Oeverzones langs ondiepe meren

Peilbeheer en nutriënten

Susan Sollie
Hugo Coops
Jos Verhoeven

Oeverzones langs ondiepe meren
Peilbeheer en nutriënten

Eindrapportage

Susan Sollie
Landschapsecologie, Universiteit Utrecht
Hugo Coops
RIZA, Lelystad
Jos Verhoeven
Landschapsecologie, Universiteit Utrecht

Utrecht, november 2006

Universiteit Utrecht
Institute of Environmental Biology

Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Inhoudsopgave

VOORWOORD 7
SAMENVATTING 9
1. INLEIDING 11
2. ROL VAN PEILBEHEER VOOR ECOLOGISCH FUNCTIONEREN; HOE WERKT HET? 13
2.1. Waterbalans en nutriëntenbelasting 13
2.2. Waterpeil-afhankelijke processen 15
2.3. Hydraulica 25
2.4. Vegetatie 26
2.5. Voedselweb 28
2.6. Ecologische toestand (KRW) 28
2.7. Samenvattend 30
3. EMPIRISCH ONDERZOEK PEILBEHEER EN NUTRIËNTEN 31
3.1. Natuurlijke en aangelegde litorale zones in de ondiepe meren van het IJsselmeergebied en hun mogelijke invloed op de waterkwaliteit: een veldstudie 31
3.1.1. Inleiding 31
3.1.2. Gebiedsbeschrijving 32
3.1.3. Werkwijze 33
3.1.4. Resultaten 34
3.1.5. Discussie 40
3.2. Nutriëntenretentie in de oeverzone (Volkerakmeer) 41
3.2.1. Inleiding 41
3.2.2. Opzet 41
3.2.3. Metingen 43
3.2.4. Resultaten 43
3.2.5. Implicaties voor de rol van oeverzones in ondiepe meren 47
3.3. Effecten van verschillende peilregimes op de nutriëntenhuishouding van oeverzones: een mesocosm-experiment 49
3.3.1. Inleiding 49
3.3.2. Opzet 49
3.3.3. Metingen 50
3.3.4. Resultaten 50
3.3.5. Voorlopige conclusies 54
3.4. Slotopmerkingen bij het empirisch onderzoek 56
4. EFFECT VAN EEN MOERASZONE OP DE WATERKWALITEIT IN HET OPEN WATER – EEN MODELSTUDIE 59
4.1. Inleiding 59
4.2. Materiaal en methoden 60
4.2.1. Modelbeschrijving 60
4.2.2. Procesbeschrijving 61
4.2.3. In- en uitvoer 62
4.2.4. Scenario's fictief meer 63
4.2.5. Scenario's Volkerakmeer 64
4.3. Resultaten 64
4.3.1. Fictief meer 64
4.3.2. Volkerakmeer 67
4.3.3. Combinatie van effecten 68
4.3.4. Rietbiomassa en nutriënten fictief meer 71

4.4. Discussie 72
5. BIJDRAGE VAN AANPASSING PEILBEHEER AAN DE DOELEN VAN DE KADERRICHTLIJN WATER 75
5.1. Inleiding 75
5.2. Twee rekenvoorbeelden 76
5.3. Conclusie 79
6. LITERATUUR 81

VOORWOORD

Dit rapport beschrijft de belangrijkste resultaten van een onderzoek tussen 2002 en 2006 naar de effecten van peilfluctuaties op de nutriëntenhuishouding van ondiepe meren, speciaal met het oog op de functionaliteit van oeverzones met helofyten t.a.v. verbetering van de waterkwaliteit. Dit onderzoek vond plaats aan de Universiteit Utrecht (Landschapsecologie, Institute of Environmental Biology) in samenwerking met het RIZA, die ook de subsidie voor het onderzoek heeft verstrekt. De doelstelling van deze studie was om de waterkwaliteitseffecten van peilbeheer in oeverzones te kwantificeren. Het onderzoek omvatte een combinatie van een veldstudie in het Nederlandse IJsselmeergebied, waarbij metingen in bestaande en recent ontwikkelde oeverzones zijn gedaan in verschillende meren, een veldexperiment in het Volkerak, waarbij nutriëntgerelateerde variabelen en processen zijn gemeten in cylinders langs een gradiënt in de oeverzone, een mesocosm-experiment, waarbij Riet in bakken werd gekweekt bij verschillende peilregimes, en een modelleerstudie, waarbij de functionaliteit van oeverzones voor het schaalniveau van een heel meer-ecosysteem is berekend.

De directe uitvoering van het project was in handen van drs. S. Sollie onder begeleiding van prof. J.T.A. Verhoeven (UU), dr. H. Coops (RIZA), dr. R. Bobbink (UU) en dr. R. Portielje (RIZA). De begeleidingscommissie bestond naast bovengenoemde personen uit J.Th. Vulink (RIZA), L.C.M. Lamers (RUN) en G. Butijn (RDIJ) en in de laatste fase F. van Luijn (RDIJ). Toegang tot de veldgebieden is verleend door It Fryske Gea, Staatsbosbeheer, Natuur- en Recreatieschap De Grevelingen en Natuurmonumenten.

Utrecht, November 2006

SAMENVATTING

Waterpeilfluctuaties kunnen een sterke invloed hebben op de chemische, ecologische en hydromorfologische toestand van meren. In peilgereguleerde meren – de kenmerkende situatie in Nederland – wordt, om het streefpeil te handhaven, de afvoer van water vergroot in het winterhalfjaar terwijl de aanvoer wordt vergroot in de zomer, respectievelijk door het uit- of inlaten van water. Iedere afwijking van het streefpeil wordt beantwoord met in- resp. uitpompen van water. Doordat met het inlaatwater ook (gewoonlijk) nutriëntenrijk water wordt aangevoerd, heeft het peilbeheer gevolgen voor de nutriëntenbalans. Bij waterbeheerders is grote behoefte aan kennis over de rol die peilfluctuaties spelen in de ecologie van meren en plassen. Deze kennis is van belang omdat peilbeheer een potentieel instrument is om de doelen van het waterbeheer te bereiken. Vegetatie kan een belangrijke rol spelen om waterkwaliteit te verbeteren, door opname en retentie van nutriënten. Peilbeheer heeft zowel direct (fysisch) als indirect (via kringlopen) invloed op de vegetatie. De belangrijkste kringlopen voor de nutriëntenhuishouding van het meer zijn die van koolstof, stikstof, fosfor, zwavel, ijzer en mangaan. Wisselingen in het waterpeil hebben grote invloed op deze kringlopen, omdat overstromen dan wel droogvallen het zuurstofgehalte, de redox-potentiaal, de zuurgraad, de temperatuur en het vochtgehalte van de bovenste bodemlaag bepalen.

Dit rapport beschrijft een onderzoek naar de rol van peilwisselingen in ondiepe meren in relatie tot de vegetatie en de waterkwaliteit. Hierbij kreeg de mogelijke bijdrage van oeverzones met emergente vegetaties aan het verbeteren van de waterkwaliteit veel aandacht. Het onderzoek omvatte een vergelijkende veldstudie van de nutriëntenhuishouding van oeverzones langs Nederlandse meren, een veldexperiment in een oeverzone in het Volkerak, een mesocosmstudie en een modelstudie om het functioneren van oeverzones voor een heel meer door te rekenen bij verschillende peilscenario's. De veldstudie richtte zich op een vergelijking van aangelegde oevers/zandplaten en meer natuurlijke oevers in het IJsselmeergebied wat betreft eigenschappen van bodem, water en vegetatie om daarmee uitspraken over nutriëntenretentie te kunnen doen. Het blijkt dat de relatief jonge, recent aangelegde oevers (8-16 jaar) veel overeenkomsten vertonen met de oudere oevers (>50 jaar). Het organisch materiaal in de bodem kan al in een 10-tal jaar dezelfde hoeveelheid aannemen als in de oudere oevers aanwezig is. Echter, de hoeveelheid nutriënten in het bodemwater is hoger in de aangelegde oevers, waarschijnlijk door een verschil in vegetatietypen. De jaarlijkse nutriëntenretentie varieerde van 10 tot 21 g N m^{-2} en 1.5 tot 1.9 g P m^{-2}, afhankelijk van het vegetatietype. In het Volkerak is onderzoek gedaan naar de effecten van peil en de aanwezigheid van emergente vegetatie in verschillende zones in een oever. Zones met lage waterstand werden vergeleken met hoge waterstand en zones met vegetatie met zones zonder vegetatie. Er was duidelijk te zien dat vegetatie effect heeft op de nutriëntgehaltes in het bodemwater; door opname waren de concentraties in de begroeide zone lager dan in de onbegroeide zone. De hoeveelheden die de helofyten gedurende het groeiseizoen in de bovengrondse delen opslaan zijn ongeveer tweemaal zo hoog in de midden-zone waar het riet in het water staat dan in de hogere zone met een plas-dras situatie (8 g N en 0.9 g P per m^2 versus 4 g N en 0.5 g P per m^2). Stikstof kan niet alleen door vastlegging in vegetatie uit het water worden verwijderd, maar ook denitrificatie kan een grote rol spelen. In het hier behandelde experiment blijkt dat de N-verwijdering door denitrificatie in de hoogste delen van de (drooggevallen) rietzone beperkt is. Wanneer we de gemeten waarden interpoleren voor de duur van het gehele groeiseizoen, blijkt dat de middenzone, die pas laat in het seizoen is drooggevallen, ongeveer 1 g N per m^2 heeft verwijderd, terwijl het laagste deel van de oeverzone, waar helofyten ontbreken, een verwijdering van meer dan 3 g N per m^2 heeft laten zien. In de door ons onderzochte

oeverzone is (1) oppervlaktewater in contact met helofyten altijd minder nutriëntenrijk dan in een open water situatie; (2) denitrificatie het hoogst in een permanent geïnundeerde waterbodem en (3) opname van nutriënten in waterriet hoger dan in niet-geïnundeerd riet. Dit wijst erop dat zowel de begroeide als de lager gelegen onbegroeide delen van een oeverzone langs een eutroof meer een functie hebben bij het verwijderen van nutriënten uit het oppervlaktewater. Het verbreden van de helofytenzone en de ondiepe onbegroeide zone die daaraan grenst zal daarom een gunstige invloed hebben op de waterkwaliteit van het open water. In een mesocosm-experiment zijn rietplaggen blootgesteld aan 4 verschillende peilregimes, een constant regime, het huidig IJsselmeer regime, een natuurlijk regime en een voorgesteld regime. Na 1 jaar bleken stengels van het natuurlijk en voorgesteld peil (hoge piek in het voorjaar) langere en dikkere stengels te produceren met een hogere biomassa als resultaat. In diezelfde behandelingen is door de hoge waterstand de afbraak van dood organisch materiaal langzamer en worden nutriënten dus langer vastgehouden. Net als in het Volkerakmeer is de denitrificatiesnelheid in het mesocosm-experiment positief gecorreleerd aan de waterstand. Het empirisch onderzoek laat zien dat helofytenvegetaties, ook reeds een aantal jaar na aanleg, grote hoeveelheden N en P uit de bodem kunnen opnemen en vasthouden gedurende het groeiseizoen, met name als de vegetatie onder water staat. Ook denitrificatie kan een bijdrage leveren aan N-verwijdering. De peilregimes met een hoge piek in het voorjaar en een lage waterstand in de zomer bevorderen de groei van Riet en daarmee de opnamecapaciteit.

Om uitspraken op grotere schaal te kunnen doen zijn modelberekeningen (PCLake) uitgevoerd, waarbij de effecten van verschillend moerasoppervlak, verschillende mate van wateruitwisseling tussen oeverzone en open water en verschillen in nutriëntenbelasting op de waterkwaliteit zijn berekend voor een fictief meer en ter illustratie van het Volkerakmeer. Het blijkt dat een combinatie van deze maatregelen meer effect heeft dan het optimaliseren van slechts één van de maatregelen. Echter, in het fictieve meer moet de belasting wel drastisch verlaagd worden om streefwaarden volgens de Natuurbalans (RIVM) te halen en ook is een flinke uitbreiding van het moerasoppervlak in meren nodig. In het voorbeeld van het Volkerakmeer is te zien dat een aanzienlijke vergroting van de bandbreedte van het peil tot 55 cm slechts leidt tot 10% moerasoppervlak. Dit is niet voldoende voor het halen van de norm van 1 mg l^{-1} N en 50 µg l^{-1} P. Daarvoor is een naast het instellen van dit peilbeheer een verlaging van de huidige belasting nodig tot minimaal 1/7 van de oorspronkelijke waarden. Bij handhaven van het huidige peil is dit tot 1/8. In het Markermeer is het probleem groter. Door het grote oppervlak van het meer resulteert het aanleggen van een groot moeras (1000 ha) in combinatie met een bandbreedte van 60 cm slechts tot een moerasareaal van 1,4%. Echter, door de lage belasting is de N-concentratie al onder de norm. De P-belasting zou nog wel verlaagd moeten worden.

1. INLEIDING

In de grote, ondiepe meren in het IJsselmeergebied is momenteel sprake van z.g. traditioneel, tegennatuurlijk peilverloop, met hoge streefpeilen in de zomer en lage in de winter, t.b.v. recreatie, landbouw en veiligheid (b.v. mogelijkheden voor waterberging). In de Randmeren is dit peilverloop goed te beheersen en het leidt dan ook tot een omgekeerd peilverloop. In het Markermeer en het IJsselmeer is het streefpeil echter moeilijker te handhaven en kunnen onregelmatige fluctuaties leiden tot een behoorlijk fluctuerend peilverloop, met name in de winterperiode. Door op- en afwaaiïng kan het peilverschil in het noordoosten van het IJsselmeer ten opzichte van het zuidwesten, wel tot een meter oplopen, waardoor er scheefstand van het water optreedt. Veel oevers van de meren zijn verhard en hebben een diepe vooroever, hetgeen in combinatie met het peilbeheer de ontwikkeling van brede oeverzones met helofyten vrijwel uitsluit. Door deze combinatie van peil en morfologie zijn de grenzen tussen water en land in dit gebied over het algemeen scherp.

Hoewel de water- en natuurkwaliteit in de meren de laatste decennia over het algemeen duidelijk is verbeterd, laat de huidige kwaliteit in een groot deel van het gebied nog steeds te wensen over. Onder andere om deze reden loopt er een programma voor natuurontwikkeling in de oeverzones langs de meren en wordt onderzoek uitgevoerd naar meer natuurlijke peilfluctuaties. Daarbij is een hoog waterpeil in het voorjaar voorgesteld en een laag peil in de zomer. Het hoge water in het vroege voorjaar is essentieel voor de paaifunctie van vele vissoorten (waaronder snoek), voor de instandhouding van de vitaliteit van het riet (het voorkómen van ophoping van anorganisch materiaal en van verruiging) en voor de functie van het (water)riet als broedgebied van enkele kritische moerasvogelsoorten. Aan de andere kant kunnen bij het voorgestelde seizoensgebonden peilbeheer ook processen worden gestimuleerd die een negatief effect op de waterkwaliteit zullen hebben; zo is er mogelijk veel P-mobilisatie bij voorjaarsvernatting. In de winter blijft het peil gelijk aan het huidige peilverloop.Voor de wintermaanden lijkt een hoger waterpeil veel minder essentieel te zijn voor het aansturen van relevante biologische processen. Sterker nog, lage winterpeilen kunnen gunstig zijn voor de bereikbaarheid van kranswieren voor herbivore watervogels als zwanen en duikeenden en voor het voorkómen van excessieve begrazing van jong ontwikkelde (en dus kwetsbare) rietvegetaties door overwinterende ganzen (BOVAR-IIVR, 2001).

Afbeelding 1.1. Verharde oever van een aangelegde zandplaat (Ramsplaat) in het Ketelmeer.

De verwachting is dat een ander waterpeil regime in combinatie met de aanleg van zand- en slikplaten overstromingsvlaktes met helofyten kunnen worden hersteld. Ook rondom beekmondingen in de randmeren zijn er kansen voor het ontstaan van helofytenzones met een meer natuurlijk peilregime. De verwachting is dat de oeverzones en overstromingsvlaktes de natuurkwaliteit van de meren zullen verbeteren door het bieden

van een habitat voor planten en dieren en tegelijkertijd de waterkwaliteit in gunstige zin zullen beïnvloeden door opname van nutriënten. Hoewel veel nutriënten ook weer uit de vegetatie zullen spoelen in het najaar (door bijvoorbeeld afbraak) is juist de retentie van deze nutriënten in voorjaar en zomer van belang voor het tegengaan van algengroei en daarmee het helder houden van het meer .

Over de kwalitatieve effecten van peilbeheer en herinrichting van oeverzones op helofytenvorming is reeds veel bekend. Kwantitatieve uitspraken over effecten op waterkwaliteit kunnen echter nog niet worden gedaan. Dit is wel noodzakelijk om uitspraak te kunnen doen over het meest effectieve peilbeheer voor verbetering van de waterkwaliteit. Naar aanleiding hiervan is dit project opgezet. De doelstelling van dit project was als volgt:

Het kunnen vergelijken van diverse peilbeheerregimes op oevervegetatie-ontwikkeling en het onderzoeken van het effect van oevervegetatie op de nutriëntenhuishouding en de waterkwaliteit in ondiepe meren in Nederland.

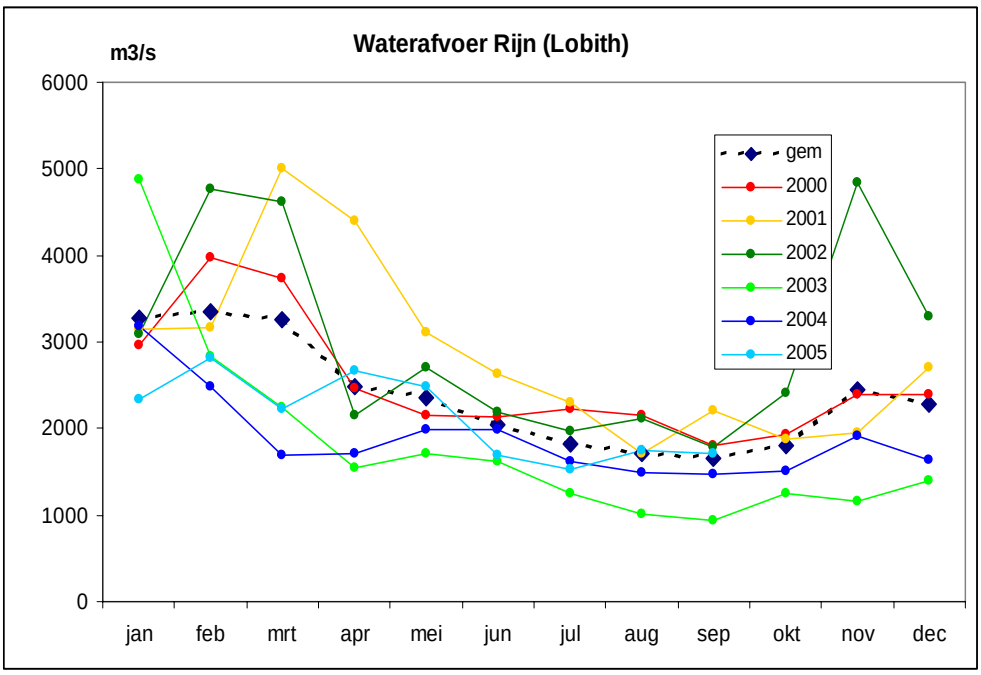
De indeling van dit rapport volgt in grote lijnen de afzonderlijke onderdelen van deze studie. Het onderzoek omvatte een vergelijkende veldstudie van de nutriëntenhuishouding van oeverzones langs Nederlandse meren, een veldexperiment in een oeverzone in het Volkerak, een mesocosmstudie en een modelstudie om het functioneren van oeverzones voor een heel meer door te rekenen bij verschillende peilscenario's. In hoofdstuk 2 wordt een nadere omschrijving gegeven van de problematiek m.b.t. de waterkwaliteit in de Nederlandse ondiepe meren en wordt een overzicht gegeven van bestaande kennis over de nutriëntenhuishouding van oevermoerassen en hun mogelijke bijdrage aan het verbeteren van de waterkwaliteit. In hoofdstuk 3 komen de empirische onderdelen van de studie aan de orde. Achtereenvolgens zijn dit de veldstudie (3.1), het veldexperiment in het Volkerak (3.2) en het mesocosm-experiment in de kas (3.3). In hoofdstuk 4 wordt de modelstudie behandeld aan de hand van een fictief Nederlands meer. Tenslotte wordt in hoofdstuk 5 een evaluatie gegeven van de mogelijke betekenis van oeverzones en peilfluctuaties voor het verbeteren van waterkwaliteit aan de hand van enkele voorbeeldstudies, waarbij het model is toegepast op enkele Nederlandse situaties.

2. ROL VAN PEILBEHEER VOOR ECOLOGISCH FUNCTIONEREN; HOE WERKT HET?

Waterpeilfluctuaties kunnen een sterke invloed hebben op de chemische, ecologische en hydromorfologische toestand van meren. Dit hoofdstuk beschrijft de processen en de manier waarop het peilverloop doorwerkt op het (eco)systeem. Hydrologische, chemische- en ecologische processen beïnvloeden elkaar wederzijds. Daarom gaat dit hoofdstuk in op verschillende aspecten van het watersysteem: de water- en nutriëntenbalans van meren, biogeochemische processen, de betekenis van peilfluctuaties voor het ecosysteem en het belang van deze kennis voor de doelen van de waterbeheerder.

2.1. Waterbalans en nutriëntenbelasting

Peilfluctuaties treden op door schommelingen in de balans tussen inkomend en uitstromend water. In natuurlijke systemen wisselen perioden met verhoogde instroom (door rivierafvoer, neerslag) af met perioden met verminderde instroom (droogte, verdamping, wegzijging). Daardoor ontstaan van nature schommelingen in het watervolume van een meer, en dus in het peil en de omtrek van het water. In ons klimaat is de gemiddelde natuurlijke situatie een overschot op de waterbalans (stijgend peil) in de winter en het voorjaar, gevolgd door een tekort in de zomer (dalend peil). Het gemiddelde verloop van de Rijnafvoer, op het punt waar de Rijn Nederland binnenkomt, vertoont een dergelijk patroon (Figuur 2.1). De verschillen tussen jaren kunnen echter aanzienlijk zijn. In sommige jaren is de hoogwaterpiek vervroegd (2002-2003), verlaat (2001) of vrijwel ontbrekend (2004, 2005).



Figuur 2.1. Gemiddelde maandafvoer van de Rijn bij Lobith in de periode 2000-2005 van de Rijn bij Lobith.

De aan- en afvoer van water bepaalt tevens de retentietijd in meren. In de winter, met een hoge aan- en afvoer, is de verblijftijd van water doorgaans korter, terwijl deze in het

zomerhalfjaar lang is. In peilgereguleerde meren – de kenmerkende situatie in Nederland – wordt, om het streefpeil te handhaven, de afvoer van water vergroot in het winterhalfjaar terwijl de aanvoer wordt vergroot in de zomer, respectievelijk door het uit- of inlaten van water. Iedere afwijking van het streefpeil wordt beantwoord met in- of. uitpompen van water.

Doordat met het inlaatwater ook (gewoonlijk) nutriëntenrijk water wordt aangevoerd, heeft het peilbeheer gevolgen voor de nutriëntenbalans. Er wordt relatief schoon regenwater direct weggepompt terwijl verdamping en wegzijging wordt gecompenseerd met relatief nutriëntenrijk inlaatwater. In sommige gevallen heeft dit een desastreus effect op de waterkwaliteit van meren, zoals in de Reeuwijkse Plassen voordat hier maatregelen werden getroffen voor waterconservering. Het inlaatwater én het water waarop geloosd wordt, is hier afkomstig van de Hollandsche IJssel en betreft verontreinigd rivierwater met een relatief hoog zoutgehalte. Als gevolg van het strak gehandhaafde peil (nodig vanwege de bewoning aan de plassen en het achterliggende landbouwgebied) werd er veel water in- en weer uitgelaten. In het algemeen heeft dit een ongunstig effect op de nutriëntenstatus van peilgereguleerde meren doordat aangevoerde nutriënten de neiging hebben in het meer-ecosysteem te accumuleren. Hoe meer retentieruimte (verticaal dan wel horizontaal) beschikbaar is, des te gunstiger is dit voor de externe belasting met nutriënten.

Voor de nutriëntengehalten in meerwater is de belasting bepalend. De externe belasting die aangeeft hoeveel nutriënten het meer binnen komen kan op grond van vrachtberekeningen worden bepaald. Voor de effecten daarvan op bijvoorbeeld de ontwikkeling van fytoplankton (chlorofylgehalten) is de interne belasting echter van belang. De interne belasting kan sterk verschillen van de externe belasting als gevolg van sedimentatie en vastlegging in de bodem, opname in de vegetatie, en denitrificatie (stikstofverlies). Het verschil tussen externe en interne nutriëntenbelasting hangt dus af van de retentie van nutriënten in bodem en vegetatie en van de verblijftijd. De invloed van de bodem op de retentie van nutriënten is complex, omdat de mobiliteit van P en N tussen bodem en waterkolom door tal van factoren wordt bepaald. Het al dan niet droogvallen van de bodem kan een groot verschil uitmaken, en ook de invloed van (lichtbehoevende) benthische algen op de erodeerbaarheid van de bodem-toplaag is van belang. Met name in de zomerperiode kan in ondergedoken en emergente vegetatie een aanzienlijk deel van de aanwezige nutriënten vastgelegd zijn. De effectiviteit van deze retentie hangt weer af van hoeveel biomassa aan vegetatie aanwezig is, maar ook van het type en de locatie van de vegetatie in het meer. In principe kunnen, als er voldoende over de vegetatieontwikkeling bekend is, eenvoudige sommen worden gemaakt die een indruk geven van de bijdrage van retentie van nutriënten in het systeem.

Ter illustratie van de vastlegging nemen we een gemiddeld 2 m diep meer met een fosfaatbelasting van 0,4 g m^{-3} en een verblijftijd van één jaar. De concentratie fosfaat in het inlaatwater is dus 0,2 mg l^{-1}. Om een waterkwaliteitsnorm van 0,1 mg l^{-1} te bereiken moet 0,2 g m^{-2} $jaar^{-1}$ worden vastgelegd. Op grond van metingen die gedaan zijn in het IJsselmeergebied kan gesteld worden dat een periodiek geïnundeerde helofytenvegetatie ongeveer 1,5 g P per m^2 vastlegt (Hoofdstuk 3), terwijl dit voor ondergedoken waterplanten ongeveer 0,3 g P per m^2 is. Dit zou betekenen dat met een oppervlakte aandeel van 15% geïnundeerde helofytenvegetatie, of 70% waterplantenbedekking de P-norm gehaald kan worden. Hierbij is geen rekening gehouden met het gegeven dat P in biomassa kan worden vastgelegd, maar ook blijvend kan sedimenteren in stabiele oevervegetatie, en dat in oevervegetatie nutriënten met name uit de bodem worden opgenomen en hierin weer terugkeren, zonder dat de nutriëntenpool in de waterkolom wordt benut.

De bovengenoemde inschatting is bijzonder grof en negeert verschillende essentiële aspecten, zoals de mobiliteit van nutriënten onder invloed van de vegetatie,

wateruitwisseling tussen oeverzone en open water en de interacties tussen verschillende trofische niveaus. Om een beter onderbouwde inschatting te kunnen maken is inzicht in de processen die de toestand van de nutriënten binnen een watersysteem bepalen van belang. Daarmee kunnen modellen opgesteld worden. Voor goede voorspelling van zulke modellen zijn metingen in experimentele en grootschalige gebieden van groot belang.

2.2. Waterpeil-afhankelijke processen

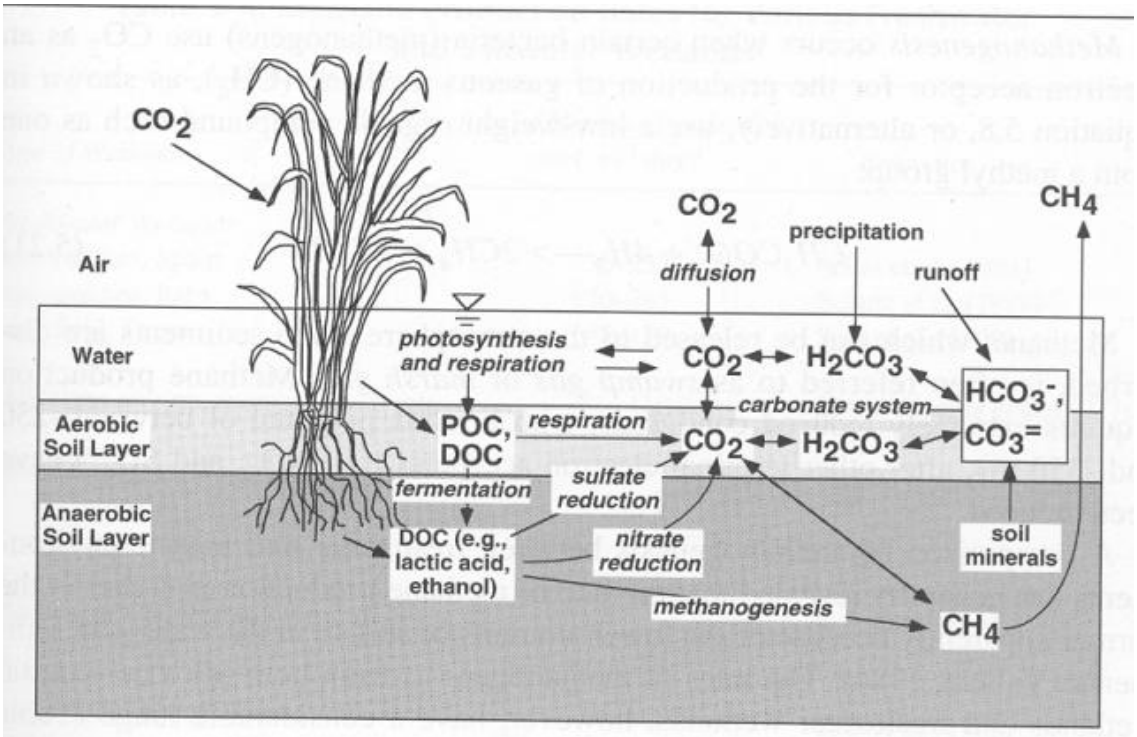
Ecosystemen kennen kringlopen van nutriënten, waarbij deze worden opgenomen in organismen of opgeslagen in de bodem, om vervolgens via chemische en/of biologische processen weer vrij te komen. In watersystemen spelen omzettingen (input-output processen) een grotere rol dan in terrestrische systemen. Belangrijke kringlopen zijn die van koolstof, stikstof, fosfor, zwavel, ijzer en mangaan. Deze kringlopen bepalen in hoge mate de beschikbaarheid van nutriënten in het systeem. Wisselingen in het waterpeil hebben grote invloed op deze kringlopen, omdat overstromen dan wel droogvallen het zuurstofgehalte, de redox-potentiaal, de zuurgraad, de temperatuur en het vochtgehalte van de bovenste bodemlaag bepalen. Deze factoren bepalen de eigenschappen van de nutriënten.

Koolstof

De afbraak van organische stof levert de koolstofverbindingen (energie) voor microbiologische omzettingsprocessen. De mate van afbraak van organisch materiaal bepaalt de recirculatie en daarmee de beschikbaarheid van de nutriënten. Bij de anaërobe afbraak worden kringlopen van andere elementen sterk beïnvloed omdat dan andere elementen dan zuurstof worden gebruikt. Koolstof komt in de bodem en in het water voor in organische vorm (bijvoorbeeld $(CH_2O)_n$ -b.v. $C_6H_{12}O_6$, C_2H_5OH) en in anorganische vorm (bijvoorbeeld H_2CO_3, HCO_3^-, CO_3^{2-}, CO_2). Grote voorraden van anorganische koolstof bevinden zich in de atmosfeer (koolstofdioxide) en in het water ((bi)carbonaten, koolstofdioxide). Organische koolstof wordt opgeslagen in levend en dood (plant- en dierlijk) materiaal. De belangrijkste processen binnen de C-kringloop zijn (Afbeelding 2.1):

- fotosynthese en respiratie,
- aërobe en anaërobe afbraak,
- methanogenese en methaan-oxidatie,
- accumulatie van organisch materiaal

Fotosynthese is de omzetting door fotoautotrofe organismen (planten, cyanobacteriën) van CO_2 in organische koolstofverbindingen met behulp van zonlicht, waarbij zuurstof vrijkomt. Fotoautotrofe organismen verbranden een deel van deze koolstofverbindingen tot koolstofdioxide (CO_2). De hierbij vrijkomende energie wordt gebruikt voor groei, opname van nutriënten, enz. Dit proces heet respiratie (=ademhaling). CO_2 kan via de bladeren, maar ook via de wortels de plant verlaten. Levende fotoautotrofe organismen, en dan met name planten, leggen koolstof vast. Afgestorven delen zijn juist bronnen van koolstof. De opslag van koolstof is dus slechts voor korte tijd, tenzij het organisch materiaal tot veen omgevormd wordt.



Afbeelding 2.1. De koolstofkringloop in een waterbodem.

Bij de aërobe afbraak (=decompositie) van dood organisch materiaal door micro-organismen worden koolstofverbindingen in aanwezigheid van zuurstof gerespireerd tot water, koolstofdioxide en energie. De afbraaksnelheid van organisch materiaal hangt af van de aanwezigheid van zuurstof, de zuurgraad, de bodemtemperatuur, het vochtgehalte, en de verhouding tussen koolstof en andere nutriënten. De bij de afbraak benodigde nutriënten worden uit de afgestorven planten zelf, maar ook uit de bodem of uit het water gehaald als ze beschikbaar zijn. Dit opnameproces heet immobilisatie. Door het verdwijnen van koolstof in de vorm van CO_2 stijgen de relatieve nutriëntengehaltes tot het punt dat bij verdere afbraak zoveel nutriënten vrijkomen dat aan de behoeften van de micro-organismen voldaan wordt. Wanneer de gehaltes boven dat punt komen, komen er netto nutriënten vrij in het milieu (mineralisatie).

Bij afwezigheid van zuurstof vindt er anaërobe afbraak plaats. Omdat zuurstof niet als eind elektronen-acceptor kan fungeren, worden andere elektronen-acceptoren gebruikt. In volgorde van dalende redoxpotentiaal worden nitraat, mangaan(4+), ijzer(3+), sulfaat, en uiteindelijk koolstof (methanogenese) gereduceerd tot respectievelijk stikstofgas en stikstofoxide, Mn^{2+}, Fe^{2+}, sulfide en methaan. De afbraaksnelheid onder anaërobe omstandigheden ligt veel lager dan onder aërobe omstandigheden. Wanneer organisch materiaal met de minst efficiënte elektronen-acceptor (koolstof) wordt afgebroken, dan is de afbraaksnelheid half zo snel als wanneer zuurstof gebruikt zou worden.

Het proces waarbij koolstofverbindingen dienen als eind elektronen-acceptor heet ook wel methanogenese. Dit proces vindt plaats onder zeer gereduceerde omstandigheden, wanneer andere elektronen-acceptoren als nitraat en sulfaat niet meer beschikbaar zijn. CO_2 of andere kleine koolstofmoleculen worden gereduceerd door bacteriën die deze C-verbindingen als een elektronen-acceptor gebruiken, waarbij methaan (CH_4) vrijkomt. Bij verstoring van sedimenten ontwijkt methaan naar de atmosfeer. De mate van methaanproductie hangt onder meer af van de temperatuur, de hoeveelheid substraat, de lengte van de natte periode en de aanwezigheid van vegetatie. Bij een lage temperatuur

verlopen de processen langzaam, en bij opwarming treedt een stijging in de methaanproductie op. Organische stof, en met name acetaat, vormt het substraat voor de methanogenese; de beschikbaarheid beïnvloedt de snelheid van het proces. Verder bepaalt de lengte van de natte periode de mate waarin de bodem gereduceerd wordt; aangezien methaanproductie alleen plaatsvindt bij zeer lage redoxpotentiaal, speelt dit een grote rol. Zuurstof remt de methaanemissie sterk, omdat zuurstof een efficiëntere eind elektronen-acceptor is dan koolstof, en methaan bovendien in aanwezigheid van zuurstof wordt geoxideerd. De aanwezigheid van vegetatie kan de methaanemissie zowel verhogen als verlagen. Planten verhogen de methaanemissie omdat ze een bron zijn van organisch materiaal en omdat planten methaan naar de atmosfeer kunnen transporteren via hun interne gastransportsystemen in de rhizomen en de stengels. Echter, methaanemissie kan ook worden verlaagd door planten doordat planten zuurstof in de bodem brengen waardoor methaan geoxideerd wordt en de redoxpotentiaal minder sterk verlaagd wordt. Ook in drooggevallen bodems is de methanogenese en methaanemissie sterk verminderd.

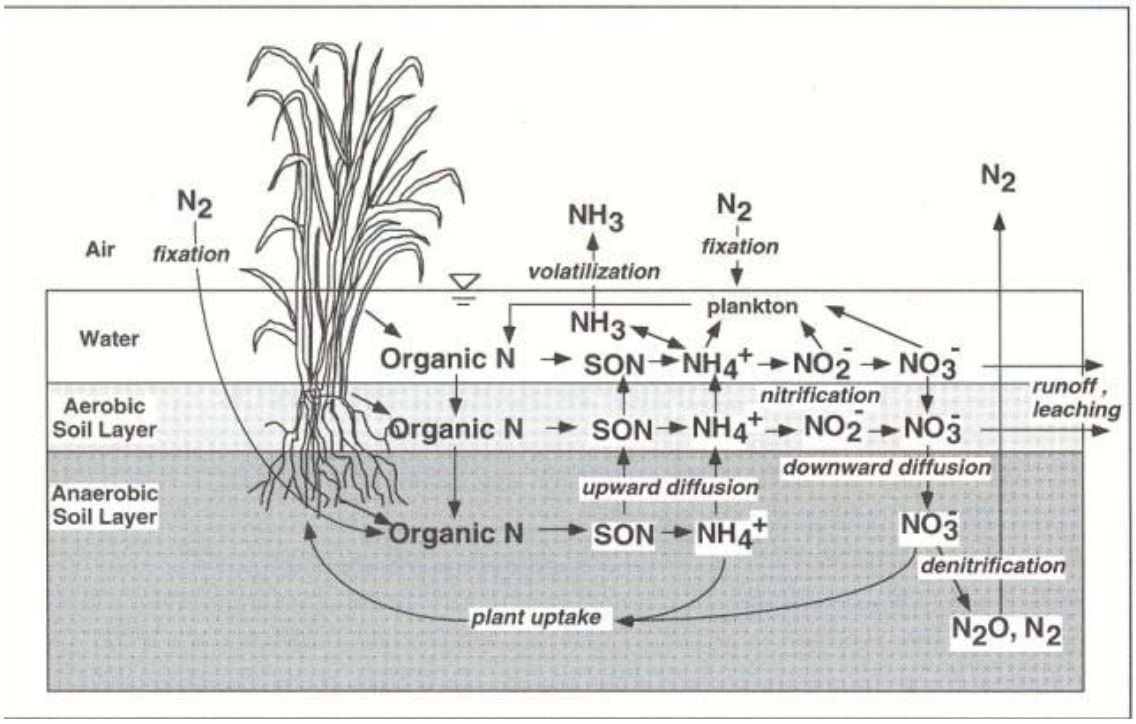
Organisch materiaal dat niet wordt afgebroken kan ophopen (accumulatie of veenvorming), met als gevolg dat de nutriënten niet vrijkomen. Veenvorming is met name daar van belang waar de afbraak stil ligt of erg traag is, zoals onder andere bij lage temperaturen. Ook als het organisch materiaal veel moeilijk afbreekbare verbindingen bevat, zoals lignine, verloopt de decompositie erg traag. De afbreekbaarheid verschilt per organisme. Micro-organismen en ook algen zijn makkelijker afbreekbaar dan hogere planten, en waterplanten zijn meestal makkelijker afbreekbaar dan land- en oeverplanten.

Stikstof

Stikstofbronnen zijn onder meer neerslag, grond- en oppervlaktewater, instroom van (riool)water, bemesting, sedimenten, organisch materiaal en de atmosferische depositie en fixatie. Stikstof kan in verschillende vormen in het systeem aanwezig zijn en kan diverse transformaties ondergaan (Afbeelding 2.2).

Ammonificatie (=stikstofmineralisatie) is de biologische omzetting van organische stikstof naar ammonium (NH_4^+). De mineralisatiesnelheid hangt af van de afbraaksnelheid van het organische materiaal, die hoger is onder aërobe- dan onder anaërobe omstandigheden. De netto stikstofmineralisatie is daarentegen relatief lager in aërobe omstandigheden. Dit komt doordat anaërobe micro-organismen een lagere stikstofbehoefte hebben dan aërobe micro-organismen, waardoor meer ammonium vrijkomt.

Onder immobilisatie wordt de opname van anorganische stikstof door reducenten bij de afbraak van organisch materiaal verstaan. Zoals hierboven al vermeld, wordt stikstof vaak eerst ingebouwd in organisch materiaal omdat er voor micro-organismen naar verhouding te weinig stikstof in zit t.o.v. koolstof, en later, als de verhoudingen gunstiger liggen, komt de stikstof weer vrij (mineralisatie). De mate van immobilisatie hangt af van de afbraaksnelheid. Bij langzame afbraak wordt veel organisch materiaal omgevormd tot veen, waardoor de stikstof geïmmobiliseerd blijft in plantenresten en reducenten.



Afbeelding 2.2. De stikstofkringloop in een waterbodem.

Bij de ammoniakvervluchtiging speelt evenwicht tussen ammonium en opgelost ammoniak een rol. Dit evenwicht is afhankelijk van de pH. Onder basische omstandigheden zal het meer ammonium aanwezig zijn, onder neutrale/ zure omstandigheden meer opgelost ammoniak. Bij pH onder de 7,5- 8,0 is het verlies van stikstof via dit proces verwaarloosbaar. De opgeloste vorm van ammoniak zal vervluchtigen naar de atmosfeer afhankelijk van de partiële druk in de atmosfeer. Voorts is de mate van ammoniakvervluchtiging ook afhankelijk van de temperatuur. Bij een verhoging met 10°C, neemt de ammoniakvervluchtiging toe met een factor 1,3 tot 3,5. Vervluchtiging treedt met name op bij een vrij wateroppervlak, bij hoge ammoniumconcentraties en bij pH-verhoging door b.v. fotosynthetiserende algen. Onder deze omstandigheden kan de hoeveelheid stikstof die ontwijkt via ammoniumvervluchtiging aanzienlijk zijn. Wanneer waterstroming optreedt is de vervluchtiging verwaarloosbaar.

Een ander proces is de nitrificatie, de oxidatie van ammonium (NH_4^+) tot nitraat (NO_3^-). Het belangrijkste nitrificatieproces is autotrofe nitrificatie waarbij ammonium omgezet wordt in nitraat. Dit gebeurt in twee fasen: eerst wordt NH_4^+ omgezet in NO_2^- (nitriet) (door *Nitrosomonas*), daarna wordt NO_2^- omgezet in NO_3^- (door *Nitrobacter*). Deze nitrificeerders verkrijgen energie door oxidatie van ammonium of nitriet. Zuurstof wordt hierbij gebruikt als elektronen-acceptor. De oxidatie van NO_2^- verloopt sneller dan de oxidatie van NH_4^+ , dus accumulatie van nitriet vindt meestal niet plaats. Dit proces heeft grote hoeveelheden zuurstof nodig en is sterk afhankelijk van de mate van aëratie. In een watersysteem vindt dan ook alleen nitrificatie plaats in de waterkolom boven de bodem, in het geoxideerde oppervlak en de rhizosfeer van de bodem/sedimenten (bij overstroomde bodem), of in de onverzadigde zone boven het waterniveau (bij drooggevallen bodem). Onder anaërobe omstandigheden vindt er accumulatie van ammonium plaats. De mate van nitrificatie hangt af van het aantal nitrificeerders dat beschikbaar is. Daarnaast neemt de snelheid van nitrificatie sterk af als de temperatuur onder de 15°C komt.

Bij de nitraatreductie worden twee processen onderscheiden: denitrificatie en reductie van nitraat tot ammonium plaats (dissimilatieve nitraatreductie). Denitrificatie wordt gedefinieerd als de biologische reductie van nitraat tot gasvormige eindproducten als N_2 of N_2O. Denitrificatie wordt wel het belangrijkste proces genoemd waarbij elementair stikstof kan terugkeren naar de atmosfeer. Dit proces vindt plaats onder anaërobe omstandigheden, waarbij (anaërobe) micro-organismen (b.v. *Pseudomonas denitrificans*) nitraat in plaats van zuurstof als elektronen-acceptor gebruiken. De snelheid van denitrificatie hangt af van het beschikbare organisch materiaal, de temperatuur, het zuurstofgehalte (en dus de redoxpotentiaal) en ook van de zuurgraad. Bij geringe beschikbaarheid van organische koolstof vindt er nauwelijks tot geen denitrificatie plaats. Een verhoging van het koolstofgehalte in de bodem leidt tot verhoogde denitrificatie.

De gekoppelde nitrificatie- denitrificatie leidt in veel bodems tot verlies van stikstof in de vorm van N_2 (of andere gasvormige producten). Dit proces speelt met name een rol in (afwisselend) overstroomde bodems. Op deze bodems kan een klein aëroob laagje gevormd worden, waardoor nitrificatie en denitrificatie elkaar snel opvolgen. In het aërobe laagje vindt de nitrificatie plaats en het gevormde nitraat wordt vervolgens gedenitrificeerd in de anaërobe laag. Dit nitrificatie/ denitrificatie proces is met name afhankelijk van de snelheid waarmee ammonium diffundeert van de anaërobe laag naar de aërobe laag, maar ook van de snelheid waarmee nitraat van de aërobe laag naar de anaërobe laag diffundeert.

Enkele groepen organismen, zoals de cyanobacteriën, kunnen vrije stikstof uit de atmosfeer en in de bodem fixeren in organisch materiaal. In een overstroomde bodem, wordt de stikstoffixatie in de waterkolom gedomineerd door de blauwalgen, en is de bijdrage van bacteriën relatief van geringe betekenis. Bacteriën kunnen veelal onder anaërobe omstandigheden N_2 fixeren, blauwalgen echter niet. In en op de bodem spelen de bacteriën dan ook een grote rol. In overstroomde systemen is de stikstofbinding groter dan in de meer aërobe systemen. Nitrogenase is in aanwezigheid van zuurstof geremd. De stikstofbinding is maximaal bij lage redoxpotentiaal en neutrale zuurgraad. Andere omgevingsfactoren die de stikstoffixatie beïnvloeden zijn aanwezigheid van licht (met name bij de blauwalgen en de fotosynthetiserende en symbiotische stikstoffixeerders), substraat (levering van energie voor de geassocieerde en vrijlevende bacteriën) en het zoutgehalte (beïnvloedt de activiteit van enkele organismen). De stikstoffixatie is een erg belangrijk proces, omdat via deze weg relatief grote hoeveelheden stikstof vastgelegd kunnen worden in het systeem.

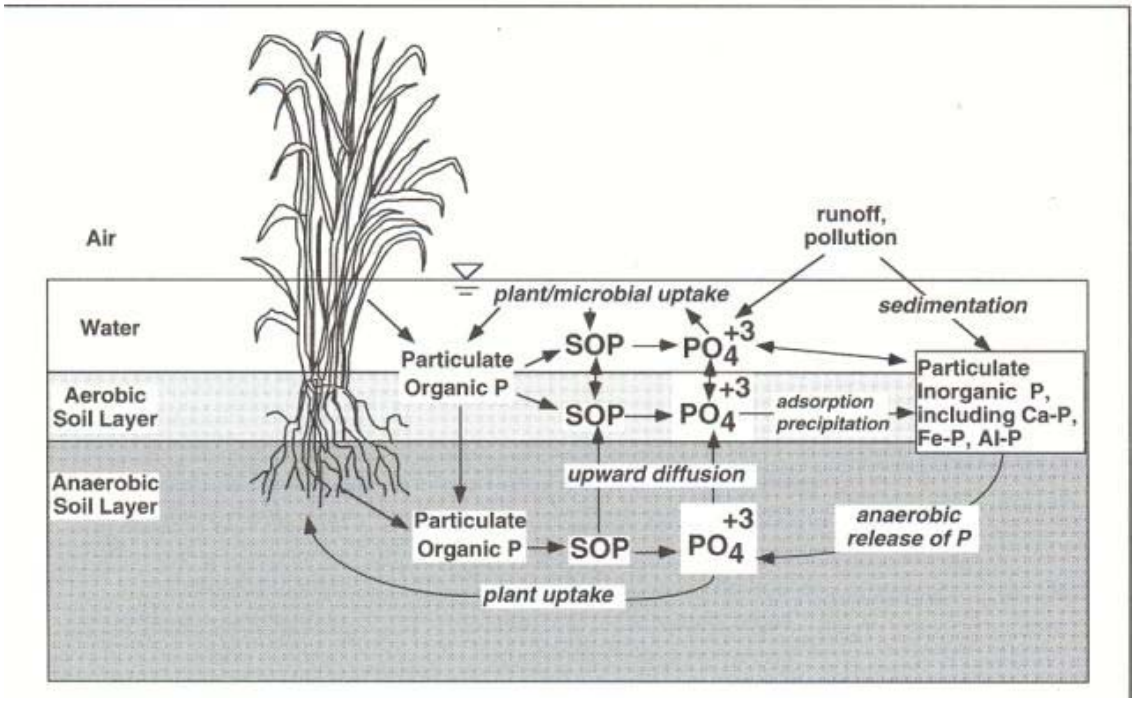
De vegetatie speelt zowel een directe als een indirecte rol binnen de stikstofkringloop. Een direct effect is de opname van stikstof uit de bodem en/of water. De vorm waarin stikstof opgenomen wordt hangt af van de plantensoort en de beschikbare stikstofvorm. Naast ammonium en nitraat kan in bepaalde gevallen ook organisch stikstof opgenomen worden. Een ander direct effect van planten is de productie van organisch materiaal. Bij de afbraak van organisch materiaal wordt ammonium gemineraliseerd en ook voor de denitrificatie is over het algemeen organisch materiaal nodig. Ook door uitspoeling van organische stof komt stikstof weer in het systeem.

Een indirect effect van planten in anaërobe bodems is de zuurstofconsumptie door de wortels van planten. Hierdoor kan, ook in aërobe bodems, de zuurstofconcentratie in de bodem sterk dalen waardoor er anaërobe plekken kunnen ontstaan. Dit heeft tot gevolg dat denitrificatie (eerder) plaats kan vinden. Aan de andere kant kan een plant ook de zuurstofconcentratie verhogen. Planten aangepast aan anaërobe omstandigheden oxideren de rhizosfeer. Hierdoor kan in de rhizosfeer nitrificatie plaatsvinden, waardoor meer nitraat aanwezig is wat de denitrificatie weer verhoogd. In een overstroomde bodem met vegetatie verdwijnt hierdoor meer stikstof dan in een overstroomde bodem zonder vegetatie.

Fosfor

Fosfor (P) komt in verschillende organische en anorganische vormen voor, die in heel verschillende mate in water oplosbaar zijn (Afbeelding 2.3). In tegenstelling tot koolstof, stikstof en zwavel, kent fosfor geen vluchtige componenten. De meest voorkomende anorganische vormen van P zijn orthofosfaten, waartoe PO_4^{-3}, HPO_4^{2-} en $H_2PO_4^{-}$ behoren. Welke van deze het meest voorkomt, hangt af van de pH. Fosforbronnen zijn neerslag, grond- en oppervlakte water, decompositie en desorptie. Binnen een watersysteem kan fosfor verscheidene omzettingen ondergaan:

- mineralisatie en immobilisatie
- adsorptie aan en neerslag met ijzer, calcium en aluminium
- P fixatie in metaalcomplexen
- de opname door planten



Afbeelding 2.3. De fosforkringloop in een waterbodem.

Bij de afbraak van organische stof komt P vrij. Dit wordt ook wel mineralisatie genoemd. De snelheid van mineralisatie hangt af van de afbraaksnelheid van de organische stof. Wanneer de P-gehaltes in dood organisch materiaal niet gunstig zijn voor microbiële afbraak, bouwen micro-organismen P in (immobilisatie). De hoeveelheid P in oud plantenstrooisel kan na een jaar wel meer dan twee keer zo hoog zijn als in vers strooisel. Langzaam afgebroken strooisel kan daarom een belangrijke P-sink zijn in een watersysteem en kan naast plantenopname het belangrijkste P-verwijderend proces worden.

Fosfor kan worden gebonden aan bodemdeeltjes (adsorptie). Dit proces speelt een grote rol in systemen waar voldoende contact is tussen het water en het substraat, b.v. als er een (grond)waterstroom is. De mate waarin P (en dan met name fosfaat) kan binden aan bodemdeeltjes hangt af van de aanwezigheid van Fe, Al, Ca en Mg componenten in de bodem. Hierop zijn de pH en de redoxpotentiaal weer van invloed. De aanwezigheid van humus verhoogt het aantal adsorptieplekken. Fosfaat kan ook in de waterkolom neerslaan met deze deeltjes (precipitatie). De mate van precipitatie hangt van dezelfde factoren af als

het adsorptieproces en neemt toe bij toenemende resuspensie. Vers geadsorbeerd fosfaat desorbeert veel beter dan fosfaat wat al langer gebonden is, zeker bij lage pH-waarden.Naast chemische adsorptie kan fosfaat ook gebonden worden via fysische adsorptie. Dit vindt met name plaats wanneer de chemische adsorptieplaatsen verzadigd zijn. Deze fysische binding wordt snel verstoord door b.v. verplaatsing van water. De redoxpotentiaal en de pH spelen een grote rol bij de adsorptie van fosfaat. Het effect van de redoxpotentiaal speelt met name bij ijzer. In een aëroob, neutraal-zuur milieu bindt fosfaat aan Fe^{3+}. Wordt het milieu echter anaëroob, dan wordt Fe^{3+} gereduceerd tot Fe^{2+}, waarbij de relatieve oplosbaarheid van ijzerfosfaat toeneemt. Hierdoor wordt de binding van fosfaat aan ijzer instabiel, waardoor fosfaat in principe weer vrijkomt. Netto wordt er minder fosfaat gebonden aan Fe(II) dan aan Fe(III). De hoeveelheid fosfaat gebonden aan ijzer(2+) wordt miniem wanneer er grote hoeveelheden sulfide bij anaërobe processen vrijkomen. Sulfide verdringt fosfaat namelijk van Fe(II), waardoor er meer fosfaat vrijkomt dan wanneer er geen sulfide gevormd zou worden. De hoeveelheden ijzer en sulfaat bepalen de hoeveelheid fosfaat die vrijkomt dan wel gebonden blijft na overstromen van de bodem. Dit blijkt ook uit verschillende onderzoeken. In bodems met hoge ijzer- en lage sulfidegehaltes blijft meer ijzer gebonden dan in bodems met lage ijzer- en sulfidegehaltes. De oplosbaarheid van Fe(II) is hoger bij lage pH dan bij hoge pH, waardoor er dan minder adsorptie plaatsvindt. Onder anaërobe omstandigheden bindt altijd minder fosfaat aan ijzer dan onder aërobe omstandigheden. De hoeveelheid fosfaat die aan Fe^{3+} kan binden kan sterk verschillen. Veroudering van ijzer(hydr)oxide verlaagt de adsorptiecapaciteit. Wanneer dit ijzer achtereenvolgens gereduceerd en geoxideerd wordt, kan de adsorptiecapaciteit als het ware opladen. Na de reductie en oxidatie kan de adsorptie capaciteit sterk veranderd zijn. De binding van fosfaat aan aluminium en calcium is niet direct afhankelijk van de redoxpotentiaal, maar van de pH. In neutraal-zure omstandigheden (pH<7) bindt fosfaat aan aluminium, terwijl bij neutraal-basische omstandigheden (pH>6) fosfaat met name aan calcium zal binden. Fosfaat wordt ook geadsorbeerd aan calciet ($CaCO_3$). Dit proces vindt met name met vers gevormd calciet plaats (co-precipitatie) tijdens de kristallisatie. Hoge temperaturen en hoge pH bevorderen de calcietvorming en dus ook de co-precipitatie. De pH tijdens het kristalliseren bepaalt de hoeveelheid P die wordt ingevangen, waarbij geldt dat bij een hoge pH meer fosfaat wordt gebonden dan bij een meer neutrale pH. De efficiëntie waarmee P wordt vastgelegd neemt toe bij toenemende fosfaatconcentraties. Maar bij te hoge fosfaatconcentraties wordt de co-precipitatie geremd doordat de pH dan gebufferd wordt door fosfaat.

Een ander proces is de fixatie van P in een matrix van kleimaterialen of precipitatie van P-metaalcomplexen. Dit proces verloopt langzaam, maar creëert weer vrije adsorptieplaatsen. In aanwezigheid van zuurstof vormt fosfaat onoplosbare complexen met verschillende ionen, met name ijzer. Zo’n complex slaat neer en op deze wijze wordt fosfor uit het water verwijderd.

Ook bij de fosforkringloop spelen planten een belangrijke rol, bij zowel het wegvangen (opname) als het beschikbaar komen (afbraak, leaching) van P. Planten nemen het hele groeiseizoen door fosfaat op (plantenopname). Opgelost organisch fosfor en onopgeloste organische en anorganische vormen van P zijn in het algemeen niet beschikbaar voor planten. Pas als ze in de opgeloste anorganische vorm zijn, kunnen ze door planten worden opgenomen. Fosfaat is erg mobiel en beweegt zich snel door het water naar de bodem waar het wordt opgenomen door de planten. Slechts een klein deel van het fosfaat wordt naar ondergrondse delen getransporteerd gedurende de herfst. Het grootste gedeelte valt als strooisel in het water waardoor het fosfaat weer terugkeert in het systeem door leaching en mineralisatie.

Biogeochemische effecten van droogval en inundatie

Als het waterpeil fluctueert kunnen ondiepe oevers tijdelijk droogvallen en overstromen. Het afwisselend droogvallen en overstromen van waterbodems kan verschillende gevolgen voor de ecologische toestand van het watersysteem als gevolg van:

- Biogeochemische effecten, zoals chemische omzettingen, gekoppeld aan het contact van waterbodem met zuurstof, zoals stikstofverwijdering en fosfaatbinding (m.n. middels ijzeroxidatie); uitwisseling water-bodem na herinundatie.
- Structuurveranderingen van de bodem: met name door inklinken en chemische veranderingen.
- Effecten op aan- en afvoer van sediment en organisch materiaal.
- Effecten op de vegetatie-abundantie en soortensamenstelling.

Bij overstroming neemt het vochtgehalte van de bodem toe. Door verminderde diffusie van zuurstof in de bodem neemt de zuurstofconcentratie af en daalt de redoxpotentiaal. De zuurstofaanvoer bepaalt voor een belangrijk deel in hoeverre de bodem anaëroob wordt. Als een droge bodem wordt overstroomd, zullen de zuurstofgehaltes dalen tot er een evenwicht komt tussen zzuurstofconsumptie. Als de zuurstofconsumptie hoger is dan de aanvoer, dan wordt de bodem, buiten de rhizosfeer, uiteindelijk volledig anaëroob. Dit is met name het geval als de bodem bedekt is met stilstaand water, omdat de zuurstofaanvoer dan volledig afhankelijk is van de trage diffusie door de waterkolom. Met het dalen van de redoxpotentiaal zal eerst nitraat worden gereduceerd. Als alle nitraat geconsumeerd is, dan wordt het volgende element (mangaan) gereduceerd. Hoe minder elementen die gereduceerd worden bij relatief hoge redoxpotentiaal aanwezig zijn, hoe sneller de redoxpotentiaal zal dalen. De processen zullen niet overal in de bodem gelijk lopen door de heterogeniteit.

Afbeelding 2.4. Bemonsteren van bodem in een met helofyten begroeide oever.

Een ander gevolg van overstroming is dat de zuurgraad verandert. In welke richting deze verandert hangt af van de waarde vóór de overstroming. Anaërobe processen, zoals gisting, kunnen een daling in de pH veroorzaken, waardoor stoffen als aluminium in oplossing kunnen komen. Het bufferend carbonaatsysteem kan een deel van de veranderingen opvangen. Ook stromend water werkt de daling van de pH tegen. De kwaliteit van instromend water heeft ook een duidelijk invloed op de pH in de bodem. De pH in bodems overstroomd met regenwater is lager dan in bodems overstroomd met grondwater, waarbij met rivierwater overstroomde bodems een tussenpositie innemen. Dit verschil wordt veroorzaakt door een verschil in waterkwaliteit. Het aangevoerde water bevat bufferende stoffen (bicarbonaten) en het bufferend vermogen van het water bepaalt in welke mate de pH van de overstroomde bodem verandert. Een overstroomde bodem zal een andere temperatuur hebben dan een niet-overstroomde bodem. De snelheid waarmee een bodem opwarmt in het voorjaar is langzamer naarmate het vochtgehalte en het organisch

stofgehalte hoger is. Het waterpeil speelt hier ook mee: een ondiep moeras (<1 m) heeft een hogere bodemtemperatuur dan een diep moeras. Verder zal de temperatuur minder schommelen in een overstroomde bodem dan in een niet-overstroomde bodem. Stroming zal temperatuurwisselingen en -amplitude nog verder afzwakken. In het algemeen heeft een stijging in de bodemtemperatuur een versnelling van de biogeochemische processen tot gevolg.

Ook de bodemstructuur zal veranderen bij overstroming, afhankelijk van de duur van de overstroming en van de regelmaat waarmee de bodem overstroomd wordt. Korte onregelmatige overstromingen zullen de bodem minder sterk veranderen dan langdurige of frequente overstromingen. Grote aggregaten zullen bij overstroming in kleinere deeltjes worden uiteenvallen. Hierdoor is de bodem compacter als deze daarna weer droogvalt. Kleinere deeltjes raken sneller in suspensie en bezinken langzamer. Ionen die aan deze sedimenten gebonden zijn, zoals P, kunnen weer in oplossing komen. Als een bodem overstroomt, dan kan bodemmateriaal worden geërodeerd en er nieuw materiaal, samen met gebonden nutriënten, afgezet worden.

Als door overstroming anaërobe condities ontstaan, vindt er in organische bodems reductie plaats van nitraat, mangaan, ijzer, sulfaat en koolstof. Ook kan nitrificatie niet plaatsvinden onder anaërobe omstandigheden. Dit heeft grote gevolgen voor de nutriëntenbeschikbaarheid. Wanneer een voorheen droge bodem overstroomd wordt, neemt op korte termijn de ammoniumbeschikbaarheid toe en de nitraatbeschikbaarheid sterk af. Verder zal de ammoniakvervluchtiging stoppen, terwijl de mineralisatie toeneemt en ook de dissimilatieve nitraatreductie onder de ontstane gereduceerde omstandigheden op gang komt. De hoeveelheid ammonium zal de ammonium-adsorptiecapaciteit van de bodem kunnen gaan overschrijden. Op den duur zal de totale stikstofbeschikbaarheid lager zijn dan in aërobe situaties, door het stikstofverlies via de denitrificatie. Deze denitrificatie zal geleidelijk afnemen bij langdurige overstroming, doordat het proces dan gelimiteerd wordt door de beschikbaarheid van nitraat. In een bodem die overstroomd wordt, zal de beschikbare stikstof verschuiven van de nitraat- naar ammoniumvorm. De fosfaatbeschikbaarheid kan sterk toenemen wanneer de bodem wordt overstroomd. Dit komt doordat een groot deel van het fosfaat in de aërobe fase gebonden is aan ijzer. Als dit ijzer gereduceerd wordt, dan wordt de binding instabiel en komt fosfaat vrij. Bovendien ontstaat in gereduceerde omstandigheden sulfide dat met ijzer bindt, waardoor dit niet meer beschikbaar is voor de fosfaatbinding. Fosfaat gebonden aan metaalcomplexen zal ook vrijkomen in gereduceerde omstandigheden. Overstromingen hebben naast effecten op de redoxpotentiaal ook effecten op de zuurgraad. Hierdoor wordt de oplosbaarheid van fosfaat beïnvloed, maar ook de binding van fosfaat met aluminium en calcium. In welke richting en welke mate deze binding verandert, hangt af van de richting van de verschuiving van de zuurgraad (wanneer de bodem zuurder wordt, dan neemt de fosfaat-calciumbinding af, maar de fosfaat-aluminiumbinding toe, en vice versa) maar ook van de beschikbaarheid van aluminium en calcium. De bovengenoemde factoren bepalen of fosfaat meer of juist minder beschikbaar wordt. In een bodem die wordt overstroomd, wordt sulfide (H_2S) gevormd bij de sulfaatreductie. De hoeveelheid geproduceerde sulfide hangt af van de sulfaatconcentraties: in een schor zal de hoeveelheid geproduceerd sulfide veel hoger zijn dan in een zoetwatermoeras, omdat in daar veel hogere sulfaatgehaltes te vinden zijn. Een klein deel van het gevormde sulfide verdwijnt naar de atmosfeer, terwijl de rest neerslaat met ijzer (FeS), dat zich in overstroomde bodems ophoopt.

Afbeelding 2.5. Uitzetten van een plot aan de oever van de Kooiwaard (IJsselmeer) met een frequente afwisseling van overstromen en droogvallen.

Als een gebied droogvalt, dan neemt in het algemeen het vochtgehalte van de bodem af en de aëratie toe. De dikte van de aërobe laag zal toenemen, waardoor de anaërobe laag steeds dieper komt te liggen. De redoxpotentiaal stijgt naarmate de bodem meer aëroob wordt. De snelheid en mate van het ontstaan van aërobie hangen waarschijnlijk samen met de snelheid van ontwatering, maar ook met de mate van ontwatering (blijft het water tot vlak onder het maaiveld, of daalt het nog verder). Dit hangt ook af van het bodemtype, omdat het ene bodemtype beter water kan vast houden dan het andere. Als het waterniveau erg laag komt te liggen, kan er verdroging optreden, d.w.z. dat de watergehaltes zo laag zijn, er vochttekorten gaan optreden bij vele bodemprocessen.Als een bodem goed ontwaterd is, dan zullen de holtes met lucht gevuld worden. Door het wegtrekken van het water wordt deze zuurstofrijke lucht naar beneden gezogen, waardoor de hele bodem met redelijk zuurstofrijke lucht gevuld raakt. Door het hoge zuurstofgebruik door planten en micro-organismen, kan het zuurstofgehalte in de luchtruimtes weer dalen.

Afhankelijk van de regelmaat van overstromen en droogvallen verandert de bodemstructuur sterker of minder sterk. Is het voor het systeem normaal dat de bodem droogvalt, dan zal de bodemstructuur minder veranderen dan wanneer de bodem voor het eerst droogvalt. Een bodem bestaande uit fijne deeltjes zal na droogvallen een zeer compact geheel vormen met kleine dunne bodemcapillairen, wat het binnendringen van wortels evenals van zuurstof bemoeilijkt.

Droogvallen heeft een sterk effect op de biogeochemische processen. Met name de stijging van de redoxpotentiaal en het weer aëroob worden van de bodem, en de veranderingen in de pH hebben grote gevolgen voor de verschillende processen in de bodem. De afbraak van organisch materiaal in drooggevallen bodems wordt gedomineerd door aërobe processen. Hierbij wordt zuurstof gereduceerd tot koolstofdioxide, terwijl andere elementen als nitraat en sulfaat nauwelijks zullen worden gereduceerd bij de afbraak in het aërobe deel. Als een anaërobe bodem aëroob wordt, zullen alle gereduceerde elementen geoxideerd worden. Dit kan zowel chemisch (d.w.z. er zijn geen micro-organismen bij betrokken) als biologisch plaatsvinden. Hierdoor worden de toxische componenten als gereduceerd mangaan, gereduceerd ijzer en sulfide, omgezet in niet toxische componenten, respectievelijk geoxideerd mangaan, geoxideerd ijzer en sulfaat. Ook ijzersulfide en, hoewel erg langzaam, pyriet worden geoxideerd, waarbij sulfaat en geoxideerd ijzer ontstaan. Verder vindt er geen methaanemissie meer plaats omdat de methanogenese in aërobe delen stopt en methaan in aanwezigheid van zuurstof geoxideerd zal worden tot CO_2 en water. Wanneer gereduceerde elementen uit de anaërobe delen van de bodem in het aërobe deel terechtkomen, worden deze ook geoxideerd.

De stikstofbeschikbaarheid verandert wanneer een overstroomde bodem droogvalt. De ammoniumgehaltes zullen dalen door de verhoogde nitrificatie en, bij hoge pH, ook door ammoniakvervluchtiging. Het bij mineralisatie en desorptie vrijgekomen ammonium zal door deze processen weg worden gevangen, waardoor dit ion in een droge bodem in lage gehaltes aanwezig zal zijn. De nitraatgehaltes zullen daarentegen sterk toenemen door de toenemende nitrificatie en afnemende en dissimilatieve nitraatreductie. Op den duur zal de totale stikstofbeschikbaarheid toenemen, omdat weinig stikstof zal verdwijnen naar de atmosfeer. De nitrificatie zal na een tijdje afnemen, doordat het proces beperkt wordt door de hoeveelheid aanwezig ammonium.

De fosfaatbeschikbaarheid neemt af naarmate de bodem meer aëroob wordt en er meer geoxideerd ijzer beschikbaar is voor de fosfaatbinding. Ook zal fosfaat weer neerslaan met metaalcomplexen. De sulfidegehaltes nemen snel af als een bodem droogvalt.

2.3. Hydraulica

Het waterpeil kan in sterke mate de water- en sedimentbeweging binnen waterlichamen bepalen. Golfwerking hangt samen met de diepte en de strijklengte van een wateroppervlak, en beide factoren kunnen – vooral in ondiepe meren of meren met ondiepe oeverzones – veranderen als het waterpeil verandert. In ondiep water worden golven gedempt of ze breken eerder, waardoor ze hun energie kwijtraken. Daardoor is de erosieve kracht in de oeverzone beperkt, wat gunstig is voor de waterkwaliteit. Een lager waterpeil kan echter betekenen dat de overblijvende golven aanvallen op een zone van de oever die niet met vegetatie bedekt is, en die al bij veel kleinere golfwerking erodeert. Bij wisselende peilen kan de zone in de oever die door golven wordt bereikt steeds op andere plaatsen liggen, zodat de erosie over een brede strook gespreid wordt, met per saldo een geringere oeverafslag dan bij een vast peil het geval zou zijn. Daarnaast bepaalt de waterdiepte of en hoeveel bodemsediment in suspensie kan gaan. In ondiepe meren kan bij hogere windsnelheden zoveel fijn sediment opwervelen dat het water troebel wordt. De kritische windwerking is lager wanneer het water ondieper is. Bovendien is er een terugkoppeling mogelijk: bij peilverlaging kan en namelijk ook meer licht tot de bodem doordringen, waardoor de watervegetatie zich ontwikkelt, die de opwervelbaarheid van bodemsediment verlaagt. Omgekeerd kan peilverhoging op die manier leiden tot zowel helderder als tot troebeler water.

Afbeelding 2.6. Vooroeverdam van stortsteen in het Volkerak-Zoommeer.

De rol van de vegetatie bij beperking van sediment-water uitwisseling dient speciaal belicht te worden. Waterplanten verlagen de schuifspanning van de bodem in ondiep water en beperken daarmee de resuspensie van bodemdeeltjes. Dit hangt af van de bodembedekking en het seizoen waarin de vegetatie aanwezig is. Oevervegetatie speelt een belangrijke rol in de erosiebestendigheid van oevers. Riet en biezen die rond de waterlijn groeien, beperken de waterbeweging doordat de bovengrondse stengels een deel van de golfenergie absorberen. Daardoor ontstaat binnen de begroeiing een luw milieu waarin, bij voldoende breedte van de begroeide oever, ook weer bodemdeeltjes kunnen bezinken. De bodem wordt bovendien versterkt door het netwerk van ondergrondse delen (rhizomen en wortels). Op veel plaatsen langs grote wateren zijn of worden vooroevers aangelegd om het proces van oeverafslag te stoppen en om een luw golfklimaat in de oeverzone te scheppen (Afbeelding 2.6).

2.4. Vegetatie

Het peilregime bepaalt het potentiële voorkomen van plantensoorten, vanwege verschillende eisen die soorten stellen aan hun milieu. Ondergedoken en drijvende waterplanten kunnen alleen groeien op plaatsen waar (gedurende het groeiseizoen) permanent een voldoende diepe waterkolom aanwezig is. Vanuit het water het land op gaand worden deze soorten vervangen door steeds weer andere soorten die onder de gegeven omstandigheden sterkere concurrenten zijn om licht en nutriënten. Bij een vast peil groeit gewoonlijk in de zone van enkele meters uit de oeverlijn een soortenarme rietvegetatie, die op de waterlijn overgaat in soortenrijkere vegetatie gedomineerd door riet, terwijl op drogere plaatsen ruigteplanten of houtige planten gaan domineren. Deze zonering kan worden beschouwd als een successiereeks van ‘verlanding’, die op lange termijn door aanvoer van sediment en ophoping van organisch materiaal leidt tot het verdwijnen van open water en de ontwikkeling van bos. Door overstroming, baggeren, begrazing, maaibeheer en dergelijke gebeurtenissen, wordt de successie echter steeds weer onderbroken en als het ware teruggezet naar een vroeger stadium. De diversiteit aan habitats blijft daardoor in een bepaalde mate continu bestaan.

Peilvariatie is een belangrijk mechanisme om de vegetatie te ‘verjongen’. Hoog water leidt tot transport van opgehoopt strooisel, (lokale) erosie van oeverbodems en terugdringing van de sterker concurrerende soorten ten gunste van de soorten die laag in de zonering groeien. Tijdens langere perioden van laag water, waarbij onbegroeide, laaggelegen delen van de oever droogvallen, kunnen amfibische plantensoorten en helofyten (zoals riet en biezen) kiemen en opgroeien. Hun succes hangt af van droogvalcondities, zoals de duur van droogval, het vochtgehalte in het slib en de begrazingsdruk. Eenjarige amfibische soorten zijn afhankelijk van regelmatig terugkerende droogvalperioden. Deze planten overleven perioden van overstroming als rustend zaad in de bodem; zaden van amfibische planten kunnen soms vele jaren op deze wijze overleven. De kieming wordt getriggerd door externe prikkels zoals een stijging van de aërobie of een sterke toename van de temperatuurfluctuatie, zoals die optreden als een bodem droogvalt. Na overstroming sterven de planten snel af.

Voor helofytensoorten zoals riet en biezen komen de kiemingseigenschappen overeen met die van de amfibische plantensoorten. Op een drooggevallen bodem is vaak massale kieming te zien, hoewel in eerste instantie de kleine kiemplantjes moeilijk te vinden zijn. Onder gunstige omstandigheden groeien kiemplanten van riet in een zomerseizoen al uit tot 1 m hoge planten, met zijscheuten via rhizoomuitlopers waardoor ‘patches’ met een doorsnede tot 2 m kunnen ontstaan. Zulke net gevestigde planten kunnen navolgende overstroming overleven en in een volgend jaar verder groeien, terwijl de

eenjarige planten intussen geëlimineerd zijn. Al na enkele jaren kan zo een volgroeide, gesloten rietbegroeiing zijn ontstaan. Riet kan bovendien drooggevallen bodem vanuit een aangrenzende bestaande rietkraag nog veel sneller koloniseren door bovengrondse stengeluitlopers, die soms wel tot 20 m vanuit de rietkraag kunnen reiken.

Van belang voor de nutriëntenhuishouding is vooral de biomassaopbouw van helofytenbegroeiïngen. Hierbij wordt koolstof via het fotosyntheseproces vastgelegd; de overige daarvoor benodigde voedingsstoffen worden opgenomen uit het bodemsediment. In de het voorjaar groeit de plant uit met behulp van de reserves die zijn opgeslagen in het rhizoom; als de fotosynthese eenmaal goed op gang gekomen is begint er een retourstroom van fotosyntheseproducten naar het rhizoom. Aan het eind van het groeiseizoen sterft het bovengrondse deel van de plant af. Het strooisel dat overblijft, dat relatief nutriëntenarm is, blijft grotendeels binnen de vegetatie en kan daar, onder gunstige omstandigheden (temperatuur, vochtgehalte) afbreken.

In de literatuur zijn talloze gegevens over de bovengrondse en ondergrondse biomassaproductie van helofyten te vinden. De biomassa's zijn zeer variabel maar over het algemeen kan gesteld worden dat helofytenbegroeiïngen tot de meest productieve vegetaties behoren. In deze studie bijvoorbeeld werden gedurende de survey van helofytenbestanden in het IJsselmeergebied biomassa's tot 2500 g m^{-2} (droge stof, bovengronds) gemeten.

De vegetatie heeft een sterke invloed op de biogeochemische condities in de oever, en via uitwisseling met het open water op het gehele watersysteem. In een overstroomde bodem is de fosfaatbeschikbaarheid voor planten hoger maar de stikstofbeschikbaarheid lager. Bovendien ontstaan in een overstroomde bodem voor planten toxische stoffen als sulfide, gereduceerd ijzer en gereduceerd mangaan. In een overstroomde bodem is nauwelijks nitraat aanwezig maar wel veel ammonium, dat voor de vegetatie toxische gehaltes aan kan nemen. Ook verandert de pH van de bodem als deze wordt overstroomd. Sommige plantensoorten zijn beter aan deze omstandigheden zijn aangepast dan andere. Een typische eigenschap van helofyten is het oxideren van de rhizosfeer, het transporteren van zuurstof naar de wortels en het vermogen om ammonium op te nemen. Het oxideren van de rhizosfeer is een mechanisme om de toxische effecten van anaërobe processen tegen te gaan: in aanwezigheid van zuurstof worden toxische gereduceerde elementen geoxideerd. Een nadeel hiervan is dat zich een ijzer(hydr)oxide laagje om het wortelstelsel kan vormen. Hierdoor kunnen er in de plant tekorten aan fosfaat en ijzer ontstaan. Zouden planten in sterk gereduceerde omstandigheden echter de rhizosfeer niet kunnen oxideren, dan zouden ze afsterven. Plantenwortels hebben een grote zuurstofbehoefte, en in aërobe omstandigheden nemen wortels deze zuurstof uit hun directe omgeving op. In een anaërobe omgeving is dit echter niet mogelijk en moet de zuurstof van bovengrondse delen naar de wortels getransporteerd worden. De aanwezigheid van aerenchym (luchtholtenweefsel) in de stengels van moerasplanten maakt dit mogelijk. Tenslotte zijn planten in overstroomde

Afbeelding 2.7. Rietbegroeiïng aan de oever van een meer.

bodems aangewezen op ammonium als belangrijkste stikstofbron. Nitraat is eenvoudig op te nemen, maar ammonium moet actief worden opgenomen.

Het droogvallen van de bodem heeft veelal een voor planten gunstig effect op de bodem: er zijn geen zuurstoftekorten meer, waardoor de wortels van de plant zuurstof uit de bodem kunnen opnemen. Ook zijn de gehaltes aan toxische, gereduceerde elementen sterk afgenomen. Verder is de stikstof met name beschikbaar in een eenvoudig op te nemen vorm: nitraat. In deze situaties groeien bijna alle plantensoorten beter, waardoor soorten die aangepast zijn aan anaërobe omstandigheden weggeconcurreerd kunnen worden. Wanneer door verandering in het peilregime de bodem voor langere of kortere tijd droogvalt, zal hierdoor de soortensamenstelling geleidelijk veranderen.

2.5. Voedselweb

Overstroming betekent vaak dat de terrestrische levensgemeenschappen worden vervangen door aquatische levensgemeenschappen waardoor de rol van hele dierpopulaties ingrijpend kan veranderen. Vissen kunnen vanuit het open water een overstroomd gebied gaan benutten als paai- of foerageergebied (afhankelijk van de tijd in het jaar). Door de activiteit van de bodemwoelende vis kan sediment uit de oeverbodem in suspensie gaan en kunnen vastgelegde nutriënten vrijkomen.

In het voedselweb van ondiepe meren kan de beschikbaarheid van ondergelopen oevervegetatie een belangrijke bufferende rol spelen. De belangrijkste predator van ondiepe, heldere wateren is de snoek. In het voorjaar heeft snoek plantensubstraat onder water nodig om zijn eieren te kunnen afzetten. De uitgekomen jongen hebben de beschutting van de begroeiing bovendien nodig om op te kunnen groeien. Een goede stand van volwassen snoek kan vervolgens ervoor zorgen dat in het open water de bestanden van benthivore en planktivore is gereguleerd worden. Benthivore witvis (m.n. brasem) kan door bodemwoeling het water in een troebele toestand houden, wat weer betekent dat waterplanten niet kunnen groeien. Planktivore vis (bijv. jonge baars) onderdrukt de ontwikkeling van zooplankton (m.n. watervlooien), en daarmee de graas op het fytoplankton. Ook watervlooien profiteren van de aanwezigheid van dichte vegetatie doordat deze als refugium dient om aan predatie door vissen te ontsnappen. Doordat snoek op zijn beurt weer afhankelijk is van het heldere water dat door een lage resuspensie en een hoge graas op fytoplankton in stand gehouden wordt, is er sprake van twee alternatieve stabiele toestanden in ondiepe meren, een heldere en een troebele. Peilvariaties in de oeverzone kunnen een rol spelen bij het bereiken en stabiliseren van de heldere toestand van watersystemen.

Ook voor andere delen van het voedselweb zijn peilfluctuaties van belang. Droogval en inundatie van ondiepe oevergebieden is van belang voor vogels: een gebied verandert bijvoorbeeld van rust- naar foerageerplek of juist andersom. Verder zal de situatie voor bodemmacrofauna, door de beschikbaarheid van habitats en refugia, eveneens veranderen. Deze veranderingen hebben ook grote gevolgen voor de nutriëntenkringlopen: naast het genoemde omwoelgedrag van vissen, wordt ook de input en output van organisch materiaal veranderd door veranderingen in het foerageergedrag van organismen.

2.6. Ecologische toestand (KRW)

Bij waterbeheerders is grote behoefte aan kennis over de rol die peilfluctuaties spelen in de ecologie van meren en plassen. Deze kennis is van belang omdat peilbeheer een potentieel instrument is om de doelen van het waterbeheer te bereiken. Recent (2000) is de Europese Kaderrichtlijn Water van kracht geworden die beoogt om het waterbeheer binnen de

Europese Unie te harmoniseren. De richtlijn is vooral een ecologische richtlijn, dat wil zeggen dat het uitgangspunt is dat alle wateren in de EU moeten gaan voldoen aan ecologische kwaliteitsnormen. De doelen worden nationaal uitgewerkt. Momenteel zit Nederland middenin het implementatietraject, dat wordt afgesloten met concrete stroomgebiedbeheersplannen. In die plannen worden, op basis van de huidige toestand, maatregelpakketten gepresenteerd waarmee in 2015 (of later als daarvoor goede redenen zijn) de goede ecologische toestand (GET) wordt bereikt. In natuurlijke wateren is het GET gerelateerd aan de referentieconditie, dat wil zeggen een niet of nauwelijks verstoorde staat; in sterk veranderde en kunstmatige wateren is een afgeleide doelstelling geformuleerd: het Goed Ecologisch Potentieel (GEP), gerelateerd aan het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP). Het MEP mag niet sterk afwijken van de referentie in vergelijkbare natuurlijke systemen, maar houdt rekening met onomkeerbare veranderingen, terwijl het GEP het huidige economische gebruik verdisconteerd.

In niet-natuurlijke wateren is peilregulering doorgaans een onomkeerbare en door economisch gebruik gedicteerde verandering vanwege functies van het watersysteem als veiligheid, watervoorziening en scheepvaart. De marges die overblijven als speelruimte voor peilfluctuaties zijn erg smal, ten hoogste enkele decimeters. Dit is aanzienlijk minder dan de natuurlijke fluctuaties. Toch zou ook een dergelijke peilvariatie, in combinatie met vooroeverinrichting, nog wel ecologisch wat kunnen opleveren.

In de afgelopen jaren zijn enkele studies uitgevoerd naar de mogelijkheden op ecologische winst bij vergroting van de peilvariatie in grote meren. In het IJsselmeergebied is uit de WIN-studie naar voren gekomen dat de geringe bandbreedte die beschikbaar is voor peilfluctuaties geen meerwaarde heeft voor het ontwikkelen van substantiële arealen oever- en ondiep-water habitat. De ‘harde’ randen van het systeem, in combinatie met de aanzienlijke windgedreven korte-termijn fluctuaties maken het effect van kleine seizoensfluctuaties hier verwaarloosbaar, met een mogelijke uitzondering in de Veluwerandmeren. Echter, in de WIN-studie is niet gekeken naar biogeochemische effecten van een seizoensgebonden peilbeheer.

In het Volkerak-Zoommeer is uitvoerig bestudeerd welke peil-bandbreedte nodig is om een uitgebreide oevervegetatie te laten ontwikkelen. Ook hier was de conclusie dat de gewenste peilvariatie groter was dan wat maximaal haalbaar geacht werd binnen het bestaande waterbeheer (gewenst minimaal 60 cm, beschikbaar 40 cm). Aangezien langs het Volkerak-Zoommeer op veel plaatsen brede, zeer flauw hellende oevers aanwezig zijn, zijn de perspectieven hier echter aanzienlijk gunstiger dan in het IJsselmeergebied.

In het implementatietraject van de Europese Kaderrichtlijn Water zijn peilfluctuaties als mogelijke maatregel om de ecologische toestand te verbeteren onderzocht. Hierbij is dus vergroting van peilfluctuaties niet het doel (wat in natuurlijke wateren het geval zou zijn) maar middel om ecologische doelen en chemische normen te halen. In de ‘Praagse methode’ (pragmatische aanpak) van het formuleren van de doelen voor MEP en GEP is het doel namelijk gekoppeld aan de toestand die haalbaar is bij een maximaal pakket aan maatregelen. De vraag m.b.t. peilvariatie is hier, of de maximale bandbreedte voldoende positieve respons oplevert op de ecologische maatlatten. De ecologische maatlatten zijn opgesteld voor de kwaliteitselementen fytoplankton, waterplanten/fytobenthos, macrofauna, en vissen. Met behulp van de maatlatten kan op basis van monitoringsgegevens worden beoordeeld in hoeverre de goede toestand in een waterlichaam is bereikt. De maatlatten beoordelen de toestand op basis van abundantie (dichtheid, bedekking, concentratie) en soortensamenstelling (indicatorsoorten). De maatlatscores reageren niet alleen op de chemische waterkwaliteit, maar ook op hydromorfologische factoren zoals de aanwezigheid en hoeveelheid van bepaalde substraten, en op de beheersvorm.

Alle kwaliteitselementen reageren in theorie op de mate waarin natuurlijke peilfluctuaties optreden. De respons kan direct zijn (areaal oevervegetatie, droogvallend slik), maar ook indirect (veranderde nutriëntenretentie, concentratie detritus/humuszuren). Momenteel wordt, bij gebrek aan voldoende kennis over de indirecte effecten van peilfluctuaties op de ecologische toestand van meren, vooral de nadruk gelegd op de directe effecten.

2.7. Samenvattend

Er is veel kwalitatieve kennis voorhanden van de nutriëntenprocessen in meren in relatie tot peilfluctuaties. Als het echter gaat om kwantitatieve beslisregels waarop maatregelen in het waterbeheer kunnen worden gebaseerd, is er veel onbekend en onzeker. Voor het goed kunnen inschatten wat de bijdrage kan zijn van een natuurlijker peilbeheer aan het bereiken van ecologische doelen is nader onderzoek nodig. Het is dus van belang de nutriëntenstromen in de oeverzone te meten bij verschillende peilcondities. Tussen 2002 en 2005 zijn dergelijke metingen verricht in het veld en in experimentele opstellingen. Het volgende hoofdstuk gaat hier verder op in.

3. EMPIRISCH ONDERZOEK PEILBEHEER EN NUTRIËNTEN

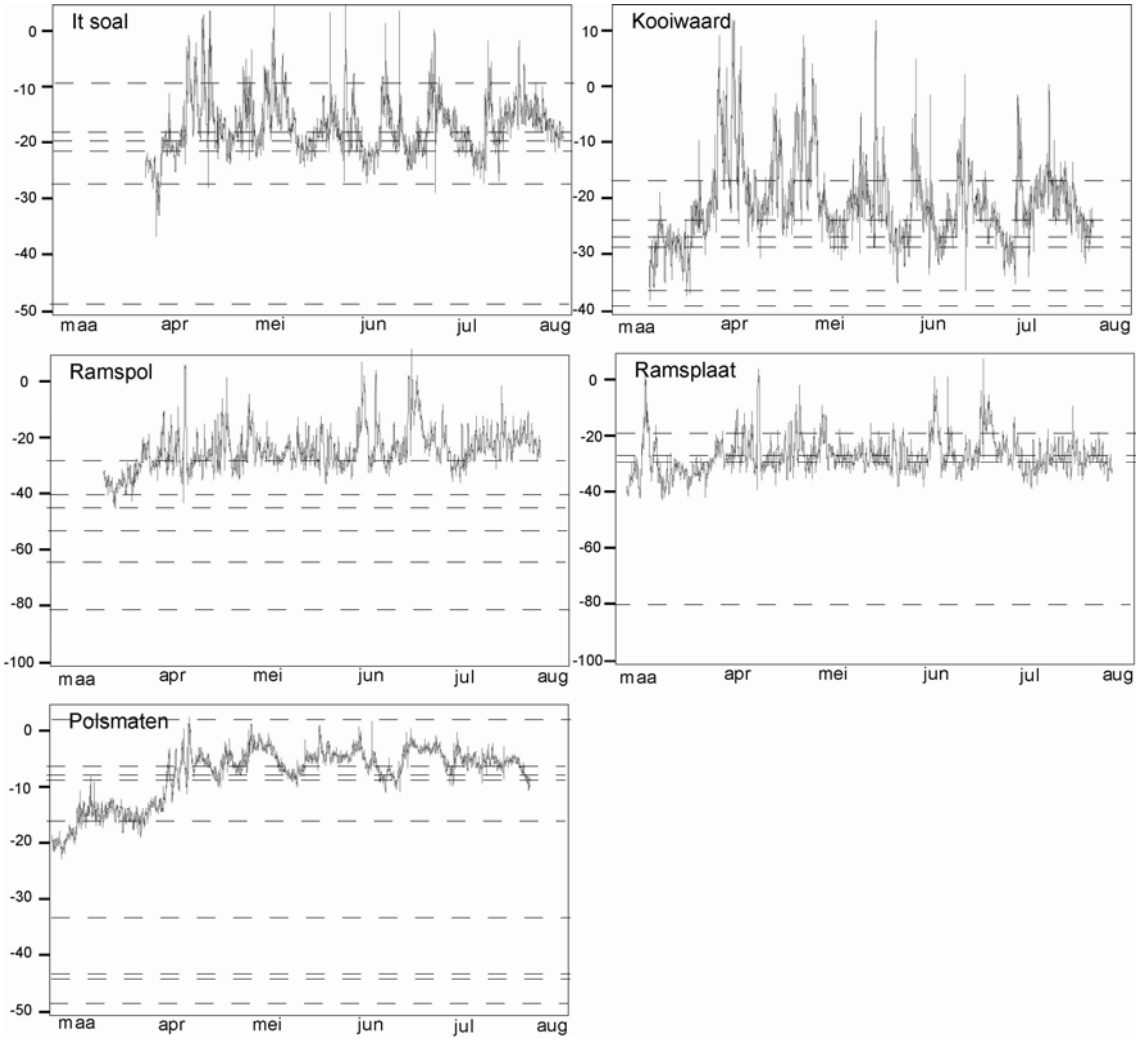
3.1. Natuurlijke en aangelegde litorale zones in de ondiepe meren van het IJsselmeergebied en hun mogelijke invloed op de waterkwaliteit: een veldstudie

3.1.1. Inleiding

De meeste ondiepe meren in de gematigde zone zijn sterk geëutrofieerd als gevolg van hoge belasting met nutriënten. Hoewel de waterkwaliteit in Europese ondiepe meren de afgelopen decennia aanmerkelijk is verbeterd, is deze nog ver beneden de normen voor een goede ecologische waterkwaliteit (RIVM, 2000). Daar de vooruitzichten voor een verdere reductie van de nutriëntenbelasting ongunstig zijn, zal nagegaan moeten worden of interne maatregelen kunnen bijdragen aan de zo noodzakelijke verdere verbetering van de situatie. Een van de belangrijkste oorzaken van het uitblijven van verbetering na het reduceren van de extreme belasting is de nalevering van eerder in het sediment opgeslagen nutriënten, ook wel interne belasting genoemd. Veel studies hebben aangetoond dat aanmerkelijke verbetering kan optreden door visbeheer of door het instellen van peilfluctuaties (Scheffer, 2001).

Ook oevermoerassen kunnen een positief effect hebben op de waterkwaliteit van ondiepe meren (Coveney et al., 2002; Meuleman et al., 2002; Verhoeven and Meuleman, 1999). In geëutrofieerde situaties waar de externe nutriëntenbelasting niet verder kan worden teruggebracht, zou het uitbreiden of geheel nieuw aanleggen van litorale moerassen met b.v. Riet en Lisdodde-soorten een oplossing kunnen vormen. Dergelijke moerassen kunnen grote oppervlakten innemen wanneer een ondiep meer een geleidelijk oplopende bodem heeft met een brede zone ondieper dan 50 cm. Ook peilfluctuaties zijn erg gunstig voor de ontwikkeling van voedselrijke oevermoerassen (Coops, 1996). Dergelijke afwisselingen tussen overstromen en droogvallen hebben ook grote invloed op de biogeochemische processen in de oeverzone. Door de wisselingen in redoxpotentiaal kunnen b.v. tijdens relatief droge condities fosfaten in de bodem worden vastgelegd in moeilijk oplosbare (hydr)oxiden, terwijl door nitrificatie ammonium omgezet wordt in nitraat. Als vervolgens een overstroming optreedt, wordt een deel van het fosfaat weer nageleverd, terwijl de eerder gevormde nitraten snel denitrificeren tot luchtstikstof en lachgas. (Patrick and Delaune, 1977; Mitsch and Gosselink, 1993; Ann et al., 2000). Litorale moerassen kunnen nutriënten uit het oppervlaktewater verwijderen door plantopname, stimulering van denitrificatie en van sedimentatie, en vastlegging van nutriënten in dood organisch materiaal (Coveney et al., 2002; Meuleman et al., 2002; Verhoeven and Meuleman, 1999; Johnston, 1984; James et al., 2004).

De meren in het IJsselmeergebied hebben een historie van hoge nutriëntenbelasting en zeer slechte waterkwaliteit met langdurige perioden met blauwwierbloei. Ondanks vele maatregelen om de externe belasting te beperken zijn de problemen niet opgelost. De waterstandsfluctuaties in dit gebied zijn zeer kunstmatig en tegennatuurlijk. Er is sprake van zeer stabiele waterniveaus die ’s zomers wat hoger zijn dan ‘s winters. Deze peilen zijn zeer nadelig voor helofyten; bovendien is er langs veel oevers sprake van steile taluds, waardoor de omstandigheden voor het ontwikkelen van brede litorale zones ongunstig zijn (Lammens, 1999). Om in dit gebied grote helofytenzones te ontwikkelen moeten de omstandigheden daarvoor gunstig gemaakt worden in termen van oevermorfometrie en waterstandsfluctuaties.



Figuur 3.1.1. Peilfluctuaties in de verschillende locaties van maart tot augustus 2003. Stippellijnen geven de hoogtes van de plots aan.

Om de nutriëntenhuishouding van natuurlijke en aangelegde oevermoerassen in het IJsselmeergebied te karakteriseren en de potentiële rol van dergelijke systemen nader kwantitatief te onderzoeken is een veldstudie gedaan, waarbij vegetatie, bodem en water van een aantal karakteristieke moerassen in het gebied is bemonsterd. Belangrijke vragen hierbij waren, of de 8-16 jaar geleden aangelegde oevermoerassen qua vegetatie en nutriëntenhuishouding verschillen van de meer natuurlijke moerassen die zich na de afsluiting van de Zuiderzee en de drooglegging van Flevoland over een veel langere periode hebben ontwikkeld.

3.1.2. Gebiedsbeschrijving

Het IJsselmeergebied bestaat uit het IJsselmeer zelf en daarnaast uit de randmeren langs de Veluwezoom, tezamen een wateroppervlak van 2000 km^2. De gemiddelde diepte is tussen 1,5 en 4,5 m, waarmee deze systemen tot de ondiepe meren gerekend worden (Lammens 1999). Sinds de constructie van de Afsluitdijk in 1932 is dit systeem van meren snel verzoet. De oevers bestaan voor een groot deel uit dijken, die voor het grootste deel steil en hard zijn. Het peil wordt gereguleerd ten bate van veiligheid en economische functies als scheepvaart en landbouw in de omliggende polders. Het peilregime is tegennatuurlijk, met een niveau dat ’s zomers 20 cm hoger is dan ’s winters (zie Figuur 3.1.1.). Daarbovenop

fluctueert het peil ook onder invloed van de wind. De oevermorfometrie en het peilbeheer maken het gebied weinig geschikt voor uitgebreide oevervegetaties, en deze zijn dan ook slechts zeer marginaal aanwezig. Om het gunstige effect van dergelijke littorale zones voor waterkwaliteit en natuurkwaliteit te vergroten, zijn of worden op verschillende locaties moerasherstelprojecten uitgevoerd. Bij dergelijke projecten wordt zand opgespoten om het bodemniveau te verhogen, zodat oeverbegroeiingen de kans krijgen zich te ontwikkelen. Ongeveer 350 ha van dergelijke projecten is reeds uitgevoerd, terwijl nog eens 1250 ha in de planningsfase verkeert (www.rdij.nl).

3.1.3. Werkwijze

Bemonsteringsgebieden werden geselecteerd in de littorale zones langs het IJsselmeer, het Ketelmeer en het Veluwemeer. In ieder meer werd zowel een oeverbegroeiïng bemonsterd die zich sinds 1932 ongestoord heeft kunnen ontwikkelen ('natuurlijk') als ook een oeverbegroeiïng in een recent (na 1990) aangelegde oeverzone ('aangelegd', zie Tabel 3.1.1.). In alle 6 geselecteerde studiegebieden werden plots van 1 m^2 gekozen in verschillende voorkomende vegetatietypen. Het vegetatietype 'helofyten dominantie' bestond uitsluitend uit riet en lisdodden (*Piramides australis, Typha latifolia, T. angustifolia)*, 'helofyten associatie' was een type gedomineerd door deze zelfde soorten maar met aanwezigheid van soorten als mattenbies, zeebies, fioringras en watermunt (*Schoenoplectus lacustris*, *Bolboschoenus maritimus*, *Agrostis stolonifera* en *Mentha aquatica).* In het vegetatietype 'biezen associatie' werden de dominante soorten mattenbies en zeebies vergezeld door riet, lisdodde, wolfspoot en watermunt. In het 'kruidachtigen' type kwamen 19 soorten voor in tamelijk gelijk verdeelde biomassa's, waarbij de zomprus (*Juncus articulatus)*, greppelrus (*J. bufonius)*, akkerdistel (*Cirsium arvense)*, grote weegbree (*Plantago maior)*, waterpeper (*Persicaria hydropiper)* en wilgensoorten (*Salix* spp) het belangrijkst waren. In totaal werden 30 plots geselecteerd. In Figuur 3.1.1. is een beeld gegeven van de hoogte van de verschillende plots (stippellijnen) en van de peilfluctuaties in de drie onderzochte meren. Sommige plots waren overstroomd of droog gedurende de hele periode, andere waren afwisselend nat en droog. Bodem, bodemporiewater en oppervlaktewater werden bemonsterd in mei en augustus 2003. In plots met vegetatie werd de biomassa bepaald tijdens de periode van het jaarlijkse maximum (aug.-sept.) Voor een gedetailleerde beschrijving van de methoden wordt verwezen naar tussenrapport 2 van het project 'Peilbeheer en nutriënten in ondiepe meren' (Sollie, 2004).

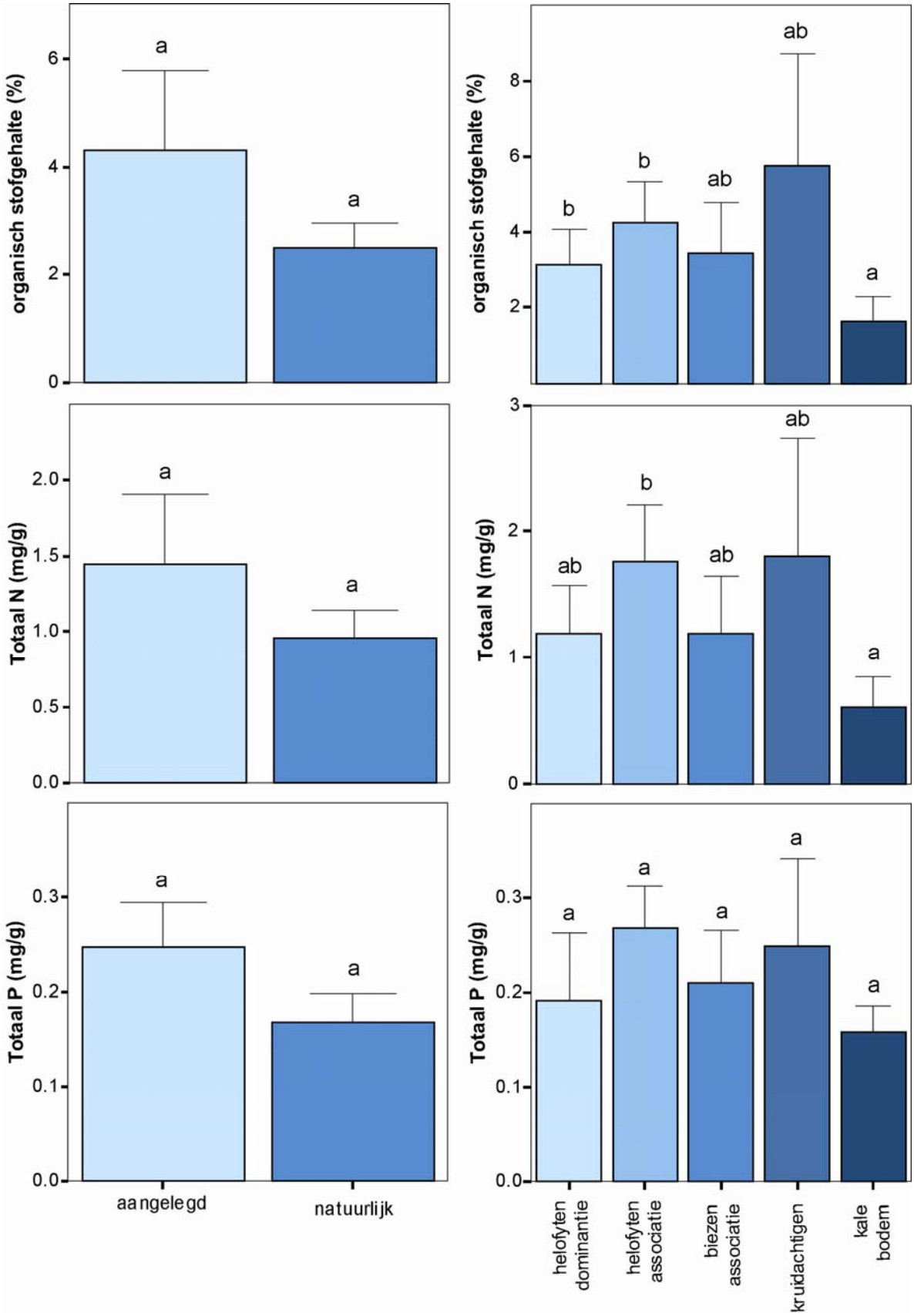
Tabel 3.1.1. Locatie en eigenschappen van de studiegebieden en aantal gekozen plots.

Meer	Oppervlak	Locatie	Natuurlijk (N) / aangelegd (A)	Leeftijd	Totaal nr. plots
IJsselmeer	115.000 ha	It Soal	A	8-10 jaar	5
		Kooiwaard	N		6
Ketelmeer	3500 ha	Ramsplaat	A	9 jaar	5
		Ramspol	N		5
Veluwemeer	3022 ha	Polsmaten I	A	16 jaar	5
		Polsmaten II	N		4

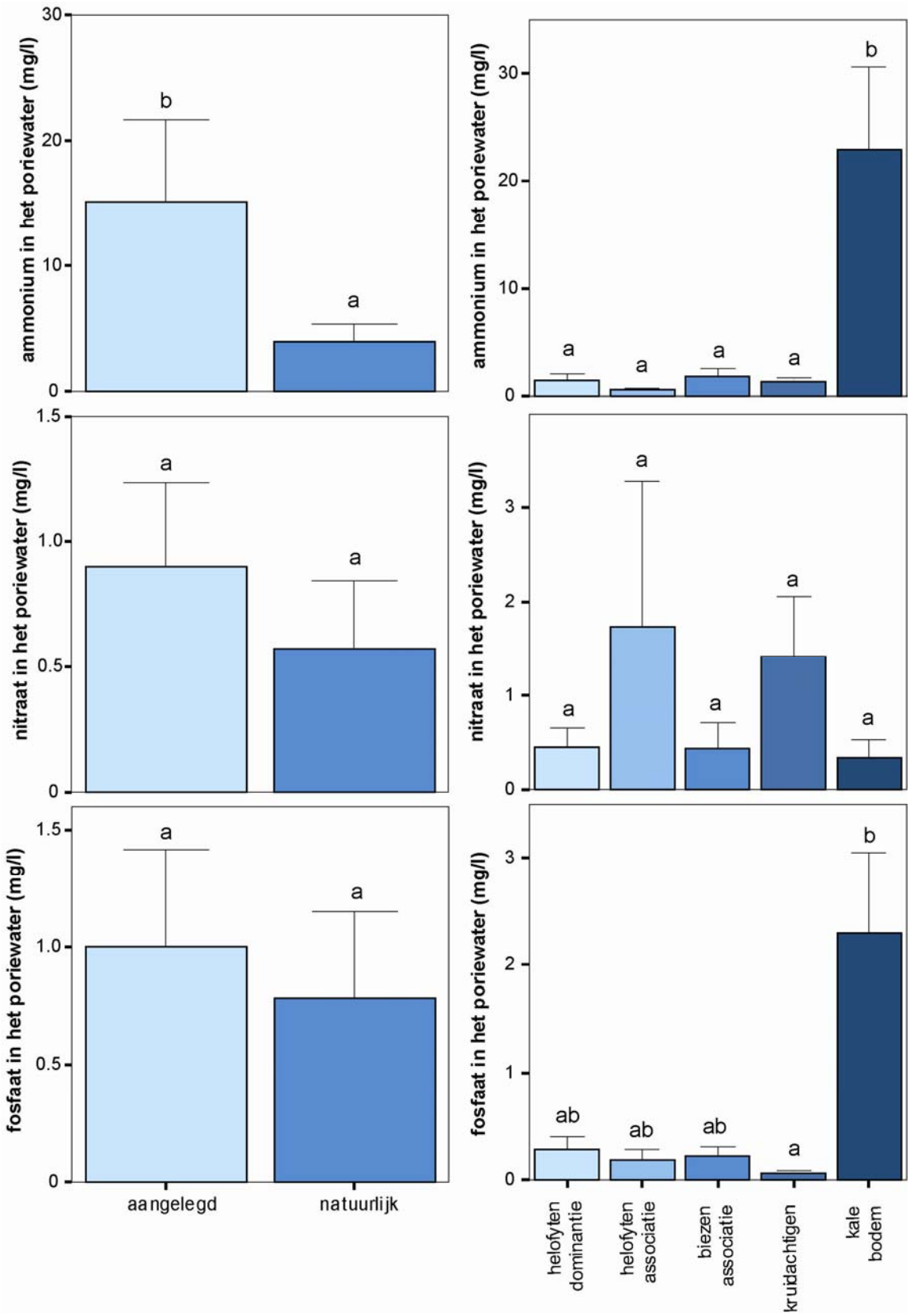
3.1.4. Resultaten

Een vergelijking van de bodemsamenstelling (bovenste 10 cm) tussen 'aangelegde' en 'natuurlijke' oeverzones levert een verrassend resultaat op (Figuur 3.1.2.). De organisch stofgehalten, en totaal N- en P-gehalten van de bodem zijn hoger in de aangelegde dan in de natuurlijke oeverzones. De verschillen zijn weliswaar net niet statistisch significant, maar geven tezamen wel een duidelijke trend aan. De verwachting was omgekeerd; net aangelegde moerassen hebben nl. een zandige, minerale bodem die langzaam begroeid raakt en dan heel geleidelijk organische stof gaat accumuleren. Een verklaring zou kunnen zijn, dat de vegetatie in aangelegde oeverzones veelal van het 'kruidachtige' type was, waarin eenjarigen een grote rol spelen. Deze pioniersoorten produceren veel biomassa, die makkelijk afbreekbaar is en zich daarom snel mengt met de bovenste minerale bodemlaag. De vegetatie in de natuurlijke oeverzones bestond veelal uit helofyten, die veel strooisel produceren dat op de bodem blijft liggen en niet zo makkelijk opgenomen wordt in de minerale bodem. We zien inderdaad dat de organisch stof- en nutiëntengehaltes van de bodems met het 'kruidachtige' type het hoogst zijn, terwijl deze in de typen met helofytendominantie lager is (Figuur 3.1.2.). Opvallend is verder dat het organisch stofgehalte en in mindere mate ook de totale gehaltes aan N en P, duidelijk lager zijn op kale, onbegroeide bodems dan op bodems met vegetatie.

De nutriëntenconcentraties in het bodemwater (Figuur 3.1.3.) laten duidelijk zien dat met name ammonium, maar in mindere mate ook fosfaat en nitraat, veel hoger zijn in de aangelegde dan in de natuurlijke bodems. Als we kijken naar de effecten van verschillende vegetatietypen valt zeer sterk op dat onbegroeide bodems veel hogere concentraties ammonium en fosfaat in het bodemwater hebben dan begroeide. Blijkbaar nemen plantenwortels deze ionen sterk op uit het bodemwater. Nitraat vertoont een heel ander beeld: de waarden zijn veel lager dan die voor ammonium en bovendien zeer variabel Er lijkt geen verschil te bestaan tussen begroeide en onbegroeide bodems in dit opzicht.



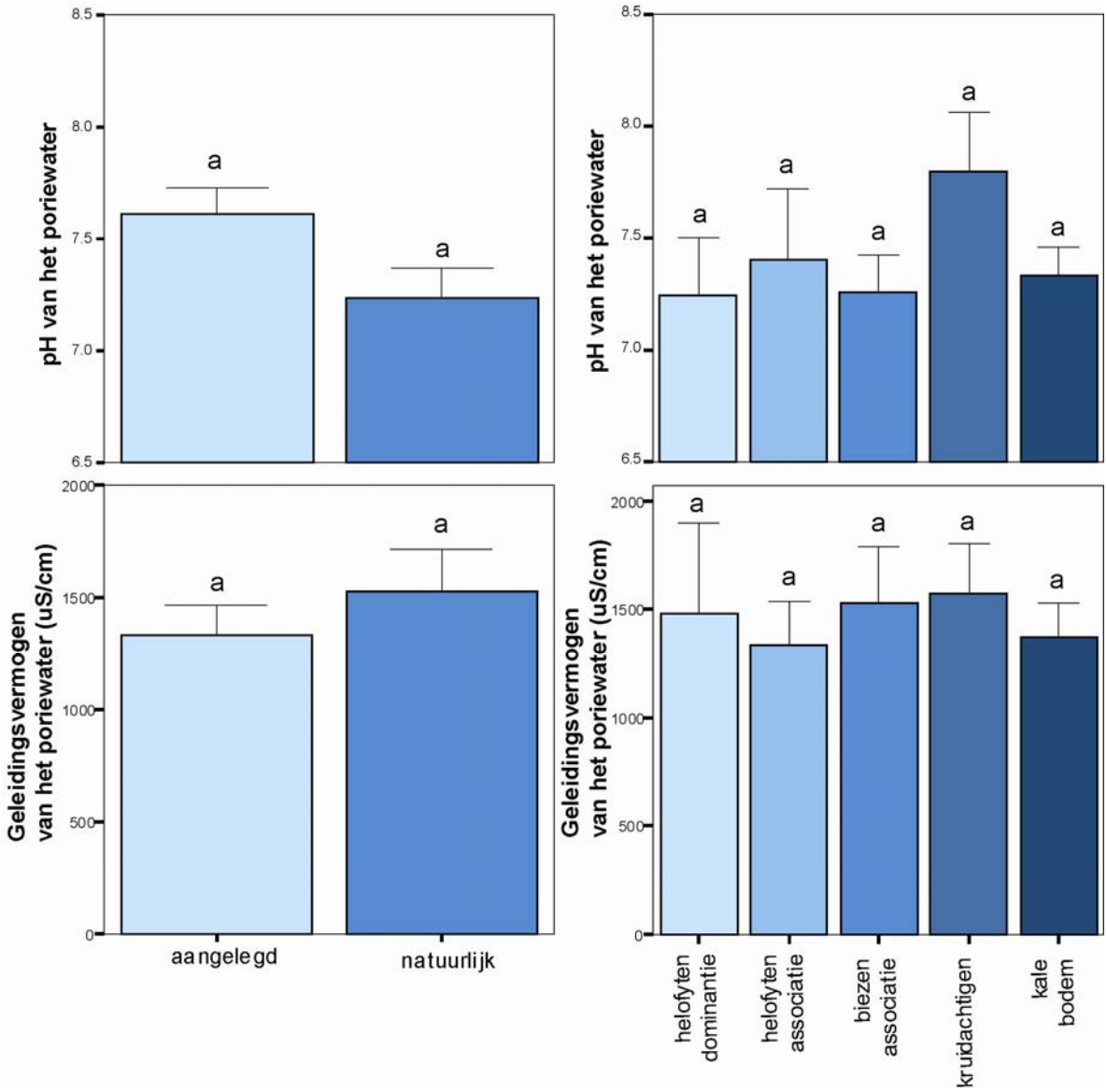
Figuur 3.1.2. Organisch stofgehalte, totaal N en totaal P in de bodem, gegroepeerd voor aangelegde versus natuurlijke oeverzones (links), en voor de verschillende vegetatietypen, resp. kale bodem (rechts). Foutbalken geven Standard Errors weer. Gemiddelden met dezelfde letters zijn niet significant verschillend.



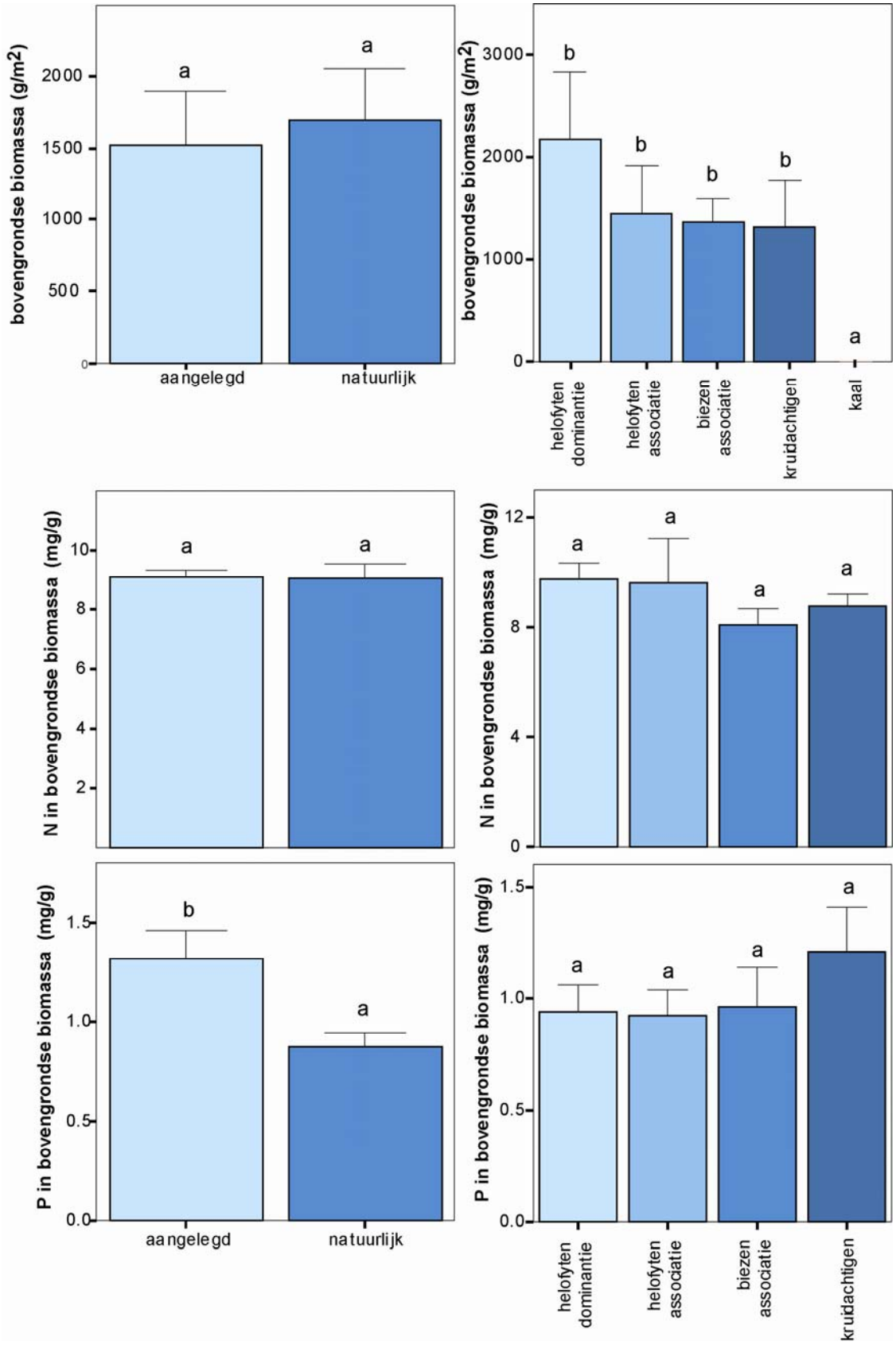
Figuur 3.1.3. Concentraties ammonium, nitraat en fosfaat in het bodem-poriewater, gegroepeerd voor aangelegde versus natuurlijke oeverzones (links), en voor de verschillende vegetatietypen, resp. kale bodem (rechts). Foutbalken geven Standard Errors weer. Gemiddelden met dezelfde letters zijn niet significant verschillend.

In overige opzichten verschilt het bodemwater in aangelegde oeverzones weinig van dat van natuurlijke oeverzones (Figuur 3.1.4.). De pH van het bodemwater is iets hoger in de aangelegde moerassen, hetgeen weer te maken heeft met het frequent voorkomen van 'kruidachtige' plots, die een 0.5 eenheid hogere pH in het bodemwater hebben dan de andere vegetatietypen. Het Elektrisch Geleidingsvermogen (EGV) vertoont helemaal geen verschillen tussen de oeverzones.

De biomassa van de vegetatie verschilt per vegetatietype (Figuur 3.1.5.). We vinden een zeer hoog biomassamaximum (tot 2500 g m^{-2}) voor de vegetaties met helofytendominantie, terwijl de kruidachtige pioniervegetatie slechts rond de 1000 g m^{-2} haalt. Als gevolg van de grote vertegenwoordiging van deze laatste vegetaties in de aangelegde oeverzones is daar de biomassa ook wat lager dan in de meer natuurlijke. De verschillen in biomassa worden ook gereflecteerd in de hoeveelheden N en P die aan het eind van de zomer in de bovengrondse biomassa aanwezig zijn. De nutriëntconcentraties in de vegetatie is nauwelijks verschillend voor de verschillende vegetatietypen. Echter door de hoge helofyten biomassa is de hoeveelheid nutriënten per m^2 in dat type hoger dan in de andere types. Deze hoeveelheden (10 g N m^{-2} voor kruidachtige vegetatie tot 21 g N m^{-2} voor helofyten en 1.5 g P m^{-2} (kruidachtigen) tot 1.9 g P m^{-2} (helofyten)) zijn maatgevend voor de hoeveelheid nutriënten die jaarlijks door plantopname in de vegetatie vastgelegd worden en kunnen als uitgangspunt genomen worden voor de hoeveelheden N en P die vastgelegd worden bij zich ontwikkelende oevermoerassen.



Figuur 3.1.4. pH en Elektrisch Geleidingsvermogen (EGV) van het bodem poriewater, gegroepeerd voor aangelegde versus natuurlijke oeverzones (links), en voor de verschillende vegetatietypen, resp. kale bodem (rechts). Foutbalken geven Standard Errors weer. Gemiddelden met dezelfde letters zijn niet significant verschillend.



Figuur 3.1.5. Bovengrondse biomassa (g m^{-2}) en N en P concentraties (mg g^{-1}) gegroepeerd voor aangelegde versus natuurlijke oeverzones (links), en voor de verschillende vegetatietypen, resp. kale bodem (rechts). Foutbalken geven Standard Errors weer. Gemiddelden met dezelfde letters zijn niet significant verschillend.

3.1.5. Discussie

De natuurlijke en de aangelegde oeverzones langs de drie onderzochte meren blijken enkele belangrijke overeenkomsten en verschillen te vertonen. De totale hoeveelheden organische stof en nutriënten in de bodem zijn in de aangelegde moerassen zeker zo hoog als in de natuurlijke. In de periode tussen 8 en 16 jaar zijn de pioniervegetaties in de aangelegde moeraszones klaarblijkelijk in staat geweest om een voorraad organische stof in de bodem achter te laten die overeenkomt met de hoeveelheid die ook na veel langere tijd van begroeiing door vegetatie aanwezig is. Het 'kruidachtige' vegetatietype is in de eerste jaren na aanleg relatief belangrijk, en dit wordt gekarakteriseerd door relatief lage productie, relatief hoge nutriëntenconcentraties en relatief goede afbreekbaarheid van het plantenstrooisel. Deze combinatie van eigenschappen leidt tot een snelle incorporatie van redelijk stabiele organische stof in de bodem.

De veel hogere concentraties ammonium, nitraat en fosfaat in het bodemvocht van de aangelegde moeraszones in vergelijking met de natuurlijke laten zien dat de opnamecapaciteit van de vegetatie veel groter is in de natuurlijke moerassen. Opmerkelijk is dat de concentraties van deze nutriënten veel hoger zijn in het bodemvocht op onbegroeide plaatsen dan op plekken met een vegetatie. Het ontbreken van plantopname speelt hierbij een grote rol. Op sommige kale plekken kunnen ook vogeluitwerpselen hebben geleid tot hogere concentraties. Hoewel er grote verschillen waren in hoogteligging tussen verschillende plots, en daarmee ook in de blootstelling aan nat-droog-wisselingen, leidden die niet tot grote verschillen in nutriëntenstatus in bodem of vegetatie. Wel is vastgesteld dat fosfaat en ammonium een hogere beschikbaarheid hadden op plaatsen met een lange overstromingsduur (gegevens niet weergegeven).

De hoeveelheden nutriënten in de vegetatie waren sterk afhankelijk van het vegetatietype en waren in de natuurlijke moerassen ook duidelijk hoger dan in de aangelegde. De jaarlijkse retentie in de verschillende typen varieerde van 10 tot 21 g N m^{-2} en 1.5 tot 1.9 g P m^{-2}. Deze waarden zijn normaal voor oevermoerassen, waarbij de hoogste waarden in de range in de buurt komen van wat gevonden wordt in helofytenfilters.

Het is duidelijk dat helofyten grote hoeveelheden nutriënten kunnen opnemen, maar heeft hun aanwezigheid in oeverzones een reducerend effect op de concentraties in het oppervlaktewater van het meer? Literatuuronderzoek leert dat N en P-concentraties in oppervlaktewater lager zijn in wateren met dan in wateren zonder brede oeverzones. De verblijftijd van het water is de moeraszone is daarbij erg belangrijk. Deze moet enerzijds niet te kort zijn, om de processen (opname door adventiefwortels van helofyten, immobilisatie door bacteriën, diffusie, infiltratie in de bodem) voldoende tijd te geven om nutriënten uit het oppervlaktewater te verwerken, en anderzijds ook niet te lang, omdat dan maar een heel klein deel van het open water in het meer door de oeverzones zou stromen.

In onze studie is door middel van een multivariate correlatie-analyse een duidelijk verband vastgesteld tussen de biomassa van de vegetatie en de totale hoeveelheden nutriënten in de bodem. Planten nemen niet alleen nutriënten op met hun wortels en adventiefwortels, maar stimuleren ook de sedimentatie door afremmen van de stroomsnelheid. De hoeveelheden nutriënten die jaarlijks vastgelegd worden zullen onmiddellijk na de aanleg van nieuwe moerassen aanzienlijk zijn, omdat dan ieder jaar organische stof met nutriënten accumuleert in de steeds dichter en productiever wordende vegetatie. Na ongeveer 20 jaar zal deze accumulatie kwantitatief minder belangrijk worden. Ook dan kunnen nog nutriënten uit het watersysteem worden verwijderd door denitrificatie en verdere vastlegging in de bodem.

3.2. Nutriëntenretentie in de oeverzone (Volkerakmeer)

3.2.1. Inleiding

Een verandering in peilregime zal naar verwachting gevolgen hebben voor de nutriëntenretentie in de oeverzone (Hoofdstuk 2; Wienk et al. 2000). Niet alleen zal de oppervlakte van de helofytenzone toenemen bij het 'natuurlijker' worden van het peilregime door het waterpeil in de loop van het groeiseizoen langzaam te laten dalen. Ook de processen in de oeverzone zelf zullen worden beïnvloed door de langzame daling van het peil gedurende het groeiseizoen. In situaties met een verzadigde bodem met oppervlaktewater rond de stengelbasis van de helofyten kan nutriëntenopname uit het water optreden via adventiefwortels van de helofyten en via het perifyton rond de stengels. Ook zal oppervlaktewater door wegzijging in de bodem terechtkomen en nutriënten met zich meenemen naar het bodemcompartiment. Deze wegzijging kan in de zomer sterk door de helofytenverdamping worden bevorderd. In delen van de helofytenzone die boven de waterlijn liggen is geen uitwisseling met het oppervlaktewater meer.

Naast deze rechtstreekse beïnvloeding van het oppervlaktewater door retentie, hebben peilfluctuaties ook gevolgen voor de nutriëntenhuishouding van de helofytenbodem. Zolang de bodem onder water staat, zullen er veel anaërobe plekjes in de bodem aanwezig zijn en zullen aërobe plekjes beperkt blijven tot de bovenste centimeter(s) en plekken waar zuurstof in de bodem dringt via aërenchym in het wortelstelsel van de helofyten. Door de overwegend lage redoxpotentiaal zal aanwezig nitraat snel worden gedenitrificeerd, terwijl nitrificatie juist laag zal zijn. Fosfaat is onder deze omstandigheden relatief mobiel. We verwachten onder deze omstandigheden lage concentraties nitraat en hoge concentraties ammonium en fosfaat in het bodemwater. Waar de bodem boven de waterlijn ligt zal een aërobe zone aanwezig zijn, zodat nitrificatie sneller optreedt en fosfaat vastgelegd kan worden aan Fe^{III} complexen. Hier zal nitrificatie sneller optreden, zodat hogere concentraties nitraat ontstaan.

Om deze hypothetische verwachtingen te toetsen, is in 2004 en 2005 een veldexperiment uitgevoerd in een brede helofytenzone in het Volkerak/Zoommeer, waarbij op 3 plaatsen langs een gradiënt van hoog naar laag cylinders zijn geplaatst om te kunnen meten aan oppervlaktewater, bodemwater, de bodem zelf en de helofytenvegetatie. De belangrijkste te beantwoorden vragen hierbij waren:

- Welke verschillen in nutriëntenstatus in oppervlaktewater, bodemwater, bodem en vegetatie zijn aanwezig tussen hoge (helofyten, geen oppervlaktewater), intermediaire (helofyten, oppervlaktewater) en lage (geen helofyten, oppervlaktewater) plekken langs een oeverzone van een zeer eutroof waterlichaam.
- Welke verschillen in kringloopprocessen voor N en P treden op langs deze gradiënt? (b.v. plaatopname, denitrificatie)
- Wat zijn de implicaties van de resultaten van het experiment voor de praktijk van het beheer van ondiepe meren?

3.2.2. Opzet

Het veldexperiment is uitgevoerd in een brede litorale zone die zich in de afgelopen 10 jaar heeft ontwikkeld langs het Volkerak-Zoommeer. In 1995 is daar door RIZA een proefbak aangelegd door een damwand tot de ondoordringbare laag in de bodem te slaan. Op deze manier kon het waterpeil binnen de bak worden beheerst onafhankelijk van de rest van het

Afbeelding 3.2.1. Cylinders in het open water.

meer (interimpeil tussen +0,15 en –0,10). In de huidige situatie is er een geleidelijke overgang van land naar water begroeid met helofyten binnen de bak.

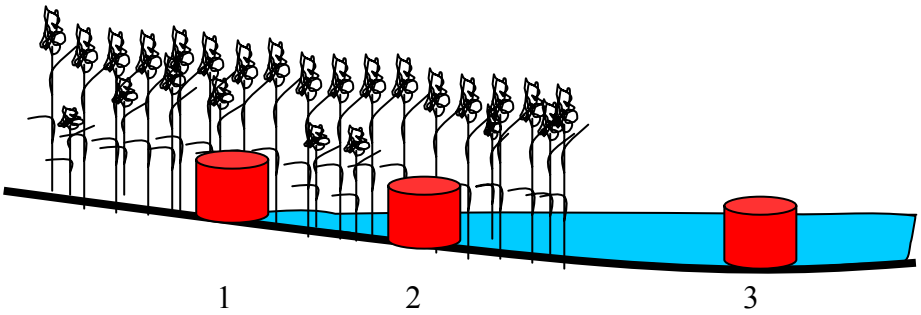
In deze oeverzone zijn in 2004 en 2005 plastic cylinders met een doorsnede van 1 m op drie hoogtes langs de gradiënt van oever naar open water zijn geplaatst (Afbeelding 3.2.1 en 3.2.2). De cylinders zijn zover de grond ingeslagen dat er geen water uitgewisseld werd met de omgeving, alleen via de bodem.

Op 3 verschillende hoogtes zijn elk 5 bakken geplaatst (Afbeelding 3.2.3):

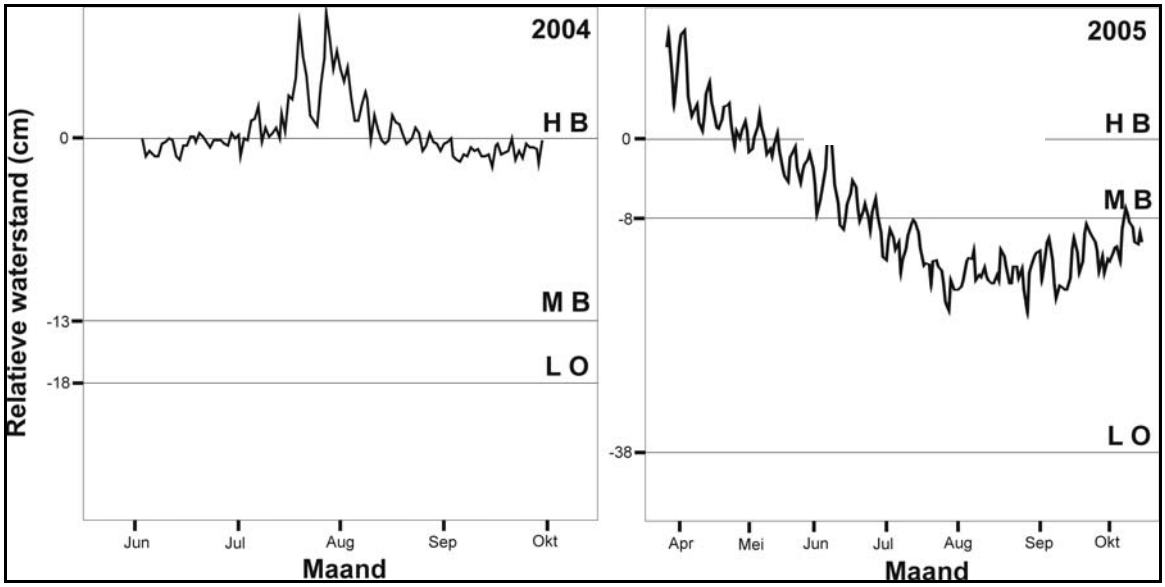
- plas-dras met helofyten (‘hoog, begroeid’)
- onder water met helofyten (‘midden, begroeid’)
- onder water zonder helofyten (‘laag, begroeid’)

Het waterpeil regime in de bak werd gereguleerd onafhankelijk van het Volkerak. Het eerste jaar (2004) was er een constant waterniveau, terwijl in het tweede jaar (2005) het waterpeil gedurende het groeiseizoen langzaam zakte om een natuurlijk peil te simuleren (Figuur 3.2.1).

Afbeelding 3.2.2 Cylinder die een deel van de bodem met bijbehorende vegetatie afsluit van de omgeving.



Afbeelding 3.2.3. Zijaanzicht van de plaats van de cylinders langs de gradiënt.



Figuur 3.2.1. De waterstanden in de cylinders op hoogtes 1,2,3 in 2004 (links) en 2005 (rechts). De aangegeven hoogtes van MB (midden, begroeid) en LO (laag, onbegroeid) zijn relatief ten opzichte van het bodemoppervlak van HB (hoog, begroeid).

3.2.3. Metingen

Van mei tot september 2004 en 2005 is elke 14 dagen het oppervlaktewater en bodemwater bemonsterd en geanalyseerd op nutriënten, pH en EGV. De biomassa van de vegetatie binnen de cylinders is maandelijks bepaald door metingen van de dichtheid en het gewicht van stengels binnen en buiten de cylinders. Aan het eind van het groeiseizoen is het nutriëntengehalte van het riet gemeten.

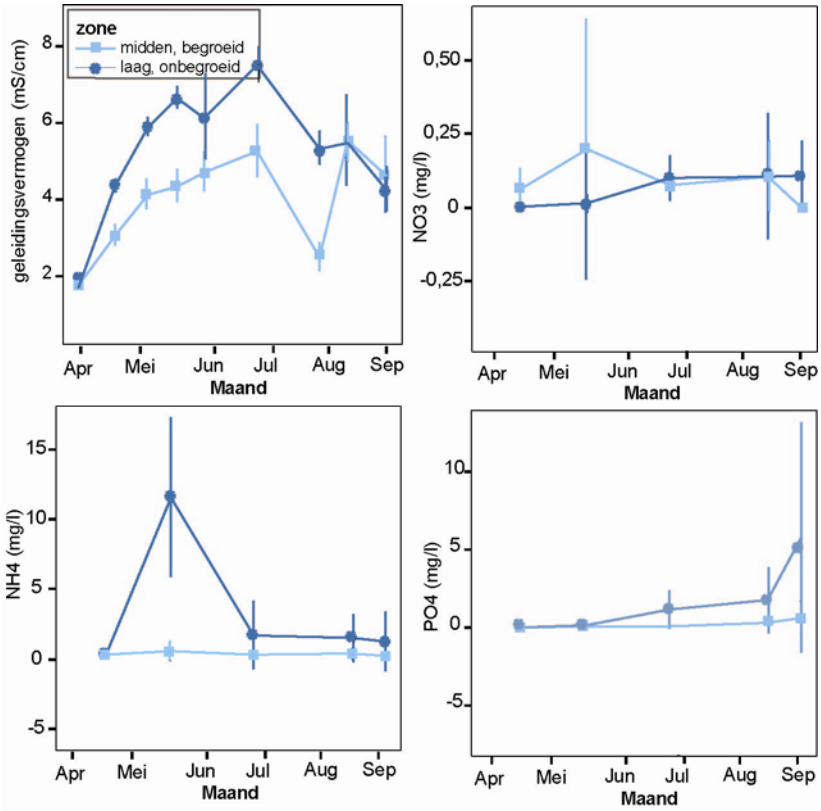
Elke maand zijn bodemmonsters genomen waaraan extraheerbare ammonium, nitraat en fosfaat, alsmede de totale hoeveelheden N en P zijn bepaald. In 2005 zijn elke 2 maanden bodemmonsters genomen voor bepalen van nutriëntengehaltes. Deze metingen zijn zowel binnen als buiten de cylinders gedaan. Tevens zijn in de maanden april, mei en juli 2005 monsters genomen buiten de cylinders voor mineralisatie en denitrificatiemetingen. De N- en P-mineralisatiesnelheden zijn berekend als het verschil tussen resp. de hoeveelheid nitraat en ammonium of de hoeveelheid fosfaat vóór en na incubatie van de monsters gedurende 2 weken bij 15 C in het laboratorium. De denitrificatiesnelheid is gemeten met behulp van de acetyleen-inhibitiemethode. De metingen van mineralisatie en denitrificatie zijn in vijfvoud verricht.

3.2.4. Resultaten

Oppervlaktewater

Het EGV van het oppervlaktewater in de cylinders (Figuur 3.2.2) stijgt van mei tot eind juli en daalt daarna. Deze veranderingen zijn waarschijnlijk veroorzaakt door verdamping, respectievelijk neerslag. Augustus was een natte maand, wat ook blijkt uit de waterstanden in de cylinders (Figuur 3.2.1). De cylinders zonder vegetatie onderaan de gradiënt ('laag, onbegroeid') laten een sterkere stijging zien in het voorjaar dan de cylinders met Riet in het midden. Na half september zijn de verschillen langs de gradiënt minimaal.

De concentraties ammonium en fosfaat zijn hoger in de cyclinders zonder vegetatie dan in de cylinders met Riet (Figuur 3.2.2). Voor ammonium is dit verschil significant ($p < 0.001$),



Figuur 3.2.2. Elektrisch Geleidingsvermogen (EGV) en concentraties nitraat, ammonium en fosfaat in het oppervlaktewater van de beide laagste plekken langs de gradiënt, gemeten in de cylinders. Foutbalken geven Standard Error aan.

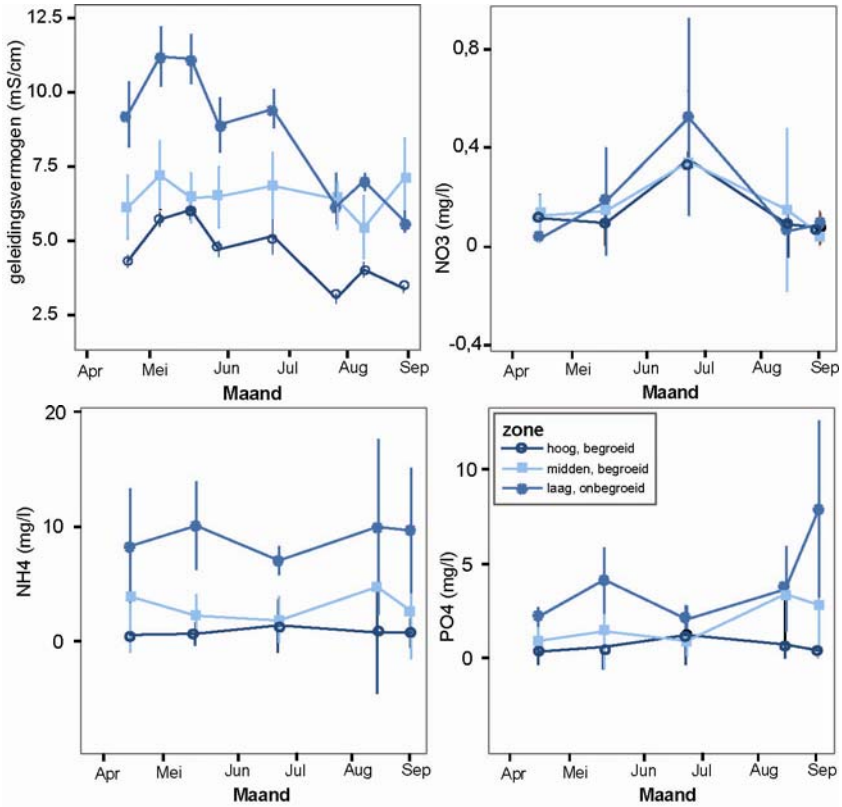
voor fosfaat is er een statistische trend (p=0.08). Opmerkelijk is dat met name aan het eind van het groeiseizoen fosfaat in de onbegroeide cyclinders sterk toeneemt tot waarden rond 6 mg P l^{-1}, terwijl het gehalte in de begroeide cylinders beneden 0.5 mg l^{-1}blijft. Nitraat vertoont geen significante verschillen.

Bodemwater

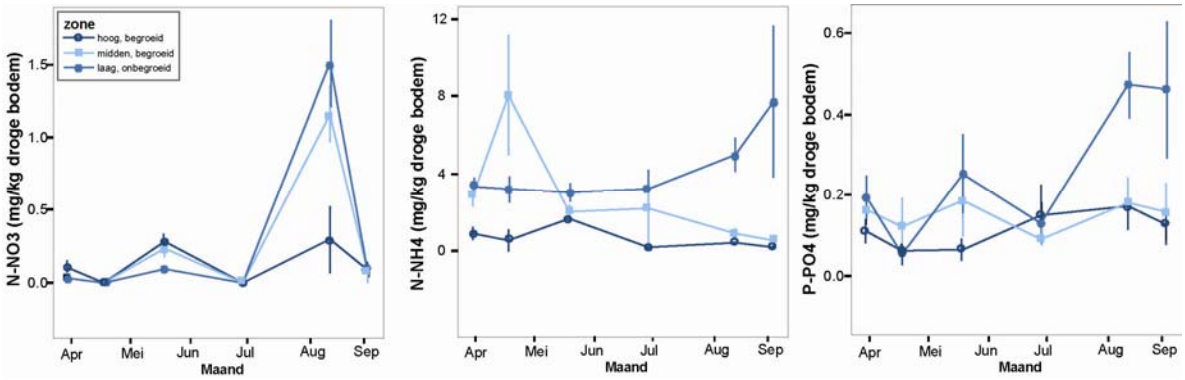
Het poriewater in de bodem vertoont een duidelijke gradiënt in EGV met relatief lage waarden bovenin de begroeide oeverzone en hoge waarden tot 12 mS cm^{-1} beneden in de zone met open water (Figuur 3.2.3). De daling in augustus wordt waarschijnlijk weer veroorzaakt door de grote regenval in die maand. De ammonium- en fosfaatconcentraties zijn significant hoger in de onbegroeide onderzijde van de oeverzone dan in de met riet begroeide delen. Beide ionen hebben in het bodemwater duidelijk hogere concentraties dan in het oppervlaktewater. Het is opmerkelijk dat de fosfaatconcentraties in bodem- en oppervlaktewater eenzelfde stijging vertonen aan het eind van het seizoen. De nitraatconcentraties zijn over het algemeen zeer laag en vertonen geen verschillen langs de gradiënt.

N en P in de bodem

De extraheerbare hoeveelheden nitraat in de bodem zijn laag, behalve een eenmalige piek half september in de twee laagste monsterpunten in de zone (Figuur 3.2.3). Voor het overige komen de resultaten goed overeen met de metingen in het bodemvocht. De ammonium- en fosfaatgehalten zijn hoger in het lage, onbegroeide monsterpunt dan in beide andere punten. Het fosfaatgehalte neemt ook hier in de onbegroeide zone aan het eind van het groeiseizoen toe.



Figuur 3.2.3. Elektrisch Geleidingsvermogen (EGV) en concentraties nitraat, ammonium en fosfaat in het bodem poriewater van de drie plekken langs de gradiënt, gemeten in de cylinders. Foutbalken geven Standard Error aan.

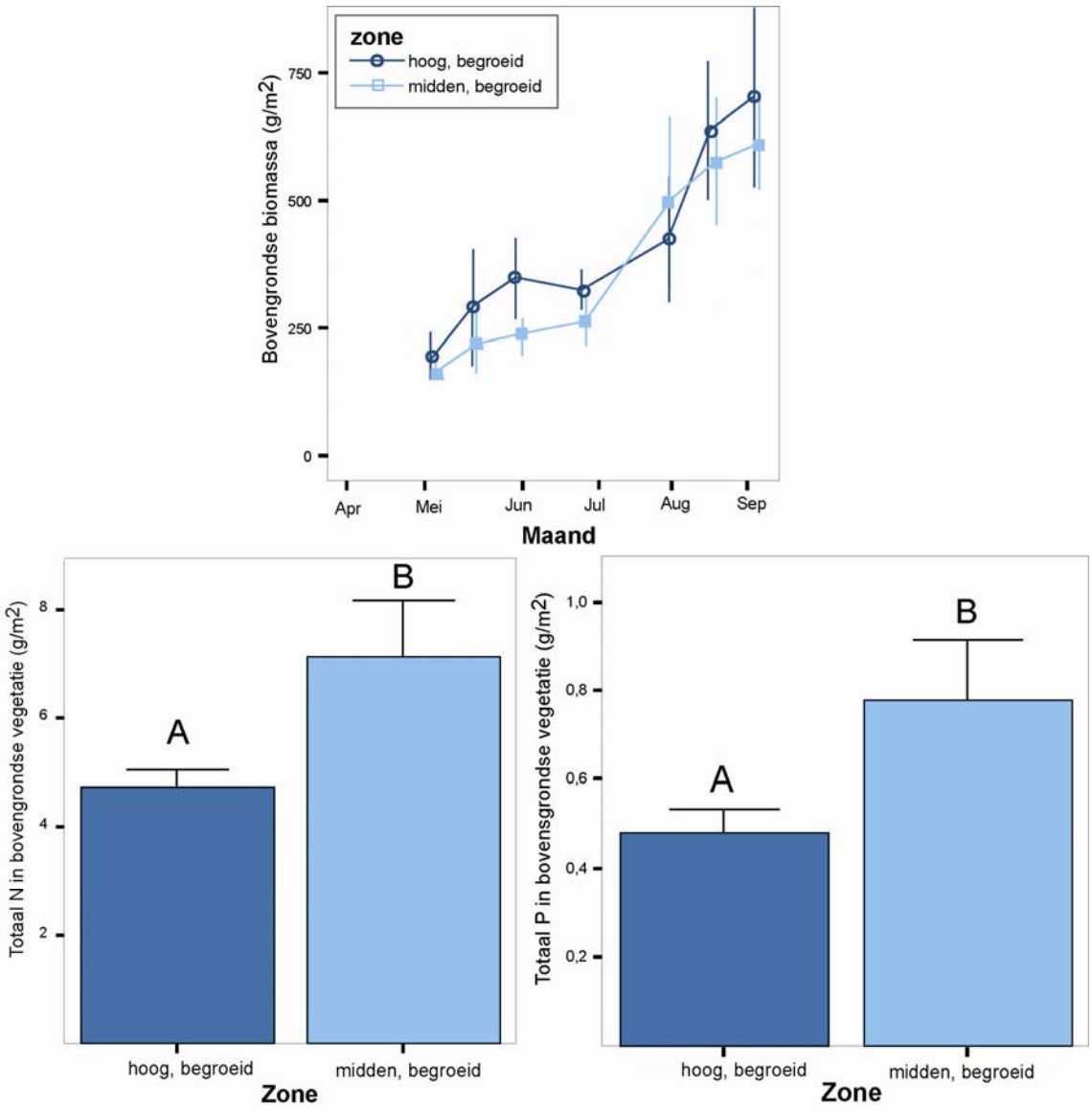


Figuur 3.2.3. Extraheerbaar nitraat, ammonium en fosfaat in de bovenste 10 cm van de bodem van de drie plekken langs de gradiënt, gemeten in de cylinders. Foutbalken geven Standard Error aan.

Vegetatie

De biomassa van het riet op de begroeide oever vertoont een gestage groei van mei tot oktober (Figuur 3.2.4). Met name in de eerste weken van augustus vindt een sterke groei plaats. Er zijn vrijwel geen verschillen in biomassaproductie binnen de rietzone tussen de hogere en lagere delen. De rietvegetatie in de hogere delen van de gradiënt heeft echter een hogere dichtheid en lagere biomassa per stengel dan in de lagere delen. Verder zijn de N- en P-gehalten van het riet duidelijk lager in het hoogste deel van de gradiënt dan in de zone dichterbij het open water. Hierdoor is de totale hoeveelheid N en P in de vegetatie van het

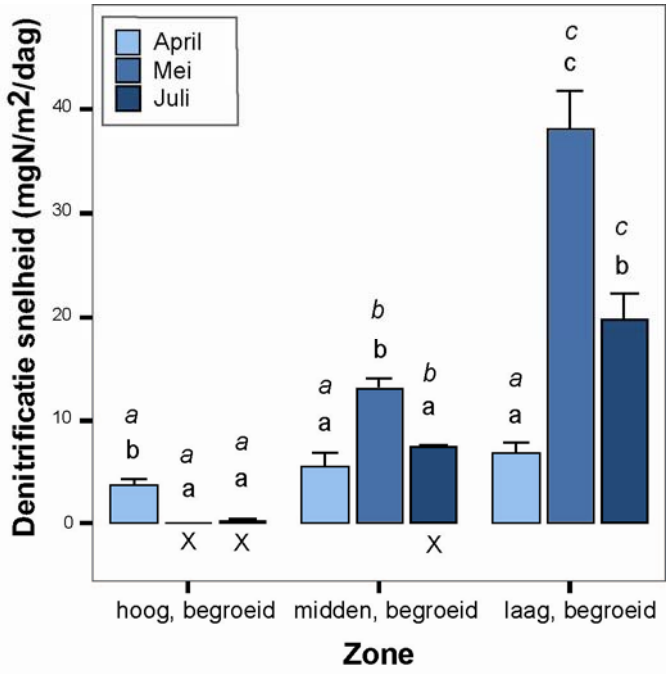
waterriet respectievelijk anderhalf en tweemaal zo hoog als die in het riet in de plasdraszone (Figuur 3.2.4).



Figuur 3.2.4. Bovengrondse biomassa gedurende het jaar, en de hoeveelheden stikstof en fosfor in de vegetatie in september op de twee begroeide plekken langs de gradiënt, gemeten in de cylinders. Foutbalken geven Standard Error aan.

Denitrificatie

De denitrificatiesnelheid is het hoogst in de lage delen van de oever zonder vegetatie, intermediair in de midden-zone en het laagst bovenin de gradiënt (Figuur 3.2.5). In de twee laagste delen vertoont de denitrificatie ook een duidelijk seizoensverloop met lage waarden in april, maximale waarden in mei en weer lagere waarden in juli. Op momenten dat de waterstand beneden maaiveld komt, is de denitrificatie lager. Als we de waarden middelen over het gehele vegetatieseizoen komen we uit op een totale verwijdering van 3 en 1 g N per m^2 per jaar respectievelijk voor de onbegroeide en de begroeide oeverzone.



Figuur 3.2.5. De denitrificatiesnelheid (mg N m^{-2} dag^{-1}) voor de posities hoog, begroeid (1), midden begroeid (2) en laag, onbegroeid (3) in de oeverzone in april, mei en juli. (1) is drooggevallen in mei. (2) is drooggevallen in juli. (3) was altijd onder water. Significanties zijn binnen behandelingen (normaal) en binnen tijdstippen (schuingedrukt) weergegeven.

3.2.5. Implicaties voor de rol van oeverzones in ondiepe meren

De resultaten laten duidelijk zien dat de aanwezigheid van helofyten de concentraties ammonium en fosfaat in het bodemwater gedurende het grootste deel van het groeiseizoen vermindert; ook de lage hoeveelheden van deze nutriënten die aan bodemdeeltjes zijn geadsorbeerd in begroeide delen van de oeverzone wijzen in die richting. Als het riet dieper staat en er ook oppervlaktewater aanwezig is, vinden we ook daarin lagere concentraties ammonium en fosfaat dan in oppervlaktewater van het onbegroeide deel van de oever. De opname van ammonium, nitraat en fosfaat uit de bodem door de helofyten is hierbij van groot belang. De hoeveelheden die de helofyten gedurende het groeiseizoen in de bovengrondse delen opslaan zijn ongeveer tweemaal zo hoog in de midden-zone waar het riet in het water staat dan in de hogere zone met een plas-dras situatie (8 g N en 0.9 g P per m^2 versus 4 g N en 0.5 g P per m^2). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door meerdere factoren; opname van nutriënten direct uit het oppervlaktewater door het riet is mogelijk via adventiefwortels; deze zijn echter in het veld weinig waargenomen. Opname van nutriënten in het perifyton rond de stengelbasis van de rietplanten zal van groter belang zijn (b.v. Toet et al. 2005). Ook kunnen door diffusie en neerwaartse waterstroming nutriënten de bodem zijn binnengedrongen en vervolgens opgenomen.

Van het functioneren van ecologische bufferzones langs beken en van helofytenfilters is bekend dat het waterzuiverend vermogen van dergelijke systemen berust op een combinatie van plantopname van N en P, microbiologische processen in de N-cyclus en geochemische processen op de P-cyclus van het wetland. De opname van N en P in de vegetatie en daarmee gepaard gaande opslag in organische stof vergroten de retentietijd van deze elementen in de oeverzone. Chemische adsorptie van fosfaat en ammonium aan bodemdeeltjes draagt eveneens hieraan bij. De N-verwijdering wordt voorts sterk bevorderd

door nitrificatie-denitrificatie, waarbij ammonium wordt omgezet in nitraat en nitraat op zijn beurt in stikstofgas. In het hier behandelde experiment blijkt dat de N-verwijdering door denitrificatie in de hoogste delen van de (drooggevallen) rietzone beperkt is. Wanneer we de gemeten waarden interpoleren voor de duur van het gehele groeiseizoen, blijkt dat de middenzone, die pas laat in het seizoen is drooggevallen, ongeveer 1 g N per m^2 heeft verwijderd, terwijl het laagste deel van de oeverzone, waar helofyten ontbreken, een verwijdering van meer dan 3 g N per m^2 heeft laten zien. Het lijkt er sterk op, dat het permanent onder water staan van het laagste deel van de oeverzone een belangrijke rol heeft gespeeld bij deze hoge N-verwijdering.

In de door ons onderzochte oeverzone is (1) oppervlaktewater in contact met helofyten altijd minder nutriëntenrijk dan in een open water situatie; (2) denitrificatie het hoogst in een permanent geïnundeerde waterbodem en (3) opname van nutriënten in waterriet hoger dan in niet-geïnundeerd riet. Dit wijst erop dat zowel de begroeide als de lager gelegen onbegroeide delen van een oeverzone langs een eutroof meer een functie hebben bij het verwijderen van nutriënten uit het oppervlaktewater. Het verbreden van de helofytenzone en de ondiepe onbegroeide zone die daaraan grenst zal daarom een gunstige invloed hebben op de waterkwaliteit van het open water.

3.3. Effecten van verschillende peilregimes op de nutriëntenhuishouding van oeverzones: een mesocosm-experiment

3.3.1. Inleiding

De effecten van verschillende peilregimes zijn zeer moeilijk in de veldsituatie te toetsen omdat experimentele variatie van peilen moeilijk te realiseren is. Toch is een kwantitatieve vergelijking van de biogeochemische processen in de bodem onder invloed van verschillende peilregimes zeer gewenst om de vragen die al in hoofdstuk 3.1 zijn gegenereerd te beantwoorden. In aanvulling op het veldexperiment in het Volkerak is daarom ook een experiment met zandige, met riet begroeide plaggen in grote bakken in de kas ingezet. In de bakken werden vier verschillende peilregimes gesimuleerd en de respons van de vegetatie en bodemprocessen is gedurende twee jaar vervolgd. Het onderzoek beoogde antwoord te geven op de volgende vragen:

- Wat is de invloed van de onderzochte peilregimes op de productie en nutriëntenopname door de vegetatie?
- Wat is de invloed op denitrificatie en vastlegging van N en P in de bodem?
- Wat is de invloed op N- en P-concentraties in grondwater en oppervlaktewater?

3.3.2. Opzet

Afbeelding 3.3.1. Mesocosm-containers in de zomer.

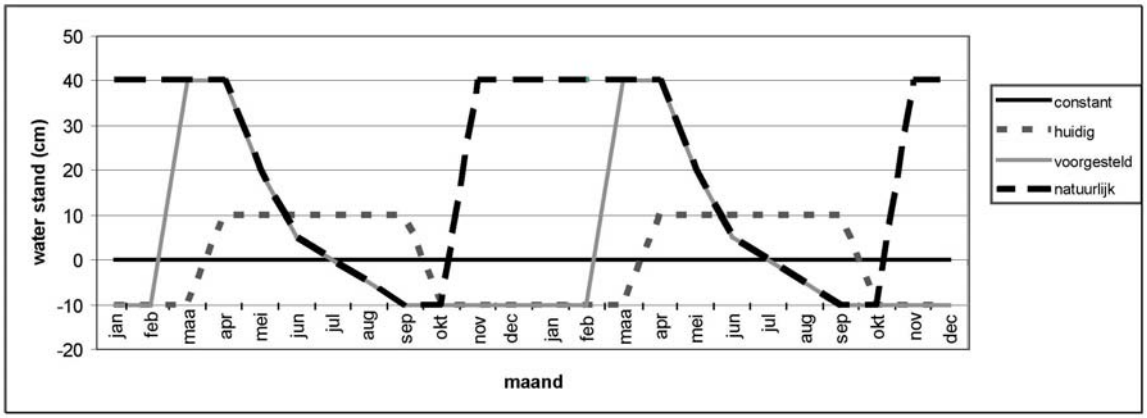
Zandige plaggen riet (50 x 50 x 30 cm), afkomstig van een teler, zijn in februari 2004 geplaatst in plastic bakken met een afmeting van 50 bij 50 cm en een hoogte van 1 meter (Afbeelding 3.3.1). Om in iedere bak het maaiveld op gelijke hoogte te krijgen is aangevuld met inert rivierzand.

Vóór de start van het 2-jarig experiment (2005 en 2006) heeft het riet zich een jaar aan de experimentele omstandigheden kunnen aanpassen. Voor het experiment zijn de 20 bakken met de meest vergelijkbare biomassa geselecteerd. Deze bakken zijn random verdeeld over 4 peilregime groepen met ieder 5 replica's:

- constant peil op maaiveld
- huidig streefpeil, zoals gehandhaafd in de randmeren (laag in de winter, hoog in de zomer)
- gewenst/voorgesteld peil (laag in de winter, hoge piek in het voorjaar en langzaam dalend naar winterpeil). Dit peil tracht een meer natuurlijk peil te simuleren, met behoud van waterbergingsmogelijkheden in de winter.

- meer natuurlijk peil (idem als gewenst peil, maar hoog in de winter).

Afbeelding 3.3.2. geeft deze peilregimes als behandelingen in dit experiment grafisch weer.



Afbeelding 3.3.2. Schematische weergave van de 4 verschillende behandelingen voor een 2-jarig experiment. Waterstanden zijn aangegeven in cm boven maaiveld.

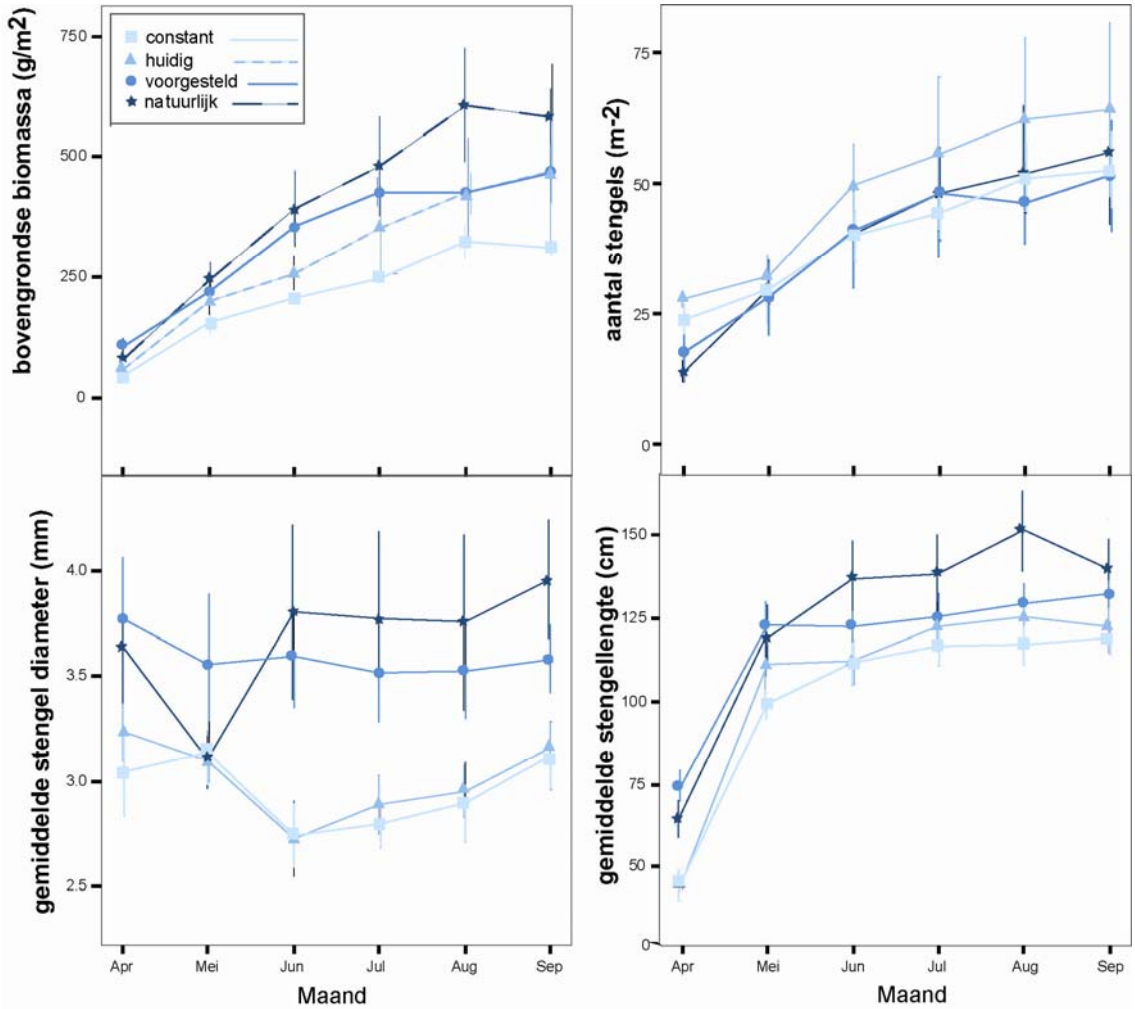
3.3.3.Metingen

In 2005 zijn de ionenconcentraties in het poriewater elke maand gemeten (NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{3-}, Fe^{2+}, SO_4^{2-},Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+, HCO_3^-), evenals de pH en het EGV. Voorts zijn maandelijkse waarden voor de bovengrondse biomassa van de vegetatie berekend uit metingen van de stengellengte en –diameter. Aan het einde van het groeiseizoen 2005 zijn metingen verricht aan de nutriëntensamenstelling van de vegetatie en het totaal N- en P-gehalte in de bodem. Daarnaast zijn snelheden van enkele biogeochemische processen gemeten. Decompositie van dood bladmateriaal is onderzocht m.b.v. litterbags, die in februari 2005 in de mesocosms zijn gelegd. Dit zijn zakjes met dood bladmateriaal waar wel bacteriën en schimmels in kunnen, maar het bladmateriaal niet eruit. Na 3 weken, 1,5 maand, 3 maanden en 6 maanden is de afname in biomassa gemeten. Tevens is het gehalte aan N en P van de overgebleven biomassa geanalyseerd. Denitrificatie is gemeten met behulp van de acetyleeninhibitiemethode in maart en juni 2005. In maart was de waterstand van behandelingen met natuurlijk en voorgesteld peil 40 cm boven maaiveld, die met huidig peil 5 cm boven maaiveld en die met het constante peil precies op maaiveld. In juni was de waterstand van het natuurlijke en het voorgestelde peil 5 cm boven maaiveld, het huidige peil 10 cm boven maaiveld en het constante peil weer op maaiveld. Vanwege de destructieve methode is de meting in de bakken met slechts één bodemkolom gedaan. Ter controle is de denitrificatie snelheid in het veld gemeten bij dezelfde waterstanden als op dat moment in de bakken. De mineralisatiesnelheid is gemeten op dezelfde tijdstippen als denitrificatie, ook in het veld. Om de mineralisatiesnelheid te meten zijn extraheerbare nutriënt gehaltes in een bodemkolom gemeten vóór en na 2 weken incubatie in pvc-buisjes (uitschakeling plantopname). Het verschil is een maat voor de mineralisatie.

3.3.4. Resultaten

Vegetatie

Gedurende het groeiseizoen van 2005 is de biomassa van het riet bepaald door lengte en diameter van alle stengels op te meten. De resultaten hiervan staan in Figuur 3.3.1. Tussen de behandelingen bestaan geen significante verschillen (ANOVA met Repeated Measures, p=0.099), wel is er een trend van hogere rietbiomassa bij het voorgestelde peil dan bij het contante peil (p=0.079). De andere behandelingen liggen daartussen in.

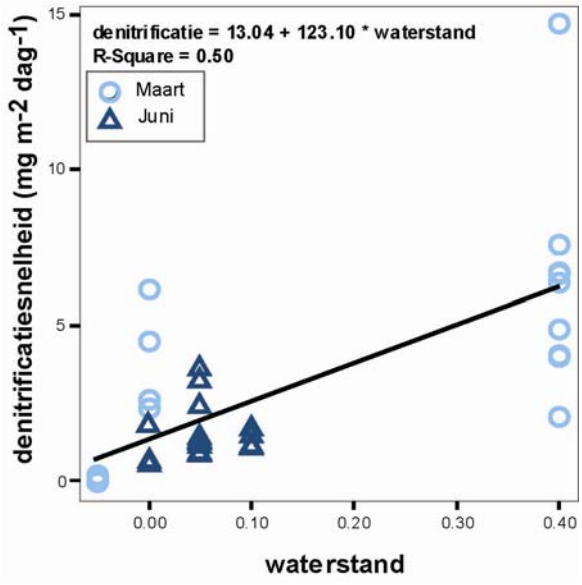


Figuur 3.3.1. Totale biomassa van het Riet (g/container), stengeldichtheid, -diameter en -lengte voor de verschillende behandelingen.

Het aantal stengels en de gemiddelde stengellengte nemen zoals verwacht significant toe in de tijd, maar bij elke behandeling in dezelfde mate. Net als de biomassa zijn de gemiddelde lengte en de diameter van de stengels bij het voorgestelde waterpeilregime hoger dan bij het constante regime ($p=0.036$ en $p=0.065$ resp.). Het constante peilregime lijkt dus een verminderde groei van Riet op te leveren. Daarnaast zijn bij de behandelingen waarbij water gedurende het groeiseizoen boven maaiveld bleef (voorgesteld en natuurlijk peil) grote hoeveelheden adventiefwortels in het oppervlaktewater waargenomen (Afbeelding 3.3.3)

Denitrificatie en decompositie

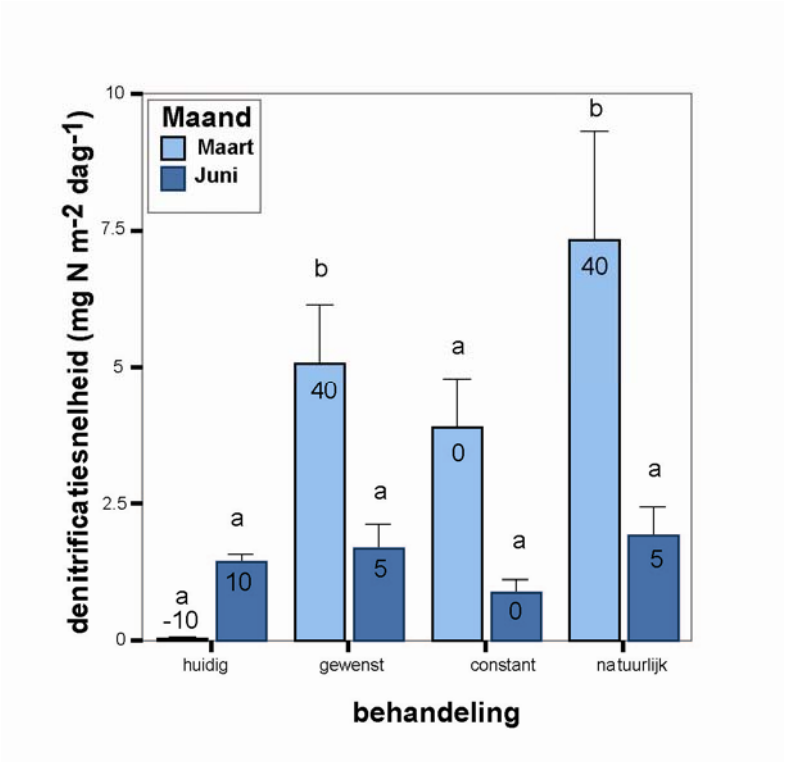
De denitrificatie is op twee verschillende tijdstippen gemeten. In een regressie van alle metingen met het waterniveau ten tijde van de meting blijkt een significant positieve correlatie van denitrificatiesnelheid met de waterdiepte ($R= 0.704$; $p\leq0.01$) (Figuur 3.3.2).



Figuur 3.3.2. Denitrificatiesnelheid uitgezet tegen de waterstand t.o.v. maaiveld.

Afbeelding 3.3.3. Adventiefwortels in een mesocosm met water boven maaiveld.

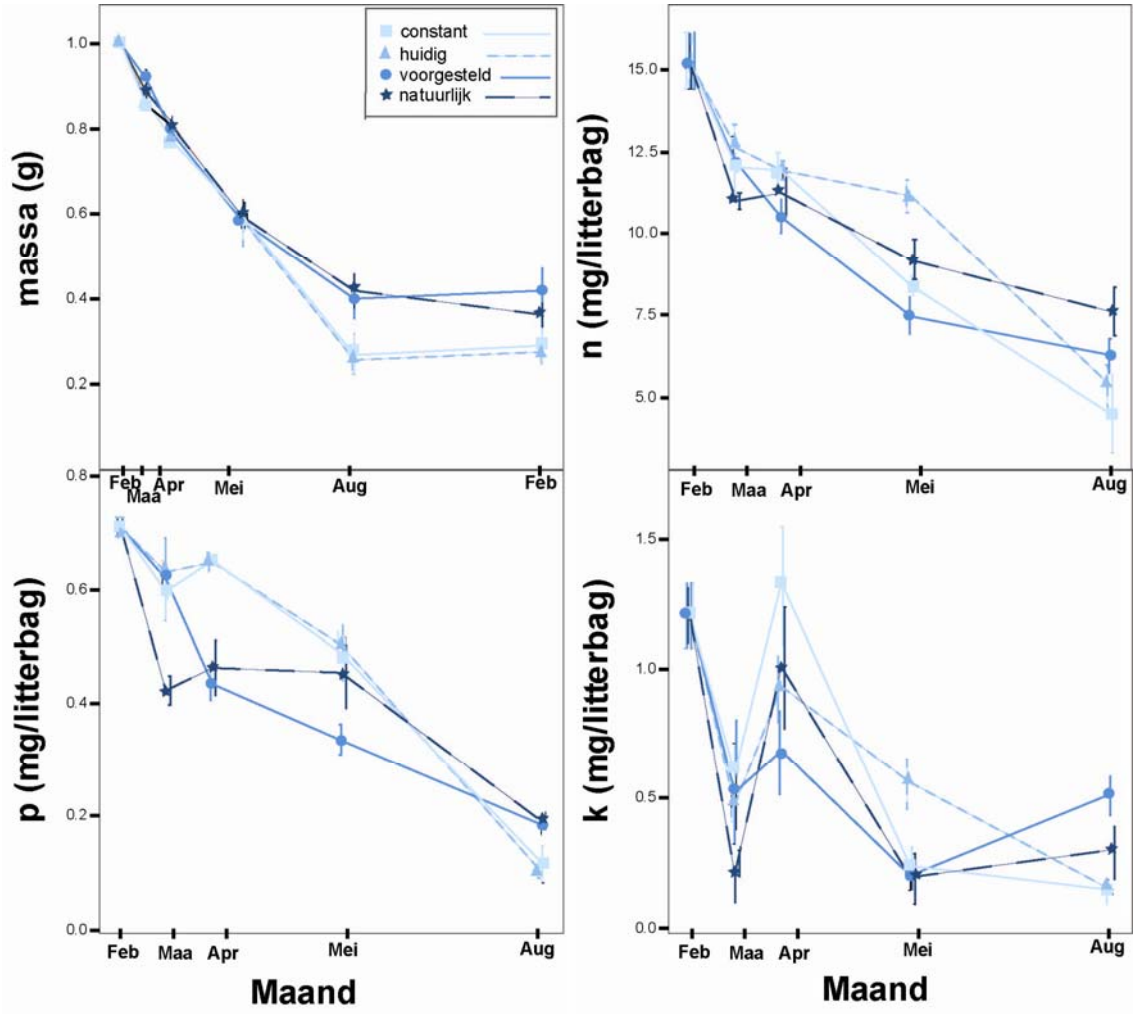
Figuur 3.3.3 laat zien dat de denitrificatiesnelheid in de meeste behandelingen hoger was in maart dan in juni. Verder blijkt de behandeling met constant peil een veel lagere denitrificatiesnelheid te vertonen dan de andere behandelingen. Het verschil tussen maart en juni zou kunnen komen door een temperatuurverschil, maar dan zou een hogere snelheid in juni verwacht worden. Een andere mogelijkheid is een effect van waterstand. Tussen maart en juni is de waterstand bij de behandelingen "gewenst peil" en "natuurlijk peil" gedaald, terwijl de waterstand bij de behandeling "huidig peil" is gestegen en bij de behandeling "constant peil" uiteraard gelijk is gebleven. Bij de grootste dalingen van de waterstand is inderdaad een significante verlaging van de denitrificatie snelheid ($p<0.05$) te zien.



Figuur 3.3.3. Denitrificatiesnelheid per behandeling en per meetmoment. Significanties zijn binnen de behandelingen berekend. Binnen de balken zijn de waterstanden op meetmoment aangegeven.

Tenslotte is de decompositiesnelheid van Rietbladeren gemeten gedurende een jaar. In Figuur 3.3.4 is te zien dat de afbraaksnelheid aanvankelijk in alle behandelingen gelijk was.

Na 6 maanden is er bij de behandelingen “natuurlijk” en “voorgesteld” peil minder afbraak geweest dan bij de andere twee behandelingen. Bij deze behandelingen heeft in het voorjaar water op of onder het maaiveld gestaan, hetgeen kennelijk een remmend effect op de afbraak heeft gehad. Zoals verwacht is de afbraak onder water langzamer dan in drooggevallen omstandigheden.



Figuur 3.3.4. Massa van overgebleven bladmateriaal (voor een periode van een jaar) en de absolute hoeveelheden N, P en K in de litterbags (voor de eerste zes maanden van deze periode).

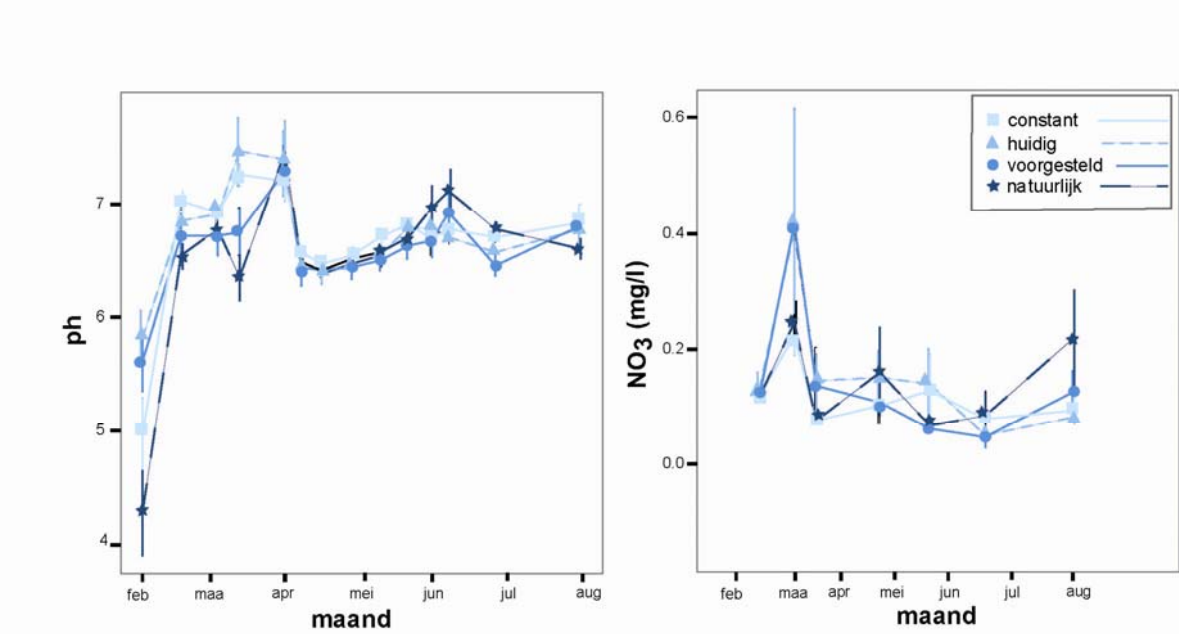
Bij afbraak van organisch materiaal neemt niet alleen de biomassa af, maar verandert ook de kwaliteit van het materiaal. In dit experiment blijkt dat de hoeveelheid N, P en K die in het materiaal overblijft beïnvloed wordt door het waterpeilregime. In Figuur 3.3.4 zijn de hoeveelheden in de litterbag resterende N, P en K voor de eerste 6 maanden uitgezet tegen de tijd. Alle drie deze elementen nemen significant af in de tijd (p=0.000). Voor P en K is er een interactie tussen tijd en behandeling waardoor met Repeated Measures niet de verschillen tussen de behandelingen kunnen worden berekend. Voor stikstof is er geen verschil in afname tussen de behandelingen. Omdat de hoeveelheden N, P en K in de eerste 3 weken niet toenemen, is er geen sprake van immobilisatie aan het begin van het afbraakproces.

Uit de gegevens blijkt dat P sneller wordt afgebroken dan N: in 6 maanden is de hoeveelheid N met 50 - 66% afgenomen, terwijl dat voor P al 75% is. De hoeveelheid

kalium is met zo'n 80% afgenomen, maar er is een onverklaarbare stijging te zien na 6 weken.

Nutriëntengehaltes in poriewater

Gedurende het hele groeiseizoen is het poriewater elke 2 weken bemonsterd voor analyse van pH, EGV en nutriëntengehaltes. De verwachting was dat er met name verschillen zouden zijn in nitraat, ammonium en fosfaat door verschillen in waterstanden en door verwachte verschillen in biomassa (en dus opname). Echter, er blijken geen significante verschillen te zijn tussen de behandelingen. Ter illustratie zijn in Figuur 3.3.5 de pH en nitraat gehalte in het poriewater weergegeven. Met Repeated Measures zijn het verloop in de tijd en de verschillen tussen de behandelingen berekend. Duidelijk te zien is dat de pH aan het begin van het experiment steeg van waarden rond de 4 naar ongeveer 7 (p=0.000) en daarna weinig meer veranderde. Er is geen behandelingseffect (p=0.421). Het nitraatgehalte blijft constant door het seizoen heen (p=0.204) en is voor alle behandelingen gelijk (0.731).



Figuur 3.3.5. De pH en de nitraatconcentratie in het bodem poriewater van gedurende het groeiseizoen.

3.3.5. Voorlopige conclusies

De hier beschreven resultaten omvatten metingen uitgevoerd in 2005. In 2006 is verder gemeten aan het mesocosm-experiment. Resultaten van een langere periode van 2 jaar noodzakelijk om het riet de tijd te geven zich aan te passen aan het peilbeheer dat in de verschillende bakken wordt gevoerd. Toch kan na het eerste jaar van het experiment al een aantal voorlopige conclusies worden aangegeven. De behandelingen met het 'constante' waterpeil, en, in mindere mate, van het 'huidige' peil (hoog in de zomer) leiden tot een lagere Rietgroei dan de behandelingen met 'natuurlijk' en 'voorgesteld' peil. Dit is in overeenstemming met de verwachting. Rietgroei wordt gestimuleerd door peilfluctuaties met een lage waterstand in de zomer. Zeer constante peilen leiden juist vaak tot achteruitgang van rietvegetaties. Een andere belangrijke waarneming is dat in de behandelingen met de hogere waterstanden tijdens het groeiseizoen, er door de rietplanten

grote hoeveelheden adventiefwortels zijn gevormd, die een bijdrage kunnen leveren aan de opname van nutriënten uit het oppervlaktewater. De afbraak van dood rietmateriaal en het vrijkomen van nutriënten daarbij vertoont verschillen tussen de behandelingen. Bij de behandelingen met ‘natuurlijk’ en ‘voorgesteld’ peil is er sprake van langere retentie van de nutriënten in het dode materiaal gedurende herfst en winter dan bij de andere peilbehandelingen. In het tweede jaar van het experiment is bovendien de rol van de adventiefwortels bij de opname van nutriënten in meer detail bestudeerd. Ook zijn nauwkeuriger metingen van de biomassa gedaan.

3.4. Slotopmerkingen bij het empirisch onderzoek

Het veldonderzoek in natuurlijke en aangelegde moeraszones in het IJsselmeergebied leidt tezamen met het veldexperiment in het Volkerak tot een aantal eenduidige conclusies over de nutriëntenhuishouding van deze zones. De helofytenvegetatie is, ook in pas aangelegde moerasstroken, zeer productief en neemt grote hoeveelheden N en P uit de bodem op. Dit leidt tot veel lagere concentraties ammonium en fosfaat in het interstitieel bodemwater en geadsorbeerd aan bodemdeeltjes op begroeide plekken in vergelijking met aangrenzende ondiepe zones zonder vegetatie. Op plekken waar de helofyten in het water groeien is de biomassa en nutriëntenretentie in de vegetatie hoger dan op hogere plekken waar de waterstand onder het bodemoppervlak staat. De lage concentraties in het bodemwater zijn gunstig voor de diffusie van nutriënten tussen oppervlakte- en bodemwater: de stroomrichting van de diffusie zal eerder neerwaarts dan opwaarts zijn. Bovendien kunnen helofyten door evapotranspiratie een neerwaartse waterstroom op gang brengen die het oppervlaktewater in de bodem kan doen indringen. Ook kan Riet door adventiefwortels direct nutriënten uit het oppervlaktewater opnemen.

Denitrificatieprocessen leiden tot permanente stikstofverwijdering en zijn niet alleen optimaal in de helofytenzone, maar ook in het ondiepe water dat daaraan grenst. In het Volkerak experiment was de denitrificatie zelfs het hoogst in die zone. Een combinatie van hoge nitraatconcentraties in het oppervlaktewater en goede beschikbaarheid van organische stof in de bodem speelt hierbij een rol. De totale hoeveelheden stikstof die door denitrificatie kunnen worden verwijderd liggen tussen 1 en 3 g m^{-2}, terwijl de hoeveelheid N in de bovengrondse vegetatie tussen 3 en 25 g m^{-2} kan bedragen. Voor P is de hoeveelheid die jaarlijks wordt opgeslagen in bovengrondse biomassa tussen de 0.7 en 2.7 g m^{-2}. Deze hoeveelheden worden in ieder geval grotendeels gedurende het groeiseizoen aan bodem en water onttrokken. Aan het eind van het groeiseizoen sterft het materiaal af en gaan de nutriënten in de organische stof mineraliseren. Een deel (rond 5%) blijft echter in langdurige opslag vanwege accumulatie van organisch materiaal. Hoewel geen sluitende balansstudies zijn verricht, kan als vuistregel worden aangenomen dat de totale retentie in oeverzones voor N minimaal tussen de 2 en 5 g N m^{-2} en 0.05 en 0.2 g P m^{-2} bedraagt.

Afbeelding 3.4.1. Overstroomde oever in het Rammegors, Zeeland.

Het mesocosm experiment in de kas heeft laten zien dat de nutriëntenhuishouding van een Rietvegetatie reageert op andere waterregimes dan de huidige, waarbij de veranderingen gunstig zijn voor de waterkwaliteit bij een natuurlijk peil (winter hoog,

zomer laag) en bij een ‘nagebootst’ natuurlijk peil. Bij dit laatste regime is er in de winter een lage waterstand en in het vroege voorjaar een hoge stand die dan langzamerhand door verdamping weer lager wordt. Bij deze twee peilvarianten groeide het riet beter dan bij de varianten ‘huidig peil’ en ‘constant peil’. Bovendien was de retentie van nutriënten in dood rietmateriaal bij de eerste twee peilvarianten langduriger dan bij de laatste twee.

Samenvattend kan gesteld worden dat het nutriëntverwijderend vermogen van oeverzones door deze studie is bevestigd. Door meer natuurlijke peilregimes in te voeren en de morfometrie van de oevers een geleidelijk aflopend talud te geven kan de oppervlakte van de oeverzones sterk worden vergroot. Bovendien wordt de nutriëntenverwijderende capaciteit daardoor versterkt. In het volgende hoofdstuk zal met behulp van een modelstudie worden bepaald welke resultaten verkregen kunnen worden door het aanleggen van oeverzones op de schaal van een heel meer. Daarbij zal eerst met behulp van het model PCLake een analyse gemaakt worden van de effecten van oppervlaktevergroting en variatie van de doorstroomsnelheid van de oeverzone van een hypothetisch meer. Daarna zullen ook berekeningen worden uitgevoerd aan bestaande meren, zoals het Volkerak en het Markermeer.

4. EFFECT VAN EEN MOERASZONE OP DE WATERKWALITEIT IN HET OPEN WATER – EEN MODELSTUDIE

4.1. Inleiding

In voorgaande hoofdstukken zijn de processen beschreven die van belang kunnen zijn voor de waterkwaliteitseffecten van peilbeheer, en experimenten die meer kwantitatieve informatie geven over deze effecten. De experimenten geven een beeld van wat er op lokale schaal gebeurt. Om de effecten op praktijkschaal te berekenen, zijn experimenten alleen echter niet voldoende. Met behulp van modelberekeningen kunnen de resultaten worden opgeschaald naar het niveau van een heel meersysteem.

De waterkwaliteit in de grotere ondiepe meren in Nederland (onder andere IJsselmeer en Randmeren) voldoet, zelfs na reduceren van de nutriëntenaanvoer via rivieren, nog niet aan de normen. Volgens het RIVM (2000) is zijn de totaal stikstof en fosforconcentraties in het open water van het IJsselmeer respectievelijk rond de 2.2 mg N l^{-1} en 100 µg P l^{-1}. Deze waarden overschrijden niet de MTR (2.2 mg N l^{-1} en 150 µg P l^{-1}), maar wel de streefwaarden van 1.0 mg N l^{-1} en 50 µg P l^{-1}.

Door een combinatie van veranderd peilbeheer en maatregelen om de oevermorfometrie geschikt te maken kan de oppervlakte moeraszones aan de rand van deze meren worden vergroot. Afhankelijk van de doorstroomsnelheid en mate van uitwisseling van water tussen deze moeraszones en het open water kunnen deze zones een positief effect hebben op de waterkwaliteit. Door het opnemen (en daarmee vasthouden) van nutriënten gedurende het groeiseizoen in deze zone, wordt de groei van algen en fytoplankton in het open water tegengegaan. De verlaging van nutriëntenconcentraties in lente en zomer kan zo in principe leiden tot een heldere toestand van het meer. Een andere maatregel om de waterkwaliteit te verbeteren is het verminderen van de nutriëntenaanvoer vanuit rwzi's, omliggende landbouwgebieden en vanuit rivieren. Alhoewel de aanvoer reeds verminderd is, zijn er mogelijkheden om deze nog verder te reduceren, b.v. door een z.g. 4-trapszuivering bij rwzi's die de lozingen van stikstof verder terugbrengt, en door maatregelen die de afspoeling uit landbouwgronden beperken.

De mate waarin moeraszones het water kunnen zuiveren is uiteraard allereerst afhankelijk van hun oppervlak ten opzichte van de oppervlakte open water. Een andere belangrijke factor bij de effectiviteit van een moeraszone is de mate van uitwisseling tussen het open water en deze moeraszone. Wanneer de uitwisseling nihil is, zal de moeraszone weinig tot geen effect hebben op de waterkwaliteit in het open meer. De mate van uitwisseling van nieuw aan te leggen moeraszones met het open water kan zo groot mogelijk gemaakt worden door ze aan te leggen op locaties met een gunstige ligging ten opzichte van wind en golfwerking. Tevens is de vorm van de moeraszone van belang; een 'eiland' met helofyten heeft meer contact met het open water dan een brede strook langs de oever en de uitwisseling in een bekade zone is minder dan in een zone direct aan het water.
Om de effectiviteit van deze mogelijke maatregelen te toetsen zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

- Bij welke verhouding tussen het oppervlak van de moeraszone en het open water worden de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater in een ondiep meer significant verlaagd?
- Hoe groot is het effect van de mate van uitwisseling tussen open water en moeraszone?
- Hoe hangen het moerasoppervlak en de mate van uitwisseling met het open water samen met het regime en de bandbreedte van peilfluctuaties?

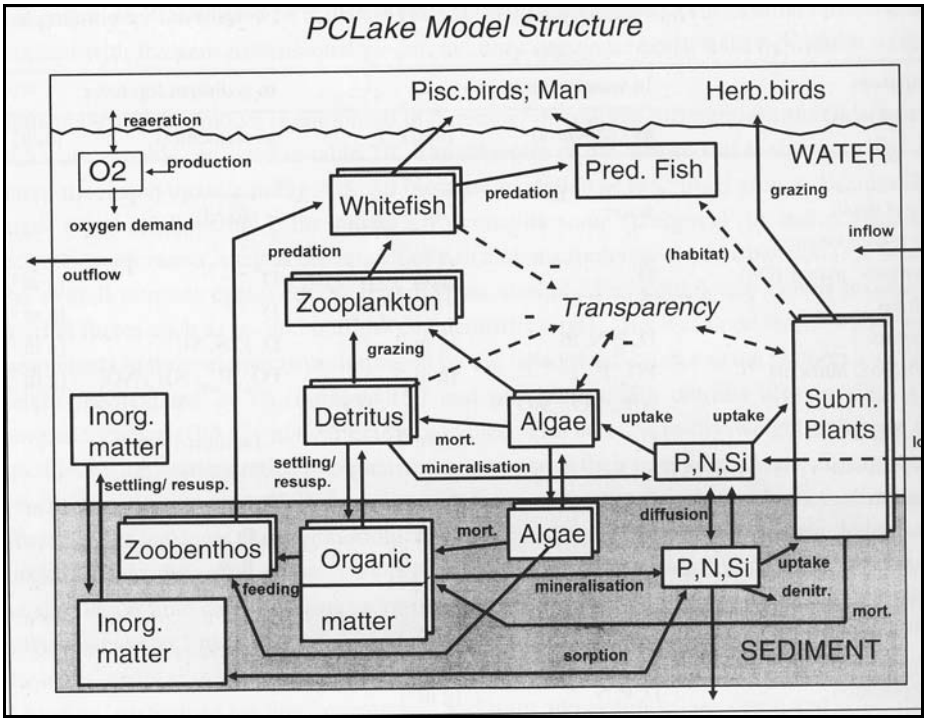
- Wat is het effect van het verlagen van de externe nutriëntenbelasting?
- Welke combinatie van maatregelen is het meest efficiënt qua nutriëntenretentie, ook in relatie tot de normen?

Deze vragen zijn getoetst door middel van een modelstudie met het model PCLake (Janse 2005).

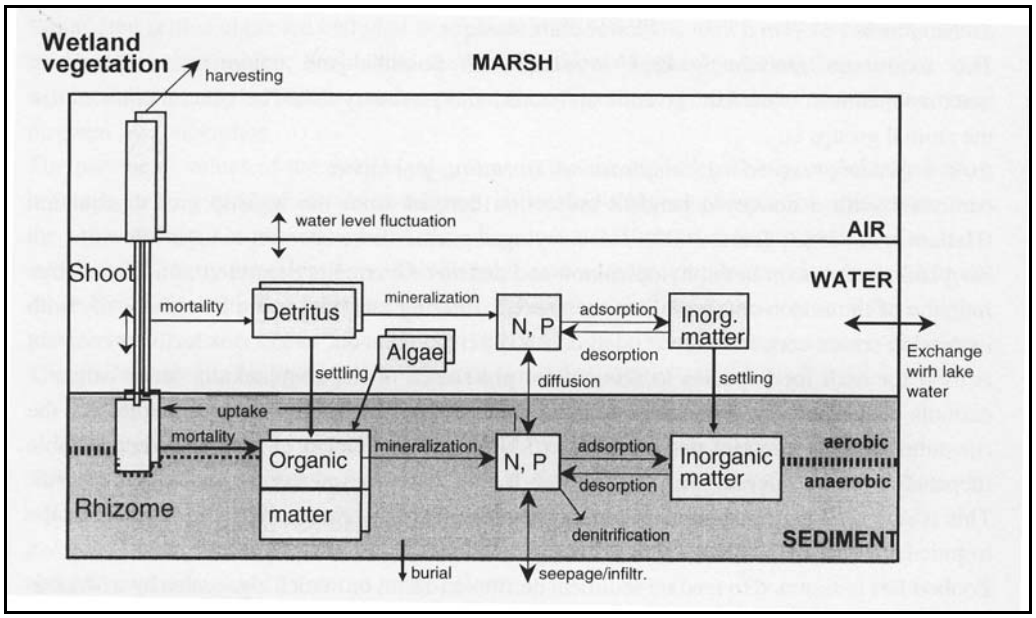
4.2. Materiaal en methoden

4.2.1. Modelbeschrijving

Hieronder volgt een beknopte omschrijving van PCLake, het gebruikte model. Het model bestaat uit twee delen; een open water model (Afbeelding 4.1) en een moerasmodule (Afbeelding 4.2). De volledige omschrijving van het model, inclusief alle processen en vergelijkingen wordt gegeven in Janse (2005). Voor de berekeningen is PCLake versie 5.08.00 gebruikt. Voor deze versie is een in Excel draaiende interface beschikbaar. De berekeningen worden uitgevoerd in een modelkader voor individuele simulaties (Osiris, versie 3.01; W. Mooij).



Afbeelding 4.1. Schematisch overzicht van de meer module binnen PCLake.



Afbeelding 4.2. Schematisch overzicht van de moeras module binnen PCLake.

4.2.2. Procesbeschrijving

Nutriënten in het open water

De in het model aanwezige abiotische toestandsvariabelen in de waterkolom zijn anorganisch materiaal, detritus, geadsorbeerd P en opgelost fosfaat, ammonium, nitraat en silicaat. Het sediment bestaat uit anorganisch en organisch materiaal en een fractie poriewater met opgelost fosfaat, ammonium en nitraat. De concentraties van deze anorganische nutriënten in de openwaterbodem zijn in het model niet direct afhankelijk van moerasparameters. Er is geen droogval van het sediment en denitrificatie is daarom niet afhankelijk van de waterstand. De mineralisatie hangt af van de temperatuur (exponentieel) en van de hoeveelheid detritus. De dikte van de aërobe laag in het sediment heeft invloed op de denitrificatie, mineralisatie en P-adsorptie. De sorptie van P is gebonden aan een maximum (Monod-functie) en is omkeerbaar. Ook de hoeveelheid fosfaat in het poriewater heeft een maximum en de overmaat wordt onomkeerbaar geïmmobiliseerd. Tussen het poriewater en het oppervlaktewater is uitwisseling mogelijk. Deze wordt door diffusie gestuurd.

Algen in het open water

Algen nemen veel fosfaat op als hun P/biomassa ratio laag is en weinig als deze ratio hoog is. In eerste instantie wordt alleen ammonium opgenomen, maar bij een te lage concentratie hiervan wordt overgeschakeld op nitraat.

Waterplanten in het open water

Er is opname door ondergedoken waterplanten uit zowel het poriewater als het oppervlaktewater. Net als bij de algen is er een voorkeur voor ammonium. De sterfte van de waterplanten is laag in het voorjaar en de zomer en vanaf half september hoger. De biomassa die overblijft is de startwaarde voor het volgende jaar.

Moeraszone

De moeraszone module beschrijft de waterkwaliteit en vegetatie in de moeraszone rond een meer. Het sediment in de moeraszone is analoog aan het sediment in het open water gemodelleerd. De mate van uitwisseling van nutriënten tussen het open water en het wetland is gebaseerd op een uitwisselingscoëfficiënt (afhankelijk van waterstandswisselingen en dispersief transport) vermenigvuldigd met het concentratieverschil. Ook treedt transport van water o.i.v. stroming en golfslag op. Er is geen resuspensie in de moeraszone omdat wordt aangenomen dat de windwerking nul is. Fytoplankton groeit er niet, maar kan wel worden aangevoerd vanuit het open water en sedimenteren. De biomassa en nutriëntenconcentraties van het riet zijn afhankelijk van allocatie, productie, sterfte, respiratie, reallocatie en evt. maaien. Het riet groeit in 2 stadia: de initiële en de productieve fase.

In de initiële fase wordt er C uit de rhizomen gebruikt vanaf een bepaalde omgevingstemperatuur in het voorjaar. Een vast deel van C in de rhizomen wordt gealloceerd naar de spruit. De hoeveelheid N en P die getransloceerd wordt, is gerelateerd aan de allocatie van C, maar ook van de N/biomassa en P/biomassa ratio in de rhizomen (is deze hoog dan is de translocatiesnelheid hoog). Wanneer de stengel het wateroppervlak bereikt, begint de productiefase. De biomassaproductie is afhankelijk van stengellengte (= stengelmassa / stengeldichtheid) en de waterstand. In deze fase wordt C via fotosynthese in biomassa vastgelegd. De actuele groeisnelheid wordt bepaald door de relatieve groeisnelheid, die afhankelijk is van temperatuur, daglengte en nutriënten in de vegetatie (minder nutriënten in de vegetatie levert een lagere groeisnelheid). Deze relatieve groeisnelheid bepaalt samen met de biomassa en de dichtheid van het riet de productie. De opname van nutriënten uit het poriewater wordt gemodelleerd als afhankelijke van de rhizoombiomassa, de nutriënten in de rhizomen, de nutriënten in het poriewater, de affiniteit en de temperatuur.

In de herfst sterft het riet deels af en worden nutriënten proportioneel (afhankelijk van N/biomassa en P/biomassa) geretransloceerd. De biomassa die bovengronds blijft is de beginbiomassa van het volgende jaar.

4.2.3. In- en uitvoer

Voor de berekeningen in dit hoofdstuk is een hypothetisch meer gebruikt van 3 meter diep en 1000 meter doorsnede. Het water stroomt het meer in met een snelheid van 20 mm dag^{-1}. Dit is gelijk aan de instroom in het IJsselmeer. Aan het meer ligt een moeraszone van 30 cm diep en het oppervlak hiervan bedraagt 5% van het totaal oppervlak. Water wisselt uit tussen het open water en de moeraszone met een snelheid van 1 m^3 m^{-3} dag^{-1}. In de moeraszone is Riet homogeen verdeeld met een bovengrondse biomassa van 1500 g m^{-2} en een ondergrondse biomassa van 7500 g m^{-2}. De waarden van bovenstaande parameters zijn gekozen naar aanleiding van experimenten en veldmetingen. De invoer van het model is weergegeven in Tabel 1. Voor overige default waarden wordt verwezen naar het proefschrift van Janse (2005).

Tabel 4.1. De defaultwaarden van belangrijke parameters die afwijken van de oorspronkelijke PCLake versie.

Parameter	Omschrijving	Eenheid	Default	Naam
sDepthW	diepte open water	m	3	Diepte W
sDepthWM	diepte water moeraszone	m	0.3	Diepte MW
cFetch	wind fetch	m	1000	Fetch
fMarsh	fractie moeraszone	$m^2\ m^{-2}$	0.1	moerasgrootte
kExchMaxM	uitwisseling open water - moeraszone	$m^3\ m^{-3}\ dag^{-1}$	1	Uitwisseling
cQin, mQin	water instroom	$mm\ dag^{-1}$	20	Wateraanvoer
sDShootPhra	bovengrondse biomassa Riet	$g\ m^{-2}$	1500	Riet bovengr
sDRootPhra	ondergrondse biomassa Riet	$g\ m^{-2}$	7500	Riet ondergr
cNLoad	N belasting	$g\ m^{-2}\ dag^{-1}$	0.024	N belasting
cPLoad	P belasting	$g\ m^{-2}\ dag^{-1}$	0.005	P belasting

4.2.4. Scenario's fictief meer

Voor het beantwoorden van de onderzoeksvragen zijn 3 verschillende parameters gekozen, die gevarieerd worden bij de verschillende scenario's: de grootte van de moeraszone, de mate van uitwisseling tussen moeraszone en open water en de nutriëntenbelasting. De grootte van de moeraszone is uitgedrukt in $m^2\ m^{-2}$. Dit houdt in dat een waarde van 1 overeenkomt met een verhouding van 1:1 voor moeras en open water (50% is moeras, 50% open water). Een waarde van 0.5 komt overeen met 1:2 (33% moeras, 66% open water). De grootte van de moeraszone (fMarsh) varieert tussen 0 (geen moeraszone) en 1 met tussenstappen van 0.05. Gemiddeld hebben de meren in Nederland slechts een moerasoppervlak van tussen de 1 en 5% met een maximum van 10% in uitzonderlijke gevallen. De uitwisseling (kExchMaxM) varieert tussen 0 (geen uitwisseling) en 1 (water in de moeraszone wordt per dag helemaal ververst). Voor deze parameter zijn geen gemeten gegevens gevonden en de waarden zijn dan ook gebaseerd op 'expert judgement'. De nutriëntenbelasting (cNLoad en cPLoad) varieert tussen 0.005 en 0.05 $g\ m^{-2}\ dag^{-1}$ voor N en tussen 0.0005 en 0.005 $g\ m^{-2}\ dag^{-1}$ voor P. De waarden zijn zo gekozen dat er geen N of P limitatie optreedt. De nutriëntenbelasting is relatief laag gekozen, omdat in deze range de grenzen van de streefwaarden liggen. In Tabel 2 is een overzicht gegeven van de verschillende scenario's.

Tabel 4.2. Waarden van de te variëren parameters die gebruikt worden binnen de scenario's.

moerasgrootte	0-1 met tussenstappen van 0.05				
uitwisseling	0	0.25	0.5	0.75	1
N belasting	0.005	0.01	0.03	0.05	
P belasting	0.0005	0.001	0.003	0.005	

Het model wordt gedraaid over een periode van 10 jaar. Vervolgens wordt het zomergemiddelde voor het 10^{e} jaar, wanneer de toestandsvariabelen stabiel zijn geworden, berekend. Dit gemiddelde is gebaseerd op de data van 1 april tot 30 september en is als 1 punt/waarde zichtbaar in de grafieken.

4.2.5. Scenario's Volkerakmeer

Als voorbeeld worden berekeningen gedaan aan het Volkerakmeer. Op een aantal invoerparameters na wordt hetzelfde model gebruikt als boven beschreven. Deze afwijkende parameters staan weergegeven in Tabel 4.3 en zijn overgenomen van de waarnemingen van Janse (2005).

Tabel 4.3. Enkele invoerparameters speciaal voor het Volkerakmeer.

Parameter	Omschrijving	Eenheid	Waarde
sDepthW	diepte open water	m	1.6
sDepthWM	diepte water moeraszone	m	0.3
cFetch	wind fetch	m	6760
cQin, mQin	water instroom	mm dag^{-1}	46
cNLoad	N belasting	g m^{-2} dag^{-1}	0.388
cPLoad	P belasting	g m^{-2} dag^{-1}	0.013

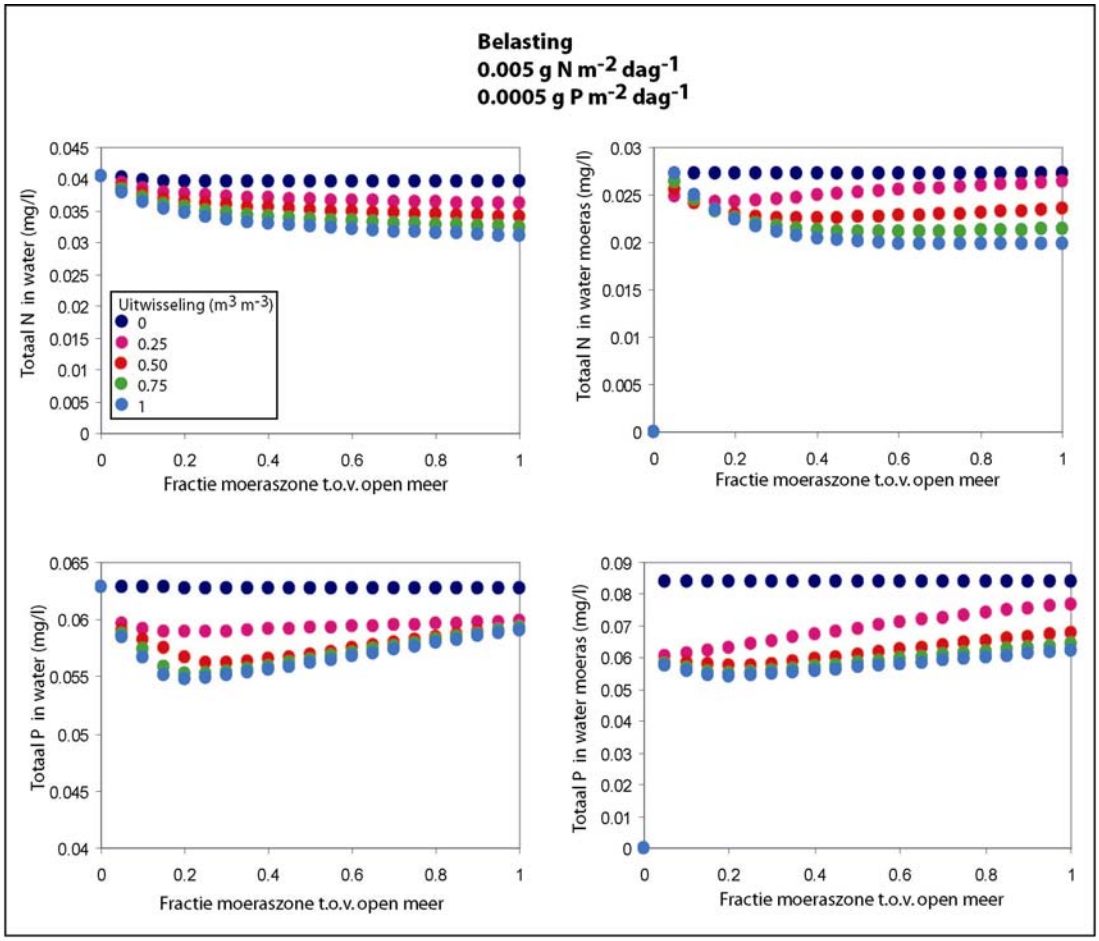
4.3. Resultaten

4.3.1. Fictief meer

In onderstaande grafieken (Figuren 4.1a en 4.1b) zijn de effecten van moerasoppervlak en uitwisseling tussen water en moeraszone weergegeven. In Figuur 4.1a is de belasting laag (0.005 g N m^{-2} dag^{-1} en 0.0005 g P m^{-2} dag^{-1}) en figuur 4b 10 keer zo hoog (0.05 g N m-2 dag^{-1} en 0.005 g P m^{-2} dag^{-1}). Als output zijn de TN en TP concentraties (mg l^{-1}) gegeven (y-as).

$TN = N_{diatomeen} + N_{groenalg} + N_{blauwalg} + N_{detritus} + NH_4 + NO_3$

$TP = P_{diatomeen} + P_{groenalg} + P_{blauwalg} + P_{detritus} + P_{anorganisch\ materiaal} + PO_4$

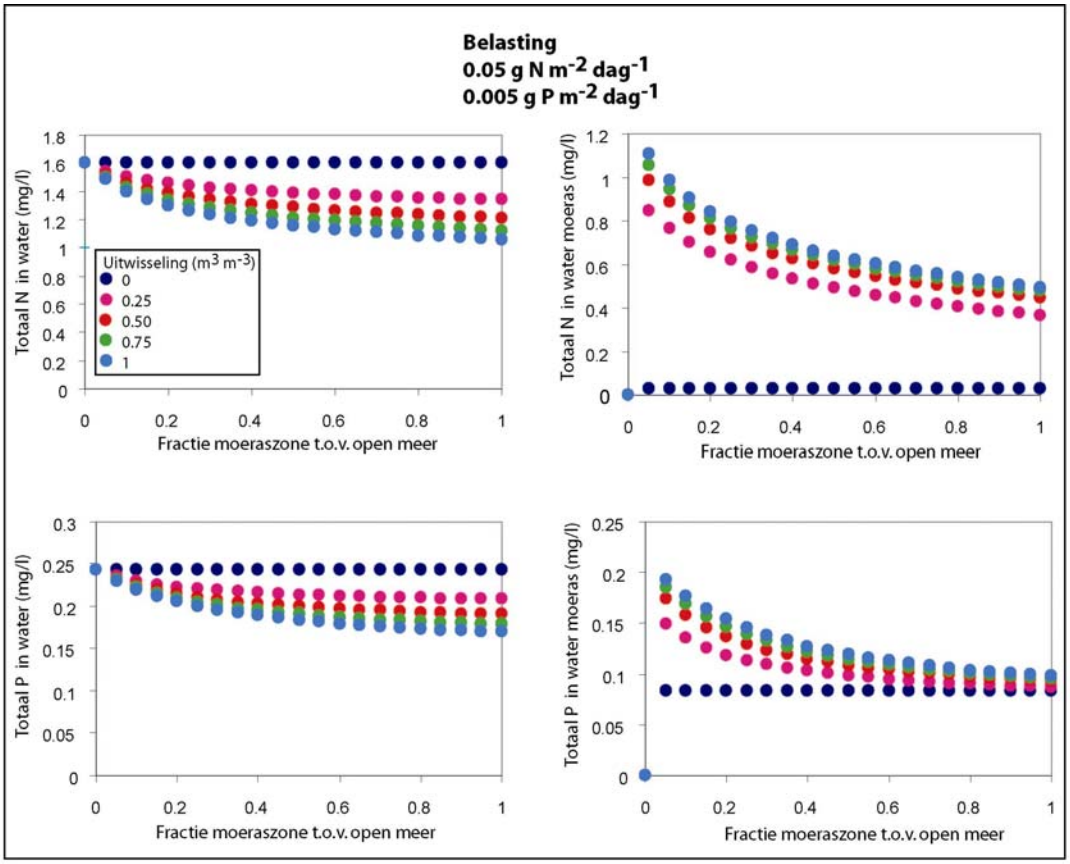


Figuur 4.1a TN en TP (mg ml^{-1}) concentraties in het open water (links) en de moeraszone (rechts) bij een belasting van 0.005 g N m^{-2} d^{-1} en 0.0005 g P m^{-2} d^{-1} en verschillende moerasgroottes en mate van uitwisseling.

Effect nutriëntenbelasting

De TN en TP concentraties in het open water zijn afhankelijk van de belasting. Dit is te zien in de scenario's zonder uitwisseling met de moeraszone (blauwe punten). Bij een belasting van 0.005 g N m^{-2} dag^{-1}, is de TN concentratie 0.04 mg l^{-1}. Bij een verhoging van de belasting tot 0.05 g N m^{-2} dag^{-1}neemt de TN concentratie toe tot een concentratie van 1.6 mg l^{-1}. Voor de TP concentratie geldt dat een belasting van 0.5 mg P m^{-2} dag^{-1} een concentratie van 0.06 mg l^{-1} geeft, terwijl een belasting van 5 mg P m^{-2} dag^{-1} zorgt voor een concentratie van 0.25 mg l^{-1}. Wat opvalt is de stijging in TP in het open water bij een lage belasting en toenemende moeraszone (Figuur 4.1a). Deze stijging vindt alleen plaats bij een hoge mate van uitwisseling tussen open water en moeraszone.

De TN en TP concentraties in de moeraszone worden zonder uitwisseling uiteraard niet beïnvloed door de belasting in het open water. Wanneer er wel uitwisseling is, neemt de concentratie in het oppervlaktewater van de moeraszone toe met de belasting. Echter, zelfs bij de hoogste uitwisseling, is de concentratie in de moeraszone nog altijd lager dan in het open water.



Figuur 4.1b. TN en TP (mg ml^{-1}) concentraties in het open water (links) en de moeraszone (rechts) bij een belasting van 0.05 g N m^{-2} d^{-1} en 0.005 g P m^{-2} d^{-1} en verschillende moerasgroottes en mate van uitwisseling.

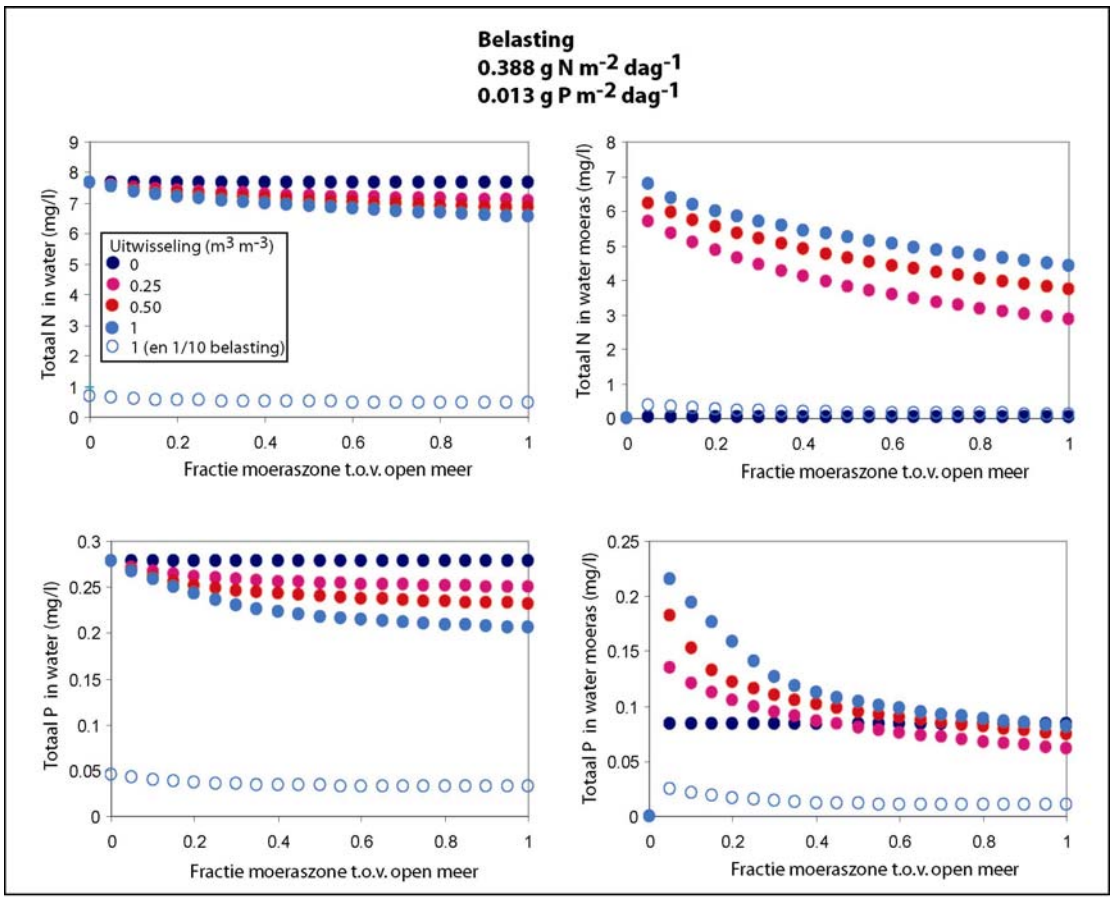
Effect oppervlakte van moeraszone

In alle figuren is een afname van TN en TP te zien bij een vergroting van de relatieve oppervlakte van de moeraszone. Een uitzondering daarop zijn de waarden in het geval dat er geen uitwisseling tussen open water en moeraszone is, omdat in dat scenario de moeraszone en het open water als 2 aparte componenten functioneren. Het effect van de moeraszone op de TN en TP concentraties in het open water is, zoals verwacht, het grootst bij een maximale uitwisseling (1 m^3 m^{-3}). Over het algemeen is het effect van het vergroten van de moeraszone groter bij een kleiner oppervlak dan bij een groter oppervlak. Zoals weergegeven in de figuren daalt de curve tot een horizontale asymptoot en heeft verder vergroten van het oppervlak slechts weinig effect.

Effect uitwisseling

Er is in alle figuren een duidelijk effect te zien van de uitwisseling tussen het open water en de moeraszone. Wanneer de uitwisseling wordt vergroot, nemen de TN en TP concentraties in het open water af. De nutriënten worden dan naar de moeraszone getransporteerd en daar vastgelegd. In de moeraszone nemen de concentraties dan ook toe met toenemende uitwisseling. Wanneer de mate van uitwisseling een bepaalde grens is gepasseerd, heeft een verdere vergroting veel minder effect dan wanneer de mate van uitwisseling nog klein is. Dit effect was ook te zien voor de moerasgrootte.

4.3.2. Volkerakmeer



Figuur 4.2. TN en TP (mg ml^{-1}) concentraties in het open water (links) en de moeraszone (rechts) van het Volkerakmeer bij een belasting van 0.388 g N m^{-2} d^{-1} en 0.013 g P m^{-2} d^{-1} (dichte cirkels) en verschillende moerasgroottes en mate van uitwisseling. De open cirkels geven 1/10 van de oorspronkelijke belasting weer bij een uitwisseling van 1 m^{3} m^{-3}.

In Figuur 4.2 zijn de resultaten te zien van de berekeningen voor het Volkerakmeer. Het verschil met vorige figuren was een groter meer, hogere instroom van water en een hogere belasting (zie Tabel 4.3). Wanneer de belasting hoog is (0.388 g N m^{-2} d^{-1} en 0.013 g P m^{-2} d^{-1}) blijft de TN concentratie altijd boven de 6 g l^{-1} en de TP concentratie boven de 0.2 g l^{-1}, ongeacht de grootte van de moeraszone en de mate van uitwisseling. Bij een verlaging van de nutriëntenbelasting tot 10% van de oorspronkelijk waarden, nemen de TN en TP concentraties af tot onder de streefwaarden van respectievelijk 1 mg l^{-1} en 50 mg l^{-1}, onafhankelijk van de moerasgrootte. Nadere berekeningen zijn gedaan aan de mate van belastingverlaging voor het halen van de streefwaarde voor N en P (data niet in figuur gepresenteerd). Het blijkt dat bij een verlaging tot 1/6 van de oorspronkelijke waarden, de TN concentratie bij een moerasoppervlak van 50% net onder 1 mg l^{-1} komt en bij een moerasoppervlak van 33% geldt hetzelfde. Voor P wordt de norm van 50 mg l-1 eerder gehaald bij een verlaging tot 1/5 bij zowel een moerasgrootte van 50% als 33%. Bij een kleinere moeraszone (<25%) zal de belasting tot 1/7 moeten worden verlaagd.

4.3.3. Combinatie van effecten

In de Tabellen 4.4a-d is de combinatie van de drie verschillende maatregelen weergegeven voor het fictieve meer. Hierin is het percentage afname van TN ten opzichte van fMarsh=0 en kExch=0 te zien. Ook de absolute concentraties zijn weergegeven. Voor alle maatregelen zijn er trends. In horizontale richting is de vergroting van de moeraszone weergegeven. Het is duidelijk dat de concentratie afneemt met toenemende moerasgrootte. Maar in welke mate is afhankelijk van zowel de belasting als van de uitwisseling. Bij een lagere belasting heeft het vergroten van de moeraszone minder effect dan bij een hoge belasting (vergelijk rijen binnen een blok met constante uitwisseling). Echter, bij grotere uitwisseling heeft het vergroten van de moeraszone juist meer effect (vergelijk rijen met dezelfde belasting en verschillende uitwisseling).

In Tabel 4.5 zijn de resultaten voor het Volkerakmeer weergegeven. Voor deze waarden is een belasting van 0.388 g N m^{-2} d^{-1} en 0.013 g P m^{-2} d^{-1} gebruikt. Door deze hoge belasting liggen de concentraties van TN en TP in het open water duidelijk hoger dan in het fictieve meer. Ook nemen de concentraties in de moeraszone meer toe bij een hoge uitwisseling dan bij de lagere belasting in het fictieve meer. In Hoofdstuk 5 is het voorbeeld van het Volkerakmeer verder uitgewerkt.

Tabel 4.4a. Absolute concentraties (mg l^{-1}) van Totaal N in het open water bij verschillende moerasgrootte en mate van uitwisseling (m^3 m^{-3}).

TN open water	**belasting (g m-2 dag-1)**	**0 % moeras**	**25 % moeras**	**33 % moeras**	**50 % moeras**
		abs. conc (mg l^{-1})	**abs. conc (mg l^{-1})**	**abs. conc (mg l^{-1})**	**abs. conc (mg l^{-1})**
Uitwisseling 0	**0.05 N 0.005 P**	1.60	1.60	1.60	1.60
	0.03 N 0.003 P	0.83	0.83	0.83	0.83
	0.01 N 0.001 P	0.28	0.28	0.28	0.28
	0.005 N 0.0005 P	0.04	0.04	0.04	0.04
Uitwisseling 0.25	**0.05 N 0.005 P**		1.44	1.39	1.34
	0.03 N 0.003 P		0.74	0.72	0.70
	0.01 N 0.001 P		0.23	0.22	0.21
	0.005 N 0.0005 P		0.04	0.04	0.04
Uitwisseling 0.50	**0.05 N 0.005 P**		1.36	1.29	1.21
	0.03 N 0.003 P		0.70	0.66	0.62
	0.01 N 0.001 P		0.21	0.19	0.17
	0.005 N 0.0005 P		0.04	0.04	0.03
Uitwisseling 1.0	**0.05 N 0.005 P**		1.26	1.16	1.06
	0.03 N 0.003 P		0.64	0.58	0.53
	0.01 N 0.001 P		0.19	0.06	0.06
	0.005 N 0.0005 P		0.04	0.03	0.03

Tabel 4.4b Absolute concentraties (mg l^{-1}) van Totaal P in het open water bij verschillende moerasgrootte en mate van uitwisseling (m^3 m^{-3}).

TP open water	**belasting (g m-2 dag-1)**	**0 % moeras**	**25 % moeras**	**33 % moeras**	**50 % moeras**
		abs. conc (mg l^{-1})	**abs. conc (mg l^{-1})**	**abs. conc (mg l^{-1})**	**abs. conc (mg l^{-1})**
Uitwisseling 0	**0.05 N 0.005 P**	0.243	0.243	0.243	0.243
	0.03 N 0.003 P	0.154	0.154	0.154	0.154
	0.01 N 0.001 P	0.084	0.084	0.084	0.084
	0.005 N 0.0005 P	0.063	0.063	0.063	0.063
Uitwisseling 0.25	**0.05 N 0.005 P**		0.221	0.214	0.208
	0.03 N 0.003 P		0.141	0.137	0.135
	0.01 N 0.001 P		0.074	0.072	0.072
	0.005 N 0.0005 P		0.059	0.059	0.060
Uitwisseling 0.50	**0.05 N 0.005 P**		0.211	0.200	0.190
	0.03 N 0.003 P		0.134	0.128	0.124
	0.01 N 0.001 P		0.070	0.068	0.070
	0.005 N 0.0005 P		0.056	0.057	0.059
Uitwisseling 1.0	**0.05 N 0.005 P**		0.201	0.184	0.169
	0.03 N 0.003 P		0.127	0.117	0.110
	0.01 N 0.001 P		0.067	0.063	0.056
	0.005 N 0.0005 P		0.243	0.243	0.243

Tabel 4.4c Absolute concentraties (mg l^{-1}) van Totaal N in de moeraszone bij verschillende moerasgrootte en mate van uitwisseling (m^3 m^{-3}).

TN moeras	**belasting (g m-2 dag-1)**	**0 % moeras**	**25 % moeras**	**33 % moeras**	**50 % moeras**
		abs. conc (mg l^{-1})	**abs. conc (mg l^{-1})**	**abs. conc (mg l^{-1})**	**abs. conc (mg l^{-1})**
Uitwisseling 0	**0.05 N 0.005 P**	0	0.027	0.027	0.027
	0.03 N 0.003 P	0	0.027	0.027	0.027
	0.01 N 0.001 P	0	0.027	0.027	0.027
	0.005 N 0.0005 P	0	0.027	0.027	0.027
Uitwisseling 0.25	**0.05 N 0.005 P**	0	0.618	0.493	0.366
	0.03 N 0.003 P	0	0.26	0.20	0.15
	0.01 N 0.001 P	0	0.074	0.058	0.047
	0.005 N 0.0005 P	0	0.024	0.025	0.026
Uitwisseling 0.50	**0.05 N 0.005 P**	0	0.718	0.582	0.447
	0.03 N 0.003 P	0	0.31	0.24	0.18
	0.01 N 0.001 P	0	0.087	0.065	0.049
	0.005 N 0.0005 P	0	0.023	0.023	0.024
Uitwisseling 1.0	**0.05 N 0.005 P**	0	0.792	0.640	0.495
	0.03 N 0.003 P	0	0.36	0.28	0.21
	0.01 N 0.001 P	0	0.099	0.042	0.042
	0.005 N 0.0005 P	0	0.022	0.020	0.020

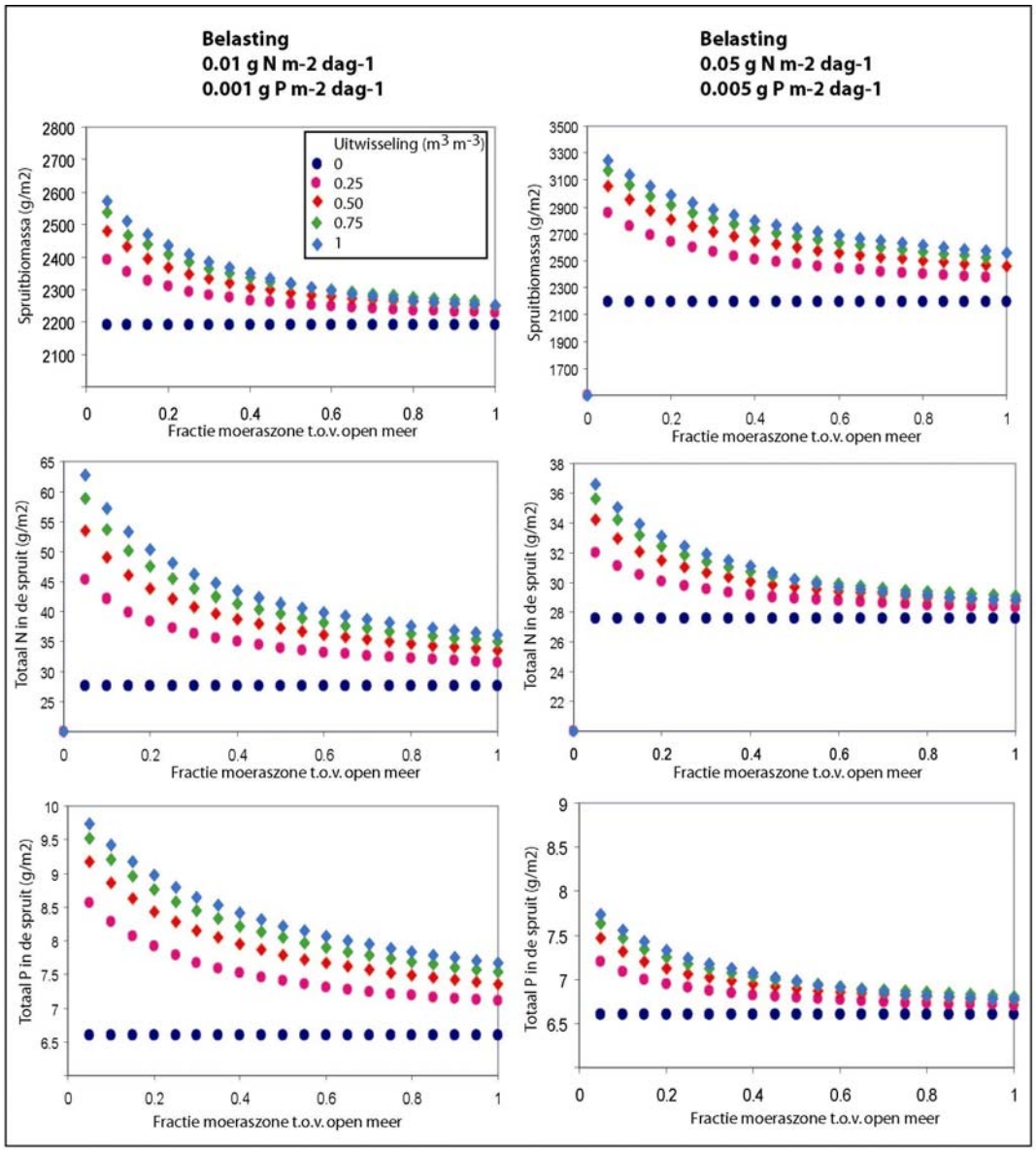
Tabel 4.4d Absolute concentraties (mg l^{-1}) van Totaal P in de moeraszone bij verschillende moerasgrootte en mate van uitwisseling (m^3 m^{-3}).

TP moeras	belasting (g m-2 dag-1)	0 % moeras	25 % moeras	33 % moeras	50 % moeras
		abs. conc (mg l^{-1})	abs. conc (mg l^{-1})	abs. conc (mg l^{-1})	abs. conc (mg l^{-1})
Uitwisseling 0	**0.05 N 0.005 P**	0	0.084	0.084	0.084
	0.03 N 0.003 P	0	0.084	0.084	0.084
	0.01 N 0.001 P	0	0.084	0.084	0.084
	0.005 N 0.0005 P	0	0.084	0.084	0.084
Uitwisseling 0.25	**0.05 N 0.005 P**	0	0.113	0.098	0.087
	0.03 N 0.003 P	0	0.072	0.066	0.065
	0.01 N 0.001 P	0	0.047	0.048	0.054
	0.005 N 0.0005 P	0	0.064	0.069	0.077
Uitwisseling 0.50	**0.05 N 0.005 P**	0	0.130	0.108	0.093
	0.03 N 0.003 P	0	0.081	0.071	0.065
	0.01 N 0.001 P	0	0.048	0.047	0.054
	0.005 N 0.0005 P	0	0.058	0.061	0.068
Uitwisseling 1.0	**0.05 N 0.005 P**	0	0.145	0.119	0.098
	0.03 N 0.003 P	0	0.090	0.076	0.066
	0.01 N 0.001 P	0	0.051	0.064	0.059
	0.005 N 0.0005 P	0	0.055	0.057	0.062

Tabel 4.5 Absolute concentraties (mg l^{-1}) van Totaal N en P in het open water en de moeraszone bij verschillende moerasgrootte en mate van uitwisseling (m^3 m^{-3}) voor het Volkerakmeer met een belasting van 0.388 g N en 0.013 g P m^{-2} dag^{-1}.

		0 % moeras	25 % moeras	33 % moeras	50 % moeras
	uitwisseling	abs. conc (mg l^{-1})	abs. conc (mg l^{-1})	abs. conc (mg l^{-1})	abs. conc (mg l^{-1})
TN open water	**0**	7.66	7.66	7.66	7.66
	0.25	7.66	7.34	7.25	7.10
	0.50	7.66	7.28	7.09	6.85
	1.0	7.66	7.15	6.89	6.56
TP open water	**0**	0.28	0.28	0.28	0.28
	0.25	0.28	0.26	0.25	0.25
	0.50	0.28	0.25	0.24	0.23
	1.0	0.28	0.24	0.22	0.21
TN moeras	**0**		0.03	0.03	0.03
	0.25		4.64	3.82	2.86
	0.50		5.36	4.65	3.73
	1.0		5.84	5.24	4.42
TP moeras	**0**		0.08	0.08	0.08
	0.25		0.10	0.08	0.06
	0.50		0.12	0.10	0.07
	1.0		0.14	0.10	0.08

4.3.4. Rietbiomassa en nutriënten fictief meer



Figuur 4.3. Biomassa en nutriënt concentraties van Riet bij verschillende moerasoppervlaktes en uitwisseling van water tussen het meer en de moeraszone bij lage belasting (links) en hoge belasting (rechts).

In Figuren 4.3 zijn de biomassa (g m^{-2}) en nutriëntconcentraties (g m^{-2}) in de rietvegetatie te zien van het scenario met de laagste belasting (0.01 g N m^{-2} dag^{-1} en 0.001 g P m^{-2} dag^{-1}) en de hoogste belasting (0.05 g N m^{-2} dag^{-1} en 0.005 g P m^{-2} dag^{-1}). Het effect van de oppervlakte moeraszone is duidelijk: met toenemende grootte neemt de biomassa van het riet af en daarmee ook de hoeveelheid nutriënten per vierkante meter. Het blijkt ook dat bij een verhoging van de uitwisseling van water (en daarmee nutriënten) tussen het open water en de moeraszone, de biomassa toeneemt. De toename van het aantal nutriënten is volledig toe te schrijven aan de toename in biomassa. Wanneer door een verhoging van de belasting meer nutriënten in de oeverzone terecht komen, worden deze deels in de vegetatie

opgenomen. De biomassa van het Riet neemt toe, maar de concentraties (mg g^{-1}) blijven gelijk.

4.4. Discussie

Een aantal maatregelen is mogelijk om de TN en TP concentraties te verlagen. Met het model PCLake zijn berekeningen gedaan met verschillende typen maatregelen en combinaties hiervan. De waarden voor TN en TP worden in het model berekend als de som van de concentraties van de verschillende vormen van N en P die in het meer aanwezig zijn, nl. nitraat, ammonium en organisch N, alsmede ortho-fosfaat en organisch fosfaat. Deze concentraties zijn ieder afzonderlijk weer afhankelijk van meerdere parameters en constanten. Bij iedere verandering in parameters in een simulatie gaan de responsvariabelen veranderen, in veel gevallen totdat na verloop van tijd een nieuwe evenwichtssituatie is bereikt. Dit is in werkelijkheid ook vaak zo. Na een verandering in een systeem zal het systeem de neiging hebben om naar een evenwichtssituatie te gaan, die wel op een ander niveau kan liggen dan de oorspronkelijke.

In de scenario's zijn de maatregelen 'verlaging van externe belasting', 'vergroten van de moeraszone' en 'vergroten van uitwisseling tussen open water en moeras' doorberekend. Deze maatregeltypen hebben alle drie te maken met de generieke maatregel van peilbeheer. PCLake kan alleen via deze indirecte weg effecten van veranderingen in peilbeheer doorberekenen

De belangrijkste factor in onze simulaties die invloed heeft op de basisconcentratie van TN en TP in het open water is de belasting. Wanneer de belasting wordt verlaagd heeft dit al een duidelijk effect op de concentraties zonder dat de moeraszone een rol speelt. De N belasting varieert tussen de 0.005 en 0.05 g N m^{-2} dag^{-1} en de P belasting tussen de 0.0005 en 0.005 g P m^{-2} dag^{-1}. Uiteraard is de instroom van nutriënten niet gelijk aan de uiteindelijke concentratie in het meer. Door processen als transport uit het meer, transport naar de moeraszone, opslag in de bodem en in organismen is de uiteindelijke concentratie lager dan de instroomconcentratie. Uit de berekeningen blijkt dat er daadwerkelijk een verhoging van TN en TP te zien is bij toenemende instroom van N en P. Een verlaging van de belasting zal dus zeker effect hebben op een verlaging van de TN en TP concentraties.

Een zeer lage belasting kan echter ook tot een verhoging van de nutriëntconcentraties leiden. Omdat de belasting in het open water laag is, is de concentratie in het meer lager dan in de moeraszone. Bij toenemende moerasgrootte en uitwisseling worden nutriënten dan juist uit de moeraszone naar het open water getransporteerd. Ook kan fosfor in het oppervlaktewater toenemen door de aanvoer vanuit de bodem. In het model is dit vastgelegd als een diffusie vergelijking afhankelijk van de fosfaatconcentratie in de bodem, in het oppervlaktewater en de dikte van het sediment.

De tweede maatregel waarmee berekeningen zijn uitgevoerd is de grootte van de moeraszone. Deze varieerde in de berekeningen tussen de 0% en 50% van het meeroppervlak. In de realiteit zal een oppervlakte van 50% meestal niet haalbaar zijn, maar het geeft wel een beeld van effectiviteit van moeraszones. Bij elke belasting en zowel voor N als P is een duidelijk effect te zien van de grootte. Dit effect is het grootst wanneer de moeraszone aanvankelijk zeer klein was. Het vergroten van de moeraszone van enkele procenten tot 33% heeft een veel sterker effect dan het verder vergroten van deze zone, hetgeen ook onevenredig veel kosten met zich mee zou brengen. Er zijn verschillende manieren een moeraszone te vergroten. Voor de hand ligt het aanleggen van opgespoten zandplanten met beplanting van helofyten. Echter, bij een verandering van peilbeheer kunnen ook delen van het meer een deel van het jaar droog komen te liggen, waarmee het oppervlak ook wordt vergroot. Hetzelfde geldt voor het minder steil maken van de

oeverzones, zodat een groter oppervlak onder invloed komt te staan van de waterstandswisselingen. Een belangrijk punt is dat wanneer de uitwisseling tussen open water en moeraszone laag is, de grootte van de moeraszone nauwelijks een rol speelt. Immers, de zone kan dan geen invloed op het water hebben. De effectiviteit van de zone is groter bij een lage belasting. Uit de tabellen blijkt dat de TP concentratie door vergroting van de moeraszone minder verlaagd wordt dan de TN concentratie.

Tenslotte is het effect van de mate van uitwisseling berekend. Zoals verwacht levert een grotere uitwisseling een groter effect van de moeraszone op. Net als bij het effect van de moeraszone geldt ook voor de uitwisseling de regel: is er al een grote uitwisseling, zal een vergroting hiervan minder effect hebben dan wanneer de uitwisseling nog beperkt is.

In de moeraszone nemen met toenemende belasting de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater toe. Dit wordt uiteraard versterkt bij een grotere uitwisseling met het open water. De toename van TN en TP wijzen erop dat niet alle stikstof en fosfor die vanuit het open water in de moeraszone komt, kan worden vastgelegd in de bodem of in de vegetatie. Dat er echter wel nutriënten in de vegetatie worden vastgelegd blijkt uit de toename van de Riet biomassa bij toenemende belasting en de verhoging van nutriëntconcentraties in het Riet bij toenemende moeraszone en uitwisseling. Ook vindt er denitrificatie plaats in het water volgens een sigmoïde functie met een half-saturatie waarde tussen 1 en 2 mg $N\text{-}NO_3$ l^{-1}. De TN concentratie in het oppervlaktewater van de moeraszone zit nog onder deze waarde, wat betekent dat denitrificatiesnelheid exponentieel toeneemt met de nitraatconcentratie in het water in gebruikte scenario's.

De tabellen in de Resultaten geven een overzicht van de combinatie van effecten. Het blijkt dat N bij dezelfde maatregelen verder in concentratie te reduceren is dan P. Om een beeld te krijgen van het effect van de drie berekende maatregelen in de praktijk wordt hieronder als voorbeeld het Volkerakmeer besproken. De belasting van het Volkerakmeer is 13 mg P m^{-2} d^{-1} en 388 mg N m^{-2} d^{-1}. De huidige TN en TP concentraties in het Volkerakmeer zijn respectievelijk 4.53 mg N l^{-1} en 0.15 mg P l^{-1}. Uit de berekeningen voor het Volkerakmeer wordt duidelijk dat de hoge belasting verantwoordelijk is voor de hoge concentraties TN en TP in het open water. Pas bij het verlagen van de belasting tot 10% van het oorspronkelijke niveau worden de streefwaarden voor zowel N als P gehaald bij elke grootte van moeraszone. Natuurlijk is het zo dat de belasting minder verlaagd hoeft te worden bij toenemend moerasoppervlakte, maar bij de onrealistische moerasfractie van 50% van het meer is de belasting nog steeds 7 keer te hoog voor zowel N als P om de streefwaarden van 1 mg N l^{-1} en 50 µg P l^{-1} te halen.

Er is een aantal belangrijke algemene conclusies te trekken uit de berekeningen. Ten eerste is het belangrijk om combinaties van maatregelen uit te voeren. Zowel voor moerasoppervlak als voor uitwisseling geldt namelijk dat een kleine toename bij een lage aanwezigheid van een van beiden meer effect heeft dan diezelfde toename wanneer het moerasoppervlak of de uitwisseling reeds aanzienlijk is. Ten tweede is het vergroten van de moeraszone alleen effectief als er ook de uitwisseling voldoende groot is. Het aanleggen van zones aan bijvoorbeeld de luwe zijde van een meer of het aanleggen van een golfwering zal deze uitwisseling tegengaan. Uitwisseling kan worden vergroot door een grotere bandbreedte te nemen in het waterpeilbeheer. Dit groter verschil tussen zomer- en winterpeil stelt een groter oppervlak beschikbaar voor groei van moerasplanten aan de oevers. In hoofdstuk 5 wordt verder ingegaan op de interactie tussen de bandbreedte van het peil en moerasoppervlaktes.

5. BIJDRAGE VAN AANPASSING PEILBEHEER AAN DE DOELEN VAN DE KADERRICHTLIJN WATER

5.1. Inleiding

In 2000 heeft de EU de Europese Kaderrichtlijn Water vastgesteld. Het doel is dat er in het stroomgebied sprake is van schoon water, waarin een gevarieerd natuurlijk leven voorkomt. De KRW stelt eisen aan de chemische (geen verontreinigende stoffen) en ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater.

Uit de in de vorige hoofdstukken beschreven literatuurstudie, experimenten en modelberekeningen komt duidelijk naar voren dat peilbeheer in combinatie met inrichting van moeraszones langs meren en plassen de interne nutriëntenbelasting kan verlagen. Daarmee is het een mogelijke maatregel om lagere nutriëntengehalten te bereiken. Naast de directe effecten van peilbeheer op de ecologische toestand (het creëren van habitats voor allerlei organismen), kunnen de indirecte effecten via de nutriëntenbelasting belangrijk zijn en het doel van een ecologisch gezonde toestand dichterbij brengen: heldere, waterplantenrijke meren met een gezonde visstand en duurzame populaties van verschillende dieren- en plantengroepen. Of peilbeheer daadwerkelijk een effectieve nutriëntenreducerende maatregel is, hangt af van welke alternatieve methoden beschikbaar zijn, hoe effectief het middel is, en hoe de kosten en baten zich tot elkaar verhouden.

Afbeelding 5.1. Jonge Kiekendieven in het Volkerakmeer

In de meeste waterlichamen in ons land zijn de nutriëntengehalten zo hoog dat ze de goede ecologische toestand belemmeren, en er dienen maatregelen genomen te worden om gehalten te krijgen die die toestand mogelijk maken. Daarom blijven nutriëntennormen voor meren die een hoge kans op het bereiken van de goede ecologische toestand betekenen, belangrijk. Om nutriëntengehalten in meren en plassen te verlagen zijn er diverse mogelijkheden:

A. Externe maatregelen:

1. Beperking van emissies in bovenstroomse gebieden door verbetering van afvalwaterzuivering, bijvoorbeeld door aanleggen van vierde-trapszuivering.
2. Beperking van de externe nutriëntenbelasting door retentieverhogende maatregelen bovenstrooms.

B. Interne maatregelen:

3. Beperking van de externe nutriëntenbelasting door ‘slim’ inlaatbeheer dat de aanvoer minimaliseert en de afvoer maximaliseert.

4. Verhoging van de interne nutriëntenretentie door bijv. grootschalige oeverinrichting met ontwikkeling van helofyten.
5. Verhogen van de interne nutriëntenretentie door ingrijpen in het voedselweb (afvissen, enten van waterplanten, uitzetten snoek), waardoor waterplanten-arealen en –bedekkingen vergroot worden.
6. Peilbeheer: in feite een combinatie van 3, 4 en 5.

Bij de effectbepaling van maatregelen moet ook de duurzaamheid worden meegewogen. De effecten van bovenstroomse maatregelen zijn vaak beperkt omdat nalevering van nutriënten uit de waterbodem nog lange tijd voor hoge concentraties in het meer blijft zorgen. Daarnaast zal in veel gevallen reductie van externe belasting alléén niet tot een goede ecologische toestand in een meer of plas leiden, omdat de hydromorfologische toestand ongeschikt is en de gewenste habitats ontbreken. Afvissing kan leiden tot een omslag naar de goede ecologische toestand, maar als de nutriëntenbelasting te hoog blijft of de beschikbaarheid van habitats gering is zal de maatregel met regelmaat herhaald moeten worden om in die toestand te blijven. De effectiviteit van de tot nu toe gerealiseerde oeverinrichting is vaak beperkt door de geringe interactie tussen open water en oevergebied, waardoor enerzijds de waterzuiverende werking van helofyten vrijwel nihil is (zie Hoofdstuk 4), en anderzijds het belang van deze oevers voor aquatische organismen (vissen, macro-invertebraten) gering is.

Ook de sociaal-economische consequenties zijn van belang: een kosteneffectieve maatregel zonder draagvlak kan om die reden vaak niet worden uitgevoerd. Al met al dient rekening gehouden te worden met het vereiste dat het bereiken van de goede ecologische toestand weliswaar ‘verplicht’ is, maar ook ‘haalbaar en betaalbaar’ dient te zijn.

Op basis van de in de voorgaande hoofdstukken gepresenteerde kwantitatieve benadering met experimentele gegevens, modellen en vuistregels wordt hier een benadering voorgesteld om peilbeheer/oeverinrichtings-combinaties in de afwegingen te betrekken. Deze benadering kan tevens bijdragen tot het bepalen van een MEP/GEP op pragmatische wijze. Hiervoor is het belangrijk om eerst de maximaal haalbare ecologische toestand in sterk veranderde wateren te bepalen alvorens de doelen te formuleren. Deze pragmatische benadering is in Nederland als uitgangspunt gekozen omdat vrijwel alle watersystemen sterk veranderd zijn.

5.2. Twee rekenvoorbeelden

Er is voor twee meren, het Volkerak-Zoommeer en het Markermeer, een globale schatting gemaakt van de potentiële nutriëntenretentie in de oeverzone bij verschillende peil- en inrichtingsscenario’s. Het Volkerakmeer is een voorbeeld van een afgesloten zeearm met uitgestrekte flauwe oevers en ondiep-waterzones. De belasting met nutriënten is relatief hoog en het meer kampt daardoor al jaren met ernstige eutrofiëringverschijnselen zoals jaarlijks terugkerende bloei van cyanobacteriën. Het Markermeer is als case genomen omdat dit een extreem voorbeeld is van een meer met nauwelijks natuurlijke oeverzones, en waar ruimte is voor grootschalige moerasontwikkeling op nieuw aangelegde oevergebieden.

Om de nutriënteneffecten van peilbeheer en inrichting in de twee case-studies te kunnen inschatten is bepaald, welke biomassa aan oeverplanten in de verschillende scenario’s zal ontstaan.

Volkerak-Zoommeer

Het Volkerak-Zoommeer is ontstaan in 1987 door de sluiting van de Philipsdam, waardoor een zoetwatermeer ontstond van 48 km^2 en een totale oeverlengte van ca. 100 km. De

voormalige intergetijdengebieden en schorren vielen droog en ontwikkelden zich onder invloed van extensieve begrazing tot een open parkachtig landschap. Het water bestaat uit uitgestrekte ondiepe vooroevers en diepe geulen. Het meer maakt onderdeel uit van de Schelde-Rijn verbinding en heeft daardoor een belangrijke scheepvaartfunctie. Langs de oevers trad in de stagnante situatie van de jaren na de afsluiting op veel plaatsen oevererosie op. Daarom werd een grootschalig programma van aanleg van vooroeverdammen ingezet door de waterbeheerder (RWS dienst Zeeland).

Direct na de afsluiting had het meer een zeer goede waterkwaliteit, die echter in de loop van de jaren verslechterde ten gevolge van instroom van nutriënten (vanuit de Rijn en de Brabantse rivieren), de intrek van witvis, en het opkomen van blauwwierbloeien. Eén van de geconstateerde problemen in de ecologische ontwikkeling van het meer was het nagenoeg ontbreken van helofytenvegetaties langs de oevers, ten gevolge van het vaste peil en de zware begrazingsdruk van ganzen en vee. Naar aanleiding van de wens een natuurlijker land-water overgang te ontwikkelen met betekenis voor de waterkwaliteit in het meer, werd in 1994 het project “Planten in de peiling” gestart. Hierin is onderzocht welk peilregime tot een gunstiger ontwikkeling van oeverplanten zou kunnen leiden.

Uit het onderzoek bleek dat bij een natuurlijk, ’s zomers langzaam uitzakkend peil een groot areaal van de zeer flauw hellende vooroevers van de voormalige getijdengorzen droogvalt en – mits de bovenste bodemlaag niet verdroogt en verzilt – massaal door kiemende helofyten en andere plantensoorten wordt bezet. Het peil in het volgende winterhalfjaar is echter bepalend voor wat er met de jonge begroeiing verder gebeurt. Helofyten die groeien op ondiep overstroomde bodems zijn zeer geliefd bij watervogels (vooral ganzen), die door hun grote aantal in staat zijn de jonge vegetatie in het meer praktisch te elimineren. Daarom is een ‘startfase’ noodzakelijk: een enige jaren volgehouden laag peil, waarbij de helofyten verder kunnen uitgroeien en een gesloten, minder voor watervogels toegankelijke begroeiing vormen die voldoende productiviteit heeft om de jaarlijkse graas te compenseren. Voor het Volkerakmeer is hiervoor gebruik gemaakt van scenarioberekeningen die voor het project ‘Planten in de peiling’ zijn gemaakt. Op basis van de modelbenadering in het voorgaande hoofdstuk is vervolgens ingeschat welke reductie van de P-gehalten in het meerwater hiermee samenhangt.

In deze exercitie is een aantal aannamen gedaan omtrent het peilregime, de aanleg van moeraszones, helofyten-ontwikkeling en begrazingseffecten. Zo wordt het binnen de peilamplitude vallende overspoelde areaal berekend, en aangenomen dat de overspoeling met name in het voorjaar plaatsvindt, waardoor de effecten van groei op de nutriëntenonttrekking maximaal zijn. Uiteraard zal een ‘omgekeerd’ peilregime (laag winterpeil / hoog zomerpeil) niet leiden tot dergelijke effecten.

Voor het Volkerak meer worden 4 verschillende peilregimes doorberekend.

1. vast peil op 0 cm NAP
2. Fluctuerend peil tussen +0.15 en -0.10
3. Fluctuerend peil tussen +0.15 en -0.30
4. Fluctuerend peil tussen +0.25 en -0.30

Voor de berekeningen worden een aantal gegevens en aannames over het Volkerak meer gebruikt (zie ook Hoofdstuk 4). Het meer heeft een oppervlak van 4800 ha. De uitwisseling tussen het open water en de moeraszone is optimaal. De belasting in het meer is 0.013 g P m^{-2} dag^{-1} en 0.388 g N m^{-2} dag^{-1}.
De resultaten van de bovengenoemde peilregimes zijn weergegeven in Tabel 5.1.

Tabel 5.1. N en P concentraties (mg l-1) in het open water van het Volkerakmeer bij verschillend peilregime en externe belasting.

peilregime	Belasting	opp. moeras (ha)	opp. moeras (%)	N-concentratie (mg l^{-1})	P-concentratie (mg l^{-1})
1	0.388 N 0.013 P	25	0.52	7.54	0.27
2	0.388 N 0.013 P	50	1	7.53	0.27
3	0.388 N 0.013 P	200	4	7.47	0.27
4	0.388 N 0.013 P	500	10	7.35	0.26
1	0.039 N 0.0013 P	25	0.52	0.60	0.035
2	0.039 N 0.0013 P	50	1	0.60	0.035
3	0.039 N 0.0013 P	200	4	0.58	0.034
4	0.039 N 0.0013 P	500	10	0.55	0.032

Ervan uitgaande dat de uitwisseling reeds optimaal is, heeft een vergroting van de moeraszone tot 10% door verandering van het peilregime weinig invloed op de waterkwaliteit. Dit betekent dat deze maatregelen alleen effectief kunnen worden uitgevoerd in combinatie met andere maatregelen als het verlagen van de nutriëntenbelasting. Voor een groot meer als het Volkerakmeer blijkt ook een slechts een toename van 10% oeveroppervlak bij een jaarlijkse peilfluctuatie van 55 cm. Een kleiner meer zal echter een relatief grotere toename in moeraszone ondervinden bij dezelfde fluctuatie. Ter illustratie, in een meer met dezelfde vorm als het Volkerakmeer en half zo groot (2500 ha) wordt het oeveroppervlak vergroot tot 20% van het meer. Uiteraard is het effect van de peilfluctuaties op de fractie moeraszone onder andere afhankelijk van de morfometrie van het meer en geleidelijk aflopende oevers.

Zoals eerder vermeld zal een verlaging van de belasting nodig zijn om een verdere reductie van de hoeveelheid nutriënten te kunnen realiseren. De modelberekeningen laten zien dat bij een 10 maal zo kleine belasting de stikstof en fosfor concentraties onder de streefwaarden kunnen komen, zij het bij optimale uitwisseling.

Markermeer

Het Markermeer is een compartiment van het IJsselmeer dat door de Houtribdijk is afgescheiden van het Klein IJsselmeer. Het is een 700 km^2 groot meer dat gekenmerkt wordt door een hoog slibgehalte in het water, een van west naar oost zeer geleidelijk aflopende vlakke bodem en een sterke windwerking, waardoor onregelmatige en lokale peilfluctuaties optreden. Nagenoeg alle oevers bestaan uit zetsteen of stortsteen taluds en oevers met natuurlijk sediment, begroeid met rietvegetatie, ontbreken vrijwel geheel..

In “Natuur in het Natte Hart” en opvolgende nota’s is door de waterbeheerder (RWS dienst IJsselmeergebied) beklemtoond dat het gewenst is grootschalige oeverontwikkeling mogelijk te maken door langs de oevers opspuitingen te maken waarop moerasontwikkeling kan plaatsvinden. Op enkele plaatsen zijn zulke opgespoten oevergebieden al gerealiseerd, zoals bij IJdoorn en langs de Houtribdijk. Door het onnatuurlijke peil zijn deze gebieden echter vrijwel altijd droogliggend of altijd ondiep water. De vegetatie bestaat grotendeels uit rietruigte, terwijl struweel- en bosvorming plaatselijk actief wordt tegengegaan. Ook bij scenario’s met seizoensgericht peilbeheer moet rekening gehouden worden met

peilverhogingen en –dalingen door windstuwing, die tot enkele dm kunnen oplopen en met name in de zuidwest- (IJmeer) en noordoost- (Enkhuizerzand) hoeken van het meer zo nu en dan optreden.

Door de 'harde randen' van het Markermeer zullen peilfluctuaties op zichzelf nauwelijks leiden tot vergroting van het potentiële oeverareaal. Om substantiële uitbreiding te verkrijgen is het kunstmatig vergroten van het oeverareaal noodzakelijk: grootschalige opspuitingen langs de randen van het meer. Nadelig is dat de oevers al behoorlijk diep zijn, waardoor zeer grote hoeveelheden grond nodig zijn. De verwachting is overigens, dat in de komende decennia door vaargeulbaggeren en de aanleg van diepe putten een grote hoeveelheid grond beschikbaar komt.

Voor de berekeningen worden een aantal gegevens en aannames over het Markermeer gebruikt. Het meer heeft een oppervlak van 75000 ha. De uitwisseling tussen het open water en de moeraszone is optimaal. De belasting in het meer is laag met waarden van 0.12 mg P m^{-2} dag^{-1} en 2.2 mg N m^{-2} dag^{-1}. De gemiddelde diepte van het meer is 3.2 m en de instroom is 10 mm dag^{-1}. Door een combinatie van seizoensmatige peilvariatie tussen de 0 en 60 cm en moerasontwikkeling tot 1000 ha neemt het aantal hectare moerasoppervlak toe tussen de 10 en 1050 ha. Deze hoeveelheden moerasoppervlak komen overeen met respectievelijk 0.01% en 1.4%.

Tabel 5.1. De toename van het areaal moeras in scenario's met combinaties van peilvariatie en grootschalige moerasontwikkeling en de daarbij horende nutriëntconcentraties in het open water.

Moerasontwikkeling (ha)	Seizoensmatige peilvariatie	Toename moerasareaal	N-concentratie (mg l^{-1})	P-concentratie (mg l^{-1})
0 ha	0 cm	0 (0%)	0.208	0.137
	20 cm	10 (0.01%)	0.208	0.137
	40 cm	30 (0.04%)	0.208	0.137
	60 cm	50 (0.07%)	0.208	0.137
100 ha	0 cm	0 (0%)	0.208	0.137
	20 cm	50 (0.07%)	0.208	0.137
	40 cm	110 (0.15%)	0.207	0.137
	60 cm	150 (0.2%)	0.206	0.136
1000 ha	0 cm	0 (0%)	0.208	0.137
	20 cm	410 (0.55%)	0.203	0.136
	40 cm	830 (1.1%)	0.199	0.134
	60 cm	1050 (1.4%)	0.196	0.134

Door het grote oppervlak en de lage belasting zijn de nutriëntenconcentraties in het Markermeer onder de streefwaarden van 1 mg N l^{-1}. Voor fosfor overschrijden te waarden nog wel de norm van 50 µg P l^{-1}. Verder is er duidelijk te zien dat zelfs bij grootschalige projecten, waarbij 1000 ha moeraszone wordt aangelegd, de toename in percentage moeras zo laag is dat dit nauwelijks effect heeft op de nutriëntconcentraties.

5.3. Conclusie

Uit de voorbeelden blijkt dat de bijdrage van peilbeheer aan nutriëntenreductie in grote meren nogal klein is, vanwege het geringe relatieve oppervlaktebeslag van de droogvallende oeverzones. Hier moet bij gezegd worden, dat andere effecten dan de opname in de oeverzone, zoals de uitbreiding van ondergedoken vegetatie, niet in de berekeningen meegenomen zijn. Waterplantenvegetaties hebben weliswaar gewoonlijk een veel grotere bijdrage wat areaal betreft, maar een veel geringere vastlegging van nutriënten per m^2. Met behulp van rekenmodellen kan, bij een gegeven hydromorfologie, berekend

worden welke reductie van nutriëntenbelasting haalbaar is, en kan de optimale mix van inrichtings- en peilmaatregelen worden bepaald. Uit de metingen en rekenvoorbeelden in hoofdstuk 3 en 4 blijkt dat er een sterke wisselwerking is tussen inrichtingsmaatregelen en peilbeheer: in combinatie zijn de maatregelen veel effectiever dan op zichzelf staand. De effectiviteit zal vooral groot zijn bij een groot aandeel oevers (oppervlakte, lengte) ten opzichte van het open water.
In de praktijk zullen de uitkomsten verschillen van de voorspelde: een goede monitoring van uitgevoerde maatregelen en nader onderzoek naar de interacties tussen oever en open water is nodig om nadere onderbouwing te genereren. Bovendien is hier nog geen rekening gehouden met toekomstige veranderingen in de abiotische randvoorwaarden (klimaatverandering, vegetatiesuccessie, uitspoeling van nutriënten), evenals onder andere de temporele en ruimtelijke dynamiek, sociaal-economische ontwikkelingen.

6. LITERATUUR

Ann Y, Reddy KR & Delfino JJ (2000) Influence of redox potential on phosphorus solubility in chemically amended wetland organic soils. Ecol. Eng. 14: 169-180

BOVAR-IIVR, 2001. Inrichtingsplan Veluwerandmeren – schakel tussen strategie en uitvoering. Lelystad.

Coops, H., Van den Brink, F. W. B., Van der Velde, G., 1996. Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental water-depth gradient. pp. 11-24.

Coveney MF, Stites DL, Lowe EF, Battoe LE & Conrow R (2002) nutriënt removal from eutrophic lake water by wetland filtration. Ecol. Eng. 19: 141-159

James WF, Best EP & Barko JW (2004) Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system? Hydrobiologia 515: 193-201

Janse, J.H. (2005) Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Thesis Wageningen University, The Netherlands.

Johnston CA, Bubenzer GD, Lee GB, Madison FW & McHenry JR (1984) nutriënt trapping by sediment deposition in a seasonally flooded lakeside wetland. J. Environ. Qual. 13 (2): 283-290

Lammens E (1999) Het voedselweb van IJsselmeer en Markermeer. Veldgegevens, hypothesen, modellen en scenario's. RIZA report 99.008. ISBN 903695228X (in Dutch).

Meuleman AFM, Beekman JP & Verhoeven JTA (2002) nutriënt retention and nutriënt-use efficiency in Phragmites australis stands after wasterwater application. Wetlands 22: 712-721

Mitsch WJ & Gosselink JG (2000) Wetland Biogeochemistry. Chapter 6: 155-204. In: Wetlands. Mitsch WJ & Gosselink JG (ed.) Third edition. John Wiley & Sons, Inc., New York

Patrick WH & Delaune RD (1977) Chemical and biological redox systems affecting nutriënt availability in the coastal wetlands. Geosci. Man 18: 131-137

RIVM (2000) Nationale Milieuverkenning 5 2000-2030. Samson bv, Alphen aan den Rijn.

Scheffer M (1998) Ecology of shallow lakes, 22 edn. Chapman & Hall, London.

Sollie, S. (2004). Peilbeheer en nutriënten. Tussenrapport 2. Resultaten Fase II en planning Fase III. Interne rapportage UU en RIZA.

Toet, S., Van Logtestijn, R. S. P., Schreijer, M., Kampf, R., Verhoeven, J. T. A. (2005) The functioning of a wetland system used for polishing effluent from a sewage treatment plant. Ecological Engineering 25: 101-124

Verhoeven JTA & Meuleman AFM (1999) Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. Ecol. Eng. 12: 5-12

Wienk, L. D., Verhoeven, J. T. A., Coops, H., Portielje, R., 2000. Peilbeheer en nutriënten. Literatuurstudie naar de effecten van peildynamiek op de nutriëntenhuishouding van watersystemen, 2000.012 edn. RIZA, Lelystad.