op de rechter-as wordt het verloop van het oppervlaktewaterpeil gegeven (grijze lijn).

Het water is matig hard. De alkaliteit schommelt en neemt toe in het droge voorjaar als gevolg van indamping en neemt vervolgens sterk af in juni en juli 2012. Verdunning door neerslag speelt hierbij een rol maar waarschijnlijk ook de fotosynthese van waterplanten en algen, waarbij anorganisch koolstof in de vorm van bicarbonaat en CO_2 wordt vastgelegd in de vegetatie. Ook in de zomer van 2012 wordt namelijk een daling van de alkaliteit van het oppervlaktewater waargenomen. De alkaliteit van het oppervlaktewater wordt vooral bepaald door de bicarbonaatconcentratie. Deze is afhankelijk van de nalevering van anorganische koolstof uit de

onderwaterbodem en aanvoer via inlaat van buiten enerzijds, en de fotosynthetische activiteit van de waterplanten anderzijds.



Figuur 4.3.4 Verloop van een aantal oppervlakte waterkwaliteitsparameters voor Loenderveen-Oost. Het gaat om de gemiddelde waarden van drie sublocaties. Op de rechter-as wordt het verloop van het oppervlaktewaterpeil gegeven (grijze lijn).

De nutriëntconcentraties van de waterlaag (nitraat, ammonium en fosfor/fosfaat) zijn overwegend laag (figuur 4.3.4). We hebben te maken met een relatief goede kwaliteit van het oppervlaktewater. De nutriëntconcentraties pieken in de winter. In de winter is er minder opname van stikstof en minder denitrificatie waardoor met name de nitraatconcentraties kunnen oplopen. De fosfaatconcentratie laat een piek zien in december 2011. Deze piek valt samen met het stijgen van het waterpeil en met een ammoniumpiek en het begin van de nitraatpiek in de winter. Waarschijnlijk hangt deze piek deels samen met het uitspoelen van nutriënten uit ondergelopen oevers in het begin van de winter.

Door de oogharen kijkend zien we een geleidelijk toename van de fosfor- en met name de ortho-fosfaatconcentraties sinds het instellen van het flexibele peil begin 2011. Een langere verblijftijd als gevolg van het flexibele peil en mogelijk een toename van fosfaatrijke kwel zou hierbij een rol kunnen spelen. Er kan echter ook een interne verklaring zijn, die los staat van het peilbeheer. Het heldere water in de plas maakt de groei van de waterplanten mogelijk. Deze nemen met hun wortels veel nutriënten op uit de relatief voedselrijke onderwaterbodem. Als gevolg van windwerking slaan deze waterplanten los uit de weke onderwaterbodem. De dode planten lekken

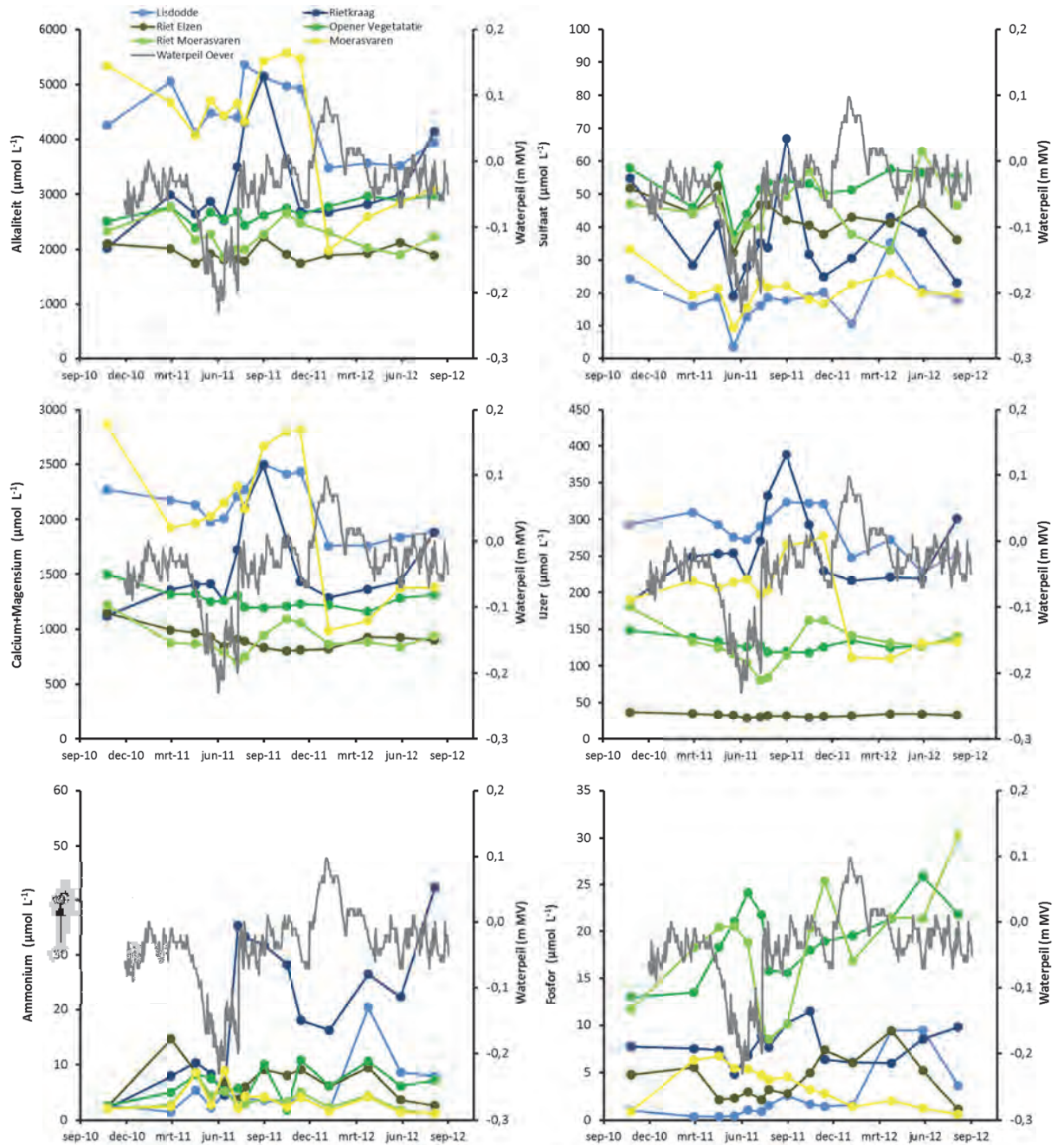
nutriënten naar de waterlaag wat lokaal kan leiden tot algenbloei. Er ontstaat dus, via de waterplanten, als het ware een nutriëntenpomp van de onderwaterbodem naar de waterlaag. Zo valt de verhoogde fosforconcentratie die werd gemeten in september 2012 samen met een bloei van algen aan de Oostzijde van de plas (zie figuur 4.3.1). In combinatie met een verder toename van de toch al lange verblijftijd van het water, kan dit tot problemen leiden. Het is zaak om de ontwikkeling van de fosforconcentraties van de plas te blijven monitoren.

4.3.3 Rietoever

In de rietoevers langs de kade die Loenderveen-Oost scheidt van de Waterleidingplas werd ook de bodemwaterkwaliteit van een oeverraai gevolgd. De raai liep van het open water dat gedomineerd werd door Lisdodde via een steeds droger wordende rietvegetatie tot aan de voet van de dijk (kade) (zie figuur 4.3.2). Het verloop van de bodemwaterchemie wordt gegeven in figuur 4.3.5. De bodemeigenschappen van de verschillende bemonsteringpunten in figuur 4.3.6. De grondwaterstanden zakken nergens erg diep uit en de waterstanden blijven nabij maaiveld. Alleen in de meest droge periode (het voorjaar van 2011) zakt het waterpeil uit tot enige decimeters onder maaiveld. In de winter van 2011-2012 werd de complete oeverzone geïnundeerd met oppervlaktewater.

Het verloop van de bodemchemie verschilt sterk tussen de locaties en is op het eerste gezicht ook nogal chaotisch. De sulfaatconcentraties zijn jaarrond laag ($< 100 \mu\text{mol L}^{-1}$). Op de drie meest natte locaties (Lisdodde, Rietkraag, Moerasvaren) neemt de alkaliteit toe in de (na-)zomer (vanaf juli). Deze toename gaat gepaard met een toename van de ijzerconcentraties. Het gaat hier om organische bodems (zie figuur 4.3.6) en deze toename hangt waarschijnlijk samen met een toename van de anaerobe afbraak waarbij anorganische koolstof (alkaliteit) en gereduceerd ijzer vrijkomt. Alleen in de rietkraag leidt dit ook tot een meetbare toename van de ammonium- en fosforconcentraties. Het lijkt er dus op dat uitzakkende grondwaterpeilen gevolgd door natte condities tijdelijk kunnen leiden tot een toename van de anaerobe afbraak van organisch materiaal. In de winter neemt de alkaliteit weer af ook omdat de gehele oeverzone dan wordt geïnundeerd door de stijgende waterpeilen. De toename van alkaliteit en ijzerconcentraties is voor deze locaties veel minder sterk in de zomer van 2012. Voor de locatie Moerasvaren neemt de alkaliteit en ijzerconcentratie zeer sterk af na inundatie met oppervlaktewater en blijft veel lager in 2012 dan in 2011.

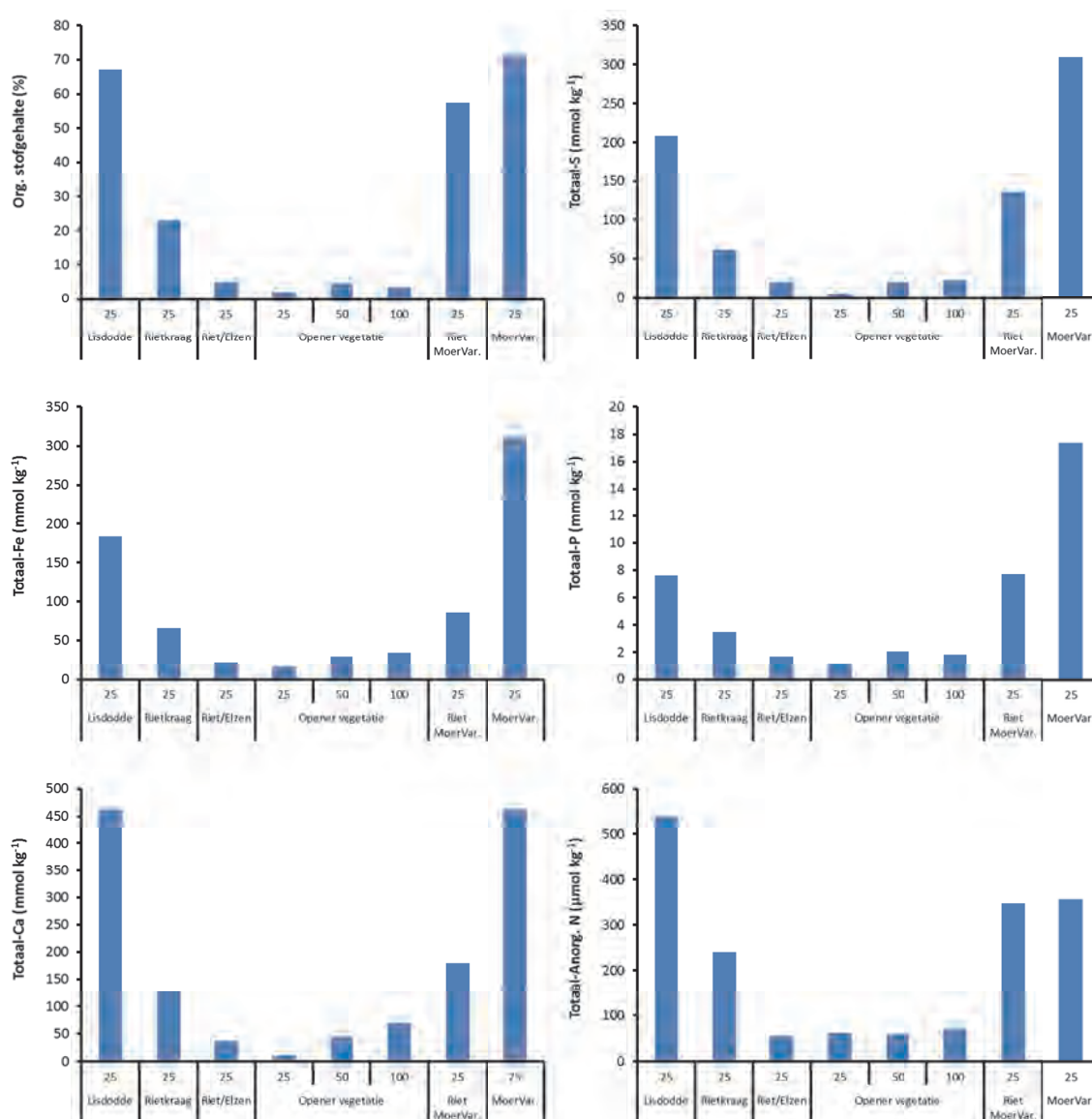
De ammonium en fosforconcentraties van het bodemwater zijn overwegend laag. De fosforconcentraties zijn echter beduidend hoger voor de locaties Riet/Moerasvaren en Open vegetatie. Het verloop van de fosforconcentratie is hier merkwaardig met een sterke stijging tijdens de droge periode in het voorjaar van 2011 en een initiële daling in de natte periode die hierop volgt. Opvallend is verder dat op deze locaties de fosforconcentratie gestaag toeneemt in de tijd.



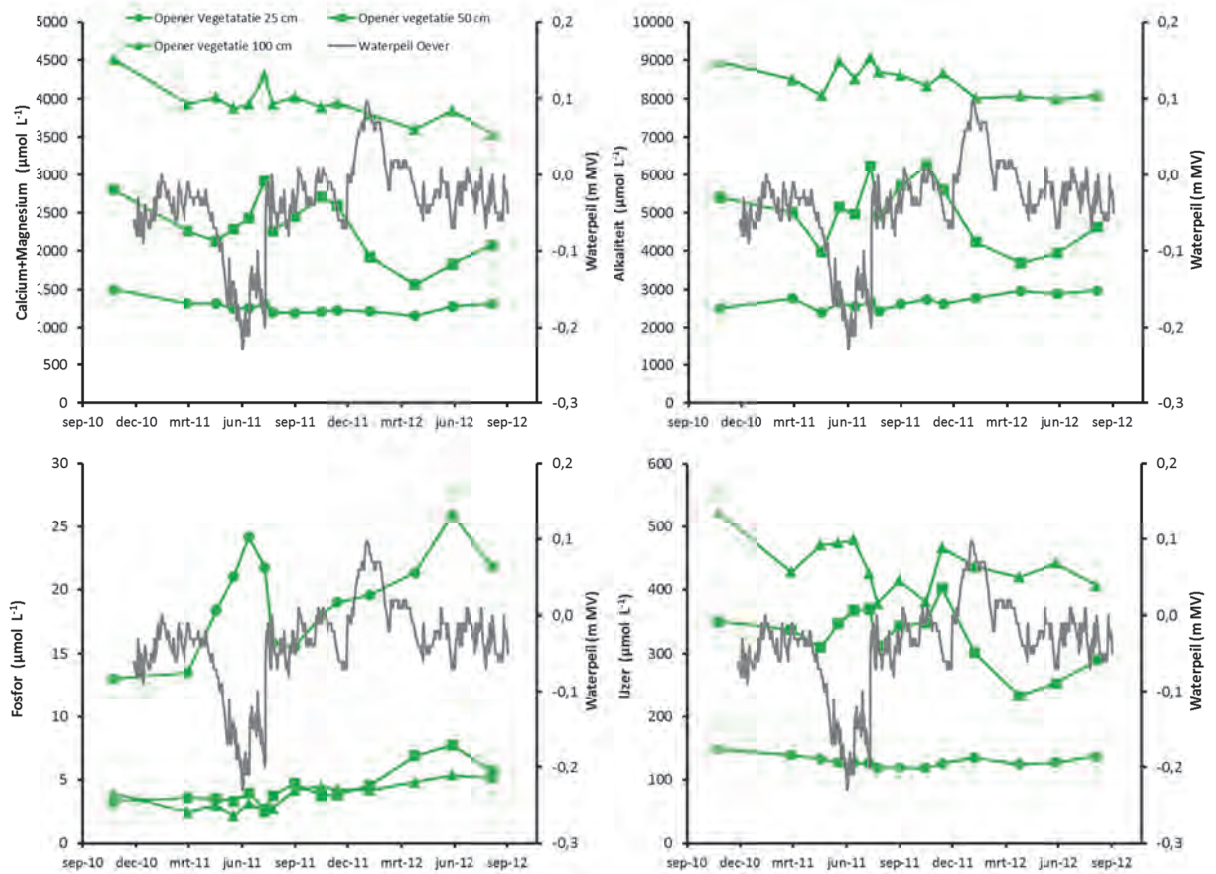
Figuur 4.3.5 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, calcium+magnesium-, fosfor-, ijzer- en ammonium-concentratie in het bodemwater voor de bodemvochtlocaties van de raai in het rietland langs de kade tussen Loenderveen-Oost en de Waterleidingplas. Daarnaast wordt de grondwaterstand in de oever t.o.v. Maaiveld gegeven voor de peilbuis gelegen midden in de raai (grijze lijn).

In figuur 4.3.7 wordt het verloop van de bodemwaterchemie gegeven voor verschillende dieptes op de locatie ‘opener vegetatie’. Opvallend is dat de inundatie van het maaiveld vanaf december 2011 gepaard gaat met een afname van de alkaliteit, calcium+magnesium- en ijzerconcentratie op met name 50 cm diepte in de bodem. Vanaf mei 2012 nemen de concentraties weer geleidelijk toe. Deze afname kan worden verklaard door inzijging van oppervlaktewater na inundatie in de winter. De fosforconcentratie is juist hoger aan maaiveld en deze neemt op grotere diepte juist

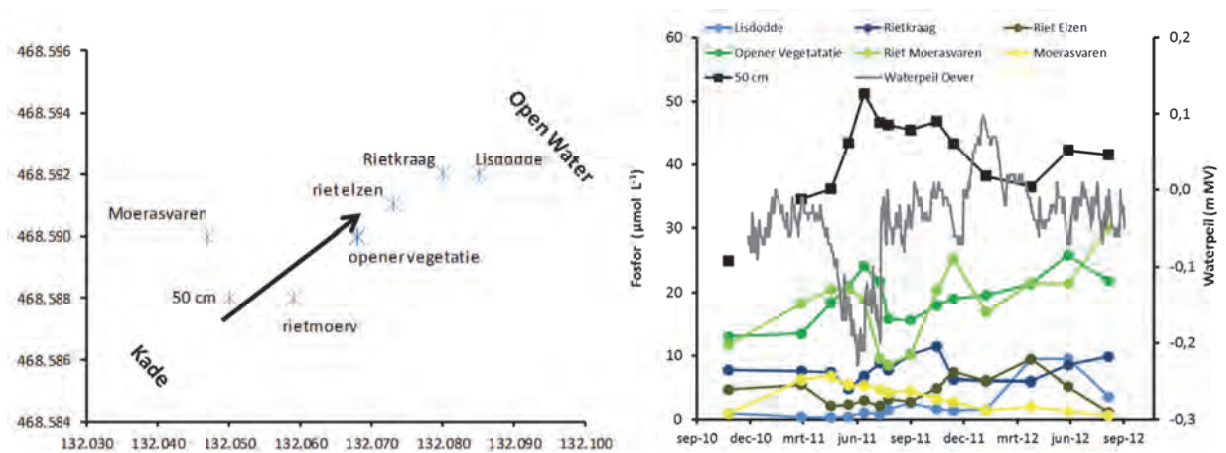
iets toe in de loop van de tijd. Het is onduidelijk waar de hogere fosforconcentraties in het bodemwater van de toplaag van deze locatie (en locatie ‘Riet Moerasvaren’) vandaan komen. De fosforconcentratie van de toplaag van de bodem is niet opvallend hoog (zie figuur 4.3.6). Mogelijk treedt er lokaal aanvoer op van fosfaatrijk grondwater. Dat treedt dan in ieder geval niet uit op de locatie ‘Opener vegetatie’ want op grotere diepte neemt de P concentratie juist af. Mogelijk gaat het om water dat elders uitreedt en dat hier afstroomt over maaiveld. Op een locatie die op enkele meters afstand van de locatie ‘Riet Moerasvaren’ is gelegen (zie figuur 4.3.8) werden op een diepte van 50 cm bodemwatermonsters genomen. De fosforconcentraties zijn op deze locaties relatief hoog en hier werd ook een toename van de fosforconcentratie waargenomen vanaf het begin van de metingen (figuur 4.3.6). Het is de vraag of deze lokale toename van de stijging van de fosforconcentraties in de oeverzones aan het ingestelde flexibele peilbeheer gerelateerd kan worden (mogelijk is het een lokale kwelstroom vanuit de waterleidingplas).



Figuur 4.3.6 Enkele bodemchemische eigenschappen van de bodems uit de oeverraai in het rietland. De monsterpunten worden geordend van nat (links) tot droog (rechts). 25, 50 en 100 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm (zie voor de ligging figuur 4.2.2).



Figuur 4.3.7 Verloop van de alkaliteit, calcium+magnesium-, fosfor- en ijzerconcentratie in het bodemwater voor de bodemwaterlocaties van de locatie opener vegetatie in de raai in het rietland langs de kade tussen Loenderveen-Oost en de Waterleidingplas. Daarnaast wordt de grondwaterstand in de oever t.o.v. Maaiveld gegeven voor de peilbuis gelegen midden in de raai.



Figuur 4.3.8 Links: Bodemwaterlocaties van de raai in het rietland langs de kade tussen Loenderveen-Oost en de Waterleidingplas. Rechts: Verloop van de fosforconcentraties in het bodemwater. Daarnaast wordt de grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld gegeven voor de peilbuis gelegen midden in de raai (grijze lijn).

4.3.4 Conclusies

De verminderde inlaat van fosfor en sulfaat via oppervlaktewater samenhangend met het flexibel peilbeheer is positief voor de waterkwaliteit. De metingen laten inderdaad een afname van de sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater zien.

Hoewel de overall effecten hierdoor mogelijk positief zijn, is verdere monitoring noodzakelijk. De trend voor de ortho-P en in iets mindere mate de fosforconcentratie laat namelijk een geleidelijke toename zien. Het is onduidelijk waardoor deze toename wordt veroorzaakt. Er vindt waarschijnlijk mobilisatie van fosfor via ondergedoken waterplanten plaats (zie figuur 4.3.1). Dit is het gevolg van het heldere water in combinatie met de relatief voedselrijke onderwaterbodem (Lamers e.a., 2012). Waarschijnlijk slaan de planten als gevolg van windwerking los van de slappe bodem waarna ze weggroten in het water. Daarnaast kan ook de toename van de verblijftijd en mogelijk een toename van kwel in de zomer (beiden direct het gevolg van het flexibele peilbeheer) tot een toename van de P concentratie leiden (zie ook Deltares Hydrologie rapport C, 2012). Het is in ieder geval zaak om de ontwikkeling van de fosforconcentratie in de waterlaag goed te volgen.

Voor de rietoevers meten we lokaal ook een toename van de P concentraties in de toplaag van de bodem, vanaf het moment dat het flexibele peil is ingesteld. Het is onduidelijk of deze toename ook causaal samenhangt met het ingestelde flexibele peil, maar dit kan niet worden uitgesloten. Het is zaak om de verandering van de lokale kwelstromen, die het gevolg kunnen zijn het flexibel peilbeheer, goed in kaart te brengen.

4.4 Middelpolder

4.4.1 Inleiding

De Middelpolder (6,1 km²) ligt tussen Amsterdam en Ouderkerk aan de Amstel. Het gebied wordt aan de oostkant begrensd door de Amstel en aan de zuidkant door de A9. Het flexpeilgebied in de Middelpolder heeft een oppervlakte van 0,4 km².



Figuur 4.4.1. Middelpolder. Linksboven, aanleg van een dammetjes die het mogelijk maakt het gebied hydrologische te isoleren. Rechtsboven, stuw t.b.v. inlaat en uitlaat van oppervlaktewater. Midden links, drassige condities langs één van de haarvaten; Midden rechts, begrazing door runderen; Linksonder, bodemwaterraai buiten het flexpeilgebied; Rechtsonder, bodemwaterraai buiten het flexpeilgebied.

Voor de ontginning was er ter plaatse van De Middelpolder een laagveengebied langs het veenriviertje de Amstel. De ontginning van het gebied is gestart in de Middeleeuwen omstreeks 1200 AD. Hierbij is het veen in de Middelpolder grotendeels afgegraven, waardoor een droogmakerij is ontstaan. In het flexpeilgebied (het Bovenland) is het veen echter blijven liggen. Dit komt omdat het gebied in kerkelijk bezit was en niet is verkocht voor veenafraving. In de lithologische profielen is de veenlaag duidelijk te zien die nog aanwezig is in het flexpeilgebied, maar afgegraven is in de directe omgeving. Deze veenlaag is ca. 4 meter dik. Daaronder bevindt zich de laag moerige zandige klei / kleiige zand die in de omgeving van het flexpeilgebied aan het oppervlak ligt.

Het flexpeilgebied is geïsoleerd van de omgeving door dammetjes (figuur 4.4.1). Middels een stuw wordt indien nodig water ingelaten of uitgelaten. Het flexpeilgebied, eigendom van Landschap Noord-Holland, is via pacht in landbouwkundig gebruik en de ecologische doelstellingen in het gebied behelzen een goed weidevogelbeheer en de ontwikkeling van interessante sloot- en oevervegetaties. Het waterpeil buiten het flexpeilgebied volgt een tegennatuurlijk verloop met hogere waterstanden in de zomer (-2,40 m NAP) en lagere waterstanden in de winter (-2,45 m NAP). Binnen het flexpeilgebied mag het waterpeil vrij variëren tussen -2,55 m NAP) en -2,25 m NAP.

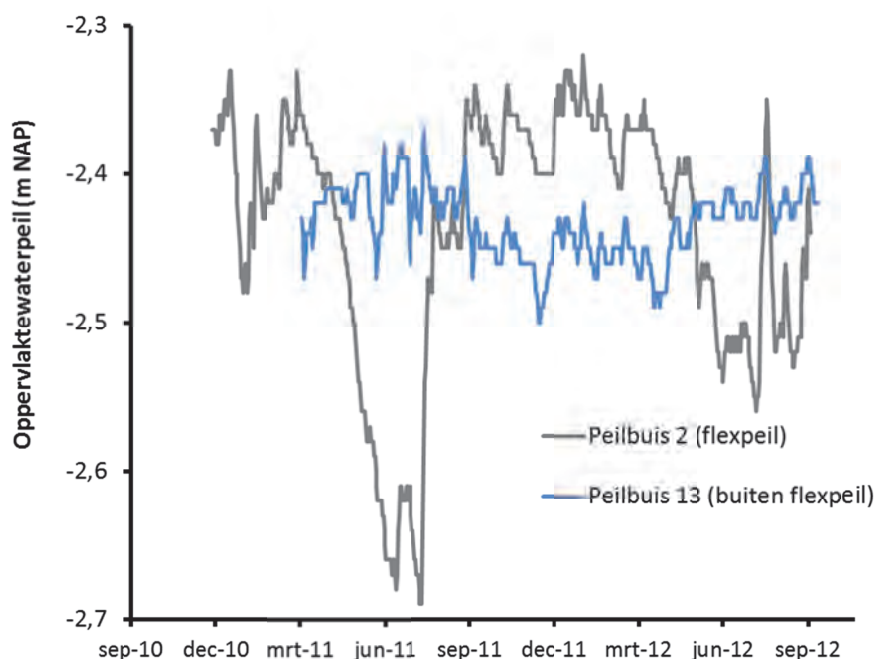


Figuur 4.4.2. Bemonsteringslocaties in de Middelpolder. Het flexpeilgebied is rood omlijnd. Linksonder (inzet) is duidelijk te zien hoe in 2010 een nieuwe hoofdwatergang aan de oostkant van het gebied is gegraven om het natuurgebied te kunnen isoleren van de rest van de polder.

Een deel van de monsterpunten ligt binnen en een deel buiten het flexpeilgebied (figuur 4.4.2). Op een locatie grenzend aan een brede sloot is een raai geïnstalleerd t.b.v. bodemwateranalyses (oeverraai A). Hetzelfde is gedaan langs een sloot buiten het flexpeilgebied (oeverraai B). Voor de locatie buiten het flexpeilgebied is gekozen voor een locatie met een venige ondergrond.

4.4.2 Oppervlaktewater

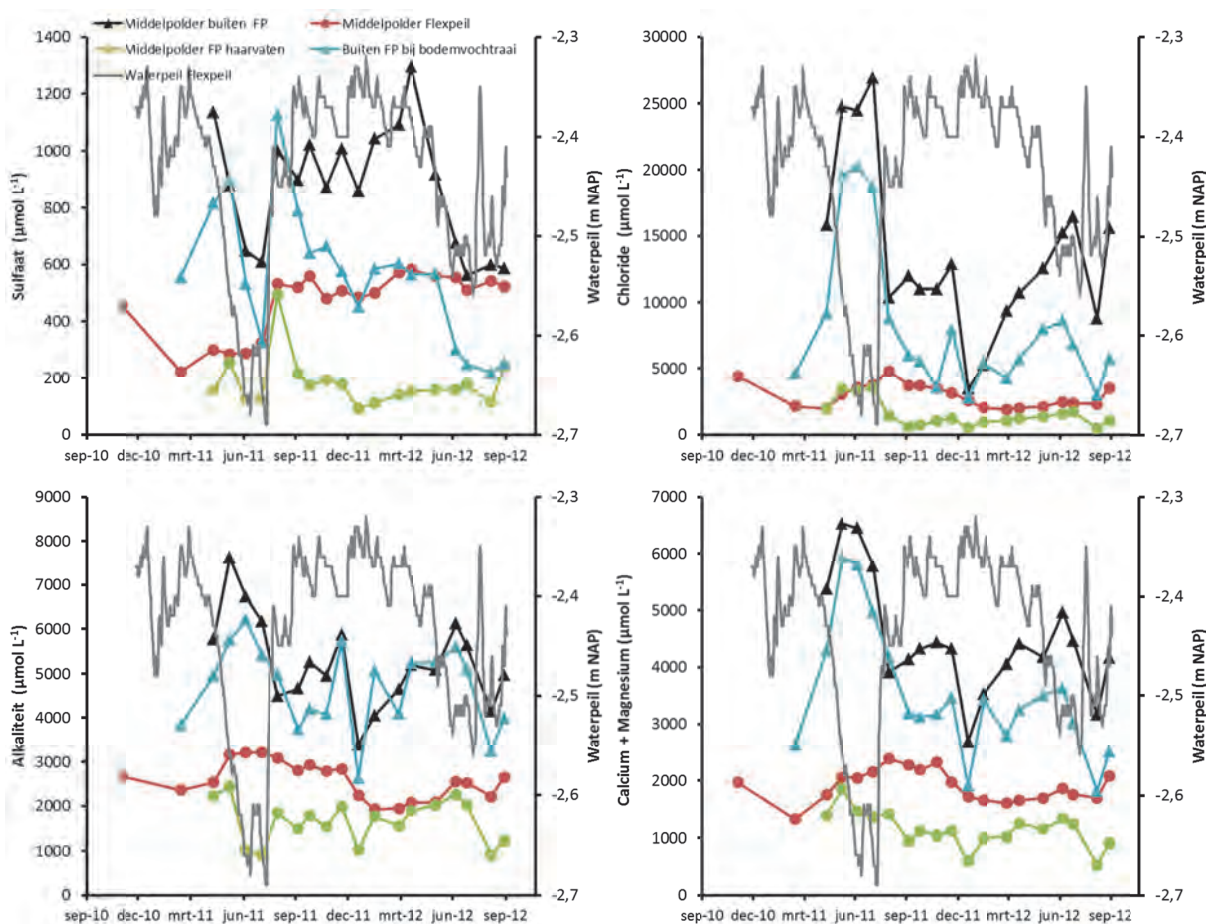
We zien dat het oppervlaktewaterpeil in het flexpeilgebied diep uitzakt in het droge voorjaar van 2011 (figuur 4.4.3). Buiten het flexpeilgebied gebeurt dit niet door de inlaat van oppervlaktewater.



Figuur 4.4.3. Oppervlaktewaterpeilverloop binnen het flexpeilgebied (peilbuis 2) en buiten het flexpeilgebied (peilbuis 13).

In figuur 4.4.4 en 4.4.5 wordt het verloop van de waterkwaliteit gegeven voor het flexpeilgebied en de monsterpunten buiten het flexpeilgebied. Binnen het flexpeilgebied hebben we te maken met verschillen tussen de bredere watergangen (monsterpunten 49, 219, 220, 222) en de smallere 'haarvaten' (monsterpunten 217 en 218) van het gebied. Twee van de oppervlaktewatermeetpunten liggen net buiten de aangelegde dammetjes die het flexpeilgebied afsluiten van de omgeving.

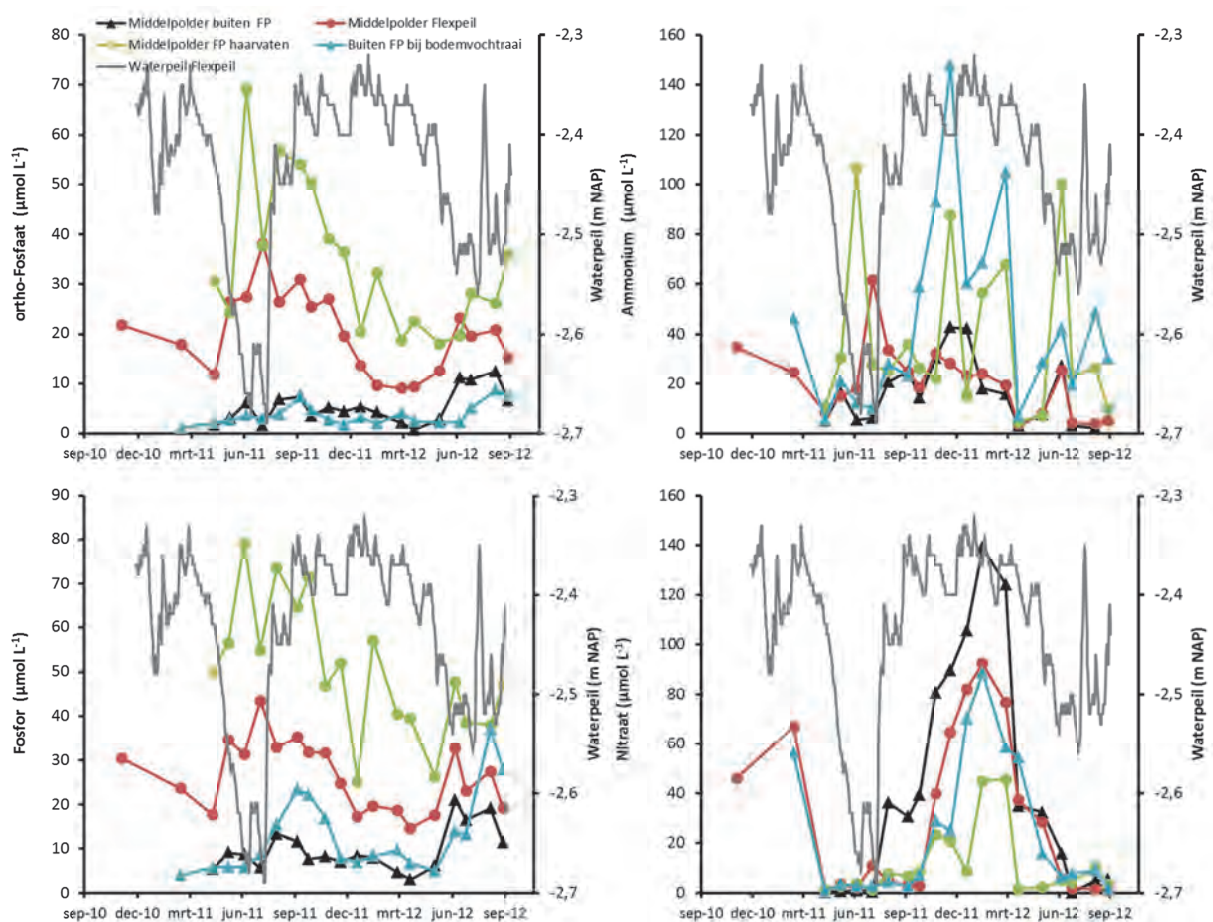
Het flexibel peilbeheer heeft een duidelijk effect op de waterkwaliteit. De chlorideconcentraties en de waterhardheid zijn veel hoger buiten het flexpeilgebied. Het water buiten het flexpeilgebied is zeer hard (de gemiddelde alkaliteit ligt tussen de 4800 en 5500 $\mu\text{mol L}^{-1}$). Binnen het flexpeilgebied ligt de alkaliteit rond de 1700 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (matig hard water) voor de haarvaten en rond de 2600 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (hard water) voor de bredere sloten. De sulfaatconcentraties zijn ook lager in het flexpeilgebied. Het gemiddelde varieert van 370 tot 590 $\mu\text{mol L}^{-1}$ voor de bredere sloten binnen het flexpeilgebied tot meer dan 900 $\mu\text{mol L}^{-1}$ voor de sloten buiten het flexpeilgebied. In de haarvaten worden relatief lage gemiddelde sulfaatconcentraties gemeten ($<250 \mu\text{mol L}^{-1}$).



Figuur 4.4.4 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters in Middelpolder. Er worden gemiddelde waarden gegeven voor sloten die bij benadering een vergelijkbaar verloop laten zien. De grijze lijn staat voor het oppervlaktewaterpeilverloop binnen het flexpeilgebied..

Het oppervlaktewaterpeil in het flexpeilgebied wordt in belangrijke mate door neerslag gestuurd. Een uitzakkend waterpeil in het flexpeilgebied moet bij gelijkblijvend (of zelfs stijgend, figuur 4.4.2) waterpeil buiten het flexpeilgebied worden gecompenseerd door de inlaat van Amstelwater. We zien dat deze inlaat tijdens het droge voorjaar van 2011 leidt tot een sterke stijging van de alkaliteit en de chloride- en de calcium+magnesiumconcentraties buiten het flexpeilgebied. In het flexpeilgebied blijven deze concentraties veel lager omdat het harde en chloriderijke Amstelwater niet wordt ingelaten. Hier vindt, met name in de haarvaten, een toename van de chlorideconcentratie plaats door indamping. In juli 2011 dalen de concentraties buiten het flexpeilvak door verdunning met regenwater na de heftige regenbuien van half juli 2011. Een soortgelijke scherpe daling is ook zichtbaar tussen november en december 2011 en eind juni en begin augustus 2012. De sulfaatconcentratie buiten het flexpeilgebied volgt het verloop van de oppervlaktewaterpeilen van het flexpeilgebied. Dit laat zien dat natte perioden (veel neerslag) leiden tot een toename van de sulfaatconcentraties van het oppervlaktewater en droge perioden tot een daling. Dit suggereert dat uitspoeling van sulfaat uit de bodem naar het oppervlaktewater een belangrijke rol speelt. De sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater wordt enerzijds bepaald door aanvoer via uitspoeling en (in de warmere maanden van het jaar) door reductie van sulfaat

in de onderwaterbodems. Zowel buiten als binnen het flexpeilgebied leidt de stijging van het oppervlaktewaterpeil in juli tot een sterke stijging van de sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater. Uiteindelijk blijven de sulfaatconcentraties binnen het flexpeilgebied lager dan buiten het flexpeilgebied. In de haarvaten neemt de sulfaatconcentratie in juli sterker toe, mogelijk vanwege een sterkere uitspoeling van sulfaat vanaf de oevers en een geringere waterdiepte. De sulfaatconcentraties nemen vervolgens in augustus ook weer sterk af in haarvaten, wat kan duiden op een sterke sulfaatreductie in de onderwaterbodems van de haarvaten. Alleen na de extreme droogte in het voorjaar van 2012 zien we een toename van de sulfaatconcentraties. Daarna nemen de concentraties af in de warme maanden en blijven ze bij benadering gelijk in de koude winterperiode. In de haarvaten blijven de sulfaatconcentraties vanaf augustus 2011 laag. Dit suggereert dat de aanvoer van water uit de hoofdwatgang, waar de sulfaatconcentraties jaar rond hoger zijn, beperkt is. Dit wordt bevestigd door de lagere chlorideconcentraties en ook de lagere alkaliteit in de haarvaten. Buiten het flexpeilgebied neemt de sulfaatconcentratie af in de zomer mede als gevolg van sulfaatreductie. In de hoofdwatgangen van het flexpeilgebied blijft de sulfaatconcentratie in de zomer hoog. Dit betekent waarschijnlijk dat de sulfaatreductie van de onderwaterbodems niet heel erg fors is maar in ieder geval dat de netto sulfaatconsumptie de netto sulfaataanvoer als gevolg van uitspoeling uit de percelen in evenwicht houdt.



Figuur 4.4.5 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters in de Middelpolder. Er worden gemiddelde waarden gegeven voor sloten die bij benadering een vergelijkbaar verloop laten zijn. De grijze lijn staat voor het oppervlaktewaterpeilverloop binnen het flexpeilgebied..

De nutriëntenconcentraties van de waterlaag (nitraat, ammonium en fosfor/fosfaat) zijn hoog en voor fosfor en fosfaat zelfs zeer hoog. De fosfor- en fosfaatconcentraties zijn binnen het flexpeilgebied extreem hoog en 5 tot 10 maal hoger dan buiten het flexpeilgebied. Hierbij worden de hoogste concentraties gemeten in de haarvaten. Verder valt op dat in het flexpeilgebied de fosfor- en ortho-fosfaatconcentraties het laagste zijn in de winter. In de winterperiode vindt er netto afvoer plaats van P omdat er een doorstroming van het systeem plaatsvindt vanaf het moment dat het maximale waterpeil is bereikt. In de zomerperiode wordt het gebiedseigen water vastgehouden en accumuleert het P dat via uitspoeling of nalevering uit de onderwaterbodem in de waterlaag terecht komt. Dit geeft aan dat isolatie van nutriëntenrijke gebieden negatief uitpakt.

Voor stikstof (nitraat en ammonium) zien we een omgekeerd beeld en zijn de concentraties over het algemeen hoger in de winter. Vanaf oktober lopen de nitraat- en de ammoniumconcentraties op. Hierbij piekt de ammoniumconcentratie in november/december en de nitraatconcentratie in december/januari. Deze piek wordt veroorzaakt doordat er vanaf het najaar geen assimilatie van stikstof meer plaatsvindt door algen en planten. Het stikstof dat vrijkomt bij afbraak, nalevering uit de bodem en uitspoeling vanuit de oevers wordt niet meer opgenomen en tevens vindt er ook veel minder denitrificatie plaats in de onderwaterbodems. In het voorjaar zien we de stikstofconcentratie weer sterk dalen als gevolg van stikstofassimilatie door organismen. Hoewel nitraat vrijwel afwezig is in de zomer treden er nog wel ammoniumpieken op in de waterlaag. Dit vindt normaal gesproken vooral plaats wanneer het water tijdelijk zuurstofarm wordt en er geen oxidatie van ammonium (nitrificatie) meer plaatsvindt. In de haarvaten meten we dit terug in de droge periode in het voorjaar van 2011.

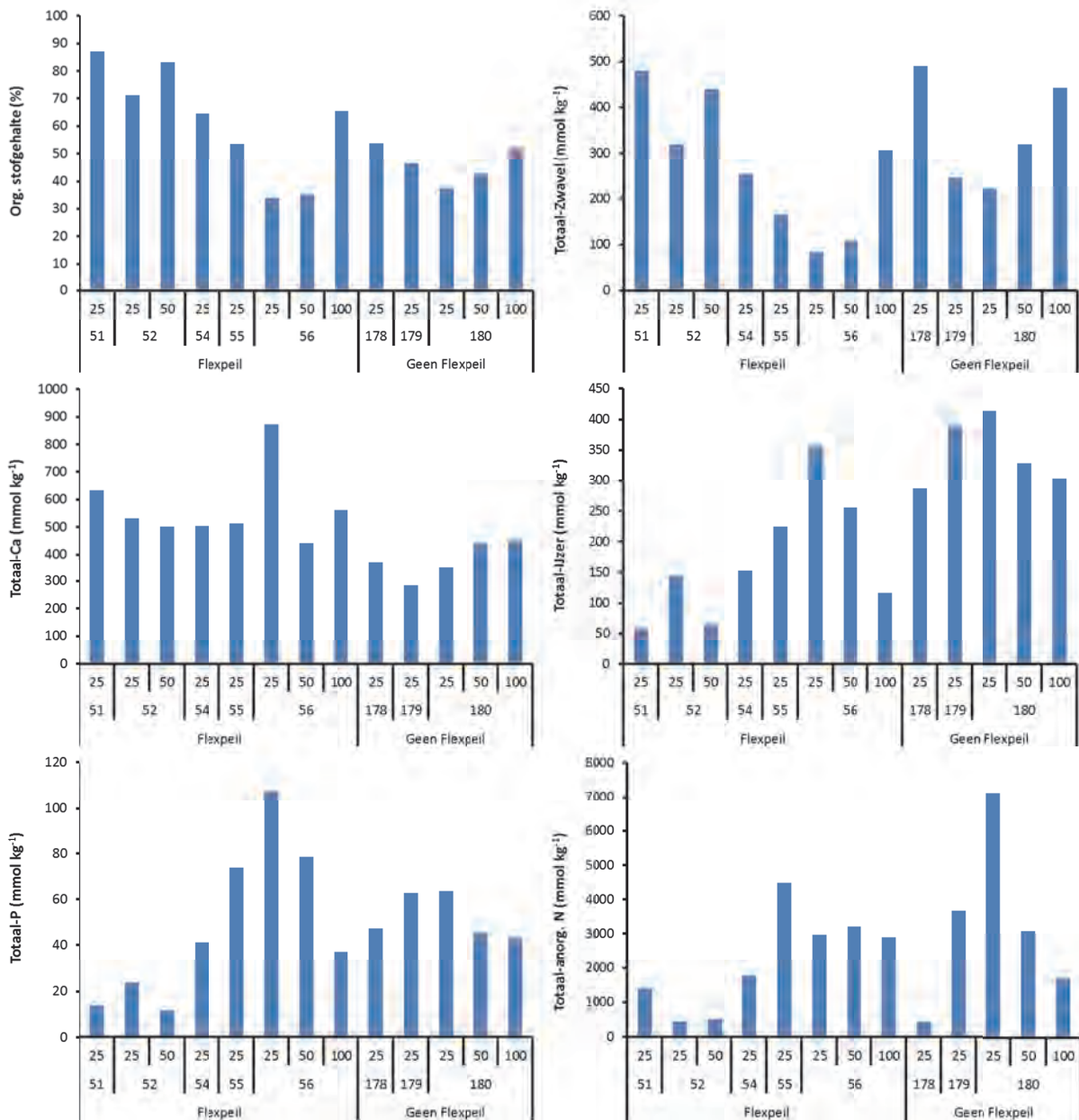
4.4.3 Onderwaterbodem

De twee onderzochte onderwaterbodems hebben hoge concentraties aan opgelost fosfor en ammonium en maar weinig opgelost ijzer. De potentiële nalevering van P en ammonium uit de slootbodems is dan ook hoog. Dit geldt zowel voor de sloot in het flexpeilgebied (locatie 49) als de sloot buiten het flexpeilgebied (locatie 176). Buiten het flexpeilgebied vindt doorstroming plaats met boezemwater waardoor de nageleverde nutriënten ook weer worden afgevoerd terwijl deze in het geïsoleerde flexpeilgebied accumuleren. De bodemanalyse laat ook zien dat er veel meer zwavel dan ijzer in de bodem aanwezig is waardoor het ijzer grotendeels gebonden is aan gereduceerd zwavel. Hierdoor is de capaciteit van de bodem om fosfor te binden relatief laag en is er ook maar weinig ijzer in opgeloste vorm aanwezig in het bodem water (zie hoofdstuk 3).

Tabel 4.4.1 Eigenschappen van de onderwaterbodems. De bodemvochtconcentraties zijn de gemiddelde waarden van alle bemonsteringsdata. De bodemconcentraties worden gegeven per liter bodemvolume.

| | Bodem | | | | | | | | Bodemvocht | | | |
|-----|----------------|----------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|--|
| | % Org. Stof | $\mu\text{mol L}^{-1}$ tot-Ca | $\mu\text{mol L}^{-1}$ tot-Fe | $\mu\text{mol L}^{-1}$ tot-S | mol mol^{-1} tot Fe/S | $\mu\text{mol L}^{-1}$ tot-P | $\mu\text{mol L}^{-1}$ Anorg N | $\mu\text{mol L}^{-1}$ NH4 | $\mu\text{mol L}^{-1}$ Fe | $\mu\text{mol L}^{-1}$ P | mol mol^{-1} Fe/P | |
| 49 | 90.8 | 62.8 | 4.4 | 42.7 | 0.10 | 0.8 | 717.0 | 484.6 | 1.7 | 87.2 | 0.02 | |
| 176 | 85.4 | 93.3 | 13.7 | 194.4 | 0.07 | 2.2 | 1564.1 | 779.4 | 4.3 | 81.9 | 0.05 | |

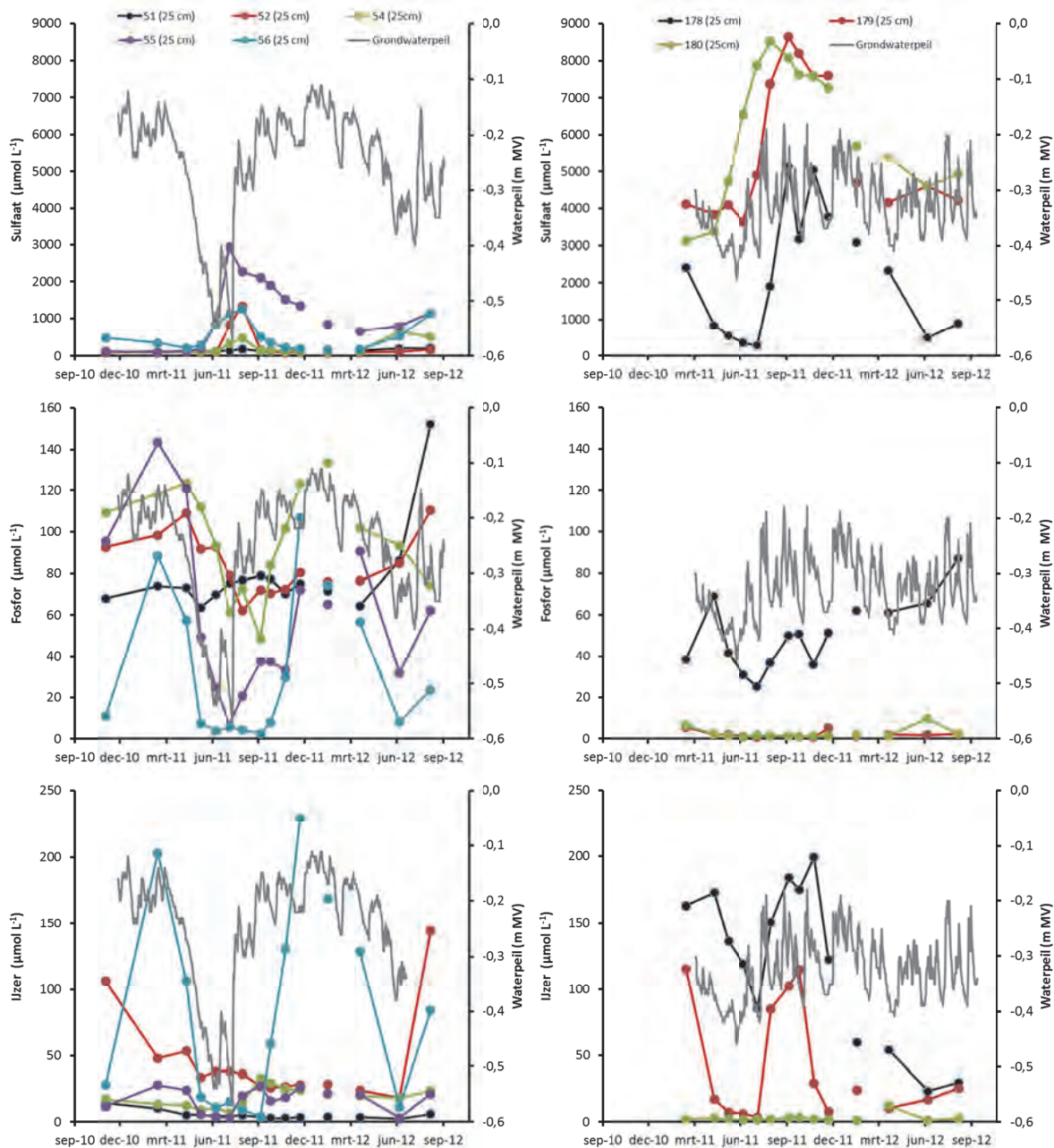
4.4.4 Oeverraaien



Figuur 4.4.6 Het organische stofgehalte en de totaal-zwavel-, totaal-ijzer-, totaal-calcium, totaal-fosfor- en tot Anorganische stikstofconcentraties van de bodems uit de oeverraaien in Middelpolder. De monsterpunten worden voor de raai in het flexpeilgebied en de raai buiten het flexpeilgebied gegeven van nat (in het openwater, links) tot droog (op de oever, rechts). 25, 50 en 100 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm.

In figuur 4.4.6 worden de bodemeigenschappen gegeven van de bodems uit de bodemwatterraaien. We zien dat voor beide raaien de zwavelgehalten toenemen in de diepte. De ijzerconcentraties nemen juist af in de diepte. De organische bodems zijn rijk aan zwavel en als gevolg van oxidatie van het veen is het gereduceerde zwavel in de toplaag van de bodems geoxideerd tot sulfaat en deels uitgespoeld. In de diepere bodems die nog niet aan zuurstof zijn blootgesteld, is dit

gereduceerd zwavel nog aanwezig. De bodems bevatten ook gereduceerd ijzer in de vorm van ijzersulfide. Dit ijzer wordt onder invloed van oxidatieprocessen geoxideerd tot driewaardige ijzer(hydr)oxiden die slecht oplosbaar zijn en in de bodem achterblijven. Een soortelijke gradiënt zien we ook vanaf de sloot het weiland in. Dicht bij de sloot is het gemiddeld natter en vindt er veel minder oxidatie plaats. Hierdoor zijn de zwavelconcentraties dicht bij de oevers juist hoger.

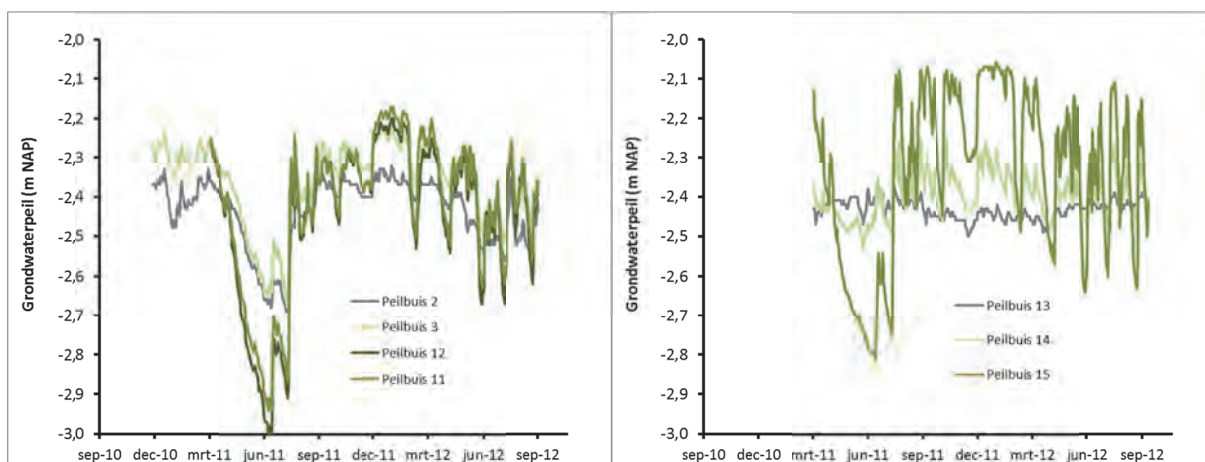


Figuur 4.4.7 Verloop van de sulfaat-, fosfor- en ijzerconcentratie in het ondiepe bodemwater voor de bodemvochtraaien binnen het flexpeilgebied (links) en buiten het flexpeilgebied (rechts). De locatienummers lopen op van nat (51 c.q. 178) naar droog (56 c.q. 180). De grijze lijn geeft het verloop van de grondwaterstand midden in de raai.

Figuur 4.4.7 geeft het verloop van de sulfaat-, ijzer- en fosforconcentraties in de toplaag van de bodems. Het bodemvocht van de raai buiten het flexpeilgebied laat veel hogere

sulfaatconcentraties zien dan de raai binnen het flexpeilgebied. Binnen het flexpeilgebied zakken de grondwaterstanden gemiddeld minder diep uit maar tijdens het zeer droge voorjaar van 2011 zakken de grondwaterpeil juist dieper weg. Het hoogst gelegen deel van de oever (locatie 56) is hier echter minder rijk aan zwavel waardoor de potentiële mobilisatie van zwavel lager is. In de raai buiten het flexpeilgebied zien we een merkwaardig verloop van de sulfaatconcentraties. In het hoogstgelegen punt (locatie 180) begint de toename van de sulfaatconcentratie het vroegst, gevolgd door de lager gelegen locaties 179 en 178. De sulfaatconcentratie op locatie 179 piekt een maand later dan op locatie 178.

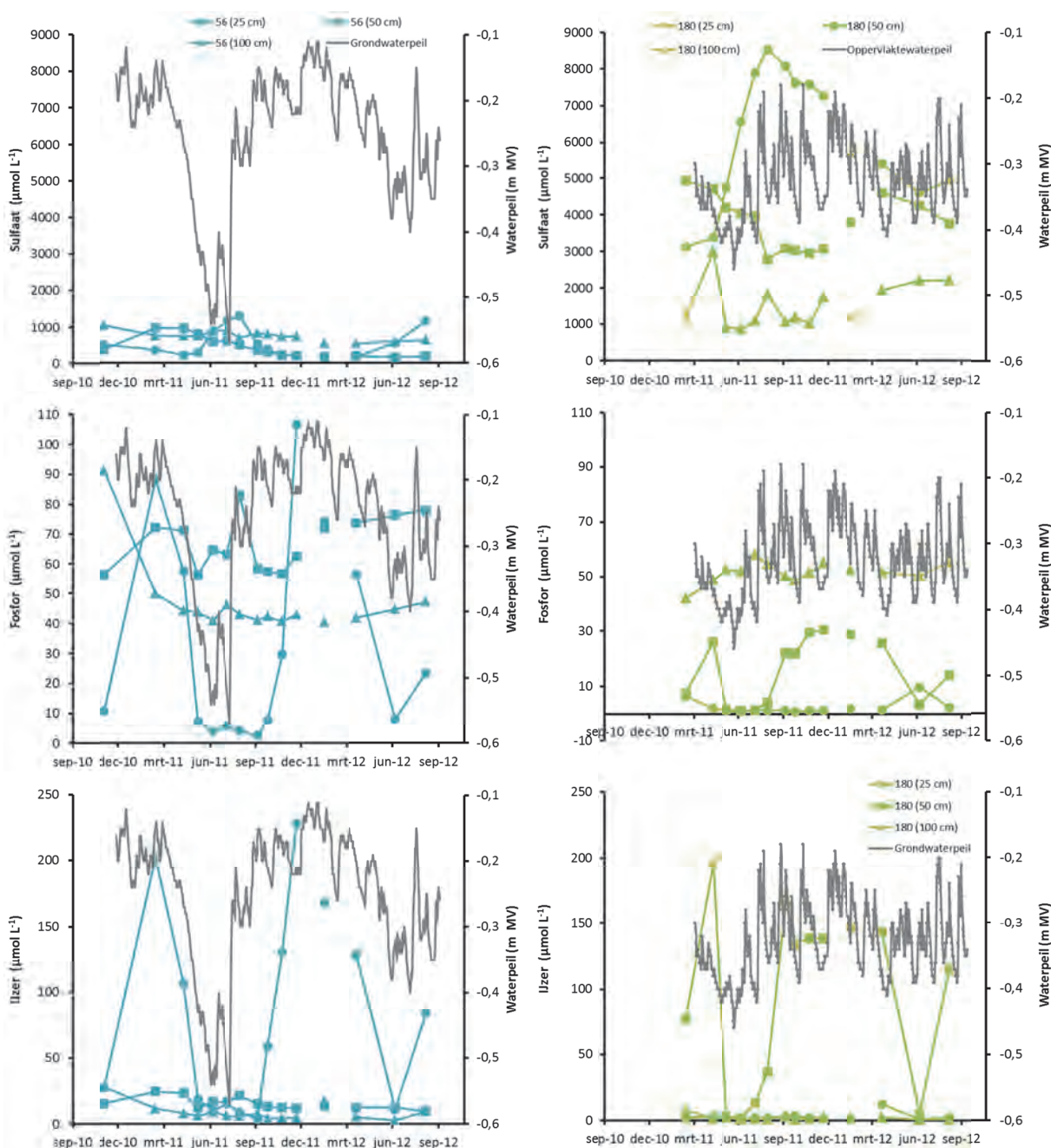
Een verklaring hiervoor kan worden gevonden in de grondwaterstanden in de percelen. Vanaf half juli 2011, vindt er op de locatie buiten het flexpeilgebied een sterke opbolling plaats van de grondwaterstanden ten opzichte van het slootpeil (figuur 4.4.8). Vanaf dat moment zien we ook een sterke stijging van de sulfaatconcentratie bij locatie 178 (de oever). Op de natte locatie 178 (lage oever) vindt dus waarschijnlijk geen sulfaatmobilisatie plaats door oxidatie ter plekke. Het sulfaat wordt door oxidatie van het veen vrijgemaakt in het perceel en spoelt uit naar de sloot vanaf het moment dat de waterpeilen in het perceel stijgen en er een stijghoogtegradiënt vanaf het perceel naar de sloot ontstaat. Opvallend is dat de sulfaatconcentratie op de hoger gelegen locaties niet verder dalen dan $4000 \mu\text{mol L}^{-1}$. Dit is blijkbaar de evenwichtsconcentratie. Op de laaggelegen oever daalt de concentratie wel weer tot waarden onder de $1000 \mu\text{mol L}^{-1}$. Waarschijnlijk vindt er hier behalve uitwisseling met de waterlaag ook sulfaatreductie plaats.



Figuur 4.4.8 Verloop van de fretische grondwaterstanden voor de raai binnen het flexpeilgebied (links) en de raai buiten het flexpeilgebied (rechts). Peilbuis 11 en 15 liggen ver van de oever op het midden van het perceel. De overige peilbuizen zijn gerangschikt van de sloot (peilbuis 2 en 13) de oever op en liggen steeds binnen de bodemwaterraai. Peilbuis 3 ligt op 3,5 meter uit de oever en peilbuis 12 op 7 meter uit de oever. Peilbuis 14 ligt op anderhalve meter uit de oever.

De ijzer- en fosforconcentraties in de toplaag van de bodems dalen gedurende de droge perioden waarin de waterpeilen uitzakken. Dit is het gevolg van de oxidatie van ijzer waarbij fosfaat wordt gebonden aan ijzer(III)(hydr)oxiden. Voor de bodems binnen het flexpeilgebied zien we dat in de laagste en meest natte delen van de oever de fosfaatconcentratie ook in de natte periode hoog blijft. De ijzerconcentraties variëren hier weinig en zijn overwegend laag. Vermoedelijk is het ijzer hier in gereduceerde vorm aanwezig en gebonden aan gereduceerd zwavel (sulfide). Op de hogere gelegen delen (55 en 56) zien we dat de fosfaatconcentratie sterk fluctueert en hoog is in de nattere periode (reductie) en laag is in de drogere periode (oxidatie). Op de niet flexpeillocatie

zijn de fosfor- en de ijzerconcentraties jaar rond hoog op deze laaggelegen natte locatie. Interessant is hier dat de ijzerconcentratie afneemt mogelijk als gevolg van de reductie van sulfaat dat vanaf het perceel toestroomt (zie hierboven). Hierbij wordt sulfide gevormd dat met het ijzer neerslaat. We zien tegelijkertijd dat de fosfaatconcentratie stijgt wat veroorzaakt kan worden door een afname van de fosfaatbinding. Voor de hoger gelegen locaties blijft de fosfaatconcentratie laag. Voor locatie 179 is er wel een toename van de ijzerconcentratie in augustus september, maar deze gaat niet gepaard met een toename van de fosforconcentratie van het bodemwater.



Figuur 4.4.9 Verloop van de sulfaat-, fosfor- en ijzerconcentratie op verschillende dieptes in het bodemwater voor de bodemvochttraaien binnen het flexpeilgebied (links) en buiten het flexpeilgebied (rechts). De grijze lijn geeft het verloop van de grondwaterstand midden in de raai.

In figuur 4.4.9 wordt het verloop van de sulfaat-, ijzer- en fosforconcentraties gegeven voor de sublocaties waar ook in de diepte is gemeten. Beide locaties lagen in het weiland nabij de oever. Op de niet-flexpeillocatie (locatie 180), wordt ook op wat grotere diepte veel hogere sulfaatconcentraties gemeten dan in het flexpeilgebied (locatie 56). Dit hangt waarschijnlijk samen met de gemiddelde grondwaterstanden die lager zijn in het niet-flexpeilgebied en ook de hogere zwavelconcentratie van de bodem op locatie 180. We zien met name een toename van de sulfaatconcentratie in het meest geoxideerde bovenste deel van de bodem. De ijzer- en fosforconcentratie blijft hier jaar rond laag. Op 50 cm diepte neemt tijdens het droge voorjaar van 2011 de ijzer- en fosforconcentratie tijdelijk af waarschijnlijk omdat dit deel van de bodem tijdelijk geoxideerd wordt. Opgemerkt dient te worden dat de locatie waarop de grondwaterstanden zijn gemeten dicht bij de sloot ligt (nabij locatie 179) dan monsterpunt 180. Zeer waarschijnlijk is het grondwaterpeil ten opzichte van maaiveld op deze locatie minstens 10 cm dieper uitgezakt dan het grondwaterpeil in grafiek 4.4.9 aangeeft (figuur 4.4.1). Op 100 cm diepte is de bodem jaar rond waterverzadigd. De fosforconcentratie is hier constant hoog ($50 \mu\text{mol L}^{-1}$). De ijzerconcentratie is laag omdat alle ijzer hier gebonden wordt aan gereduceerd zwavel. De sulfaatconcentratie fluctueert hier tussen de 1000 en 2000 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en wordt waarschijnlijk deels ook bepaald door uitspoeling van sulfaat dat vrijkomt bij oxidatie in de toplaag van de bodem.

De locatie in het flexpeilgebied (locatie 56) is gemiddeld natter (figuur 4.4.9). Op 50 en 100 cm diepte zijn de ijzer- en de fosforconcentraties jaar rond hoog waarschijnlijk omdat hier nauwelijks oxidatie optreedt. De ijzerconcentraties zijn gemiddeld laag vanwege de binding aan gereduceerd zwavel. In de toplaag zien we immobilisatie van fosfor en ijzer gedurende het droge voorjaar, als gevolg van oxidatie processen in de toplaag. Onder nattere condities wordt het ijzer gereduceerd waarbij het ijzer en fosfor oplossen.

Samenvattend zien we voor de Middelpolder dat nattere condities leiden tot een toename van de mobiliteit van fosfor en drogere condities tot een toename van de mobiliteit van zwavel (sulfaat).

4.4.5 Conclusie

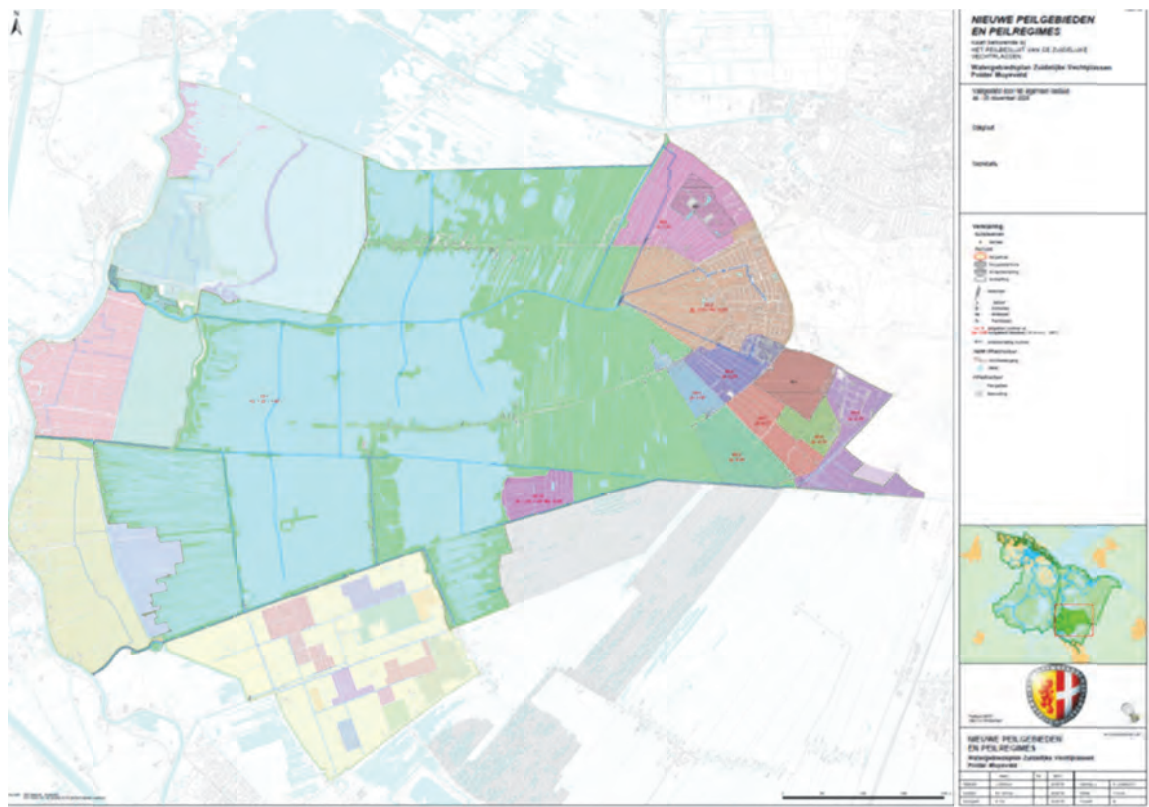
Het overall effect van flexpeil op de waterkwaliteit is negatief vanwege de forse toename van de fosfor/fosfaat concentraties in het oppervlaktewater. Nalevering van fosfaat uit de onderwaterbodem en mogelijk ook uitspoeling van fosfaat uit de oevers/percelen is een dominant proces in dit gebied en een langere verblijftijd van het water pakt hier slecht uit. Een positief aspect is dat de sulfaatbelasting en de alkaliteit van het oppervlaktewater afnemen, maar deze wegen niet op tegen de forse toename van de fosfaatconcentraties binnen het gebied. Wel is het zo dat de P concentraties in 2011 hoger waren dan in het jaar 2012. Droge jaren (minder afvoer) zijn dus relatief slecht voor de waterkwaliteit binnen het flexpeilgebied waarschijnlijk ook vanwege de langere verblijftijd.

Het zou interessant zijn om te experimenteren met een beijzering van de onderwaterbodem. Hierdoor kan de fosfaatbinding en de ijzerbeschikbaarheid in de onderwaterbodems worden verhoogd, waardoor in ieder geval de interne nalevering van fosfor vanuit de onderwaterbodem afneemt.

4.5 Muyevelt

4.5.1 Inleiding

Het flexpeilgebied Muyevelt (26,7 km²) is peilvak 60-1 van polder Muyevelt (zie afbeelding 4.5.1). Deze polder ligt ten westen van Hilversum en bestaat uit de Loosdrechtse plassen, de Breukelvense plas, de Tienhovense plas, de Vuntus-plas en de Kievitsbuurt. Het grootste deel van peilvak 60-1 bestaat uit open water. Het oostelijke deel van Muyevelt heeft procentueel gezien meer land dan water, in het westelijk deel is dit andersom. Vanwege het verkavelingspatroon wordt dit gebied ‘De Groene Ster’ ofwel ‘De Ster van Loosdrecht’ genoemd. Het gebied met het feitelijke sterpatroon valt buiten het flexpeilgebied in peilvak 60-2,



Figuur 4.5.1 Polder Muyevelt bestaat uit 10 peilvakken, het grootste westelijk peilvak, 60-1, is het vak met flexibel peilbeheer en dat meedoet in het project FLEXPEIL.

In het Pleistoceen is een dik pakket zand en grind afgezet in Muyevelt. Dit zijn smeltwaterafzettingen en dekzanden uit de ijstijden. Er zit een duidelijke oost-west georiënteerde helling in de bovenkant van dit zandpakket door de ligging van de Utrechtse Heuvelrug aan de oostkant van Muyevelt. Het gebied lag ‘in de luwte’ van de stuwwal, waardoor een relatief dik pakket dekzand door de wind is afgezet. In het Holoceen is door de stijgende zeespiegel en de meestijgende grondwaterstanden een veenpakket ontstaan. De dikte van dit veenpakket neemt af van circa 5 meter in het westelijke deel van Muyevelt tot 0 meter in het oostelijke deel. De rivier de Drecht liep van oost naar west door het gebied vanaf de Utrechtse Heuvelrug door het veengebied naar de Vecht. De Drecht is nog goed herkenbaar als de centrale watergang in de Groene Ster waar de sloten en petgaten op uitkomen. Ten zuiden van Oud-Loosdrecht is de

Drecht verdwenen onder het waterpeil en zijn de oeverwallen weggeërodeerd. In het westen, parallel aan de Bloklaan, liggen de oeverwallen van de Drecht weer boven het waterpeil en loopt de rivier door tot aan de Vecht.



Figuur 4.5.2. Muyevelde. Linksboven, Raai A op een brede geplagde oeverstrook; Rechtsboven, verlandingsvegetatie gelegen tussen raai A en B met waterdrieblad en moerasvarren. Midden links, Raai B verderop langs dezelfde sloot in weiland. Midden rechts, Raai C bij Tienhovense plasens; Linksonder, waterplantenvegetatie bij raai C; Rechtsonder, de Schaatsbaan (locatie 236).

Het flexpeilgebied Muyevelde bestaat voor het grootste deel uit open water waarvoor geen bodemtype is vastgesteld. Door de variatie in de dikte van de veenlaag is een gradatie in bodemtypen aanwezig. De Vereniging Natuurmonumenten heeft in Muyevelde een aantal natuurgebieden in beheer. De Loosdrechtse plassen maken onderdeel uit van het Natura2000 gebied, de Oostelijke Vechtplassen. Het Natura2000-beheer doel is een zo hoog mogelijke diversiteit aan levensgemeenschappen die karakteristiek zijn voor een laagveenplassenlandschap aan de voet van een stuwwal. Om dit te realiseren moet zowel in de eutrofe als in mesotrofe milieus alle stadia uit de verlandingsreeks aanwezig zijn. De Groene Ster in het oostelijke deel van Muyevelde is voor een deel in gebruik voor veehouderij. Deze agrarische percelen liggen met name in de oostelijk gelegen peilvakken 60-2 t/m 60-9 en hebben een jaar rond peil. De plassen functioneren als recreatiegebied. Bij de keuze van het flexibel peilbeheer is rekening gehouden met alle functie's in dit peilvak (watergebiedsplan Zuidelijke Vechtplassen, 2008).

De ecologische kwaliteit van de plassen is onvoldoende. Verlanding vanuit de oevers komt niet goed op gang, het doorzicht is slecht en er komen nagenoeg geen kranswieren, fonteinkruiden en krabbescheer voor. Het gebied is bovendien gevoelig voor blauwwierbloei en botulisme. Het waterbeheer is erop gericht de ecologische waterkwaliteit te verbeteren door de toevoer van nutriënten via inlaatwater te verminderen, natuurvriendelijke oevers te ontwikkelen en de visstand te verbeteren.

Muyevelde had officieel een vast zomerpeil van de -1,15 m NAP en een vast winterpeil van -1,05 m NAP. In de praktijk bleek het peil echter te variëren tussen -1,18 en -1,05 m NAP (Borren e.a. 2012). Men greep wel in om het peil naar de streefpeilen te brengen. In de toekomstige situatie met flexibel peilbeheer mag het peil vrij variëren tussen -1,20 en -1,05 m NAP. Bij watertekorten kan water worden ingelaten vanuit het Amsterdam-Rijnkanaal. Dit inlaatwater wordt gedefosfateerd. In nattere periodes ontvangt Muyevelde ook (ongezuiverd) water uit omliggende gebieden (o.a. uit de Bethunepolder, Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven, Westbroekse zodden, Molenpolder en de polder Ganzenhoef). In verband met de pleziervaart lekt er via de sluis (lekwater en schutwater) ook relatief veel water vanuit de Vecht naar de Loosdrechtse plassen. Indien het peil boven -1,05 m NAP stijgt dan wordt het overtollige water uit Muyevelde via gemaal Loosdrecht op de Vecht geloosd.

4.5.2 Tienhovense Plassen

Het onderzoek in Muyevelde heeft zich toegespitst op de Tienhovense Plassen en de Loosdrechtse zodden. In de Tienhovense Plassen werd op een drietal locaties de oppervlaktewaterkwaliteit gevolgd (zie figuur 4.5.3). De resultaten worden gegeven in figuur 4.5.4.

De oppervlaktewaterpeilen vertonen een typisch verloop. In de periode voor het instellen van het flexibel peilbeheer wanneer het peil stijgt tot het maximum toelaatbaar peil wordt er uitgemalen tot het streefpeil. De meetlocaties van Flexpeil liggen decentraal in klein water en er is een vertraging te zien van het centrale peilbeheer op de plassen. Het geïsoleerde karakter blijkt verderop ook uit de waterkwaliteit. Vanaf 1 oktober 2011 is het nieuwe flexibele peil gefaseerd ingesteld waardoor het gemiddelde peil van 6 metingen rondom de plassen in de zomer mag uitzakken tot -1,18 m NAP, op individuele plaatsen kan het peil lager staan door windeffect of geïsoleerde ligging. Het gaat voor het minimum peil dus gemiddeld slechts om een paar

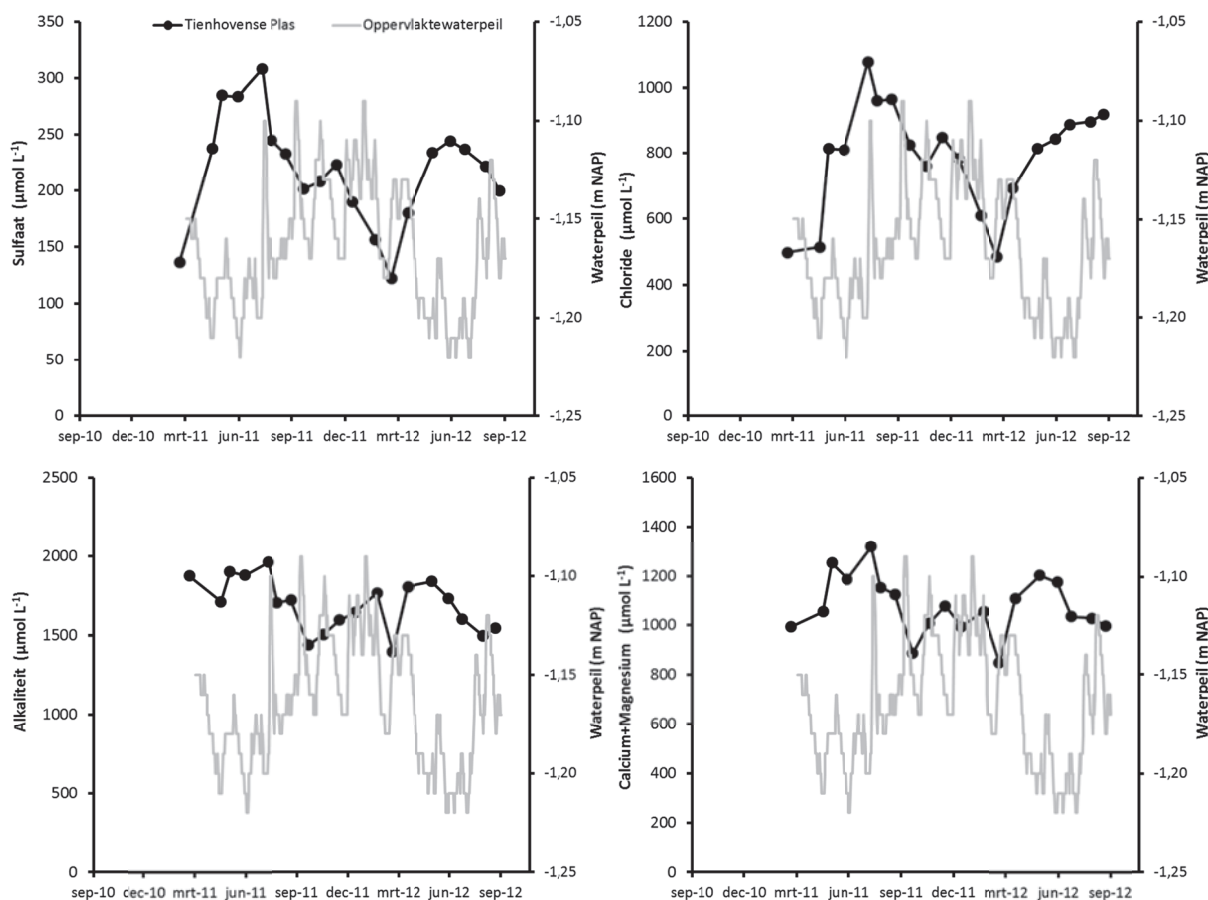
centimeter. Vanaf 1 oktober wordt het peil losgelaten alleen als het gemiddelde oppervlaktewaterpeil hoger of lager wordt dan -1,05 of -1,18 wordt respectievelijk uitgemalen of ingelaten. Het voorjaar van 2012 was relatief nat en er waren veel extreme zomerse buien. Door het nieuwe peilbeheer en het bijzondere weerbeeld van 2012 is er in het eerste jaar met flexibel peilbeheer 75% minder water ingelaten ten opzichte van het gemiddelde van de voorgaande 8 jaar.



Figuur 4.5.3 Ligging van de monsterlocaties van de oppervlaktewatermonsters (blauw) en de bodemwaterraai(oranje) in de Tienhovense plas.

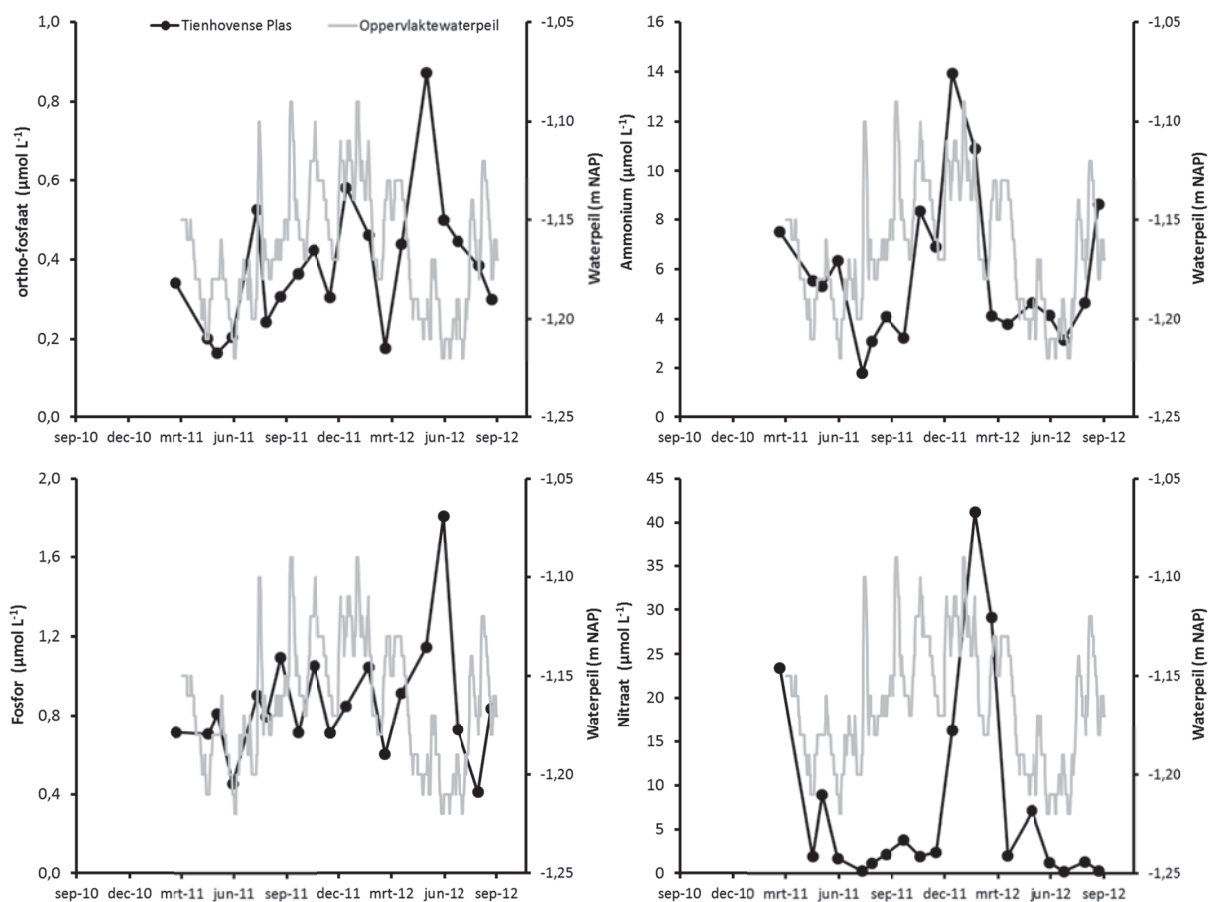
Het water is matig hard met relatief lage sulfaatconcentraties ($<300 \mu\text{mol L}^{-1}$) (figuur 4.5.4). In 2012 bereikten de sulfaat- en chlorideconcentraties minder hoge waarden dan in 2011. Ook de waterhardheid (alkaliteit) en calcium+magnesiumconcentratie zijn in 2011 iets lager. Verder zien we in nattere perioden (hogere waterstanden, uitspoeling van land naar water) de concentraties van de macro-ionen dalen.

In figuur 4.5.5 wordt het verloop van de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater in samenhang met het verloop van het oppervlaktewaterpeil gegeven. De ammonium- en nitraatconcentraties pieken in de winter. Dit is het gevolg van de verminderde opname van stikstof door organismen en de afname van de nitrificatie en denitrificatie als gevolg van de lagere temperaturen. Ammonium piekt in het najaar omdat er bij de afbraak van organisch materiaal aan het einde van het groeiseizoen in eerste instantie ammonium vrijkomt.



Figuur 4.5.4 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameter (zwarte lijn)s voor de Tienhovense plas. Het gaat om de gemiddelde waarden van drie sublocaties. Op de rechter-as wordt het verloop van het oppervlaktewaterpeil ter plaatse gegeven.

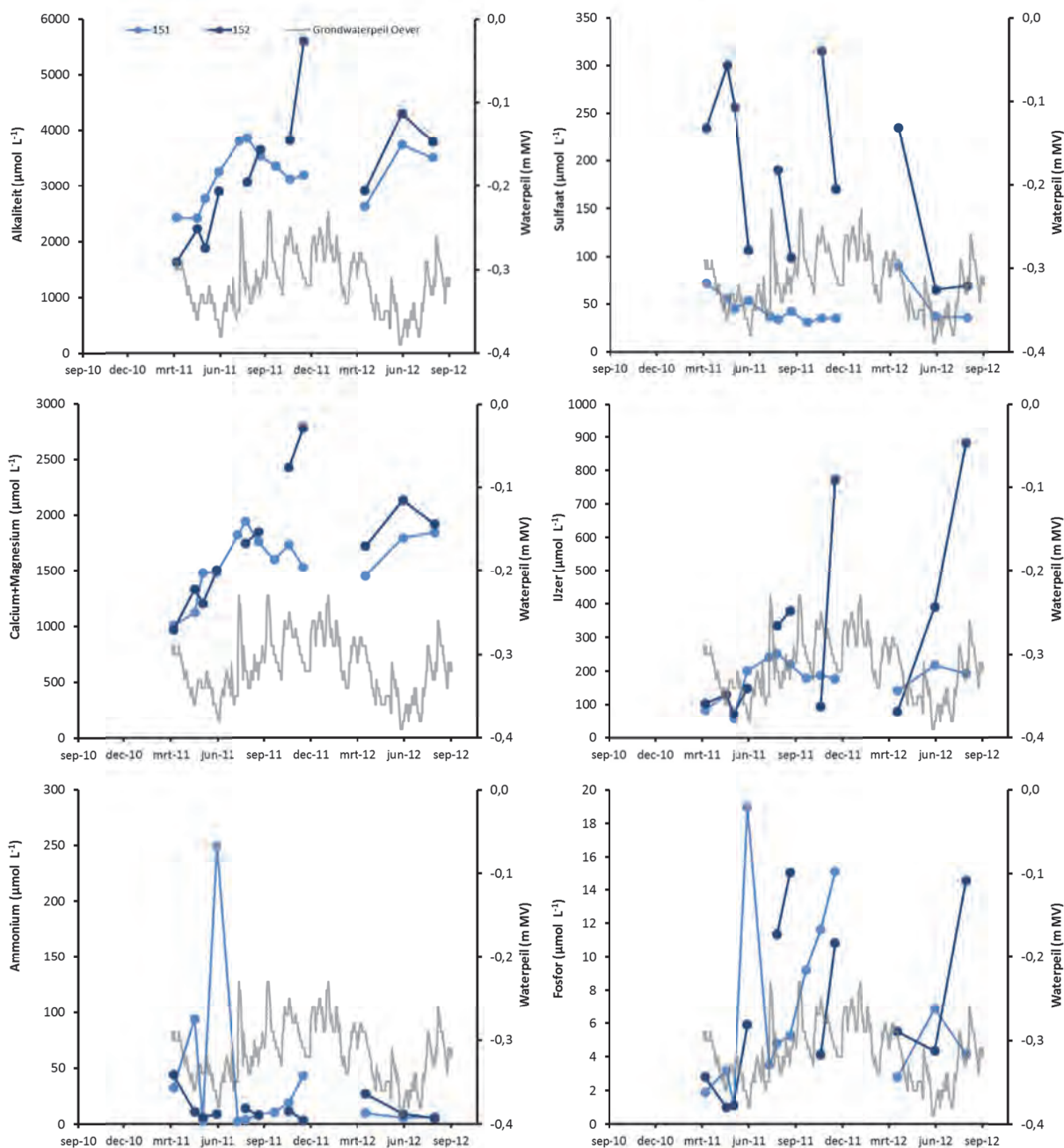
De ortho-fosfaat en fosforconcentraties van de waterlaag zijn relatief laag, maar de concentraties zijn niet lager in 2012 dan in 2011. De ortho-fosfaat concentraties lijken zelfs iets hoger te zijn. In 2012 piekt de fosforconcentratie op 31 mei. Deze piek valt samen met een stijging van het oppervlaktewaterpeil na drie natte dagen (8, 9 en 10 mei). Dit suggereert dat er mogelijk andere fosforbronnen zijn die niet samenhangen met inlaat maar met uitspoeling of toestroming van P rijk water. We zien deze piek ook terug op andere, doch niet alle, locaties in Muyevelde (zie hierna). Het is niet waarschijnlijk dat de fosforpiek te maken heeft met de inlaat van water omdat het inlaatwater gedefosfateerd wordt en de stijging van P concentratie fors is. Uitspoeling kan voor een locatie als de Tienhovense plassen overigens best een relevante bron zijn omdat hier nog relatief veel oeverzone aanwezig is.



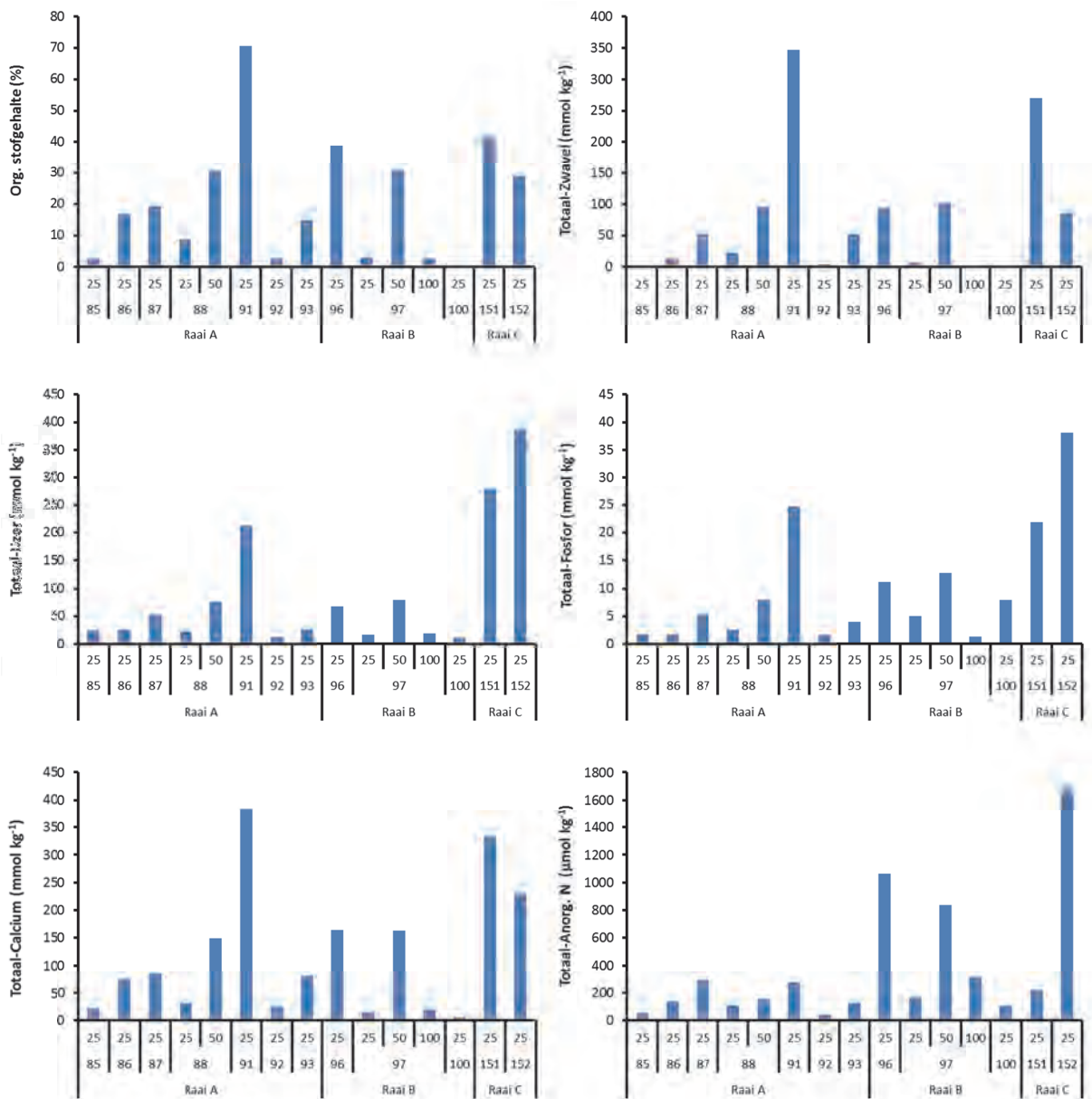
Figuur 4.5.5 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters (zwarte lijn) voor de Tienhovense plas. Het gaat om de gemiddelde waarden van drie sublocaties. Op de rechter-as wordt het verloop van het oppervlaktewaterpeil (grijze lijn) ter plaatse gegeven.

In figuur 4.5.6 wordt het verloop van een aantal chemische parameters gegeven van oeverraai C (zie figuur 4.5.2 en 4.5.3) in samenhang met het verloop van het grondwaterpeil ter plaatse. Er zijn een aantal missende data omdat de bemonsteringscup een aantal malen is ontvreemd. Verder is het verloop van de chemische parameters voor de locatie hoog op de oever (locatie 152) nogal chaotisch. Opvallend is de fosforpiek en de ammoniumpiek die laag op de oever (locatie 151) wordt gemeten op 31 mei 2011. Deze piek valt samen met de laagste grondwaterstand in de oever en zou mogelijk kunnen worden veroorzaakt door mineralisatie van het veen. In mei 2012 leidt het nog iets dieper wegzakken van de grondwaterstand echter niet tot dergelijke piekconcentraties. De mate waarin de bodem uitdroogt, hangt echter niet alleen af van de grondwaterstand maar ook van de neerslag. Het voorjaar van 2011 was extreem droog. Over het algemeen worden hoger op de oever hogere sulfaatconcentraties gemeten. Opvallend is dat dalende sulfaatconcentraties samengaan met stijgende ijzer- en fosforconcentraties en volgen op een stijging van de grondwaterstanden. Dit suggereert dat redoxprocessen (natter versus droger) de bodemchemie ter plekke sterk beïnvloeden. De fosforconcentraties in de oevers lopen op tot waarden van $15 \mu\text{mol L}^{-1}$. Hoewel dit niet erg hoog is, laat het wel zien dat de oevers zouden kunnen bijdragen aan de P belasting van het oppervlaktewater wanneer het tot afspoeling komt. Dit wordt bevestigd door de bodemchemische analyses van de bodems (figuur 4.5.7). In de

Tienhovense plassen is één onderwaterbodembemonsterd (tabel 4.5.1, no. 150). Het gaat om een organische bodem met een relatief ongunstige ijzer/zwavel verhouding en een gemiddelde fosforconcentratie van $20 \mu\text{mol L}^{-1}$. Wel is er nog veel meer ijzer dan fosfor in het bodemvocht aanwezig waardoor de nalevering uit de onderwaterbodembodem laag zal zijn zolang de waterlaag zuurstofhoudend is. Afgaande op het geanalyseerde monster (dat natuurlijk niet per se representatief is voor gehele plas), is de nalevering uit de onderwaterbodembodem beperkt.



Figuur 4.5.6 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, calcium+magnesium-, fosfor-, ijzer- en ammoniumconcentratie (blauwe lijnen) in het bodemwater voor de bodemwaterlocaties van raai C op een legakker bij de Tienhovense Plassen (zie figuur 4.5.3). Daarnaast wordt de grondwaterstand (grijze lijn) in de oever t.o.v. Maaiveld gegeven voor de peilbuis gelegen midden in de raai.



Figuur 4.5.7 Enkele bodemchemische eigenschappen van de bodems uit de oeverraaien. De monsterpunten worden geordend van nat (links) tot droog (rechts). 25, 50 en 100 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm (zie voor de ligging figuur 4.5.2 en 4.5.8).

Tabel 4.5.1 Eigenschappen van de onderwaterbodems. De bodemvochtconcentraties zijn de gemiddelde waarden van alle bemonsteringsdata. De bodemconcentraties worden gegeven per liter bodemvolume.

| | Bodem | | | | | | | | Bodemvocht | | | |
|-----|--------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|
| | % | µmol L ⁻¹ | µmol L ⁻¹ | µmol L ⁻¹ | mol mol ⁻¹ | µmol L ⁻¹ | µmol L ⁻¹ | µmol L ⁻¹ | µmol L ⁻¹ | µmol L ⁻¹ | µmol L ⁻¹ | mol mol ⁻¹ |
| | Org. Stof | tot-Ca | tot-Fe | tot-S | tot Fe/S | tot-P | Anorg N | NH4 | Fe | P | Fe/P | |
| 84 | 2,0 | 33,3 | 18,3 | 5,0 | 3,6 | 1,6 | 80,1 | 4,2 | 46,0 | 0,8 | 56,37 | |
| 95 | 0,6 | 15,6 | 21,4 | 3,2 | 6,6 | 1,4 | 813,8 | 644,4 | 138,1 | 1,1 | 129,21 | |
| 150 | 73,9 | 63,6 | 20,6 | 26,8 | 0,8 | 2,9 | 131,5 | 11,1 | 147,6 | 21,9 | 6,73 | |

4.5.3 Loosdrechtse Zodden (stergebied)

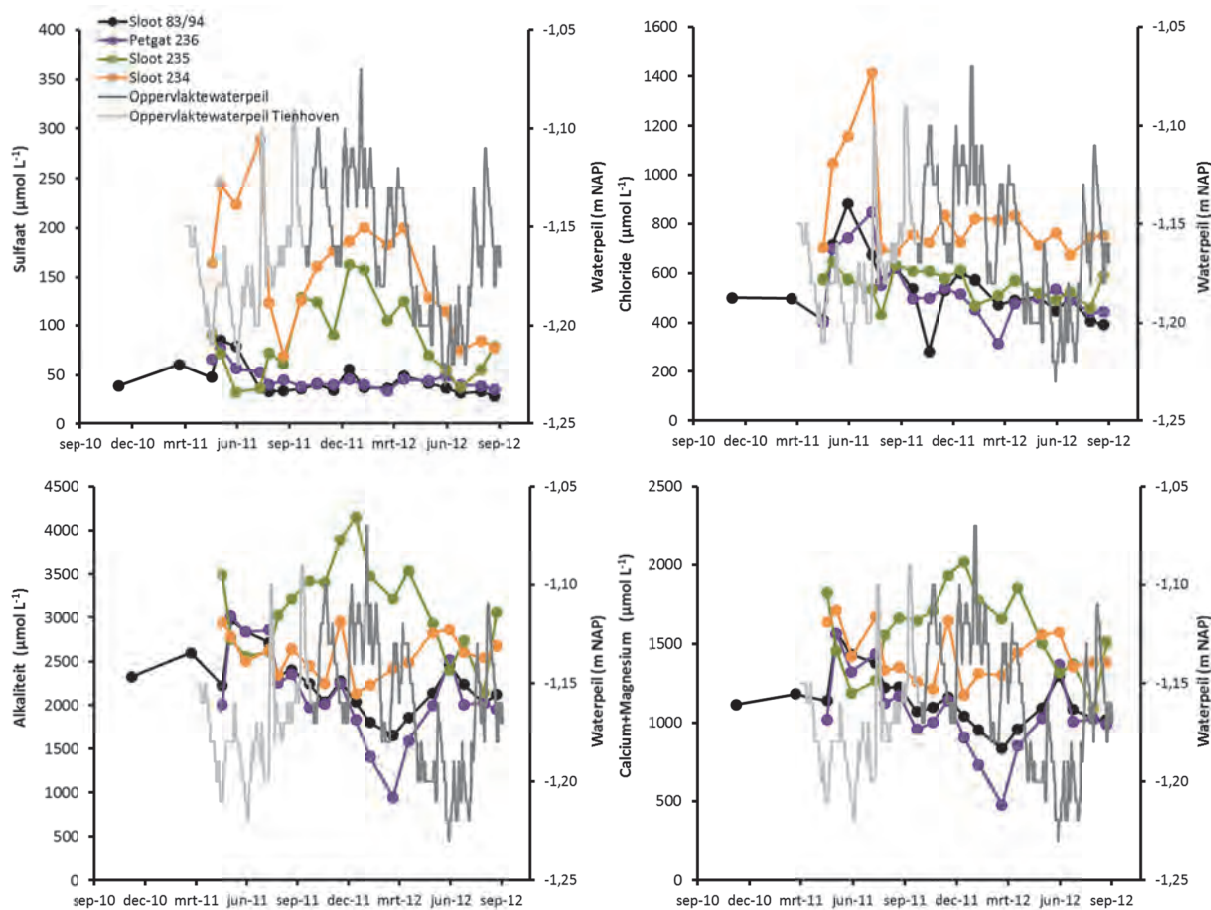
In het stergebied (Loosdrechtse Zodden) zijn op een vijftal locaties oppervlaktewatermonsters verzameld (zie figuur 4.5.8). In figuur 4.5.9 wordt het verloop van de oppervlaktewaterchemie gegeven voor de macroionen in relatie tot het verloop van de grondwaterstand ter plaatse. Twee van de locaties (83 en 94) lagen in dezelfde sloot en lieten een vrijwel identiek concentratieverloop zien. Hiervoor worden de gemiddelde waarden gegeven.



Figuur 4.5.8 Ligging van de monsterlocaties van de oppervlaktewatermonsters (blauw) en de bodemwaterraai (oranje) in het stergebied.

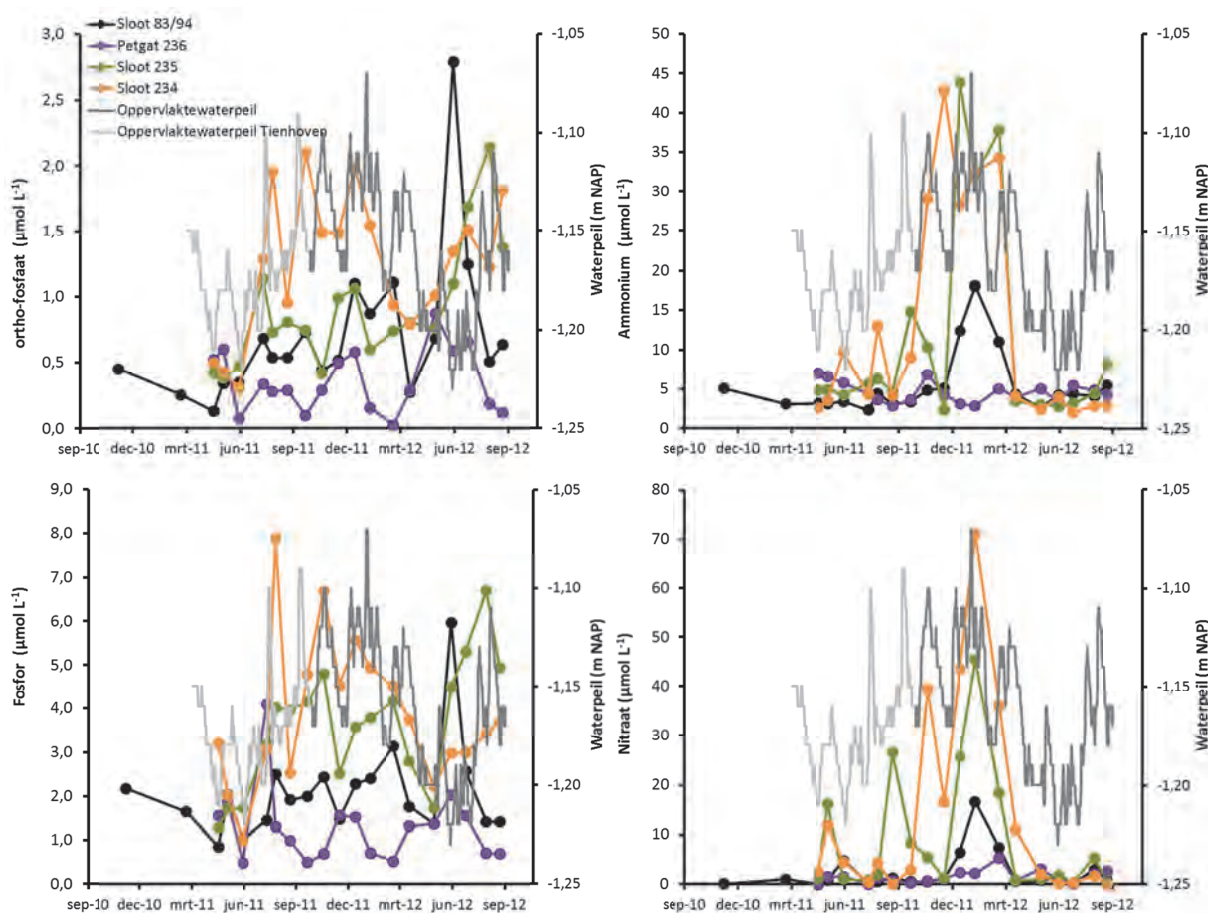
De chloride- en sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater nemen toe in het droge voorjaar van 2011, als gevolg van de inlaat van oppervlaktewater. Deze toename is echter verreweg het sterkst voor locatie 234. Deze is gelegen in de centrale watergang die gevormd wordt door de voormalige Drecht. Op de andere locaties blijven sulfaat- en chlorideconcentraties in het voorjaar van 2011 veel lager. Dit duidt er op dat de waterkwaliteit van de sloten van het stergebied in veel mindere mate beïnvloed wordt door de inlaat van oppervlaktewater dan de plassen. Vanaf het najaar van 2011 nemen de sulfaatconcentraties op de locaties 234 en 235 toe. Dit gaat niet gepaard met een toename van chlorideconcentraties (figuur 4.5.9) maar wel met een toename van de fosforconcentraties van het oppervlaktewater (figuur 4.5.10). De toename van de sulfaat- en fosforconcentraties in natte periodes kan niet worden verklaard door de inlaat van oppervlaktewater. Het ligt meer voor de hand dat er sprake is van de uitspoeling van sulfaat en fosfor uit de oevers. Voor fosfor kan er ook nog sprake zijn van nalevering uit de

onderwaterbodems. In de zomer van 2012 treedt er geen sulfaat- en chloridepiek op. Dit laat zien dat in 2012 de inlaat van oppervlaktewater nog minder invloed heeft gehad op de waterkwaliteit in het stergebied en dat er minder uitspoeling heeft plaats gevonden. De gemeten sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater is de resultante van uitspoeling/ inlaat enerzijds en sulfaatreductie in de onderwaterbodems anderzijds. Op locatie 234 daalt in het voorjaar en de zomer van 2012 de sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater, in tegenstelling tot in 2011, omdat de sulfaatreductie groter is dan de input.



Figuur 4.5.9 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters voor de locaties in het stergebied. Op de rechter-as wordt het verloop van het oppervlaktewaterpeil gegeven. Voor de eerste periode ontbraken peilmetingen in het stergebied en is het oppervlaktewaterpeil van Tienhoven opgenomen.

Opvallend is dat in de twee zijsloten van de Drecht de waterkwaliteit anders is dan in de Drecht. De chlorideconcentratie maar ook de waterhardheid (alkaliteit en calcium+magnesiumconcentratie) zijn bijvoorbeeld consequent lager. Dit laat zien dat de sloten van het stergebied een eigen waterkwaliteit hebben die slechts in beperkte mate wordt beïnvloed door de waterkwaliteit van de grote plassen waarmee ze in verbinding staan. In tabel 4.5.2 zien we dat de waterkwaliteit van het grondwater bij raai A en raai B ook wordt gekenmerkt door relatief lage chlorideconcentraties. Een uitzondering vormt buis 9 waar het water uit het eerste watervoerend pakket een veel hogere alkaliteit, en ammonium- en chlorideconcentratie laat zien.



Figuur 4.5.10 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters (zwarte en gekleurde lijnen) voor de locaties in het stergebied. Op de rechter-as wordt het verloop van het oppervlaktewaterpeil gegeven. Voor de eerste periode ontbraken peilmetingen in het stergebied en is het oppervlaktewaterpeil van Tienhoven opgenomen (lichtgrijze lijnen)..

Tabel 4.5.2 Chemische eigenschappen grondwatermonsters

| Datum | | | pH | Alkal. | Ca | Mg | Cl | SO4 | Fe | P | NO3 | NH4 |
|--------|------------|--------|-----|--------|------|-----|------|-------|-------|-----|------|-------|
| Raai A | | | | | | | | | | | | |
| 3 | 2011-08-22 | Oever | 6,2 | 2082 | 897 | 66 | 388 | 7,5 | 44,2 | 1,1 | 2,2 | 6,0 |
| 3 | 2012-02-20 | Oever | 6,2 | 2736 | 941 | 72 | 382 | 7,5 | 40,6 | 0,5 | 2,1 | 4,2 |
| 4 | 2011-08-22 | GWperc | 6,1 | 2097 | 918 | 68 | 387 | 8,3 | 43,5 | 1,4 | 0,1 | 5,3 |
| 4 | 2012-02-20 | GWperc | 6,2 | 2547 | 942 | 74 | 411 | 7,3 | 35,2 | 0,7 | 1,5 | 5,2 |
| 5 | 2011-08-22 | WVP1 | 6,2 | 2215 | 1000 | 80 | 337 | 9,9 | 73,2 | 2,4 | 0,1 | 16,0 |
| 5 | 2012-02-20 | WVP1 | 6,4 | 2168 | 837 | 68 | 372 | 7,4 | 7,6 | 0,4 | 0,5 | 4,4 |
| Raai B | | | | | | | | | | | | |
| 7 | 2011-08-22 | Oever | 6,5 | 2489 | 981 | 242 | 528 | 47,7 | 43,3 | 1,9 | 0,4 | 14,2 |
| 7 | 2012-02-20 | Oever | 6,4 | 2549 | 862 | 188 | 576 | 38,1 | 23,7 | 1,9 | 4,3 | 35,2 |
| 8 | 2011-08-22 | GWperc | 6,8 | 3904 | 999 | 267 | 557 | 187,1 | 64,3 | 3,0 | 8,7 | 75,0 |
| 8 | 2012-02-20 | GWperc | 6,6 | 2086 | 594 | 144 | 483 | 55,2 | 54,0 | 2,4 | 10,3 | 74,0 |
| 9 | 2011-08-22 | WVP1 | 6,4 | 6223 | 2542 | 276 | 1678 | 110,1 | 64,9 | 3,0 | 4,6 | 759,4 |
| 9 | 2012-02-20 | WVP1 | 6,4 | 6412 | 2974 | 294 | 2074 | 56,1 | 105,6 | 1,6 | 1,3 | 588,2 |

De fosfor- en ammoniumconcentratie van het oppervlaktewater worden waarschijnlijk ook door interne processen bepaald, zoals uitspoeling vanuit het omringende land en mogelijk nalevering uit de onderwaterbodems. Ammonium en nitraat pieken, zoals overal, vooral in de winter. In grote lijnen zien we dat de fosforconcentraties van het oppervlaktewater het verloop van de oppervlaktewaterstanden volgen. Stijgende waterstanden leiden tot hogere concentraties in het oppervlaktewater. Dit suggereert dat uitspoeling uit de weilanden mogelijk een belangrijk proces is. Over het algemeen zijn de fosforconcentraties laag voor de locatie 236 (schaatsbaan) en iets hoger in de sloot 83/94. De concentraties zijn duidelijk hoger voor de sloten 234 en 235 die een wat eutrofer karakter hebben.

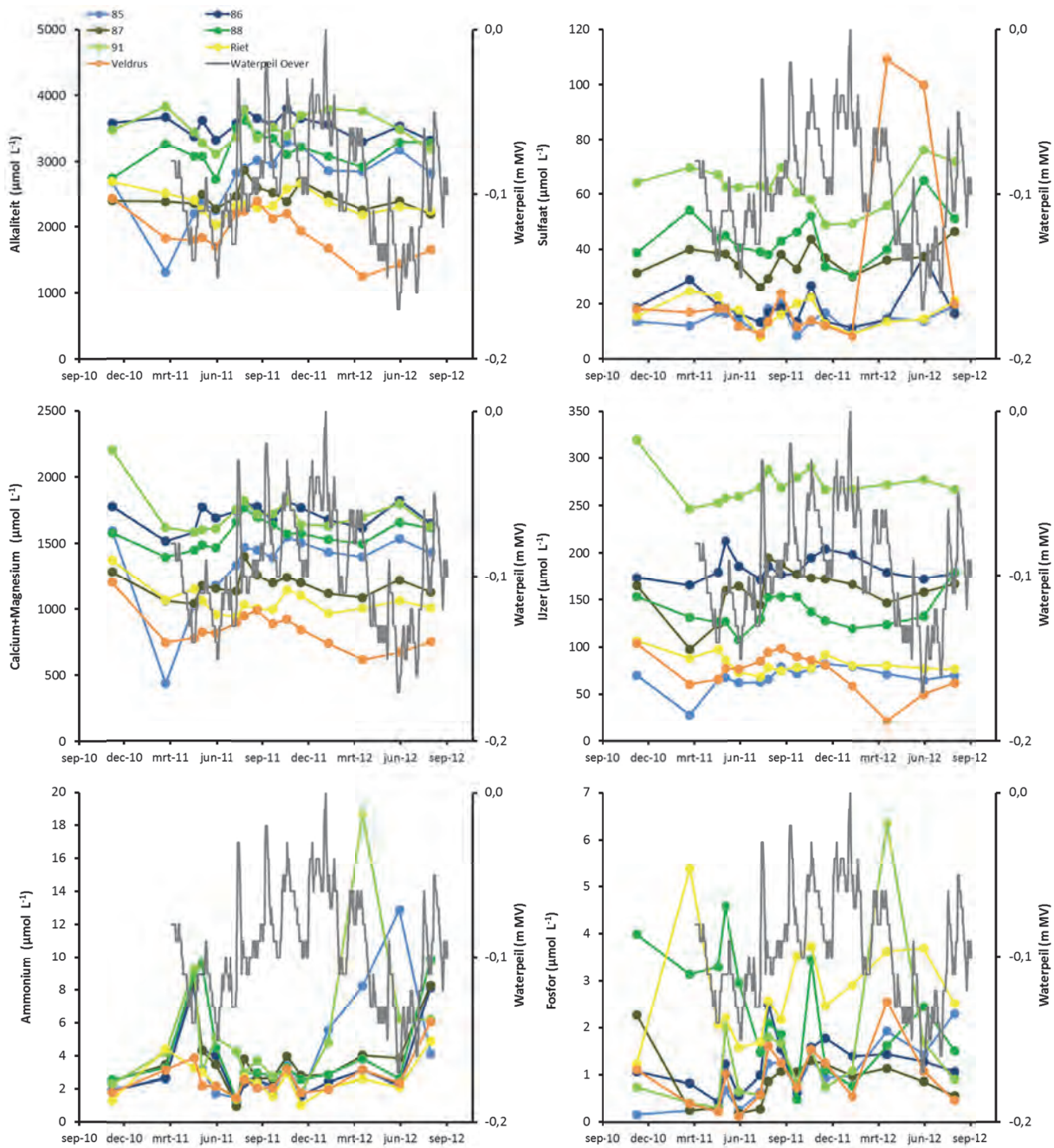
In sloot 83/94 werden de onderwaterbodems bemonsterd (locaties 84 en 95 in tabel 4.5.1). Het gaat om minerale bodems met zeer lage fosforconcentraties en hoge ijzerconcentraties in het bodemwater. De potentiële fosfornalevering uit deze bodems is erg laag.

In sloot 83/94 werden twee oeverraaien onderzocht. Een van de raaien lag op een geplagd perceel (raai A en een op een niet geplagd perceel (raai B).

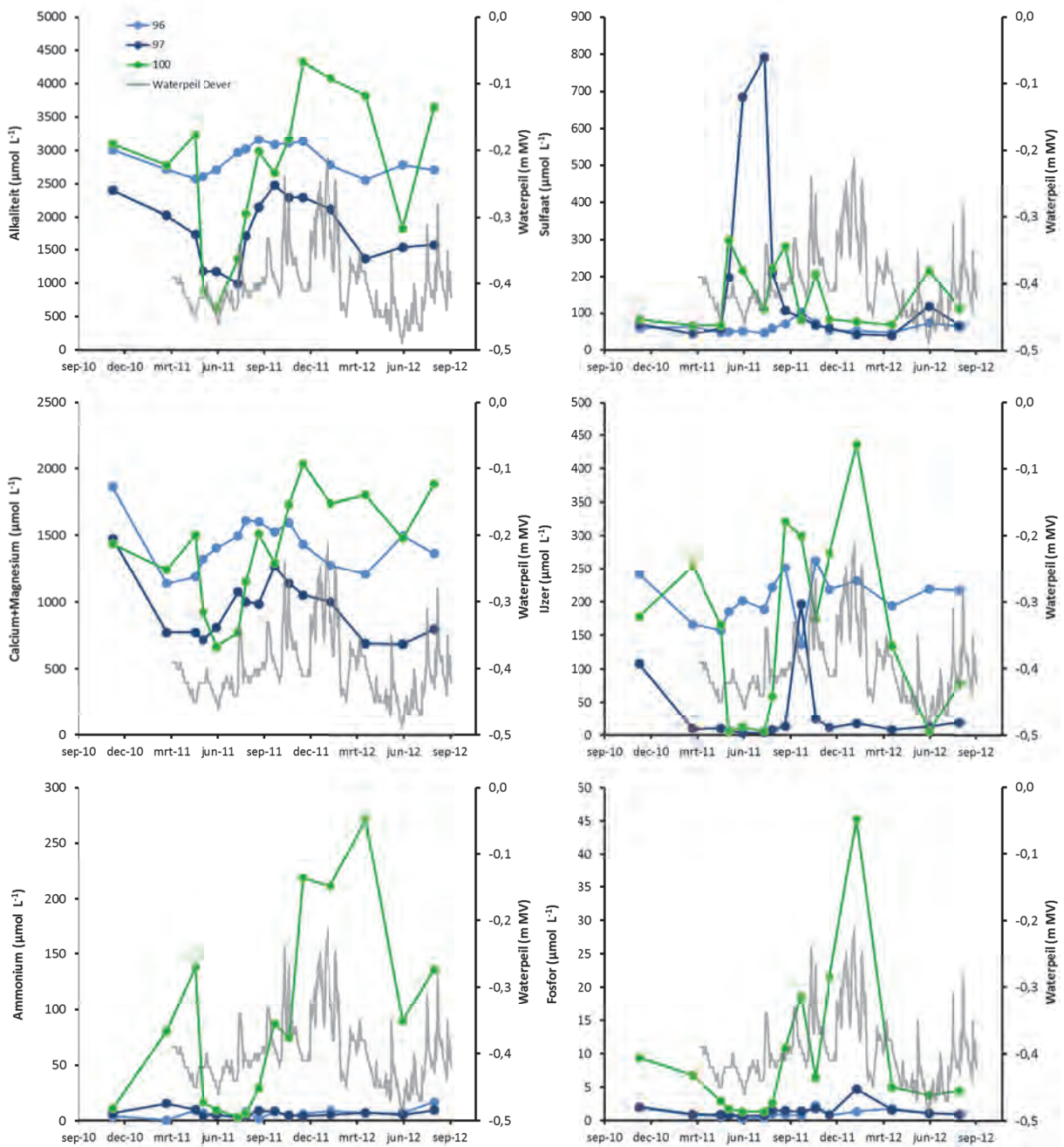
In figuur 4.5.11 worden de resultaten gegeven voor raai A. Hier werd een raai vanaf de oever bemonsterd (85 t/m/91) en twee locaties die wat verder van de oever af lagen op het geplagde perceel (Riet en Veldrus). De grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld in het geplagde perceel zijn jaar rond hoog. De ammonium- en fosforconcentraties zijn overwegend laag. Het bodemwater is goed gebufferd en de ijzer- en zwavelconcentraties variëren weinig door het jaar heen. Dit correspondeert met het beeld dat de grondwaterstanden jaar rond hoog zijn, waardoor er geen wisselende redoxcondities optreden. De sulfaatconcentraties zijn laag met op de locatie met Veldrus een stijging tot $100 \mu\text{mol L}^{-1}$ in het voorjaar van 2011.

In figuur 4.5.12 worden de resultaten gegeven voor het niet geplagde perceel (raai B). Hier zakken de grondwaterstanden ten opzichte van maaiveld dieper uit. Op locatie 100, in het weiland gelegen, worden relatief hogere fosfor-, ijzer- en ammoniumconcentraties gemeten. De fosfor- en ijzerconcentratie nemen toe bij stijgende waterstanden als gevolg van de reductie van ijzer(hydr)oxiden. In het droge voorjaar van 2011 dalen de ijzer- en fosforconcentraties door oxidatie van ijzer waaraan fosfor vervolgens bindt. Ook neemt als gevolg van oxidatie de ammoniumconcentratie af en daalt de alkaliteit. Tegelijkertijd zien we op locatie 97 (hoge oever) de sulfaatconcentratie van het bodemwater sterk toenemen tot waarden van meer dan $800 \mu\text{mol L}^{-1}$. Deze stijging gaat gepaard met een afname van de alkaliteit. Dit laat zien dat er oxidatie van gereduceerd zwavel kan plaatsvinden in de oevers bij uitzakkende grondwaterpeilen.

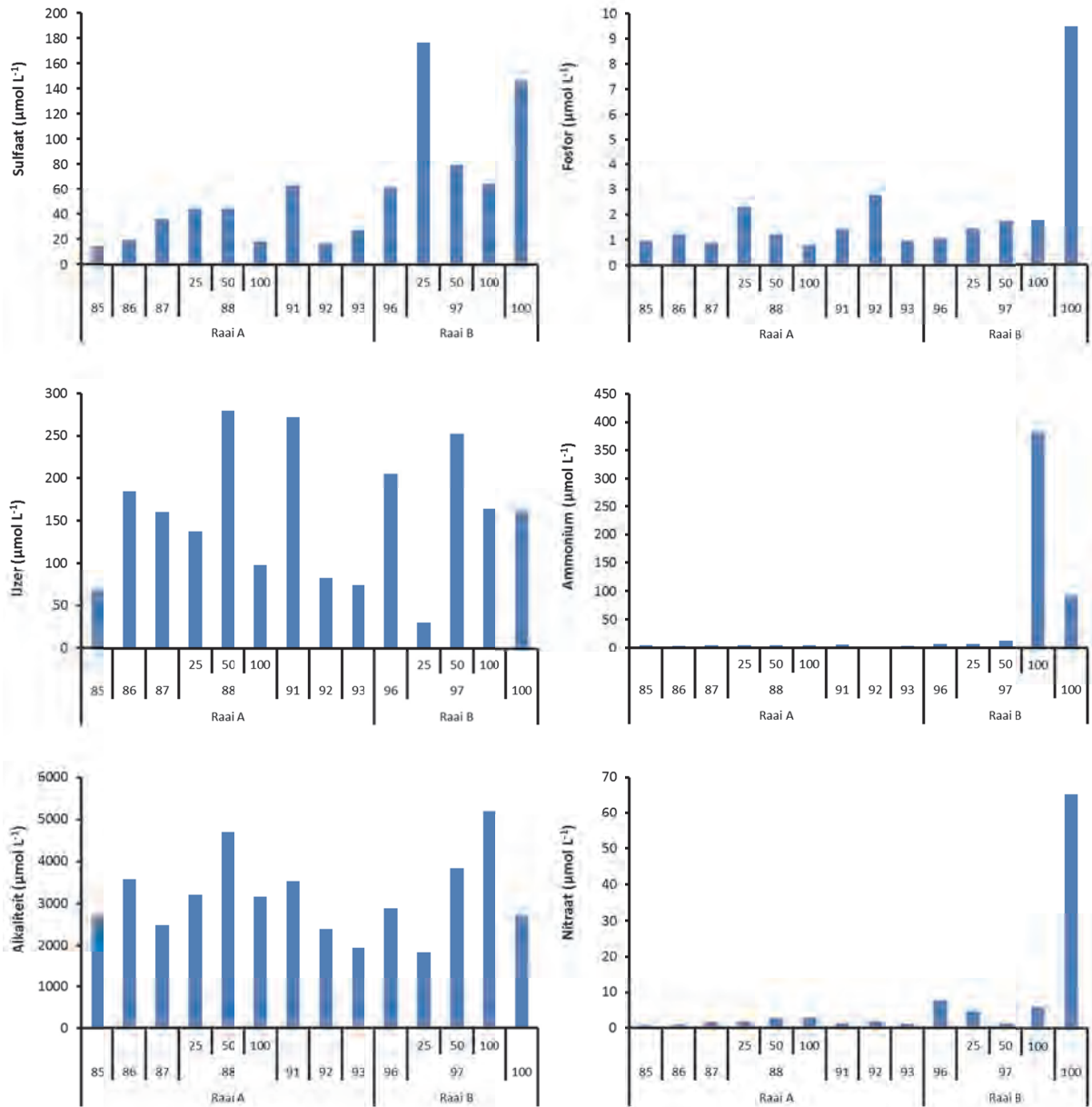
Overall zien we dat de geplagde zone wordt gekenmerkt door lagere nutriëntenconcentraties (figuur 4.5.13). Op het niet geplagde, voedselrijkere weiland worden met name onder nattere omstandigheden hogere fosfor- en ammoniumconcentraties gemeten. De agrarische functie van de percelen lijkt dus duidelijk een effect te hebben op de waterkwaliteit van de sloten in het stergebied. Plaggen leidt tot een afname van de potentiële uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater. Omdat als gevolg van de maaiveldverlaging er ook sprake is van gemiddeld nattere omstandigheden, zal er ook minder sulfaat vrijkomen door oxidatieprocessen. Dit voorbeeld laat mooi zien dat hogere waterstanden t.o.v. maaiveld in combinatie met het afplaggen van de voedselrijke toplaag, kunnen leiden tot een sterke afname van de potentiële belasting van het oppervlaktewater.



Figuur 4.5.11 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, calcium+magnesium- fosfor-, ijzer- en ammoniumconcentratie (gekleurde lijnen) in het bodemwater voor de bodemvochtlocaties (25 cm diepte) van raai A op het geplagde perceel langs sloot 83/94 (zie figuur 4.5.8). Daarnaast wordt de grondwaterstand (grijze lijn) in de oever t.o.v. maaiveld gegeven voor de peilbuis gelegen midden in de raai.



Figuur 4.5.12 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, calcium+magnesium-, fosfor-, ijzer- en ammoniumconcentratie (groene en blauwe lijnen) in het bodemwater voor de bodemvochtlocaties (25 cm diepte) van raai B op het niet geplagde perceel langs sloot 83/94 (zie figuur 4.5.2 en 4.5.8). Daarnaast wordt de grondwaterstand (grijze lijnen) in de oever t.o.v. maaiveld gegeven voor de peilbuis gelegen midden in de raai.



Figuur 4.5.13 Gemiddelde bodemwaterkwaliteit op de locaties in raai A en B. De monsterpunten worden geordend van nat (links) tot droog (rechts). 25, 50 en 100 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm (zie voor de ligging figuur 4.5.3 en 4.5.8).

4.5.4 Conclusies

Het overall effect van een flexibel peilbeheer op de oppervlaktewaterkwaliteit is waarschijnlijk positief vanwege de verminderde inlaat van sulfaat en fosfor via het oppervlaktewater (75% reductie van inlaat in 2012 ten opzichte van de 9 voorgaande jaren zonder flexibel peilbeheer). Wel zal een deel van het positieve effect van de verminderde inlaat worden tenietgedaan door de wat langere verblijftijd, waardoor de interne bronnen relatief belangrijker worden.

In 2012 werden in de Tienhovense plassen lagere sulfaatconcentraties gemeten dan in 2011 (maximaal 250 $\mu\text{mol L}^{-1}$ in 2012 ten opzichte van maximaal 300 $\mu\text{mol L}^{-1}$ in 2011). Vermoedelijk hebben de verschillende weersomstandigheden (voorjaar 2011 was erg droog) een grotere invloed gehad op de inlaat dan de iets lagere toelaatbare minimum oppervlaktewaterstand (-1,20 m NAP t.o.v. -1,18 m NAP). op de monsterlocaties in het stergebied en de Tienhovense plassen zijn in het eerste jaar na instellen van flexibel peilbeheer niet significant veranderd.

Voor de sloten van het stergebied lijkt de waterkwaliteit slechts in beperkte mate door inlaat beïnvloed te worden. De verschillen in waterkwaliteit, lijken vooral door lokale processen bepaald te worden (uitspoeling uit de oeverzones en percelen en mogelijk toestromend grondwater). De sulfaatconcentraties van de sloten zijn relatief laag. De nutriëntenbeschikbaarheid verschilt per locatie. Het flexpeil heeft waarschijnlijk geen groot effect op de waterkwaliteit in het stergebied maar kan wel tot minder uitspoeling leiden.

Een vergelijking van de bodemwaterkwaliteit in een geplagd en niet geplagd perceel langs één van de sloten laat zien dat plaggen leidt tot een afname van de potentiële stikstof-, fosfor- en sulfaatuitspoeling. Bij de instelling van flexibel peil langs bemeste percelen biedt plaggen van de oeverzone dus een goede mogelijkheid om zowel de biodiversiteit van de terrestrische vegetatie te vergroten, alsook de waterkwaliteit te verbeteren. De huidige waterkwaliteit is gelet op het landbouwkundige gebruik redelijk. Introductie van krabbescheer zou voor een verdere verbetering van de waterkwaliteit kunnen leiden. Krabbescheer kan zeer veel biomassa vormen en hierbij veel nutriënten vastleggen. De soort maakt het water helder waardoor ook andere soorten een kans krijgen zich te vestigen. Wel is een goed beheer waarbij jaarlijks een fors deel van de vegetatie wordt verwijderd een voorwaarde voor de instandhouding van de vegetaties. De ervaring leert dat voor een succesvolle introductie het wenselijk is om voldoende grote oppervlakten (ten minste enkele vierkante meters) te introduceren.

4.6 Nieuwe Keverdijkse Polder

4.6.1 Inleiding

De Nieuwe Keverdijkse Polder ligt ten westen van het Naardermeer. Aan de westkant wordt de polder begrensd door de Vecht en in de zuidkant door de 's Gravelandsche vaart. De uitwateringsvaart van het Naardermeer naar de Vecht is de noordgrens van de polder. Een paar honderd meter verder noordelijk ligt de A1. Het deel van de polder met flexibel peilbeheer heeft een oppervlakte van 2,3 km² en ligt aan de oostkant van de Keverdijk. De spoorlijn tussen Hilversum en Amsterdam loopt door het gebied.

In het Pleistoceen is een dik pakket zand en grind afgezet dat in de Nieuwe Keverdijkse Polder nu op circa 1,5 tot 3 meter onder maaiveld ligt. Tijdens de laatste ijstijden maakte het flexpeil gebied van de polder deel uit van het Naardermeer. Het Naardermeer is een natuurlijk meer, dat al sinds de laatste ijstijden bestaat. Overstromingen vanuit de rivier en de zee hebben sediment afgezet in het studiegebied. Vanuit de Zuiderzee is het gebied regelmatig overstroomd. Het Vechtgebied was een estuarium en het zeewater stroomde via de Vecht het Naardermeer in. De belangrijkste getijdenkreek is nog duidelijk herkenbaar in het landschap. In de 13^e eeuw is de Keverdijk aangelegd om te voorkomen dat zeewater via de Vecht en het Naardermeer de landbouwpolders instroomde. Het flexpeilgebied lag toen buitendijks. Aan het eind van de 14^e eeuw is bij Fort Uitermeer een dijk aangelegd om de getijdenkreek van de vecht naar het Naardermeer af te dammen. Met uitzondering van enkele stormen kon er vanaf die tijd geen zeewater meer het Naardermeer in. In 1629 is het Naardermeer omdijkt op de huidige locatie. Sindsdien ligt zowel het flexpeilgebied als het Naardermeer binnendijks.

Het flexpeilgebied is lange tijd in gebruik geweest als landbouwgrond. Eind jaren '80 kreeg het gebied de status van bufferzone voor het Natura-2000 gebied het Naardermeer. Door een hoger waterpeil in de Nieuwe Keverdijkse polder treedt er minder wegzijging op vanuit het Naardermeer. Daarmee is de landbouwfunctie grotendeels verdwenen en is het gebied in beheer bij Vereniging Natuurmonumenten. Het bestaat grotendeels uit nat grasland en het wordt begraasd met Galloway runderen. De natte delen van dit gebied zijn begroeid met een rietvegetatie. Het natuurdoel is laagveenbos afgewisseld met moerassen.

Het flexpeilgebied ligt op circa -1,15 m t.o.v. NAP en hiermee enkele decimeters hoger dan de rest van de Nieuwe Keverdijkse Polder, die gemiddeld op -1,4 m t.o.v. NAP ligt. Het flexpeilgebied ligt echter lager dan het peil van het Naardermeer, waar een winterpeil van -0,9 m t.o.v. NAP en een zomerpeil van -1,1 m t.o.v. NAP wordt gehandhaafd. In het flexpeilgebied mag het peil variëren rond de -1,5 m t.o.v. NAP. Door het hogere peil in het Naardermeer treedt er lichte kwel op in het oostelijke deel van het gebied. In het westen grenst het flexpeilgebied aan landbouwgebieden waar het peil rond de -2,0 m t.o.v. NAP gehouden wordt. Daardoor treedt er aan de westkant wegzijging op naar deze landbouwgebieden.

Het flexpeilgebied bestaat uit twee peilvakken, die van elkaar gescheiden worden door de spoorlijn. In het noordelijke peilvak mag het peil variëren tussen -1,5 en -1,2 m t.o.v. NAP. In het zuidelijke peilvak zijn de peilbeheermarges -1,7 en -1,4 m t.o.v. NAP. In droge periodes kan water vanuit het Naardermeer ingelaten worden. Het Naardermeer zelf wordt op peil gehouden door de inlaat van water uit het Markermeer dat eerst wordt gedefosfateerd. Het wateroverschot van het flexpeilgebied wordt via instelbare stuwten uitgelaten naar het omliggende

landbouwgebied. Vervolgens wordt het water in het westen van de Nieuwe Keverdijkse polder door gemaal Honswijkck naar de Vecht gepompt.



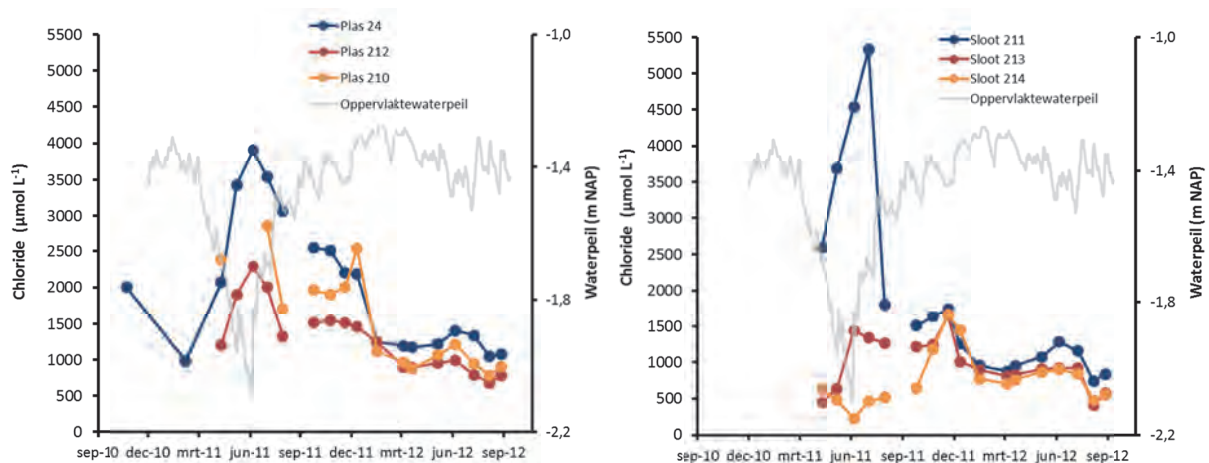
Figuur 4.6.1. Nieuwe Keverdijkse Polder Linksboven, oeverraai A, langs de Kreek in het Noordelijke deelgebied. Rechtsboven, Peilverschil binnen (links) en buiten flexpeilvak. Midden links, Plas bij oeverraai B in mei 2011. Plas bij oeverraai B in mei 2012. Linksonder, vegetatie (met o.a. Watergentiaan) in Kreek in het Noordelijke deelgebied in juli 2011 Rechtsonder, algen in plas bij oeverraai B in mei 2011.

4.6.2 Oppervlaktewater Noordelijk deelgebied

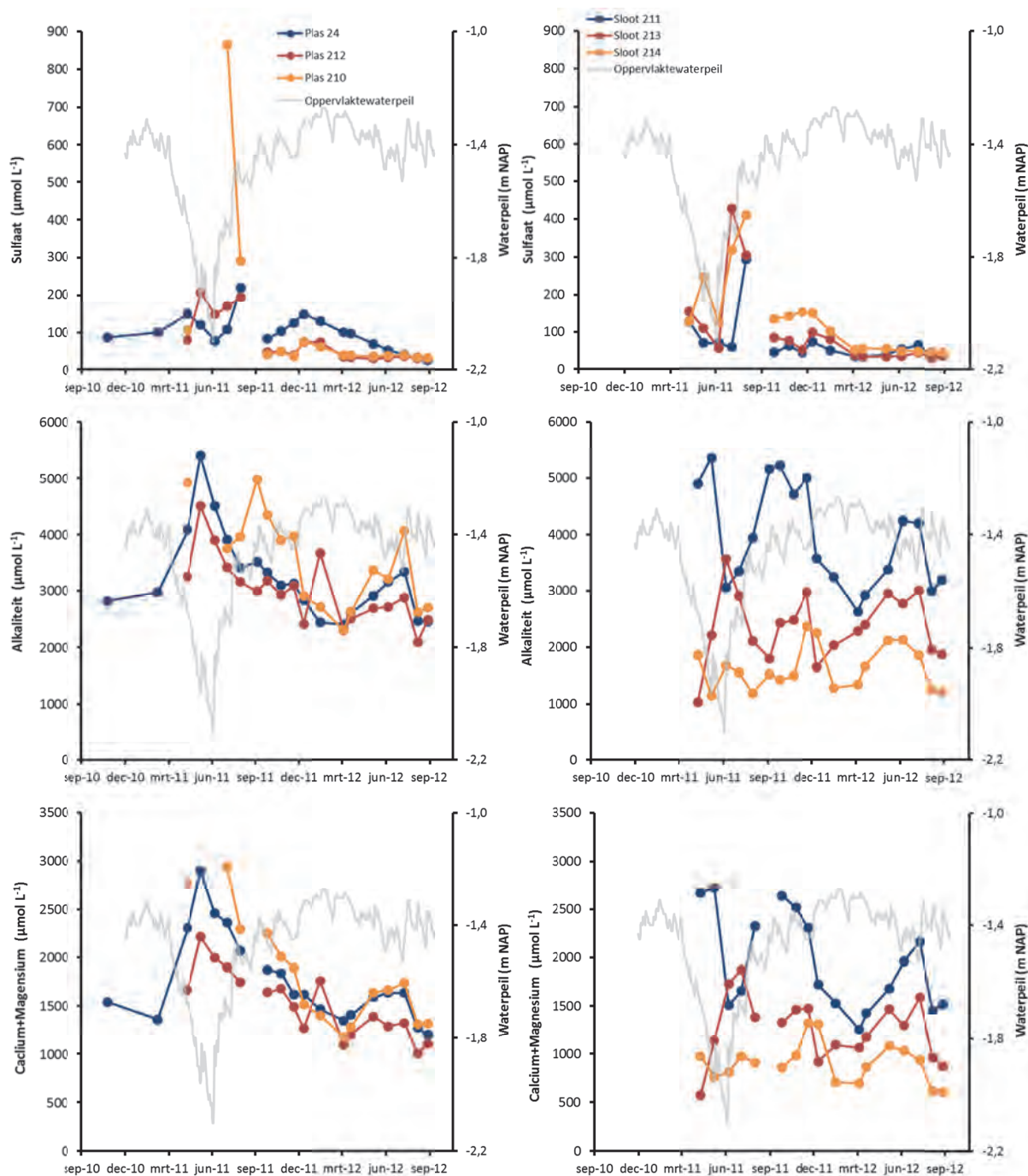
In het onderzoek werden monsters genomen in zowel het Noordelijke als het Zuidelijke deelgebied. In figuur 4.6.2 worden de bemonsterde locaties voor het Noordelijke deel weergegeven.



Figuur 4.6.2 Ligging van de monsterlocaties in het Noordelijke deel van de Nieuwe Keverdijkse Polder.



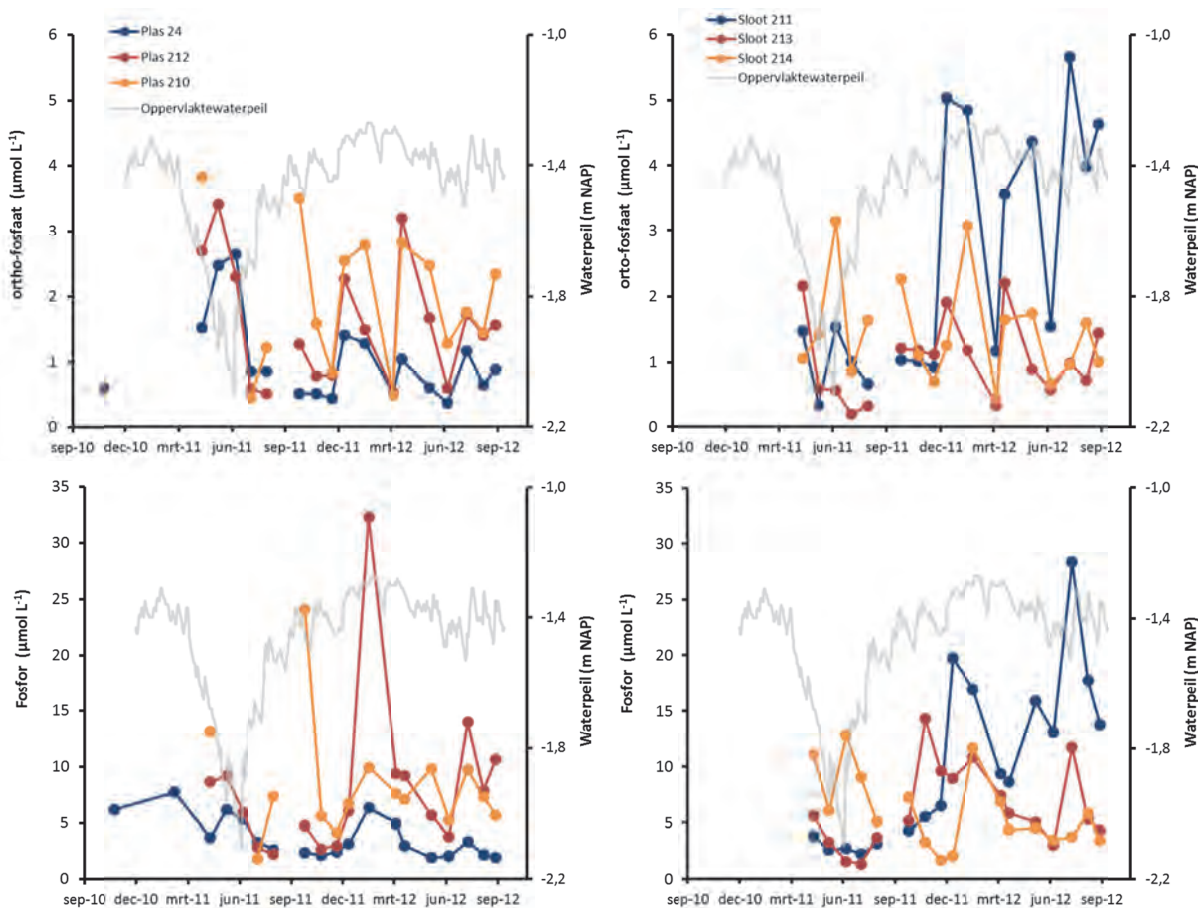
Figuur 4.6.3 Verloop van de chlorideconcentratie (gekleurde lijnen) voor de oppervlaktewatermeetpunten gelegen in het Noordelijke deel van het flexpeilgebied Nieuwe Keverdijkse Polder. Links de plassen (24, 210 en 212) en rechts de sloten (211, 213 en 214.) Het verloop van de oppervlaktewaterpeilen gemeten bij monsterpunt 24 wordt gegeven op de rechter y-as (grijze lijn). Zie figuur 4.6.2 voor de ligging van de punten.



Figuur 4.6.4 Verloop van een aantal chemische parameters (gekleurde lijnen) voor de oppervlaktewatermeetpunten gelegen in het Noordelijke deel van het flexpeilgebied Nieuwe Keverdijkse Polder. Links de plassen (24, 210 en 212) en rechts de sloten (211, 213 en 214.) Het verloop van de oppervlaktewaterpeilen (lichtgrijze lijn) gemeten bij monsterpunt 24 wordt gegeven in op de rechter y-as. Zie figuur 4.6.2 voor de ligging van de punten.

In 2011 zakte het oppervlaktewaterpeil diep uit in het droge voorjaar. Deze lage peilen werden ingesteld vanwege de aanleg van dammen en stuwen voor de inrichting van het flexibele peilvak. Een groot deel van de ondiepe plassen viel droog (zie ook figuur 4.6.1). We zien dat de dalende waterpeilen gepaard gingen met stijgende chlorideconcentraties in het oppervlaktewater (figuur

4.6.3), waarschijnlijk als gevolg van indamping maar (lokaal) mogelijk ook door het toestromen van (lokaal) grondwater. Vanaf half juli stijgen de waterstanden sterk en dalen de chlorideconcentraties in het oppervlaktewater. In de winter dalen de concentraties als gevolg van de verdunning met regenwater. In de zomer van 2012 dalen de oppervlaktewaterstanden maar weinig wat ook resulteert in slechts een lichte stijging van de chloride concentraties.



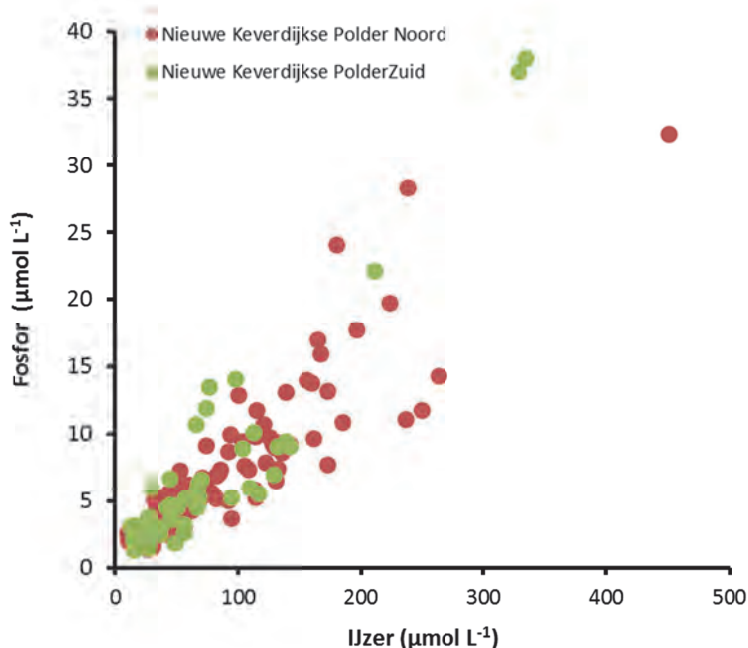
Figuur 4.6.5 Verloop van de ortho-fosfaat en de fosforconcentraties(gekleurde lijnen) voor de oppervlaktewatermeetpunten gelegen in het Noordelijke deel van het flexpeilgebied Nieuwe Keverdijkse Polder. Links de plassen (24, 210 en 212) en rechts de sloten (211, 213 en 214.) Het verloop van de oppervlaktewaterpeilen (lichtgrijze lijn) gemeten bij monsterpunt 24 wordt gegeven op de rechter y-as. Zie figuur 4.6.2 voor de ligging van de punten.

De sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater laten een stijging zien na het stijgen van de waterstanden. Dit hangt waarschijnlijk samen met nalevering van sulfaat uit de eerder drooggevallen oevers en onderwaterbodems (figuur 4.6.4). Locatie Plas 210 viel in de zomer van 2011 volledig droog en laat na vollopen in juli 2011 een relatief hoge sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater zien van $900 \mu\text{mol L}^{-1}$. Als gevolg van de reductie van sulfaat in de zomer en verdunning in de winter neemt de sulfaatconcentratie op alle monsterpunten steeds verder af. In 2012 blijven de sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater zeer laag (overwegend $< 50 \mu\text{mol L}^{-1}$).

De alkaliteit en de calcium+magnesiumconcentraties in het oppervlaktewater laten voor een groot deel van de locaties een stijging zien gedurende het droge voorjaar van 2011. Ook in 2012 zien

we bij een dalende oppervlaktewaterstand in mei en juni een stijging van de concentraties. Met name voor de slootlocaties is deze stijging veel sterker dan de stijging van de chlorideconcentraties (zie figuur 4.6.4). Dit suggereert dat we niet alleen met indamping te maken hebben maar waarschijnlijk ook met toestromend (lokaal) grondwater. Opvallend is dat de fluctuaties met name in het oppervlaktewater van sloot 211 erg groot zijn. In de plassen wordt in 2012 een lagere alkaliteit en lagere calcium+magnesium-concentraties gemeten dan in 2012. In de sloten zijn deze verschillen veel kleiner.

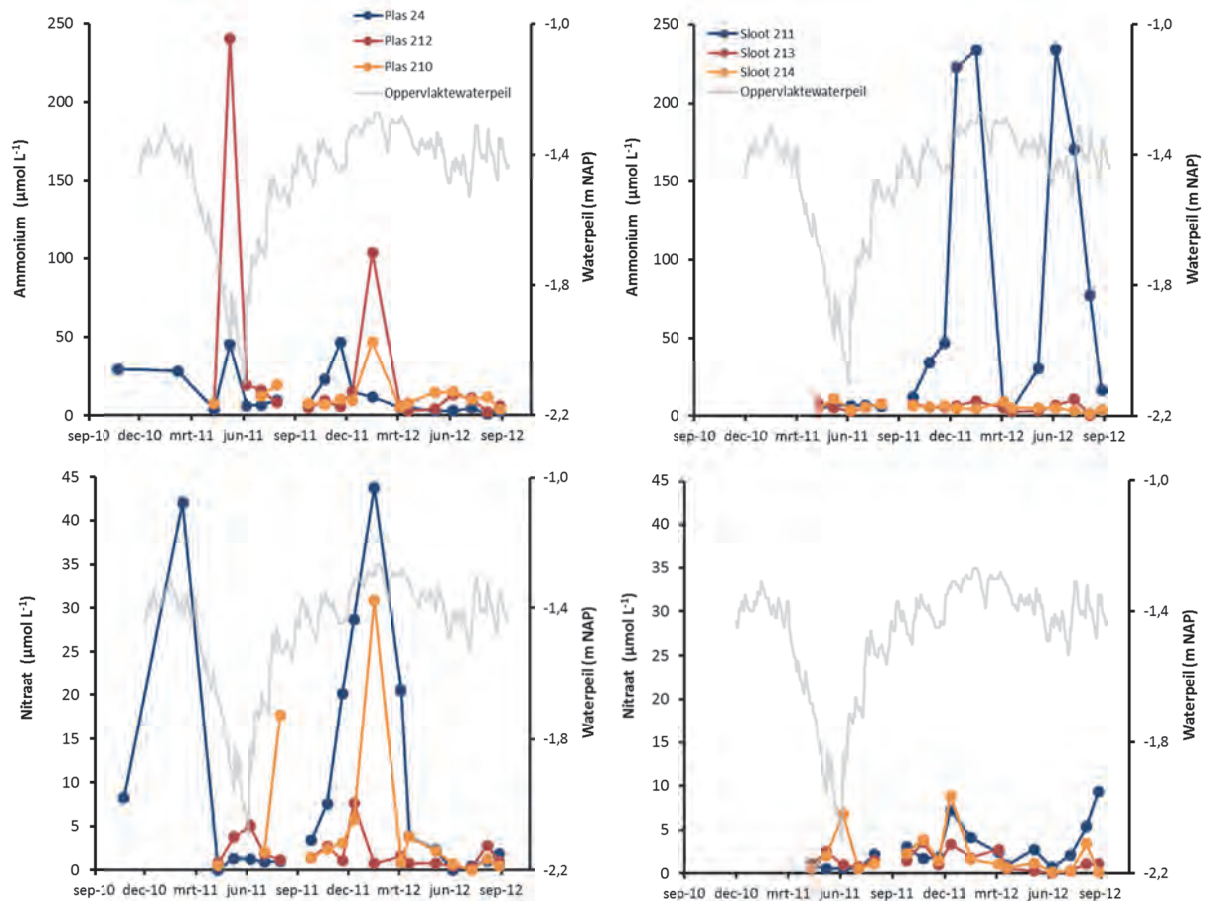
De ortho-fosfaat en fosforconcentraties in het oppervlaktewater laten een zeer piekerig patroon zien (figuur 4.6.5). Opvallend zijn de relatief hoge totaal-ijzerconcentraties in het oppervlaktewater en tevens het feit dat deze correleren met de totaal-fosforconcentratie van de waterlaag (figuur 4.6.6). De hoge ijzerconcentraties in de waterlaag kunnen verklaard worden door toestroming van ijzer- en fosfaathoudend bodemwater of grondwater. In het oppervlaktewater blijft het fosfaat en ijzer deels in oplossing maar wordt het ijzer ook geoxideerd waarbij colloïdale ijzer(hydr)oxide deeltjes worden gevormd waaraan fosfaat kan binden. Dit soort deeltjes kunnen relatief lang in suspensie blijven. Ook kan opwerveling van sedimentdeeltjes leiden tot verhoogde totaal-ijzer en totaal-fosforconcentraties in de waterlaag. Het in het water opgeloste, en voor algen het best beschikbare, ortho-fosfaat komt voor in concentraties die duidelijk een stuk lager zijn dan de totaal-fosforconcentraties. Deze concentraties zijn nog wel dusdanig hoog dat ze voor eutrofiering van de waterlaag kunnen zorgen (figuur 4.6.5). De ortho-fosfaatconcentraties ($0,5\text{-}6\ \mu\text{mol L}^{-1}$) indiceren een (matig) eutrofe waterkwaliteit wat overeenkomt met het beeld in het veld (lokaal veel algen).



Figuur 4.6.6 Relatie tussen de totaal-fosfor en de totaal-ijzerconcentratie van het oppervlaktewater van de Nieuwe Keverdijkse Polder.

In figuur 4.6.7 zien we dat de nitraat- en ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater pieken vertonen in de koude winterperiode. Dit heeft te maken met de geremde opname van stikstof door algen en planten en de veel lagere nitrificatie- en denitrificatiesnelheden in de koude

wintermaanden. Met name in sloot 211 worden hoge ammoniumpieken gemeten met waarden die oplopen tot bijna $250 \mu\text{mol L}^{-1}$. Deze pieken vallen samen met de ortho-fosfaat en fosforpieken van het oppervlaktewater (figuur 4.6.5). Deze locatie staat vanaf het najaar van 2011 in verbinding met een groot oppervlak aan geïnundeerd weiland. Waarschijnlijk beïnvloedt nalevering/uitspoeling vanuit dit geïnundeerde weiland de oppervlaktewaterkwaliteit van deze sloot. In plas 212 meten we ook een erg hoge ammoniumpiek in mei 2011, gedurende de droge periode. Ook deze piek gaat gepaard met een toename van de fosfor- en ijzerconcentratie en wordt mogelijk veroorzaakt door toestromend anaeroob bodemwater.



Figuur 4.6.7 Verloop van de ammonium- en nitraatconcentraties (gekleurde lijnen) voor de oppervlaktewatermeetpunten gelegen in het Noordelijke deel van het flexpeilgebied Nieuwe Keverdijkse Polder. Links de plassen (24, 210 en 212) en rechts de sloten (211, 213 en 214.) Het verloop van de oppervlaktewaterpeilen (grijze lijn) gemeten bij monsterpunt 24 wordt gegeven op de rechter y-as. Zie figuur 4.6.2 voor de ligging van de punten.

4.6.3 Oppervlaktewater Zuidelijk deelgebied

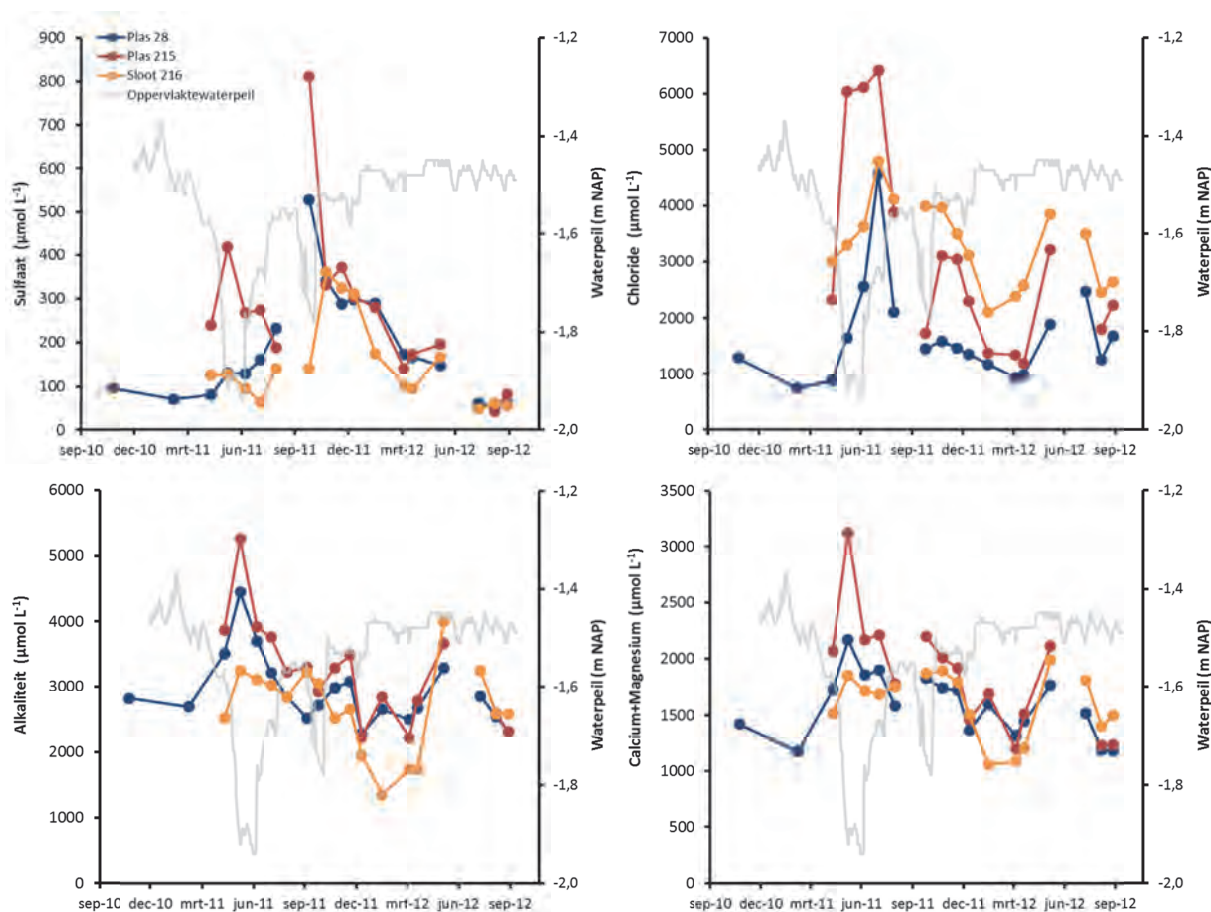
In het Zuidelijke deelgebied (figuur 4.6.8) zien we ook een diep uitzakkend oppervlaktewaterpeil in het voorjaar van 2011 (figuur 4.6.8). Ook hier gaat deze gepaard met een forse stijging van de chlorideconcentraties in het oppervlaktewater. Ook de alkaliteit en de calcium+magnesiumconcentratie stijgt in het droge voorjaar. Het verloop van deze concentraties volgt min of meer het verloop van de gemeten chlorideconcentraties. Wel verandert de waterkwaliteit. In de winter vindt er een verdunning plaats van de ionconcentraties als gevolg van een toename van de regenwaterinvloed en in het voorjaar een stijging. Het gemeten oppervlaktewaterpeil blijft stabiel in 2012 en vertoont geen daling in het voorjaar of de zomer. Dit suggereert toch dat er in sprake is van toestroom van grondwater of inlaat van oppervlaktewater.



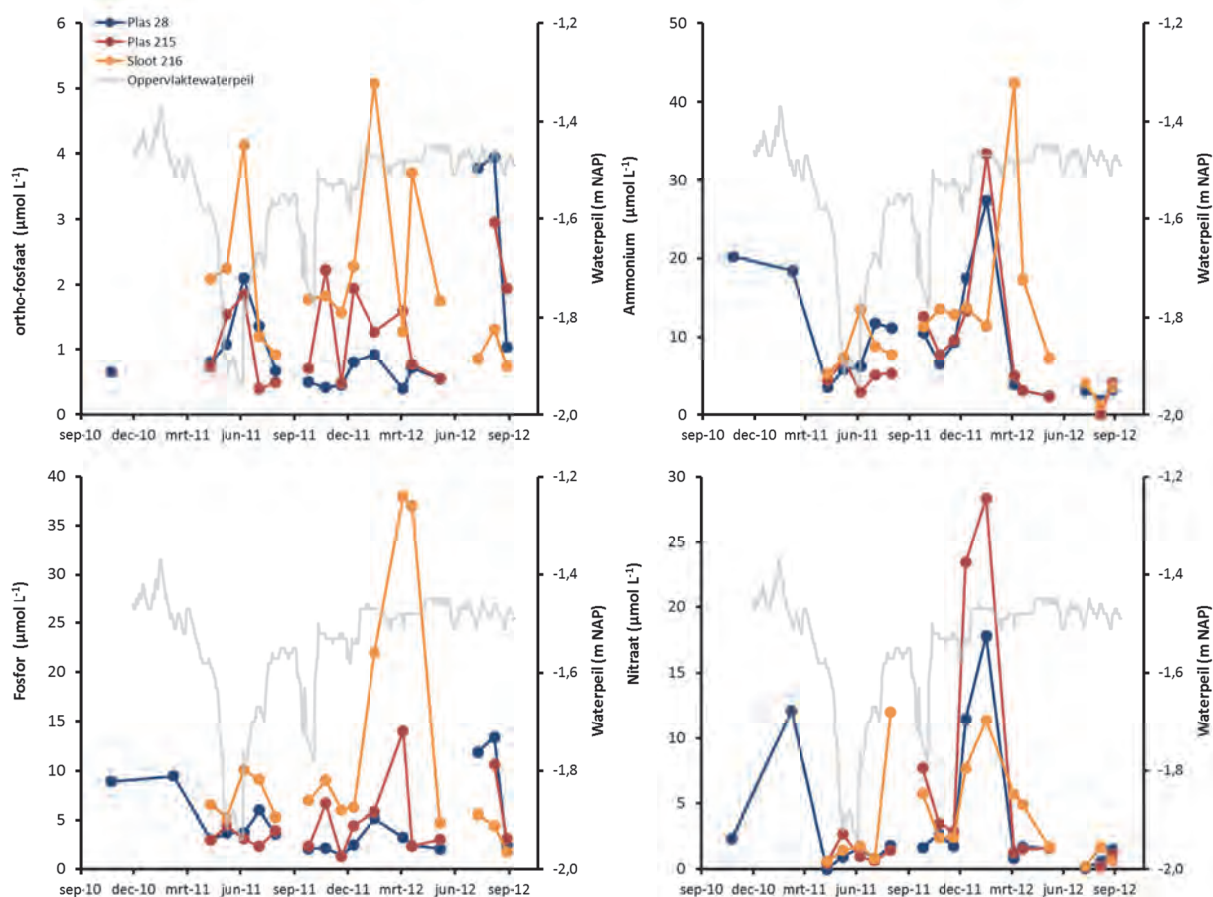
Figuur 4.6.8 Ligging van de monsterlocaties in het Zuidelijk deel van de Nieuwe Keverdijkse Polder.

De sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater (figuur 4.6.9) stijgen tijdens en na de droge periode in het voorjaar 2011 en met name na het kortstondig uitzakken van het waterpeil in september 2011. Daarna dalen de sulfaatconcentraties geleidelijk en vanaf de zomer van 2012 blijven de sulfaatconcentraties erg laag ($< 100 \mu\text{mol L}^{-1}$). Dit laat zien dat uitspoeling van sulfaat uit geoxideerde droogvallende bodems een belangrijk bron van sulfaat is. De ortho-fosfaat/fosforconcentraties van het oppervlaktewater nemen toe tijdens de droge periode in het voorjaar van 2011. Sloot 216 laat een forse toename zien van de totaal-fosforconcentratie in de winter. Deze

toename gaat gepaard met een afname van de concentratie van de macroionen. Dit lijkt te duiden op de uitspoeling van ijzer en fosfor uit de lokale bodems, naar het oppervlaktewater. Overall duiden de gemeten ortho-fosfaat concentraties ook in oppervlaktewater van het Zuidelijk deelgebied op een matig eutrofe waterkwaliteit. In de winter worden verhoogde nitraat- en ammoniumconcentraties gemeten als gevolg van een verminderde stikstofopname door planten en algen en lagere nitrificatie en denitrificatie snelheden.



Figuur 4.6.9 Verloop van een aantal chemische parameters (gekleurde lijnen) voor de oppervlaktewatermeetpunten gelegen in het Zuidelijke deel van het flexpeilgebied Nieuwe Keverdijkse Polder. Het verloop van de oppervlaktewaterpeilen (lichtgrijze lijn) gemeten bij monsterpunt 28 wordt gegeven op de rechter y-as. Zie figuur 4.6.8 voor de ligging van de punten.



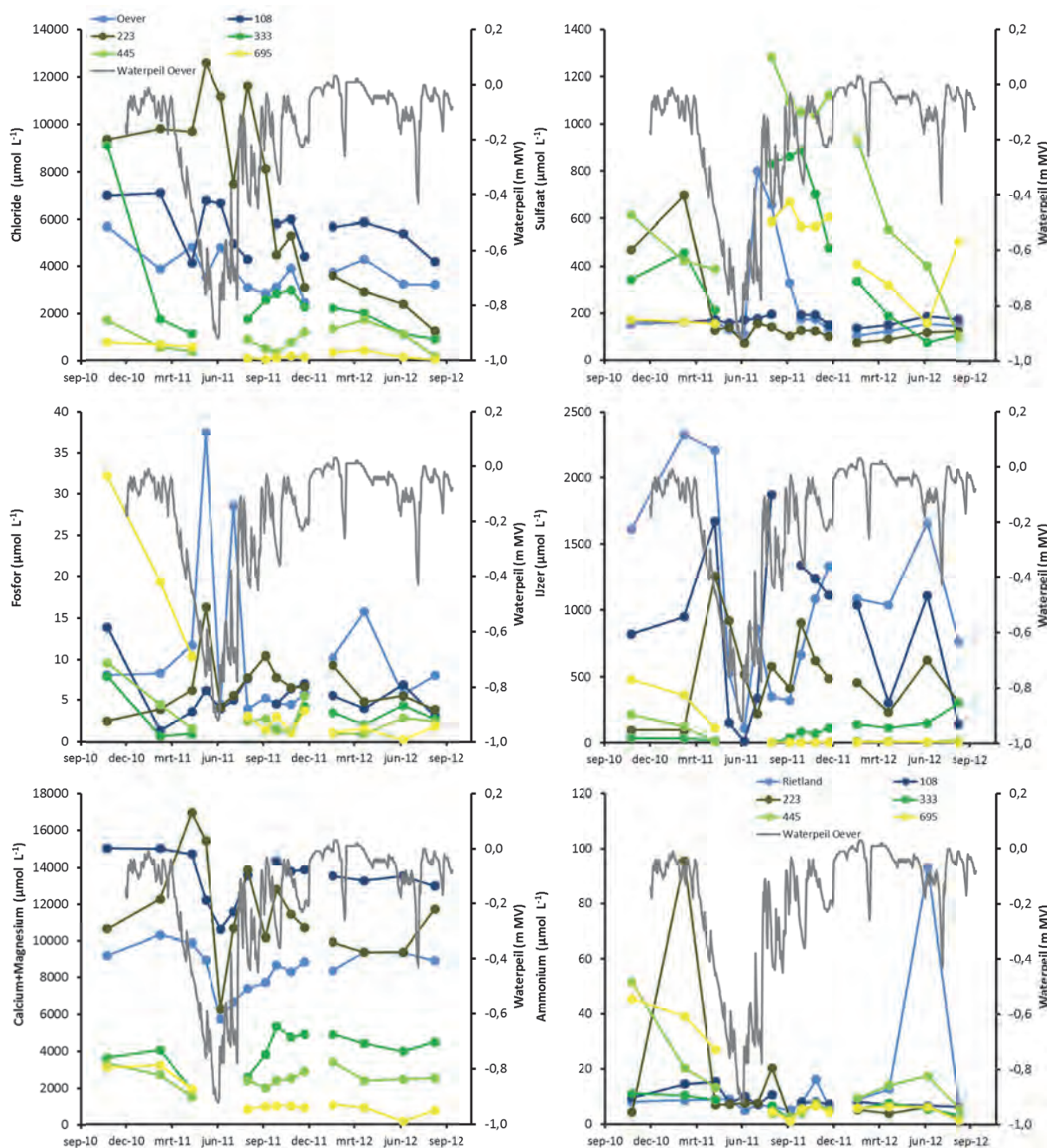
Figuur 4.6.10 Verloop van een aantal chemische parameters (gekleurde lijnen) voor de oppervlaktewatermeetpunten gelegen in het Zuidelijke deel van het flexpeilgebied Nieuwe Keverdijkse Polder. Het verloop van de oppervlaktewaterpeilen (licht grijze lijn) gemeten bij monsterpunt 28 wordt gegeven op de rechter y-as. Zie figuur 4.6.8 voor de ligging van de punten

4.6.4 Oeverraaien

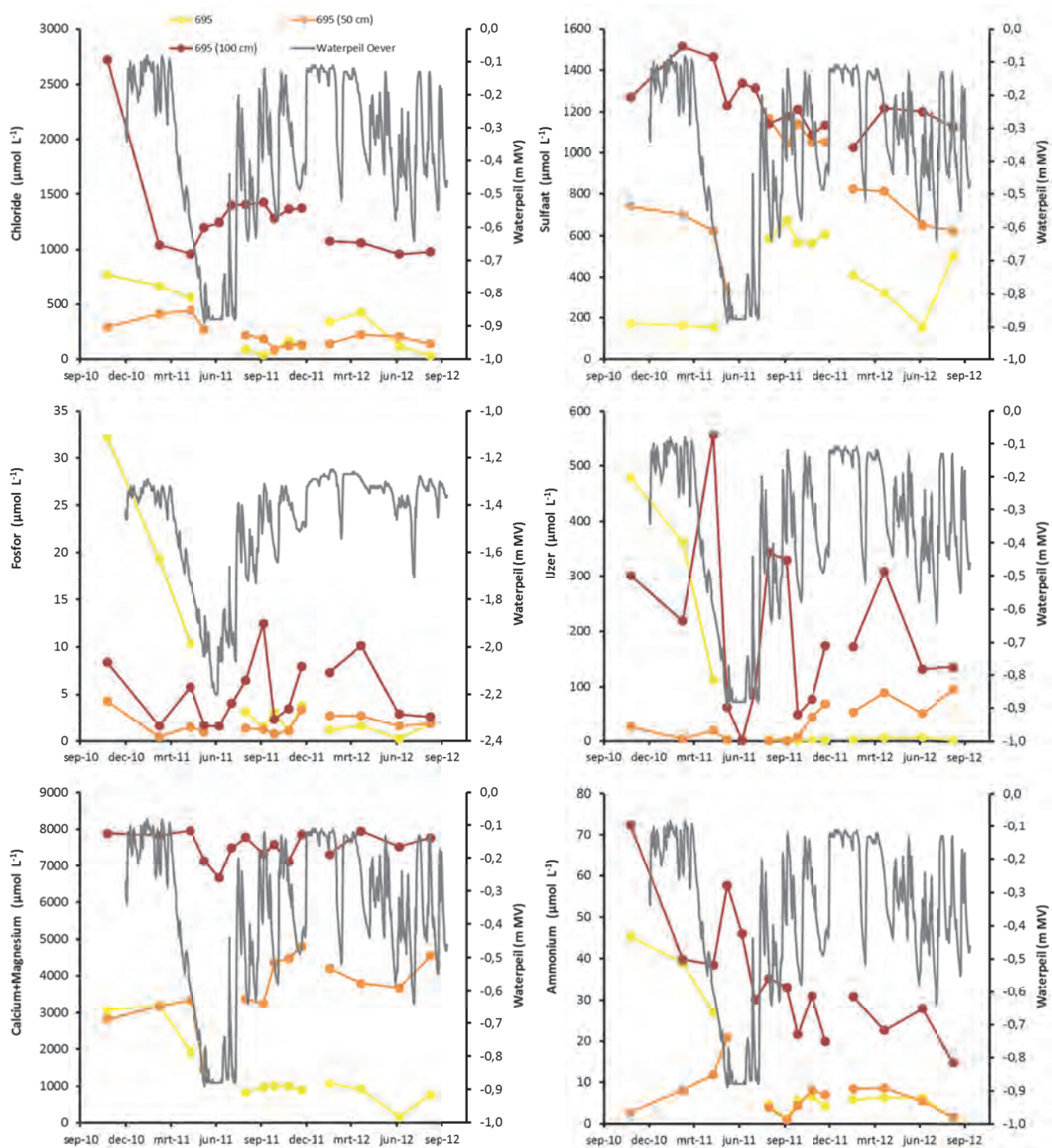
In de oeverraai bij oppervlaktewaterlocatie 24 zien we dat locaties die het verste weg liggen van de oevers (locatie 333, 445 en 695) de laagste chloride- en calcium+magnesiumconcentratie in het bodemvocht hebben (figuur 4.6.11). De verschillen binnen de raai zijn groot en hangen waarschijnlijk samen met de maaiveldligging. De hoger gelegen punten verder verwijderd van de oever laten lagere concentraties in het bodemwater zien, waarschijnlijk als gevolg van uitspoeling van ionen in het verleden. Figuur 4.6.12 laat zien dat op de locatie in het weiland, die tevens het verste verwijderd is van de oever, de concentraties chloride en calcium+magnesium toenemen in de diepte.

De bodems zijn zeer ijzerrijk (figuur 4.6.13) waardoor onder natte condities de ijzerconcentraties van het bodemwater hoog zijn (figuur 4.6.11). In het voorjaar van 2011 zakte de grondwaterstanden diep uit. Dit gaat gepaard met een afname van de ijzerconcentratie van het bodemwater, als gevolg van de oxidatie van gereduceerd ijzer tot het slecht oplosbare ijzer(III)hydroxides. Ondanks de sterke afname van de oplosbare ijzerconcentraties zien we dat de fosforconcentratie in de oeverzone juist fors toeneemt. Ook in het oppervlaktewater is er sprake

van een toename van de fosfor- en de ammoniumconcentraties (figuur 4.6.5 en 4.6.7). Mogelijk wordt dit veroorzaakt door een verhoogde afbraak (mineralisatie) van organische materiaal na droogval of door het toestromen van fosfaatrijk grondwater door de uitzakkende waterstanden. Op de locatie in het weiland zien we dat ook op 1 meter diepte de bodem wordt geoxideerd. Dit leidt ook hier tot een scherpe daling van de ijzer- en fosforconcentratie in mei/juni 2011 (figuur 4.6.12).



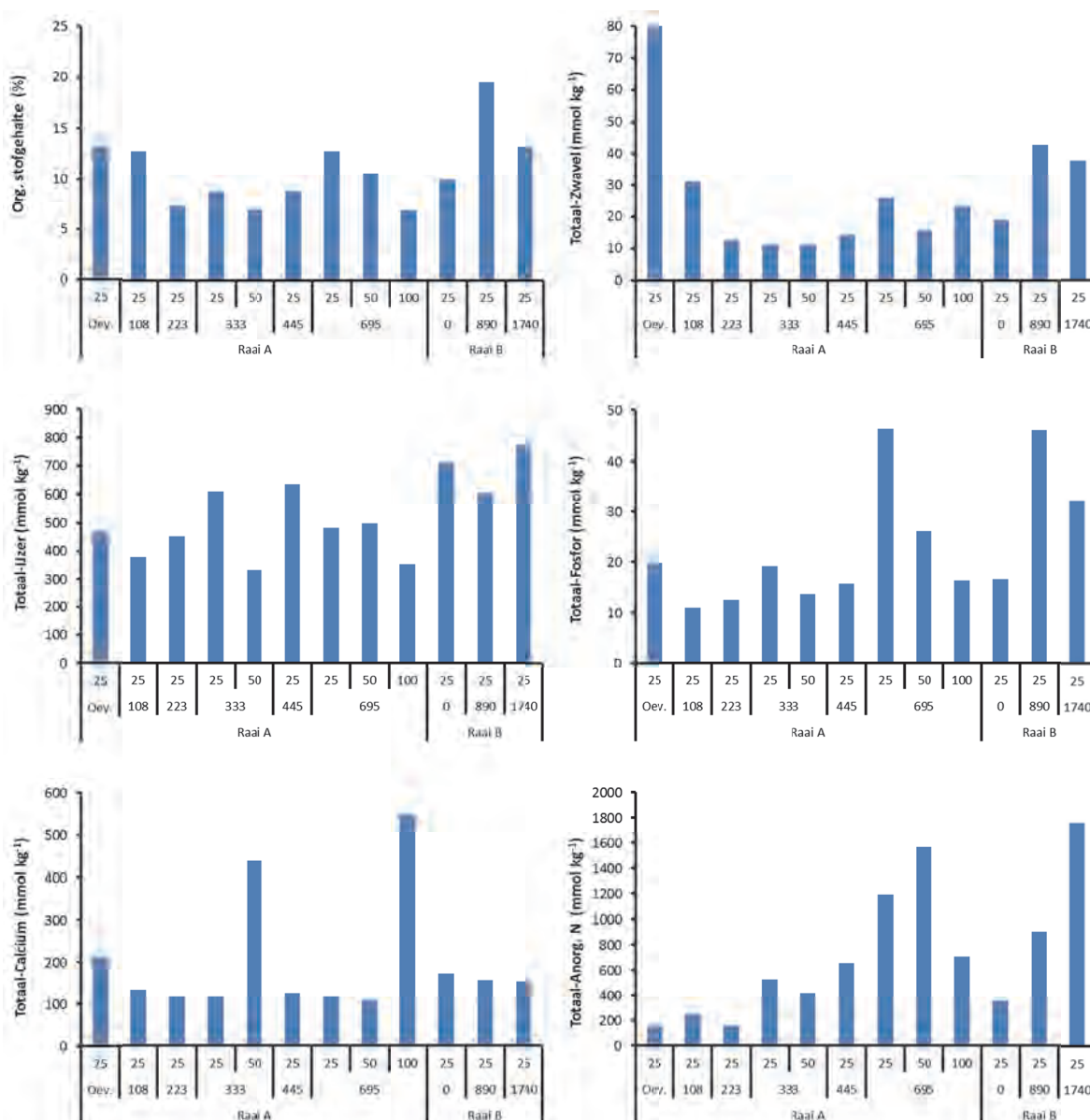
Figuur 4.6.11 Verloop van een aantal bodemchemische parameters (gekleurde lijnen) op 25 cm diepte in oeverraai A (figuur 4.6.2, bij oppervlaktewatermonsterpunt 24. De oever staat voor de locatie direct aan de oever en 108, 223, 333, 445 en 695 voor de afstand in cm vanaf de oever voor de overige monsterpunten. Locatie 665 ligt in het weiland (zie ook figuur 4.6.12). De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven (grijze lijn).



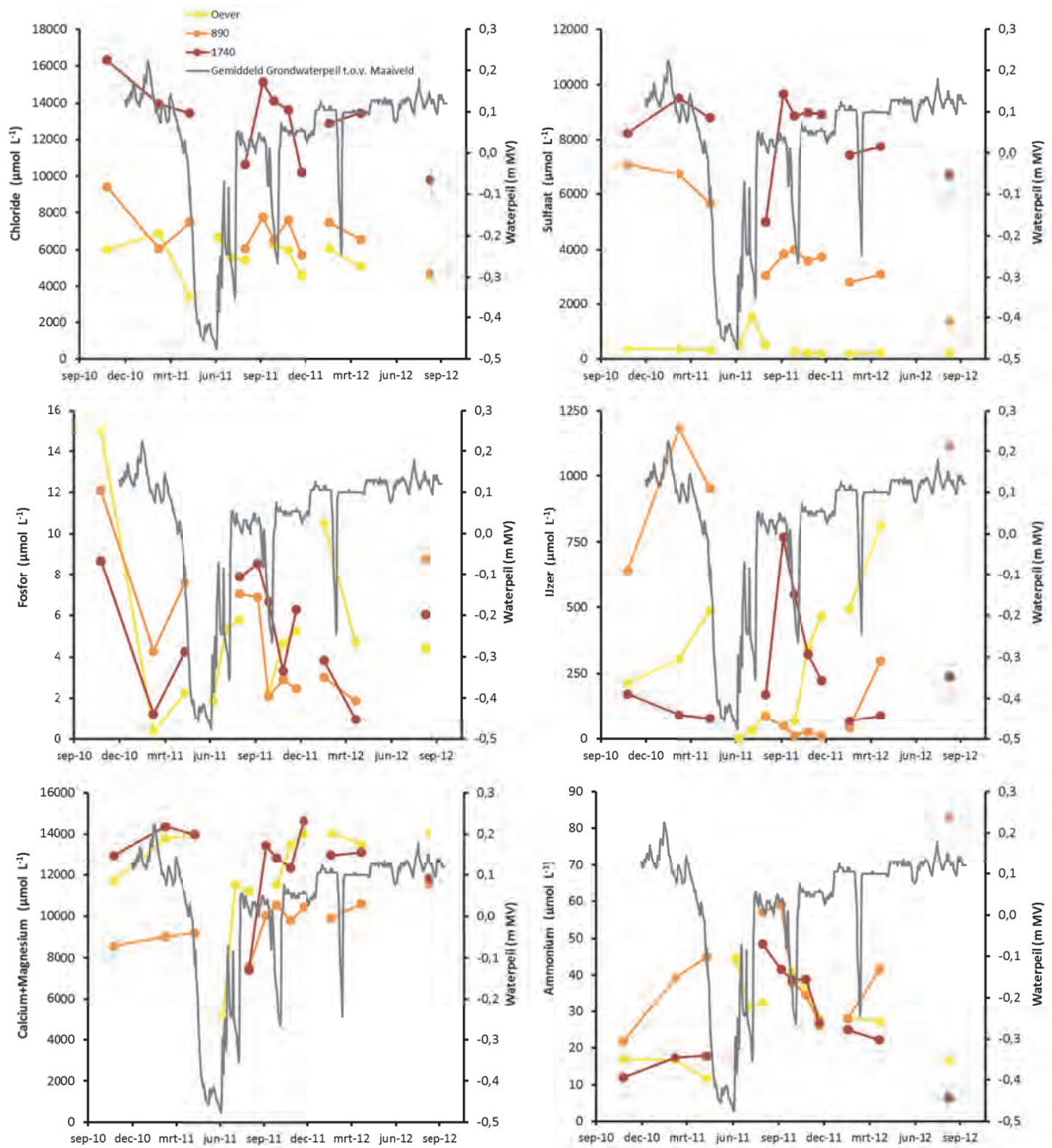
Figuur 4.6.12 Verloop van een aantal bodemchemische parameters op drie verschillende dieptes (25, 50 en 100 cm diepte) in het weiland (locatie op 695 cm uit de oever) bij oeverraai A (figuur 4.6.2, bij oppervlaktewater-monsterpunt 24). De grondwaterstand in het weiland t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven (grijze lijn).

We zien de chlorideconcentraties in het bodemwater in de toplaag van de bodems dalen en op 100 cm diepte stijgen als gevolg van het uitzakken van de waterpeilen. Chloride is erg mobiel en wordt slecht gebonden in de toplaag van de bodems en zal met het uitzakken van de waterpeilen mee uitzakken naar grotere diepten. De sulfaatconcentraties laten, na het stijgen van de grondwaterstanden vanaf juli 2011, een stijging zien voor de locaties bij de oever en de locaties die het verste van de oever af gelegen zijn. Mobilisatie van sulfaat als gevolg van verdroging en

oxidatie van de bodem is de meest waarschijnlijke verklaring. De bodems zijn, met uitzondering van de bodem bij de oever (deze zijn zwavelrijk), matig zwavelrijk (figuur 4.6.14) wat waarschijnlijk te maken heeft met de voormalige invloed van de zee. In de oever zien we de sulfaatconcentratie na het stijgen van de waterpeilen weer snel afnemen, waarschijnlijk als gevolg van sulfaatreductie. Op de verder van de oever gelegen locaties, die droger zijn, gaat deze afname veel langzamer en speelt waarschijnlijk de geleidelijke uitspoeling van sulfaat een belangrijke rol. In het weiland zien we dat op 100 cm diepte relatief hoge sulfaatconcentratie worden gemeten ($> 1000 \mu\text{mol L}^{-1}$), terwijl de totaal-zwavel concentraties relatief weinig verschillen van de hierboven liggende bodems. Ook dit suggereert dat er sprake is van een inzijsituatie waarbij uitspoeling van sulfaat plaatsvindt naar het grondwater.



Figuur 4.6.13 De totaal-zwavel-, totaal-ijzer, en totaal-calciumconcentraties en het organische stofgehalte van de bodems uit de oeverraaien. De monsterpunten worden voor de raaien gegeven van nat (in het openwater, links) tot droog (op de oever, rechts). 25, 50 en 100 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm.



Figuur 4.6.14 Verloop van een aantal bodemchemische parameters op 25 cm diepte in het bodemwater van oeverraai B (figuur 4.6.8, bij oppervlaktewatermonsterpunt 28. Oever staat voor de locatie bij het oppervlaktewatermonsterpunt. 890 en 1740 voor de afstand in cm vanaf het monsterpunt oever voor de overige monsterpunten. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven (grijze lijn).

In het weiland worden als gevolg van de historische bemesting van het gebied relatief hoge fosforconcentraties gemeten in met name de toplaag van de bodems. Na droogval in het voorjaar van 2011 blijven de fosfor- en de ijzerconcentraties van het bodemwater laag in de bovenste 25 cm van de bodem. Blijkbaar vindt er na het stijgen van de grondwaterstand geen reductie van ijzer

meer plaats en blijft het fosfaat gebonden. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat het grondwater in het weiland niet meer tot aan maaiveld komt waardoor de toplaag geoxideerd blijft.

Oeverraai B ligt in het Zuidelijke deelgebied (figuur 4.6.8). Hier viel in het droge voorjaar van 2011 een groot deel van een ondiepe moeraszone droog (figuur 4.6.14). Opvallend zijn de zeer hoge sulfaatconcentraties in het bodemwater die hier worden gemeten op de monsterpunten 890 en 1740. Figuur 4.6.13 laat zien dat we op deze monsterpunten te maken hebben met wat zwavelrijkere bodems. Als gevolg van oxidatieprocessen in het verleden is hier een groot deel van het gereduceerde zwavel geoxideerd tot sulfaat dat hier nog in de toplaag van de bodem aanwezig is. Deze verhoogde sulfaatconcentraties hangen samen met de invloed van de zee in het verleden. Op locatie 1740, de locatie met de hoogste sulfaatconcentraties, worden ook zeer hoge chlorideconcentraties in het bodemwater gemeten (figuur 4.6.14). Ook hier hebben we te maken met ijzerrijke bodems (figuur 4.6.13) en leidt droogval tot een tijdelijk afname van de ijzerconcentraties als gevolg van oxidatieprocessen. Vanaf juli 2012 hebben we weer te maken met overwegend hoge grondwaterstanden (figuur 4.6.14) en nemen de ijzerconcentraties weer toe als gevolg van reductieprocessen.

De totaal-fosforconcentraties van de bodems zijn hoog maar het fosfaat is niet heel erg mobiel vanwege de goede binding van het fosfor in deze ijzerrijke bodems waardoor de fosforconcentratie van het bodemwater laag blijft. De bodems zijn verder ook relatief rijk aan totaal-calcium en in het bodemvocht worden ook erg hoge calcium+magnesiumconcentraties gemeten. Op de locaties 890 en 1740 neemt de sulfaatconcentratie in 2012 geleidelijk af. Het is onduidelijk of dit met uitspoeling van sulfaat of met de reductie van sulfaat in de bodem te maken heeft.

4.6.5 Conclusies

In 2011 trad er een sterke verdroging op in het voorjaar. Dit had te maken met het zeer droge voorjaar en met de inrichtingsmaatregelen binnen het gebied waardoor tijdelijk stuwen lager zijn gezet om de werkzaamheden te faciliteren. De lagere grondwaterstanden leidden tot veranderingen in de bodemwatersamenstelling. Zo werd er sulfaat gemobiliseerd, wat leidde tot uitspoeling van sulfaat en verhoogde sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater in 2011. Ook de ijzerconcentraties namen tijdelijk af maar de fosforconcentraties werden maar weinig beïnvloed of namen met name in de oeverzone grenzend aan het open water juist toe. In de zomer van 2012 bleven de waterstanden in het gehele gebied hoog en werden overwegend zeer lage sulfaatconcentraties gemeten in het oppervlaktewater.

Het flexibel peilbeheer heeft vooral een ondersteunende functie voor het Naardermeer. De hogere waterstanden die zijn ingesteld zullen leiden tot minder wegzijging uit het Naardermeer. Er lijkt uitspoeling van fosfor en ijzer vanuit de bodems naar het oppervlaktewater plaats te vinden. Het ijzer oxideert in het oppervlaktewater en vormt colloïdale ijzer(hydr)oxiden waaraan fosfor kan binden. Een deel van het fosfor blijft echter ook in oplossing en zorgt voor het (matig) eutrofe karakter van het oppervlaktewater. Waarschijnlijk zijn de interne processen bepalend voor de waterkwaliteit. Hogere oppervlaktewaterpeilen zullen leiden tot minder uitspoeling uit de bodems waardoor de oppervlaktewaterkwaliteit zeer waarschijnlijk zal verbeteren. Grootschalige inundatie van niet geplagde weilanden kan echter lokaal ook leiden tot een toename van de nutriëntenconcentraties, zoals waarschijnlijk het geval is bij sloot 211 in het Noordelijke deelgebied.

4.7 Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven

4.7.1 Inleiding



Figuur 4.7.1 De Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven.. Linksboven, Overzichtsfoto van het gebied. rechtsboven Stuw bij één van de uitlaatpunten. Midden Oevergradiënten met peilbuizen en poreuze cups ten behoeve bodemwaterbemonstering (links raai A en rechts raai D). Onder: Links waterplantenvegetatie met Waterlelie en Glanzend Fonteinkruid. Rechts Moeraswespenorchis bij Raai A.

De Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven (2,1 km²) ligt tussen Hilversum en Utrecht, aan de oostkant van de Tienhovense Plassen. Aan de noordkant wordt de polder begrensd door het

Tienhovens kanaal. In het noordoostelijke deel van de polder is flexibel peilbeheer ingesteld door een klein deelgebied hydrologisch te isoleren. In het Holoceen ontstonden veenmoerassen in de lage delen die gevoed werden met kwelwater vanuit de stuwwal. De dikte van het veenpakket is echter beperkt gebleven en de bodems in de Oostelijke Binnenpolder bestaan uit een 0-1 meter dikke laag veen bovenop het Pleistocene zand. Het flexpeilgebied in het noordoostelijke deel van de polder wordt gedomineerd door open water dat bestaat uit in de jaren negentig gegraven petgaten met een zandbodem. In de niet afgegraven delen komen voornamelijk venige bodems op zand voor.

Het flexpeilgebied in de Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven wordt beheerd door Natuurmonumenten. Het zuidwestelijke deel van de polder is in agrarisch gebruik. Het belangrijkste natuurdoel is het behoud, en herstel van verlandingsvegetaties. Om jonge verlandingsstadia in de Oostelijke Binnenpolder meer ruimte te geven, zijn in de jaren negentig zes nieuwe petgaten gegraven en zijn de oevers afgeplagd. De meeste oevers van de nieuwe petgaten zijn flauw en hebben een brede plas-dras zone. Dit in tegenstelling tot de steile oevers van de nieuwe petgaten van de Westbroekse Zodden. De petgaten zijn gegraven in de veengrond die daarvoor als agrarisch grasland in gebruik was. Het ontwikkelen van een soortenrijke oevervegetatie wordt gezien als de eerste stap in het verlandingsproces.

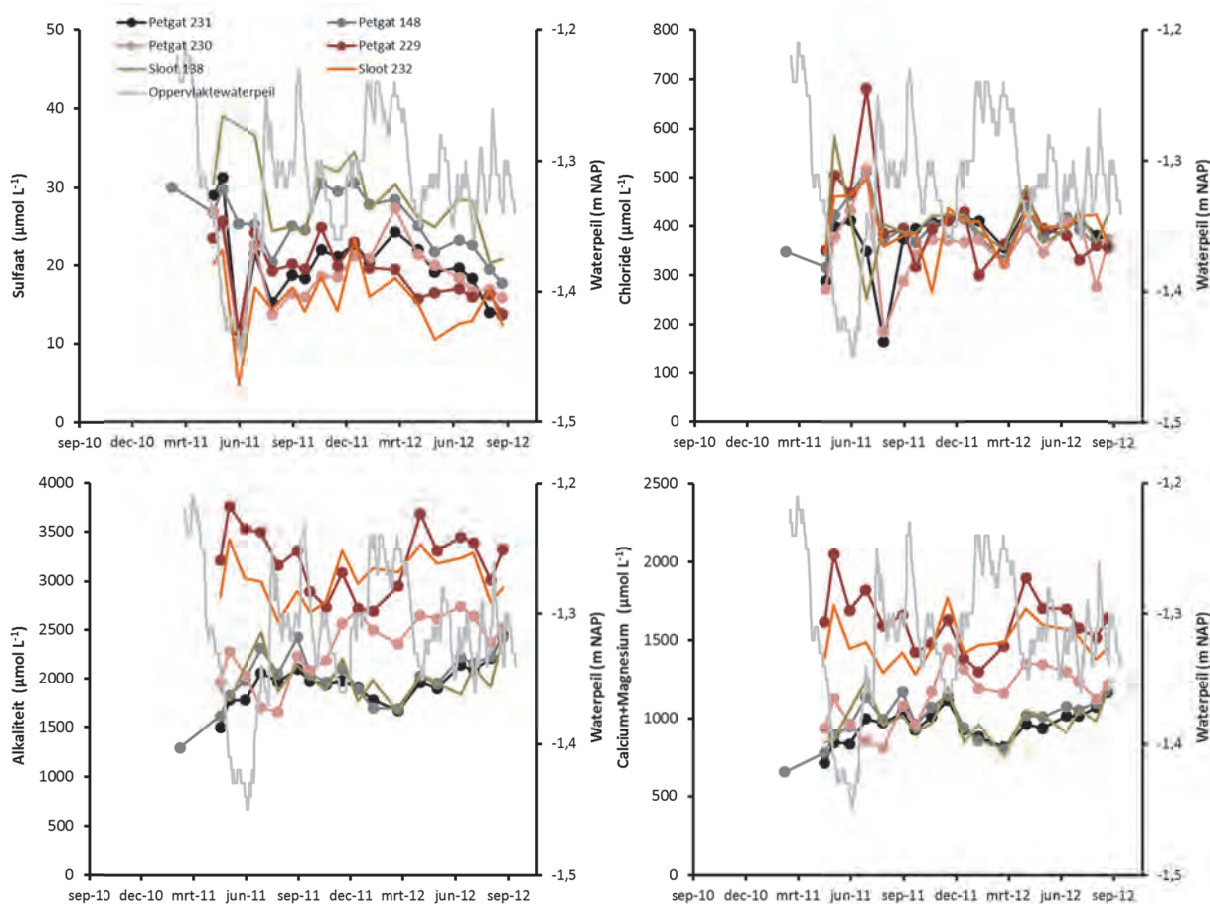
Het flexpeil deel van de Oostelijke Binnenpolder is hydrologisch geïsoleerd door de sloten af te sluiten. Via drie instelbare stuwen aan de westkant van het flexpeilgebied kan het overtollige water worden uitgelaten naar de rest van de polder. Er is geen minimum- en maximumpeil vastgesteld voor het flexpeilgebied. Het peil mag in principe vrij fluctueren; wel kan in de zomer water worden afgelaten om de oevers te kunnen maaien. Behalve de uitlaat is er in het flexpeilgebied via het oppervlaktewater dus geen uitwisseling van water met de omgeving. In figuur 4.7.2 worden de bemonsteringslocaties weergegeven.



Figuur 4.7.2 Ligging van de monsterlocaties van de oppervlaktewatermonsters (blauw) en de bodemwatterraai (oranje).

4.7.2 Oppervlaktewaterkwaliteit

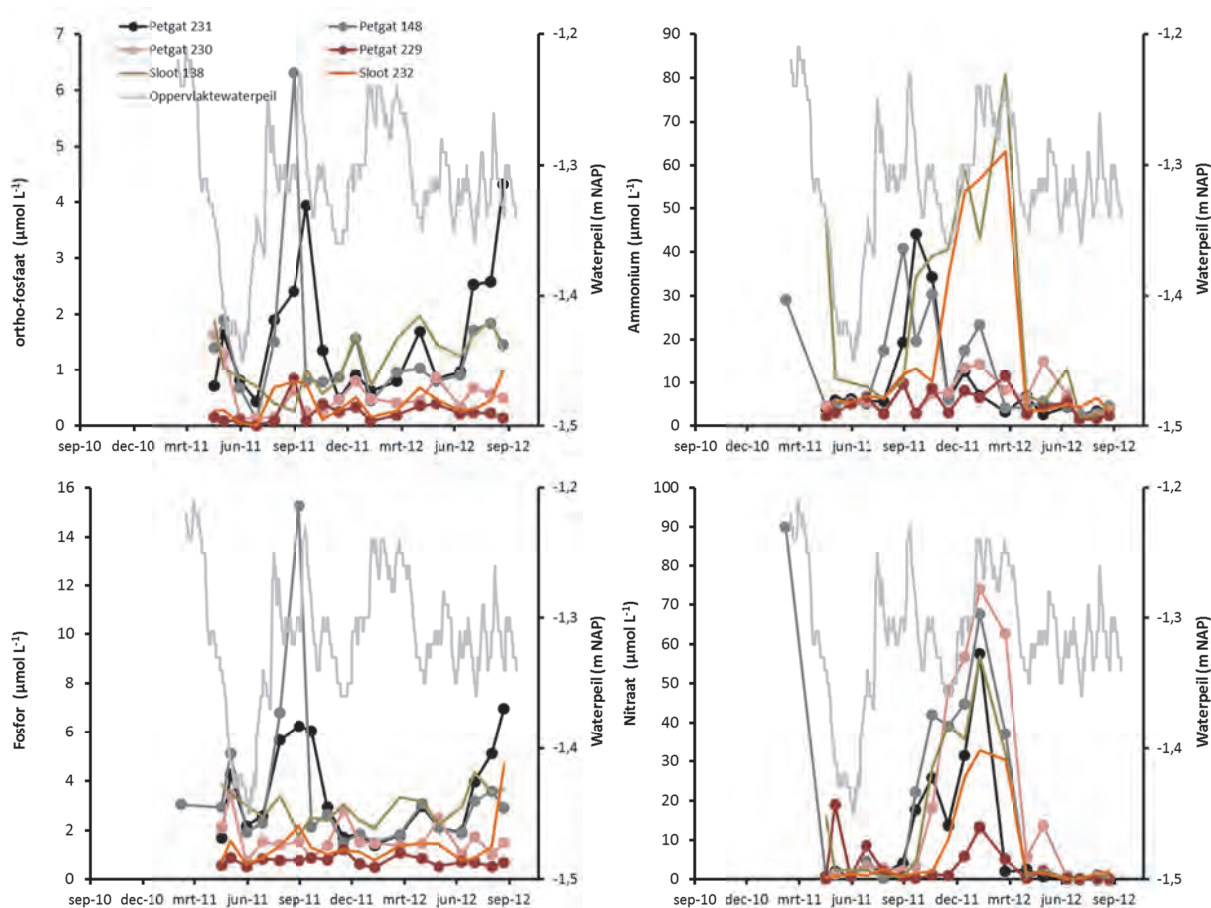
In figuur 4.7.3 wordt het verloop gegeven van een aantal belangrijke waterkwaliteitsparameters voor de monitoringspunten van het oppervlaktewater (figuur 4.7.3). De gemeten sulfaatconcentraties van het oppervlaktewater zijn zeer laag ($< 50 \mu\text{mol L}^{-1}$). Het water is matig hard tot hard en de pH waarde is overwegend hoog ($> 7,5$). Gedurende het droge voorjaar van 2011 zakt het oppervlaktewaterpeil, wat gepaard gaat met een stijging van de chlorideconcentraties van het oppervlaktewater als gevolg van indamping en mogelijk kwel.



Figuur 4.7.3 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters voor de verschillende monsterpunten binnen het flexpeilgebied. Op de rechter y-as wordt het verloop van het oppervlaktewaterpeil gegeven (grijze lijn).

Verder zien we dat de meest Zuidelijke petgaten (petgat 231 en 148) hetzelfde verloop van de waterkwaliteit laten zien als de Zuidelijke sloot die gelegen is bij het uitlaatpunt (sloot 138). Hetzelfde geldt voor het meest Noordelijk petgat (petgat 229) en de Noordelijke sloot (sloot 232). In het Noorden is het water harder getuige de hogere alkaliteit en de hogere calcium+magnesiumconcentraties. Het gebied grenst hier aan het hoger gelegen Tienhovens kanaal. Vermoedelijk treedt er vanuit dit kanaal kwel op waardoor gebufferd grondwater wordt aangevoerd. De meest Zuidelijk gelegen petgaten zijn duidelijk minder gebufferd wat mogelijk duidt op veel minder beïnvloeding vanuit het Tienhovens kanaal. Overigens staan deze twee Zuidelijke petgaten met elkaar in verbinding omdat er gaten in de legakkers zitten. Ze staan niet in direct verbinding met de Noordelijke petgaten.

Petgat 230 ligt ten Noorden van de petgaten 231 en 148 en heeft een waterkwaliteit die tussen die van de Zuidelijke en Noordelijke monsterpunten in ligt. Het lijkt erop dat de waterkwaliteit van dit petgat zowel vanuit het Noorden (meer gebufferd) als het Zuiden (minder gebufferd) wordt beïnvloed.



Figuur 4.7.4 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters voor de verschillende monsterpunten binnen het flexpeilgebied. Op de rechter y-as wordt het verloop van het oppervlaktewaterpeil gegeven.

De nutriëntconcentraties van de oppervlaktewaterlaag (nitraat, ammonium en fosfor/fosfaat) zijn relatief laag (figuur 4.7.4) maar wel iets hoger dan in de nabijgelegen Westbroekse Zodden. Voor de twee meest Zuidelijk petgaten (petgat 148 en 231) laten de fosfor en fosfaatconcentraties in 2011 een toename zien vanaf eind juli tot en met september. Deze toename valt samen met de sterke stijging van de oppervlaktewaterstanden medio juli. Ook de ammoniumconcentratie laat in deze petgaten een piek zien die ongeveer samenvalt met de fosforpiek. Dit suggereert nalevering uit de onderwaterbodems als gevolg van anaerobie van de waterlaag of toestroom van anaeroob dieper grondwater (kwel). Het blijft onduidelijk waardoor deze toename wordt veroorzaakt. Binnen het flexpeilgebied hebben we in het bodemwater nergens hoge fosforconcentraties gemeten, ook niet in de freatische grondwaterbuizen of in de onderwaterbodems (zie tabel 4.7.1). Er zou spraken kunnen zijn van de toestroom van anaeroob fosfaathoudend grondwater uit het Zuidelijk gelegen landbouwgebied. Ook is goed denkbaar dat er door lokale verschillen in stijghoogte tussen de petgaten kwelstroompjes op gang komen waarbij lokaal anaeroob

fosfaathoudend grondwater omhoog wordt gedrukt. Ook in de zomer van 2012 loopt de fosforconcentratie in de twee Zuidelijkste petgaten op.

Nitraat piekt zoals in alle oppervlaktewateren in de winter. Ammonium piekt in de winterperiode alleen in de sloten. Hierin bevindt zich een wat dikkere baggerlaag waaruit waarschijnlijk ammonium wordt nageleverd.

Tabel 4.7.1 Eigenschappen van de onderwaterbodems. De bodemvochtconcentraties zijn de gemiddelde waarden van alle bemonsteringsdata. De bodemconcentraties worden gegeven per liter bodemvolume.

| | Bodem | | | | | | | Bodemvocht | | | |
|-----|--------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|
| | % | mmol L ⁻¹ | mmol L ⁻¹ | mmol L ⁻¹ | mol mol ⁻¹ | mmol L ⁻¹ | μmol L ⁻¹ | μmol L ⁻¹ | μmol L ⁻¹ | μmol L ⁻¹ | mol mol ⁻¹ |
| | Org. Stof | tot-Ca | tot-Fe | tot-S | tot Fe/S | tot-P | Anorg N | NH ₄ | Fe | P | Fe/P |
| 130 | 1,4 | 14,3 | 18,3 | 7,0 | 2,6 | 1,3 | 86,5 | 5,2 | 143,8 | 2,0 | 71,04 |
| 144 | 1,0 | 20,0 | 22,4 | 2,5 | 8,9 | 1,6 | 74,0 | 8,4 | 57,0 | 1,5 | 38,78 |

4.7.3 Oeverraaien (bodewater)

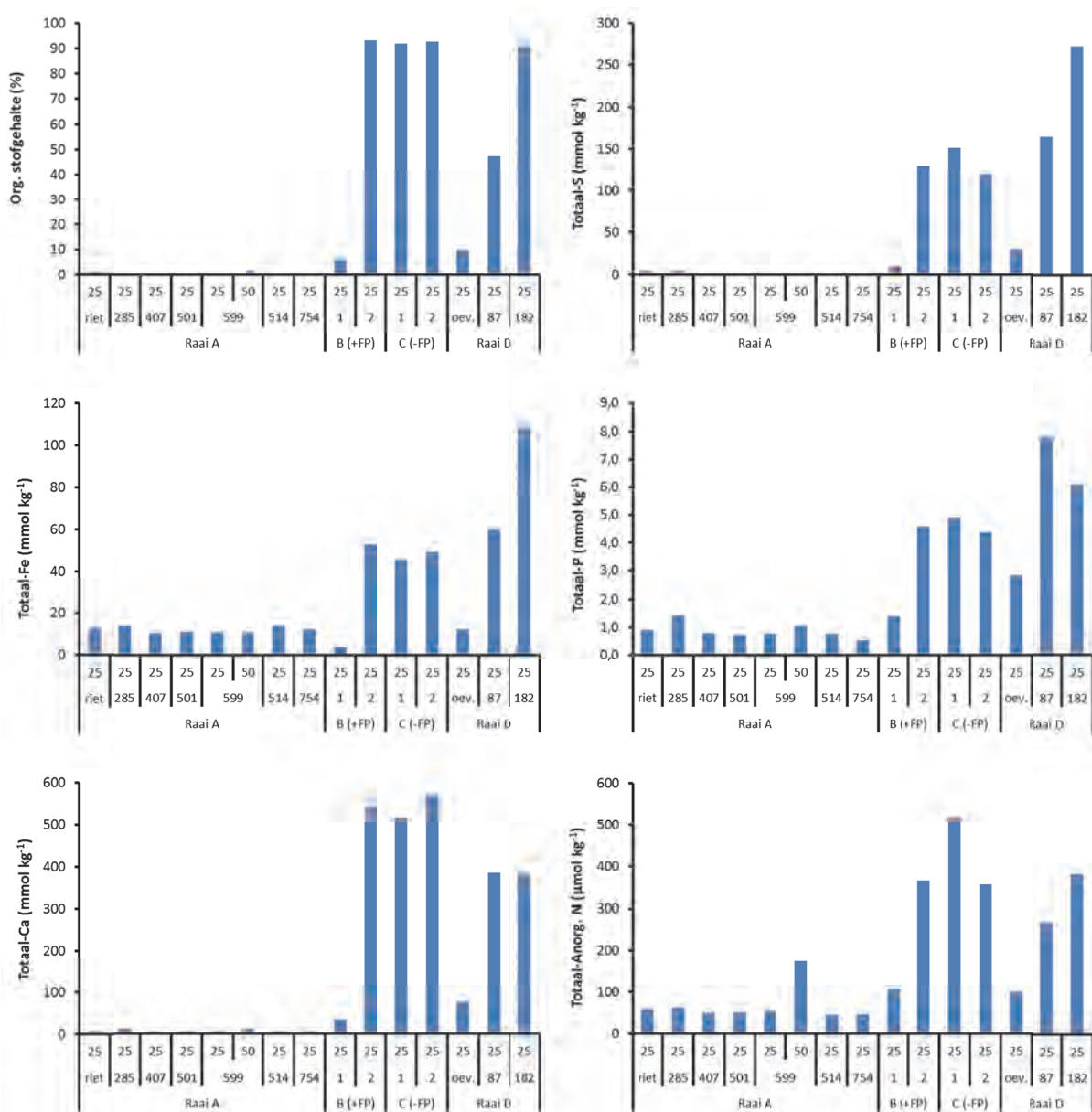
In figuur 4.7.5 worden de bodemchemische eigenschappen gegeven voor de locaties waar de bodemwaterkwaliteit is gevolgd. Hieronder wordt per raai het verloop van de bodemwaterkwaliteit besproken waarbij verwezen zal worden naar deze figuur.

Noord-Oostelijk van het meest zuidelijke petgat is een raai bemonsterd (raai A) die vanuit de rietkraag de oever oploopt. De oeverzone is hier fraai ontwikkeld met lokaal zegges, moeraskartelblad en moeraswespenorchis.

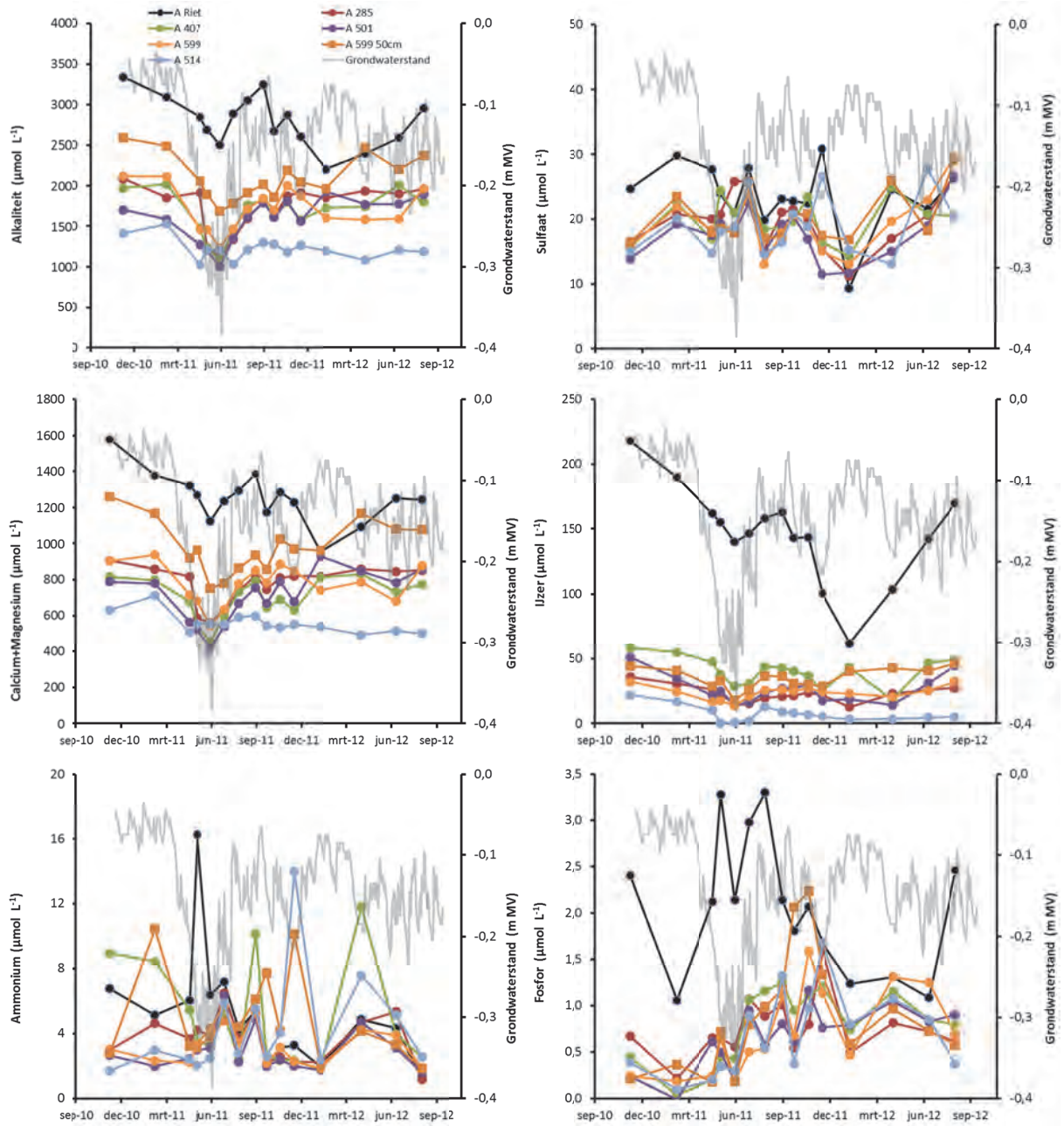
We hebben hier te maken met een zeer minerale zwavelarme en fosforarme zandbodems (figuur 4.7.5). Er vindt als gevolg van uitzakkende waterpeilen en hiermee samenhangende oxidatie van de bodems dan ook nauwelijks mobilisatie van sulfaat plaats (figuur 4.7.6). De sulfaatconcentraties van het bodemwater zijn het hele jaar rond (erg) laag (< 30 μmol l⁻¹). De bodems zijn erg arm aan calcium (totaal-calciumconcentraties < 15 mmol kg⁻¹). Uit onderzoek elders weten we dat dit soort bodems erg gevoelig zijn voor verzuring. De alkaliteit van het bodemwater is gelet op de lage totaal-calcium concentraties, echter relatief hoog, dit is gunstig omdat het risico op verzuring hiermee vermindert. Deze goede buffering van de bodems wordt waarschijnlijk in belangrijke mate bepaald door de invloed van gebufferd oppervlaktewater uit de petgaten en mogelijk toestromend gebufferd grondwater. Gedurende het droge voorjaar neemt de alkaliteit van het bodemwater iets af, maar er treedt geen verzuring op, de pH blijft hoog. De ijzerconcentraties zijn jaar rond laag met uitzondering van de permanent geïnundeerde rietzone waar jaar rond reductieve condities heersen. Gedurende het droge voorjaar van 2011 laten de ijzerconcentraties van het bodemwater een klein dipje zien en de sulfaatconcentraties een klein piekje, als gevolg oxidatiereacties in de bodem.

Overall gebeurt er niet zo veel omdat de grondwaterstanden niet erg diep uitzakken in deze minerale oeverzone, maar vooral ook omdat de zandbodems relatief inert zijn (weinig tot geen reactief zwavel of ijzer bevatten). De fosforconcentraties van het bodemwater nemen vanaf de tweede helft van 2011 toe maar blijven laag. De fosforconcentratie in de permanent geïnundeerde bodem in de rietkraag (A riet in figuur 4.7.6 en figuur 4.7.7) volgt de fosforconcentratie van het open water van het petgat, maar is nooit hoger (figuur 4.7.7). De fosforconcentratie in de toplaag

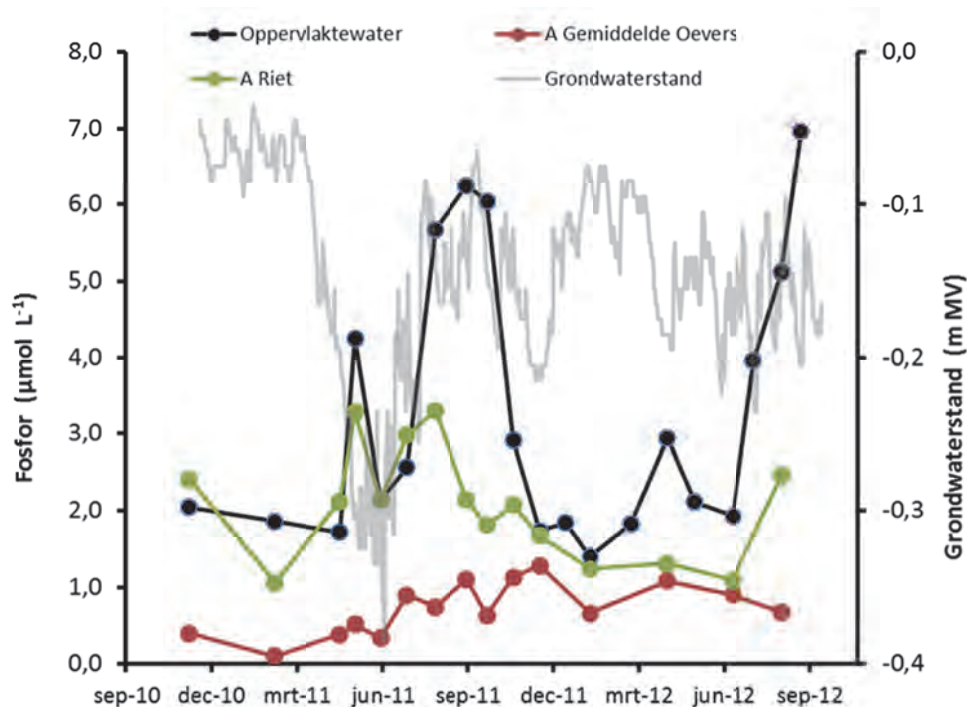
van de oeverzone stijgt vanaf het moment dat het grondwaterpeil in de oevers begint te stijgen en stabiliseert daarna op een waarde van ongeveer $1 \mu\text{mol L}^{-1}$. Het blijft onduidelijk waardoor de fosforpieken in het oppervlaktewater van Petgat 231 en 148 worden veroorzaakt. Het verloop van 2011 herhaalt zich in 2012.



Figuur 4.7.5 Enkele bodemchemische eigenschappen van de bodems uit de oeverraaien. De monsterpunten worden voor elke raai gegeven van nat (links) tot droog (rechts). 25 en 50 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm (zie voor de ligging figuur 4.7.2).

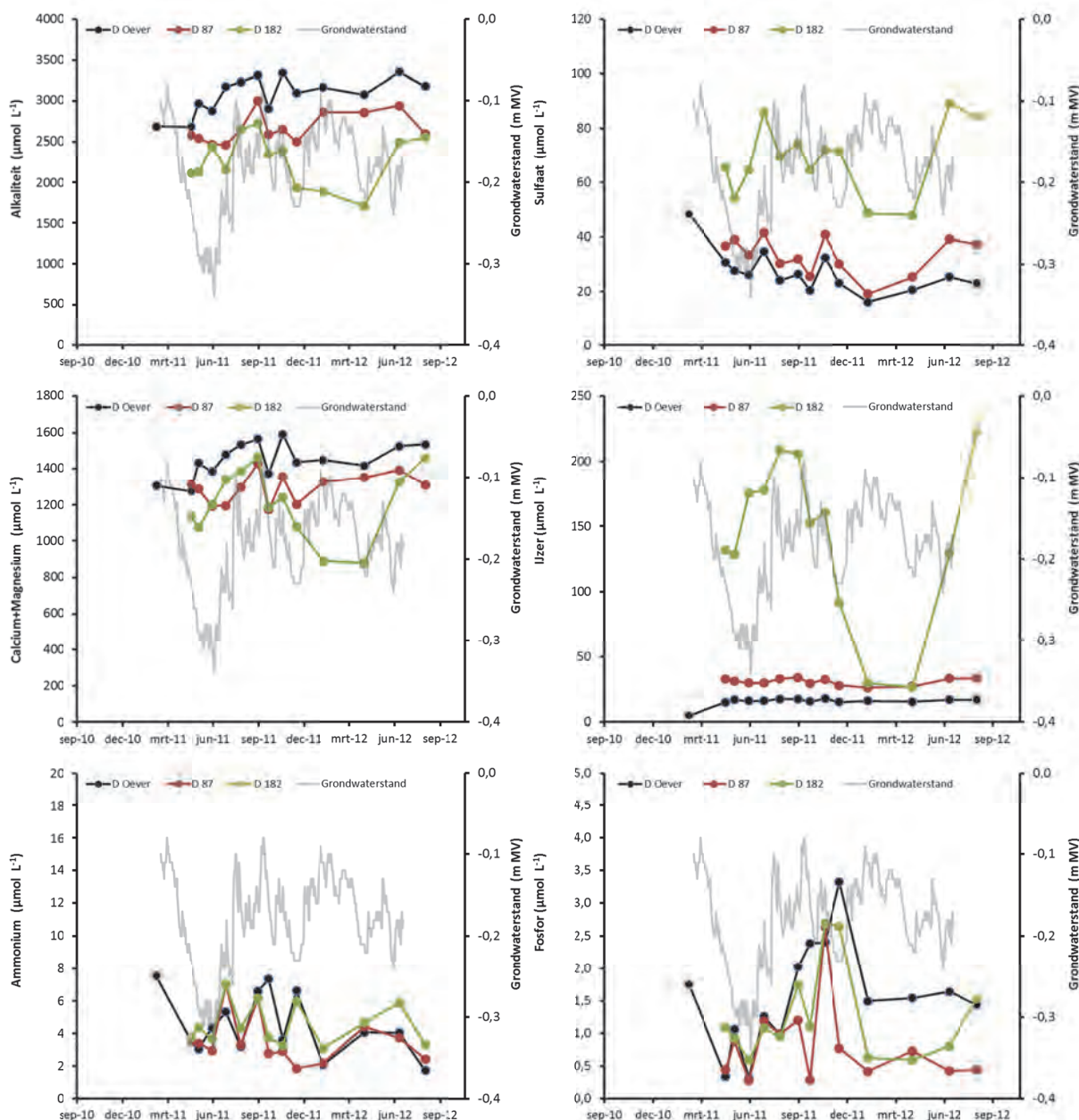


Figuur 4.7.6 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, calcium+magnesium-, fosfor-, ijzer- en ammoniumconcentratie in het bodemwater voor de bodemvochtraai A. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven (grijze lijn).



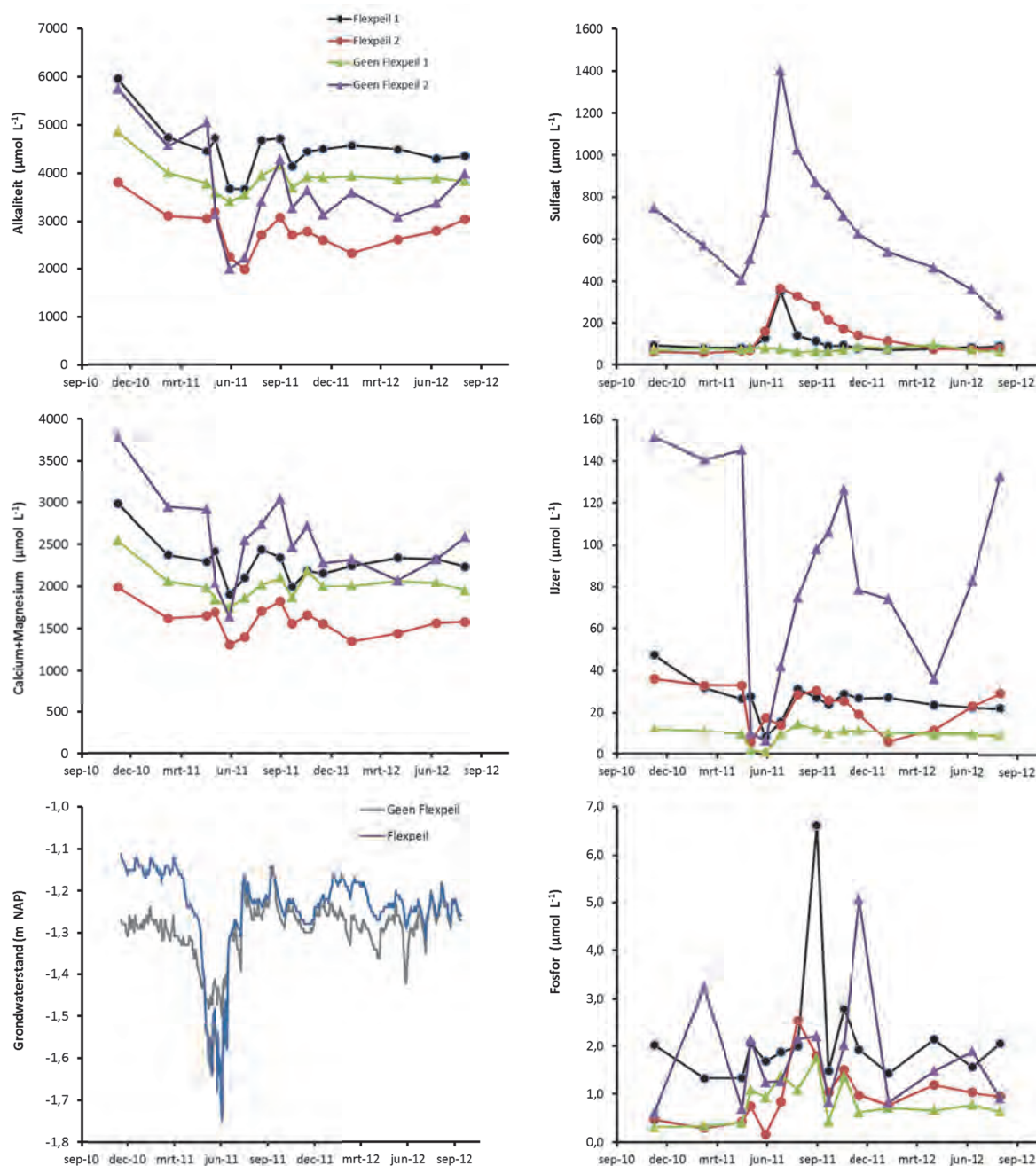
Figuur 4.7.7 Verloop van de fosforconcentratie in het bodemwater voor de bodemvochtraai A, het bodemwater van de rietkraag die permanent onder water staat en het oppervlaktewater van het petgat waaraan deze raai ligt. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de rechter y-as gegeven.

In figuur 4.7.8 wordt het verloop van de bodemwaterkwaliteit gegeven voor raai D. In raai D hebben we te maken met bodems waarvoor, vanaf het open water het land opgaande, het organische stofgehalte toeneemt. Hiermee neemt ook de totaal-ijzer, totaal-zwavel en totaal-P concentratie toe (figuur 4.7.5). De sulfaat-, fosfor- en ammoniumconcentraties die worden gemeten in het bodemwater zijn op alle locaties laag. Op de locatie die het verste op de oever ligt (D182) worden hogere ijzer- en sulfaatconcentraties gemeten dan op de twee andere punten. De ijzer- en sulfaatconcentraties alsmede de alkaliteit zijn (veel) lager in de winter. Waarschijnlijk vindt er in de winter accumulatie van regenwater plaats in de toplaag van de legakker waardoor het meer ionenrijkere en gereduceerde grondwater wordt weggedrukt. Ook in deze raai zien we de fosforconcentraties toenemen vanaf het moment dat de waterpeilen stijgen. Daarnaast blijven ook hier de fosforconcentraties in de bodems lager dan in het oppervlaktewater en zijn de concentraties het hoogste voor de locatie die het dichtste bij het open water ligt. Dit suggereert beïnvloeding van de fosforconcentraties vanuit het open water (inzijgend oppervlaktewater).



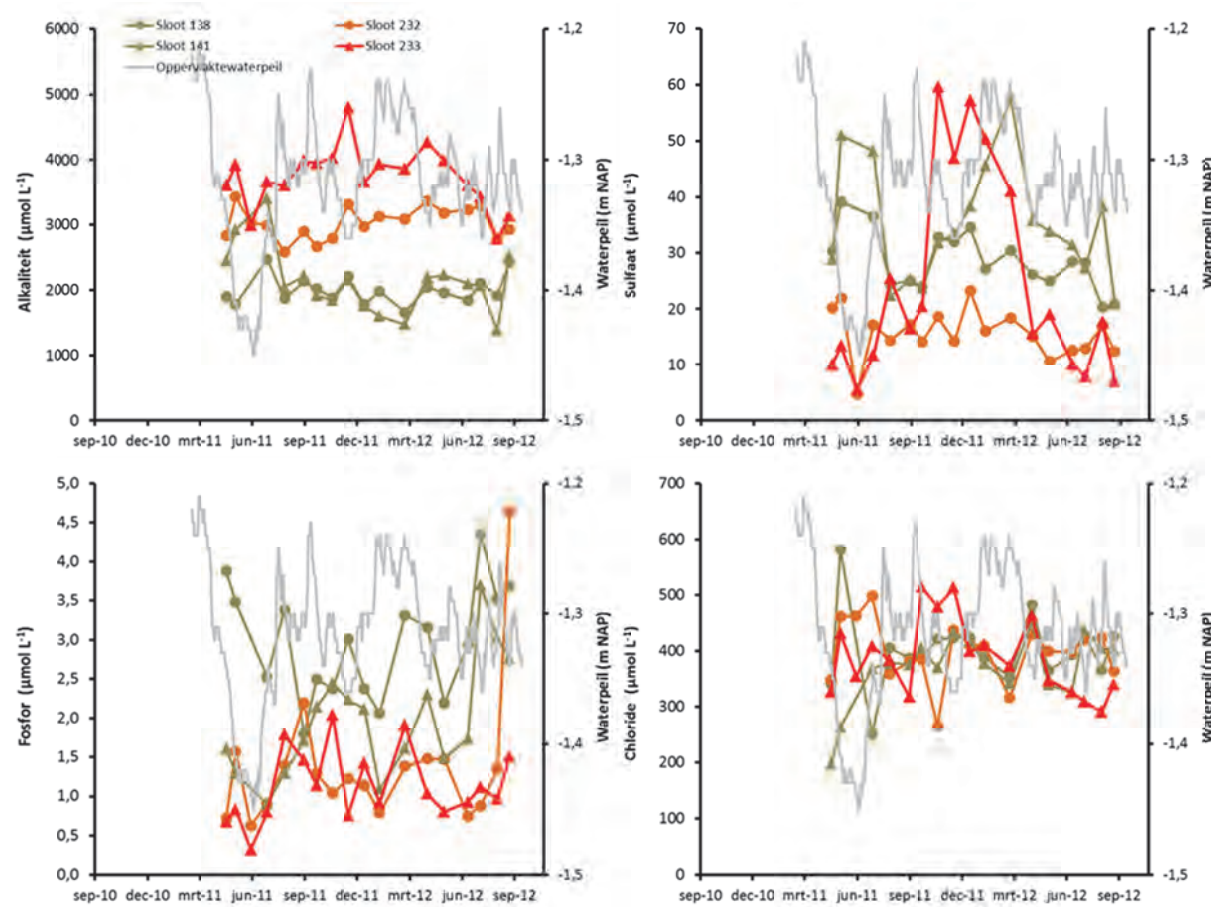
Figuur 4.7.8 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, calcium+magnesium-, fosfor-, ijzer- en ammoniumconcentratie in het bodemwater (25 cm) diepte) voor de bodemvochtraai D. De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de tweede as gegeven.

In figuur 4.7.9. wordt het verloop van de bodemwaterconcentraties gegeven voor vier locaties. Twee hiervan liggen in het flexpeilgebied op de vlakke oever die grenst aan petgat 148 (locaties ‘flexpeil 1’ en ‘flexpeil 2’). De twee anderen liggen net buiten het flexpeilgebied in een natte plagstrook (locaties geen ‘flexpeil 1’ en geen ‘flexpeil 2’). Locatie flexpeil 1 bestaat uit een minerale bodem terwijl de overige locaties worden gekenmerkt door een veenbodem (figuur 4.7.5). We zien dat locatie geen flexpeil 2, de hoogste ijzer en sulfaatconcentraties laten zien. Deze locatie reageert ook het sterkst op de uitzakkende grondwaterstanden in het droge voorjaar van 2011. Op deze locatie neemt als gevolg van veenoxidatie de sulfaatconcentratie toe tot $1400 \mu\text{mol L}^{-1}$, terwijl de ijzerconcentratie daalt tot zeer lage waarden.



Figuur 4.7.9 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, calcium+magnesium-, fosfor- en ijzerconcentratie in het bodemwater voor de bodemvochtlocaties A en B, gelegen op een plagplek net buiten het flexpeilgebied (geen flexpeil 1 en 2) en binnen het flexpeilgebied (flexpeil 1 en 2). Daarnaast wordt de grondwaterstand in de oever t.o.v. NAP gegeven voor twee peilbuizen gelegen in de buurt van de locaties.

Voor de overige bodems is er een veel kleinere, toename van de sulfaatconcentratie. De ijzerconcentratie en de alkaliteit vertonen juist een dipje gedurende de droge periode. De fosforconcentraties zijn overwegend (erg) laag. Opvallend is de piek op locatie flexpeil 1 in augustus 2011. Deze piek valt samen met de piek van $15 \mu\text{mol L}^{-1}$ in het oppervlaktewater van petgat 148, waarmee deze locatie in verbinding staat.



Figuur 4.7.10 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters voor sloten binnen (sloot 138 en 232) buiten (sloten 141 en 233) het flexpeilgebied. Op de rechter-as wordt het verloop van het oppervlaktewaterpeil gegeven.

Er is geen vergelijking te maken met petgaten zonder een flexibel peilbeheer omdat alle onderzochte petgaten binnen het peilvak met flexibel peil liggen. Er is wel een tweetal sloten bemonsterd net buiten het flexibelpeilgebied (figuur 4.7.10). Sloot 141 is een geïsoleerde sloot buiten het flexpeilgebied. In figuur 4.7.10 zien we dat de waterkwaliteit op dit monsterpunt sterk lijkt op de waterkwaliteit van het binnen het flexpeilgebied gelegen punt 139. Het punt ligt dicht bij een uitstroom van het peilgebied waardoor de waterkwaliteit hier ook beïnvloed zal worden door uitstromend water. Daarnaast staat het niet in contact met het oppervlaktewater van de rest van het gebied.

Sloot 232 ligt in het Noorden dicht bij het Tienhovenskanaal en ontvangt mogelijk kwel uit dit kanaal. Deze sloot wordt dan ook gekenmerkt door een hogere alkaliteit dan de Zuidelijke sloot binnen het flexpeilgebied (sloot 138). De fosforconcentraties voor de sloten zijn relatief laag maar duidelijk hoger in sloot 138. Deze sloot staat in open verbinding met de Zuidelijk petgaten (231 en 148) waar de fosforconcentraties hoog kunnen oplopen in de zomer (figuur 4.7.7).

De waterkwaliteit buiten het flexpeilgebied wordt het best weerspiegeld door sloot 233. Dit is een brede sloot buiten het flexpeilgebied. Het water van deze sloot is harder ($3000 \mu\text{mol L}^{-1}$) dan het

water in het flexpeilgebied. De fosforconcentraties in deze sloot zijn vergelijkbaar met de concentraties die worden gemeten in het Noordelijke deel van het flexpeilgebied en lager dan de concentraties die worden gemeten in het Zuidelijke deel van het flexpeilgebied.

4.7.4 Conclusies

Omdat het helaas niet mogelijk was om buiten het flexpeilgebied te meten en alle onderzochte petgaten binnen het peilvak met flexibel peil liggen, is er geen goede vergelijking te maken met petgaten zonder een flexibel peilbeheer. Er zijn wel sloten buiten het flexibelpeil gebied bemonsterd. Deze analyses laten zien dat het water binnen het flexibelpeilgebied minder hard is maar dat fosforconcentraties vergelijkbaar zijn met de concentraties die worden gemeten in het Noordelijke deel van het flexpeilgebied.

De sulfaatconcentraties van het oppervlaktewater zijn jaar rond erg laag (overwegend lager dan $40 \mu\text{mol L}^{-1}$). Uitzakkende grondwaterstanden leidden op geen enkele locatie binnen het flexpeilgebied tot sulfaatconcentraties van betekenis. Bovendien is het relatieve oppervlak aan open water groot. De interne sulfaatbelasting van het oppervlaktewater is dan ook laag. De totaal ijzer/totaal-zwavel verhouding van de onderwaterbodems alsmede de ijzer/fosfor ratio van het bodemwater van de onderwaterbodems is gunstig en de nalevering van fosfor vanuit de onderwaterbodems is waarschijnlijk erg laag. Ook in de bemonsterde oeverzones worden lage fosforconcentraties (overwegend lager dan $2 \mu\text{mol L}^{-1}$) gemeten. Hoewel de metingen natuurlijk niet perse representatief zijn voor het gehele gebied lijkt de nalevering van fosfor vanuit de bodems binnen het gebied gering te zijn.

De waterkwaliteit van de petgaten verschilt. De meest Noordelijke petgaten zijn het sterkst gebufferd wat mogelijk samenhangt met kwel vanuit het Tienhovens kanaal. De twee meest Zuidelijke petgaten (deze staan met elkaar in verbinding) zijn minder sterk gebufferd en laten een stijging van de fosforconcentraties zien in de zomermaanden. Hoewel een interne belasting niet helemaal kan worden uitgesloten, lijkt dit niet waarschijnlijk. Het is mogelijk dat toestroming van gereduceerd fosforrijker water, mogelijk veroorzaakt door tijdelijke verschillen in stijghoogte tussen de petgaten of toestroming vanuit het Zuidelijke landbouwgebied, hiervoor de reden is.

Overall effect flexpeil waterkwaliteit: waarschijnlijk positief. Minder inlaat betekent minder aanvoer van fosfor en sulfaat via het oppervlaktewater, en de huidige dynamiek leidt niet tot de mobilisatie van sulfaat en/of fosfor binnen het flexpeilgebied. Lokale kwelstroompjes hebben mogelijk wel een groot effect op de waterkwaliteit van de petgaten. Toestroming van fosforrijker grondwater zou de oorzaak kunnen zijn van de hogere fosforconcentraties die in de zomer worden gemeten in de twee meest Zuidelijke petgaten. Dit laatste zou dus negatief kunnen uitpakken voor de waterkwaliteit van deze petgaten. Dit soort effecten zouden minder groot worden wanneer voor de hele Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven flexibelpeil zou worden ingesteld en/of wanneer de petgaten met elkaar in verbinding zouden staan.

4.8 De Ronde Hoep

4.8.1 Inleiding

Polder De Ronde Hoep (12 km²) ligt ten zuiden van Amsterdam tussen de Amstel aan de westkant en de Waver aan de oostkant (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). Het centrale deel van de Ronde Hoep is hydrologisch geïsoleerd en daar is flexibel peilbeheer ingesteld. De oppervlakte van het flexpeilgebied in polder de Ronde Hoep is 1,5 km².

Bij de ontginning zijn vanaf de relatief hoog en droog gelegen oeverwallen van de Waver en de Amstel sloten gegraven naar binnen toe. Hierbij is het typerende kavelpatroon in De Ronde Hoep ontstaan. In tegenstelling tot droogmakerijen (zoals Groot Mijdrecht) is het veen in De Ronde Hoep nooit afgegraven, waarschijnlijk doordat er teveel klei met het veen vermengd is. Het gebied is in eerste instantie voor akkerbouw in gebruik genomen, maar vanaf de 17^e eeuw kreeg veehouderij de overhand. Sinds de ontginning en de ontwatering in de Middeleeuwen treedt er sterke bodemdaling op in De Ronde Hoep (3-4 meter in totaal). De venige en kleiige deklaag is in totaal circa 8 meter dik. Onder de deklaag ligt een dik pakket Pleistoceen zand en grind, met lokale voorkomens van klei en veen.



Figuur 4.8.1. De Ronde Hoep. Linksonder, het verschil in winterpeil tussen het flexpeilgebied (vooraan) en het polderpeil (niet-flexpeil, achter); Rechtsboven, bodemwaterraaien vanuit de sloot het weiland in; Linksonder, nat perceel in het flexpeil gebied; Linksonder, recent bemest perceel.

De gehele polder De Ronde Hoep is in gebruik voor veehouderij. Het centrale deel, waar flexibel peilbeheer is ingevoerd, is in eigendom van de Stichting Noord-Hollands Landschap en wordt onder voorwaarden verpacht aan agrariërs. De percelen worden bemest (figuur 4.8.1). Er wordt primair gericht op soortenrijke en kwetsbare weidevogelgemeenschappen, omdat deze momenteel zowel kwalitatief als kwantitatief de grootste natuurwaarden in het gebied vertegenwoordigen. Een tweede natuurdoelstelling is de ontwikkeling van andere faunistische en botanische waarden in een beperkt deel van het beheergebied. Daarbij wordt gestreefd naar een botanische ontwikkeling van een aantal graslandpercelen en een meer natuurlijke ontwikkeling van graslandranden langs slootoevers. Binnen het waterbeheer wordt gestreefd naar optimalisatie van (grond)waterafhankelijke natuur, waarbij een zo'n goed mogelijke waterkwaliteit en natuurlijke schommelingen in het waterpeil worden nagestreefd. Het is een KRW waterlichaam.

Ten behoeve van het invoeren van flexibel peilbeheer is het centrale deel van polder De Ronde Hoep hydrologisch geïsoleerd in 2007. Het flexpeilgebied ligt midden rondom een brede, centrale sloot (Meentsloot). Alle sloten in het flexpeilgebied staan via deze Meentsloot met elkaar in verbinding. In het noordoosten kan indien nodig water via een afsluitbare duiker (gelegen tussen monsterpunt 201 en 202) het flexpeilgebied ingelaten worden (figuur 4.8.2.). Het inlaatwater is afkomstig uit de Waver en heeft een hoge EC en P-concentratie door een grote bijdrage van brak uitgemalen water uit polder Groot Mijdrecht. In nattere tijden kan via een verstelbare stuw aan de oostkant (gelegen tussen monsterpunt 198 en 197) water het flexpeilgebied uitgelaten worden.



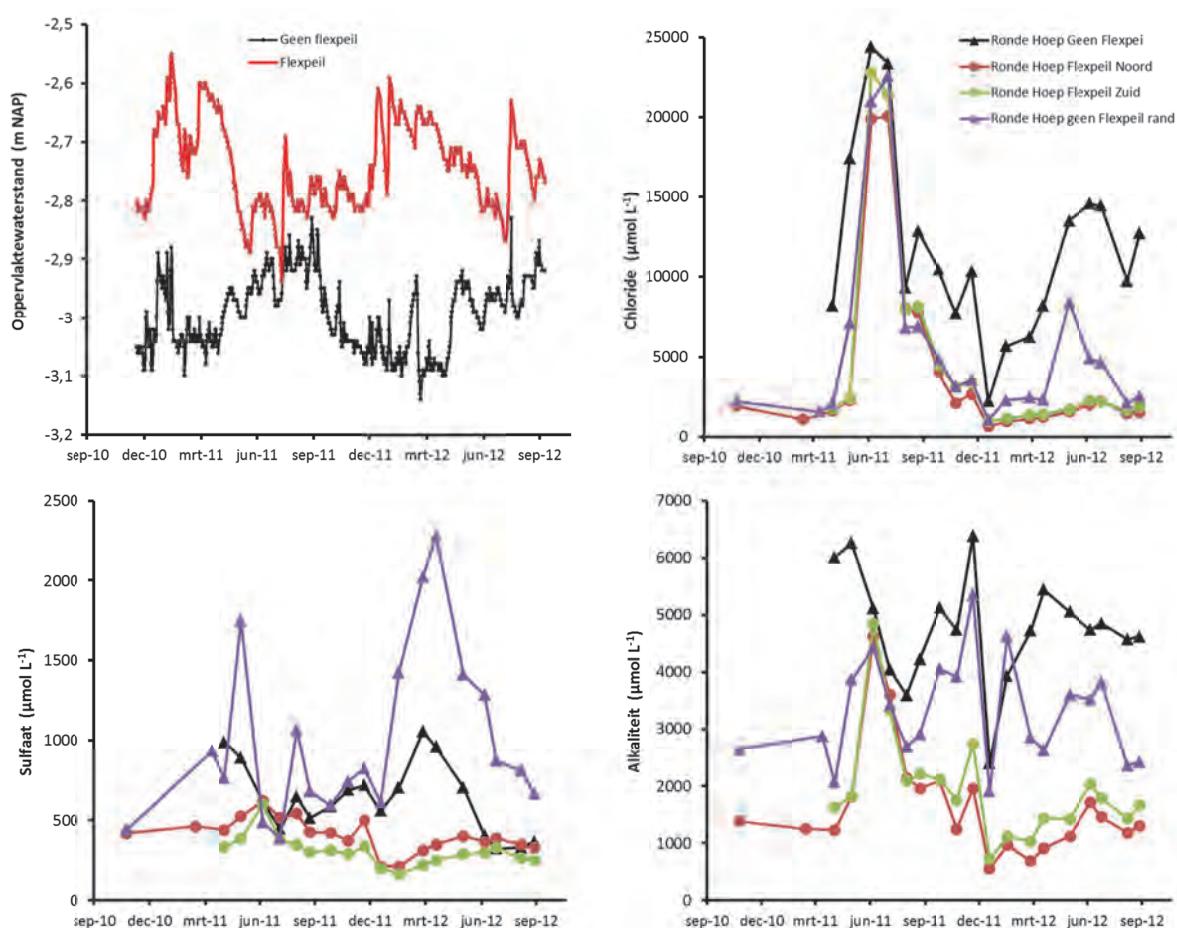
Figuur 4.8.2. Oppervlaktewatermonsterpunten binnen in de Ronde hoep.

Binnen het flexpeilgebied is een maximum- en een minimumpeil vastgesteld van -2,45 en -2,80 m t.o.v. NAP. Rondom het flexpeilgebied zijn de particuliere onderbemalingen verdwenen en zijn 4 grote peilvakken overgebleven. In de winter staat het peil in het flexpeilgebied veelal hoger dan in het omliggende gebied (zie ook **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**).

In het onderzoeksgebied liggen een deel van de monsterpunten binnen en een deel buiten het flexpeilgebied (zie figuur 4.8.2).

4.8.2 Oppervlaktewater

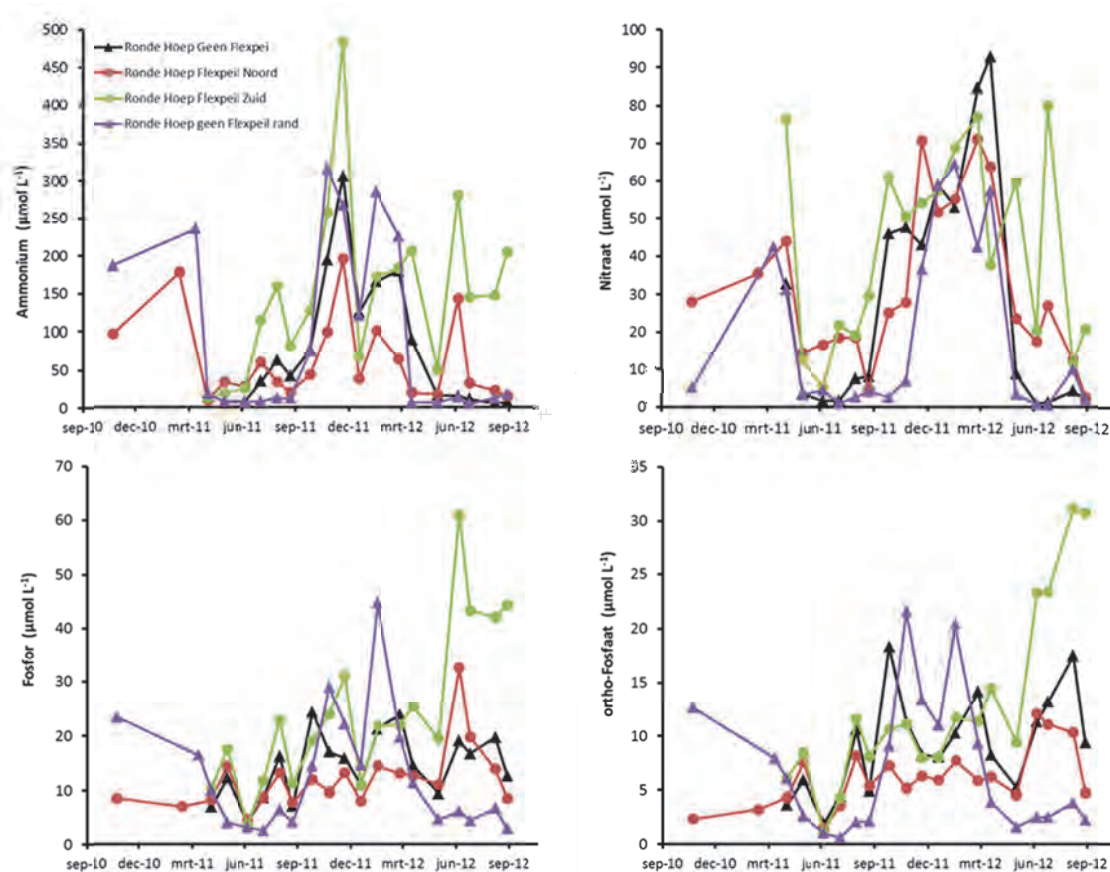
De oppervlaktewaterpeilen binnen het flexpeilgebied zijn hoger dan buiten het flexpeilgebied (figuur 4.8.3). Sommige percelen in het flexpeilgebied zijn dan ook zeer nat. Het flexibel peil heeft duidelijk een effect op de waterkwaliteit, maar er zijn ook verschillen binnen het flexpeilgebied. De sulfaat- en chlorideconcentraties zijn veel hoger buiten het flexpeilgebied dan binnen het flexpeilgebied. Buiten het flexpeilgebied worden gemiddeld zeer hoge sulfaatconcentraties gemeten die liggen tussen de 500 en 1100 $\mu\text{mol L}^{-1}$, met uitschieters naar 2400 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Binnen het flexpeilgebied liggen de gemiddelde sulfaatconcentraties lager dan 450 $\mu\text{mol L}^{-1}$ en zijn de waarden relatief stabiel.



Figuur 4.8.3. Oppervlaktewaterpeilen en het verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters in polder Ronde Hoep. Er worden gemiddelde waarden gegeven voor sloten die bij benadering een vergelijkbaar verloop laten zijn.

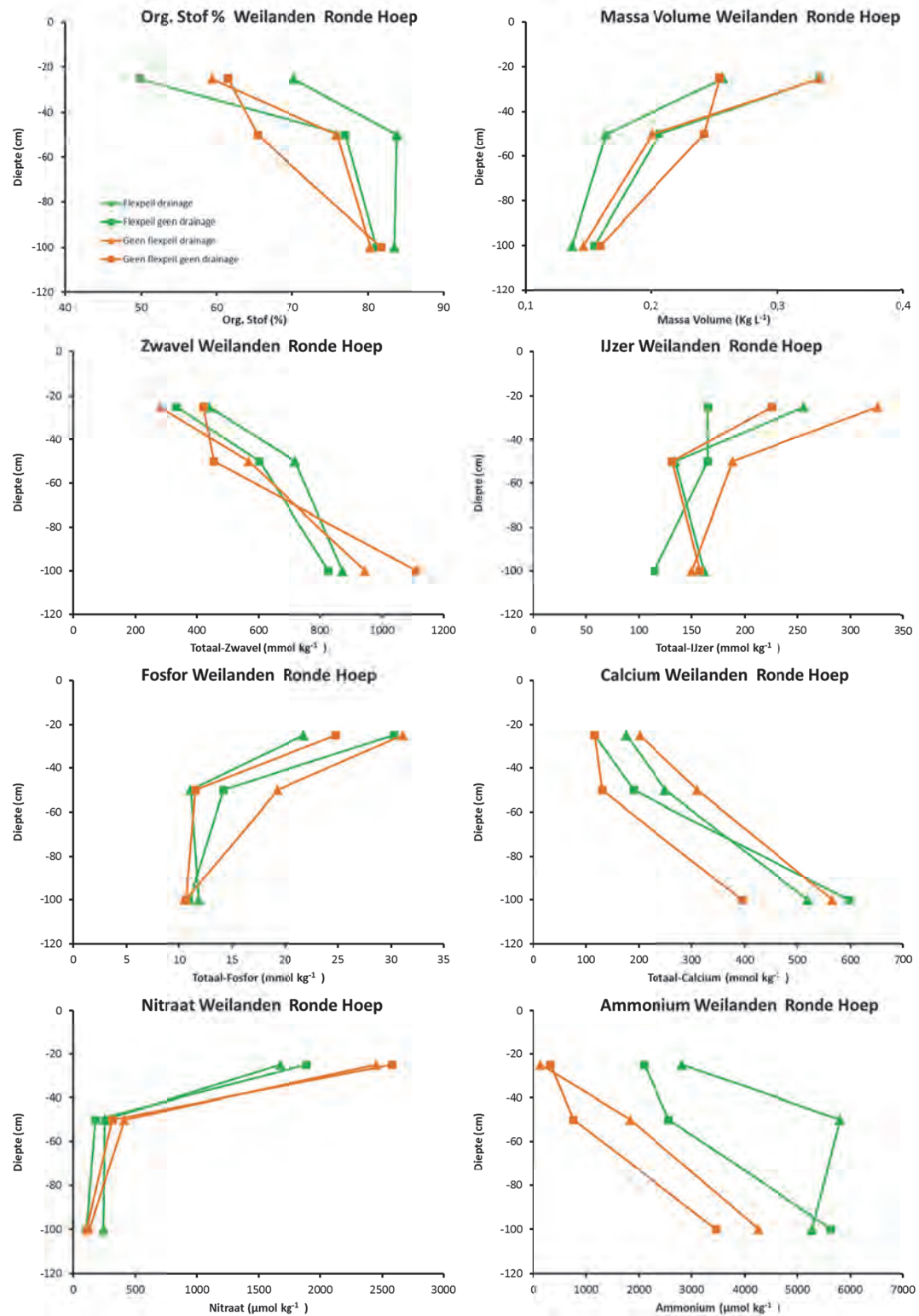
Ook de alkaliteit verschilt sterk. Buiten het flexpeilgebied is het water hard tot zeer hard (gemiddelde alkaliteit varieert tussen de 3200 en 5100 $\mu\text{mol L}^{-1}$) terwijl er binnen het flexpeilgebied sprake is van matig hard tot hard water (gemiddelde alkaliteit varieert tussen de 1300 en 2200 $\mu\text{mol L}^{-1}$). De nutriëntenconcentraties van de waterlaag (nitraat, ammonium en fosfor/fosfaat) zijn in de hele polder hoog en voor fosfor en fosfaat zeer hoog. In de zomermaanden liggen hierbij de nitraatconcentraties in het flexpeilgebied overwegend hoger dan daar buiten. De gemiddelde ammonium en (totaal) fosfor en ortho-fosfaat concentraties zijn voor het Noordelijke deel van het flexpeilgebied (locaties 35, 202, 203 en 204) iets lager en voor het Zuidelijk deel (locaties 196, 198, 200) (iets) hoger, dan buiten het flexpeilgebied. Opvallend is dat voor het Zuidelijke deel van het flexpeilgebied de (totaal) fosfor en ortho-fosfaat concentraties erg hoog oplopen in de zomer van 2012.

De chloridepieken (figuur 4.8.3) hangen samen met de inlaat van oppervlaktewater, zowel binnen als buiten het flexpeilgebied in 2011, maar alleen buiten dit gebied in 2012. De sulfaatpieken buiten het flexpeilgebied lijken vooral veroorzaakt te worden door uitspoeling vanuit de percelen, met name in de winter.



Figuur 4.8.4 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters in polder Ronde Hoep. Er worden gemiddelde waarden gegeven voor sloten die bij benadering een vergelijkbaar verloop laten zijn.

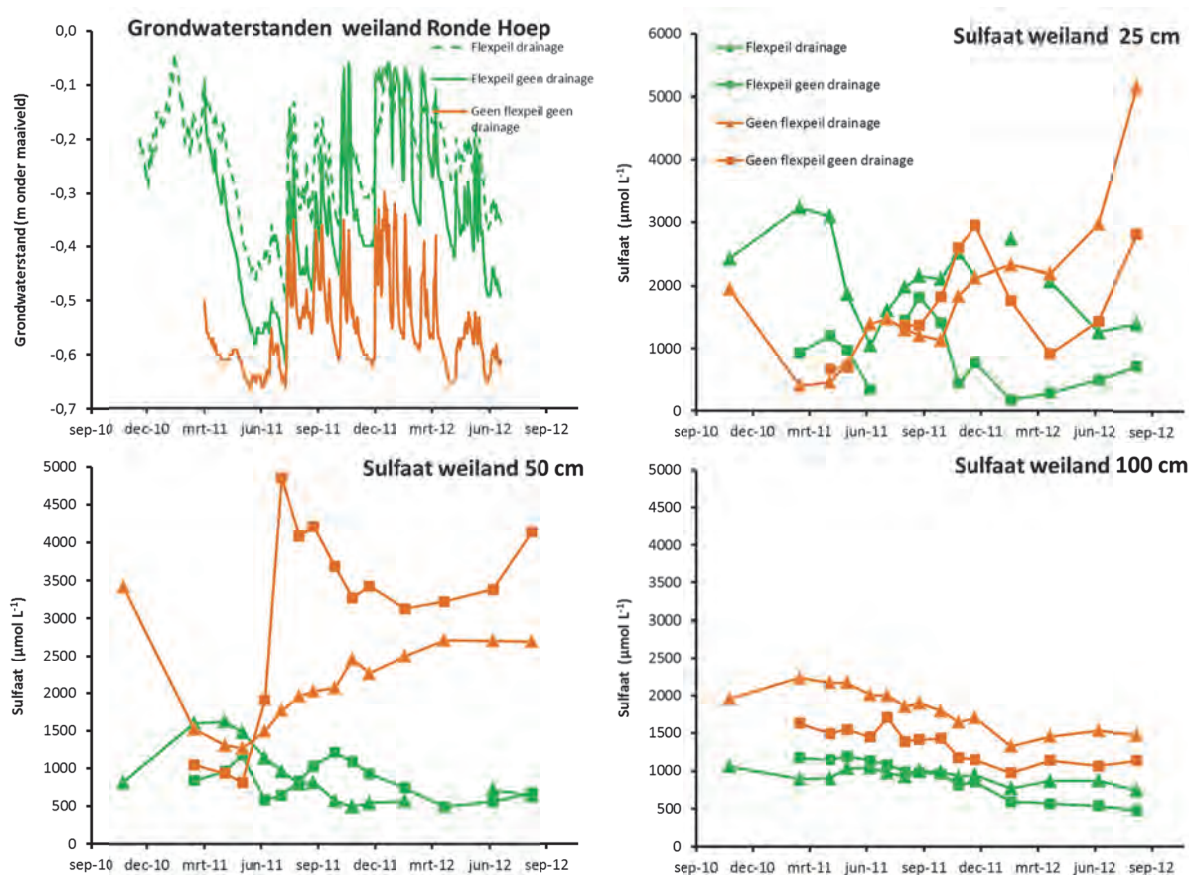
4.8.3 Bodems



Figuur 4.8.5 Verloop van een aantal bodemchemische eigenschappen in de diepte in polder Ronde Hoep. Het gaat om totaal-concentraties voor de bodems.

De bodem in de Ronde Hoep bestaat uit relatief zwavelrijk veen. In figuur 4.8.5 worden de chemische karakteristieken gegeven van de vier locaties in de Ronde Hoep waar in detail de bodemwaterchemie is gevolgd. Deze locaties liggen in het noordelijke deel van de Ronde Hoep, aan de rand van het flexpeilgebied. Twee van deze locaties staan onder invloed van het flexibele peil terwijl twee andere onder invloed staan van het polderpeil. Verder ligt er steeds één locatie in een weiland dat gedraineerd wordt (middels drainage buizen) en één in een weiland zonder drainage.

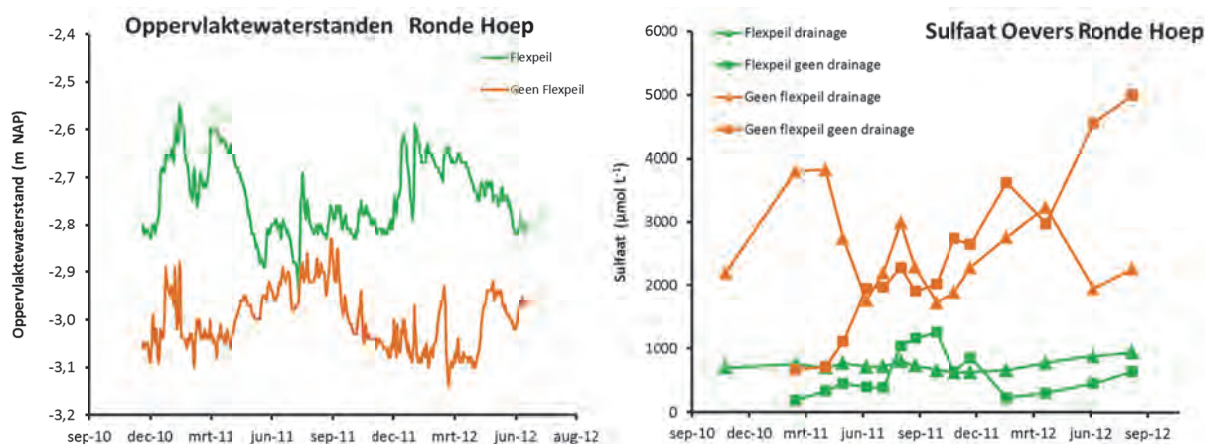
Het valt op dat de zwavelconcentraties toenemen in de diepte. Dit kan worden toegeschreven aan de oxidatie van de toplaag van het veen. Hierbij wordt relatief immobiel gereduceerd zwavel, geoxideerd tot het mobiele sulfaat. Dit sulfaat kan uitspoelen naar diepere veenlagen en het oppervlaktewater. Als gevolg van de veenoxidatie neemt ook het organische stofgehalte van de toplaag af en neemt het massa volume (kilogram droge bodem per liter bodemvolume) toe. Het ijzergehalte in de toplaag neemt juist toe om dat hier relatief slecht oplosbare ijzer(hydr)oxiden accumuleren. De oxidatie van gereduceerd zwavel en ijzer leidt tevens tot de productie van zuur waardoor calcium in de bodems in oplossing gaat en uitspoelt. We zien dan ook dat in de toplaag van het veen lagere calciumconcentraties worden gemeten dan dieper in het veen.



Figuur 4.8.6 Verloop van het grondwaterpeil en de sulfaatconcentraties van het bodemwater voor verschillende bemonsteringsdiepten, voor de weilanden van de verschillende flexpeillocaties in polder Ronde Hoep.

Het anaerobe nog niet geoxideerde veen is duidelijk rijk aan gereduceerd stikstof (ammonium). De totaal-ammoniumconcentratie neemt dan namelijk toe in de diepte terwijl de totaal-nitraatconcentratie juist hoger is in de bovenste 10 cm van de bodem (figuur 4.8.5). Ook dit wordt veroorzaakt door de oxidatie van het veen waarbij ammonium wordt geoxideerd tot nitraat en natuurlijk door oxidatie van opgebrachte meststoffen. Nitraat hoopt alleen op in de toplaag en niet dieper in het veen omdat het hier onder nattere condities weer wordt genitrificeerd tot stikstofgas of gereduceerd tot ammonium. Opvallend is dat in het flexpeilgebied de ammoniumconcentratie in de bodem hoger is en de afname naar het maaiveld toe geringer. Ook is hier de nitraatconcentratie van de toplaag lager. Dit beeld correspondeert met de nattere condities in het flexpeilgebied waarbij de bodem minder diep geoxideerd raakt.

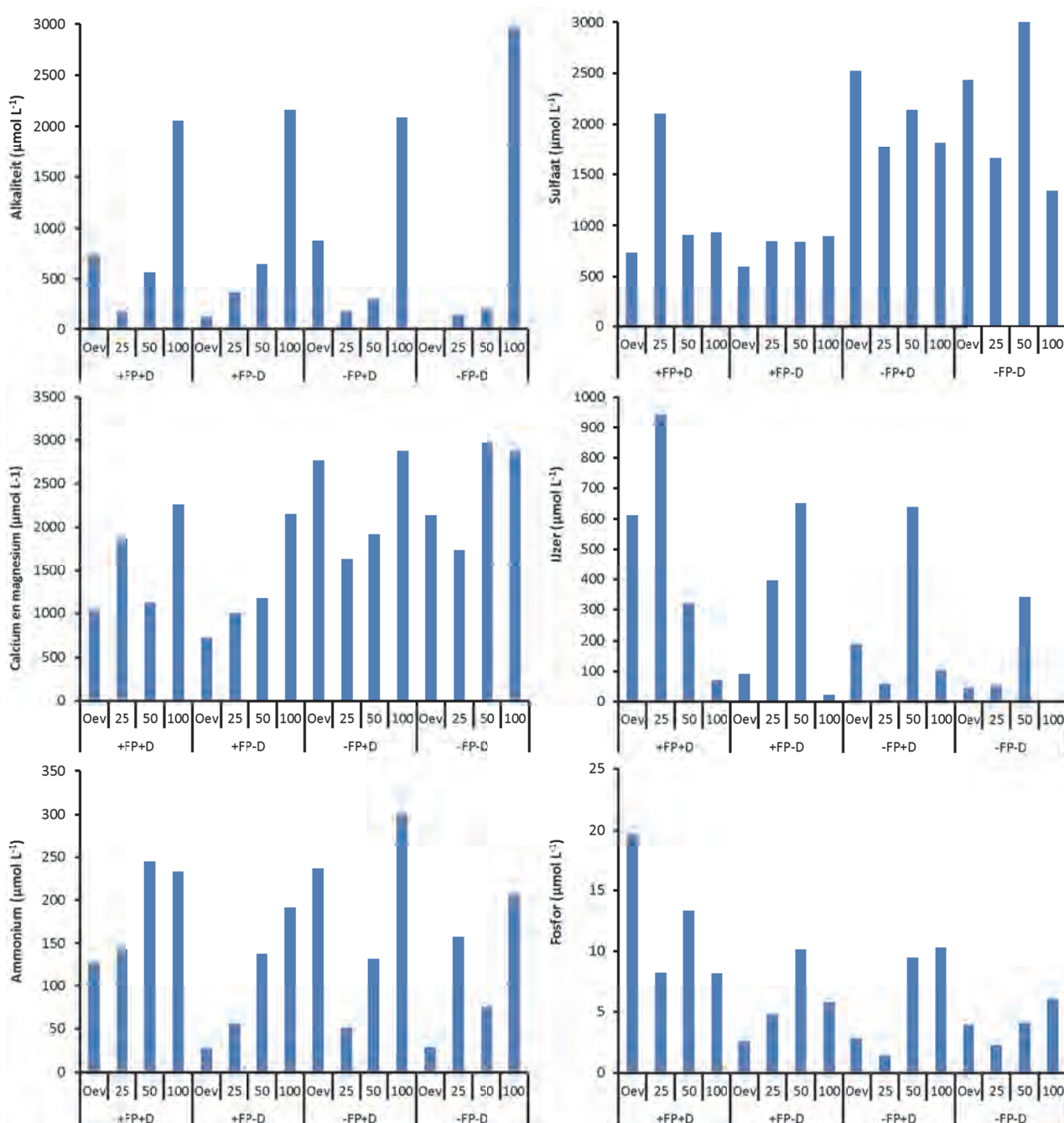
In figuur 4.8.6 wordt het verloop van de grondwaterstanden in de weilanden weergegeven alsmede de sulfaatconcentratie voor de verschillende dieptes waarop bemonsterd is. We zien dat de grondwaterstand in de percelen van het niet flexpeilgebied gemiddeld op een halve meter onder maaiveld ligt. In het flexpeilgebied ligt de grondwaterstand hoger. Op 50 cm diepte meten we in de niet-flexpeil weilanden gemiddeld veel hogere sulfaatconcentraties. Dit kan worden toegeschreven aan de oxidatie van het veen waarbij sulfaat vrijkomt. Alleen tijdens de meest droge periode meten we tijdelijk lagere sulfaatconcentraties. Mogelijk als gevolg van indamping waardoor tijdelijk calciumsulfaat kan neerslaan. Ook op 100 cm diepte is de sulfaatconcentratie van het bodemwater hoger in de niet-flexpeilweilanden (figuur 4.8.6). Waarschijnlijk is dit het resultaat van uitspoeling van sulfaat dat in hoger gelegen delen van de bodem is vrijgekomen.



Figuur 4.8.7 Verloop van het oppervlaktewaterpeil en de sulfaatconcentraties van het bodemwater voor de oeverzones van de verschillende flexpeillocaties in polder Ronde Hoep.

Figuur 4.8.7 laat zien dat ook aan de oevers de sulfaatconcentraties hoger zijn in de niet-flexpeilweilanden dan in de flexpeilweilanden. Al met al blijken de lagere oppervlakte- en grondwaterstanden in het niet-flexpeilgebied te leiden tot hogere sulfaatconcentraties in het bodemwater van de bodems. In combinatie met de lagere oppervlaktewaterstanden in het niet flexpeilgebied zal dit leiden tot een versterkte uitspoeling van sulfaat naar het oppervlaktewater en de waargenomen hogere sulfaatconcentraties in het niet-flexpeilgebied (figuur 4.8.3). In het flexpeilgebied zijn de sulfaatconcentraties van het bodemwater in de percelen lager waardoor in combinatie met de hogere oppervlaktewaterstanden de uitspoeling naar de percelen toe kleiner

zijn. Het deelrapport van Deltares Hydro toont aan dat de uitwisseling en uitspoeling van stoffen van de percelen naar het oppervlaktewater toe afneemt bij een Flexibel peilbeheer. Het waterpeil van het oppervlaktewater beweegt mee met het grondwaterpeil in de oeverzone, waardoor het onderlinge hoogte- en daarmee drukverschil afneemt (Deltares. Hydrologie rapport C., 2012).

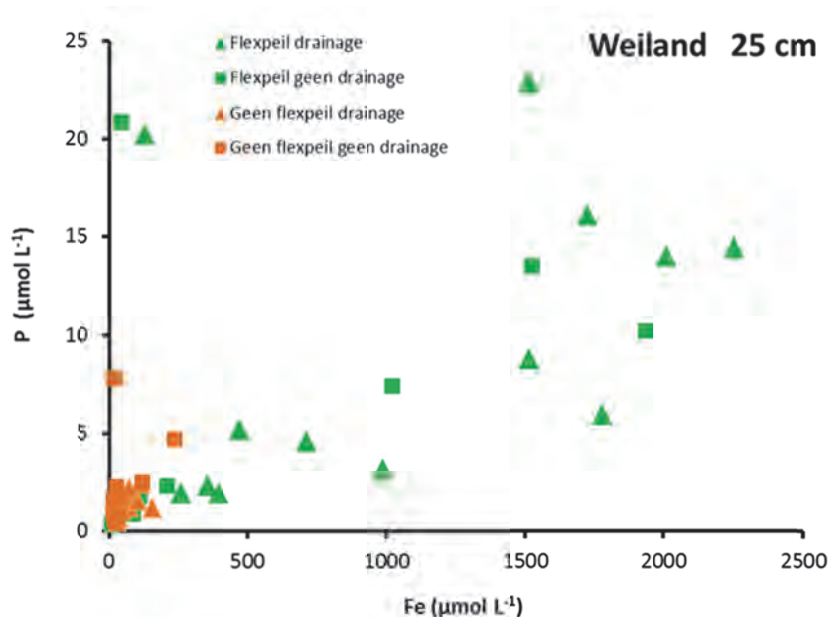


Figuur 4.8.8. Gemiddelde bodemwaterkwaliteitseigenschappen voor de verschillende bemonsteringslocaties en bemonsteringsdieptes in polder Ronde Hoep.

In figuur 4.8.8 worden de gemiddelde concentraties in het bodemwater gegeven voor een aantal chemische parameters. Het bodemwater in de toplaag van de bodem wordt gekenmerkt door een lage alkaliteit als gevolg van verzuring door oxidatieprocessen en infiltratie van regenwater. Er

zijn voor de alkaliteit geen duidelijke verschillen zichtbaar tussen de flexpeil- en de niet-flexpeilweilanden. De sulfaatconcentraties zijn, zoals ook al bleek uit figuur 4.8.5, duidelijk hoger in de flexpeil-weilanden, waarbij de hoogste sulfaatconcentraties worden gemeten aan de oevers en op 50 cm diepte. De calcium- en magnesiumconcentraties (de belangrijke tweewaardige kationen) zijn steeds gelijk aan de som van de sulfaatconcentratie plus de helft van de alkaliteit. De concentratie calcium en magnesium in het bodemwater wordt in belangrijke mate bepaald door de oxidatie van het veen waarbij calcium en magnesium wordt vrijgemaakt door het bij de oxidatieprocessen geproduceerde zuur (zie hoofdstuk 3).

Dieper in het veen is het ijzer aanwezig in gereduceerde vorm waarbij het gebonden is aan gereduceerd zwavel (sulfide). Deze ijzervorm is zeer slecht oplosbaar waardoor de concentraties op een meter diepte op alle locaties laag zijn. De ijzerconcentratie in het bodemwater is steeds veel hoger op een diepte van 50 cm. Hier maakt de oxidatie van veen ijzer vrij (zie hoofdstuk 3) dat hier bij zeer lage waterstanden deels verder wordt geoxideerd tot ijzer(hydr)oxides maar deels ook in oplossing blijft als gereduceerd ijzer. Boven in het veen is het ijzer relatief immobiel omdat het hier voornamelijk in de slecht oplosbare geoxideerde vorm aanwezig is. We zien dat er hier grote verschillen optreden tussen de flexpeilweilanden en de niet-flexpeilweilanden. In de nattere flexpeilweilanden kan er reductie van de toplaag optreden waardoor een deel van de ijzer(hydr)oxiden worden gereduceerd waardoor ze in oplossing gaan. In de veel drogere niet-flexpeilweilanden gebeurt dit veel minder. We zien dat ook de gemiddelde fosforconcentratie in de toplaag van de flexpeilweilanden hoger is dan in de niet-flexpeilweilanden. Dit komt doordat als gevolg van de reductie van ijzer(hydr)oxides het hieraan gebonden ijzer vrijkomt.



Figuur 4.8.9 Relatie tussen de ijzer- en de fosforconcentraties in de toplaag van weilanden. Elk punt staat voor een monsterdatum.

Opvallend is verder dat in de gedraineerde weilanden de fosforconcentraties van het bodemwater op 50 en 100 cm diepte hoger zijn dan in de niet gedraineerde weilanden (figuur 4.8.8). Het is mogelijk dat drainage leidt tot een versterkte uitspoeling van fosfor uit de toplaag. Figuur 4.8.9 laat duidelijk zien dat in de toplaag van de weilanden de fosforconcentratie in het bodemwater correleert met de ijzerconcentratie en dat in de natte flexpeilweilanden de ijzer- en

fosforconcentratie in het bodemwater hoger zijn dan in de niet-flexpeilweilanden. Dit betekent dat in het flexpeil gebied de potentiële uitspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater groter zal zijn. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat ook de uitspoeling van gereduceerd ijzer naar het oppervlaktewater zal toenemen. Dit ijzer wordt geoxideerd in de waterlaag en kan hierbij neerslaan met het uitgespoeld fosfaat.

In de onderzochte onderwaterbodems (tabel 4.8.1, nummers 46 en 183 hebben geen flexpeil) is de ijzerconcentratie veel lager dan de zwavelconcentratie. Hierdoor is de binding van fosfor in de onderwaterbodem slecht en is de beschikbaarheid aan gereduceerd ijzer laag. In de onderwaterbodem zien we dat er veel minder ijzer dan fosfor in het bodemwater aanwezig. Dit betekent dat deze bodems van Ronde Hoep in principe jaar rond fosfaat kunnen naleveren, en geen bindingscapaciteit hebben (zie hoofdstuk 3).

Tabel 4.8.1 Eigenschappen van de onderwaterbodems. De bodemwaterconcentraties zijn de gemiddelde waarden van alle bemonsteringsdata. De bodemconcentraties worden gegeven per liter bodemvolume

| | Bodem | | | | | | | Bodemvocht | | | |
|-----|----------------|----------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| | % Org. Stof | $\mu\text{mol L}^{-1}$ tot-Ca | $\mu\text{mol L}^{-1}$ tot-Fe | $\mu\text{mol L}^{-1}$ tot-S | mol mol^{-1} tot Fe/S | $\mu\text{mol L}^{-1}$ tot-P | $\mu\text{mol L}^{-1}$ Anorg N | $\mu\text{mol L}^{-1}$ NH4 | $\mu\text{mol L}^{-1}$ Fe | $\mu\text{mol L}^{-1}$ P | mol mol^{-1} Fe/P |
| 35 | 86,9 | 67,3 | 3,6 | 69,7 | 0,1 | 0,7 | 1076,3 | 606,9 | 1,4 | 16,2 | 0,09 |
| 46 | 87,1 | 50,9 | 4,6 | 58,1 | 0,1 | 0,8 | 1097,4 | 503,8 | 2,4 | 12,9 | 0,19 |
| 183 | 87,5 | 68,6 | 5,3 | 81,4 | 0,1 | 0,8 | 1133,3 | 590,4 | 1,6 | 22,0 | 0,07 |

4.8.4 Conclusies

Gelet op de waterhardheid en sulfaat- en chlorideconcentraties is er duidelijk een positief effect van het flexibele peilbeheer. Voor de nutriënten zijn er geen verschillen of is er zelfs sprake van een (iets) slechtere situatie in het flexpeilgebied. De afwezigheid van een positief effect op de nutriëntenconcentraties heeft te maken met het feit dat het om een landbouwgebied gaat. De interne nalevering van fosfor en stikstof in het systeem (bijvoorbeeld uit de onderwaterbodems) is dusdanig groot dat de langere verblijftijd niet opweegt tegen de verminderde inlaat van nutriënten. De nalevering van P uit de onderwaterbodems wordt op korte termijn niet beïnvloed door het flexibele peil. Wel leidt het flexibele peil tot een lagere alkaliteit en sulfaatbelasting van het oppervlaktewater wat op de langere termijn gunstig is. Mogelijk leiden de nattere condities ook tot een toename van de uitspoeling van fosfor en ammonium uit de percelen naar het oppervlaktewater. Opvallend is in ieder geval dat voor het nattere Zuidelijke flexpeilgebied de hoogste stikstof- en fosfaatconcentraties worden gemeten in het oppervlaktewater.

Opgemerkt moet worden dat het verbeteren van de waterkwaliteit niet het hoofddoel is van het instellen van het flexibele peil in dit gebied. Het peilbeheer moet in eerste instantie de weidevogelstelling dienen en ook de wordt de ontwikkeling van een meer natuurlijke oevervegetatie nagestreefd.

4.9 Westbroekse Zodden

4.9.1 Inleiding

De Westbroekse zodden (2,6 km²) liggen ten noorden van Westbroek, ongeveer 5 kilometer ten noorden van Utrecht en 5 km ten westen van de A27 tussen Hilversum en Utrecht. Het gebied ligt aan de flank van de Utrechtse heuvelrug. Aan het eind van de ijstijd is in dit gebied veel dekzand afgezet door de wind. In het Holoceen ontstonden veenmoerassen die gevoed werden met kwelwater vanuit de stuwwal. Door de relatief hoge ligging is de dikte van het veenpakket zeer beperkt gebleven (0-1 meter). Door de glooiing van de onderliggende dekzanden is de dikte variabel en op de dekzandruggen komt het zand aan de oppervlakte.

Aangezien de veenlaag maar dun is, was het niet rendabel de landbouwgrond op te offeren voor turfwinning. Men heeft dan ook maar op zeer beperkte schaal turf gewonnen in het gebied. De petgaten in de Westbroekse Zodden zijn gegraven in de periode 1991 tot 1999 in het kader van natuurontwikkeling.

In enkele petgaten is flexibel peilbeheer ingesteld door de open verbindingen met andere dicht te maken. In de afgesloten petgaten mag het peil vrij fluctueren. Er wordt in de flexpeil-petgaten via het oppervlaktewatersysteem geen water meer aan- of afgevoerd. Via de goed doorlatende zandgrond staan de 'geïsoleerde' petgaten wel in verbinding met de omgeving. Het peilbeheer in de rest van de Westbroekse Zodden heeft daardoor wel invloed op het peil in de afgesloten petgaten. In het hoofdpeilvak van de Westbroekse Zodden wordt een winterpeil van -1,05 m NAP en een zomerpeil van -1,00 m NAP gehandhaafd (polderpeil).

Het gebied wordt beheerd door Staatsbosbeheer en maakt deel uit van het Natura 2000 gebied de 'Oostelijke Vechtplassen'. In het gebied komen trilvenen (figuur 4.9.1), broekbossen, rietvelden en graslanden voor. Het belangrijkste natuurdoel voor het gebied is het behoud, herstel en uitbreiding van verlandingsvegetaties.

Om de jonge verlandingsstadia meer ruimte te geven heeft Staatsbosbeheer van 1991 tot 1999 een aantal petgaten gegraven. Sinds de aanleg van de petgaten is de verlanding vanuit de oevers echter nauwelijks op gang gekomen. In sommige sloten en (nieuw gegraven) petgaten komen wel kranswieren, krabbenscheer (figuur 8.9.1) of fonteinkruiden voor. Voor enkele petgaten (één in het Zuidelijke deelgebied en één in het Noordelijke deelgebied) is flexibel peilbeheer ingesteld door de open verbindingen met andere petgaten dicht te maken. De petgaten met een flexibel peil liggen geïsoleerd t.o.v. de omgeving.

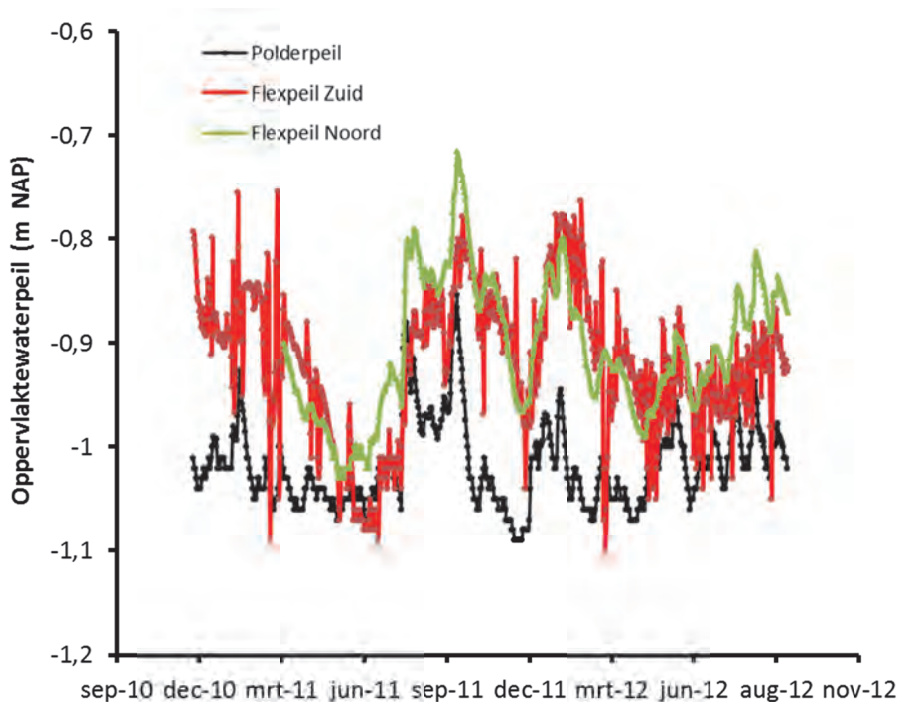
In de petgaten met een flexibelpeil mag het peil vrij fluctueren. Er wordt in de flexpeil-petgaten geen oppervlaktewater meer aan- of afgevoerd.



Figuur 8.9.1. De Westbroekse Zodden. Linksboven, petgat met trilveenverlanding, rechtsboven Petgat met Krabbescheerverlanding. Midden en onder Oevergradiënten met peilbuizen en poreuze cups ten behoeve bodemwaterbemonstering.

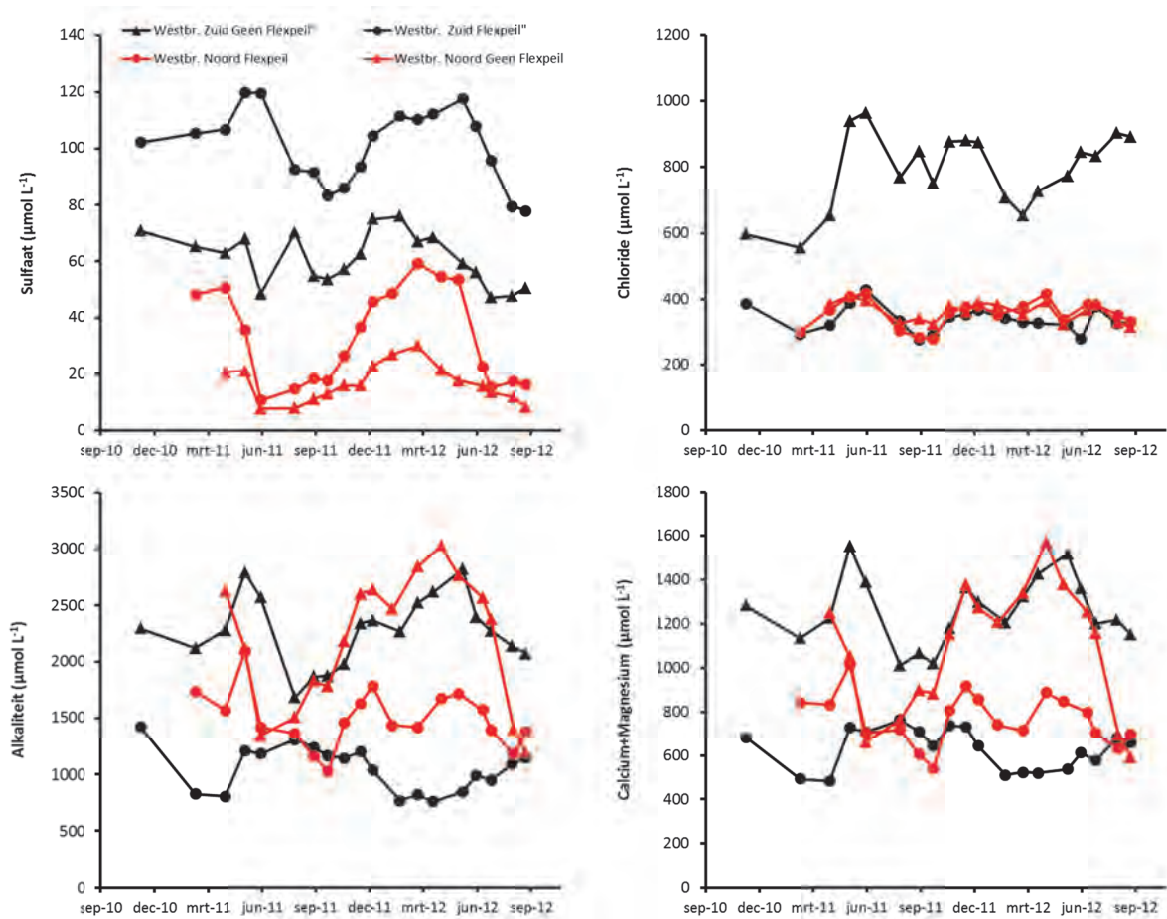
4.9.2 Oppervlaktewater macroïonen

De petgaten met een flexibelpeil hebben het hele jaar door een hoger peil dan het polderpeil (figuur 8.9.2). Gemiddeld lag in de onderzoeksperiode het peil zo'n 10 cm hoger in de petgaten met een flexibel peil. In de winter kon dit verschil oplopen tot meer dan 25 cm (figuur 8.9.2).



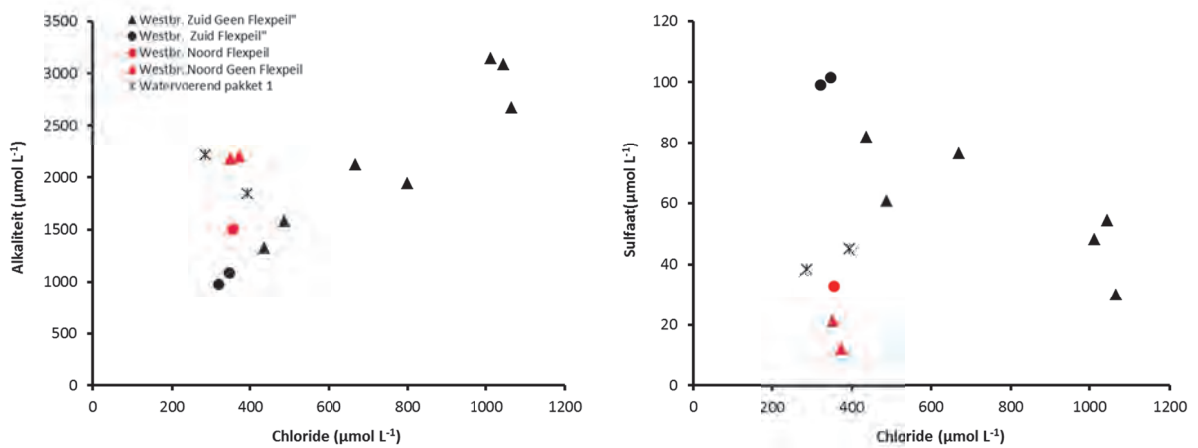
Figuur 8.9.2. Oppervlaktewaterpeilverloop Westbroekse zoden van het in het Zuidelijk (rood) en het Noordelijk (groen) deelgebied gelegen petgat met flexibel peil. In zwart wordt het oppervlaktewaterpeil gegeven voor het peilvak met polderpeil. Het piekerige patroon van het waterpeil in het Zuidelijke flexpeilpetgat wordt veroorzaakt door storingen in de 'Diver' metingen.

Het valt op dat de petgaten met een flexibelpeilbeheer een lagere calcium+magnesiumconcentratie en ook een lagere alkaliteit hebben dan de petgaten zonder flexibel peil (figuur 8.9.3). De chlorideconcentraties zijn beduidend hoger voor de petgaten zonder flexibel peil in het Zuidelijke deelgebied. Deze verschillen in chlorideconcentraties kunnen worden verklaard door de inlaat van oppervlaktewater. In het droge voorjaar stijgt de chlorideconcentratie, als gevolg van indamping, in alle petgaten maar de concentratie stijgt relatief fors in de petgaten zonder flexibel peil van het Zuidelijk deelgebied. De calcium+ magnesiumconcentratie en ook de alkaliteit volgen dit patroon. Na de hevige regenval van half juli stijgt de waterspiegel zowel in de petgaten met een flexibel peil als in de petgaten zonder een flexibel peil hetgeen gepaard gaat met een afname van de chlorideconcentraties als gevolg van verdunning. In het Zuidelijke deel nemen in de petgaten zonder flexibelpeil ook de calcium+magnesiumconcentratie en de alkaliteit af.



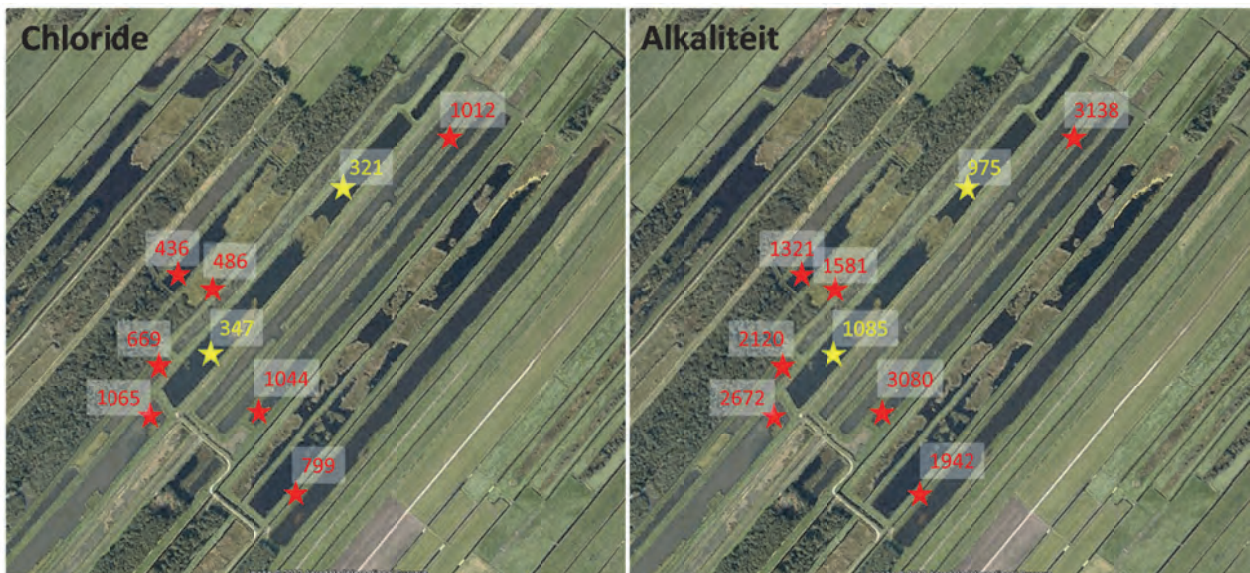
Figuur 8.9.3 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters in Westbroekse zoden. Er worden gemiddelde waarden gegeven voor petgaten die bij benadering een vergelijkbaar verloop laten zien.

In figuur 8.9.4 wordt de gemiddelde chlorideconcentratie uitgezet tegen de gemiddelde alkaliteit van het oppervlaktewater. Hierbij worden alle bemonsteringslocaties (zowel de petgaten als de sloten) weergegeven. Het freatische grondwater (twee meetpunten in het Zuidelijke deelgebied) laten relatief lage gemiddelde chlorideconcentraties zien. De hogere chlorideconcentraties in het Zuidelijke deelgebied kunnen dus alleen verklaard worden door de inlaat van oppervlaktewater. De twee meetpunten in het geïsoleerde petgat hebben een lage gemiddelde chlorideconcentratie en alkaliteit omdat ze niet beïnvloed worden door oppervlaktewater. De gemiddelde waterkwaliteit van de petgaten uit het Noordelijke deelgebied komt nog het beste overeen met de waterkwaliteit van het freatische grondwater. Dit suggereert dat de waterkwaliteit van de petgaten van het Noordelijke deelgebied veel meer beïnvloed wordt door freatisch grondwater, of in ieder geval door water dat een vergelijkbare kwaliteit heeft als het freatische grondwater. Dit zou te maken kunnen hebben met het feit dat de veenlaag naar het noorden toe uitwigt tegen de zandlaag van het Hilversums plateau en dunner wordt, waardoor er meer grondwaterinvloed mogelijk is.



Figuur 8.9.4 Relatie tussen de gemiddelde chlorideconcentratie en de gemiddelde alkaliteit (links) en sulfaatconcentratie (rechts) van het oppervlaktewater en het freatische grondwater.

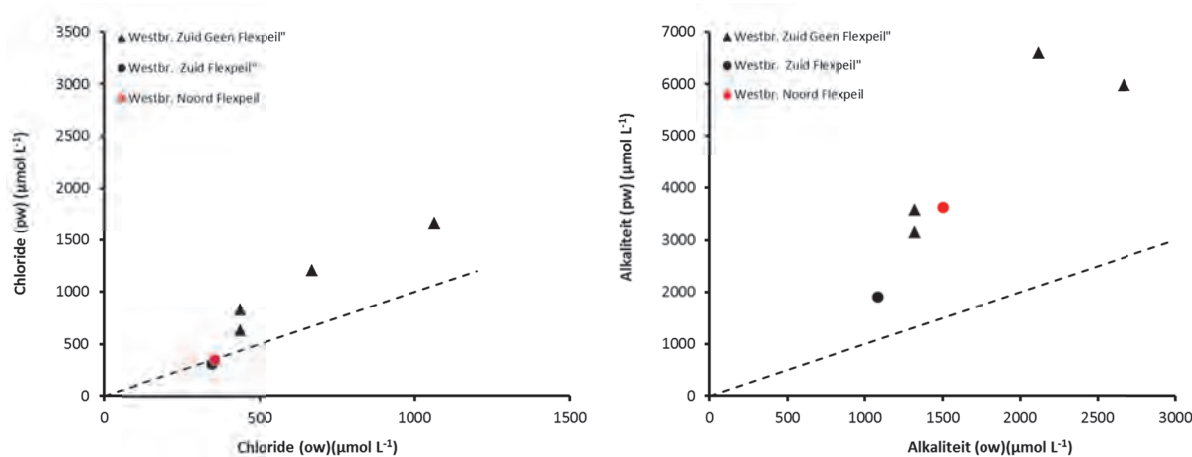
Overigens is er binnen het cluster van petgaten van het zuidelijke deelgebied een gradiënt zichtbaar (figuur 8.9.5). Met name de petgaten die westelijk van het geïsoleerde petgat liggen hebben een lagere alkaliteit en chlorideconcentratie dan de oostelijk gelegen petgaten. Mogelijk is er voor deze petgaten sprake van beïnvloeding vanuit het geïsoleerde petgat (met jaar rond hogere oppervlaktewaterstanden, figuur 8.9..2).



Figuur 8.9.5 Gemiddelde alkaliteit en chlorideconcentratie van het oppervlaktewater in het Zuidelijk deelgebied.

4.9.3 Onderwaterbodem

In figuur 8.9.6 zien we dat de alkaliteit van het oppervlaktewater correleert met de alkaliteit van het bodemwater. De alkaliteit van het bodemwater is hierbij steeds (veel) hoger dan de alkaliteit van het oppervlaktewater en het verschil neemt toe naarmate de alkaliteit van het oppervlaktewater hoger is. De gemiddelde chlorideconcentratie van het bodemwater is voor de petgaten met een flexibel peil gelijk en voor de petgaten zonder flexibelpeil steeds iets hoger dan de gemiddelde chlorideconcentratie van het oppervlaktewater.

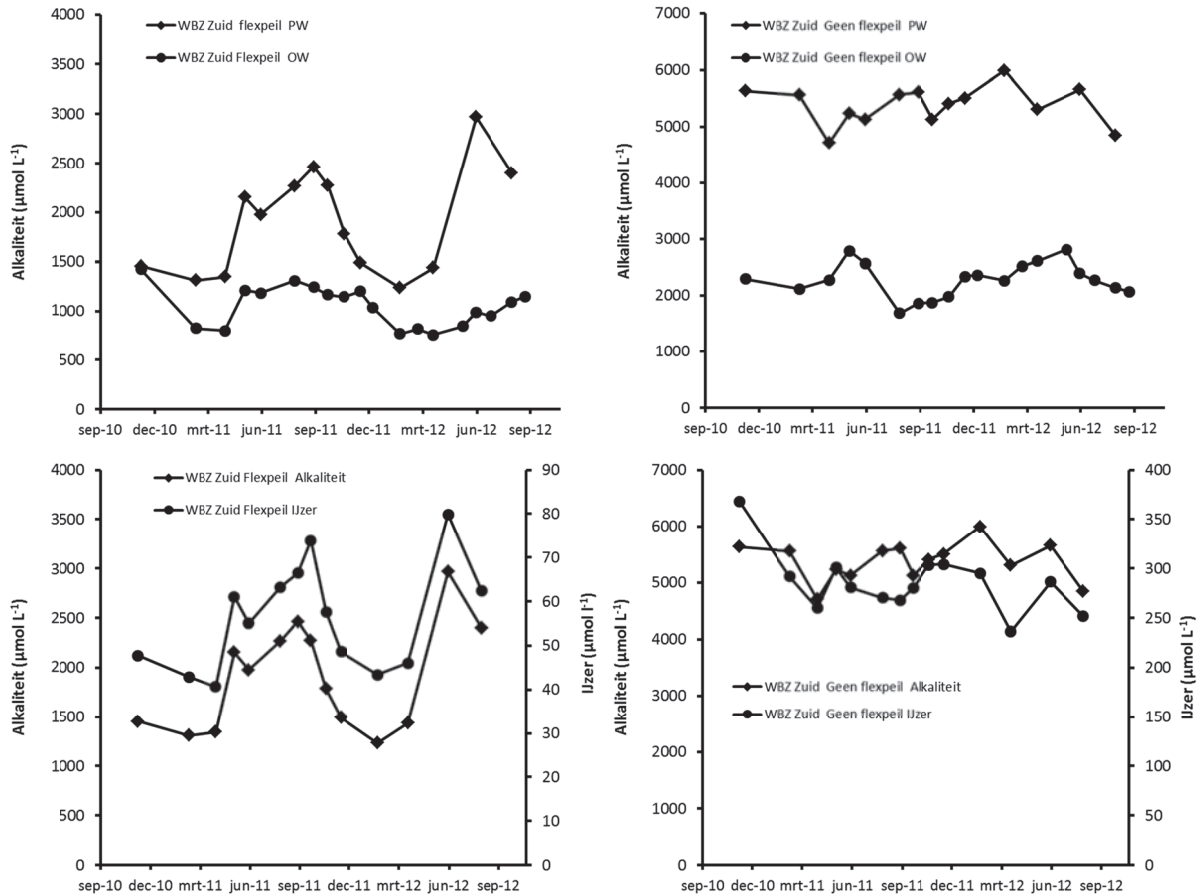


Figuur 8.9.6 Links: gemiddelde chlorideconcentratie van het bodemwater van de onderwaterbodem uitgezet tegen de gemiddelde chlorideconcentratie van het oppervlaktewater. Rechts: gemiddelde alkaliteit van het bodemwater van de onderwaterbodem uitgezet tegen de gemiddelde alkaliteit van het oppervlaktewater

De alkaliteit in het sediment (bij benadering de bicarbonaatconcentratie) wordt gevormd door de afbraak van organisch materiaal (hoofdstuk 3). Hierbij worden alternatieve elektronenacceptoren gebruikt om de anaerobe afbraak te laten verlopen. Er bestaat echter ook een terugkoppeling op deze afbraak die gestuurd kan worden door de alkaliteit van het oppervlaktewater. Oppervlaktewater met een hoge alkaliteit kan de afbraak van organisch materiaal in de onderwaterbodem stimuleren (Smolders e.a., 2006). Andersom kan de alkaliteit die gegenereerd wordt in de onderwaterbodems de waterlaag bufferen.

Figuur 8.9.7 laat zien dat in het geïsoleerde petgat er een duidelijke seizoensvariatie zichtbaar is in de alkaliteit van de onderwaterbodem. Deze neemt toe in de zomer, wanneer het warmer wordt en de anaerobe afbraakprocessen beter verlopen. Deze stijging van de alkaliteit gaat gepaard met een stijging van de ijzerconcentratie. Deze stijging van opgelost ijzer in de bodem (Fe^{2+}) laat zien dat ijzer hier de belangrijkste elektronenacceptor voor de afbraak is. De alkaliteit van het oppervlaktewater volgt de alkaliteit van de onderwaterbodem. Dit laat zien dat de reductieprocessen in de onderwaterbodem in belangrijke mate bijdragen aan de buffering van de waterlaag. Voor de niet geïsoleerde petgaten wordt jaar rond een hoge alkaliteit en ijzerconcentratie gemeten in het bodemwater van de onderwaterbodem. Dit komt omdat in deze petgaten de anaerobe afbraakprocessen op een veel hoger niveau verlopen. Als gevolg hiervan is er ook vrijwel geen seizoensvariatie meer waarneembaar. In het oppervlaktewater van de niet geïsoleerde petgaten vindt er een sterke daling van de alkaliteit plaats in juni als gevolg van de hevige regenval. Daarna zien we de concentratie weer geleidelijk stijgen, waarschijnlijk als

gevolg van de nalevering van alkaliteit uit de onderwaterbodem. Vanaf mei 2012 neemt de alkaliteit weer iets af. Dit gaat gepaard met een toename van de chlorideconcentratie (figuur 8.9.3). Waarschijnlijk is deze afname dan ook het gevolg van de inlaat van oppervlaktewater met een lagere alkaliteit en hoger chlorideconcentratie dan het oppervlaktewater in de petgaten.



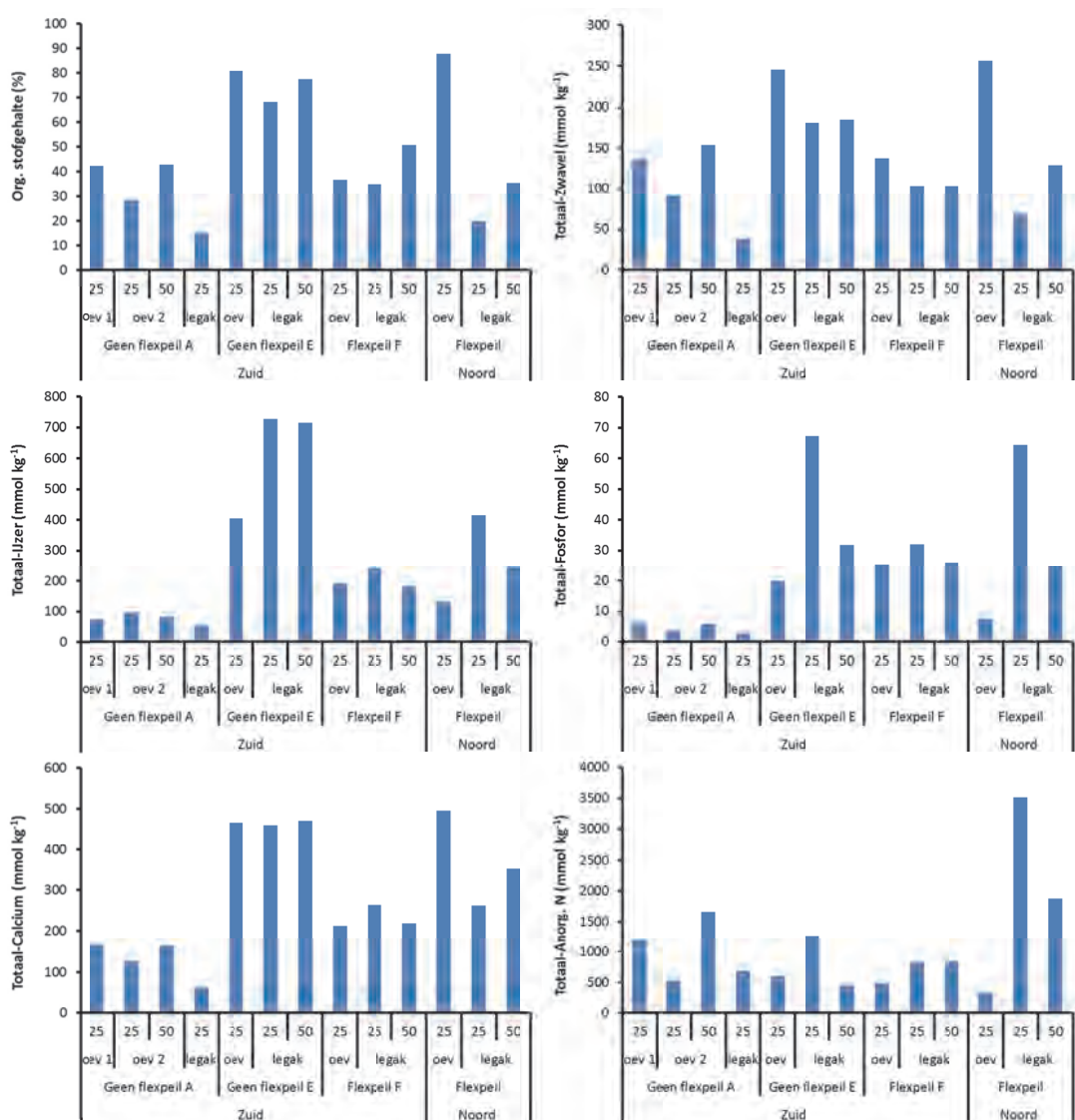
Figuur 8.9.7 Boven: Verloop van de alkaliteit in het oppervlaktewater en het bodemwater van de onderwaterbodem voor het geïsoleerde petgat (links, flexpeil) en de niet geïsoleerde petgaten (rechts, geen flexpeil). Onder: Verloop van de alkaliteit en de ijzerconcentratie van het bodemwater van de onderwaterbodem voor het geïsoleerde petgat (links) en de niet geïsoleerde petgaten (rechts).

Opvallend is dat de sulfaatconcentratie voor het zuidelijke deelgebied een omgekeerd verband vertoont met de chlorideconcentratie. Dit laat in ieder geval zien dat het inlaatwater net als het freatische grondwater niet erg rijk is aan sulfaat. Opvallend is dat de sulfaatconcentratie in de geïsoleerde petgaten steeds hoger is dan in de petgaten zonder flexibel peil. De hogere sulfaatconcentraties in de geïsoleerde petgaten hangen waarschijnlijk samen met de mate waarin er in de onderwaterbodems afbraakprocessen plaatsvinden. Naarmate de bodem reductiever wordt (meer afbraak, hogere alkaliteit) neemt ook de sulfaatconsumptie door sulfaatreductie toe. In het petgat met de minst reductieve bodem, het geïsoleerde petgat van het Zuidelijke deel, is de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater gemiddeld dan ook het hoogste. Verder neemt de sulfaatconcentratie af in de zomermaanden als gevolg van sulfaatreductie in de onderwaterbodems en stijgt de sulfaatconcentratie in de koude winterperiode wanneer de sulfaatreductie in de onderwaterbodem zeer laag is. Opvallend is de toename die we zien in juli

2011 voor de niet geïsoleerde petgaten van het Zuidelijke deelgebied. Deze toename kan worden verklaard door de uitspoeling van sulfaat uit de drogvallende oevers.

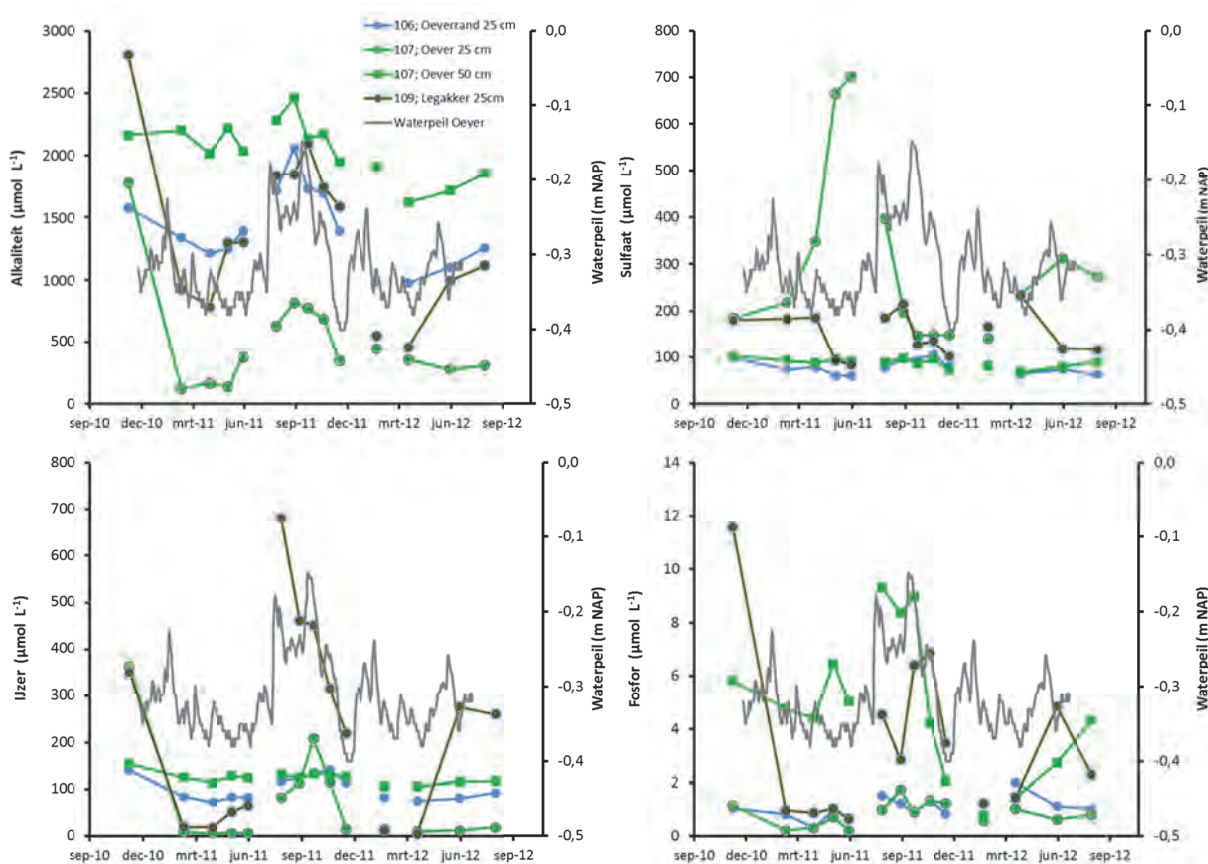
4.9.4 Oeverraaien

Op vier locaties werd het verloop van de bodemwaterkwaliteit gevolgd in een raai van poreuze cups op de oever van laag (oeverrand) naar hoog (legakker). In figuur 8.9.8 worden de algemene bodemkarakteristieken gegeven van deze locaties. In raai A zijn de bodems relatief arm aan calcium, ijzer en fosfor. In de overige raaien zijn de fosforconcentraties lokaal hoog, met name in de toplaag van de legakkers. De totaal-zwavelconcentratie van de bodems laten een verband zien met het organische stofgehalte. De totaal-zwavelconcentraties zijn nooit hoger dan 250 mmol kg⁻¹ en zijn lager dan in andere gebieden met organische bodems zoals Middelpolder en Ronde Hoep.



Figuur 8.9.8 Enkele bodemchemische eigenschappen van de bodems uit de vier oeverraaien in de Westbroekse zoden. De monsterpunten worden voor elke raai gegeven van nat (links) tot droog (rechts). 25 en 50 staat voor de bemonsteringsdiepte in cm.

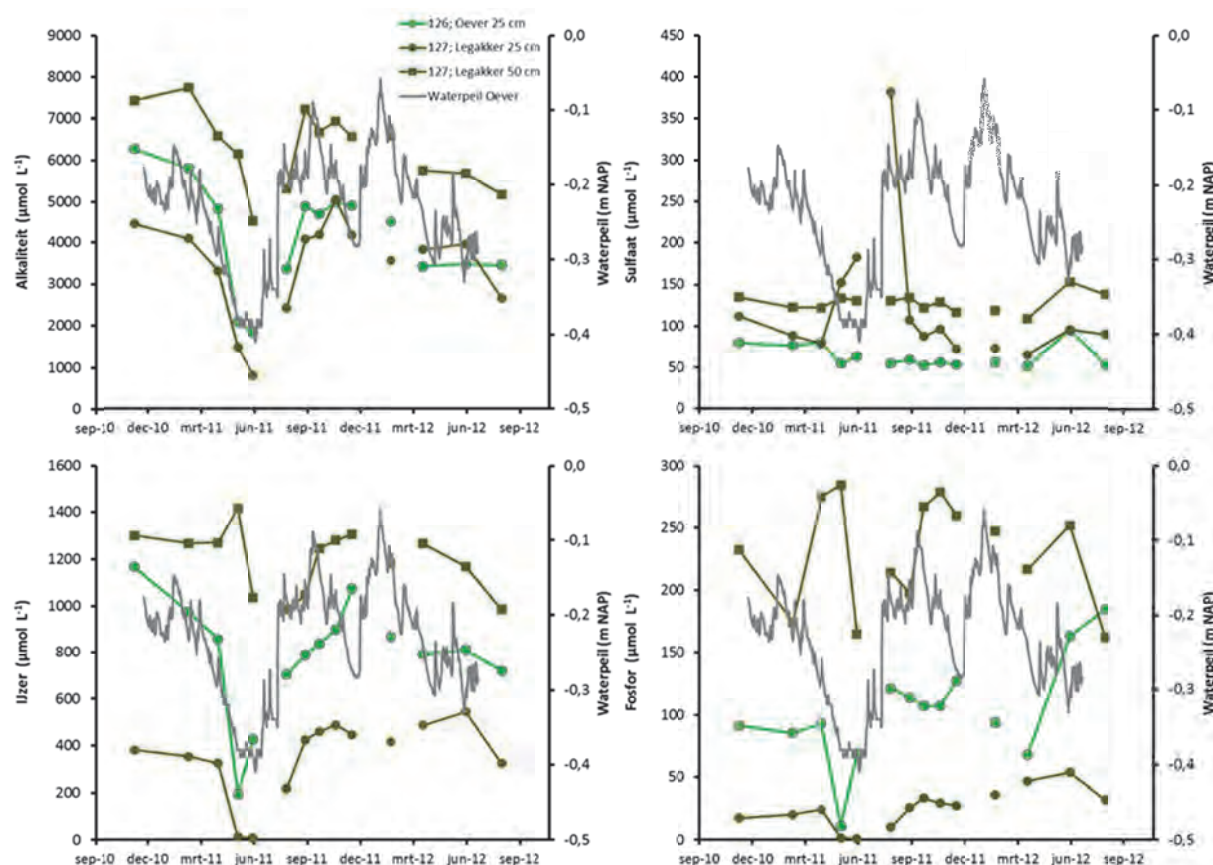
In raai A zien we in de ondiepe oeverzone de alkaliteit sterk dalen en de sulfaatconcentratie oplopen gedurende het droge voorjaar van 2011 (figuur 8.9.9). Dit kan worden toegeschreven aan oxidatieprocessen in de bodem waarbij sulfaat wordt vrijgemaakt en alkaliteit wordt geconsumeerd. Op 50 cm diepte in de oeverzone en in de lage oeverzone (oeverrand) blijft de bodem jaar rond nat en gebeurt er relatief weinig. De fosforconcentraties zijn overwegend erg laag in de toplaag van de bodems en iets hoger op 50 cm diepte in de oever. Op het hoogste punt van de oever (legakker) treedt als van gevolg de sterk stijgende waterstanden vanaf half juli 2011 ijzerreductie op in de toplaag waardoor de ijzerconcentraties sterk stijgen. Dit gaat gepaard met een stijging van de fosforconcentratie in het bodemwater (aan ijzer gebonden fosfor wordt vrijgemaakt). Ook in de toplaag van de oever zien we in deze periode een stijging van de ijzer- en fosforconcentratie.



Figuur 8.9.9 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, fosfor- en ijzerconcentratie in het ondiepe bodemwater voor de bodemwaterraai A (geen flexpeil, Zuidelijk deelgebied). De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de tweede as gegeven.

In raai F (met flexpeil in het Zuidelijk deelgebied) zijn in de ondiepe oeverzone de ijzer en de fosforconcentratie van het bodemwater jaar rond hoog vanwege de relatief hoge grondwaterstanden (figuur 8.9.10). Alleen gedurende het droge voorjaar van 2011 dalen de ijzer- en de fosforconcentratie tijdelijk in de oeverzone en de legakker vanwege uitzakkende grondwaterpeilen waarbij de toplaag wordt geoxideerd. We zien dat in deze periode ook de alkaliteit van het bodemwater daalt. Alleen in de toplaag van de legakker, waar alle gereduceerde

ijzer uit het bodemvocht wordt geoxideerd, leidt de bodemoxidatie ook tot een stijging van de sulfaatconcentratie tot een maximumwaarde van $400 \mu\text{mol L}^{-1}$.

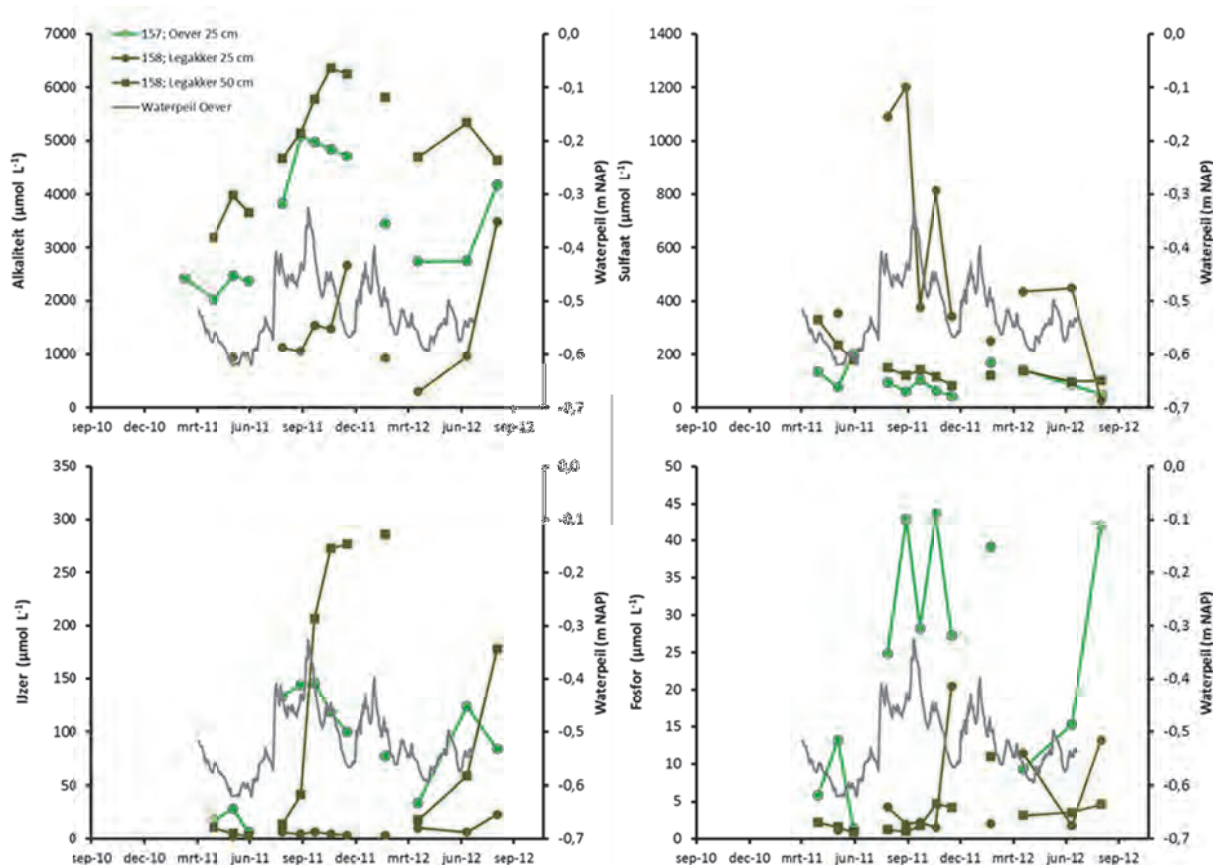


Figuur 8.9.10 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, fosfor- en ijzerconcentratie in het ondiepe bodemwater voor de bodemwaterraai F (flexpeil, Zuidelijk deelgebied). De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld wordt op de tweede as gegeven.

In de raai langs het geïsoleerde petgat in het Noordelijk deelgebied zakt de grondwaterstand langs de steile oever relatief diep uit (figuur 8.9.11). Op de locatie waar de hoogstgelegen cups liggen zelfs tot meer dan 50 cm onder maaiveld. De oeverlocatie ligt veel lager en verdroogt alleen in het droge voorjaar van 2011. De ijzer- en de fosforconcentraties dalen hier in drogere periodes als gevolg van bodemoxidatie en nemen toe wanneer het natter wordt. In de laaggelegen oeverzone blijft de sulfaatconcentratie jaar rond laag. Op de hoger gelegen legakker neemt de ijzerconcentratie sterk toe wanneer de grondwaterstand stijgt tot minder dan 0,5 m onder maaiveld. Dit is het gevolg van de reductie van de bodems waarbij gereduceerd ijzer vrijkomt (ook de alkaliteit stijgt). Deze reductie leidt hier echter niet tot een toename van de fosforconcentratie in de bodem. De toplaag van de legakker is jaar rond relatief droog. Het droge voorjaar van 2011 leidt hier tot een sterke stijging van sulfaatconcentratie.

De gradiënten laten het beeld zien dat we ook in de andere gebieden tegenkomen. Nattere condities leiden tot een toename van de ijzer- en fosforconcentratie als gevolg van de reductie van slecht oplosbare ijzer(hydr)oxiden in de bodem. Hierbij komt beter oplosbaar gereduceerd ijzer vrij en gaat voorheen aan ijzergebonden fosfor in oplossing. Onder drogere condities

gebeurt het omgekeerde en nemen de ijzer- en fosforconcentraties af. Bij verdroging komt ook sulfaat vrij als gevolg van de oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen (o.a. FeS_x). Wel komt er in de Westbroekse Zodden bij bodemoxidatie veel minder zwavel vrij dan in een gebied als de Ronde Hoep waar nog dikke lagen zeer zwavelrijk veen aanwezig zijn. Dit vertaalt zich uiteindelijk ook in veel lagere sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater.

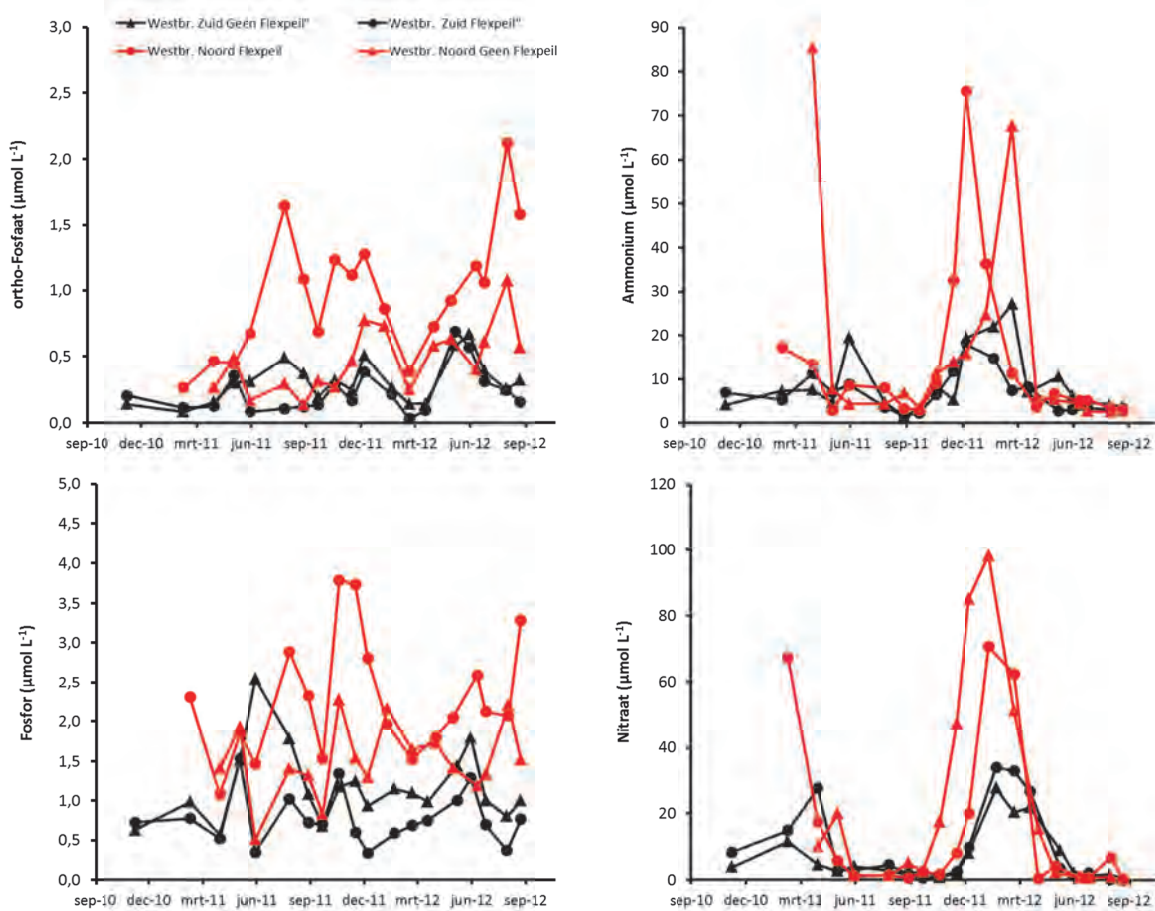


Figuur 8.9.11 Verloop van de alkaliteit en de sulfaat-, fosfor- en ijzerconcentratie in het ondiepe bodemwater voor de bodemvochtraai in Noordelijk deelgebied (flexpeil). De grondwaterstand in de oever t.o.v. maaiveld (nabij de locatie legakker), wordt op de tweede as gegeven.

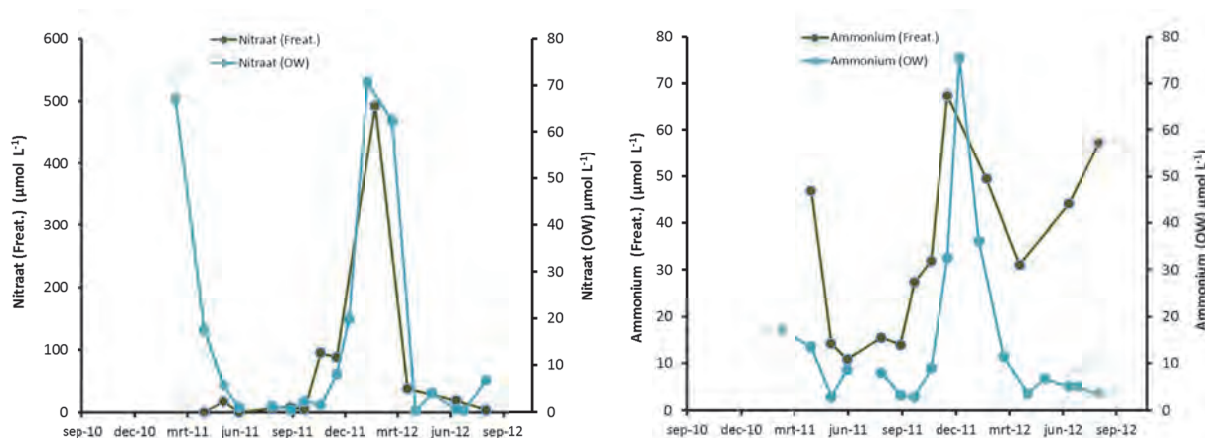
4.9.5 Oppervlaktewater nutriënten

In figuur 8.9.12 worden de ortho-fosfaat-, fosfor-, ammonium- en nitraatconcentraties gegeven van het oppervlaktewater. De hogere stikstofconcentraties in de winter worden veroorzaakt doordat er vanaf het najaar geen assimilatie van stikstof meer plaatsvindt door algen en planten. Het stikstof dat vrijkomt bij afbraak, nalevering uit de bodem en uitspoeling vanuit de oevers wordt niet meer opgenomen en tevens vindt er ook veel minder denitrificatie plaats in de onderwaterbodems. In het voorjaar zien we de stikstofconcentratie weer sterk dalen als gevolg van stikstofassimilatie door organismen. Opvallend zijn hierbij de veel hogere nitraat en ammoniumconcentratie in het Noordelijke deelgebied. Deze verschillen kunnen mogelijk worden verklaard door de verschillen in grondwaterinvloed en grondwaterkwaliteit tussen beiden deelgebieden. De grondwateranalyses laten zien dat het grondwater in het Noordelijk deelgebied in december 2011 erg rijk is aan nitraat. In peibus 19 en 20 (gelegen op de legakker langs het

Noordelijke petgat met flexibel peilbeheer), worden in februari 2012 nitraatconcentraties gemeten van respectievelijk 500 en 385 $\mu\text{mol L}^{-1}$. In de peilbuizen in het Zuidelijke deelgebied worden in dezelfde maand lage nitraatconcentraties gemeten die variëren tussen 1 en 28 $\mu\text{mol L}^{-1}$ met één uitschieter van 83 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Uit figuur 8.9.13 blijkt dat de ammonium en nitraatpieken in de toplaag van de legakker (metingen op 25 cm en 50 cm diepte uitgemiddeld) in de tijd samenvallen met de ammonium en nitraatpieken in het oppervlaktewater. In ieder geval is het duidelijk dat de petgaten in het Noordelijke deelgebied in de winter veel sterker worden aangereikt met nitraat en ammonium dan de petgaten in het Zuidelijke deelgebied. Deze aanrijking verloopt zeer waarschijnlijk via de aanvoer van nitraat- en ammoniumrijk grondwater. De verrijking van het (freatische) grondwater met nitraat en ammonium vindt waarschijnlijk (deels) plaats via de lokale uitspoeling van stikstof. Het Noordelijk deelgebied grenst direct aan een landbouwgebied. Het is bekend dat in dit gebied na forse regenbuien sloten directe oranje kunnen kleuren van het aangevoerde ijzer dat geoxideerd wordt, wat inderdaad aangeeft dat er een korte aanvoerrote van het freatische grondwater naar het oppervlaktewater is.



Figuur 8.9.12 Verloop van een aantal oppervlaktewaterkwaliteitsparameters. Er worden gemiddelde waarden gegeven voor petgaten die bij benadering een vergelijkbaar verloop laten zien.

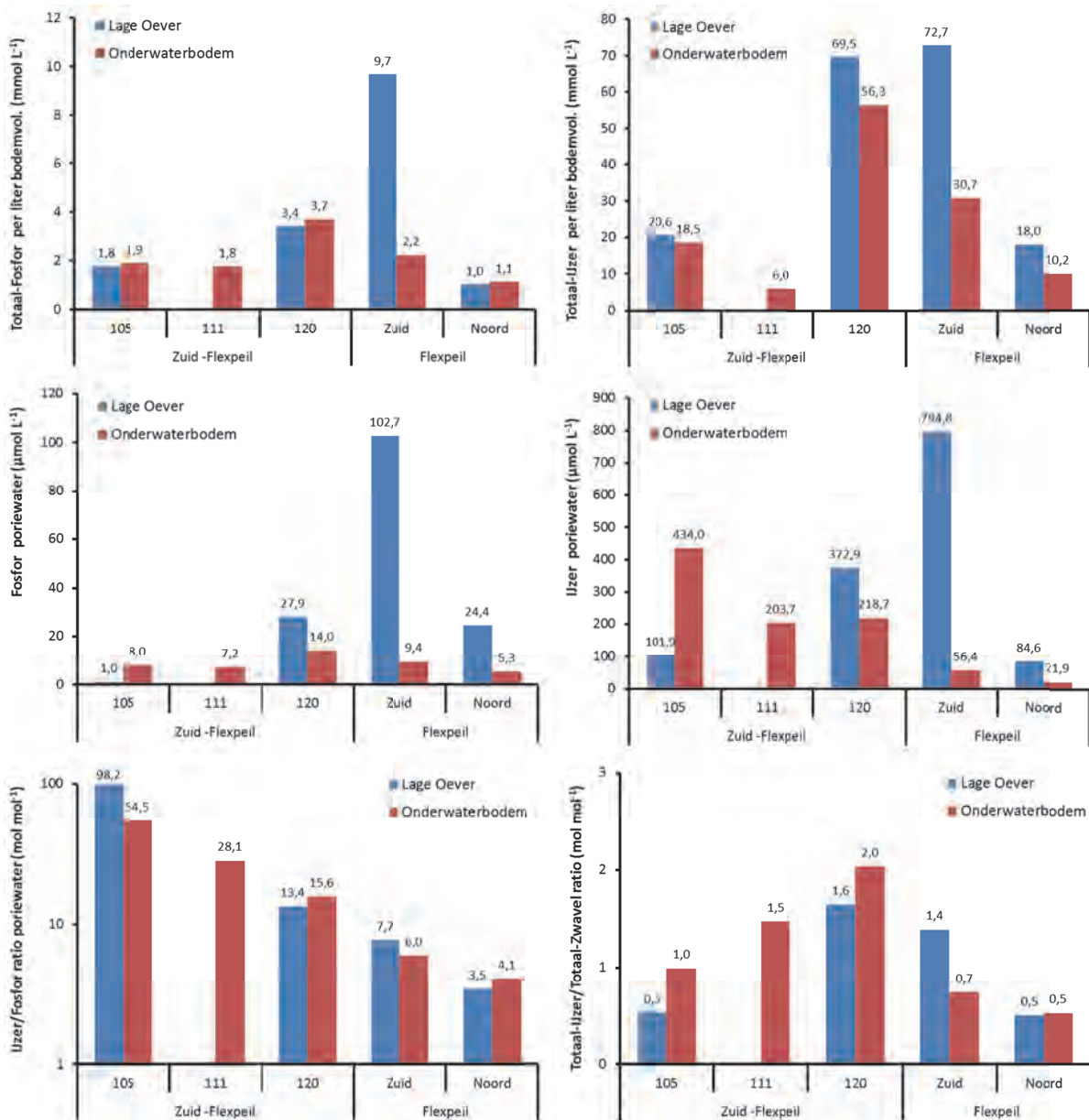


Figuur 8.9.13 Verloop van de nitraatconcentratie (links) en de ammoniumconcentratie (rechts) voor het freatische grondwater in de legakker (Freat.) en het oppervlaktewater (OW) van het aangrenzende geïsoleerde petgat uit het Noordelijke deelgebied.

4.9.6 Nalevering uit onderwaterbodems

Voor zowel de oeverzones als de onderwaterbodems hebben we te maken met ijzer/fosfor ratios die steeds hoger liggen dan 1 (figuur 8.9.14). Dit is gunstig en zal leiden tot een beperkte nalevering van fosfor uit de onderwaterbodems (zie hoofdstuk 3). Dit beeld komt overeen met de ortho-fosfaat en fosfor concentraties die worden gemeten in de waterlaag. De ortho-fosfaat concentraties van het oppervlaktewater zijn laag en voor de meeste petgaten overwegend lager dan $0,5 \mu\text{mol L}^{-1}$. De P concentraties in de onderwaterbodems blijven jaar rond stabiel en vertonen geen duidelijke seizoensvariatie.

De fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater zijn wel opvallend hoger in het geïsoleerde petgat uit het Noordelijke deelgebied. Opvallend is dat de stijging van de oppervlaktewaterpeilen rond half juli 2011, samenvalt met een stijging van de P concentraties in het oppervlaktewater (figuur 8.9.12). Inspoeling van P uit deze oeverzones is hiervoor waarschijnlijk de oorzaak. Figuur 8.9.14 laat zien dat in de oeverzones de P concentraties gemiddeld hoger zijn dan in de onderwaterbodems. Nalevering vanuit de oevers kan dus een belangrijke rol spelen. Daarbij zal echter ook de verhouding tussen ijzer en fosfor in het bodemwater van de oevers van belang zijn. Precipitatie van fosfor met ijzer in de aerobe waterlaag zal leiden tot een lagere beschikbaarheid wanneer er uit de oevers behalve fosfor ook ijzer meekomt. Opvallend is dat in de oevers en de onderwaterbodems van het geïsoleerde Noordelijke petgat er relatief minder gereduceerd ijzer in het bodemwater aanwezig is dan in de overige oevers waarvan we analysedata hebben (figuur 8.9.14), waardoor er in verhouding ook meer fosfor dan ijzer kan uitspoelen uit de oevers. Ook de ijzer:zwavel ratio van de onderwaterbodems van de geïsoleerde petgaten lijken relatief ongunstig (0,7 en 0,5 respectievelijk).



Figuur 8.9.14 Fosfor en ijzerconcentraties en ijzer:zwavel ratio's voor de onderwaterbodem en de bodem uit de oeverzones van vijf onderzochte petgaten. Ook worden de gemiddelde ijzer, fosfor en ijzer:fosfor ratio gegeven voor de metingen in het bodemwater. Links petgaten zonder flexpeil (Zuid-flexpeil), rechts de petgaten met flexpeil.

4.9.7 Conclusies

Flexpeil leidt tot meer invloed van regenwater waardoor de buffercapaciteit van het water afneemt. Verzurend treedt echter niet op omdat er nog voldoende alkaliteit wordt gegenereerd in de onderwaterbodems. De afbraak van organisch materiaal (waarbij alkaliteit wordt gegenereerd), wordt mogelijk echter wel geremd wat de waterkwaliteit in principe ten goede komt. De lagere alkaliteit is dus zeker niet perse ongunstig. De pH van het oppervlaktewater is echter hoog, waardoor voor ondergedoken waterplanten gemakkelijk CO₂ limitatie kan optreden (het grootste

deel van het anorganische koolstof is dan in de bicarbonaatvorm). Deze limitatie wordt alleen maar groter door flexpeil omdat de alkaliteit (deze wordt voornamelijk bepaald door de concentratie bicarbonaat) door isolatie fors daalt terwijl de pH van het oppervlaktewater maar weinig daalt.

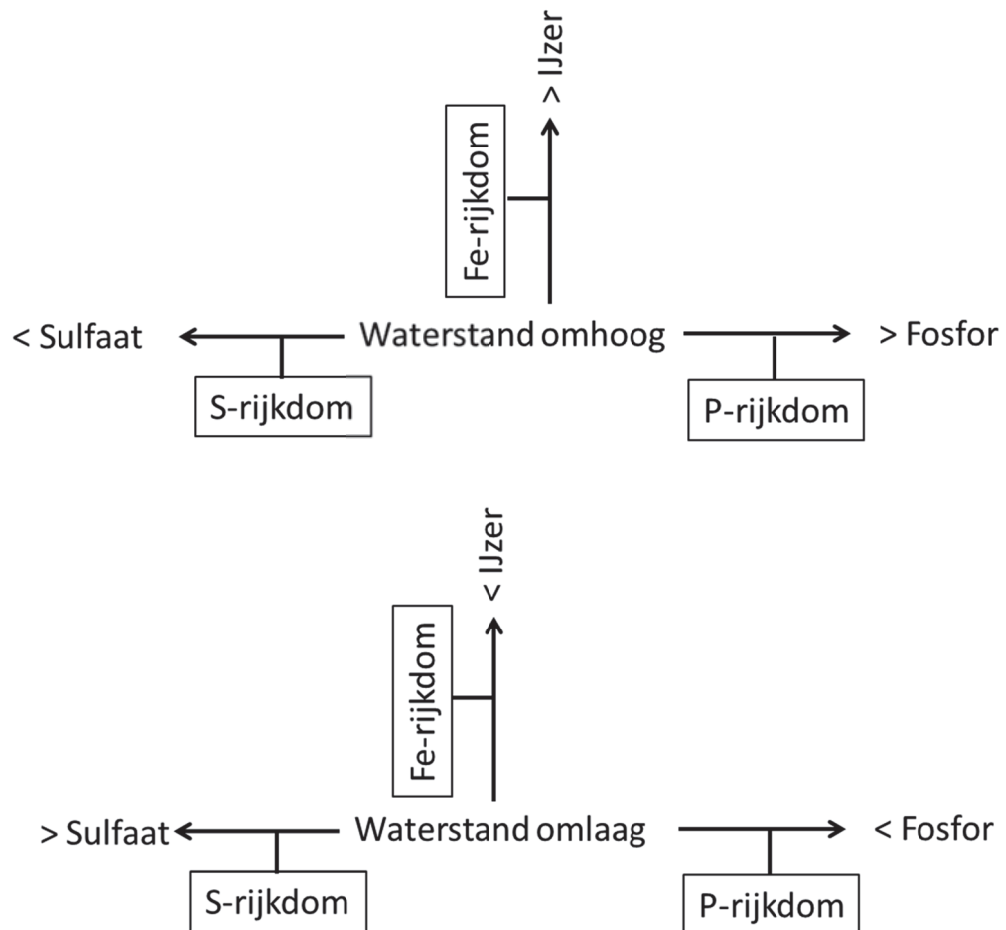
Het oppervlaktewater is over het algemeen arm aan fosfor. Uitspoeling uit de voedselrijkere oevers lijkt bij te dragen aan de P beschikbaarheid in het oppervlaktewater. Deze is wat hoger voor de petgaten uit het Noordelijke deelgebied. De stikstofbelasting, deze is met name goed terug te meten in de winterperiode, is fors hoger voor de petgaten van het Noordelijke deelgebied en hangt waarschijnlijk samen met de aanvoer van nitraat (en ammonium) via het grondwater.

Een positief aspect van het flexibele peilbeheer is de verminderde afbraak in de onderwaterbodem. Gebrek aan verlanding kan echter samenhangen met de relatief voedselrijke oevers en de lage beschikbaarheid van kooldioxide in het oppervlaktewater.

5. Synthese

5.1 Effecten waterpeilen op bodemkwaliteit oevers

Een flexibel oppervlaktewaterpeil kan in belangrijke mate de bodemwaterkwaliteit van de oeverzones bepalen. Hierbij speelt de dynamiek van de freatische grondwaterstanden en het gedrag van het water in de onverzadigde zone in reactie op de flexibele oppervlaktewaterstanden een belangrijke rol. Lagere grondwaterstanden leiden tot de oxidatie van oeverzones. Het water in de bodem verdwijnt en lucht met zuurstof dringt door in het bodemprofiel. Hierbij wordt de bodem geoxideerd. Bij hogere waterstanden gebeurt het omgekeerde. Lucht wordt vervangen door water in de bodem, waardoor de bodem anaeroob wordt en er zogenaamde (anaerobe) reductieprocessen gaan overheersen (zie hoofdstuk 3). De mate waarin de grondwaterstanden de bodemkwaliteit beïnvloeden hangt sterk af van de bodemeigenschappen (figuur 5.1). Ten slotte is het de vraag hoe deze processen in de bodem (via uit- en afspoeling) de oppervlaktewaterkwaliteit beïnvloeden.



Figuur 5.1 Schematische voorstelling van het effect van flexibel waterpeilbeheer op de interne processen in oeverbodems. De blokjes geven de factoren aan die het belang van de pijl bepalen. <: afname, >: toename.

Effecten op fosfor en ijzer

Een uitzakkend grondwaterpeil leidt tot de immobilisatie van fosfor. Dit komt doordat zuurstof gereduceerd ijzer oxideert waarbij ijzer(III)(hydr)oxides worden gevormd, waaraan fosfor goed kan binden. Het omgekeerde vindt plaats wanneer de grondwaterpeilen stijgen en de bodem zuurstofloos wordt. IJzer(III)(hydr)oxides worden gereduceerd waarbij fosfaat en ijzer oplossen. We zien dit vrijwel overal gebeuren waar we hebben gemeten, onafhankelijk van het type bodem of water. Het effect is echter verreweg het grootste in oevers van percelen waarvan de toplaag rijk is aan fosfor dat gebonden is aan ijzer.

Effecten op zwavel

Uitzakkende grondwaterpeilen leiden juist tot het vrijkomen van sulfaat. Dit komt omdat natte anaerobe bodems vaak veel gereduceerd zwavel bevatten dat vaak gebonden is aan gereduceerd ijzer (onder andere pyriet) en dus weinig mobiel is. Dit zwavel wordt geoxideerd tot het mobiele sulfaat, wanneer hier zuurstof bij komt. Bij stijgende grondwaterpeilen neemt deze oxidatie juist af en komt er minder sulfaat vrij, of wordt er juist sulfaat gereduceerd tot sulfide. We zien ook dit vrijwel overal gebeuren waar we hebben gemeten. Het effect is echter verreweg het grootste in oevers van percelen waarvan de bodem rijk is aan gereduceerd zwavel, bijvoorbeeld onder invloed van brakwater of zeewater in het verleden.

In gebieden als de Ronde Hoep en Middelpolder, hebben we te maken met zwavelrijke veenbodems waarvan de toplaag als gevolg van het landbouwkundige gebruik en de historische veenoxidatie, sterk verrijkt is met fosfor. In deze gebieden zien we dat nattere condities leiden tot hogere fosforgehaltes en lagere sulfaatconcentraties in zowel het bodemwater van de oevers als het oppervlaktewater. Drogere condities hebben het omgekeerde effect. Voor een gebied als de Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven, met veel lagere zwavel- en fosforconcentraties in de bodem, is het effect van de grondwaterstand op de bodemwaterkwaliteit veel kleiner.

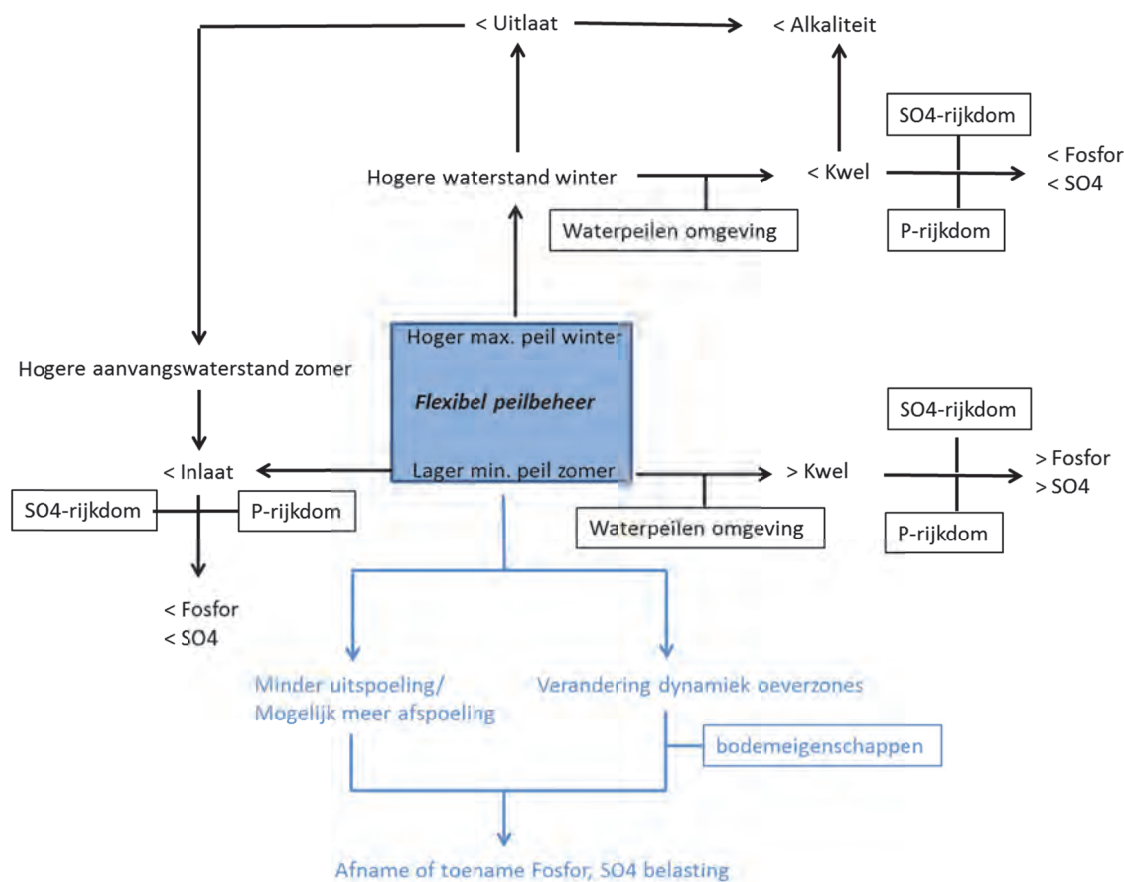
Inschatting

De effecten van peilfluctuatie met betrekking tot de ijzer-, fosfor- en zwavelkringloop in de oevers zijn dus in te schatten aan de hand van de bodemkarakteristieken. Meestal treden deze effecten vooral op in de eerste 1 tot 2 meter van de oever en worden de effecten dieper het perceel in meer gestuurd door de weercondities. Structurele peilverhogingen en -verlagingen kunnen grote effecten hebben op de grondwaterstand. Dit effect neemt af op afstand van het oppervlaktewater maar kan tot enkele tientallen meters het perceel in reiken (STOWA. Hoofdrapport Flexibel peilbeheer, 2012). Wanneer hogere waterstanden leiden tot overstroming van de percelen, vinden effecten over grotere afstand plaats.

5.2 Werkelijke nutriëntenbelasting oppervlaktewater

Een flexibel peilbeheer zal over het algemeen leiden tot een verandering van de belasting van het oppervlaktewater (figuur 5.2). Wanneer het flexibele waterpeilbeheer tot hogere oppervlaktewaterstanden leidt in de winter zal dit leiden tot minder uitlaat van oppervlaktewater en, afhankelijk van de waterstanden in nabij gelegen peilvakken, tot minder toestroom van grondwater (kwel). Bovendien zal er minder water uit de percelen naar het oppervlaktewater stromen. Minder kwel zal ook leiden tot een verminderde aanvoer van sulfaat en fosfor via het kwelwater. Uiteraard zal de omvang hiervan vooral ook afhankelijk zijn van de kwaliteit (sulfaat en fosforgehalte) van het grondwater.

Het minder uitlaten van water in de winter betekent echter ook dat het minimum oppervlakte-waterpeil in de zomer minder snel bereikt wordt. Ook zal het flexibele peilbeheer vaak voorzien in een lagere toelaatbare minimum oppervlaktewaterstand. Beide betekenen dat er, uiteraard afhankelijk van de klimatologische condities, (veel) minder oppervlaktewater hoeft te worden ingelaten in de zomermaanden. Minder inlaat van oppervlaktewater betekent uiteraard ook een verminderde aanvoer van fosfor en sulfaat via het oppervlaktewater. Wanneer de waterpeilen daadwerkelijk dieper uitzakken in de zomermaanden dan bestaat de mogelijkheid dat er, afhankelijk van de waterpeilen in aangrenzende peilvakken, meer kwel optreedt uit de omgeving. Hierdoor zou er in de zomer juist meer aanvoer kunnen plaatsvinden van sulfaat en fosfaat maar ook ijzer (zie paragraaf 5.6) via het grondwater.



Figuur 5.2 Schematische voorstelling van het effect van flexibel peilbeheer op de belasting met fosfor en sulfaat. De blokjes geven de factoren aan die het belang van de pijl bepalen. <: afname, >: toename. In blauw:

De verminderde inlaat leidt dus tot een afname van de (externe) belasting van sulfaat en fosfor via het oppervlaktewater. De veranderde kwelstromen die het gevolg kunnen zijn van flexibel peilbeheer kunnen echter leiden tot een toename van de influx van sulfaat en fosfor via het grondwater in de zomermaanden en een afname van de influx in de wintermaanden. De effecten van veranderde kwelstromen zullen kleiner worden wanneer over grotere aaneengesloten oppervlakten (bijvoorbeeld meerdere peilvakken), een flexibel peilbeheer wordt ingezet.

De gebiedsinterne belasting van het watersysteem wordt bepaald door toestroming vanuit de percelen/oeveren. Deze laatste post wordt bepaald door de fosforconcentraties van het bodemwater en de hoeveelheid water die vanuit het perceel, via uit- en/of afspoeling naar de sloot loopt. Wanneer flexibel peilbeheer leidt tot gemiddeld nattere condities, zoals in de in dit rapport onderzochte gebieden het geval was, zal flexibel peilbeheer leiden tot een toename van de P beschikbaar in het bodemwater. De post uit- en afspoeling zal als gevolg van een flexibel peilbeheer echter meestal afnemen (zie Deltares Hydrologie rapport C. 2012) waardoor ondanks hogere fosforconcentraties (als gevolg van nattere bodemcondities) de belasting vanuit de percelen gelijk kan blijven of zelfs kan afnemen.

5.3 Onderwaterbodem

De onderwaterbodem levert vaak ook fosfaat na naar de waterlaag en vormt potentieel een belangrijke interne fosforbron. De mobiliteit van zowel ijzer en fosfor zijn bepalend voor deze nalevering (zie hoofdstuk 3). In bodems waarin veel ijzer gebonden is aan gereduceerd zwavel zal de mobiliteit van ijzer in de onderwaterbodem laag zijn en de mobiliteit van fosfor relatief hoog. Dit soort bodems levert potentieel veel fosfor na naar de waterlaag en draagt dus bij aan de interne belasting van het oppervlaktewater. In waterbodems die liggen in een gebied met zwavelrijke bodems is dit vrijwel altijd het geval. Uitspoeling van sulfaat uit de percelen en inlaat van sulfaatrijk oppervlaktewater leidt tot een verhoogde belasting van het watersysteem met sulfaat. In de onderwaterbodem wordt sulfaat gereduceerd tot sulfide. Het sulfide dat vrijkomt bindt met ijzer in de onderwaterbodems waardoor de fosfaatbinding aan ijzercomplexen afneemt. Ook wordt hierbij organische materiaal afgebroken waarbij nutriënten vrijkomen.

Een hoger oppervlaktewaterpeil als gevolg van een flexibel peilbeheer zal leiden tot een afname van de sulfaatbelasting. Dit komt omdat er minder sulfaat vrijkomt door oxidatieprocessen in de oevers en doordat er (bij hogere oppervlaktewaterstanden) ook minder uitspoeling uit de percelen plaatsvindt. Daarnaast zal een flexibel peilbeheer ook leiden tot een verminderde sulfaatbelasting via inlaat. Toch zal een verminderde sulfaatbelasting als gevolg van een flexibel peilbeheer, (zoals we bijvoorbeeld hebben gezien in de Ronde Hoep en de Middelpolder) niet altijd leiden tot een verminderde nalevering van fosfor uit de onderwaterbodem. Dit komt omdat een vermindering van de sulfaatbelasting voor zwavelrijke systemen niet heel snel zal doorwerken in een herstel van de onbalans tussen ijzer en zwavel in de onderwaterbodem.

Andersom kan voor onderwaterbodems met een nog gunstige totaal-ijzer: totaal-zwavel balans een relatief hoge sulfaatbelasting op de langere termijn leiden tot problemen. Zwavelreductie en vastlegging van gereduceerd ijzer aan gereduceerd zwavel zal geleidelijk aan leiden tot een afname van de mobiliteit van ijzer en een toename van de mobiliteit van fosfor. Dit proces kan sterk worden vertraagd door de sulfaatbelasting te verminderen. Bovendien leidt een afname van de sulfaatbelasting tot een afname van de anaerobe afbraak van organische materiaal.

5.4 Kritische nutriëntenbelasting

De kritische nutriëntenbelasting is een maat voor de draagkracht van het watersysteem. Bij een belasting hoger dan de kritische belasting domineren algen en kroos. Bij een belasting onder de kritische grenzen domineren ondergedoken waterplanten. De kritische nutriëntenbelasting wordt

beïnvloed, omdat de waterdiepte verandert, de verblijftijd toeneemt en het areaal oeverplanten toeneemt.

Flexibele peilbeheer leidt tot een langere verblijftijd van het water binnen het gebied. De toename van de verblijftijd zal leiden tot een afname van de kritische nutriëntenbelasting. Bij een gelijkblijvende belasting zullen de nutriëntenconcentraties immers stijgen en neemt de kans op de groei van algen en kroos toe. In de Middelpolder neemt de verblijftijd bijvoorbeeld toe van 5 tot 55 dagen. Dit heeft belangrijke gevolgen voor de kritische nutriëntenbelasting.

Ook veranderingen van de waterdiepte kunnen een effect hebben op de kritische nutriëntenbelasting. Bij een toenemende waterdiepte kan minder licht de waterbodem bereiken. Dit verhindert de groei van ondergedoken waterplanten. In principe kan een flexibel peilbeheer leiden tot zowel een toename als een afname van de waterdiepte. In de meeste in dit onderzoek onderzochte gebieden is de verandering van waterdiepte beperkt. In geen van de gebieden wordt het waterpeil echter veel lager in de zomer.

Een flexibel peilbeheer beïnvloedt ook de ontwikkeling van de oevervegetatie. Uit het onderzoek van het NIOO (NIOO-KNAW. Vegetatie, 2012) blijkt dat een flexibelpeilbeheer kan leiden tot een verbeterde oeverontwikkeling. In de huidige situatie blijkt vaak deze ontwikkeling echter nog sterk te frustreren. De ontwikkelen van een oevervegetatie kan de kritische maximale toelaatbare belasting van het systeem doen toenemen. Oevers zorgen bijvoorbeeld voor de invang van slib en voor versterkte denitrificatie, maar vormen bovendien een geschikt habitat voor plantminnende roofvis (zoals Snoek) en bieden een schuilmogelijkheid voor watervlooien. Watervlooien en roofvis kunnen bijdragen aan het herstel van ondergedoken waterplanten en het in stand houden van helder water.

5.5 Balans tussen kritische en werkelijke nutriëntenbelasting

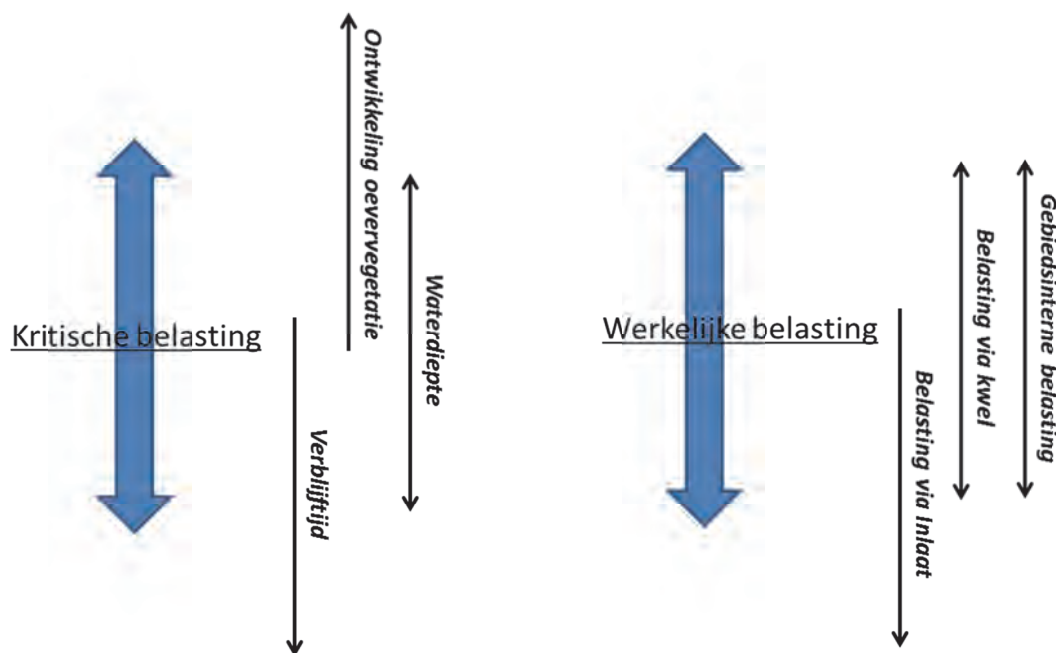
Het effect van het flexibelpeilbeheer op de waterkwaliteit wordt bepaald door de veranderingen in de kritische belasting en de werkelijke belasting. De langere verblijftijd en lokaal de toename van de waterdiepte, zullen in de meeste gebieden leiden tot slechts een geringe toename of zelfs een aanzienlijke afname van de kritische belasting. Als vaak de oeverontwikkeling niet in de weg zou staan, zou de kritische belasting in de meeste gebieden toenemen (STOWA. Hoofdrapport Flexibel peilbeheer, 2012).

Wil er sprake zijn van een verbetering van de situatie dan zal de werkelijke belasting sterker moeten afnemen of minder sterk moeten toenemen dan de kritische belasting. Kortom de ratio tussen de kritische belasting en de werkelijke belasting moet toenemen. De belasting via inlaat neemt als gevolg van het flexibelpeilbeheer (fors) af. Voor gebieden met een groot aandeel oppervlaktewater is de inlaat een dominante post voor de nutriëntenvrucht. De verblijftijd zal ook toenemen maar deze is meestal al relatief lang. Flexibelpeil beheer resulteert hier vrijwel altijd in een verbetering van de waterkwaliteit. De effecten van een toe- of afname van de kwel zijn moeilijk in te schatten maar spelen waarschijnlijk met name voor de kleine peilvakken, met een relatief grote invloed vanuit de omliggende peilvakken, een rol (Westbroekse Zodden en Oostelijk Binnenveld van Tienhoven) een rol.

De nalevering uit de onderwaterbodem zal op korte termijn weinig veranderen. Voor de nalevering uit de percelen geldt dat door de gemiddelde hogere waterpeilen de P concentraties in

het bodemwater zullen toenemen. De uitafspoeling (debiet) neemt als gevolg van het flexibelpeilbeheer af maar de afspoeling over maaiveld kan toenemen. Het product van het debiet en de concentraties bepalen uiteindelijk de nutriëntenvracht uit de percelen. Wanneer het debiet halveert maar de P concentraties verdubbelen dan zal er toch geen sprake zijn van een verandering van de nutriëntenvracht uit de percelen. De waterflux vanuit de percelen zal door een flexibel peil meestal afnemen maar de fosforconcentraties van het bodemwater zullen toenemen. Als resultante is er meestal toch een netto een afname van de fosforvracht via uit- en afspoeling (STOWA. Hoofdrapport Flexibel peilbeheer, 2012) maar per saldo is deze afname veel minder groot dan de afname van de uitspoeling van sulfaat, waarvoor de bodemwaterconcentraties afnemen als gevolg van stijgende peilen in de percelen.

In gebieden waar veel fosfor vrijkomt uit de onderwaterbodem of van het omringende land, kan de toename van verblijftijd bij een onvoldoende grote afname van de belasting uit de onderwaterbodem of de percelen leiden tot een toename van de fosforconcentraties van het oppervlaktewater. Dit is heel duidelijk zichtbaar in de Middelpolder. De verminderde aanvoer van fosfor via het oppervlaktewater weegt dan niet op tegen het negatieve effect van de verminderde afvoer.



Figuur 5.3. Schematische voorstelling effecten van flexibel peilbeheer op de kritische en de werkelijke nutriëntenbelasting. De zwarte pijlen geven de ranges van de verschillende sturende factoren en processen aan, met de richting(en) van hun effecten.

In de onderzochte FLEXPEIL gebieden leidde het flexibel peilbeheer stevast tot gemiddeld nattere condities, soms als gevolg van peilopzet. Voor gebieden met zwavelarme bodems leidt dit niet tot een grote verschuiving van de interne belasting met sulfaat. De sulfaatbelasting was al laag (zoals voor de gebieden Westbroekse Zodden en de Oostelijke binnenpolder van Tienhoven) en zal door een iets hogere waterstand niet verder afnemen. De P belasting zal voor P arme gebieden ook niet sterk veranderen. Hogere grondwaterstanden leiden ook tot een toename van de

ijzerconcentratie van het bodemwater in de oevers. Uitspoelend ijzer zal in het oppervlaktewater worden geoxideerd waarna het neerslaat met fosfor. In de onderwaterbodems van zwavelarme gebieden is ook altijd veel meer opgelost ijzer dan fosfor aanwezig. Hierdoor is de nalevering naar de waterlaag gering. Omdat het effect van flexibel peilbeheer op de interne biogeochemische processen gering is, zullen de andere posten (afname inlaatvracht nutriënten versus eventuele effecten op de aanvoer van nutriënten via kwel) het effect bepalen en doorgaans leiden tot een positief effect op de waterkwaliteit. Hoewel voor zwavel- en fosforarme gebieden de waterkwaliteit vaak al redelijk goed was zal het flexibel peilbeheer leiden tot een verdere verbetering van de waterkwaliteit.

Met name voor gebieden met fosforrijke bodems zal bij een flexibel peilbeheer met gemiddeld nattere condities de werkelijke belasting waarschijnlijk niet veel meer afnemen dan de kritische belasting. Opgemerkt dient te worden dat voor zwavel- en fosforrijke gebieden de waterkwaliteit vaak al relatief slecht tot zeer slecht was voor het instellen van het flexibel peil en dat het flexibel peilbeheer op de korte termijn in het meest ongunstige geval slechts leidt tot een verdere verslechtering of een verbetering die resulteert in een minder slechte waterkwaliteit. Als flexibel peilbeheer leidt tot het langer vasthouden van water (langere verblijftijd), zal de waterkwaliteit over het algemeen verslechteren.

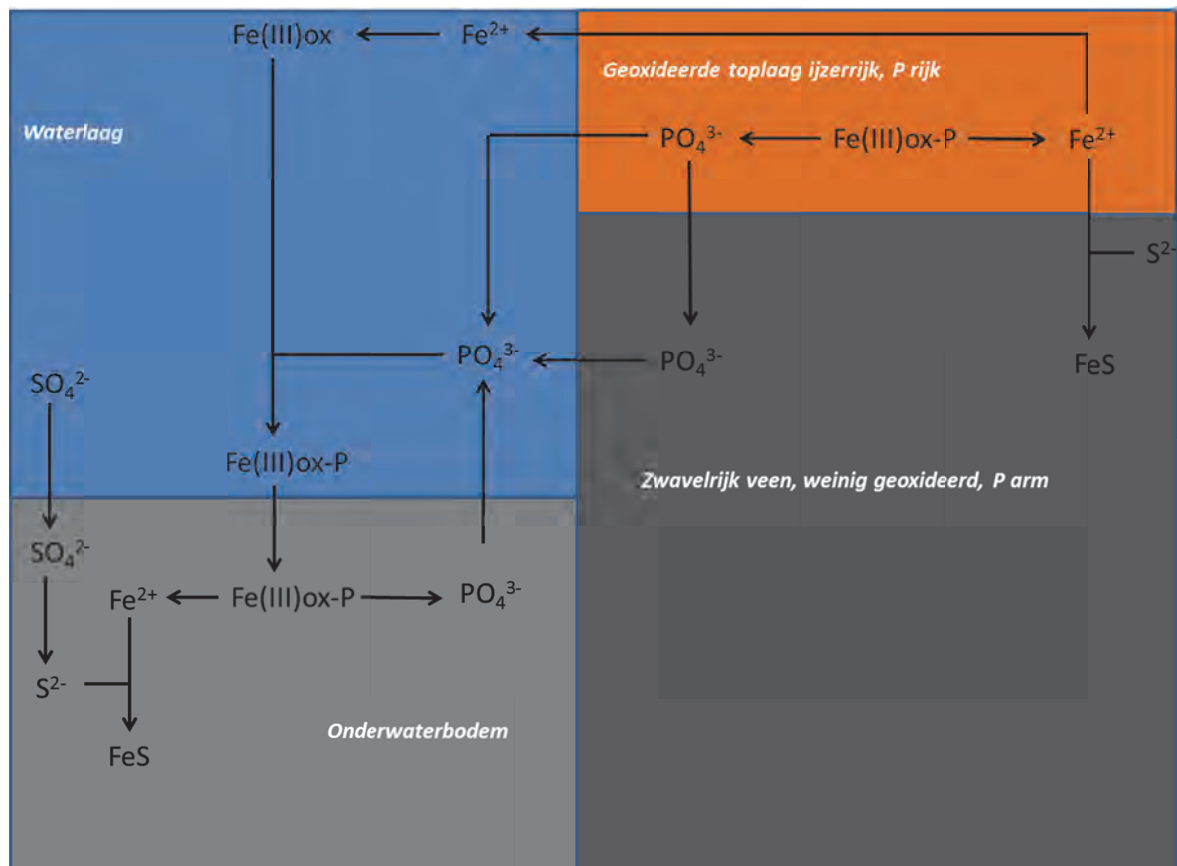
5.6 Zwavel-/fosforrijke systemen; effecten op langere termijn

Voor zwavel- en fosforrijke systemen (veenweide gebieden, zoals Middelpolder en Ronde Hoep) spelen de gebiedsinterne processen een zeer belangrijke rol en is het verbeteren van de waterkwaliteit een grote uitdaging. Overigens is het van belang om hierbij, zoals te doen gebruikelijk, niet alleen te kijken naar de fosforfluxen maar ook de ijzerfluxen mee te nemen. De geoxideerde toplaag is relatief rijk aan ijzer waaraan erg veel fosfor is gebonden. Reductie van ijzerhydroxides onder nattere condities, met name wanneer er sprake is van inundatie van het maaiveld, zal hier leiden tot het vrijkomen van fosfor en ijzer. Dit kan uitspoelen naar diepere bodemlagen. In deze diepere bodemlagen wordt het ijzer gebonden aan gereduceerd zwavel en blijft het fosfor in oplossing. Dit fosfor kan potentieel uitspoelen naar het oppervlaktewater.

Deels kan de uitspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater echter worden gemitigeerd door de uitspoeling van ijzer uit ondiepere bodemlagen. Dit ijzer wordt in de waterlaag geoxideerd waarna het fosfor kan binden dat vervolgens uitzakt naar de onderwaterbodem. In de onderwaterbodem wordt het ijzer gereduceerd en bindt het aan sulfide dat vrijkomt bij de reductie van sulfaat in de onderwaterbodem. Hierdoor is in de onderwaterbodem de mobiliteit van fosfor hoog en de mobiliteit van ijzer laag. De nalevering van fosfor uit de onderwaterbodem kan dan ook fors zijn. Nattere condities zullen echter leiden tot een toename van de ijzerinflux en een afname van de sulfaatbelasting waardoor op de lange termijn de nalevering uit de bodem mogelijk kan afnemen. Op de korte termijn blijkt het flexibele peil in de onderzochte zwavel- en P-rijke gebieden niet te leiden tot een afname van de potentiële nalevering van fosfor uit de onderwaterbodems.

In zwavel- en fosforrijke gebieden kunnen additionele maatregelen de interne belasting sterk verminderen. Hierbij kan gedacht worden aan het afplaggen van voedselrijke oevers/percelen en vervolgens instellen van een bufferzone zonder bemesting, het beijzeren van sloten en eventueel het baggeren van sloten (afhankelijk van de kwaliteit van de bodem onder de sliblaag). Dit zou voor systemen met een zware interne belasting kunnen leiden tot een forse afname van de

gebiedsinterne belasting waardoor de kans dat de balans doorslaat naar een verbetering van de waterkwaliteit veel groter is.



Figuur 5.4. Schematische voorstelling van het effect van een hoger waterpeil in een veenweidegebied met zwavelrijk veen met een geoxideerde en bemeste toplaag

5.7 Verlaging van de alkaliteit

Als gevolg van het vasthouden van regenwater en mogelijk ook de verminderde kwel en toestroom van water uit de percelen, zal de alkaliteit (waterhardheid) van het oppervlaktewater dalen bij flexibel peilbeheer. In alle onderzoeksgebieden leidde het flexibele peilbeheer tot minder alkaliën (minder hard, lagere calcium-, magnesium- en bicarbonaatconcentraties). Dit is positief omdat een lagere alkaliteit beter overeenkomt met de oorspronkelijke waterkwaliteit en geprefereerd wordt door de voor laagveenwateren karakteristieke ondergedoken waterplantenvegetaties (Bloemendaal en Roelofs, 1988). Bovendien kan hard water de afbraak van organisch materiaal stimuleren (Smolders e.a. 2006). Veel van het West-Nederlandse oppervlaktewater is nu veel te hard vanwege het omgekeerde peilregime.

5.8 Slotconclusie

Ondanks de in de inleiding genoemde zaken die vergelijkingen in het veld moeilijk maken, zeker binnen een looptijd van twee jaar, heeft het onderzoek een aantal duidelijke inzichten voortgebracht die van direct en groot belang zijn voor het waterbeheer in Nederland. Deze biogeochemische inzichten zijn ingebracht in het hoofdrapport (STOWA. Hoofdrapport Flexibel peilbeheer, 2012), en spelen een essentiële rol bij de keuzen die gemaakt moeten worden met betrekking tot mogelijk peilbeheer (beslisboom).

Literatuur

- Armstrong J., Afreen Zobayed F. & Armstrong W. (1996). *Phragmites* die-back: sulphide- and acetic acid-induced bud and root death, lignifications, and blockages within aeration and vascular systems. *New Phytologist* 134: 601-614.
- Armstrong W. & Boatman DJ. (1967). Some field observations relating the growth of bog plants to conditions of soil aeration. *Journal of Ecology* 55: 101-110.
- Boedeltje G., Smolders A.J.P., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M. (2005). Interactions between sediment propagule banks and sediment nutrient fluxes explain floating plant dominance in stagnant shallow waters. *Archiv für Hydrobiologie* 162: 349-362.
- Chambers R.M. (1997). Porewater chemistry associated with *Phragmites* and *Spartina* in a Connecticut tidal marsh. *Wetlands* 17: 360-367.
- De Lyon, M.J.H. & Roelofs J. G. M. (1986). Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholiek Universiteit, Nijmegen
- Borren, W. et al. 2012. Flexpeil Hydrologie deelrapport A. Systeemanalyse en monitoringsopzet. Deltares. (1202707-001-BGS-0003) (Deltares. Hydrologie: systeemanalyse en monitoringsopzet).
- Borren, W. et al. 2012. Flexpeil Hydrologie deelrapport C. Modelling en analyse. Deltares. (1202707-001-BGS-0005). (Deltares. Hydrologie: modellering en analyse)
- 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 aquatic biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology* 53: 2101-2116.
- Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Banach A.M., van de Graaf J.P.M., Roelofs J.G.M. & Lamers L.P.M. (2010). The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 44: 3487-3495.
- Groenendijk J., Van 't Veer R., Smolders A., van Diggelen J. & van den Broek T. (2012). Waterkwaliteit, mestgift en weidevogels in Laag-Holland Analyse van waterkwaliteits- en weidevogeldoelstellingen in relatie tot bemesting. Rapport Royal Haskoning.
- Hendriks, R.F.A. & van den Akker J.J.H. (2012). Effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in veenweiden. Modelberekeningen met SWAP-ANIMO voor veenweide-eenheden naar veranderingen van de fosfor-, stikstof- en sulfaatbelasting van het oppervlaktewater bij toepassing van onderwaterdrains in het Westelijke veenweidegebied. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport (in voorbereiding)
- Howes B.L., Teal J.M. & Peterson S. (2005). Experimental *Phragmites* control through enhanced sediment sulfur cycling. *Ecological Engineering* 25: 2929-303.
- Koch MS & Mendelssohn IA. (1989). Sulfide as a soil phytotoxin: differential responses in two marsh species. *Journal of Ecology* 77: 565-578.
- Koch MS, Mendelssohn IA & McKee KL. (1990). Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. *Limnology and Oceanography* 35: 399-408.
- Lamers LPM, Tomassen HBM & Roelofs JGM. (1998). Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.
- Li S, Mendelssohn IA, Chen H & Orem WH. (2009). Does sulphate enrichment promote the expansion of *Typha domingensis* (cattail) in the Florida Everglades? *Freshwater Biology* 54: 1909-1923.
- Lucassen E.C.H.E.T., Smolders A.J.P., van de Crommenacker, J. & Roelofs J.G.M. (2004). Effects of stagnating sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: a field experiment. *Archiv für Hydrobiologie* 160: 117-131.

- Mulderij G., Smolders A.J.P. & Van Donk, E. 2006. Allelopathic effect of the aquatic macrophyte, *Stratiotesaloides*, on natural phytoplankton. *Freshwater Biology* 51: 554-561.
- Mulderij G., Mau B., de Senerpont Domis L. N, Smolders A. J.P. & Van Donk E. (2009). Interaction between the macrophyte *Stratiotes aloides* and filamentous algae: does it indicate allelopathy? *Aquatic Ecology* 43: 305-312.
- Sarneel, J.M. et al. 2012. Effecten van waterpeilfluctuatie op vegetatie. NIOO-KNAW). (NIOO-KNAW. Vegetatie. 2012).
- Smolders A.J.P. & Roelofs J.G.M. (1993). Sulphate mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany* 46: 247-253.
- Smolders A.J.P. & Roelofs J.G.M. (1996a). The roles of internal iron hydroxide precipitation, sulphide toxicity and oxidizing ability in the survival of *Stratiotes aloides* roots at different iron concentrations in sediment pore water. *New Phytologist* 133: 253-260.
- Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M. & den Hartog C. (1996b). Possible causes for the decline of the water soldier (*Stratiotesaloides* L.) in the Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie* 136: 327-342.
- Smolders A.J.P., den Hartog C., van Gestel C. & Roelofs J.G.M. (1996c). The effects of ammonium on growth, accumulation of free amino acids and nutritional status of young phosphorus deficient *Stratiotes aloides* plants. *Aquatic Botany* 53: 85-96.
- Smolders A.J.P., van Riel M.C. en Roelofs J.G.M., (2000). Accumulation of free-amino acids as an early indication for physiological stress (nitrogen overload) due to elevated ammonium levels in vital *Stratiotes aloides* L. stands. *Archiv für Hydrobiologie* 150: 169-175.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Moonen M., Zwaga K. & Roelofs J.G.M. (2001). Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., den Hartog C. & Roelofs J.G.M. (2003). Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in the Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia* 506/509: 603-610.
- 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: 93-111.
- Smolders A.J.P., Van den Broek T., Lucassen E., Van der Welle M. en Zaadnoordijk W.J. (2011). Monitoring proefsloten Lopikerwaard. Onderzoekcentrum B-WARE en Royal Haskonig. Nijmegen. Rapport 2011-30.
- STOWA. 2012. Flexibel peil, van denken naar doen - hoofdrapport. Flexibel peilbeheer als maatregel ter verbetering van de waterkwaliteit en bevordering van de oevervegetatie en verlanding. Waternet, NIOO, B-ware, Deltares, Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, Landschap Noord-Holland, Wetterskip Fryslân, Witteveen+Bos en STOWA.
- Van der Heide T., Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Van Katwijk M. & Roelofs J.G.M. (2010). Nutrient mobility correlates with bicarbonate accumulation in marine and freshwater sediment – empirical evidence from pore water analyses. *Applied Geochemistry* 25: 1825-1829.
- Van der Welle MEW, Cuppens M, Lamers LPM & Roelofs JGM. (2006). Detoxifying toxicants: interactions between sulphide and iron toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 1592–1597.
- Van der Welle MEW, Smolders AJP, Op den Camp HJM, Roelofs JGM & Lamers LPM. (2007a). Biogeochemical interactions between iron and sulphate in freshwater wetlands and their implications for interspecific competition between aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 52: 434–447.

Van der Welle MEW, Niggebrugge K, Lamers LPM & Roelofs JGM. (2007b). Differential responses of the freshwater wetland species *Juncus effusus* L. and *Caltha palustris* L. to iron supply in sulfidic environments. *Environmental Pollution* 147: 222-230.

Vermaat J., Harmsen J., Hellmann F., van der Geest H., de Klein J., Kosten S., Smolders A. & Verhoeven J. 2012. Zwaveldynamiek in het West-Nederlandse laagveengebied; met het oog op klimaatsverandering. Rapport AE-12/01.

Wu J, Cheng S, Liang W, Wu Z. Effects of organic-rich sediment and below-ground sulfide exposure on submerged macrophyte, *Hydrilla verticillata*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83: 497-501.

B

ware

www.b-ware.eu

stowa

STICHTING
TOEGEPAST ONDERZOEK WATERBEHEER

stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 033 460 32 00 FAX 033 460 32 50
Stationsplein 89
POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

