

Polder Stein-noord

Biogeochemisch onderzoek naar de water-, oever- en slibkwaliteit van de sloten



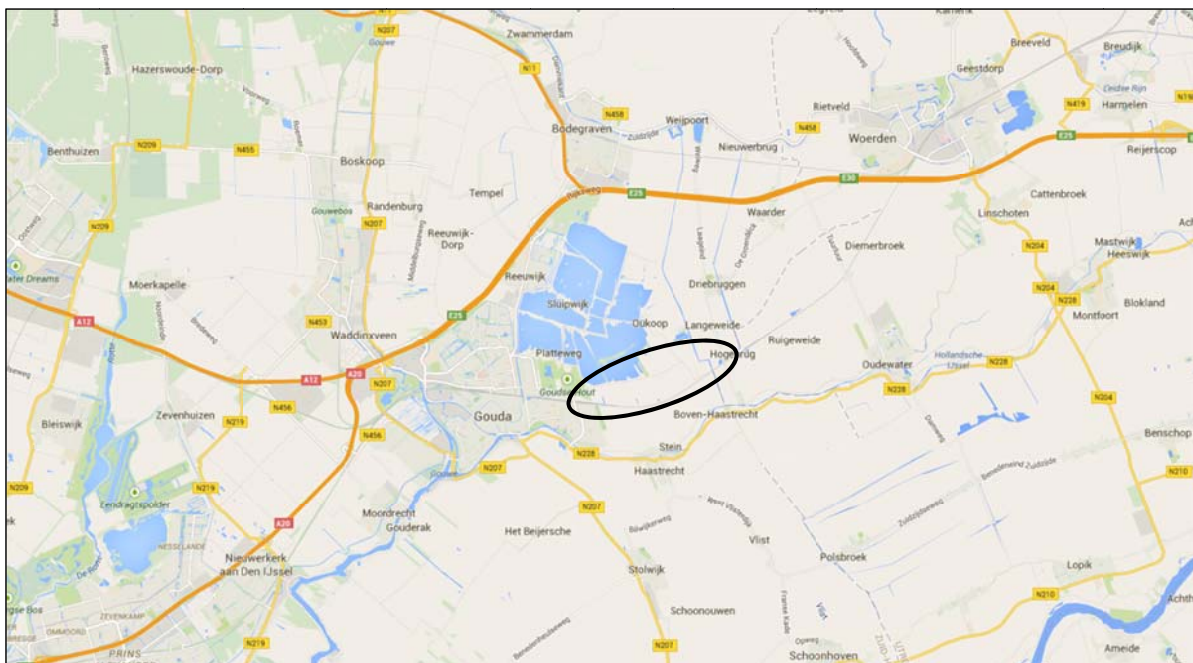
Opdrachtgever: Hoogheemraadschap van Rijnland & Staatsbosbeheer
• Projectnummer: PR 14.072 • Rapportnummer: 2015.17 • Datum: 19-12-2015
• Auteurs: Moni Poelen & Fons Smolders

Inhoudsopgave

1. Inleiding	5
2. Materiaal en methoden	7
2.1 Veldwerkzaamheden	7
2.2 Analysen	8
3. Resultaten	11
3.1 Waterbodem	11
3.2 Oever	20
3.3 Oppervlaktewater	26
3.4 Meerjarige meetreeksen oppervlaktewater	33
4. Conclusie	41
5. Literatuur	45
Bijlagen	47

1. Inleiding

Polder Stein is gelegen ten zuiden van de Reeuwijkse plassen en ten oosten van Gouda (figuur 1). Het is veenweidegebied, met name bestaand uit grasland en maakt onderdeel uit van het Natura 2000-gebied 'Broekvelden, Vettebroek & Polder Stein'. Polder Stein-Noord is bijna helemaal in eigendom en beheer van Staatsbosbeheer. De meeste percelen worden middels kortdurende contracten in gebruik gegeven aan agrariërs, onder voorwaarden die zijn toegesneden op het natuurdoel (weinig mest, laat maaien, afwisseling van standweide en hooilandbeheer). Met name in de 80'er en 90'er jaren van de vorige eeuw zijn er omwille van de landbouw lage waterpeilen in de polder ingesteld, ook toen waren al veel percelen door Staatsbosbeheer waren aangekocht. Dit leidde onder andere tot een snelle achteruitgang van de wilde kievitsbloem, een belangrijk natuurdoel in dit gebied. Ook trad er versnelde bodemdaling op, onder andere door een versnelde veraarding van veenbodems. Veel sloten in die periode waren niettemin plantenrijk. Na de millenniumwisseling vond een opschaling plaats van het waterbeheer (fusie tot het huidige HH van Rijnland) en van het natuurgebied, dat nu de gehele polder ging beslaan. Daardoor konden de slootpeilen weer omhoog gebracht worden. Door de onomkeerbare bodemdaling was het hierbij echter niet mogelijk om eenvoudig terug te gaan naar de waterstanden t.o.v. NAP in de periode vóór de landbouwintensivering, toen er nog tienduizenden wilde kievitsbloemen in het gebied groeiden. Naar de juiste peilen werd gezocht, mede op basis van de eisen die weidevogels stellen, een ander belangrijk natuurdoel van de polder. De peilverhoging leidde wel snel tot versterking van de weidevogelpopulatie en tot een veel lagere veenafbraak dan in de aangrenzende polder Oukoop waarin nog landbouwpeilen gehanteerd werden (Kroon et al., 2010).



Figuur 1: De ligging van Polder Stein Noord, ten zuiden van de Reeuwijkse plassen en ten oosten van Gouda.

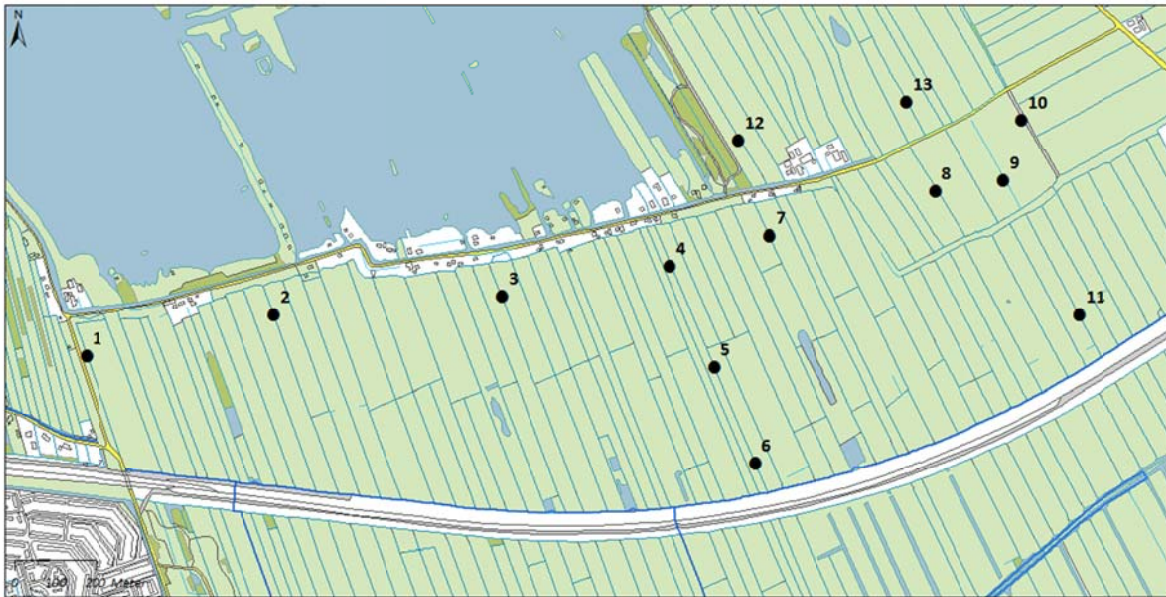
In het verleden waren waterplanten goed vertegenwoordigd in deze polder. Sinds de jaren '90 is de populatie krabbescheer sterk achteruit gegaan, al was de achteruitgang al eerder ingezet. Inmiddels is er nog maar 1 plek waar krabbescheer groeit in de gehele polder. Vanaf 2010 wordt er een flexibel peil gehanteerd met een grotere fluctuatie dan voorheen tussen het laagste en het hoogste peil. Vanaf 2011 lijkt het peilbeheer op het huidige peilbeheer dat in 2014 in een peilbesluit is vastgelegd (hoogste peil is -1,85 m NAP, laagste peil is -2,05 m NAP). Dit peilregime geldt jaarrond, in de natte periode (meestal winter) is het peil dus hoger dan vóór 2011. Ook in een zomer waarin een stevige bui valt kan het peil tot het maximum oplopen.

Binnen dit onderzoek wordt de kwaliteit van het oppervlaktewater, de waterbodem en de oevers in beeld gebracht, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen een meting in het 'droge' seizoen (oktober) en het 'natte' seizoen (januari). Aan de hand van deze metingen wordt meer inzicht gegeven in de biochemie in de polder en de wisselwerking tussen oevers, waterbodem en waterkwaliteit. In deze rapportage worden de volgende vragen beantwoord:

- Kan de kwaliteit van de bodem en/of het slib verklaren waarom de kwaliteit van het oppervlaktewater slecht is, en waarom deze zo sterk achteruit is gegaan de afgelopen jaren?
- Waar komt het slib in de sloten van Polder Stein vandaan?
- Wat zijn de mogelijke maatregelen om de kwaliteit van water en ecologie in de polder te verbeteren?

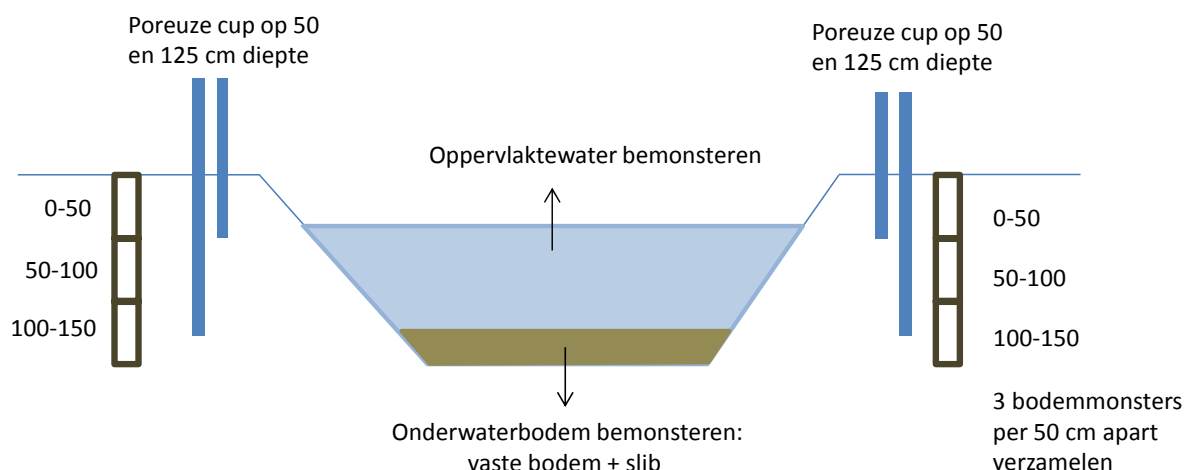
2. Materiaal en methoden

2.1 Veldwerkzaamheden



Figuur 2: De dertien bemonsterde locaties in Polder Stein Noord.

In Polder Stein Noord zijn op 13 locaties water en bodemonsters verzameld (zie figuur 2). Per locatie werd het oppervlaktewater verzameld, evenals de waterbodem (het slib en de vaste bodem eronder). Dezelfde dag is, na homogenisatie van het monster, poriewater verzameld met behulp van een teflon poriewaterbemonsteraar. Op de oevers (steeds aan beide zijden, circa één meter uit de waterkant) zijn lysimeters geplaatst op 50 en op 125 cm beneden maaiveld. Door de lysimeters te verbinden met een vacuüm spuit werd het freatische grondwater bemonsterd. Daarnaast is bodemmateriaal verzameld: van 3 diepten: 0-50, 50-100 en 100-150 cm beneden maaiveld. Per locatie is ook de slibdikte genoteerd en zijn de bodemprofielen beknopt beschreven. De bodemonsters zijn op het lab gekoeld en donker opgeslagen tot aan de analyse. De watermonsters zijn na aankomst op het lab verwerkt waarna submonsters gekoeld en donker werden bewaard voor elementanalyses. De watermonsters zijn tweemaal verzameld: eind oktober 2014 (lager waterpeil) en begin januari 2015 (hoger waterpeil), de bodems slechts eenmaal (eind oktober 2014).



2.2 Analysen

Aan de oppervlaktewater-, poriewater en grondwatermonsters zijn de volgende metingen gedaan:

- pH
- Alkaliniteit (zuurbufferend vermogen)
- Totaal opgelost anorganisch koolstof
- EGV
- Turbiditeit (alleen van het oppervlaktewater)
- Concentraties van geselecteerde ionen en elementen in oplossing

De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl_2 elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type PHM 82). De alkaliniteit werd bepaald middels een titratie met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (kooldioxide + bicarbonaat + carbonaat) werd bepaald met behulp van infrarood gas analyse (ABB Advance Optima IRGA). De EGV werd bepaald met een HACH EGV probe verbonden met een HQD-meter. De turbiditeit van de oppervlaktewatermonsters werd bepaald met een Dentan Turbidimeter (model FN-5). Na deze eerste analyses werden submonsters opgeslagen bij 4°C totdat de verdere analyses op ICP en Auto-analyzer plaatsvonden.

Vochtpercentage, organische stofgehalte en dichtheid:

Om het vochtgehalte en de dichtheid te bepalen werden aluminium cups gevuld met vers bodemmateriaal en gewogen. Dit materiaal werd 48 uur gedroogd bij een temperatuur van 60 °C waarna het wederom werd gewogen. De gedroogde bodems werden vervolgens 4 uur verast bij een temperatuur van 550°C. voor de bepaling van het gloeiverlies. Na verassen werden de bodems opnieuw gewogen. Het gewichtsverlies na verassen ('loss on ignition') is een maat voor het organisch stofgehalte van de bodem. Alle bepalingen werden in tweevoud uitgevoerd. De dichtheid werd bepaald als het gewicht droge bodem/volume van de veldverse bodem.

Destructie:

Door de bodem te destrukeren is het mogelijk de totale gehalten van de meeste elementen in het bodemmateriaal te bepalen. Dit is van belang om de potentiële P-nalevering van de bodems inzichtelijk te maken. Daarnaast is vooral het totale calciumgehalte belangrijk om een indruk van de buffercapaciteit te krijgen. Bovendien geven destructieanalyses inzicht in de verhouding tussen ijzer en zwavel in de bodem (Fe/S ratio). Bij de bodemdestructie werd 0,2 gram gedroogde en gemalen bodem afgewogen in een teflon cup. Vervolgens werd het samen met 4 ml salpeterzuur en 1 ml waterstofperoxide in gesloten teflon cups gedestruueerd in een magnetron. Hierbij werd stapsgewijs energie toegediend waarbij alle verweerbare bodemdeeltjes oplossen. Vervolgens worden de monsters verdund tot 100 ml. Het product is bij 4°C bewaard tot analyse op ICP en Auto-analyzer.

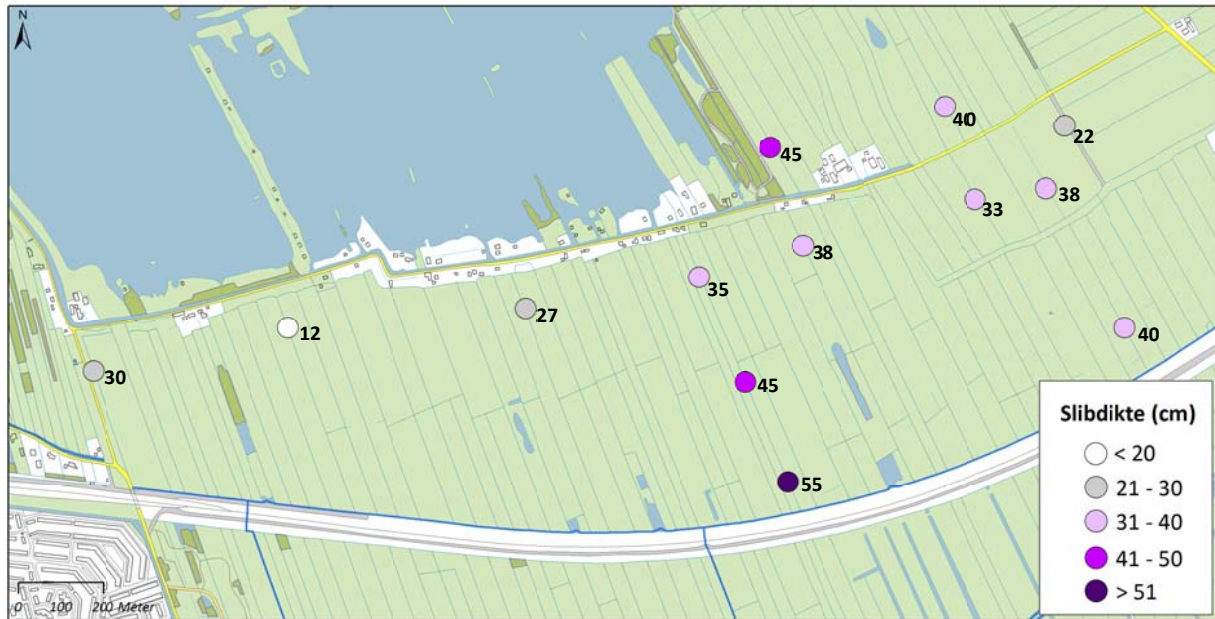
ICP en Auto-analyzer:

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S) als maat voor sulfaat, silicium (Si) en zink (Zn) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP Thermo Electron corporation IRIS Intrepid II XDL). De concentraties nitraat (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+) werden colorimetrisch bepaald met een Braun en Luebbe auto-analyzer II met behulp van resp. salicylaatreagens en hydrazinesulfaat. Chloride (Cl^-) en fosfaat (PO_4^{3-}) werden colorimetrisch bepaald met een Technicon auto-analyzer II systeem met behulp van resp. mercuritiocyanide, en ammoniummolybdaat en ascorbinezuur. Natrium (Na^+) en kalium (K^+) werden vlamfotometrisch bepaald met een Technicon Flame Photometer IV Control.

3. Resultaten

3.1 Waterbodem

De slibdikte van de verschillende sloten (figuur 3) varieert tussen 12 (locatie twee) en 55 centimeter (locatie zes). Opvallend is dat in de sloot met de monsterpunten 4, 5 en 6 de slibdikte met 20 centimeter toeneemt in zuidelijke richting.



Figuur 3: De gemeten slibdikte van alle locaties.

In tabel 1 worden de meetresultaten van de waterbodem gegeven, waarbij de lage dichtheid (gemiddelde 0,14 kg droge stof /l verse bodem) en het hoge gehalte aan organisch materiaal (vaste bodem gemiddeld 78%) laten zien dat de bodem in het gebied voornamelijk uit veen bestaat. De sliblaag is wat rijker aan aluminium, ijzer en iets armer aan calcium dan de vaste bodem. De totale P-voorraad van de vaste waterbodem is relatief laag (gemiddeld 1,6 mmol/l verse bodem), terwijl het slib rijker is aan totaal-P. De bodems zijn verder rijk aan zwavel en de totaal-Fe/totaal-S ratio van de bodem is voor zowel de slibbodems als de vaste onderwaterbodems lager dan 1. Deze ratio is belangrijk omdat deze invloed heeft op de mobiliteit van ijzer en soms ook op fosfor in de onderwaterbodem. In zwavelrijke onderwaterbodems is vaak een belangrijk deel van het aanwezige ijzer gebonden aan gereduceerd zwavel (sulfide), waardoor het niet meer mobiel is. Dit komt omdat onder anaërobe omstandigheden sulfaat wordt omgezet naar sulfide. We komen hier later op terug. Wanneer er geen of weinig vrij ijzer meer beschikbaar is kan er ook nog maar weinig sulfide gebonden worden aan gereduceerd ijzer waardoor het sulfide kan ophopen tot toxische concentraties. Daarnaast zal wanneer het meeste ijzer gebonden is aan sulfide ook de immobilisatie van fosfor in de bodem minder goed verlopen waardoor ook de fosforconcentraties in het poriewater kunnen toenemen.

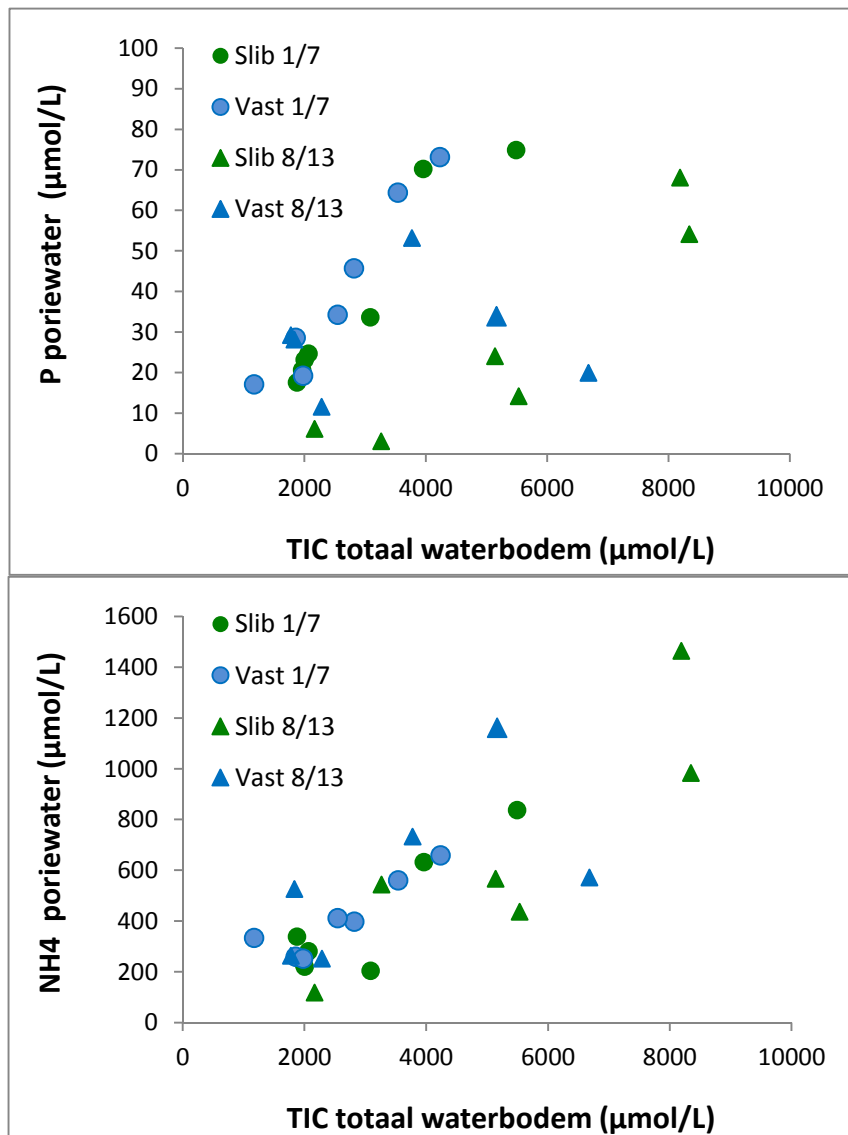
Tabel 1: de gemeten concentraties in de sliblaag en de vaste waterbodem

Locatie	Diepte	Slibdikte	Vocht- gehalte %	Dicht- heid kg ds/l fw	Org mat. %	Al	Ca	Fe	P	S	Fe/S mol/mol
						mmol/l verse bodem					
1	slib	30	80	0,21	49	152	86	55	8,2	85	0,64
2	slib	12	85	0,15	53	83	63	39	4,9	80	0,50
3	slib	27	84	0,16	49	100	76	46	4,3	94	0,49
4	slib	35	85	0,16	47	152	59	51	5,5	80	0,64
5	slib	45	87	0,13	52	109	70	54	4,5	106	0,51
6	slib	55	84	0,16	55	124	93	65	4,3	125	0,52
7	slib	38	85	0,14	52	78	71	41	5,5	72	0,57
8	slib	33	81	0,20	55	125	97	71	7,3	115	0,61
9	slib	38	89	0,11	55	82	51	37	7,5	41	0,90
10	slib	22	91	0,08	54	67	44	35	4,6	69	0,51
11	slib	40	86	0,14	50	92	72	58	5,5	95	0,61
12	slib	45	85	0,15	60	90	84	40	3,8	123	0,33
13	slib	40	86	0,15	57	69	84	41	6,0	127	0,33
1	vast	30	86	0,14	84	22	97	18	1,1	93	0,19
2	vast	12	86	0,14	81	29	103	15	1,3	101	0,15
3	vast	27	86	0,13	78	47	97	15	1,5	81	0,19
4	vast	35	87	0,13	82	30	102	14	1,1	91	0,15
5	vast	45	86	0,13	74	44	109	34	1,7	114	0,30
6	vast	55	88	0,12	78	19	87	53	1,0	138	0,38
7	vast	38	85	0,15	81	28	108	17	1,4	103	0,17
8	vast	33	78	0,24	66	80	139	59	5,0	168	0,35
9	vast	38	89	0,11	80	25	83	20	1,1	95	0,21
10	vast	22	88	0,12	79	40	87	33	1,9	118	0,28
11	vast	40	86	0,14	75	46	109	27	1,6	115	0,24
12	vast	45	89	0,11	83	25	78	9	0,9	78	0,12
13	vast	40	87	0,14	78	25	114	32	1,0	147	0,22

De kwaliteit van het poriewater in de onderwaterbodem is bepalend voor de mate waarin voedingsstoffen uit kunnen wisselen met de bovenstaande waterlaag. Het poriewater is gebufferd (alkaliniteit gemiddeld 3,2 meq/l) en bevat veel calcium (tabel 2). De concentratie ijzer varieert sterk; 1,4 – 184 $\mu\text{mol/l}$, evenals de concentratie fosfor (3-73 $\mu\text{mol/l}$). Op de meeste locaties is de fosforconcentratie in het poriewater van het slib hoger dan in het poriewater van de vaste bodem. Dit is echter niet overal het geval, op locatie zes bevat het poriewater van de vaste bodem bijna drie keer zoveel fosfor dan de sliblaag.

De concentratie fosfor en ammonium in het poriewater worden bepaald door de mate waarin er anaërobe afbraak plaatsvindt van organisch materiaal. Bij deze afbraak komt koolstof vrij in de vorm van anorganisch koolstof en daarnaast stikstof in de vorm van ammonium en fosfor. Voor onderwaterbodems wordt dan ook meestal een verband gevonden tussen de hoeveelheid anorganisch koolstof (TIC, kooldioxide en bicarbonaat) en de ammonium- en fosfaatconcentraties in

het bodemvocht (Van der Heide et al., 2010). In figuur 4 wordt de fosfor- en de ammoniumconcentratie in het poriewater uitgezet tegen de TIC concentratie. We hebben hiervoor onderscheid gemaakt tussen de slib bodems en de vaste onderwaterbodems en ook tussen de locaties 1 t/m 7 en 8 t/m 13. We zien dat de fosfor en de ammoniumconcentraties van het poriewater toenemen bij een toename van de TIC concentratie. Voor de locatie 8 t/m 13 zijn de fosforconcentraties in het poriewater bij een vergelijkbare TIC concentratie lager dan voor de locaties 1 t/m 7. De Locaties 8 t/m 13 liggen allen in het oostelijke deel van de polder.

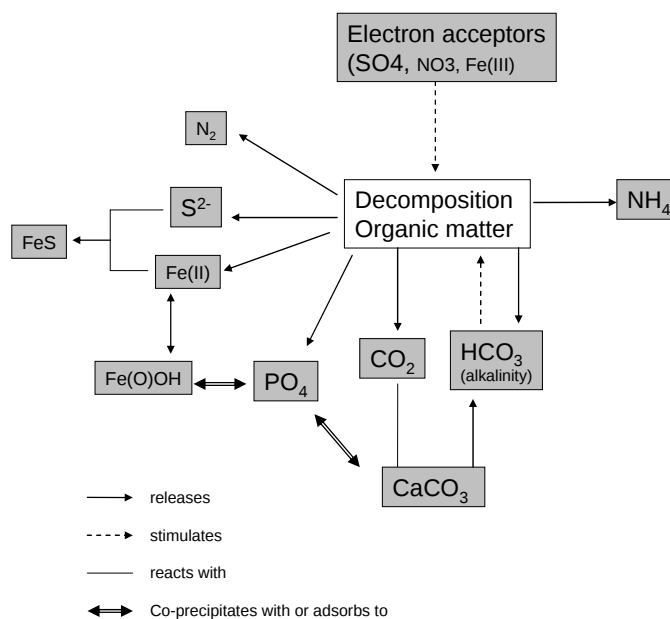


Figuur 4: Correlaties tussen de TIC concentraties van het poriewater en de ammonium en fosforconcentraties van het poriewater van de onderwaterbodems.

Tabel 2: de gemeten concentraties in het poriewater van de sliblaag en de vaste waterbodem

Locatie	Diepte	Slibdikte	pH	Alk <i>meq/l</i>	EGV <i>μS/cm</i>	Ca	Fe	P	S	NO3	NH4	Cl	Fe/P <i>mol/</i>
1	slib	30	6,9	3,2	364	1424	116,7	33,5	104	0,4	203	838	3,5
2	slib	12	7,0	4,1	463	1357	34,9	70,2	87	0,6	631	979	0,5
3	slib	27	7,0	2,2	320	730	14,3	20,5	64	0,5	240	1198	0,7
4	slib	35	6,7	1,9	282	527	7,4	24,6	73	0,6	280	1034	0,3
5	slib	45	6,8	4,1	513	1044	5,7	74,8	69	0,9	836	1059	0,1
6	slib	55	7,0	2,1	345	682	2,7	23,1	105	0,5	219	1271	0,1
7	slib	38	6,8	1,8	343	601	15,1	17,5	193	0,7	338	1201	0,9
8	slib	33	6,6	5,7	650	1598	85,4	54,1	82	1,1	982	1267	1,6
9	slib	38	6,6	5,4	672	1560	184,1	68,0	250	0,7	1463	1024	2,7
10	slib	22	6,8	2,6	559	1268	5,5	3,0	722	0,9	544	1463	1,8
11	slib	40	7,0	2,4	443	943	11,0	6,1	415	0,6	118	1488	1,8
12	slib	45	6,8	4,2	449	1535	1,4	14,1	191	0,9	437	375	0,1
13	slib	40	7,0	4,7	604	1579	4,7	24,0	263	0,8	566	1564	0,2
1	vast	30	7,1	2,2	273	803	2,3	28,5	71	0,1	259	729	0,1
2	vast	12	7,1	4,2	492	1509	0,5	73,0	53	0,6	658	919	0,0
3	vast	27	7,1	1,8	270	537	2,0	17,0	53	0,7	333	1210	0,1
4	vast	35	7,1	2,2	305	650	2,9	19,1	60	0,8	251	1009	0,2
5	vast	45	7,0	2,7	383	808	0,6	45,7	58	0,8	397	1080	0,0
6	vast	55	7,2	3,7	485	1139	1,8	64,3	64	1,8	559	1247	0,0
7	vast	38	7,0	2,5	375	791	10,8	34,2	56	0,7	411	1166	0,3
8	vast	33	6,9	3,5	363	1164	45,1	53,1	119	1,4	732	1238	0,8
9	vast	38	6,8	4,4	540	1176	9,5	33,9	134	1,5	1161	1131	0,3
10	vast	22	7,0	2,4	315	586	1,3	28,1	84	3,4	525	1002	0,0
11	vast	40	7,1	2,2	351	739	0,6	29,2	101	2,1	263	1392	0,0
12	vast	45	7,0	2,4	274	933	1,3	11,5	191	1,9	250	421	0,1
13	vast	40	6,9	5,7	655	1978	2,6	19,8	426	1,1	570	1399	0,1

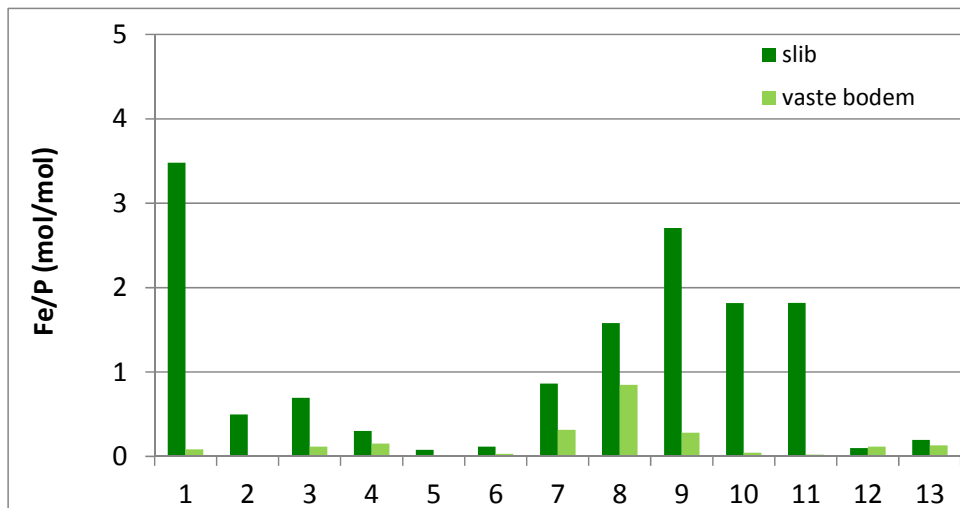
Voor de afbraak van organisch materiaal onder anaerobe omstandigheden is niet alleen de beschikbaarheid van afbreekbaar (reactief) organisch materiaal noodzakelijk maar ook de beschikbaarheid van zogenaamde alternatieve elektronenacceptoren. Dit komt omdat de afbraak van organisch materiaal in wezen 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. Micro-organismen zoals schimmels en bacteriën gebruiken meestal redoxreacties om stoffen om te zetten of af te breken. De energie die hierbij vrijkomt gebruiken ze onder andere voor groei. Zuurstof (O_2) is een zeer sterke electronenacceptor (oxidator) en zal daarom indien het aanwezig is, altijd als zodanig optreden. In afwezigheid van zuurstof zullen achtereenvolgens o.a. 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). In het geval van de Polder Stein Noord ligt het voor de hand dat sulfaat kwantitatief de belangrijkste electronenacceptor is voor de anaërobe afbraak. In figuur 5 is bovenstaande schematisch weergegeven.



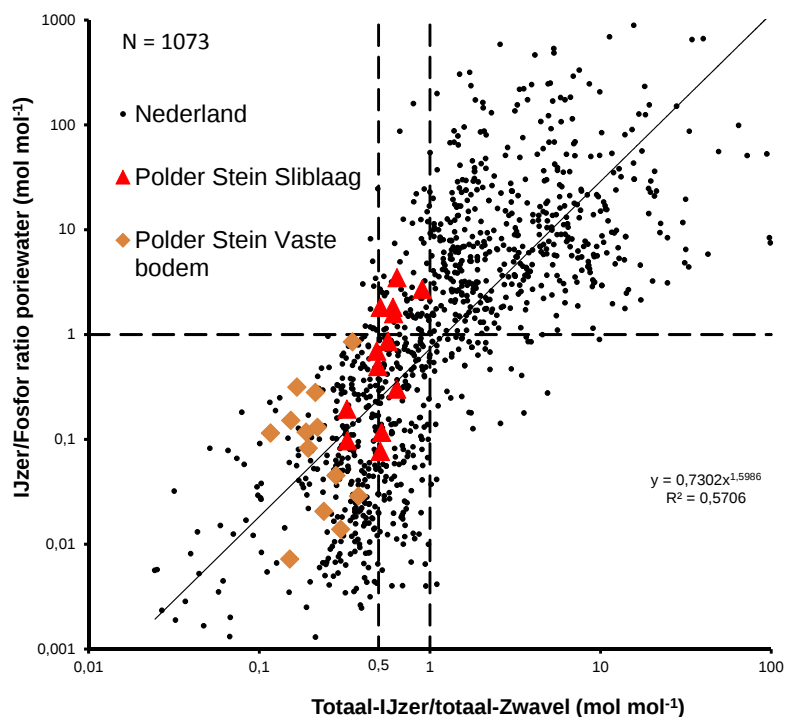
Figuur 5. Schematische weergave van de processen die betrokken zijn bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal (naar van der Heide et al., 2010).

Als het gaat om de nalevering van P naar de waterlaag, is de verhouding van ijzer en fosfor in het bodemvocht erg belangrijk. Dit komt omdat in het oxidatieve toplaagje tussen water en sediment het gereduceerde ijzer weer wordt geoxideerd waardoor ijzer(III)(hydr)oxides worden gevormd waaraan fosfaat adsorbeert. Als gevolg hiervan wordt de nalevering van P naar de waterlaag tegengegaan zolang de Fe/P ratio in het bodemvocht voldoende hoog is ($\gg 1$) en zolang de waterlaag aeroob (zuurstofhoudend) is.

In figuur 6 zien we dat op locatie 1, 8, 9, 10 en 11 de Fe/P ratio van de sliblaag hoger is dan 1, op de overige locaties niet. Voor de vaste onderwaterbodems is deze ratio overal (veel) lager dan 1. Het slib is dus gelet op deze ratio gunstiger dan de vaste waterbodem, waardoor baggeren van de sliblaag mogelijk zou kunnen leiden tot meer nalevering. De verhouding tussen totaal ijzer en totaal zwavel in de bodem is overal lager dan 1 en is gecorreleerd met de ijzer/fosfor ratio van het poriewater (zie figuur 7).

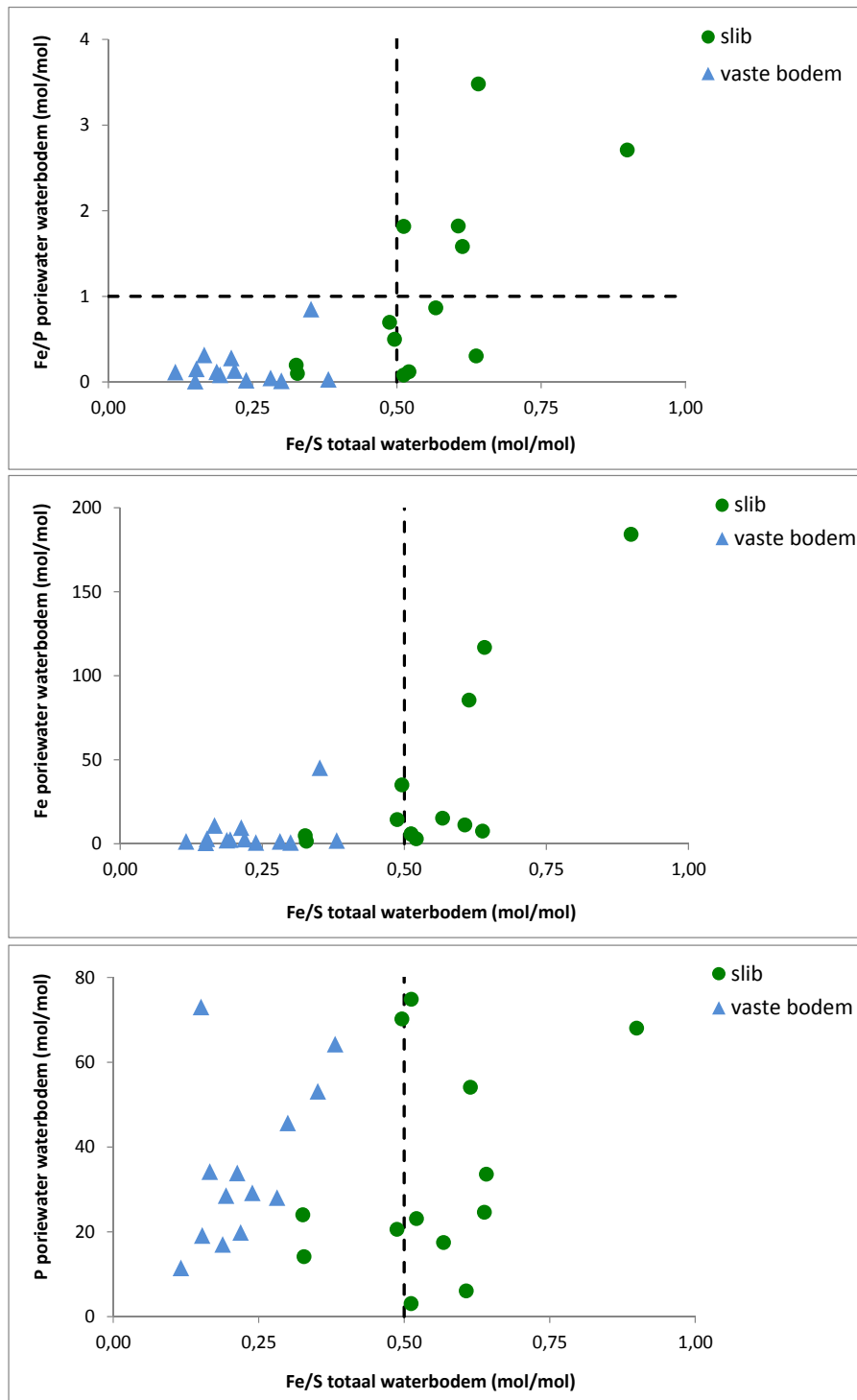


Figuur 6: De Fe/P ratio van het poriewater van de onderwaterbodems van de dertien locaties



Figuur 7: De relatie tussen de totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio van de bodem en de ijzer/fosfor ratio in het poriewater voor 1047 onderwaterbodems met een organisch stofgehalte van ten minste 10 % (uit de data set van Onderzoekcentrum B-WARE), met hierin geplot de slibbodem en vaste onderwaterbodems uit de sloten van Stein Noord.

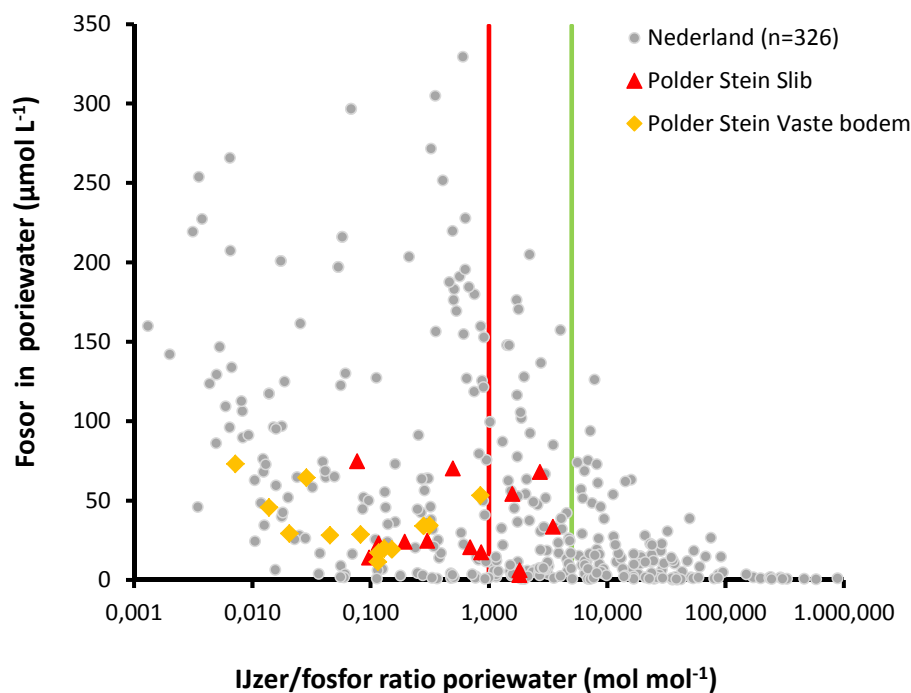
De totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio in de bodem en de ijzer/fosfor ratio in het poriewater zeggen dus iets over de mogelijke nalevering van nutriënten naar de waterlaag. In figuur 8 (boven) zijn deze twee parameters tegen elkaar uitgezet. De waterbodem van de punten links van de stippellijn hebben een te lage Fe/S ratio, en de punten onder de lijn hebben een te lage Fe/P ratio in het poriewater. Wat duidelijk uit deze figuur blijkt is dat de vaste bodem (alle punten linksonder in de figuur) er voor beide ratio's ongunstig uitkomen. De ratio's in de sliblaag zijn voor de meeste locaties gunstiger.



Figuur 8: De correlatie tussen de Fe/S ratio in de waterbodem en de concentratie Fe en P en de Fe/P ratio in het poriewater van de onderwaterbodem.

Uit de onderste twee figuren (fig 8) blijkt dat de vaste onderwaterbodem niet veel meer opgelost fosfor bevat, maar vooral erg weinig opgelost ijzer. In de bodems met een hoge totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio wordt de ijzer/fosfor ratio in het poriewater dus vooral verhoogd door een verhoogde beschikbaarheid van ijzer in het poriewater. Op locatie 5 en 9 bevat het slib veel meer opgelost fosfor dan de vaste bodem. Op locatie 6,7, 10 en 11 is het omgekeerd; hier bevat de vaste bodem meer fosfor dan de sliblaag. Op alle locaties is de ijzerconcentratie in het poriewater van het slib hoger dan in het poriewater van de vaste bodem. De concentraties ijzer in het poriewater van de sliblaag van de onderwaterbodem zijn hoog op locatie 1, 8 en 9.

In figuur 9 wordt de P concentratie van het poriewater uitgezet tegen de Fe/P ratio van het poriewater. De potentiële P-nalevering naar de waterlaag zal hoger zijn naarmate de Fe/P ratio lager is en de P concentratie van het sediment poriewater hoger is. Onder een bepaalde Fe/P verhouding zal deze vrijwel geen invloed meer hebben omdat het ijzer dan in verhouding nog maar weinig P kan binden op de overgang naar de aerobe waterlaag. Smolders et al (2001) vonden een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P ratio lager dan 5 (de groene lijn in figuur 5). De nalevering van P naar de waterlaag blijkt echter zeer sterk toe te nemen wanneer de Fe/P ratio in het bodemvocht lager wordt dan 1 (Smolders et al., 2001; Geurts et al., 2010).

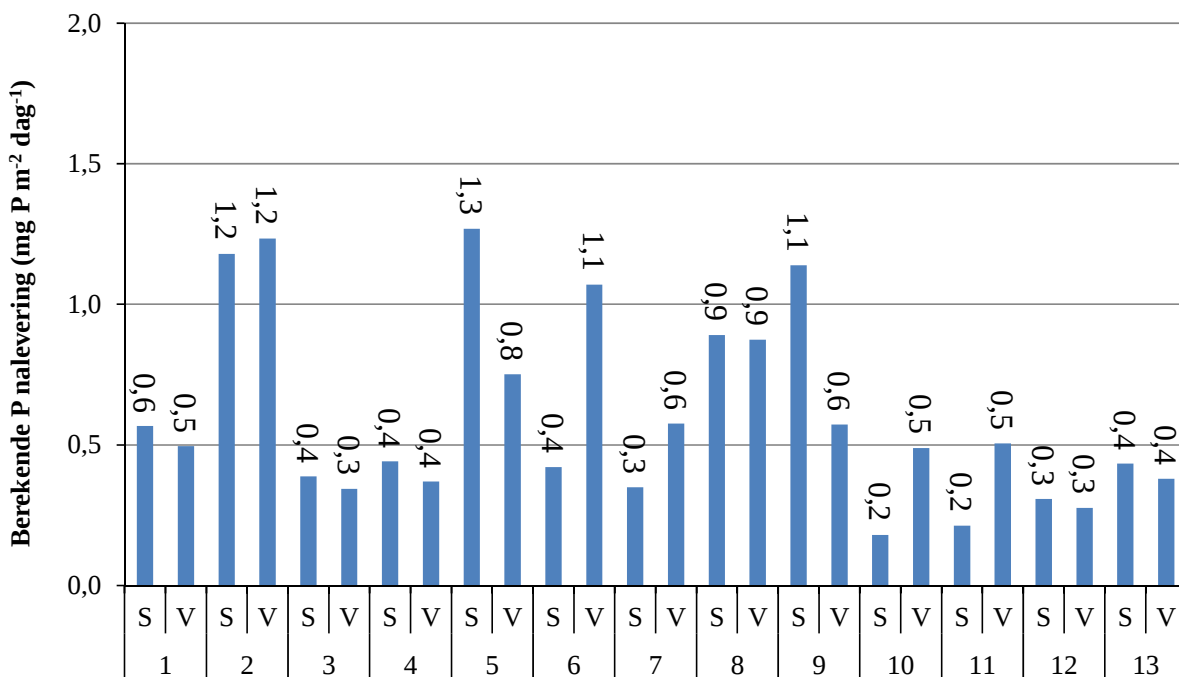


Figuur 9: Fosforconcentratie van het poriewater uitgezet tegen de IJzer/fosfor ratio van het poriewater voor een aantal onderwaterbodems uit Nederland. De locaties van Polder Stein zijn apart weergegeven.

In het kader van het KRW innovatieproject *MIND-BAGGERNUT* is voor een groot aantal onderwaterbodems de nalevering door diffusie bepaald uit intacte bodemcores. Aan de hand van het verkregen mathematische verband tussen de P concentratie van het poriewater en de nalevering bij 15 °C (Poelen et al., 2012), hebben we voor de onderwaterbodems uit Polder Stein de potentiële nalevering berekend. Hier wordt gebruikt gemaakt van het experimentele verband dat is gevonden tussen de nalevering van fosfor in cilinderexperimenten en de fosforconcentratie in het bodemvocht van de onderwaterbodems gemeten in het veld (Poelen et al., 2012) volgens de formule

$$0,00006 \cdot (P_{pw})^2 + 0,0105 \cdot P_{pw} + 0,1473.$$

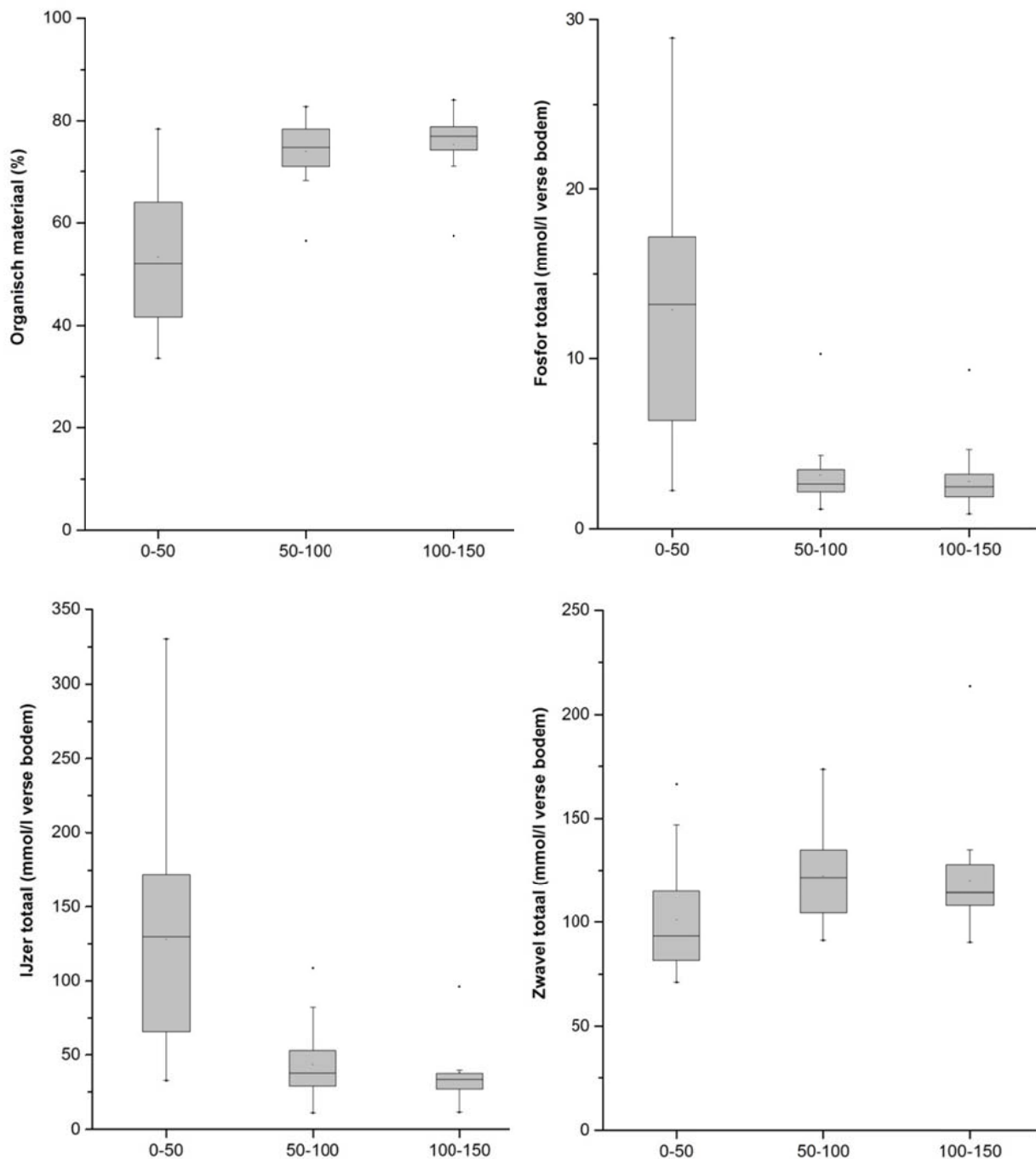
P_{pw} staat hierbij voor de P concentraties in het poriewater in $\mu\text{mol L}^{-1}$. De resultaten worden gegeven in figuur 10. Voor zowel de slibbodem als de vaste onderwaterbodem bedraagt de gemiddelde berekende nalevering (bij 15 °C) 0,6 mg/m²/dag. Dat is niet erg hoog. Onder zuurstofloze omstandigheden van de waterlaag kan de nalevering hoger liggen. Er is ook sprake van een temperatuur effect, in de winter bedraagt de experimentele nalevering maar de helft van de nalevering die gevonden wordt bij 15 °C en bij 25 °C is deze bijna 1,6 maal hoger (Poelen et al., 2012). Opgemerkt dient te worden dat gelet op de Fe/P ratio (>1) de uitkomsten op grond van deze formule als onzeker moeten worden getypeerd (Poelen et al., 2012). Om de nalevering van de onderwaterbodems met meer zekerheid te kunnen inschatten zijn naleveringsproeven nodig waarbij de nalevering onder zowel zuurstofrijke als zuurstofarme condities kan worden bepaald.



Figuur 10. Berekende nalevering in mg P per vierkante meter per dag voor de verschillende locaties volgens de Baggernut formule (Poelen et al., 2012). S staat voor de slibbodem en V staat voor de vaste bodem.

3.2 Oever

De toplaag van de oever (0-50 cm) is minder rijk aan organisch materiaal dan de bodemlaag van 50-100 en 100-150 cm beneden maaiveld (figuur 11). Daarnaast zijn zowel de totaal-fosfor- als de totaal-ijzerconcentratie fors hoger in de bovenste laag dan in de diepere bodem. De totaal-zwavelconcentratie van de bodem is gemiddeld iets lager in de toplaag.

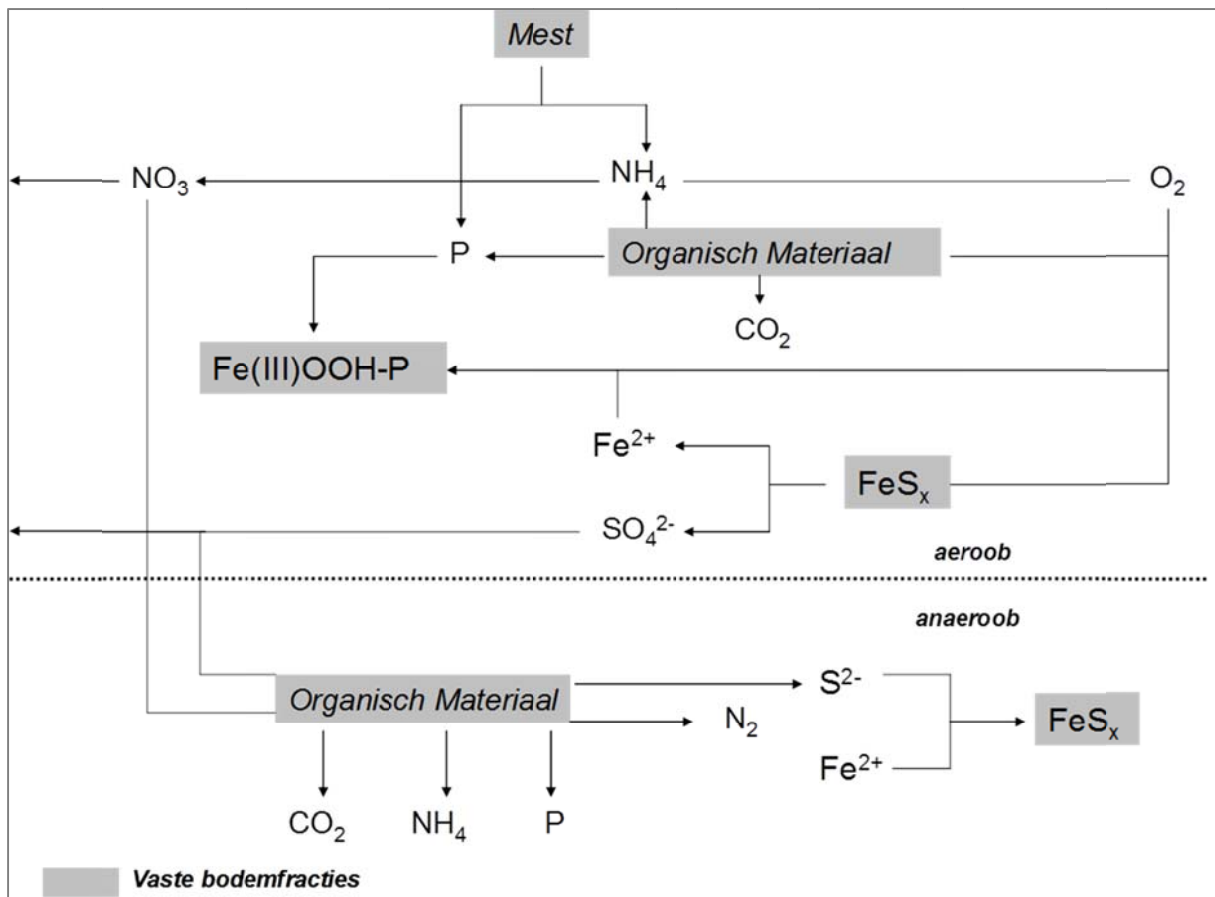


Figuur 11: De hoeveelheid organisch materiaal en de concentraties van fosfor, ijzer en zwavel totaal, weergegeven per bodemlaag van 50 centimeter. In de boxplots zijn 1^e kwartiel, 3^e kwartiel en de mediaan gegeven. De lijnen boven en beneden staan voor minimum en maximum (uitbijters zijn met een stip weergegeven).

Wanneer er zuurstof bij het anaerobe (zuurstofarme) veen komt, zoals het geval is in de toplaag van percelen in het veenweidegebied, kan het organische materiaal (veen) onder invloed van zuurstof worden geoxideerd/afgebroken. Hierbij wordt het organische materiaal deels omgezet in koolstofdioxide (CO_2), terwijl de minerale fractie van het veen achterblijft in de bodems. Het organisch stofgehalte van de bodem daalt hierdoor. Het overgebleven degradeerde veen verliest ook structuur en kan uiteindelijk ook deels als bagger in de sloten terecht komen. Het veen kan vanwege de voormalige invloed van de zee (overstromingen en brakke/zoute kwel) rijk zijn aan gereduceerd zwavel. Dit gereduceerde zwavel komt na oxidatie vrij als sulfaat. De oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen (vooral ijzersulfide) kan hierbij volledig of onvolledig verlopen. Wanneer de oxidatie onvolledig verloopt komt er behalve sulfaat ook gereduceerd ijzer vrij bij een volledige oxidatie wordt ook het gereduceerde ijzer geoxideerd tot ijzer(III)hydroxides.

Sulfaat is zeer mobiel en kan gemakkelijk uitspoelen uit de bodem. Het gereduceerde ijzer is echter minder goed oplosbaar en wordt onder invloed van zuurstof grotendeels geoxideerd tot de zeer slecht oplosbare geoxideerde vorm van ijzer (Fe^{3+}). Onder invloed van oxidatieprocessen wordt de toplaag van de veenbodems daarmee dus steeds rijker aan ijzer en relatief armer aan zwavel en organisch materiaal. 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 fosfor dat vrijkomt bij de mineralisatie van het veen is daarmee weinig mobiel en hoopt op in de aërobe toplaag. Het ammonium kan door het zuurstof worden geoxideerd tot nitraat. Zowel sulfaat als nitraat zijn erg mobiel en zullen gemakkelijk uitspoelen naar het oppervlaktewater en naar de diepere (nog) anaërobe bodemlagen.

In deze diepere laag kunnen nitraat en sulfaat vervolgens (en achtereenvolgens) als oxidator (elektronenacceptor) dienen voor de anaërobe afbraak in de waterverzadigde zone. Hierbij worden sulfaat en nitraat gereduceerd tot sulfide- en stikstofgas, waarbij ook organisch materiaal wordt afgebroken. Het naar rotte eieren ruikende sulfide, is meestal goed waarneembaar bij grondboringen in het veenweidegebied. Het sulfaat en nitraat dat bij deze anaërobe afbraak betrokken is, wordt voornamelijk vrijgemaakt door de aërobe oxidatie (onder invloed van zuurstof) in de toplaag. Daarnaast vormt ook de bemesting van de aërobe toplaag een bron van nitraat. Al met al verloopt deze anaërobe afbraak relatief langzaam en draagt naar schatting voor maximaal 10% bij aan de totale oxidatie van het veen (Smolders et al., 2013). In figuur 12 worden schematisch de processen weergegeven die betrokken zijn bij de veenafbraak (veenoxidatie) in de geoxideerde en in de diepere anaerobe bodemlagen in het veenweidegebied.

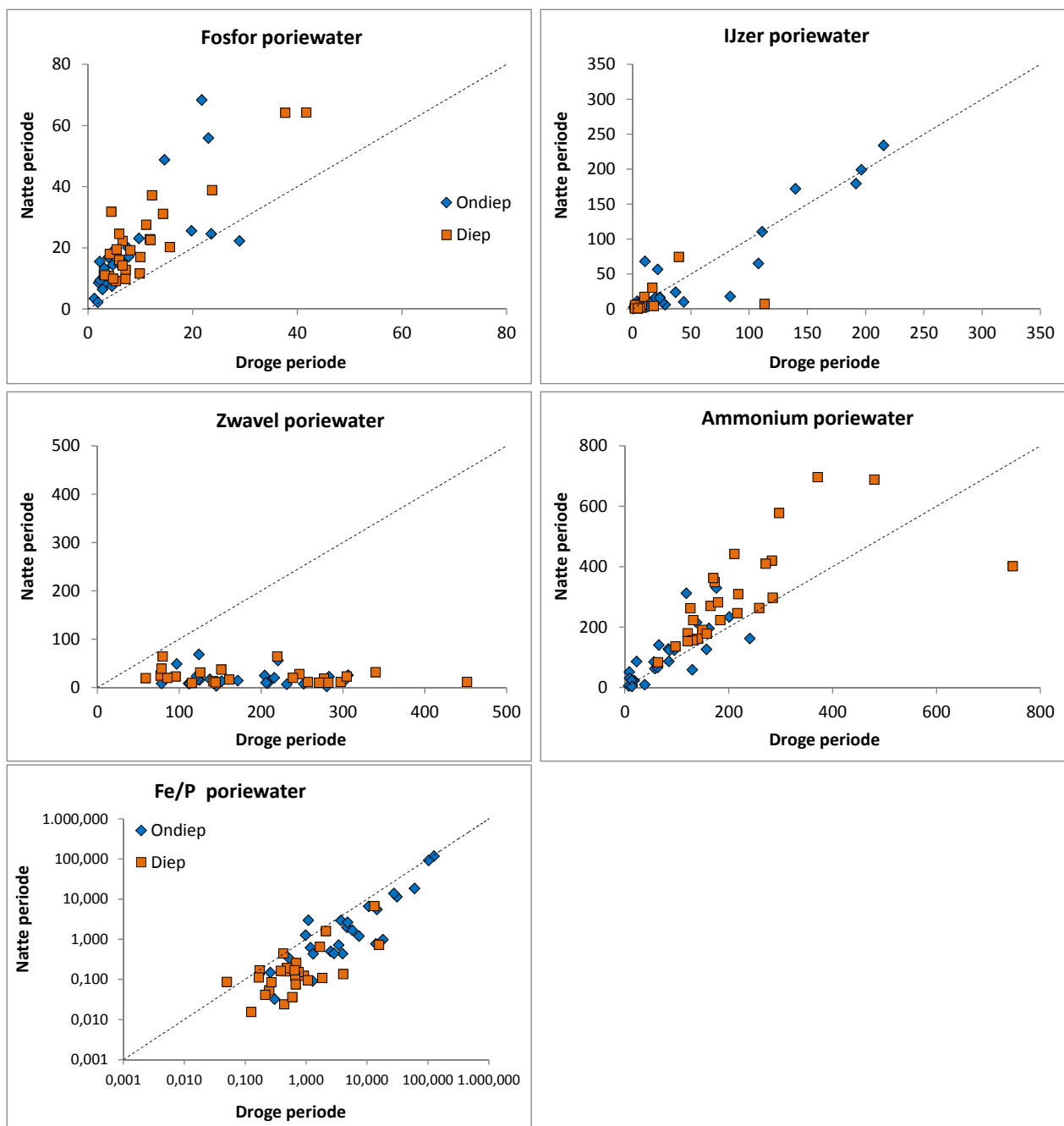


Figuur 12: Schematische weergave van de veenafbraak (oxidatie van veen) in het veenweidegebied, met bovenin de aërobe toplaag, en onderin (onder de stippellijn) de waterverzadigde anaërobe onderlaag van het veen.

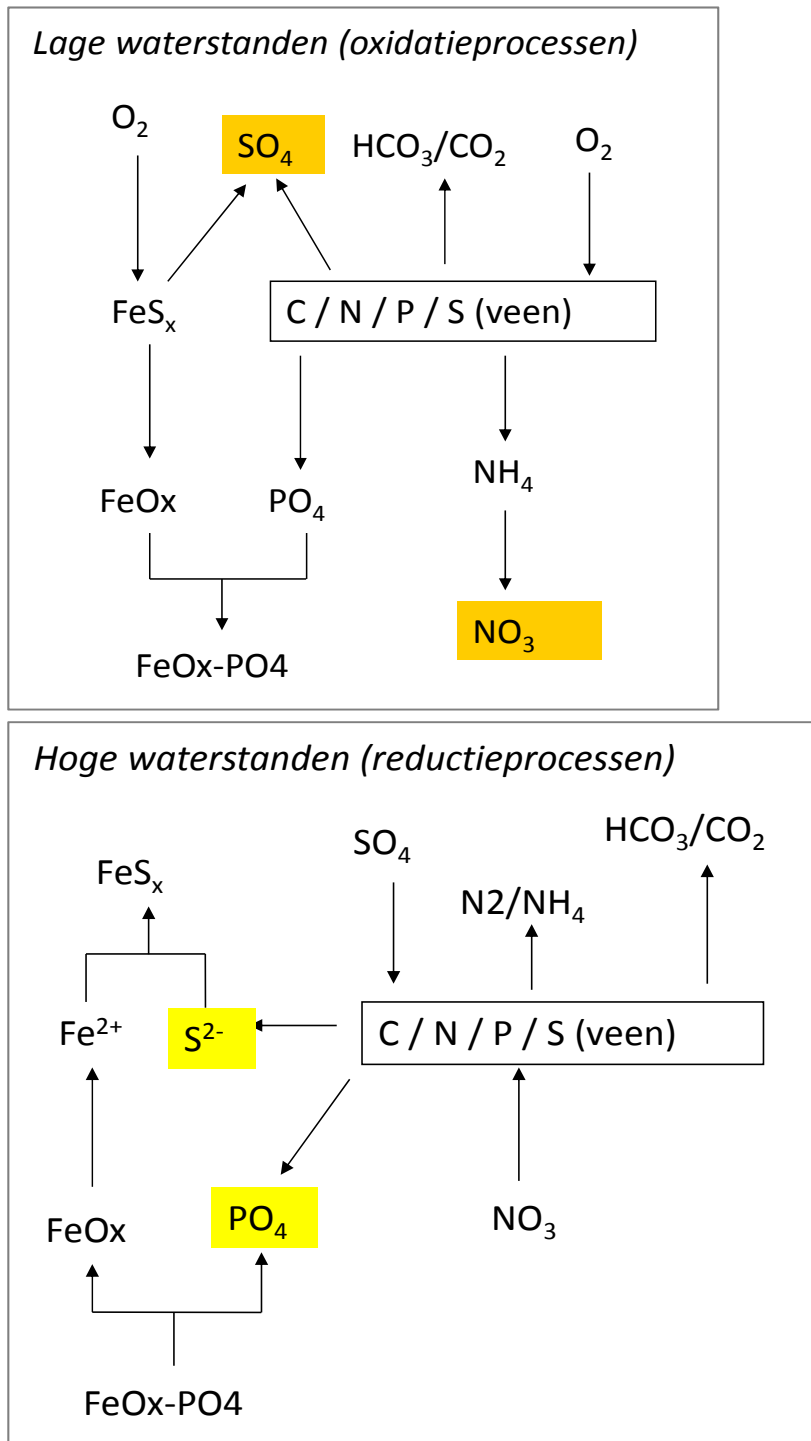
Het poriewater in de oever is tweemaal gemeten. In figuur 13 zijn beide metingen tegen elkaar uitgezet in een grafiek, waardoor beide data goed met elkaar kunnen worden vergeleken. In figuur 14 worden schematisch de processen weergegeven die plaatsvinden bij lage versus hoge waterstanden in de oever. Bij lage waterstanden vindt onder invloed van zuurstof oxidatie van ijzersulfiden plaats, waardoor sulfaat vrijkomt en gereduceerd ijzer wordt omgezet in geoxideerd ijzer. Fosfaat wordt, door de gevormde ijzer(III)(hydr)oxides beter gebonden in de bodem. Tevens komt sulfaat vrij door veenoxidatie. Het sulfaat komt vrij in het poriewater en kan daarna in de natte periode uitspoelen naar het oppervlaktewater. Bij lage waterstanden wordt ammonium omgezet naar nitraat. Dit mobiele nitraat kan uitspoelen of worden gedenitrificeerd in diepere anaerobe delen van de bodem. Bij hoge waterstanden (figuur 10, beneden) wordt ijzer(III) gereduceerd tot tweewaardig ijzer en wordt zwavel gereduceerd tot sulfide. Dit sulfide vormt samen met tweewaardig ijzer het slecht oplosbare ijzersulfide. Ammonium wordt onder natte condities niet meer geoxideerd waardoor het accumuleert in de bodem.

In figuur 13 zien we dat dat overeenkomstig de verwachtingen de fosfor- en ammoniumconcentratie beide hoger zijn in de natte periode dan in de droge periode. Bij ammonium gaat dit met name op voor het diepere poriewater (1,25m diepte). Het ondiepe poriewater is zowel in de natte als de droge periode rijker aan ijzer dan het diepe poriewater. Dit komt omdat in het diepere grondwater relatief meer ijzer permanent is gebonden aan gereduceerd zwavel. De ijzer/fosfor ratio is gemiddeld hoger

in het ondiepe poriewater en wordt met name veroorzaakt door een hogere ijzerconcentratie. Vanwege de lagere P-concentraties is de ijzer/fosfor ratio hoger in de droge periode. De sulfaatconcentratie van het poriewater in de oevers verschilt sterk tussen de droge en de natte periode. In de droge periode is de sulfaatconcentratie wel 10 tot 20 maal hoger dan in de natte periode. Het sulfaat dat in de droge periode accumuleert is mobiel en spoelt gemakkelijk uit naar het oppervlaktewater wanneer de waterpeilen in de oevers stijgen (Smolders et al., 2013). Hierdoor waren de concentraties in januari veel lager dan in oktober.



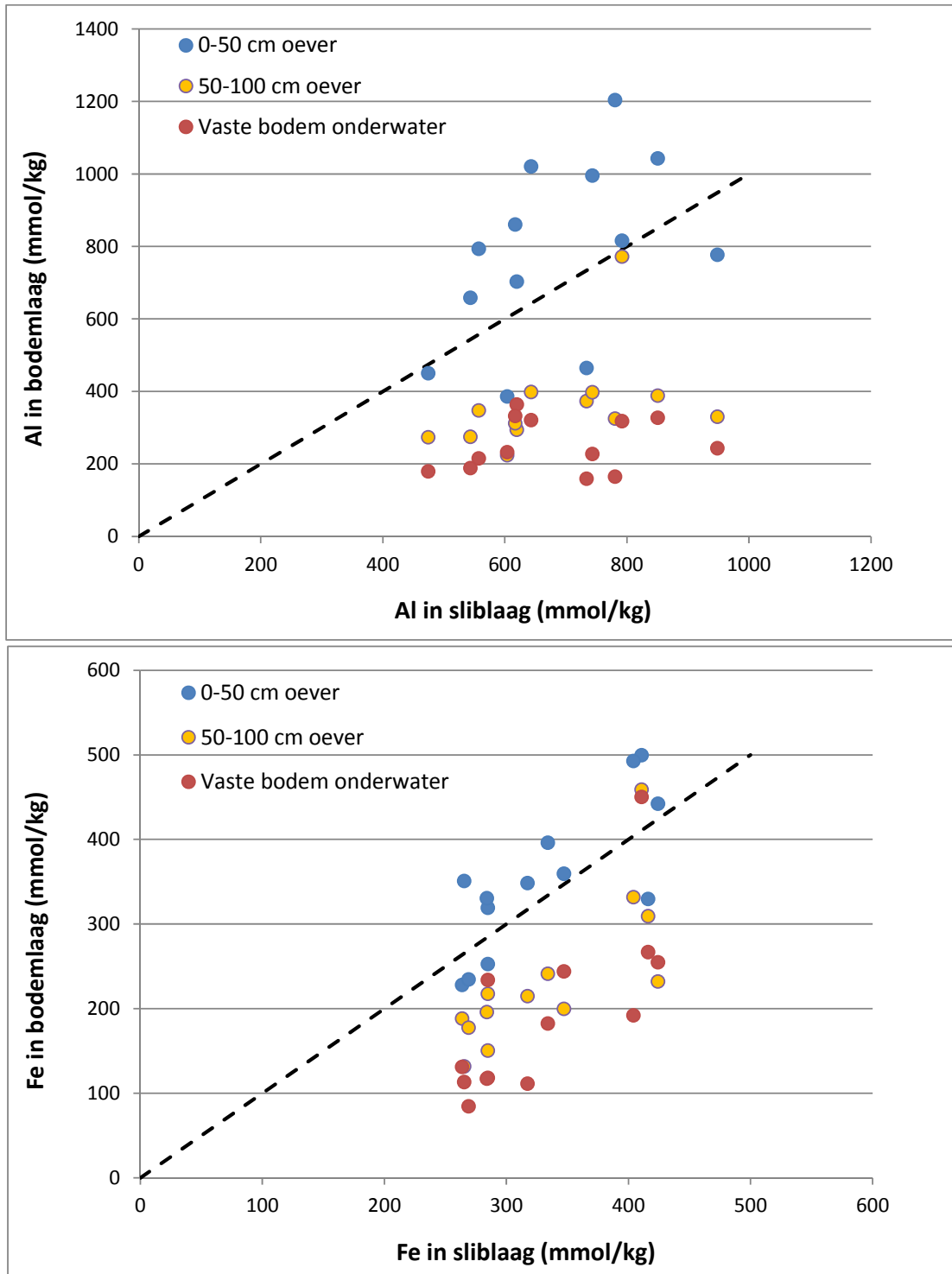
Figuur 13: De verhouding tussen de droge periode (x-as) en de natte periode (y-as) voor verschillende elementen in het poriewater. De stippellijn geeft de 1:1 verhouding weer.



Figuur 14: Een schematische weergave van de situatie bij een lage waterstand (boven) en een hoge waterstand (beneden).

Een van de vragen binnen dit onderzoek is waar het slib vandaan komt in de sloten van Polder Stein. In figuur 15 is het verband uitgezet tussen de aluminium- (boven) en ijzerconcentratie (onder) van de sliblaag, versus de eigenschappen van de vaste bodem, het ondiepe deel van de oever (0-50 cm diepte) en het diepere deel van de oever (50-100 cm). De stippellijn betekent evenveel aluminium of ijzer in de sliblaag als in de betreffende bodemlaag. Wat hier opvalt is dat de blauwe stippen, die de ondiepe oever vertegenwoordigen, het dichtst bij de stippellijn liggen. Hieruit is op te maken dat de

eigenschappen van de sliblaag het best overeenkomen met de ondiepe bodems uit de oever. Dit suggereert sterk dat afkalving van de oevers en/of erosie van de veraarde toplaag van de oevers een grote rol speelt in de opbouw van de sliblaag in de sloten.



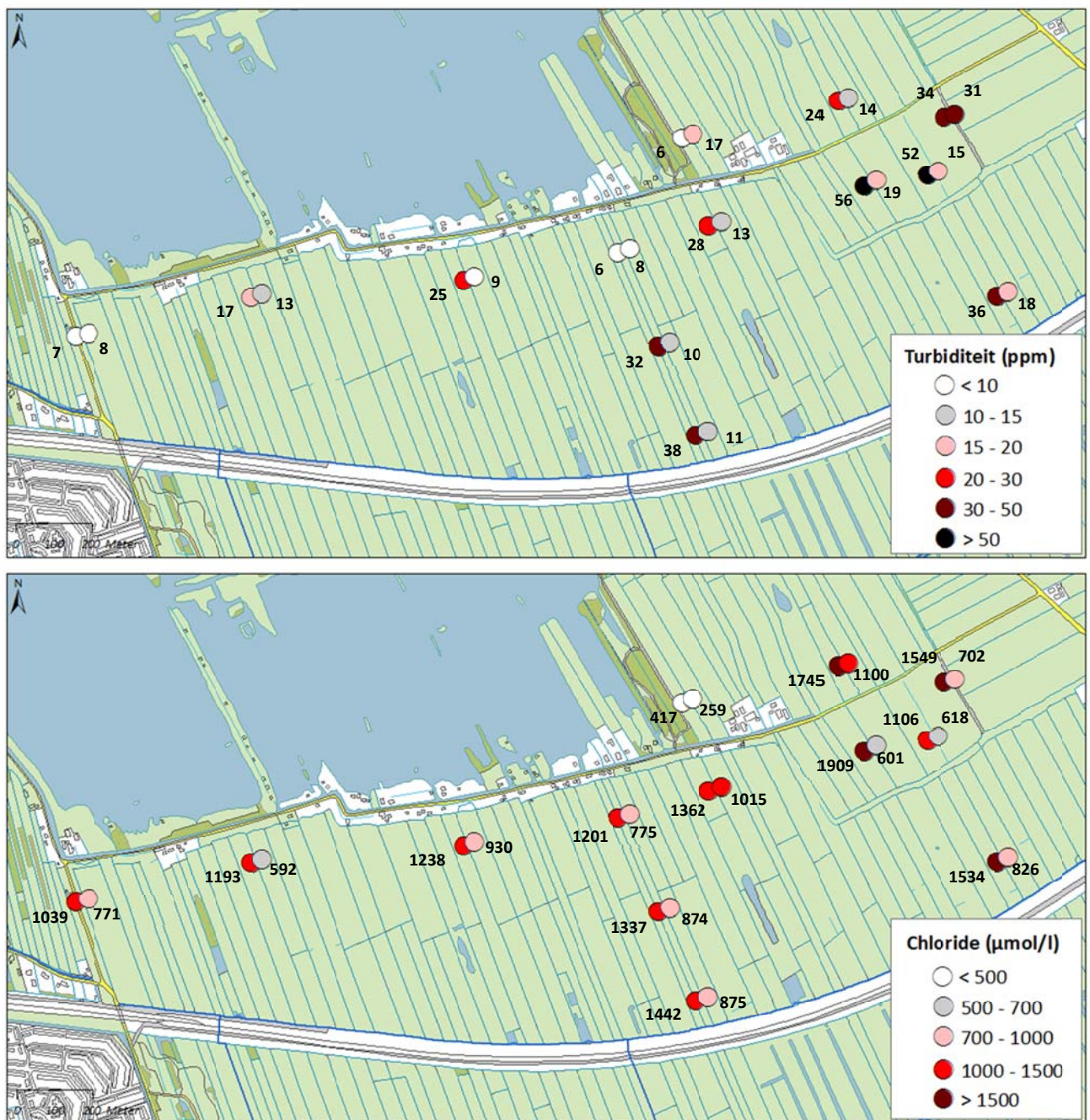
Figuur 15: Een schematische weergave van de situatie bij een lage waterstand (boven) en een hoge waterstand (beneden).

3.3 Oppervlaktewater

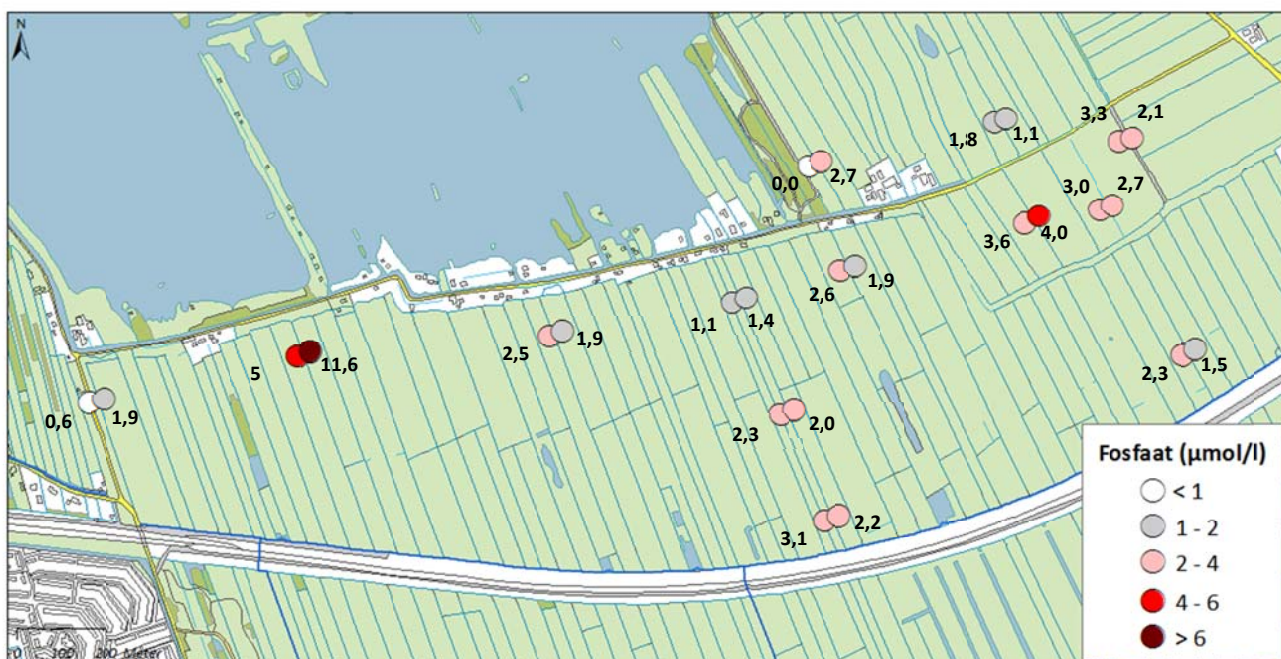
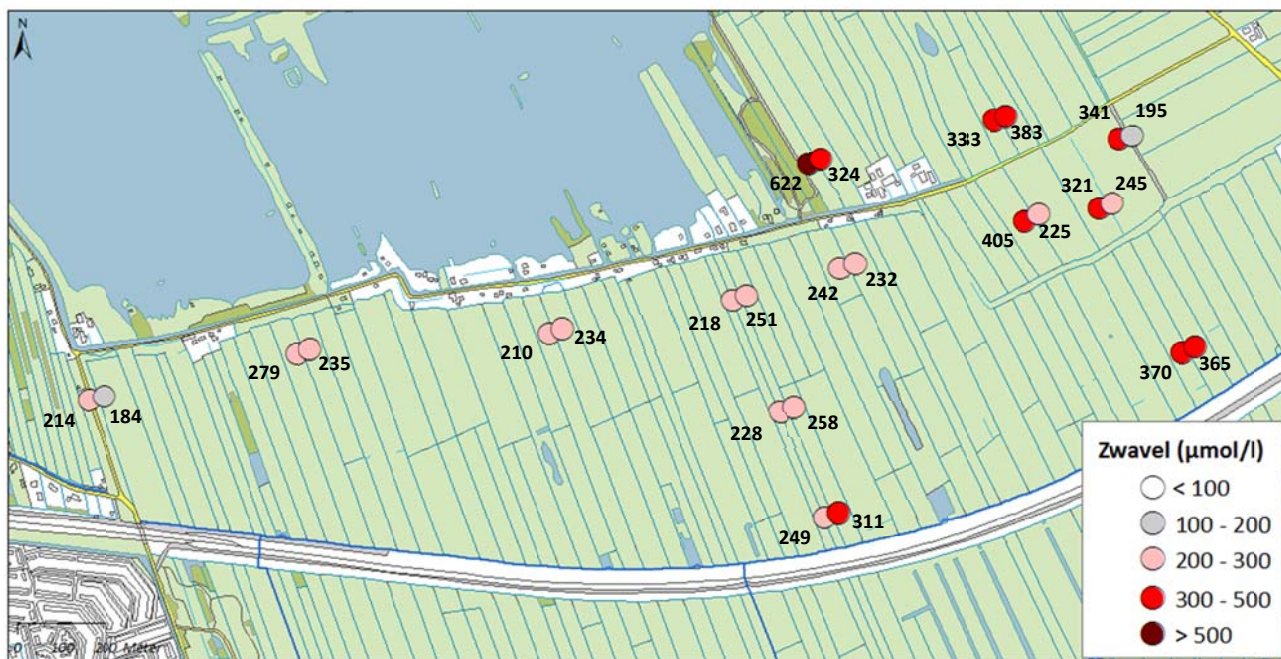
In tabel 3 en de figuren 12 en 13 worden de gemeten waarden van het oppervlaktewater weergegeven. De verschillen tussen de droge en de natte periode worden ook in figuur 14 geïllustreerd. Het oppervlaktewater is zwak gebufferd (heeft een vrij lage alkaliniteit) en heeft plaatselijk een hoge turbiditeit. De sulfaatconcentraties variëren overwegend tussen 200 en 400 $\mu\text{mol/L}$ (op locatie 12 wordt in oktober een concentratie van 622 $\mu\text{mol/L}$ gemeten). Opvallend is dat met name in de droge periode de sulfaatconcentraties van het oppervlaktewater wat hoger zijn in het oostelijke deel van het onderzoeksgebied. De concentraties ortho-fosfaat die worden gemeten zijn relatief hoog. Bij concentraties hoger dan 1 $\mu\text{mol/l}$ in het oppervlaktewater neemt de kans op algenbloei sterk toe. Met name op locatie 2 worden hoge ortho-fosfaatconcentraties gemeten. Locatie 1 en 12 hebben met name in de droge periode een zeer lage fosfaatconcentratie. Opvallend is dat op locatie 12 zowel in de droge als de natte periode de chlorideconcentratie veel lager is dan op de overige locaties. Natrium en kalium lieten hetzelfde beeld zien.

Tabel 3: de gemeten concentraties in het oppervlaktewater in zowel de 'droge periode' in oktober en de 'natte periode' in de winter. Deze tabel is ook in bijlage I opgenomen, waarbij mg/l de eenheid is.

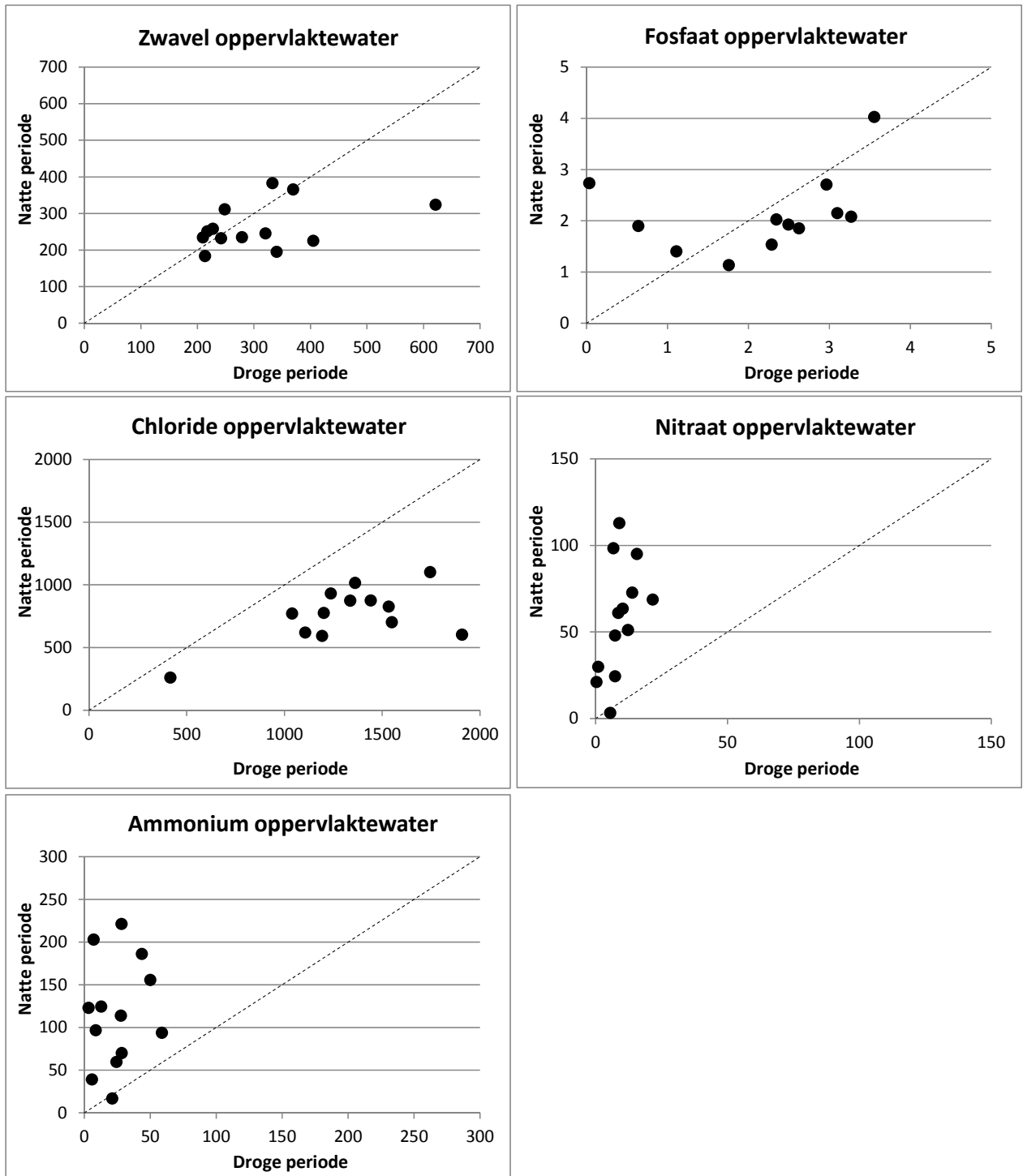
Locatie	Periode	pH	Alk	Turb.	EGV	P	S	NO ₃	NH ₄	PO ₄	Cl
			meq/l	ppm	$\mu\text{S/cm}$			$\mu\text{mol/l}$			
1	droog	6,7	0,7	7	204	2,1	214	0,3	6	0,6	1039
2	droog	6,9	1,3	17	300	8,7	279	12	28	5,0	1193
3	droog	7,0	1,1	25	284	5,6	210	7	28	2,5	1238
4	droog	6,9	0,8	6	256	3,0	218	22	21	1,1	1201
5	droog	7,0	1,1	32	296	3,6	228	16	24	2,3	1337
6	droog	7,2	1,3	38	341	3,5	249	9	13	3,1	1442
7	droog	7,2	1,0	28	304	4,1	242	10	44	2,6	1362
8	droog	7,1	0,6	56	274	5,4	405	7	7	3,6	1909
9	droog	6,9	0,7	52	255	6,0	321	7	9	3,0	1106
10	droog	7,1	1,5	34	393	3,9	341	9	59	3,3	1549
11	droog	7,2	1,5	36	399	2,8	370	14	50	2,3	1534
12	droog	6,8	1,1	6	274	1,2	622	6	28	0,0	417
13	droog	7,5	2,2	24	467	1,5	333	1,0	3	1,5	1745
1	nat	6,9	1,2	8	228	4,8	184	21	39	1,9	771
2	nat	6,9	1,2	13	221	18,1	235	51	114	11,6	592
3	nat	6,9	0,9	9	239	4,0	234	98	70	1,9	930
4	nat	6,7	0,7	8	209	4,0	251	69	17	1,4	775
5	nat	6,8	0,9	10	241	4,7	258	95	60	2,0	874
6	nat	6,9	1,1	11	272	4,7	311	113	124	2,2	875
7	nat	7,1	1,2	13	272	3,8	232	63	186	1,9	1015
8	nat	7,0	1,1	19	213	9,1	225	24	203	4,0	601
9	nat	6,8	0,9	15	199	7,0	245	48	97	2,7	618
10	nat	6,8	0,8	31	191	9,3	195	61	94	2,1	702
11	nat	7,2	1,3	18	295	5,8	365	73	156	1,5	826
12	nat	6,5	2,0	17	273	6,7	324	3	221	2,7	259
13	nat	7,1	2,2	14	391	3,8	383	30	123	1,1	1100



Figuur 16: De turbiditeit (boven) en de concentratie chloride (beneden) van het oppervlaktewater van de 13 locaties in Polder Stein, waarbij het getal links de droge periode en het getal rechts de natte periode vertegenwoordigt.



Figuur 17: De concentratie zwavel (boven) en de concentratie fosfaat (beneden) van het oppervlaktewater van de 13 locaties in Polder Stein, waarbij het getal links de droge periode en het getal rechts de natte periode vertegenwoordigt.



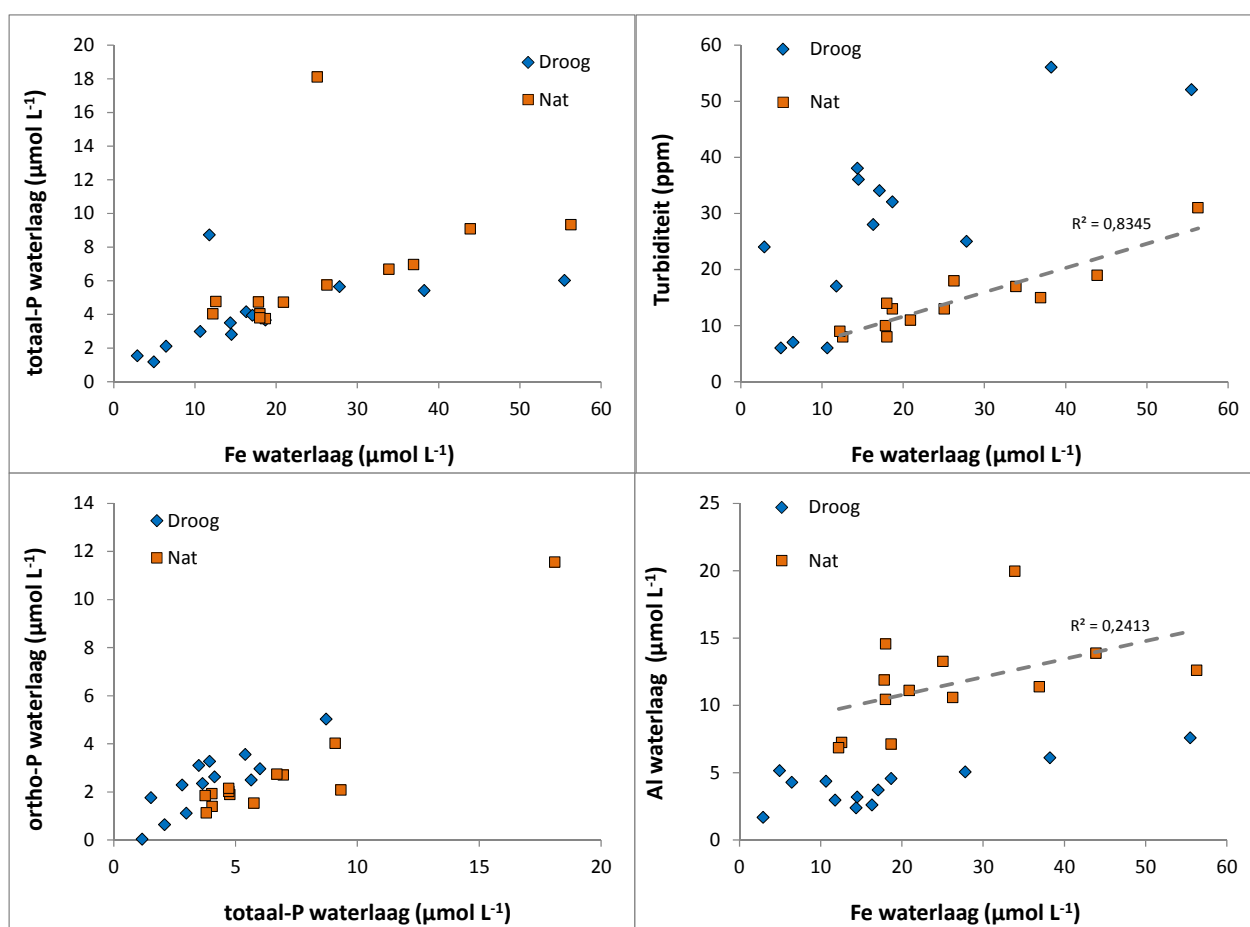
Figuur 18: De vergelijking tussen de kwaliteit van het oppervlaktewater in de droge periode (x-as) en de natte periode (y-as).

De sulfaat- en de fosfaatconcentraties laten maar kleine verschillen zien tussen de natte en droge periode. Chloride is echter veel hoger in de droge periode; verdunning met regenwater in de natte periode veroorzaakt dit verschil. Nitraat en ammonium zijn beide hoger gedurende de natte periode. Dit komt omdat er in de koude winterperiode minder stikstof wordt opgenomen door algen en planten en er ook geen nitrificatie en denitrificatie meer plaatsvindt waardoor stikstof in de vorm van nitraat en ammonium accumuleert in de waterlaag. De turbiditeit in de sloten is in de droge periode (stippen links in figuur 18) hoger dan in de natte periode (zie figuur 16).

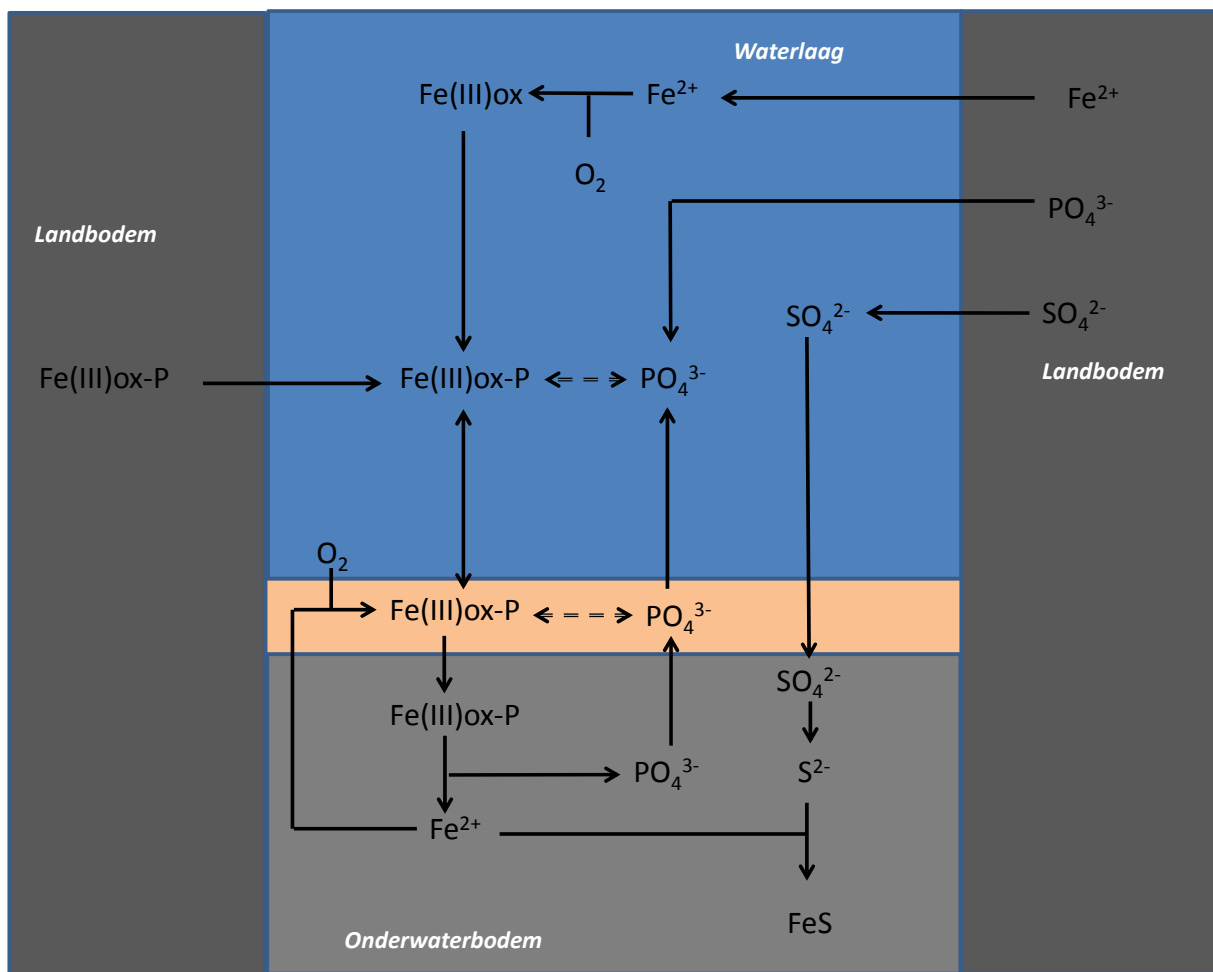
Opvallend is dat de totaal-fosforconcentratie van de waterlaag zowel in oktober als in januari correleert met de ijzerconcentratie van de waterlaag (figuur 19). Dit duidt op de aanwezigheid van colloïdale ijzer(hydr)oxiden in de waterlaag waaraan fosfor in een bepaalde verhouding gebonden is. Dat het om ijzer colloïden moet gaan en niet om slibdeeltjes blijkt uit het feit dat er geen correlatie bestaat tussen de totaal-ijzer en de totaal-aluminiumconcentratie van de waterlaag. In de slibbodem is de aluminiumconcentratie namelijk (veel) hoger dan de ijzerconcentratie. Wanneer het om slib zou gaan zouden we dus ook hogere totaal aluminiumconcentraties verwachten in de waterlaag. De hogere aluminiumconcentraties in de winter kunnen samenhangen met het uitspoelen van bodemdeeltjes uit de oevers.

Het is niet helemaal duidelijk waardoor de ijzer colloïden in de waterlaag terecht komen. In de sliblaag van de onderwaterbodem bevinden zich ijzer colloïden die bij opwerveling van de bodem in de waterlaag terecht komen. De slibdeeltjes die ook opwervelen zullen relatief snel weer bezinken maar een deel van de ijzercolloïden kan zeer lang in suspensie blijven. Opvallend is ook dat de gemeten ortho-fosfaatconcentratie correleert met de totaal-P concentratie van de waterlaag. Waarschijnlijk vindt er desorptie plaats van een deel van het aan de ijzercolloïden gebonden fosfor in de waterlaag. De ijzercolloïden kunnen natuurlijk ook in de sloten terecht komen door inspoeling van bodemdeeltjes uit de oevers want ook de veraarde toplaag van de oevers is rijk aan ijzer(hydr)oxiden. Tenslotte kan ook de aanvoer van ijzerhoudend grondwater leiden tot de vorming van ijzercolloïden in de waterlaag wanneer in de zuurstofhoudende waterlaag het aangevoerde gereduceerde ijzer oxideert. In figuur 20 wordt dit schematisch weergegeven.

Opvallend is verder dat de turbiditeit in de natte tijd correleert met de ijzerconcentratie (en dus indirect met de concentratie ijzer colloïden) en dat dit niet het geval is in de droge tijd. In de droge tijd (herfst) is de turbiditeit veel hoger dan in de natte winter. De hogere turbiditeit in de droge tijd kan samenhangen met algenbloei die heeft opgetreden in de zomer, waardoor de sloten in oktober nog troebeler zijn dan in januari.



Figuur 19: Correlaties tussen ijzer, totaal-fosfor, ortho-fosfaat en de turbiditeit in de waterlaag van de sloten



Figuur 20: IJzer, fosfor en zwavel interacties die plaats vinden in veenweidesloten

3.4 Meerjarige meetreeksen oppervlaktewater

Op een aantal locaties in Polder Stein (zie bijlage 2 voor de ligging van de locaties) wordt de kwaliteit van het oppervlaktewater gemeten door het Hoogheemraadschap van Rijnland. Voor locatie ROP13415 bestaat een doorlopende tijdsreeks van 2009 tot en met 2014. Deze locatie ligt dicht bij het gemaal en is dus zeker niet representatief voor de rest van de polder. Wanneer het gemaal aanstaat zal het water erg lijken op Reeuwijkse plassen water en wanneer het uitstaat wordt het beïnvloed door lokale processen. Dit moet in het achterhoofd worden gehouden. We bespreken hier deze langjarige reeks omdat deze wel inzicht geeft in processen die kunnen spelen in de veenweidesloten. De resultaten van de metingen worden gegeven in de figuren 21 t/m 23.

De chlorideconcentratie van het water wordt gestuurd door neerslag en verdamping. De chlorideconcentratie is dan ook hoger in de zomer en neemt af in het najaar. Ook na een periode met veel neerslag in de zomer neemt deze (tijdelijk) af door verdunning. Behalve door verdamping kan ook de inlaat van oppervlaktewater tot een verhoging van de chlorideconcentratie leiden. In tegenstelling tot chloride is sulfaat een reactief anion. Dat wil zeggen dat het bij een voldoende hoge watertemperatuur in de onderwaterbodem kan worden gereduceerd tot sulfide, waardoor de concentraties in het oppervlaktewater afnemen. We zien in de zomermaanden juist een toename van de sulfaatconcentratie. Dit heeft naast indikking door verdamping ook te maken met de inlaat van oppervlaktewater. We zien dat sulfaat net als chloride toeneemt in periodes waarin ook het gemaal heeft gewerkt. De sulfaatconcentratie bij het gemaal neemt hierbij toe tot waarden die overeenkomen met de concentraties van de Reeuwijkse plassen (ongeveer 30 mg/L).

Verder valt op dat ook in periodes waarin de oppervlaktewaterpeilen stijgen als gevolg van het neerslagoverschot de sulfaatconcentratie stijgt. Dit wordt veroorzaakt door het uitspoelen van sulfaat uit de percelen. In de zomer komt het sulfaat, bij diep uitzakkende grondwaterpeilen, vrij door oxidatie van het veen. In eerste instantie leidt dit tot een toename van de sulfaatconcentratie van het oppervlaktewater, waarna verder op in de winter weer verdunning plaatsvindt omdat er dan geen sulfaat meer in het poriewater aanwezig is (figuur 13). Dit fenomeen vond overigens niet plaats in de winter van 2010/2011. In de zomer van 2010 zijn de oppervlaktewaterpeilen van de sloten erg hoog gebleven. De zomer van 2010 was nat en verder is er ook de hele zomer door water ingelaten. Zeer waarschijnlijk zijn ook de grondwaterpeilen in de percelen hoog gebleven waardoor er in dit jaar ook veel minder sulfaat is vrijgekomen door veenoxidatie. Als gevolg van de dieper uitzakkende zomerwaterpeilen vanaf 2011, en de hiermee gepaard gaande sulfaatmobilisatie in de veenbodems, zien we de sulfaatconcentratie van het oppervlakte bij het gemaal geleidelijk toenemen in de loop van de tijd. Hierbij lopen de sulfaatconcentraties tot veel hogere waarden op (tot 77 mg/L) dan de concentraties die in de Reeuwijkse plassen worden gemeten. In het in de Vanaf 2014 zien we weer een afname van de sulfaatconcentratie. In de zomer van 2014 zijn er een aantal forse regenbuien geweest (onder andere op 28 juli 2014), waardoor de veenoxidatie en de uitspoeling van sulfaat in het najaar veel kleiner is geweest en er per saldo weer sprake is geweest van verdunning.

De monitoringsdata laten zien dat het proces van interne sulfaatmobilisatie tot een veel hogere sulfaatbelasting kan leiden dan de inlaat van sulfaatrijk oppervlaktewater. De gemeten concentraties lopen bij het gemaal als gevolg van inlaat (werkend gemaal) op tot de waarden van het inlaatwater (Reeuwijkse Plassen). Verderop in de polder zal de sulfaatbelasting als gevolg van de inlaat in de zomer veel lager zijn omdat het sulfaat wordt gereduceerd en uit het oppervlaktewater verdwijnt. De

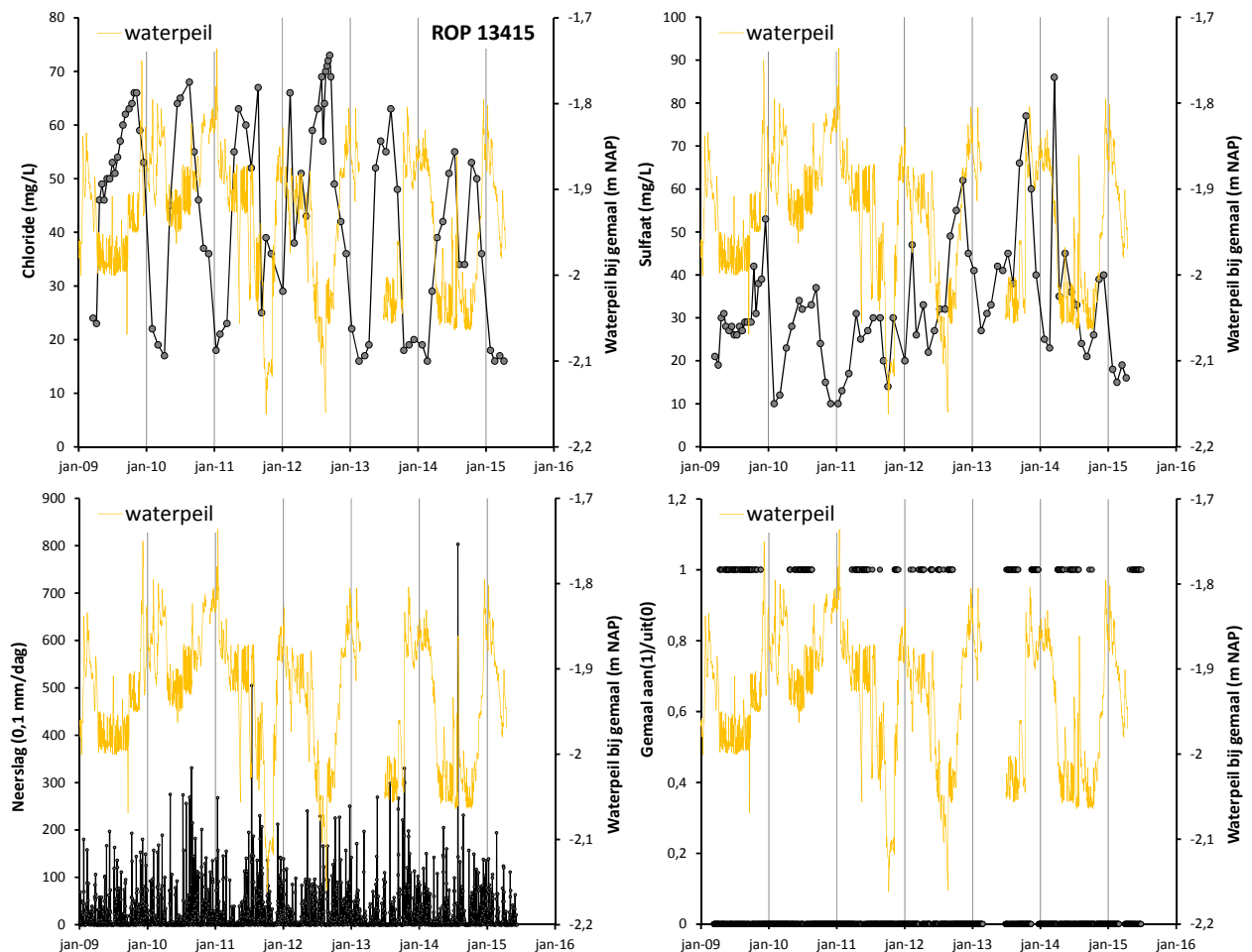
belasting die plaatsvindt door veenoxidatie wordt gestuurd door gebiedsinterne processen en zal niet alleen bij het gemaal plaatsvinden maar in het gehele gebied. De indirecte effecten op de waterkwaliteit door gebiedsinterne processen zullen dan doorgaans veel groter zijn dan de directe effecten als gevolg van een verlaagde of verhoogde inlaat.

Opvallend is de sterke achteruitgang van de waterkwaliteit aan het einde van 2011 (in figuur 24 is ingezoomd op deze periode). De totaal-P en de totaal-N concentratie nam sterk toe net als de chlorophyl-a concentratie van de waterlaag. Het doorzicht nam sterk af. Deze verslechtering vond plaats tussen 12 september en 6 oktober van het jaar. Inzoomend op deze periode zien we dat het gemaal heeft gewerkt op 22 augustus 2011. Daarna heeft het gemaal uitgestaan. Tussen 19 juli en 25 augustus is er sprake van een toename van de chlorideconcentratie die deels zal samenhangen met de inlaat van water. Tussen 22 augustus en 12 september zien we een toename van de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater. In de voorafgaande periode heeft het behoorlijk geregend, wat ook terug te zien is in een afname van de chlorideconcentratie, waardoor er waarschijnlijk sprake is geweest van uitspoeling van fosfaat vanuit de percelen. Tussen 12 september en 6 oktober zakten de oppervlaktewaterpeilen verder uit. Op 6 oktober is de totaal-P concentratie en ook de chlorophyl-a concentratie fors toegenomen. De fosfaatconcentratie is iets afgenomen ten opzichte van 12 september, maar ondanks de algenbloei wordt er nog steeds fosfaat gemeten in het oppervlaktewater. De hoge chlorophyl-a concentraties houden aan tot begin januari 2012. Opvallend is de nog hoge watertemperatuur (6,8 °C) waardoor er waarschijnlijk nog algenbloei mogelijk is geweest. Op 13 februari 2012, de watertemperatuur is inmiddels fors afgenomen, is de chlorophyl-a concentratie veel lager. Vanaf maart treedt er nu een voorjaarsbloei van groenalgen op die veel sterker is dan in de voorafgaande jaren. In de zomer wordt deze gevolgd door een bloei van blauwalgen. Het doorzicht is in het gehele jaar 2012 erg slecht. Ook in de zomer van 2012 zakten de waterpeilen diep uit, ondanks dat er, afgaande op de pompstaat van het gemaal, regelmatig water wordt ingelaten. In 2013 en 2014 is er in veel mindere mate sprake van een voorjaarsbloei van groenalgen maar er is er wel een voorjaarsbloei van diatomeeën en een zomerbloei van blauwalgen. Een blauwalgenbloei was er ook al in 2009 t/m 2011 maar deze is nu veel sterker.

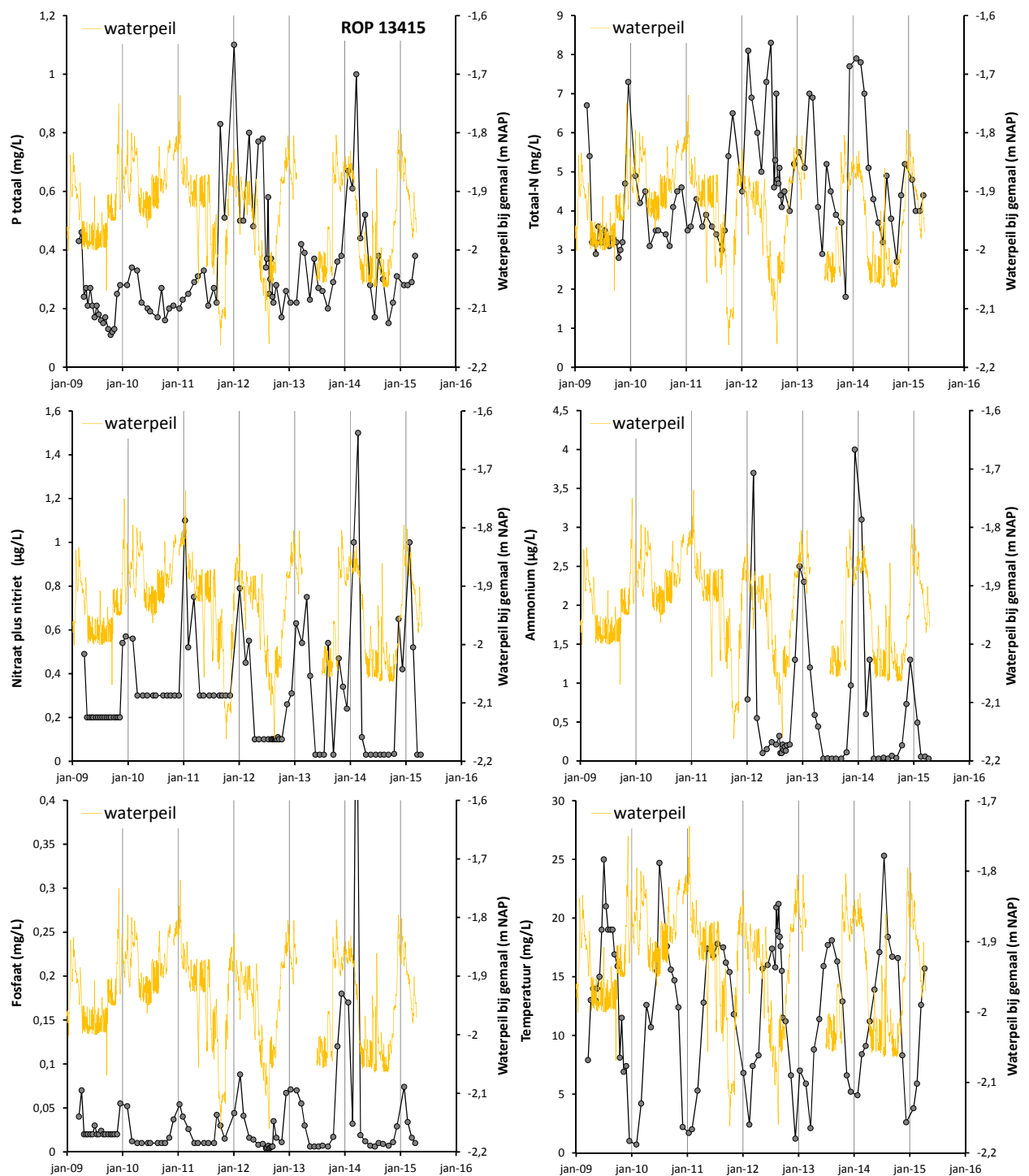
Eind 2013 zien we weer een forse stijging van de fosfaat- en totaal-P concentratie van de waterlaag. Van 14 november tot 22 december 2013 (een droge periode) heeft het gemaal aangestaan. In de natte periode die hieraan vooraf ging zien we de sulfaat- en fosfaatconcentraties stijgen als gevolg van uitspoeling uit de percelen. In de periode waarin het gemaal aanstond daalt de sulfaatconcentratie door verdunning maar de fosfaatconcentratie neemt verder toe. Na de tweede helft van december is er sprake van een forse stijging van de totaal-fosforconcentratie. Op 24 januari is er nog geen sprake van algenbloei waardoor deze verhoogde totaal-P concentratie verklaard kan worden. Ook totaal-N is hoog. Mogelijk gaat het om organisch stikstof en - fosfor dat vrijkomt bij de onvolledige afbraak van dode algenbiomassa of gesuspendeerde colloïden. Op 21 februari is de watertemperatuur opgelopen tot meer dan 8 °C en is er sprake van een bloei van groenalgen die gevolgd wordt door een bloei van diatomeeën (figuur 23).

De sterk verslechterde waterkwaliteit vanaf eind 2011 lijkt samen te hangen met de dieper uitzakkende oppervlaktewaterpeilen in de zomer. Er wordt verondersteld dat er sprake is van 'lekkages' in het systeem waardoor er oppervlaktewater verdwijnt. Wanneer dit inderdaad het geval is kunnen de oppervlaktewaterpeilen in de sloten relatief laag blijven terwijl het water in de percelen al stijgt. Hierdoor kunnen meer nutriënten uit de percelen uitspoelen naar het oppervlaktewater. Dit

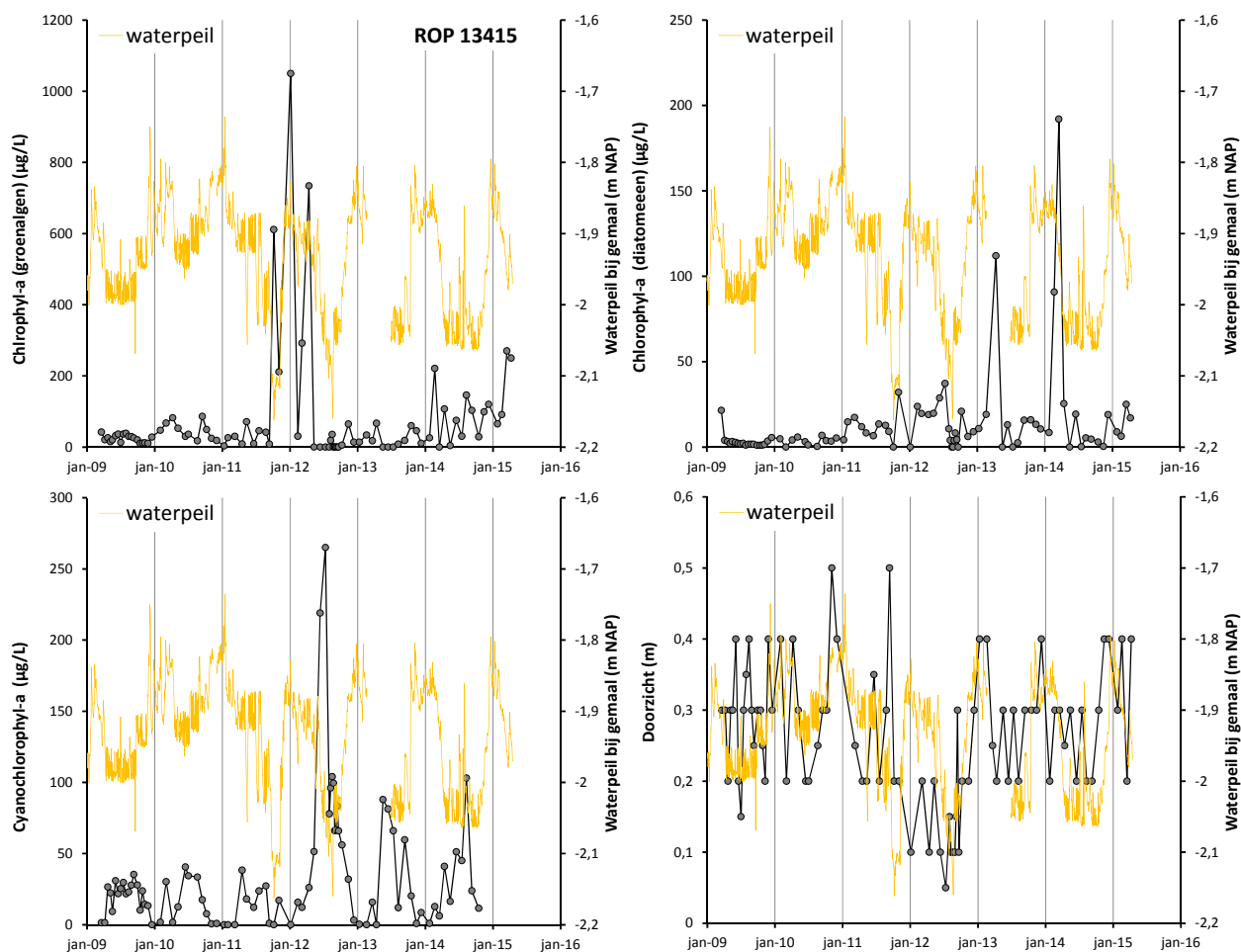
is een zeer ongewenste situatie. Wanneer er eenmaal een forse productie van algen plaatsvindt dan blijft de beschikbaarheid van N en P hoog. Algen leggen fosfor en stikstof vast en voorkomen dat deze worden vastgelegd in de bodem (fosfor) of door gekoppelde nitrificatie en denitrificatie worden verwijderd. Dode algen breken af waardoor het N en P weer vrijkomt in organische en later anorganisch vorm. Ook kan door afbraak van algen tijdelijk anaërobie ontstaan in de waterlaag waardoor de nalevering van fosfor naar de waterlaag tijdelijk fors kan toenemen. Veel algen kunnen ook op of in het nutriëntrijke sediment overleven van waaruit ze de waterlaag weer kunnen koloniseren. Een watersysteem kan dan ook lang voedselrijk blijven wanneer er eenmaal groei van algen plaatsvindt.



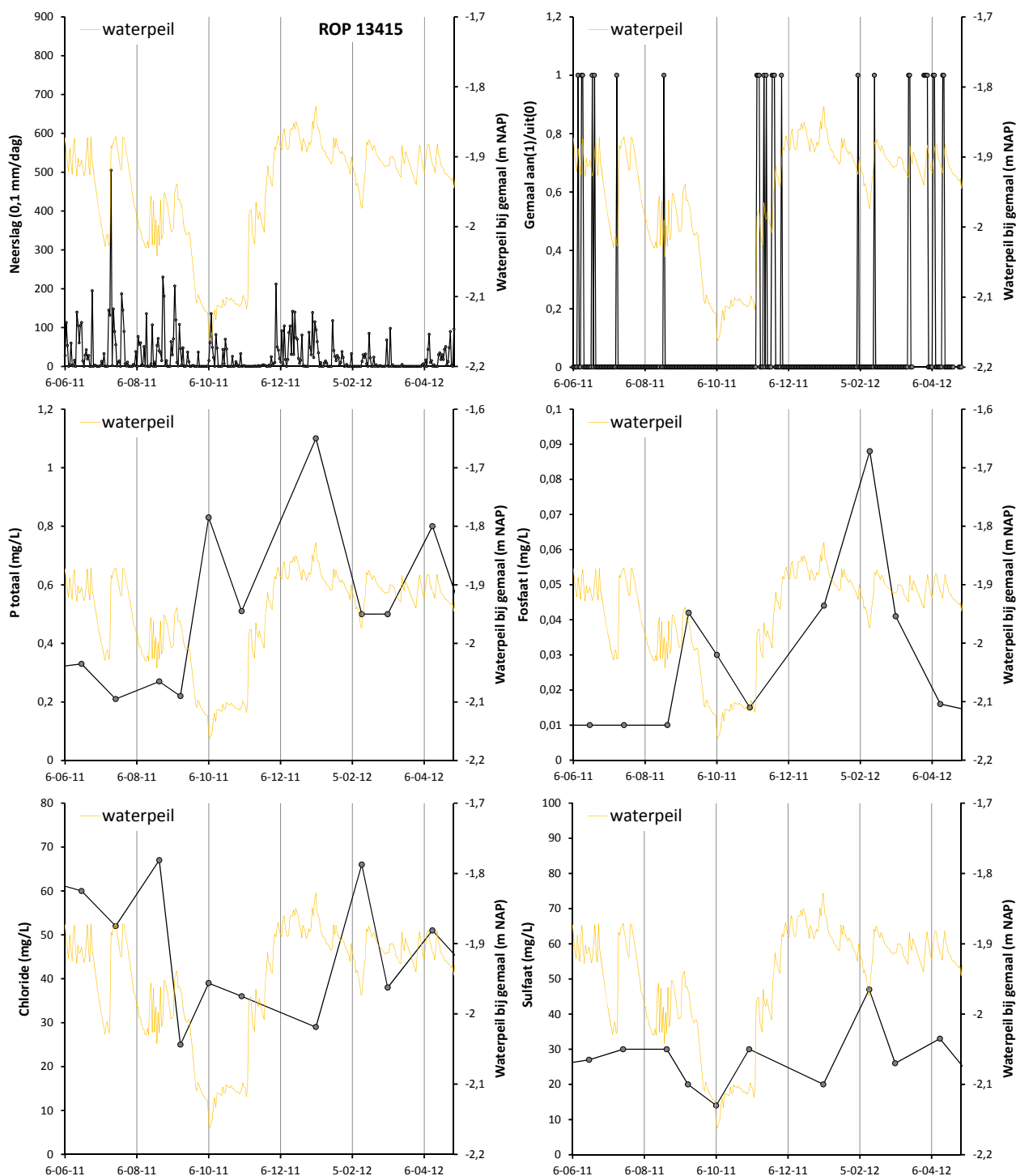
Figuur 21: De concentratie van chloride en sulfaat (op meetlocatie ROP 13415 voor de periode 2009 t/m 2015. Verder wordt ook de neerslag som per etmaal gegeven voor neerslagstation Gouda en wordt aangegeven of het inlaatgemaal Roggebroek al dan niet gewerkt heeft (1 gemaal aan, 0 gemaal uit). In de grafieken wordt ook het waterpeil bij gemaal Roggebroek weergegeven (oranje lijn).



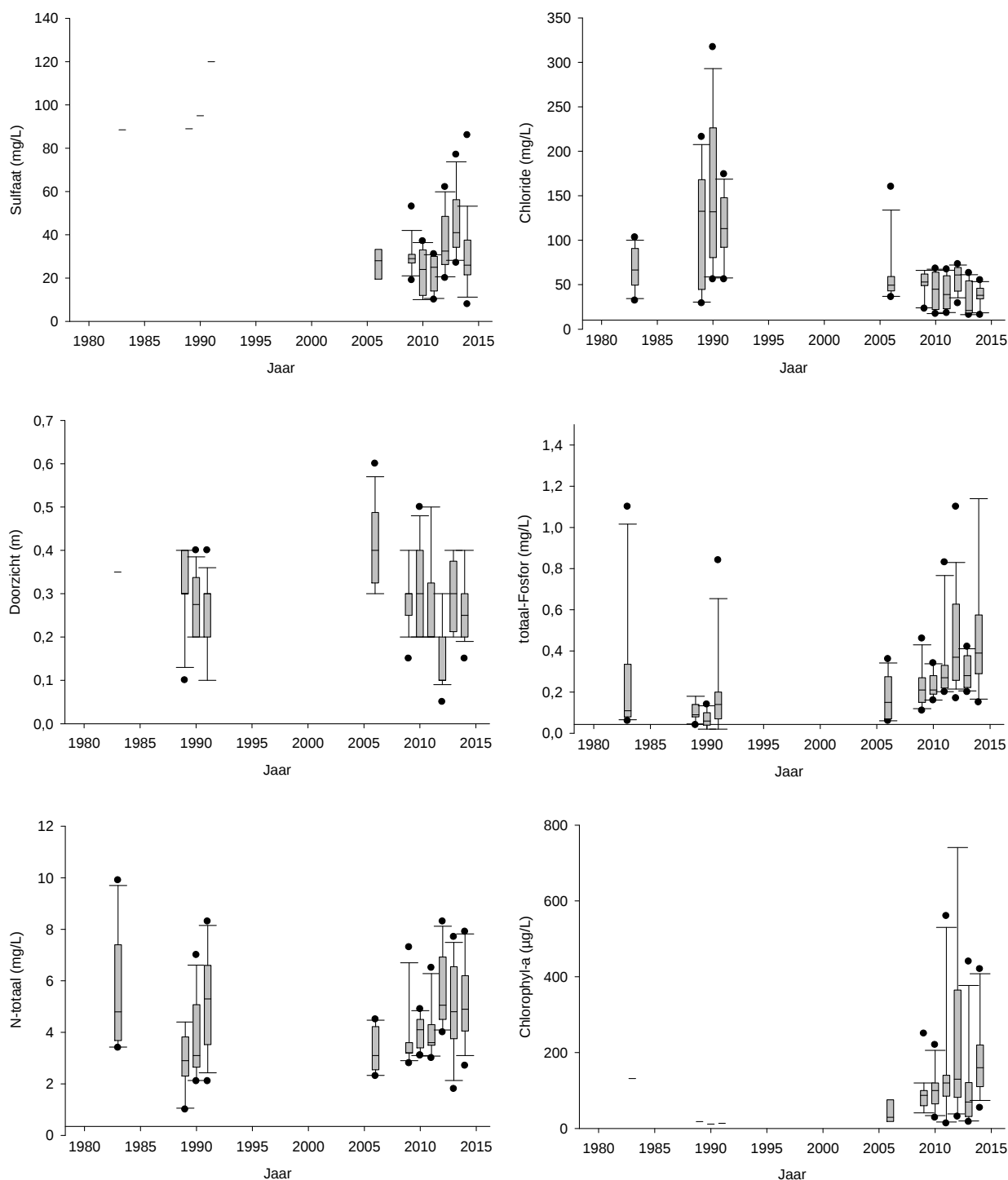
Figuur 22: De concentratie van totaal-P, totaal-N, Nitraat, ammonium en fosfaat en de water temperatuur op meetlocatie ROP 13415 voor de periode 2009 t/m 2015. In de grafieken wordt ook het waterpeil bij gemaal Roggebroek weergegeven (oranje lijn).



Figuur 23: De concentratie van chlorophyl-a (groenalgen), chlorophyl-a (diatomeeën) en cyanochlorophyl-a en het doorzicht op meetlocatie ROP 13415 voor de periode 2009 t/m 2015. In de grafieken wordt ook het waterpeil bij gemaal Roggebroek weergegeven (oranje lijn).



Figuur 24: De concentratie van totaal-P, fosfaat, chloride en sulfaat totaal-N, op meetlocatie ROP 13415 voor de periode juni 2011 t/m april 2012. Verder wordt ook de neerslag som per etmaal gegeven voor neerslagstation Gouda en wordt aangeven of het inlaatgemaal Roggebroek al dan niet gewerkt heeft (1 gemaal aan, 0 gemaal uit). In de grafieken wordt ook het waterpeil bij gemaal Roggebroek weergegeven (oranje lijn).



Figuur 25: De concentraties totaal-fosfor, totaal-N, chloride, sulfaat en chlorophyl-as en het doorzicht van het oppervlaktewater voor de verschillende jaren waarvoor meetdata beschikbaar zijn. In de boxplots zijn 1e kwartiel, 3e kwartiel en de mediaan gegeven. De lijnen boven en beneden staan voor minimum en maximum (uitbijters zijn met een stip weergegeven).

Voor een aantal locaties zijn ook data beschikbaar voor 1983, 1989 t/m 1991 en 2006. In figuur 25 worden box-plots gegeven voor een aantal parameters waarbij alle voor Polder Stein Noord beschikbare meetdata voor een bepaald jaar zijn opgenomen. Opvallend zijn de veel hogere sulfaatconcentraties in de jaren '80 en de hoge chlorideconcentraties tussen 1989 en 1991. De

totaal-P concentraties en de chlorophyl-a concentraties waren in de jaren de jaren '80 en '90 relatief laag en liggen beduidend hoger in de recentere metingen vanaf 2006. Het doorzicht was ook aan het begin van de jaren 90 al relatief slecht en was in 2006 opvallend beter dan in de latere jaren.

Verder zien we ook duidelijk de verslechtering van de waterkwaliteit na 2011 terug in een toename van de totaal-P, totaal-N en chlorophyl concentraties.

4. Conclusie

De eigenschappen van de vaste waterbodem lijken ongunstiger (Fe/P poriewater en Fe/S totaal) dan die van de sliblaag. Hierdoor zou door het verwijderen van het slib een ongunstigere situatie kunnen ontstaan omdat de nalevering van fosfaat door diffusie zou kunnen toenemen. Op grond van de experimenteel bepaalde baggernut formule is de nalevering echter niet verschillend tussen de slibbodem en de vaste bodem. Dit komt ook omdat de baggernutformule geen rekening houdt met de Fe/P ratio van de bodem.

Anderzijds lijkt het er sterk op dat desorptie van fosfaat van gesuspendeerde ijzercolloïden in de sloten van Polder Stein een belangrijke rol spelen. De ijzercolloïden kunnen in de waterlaag achterblijven na het opwervelen van slib. Ook zijn de sloten overwegend ondiep waardoor het slib inderdaad ook gemakkelijk opwervelt en het water ook sneller zal opwarmen waardoor de groei van algen wordt bevorderd.

De top laag van de oever (0-50 cm) is rijk aan fosfor, maar ook rijk aan ijzer. De sliblaag lijkt sterk op deze bodemlaag, waardoor afkalving van de oevers de grootste bijdrage lijkt te hebben in de snelle aanwas van slib.

Het oppervlaktewater is rijk aan fosfor, waardoor algenbloei kan optreden. Het is moeilijk te concluderen waar de achteruitgang van krabbescheer in het verleden door veroorzaakt werd. Mogelijk is het water te ondiep geworden waardoor in strenge winters vorstschade kan optreden en door versnelde opwarming sneller algenbloei optreedt. Qua waterchemie lijken de sloten geschikt voor krabbescheer. De huidige diepte van de sloten is mogelijk een bottleneck.

De eigenschappen van de waterbodem en de oever beïnvloeden de kwaliteit van het oppervlaktewater. In de waterbodem is de Fe/S ratio lager dan 1, waardoor ophoping van sulfide in de bodems en mobilisatie van fosfor naar het oppervlaktewater een rol kunnen spelen. De hoeveelheid fosfor in het poriewater van de waterbodem is overigens niet heel erg hoog (gemiddeld 0,6 mg per m² per dag op grond van de baggernutformule), maar gelet op de ondiepe waterlaag kan deze bijdrage toch leiden tot te hoge fosfaatconcentraties in de waterlaag. De oevers in Polder Stein zijn over het algemeen rijk aan ijzer en fosfor, en ook aan zwavel. In de zomerperiode, waarin het water uitzakt naar een lager peil, wordt onder invloed van zuurstof het veen in oevers en de percelen afgebroken. Hierbij komt sulfaat, maar ook fosfor en ammonium vrij. Als later in het jaar de waterstand weer stijgt, kan het sulfaat en de vrijgekomen nutriënten uitspoelen naar het oppervlaktewater. Deze processen spelen al langer en zullen dus al sinds langere tijd de kwaliteit van het oppervlaktewater beïnvloeden.

Uit ons onderzoek blijkt dat de eigenschappen van het slib sterk overeen komen met de top laag van de oevers. Daaruit kan geconcludeerd worden dat erosie en afkalving van de oevers een belangrijke rol speelt in de aanwas van de sliblaag.

Sinds 2011 is sprake van een sterke achteruitgang van de waterkwaliteit. Deze lijkt samen te vallen met diep uitzakkende oppervlaktewaterstanden in de zomermaanden. Wanneer de oppervlaktewaterpeilen in de sloten relatief laag blijven terwijl het water in de percelen al stijgt kunnen meer nutriënten uit de percelen uitspoelen naar het oppervlaktewater. Mogelijk speelt de lekkage waarvan sprake lijkt te zijn, een rol bij het diep uitzakken van de oppervlaktewaterstanden in droge

periodes in de zomer. Wanneer er eenmaal een forse productie van algen plaatsvindt dan blijft de beschikbaarheid van N en P vaak hoog, omdat algenbloei positief terugkoppelt op de nutriëntenbeschikbaarheid.

De monitoringsdata laten zien dat het proces van interne sulfaatmobilisatie tot een veel hogere sulfaatbelasting kan leiden dan de inlaat van sulfaatrijk oppervlaktewater. De gemeten concentraties lopen bij het gemaal als gevolg van inlaat (werkend gemaal) op tot de waarden van het inlaatwater (Reeuwijkse Plassen). Verderop in de polder zal de sulfaatbelasting als gevolg van de inlaat in de zomer veel lager zijn omdat het sulfaat wordt gereduceerd en uit het oppervlaktewater verdwijnt. De sulfaatbelasting die plaatsvindt door veenoxidatie wordt gestuurd door gebiedsinterne processen en zal niet alleen bij het gemaal plaatsvinden maar in het gehele gebied. De indirecte effecten op de waterkwaliteit door gebiedsinterne processen, gestuurd door waterstandsfluctuaties in het oppervlaktewater en de percelen, zullen dan ook veel groter zijn dan de directe effecten van een verlaagde of verhoogde inlaat.

Mogelijke maatregelen:

Aanpassing waterpeil:

Eén van de stuurknoppen in Polder Stein Noord is het waterpeil. Door de lagere waterpeilen zal in de oevers meer oxidatie optreden, waardoor meer sulfaat kan uitspoelen. Omdat sulfaat de anaërobe afbraak in de bodems beïnvloedt, kan een toename van de interne sulfaatbelasting leiden tot een toename van de ammonium en fosforconcentraties in de onderwaterbodems en ook tot ophoping van giftig sulfide in de onderwaterbodems. Hogere waterpeilen in de zomermaanden zorgen voor meer zuurstofloze omstandigheden in de oever, waardoor fosfor mobieler wordt en na uitspoelen naar het water spoelen en voor verrijking van het systeem kan zorgen.

Een waterpeilbeheer waarbij het verschil tussen de grondwaterstand in de percelen en het waterpeil in de sloot in tijden van een regenwateroverschot zo klein mogelijk word gehouden, een flexibel waterpeilbeheer, zorgt in principe voor de minste uitspoeling naar de sloot toe. De mogelijke lekkage van oppervlaktewater is een groot probleem omdat de oppervlaktewaterpeilen hierdoor met name in de zomer moeilijk op peil te houden zijn.

Baggeren en herintroductie krabbescheer:

Een veel toegepaste maatregel bij een te dikke sliblaag is het baggeren van de sloten. Hiermee wordt het slappe slib verwijderd, verbetert vaak het doorzicht en komt de vaste onderliggende bodem (vaak van betere kwaliteit) weer aan het oppervlak te liggen. Tevens zal het een voordeel zijn dat de waterdiepte groter wordt. Dit lijkt in Polder Stein Noord niet perse een gunstige maatregel. De vaste waterbodem heeft minder gunstige eigenschappen dan het slib. Hierdoor kan er juist meer nalevering van fosfor optreden, en tevens is ophoping van het giftige sulfide een groter risico. Door het baggeren van de sliblaag kan anderzijds de opwerveling van ijzercolloïden worden verminderd waardoor de P belasting van het water en ook de turbiditeit van het water kan afnemen. Daarnaast zal hierdoor ook de kritische belasting toenemen en kan tevens de vereiste diepte worden bereikt voor een succesvolle herintroductie van krabbescheer (> 70 cm diepte).

Herintroductie van krabbescheer is zeker te overwegen in combinatie met het baggeren/verdiepen van de sloten. Krabbescheer stabiliseert de bodem en neemt veel nutriënten op uit de waterlaag, waardoor de waterkwaliteit zal verbeteren. Daarnaast scheidt krabbescheer zogenaamde allelopathische stoffen uit waardoor de groei van algen wordt geremd. Een goed beheer waarbij jaarlijks een deel van de vegetatie wordt verwijderd is dan wel belangrijk. Verder is met het oog op de zelf faciliterende eigenschappen van een krabbescheervegetatie (Haprenslager e.a., in druk) wenselijk om steeds relatieve grote oppervlakten aan krabbescheer te introduceren (bijvoorbeeld 10 m²), waarbij er voor wordt gezorgd dat de planten bij elkaar blijven. Wanneer ze uit elkaar drijven is er geen sprake van zelf-facilitatie.

Aanpak oevers:

Op slappe veraarde oevers, kan afkalving sneller optreden, waardoor de sliblaag snel dikker wordt. Dit wordt versterkt door het vee dat komt drinken aan de slootkanten. Ook door de uitspoeling van slib uit de oever naar de sloot kan de concentratie ijzercolloïden in de waterlaag toenemen. De uitspoeling vanuit de oevers zou kunnen worden verminderd door deze uit te rasteren, zodat betreding voorkomen wordt. In combinatie met de groei van helofyten (hier moet dan vraat van de jonge planten wel worden voorkomen) kan dit zorgen voor stevigere oevers. Ook kan een deel van de oevers geplagd worden waarbij de veraarde veenlaag wordt verwijderd en een soort van natuurvriendelijke oever ontstaat waarin slibdeeltjes kunnen bezinken. Het voordeel van deze maatregel is dat de afkalving van de oevers, en daarmee de opbouw van de sliblaag in het water, sterk verminderd zal worden. De toevoer van nutriënten naar het oppervlaktewater neemt daarmee automatisch af. Een afweging die bij deze maatregel gemaakt zal moeten worden is het landschappelijke aspect, zeker als het gecombineerd wordt met groei van helofyten. Het aanzicht van de polder zal hierdoor veranderen, en tevens is de combinatie met weidevogels mogelijk een aandachtspunt. Wel zullen natuurvriendelijke oevers de biodiversiteit van de polder aanzienlijk ten goede komen.

5. Literatuur

Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Banach A.M., van de Graaf J.P.M., Roelofs J.G.M. & L.P.M. Lamers. 2010. The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* **44**: 3487-3495.

Harpenslager S.F., Lamers L.P.M., van der Heide T., Roelofs J.G.M. & Smolders A.J.P. (in druk). Harnessing facilitation: Why successful re-introduction of *Stratiotes aloides* requires high densities under high nitrogen loading. *Biological Conservation*.

Kroon, P., Schrier-Uijl, A., Stolk, P., Van Evert, F., Kuikman, P., Hensen, A. & E. Veenendaal, 2010. Beïnvloeden van landgebonden broeikasgasemissies – Naar een klimaatneutrale(re) inrichting van het landelijke gebied. *Landschap* **27**(2), PP 99-109)

Poelen M.D.M., Van den Berg L.J.L., Ter Heerdt G, Bakkum R., Smolders A.J.P., Jaarsma N.G., Brederveld R.J. & Lamers L.P.M. 2012. *WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT) -Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT)*. Eindrapportage 2012. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapport 2012-18.

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. van Diggelen, J. Geurts, M. Poelen, J. Roelofs, E. Lucassen & L. Lamers, 2013. Waterkwaliteit in het veenweidegebied. De complexe interacties tussen oever, waterbodem en oppervlaktewater. *Landschap* **30**/3: 144-153.

Van der Heide T, Smolders AJP, Lamers LPM, van Katwijk MM, Roelofs JGM (2010). Nutrient availability correlates with bicarbonate accumulation in marine and freshwater sediments – empirical evidence from pore water analyses. *Applied Geochemistry* **25**: 1825–1829

Bijlage I: De oppervlaktewaterkwaliteit, waarbij een aantal elementen worden gegeven in mg/l. De overige elementen zijn hetzelfde als de tabel op bladzijde 26

Locatie	Periode	pH	Alk	Turb.	EGV	P	S	NO ₃	NH ₄	PO ₄	Cl
			meq/l	ppm	µS/cm			mg/l			
1	droog	6,7	0,7	7	204	0,06	6,8	0,02	0,11	0,06	36,8
2	droog	6,9	1,3	17	300	0,27	9,0	0,76	0,50	0,48	42,3
3	droog	7,0	1,1	25	284	0,17	6,7	0,42	0,51	0,24	43,9
4	droog	6,9	0,8	6	256	0,09	7,0	1,34	0,38	0,11	42,6
5	droog	7,0	1,1	32	296	0,11	7,3	0,97	0,44	0,22	47,4
6	droog	7,2	1,3	38	341	0,11	8,0	0,56	0,23	0,29	51,1
7	droog	7,2	1,0	28	304	0,13	7,8	0,64	0,79	0,25	48,3
8	droog	7,1	0,6	56	274	0,17	13,0	0,46	0,13	0,34	67,7
9	droog	6,9	0,7	52	255	0,19	10,3	0,46	0,16	0,28	39,2
10	droog	7,1	1,5	34	393	0,12	10,9	0,53	1,06	0,31	54,9
11	droog	7,2	1,5	36	399	0,09	11,8	0,86	0,90	0,22	54,4
12	droog	6,8	1,1	6	274	0,04	19,9	0,34	0,51	0,00	14,8
13	droog	7,5	2,2	24	467	0,05	10,7	0,06	0,06	0,14	61,9
1	nat	6,9	1,2	8	228	0,15	5,9	1,30	0,70	0,18	27,3
2	nat	6,9	1,2	13	221	0,56	7,5	3,16	2,05	1,10	21,0
3	nat	6,9	0,9	9	239	0,12	7,5	6,09	1,26	0,18	33,0
4	nat	6,7	0,7	8	209	0,13	8,0	4,26	0,30	0,13	27,5
5	nat	6,8	0,9	10	241	0,15	8,3	5,89	1,08	0,19	31,0
6	nat	6,9	1,1	11	272	0,15	10,0	7,00	2,24	0,20	31,0
7	nat	7,1	1,2	13	272	0,12	7,4	3,93	3,36	0,18	36,0
8	nat	7,0	1,1	19	213	0,28	7,2	1,51	3,66	0,38	21,3
9	nat	6,8	0,9	15	199	0,22	7,9	2,97	1,74	0,26	21,9
10	nat	6,8	0,8	31	191	0,29	6,3	3,78	1,69	0,20	24,9
11	nat	7,2	1,3	18	295	0,18	11,7	4,51	2,81	0,15	29,3
12	nat	6,5	2,0	17	273	0,21	10,4	0,20	3,99	0,26	9,2
13	nat	7,1	2,2	14	391	0,12	12,3	1,85	2,22	0,11	39,0

Bijlage II: De ligging van de meetlocaties van oppervlaktewater van het Hoogheemraadschap van Rijnland.

