

WaterBODEMbeheer in Nederland:

Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT)-

De rol van vissen, planten, zuurstof en temperatuur bij de nalevering van nutriënten

Resultaten experimenten RUN en B-Ware



2012

Titel rapport: *WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT) - De rol van vissen, planten, zuurstof en temperatuur bij de nalevering van nutriënten. Resultaten experimenten RUN en B-Ware*

Auteurs: *L.J.L. (Leon) van den Berg, M.D.M. (Moni) Poelen, N.G. (Nico) Jaarsma J.J.M. (Jeroen) Geurts, R.J. (Bob) Brederveld en L.P.M. (Leon) Lamers*

Opdrachtgevers: *Stowa, Hoogheemraadschap van Delfland, Waternet, Waterschap Hunze en Aa's, Hoogheemraadschap van Rijnland, Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard, Waterschap Reest en Wieden, Waterschap Rivierenland, Hoogheemraadschap de Stichtse Rijnlanden, Wetterskip Fryslân, Waterschap Veluwe, Waterschap Brabantse Delta, Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier*

Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs.

Bezoekadres:
*Radboud Universiteit Nijmegen
Aquatische Ecologie & Milieubiologie
Heyendaalseweg 135
6525 AJ Nijmegen
<http://www.ru.nl/science/aquatic/>*

Inhoud

Inleiding

- 1. Inleiding 1

Nalevering via biologische route en bijbehorend onderzoek

- 2 Afbraak van waterplanten en nutriëntenflux via waterplanten 3
- 3 Effecten van visactiviteit op de nalevering in watersystemen 14

Veldexperimenten

- 4 Veldexperimenten in de Ackerdijkse plassen 23
- 5 Veldexperimenten in Het Hol 35

Controle experimenten

- 6 Fosfaat nalevering in de Alblasserwaard in relatie tot slibdikte en de aanwezigheid van een kroosdek 51
- 7 Biochemisch zuurstofverbruik 63
- 8 Effecten van zuurstofbeschikbaarheid op de nalevering van nutriënten 65
- 9 Effecten van temperatuur op de nalevering van nutriënten 69
- 10 Effecten van bemonsteringsdatum (jaar-effecten) op de nalevering 74

Samenvatting

- 11 Samenvatting: de belangrijkste conclusies 77

Referenties en Dankwoord

- 12 Referenties 80
- 13 Dankwoord 83

1. Inleiding

Aanleiding voor het onderzoek (uit Poelen et al 2012)

In de afgelopen jaren is door de waterbeheerders de opgave voor de Kaderrichtlijn Water (KRW) gebiedsgericht uitgewerkt. Landelijk en regionaal zijn doelen geformuleerd en bijbehorende maatregelen bepaald om deze doelen te bereiken. De Ex Ante Evaluatie Kaderrichtlijn Water (Ligtvoet & Cleij, 2008) laat echter zien dat bij het uitvoeren van alle haalbare en betaalbare maatregelen geen 100 % doelbereik wordt gerealiseerd. De belasting van het oppervlaktewater met nutriënten is één van de belangrijkste oorzaken voor het niet halen van de doelen in 2015. Zo worden de doelen voor fosfor in regionale wateren in veel gevallen niet gehaald. Dat heeft gevolgen voor de ecologische doelen. In bijna 50 % van de waterlichamen zullen de fytoplanktondoelen niet worden gehaald. Dat heeft ook een sterk negatief effect op de andere biologische kwaliteitselementen (Pot, 2005).

Om de KRW-doelen te halen moet dus de nutriëntenbelasting verder omlaag. Dit probleem heeft duidelijk raakvlakken met andere beleidsterreinen; denk hierbij aan het niet voldoen aan de Zwemwaternorm en het niet halen van Natura2000 beheerdoelen. De maatregelen om de nutriëntenbelasting terug te dringen zijn volgens de Ex Ante Evaluatie (Ligtvoet & Cleij, 2008) vooral gericht op de beperking van de externe bronnen. Nutriënten komen echter niet alleen van buiten; ook binnen een waterlichaam is een –potentieel- belangrijke bron van nutriënten aanwezig: de bodem. Ouder (Lijklema, 1985; Boers, 1986; Sas, 1989) en recenter (Lamers et al., 1998; 2002; Jeppesen et al., 2005; Lamers et al., 2006; Michielsen et al., 2007) onderzoek laat zien dat door bodemprocessen grote hoeveelheden nutriënten kunnen vrijkomen. Deze zogeheten interne eutrofiëring kan zo sterk zijn dat herstel van de natuurkwaliteit met meer dan tien jaar wordt vertraagd of zelfs geheel verhinderd. In die gevallen zal er gezocht moeten naar KRW-maatregelen om de interne eutrofiëring sterk te verminderen. Volgens voorlopige schattingen zal dat voor 50 % van de waterlichamen in Nederland nodig zijn (ter Heerdt; Klinge pers. med. Gebaseerd op Klinge, 2008).

Het probleem is dus bekend. Ook in alle vier de stroomgebiedbeheersplannen (SGBP's) wordt aangegeven dat de nalevering van nutriënten vanuit de waterbodems niet wordt gekwantificeerd, maar dat deze wel een belangrijke bron van verontreiniging vormt. Een andere beperking voor het halen van de KRW-doelen is de grote hoeveelheid bagger (slib) die in sloten, vaarten en meren aanwezig kan zijn (Lamers et al., 2006). Een dikke sliblaag heeft effect op diepte, temperatuur, troebelheid, zuurstof en de vestigingsmogelijkheden voor planten en daarmee op de scores op de KRW-maatlatten (Hovenkamp-Obbema & Bijlmakers, 2001; Pot, 2005; Evers & Knoben, 2007; Schreijer, 2008). De baggerlaag is bovendien een belangrijke bron van interne eutrofiëring (Lamers, 2006; Michielsen et al 2007) en zelfs ver afgebroken bagger kan nog steeds veel naleveren (Geurts et al. 2010). De aanwezigheid van bagger wordt door waterbeheerders dan ook als groot probleem gezien, volgens de Ex Ante Evaluatie is er voor EUR 332.000.000,- aan baggermaatregelen gepland. In het SGBP Rijn wordt gemeld dat naast het reguliere baggerwerk (dat niet is opgenomen in de KRW programmering) op een aantal plaatsen (ca 3660 ha) aanvullend baggerwerk nodig is voor het realiseren van een Goed Ecologisch Potentieel (GEP).

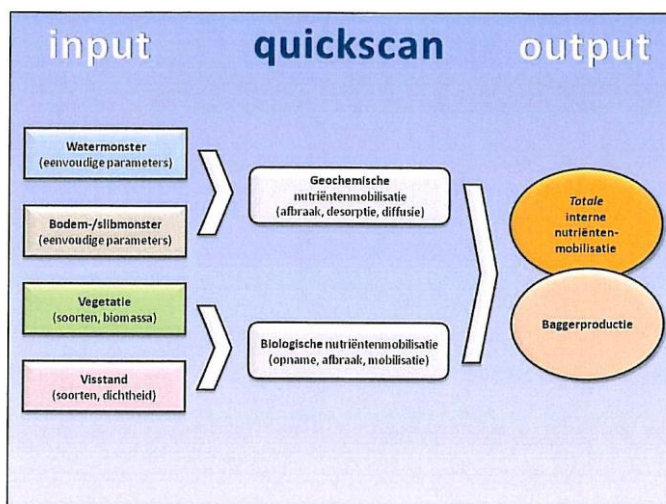
Interne eutrofiëring en baggervorming zijn het resultaat van vier (groepen) processen in en aan de bodem:

1. De interne nutriëntencyclus, aangejaagd door externe eutrofiëring;

2. Versnelde afbraak en turnover van organisch materiaal (afgestorven planten, veen, slib) en daaraan gebonden nutriënten onder invloed van alkaliniteit, sulfaat en andere waterkwaliteitsparameters;
3. Verminderde nutriëntenbinding in de bodem door ijzergebrek, sulfideproductie, verdringing van adsorptieplaatsen;
4. Versnelde turnover van nutriënten onder invloed van planten, vissen en andere organismen.

Naast deze rol bij eutrofiëringsprocessen, kan de waterbodem ook belangrijk zijn in verband met de ophoping en afgifte van potentieel toxische stoffen als ammonium en sulfide (Lamers et al 2006).

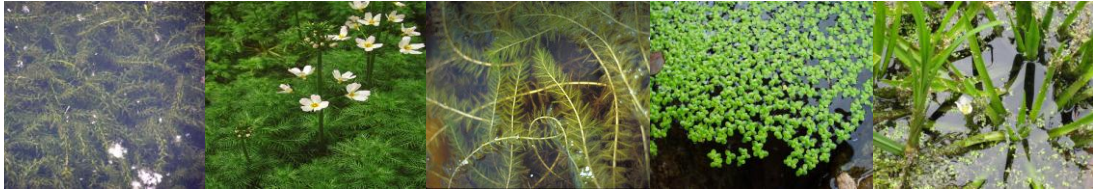
Het project Baggernut, dat ingediend is binnen het programma Watermozaïek van Stowa, wordt gefinancierd door het Innovatieprogramma Kaderrichtlijn Water van het Agentschap NL. Het project beoogt deze processen beter in beeld te brengen en vooral ook te kwantificeren, waarbij het doel is om een zo eenvoudig mogelijke set van indicatieve en voorspellende metingen te definiëren die door waterbeheerders uitgevoerd kan worden.



Binnen het project Baggernut zijn op diverse locaties metingen verricht (zie rapport Poelen et al 2012) en experimenten uitgevoerd. Het doel van deze metingen en experimenten is om de processen die samenhangen met de interne mobilisatie van nutriënten en baggerproductie, inzichtelijk te maken en op een eenvoudige wijze te kunnen kwantificeren. Achterliggende doel daarbij is om waterbeheerders handvatten aan te reiken om vanuit de waterkwaliteit een oordeel te kunnen geven over de wenselijkheid van het aanpakken van de waterbodem.

De resultaten van de experimenten worden gebruikt om de QUICKSCAN (zie Poelen et al 2012) te kalibreren. Omdat de mobilisatie van nutriënten onderhevig is aan zowel fysische als biologische processen waarbij zowel de bodem (slib) als de verschillende biologische componenten (planten, algen, vissen) een belangrijke rol speelt, zijn naast de experimenten gerapporteerd in Poelen et al 2011 en 2012, diverse additionele experimenten uitgevoerd. Deze additionele experimenten richten zich voornamelijk op biologische processen. Hierbij staan de rol van vissen, de afbraak van planten en de rol van temperatuur en zuurstof centraal. Deze additionele experimenten zijn uitgevoerd en gecoördineerd door Radboud Universiteit Nijmegen en worden beschreven in dit rapport.

2. Afbraak van waterplanten en nutriëntenflux via waterplanten



Inleiding

De afbraak van waterplanten gaat grofweg in 3 fasen (Valiela et al. 1985). In de eerste fase komen nutriënten vrij door lekkage van het plantenmateriaal. De tweede en derde fase worden gedomineerd door microbiële afbraak van het plantenmateriaal en verdere versnippering van het materiaal. De eerste fase kan zeer snel verlopen (dagen/weken), de tweede en derde fase duren beduidend langer. Een literatuurverkenning laat zien dat er geen eenduidige relatie wordt gevonden tussen externe nutriëntenconcentraties en de decompositiesnelheid (o.a. Jordan et al. 1989; Villar et al. 2001; Xie et al. 2004, zie ook literatuurstudie in Jaarsma et al. 2012). Omdat er nutriënten uit de planten vrijkomen is het van belang te weten hoeveel van deze nutriënten zitten opgeslagen in de planten, én of de afbraak en daarmee het vrijkomen van nutriënten gerelateerd is aan de hoeveelheid nutriënten in de bodem en in het bodemvocht.

In dit hoofdstuk worden afbraakexperimenten beschreven welke het doel hebben de relatie tussen totaal P in de bodem, P in het bodemvocht, en de afbraaksnelheid van waterplanten te beschrijven. Tevens wordt in een additioneel experiment gekeken naar de temperatuurafhankelijkheid van de afbraaksnelheid van waterplanten. De afbreekbaarheid van de planten wordt, zoals bekend, sterk beïnvloed door de relatieve hoeveelheid moeilijk af te breken koolstofverbindingen: het gehalte lignine en cellulose. In dit experiment wordt niet naar deze componenten gekeken. Het doel van dit experiment is het bestuderen van de relatie tussen afbraaksnelheden, het vrijkomen van nutriënten, externe (bodem en bodemvocht) nutriëntenbeschikbaarheid en temperatuur. De verkregen resultaten worden aan het eind van het hoofdstuk gebruikt voor een vertaling naar veldsituaties.

Materiaal en methoden

In een tweetal experimenten is de afbreekbaarheid van waterplanten onderzocht. Het eerste experiment richt zich op de relatie tussen de afbraaksnelheid en de P gehalten in de bodem. In het tweede experiment is met slechts 1 soort (Krabbenscheer) dieper ingegaan op de temperatuurafhankelijkheid van de afbraaksnelheid.

Eerste experiment:

Van een viertal soorten waterplanten (Smalle waterpest, Waterviolier, Aarvederkruid en Klein kroos) is op meerdere locaties scheut- en bladmateriaal verzameld in het najaar van 2011. Er is bewust gekozen voor het verzamelen van plantenmateriaal in deze periode omdat de planten in deze periode fysiologisch veranderen (reallocatie van nutriënten) en de natuurlijke afbraak van bladmateriaal in deze periode begint. In totaal zijn 17 locaties bezocht. Op deze locaties werd tevens bodemmateriaal verzameld voor een analyse van bodemvocht en totaal P gehalte. Bodemmonsters werden verzameld in 2-voud waarbij elk monster bestond uit een homogeen mengsel van vijf sub-monsters van de bovenste 10 cm van het sediment of sliblaag. Plantenmateriaal (minstens 500 gram van ten minste 5 verschillende planten op elke locatie) en bodemmateriaal werden koel getransporteerd naar het lab voor verdere analyse.

Van elke bodemmonster werd op de dag van bemonsteren, na handmatige anaërobe homogenisatie en onder gekoelde omstandigheden, anaëroob bodemvocht verzameld met behulp van teflon rhizons (Eijkelkamp Agrisearch) en vacuüm 60 ml spuiten. Tevens werd van elk bodemmonster het vochtgehalte bepaald na 48 uur drogen bij een temperatuur van 105°C. Alle plantenmonsters werden schoongespoeld met gedemineraliseerd water waarna een gedeelte werd gebruikt voor bepaling van het vochtgehalte (24uur, 70°C). Het overige materiaal werd na droging gebruikt voor nutriëntbepaling na destructie.

Het gedroogde materiaal (bodem en planten) werd gedestruerd om de totale gehalten van enkele elementen (o.a. P) te bepalen. Bij de bodemdestructie werd 0,2 gram gedroogde en gemalen bodem afgewogen in een teflon cup. Bij de plantendestructie werd 0,3 gram genomen. Vervolgens werd het met 5 ml salpeterzuur en 2 ml waterstofperoxide in gesloten teflon cups gedestruerd in een destructiemagnetron (Milestone). Hierbij werd stapsgewijs energie toegediend waarbij alle verweerbare bodemdeeltjes oplossen. Vervolgens werden de monsters verdund tot 100 ml. Het destruaat werd bewaard bij 4°C tot verdere analyse op de Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP) en Autoanalysers (AA).

Voor zowel watermonsters, bodemvocht en destructie monsters werden 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) 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 autoanalyzer II met behulp van respectievelijk salicylaatreagens en hydrazinesulfaat. Chloride (Cl^-) en fosfaat (PO_4^{3-}) werden colorimetrisch bepaald met een Technicon autoanalyzer II systeem met behulp van respectievelijk mercuritiocyanide, en ammoniummolybdaat en ascorbinezuur.

Afbraaksnelheid d.m.v. Incubaties

Voor elke veldlocatie werd voor elke soort een incubatie in 4-voud gestart. Hiervoor werd ongeveer 5 gram vers plantenmateriaal (in stukjes van ongeveer 3 cm) in infuusflessen met afsluitbare rubberen dop geïncubeerd in 100ml bufferoplossing. De bufferoplossing bestond uit gedemineraliseerd water met daaraan toegevoegd Na_2SO_4 (2000 $\mu\text{mol/L}$), CaCl_2 (2000 $\mu\text{mol/L}$) en NaHCO_3 (4000 $\mu\text{mol/L}$). De hiermee verkregen oplossing is goed gebufferd (representatief voor het bodemvocht van de meeste monsterlocaties onderzocht in Poelen et al. 2012) en daarmee geschikt voor een potentieel snelle afbraak van waterplanten. Er is voor een hoge temperatuur (25 °C) gekozen om zo een indruk te krijgen van de maximale (potentiële) fluxen van nutriënten uit afstervende waterplanten. De incubaties werden uitgevoerd in het donker onder aërobe omstandigheden, waarbij de vloeistof in contact staat met de buitenlucht. In de eerste maand werd er wekelijks bemonsterd, daarna werd er maandelijks bemonsterd. Alvorens bemonstering voor nutriënten in de waterlaag werd uitgevoerd, werd de bovenstaande luchtlaag van elke fles geflushed met stikstofgas waardoor alle koolstofdioxide en methaan werden verwijderd. Hierna werden de flessen voor een periode van 2 uur luchtdicht afgesloten. De concentratie CO_2 en CH_4 in de infuusflessen werd na 2 uur gemeten op een infrarood gas analysator (ABB Advance Optima IRGA). Na gasmetingen werd 10 ml gefilterde vloeistof uit elke fles genomen voor analyse op ICP en AA. Na elke bemonstering werd 10 ml verse buffer toegevoegd aan elke fles. Berekeningen van nutriënten in de waterlaag houden rekening met de verdunningen die zijn gemaakt bij elke aanvulling van de buffer en resultaten zijn uitgedrukt per gram plantenmateriaal.

Aan het eind van de incubaties werd het drooggewicht van de plantenresten gewogen voor een indicatie van het gewichtsverlies over de gehele incubatie periode.

Extra data

De verkregen data zijn aangevuld met resultaten uit eerdere incubatie-experimenten met Smalle Waterpest en Gedoorn Hoornblad. De planten voor deze incubaties werden verzameld in de zomer van 2010 door Jeroen Geurts. De planten werden bemonsterd uit beijzerde bassins en uit een controle situatie waar geen ijzer aan de bassins was toegediend. Aangezien de planten in een andere periode en uit experimentele situaties zijn verzameld én onder iets andere incubatiecondities (volledig anaeroob) zijn uitgevoerd, moeten we voorzichtig zijn met het samenvoegen van de data voor generalisering.

In het vervolg van dit hoofdstuk worden de resultaten gesplitst in die van Smalle waterpest uit het veld (*Smalle waterpest*), Smalle waterpest uit de beijzerde situatie (*Smalle waterpest + Fe*) en Smalle waterpest uit de controle bassins zonder ijzer (*Smalle waterpest – Fe*). Resultaten van Gedoorn hoornblad zijn tevens weergegeven als +Fe of – Fe.

Tweede experiment:

Van de soort Krabbenscheer werd plantenmateriaal in natuurgebied het Hol verzameld waarna het werd geïncubeerd onder verschillende temperaturen en in verschillende media. Doel van dit experiment was het onderzoeken van de temperatuursafhankelijkheid van de afbraak van planten en het daarmee gepaard gaande vrijkomen van P. Tevens werd in dit experiment onderzocht of de temperatuursafhankelijkheid verschilde voor verschillende milieus (incubatie media).

Op de Krabbenscheer locatie werden monsters genomen van bodemvocht en bodem zoals beschreven bij het eerste experiment. De incubaties werden op eenzelfde manier uitgevoerd als bij het eerste experiment met dit verschil dat de incubaties met Krabbenscheer korter duurden (36 dagen) en dat er meerdere media werden gebruikt (zie tabel 1.1).

Tabel 1.1 Samenstelling van de incubatiemedia voor Krabbenscheer (concentraties in $\mu\text{mol L}^{-1}$)

	Na_2SO_4	CaCl_2	NaHCO_3
S hoog /Alkaliniteit hoog	2000	2000	4000
S hoog /Alkaliniteit laag	2000	100	200
S laag /Alkaliniteit hoog		2000	4000
S laag /Alkaliniteit laag		100	200

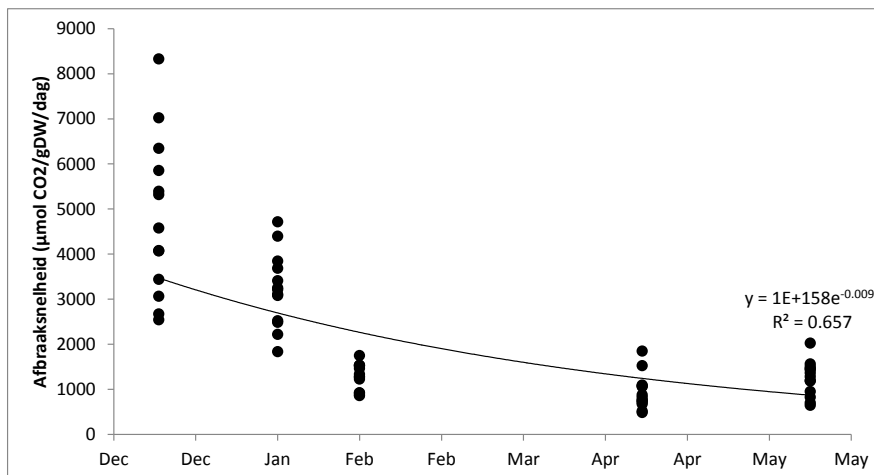
Voor het experiment werden 3 temperaturen geselecteerd namelijk: 4, 15 en 25 °C. De incubaties werden net als bij het eerste experiment in het donker uitgevoerd. Alle incubaties werden in 4-voud uitgevoerd.

Resultaten en discussie

De afbraaksnelheid van de verschillende plantensoorten en binnen soorten bleek zeer verschillend. Voor zowel CO_2 als CH_4 productie werden echter geen significante verschillen tussen soorten gevonden ($p > 0.1$). Methaanproductie bleek dus niet soortafhankelijk. Methaanproductie was over het algemeen laag en bleek meerdere keren afwezig (data niet getoond). Hiermee is het koolstofverlies via methaan bijna verwaarloosbaar tijdens de decompositie. De CO_2 productiesnelheid neemt af naarmate het experiment langer duurt (Figuur 1.1). Dit onderschrijft eerdere resultaten en toont dat de afbraak van waterplanten in de eerste fase (Valiela et al. 1985) snel is en langzamer wordt in fase 2 en 3 als er relatief meer moeilijk afbreekbaar materiaal aanwezig is in de planten. Figuur 1.1 geeft de trend aan van een steeds langzamere afbraak. Hierbij zijn alle

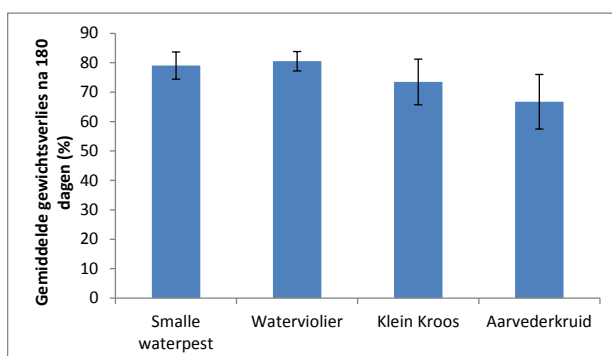
plantensoorten uit alle locaties in een figuur geplot omdat significante verschillen voor afbraaksnelheid niet zijn waargenomen.

De afbraaksnelheden binnen de soorten bleken zeer verschillend en soms meer van elkaar te verschillen dan de afbraaksnelheden tussen soorten. Dit verklaart het achterwege blijven van significante verschillen tussen soorten.



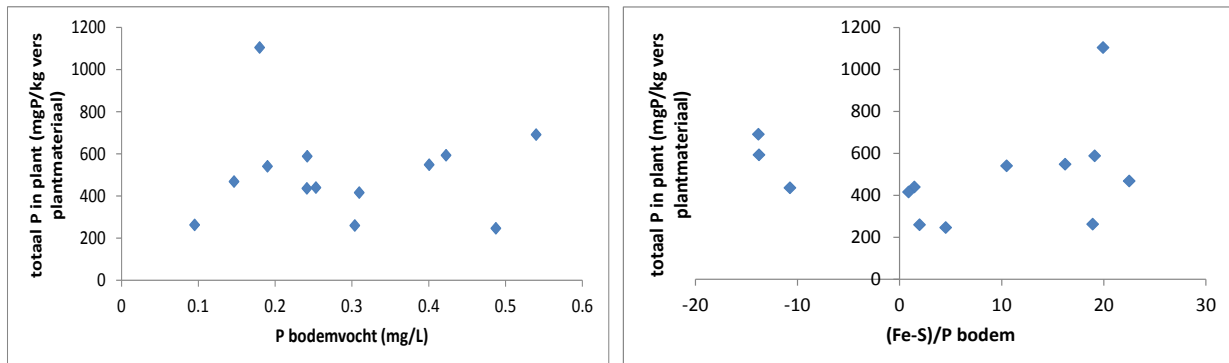
Figuur 1.1 Afbraaksnelheid (CO₂ productie in µmol/gDW/dag) voor alle incubaties gedurende het experiment. De trendlijn laat de gemiddelde trend van de afname in snelheid zien over alle soorten en alle locaties.

Ondanks het achterwege blijven van significante verschillen in afbraaksnelheden zien we wel significante verschillen in gewichtsverlies tussen soorten (Figuur 1.2). Aarvederkruid verliest het minst in gewicht (60%) ten opzichte van Smalle waterpest en Waterviolier (80%). De gewichtsverliezen zijn desondanks toch aanzienlijk. Aangezien de afbraak niet stil staat op het einde van het experiment kan worden aangenomen dat de afname in biomassa nog zou doorgaan als dit experiment zou worden voortgezet. In een veldsituatie vind geen optimale bacteriële afbraak plaats zoals die in deze incubaties onder 25 graden Celsius is getoetst. In het veld is het kouder. Echter, in het veld zijn er mogelijk andere bacteriën en zijn er organismen die de plantenresten versnipperen. Literatuuronderzoek leert ons dat de afbraak van planten in het veld na 70 dagen ook tot een gewichtsverlies van 60% (*Potamogeton maackianus*) tot 90% (*Valisneria natans*) kan komen (Xie et al. 2004).



Figuur 1.2 Gemiddeld gewichtsverlies na 180 dagen in procenten voor vier geteste soorten.

Bij hogere P concentraties in het bodemvocht en totaal P in de bodem werden er geen hogere totaal P concentraties in de planten gevonden (figuur 1.3). Deze relatie is alleen bepaald met de planten die in het najaar van 2011 zijn verzameld omdat de waarden van de planten uit experimentele situaties te veel afwijken. Er werd ook geen trend gevonden tussen het P gehalte in de plant en de ratio van hoeveelheid beschikbaar ijzer ten opzichte van fosfor (Fe-S)/P (figuur 1.3).

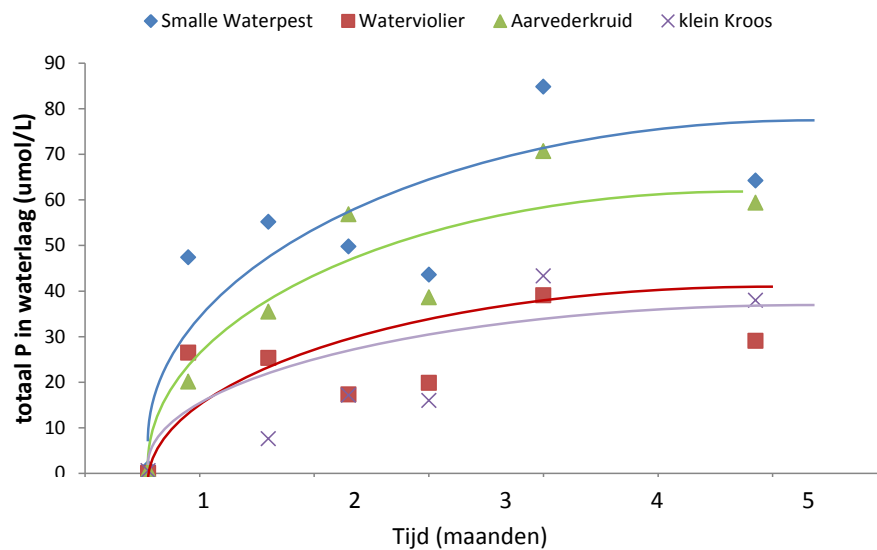


Figuur 1.3 Totaal P in het plantenmateriaal uitgezet tegen P in het bodemvocht (links) en totaal P in het plantenmateriaal uitgezet tegen de (Fe-S)/P ratio in het bodemvocht (rechts).

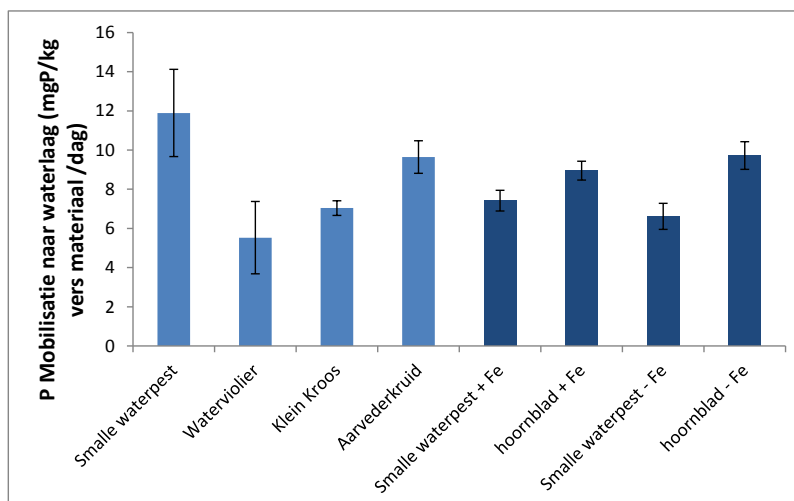
Met de hoge CO₂ productie in het begin van het experiment werd ook een sterke toename van P en PO₄³⁻ concentraties in de waterlaag gevonden (figuur 1.4). De toename in P concentraties in de waterlaag was sterk in de eerste weken van het experiment en werd beduidend minder in latere perioden. Dit duidt op een snel en grootschalig lekken van P uit het plantenmateriaal in de eerste fase van de incubatie (tevens de eerste fase van de afbraak) en een geringe hoeveelheid P die vrijkomt in latere fasen (in figuur 1.4 weergegeven voor 4 soorten).

Het vrijkomen van fosfaat en fosfor tijdens de afbraak (figuur 1.4, 1.5) bleek significant te verschillen tussen soorten (p<0.001). Hierbij moet worden opgemerkt dat deze significantie werd veroorzaakt door de hoge P-mobilisatie bij Smalle waterpest (figuur 1.5). De overige soorten bleken niet van elkaar te verschillen in P-mobilisatie. Een behandeling met ijzer in bassins waar planten werden opgekweekt had ook geen significant effect op de P-mobilisatie naar de waterlaag (Figuur 1.5). De behandeling met ijzer bleek wel een effect te hebben op de P nalevering vanuit de bodem (data niet getoond) maar niet op de P concentraties in de planten. Omdat de P concentraties in de planten niet bleken te verschillen is het ook begrijpelijk dat de P-mobilisatie uit deze planten niet significant van elkaar verschilt. Mogelijk speelt P verzadiging in de groeiperiode hierbij een rol.

Over het algemeen kan worden gezegd dat per kilogram vers plantenmateriaal (met uitzondering van Smalle waterpest) ongeveer 7.5 mg P per dag naar de waterlaag mobiliseert (bij een vochtpercentage van 90% is dat 75mgP/kg Droog plantenmateriaal/dag) gedurende de eerste 2 weken. Het gemiddelde vochtpercentage gemeten van alle planten in deze studie bleek zeer vergelijkbaar: 92% (n=21, Stdev=2,0). Hierbij moet wel worden gesteld dat in een veldsituatie (waterplanten op de kant) de planten nooit volledig droog zullen worden, zoals in het laboratorium wel mogelijk is. Zoals hierboven beschreven en in figuur 1.4 getoond zal de P toename per dag afnemen na een aantal weken als het P gehalte in de planten is gedaald.



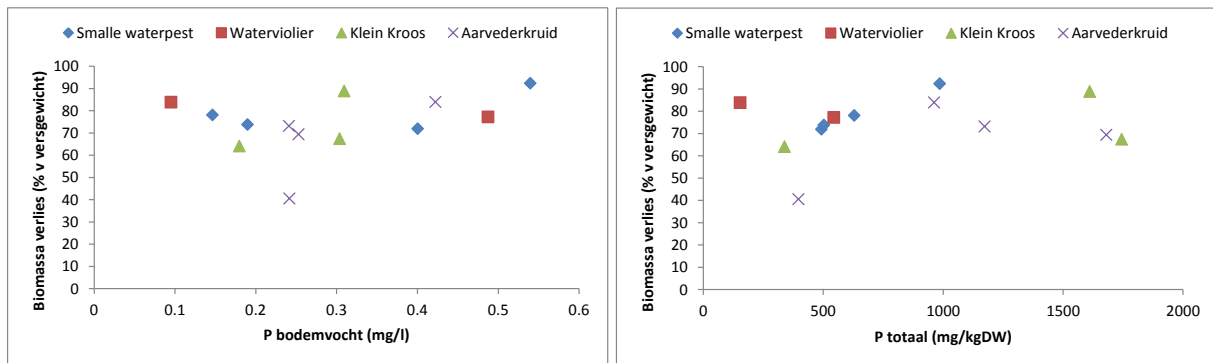
Figuur 1.4 Verloop van totaal P concentratie in de waterlaag van de incubaties voor de vier verschillende plantensoorten.



Figuur 1.5 P mobilisatie naar de waterlaag voor alle geteste planten (behalve Krabbenscheer) in mgP/kgVers/dag. +Fe of – Fe notatie van additioneel experiment. +Fe: beijzerde situatie – Fe: onbeijzerde situatie.

Relaties tussen afbraaksnelheid en P bodemvocht en P totaal

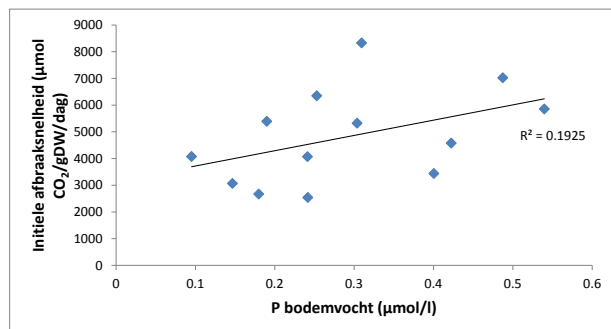
P in het bodemvocht en totaal P in de bodem varieerden in de onderzochte locaties van 0,1 tot 0,5 mg P/L (3-16 $\mu\text{mol/L}$) en 150 tot 1750 mg P/kg droge bodem. Voor de verschillende soorten werd gekeken of er relaties te vinden waren tussen het verlies in biomassa, en P in het bodemvocht en P totaal in de bodem (figuur 1.6). Een duidelijke trend voor de verschillende soorten is niet waarneembaar. Voor niet wortelende soorten is het ook niet te verwachten dat er een directe relatie tussen P in de bodem en P in de planten (of de afbraaksnelheid) is. Deze relatie zou er wel indirect (via P gehalte van de waterlaag) kunnen zijn.



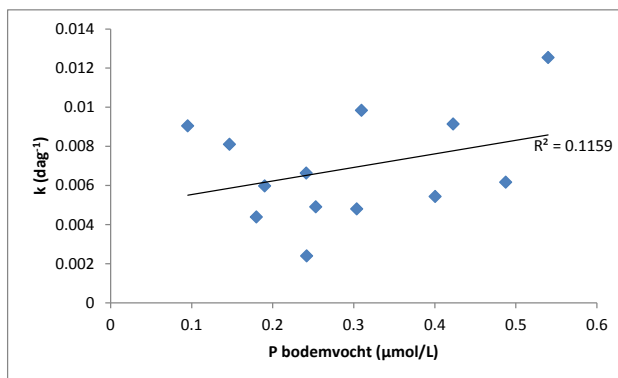
Figuur 1.6 Biomassaverlies in procenten na 184 dagen incubatie voor vier soorten uitgezet tegen P bodemvocht (links) en totaal P in de bodem (rechts) op de monsterlocatie.

De initiële afbraaksnelheid gemeten als CO₂ toename (in μmol/L) tijdens de eerste weken van de incubaties vertoonde een lichte toename bij toenemende P gehalten in het bodemvocht (figuur 1.7).

De afbraakconstante k is een maat voor de snelheid van afbraak en wordt met name beïnvloed door de kwaliteit van het af te breken materiaal en de buffer en temperatuur waarin de afbraak plaatsvindt. Deze constante wordt bepaald aan de hand van gewichtsverlies volgens de formule: $W_t = W_0 e^{-kt}$, waar W_0 het initiële gewicht van de plant is en W_t het gewicht van de plant op tijdstip t . k = de afbraak constante, t is de tijd in dagen. De afbraakconstante vertoonde een vergelijkbare positieve relatie met P in het bodemvocht (figuur 1.8). Beide relaties zijn echter niet sterk en geconcludeerd moet worden dat het P gehalte in het bodemvocht geen goede indicator/voorspeller is voor de afbraak van de planten onderzocht in deze studie.



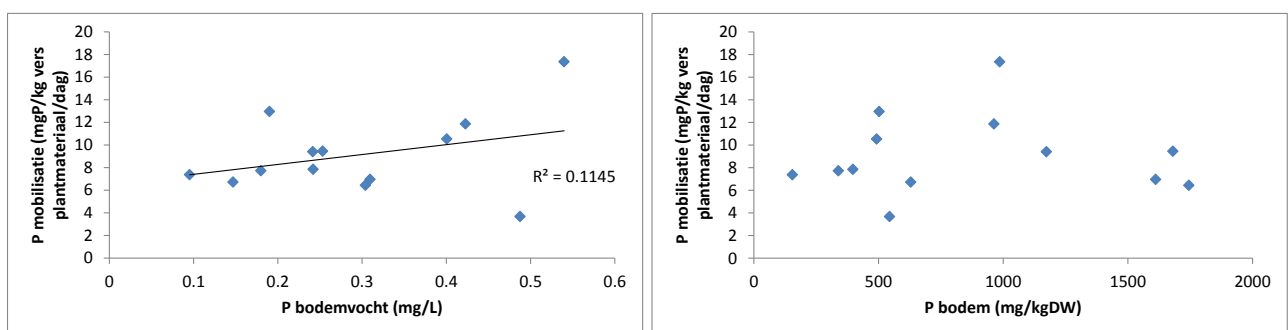
Figuur 1.7 Initiële afbraaksnelheid (in μmolCO₂/gDW/dag) uitgezet tegen P bodemvocht.



Figuur 1.8 Afbraakconstante k (in dag^{-1}) uitgezet tegen P bodemvocht.

Zoals eerder vermeld, bleek het plantenmateriaal na 180 dagen nog steeds te worden afgebroken, zij het dat de afbraaksnelheid aanzienlijk lager lag dan in het begin (ongeveer 10% van de oorspronkelijke waarden). Bij deze afbraak kan P blijven vrijkomen al is dat volgens onze metingen zeer gering. Aangezien het merendeel van P vrijkomt in de initiële fase van de afbraak is de mobilisatie van P in deze fase uitgezet tegen de P concentratie van het bodemvocht (figuur 1.9 links). Een positieve trendlijn is waarneembaar wat zou betekenen dat er meer P mobilisatie uit de planten mag worden verwacht naarmate de P concentraties in het bodemvocht hoger zijn. Deze trend is niet te vinden als we de gevonden mobilisatie plotten tegen het totaal P gehalte van de bodem (figuur 1.9 rechts).

Het resterende plantenmateriaal wordt gedurende de decompositie steeds moeilijker afbreekbaar omdat, na het lekken van vrij en licht gebonden P en het verdwijnen van het makkelijk afbreekbare koolstof als CO_2 , met name sterk gebonden P en C overblijft. De fractie P die vrijgekomen is uit de waterplanten naar de waterlaag na 50 dagen incubatie bleek 70 tot 90% van de totale hoeveelheid P aanwezig in de waterplanten. Dit betekent dat 10-30% in de bodem (jong veen) blijft, en maar zeer langzaam vrijkomt.

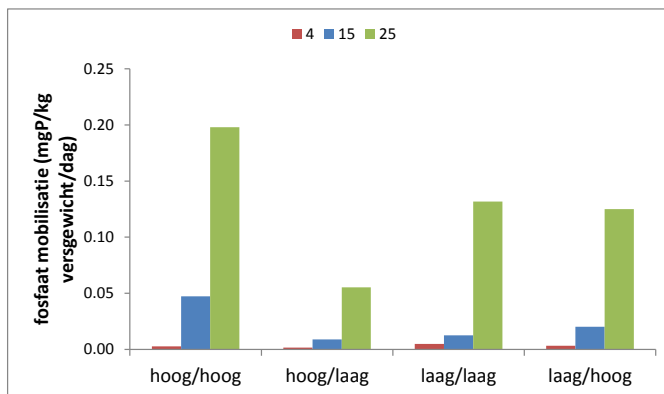


Figuur 1.9 P mobilisatie uit planten naar de waterlaag (per dag) uitgezet tegen P bodemvocht (links) en totaal P in de bodem (rechts)

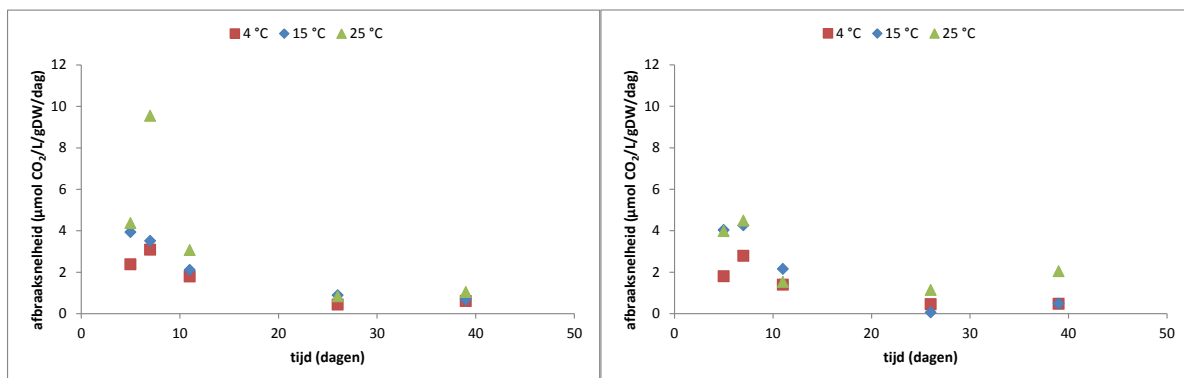
Invloeden van temperatuur

De afhankelijkheid van temperatuur werd onderzocht in vergelijkbare incubatie/afbraak experimenten met de soort Krabbenscheer. Tegelijkertijd werd de afbraaksnelheid en P -mobilisatie getoetst in diverse milieus (met hoge of lage alkaliniteit en met hoge of lage sulfaat concentraties). Uit de resultaten blijkt dat het milieu (hoog of laag Alk of hoog of laag S) geen eenduidige verschillen in afbraaksnelheid en P -mobilisatie opleverde (figuur 1.10, figuur 1.11). Bij een hoge alkaliniteit en een hoog sulfaat gehalte (behandeling hoog/hoog) zou men een hoge afbraak verwachten. Dit blijkt

ook uit figuur 1.10. Echter, bij een lage alkaliniteit en laag sulfaatgehalte verwachten we een relatief lage afbraaksnelheid. De afbraaksnelheid van de laag/laag behandeling is echter niet significant lager dan die van de behandelingen hoog/laag of laag/hoog.



Figuur 1.10 Fosfaat (PO_4^{3-}) mobilisatie in mgP/kg vers plantenmateriaal per dag voor de 4 verschillende milieus (Alkaliniteit / Sulfaat) en voor de 3 verschillende temperaturen van 4, 15 en 25 °C.



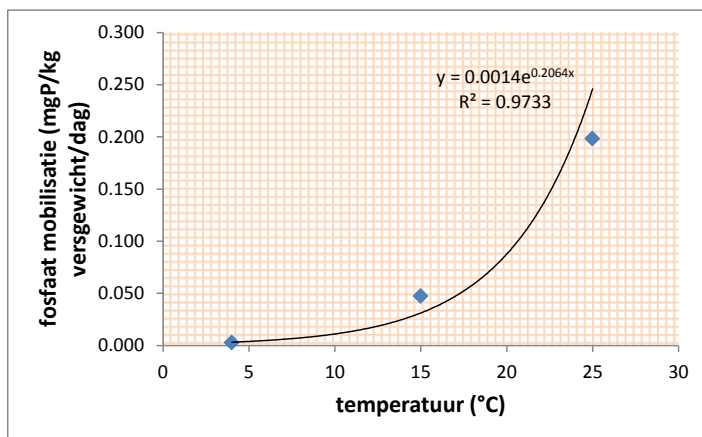
Figuur 1.11 Afbraaksnelheden van Krabbenscheer onder 3 verschillende temperaturen bij een hoge alkaliniteit (links) en een lage alkaliniteit (rechts).

Er bleken duidelijke verschillen op te treden bij de verschillende temperaturen. De afbraak van de planten was significant sneller in de eerste dagen van de incubaties bij hogere temperaturen (figuur 1.11). De temperatuursafhankelijkheid van de P-mobilisatie is weergegeven in figuur 1.12. Over de relatief korte periode van afbraak bleek er slechts weinig Krabbenscheer af te breken: het P verlies over de korte incubatie van 36 dagen bleek maximaal 5% (bij 25 °C). Vergeleken met de eerder beschreven experimenten blijkt Krabbenscheer bijzonder weinig af te breken. Dit is een soort specifieke eigenschap. Veldwaarnemingen van overwinteringsfasen van Krabbenscheer bevestigen de langzame en vaak onvolledige afbraak (zie ook experimenten Het Hol).

Eerdere experimenten waarin de effecten van temperatuur op de afbraaksnelheid van waterplanten werd onderzocht laten een verdubbeling tot verdriedubbeling van de afbraaksnelheid zien bij een temperatuur toename van 10 °C (Q_{10} waarden: Godshalk & Wetzel 1978; Carpenter & Adams 1979; Howard-Williams & Davies 1979, Wetzel & Corners 1979; Carvalho et al. 2005). Deze Q_{10} waarden zijn bepaald aan de hand van gewichtsverlies. In dit experiment met Krabbenscheer is het

gewichtsverlies niet groot maar geeft een vergelijkbare Q_{10} (1.5). De Q_{10} voor fosfaat mobilisatie in dit experiment is echter vele malen groter in de eerste 36 dagen (gemiddeld 4.1). Met andere woorden, een verhoging van 10 graden Celsius zorgt voor een verviervoudiging van de P mobilisatie in de eerste 36 dagen. De relatie tussen de afbraaksnelheid en de P mobilisatie is dus niet eenduidig. De langzame en onvolledige afbraak van Krabbenscheer speelt hierbij een belangrijke rol. Het is duidelijk dat ondanks het onvolledig afbreken van de planten er wel een snelle lekkage van P uit de planten optreedt wat de hoge Q_{10} voor fosfaat mobilisatie kan verklaren. Gezien het feit dat de Krabbenscheer planten zeer traag en onvolledig afbreken moet er voorzichtig worden omgegaan met de vergelijking met de snelle en vaak volledige afbraak van andere waterplanten zoals Waterpest en Klein kroos.

Om de effecten van temperatuur op de P mobilisatie te bepalen zijn langdurige experimenten met meerdere soorten nodig zodat een generaal patroon en temperatuursafhankelijke functie kan worden opgesteld.



Figuur 1.12 Temperatuursafhankelijkheid van fosfaat mobilisatie bij de afbraak van Krabbenscheer in de eerste 36 dagen.

Vertaling naar het veld

De gevonden hoeveelheden P die vrijkomen uit planten als Smalle Waterpest en Aarvederkruid kunnen gebruikt worden om P fluxen in veldsituaties beter te kunnen inschatten.

De maximale gemeten biomassa in gDW per m² bodem in Nederlandse wateren staan voor een aantal soorten vermeld in het boek Waterplanten en waterkwaliteit (Bloemendaal en Roelofs 1988). Hieruit blijkt dat voor soorten als Smalle waterpest en Schedefonteinkruid een maximale biomassa van ongeveer 1.1 kg DW/m² bodem wordt gemeten.

Een maximale (voor Nederlandse begrippen) biomassa van 1.1 kgDW/m² en een gemiddelde P mobilisatie van 100 mgP/kgDW/dag (voor Waterpest) betekent dat er ongeveer 110 mgP/m²/dag naar de waterlaag mobiliseert. Als dit materiaal inderdaad blijft liggen en in staat is af te breken in het veld betekent dit gedurende de afbraak een enorme tijdelijke flux naar de waterlaag, die de massale algenontwikkeling zichtbaar op afstervend plantenmateriaal in het najaar verklaart.

Veldsituatie: Loosrechtse plassen (Waternet)

In de Loenderveense plas werd in 2011 ongeveer 90 ton per hectare aan waterplanten (met name Waterpest) afgevoerd. Met een vochtpercentage van ongeveer 92% is dat ongeveer 6.3 ton DW ofwel 630gDW/m². Dat komt overeen met een maximale (potentiele) flux van 94,5mgP/m²/dag voor Waterpest, wat zeer hoog is.

Veldsituatie: Oldambtmeer (Waterschap Hunze en Aas)

In het Oldambtmeer komen voornamelijk Smalle waterpest, Aarvederkruid en wat fonteinkruid soorten als Tenger fonteinkruid en Schedefonteinkruid voor. In totaliteit werd er in 2011 in het Oldambtmeer ongeveer 1000 ton waterplanten afgevoerd uit ongeveer 400ha. Het gemiddelde vochtpercentage gemeten in onze studie bleek 92% ($n=21$, $Stdev=2,0$).

1000 ton versgewicht komt dan overeen met 80 ton drooggewicht of $20\text{gDW}/\text{m}^2$. Met een gemiddelde mobilisatie van $100\text{mgP}/\text{kgDW}$ levert dit al snel een flux van $2\text{mgP}/\text{m}^2/\text{dag}$ op.

Deze hoge fluxen zijn verantwoordelijk voor de hoge concentraties P die we in het water meten in de nazomer en herfst als plantenmateriaal (het makkelijk afbreekbare deel) begint af te breken. De verschillen tussen de hoge waarden van de Loenderveense plassen en het Oldambtmeer worden veroorzaakt door verschillen in dichtheden: In de Loenderveense plassen vinden we $630\text{gDW}/\text{m}^2$ waterplanten. In het Oldambtmeer is dat slechts $20\text{gDW}/\text{m}^2$. Echter het is zeer goed mogelijk dat de werkelijke dichtheden van de waterplanten in het Oldambtmeer plaatselijk veel dichter bij die van de Loenderveenseplassen komen. In de wetenschappelijke literatuur worden dichtheden van waterplanten op maximaal $1150\text{gDW}/\text{m}^2$ geschat (Bloemendaal en Roelofs 1988). Bij deze maximale dichtheden vinden we een extreem hoge flux van $115\text{mgP}/\text{m}^2/\text{dag}$ bij de afbraak van dit materiaal. Deze hoge fluxen bewijzen dat maatregelen als maaien van uitbundige onderwatervegetatie potentieel veel fosfaat uit het systeem kunnen verwijderen.

Conclusie

De nalevering van P tijdens de afbraak van dichte waterplantenvegetaties is zeer hoog, bij maximale bedekking rond $100\text{mg P}/\text{m}^2/\text{dag}$. Maaien en afvoeren leidt daarmee tot een grote afvoer van P. In het algemeen kan worden gezegd dat er geen duidelijke relatie is tussen P in het bodemvocht of P in de bodem, en de afbraaksnelheid. Er is een trend zichtbaar dat wortelende soorten als Aarvederkruid en Smalle Waterpest makkelijker afbreken bij hogere P concentraties in de bodem. Helaas bleken er voor de eveneens wortelende soort Waterviolier te weinig punten aanwezig om goede conclusies te kunnen trekken. Het grootste P verlies uit waterplanten naar de waterlaag vond al binnen 50 dagen plaats, waarbij er geen duidelijk verschil optrad tussen de verschillende soorten en ook geen duidelijke grote verschillen van P bleken te zijn bij toenemende hoeveelheid P in het bodemvocht. De algemene bevindingen uit deze experimenten maken algemene rekenregels voor de P mobilisatie naar de waterlaag mogelijk. Dit is nuttige informatie voor de biologische componenten van de QUICKSCAN (Jaarsma et al 2012).

Samenvattend:

- De variatie in afbraaksnelheid binnen soorten is groter dan die tussen soorten, dit maakt generalisering van soorten mogelijk voor wat betreft modellering in de Quickscan
- P mobilisatie uit planten is zeer hoog ($80\text{-}150\text{mg}/\text{kgDW}/\text{dag}$)
- P mobilisatie na 50 dagen is ongeveer 70-90 % van totaal P dat in de plant aanwezig was. Dit komt overeen met het gewichtsverlies in die periode van ook rond de 70-90%
- De temperatuursafhankelijk van de P mobilisatie en afbraak is groot, Q_{10} waarden van 1,5 voor afbraak en 4 voor P mobilisatie
- Krabbenscheer breekt veel langzamer en in ons experiment onvolledig af ten opzichte van alle andere geteste waterplanten. Dit is ook in het veld waarneembaar.

3. Effecten van visactiviteit op de nalevering in watersystemen

Inleiding

De aanwezigheid van karper (*Cyprinus carpio*) en brasem (*Abramis brama*) kan van grote invloed zijn op de troebelheid van het water en daarmee de verhouding roofvis en witvis. Dit heeft te maken met het foerageergedrag van brasem en karper waarbij tijdens het zoeken en vergaren van voedsel de bodem wordt opgewoeld. Een overmaat aan witvis, klein en groot, zorgt voor troebel water. Met name grote brasems en karpers worden geacht de bodem sterk te kunnen omwoelen op zoek naar voedsel. Kleinere, juveniele karpers en brasems hebben een minder goed ontwikkelde kieuwzeef en voorzien zich van voedsel met name door zogenaamd "particulate feeding" waarbij een actieve prooikeuze mogelijk is (van Emmerik 2008; de Wilt & van Emmerik 2008). Oudere vissen verzamelen het grootste deel van hun voedsel door middel van "filter feeding" waarbij grote delen van de bodem worden omgewoeld op zoek naar voedsel. Tijdens deze manier van voedsel zoeken worden grote hoeveelheden bodemmateriaal opgenomen in het maag-darm stelsel.

Brasem leeft vooral van muggenlarven, tubifex, slakken en mosseltjes maar ook plantaardig materiaal kan worden genuttigd. Karper is een echte omnivoor. Het omwoelen van de bodem kan de troebelheid van wateren bevorderen. Het is echter niet duidelijk welke rol karper en brasem spelen bij nutriëntfluxen van de bodem naar de waterlaag. Enkele routes voor het vrijkomen van nutriënten onder invloed van visactiviteit zijn onderzocht:

- 1) nutriënten mobilisatie uit voedsel via excretie van poep
- 2) het opwoelen van bodemmateriaal en daarmee fysiek opwoelen van nutriënten.
- 3) het mobiliseren van nutriënten middels effecten op de troebelheid en daarmee algengroei
- 4) het verminderen van P nalevering door verhoging van zuurstofconcentraties als gevolg van woelen.

Natuurlijk zijn bovenstaande routes in sterke mate afhankelijk van de leeftijd (grootte) van de vis en de soort. Ook is de aanwezigheid van planten (opname fosfaten) een mogelijke factor.

Door middel van een experiment in 15 cilinders proberen we de mechanismen achter de mobilisatie te begrijpen en de verschillende mechanismen/routes te kwantificeren.

Methoden

In dit experiment werden in twee perioden (zie tabel 2.1) karpers en brasems gehouden in bassins met een diameter van 1,85m en een diepte van 90cm. Karpers en brasems werden verkregen via een viskwekerij (viskweekcentrum Valkenswaard) en werden geacclimatiseerd en behandeld tegen schimmels en infecties alvorens de experimenten gestart werden. De bassins werden gevuld met 20 cm slib uit het Wormer- en Jisperveld en 70cm water.

In een eerste experiment (2011) werden de effecten van karpers en de aanwezigheid van planten op de nutriënten concentraties getest. Alle behandelingen werden in 3-voud uitgevoerd. In drie bassins werd het, door middel van een gespannen gaas direct boven de sliblaag, de vissen belemmerd om door het slib te woelen (zie schets figuur 2.1 rechts). In andere bassins was het voor de vissen wel mogelijk door het slib te woelen. Het verschil in nutriënten concentraties tussen deze bassins wordt door deze opstelling verklaart door het directe of indirecte gevolg van het woelen van de vissen door het slib (proces 6 in schema figuur 2.1). Ook het effect van planten (Smalle waterpest) werd in dit experiment meegenomen (proces 5). Hiervoor werden in 6 bassins, 50 waterpest planten per bassin gepoot. Waterpest planten werden verzameld in een sloot in natuurreservaat De Bruuk en waren op moment van poten allen even groot (geknipt op 15 cm lengte). In de bassins waar karpers én waterplanten aanwezig waren, werden de waterplanten beschermt door kooien van gaas om vraat

tegen te gaan. Voor het eerste experiment (2011) werden 2 karpers per bassin met een gemiddeld gewicht van 496g gebruikt.

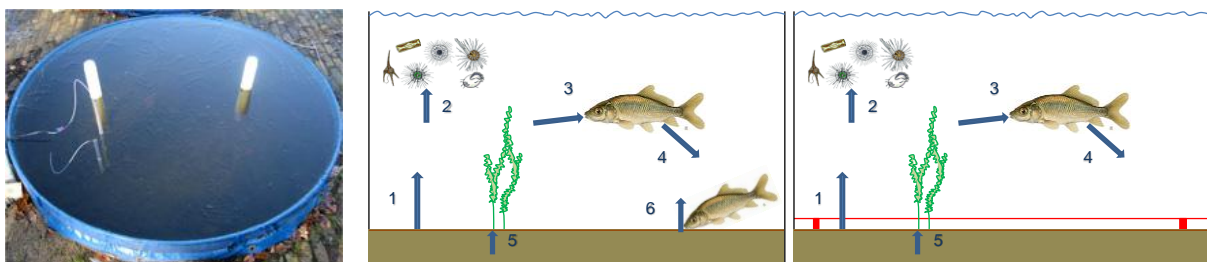
Maandelijks werden nutriënt concentraties, alkaliniteit, turbiditeit (doorzicht) en pH gemeten. Aan het begin en op het eind van het experiment werd de biomassa van planten en algenfractie gemeten en geanalyseerd op P concentratie door middel van destructie en ICP na filtering van de waterlaag. De biochemisch/fysische mobilisatie van nutriënten vanuit de bodem werd gemeten in de bassins gedurende twee perioden van 8 weken. Hiervoor werden in vijf bassins, twee glazen cilinders per bassin gebracht met een lengte van 100cm, en een diameter van 6 cm (zie figuur 2.1, links). Deze cilinders werden aan de bovenkant afgesloten voor regeninslag. Uitwisseling van bodemvocht was in principe mogelijk omdat de cilinders aan de onderkant open zijn. Door deze uitwisseling was de waterstand in de cilinders gelijk aan die van de bassins. In de cilinders werden twee Rhizons aangebracht (een in het slib en een in de waterlaag) en monsters werden wekelijks gedurende de perioden van acht weken genomen. Voor de berekeningen van de mobilisatie aan de hand van deze methoden verwijzen we u naar de beschrijvingen voor het meten van de nalevering in het rapport Poelen et al 2011.

In een tweede experiment (2012) werden de verschillen tussen brasem en karpers getoetst. Dit experiment werd ook weer uitgevoerd in bassins met en zonder gaas boven het slib. Hiervoor werden naast de karpers die gebruikt werden in 2011, 6 brasems van gemiddeld 1250 gram (1 per bassin) gebruikt. In dit experiment werd wederom maandelijks nutriënt concentraties, alkaliniteit, Turbiditeit (doorzicht) en pH gemeten.

Bij de experimenten behoort een vergunning voor het uitvoeren van experimenten met dieren welke is goedgekeurd op 7 december 2010 (NR: RU-DEC2010-245).

Tabel 2.1 Schema experimentele behandelingen

2011	2012
Controle	Controle
Karper	Karper
Karper +planten	Brasem
Karper + gaas	Karper + gaas
planten	Brasem + gaas

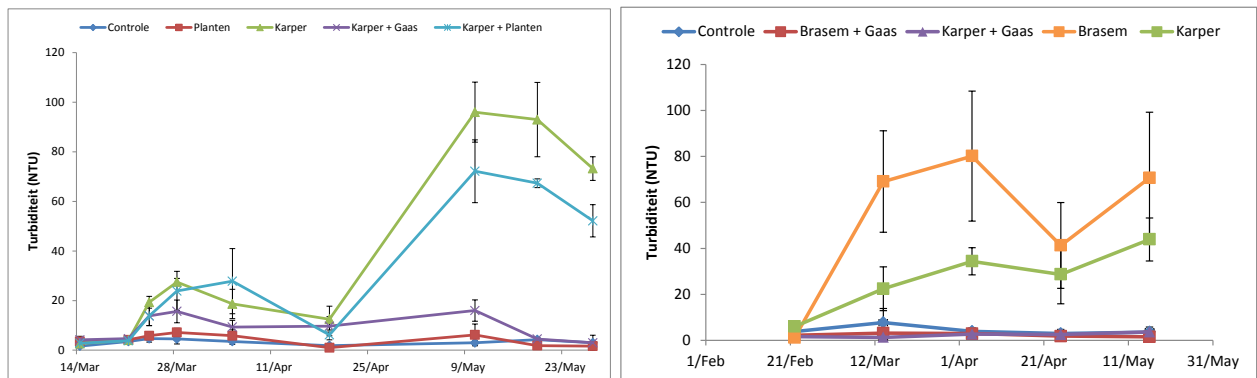


Figuur 2.1 Foto van een van de 15 bassins die gebruikt zijn voor vissenexperiment (links) met daarin twee glazen cilinders gebruikt voor het in situ bepalen van de chemische nalevering van nutriënten. Midden en rechts een weergave van dwarsdoorsnede van een bassin met daarin schematisch de processen die van invloed zijn op de nutriëntconcentraties in de waterlaag. Midden de situatie waarbij vissen kunnen woelen, rechts de situatie waarbij een gaas vlak boven de sliblaag woelen voorkomt. 1= nalevering P, 2=opname P door algen, 3=opname P door vissen, 4=excretie P door vissen, 5=opname P door planten, 6=netto mobilisatie P door woelen van vissen.

Resultaten en discussie

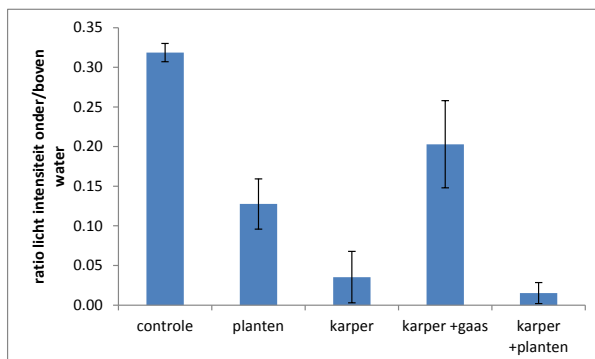
Invloeden op de waterkwaliteit

De aanwezigheid van karpers en brasem blijkt de waterlaag ernstig te vertroebelen als deze door de bodem kunnen woelen (figuur 2.2). In de bassins waar een gaas/net over het slib was gespannen werd een dergelijke troebelheid niet waargenomen en was er geen verschil met de controle bassins (figuur 2.2).



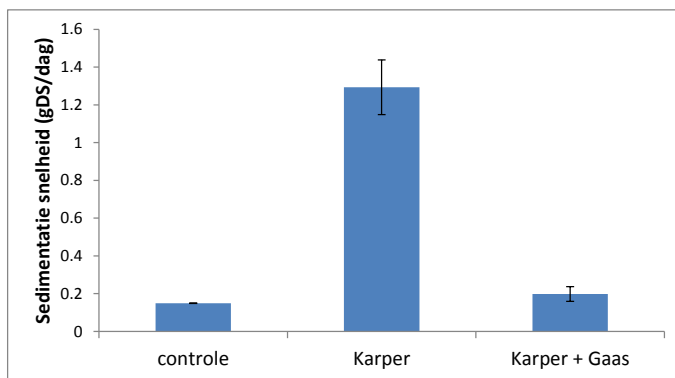
Figuur 2.2 Turbiditeit in 2011 (links) en 2012 (rechts) in de bassins

De toegenomen troebelheid heeft vanzelfsprekend een effect op de lichtdoorval welke drastisch afneemt onder troebele omstandigheden (figuur 2.3).



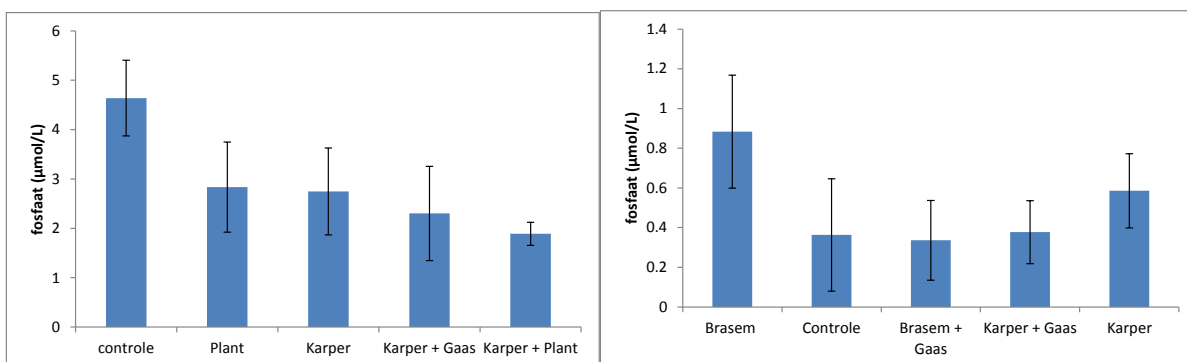
Figuur 2.3 Ratio van lichtintensiteit onder- en bovenwater. Een lagere ratio betekent dat de bakken troebeler zijn en minder licht doorlaten.

Voor een groot deel wordt de troebelheid veroorzaakt door opgewervelde bodemdeeltjes welke snel sedimenteren (figuur 2.4). De sedimentatie is gemeten met behulp van slibvangers. Hieruit bleek dat de karpers een verdrievoudiging van de sedimentatie veroorzaken.



Figuur 2.4 Sedimentatiesnelheid van zwevende deeltjes in controle bassins, bassins met karper en karper en gaas.

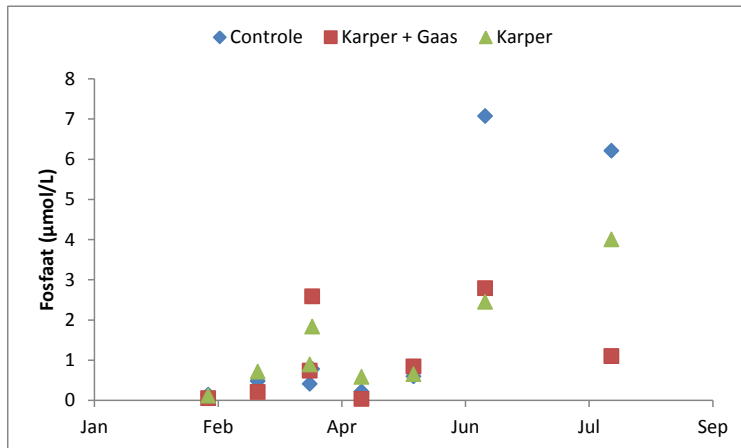
De metingen van nutriënten (P en N) in de waterlaag in de kleine cilinders tonen aan dat de gebruikte slib bodem van de bassins fors nalevert (23,13 mg P/m²/dag). Dit zijn waarden die we moeten vergelijken met bodems uit locaties met een zeer laag ijzergehalte en welke flink zijn opgeladen met fosfaten (bv Haarvaten Westboezem, rapport Poelen et al 2011). Deze biogeochemische nalevering werd over meerdere perioden en in verschillende bassins gemeten en bleek vergelijkbaar in alle bassins. De fosfaat concentraties in de waterlaag worden echter ook bepaald door de processen als beschreven in de schema's van figuur 2.1. Uit de metingen gedurende de zomerperiode blijkt dat de PO₄³⁻ concentraties in de waterlaag lager zijn in de bassins waar karper aanwezig is ten opzichte van de controle (figuur 2.5, links, figuur 2.6). In deze periode zien we ook dat de aanwezigheid van planten (door P opname) de concentraties in de bassins lager houden dan wanneer er geen planten aanwezig zijn (vergelijk controle situatie met de situatie waarin planten aanwezig zijn in figuur 2.5 links).



Figuur 2.5 gemiddelde PO₄³⁻ concentratie in de waterlaag in de zomerperiode (links) en winter/voorjaar (rechts).

In de winterperiode zijn de concentraties fosfaat over het algemeen beduidend lager (vergelijk schaal van figuur 2.5 rechts met links). De aanwezigheid van karpers heeft dan geen significant effect op de fosfaat concentratie (figuur 2.5 rechts). De fosfaat concentraties lopen op in de zomer en verschillen niet significant tussen bassins waar karpers kunnen woelen en bassins waar karpers niet kunnen woelen (figuur 2.6). De aanwezigheid van karpers (en die van brasems) lijkt genoeg om de fosfaat concentraties laag te houden in de zomer. Uit de turbiditeits data blijkt dat er grote verschillen zijn in zwevende deeltjes en sedimentatie tussen de bassins waar karpers kunnen woelen en de bassins waar de vissen dat niet kunnen. De vergelijkbare fosfaat concentraties in deze bassins heeft dus niet zozeer te maken met de opgewoelde deeltjes. Mogelijk speelt een continue menging van het

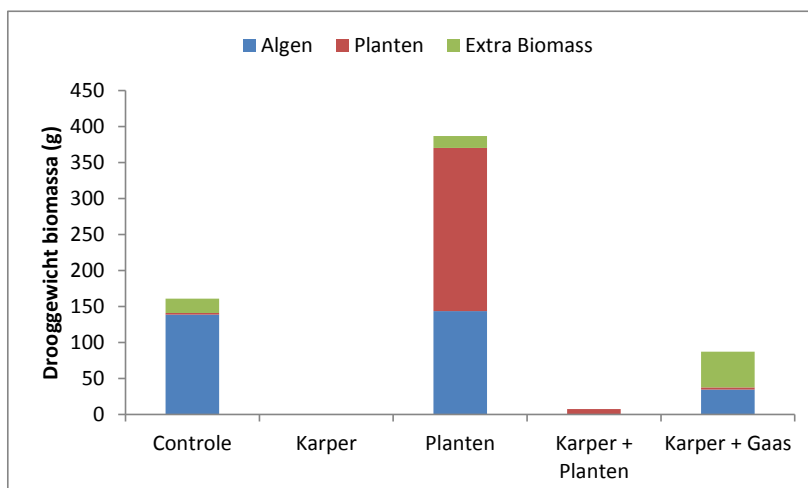
zuurstofrijkere bovenste water door de activiteit van de vissen een positieve bij de vastlegging van fosfaat in deze bassins.



Figuur 2.6 Fosfaat concentraties voor de bassins met karpers en de controle bassins.

Biologische componenten

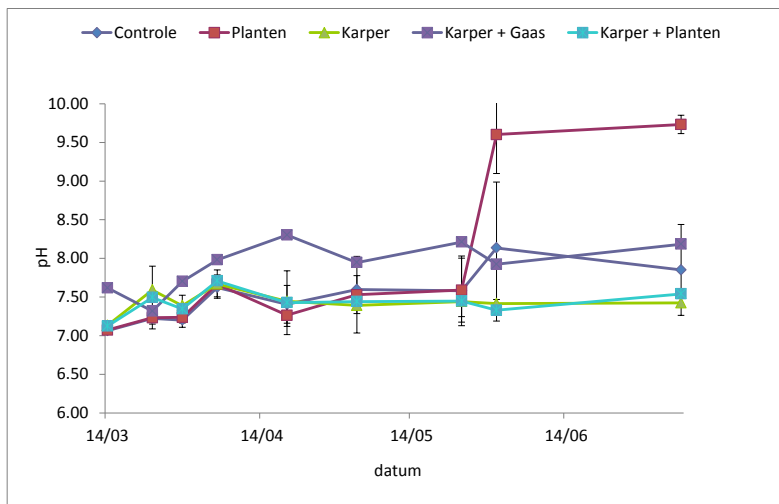
In de bassins vond naast de vestiging van aangeplante Waterpest planten ook spontane vestiging plaats van Groot Nimfkruid (*Najas marina*). Deze vestiging was het grootst in de controle bassins (ongestoorde situatie) en in de situatie met alleen Waterpest planten. De troebelheid en de geringe hoeveelheid licht in de bassins waarin karpers en brasems het sediment opwervelen zorgt voor een zeer slechte ontwikkeling van planten. De van vraat beschermde waterpest planten bleken achteruit te gaan in biomassa en hiervan was op het tijdstip van de oogst (na 4 maanden) nauwelijks iets over (figuur 2.7). Tevens bleek dat, in de bassins met voldoende licht doorval, de algenfractie een zeer significante fractie van de totale biomassa was (rode balken in figuur 2.7). In bakken waar karpers konden woelen werden geen significante algenfracties gevonden.



Figuur 2.7 totale biomassa van algen, planten en extra biomassa (ongedefinieerd planten, algen en macrofauna resten) op tijdstip van oogst.

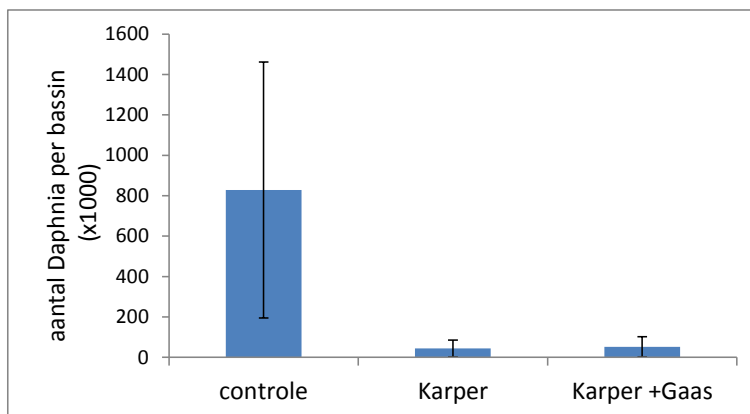
Een grote hoeveelheid algen zorgt ook voor veranderingen in de pH van het water. De fotosynthese die plaatsvindt in de algen zorgt namelijk voor een flinke CO₂ opname (waarbij zuurstof wordt geproduceerd). Door deze afname van CO₂ in de waterlaag verschuift het evenwicht naar relatief

meer carbonaten (bv CaCO_3) waardoor de pH sterk gaat stijgen. Dit is duidelijk te zien in de waterlaag in de bassins waar algen aanwezig zijn (figuur 2.8). In de bassins met significante hoeveelheden algen (bassins met Karper + Gaas, bassins met alleen planten en controle bassins) zien we een toename van de pH in de zomerperiode, als de fotosynthese het hoogst is.



Figuur 2.8 zuurgraad (pH) van het water in de bassins gedurende de

In de bassins is gekeken naar de macrofauna in zowel het water als op de bodem en deze is gedetermineerd tot op orde of onder-orde niveau waarbij de watervlooien (*Cladocera* met daarbinnen de *Daphnia* en *Bosmina*) en de muggen (*Nematocera* met daarbinnen de *Culicidae* en de *Chironomidae*) de meest voorkomende orden waren. De aanwezigheid van vis (zowel karpers als brasem) zorgt voor een sterke afname van de macrofauna in het water en rond de planten. Dit wordt veroorzaakt door enerzijds de sterke vertroebeling van het water waardoor er minder planten en algen en dus minder habitat voor de macrofauna overblijft en anderzijds door directe predatie van de vissen op de macrofauna. Er worden bijvoorbeeld significant veel meer *Daphnia* gevonden in de controle bassins waar geen karpers of brasems aanwezig zijn. In deze bassins zitten veel algen die als voedselbron dienen voor de *Daphnia* (figuur 2.9). In de bassins waar het te troebel is voor algen (bassins met alleen Karper, figuur 2.9 middelste balkje) is de voedselvoorraad voor *Daphnia* afwezig en vinden we ook nauwelijks *Daphnia* terug vergeleken met de hoeveelheden in de controle bassins. In de bassins waar het de vissen wordt belemmerd om te woelen zien we een beter doorzicht (zie ook figuur 2.2) en vinden we algen in de waterkolom (figuur 2.7). Toch blijken hier beduidend minder *Daphnia* en macrofauna in het algemeen voor te komen (figuur 2.8) wat duidt op directe predatie door de vissen.



Figuur 2.8 Aantal *Daphnia* (x1000) per bassin in de waterlaag op 12/5/2011

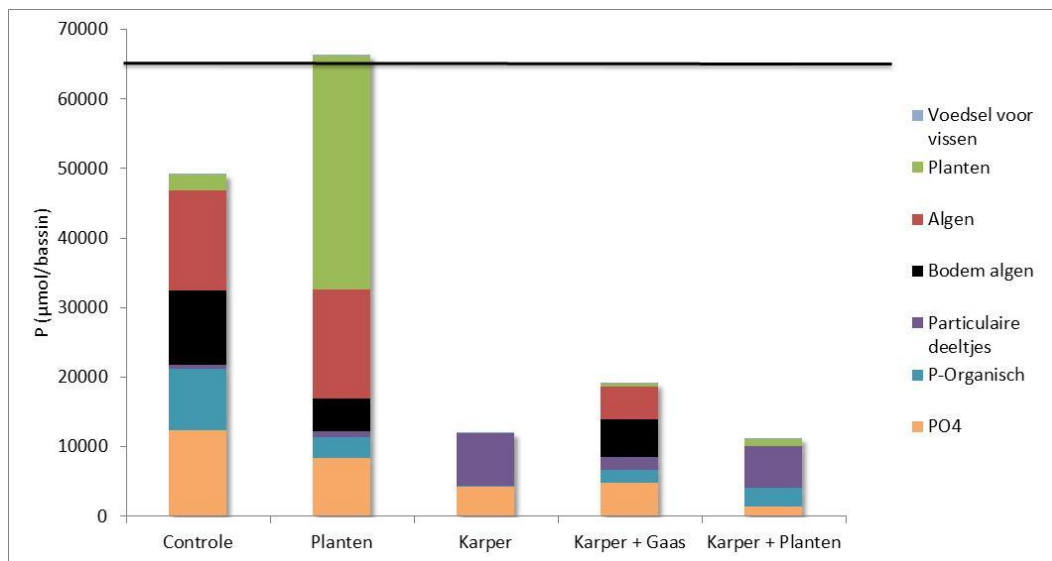
P balans.

In een poging de fosfor (totaal P) balans per bassin uit te drukken zijn de processen zoals weergegeven in figuur 2.1 zo nauwkeurig mogelijk gekwantificeerd. Omdat er bij fluxen een component van tijd aanwezig is, die in sommige van onze gemeten P waarden niet aanwezig is, zijn de hoeveelheden P omgerekend naar de hoeveelheid P op het moment van oogst. Dit is gedaan voor het eerste experiment (met Karpers) en voor elk bassin. Dit maakt het mogelijk om de verschillende biologische componenten in de bassins te vergelijken.

Naast de biologische componenten als planten en algen hebben we de vissen ook bijgevoerd met drijvend visvoer. Van dit voer is de hoeveelheid P gemeten in tienvoud en de totaal toegevoegde hoeveelheid P (in de vorm van visvoer) is meegenomen onze berekeningen. Voor elk van deze componenten is de hoeveelheid P op het tijdstip van oogst weergegeven in figuur 2.9.

De nalevering vanuit de bodem is gemeten gedurende 2x 8 weken in de zomer en bleek zeer hoog (gemiddeld 23,13 mg P/m²/dag). Als we de waterkwaliteit berekenen die we aan de hand van deze flux op het moment van oogst verwachten (op t=0 was de P concentratie in het water gemiddeld 0.05 μmol/L) dan komen we op een concentratie van 65900 μmol/bassin (zwarte lijn in figuur 2.9). Dit is dus de waterkwaliteit (uitgedrukt per bassin) die we mogen verwachten als de nalevering van dag 1 tot en met de oogst 23,13 mgP/m²/dag is. Een dergelijke constante flux is in werkelijkheid niet aanwezig en de werkelijke flux is sterk afhankelijk van de temperatuur en de afbraak van vers organisch materiaal (zie hoofdstuk 2 en hoofdstuk 9). Er zijn helaas geen temperatuurmetingen gedurende de experimentele periode voorhanden om deze flux dynamisch aan te kunnen passen aan de tijdens de experimentele periode heersende condities. De flux is gemeten in de warme zomerperiode en is derhalve zeer waarschijnlijk een overschatting voor de gemiddelde flux gedurende de gehele experimentele periode.

In figuur 2.9 is te zien dat voor de bassins waarin geen karpers zwemmen, de P-hoeveelheden in de verschillende biologische componenten tezamen de voorspelde waterkwaliteit (aan de hand van de nalevering) benaderen redelijk dicht benaderen. Dit betekent dat in deze bassins we een goed beeld hebben van de oorsprong en uiteindelijke bestemming van P. Duidelijk te zien is dat in de controle bassins minder P in planten zit dan in de bassins waarin planten zijn aangeplant. Dit komt omdat de hoeveelheid planten in deze bassins beduidend minder is. De hoeveelheden algen, en fosfaat in de waterlaag zijn in deze beide behandelingen ongeveer gelijk. Voor Waterpest is aangetoond dat het grote hoeveelheden P uit de bodem kan opnemen (Onderzoek J. Geurts) en dit verklaart het verschil in totaal P tussen de bassins in de controle behandeling (waar dit niet gebeurt) en de bassins met aanplant van Waterpest (waar dit in grote mate gebeurt).



Figuur 2.9 P balans voor bassins. Weergegeven zijn de hoeveelheden P voor elk van de componenten op het tijdstip van oogst. De zwarte lijn geeft de hoeveelheid P weer die in de waterlaag zou moeten zitten als gevolg van de gemeten nalevering.

Opvallend is dat in de bassins waar karpers aanwezig zijn de som van alle gemeten P hoeveelheden niet in de buurt komen van de voorspelde waterkwaliteit op basis van een constante nalevering. In deze bassins is het duidelijk dat we de planten en algen component niet of nauwelijks terugvinden. Dit kan het verschil niet verklaren omdat we bij een constante nalevering in dit geval een veel hogere component fosfaat (PO₄) en P in particuliere deeltjes verwachten. Dit is echter niet het geval. Ook als we ervan uitgaan dat de nalevering van 23,13 mgP/m²/dag veel te hoog is komen we niet in de buurt van de waarden die we meten in de controle bassins. Er zijn een aantal redenen denkbaar voor de lagere P hoeveelheden in de bassins met karpers. In de bassins met Karpers (alle drie behandelingen) zijn grote hoeveelheden particuliere deeltjes en slib gesedimenteerd die grote hoeveelheden P kunnen vasthouden. De sedimentatie van particuliere deeltjes is gemeten met behulp van trechters op een hoogte van 20 cm boven de bodem en is mogelijk een lichte onderschatting van de daadwerkelijke hoeveelheid dwarrelende deeltjes dat neerslaat op de bodem. De levenswijze van de vissen zorgt voor continue menging van het water (zeker in de 70 cm waterdiepte van de bassins) en zorgt dus voor een verhoging van de zuurstofconcentraties in het water tot op de bodem. Deze lichte verhoging van zuurstof concentraties werd ook wargenomen bij experimentele werveling en zorgt voor een activering van de zogenaamde ijzerval. Hierbij kan ijzer in gereduceerde toestand worden omgezet in een geoxideerde staat waarbij het fosfaat kan vastleggen. Dit proces vindt plaats op de bodemdeeltjes en omdat het oppervlak door de werveling door vissen enorm vergroot wordt is er ook een groter oppervlak en meer mogelijkheden tot deze fosfaatvastlegging.

Conclusies

Uit de experimenten blijkt dat zowel karper als brasem een negatief effect hebben op de fosfor concentraties in de waterlaag. Dit gaat gepaard met een enorme afname in het doorzicht en daarmee de hoeveelheid waterplanten en macrofauna.

In tegenstelling tot wat eerder is aangenomen heeft de aanwezigheid van vissen dus geen direct negatief effect op de chemische kwaliteit van het water, eerder een positief effect. De negatieve effecten van karpers en brasems zoals die hier in deze experimenten zijn waargenomen liggen voornamelijk in het verhogen van de troebelheid en de sterke afname in macrofauna. Beheer voor waterkwaliteit (lage fosforconcentraties) zou zich moeten richten op het reduceren van de nalevering uit de bodem en niet direct op de regulering van visaantallen. De getoetste visdichtheid in deze experimenten is zeer hoog (500kg/ha) en simuleert derhalve een "worst-case" scenario. Bij beheer waarbij de volledige voedselketen (het ecosysteem) van belang is, is een reductie in de visaantallen vaak wenselijk om het doorzicht en daarmee de habitat van diverse planten, algen en macrofauna te bevorderen.

4. Veldexperimenten in de Akerdijkse plassen

Inleiding

In de Akerdijkse plassen (Natuurmonumenten) zijn veldexperimenten uitgevoerd binnen het watermozaïek programma Baggernut (zie Poelen et al 2012). Doel van de experimenten was om de invloed van het aanwezige slib op de waterkwaliteit in het veld te toetsen. Hierbij is tevens gekeken naar de invloed van waterplanten (Klein kroos, *Lemna minor*) op de sturende processen. Gedurende een periode van bijna twee jaar is de water- en bodemvocht kwaliteit maandelijks gevolgd en geanalyseerd. De resultaten van het experiment in de Akerdijkse plassen worden in dit hoofdstuk besproken.

Methoden

Op de experimentele locatie in de Akerdijkse plassen werden in oktober 2010, 12 cilinders (diameter 85cm, lengte 2,2m) van flexibel doorzichtig plastic geplaatst. De cilinders werden in het sediment (veen) vastgezet met behulp van metalen staanders en werden opgehouden door metalen ringen (zie figuur 3.1). De cilinders werden zodanig geplaatst dat het plastic folie boven het water uitkwam, en aan de onderzijde 20 cm in het sediment zat, waardoor afgesloten enclosures ontstonden. Tussen de cilinders en het externe water is geen uitwisseling, wel tussen de bodem en het oppervlaktewater. Hierdoor kunnen processen in afzondering goed worden bestudeert. Regenwater en peilschommelingen buiten de cilinders hebben ook invloed op het waterpeil in de cilinders via het bodemvocht. Deze peilschommelingen hebben invloed op de concentraties in het water en hier werd rekening mee gehouden tijdens de interpretatie van de resultaten. Correctie factoren voor verdunningen door regenwater werden bepaald aan de hand van de waterhoogte.



Figuur 3.1 Cilinders in Akerdijkse plassen, zwart plastic stroken op de randen en op de palen bemoeilijken het landen en zitten van Aalscholvers.

De cilinders werden in twee rijen van 6 cilinders geplaatst in een van de meest oostelijk gelegen plassen (locatie figuur 3.2). 6 van de 12 willekeurig gekozen cilinders werden na plaatsing gebaggerd met behulp van een slibnet. In alle cilinders werden keramische cups voor bodemvochtbemonstering geplaatst in het veen. In de zes niet gebaggerde cilinders werden tevens keramische cups voor bemonstering in het bovenliggende slib geplaatst. Maandelijks bemonstering van de keramische cups en het oppervlakte water werd gestart in november 2010 en beëindigd in januari 2012. Naast de keramische cups in de cilinders werden ook geïnstalleerd buiten de cilinders (externe situatie). Ook van het oppervlaktewater buiten de cilinders werd maandelijks een monster genomen.



Figuur 3.2 Locatie van de cilinders in Akerdijkse plassen aangegeven in geel. Kaart: Google Earth

Bodemvocht werd verzameld met behulp van vacuüm spuiten van 60 ml, oppervlaktewater werd verzameld in flessen van 250ml. Op de dag van bemonstering werd de concentratie waterstofsulfide in het bodemvocht gemeten. De bodemvochtmonsters en watermonsters werden bewaard bij 4°C tot verdere analyses.

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

- Sulfide (alleen bij de bodemvochtmonsters)
- pH
- Alkaliniteit (zuurbufferend vermogen)
- Concentraties NH_4^+ (ammonium), NO_3^- (nitraat), PO_4^{3-} (fosfaat), Na, K, Cl, Ca, Fe, Mg, Mn, P, S, Si, Zn in oplossing (N.B., P (fosfor) is totaal opgelost P)

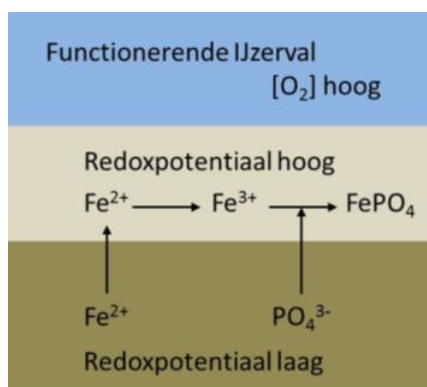
Van het verzamelde bodemvocht werd voor iedere locatie 9,5 ml bodemvocht gefixeerd met Sulfide Anti Oxidant Buffer (SAOB) om oxidatie van sulfide te voorkomen. De sulfideconcentratie werd dezelfde dag nog gemeten met een Orion sulfide elektrode en een Consort ionmeter (type P914). De alkaliniteit werd bepaald door middel van titratie met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl_2 elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type PHM 82). De metingen aan concentraties van ionen en elementen worden onder het kopje 'verdere analyse' besproken.

Het vochtgehalte en de bulk density werden bepaald in aluminium cups. Het vochtgehalte werd berekend aan de hand van het gewichtsverlies na 48 uur drogen van vers bodemmateriaal bij een temperatuur van 105°C. Bulk density werd bepaald als het gewicht droge bodem/volume van de veldverse bodem. De verkregen droge bodems werden 4 uur verast bij een temperatuur van 550°C voor een bepaling van het verlies aan gewicht door verbranding. Met de verkregen gewichten werd de fractie organisch materiaal (bepaald als gloeiverlies, Loss On Ignition (LOI)). Alle bepalingen werden in tweevoud uitgevoerd.

Waterplanten

In Juli 2011 is in zes cilinders (3 gebaggerde en 3 niet gebaggerde cilinders) kroos (voornamelijk klein kroos) uitgezet (300ml per cilinder). De planten werden verzameld in een sloot van de Akerdijkse plassen en zijn dus gebiedseigen. Het bedekkingspercentage werd gevolgd over de gehele verdere experimentele periode. Door het afdichten van de waterlaag met een laag kroos kunnen zuurstofloze situaties ontstaan. Deze zuurstofloosheid kan de nalevering van met name fosfaat uit de bodem enorm doen toenemen door het disfunctioneren van de ijzerval (figuur 3.3).

IJzer speelt een belangrijke rol bij de immobilisatie van fosfaat en fosfor in de bodem. Het fosfaat vormt met ijzer verbindingen zoals $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ en FePO_4 . Verder wordt een deel van het fosfaat geadsorbeerd aan ijzer(hydr)oxiden. Hoge ijzerconcentraties in het poriewater gaan de nalevering van fosfaat naar de waterlaag tegen doordat $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ en FePO_4 gezamenlijk neerslaan op de overgang van de zuurstofloze/anaërobe bodem naar de aërobe waterlaag (Figuur 3.3). Dit wordt de ijzerval genoemd. Bij sterke anaërobie van de bovenste bodemlaag, of bij anaërobie van de waterlaag door een hoge organische belasting of door afsluiting met een laag kroos of kroosvaren, werkt deze ijzerval niet meer. De mobilisatie van P vanuit de bodem wordt dan sterk verhoogd. Dit treedt bijvoorbeeld ook op bij plotselinge temperatuurstijgingen in wateren met weinig zuurstof. De zuurstofconsumptie neemt dan toe, en de oplosbaarheid van het gas neemt af. Door de daling van de redoxpotentiaal (door ijzerreductie in plaats van zuurstofreductie) komt dan massaal fosfaat vrij.



Figuur 3.3 Functionering van de ijzerval in zuurstofrijke wateren, in blauw de waterlaag, in bruintinten (licht: aërobe laag) de bodem.

Nalevering onderwaterbodem Ackerdijkse plassen

Vergelijking tussen 2010 en 2011

Voor een vergelijking van de nalevering in 2010 en die van 2011 verwijzen we naar de resultaten en beschrijving in hoofdstuk 10 van dit rapport.

Vergelijking tussen verschillende plassen

In mei van 2010 werden op diverse locaties binnen de Ackerdijkse plassen waterbodemmonsters genomen. Vastgesteld werd dat met name plas 4 verschilt van de overige plassen. Dit is voornamelijk een gevolg van het sediment onder de sliblaag. In plas 4 (figuur 3.4) bestaat de ondergrond voornamelijk uit klei terwijl in de overige plassen veen is aangetroffen. De nalevering van nutriënten naar de waterlaag is, vanwege het organische stof gehalte en de mogelijkheid tot afbraak hiervan, doorgaans hoger in veen dan in kleisedimenten. Om deze reden is de locatiekeuze voor de naleveringsexperimenten zoals uitgevoerd in Poelen et al (2011) en de veldexperiment zoals beschreven in dit hoofdstuk gekozen voor een plas met een veen substraat, plas 2.

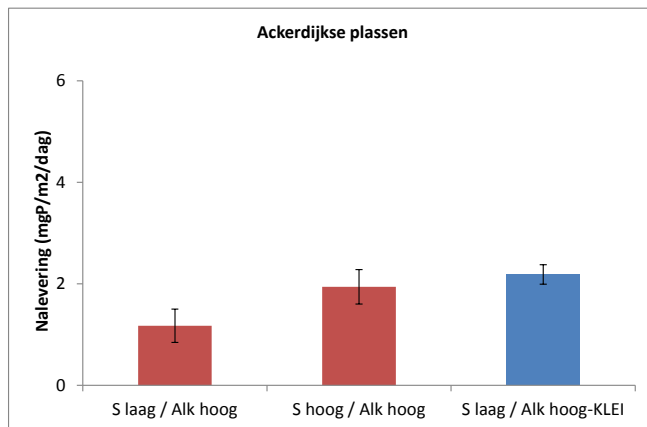


Figuur 3.4 Locatie van de cilinders in Akerdijkse plassen aangegeven in geel. Kaart: Google Earth

De nalevering van plas 4 met het kleisubstraat is echter wel bepaald om een idee te krijgen van de spreiding die er is in dit gebied tussen de twee aangetroffen bodemtypen. Overeenkomstig met de methoden beschreven in Poelen et al (2011) zijn er in plas 4, 3 glazen cilinders (diameter 6 cm, hoogte 50cm) voor maximaal de helft gevuld met intacte slibkernen (externe situatie) met behulp van een zuigerboor. Met deze cilinders werden naleveringsexperimenten gedaan zoals beschreven in Poelen et al (2011). De nalevering werd getoetst onder een situatie van hoge alkaliniteit en lage sulfaatconcentraties ($\text{Na}_2\text{SO}_4 = 0 \mu\text{mol/L}$, $\text{CaCl}_2 = 2000 \mu\text{mol/L}$, $\text{NaHCO}_3 = 4000 \mu\text{mol/L}$). De cilinders werden in het donker bij 15°C gedurende een periode van 8 weken gevolgd. Ze werden aangevuld met 0,57 liter van het betreffende behandelingswater (20 centimeter in de cilinder), met minimale verstering van de sliblaag. De resultaten van de nalevering in plas 4 werden vervolgens vergeleken met de nalevering gemeten in plas 2 onder dezelfde condities (lage sulfaatconcentraties en hoge alkaliniteit).

De nalevering van de totale hoeveelheid fosfor (totaal P) in plas 4 ($2,18 \text{ mg P/m}^2/\text{dag}$) bleek significant hoger dan de nalevering in plas 2 onder dezelfde omstandigheden ($1,17 \text{ mg P/m}^2/\text{dag}$), zoals weergegeven in figuur 3.5. In deze figuur is ook te zien dat verhoging van de sulfaatconcentratie in de Akerdijkse plassen een lichte verhoging (niet significant) op de nalevering van P heeft. Het achterwege blijven van een significante toename wordt waarschijnlijk verklaard door de lage ijzerconcentraties (zie verderop in de tekst). Dit houdt in dat bij inlaat van gebiedsvreemd, sulfaatrijk water er slechts een lichte verhoging van de nalevering van P uit de bodem kan optreden. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat het water van de Akerdijkse plassen al zeer sulfaatrijk is (zie tabel 3.3). Dit is ook zichtbaar aan de hoge totaal S concentraties in de bodem, en de sterk negatieve waarde voor de ratio totaal (Fe-S)/P (zie hieronder).

Het feit dat plas 4 een hogere nalevering heeft dan plas 2 lijkt niet samen te hangen met het type substraat onder de sliblaag. Het toont dus ook aan dat de kwaliteit van de bovenliggende sliblaag (op beide locaties meer dan 10 cm) veel belangrijker is dan de onderliggende bodem. Dit blijkt overigens ook uit het MIND-rapport (Poelen et al 2012) waar geen significante verschillen tussen substraattypen is gevonden voor nalevering van stikstof en fosfor. Kennelijk is de kwaliteit van het slib in plas 4 dusdanig dat er makkelijker fosfor uit vrijkomt. Dit kan te maken hebben met het feit dat deze plas minder geïsoleerd ligt in het Ackerdijkse plassen systeem en dichterbij de waterinlaat (ten westen van het gebied).



Figuur 3.5 Nalevering van totaal P naar de waterlaag (in mg P/m²/dag) voor de bodems uit plas 2 (rood) en plas 4 (blauw) onder hoge alkaliniteit. Voor bodems in plas 2 zijn de resultaten van zowel een lage sulfaat concentratie (eerste kolom) als een hoge sulfaat concentratie (middelste kolom) weergegeven.

In beide plassen is de nalevering van fosfor uit de bodem niet extreem hoog, maar boven de 1 mg/m²/dag, wat volgens PCLake modelvoorspellingen (Janse, 2005) rond het omslagpunt naar troebel kan liggen voor laagveenwateren. Plas 1 en 2 bevatten een wat hoger percentage organisch materiaal, deze locaties hebben een venige ondergrond, de lagere organische stofgehalten van plas 4 en het inlaatpunt corresponderen met een ondergrond van klei.

De P-concentraties zijn redelijk laag (uitgedrukt in mmol/volume), doordat het veen een lage bulk density heeft. Het aanwezige ijzer wordt echter bezet door zwavel, waardoor de (Ijzer-Zwavel)/Fosfor ratio negatief is en P in theorie makkelijk wordt gemobiliseerd (tabel 3.1). Nalevering is vanwege deze ongunstige beschikbaarheid van ijzer (om P te binden) te verwachten.

Tabel 3.1 Gemeten parameters in de onderwaterbodem van diverse locaties in de Ackerdijkse plassen in mmol/L verse bodem. Ratio's in mol/mol. Het inlaatpunt bevindt zich ten zuidoosten van de plassen (zie ook kaart 3.42 in Poelen et al 2012)

locatie	Org. stof (%)	Totaal Ca	Totaal Fe	Totaal P	Totaal S	Fe/P	(Fe-S)/P
plas 1	62.6	8.5	23.0	3	104.0	7.9	-27.1
plas 2	53.6	8.7	27.0	4	87.0	6.9	-15.7
plas 4	34.4	7.4	44.0	3	91.3	14.3	-15.5
inlaatpunt	24.2	7.3	60.0	6	78.0	10.5	-3.0

De concentratie zwavel en fosfaat in het bodemvocht van plas 2 is zeer hoog en de Fe/P ratio is veel lager dan 1, door de erg hoge P concentratie en erg lage Fe concentratie (tabel 3.2). Dit is voor de waterkwaliteit ongunstig omdat P niet aan Fe gebonden kan worden. Er vindt ophoping van sulfide in

het bodemvocht plaats (zeer hoge concentraties voor zoetwater zie tabel 3.3), waarschijnlijk veroorzaakt door een zeer hoge aanvoer van sulfaat in het oppervlaktewater in combinatie met de lage beschikbaarheid van ijzer, en/of de hoge zwavelconcentraties in de bodem. Onder zuurstofloze condities kunnen tussen ijzer en zwavel FeS_x verbindingen ontstaan. Indien er, nadat al het ijzer bezet is met zwavel, nog steeds sulfaat wordt aangevoerd, gaat er ophoping van sulfide plaatsvinden. Sulfidewaarden hoger dan 10 $\mu\text{mol/l}$ worden als giftig beschouwd voor een aantal gevoelige waterplanten, en zijn giftig voor veel bodemfauna. De sulfideconcentratie in plas 2 is zeer hoog, evenals de ammoniumconcentratie in het bodemvocht.

Tabel 3.2 Gemiddelde gemeten parameters in de ongebaggerde onderwaterbodem van de Akerdijkse plassen in $\mu\text{mol/L}$. Ratio's zijn in mol/mol. Spreiding rond gemiddelde weergegeven als s.e.m.

	S	Fe	P	Fe/P	(Fe-S)/P	Ca
Slib	688.70	0.99	214.81	0.01	-4.56	1787.96
Veen	659.50	0.77	215.82	0.01	-4.36	1714.62
s.e.m.						
Slib	257.83	0.33	35.87	0.00	1.80	105.86
Veen	247.41	0.22	53.99	0.00	1.73	90.83

Het slib en veen van de Akerdijkse plassen heeft een redelijk hoge alkaliniteit (tabel 3.3), wat in zwakgebufferde bodems kan leiden tot verhoogde afbraak van organisch stof. Voor laagveenbodems lijkt dit niet te gelden, en is de alkaliniteit juist een gevolg van de afbraakprocessen in de bodem. In de naleveringsexperimenten die uitgevoerd zijn in 2011 zien wij hier ook geen bewijs voor. Een groot deel van het slib bestaat uit moeilijk afbreekbaar materiaal waarin de hoge concentraties aan fosfaat en stikstof eerder een afspiegeling zijn van historische vervuiling en accumulatie (gebrekkige afvoer) dan een actuele verhoogde afbraaksnelheid.

Tabel 3.3 Bodemvochtmetingen in het (niet gebaggerde) slib en veen van de Akerdijkse plassen. De alkaliniteit is gegeven in meq/l, overige parameters in $\mu\text{mol/l}$. Spreiding rond gemiddelde weergegeven als s.e.m.

	pH	Alkaliniteit	Sulfide	PO_4^{3-}	NH_4^+	NO_3^-
Slib	7.28	4.83	184.03	97.99	633.19	5.08
Veen	7.27	4.59	160.51	89.64	640.79	2.24
s.e.m.						
Slib	0.09	0.47	42.96	18.64	183.13	3.64
Veen	0.11	0.45	43.87	18.16	259.87	1.24

Het oppervlaktewater van de Akerdijkse plassen bevat extreem hoge fosfaat- en P-gehalten (tabel 3.4). Aangezien wij geen extreem hoge nalevering meten uit de sliblaag vermoeden we dat deze hoge concentraties voor een groot deel worden veroorzaakt door externe aanvoer door de grote kolonie

aalscholvers die aanwezig is in het gebied. Daarnaast speelt ophoping door de geringe mate van doorspoeling en afvoer een belangrijke rol in dit gebied .

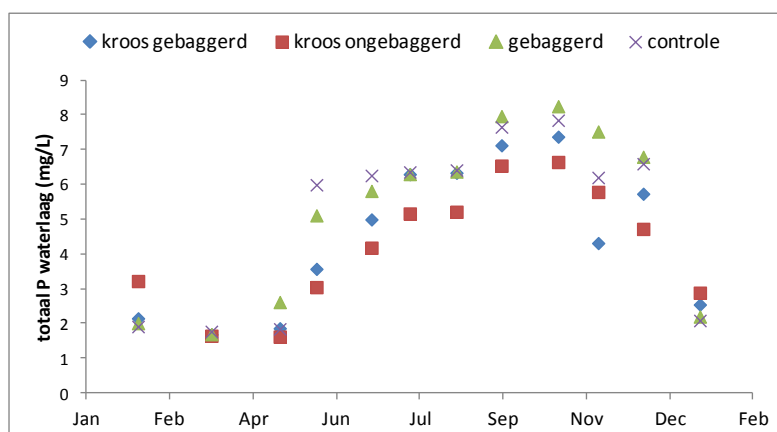
Het feit dat er geen troebele situaties ontstaan (gemiddelde turbiditeit in plas 2 = 2,2ppm) is mogelijk te wijten aan het unieke ecosysteem dat hier is ontstaan waarbij de aalscholvers zorgen voor een relatief lage visstand. Deze lage visstand draagt bij aan een uitbundige groei van de macrofauna in de plassen wat de algenconcentraties relatief laag kan houden.

Tabel 3.4 Oppervlaktewatermetingen in De Ackerdijkse plassen. De alkaliniteit is gegeven in meq/l, overige parameters in $\mu\text{mol/l}$. Spreiding rond gemiddelde weergegeven als s.e.m.

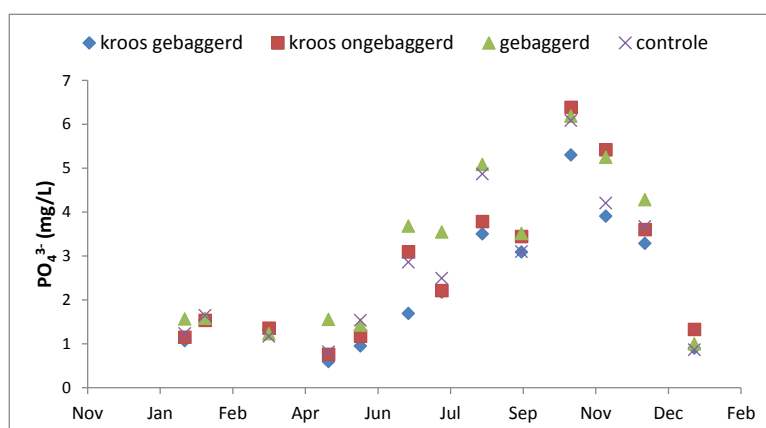
	pH	Alk	P	Fe	PO_4^{3-}	NH_4^+	NO_3^-
opp. water	7.55	2.47	95.23	1.87	55.50	56.20	39.98
s.e.m.	0.06	0.05	6.32	0.59	6.64	7.10	8.49

Cilinderexperiment in het veld

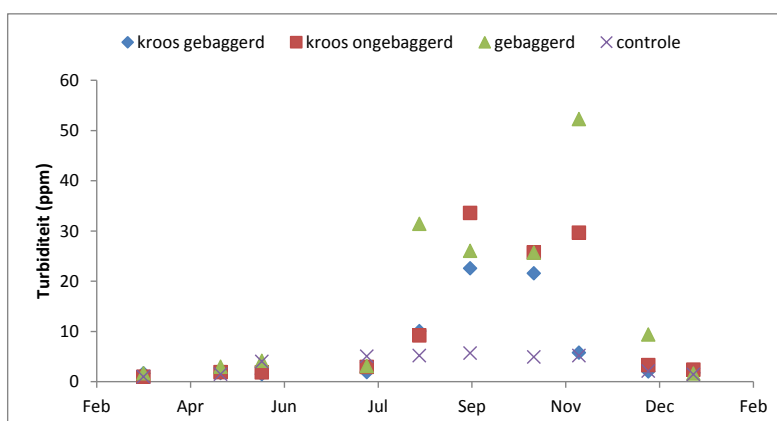
De waarden van totaal P zijn zeer hoog (gemiddeld totaal P >4 mgP/L). De fosforconcentraties (totaal P) in de waterlaag veld vertonen duidelijk een verhoging in de zomermaanden (figuur 3.6), fosfaatwaarden volgden een vergelijkbaar patroon (figuur 3.7). De verhoging van de concentraties gedurende de zomerperiode kan worden verklaard door een toename van de nalevering van fosfor en fosfaat uit de bodem bij hogere temperaturen zoals die heersen in de zomer. Eerder onderzoek (Poelen et al 2012) heeft aangetoond dat de nalevering van P ongeveer 20% hoger ligt in de zomer (gemiddelde temperatuur van 18°C) vergeleken met de lente (gemiddelde temperatuur 10°C). De opname van P uit het water door algen en waterplanten is in de zomer, als de temperatuur toeneemt het hoogst. Er zijn echter niet veel waterplanten (op de aangebrachte kroosplanten na) aanwezig in de cilinders. In de cilinders in de Ackerdijkse plassen vinden we algengroei in de zomer, met name in de gebaggerde cilinders. Ondanks de opname van P door algen zien we een duidelijke verhoging van de P concentraties in de waterlaag. De gemeten waarden in de zomer zouden zonder opname van P door algen of planten nog hoger zijn. De geringe plantengroei wordt mogelijk veroorzaakt door de hoge ammonium concentraties (ammoniumtoxiciteit zie verder in de tekst), welke oplopen vanaf het voorjaar (zie ook figuur 3.11). Daarnaast speelt lichtgebrek mogelijk een rol in de cilinders waar kroos is aangebracht. Lichtgebrek in als gevolg van een verhoging van de troebelheid speelt pas een rol in de nazomer (figuur 3.8) en werd duidelijk veroorzaakt door een toename van algen (groene monsters). De troebelheid lijkt in de gebaggerde cilinders en de cilinders waarin zich een kroosdek bevindt neemt de turbiditeit toe naar waarden van boven de 20ppm. In de controle cilinders (waar doorzicht redelijk was (turbiditeit ~ 2ppm)) werden geen planten aangetroffen na 1 jaar. Het achterblijven van de ontwikkeling van ondergedoken planten lijkt daarom een biochemische (ammonium toxiciteit/sulfide toxiciteit) oorzaak te hebben.



Figuur 3.6 Totaal P concentraties in de waterlaag voor de gebaggerde cilinders en controle cilinders, met en zonder kroos gedurende de experimentele periode. 5 mg/L komt overeen met 160 µmol/L.

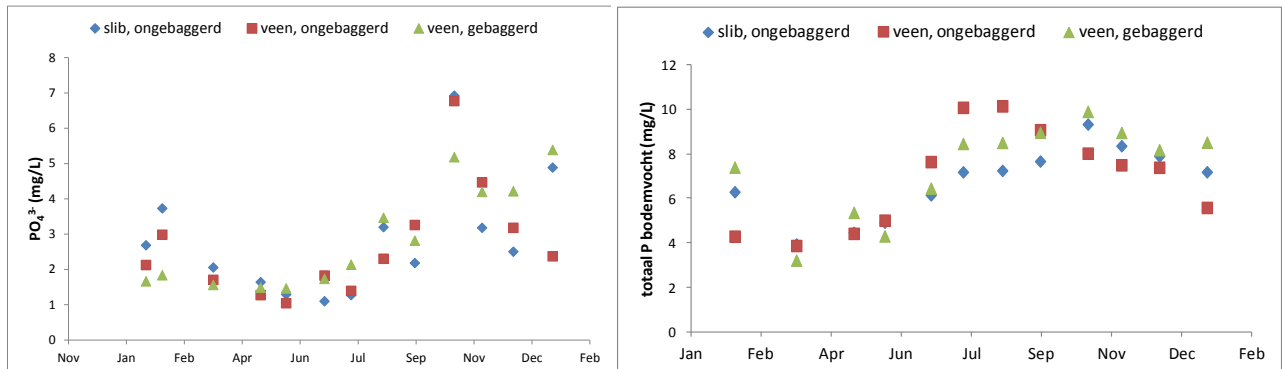


Figuur 3.7 Totaal PO₄³⁻ concentraties in de waterlaag voor de gebaggerde cilinders en controle cilinders met en zonder kroos gedurende de experimentele periode. 5 mg/L komt overeen met 160 µmol/L.



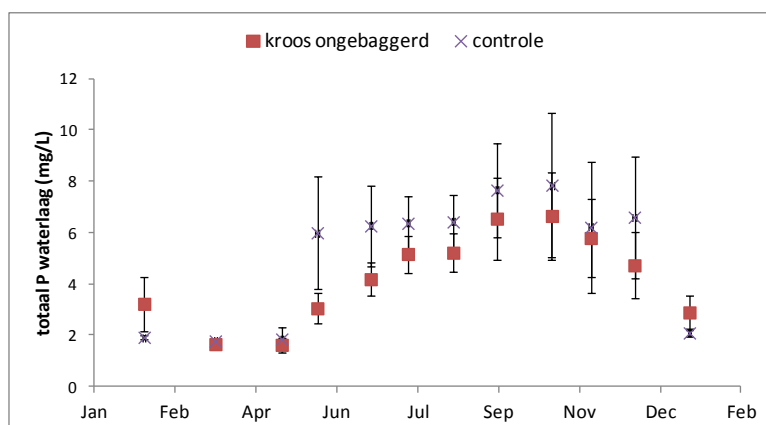
Figuur 3.8 Turbiditeit in de experimentele cilinders gedurende de experimentele periode. Controle = cilinders die niet gebaggerd zijn en waar geen kroosdek aanwezig is. De turbiditeit van de controle cilinders was niet significant verschillend van de turbiditeit in plas 2, buiten de cilinders ($p=0.12$).

Een verhoging van de P en PO_4^{3-} concentraties gedurende de zomerperiode wordt ook gevonden in het slib en in het veen van de cilinders (figuur 3.9). Dit wordt verklaard door een toename van de afbraak bij hogere temperaturen (zie ook hoofdstuk 9). Hierbij valt op dat de P concentraties (zeker uitgedrukt per volume eenheid) gemiddeld over het jaar laag zijn wat ook de relatief lage nalevering verklaart. De lage P-concentratie per volume eenheid is te verklaren doordat het veen en slib een lage bulk density heeft. De fosfaat PO_4^{3-} concentraties in het bodemvocht zijn hoog in de zomer (figuur 3.9, links).

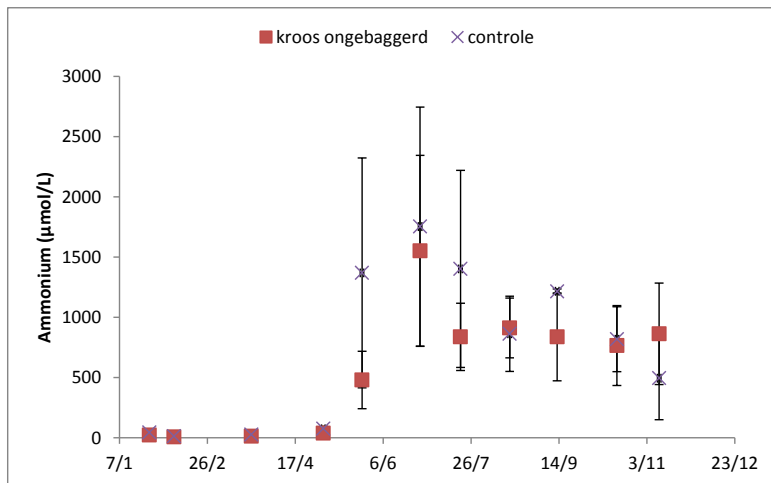


Figuur 3.9 PO_4^{3-} concentraties in het slib en veen bodemvocht (links) en totaal P concentraties in het slib en veen bodemvocht (rechts) van de gebaggerde cilinders en controle cilinders gedurende de experimentele periode. 5 mg/L komt overeen met 160 $\mu\text{mol/L}$; let op de verschillende assen.

Eerdere studies (zie hoofdstuk 6 en lab experimenten Jeroen Geurts) hebben aangetoond dat onder een gesloten waterplantendek zuurstof arme of zelfs zuurstofloze omstandigheden kunnen ontstaan. Dit wordt verklaard doordat de diffusie van zuurstof van de lucht naar de waterlaag door de waterplanten geblokkeerd wordt. In een dergelijke situatie zal het aanwezige ijzer niet kunnen binden aan fosfaat en zal fosfaat naar de waterlaag diffunderen (naleveren). Een gesloten waterplantendek kan door de effecten op de zuurstofconcentraties een verhoogde nalevering van P tot gevolg hebben. In de cilinders met Kroos heeft zich al snel (binnen een maand) een gesloten kroosdek gevormd. Het aanwezige kroos heeft in de experimentele periode, tegen de verwachting in, geen significante effecten op de P concentraties in de waterlaag (figuur 3.10). Dit heeft te maken met 1) een relatief lage nalevering van fosfor (P) uit het slib (zie figuur 3.5) en 2) een sterke opname van P door kroos.



Figuur 3.10 Effecten van Kroos op de P concentraties in de waterlaag van de cilinders die niet gebaggerd zijn

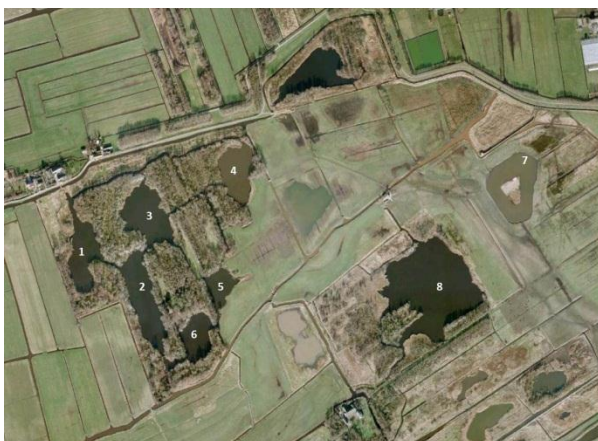


Figuur 3.11 Effecten van Kroos op de NH_4^+ concentraties in de waterlaag van de cilinders die niet gebaggerd zijn

Naast een verhoging van de P-mobilisatie door een lage zuurstofconcentratie kan ook een verhoging van de ammoniumconcentraties worden verwacht. Dit is mogelijk doordat bij een geringe zuurstofconcentratie de omzetting van NH_4^+ naar NO_3^- (nitrificatie) en de daaropvolgende denitrificatie geremd worden. Het vrijkomende ammonium blijft dan in ammonium vorm aanwezig in de waterlaag. Ammoniumconcentraties in de cilinders met Kroos blijken niet significant hoger ten opzicht van cilinders zonder kroos (figuur 3.11). De waarden van ammonium in het water lopen echter in alle cilinders schrikbarend hoog op tot boven de 1000 $\mu\text{mol/L}$, wat aangeeft dat de mobilisatie van stikstof van de bodem naar de waterlaag erg hoog is. Dergelijk hoge waarden zijn toxisch voor vele waterplanten wat mogelijk ook mede de geringe waterplantengroei in de Ackerdijkse plassen verklaart, naast de ophoping van sulfide (en de duidelijk ruikbare organische zwavelverbindingen) in de bodem.

Extra bemonstering in het gebied

In 2011 en 2012 zijn naast de reguliere monsters in de cilinders ook additionele plassen van het gebied bemonsterd. Het betreft hier de plassen nr 1t/m 8 (figuur 3.12).



Figuur 3.12 Nummering van de plassen in het gebied van de Ackerdijkse plassen. Kaart: Google Earth

In tabel 3.5 staan de gegevens van de waterkwaliteit voor alle bemonsterde locaties in de Akerdijkse plassen. Het oppervlaktewater van de plassen 1 tot en met 6 bevat extreem hoge fosfaatgehalten. Deze hoge concentratie wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door enerzijds de grote kolonie aalscholvers die aanwezig is in het gebied (fosfaat input) en anderzijds door de relatief geringe uitwisseling met extern water (geringe doorspoeling). Tevens is sprake van een extreem hoge concentratie zwavel in het oppervlaktewater, waardoor onder de ijzerarme omstandigheden sulfide ophoopt in de bodem..

Tabel 3.5 Oppervlaktewatermetingen in alle plassen van het gebied van de Akerdijkse plassen. De alkaliniteit is gegeven in meq/l, overige parameters in $\mu\text{mol/l}$.

	pH	Alkaliniteit	Turbiditeit	PO_4^{3-}	NO_3^-	NH_4^+	P	S
Plas 1	7.50	1.25	2.04	37.47	67.41	70.09	82.95	600.09
Plas 2	7.47	1.31	1.14	57.52	62.11	66.80	81.16	604.15
Plas 3	7.53	1.31	1.32	41.32	61.12	54.27	83.97	585.75
Plas 4	7.51	1.79	3.27	31.44	54.51	37.20	57.44	613.97
Plas 5	7.41	1.66	1.95	37.51	63.65	38.11	69.65	586.53
Plas 6	7.43	1.46	1.77	56.67	66.12	42.26	74.77	589.96
Plas 7	7.86	2.44	18.40	5.06	69.31	85.78	15.70	1356.88
Plas 8	7.42	5.91	24.20	6.72	92.86	54.87	21.66	1076.27

Plas 7 en 8 zijn duidelijk anders van samenstelling dan de plassen 1 t/m 6 en vertonen een veel hogere turbiditeit, alkaliniteit en zwavelgehalten. Plas vier heeft ook een significant hogere turbiditeit dan de plassen 1,2,3, 5 en 6. Deze hogere turbiditeit wordt met name veroorzaakt door de onderliggende bodem in de plassen 4, 7 en 8 (klei) ten opzichte van de plassen 1,2,3,5 en 6 (veen). Deze kleiafzettingen zijn vaak van mariene oorsprong en bevatten hoge hoeveelheden zwavel. De zwavelconcentraties in met name plassen 7 en 8 zijn ook zeer hoog en mogelijk te relateren aan deze oude zeeklei afzettingen. Omdat plas 7 geïsoleerde ligt, is het onwaarschijnlijk dat de hoge zwavel waarden worden veroorzaakt door de instroom van sulfaatrijk water. De hogere alkaliniteit in de plassen 7 en 8 laat mogelijk een agrarische historie zien waarbij bekalking en een hogere afbraak van organische stof (veel makkelijk afbreekbaar materiaal aanwezig door de historie van landbouwgebruik) een hoge alkaliniteit genereert.

Conclusies

In het natuurgebied de Ackerdijkse plassen lijkt baggeren om de fosfaat- en fosforlevering te verminderen geen optie, ondanks de soms grote hoeveelheden slib (>1m). De nalevering is immers gemiddeld ten opzichte van andere geteste locaties (zie Poelen et al 2012). De ammonium- en sulfideconcentraties in het bodemvocht en in de experimentele cilinders bleken echter schrikbarend hoog en in de zomerperiode ver boven toxische concentraties voor waterplanten. Baggeren gaf geen verbetering van deze situatie. Wortelende waterplanten komen dan ook niet veel voor in de Ackerdijkse plassen. Waarschijnlijk speelt deze toxiciteit, en die van de stinkende organisch zwavelverbindingen (VOS, volatile organic sulfur), een grote rol.

Kroos bleek goed te groeien in de cilinders in de Ackerdijkse plassen. In lab situaties is aangetoond dat een gesloten kroosdek de nalevering van fosfaten en ammonium accumulatie in de waterlaag kan bevorderen. Hierdoor kan mogelijk de situatie verslechteren. In het veld in de Ackerdijkse plassen is een dergelijke verslechtering niet gevonden, aangezien de fosfaatconcentraties al extreem hoog waren. Wel zijn er blauwalgen aangetroffen in de zomer maar dit heeft hoogstwaarschijnlijk te maken met de isolatie van het water in de cilinders in het veld waardoor concentraties hoger kunnen oplopen dan in het omringende water.

De Ackerdijkse plassen huisvesten een groot aantal water en weidevogels waaronder een grote kolonie Aalscholvers. Deze vogels blijken een groot effect te sorteren op de waterkwaliteit van de plassen die omgeven zijn door bossen (plassen 1 t/m 6 in figuur 3.10). De hoge concentraties van P zijn namelijk niet te verklaren door de nalevering van fosfaten uit het slib en veen. Deze vogels brengen nutriënten in het systeem en verhogen daarmee de concentraties fosfaten in het water via externe bronnen. Tegelijkertijd zorgen deze vogels ervoor dat de visstand zeer laag is met een zeer smalle verticale structuur (weinig jonge vissen en een aantal zeer grote oudere vissen). Deze visstand maakt het mogelijk voor macrofauna om te overleven in grote aantallen. De slechte waterkwaliteit (hoge fosfaat en ammonium gehalten) van de plassen 1t/m6 draagt bij aan algengroei in deze plassen. De enorme hoeveelheid macrofauna in deze plassen zorgt er echter voor dat deze algenbloei niet geheel tot ontwikkeling kan komen en voor plagen (zoals blauwalgenbloei) kan zorgen. Een dergelijk ecosysteem met een aalscholverkolonie die zorg draagt voor een voedselketen waarbij het water relatief helder blijft ondanks de zeer hoge concentraties nutriënten (die door de aalscholvers binnen zijn gebracht) is uniek en dit zou, naast het voorkomen van belangrijke andere broedvogelsoorten, een argument kunnen zijn om in dit gebied geen verdere beheermaatregelen te treffen.

De gradiënten die zijn waargenomen vanaf het inlaatpunt tot aan het uitlaatpunt in de Ackerdijkse plassen tonen een historie van agrarisch gebruik en tonen zeer duidelijk de invloeden van de ondergrond (klei of veen). Oppervlaktewatermonsters van het water bij het inlaatpunt van de Ackerdijkse plassen blijken veel lagere concentraties aan P te bevatten (ongeveer 19 $\mu\text{mol/l}$) maar zijn nog steeds zeer voedselrijk. Dit water stroomt eerst via plas 8 naar de rest van het systeem. De plassen 7, 8 (figuur 3.10) lijken van betere kwaliteit en het lijkt zinvol om in deze plassen de invloed van Aalscholvers te verminderen ten behoeve van de waterkwaliteit en de groei van waterplanten.

5. Veldexperimenten in Het Hol

Inleiding

In het Hol (Stichting Natuurmonumenten, onderdeel van de Vechtplassen) zijn veldexperimenten uitgevoerd binnen het Watermozaïekprogramma Baggernut (zie Poelen et al 2012). Doel van deze experimenten was om de invloed van het aanwezige slib op de waterkwaliteit in het veld te toetsen, en de karakteristieken van het slib te vergelijken met die van het onderliggende veen. Dit geeft informatie over de mogelijke effecten van baggeren op de nutriëntenhuishouding en de ophoping van toxinen. Hierbij is tevens gekeken naar de invloed van waterplanten (Krabbenscheer) op de sturende processen voor de water- en bodemkwaliteit. Gedurende een periode van bijna twee jaar is de water- en bodemvocht kwaliteit maandelijks gevolgd en geanalyseerd. De resultaten van het experiment in het Hol worden in dit rapport besproken en zijn tevens onderdeel van de rapportage *WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT), Resultaten experimenten RUN en B-Ware*, waarin alle, in het baggernut uitgevoerde programma experimenten van RUN/B-ware zijn samengevat en gebundeld.

Methoden

Op de experimentele locatie in Het Hol (x=134410, y=469877; figuur 3.1) werden in oktober 2010, 12 cilinders (diameter 85cm, lengte 2,2m) van flexibel doorzichtig plastic geplaatst. De cilinders, met een open boven- en onderzijde, werden op 6m van de kant in parallelle twee rijen geplaatst. De waterdiepte was hier 1,65 cm en de slibdikte 30-50 cm.



Figuur 3.1 Locatie cilinderexperiment in natuurgebied Het Hol

De cilinders werden 30-40cm in het sediment (veen of zand) vastgezet met behulp van roestvrijstalen metalen staanders en werden opgehouden door metalen ringen (zie figuur 3.2). Ze werden zodanig geplaatst dat het plastic folie boven het water uitkwam waardoor afgesloten enclosures ontstonden. Tussen de cilinders en het externe water is geen directe uitwisseling; de onderzijde was diep genoeg in het sediment geplaatst. Hierdoor kunnen processen in afzondering goed worden bestudeert. Regenwater en peilschommelingen in het gebied vinden ook plaats in de cilinders via het regenwater of het bodemvocht. Hier werd rekening mee gehouden tijdens de interpretatie van de resultaten.



Figuur 3.2 cilinderexperiment in Het Hol

In 6 van de 12 willekeurig gekozen cilinders werden na plaatsing het slib gebaggerd tot op het gestructureerde veen met behulp van een slibnet. Hierbij werd 30-50cm van de bovenlaag verwijderd. In alle cilinders werden keramische cups (Eikelkamp, Giesbeek) voor bodemvochtbemonstering geplaatst in het veen. In de zes niet gebaggerde cilinders werden tevens keramische cups voor bemonstering in het bovenliggende slib geplaatst. Maandelijks bemonstering van de keramische cups en het oppervlakte water werd gestart in november 2010 en beëindigd in maart 2012. Naast de keramische cups in de cilinders werden ook keramische cups in het veen en slib geïnstalleerd buiten de cilinders (externe situatie). Ook van het oppervlaktewater buiten de cilinders werd maandelijks een monster genomen.

Bodemvocht werd verzameld met behulp van vacuüm spuiten van 60 ml, oppervlaktewater werd verzameld in flessen van 250ml. Op de dag van bemonstering werd de concentratie waterstofsulfide in het bodemvocht gemeten. De bodemvochtmonsters en watermonsters werden bewaard bij 4°C tot deze verder werden geanalyseerd.

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

- Sulfide (alleen op de bodemvochtmonsters)
- pH
- Alkaliniteit (zuurbufferend vermogen)
- Concentraties NH_4^+ (ammonium), NO_3^- (nitraat), PO_4^{3-} (fosfaat), Na, K, Cl, Ca, Fe, Mg, Mn, P, S, Si, Zn in oplossing (N.B. P (fosfor) is totaal opgelost P).

Van het verzamelde bodemvocht werd voor iedere locatie 9,5 ml bodemvocht gefixeerd met Sulfide Anti Oxidant Buffer (SAOB) om oxidatie van sulfide te voorkomen. De sulfideconcentratie werd dezelfde dag nog gemeten met een Orion sulfide elektrode en een Consort ionmeter (type P914). De alkaliniteit werd bepaald door middel van titratie met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl_2 elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type PHM 82). De metingen aan concentraties van ionen en elementen worden onder het kopje 'verdere analyse' besproken.

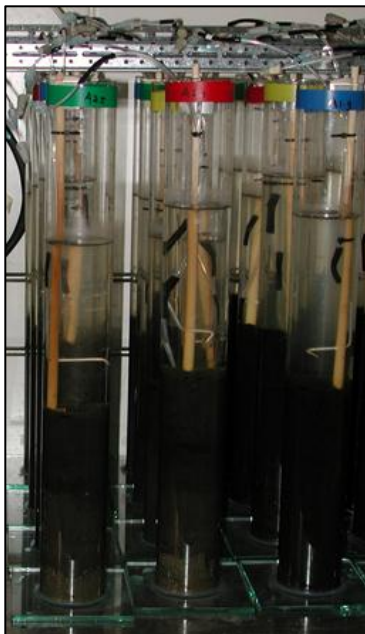
Het vochtgehalte en de bulk density werden bepaald in aluminium cups. Het vochtgehalte werd berekend aan de hand van het gewichtsverlies na 48 uur drogen van vers bodemmateriaal bij een temperatuur van 105°C. Bulk density werd bepaald als het gewicht droge bodem/volume van de veldverse bodem. De verkregen droge bodems werden 4 uur verast bij een temperatuur van 550°C voor een bepaling van het verlies aan gewicht door verbranding. Met de verkregen gewichten werd de fractie organisch materiaal (bepaald als gloeiverlies, loss on ignition). Alle bepalingen werden in tweevoud uitgevoerd.

Waterplanten

In mei 2011 zijn in de zes cilinders (3 gebaggerde en 3 niet gebaggerde cilinders) Krabbenscheerplanten uitgezet (3 planten per cilinder). De planten werden verzameld in het Hol en zijn derhalve gebiedseigen. Na meting van gewicht en diameter van de planten werden de planten in de cilinders gebracht. De vitaliteit en groei van deze planten werd gevolgd over de gehele verdere experimentele periode.

Meting nalevering nutriënten onderwaterbodem

In mei 2010 en 2011 werden op de locatie van het cilinderexperiment, 3 kleine glazen cilinders (diameter 6 cm, hoogte 50cm) voor maximaal de helft gevuld met ongestoorde slibkernen uit het Hol (externe situatie) met behulp van een zuigerboor. Met deze kleine cilinders werden naleveringsexperimenten gedaan zoals beschreven in Poelen et al (2011). Na bemonstering van deze kleine cilinders (figuur 3.3) is het gebiedseigen water boven de bodemkernen vervangen door een behandeling met water van bekende samenstelling ($\text{Na}_2\text{SO}_4 = 2000 \mu\text{mol/L}$, $\text{CaCl}_2 = 2000 \mu\text{mol/L}$, $\text{NaHCO}_3 = 4000 \mu\text{mol/L}$) overeenkomstig de andere metingen in Baggernut. De cilinders werden in het donker bij 15°C gedurende een periode van 8 weken gevolgd. De cilinders werden aangevuld met 0,57 liter van het betreffende water (20 centimeter in de cilinder), met minimale verstoring van de sliblaag.



Figuur 3.3 Naleveringsexperimenten van intacte bodemkolommen in een klimaatcel.

Na het aanvullen zijn er zorgvuldig Rhizon bodemvochtmonsteraars (rhizons, Eikelkamp, Giesbeek) aangebracht ten behoeve van het bemonsteren van het bodemvocht in de bovenste laag van de bodem en van de waterlaag. Eén rhizon bevond zich op 1 centimeter onder het bodemoppervlak en

één in de waterlaag, vijf centimeter boven de bodem. Een dag na het vervangen van het gebiedseigen water met het kunstmatig, gestandaardiseerde water, werd de eerste bemonstering uitgevoerd. De waterlaag is in totaal vijf keer bemonsterd, het bodemvocht drie keer (zie voor details Poelen et al 2011). Na de bemonstering werd het volume in de cilinders weer op peil gebracht door het water aan te vullen tot oorspronkelijk niveau met het gestandaardiseerde water. Het oorspronkelijke waterniveau werd gedurende het experiment zorgvuldig gecontroleerd en waar nodig aangevuld met gedemineraliseerd water. Op deze manier werd wekelijks voor het mogelijke effect van verdamping gecompenseerd. De naleveringssnelheden van P en N (ammonium plus nitraat) naar de waterlaag werden bepaald met behulp van lineaire regressie op de concentraties in de waterlaag. Bij de berekeningen werd gecorrigeerd voor de bemonsterde volumina.

Resultaten en discussie

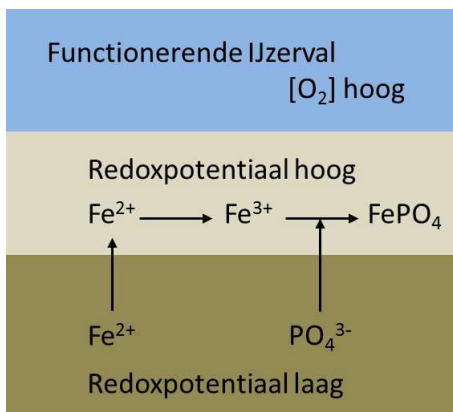
Algemeen

Op de experimentele locatie in Het Hol bevindt zich een dikke sliblaag van ongeveer 30 tot 50 cm. De bodem onder het slib (organisch stof 41%) bestaat uit meer gestructureerd veen, op het oog duidelijk zichtbaar en met een hoger gehalte organisch stof (45 - 62%). De bodems van zowel het veen als het slib hebben een redelijk hoge calciumconcentratie en een hoge ijzerconcentratie (tabel 3.1). De totaal zwavelconcentratie is erg laag.

Ijzer speelt een belangrijke rol bij de immobilisatie van fosfaat en fosfor in de bodem. Het fosfaat vormt met ijzer ijzerfosfaatverbindingen. Verder wordt een deel van het fosfaat geadsorbeerd aan ijzer(hydr)oxiden in de bodem, en aan ijzer dat organisch gebonden is. Hoge ijzerconcentraties in het poriewater gaan hierdoor de nalevering van fosfaat naar de waterlaag tegen doordat ijzer en fosfaat gezamenlijk neerslaan op de overgang van de anaërobe bodem naar de aërobe waterlaag (Figuur 3.4). Dit wordt de ijzerval genoemd. Bij sterke anaërobie van de bovenste bodemlaag, of bij anaërobie van de waterlaag door een hoge organische belasting of door afsluiting met een laag kroos of kroosvaren, of door volledige afsluiting met krabbenscheer, werkt deze ijzerval echter niet meer. De mobilisatie van P vanuit de bodem wordt dan sterk verhoogd. Zuurstofdepletie treedt bijvoorbeeld ook op bij plotselinge temperatuurstijgingen in wateren met weinig zuurstof. De zuurstofconsumptie neemt dan toe, en de oplosbaarheid van het gas neemt af. Door de daling van de redoxpotentiaal komt dan massaal fosfaat vrij.

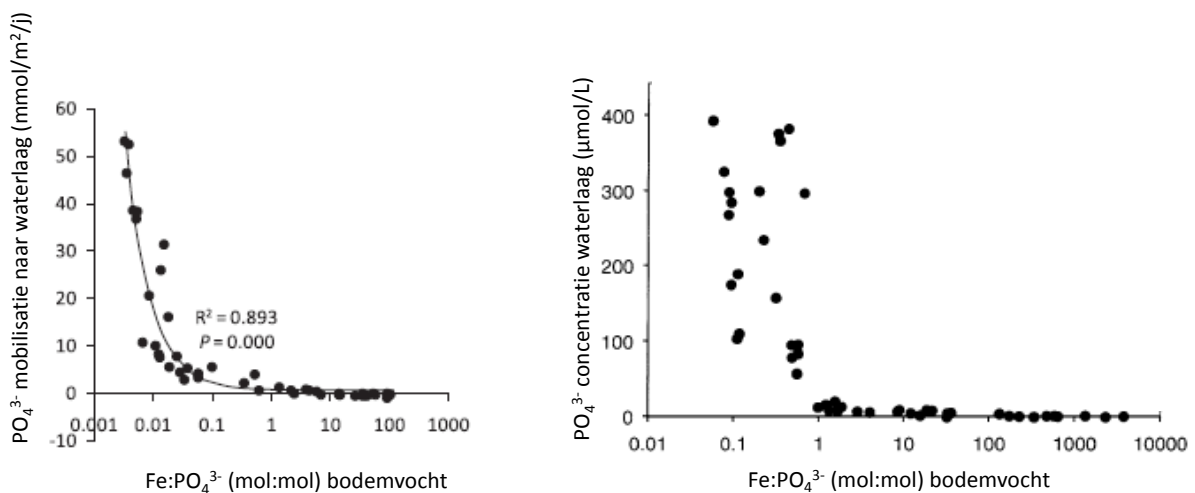
Tabel 3.1 Gemiddelde gemeten totaalwaarden voor parameters in de onderwaterbodem van Het Hol in mmol/L veldverse bodem. Ratio's zijn in mol/mol. Spreiding rond gemiddelde weergegeven als s.e.m (standaardfout)

	S	Fe	P	Fe/P	Fe/S	(Fe-S)/P	Ca
Slib	22.05	588.83	16.85	41.08	27.57	36.71	1759.59
Veen	20.35	378.02	5.58	190.52	16.59	79.39	1765.12
s.e.m.							
Slib	1.03	105.65	3.61	6.50	4.08	4.47	141.20
Veen	1.09	65.63	2.10	121.51	3.52	25.94	163.58



Figuur 3.4 Functionering van de ijzerval in zuurstofrijke wateren, in blauw de waterlaag in bruintinten (licht: aërobe laag) de bodem.

De relatie tussen de ijzer: fosfaat ($\text{Fe}/\text{PO}_4^{3-}$) ratio van het bodemvocht en de nalevering van fosfaat naar de waterlaag is al meerdere keren vastgesteld voor diverse wateren. Gebleken is dat de ijzer:fosfaat ratio in het bodemvocht, verzameld door het anaeroob met keramische cups onder vacuum uit de bodem te zuigen, een goede indicator is voor de mobilisatie van fosfaat naar de waterlaag (zie trends in figuur 3.5, naar Smolders et al 2001 en Geurts et al 2010).



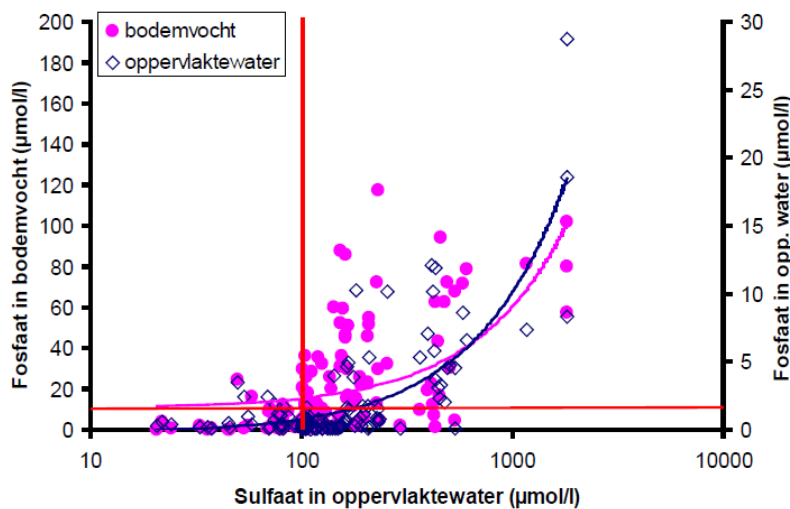
Figuur 3.5 Fosfaatconcentraties in de waterlaag (rechts) en de fosfaatmobilisatie (links) als functie van de ijzer: fosfaat ratio in het bodemvocht van verschillende veenplassen (naar Smolders et al 2001 en Geurts et al 2010)

Op basis van deze grafieken kan men een drempelwaarde voor de ijzer:fosfaat ratio (mol:mol) in het bodemvocht aanhouden van 1, waar beneden de mobilisatie plotseling sterk toeneemt. Boven een waarde van 10 is er in veenplassen over het algemeen voldoende ijzer beschikbaar om fosfaten te binden en sterke mobilisatie te voorkomen.

Sulfaat fungeert in anaerobe bodems als alternatieve elektronenacceptor waardoor het de afbraak van organisch materiaal kan versnellen. Het bij de sulfaatreductie gevormde waterstofsulfide reageert verder met in de bodem aanwezig ijzercomplexen waarbij ijzersulfiden worden gevormd. Op deze wijze kan uiteindelijk het overgrote deel van het in de bodem aanwezige ijzer worden gebonden als ijzersulfiden (Lamers et al. 1998; 2002; Smolders et al 2006). Dit met gevolg dat het aan sulfide gebonden ijzer niet meer beschikbaar is voor de binding van fosfaten. In dergelijke bodems spreekt men van een gebrekkige of niet functionerende ijzerval. De fosfaatconcentraties in het

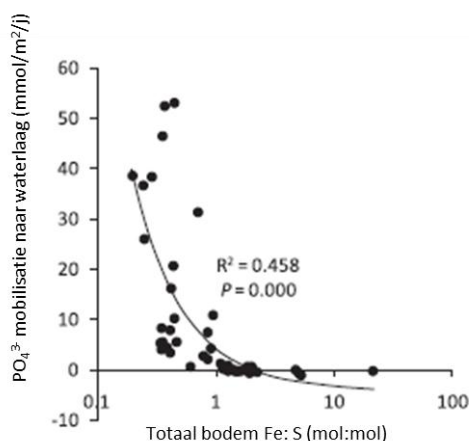
bodemvocht kunnen hierdoor sterk toenemen en door de lage ijzerconcentraties zal de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag stijgen. Als alle ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide zal, bij verdergaande sulfaatreductie, waterstofsulfide ophopen in het poriewater. Dit sulfide is giftig voor vele wortelende waterplanten en voor fauna.

Uit onderzoek van Geurts e.a. (2008) is gebleken dat een grenswaarde van $100 \mu\text{mol L}^{-1}$ sulfaat in het oppervlaktewater van laagvenen als ecologisch veilig kan worden aangehouden. Bij waarden hoger dan $100 \mu\text{mol L}^{-1}$ is het risico op sulfaat gestuurde eutrofiering aanwezig (figuur 3.6) terwijl boven een grenswaarde van $200 \mu\text{mol L}^{-1}$ de diversiteit aan soorten sterk kan teruglopen. Of deze sulfaatgestuurde eutrofiering optreedt, hangt echter sterk af van het bodemtype.



Figuur 6 Fosfaatconcentraties in het bodemvocht (bolletjes) en in het oppervlaktewater (ruitjes) als functie van de sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater.

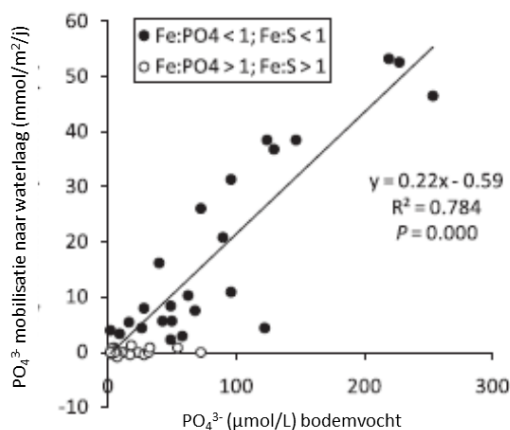
Aangezien sulfaat in de bodem met ijzer tot FeS en FeS_2 (pyriet) kan neerslaan, is er gekeken naar ijzersulfide als indicator voor de mobilisatie van fosfaat. Uit onderzoek van Geurts e.a (2010) blijkt dat de ratio tussen het totale gehalte ijzer en het totale gehalte aan zwavel in de bodem een goede indicator is voor de hoeveelheid ijzer die beschikbaar is voor de immobilisatie van fosfaten. Bij een totaal ijzer:totaal zwavel ratio van minder dan 1 (mol:mol) neemt de hoeveelheid ijzer(hydr)oxiden sterk af waardoor de fosfaatmobilisatie en daarmee de fosfaatconcentratie toeneemt in de waterlaag (figuur 3.7).



Figuur 3.7 De relatie tussen de fosfaatmobilisatie en de totaal ijzer:zwavel ratio in de bodem (Geurts et al 2010).

Het belang van ijzer wordt nogmaals onderstreept door de relatie die bestaat tussen de ratio's van ijzer:zwavel (totaalwaardes) en ijzer:fosfaat (bodemvocht) en de relatie tussen fosfaat in het bodemvocht en de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag. In plassen met een lage ijzer:fosfaat en lage ijzer:zwavel ratio (donkere bolletjes in figuur 3.8) is een linear verband waar te nemen tussen de fosfaatconcentraties in het bodemvocht en de fosfaatmobilisatie naar de waterlaag. Echter, in bodems waar voldoende ijzer aanwezig is zijn de ijzer:zwavel en ijzer:fosfaat ratio's (mol:mol) beneden de 1 en is een dergelijk linear verband niet waar te nemen. Deze bodems blijken niet of nauwelijks fosfaat te mobiliseren, ook niet bij hogere fosfaatconcentraties, en de fosfaatconcentratie in het bodemvocht is geen goede indicator voor de fosfaatmobilisatie (figuur 3.8).

Vanwege de binding van sulfide aan ijzer is het zinvol om niet alleen naar de ratio tussen Fe en PO₄ te kijken maar ook de fractie ijzer dat gebonden is aan sulfide mee te nemen in de relaties. Om deze reden wordt doorgaans alleen naar het nog beschikbare deel van Fe in het bodemvocht gekeken. Vanwege een binding van 1 mol Fe op 1 mol S, is het nog beschikbare (vrije) deel Fe in het bodemvocht dus gekwantificeert door Fe min S (Fe-S).



Figuur 3.8 Relatie tussen fosfaat concentraties in het bodemvocht en fosfaatmobilisatie voor bodems met veel beschikbaar ijzer (hoge ijzer:zwavel en ijzer:fosfaat ratio's) en bodems met weinig ijzer (lage ijzer:zwavel en ijzer:fosfaat ratio's) naar Geurts et al 2010.

Op de experimentele locatie in het Hol is fosfor in het slib laag (tabel 3.1), en vanwege de hoge ijzergehalten is de kans op nalevering vrij laag (Fe/P veel hoger dan 10). De positieve Fe/S en (Fe-S)/P ratio's geven ook aan dat zelfs bij anaërobe omstandigheden er genoeg ijzer overblijft om fosfor mee vast te leggen.

Het bodemvocht van het Hol kenmerkt zich door een hoge alkaliniteit (tabel 3.2), een hoge concentratie calcium en een redelijk hoge concentratie ammonium in het bodemvocht van zowel het slib als het onderliggende veen. In de waterlaag kunnen waarden van boven 100 µmol/L ammonium voor gevoelige waterplanten al toxisch zijn. Dergelijk hoge concentraties ammonium worden niet gevonden in het oppervlakte water. Mogelijk speelt nitrificatie en vervolgens denitrificatie naar stikstofgas en opname door planten een rol in het afwezig zijn van hoge ammoniumconcentraties in de waterlaag. Hoge sulfidegehalten in het bodemvocht zijn evenmin waargenomen. Sulfidewaarden hoger dan 10 µmol/l zijn giftig voor een aantal gevoelige waterplanten. De waarden in het Hol blijven

hier ruim onder, doordat er voldoende ijzer beschikbaar is in de bodem om sulfide te binden. Er is dus geen sprake van sulfidetoxiciteit.

Tabel 3.2 Bodemvochtmetingen in het slib en veen van Het Hol. De alkaliniteit is gegeven in meq/l, overige parameters in $\mu\text{mol/l}$. Spreiding rond gemiddelde weergegeven als s.e.m. ijzer?

	pH	Alkaliniteit	Sulfide	PO_4^{3-}	NH_4^+	NO_3^-
Slib	6.56	5.20	0.61	0.76	555.79	1.59
Veen	6.84	4.78	0.45	0.74	452.56	2.29
s.e.m.						
Slib	0.04	0.45	0.07	0.13	104.07	0.66
Veen	0.13	0.31	0.14	0.24	90.03	0.60

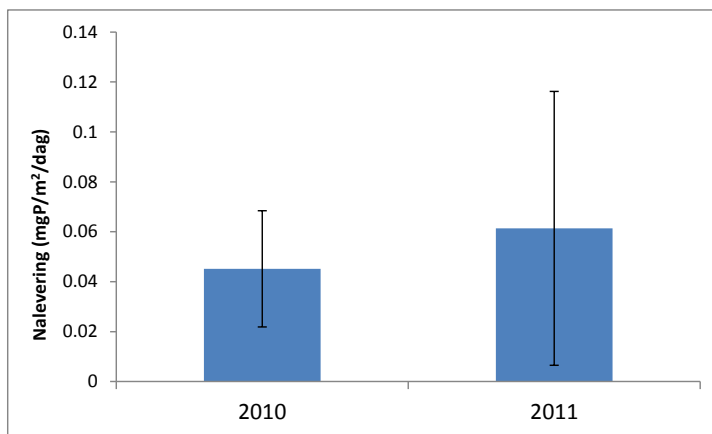
De alkaliniteit van het oppervlaktewater van het Hol is gemiddeld tot hoog (tabel 3.3). Bij de heersende pH betekent dit dat er ongeveer 250 $\mu\text{mol/l}$ aan CO_2 beschikbaar is in de waterlaag, wat niet bijzonder hoog is. Ortho-fosfaat is laag en in alle metingen onder de 1,5 $\mu\text{mol/l}$. De kans op algenbloei is hierdoor relatief gering. Dit geldt ook voor nitraat en ammonium. Turbiditeit is 1.32NTU (0.8ppm), wat laag is voor een veenplas.

Tabel 3.3 Oppervlaktewaterringen in Het Hol. De alkaliniteit is gegeven in meq/l, overige parameters in $\mu\text{mol/l}$. Spreiding rond gemiddelde weergegeven als s.e.m.

	pH	Alk	P	Fe	PO_4^{3-}	NH_4^+	NO_3^-
opp. water	7.33	2.37	0.78	16.56	0.33	11.56	17.49
s.e.m.	0.04	0.54	0.17	4.64	0.07	4.33	8.78

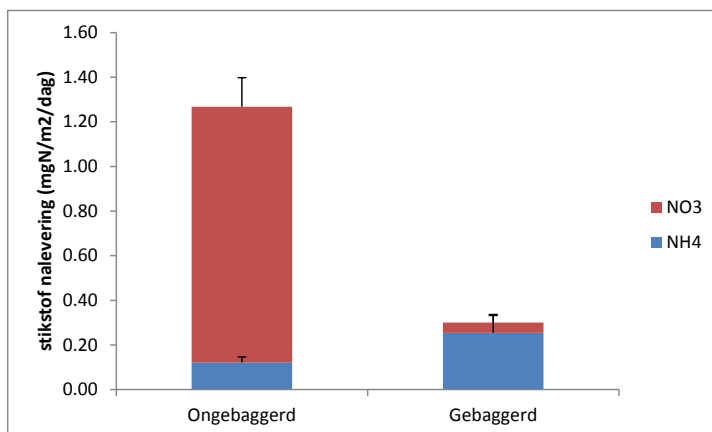
Cilinderexperiment in het lab

Aansluitend bij de gunstige verhoudingen tussen ijzer, zwavel en fosfor in de bodem en het bodemvocht, is de nalevering van de bodem uit Het Hol zeer laag (< 0,1 $\text{mg/m}^2/\text{dag}$, figuur 3.9). Anders dan misschien verwacht zou worden met een dergelijk dikke sliblaag, is er dus weinig mobilisatie van fosfor van bodemvocht naar de waterlaag. Ondanks dat de stikstofconcentraties in het bodemvocht aardig hoog zijn, is de nalevering van stikstof in de cilinderexperimenten laag (figuur 3.10). Dit geldt zowel voor de sliblaag van 2010 als voor 2011. De hoge Fe/P en (Fe-S)/P ratio's in de onderliggende veenlaag tonen dat er ook geen hoge nalevering van fosfor of fosfaten mag worden verwacht na baggeren.



Figuur 3.9 De nalevering van fosfor in mg/m²/dag van de onderwaterbodems van het Hol in zowel een gebaggerde als een niet gebaggerde situatie.

Uit de naleveringsexperimenten bleek dat de nalevering van P onder aerobe omstandigheden zeer laag was, wat verwacht kon worden op grond van de gunstige Fe:P ratio's in zowel bodemvocht als bodem. De netto N-nalevering naar de waterlaag was laag voor veenplassen (<2mgN/m²/dag). Er bleek tevens dat voor zowel de P- als N-nalevering de waarden tussen de twee jaren niet significant van elkaar verschillen. De (biogeo-) chemische nalevering van fosfaten uit de bodem naar de waterlaag is dus een relatief constante factor in de verrijking van de waterlaag. Deze nalevering wordt voornamelijk gevoed door de afbraak van organisch materiaal en geremd door de aanwezigheid van ijzer. Omdat het water in het Hol een relatief lange verblijftijd heeft is de kwaliteit van het slib (de mate van afbreekbaarheid) redelijk constant. Ook is het Hol een redelijk gesloten systeem met relatief weinig externe vermestende bronnen. Dit verklaart de constante en zeer lage nalevering gemeten in 2010 en 2011. Bij anaërobie door hoge temperaturen en/of afsluiting van de waterlaag door waterplanten zal de nalevering vanuit de sliblaag echter sterk toenemen.

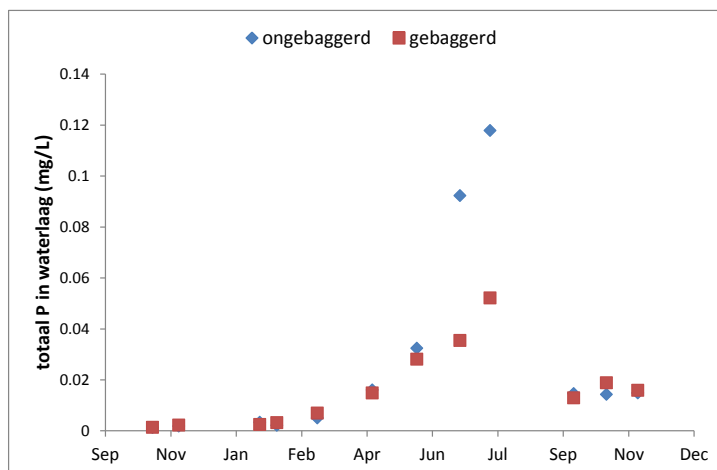


Figuur 3.10 De nalevering van stikstof in de vorm van nitraat (NO₃) en ammonium (NH₄) in mg N/m²/dag van de onderwaterbodems van het Hol in zowel een gebaggerde als een niet gebaggerde situatie.

Cilinderexperiment in het veld

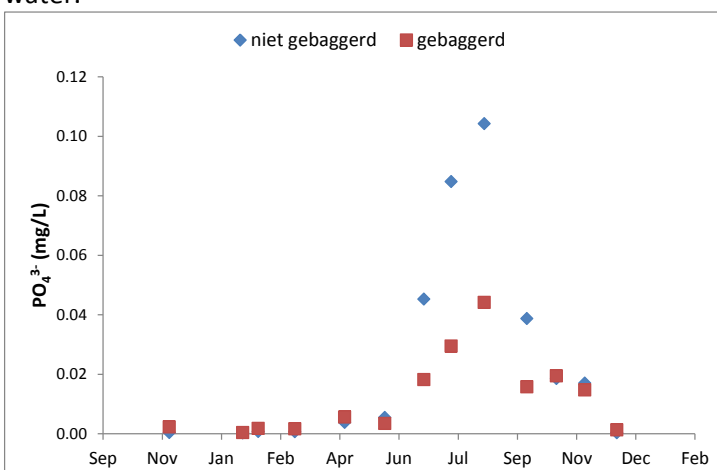
De fosforconcentraties (totaal P) in de waterlaag in het veld vertonen duidelijk een verhoging in de zomermaanden (figuur 3.11), fosfaatwaarden volgden een vergelijkbaar patroon. De waarden zijn echter, ondanks de verhoging in de zomer, redelijk laag (figuur 3.12). De verhoging van de concentraties gedurende de zomerperiode kan worden verklaard door een toename van de nalevering van fosfor en fosfaat uit de bodem bij hogere temperaturen zoals die heersen in de

zomer. Eerder onderzoek (Poelen et al 2012) heeft aangetoond dat de nalevering van P ongeveer 20% hoger ligt in de zomer (bij een gemiddelde zomertemperatuur van 18°C) vergeleken met de lente (bij een gemiddelde lentetemperatuur van 10°C). De opname van P uit het water door algen en waterplanten is in de zomer, als de temperatuur toeneemt het hoogst. In de cilinders in het Hol zien we inderdaad algengroei in de zomer. Ondanks de opname van P door algen zien we een duidelijke verhoging van de P concentraties in de waterlaag. De gemeten waarden in de zomer zouden zonder opname van P door algen of planten nog hoger zijn.

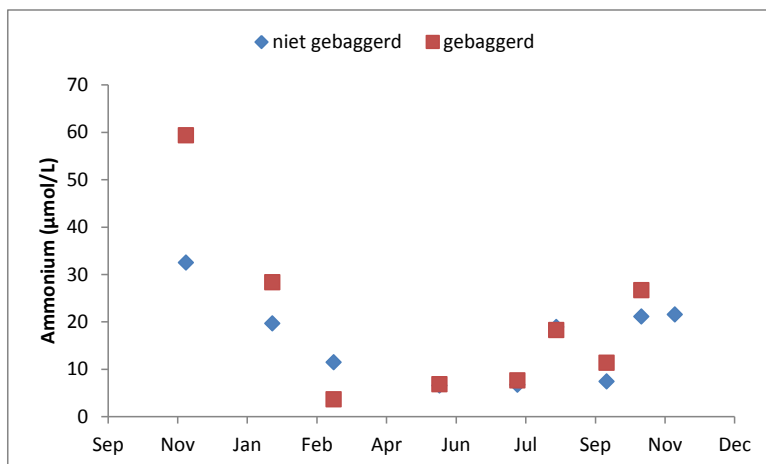


Figuur 3.11 Totaal P concentraties in de waterlaag voor de gebaggerde cilinders (rood) en controle cilinders (blauw) gedurende de experimentele periode

In de niet gebaggerde cilinders, is beduidend meer algengroei dan in de gebaggerde cilinders; gemiddelde van 8,7 g algen versgewicht per cilinder in cilinders waar gebaggerd is ten opzichte van 106 g versgewicht in niet gebaggerde cilinders). De destructies op het algenmateriaal leert ons dat een behoorlijke hoeveelheid P is opgeslagen in de algen (tussen de 400 en 1100 mg/kg drooggewicht). Voor onze cilinders staat dat gelijk aan 1 tot 2 mg P/cilinder. Vanwege de zeer korte generatietijd van de algen en doordat deze redelijk snel afsterven is het niet realistisch om de metingen die gedaan zijn in de zomer te gebruiken voor een budgetberekening van de fosfaat en fosfor gehalten in het water.



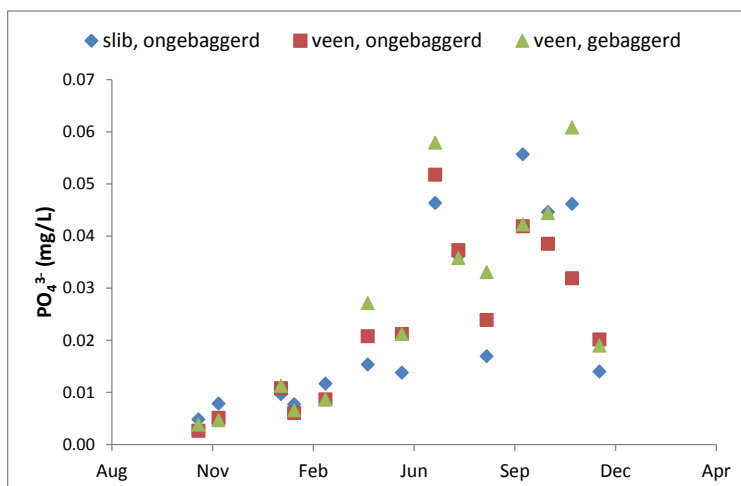
Figuur 3.12 Totaal PO₄³⁻ concentraties in de waterlaag voor de gebaggerde cilinders (rood) en controle cilinders (blauw) gedurende de experimentele periode.



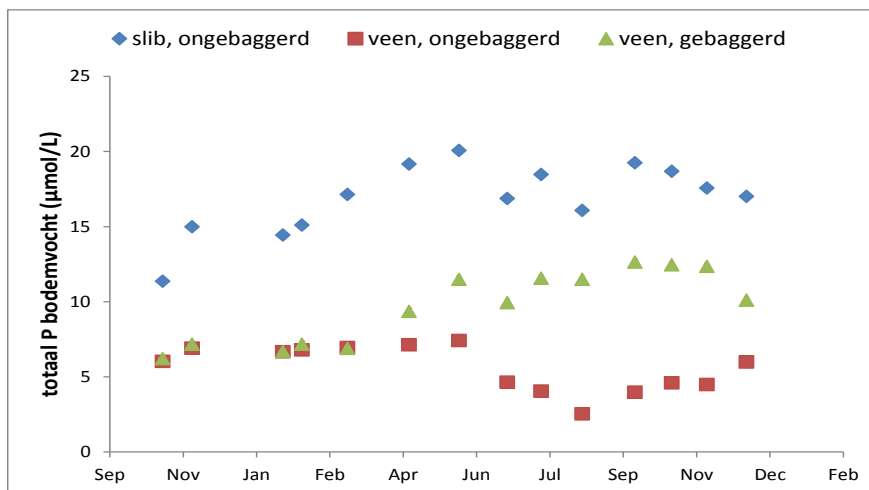
Figuur 3.13 Totaal NH_4^+ concentraties in de waterlaag voor de gebaggerde cilinders (rood) en controle cilinders (blauw) gedurende de experimentele periode.

Stikstof in de waterlaag bestaat voor het grootste deel uit ammonium (>85%). De ammonium concentraties in de waterlaag zijn hoger in de nazomer en herfst periode als de afbraak van organisch materiaal hoog is en de opname van stikstof door biota (algen, planten) gering is (figuur 3.13).

In de maanden Juni, Juli en September worden wat hogere concentraties PO_4^{3-} in de bodem (zowel in het bodemvocht van het slib als dat van het onderliggende veen) waargenomen, maar deze blijven nog steeds erg laag (figuur 3.14). Totaal P concentraties zijn vele male hoger dan de PO_4^{3-} concentraties en vertonen minder duidelijke seizoenswisselingen. In de cilinders die niet zijn gebaggerd werd geen verhoging gedurende de zomermaanden gemeten (figuur 3.15). In het bodemvocht is gedurende lange periode (tot ver in november) nog een verhoging in PO_4^{3-} en P concentraties waarneembaar. Ook hier speelt de verhoogde afbraak van organisch materiaal in het veen en slib een grote rol onder verhoogde temperaturen. Aanwijzingen voor een verhoogde afbraak vinden we ook in de verhoging van de pH gedurende deze maanden (figuur 3.16).

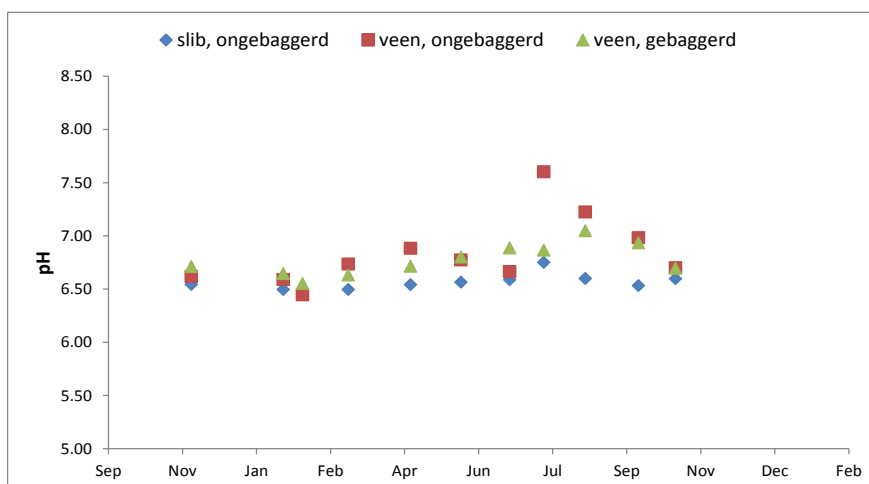


Figuur 3.14 PO_4^{3-} concentraties in het bodemvocht van het slib, en het veen in de cilinders gedurende de duur van het experiment



Figuur 3.15 totaal P concentraties in het bodemvocht van het slib, en het veen in de cilinders gedurende de duur van het experiment

Totaal P concentraties van bodemvocht in het veen van de gebaggerde cilinders zijn hoger dan in de cilinders die niet zijn gebaggerd (figuur 3.15). Dit heeft mogelijk te maken met een hogere afbraak (en hogere alkaliniteit) in de warmere zomer en nazomer maanden. Slib wordt gekenmerkt door hogere P concentraties (zie figuur 3.15).

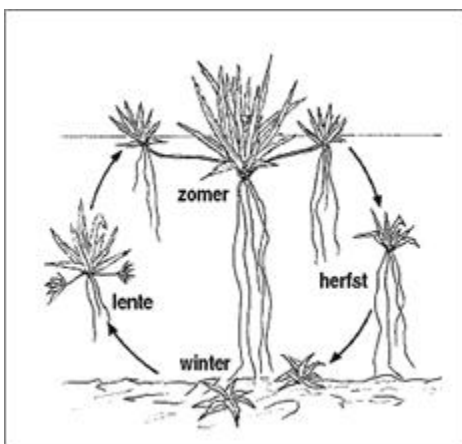


Figuur 3.16 pH in het bodemvocht van het slib, en het veen in de cilinders gedurende de duur van het experiment

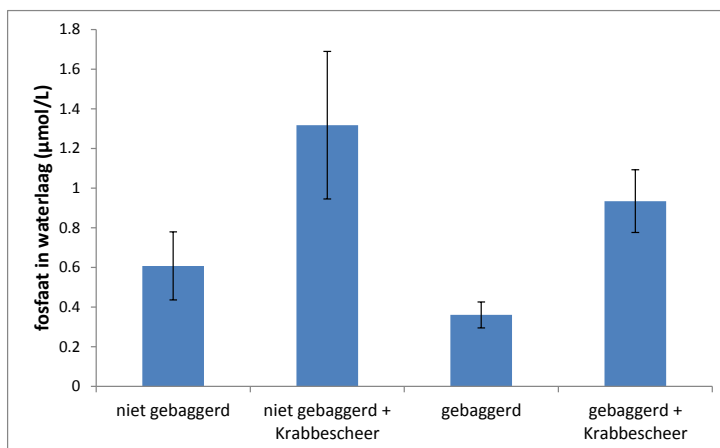
Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) is een plant die voorkomt bij relatief voedselrijke omstandigheden, maar zonder ammoniumophoping in de waterlaag. Door achteruitgang van de waterkwaliteit is ook het aantal vindplaatsen van Krabbenscheer in de laatste decennia fors gedaald. Het is een plant die het beste groeit bij een gemiddelde waterdiepte van 40-80 cm (Geene, 1989) en die overwintert op de onderwaterbodem. In het voorjaar, als er meer licht valt op de plant (helder water is dus noodzakelijk), wordt in de plant door fotosynthese zuurstof gevormd waardoor de plant opstijgt naar het wateroppervlak (zie figuur 3.17). Hiervoor is voldoende CO₂ in de waterlaag nodig, aangezien voor deze soort de fotosynthesesnelheid met bicarbonaat een factor tien lager ligt.

Daarnaast is de bodem waar de plant in wortelt van groot belang omdat Krabbenscheer erg gevoelig is voor sulfide (Smolders et al 1995).

De aanwezigheid van Krabbenscheer in de cilinders heeft een verhogend effect op de fosfaat concentraties in de waterlaag (figuur 3.18). De waargenomen verdubbeling bij zowel de ongebaggerde als de gebaggerde cilinders kan worden verklaard door een versnelde afbraak van afvallende bladeren, door gedeeltelijke afdichting van de waterlaag, maar mogelijk ook door de aanwezigheid van allelopatische stoffen uit de Krabbenscheerplanten die de algengroei verhinderen en daarmee de fosfaat en fosfor opname verminderen. Echter een duidelijke aanwijzing voor een verminderde hoeveelheid algen (bemonsterd in Juni 2010) in aanwezigheid van Krabbenscheer werd niet gevonden. Om dit effect goed te kunnen kwantificeren zullen meerdere metingen gedurende de seizoenen gedaan moeten worden.



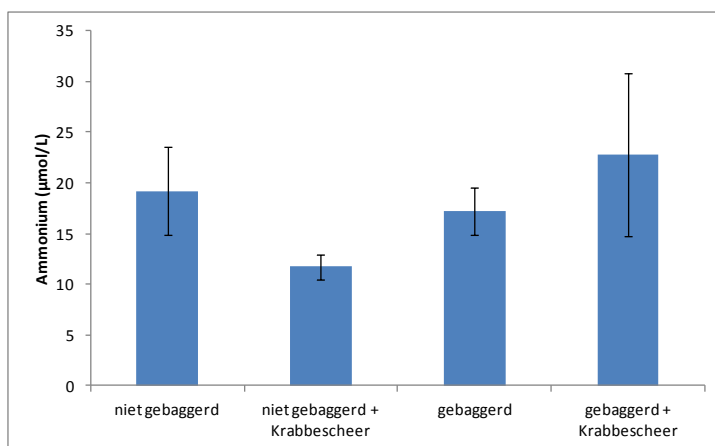
Figuur 3.17 Levenscyclus van Krabbenscheer, naar Bloemendaal en Roelofs, 1988.



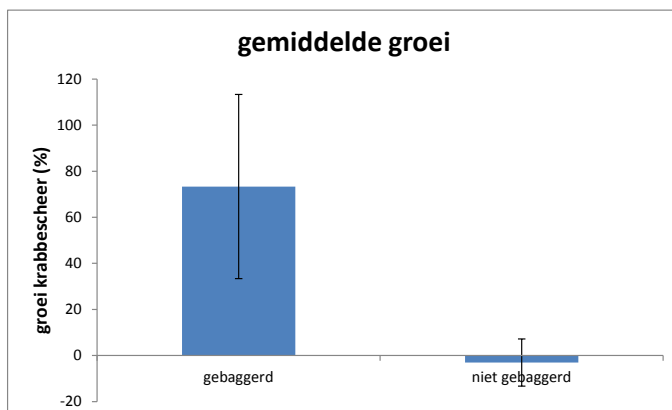
Figuur 3.18 gemiddelde fosfaat (PO_4^{3-}) concentratie voor de waterlaag van de verschillende cilinders gedurende de experimentele periode (+/- SEM)

De ammonium concentraties in het bodemvocht in de verschillende cilinders bleken niet van elkaar te verschillen (Figuur 3.19) en kunnen dus het verschil in groeisnelheid van Krabbenscheerplanten niet verklaren (Figuur 3.20). Ook werden er geen noemenswaardige verschillen in ammoniumconcentraties tussen de verschillende behandelingen waargenomen (Figuur 3.21). Eerdere experimenten hebben aangetoond dat een gesloten plantendek kan leiden tot een geringe diffusie van zuurstof in de waterlaag (naar beneden) en resulteert in een toename van de fosfor, fosfaat en ammonium nalevering uit de bodem. De geringe beschikbaarheid van zuurstof resulteert

daarbij ook in een zeer lage nitrificatiesnelheid (geringe omzetting van ammonium naar nitraat) en een lage denitrificatie snelheid (ontsnappen van stikstof als N_2). Een gesloten plantendek kan daarmee resulteren in ophopingen van ammonium tot soms toxische concentraties. In dit experiment is een lichte accumulatie van ammonium gevonden in de gebaggerde cilinders met Krabbenscheer maar deze concentraties bleken niet verschillend van de controle (niet gebaggerde) situatie. In de gebaggerde cilinders bleken wel alle Krabbenschieren te drijven in tegenstelling tot de ongebaggerde cilinders waar de Krabbenschieren op de bodem of halverwege de cilinders bleven. Zoals vermeld heeft Krabbenscheer CO_2 nodig voor de fotosynthese waarbij zuurstof wordt aangemaakt waardoor de plant gaat drijven. In de gebaggerde cilinders is de afbraak van het aan de oppervlakte gekomen veen relatief hoog en vormt een constante bron van CO_2 . Dit zorgt ervoor dat de planten in deze cilinders kunnen drijven.



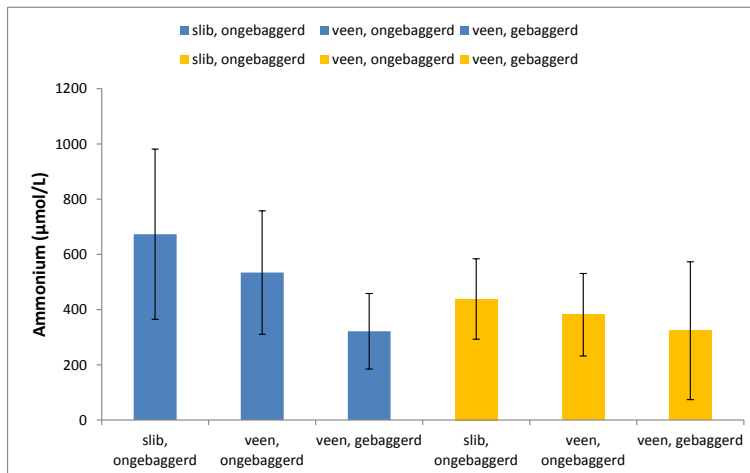
Figuur 3.19 gemiddelde ammonium (NH_4^+) concentratie voor de waterlaag van de verschillende cilinders gedurende de experimentele periode (+/- SEM)



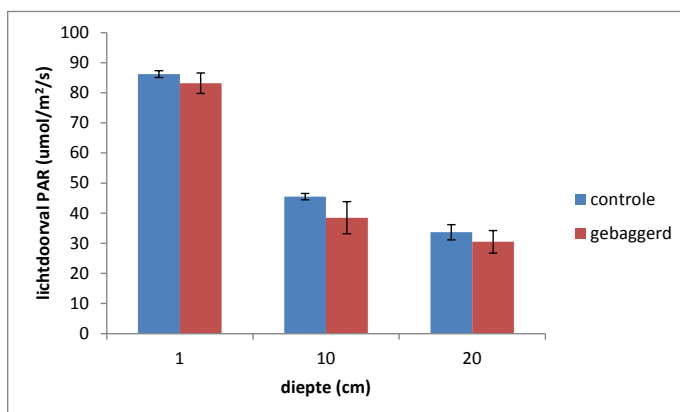
Figuur 3.20 Gemiddelde groei Krabbescheerplanten na 1 jaar

Significante verschillen in lichtdoorval (gemeten in PAR) als gevolg van baggeren werden niet waargenomen op de verschillende diepten in het water (Figuur 3.22). Dit kan worden verklaard door de sterk geïsoleerde en stilstaande situatie die wordt gecreëerd in de cilinders. Licht hoeveelheid kan dus ook niet het verschil in groei van de Krabbescheerplanten verklaren. In een "open" situatie zal baggeren doorgaans tot een beter doorzicht leiden door de afvoer van fijn /zwevend slib. Het feit dat Krabbescheer harder groeit in de gebaggerde situatie heeft hoogstwaarschijnlijk te maken met een verhoogde afbraak van het onderliggende veen wat resulteert in verhoogde CO_2

concentraties. Deze hogere koolstofbeschikbaarheid zorgt voor een snellere groei van de planten en tevens een betere koolstof-huishouding (zie conclusies) waardoor de planten kunnen gaan drijven.



Figuur 3.21 Ammonium concentraties in het bodemvocht van de cilinders. In het blauw de cilinders zonder Krabbenscheer, in het geel de cilinders met Krabbenscheer.



Figuur 3.22 Lichtdoorval in het water van de cilinders op 3 diepten gemeten vanaf het wateroppervlak. In het blauw de cilinders die niet gebaggerd zijn, in het rood de cilinders die zijn gebaggerd.

Conclusies

In het natuurgebied het Hol lijkt baggeren, ondanks de soms grote hoeveelheid slib (>1m) niet nodig om de waterkwaliteit te verbeteren vanwege de gunstige Fe/P ratio. Daarbij is de nalevering van P uit de bodem zeer laag en zal niet of nauwelijks veranderen bij het verwijderen van het slib omdat de onderliggende veenlaag ook een gunstige Fe/P ratio bezit. De aanwezigheid van vele zeldzame soorten is echter een ander argument om geen bagger maatregelen te treffen.

Krabbenscheer blijkt het redelijk goed te doen, maar veel beter in situaties waar gebaggerd is. Mogelijk zou voor Krabbenscheer populaties een verschil gemaakt kunnen worden door lokaal te baggeren. Krabbenscheer komt echter wel veelvuldig voor in het gehele gebied. Een korte survey in het Hol heeft aangetoond dat op veel locaties Krabbenscheer aanwezig is maar zich zelfs in de zomer (augustus 2012) nog op de bodem bevindt. De planten die we op de bodem hebben gevonden bleken echter allen vitaal. Mogelijk speelt de lage CO₂ beschikbaarheid van het water een rol. Recent onderzoek van de Radboud Universiteit Nijmegen heeft aangetoond dat bij een lage CO₂, maar hoge bicarbonaatbeschikbaarheid Krabbenscheerplanten kunnen afzinken door kalkafzettingen op de bovenkant van de bladeren als gevolg van bicarbonaatopname (Harpenslager et al in prep.). Bij bicarbonaatopname wordt namelijk hydroxide afgegeven, waardoor de pH op de bladeren sterk verhoogt en kalk neerslaat. Door de kalkafzettingen worden de planten aanzienlijk zwaarder en zullen in deze hoog alkaline omstandigheden eerder zinken/gezonken blijven.

Ammonium toxiciteit is in dit experiment niet waargenomen. Concentraties ammonium in de waterlaag bleken relatief laag. In de bodem zijn de concentraties hoger (hoog) maar ook hier werden gezonde wortelende planten gevonden en gaven de ammonium concentraties geen reden tot zorg. Mogelijk is er in het verleden sprake geweest van ammonium toxiciteit aangezien Krabbenscheer in enkele plassen (Witte Water) plotseling is verdwenen in het verleden. Dit kan zich voordoen onder een gesloten of relatief gesloten plantendek zoals een aaneengesloten Krabbenscheer vegetatie waarbij zuurstof concentraties in de waterlaag dalen. Aangezien de concentraties ammonium in de bodem hoog zijn, vormt een lage zuurstof concentratie een potentieel gevaar voor ammonium toxiciteit.

Ook de zeldzame soort stomp fonteinkruid (*Potamogeton obtusifolius*) doet het goed en komt op in gebaggerde cilinder. Kanttekening hierbij is dat het hier slechts 1 cilinder betreft.

Eindconclusies:

- Baggeren lijkt op de experimentele locatie in het Hol niet nodig voor waterkwaliteit (zeer lage nalevering) maar is mogelijk wel wenselijk voor Krabbenscheer. Deze plant heeft profijt van een hogere CO₂ aanvoer (vanuit de bodem).
- Er is op de locatie geen sulfidetoxiciteit.
- Mogelijk is er in het verleden sprake geweest van ammonium toxiciteit aangezien Krabbenscheer in enkele plassen (Witte Water) plotseling is verdwenen in het verleden. Dit speelt echter op dit moment in de onderzochte locatie geen rol.

Krabbenscheer planten bevinden zich wel in het Hol maar liggen op enkele plekken op de bodem. Ook in de cilinders werd dit waargenomen. Dit is waarschijnlijk een gevolg van een gebrek aan CO₂ en daarmee gepaard gaande bicarbonaatgebruik. Tevens wordt er door gebrek aan CO₂ weinig zuurstof door fotosynthese aangemaakt wat nodig is voor het drijvend vermogen.

6. Fosfaat nalevering in de Alblasserwaard in relatie tot slibdikte en de aanwezigheid van een kroosdek

Inleiding

De relaties tussen slibaanwas en P nalevering zijn van groot belang voor de waterkwaliteit. Met het oog op beheer is het daarnaast belangrijk een inschatting te kunnen maken van de hoeveelheid aanwas van bagger per jaar en de noodzaak van baggeren voor wat betreft de effecten op de waterkwaliteit. Waterschap Rivierenland heeft twaalf onderzoeklocaties waarvan de baggerdatum, flora, fauna en waterkwaliteit bekend is. De sloten zijn min of meer vergelijkbaar wat betreft "systeem" en bevinden zich allen in de Alblasserwaard. Dit geeft de mogelijkheid om dieper in te gaan op de relaties tussen slibaanwas, aanwezigheid van flora en fauna en nutriënten mobilisatie. De twaalf aangewezen sloten in de Alblasserwaard hebben voornamelijk een klei en veen bodem en zijn in zes verschillende jaren gebaggerd, twee sloten per jaartal.

Onderzoeken en hypothesen

Tijdens het onderzoek wordt er gekeken naar de nalevering in het donker, de nalevering in het licht en de nalevering in het licht met een kroosdek. De verwachting is dat het oudere slib (uit sloten die lang geleden zijn gebaggerd) moeilijker afbreekbaar is dan "jong" slib uit sloten die recent(er) zijn gebaggerd. Slib dat al jaren oud en ver afgebroken is, heeft over het algemeen een lage P oplading, waardoor de nalevering lager ligt dan bij 'vers' slib, hoewel er rekening mee gehouden moet worden dat het voorkomt dat ver afgebroken bagger nog steeds veel nutriënten kan naleveren (Geurts et al. 2010). Een dikke sliblaag heeft ook effect op diepte, temperatuur, troebelheid, zuurstof en de vestigingsmogelijkheden voor planten. Bij metingen onder lichte omstandigheden wordt er een algengroei verwacht. De algen zullen nutriënten opnemen. Deze opname kan een effect hebben op de nalevering. De algengroei zorgt voor zuurstof productie (fotosynthese), waardoor er een aeroob milieu ontstaat. Mogelijk heeft dit een verlaging van de nalevering tot gevolg. Bij de aanwezigheid van een kroosdek, komt er geen of nauwelijks licht meer door de waterlaag. Hierdoor zal de fotosynthese door algen afnemen. Mogelijk zal een kroos dek leiden tot een anaeroob milieu. Bij een anaeroob milieu zal er geen functionerende ijzerval aanwezig zijn, omdat het aanwezige Fe^{2+} niet wordt gereduceerd tot Fe^{3+} . Dit heeft tot gevolg dat fosfaten niet kunnen binden aan ijzer (Fe^{3+}), en dus mobiliseren naar de waterlaag.

Materiaal en methoden

Onderzoeksoepzet

Voor dit experiment zijn er 12 verschillende locaties in Nederland bemonsterd, de jaartallen van wanneer de sloten voor het laatst zijn gebaggerd staan beschreven in tabel 6.1.

Tabel 6.1: De jaartallen wanneer elke sloot voor het laatst is gebaggerd.

Sloot	Baggerjaartal	GPS Coördinaten
7	1998	X: 127285 / Y: 434059
65	1998	X: 111252 / Y: 431093
102	2000	X: 113644 / Y: 430896
155	2000	X: 111000 / Y: 430505
210	2003	X: 109311 / Y: 428586
211	2003	X: 117945 / Y: 430046

243	2006	X: 109463 / Y: 433176
244	2006	X: 122125 / Y: 429962
245	2008	X: 109617 / Y: 431545
246	2008	X: 107864 / Y: 431810
247	2009	X: 124150 / Y: 430632
248	2009	X: 125955 / Y: 430403

Veldwerkzaamheden

Per sloot werden er steeds drie of 9 (zie experiment design, tabel 6.2) cilinders maximaal voor de helft met bodem gevuld en afgevuld met gebiedswater om de anaërobie van de onderwaterbodem intact te houden (verzameld zoals beschreven in Poelen et. al., 2012). Verder waren er in totaal vijf bodemmonsters en drie oppervlaktewatermonsters verzameld. In sloten werd ervoor gekozen monsterpunten enkele tientallen meters van elkaar te nemen.

Een bodemmonster bestaat steeds uit vijf submonsters afkomstig van de bovenste 5-10 centimeter van de onderwaterbodem. Op drie locaties, waar ook de bodemmonsters genomen zijn, werd een watermonster verzameld in een 1L glazen fles. Alle locaties werden met behulp van een GPS (Garmin 60 CX) vastgelegd, het bodemprofiel werd beschreven, de breedte van de sloot en diepte van het water en slib werd genoteerd. En de afkalving van de oevers werd bepaald aan de hand van een schaal (1-5), de laagste waarde (1) staat voor geen tot zeer weinig afkalving en 5, de hoogste waarde, staat voor veel afkalving. Van de waterbodemmonsters werd dezelfde dag, na handmatige homogenisatie en onder gekoelde omstandigheden, anaeroob bodemvocht verzameld met behulp van teflon rhizons (Eijkelpark Agrisearch) en vacuüm 60 ml spuit. Bodems en water werden gekoeld getransporteerd. Bij terugkomst werd de concentratie sulfide in het bodemvocht gemeten en de rest van het watermonster bewaard bij 4°C voor verdere analyse. De cilinders werden direct in een klimaatcel geplaatst bij een temperatuur van 15°C.

Analyses bodem en water

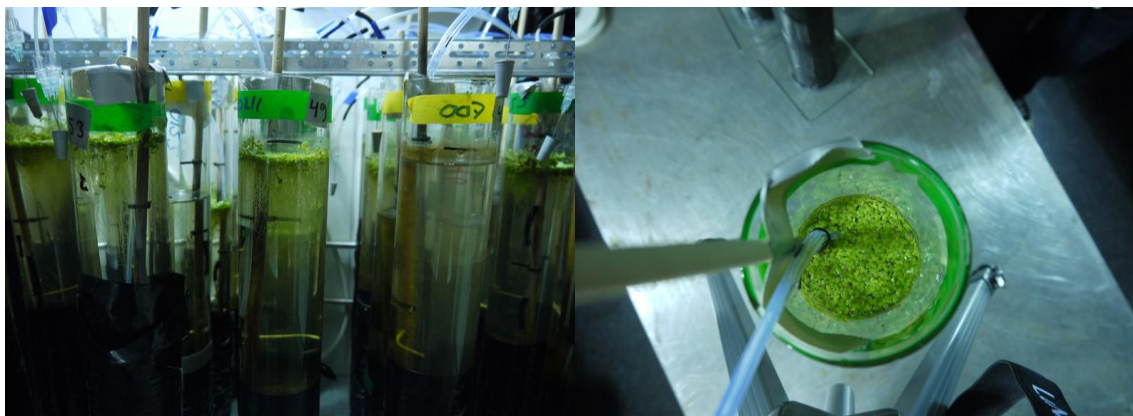
Op de oppervlaktewater- en bodemvochtmonsters werden de volgende analyses uitgevoerd:

- Sulfide (alleen op de bodemvochtmonsters)
- pH en alkaliniteit (zuurbufferend vermogen)
- Totaal opgelost anorganisch koolstof
- Concentraties van ionen en elementen

Op de bodemmonsters werden de volgende analyses uitgevoerd:

- Vochtpercentage, organische stofgehalte en bulk density
- Destructie (totaalgehalten)
- Olsen-P extractie
- Zout extractie:
- P-fractionering
- Oxalaat extractie
- C/N analyse

Naleveringsexperimenten



Figuur 6.1: Weergave van de cilinderexperimenten, waarbij Kroos te zien is in de groen gelabelde cilinders.

Er zijn in totaal 12 sloten met 6 verschillende baggerdatums. Per locatie werden er 3 cilinders gevuld met bodemmateriaal en gebiedseigen water. De locaties van de monsternamen voor de cilinders waren hetzelfde als die van de 3 eerste bodemmonsters voor de bodemkarakterisering.

De glazen cilinders zijn 50 centimeter hoog en hebben een diameter van zes centimeter. Korte tijd na het veldwerk was het gebiedseigen water vervangen door een behandeling van bekende samenstelling. In totaal zijn er drie verschillende behandelingen toegepast met 1 soort water, drie replica's van iedere behandeling.

Er is gekozen voor de volgende behandelingen:

- 1) Nalevering in het donker zonder kroos
- 2) Nalevering in het licht met kroos (*Lemna minor*)
- 3) Nalevering in het licht zonder kroos

Voor de behandeling in het donker, werden de cilinders afgedekt met zwart landbouwplastic, zodat er geen licht bij kwam. Voor de twee behandelingen in het licht, werd er bij de ene behandeling 1,75 gram kroos toegevoegd per cilinder (figuur 6.1). En bij de andere licht behandeling was er geen kroos aanwezig. Er is rekening gehouden met de toename in biomassa (en de opname van P) van algen en of kroos gedurende het experiment. Uiteindelijk zijn er 72 cilinders gevuld met bodemmateriaal, 36 voor in het donker en voor in het licht met en zonder kroos beide 18 cilinders met 6 verschillende baggerdatums (zie tabel 6.2).

Tabel 6.2: Onderstaand het aantal cilinders voor elke sloot en de bijbehorende behandelingen:

	Jaar 1, sloot 1	Jaar 1, sloot 2	Jaar 2, sloot 3	Jaar 2, sloot 4	Jaar 3, sloot 5	Jaar 3, sloot 6	Jaar 4, sloot 7	Jaar 4, sloot 8	Jaar 5, sloot 9	Jaar 5, sloot 10	Jaar 6, sloot 11	Jaar 6, sloot 12
Nalevering in het donker	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Nalevering in het licht	3		3		3		3		3		3	
Nalevering in het licht met kroos	3		3		3		3		3		3	

De samenstelling van het water wat erop gezet werd heeft een hoge sulfaatconcentratie en hoge alkaliniteit (zie tabel 6.3). Dit zijn namelijk natuurlijk voorkomende hoge waarden van wateren in Nederland, die te kampen hebben met S vervuiling en te hoge alkaliniteit. De cilinders zijn aangevuld met 0,57 liter van dit water (20 centimeter in de cilinder), met zo min mogelijk verstoring van de sliblaag.

Tabel 6.3: De samenstelling van het water in het experiment ($\mu\text{mol/L}$).

	Na_2SO_4	CaCl_2	NaHCO_3
S hoog/ Alk hoog	2000	2000	4000

Na het aanvullen van deze behandelingen werden er zorgvuldig rhizons aangebracht ten behoeve van het bemonsteren van de waterlaag en het bodemvocht in de bovenste laag van de bodem. Eén rhizon bevond zich 1 centimeter in de bodem en één in de waterlaag, vijf centimeter boven de bodem. Een dag later werd het experiment gestart en $T=0$ (in weken) bemonsterd. De waterlaag werd in totaal vijf keer bemonsterd, het bodemvocht slechts drie keer, waarbij de alkaliniteit tweemaal en sulfide eenmaal waren bepaald. Na de bemonstering werd het volume in de cilinders op peil gebracht door aan te vullen met de betreffende behandeling. Om het effect van verdamping te minimaliseren werd er tussentijds met demiwater aangevuld.

De nalevering en de afbraaksnelheid werd bepaald volgens de methode beschreven in Poelen et al., 2012. Om de P fracties te kunnen bepalen, werden de algen m.b.v. Whatman glasvezelfilters opgevangen, en bewaard voor verdere analyse. Het kroos werd na $T=8$, geoogst en gewogen. De concentratie fosfor in de algen en kroos werd bepaald m.b.v. ICP na een destructie. Vervolgens werd de toename/afname van P berekend voor algen en kroos, uitgaande van 0 mg P/l op $T=0$ (bij de start van het experiment ontbraken algen). Deze flux is toen opgeteld bij de niet gecorrigeerde P nalevering van de cilinders (met licht en zonder kroos). De P fractie die in kroos gevonden werd, is ook gebruikt om de specifieke flux te bepalen van $T=0$ naar $T=8$ voor de kroos fractie.

Resultaten

Algemene eigenschappen

Tabel 6.4 geeft de belangrijkste eigenschappen van alle sloten weer. Ondanks dat steeds twee sloten in hetzelfde jaar gebaggerd zijn, verschillen ze soms fysiek sterk van elkaar: de slibdikte van sloot 245 en sloot 246 verschilt 32 cm van elkaar. Daarnaast is de breedte en de mate van afkalving soms ook erg verschillend, bijvoorbeeld in sloot 243 en 244.

Tabel 6.4: Gemeten fysieke parameters van de twaalf verschillende sloten in de Alblasserwaard.

Sloot	Baggerjaar	slibdikte	diepte	breedte	Afkalving	ondergrond	Vocht	org.stof
		cm	cm	m	1=laag 5=hoog		%	%
7	13	58.00	60.00	5.23	3	Klei	79.57	22.39
65	13	45.00	91.00	14.98	4	klei/veen/zand	89.43	40.88
102	11	59.00	69.00	10.65	4	klei/zand	89.73	50.80
155	11	51.00	76.00	7.39	4.5	klei/veen	87.33	37.90
210	8	39.20	66.00	4.03	2	veen	83.25	33.73
211	8	59.00	41.00	5.65	1	klei	85.65	34.94
243	5	70.00	72.00	12.80	4	veen	87.42	34.88
244	5	84.00	89.00	9.96	2	veen	86.50	38.22
245	3	72.00	73.00	8.33	1.5	veen	86.39	40.14
246	3	40.00	55.60	6.04	2	veen	85.62	48.02
247	2	43.00	109.00	13.10	2	klei	82.87	24.63
248	2	38.00	104.00	5.44	2.5	klei/veen	82.70	25.39

Bodem en bodemvocht

Op alle locaties is de concentratie ijzer in de bodem hoger dan de concentratie fosfor (tabel 6.5), dus de ratio Fe/P is in alle gevallen gunstig. De verhouding tussen ijzer en zwavel is in een aantal sloten echter zeer ongunstig. De totaal Fe/S ratio ligt tussen 0.56 en 2.0, op basis daarvan is de nalevering naar verwachting voor een aantal sloten hoger dan de sloten met een gunstige Fe/S ratio. Bovendien ligt de ratio (Fe-S)/P in de meeste gevallen beneden één, en als extreme uitschieter zelfs onder -5. Onder anaerobe omstandigheden is het daarom zeer waarschijnlijk dat het overgrote deel van het ijzer in de bodem door zwavel bezet wordt met als uitzondering in sloot 7, 244, 247 en 248, waardoor fosfaat makkelijker mobiliseert naar de waterlaag.

Tabel 6.5: Gemeten parameters in de onderwaterbodem in de twaalf sloten in mmol/l verse bodem, ratio's zijn in mmol/mmol.

Sloot	Ca	Fe	P	S	Fe/P	Fe/S	(Fe-S)/P
7	132.69	124.39	11.69	62.07	10.64	2.00	5.33
65	161.64	84.29	17.04	75.65	4.95	1.11	0.51
102	73.96	42.39	6.05	75.59	7.01	0.56	-5.49
155	105.64	73.63	12.05	71.20	6.11	1.03	0.20
210	85.37	93.07	5.73	88.07	16.24	1.06	0.87
211	101.91	83.87	6.06	99.46	13.85	0.84	-2.57
243	68.38	56.61	9.23	59.62	6.13	0.95	-0.33
244	77.79	108.46	12.16	93.88	8.92	1.16	1.20
245	67.00	76.61	6.80	85.42	11.26	0.90	-1.29
246	101.51	83.11	6.43	102.12	12.93	0.81	-2.96
247	99.55	141.46	11.52	80.87	12.28	1.75	5.26
248	115.66	126.27	13.20	71.87	9.56	1.76	4.12

De concentratie fosfaat in het bodemvocht (tabel 6.6), is bij een aantal sloten zeer laag. Daarentegen zijn de ammoniumconcentraties en ook de alkaliniteit extreem hoog. De concentratie P is in een aantal sloten, waaronder sloot 102, 155 en 243, behoorlijk hoog. Van deze genoemde sloten, is de Fe/P ratio ook nog eens zeer ongunstig.

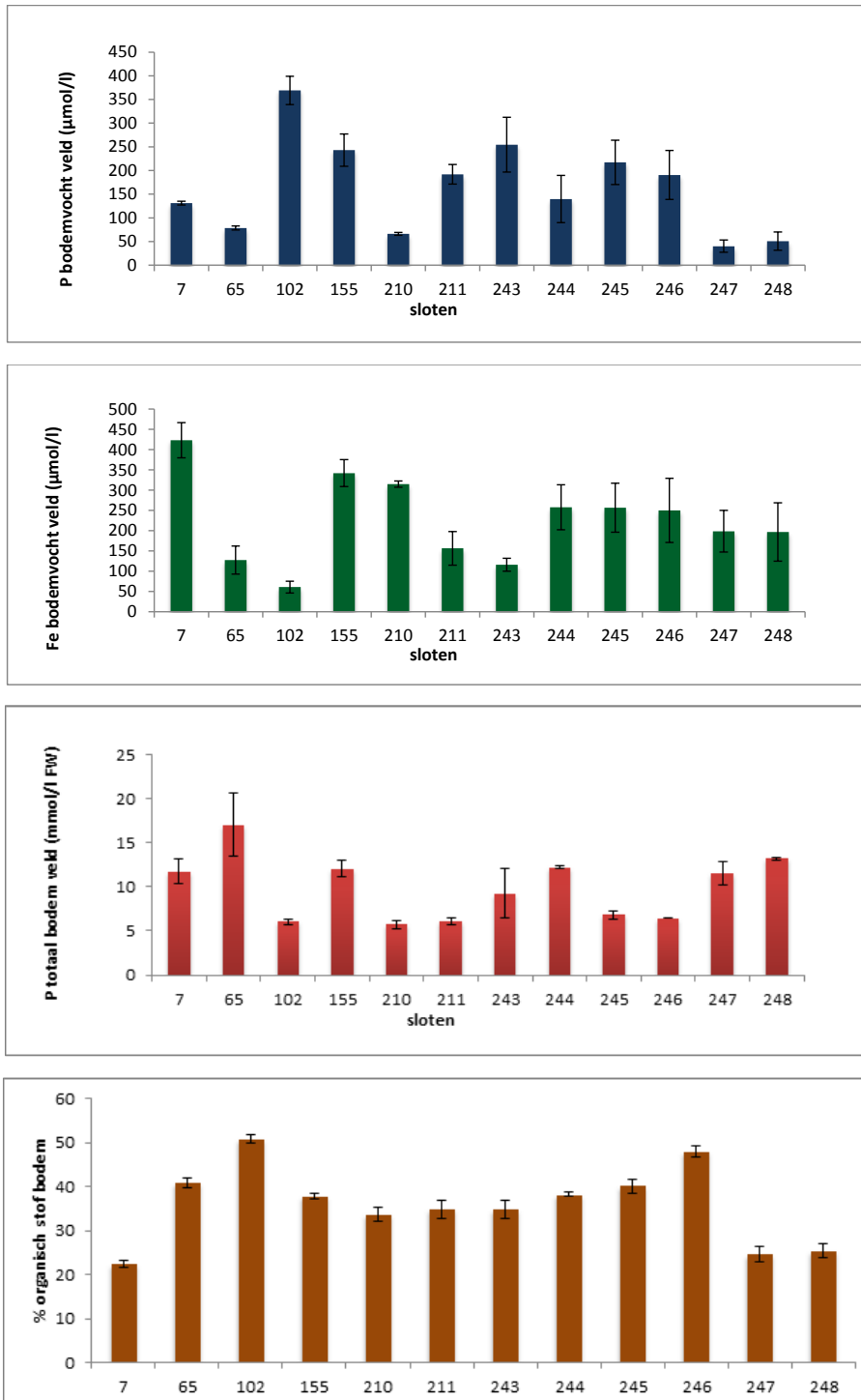
Tabel 6.6: Bodemvocht metingen van de twaalf sloten in de Alblasserwaard, waarbij de alkaliniteit is gegeven in meq/l, en de overige parameters in µmol/l.

Sloot	Ca	Fe	P	S	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Fe/P	pH	Alk.	S ²⁻
7	4318.03	423.22	131.17	93.81	2.37	537.79	0.72	3.23	6.76	10.59	0.03
65	3742.51	127.17	78.71	136.79	22.64	941.17	0.96	1.62	7.18	10.57	0.17
102	4664.01	60.56	369.20	93.16	39.17	1468.21	1.97	0.16	7.07	7.99	1.06
155	4752.16	341.87	243.18	118.28	9.29	1577.79	2.34	1.41	6.96	7.74	0.22
210	4310.55	314.83	66.31	160.19	0.45	999.83	1.40	4.75	6.89	11.43	0.09
211	4021.12	156.29	191.87	126.45	28.09	1532.47	1.22	0.81	6.98	11.98	0.47
243	2749.92	115.83	254.69	214.88	36.28	741.69	1.09	0.45	6.94	10.04	0.55
244	2766.80	257.54	139.95	44.71	7.93	830.93	1.50	1.84	6.93	9.08	0.06
245	3751.66	256.59	217.27	130.57	10.94	1380.93	1.06	1.18	6.91	10.33	0.22
246	3310.88	250.10	190.68	121.68	8.16	904.78	0.89	1.31	6.98	6.74	0.34
247	1894.71	198.45	40.25	99.93	1.13	283.59	1.20	4.93	7.06	5.23	0.01
248	3122.09	196.55	50.93	202.62	1.95	374.05	2.71	3.86	7.07	7.58	0.06

Verbanden en correlaties

Het baggerjaar correleert niet met de concentratie fosfor of ijzer in het bodemvocht. Ook de concentratie totaal-P en het organisch stofgehalte van de bodem geeft geen op- of aflopende trend. Aan de linkerkant in figuur 6.2 zijn de oudere baggerjaren weergegeven en rechts de recent

gebaggerde locaties. De meest recent gebaggerde sloten (247,248) bevatten het minst P in het bodemvocht. De sloten die echter het langst geleden gebaggerd zijn bevatten absoluut niet het hoogste P-gehalte in het bodemvocht.



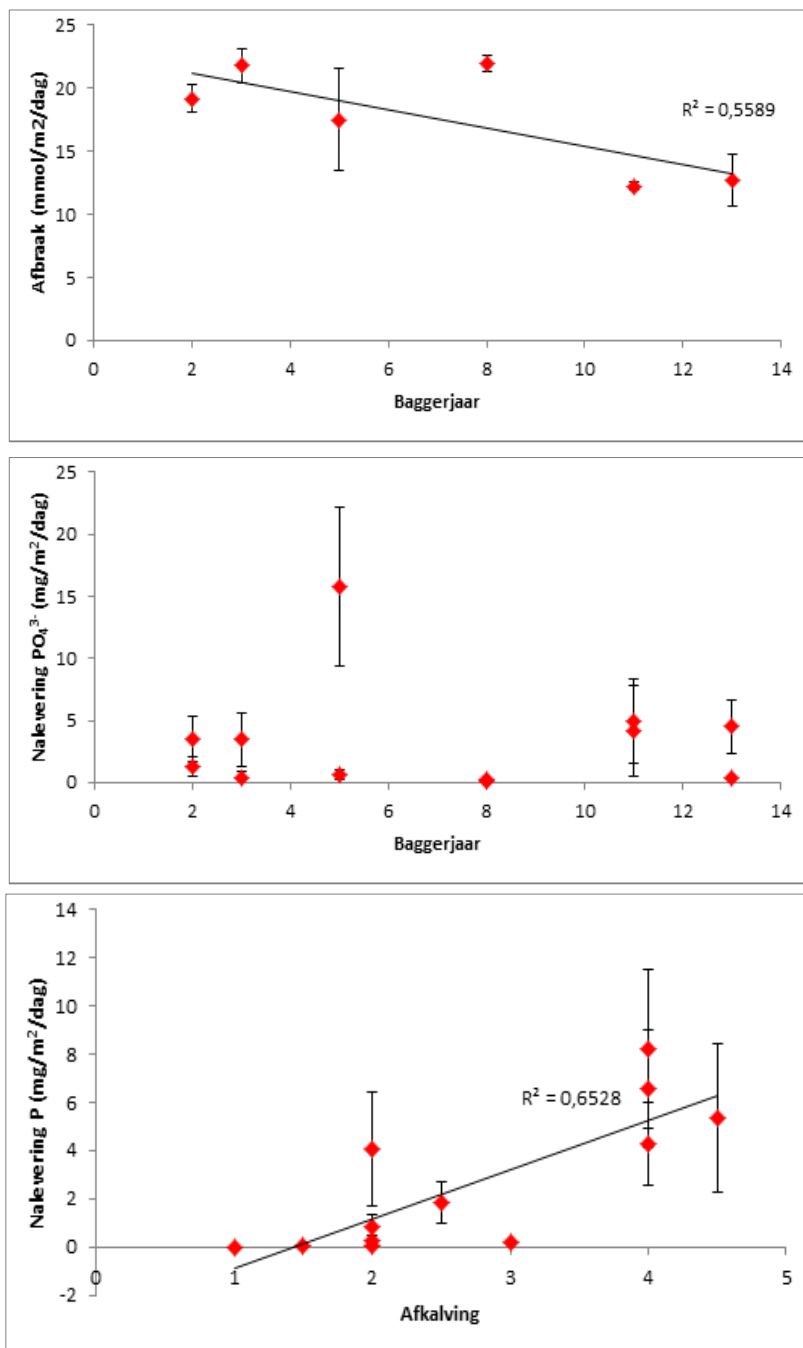
Figuur 6.2: De verdeling van achtereenvolgens fosfor en ijzer in het bodemvocht, en fosfor en organisch materiaal van de bodem per onderzoeklocatie, in volgorde van oude baggerjaren naar recentere baggerjaren.

Tabel 6.7: Correlaties tussen parameters van het cilinderexperiment (behandeling donker) en veld parameters, waarbij de significante dikgedrukt zijn. De p waarde zegt iets over het significantie (<0,05 of <0,1), de Pearson r geeft aan hoe sterk de correlatie is, dicht bij de nul geeft een zwakkere correlatie.

Cilinder parameters	Veld parameters	Pearson r	p waarde
Afbraaksnelheid	Afkalving	-0.879	0.021
Afbraaksnelheid	Alkaliniteit	-0.065	0.903
Afbraaksnelheid	Baggerjaar	-0.747	0.088
Afbraaksnelheid	Organisch stofgehalte	0.409	0.421
Afbraaksnelheid	Slibdikte	-0.176	0.738
P nalevering	Afbraaksnelheid	-0.359	0.484
P nalevering	Afkalving	0.795	0.002
P nalevering	Al bodemvocht	-0.517	0.085
P nalevering	Al totaal	-0.564	0.056
P nalevering	Baggerjaar	0.224	0.483
P nalevering	Fe bodemvocht	-0.571	0.052
P nalevering	Fe totaal	-0.580	0.048
P nalevering	Fe/P totaal	-0.768	0.004
P nalevering	Olsen-P	0.801	0.002
P nalevering	PO₄³⁻ nalevering	0.925	<0.000
P nalevering	S totaal	-0.564	0.056
P nalevering	Organisch stofgehalte	0.313	0.322
P nalevering	Slibdikte	0.044	0.893
PO ₄ ³⁻ nalevering	Afbraaksnelheid	-0.176	0.739
PO₄³⁻ nalevering	Afkalving	0.626	0.030
PO ₄ ³⁻ nalevering	Baggerjaar	-0.031	0.923
PO₄³⁻ nalevering	Fe totaal	-0.508	0.092
PO₄³⁻ nalevering	Fe/P totaal	-0.604	0.038
PO₄³⁻ nalevering	Olsen-P	0.576	0.050
PO₄³⁻ nalevering	S totaal	-0.548	0.065
PO ₄ ³⁻ nalevering	Organisch stofgehalte	0.173	0.590
PO ₄ ³⁻ nalevering	Slibdikte	0.14	0.664

De afbraaksnelheid correleert met de afkalving en het baggerjaar (zie tabel 6.7). Zowel de nalevering van P als die van PO₄³⁻ correleert niet met het baggerjaar. De mate van afkalving correleert, behalve met de afbraaksnelheid, ook met de nalevering (zowel P als PO₄³⁻ nalevering, figuur 6.3). Opvallend is dat de slibdikte en ook het organisch stof gehalte met geen enkele van de factoren een significante correlatie heeft. Terwijl misschien verwacht zou worden dat de mate van afkalving invloed zou kunnen hebben op deze twee factoren.

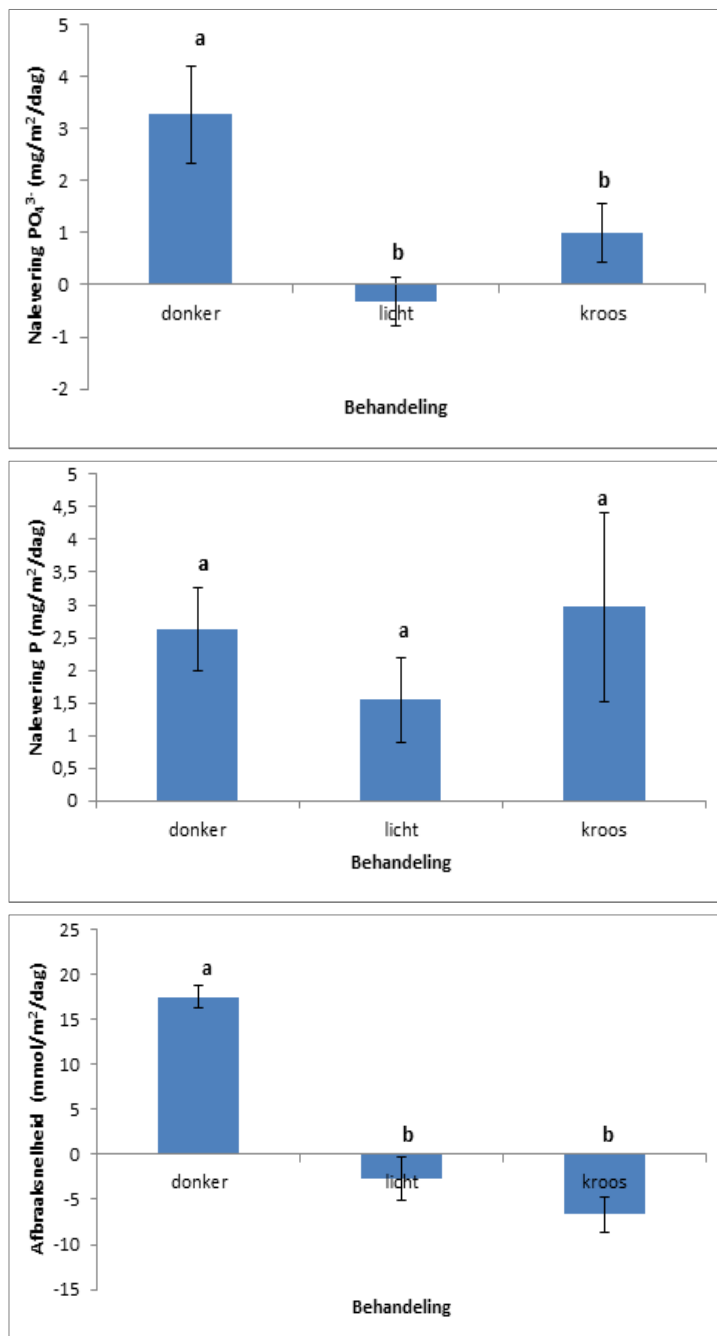
In figuur 6.3 zijn enkele belangrijke correlaties weergegeven. In de bovenste grafiek is te zien dat bij een toenemende ouderdom van het slib, de afbraaksnelheid afneemt. Daaronder is te zien dat de PO_4^{3-} nalevering niet correleert met het baggerjaar (dit geldt ook voor de P-nalevering). Op 1 sloot na ligt de nalevering van de sloten die op hetzelfde moment gebaggerd zijn ongeveer in dezelfde orde van grootte. De onderste grafiek toont de correlatie tussen de nalevering van P en de mate van afkalving: Bij een toename in de mate van afkalving neemt ook de P-nalevering toe.



Figuur 6.3: Correlatie tussen de afbraaksnelheid van het slib en het baggerjaar van de sloten, de nalevering van PO_4^{3-} en het baggerjaar en de correlatie tussen de P-nalevering en de mate van afkalving van de oevers.

Het effect van kroos op de nalevering en de afbraaksnelheid

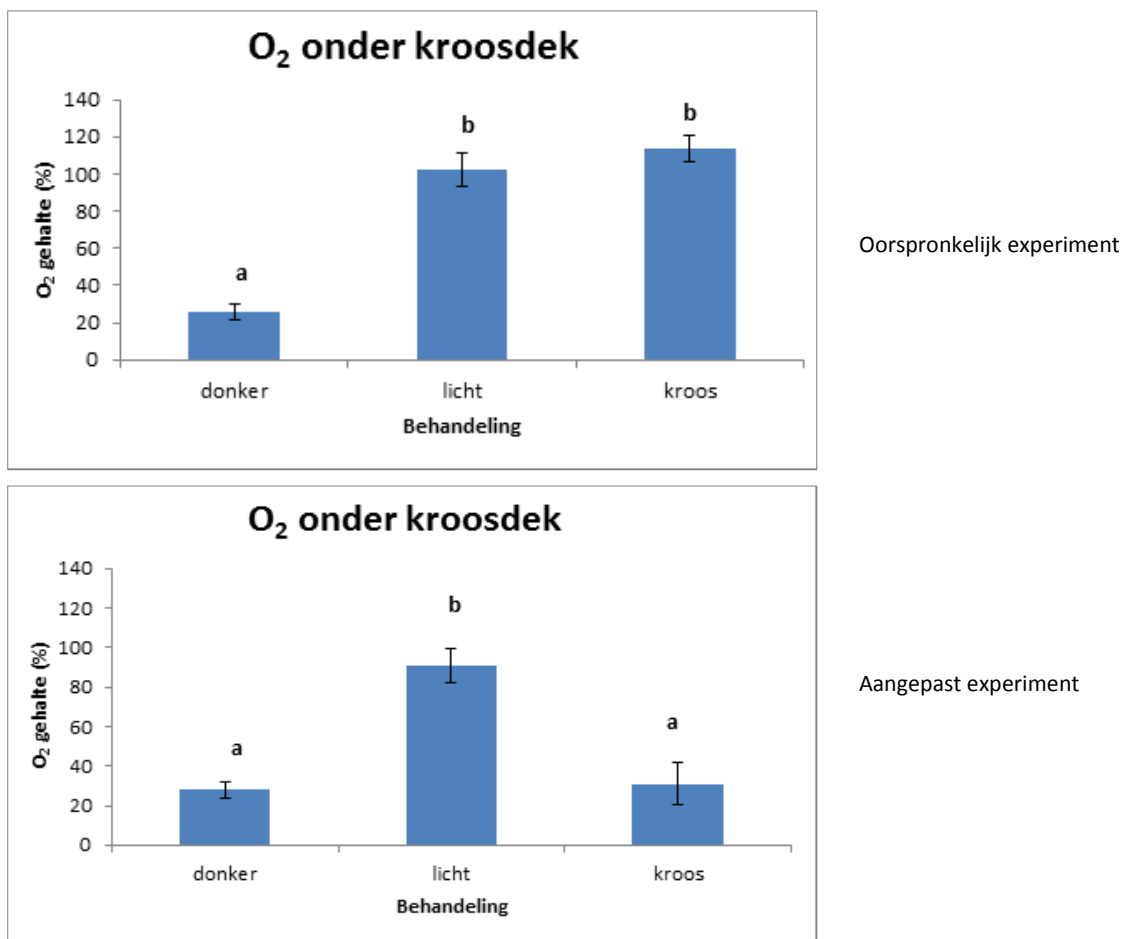
Om na te kunnen gaan of een kroosdek op het oppervlakte water, invloed heeft op de nalevering van nutriënten zoals fosfaten, zijn de resultaten vergeleken met de andere twee behandelingen, donker en licht, in figuur 6.4. De PO_4^{3-} nalevering van de donkere behandeling is significant verschillend van de behandelingen met licht en kroos, met een p-waarde van 0.013. De P-nalevering levert geen significant verschil tussen de drie behandelingen. Bij de afbraaksnelheid is hetzelfde effect van de behandelingen te zien. De afbraaksnelheid voor de donkere behandelingen verschilt ook significant met de afbraaksnelheid van de kroos en licht behandelingen.



Figuur 6.4 De nalevering van PO_4 , P en de afbraaksnelheid is weergegeven voor drie verschillende behandelingen (donker, licht en kroos).

Het effect van kroos op het zuurstofgehalte

In figuur 6.5 wordt een grafiek getoond waarbij het zuurstofgehalte in de waterlaag per behandeling is weergegeven. De bovenste grafiek geeft de oorspronkelijke resultaten weer, waarna men erachter kwam dat er in de kroosbehandeling toch lichtinvloed was, doordat de zijkant van de glazen cilinder niet afgedekt was. Dit had vermoedelijk invloed op de resultaten en om die reden is het experiment herhaald, maar nu met de zijkanten wel afgedekt. Daarnaast werd daarmee de veldsituatie dichter bij de werkelijkheid benaderd. Wat direct opvalt in de onderste grafiek is dat het zuurstofgehalte bij de behandeling met kroos beduidend lager is dan bij de cilinders met licht. Door het kroosdek op de waterlaag dringt er minder licht door in het water, waardoor er ook minder zuurstof aanwezig is, ondanks dat het kroos wel fotosynthetiseert. Hierdoor verschilt de kroos behandeling significant met de licht behandeling maar niet met de behandeling in het donker. Vermoedelijk was de nalevering van (ortho) P in de cilinders met kroos hoger geweest indien bij die metingen de zijkanten ook al afgedekt waren.



Figuur 6.5 Het zuurstofgehalte in de cilinders, bij drie behandelingen: donker, licht en kroos. De bovenste grafiek geeft het oorspronkelijke experiment weer, de onderste grafiek is de herhaling, waarbij de zijkanten cilinders werden afgedekt, zodat er geen lichttoevoer was via de zijkanten en waarmee de veldsituatie beter benaderd werd.

Conclusie en discussie

Er bestaan grote verschillen voor zowel fysieke als chemische parameters tussen de verschillende locaties. De sloten die in hetzelfde jaar gebaggerd zijn, lijken fysiek niet altijd op elkaar. Zo komt het voor dat de ene sloot wel 10 meter breder is dan de andere uit hetzelfde jaar, ook de slibdiktes kunnen sterk verschillen. Daarnaast is de oplading van P in de bodem van de locaties, niet evenredig met het baggerjaar.

De cilinder experimenten in het donker laten zien dat de nalevering van P laag is, het gemiddelde van de 72 cilinders ligt rond de 2,5 mg/m²/dag. Waarden uit literatuur tonen dat P-nalevering in vergelijkbare sloten tussen 1 en 15 met uitschieter tot 60 mg/m²/dag ligt (Poelen et al 2012). Daarnaast is er ook een verband gevonden met de afkalving van de oevers. Bij een hoge afkalving, dus veel inzakking van de oevers, leidt bij deze twaalf onderzoekslocaties tot een verhoging van de P mobilisatie naar de waterlaag. Er is geen relatie gevonden tussen P-nalevering en P-totaal bodemvocht, terwijl dit volgens de literatuur (Geurts et al 2010) wel voorkomt.

Aan de hand van het baggerjaar kan er (nog) geen voorspelling van de P nalevering gedaan worden. Maar de afbraaksnelheid correleert wel met het baggerjaar, zo is er namelijk een lagere afbraaksnelheid gemeten naarmate het slib ouder is. Deze correlatie geldt voor de twaalf onderzoekslocaties, het is niet bekend of dit op andere locaties ook op zal gaan. Interne nalevering van nutriënten is niet gekoppeld aan de afbraaksnelheid, en dit komt overeen met wat er in de literatuur gevonden is (Poelen et al 2012).

Voor de slibdikte zijn er geen correlaties gevonden met P nalevering en de afbraak. Omdat zowel de slibdikte als de oplading P niet evenredig zijn met elkaar en met het baggerjaar. De sloot met een ouder baggerjaar, kan in theorie wel het dikste sliblaag hebben maar de P lading en de Fe/P ratio zijn cruciaal. Het organisch materiaal van de bodem van de onderzoekslocaties tonen ook geen correlatie met de P nalevering en afbraaksnelheid.

Experiment met kroos

Met de cilinderexperimenten waar kroos aan was toegevoegd, werd er onderzocht of kroos mogelijk een effect heeft op de nalevering en het zuurstofgehalte in de waterlaag en slib. De nalevering lag bij dit experiment gemiddeld op 2,5 mg/m²/dag, en dat was significant niet verschillend met het experiment in het donker en licht (zonder kroos). De spreiding was wel redelijk groot, dit werd veroorzaakt doordat kroos in enkele cilinders (nr. 42, 49, 50, 53, 55, 63, 64 en 68) P opnam en in een aantal andere cilinders (nr. 39, 40, 41, 44, 47, 48, 58, 60, 61 en 62) P lekte. Kroos kan P lekken, als het aan het afsterven is. Deze afsterving is te herkennen, doordat het kroos kleurt van groen naar een lichtere kleur. De oorzaak hiervan kan liggen aan de condities in de waterlaag, waardoor kroos niet optimaal kan groeien. Daarnaast is het eventueel mogelijk dat kroos een luxe had aan P, want voordat het toegevoegd werd aan de cilinders zat er al 20,36 µmol P/cilinder in.

Bij deze cilinderexperimenten, was er in de waterlaag veel zuurstof aanwezig. De oorzaak hiervan was dat het waterlaag niet afgedekt was met landbouwplastic. Hierdoor kon er alsnog licht via de zijkant de waterlaag binnendringen. Om aan te kunnen tonen of een volledig afdekking met een kroosdek op het oppervlakte water zorgt voor een anaeroob milieu, is het zuurstof experiment herhaald. Toen werd het duidelijk dat een kroosdek wel degelijk kan zorgen voor een anaeroob milieu in de waterlaag. En de verwachting is dan ook, dat er dan wel een hogere nalevering gemeten zou moeten worden dan in de eerste instantie waar de zijkant van de waterlaag onbedekt was.

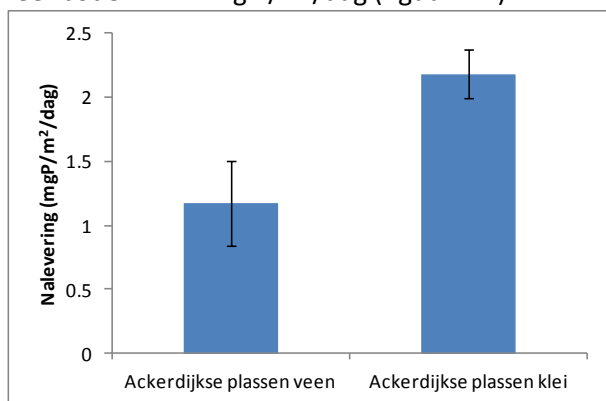
7. Biochemisch zuurstofverbruik

Inleiding

Biochemisch zuurstofverbruik (BZV) wordt gedefinieerd als de hoeveelheid zuurstof die nodig is voor de biologische afbraak van de organische stof in een bepaald volume water. Het BZV geeft een indruk van het zuurstofverbruik dat in het onderzochte oppervlaktewater kan optreden als gevolg van de afbraak van de aanwezige organische stof in de waterlaag door micro-organismen, en daarmee ook een indicatie van de hoeveelheid organische stof die afgebroken kan worden met zuurstof. Het is daarom ook te verwachten dat water boven een organische-stofrijke bodem een hogere BZV heeft dan water boven een organische stof-arme bodem, in verband met organische partikels in suspensie en opgeloste organische stoffen. Omdat dit grote effecten heeft op de zuurstofconcentratie in de waterlaag, wat ook bleek bij de kolomproeven van de al uitgevoerde naleveringsexperimenten in het kader van Baggernut, is dit getoetst en gerelateerd aan temperatuur en P-nalevering.

Methoden

Twee locaties werden geselecteerd, een klei- en een veenlocatie, beide in de Ackerdijkse plassen, waarvan de P nalevering al bekend was. Voor de kleibodem was dit 2.18 mg P/m²/dag, voor de veenbodem 1.17 mg P/m²/dag (figuur 7.1).



Figuur 7.1 nalevering bodems gebruikt voor BZV bepalingen

Van deze bodems werden op elke locatie 20 intacte bodems gestoken met behulp van een zuigerboor en overgebracht naar glazen cilinders met een hoogte van 25 cm. De intacte bodemprofielen werden met een laag gebiedseigen water erboven getransporteerd naar de Radboud Universiteit Nijmegen. Het experiment werd uitgevoerd in klimaatcellen met een ingestelde temperatuur van 15 danwel 25 graden Celsius (+/-0,5°C).

In elk van de twee klimaatcellen werden 10 klei en 10 veenbodem kolommen in het donker geplaatst. Na plaatsing werd het gebiedseigen water binnen tien minuten uit alle cilinders gehaald. Hierna werden de cilinders aangevuld met gedemineraliseerd water met eenzelfde temperatuur als die van de betreffende klimaatcel. Na vulling werden de cilinders zoveel mogelijk luchtdicht afgesloten met behulp van een gemodificeerde PVC deksel. In de deksels bevindt zich een opening voor de zuurstof electrode welke afgesloten werd met een rubber stop. Ter controle werden ook 3 cilinders gevuld met gedemineraliseerd water ingezet in elke klimaatcel.

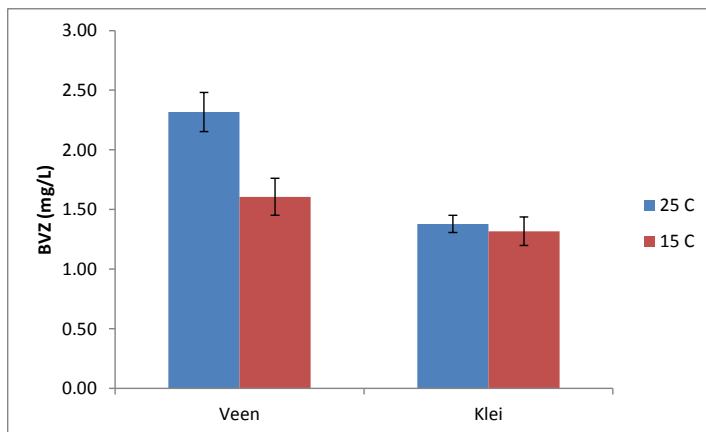
Na vulling werd de zuurstofconcentratie met behulp van een HQ40d multimeter in elke cilinder bepaald op T=0, T=2, T=4, T=8, T=24 en T=48 uur. De 48-uurs metingen (series) werden drie maal herhaald in elke klimaatcel om spreiding en varianties door stabilisatie en andere effecten te verminderen. Van elke cilinder werd nauwkeurig het gebruikte watervolume bepaald door middel van gewichtsbepaling.

BZV werd bepaald in elke serie en voor elke kolom door het verschil in zuurstofconcentratie over 2 dagen (tussen $T=48$ en $T=0$, BZV_{15}^2 en BZV_{25}^2) te meten na controle voor lineariteit van de zuurstofafname. BZV werd voor elk tijdstip en voor elke kolom gecorrigeerd voor de zuurstofafname in de controle kolommen.

Resultaten en discussie

De zuurstofafname over twee dagen bleek voor beide locaties rond het gemiddelde voor Nederlandse wateren te liggen, met een BZV^2 tussen 1 en 2 mg/L. Alleen voor de organische-stofrijkere veenbodem (gemiddeld organische stofgehalte 53,6%) werd er een significante toename van de BZV gevonden bij verhoging van de temperatuur (figuur 7.2). Voor de kleilocatie, met een veel lager organische-stofgehalte (gemiddeld 12,2%) was er geen temperatuureffect waar te nemen.

De BZV van de veenbodem is zoals verwacht op basis van organische stof gehalten zowel op 15 als op 25 graden hoger dan die van de kleibodem, vooral bij 25 graden.



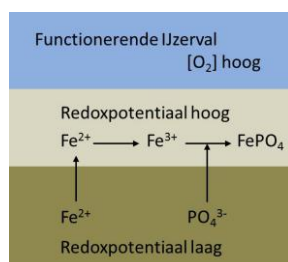
Figuur 7.2 BZV in mg/L voor de veen en klei locatie bij twee temperaturen

De nalevering van deze bodems is getest bij 15 graden Celsius, een temperatuur waarbij het BZV niet veel verschilt tussen deze twee bodems (1,6 mg/L voor veen en 1,3 mg/L voor klei). De nalevering van deze bodems (hoger bij klei = 5,5 mgP/m²/dag dan bij veen = 4,0 mgP/m²/dag) kan dus niet verklaard worden door de verschillen in BZV van de waterlaag. De verklaring van deze verschillen in nalevering moet dan ook worden gezocht in de hogere concentraties P in het bodemvocht in de kleilocatie ten opzichte van de veenlocatie.

8. Effecten van zuurstofbeschikbaarheid op de nalevering van nutriënten

Inleiding

De zuurstofbeschikbaarheid speelt een belangrijke rol bij het vrijkomen van nutriënten en met name P uit de bodem. Dit laatste heeft te maken met het zuurstofafhankelijk functioneren van de "ijzerval" (Figuur 8.1). Fosfaat (PO_4^{3-}) dat in de bodem vrijkomt (via decompositie, desorptie en diffusie) zal naar de waterlaag diffunderen. Bij een hogere beschikbaarheid van zuurstof, wat over het algemeen het geval is in de waterlaag ten opzichte van de waterbodem, zal gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) worden omgezet in geoxideerd ijzer (Fe^{3+}). Het geoxideerde ijzer slaat onder zuurstofrijke situaties neer met fosfaat (PO_4^{3-}) als ijzerfosfaat waardoor een groot deel van het PO_4^{3-} niet vrij beschikbaar in de waterlaag voorkomt.



Figuur 8.1 IJzerval werking bij P (in de vorm van PO_4^{3-}) mobilisatie in de overgang van sediment naar waterlaag.

De beschikbaarheid van zuurstof in de waterlaag kan daarom een grote rol spelen bij het naleveren van P uit de bodem. Mits zuurstofconcentraties hoog genoeg zijn en vrij ijzer aanwezig is zullen geoxideerde ijzerionen de diffusie van fosfaat naar de waterlaag verminderen. In dit experiment wordt de rol van zuurstof nader bekeken en wordt bovenstaande theorie getoetst.

Methoden

Voor twee locaties in de Akerdijkse plassen zijn cilinders gestoken, namelijk op een klei-ondergrond en op een veenondergrond. De cilinders werden in een waterbad van 18 graden in het donker gevolgd gedurende 8 weken. De samenstelling van de bovenstaande waterlaag was die zoals beschreven voor hoog S en hoge alkaliniteit door Poelen et al (2011; $\text{Na}_2\text{SO}_4 = 2000 \mu\text{mol/L}$, $\text{CaCl}_2 = 2000 \mu\text{mol/L}$, $\text{NaHCO}_3 = 4000 \mu\text{mol/L}$).

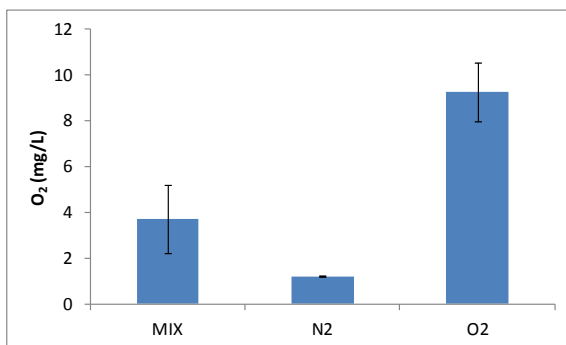
Voor de controle van de aerobieniveaus werden de cilinders aangesloten op mass-flow controllers waardoor gassen stikstof (N_2), zuurstof (O_2) en perslucht gereguleerd (in termen van hoeveelheid en snelheid) computergestuurd kunnen worden doorgevoerd. Elke cilinder werd aangesloten op een unieke mass-flow controller om de regulatie zo correct mogelijk te kunnen uitvoeren. Gas werd in de cilinders gevoerd op een hoogte van 0,5 cm boven het slibniveau met een bruissteentje. Voor een disbalans in de hoeveelheid gas per cilinder werd gecompenseerd met behulp van perslucht middels een tweede gasleiding in elke cilinder en een tweede mass-flow controller. Deze correctie werd gedaan om de verdamping in alle cilinders gelijk te stellen. De hoeveelheid N_2 , O_2 en perslucht werd dusdanig afgesteld dat de hoeveelheid gas (totaal) per cilinder gelijk was in alle cilinders en dat er (dagelijkse metingen) zuurstofniveaus werden gecreëerd van ongeveer 0-50 en 100 %. Verdamping van water in de cilinders werd tegengegaan door de cilinders af te sluiten met parafilm en door wekelijks gedestilleerd water toe te voegen tot aan het oorspronkelijke niveau. De nalevering werd vervolgens gemeten zoals eerder beschreven door Poelen et al (2011). De naleveringsexperimenten

van de twee bodemtypen werden na elkaar uitgevoerd vanwege een beperking in het aantal mass-flow controllers.

Zuurstof werd dagelijks gemeten op 5 cm en 15 cm boven het slib met behulp van een HQ40d multimeter. Zuurstofconcentraties werden per dag gecontroleerd en waar nodig werden zuurstof en stikstofgas toevoer bijgesteld.

Resultaten en discussie

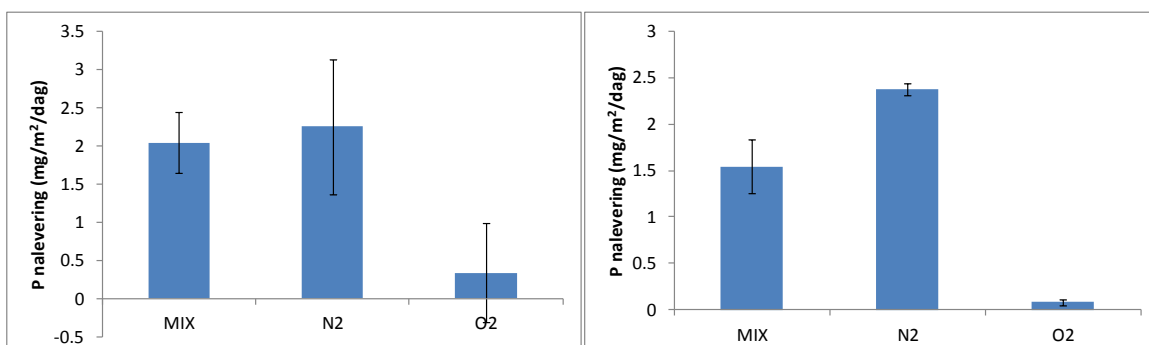
De zuurstofniveaus die gerealiseerd werden (gemiddelden van alle cilinders) zijn weergegeven in figuur 8.2. Deze waarden komen overeen met ongeveer 15, 42 en 105% (oververzadiging) zuurstof bij de gebruikte temperatuur



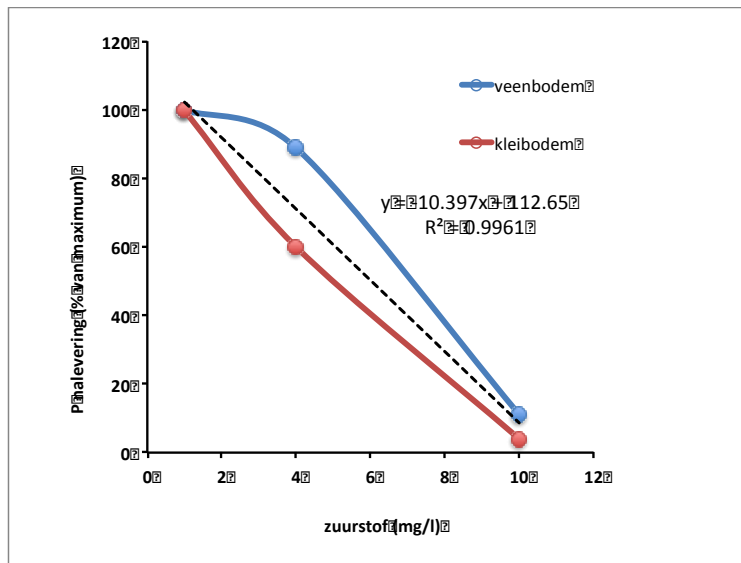
Figuur 8.2 Gemiddelde zuurstofconcentraties in de cilinders gedurende de loop van het experiment gemiddeld over beide locaties.

Ondanks de grote hoeveelheid N₂ die door de cilinders werd gestuurd bleek het niet goed mogelijk een volstrekt anaerobe situatie te creëren. Een mogelijke oorzaak is de kleine hoeveelheid zuurstof die zich mengt met de waterlaag door de werveling van het water in de kolommen als gevolg van de continue gastoevoer. In de kolommen waarin zuurstof werd toegevoegd werden zuurstofconcentraties van boven de 100% (oververzadiging) gemeten.

De nalevering in beide bodems bleek sterk afhankelijk te zijn van de zuurstofconcentraties (figuur 8.3a).



Figuur 8.3a P nalevering (in mgP/m²/dag) van bodems met een veen ondergrond (links) en klei ondergrond (rechts) onder 3 verschillende zuurstof niveaus. Mix = zowel stikstof als zuurstof toegevoegd met gemiddelde zuurstof concentraties van 42%, N₂ = stikstof toegevoegd met gemiddeld zuurstofconcentratie van 15%, O₂ = zuurstof toegevoegd met gemiddeld zuurstof concentratie van 105%.

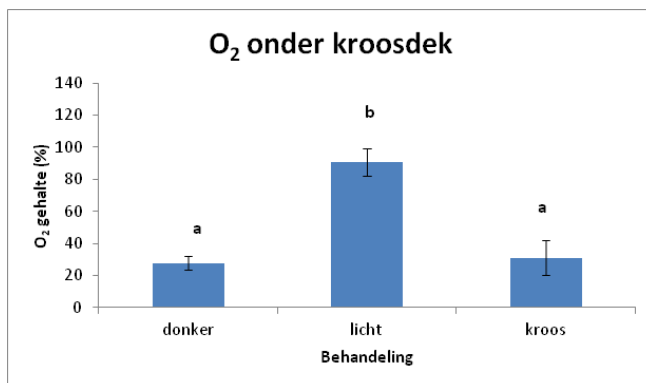


Figuur 8.3b P nalevering (in % van maximum) van beide bodems uitgezet tegen de zuurstof niveaus. Stippellijn geeft het gemiddelde verloop van alle punten weer

Uit de resultaten blijkt dat absolute anaerobie niet is verkregen. Wel is er een zuurstofarme situatie verkregen welke leidt tot een toename in de P nalevering uit de bodem. Bij een toevoer van zuurstof blijkt dat in deze bodems de nalevering van P zo goed als stil wordt gelegd wat duidt op een sterk verhoogde werking van de zogenaamde ijzerval, door extra ijzeroxidatie.

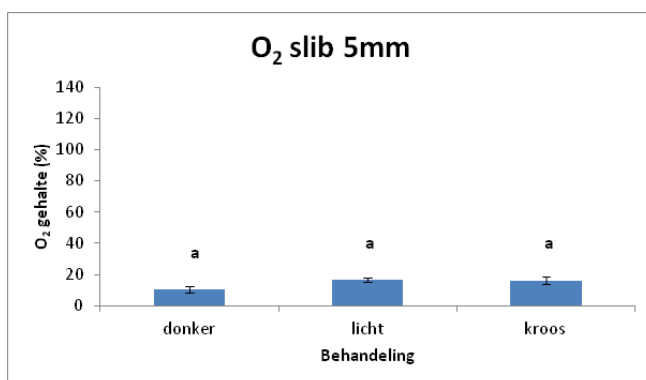
Wanneer de relatieve P-nalevering wordt uitgezet tegen de zuurstofconcentratie, blijkt er een vrijwel lineair verband te bestaan voor de kleibodems (figuur 8.3b). Voor de veenbodems is er pas een lineair verband boven 4 mg/l. Wanneer, voor het definiëren van een vuistregel, de gemiddelde respons uitgezet wordt, zien we dat er ongeveer 10% afname is van de nalevering bij iedere mg/l toename van de zuurstofconcentratie.

De verkregen zuurstofconcentraties werden vergeleken met de zuurstofconcentraties uit naleveringsexperimenten met bodems uit de Alblasserwaard waarbij een kroosdek werd aangebracht op de waterlaag boven de bodems. De zuurstofconcentraties in het water boven bodems uit de Alblasserwaard bleken in de behandeling licht (waar zuurstof wordt geproduceerd door algen) vergelijkbaar met die van de zuurstofgevoede cilinders in het anaërobie-experiment. Cilinders met een lagere zuurstofconcentratie (mix van de gassen) gaven hogere waarden dan die werden verkregen in stilstaand water in het donker. Uit de experimenten met bodems uit de Alblasserwaard bleek dat kroos een sterk negatief effect heeft op het zuurstofgehalte, vergelijkbaar met de donkerbehandeling (Figuur 8.4). Door het kroosdek dringt er minder licht door, waardoor er minder algengroei is, en daarnaast neemt de diffusie van zuurstof vanuit de lucht naar de waterlaag af. Hierdoor verschilt de kroos behandeling significant met de licht behandeling maar niet met de behandeling in het donker.



Figuur 8.4: Zuurstofgehalte in waterlaag boven bodems uit Alblasserwaard bij 3 behandelingen (donker, licht en in het licht met een kroosdek) De statistische toets GLM laat zien dat er een significant (<0.05 , $P = 0.0003$) verschil is tussen de behandelingen. Verschillende levels na testen met Tukey-B Post Hoc test worden weergegeven met letters boven de SE bars.

Zuurstof is een lastig te meten element waarbij, met name als het gaat over nalevering en de werking van een "ijzerval", de overgang tussen slib en waterlaag (slechts enkele mm dik) het belangrijkste wordt geacht. Om deze reden hebben we ook metingen van zuurstofconcentraties verricht in het slib (0,5 cm figuur 8.5). Hieruit bleek dat de zuurstofgehalten bij alle behandelingen laag was en niet significant van elkaar verschillen. Deze waarden bleken wederom laag maar niet geheel zuurstofloos. Dieper in de bodems wordt echter wel zuurstofloosheid waargenomen (data niet getoond).



Figuur 8.5: Zuurstofgehalte in slib van Alblasserwaard bij 3 behandelingen (donker, in het licht en in het licht met een kroosdek) De statistische toets GLM liet zien dat er geen significant (>0.05 , $P = 0.254$) verschil is tussen de behandelingen. Verschillende levels na testen met Tukey-B Post Hoc test worden weergegeven met letters boven de SE bars.

In het algemeen kan worden gezegd dat het water boven de naleveringsexperimenten zoals gedaan in Poelen et al 2011 en 2012 niet zuurstofloos werd. Zelfs met het uitblazen van zuurstof door stikstof werd nog zuurstof teruggemeten in de waterlaag. Deze zuurstofwaarden bleken realistisch, vergelijken met systemen waar waterplanten zoals kroos een grote rol spelen. De aanwezigheid van een gesloten kroosdek kan voor een drastische daling in de zuurstofconcentraties zorgen waardoor nalevering stijgt, wat in het voordeel werkt van kroos.

9. Effecten van temperatuur op de nalevering van nutriënten

Inleiding

Temperatuur kan een grote invloed hebben op microbiële processen. Daarnaast heeft de temperatuur een invloed op de fysische processen als diffusie. Aangezien de nalevering van nutriënten uit de bodem naar de waterlaag voor een groot deel door diffusie (zie Poelen et al 2012) en in mindere mate microbiële processen (zoals afbraak processen) wordt bepaald, is het van groot belang deze temperatuurafhankelijkheid te kwantificeren. Deze temperatuurafhankelijkheid kan na kwantificering worden gebruikt om de met de quickscan bepaalde nutriënt nalevering te kalibreren voor specifieke temperaturen (gebied- of seizoensspecifiek).

Methoden

De temperatuurafhankelijkheid van de nalevering van nutriënten is onderzocht voor sedimenten met verschillende P-naleveringssnelheden. Hiervoor werden drie locaties gebruikt waarvan op grond van eerder opgedane kennis de P-nalevering bekend was (Poelen et al 2011). Het betreft de locaties: Vlaardingervaart, Ackerdijkse plassen en het Naardermeer. Voor elk van deze locaties werden vijftien glazen cilinders (50 centimeter hoog, diameter 6 centimeter) gevuld met ongestoord bodemmateriaal en gebiedseigen water. De intacte profielen werden gestoken met behulp van een 6cm zuigerboor binnen een oppervlakte van 4 vierkante meter.

Direct na het veldwerk is het gebiedseigen water boven de bodemkernen vervangen door een behandeling met water met dezelfde samenstelling als de S hoog / Alk hoog behandeling zoals in de vorige paragraaf beschreven. De cilinders werden op vijf verschillende temperaturen in donkere klimaatcellen geplaatst waarbij elke behandeling drie keer herhaald is. De temperaturen van de klimaatcellen waren: 4, 10, 15, 20 en 25 °C. Monsternamen en opzet zijn verder volgens de normale procedure binnen Baggernut. Een dag na inzetten is het experiment gestart (t=0). De waterlaag is in totaal vijf keer bemonsterd, het bodemvocht drie keer. Telkens na bemonstering werd het volume in de cilinders op peil gebracht door het water aan te vullen met dezelfde hoeveelheid van de behandeling. Om het effect van verdamping te compenseren is er tussentijds met demiwater aangevuld tot oorspronkelijk niveau.

Temperaturen werden automatisch ingesteld middels de thermostaten van de betreffende klimaatcellen. De temperatuur werd elk uur gedurende het experiment en in elke klimaatcel tussen de cilinders ter hoogte van de sediment/waterlaag gemeten met behulp van temperatuur loggers (i-buttons, I-wire) . De temperatuur metingen vertoonden geen (+/- 0,2 °C) afwijkingen met de ingestelde temperatuur gedurende het experiment. De naleveringssnelheden van P en N (ammonium plus nitraat) naar de waterlaag werden bepaald door regressie van het lineaire gedeelte van de concentratiestijgingen in de waterlaag. Bij de berekeningen werd gecorrigeerd voor de bemonsterde volumina. Voor een correcte nalevering is gebruik gemaakt van het lineaire deel van de concentratiestijgingen in de waterlaag omdat er van uit wordt gegaan dat afvlakking in de lineaire stijging van P concentraties wordt veroorzaakt door uitputting van de bodem, aangezien er geen nieuwe aanvoer plaatsvindt. Zuurstofconcentraties zijn in de cilinders op drie diepten in de waterlaag bepaald.

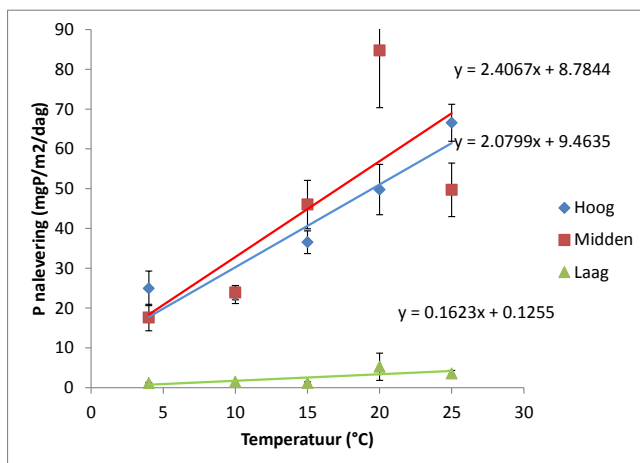
Temperatuurafhankelijkheid P-nalevering

Berekening van generale temperatuurafhankelijkheid functie:

Alle naleveringsproeven zijn uitgevoerd bij de gestandaardiseerde temperatuur van 15 °C. Om de naleveringswaarde te corrigeren voor de temperatuur gedurende het jaar (bijvoorbeeld in een waterbalans), is het dus noodzakelijk om een temperatuurcorrectiefactor te bepalen voor de gestandaardiseerde naleveringswaarde.

De nalevering (in $\text{mg}/\text{m}^2/\text{dag}$) werd daarom experimenteel voor elk van de drie testlocaties bij elke temperatuur in 3-voud bepaald. Vervolgens zijn voor elke locatie en bij elke temperatuur deze fluxen gemiddeld. De verkregen gemiddelde nalevering voor de 3 locaties werden vervolgens gestandaardiseerd door de naleveringswaarden te delen door de waarde bij $15\text{ }^\circ\text{C}$. Hierdoor wordt de nalevering bij $15\text{ }^\circ\text{C}$ op 1 gesteld en worden de naleveringswaarden bij de andere temperaturen relatieve waarden ten opzichte van $15\text{ }^\circ\text{C}$. Vervolgens zijn deze relatieve naleveringswaarden uitgezet tegen de temperatuur waarna de relatie tussen temperatuur en de relatieve nalevering is onderzocht.

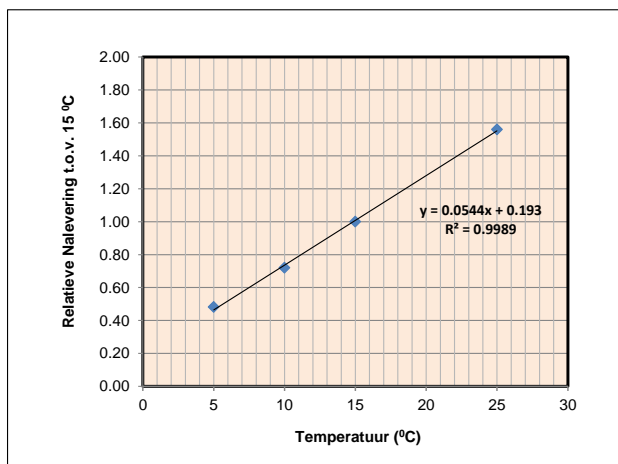
Om de individuele functies te kunnen generaliseren (figuur 9.1) zijn alle punten gebruikt om een nieuwe lineaire temperatuurafhankelijkheid te definiëren. Deze functie (lijn $y = ax + b$) geeft een schatting van de relatieve nalevering (relatief ten opzichte van de nalevering bij $15\text{ }^\circ\text{C}$) voor elke temperatuur. Om deze waarde nuttig te maken dienen de temperatuur gegevens van het betreffende water en de nalevering bij $15\text{ }^\circ\text{C}$ bekend te zijn. Deze waarden kunnen worden ingevuld in de bijbehorende Excel spreadsheet. Hierbij kan de nalevering bij $15\text{ }^\circ\text{C}$ worden berekend op basis van de meest recente vergelijking die wordt gegeven in figuur 3.1 op pagina 24 van Poelen et al 2012.



Figuur 9.1 P nalevering als functie van de Temperatuur voor 3 locaties

Resultaten

De P-nalevering van de drie locaties bij de verschillende temperaturen is weergegeven in figuur 9.1. Op grond van de regressies werd voor iedere locatie de relatieve nalevering (ten opzichte van $15\text{ }^\circ\text{C}$) berekend. Deze waarden bleken voor de drie locaties erg goed overeen te komen. Daarom kon er, binnen dit temperatuurbereik, één lineaire functie berekend worden voor de correctiefactor ten opzichte van $15\text{ }^\circ\text{C}$ (figuur 9.2). De functie die de relatieve P nalevering voorspelt wordt gegeven door $y = 0.543x + 0.193$.



Figuur 9.2 P-nalevering (mg P/m²/dag) van de drie locaties bij verschillende temperaturen (links) en de op grond hiervan berekende correctiefactor voor verschillende temperaturen ten opzichte van de P-nalevering bij 15 °C.

Op basis van deze functie werd een factor berekend voor de correctie voor de P-nalevering per seizoen. Hierbij worden de seizoenen gedefinieerd door de 3 dominante maanden in elk jaargetijde. De winter bestaat derhalve uit de maanden december, januari en februari, de lente uit maart, april en mei, de zomer uit juni, juli en augustus en de herfst uit september, oktober en november. Veldmetingen van Waterschap Delfland en Waternet (n=21) werden gebruikt voor een schatting van de gemiddelde seizoentemperaturen. Onderstaande tabel geeft deze temperaturen en bijbehorende factor.

Tabel 9.1 Correctiefactor voor de P-nalevering ten opzichte van de P-nalevering bij de standaardtemperatuur van 15°C. Bij 5°C is de nalevering gehalveerd. Zie bijgeleverd Excel-file voor de berekening bij elke temperatuur.

	Temperatuur °C	Correctiefactor
Voorjaar	10	0,74
Zomer	18	1,17
Herfst	15	1,00
Winter	5	0,46

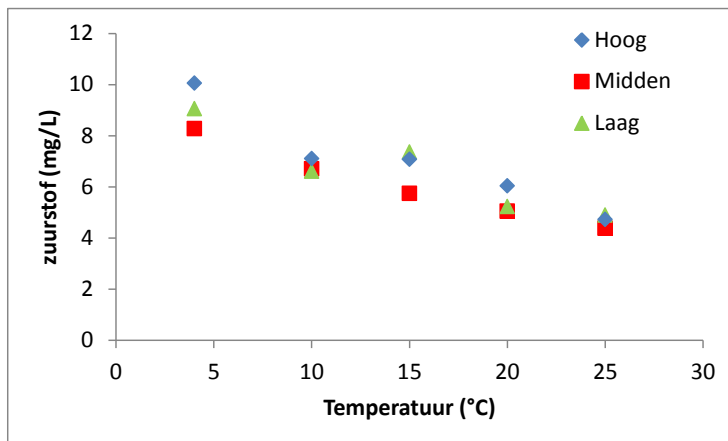
Bovenstaande correctiefactoren (tabel 9.1) geven een globaal beeld van de P nalevering als functie van de temperatuur maar zullen voor specifieke locaties mogelijk minder geschikt zijn, zeker als er betere temperatuurgegevens voorhanden zijn.

Om de temperatuurfunctie en de schatting van P nalevering op basis van P-totaal of P-bodemvocht te integreren is een kleine spreadsheet in Excel gemaakt. In deze spreadsheet kunnen de werkelijke waarden van P-bodemvocht worden ingevoerd welke een schatting geven van de P nalevering bij 15 °C. Vervolgens kunnen temperaturen van een locatie worden ingegeven waarna de P-nalevering voor die temperaturen wordt berekend.

Zuurstofconcentraties bleken zoals verwacht af te nemen met toenemende temperatuur door een lagere oplosbaarheid en hogere consumptie. Er werd geen verschil tussen de verschillende locaties

geconstateerd (figuur 9.3). Waarden bij de hoogste temperaturen bleken nog steeds boven 4 mg/L O₂ waardoor geconcludeerd kan worden dat zuurstofloze situaties niet werden bereikt.

De maximale hoeveelheid zuurstof die water kan bevatten is onder meer afhankelijk van de temperatuur. Hoe hoger de temperatuur, hoe minder zuurstof dat water kan bevatten. We kunnen de gemeten waarden ook relatief ten opzicht van het de verzadigingswaarde (100%) berekenen. Als we dit doen zien we dat de zuurstofconcentraties dalen bij hogere temperaturen maar niet onder de 50%.



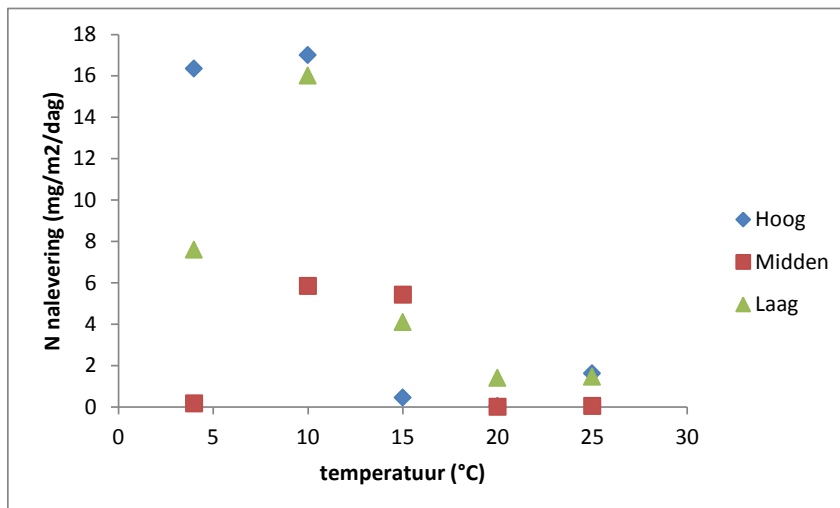
Figuur 9.3 de zuurstofconcentratie (mg/l) in de cilinders gemeten bij verschillende temperaturen.

Effecten van temperatuur op de nalevering van stikstof

De nalevering van totaal stikstof, de som van ammonium (NH₄⁺) en nitraat (NO₃⁻) werd op vergelijkbare wijze uitgezet tegen de temperatuur. In de waterlaag werd totaal stikstof volledig gedomineerd door nitraat. Ammonium is nauwelijks gemeten. De nalevering van stikstof bleek niet lineair gecorreleerd met de temperatuur (figuur 9.4). Voor de locaties Vlaardingervaart (hoog) en Naardermeer (laag) is een verhoogde nalevering te zien bij lagere temperaturen. In de cilinders uit de Ackerdijkse plassen (midden) is een optimum te zien tussen 10 en 15 °C.

De geringe nalevering bij hogere temperaturen kan mogelijk worden verklaard door een verhoogde denitrificatie. Het product van denitrificatie, stikstofgas (N_2) verdwijnt uit het aquatische systeem naar de bovenstaande luchtlaag/atmosfeer. De geproduceerde hoeveelheden stikstofgas zijn in dit experiment niet gemeten.

Gezien de niet lineaire relatie tussen temperatuur en stikstofnalevering naar de waterlaag is het niet zinvol een lineaire vergelijking te berekenen.



Figuur 9.4 invloed van temperatuur (°C) op de stikstof nalevering (totaal N, in mgN/m²/dag) op de drie locaties.

10. Effecten van monsterjaar op de nalevering

Inleiding

Voor het programma baggernut werd de nalevering van 29 locaties gemeten in 2010 en 2011 (zie ook Poelen et al 2011, 2012). De enorme omvang van de experimenten (>3000 monsters, >70 cilinders uit 14 of 15 locaties per jaar) maakte een bemonstering, analyse en huisvesting van alle locaties in 1 jaar onmogelijk. Vandaar dat de metingen over een periode van 2 jaar zijn gedaan. Aansluitend zijn alle data bij elkaar gevoegd om conclusies te trekken over de belangrijkste factoren die de nalevering van nutriënten bepalen.

Een vergelijkende test voor de nalevering van een kleine set van locaties tussen 2010 en 2011 is uitgevoerd om te kijken of een dergelijke samenvoeging van de twee verkregen datasets te rechtvaardigen is.

Methoden

Voor deze toets is van vijf locaties de P nalevering van intacte bodemprofielen bepaald in 2010 en 2011. De bemonstering van de locaties in 2010 en 2011 werd op alle locaties behalve de Vlaardingervaart gedaan op exact dezelfde locatie waarbij gebruik werd gemaakt van GPS met een accuraatheid van +/- 3 m voor het terugvinden van de locaties. Wegens een defecte motor in 2011 was het onmogelijk om in 2011 de exacte locatie in de Vlaardingervaart te bereiken. De locatie die hiervoor gebruikt is ligt ongeveer 150 meter van de locatie uit 2010.

Voor de vergelijking werden dezelfde methoden en behandelingen aangehouden als beschreven in Poelen et al 2011. Vergelijkingen werden alleen gedaan voor kolommen die hetzelfde behandeld werden (zelfde klimaatcel, temperatuur, luchtvochtigheid, concentraties bovenstaand water hoge alkaliniteit, hoge sulfaat concentratie).

De vijf locaties die voor deze vergelijking werden gebruikt zijn:

- 1) Akerdijkse plassen (a+b)
- 2) Het Hol
- 3) Vlaardingervaart
- 4) Naardermeer
- 5) Terra Nova

Van de locatie de Akerdijkse plassen zijn in 2011 twee series vlak na elkaar bemonsterd. Deze waarden zijn gemiddeld om 1 gemiddelde nalevering te krijgen in 2011.

Resultaten en discussie

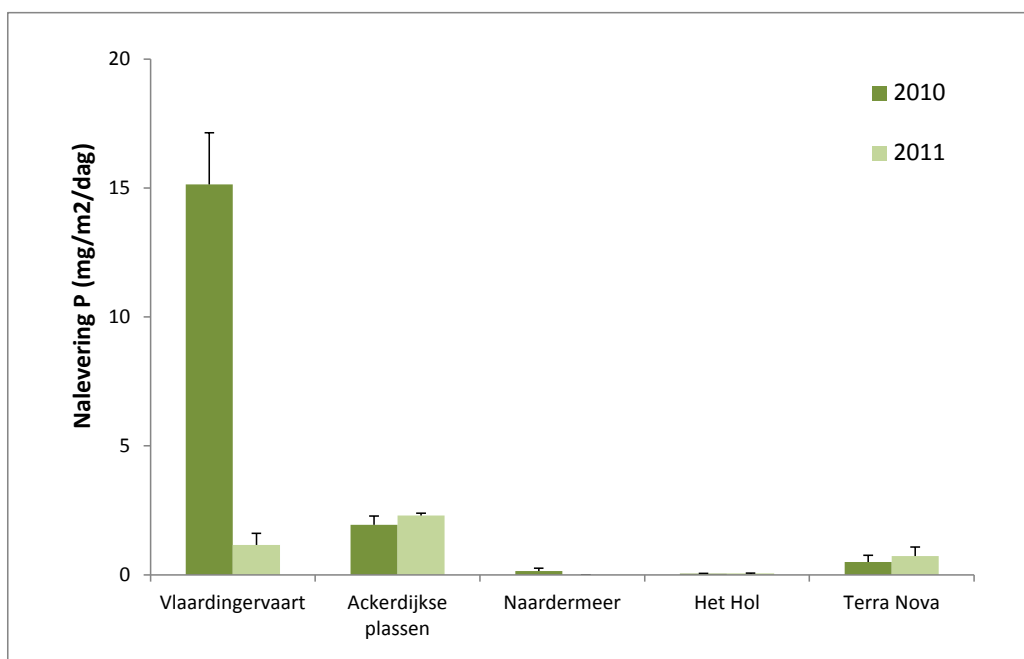
De gemiddelde nalevering in 2011 was niet eenduidig hoger of lager dan die van dezelfde locaties in 2010. Onderstaande tabel 10.1 geeft de gemiddelde P-nalevering aan voor de locaties in 2010 en in 2011.

Tabel 10.1 Gemiddelde P nalevering in 2010 en 2011 voor 5 locaties

Locatie	P nalevering 2010 (mg/m ² /dag)	P nalevering 2011 (mg/m ² /dag)
Akerdijkse plassen	1.94	2.30 *
Het Hol	0.05	0.06
Vlaardingervaart	15.14	1.16
Naardermeer	0.15	0.00
Terra Nova	0.50	0.73

*=gemiddelde waarde van 2 series van 3 cilinders

In de figuur 10.1 zijn deze waarden uitgezet. De lage nalevering in het Naardermeer en het Hol worden voornamelijk door zeer lage P concentraties in het bodemvocht en een gunstige Fe/P ratio bepaald (in het Hol ligt de Fe/P ratio in het bodemvocht op 39,8). In de Akerdijkse plassen is er een kleine toename van P nalevering in 2011. Deze is echter niet significant hoger dan de waarden van 2010. Alleen in de Vlaardingervaart is een significant en zeer groot verschil waargenomen tussen de nalevering in 2010 en die van 2011 maar hierbij moet opgemerkt worden dat deze nalevering werd bepaald van kolommen die niet exact op dezelfde plek werden bemonsterd. Tevens is dit de enige plek in de geteste reeks waarbij de stroomsnelheid een mogelijk belangrijke rol speelt en de kwaliteit van het slib variabel is. Stroomsnelheden van alle andere plassen is gering terwijl die van de Vlaardingervaart zeer hoog is. Dit kan grote gevolgen hebben voor de kwaliteit van het slib dat in de verschillende jaren is bemonsterd.

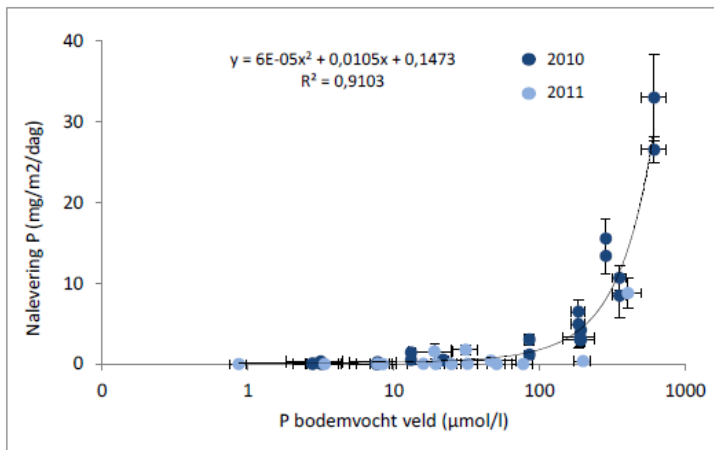


Figuur 10.1 P nalevering in 2010 en 2011 voor vijf locaties.

De resultaten uit Poelen et al 2012 (zie figuur 10.2) vertonen de nalevering van P in 2010 en 2011 uitgezet tegen de P concentraties in het bodemvocht. De resulterende vergelijking is gebaseerd op beide datasets.

De twee datasets zijn gebaseerd op verschillende locaties waardoor een gepaarde test zoals hierboven met de vijf locaties niet mogelijk is. Een vergelijking met behulp van univariate modellen op log getransformeerde data is wel mogelijk. Hieruit blijkt dat voor zowel behandeling met hoog alkaliniteit en laag sulfaat als de behandeling hoog alkaliniteit en hoog sulfaat de P nalevering in 2011 significant lager is dan die in 2010 ($p=0.018$, $F=6.36$, $df=1$ en $p=0.001$, $F=15.5$, $df=1$ respectievelijk)

De reden voor de significant lagere P nalevering in de 2011 dataset is zeer waarschijnlijk dat er in 2011 veel meer voedselarmere/organische stof armere systemen zijn bemonsterd dan in 2010. Er waren ook locaties in 2011 die hoger lagen dan de regressielijn. De resultaten uit de gepaarde toetsen van de vijf locaties geeft aan dat de reden niet per se in het effect van monsterjaar moet worden gezocht.



Figuur 10.2 Nalevering van P in 2010 en 2011 uitgezet tegen de P concentraties in het bodemvocht (uit Poelen et al 2012).

11. Samenvatting: de belangrijkste conclusies

Behalve de microbiële processen betrokken bij de afbraak van organisch materiaal, redoxprocessen en vertering in waterbodems, spelen ook nog andere biologische processen een belangrijke rol in de interne mobilisatie van nutriënten. Uit de experimenten beschreven in dit rapport blijkt dat de levering van nutriënten zoals P en N naar de waterlaag bij de **afbraak van dichte waterplantenvegetaties** zeer hoog kan zijn. Bij een maximale bedekking moet rekening gehouden worden met fluxen tot $100 \text{ mg P/m}^2/\text{dag}$ gedurende de eerste 50 dagen van afbraak, wat enkele malen hoger is dan de in het Baggernutprogramma gemeten maximale directe fluxen uit de bodem. Deze afbraaksnelheid is sterk afhankelijk van de temperatuur, waarbij de P mobilisatie verviervoudigde bij een temperatuurstijging van 10°C . Er blijken verschillen te zijn in de afbraaksnelheid en P mobilisatie tussen de verschillende soorten waterplanten. Krabbenscheerplanten breken bijvoorbeeld moeilijk af (slechts 10% na 36 dagen) terwijl Kroos en Waterpest veel makkelijker afbreken (ongeveer 25% na 36 dagen). Deze verschillen zijn van belang bij het vertalen van de genoemde P flux naar de praktijk, bijvoorbeeld aan het einde van het groeiseizoen in wateren die helder zijn, maar wel een hoge beschikbaarheid van P in de bodem hebben (type 2 wateren in Baggernut).

Naast een verhoging van de afbraak van planten zorgt een **temperatuurstijging** ook voor een verhoging van de microbiële activiteit en de diffusiesnelheid en daarmee voor een verhoging van de P mobilisatie uit het slib. Gebleken is dat bij een temperatuurstijging van 5°C naar 15°C de nalevering verdubbelt. De P-mobilisatie blijkt (afdoende) lineair afhankelijk van de temperatuur in de range tussen 4 en 25°C . Hierdoor is het mogelijk om voor elke temperatuur in Nederlandse wateren de geschatte naleveringswaarde aan te passen voor de temperatuur. Deze functie hiervoor wordt gebruikt in de huidige **QuickScan** (seizoensverloop of exacte dagaanpassing).

De aanwezigheid van een gesloten kroosdek (of 100% bedekking van een andere drijvende soort) zorgt voor een drastische daling in de zuurstofconcentraties in de waterlaag en toplaag van de bodem. Op **locaties waar waterplanten een gesloten dek vormen** en daarmee de lichtdoorval hinderen zal, onder water (donkere omstandigheden), de zuurstofaanvoer vanuit de atmosfeer sterk afnemen, de respiratie (zuurstofconsumptie) de overhand krijgen en daarmee de zuurstofbeschikbaarheid sterk dalen. Op deze locaties zal de P mobilisatie en de ammonium (NH_4^+) accumulatie in de waterlaag sterk toenemen. Dit stimuleert de groei van drijfbladplanten (meer nutriënten) zoals kroos waardoor dit proces van afdekken van de waterlaag in stand gehouden wordt. Doordat NH_4^+ in de waterlaag (en ook sulfide in de bodem en waterlaag) kan accumuleren tot toxische concentraties, zullen gevoelige waterplanten (zoals Krabbenscheer) en macrofauna afsterven.

Zuurstof speelt een belangrijke rol in de mobilisatie en immobilisatie van P. De metingen tonen dat bij een geringe daling van de zuurstofconcentraties (tot ongeveer 20%) er al een verhoging van de P mobilisatie plaatsvindt, met name in ijzerrijke bodems. Dergelijke concentraties zijn terug te meten in het veld en ook gemeten in de naleveringsexperimenten binnen het programma Baggernut. De resultaten tonen verder dat de nalevering bij kunstmatige additie van zuurstof (doorborrelen) nagenoeg stilgelegd kan worden, wat duidt op de sterke rol van ijzeroxidatie bij het vastleggen van fosfaat vanuit de bodem. In de praktijk is het aanvoeren van zuurstof alleen als experimentele beheermaatregel een optie (bijvoorbeeld in diepe plassen). In principe lijkt deze maatregel op 'onderwaterdroogval', aangezien de mechanismen lijken op die van peildaling in het Watermozaiekprogramma Droogval.

Ook bij de effecten van de zuurstofconcentratie moet rekening gehouden worden met effecten van **temperatuur**. De afbraak van organisch materiaal, een zuurstofconsumerend proces, verloopt namelijk sneller bij hogere temperatuur (optimum bij ongeveer 25°C). In ondiepe locaties waar de temperatuur makkelijk kan oplopen worden, en zeker bij een gesloten plantendek, zullen dan eerder zuurstofarme of zuurstofloze situaties en daarmee een hoge P mobilisatie optreden. De kwaliteit van het af te breken substraat en de hoeveelheid P in het bodemvocht bepalen voor een groot deel de nalevering op een locatie. Er zijn weinig verschillen gemeten op dezelfde locaties tussen verschillende jaren wat duidt op een redelijk constante concentratie van P in het bodemvocht en een redelijk constante kwaliteit van het substraat in de bemonsterperiode (zomer). Binnen een locatie werden echter wel duidelijke verschillen in P bodemvocht en nalevering gemeten gedurende het jaar wat duidt op een verandering van de concentraties in het bodemvocht en een verandering van de kwaliteit van het af te breken substraat gedurende het jaar.

In tegenstelling tot wat over het algemeen wordt aangenomen, heeft de aanwezigheid van **witvis** (Karper en Brasem) in hoge dichtheden (500kg/ha) geen direct negatief effect op de chemische kwaliteit van het water; er wordt zelfs minder fosfaat in het water gemeten waar vissen aanwezig waren doordat de toplaag van de bodem beter geaereerd wordt. Karpers en Brasem verhogen echter de troebelheid van het water enorm en dragen daarmee bij aan een sterke vermindering van de hoeveelheid licht dat doordringt op de bodem. Naast directe predatie op zoöplankton zorgt dit voor een afname van de ondergedoken planten en algen en habitatverlies.

Er kan ook gekozen worden voor variatie (**heterogeniteit**) op landschapsschaal. De experimenten in de Akerdijkse plassen laten zien dat in de huidige situatie beheer voor waterkwaliteit (de chemische kwaliteit) zich moet concentreren op de afvoer van het extreem voedselrijke water. Echter, de grote kolonie Aalscholvers zorgt voor een continue input van nutriënten (guanotrofiëring) waardoor deze maatregel duur en mogelijk ontoereikend is. Het water van de westelijk gelegen plassen is ondanks de extreem hoge hoeveelheden nutriënten redelijk helder. De afwezigheid van waterplanten komt hier zeer waarschijnlijk door toxische concentraties sulfide en NH_4^+ . Desondanks herbergt het systeem grote hoeveelheden macrofauna en een aantal kenmerkende vogelsoorten waaronder, naast Aalscholver, Roerdomp en Grutto in het aangesloten weidegebied. Als men kiest voor instandhouding van deze vogelsoorten moet men ruimtelijke keuzen maken, die niet zozeer gebaseerd zijn op de waterkwaliteit (het reduceren van de nutriëntengehalten) maar op het in stand houden en verbeteren van de aanwezige voedselketens en habitats. Dit kan bewerkstelligd worden door de oostelijk gelegen plassen vrij te houden van Aalscholvers waardoor de guanotrofiëring in deze nog redelijk schone plassen beperkt wordt en ruimte voor moeras en riethabitat kunnen worden vergroot. Ondanks het feit dat de oostelijk (met bos omringde) plassen een vergelijkbare nutriëntenstatus hebben wordt het afsluiten van dit systeem van de rest van het gebied niet aangeraden. Enige vorm van doorstroming lijkt toch noodzakelijk om het systeem niet te doen kantelen naar algen gedomineerd water waarin gereduceerde verbindingen en organische zuren kunnen accumuleren tot toxische concentraties.

Baggeren kan noodzakelijk zijn om een voedselrijke sliblaag te verwijderen. Deze maatregel hoeft echter niet altijd gericht te zijn op het aanpak van P-fluxen. Ook als de sliblaag niet sterk voedselrijk is (weinig P), kan baggeren oplossingen bieden voor bepaalde plantensoorten, zoals blijkt uit de resultaten in het Hol. Krabbenscheer en andere doelsoorten zullen profiteren van een verlaging van NH_4^+ concentraties als gevolg van baggeren en een toename van de CO_2 -beschikbaarheid. Baggeren is in dit geval dus niet zozeer nuttig voor de P-balans, als wel voor de koolstof (CO_2 versus bicarbonaat) en N-balans.

De vermindering van de fosfaatinput in menig water in Nederland zal bevorderlijk zijn voor het doorzicht. Dit zal direct leiden tot een versterkte groei van ondergedoken waterplanten zoals fonteinkruiden. Op locaties met helder water, maar (nog steeds) een hoge beschikbaarheid van nutriënten in de bodem (type 2 Baggernut) zullen **snelgroeiende klonale waterplanten** als Smalle waterpest en Grof hoornblad echter gaan woekeren. Een beheermaatregel die hierdoor veelvuldig en in toenemende mate zal moeten worden toegepast is het maaien en afvoeren van de onderwatervegetatie. Zoals uit de experimenten blijkt kan het tijdig maaien en afvoeren van deze P-rijke vegetatie een enorme impact hebben op de P-balans (afvoer van P) van het betreffende ecosysteem. Als er niet gemaaid wordt, zal het beheer in ieder geval gericht moeten zijn op afvoer van het P-rijke water.

12. Referenties

- Boers, P.C.M., 1986. Studying the phosphorus release from the Loosdrecht Lakes sediments, using a continuous flow system. *Aquatic Ecology* 20: 51-60.
- Bloemendaal FHJL, Roelofs JGM (Editors), 1988. Waterplanten en Waterkwaliteit. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Natuurhistorische Vereniging. Utrecht and Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, 189 pp.
- Corstanje R, Reddy KR, Portier KM, 2006. *Typha latifolia* and *Cladium jamaicense* litter decay in response to exogenous nutrient enrichment. *Aquat. Bot.* 84, 70–78.
- Carpenter SR, Adams MS, 1979. Effects of Nutrients and Temperature on Decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a Hard-Water Eutrophic Lake. *Limnology and Oceanography*. 24: 520-528.
- Carvalho P, Thomaz SM, Bini LM, 2005. Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: the submerged aquatic macrophyte *Egeria najas* planchom (*Hydrocharitaceae*). *Brazilian Journal of Biology* 65: 51-60.
- de Wilt RS, van Emmerik WAM, 2008. Kennisdocument karper, *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 22. Sportvisserij Nederland, Bilthoven 74pp.
- Evers, C.H.M. & R.A.E. Knoben, 2007. Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn water. Rapport / STOWA (2007 32b), Utrecht, 144 p.
- Geene R, 1989. Biotoopvoorkeur van de Groene glazenmaker (*Aeshna viridis*). In *Insektenfauna en natuurbeheer*. red. W.N. Ellis, pp. 55-63. Stichting Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Geurts JJM, Smolders AJP, Banach AM, Van de Graaf JPM, Roelofs JGM, Lamers LPM, 2010. The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 40: 3487-3495.
- Godshalk GL, Wetzel RG, 1978. Decomposition of aquatic angiosperms. I. Dissolved components. *Aquat. Bot.*, 5: 281-300.
- Howard-Williams C, Davies BR, 1979. The rates of dry matter and nutrient loss from decomposing *Potamogeton pectinatus* in a brackish southtemperate coastal lake. *Freshwater Biol.*, 9: 13-21.
- Hovenkamp-Obbema, I. & L. Bijlmakers, 2001. Van troebel naar helder slootwater. *H2O* 34 (2): 11-14.
- Jaarsma NG, Brederveld RJ, Poelen MDM, van den Berg LJJ, Lamers LPM. 2012. Quick scan voor de bepaling van de nalevering van nutriënten door de waterbodem. Baggernut. Rapport Witteveen en Bos. 57 pp.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.

Jeppesen E., M. Sondergaard & J.P. Jensen, 2005. Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50 (10): 1747-1771.

Jordan TE, Whigham DF, Correll DL, 1989. The Role of Litter in Nutrient Cycling in a Brackish Tidal Marsh. *Ecology*, 70: 1906-1915.

Klinge, M., 2008. Bureaustudie invloed aalscholvers IJsselmeer en Markermeer op visstand en beroepsvisserij. Witteveen + Bos, Deventer.

Lamers LPM, Tomassen HBM, Roelofs JGM, 1998. Sulfate induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.

Lamers LPM, Falla SJ, Samborska EM, Van Dulken IAR, van Hengstum G, Roelofs JGM, 2002. Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. *Limnology & Oceanography* 47: 585-593

Lamers L., Geurts J., Bontes B., Sarneel J., Pijnappel H., Boonstra H., Schouwenaars J., Klinge M., Verhoeven J., Ibelings B., Van Donk E., Verberk W., Kuijper B., Esselink H. & Roelofs J., 2006. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003-2006. Rapport DK-LNV nr. 2006/057-O, Ede.

Lee AA; Bukaveckas PA, 2002. Surface water nutrient concentrations and litter decomposition rates in wetlands impacted by agriculture and mining activities. *Aquat. Bot.* 74, 273-285.
Ligtvoet, W. & P. Cleij, 2008. Kwaliteit voor later: ex ante evaluatie Kaderrichtlijn water. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven, 212 pp.

Lijklema, L. 1985. Stabilization of organic-carbon and nitrogen in consolidating benthal deposits – discussion. *Water science and technology* 17 (8): 1334-1335.

Michielsen, B., L. Lamers & F. Smolders (2007). Interne eutrofiëring van veenplassen belangrijker dan voorheen erkend? *H2O* 8: 51-54.

Poelen MDM, van den Berg LJJ, ter Heerdt GNJ, Bakkum R, Smolders AJP, Jaarsma NG, Brederveld RJ,

Lamers LPM, 2011. WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en nutriënten (BAGGERNUT) – Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT). B-Ware Research Centre, Nijmegen. 82 pp.

Poelen MDM, van den Berg LJJ, ter Heerdt GNJ, Bakkum R, Smolders AJP, Jaarsma NG, Brederveld RJ, Lamers LPM, 2012. WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en nutriënten (BAGGERNUT) – Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT) Eindrapportage 2012. B-Ware Research Centre, Nijmegen. 142 pp.

Pot, R., 2005. Ecologische beoordeling van waterkwaliteit conform de Europese Kaderrichtlijn Water. QBWat Version 1.01. Stowa / RIZA.

Sas, H. & I. Ahlgren, 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolations. *Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin*, 497 pp.

Smolders AJP, 1995. Mechanisms involved in the decline of aquatic macrophytes; in particular of *Stratiotes aloides* L. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen.

Smolders AJP, Lamers LPM, Moonen M, Zwaga K, Roelofs JGM, 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.

Smolders AJP, Lamers LPM, Lucassen ECHET, Roelofs JGM, 2006. Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. *Chemistry & Ecology* 22: 93-111.

Van Emmerik WAM, 2008. Kennisdocument brasem, *Abramis brama* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 23, Sportvisserij Nederland, Bilthoven. 70pp.

Valiela I, Teal JM, Volkmann S, Van Etten R, Allen S, 1985. Decomposition in salt marsh ecosystems: The phases and major factors affecting disappearance of above-ground organic matter. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 89:1-26.

Villar CA, de Cabo L, Vaithyanathan P, Bonetto C, 2001. Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Parana River. *Aquat. Bot.* 70, 105-116.

Wetzel RG, Corners H, 1979. The role of the littoral zone and detritus in lake metabolism. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 13: 145-161.

Xie Y, Yu D, Ren B, 2004. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany* 80: 29-37

13. Dankwoord

De auteurs zijn dank verschuldigd aan alle studenten (MSc en BSc), technici, analisten, en onderzoekers die hebben meegeholpen met het verkrijgen, analyseren en rapporteren van de resultaten. We willen hen niet alleen danken voor hun hulp in het veld of in de laboratoria maar ook voor de vele discussies over deze boeiende onderwerpen: Annieke Borst, Jelle Eygensteyn, Gert Flik, Marij Orbons, Roy Peters, Melchior Rutte, Tom Spanings, Paul van de Ven, Daan van Niftrik, Germa Verheggen, Martin Versteeg.

Wij danken verder de betrokken natuurbeheerders Stefan Soede en Jurjen Annen van Natuurmonumenten voor toestemming voor de experimenten in respectievelijk de Ackerdijkse Plassen en het Hol en de zeer betrokken waterschappers Ronald Gylstra, Gerard ter Heert, Peter Paul Schollema en Ronald Bakkum bij respectievelijk Waterschap Rivierenland, Waternet, Hunze en Aas en Delfland voor het leveren van data en relevante discussies. Verder danken wij alle betrokken collega's binnen het programma Baggernut voor verhelderende discussies.

