

Waterkwaliteit in het veenweidegebied

De complexe interacties tussen oever, waterbodem en oppervlaktewater

Veenweidegebieden zijn een bron van grote zorg voor het waterbeheer, natuurbeheer en beleid. De waterkwaliteit is er over het algemeen slecht in verband met hoge fosfaatconcentraties. In dit reviewartikel worden de biogeochemische processen besproken die een rol spelen bij waterkwaliteitsaspecten en wordt uitgelegd welke interacties op kunnen treden tussen de oever, het oppervlaktewater en de onderwaterbodem in veenweidegebieden. Wij hopen hiermee voor onderzoekers en waterkwaliteitsbeheerders een helder overzicht te geven van een complexe problematiek.

Veenweiden zijn graslanden die zich ontwikkeld hebben in laagveengebieden. Tot de periode van de grote ontginningen tussen de tiende en dertiende eeuw lagen in deze gebieden nog grote veenmoerassen. Door het aanleggen van afwateringssloten en het rooien van bomen en branden van de vegetatie werd het veen uiteindelijk ontwaterd ten behoeve van de akkerbouw. Door ontwatering is de veengrond ingeklonken waardoor het maaiveld uiteindelijk weer te nat werd voor akkerbouw. De veenweiden zijn vanaf dat moment in gebruik genomen als weidegrond voor de melkveehouderij. Door voortgaande bodemdaling zijn de veenweiden ingericht als polders, zodat de grondwaterstand door bemaling kunstmatig laag gehouden kan worden. Het huidige beheer brengt vele dilemma's met zich mee en heeft ook belangrijke consequenties voor de kwaliteit van het oppervlaktewater. Deze laat te wensen over en voldoet vaak niet aan de KRW-eisen (Kaderrichtlijn Water).

Oxidatie van veen

De afbraak van organisch materiaal (veenoxidatie) is in wezen een redoxreactie, zie kader. Wanneer er zuurstof bij het anaerobe (zuurstofarme) veen komt, zoals het geval is in de top laag van percelen in het veenweidegebied, kan het organische materiaal (veen) onder invloed van zuurstof worden geoxideerd/afgebroken. Hierbij wordt het organische materiaal deels omgezet in kool-

Redoxreacties

Bij een redoxreactie vindt uitwisseling van elektronen plaats tussen een reductor die deze afstaat en een oxidator die ze opneemt. Welke oxidator met welke reductor een reactie aangaat hangt af van de mate waarin elektronen gebonden zijn. De energetisch meest gunstige reactie (waarbij het meeste energie vrijkomt) vindt als eerste plaats. In de natuur zetten micro-organismen zoals bacteriën en schimmels middels redoxreacties stoffen om. De energie die daarbij vrij komt gebruiken ze onder andere voor groei.

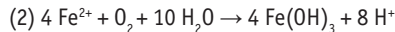
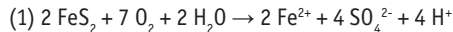
Bij de afbraak fungeren organische stoffen uit het afbrekende materiaal als reductor. Voor de mate waarin organisch materiaal daadwerkelijk afbreekt is met name de beschikbaarheid van oxidatoren (ook elektronenacceptoren genoemd) van belang (onder meer Smolders *et al.*, 2006). Zuurstof (O_2) is een zeer sterke oxidator en zal daarom vrijwel altijd als preferente elektronenacceptor optreden. Micro-organismen kunnen hiermee immers het snelst groeien. In afwezigheid van zuurstof zullen achtereenvolgens nitraat (NO_3^-), mangaan (Mn^{4+}), ijzer (Fe^{3+}), sulfaat (SO_4^{2-}) en koolstofdioxide (CO_2) als alternatieve oxidatoren optreden. Hierbij worden ze gereduceerd (omgezet) tot respectievelijk stikstofgas (N_2), stikstofoxide (N_2O) of ammonium (NH_4^+), mangaan (Mn^{2+}), ijzer (Fe^{2+}), sulfide (S^{2-}) en methaan (CH_4). Naarmate de reacties moeilijker verlopen en de micro-organismen hier minder energie uit kunnen halen, daalt de zogenaamde redoxpotentiaal Eh (uitgedrukt in mV). De gemeten redoxpotentiaal is dus een afspiegeling van het belangrijkste redoxproces dat op dat moment plaatsvindt in de bodem.

ALFONS SMOLDERS,
JOSÉ VAN DIGGELEN,
JEROEN GEURTS,
MONI POELEN, JAN
ROELOFS, ESTHER
LUCASSEN & LEON
LAMERS

Dr. A.J.P. Smolders
Onderzoekcentrum B-WARE
en afdeling Aquatische
Ecologie en Milieubiologie,
Radboud Universiteit
Nijmegen, Postbus 6558,
6503 GB Nijmegen
A.Smolders@science.ru.nl
Drs. J.M.H. van Diggelen
Onderzoekcentrum B-WARE,
Nijmegen
Dr. J.J.M. Geurts
Onderzoekcentrum B-WARE,
Nijmegen
Drs. M.D.M. Poelen
Onderzoekcentrum B-WARE,
Nijmegen
Prof. Dr. J.G.M. Roelofs
afdeling Aquatische
Ecologie en Milieubiologie,
Radboud Universiteit
Nijmegen
Dr. E.C.H.E.T. Lucassen
Onderzoekcentrum B-WARE
en afdeling Aquatische
Ecologie en Milieubiologie,
Radboud Universiteit
Nijmegen
Dr. L.P.M. Lamers afdeling
Aquatische Ecologie en
Milieubiologie, Radboud
Universiteit Nijmegen

Foto Aat Barendregt
veenweidelandschap ten
zuiden van de Nieuwkoopse
Plassen.

stofdioxide (CO₂). Het overgebleven veen verliest daarmee zijn structuur en kan uiteindelijk deels als bagger in de sloten terecht komen. Het veen kan vanwege de voorafmalige invloed van de zee (overstromingen en brakke/zoute kwel) rijk zijn aan gereduceerd zwavel. Dit gereduceerde zwavel komt na oxidatie vrij als sulfaat. De oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen (vooral ijzersulfide) kan hierbij volledig of onvolledig verlopen. Wanneer de oxidatie onvolledig verloopt komt er behalve sulfaat ook gereduceerd ijzer vrij (reactie 1); bij een volledige oxidatie (reacties 1 en 2 samen) wordt ook het gereduceerde ijzer geoxideerd tot ijzer(III)hydroxides (reactie 2).



Sulfaat is zeer mobiel en kan gemakkelijk uitspoelen uit de bodem. Het gereduceerde ijzer is echter minder goed oplosbaar en wordt onder invloed van zuurstof grotendeels geoxideerd tot de zeer slecht oplosbare geoxideerde vorm van ijzer (Fe³⁺). Onder invloed van oxidatieprocessen wordt de toplaag van de veenbodems daarmee dus steeds armer aan zwavel en organisch materiaal, en relatief rijker aan ijzer. Verder komen bij de afbraak van het organische materiaal natuurlijk ook nutriënten vrij, met name in de vorm van fosfor en ammonium. De bij de oxidatie gevormde ijzer(hydr)oxides ('roest'), kunnen erg goed fosfor binden. Het fosfor dat vrijkomt bij de mineralisatie van het veen is daarmee weinig mobiel en hoopt op in de aerobe toplaag. Het ammonium kan door de zuurstof worden geoxideerd tot nitraat. Zowel sulfaat als nitraat zijn erg mobiel en zullen gemakkelijk uitspoelen naar het oppervlaktewater en naar de diepere (nog) anaerobe bodemlagen.

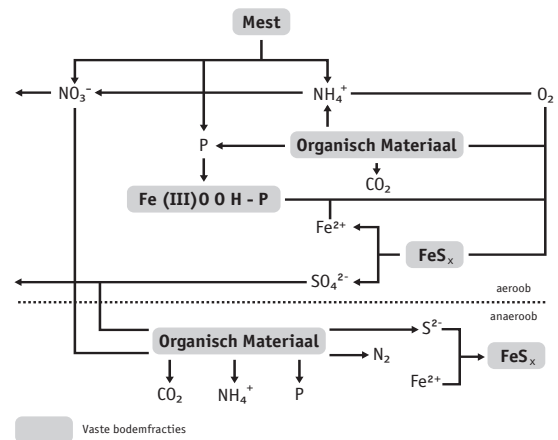
In deze diepere laag kunnen nitraat en sulfaat vervol-

gens (en achtereenvolgens) als oxidator (elektronenacceptor) dienen voor de anaerobe afbraak in de waterverzadigde zone. Hierbij worden sulfaat en nitraat gereduceerd tot sulfide- en stikstofgas, waarbij ook organisch materiaal wordt afgebroken. Het naar rotte eieren ruikende sulfide, is meestal goed waarneembaar bij grondboringen in het veenweidegebied. Het sulfaat en nitraat dat bij deze anaerobe afbraak betrokken is, wordt voornamelijk vrijgemaakt door de aerobe oxidatie (onder invloed van zuurstof) in de toplaag. Daarnaast vormt ook de bemesting van de toplaag een bron van nitraat. Al met al verloopt deze anaerobe afbraak relatief langzaam en draagt naar schatting voor maximaal 10% bij aan de totale oxidatie van het veen (onder meer Hendriks & Van den Akker, 2012). In figuur 1 worden schematisch de processen weergegeven die betrokken zijn bij de veenafbraak (veenoxidatie) in beide bodemlagen in het veenweidegebied.

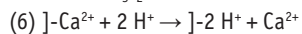
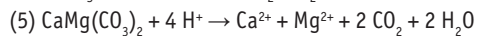
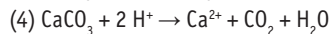
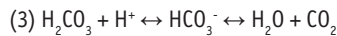
Uit de eerdere reactievergelijkingen (1) en (2) blijkt dat de oxidatie van ijzersulfide (FeS_x) leidt tot de productie van zuur (H⁺ protonen). Via bufferreacties in de bodem kan dit zuur worden geneutraliseerd waardoor er geen

Figuur 1 schematische weergave van de veenafbraak (oxidatie van veen) in het veenweidegebied, met bovenin de aerobe toplaag, en onderin de waterverzadigde anaerobe onderlaag van het veen.

Figure 1 scheme of the peat oxidation in the Dutch peatland area with (on top) the aerobic top soil layer and (at the bottom) the water saturated anaerobic bottom layer of the peat.



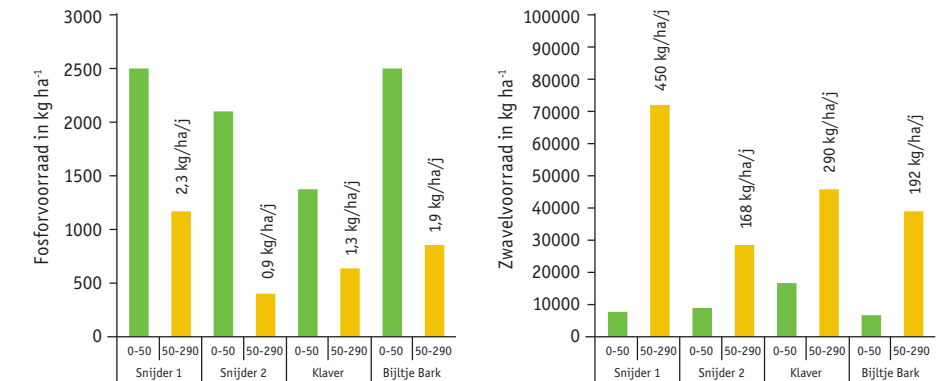
afname van de pH plaatsvindt. Deze bufferreacties in de bodem, achtereenvolgens bicarbonaat-buffering (3), het oplossen van carbonaten (4 en 5) en kationuitwisseling (6) worden hieronder weergegeven. De oxidatie van gereduceerd zwavel (reactie 1) leidt dus netto tot het vrijkomen van equivalente hoeveelheden sulfaat en calcium+magnesium.



In figuur 2 zijn, op basis van analyses die zijn uitgevoerd voor vier locaties in het Wormer- en Jisperveld boven Amsterdam (Van Diggelen *et al.*, 2013), de berekende fosfor- en zwavelvoorraden van de bodem gegeven in de bovenste 50 cm van de bodem en in de onderliggende nog intacte veenlaag (50-290 cm diepte). De fosforvoorraad is hoog in de toplaag van het veen. Het gaat hierbij zowel om fosfor dat in het verleden is vrijgekomen bij veenoxidatie, als om fosfor dat via bemesting in de bodem terecht is gekomen. Tevens blijkt dat de zwavelvoorraad juist veel hoger is in de nog intacte, diepere veenlaag dan in de toplaag. De hoeveelheden sulfaat die nog door veenoxidatie vrij kunnen komen zijn fors (honderden kilogrammen per hectare per jaar) en vormen veruit de belangrijkste bron van sulfaat in veenweidegebieden (Vermaat *et al.*, 2013).

Hoge versus lage grondwaterstand

De grondwaterstand speelt een belangrijke rol bij de fosfaatbindingscapaciteit van de bodem, en daarmee bij de potentiële uitspoeling van nutriënten naar de waterlaag (Smolders *et al.*, 2012a; Van Diggelen *et al.*, 2013). Bij een relatief lage grondwaterstand, gedurende droge-

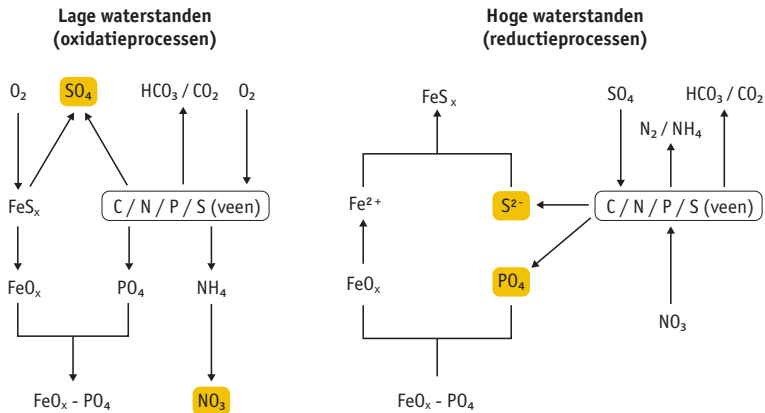


Figuur 2 bulkvoorraad (in kg per hectare) van fosfor (P) en zwavel (S) in de bovenste 50 cm van de bodem (groene balk) en in de hieronder liggende nog intacte 240 cm dikke veenlaag (gele balk) voor 4 locaties uit het Wormer- en Jisperveld. De getallen boven de gele balkjes geven de gemiddelde hoeveelheid fosfor of sulfaat aan die vrijkomt bij de mineralisatie van 5 mm intact veen (van Diggelen *et al.*, 2013; Groenendijk *et al.*, 2012).

Figure 2 bulk stock (in kg per ha) of P and S in the upper 50 cm of the soil (green bars) and in the intact 240 cm peat layer below it (yellow bars) for 4 sites in Wormer- and Jisperveld. The numbers above the yellow bars indicate the mean amounts of phosphorus or sulphate that will be released at the mineralization of 5 mm of intact peat (van Diggelen *et al.*, 2013; Groenendijk *et al.*, 2012).

re periodes of bij ontwatering, dringt er meer zuurstof door in de bodem waardoor er oxidatie van gereduceerde ijzerverbindingen (waaronder FeS_x) kan plaatsvinden (Lucassen *et al.*, 2005). Het geoxideerde ijzer kan goed fosfaat binden, waardoor dit wordt geïmmobiliseerd en de fosfaatconcentratie in het bodemwater heel laag blijft. Sulfaat en nitraat zullen daarentegen bij lagere grondwaterstanden wel vaak dominant aanwezig zijn in het grondwater (figuur 3, links), omdat sulfaat vrijkomt door de oxidatie van gereduceerd zwavel en nitraat door de oxidatie van ammonium (nitrificatie).

Bij een hoge grondwaterstand gebeurt juist het omgekeerde. Wanneer de grondwaterstand stijgt en de bodem anaeroob wordt, wordt het geoxideerde ijzer gereduceerd en komt ijzergebonden-fosfaat vrij in oplossing. Bij hoge sulfaatconcentraties kan er ook veel sulfaatreductie plaatsvinden, waarbij sulfide wordt gevormd. Dit sulfide bindt beter aan ijzer dan fosfaat, waardoor er nog meer fosfaat, dat nog aan ijzer gebonden was, in oplossing gaat. Het aanwezige nitraat wordt gedenitrificeerd of omgezet in ammonium (dissimilatieve nitraatreductie naar ammonium). Tijdens hoge grondwaterstanden wordt het fosfaat dus mobiel en is de sulfaat-



Figuur 3 schematische weergave van de dominante processen bij lagere en hogere grondwaterstanden in de toplaag van de bodem in een veenweidegebied.

Figure 3 scheme of the dominant processes in the top soil of the peatland area at high and low groundwater tables.

concentratie juist laag. Tijdens deze omstandigheden kan de potentiële uitspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater hoog zijn, terwijl de sulfaatuitspoeling relatief laag zal zijn (figuur 3; rechts).

Bij hoge grondwaterstanden wordt het fosfor in de toplaag van het veen dus sterk gemobiliseerd, waarna het deels uitspoelt naar diepere anaerobe bodemlagen, waar het in oplossing blijft. Een deel van het fosfor zal uitspoelen naar het oppervlaktewater. De historische achtergrond van de veenbodem – recente en historische mestgift en mineralisatie van het veen in het verleden – speelt een zeer grote rol in de mate waarin dit gebeurt. Van Gerven *et al.* (2011) hebben dit voor de Krimpenerwaard bepaald aan de hand van een model. De recente bemesting in 2001 bleek hierbij voor slechts 7% bij te dragen aan de fosforbelasting van het oppervlaktewater. De bijdrage van de historische bemesting (tussen 1940 en 2001) bedroeg maar liefst 50% en de bijdrage van de mineralisatie van het veen in het verleden 43%. Deze studie laat zien dat in het verleden opgehoopt fosfor, de fosfaaterfenis, grotendeels verklaart waarom de huidige fosforbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden vaak zo hoog is.

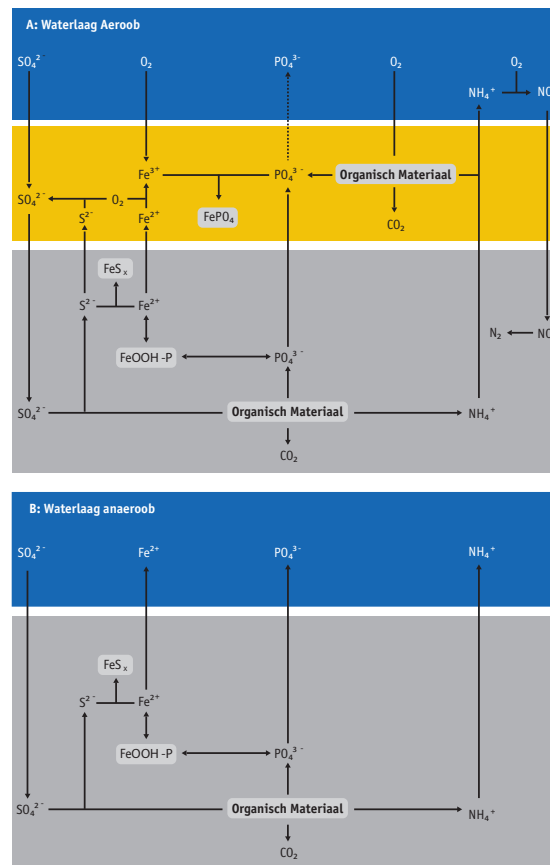
Fosfaatnalevering uit de waterbodem

In tegenstelling tot landbodems zijn de onderwaterbodems permanent waterverzadigd en hierdoor overwegend zuurstofarm. In de meeste gevallen zijn zuurstof, nitraat, en driewaardig ijzer in onvoldoende mate aanwezig waardoor sulfaat in permanent anaerobe organische bodems fungeert als alternatieve elektronenacceptor voor zuurstof. Hierdoor wordt de afbraak van organisch materiaal versneld. De sulfaatbelasting van een watersysteem zal dan ook in belangrijke mate bijdragen aan de afbraak van organisch materiaal in de anaerobe onderwaterbodem. Bij deze afbraak komen nutriënten vrij in de vorm van fosfaat en ammonium, en wordt ook sulfide gevormd. Het sulfide bindt aan ijzer in de onderwaterbodem, waardoor de mobiliteit van ijzer afneemt, en tevens de binding van fosfor aan ijzer(hydr)oxiden verminderd wordt, zie figuur 4 (Lamers *et al.*, 1998; Smolders *et al.*, 2006). Naarmate een groter deel van het ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide, zal de ijzerconcentratie van het bodemwater dalen. Ook zal er minder fosfaat gebonden kunnen worden in de bodem, waardoor de fosfaatconcentratie in het bodemwater van de onderwaterbodem stijgt (Smolders *et al.*, 1993; 2006). Uiteindelijk kan er ook sulfide ophopen in de onderwaterbodem. Dit sulfide is giftig voor vele wortelende waterplanten (Lamers *et al.*, 1998; 2013). Hoge ijzerconcentraties in het bodemwater gaan, zolang de waterlaag voldoende zuurstof bevat, de nalevering van fosfaat naar de waterlaag tegen. Dit heeft te maken met het feit dat relatief goed oplosbaar gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) in het geoxideerde toplaagje van het sediment wordt geoxideerd tot slecht oplosbaar Fe^{3+} . Dit Fe^{3+} kan in de bodem samen met fosfaat neerslaan als ijzerfosfaat of als slecht oplosbaar ijzer(III)(hydr)oxide waaraan fosfaat kan adsorberen, de zogenaamde ijzeraval. Zolang er dus voldoende gereduceerd ijzer in oplos-

sing is in het bodemwater, en de waterlaag voldoende zuurstof bevat, zal de nalevering van fosfaat naar de waterlaag beperkt zijn. Wanneer door een toename van de sulfaatreductie de ijzerconcentraties van het bodemwater dalen en de fosfaatconcentraties stijgen, kan er op een gegeven moment onvoldoende ijzer in het toplaagje voorhanden zijn om het fosfaat te binden. Hierdoor zal de nalevering van fosfaat naar de waterlaag toenemen (Smolders et al., 2001; Geurts et al., 2010).

De ijzerval kan functioneren zolang er voldoende zuurstof in de waterlaag boven de onderwaterbodem aanwezig is. Wanneer de waterlaag zuurstofarm wordt, kan het ijzer niet meer worden geoxideerd en zal fosfaat samen met het ijzer naar de waterlaag diffunderen. Dit gebeurt met name in de zomermaanden wanneer het warm is en er veel reactief organisch materiaal, dode algen en plantenresten, in de toplaag aanwezig zijn. De hoge microbiële activiteit kan er dan, samen met het warmere water waarin minder zuurstof oplost, voor zorgen dat de zuurstofconcentratie in de waterlaag sterk daalt. Vaak zien we dan ook in de nazomer of het najaar een kroosdek ontstaan op dit soort sloten (Boedeltje et al., 2005). Dit kroos kan sterk profiteren van de verhoogde beschikbaarheid van fosfor in de waterlaag. Wanneer er zich eenmaal een kroosdekje heeft ontwikkeld, blijft de waterlaag anaeroob omdat kroos zuurstof afgeeft aan de atmosfeer en niet aan de waterlaag. Tevens belemmert een kroosdek de diffusie van zuurstof uit de atmosfeer naar het water. Er ontstaat dus tijdelijk een nieuwe stabiele toestand (Smolders et al., 2012b).

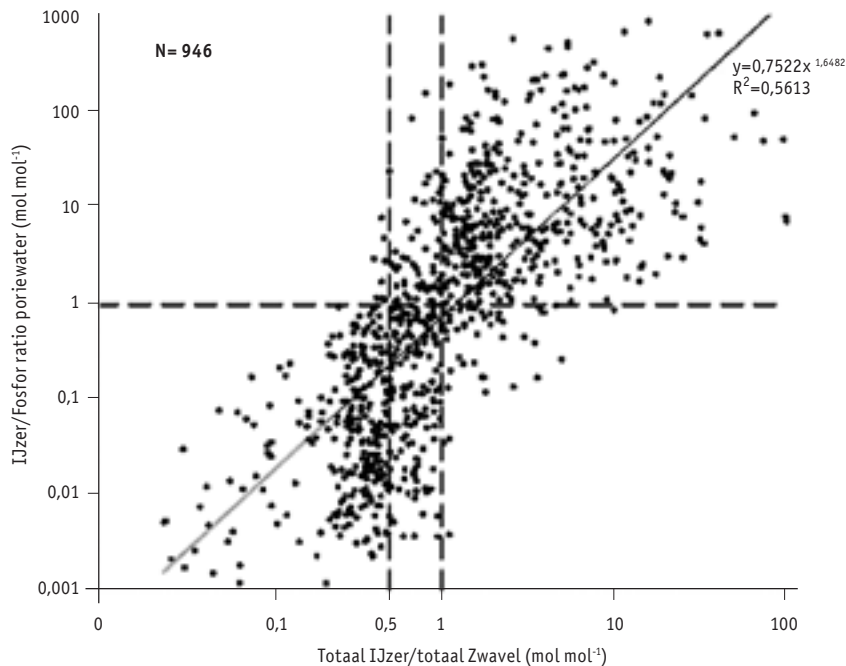
Zolang de waterlaag aerob is, is de ratio tussen de ijzer- en de fosforconcentratie van het bodemwater dus bepalend voor de mate van fosfor nalevering uit de waterbodem naar de waterlaag. De nalevering uit het sediment neemt toe bij toenemende P-concentraties van het bo-



Figuur 4 interacties tussen de zwavel-, ijzer- en fosforkringloop in een zuurstofhoudende waterlaag (A) en in een zuurstofarme waterlaag (B). In geel is het geoxideerde toplaagje van de onderwaterbodem (het sediment) weergegeven. Dit laagje is meestal maar enkele millimeter dik.

Figure 4 interactions between S, Fe and P cycle in an oxygen containing water layer (A) and an oxygen poor water layer (B). In yellow: the top layer of the water bed (sediment). This layer is mostly only a few mm thick.

demwater. De P-nalevering zal hoger zijn naarmate de Fe/P-ratio lager is en de P-concentratie hoger. Onder een bepaalde Fe/P-verhouding zal deze vrijwel geen invloed meer hebben op de nalevering, omdat het ijzer dan in verhouding nog maar weinig P kan binden op de overgang naar de aerobe waterlaag. Smolders et al. (2001) kwamen, gebaseerd op een naleveringsexperiment, uit op een Fe/P-ratio in het bodemwater van 1 waarboven nalevering van fosfaat uit het sediment achterwege blijft. Ook Geurts et al. (2010) vonden een grenswaarde van 1 in na-



Figuur 5 relaties tussen de totaal ijzer/zwavel-ratio van de bodem en de ijzer/fosfor-ratio in het bodemwater voor 946 onderwaterbodems met een organisch stofgehalte van ten minste 10 % (dataset Onderzoekcentrum B-WARE). De horizontale stippellijn geeft de Fe/P-ratio van 1 aan. Daarboven neemt de kans op P-nalevering sterk af.

Figure 5 relations between total iron/sulphur ratio of the bottom and the iron/phosphorus ratio of the groundwater for 946 underwater bottoms with an organic matter content of at least 10% (dataset B-WARE). The horizontal dotted line indicates a Fe/P ratio of 1, above which the risk of subsequent P delivery strongly decreases.

leveringsproeven. Geurts et al. (2008) kwamen op grond van een correlatieve veldstudie uit op een hogere grenswaarde van 3,5. Als vuistregel kunnen we hanteren dat bij een Fe/P-ratio hoger dan 1 de bodem waarschijnlijk alleen P zal naleveren wanneer de waterlaag anaeroob wordt. Onder anaerobe omstandigheden (figuur 4B) heeft de Fe/P-ratio namelijk geen invloed meer op de nalevering, omdat de ijzerval (gele laag in figuur 4A) niet meer werkt.

De mate waarin de belasting met sulfaat leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater hangt sterk af van de verhouding tussen de ijzer- en de zwavelvoorraad van de bodem. Smolders et al. (2012b) hebben onderzoek gedaan naar oppervlaktewaterkwaliteit van drie sloten uit de Lopikerwaard (Hoenkoopse buurt). De gemiddelde P-concentratie van de waterlaag werd met name be-

paald door de verhouding tussen ijzer en fosfor in het bodemwater van de onderwaterbodems. De fosforconcentratie van het bodemwater verschilde niet sterk tussen de drie sloten. Wel bleek de ijzerconcentratie in het bodemwater zeer laag te zijn in een sloot met een lage ratio totaal ijzer/totaal zwavel van het sediment. Dit kwam niet doordat er weinig ijzer in deze bodem aanwezig was (de ijzerconcentratie was juist hoog), maar doordat alle ijzer in deze bodem was gebonden aan sulfide en hiermee was geïmmobiliseerd. De resulterende ongunstige verhouding tussen ijzer en fosfor in het bodemwater leidde tot een toename van de nalevering van P naar de waterlaag. Tevens liep de sulfideconcentratie in deze sloot hoog op. De totaal Fe/S-ratio van de bodem kan daarmee dus erg indicatief zijn voor de toestand van het systeem. Geurts et al. (2010) vonden dat de Fe/P-ratio van het bodemwater, voor bodems met een totaal Fe/S-ratio hoger dan 1, altijd hoger was dan 1 en dat er dan geen nalevering plaatsvond van fosfaat naar de waterlaag. Smolders et al. (2012b) vonden een grenswaarde van 0,5 voor de drie sloten in de Lopikerwaard. Ook voor andere gebieden blijkt dat voor reductieve organische bodems de grenswaarde vaak tussen de 0,5 en 1 ligt (figuur 5). Met enige zekerheid worden onderwaterbodems met een totaal Fe/S-ratio hoger dan 1 dus gekenmerkt door een hoge Fe/P-ratio van het bodemwater, waardoor ze geen P naleveren zolang de waterlaag zuurstofhoudend is. Bodems met een totaal Fe/S-ratio lager dan 0,5 daarentegen zullen vrijwel altijd P naleveren. Waarschijnlijk hangt de variatie tussen gebieden af van de vorm waarin het zwavel voorkomt in de bodem, als organisch zwavel, FeS of FeS₂.

De totaal ijzer/zwavel-ratio kan bepaald worden aan de hand van de droge bodem zonder dat hieruit bodemwater hoeft te worden verzameld en zonder dat deze op een

speciale wijze geconserveerd hoeft te worden. Dit maakt deze ratio potentieel tot een aantrekkelijk kengetal voor onderwaterbodems bij het inschatten van de gevoeligheid voor P-nalevering. Naast de hierboven beschreven interne mobilisatie (nalevering), vindt er ook aanvoer van fosfaat plaats. Deze externe belasting kan via de inlaat van oppervlaktewater plaatsvinden maar ook via de toestroming van grondwater uit de omliggende percelen. Met name voor lijnvormige elementen is deze invloed groot. Onderzoek in de Lopikerwaard laat tevens zien dat bij de influx van P uit de omliggende percelen ook ijzer en sulfaat worden aangevoerd. Dit ijzer kan in de waterlaag oxideren en leiden tot fosfaatprecipitatie, wat gunstig is. Het sulfaat kan in de onderwaterbodem echter worden gereduceerd tot sulfide en hierbij ijzer vastleggen, waardoor fosfaat juist makkelijker in oplossing gaat.

Bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal in de onderwaterbodem komt ammonium vrij. Deels wordt dit gebonden aan het bodemadsorptiecomplex en deels is dit ammonium ook in oplossing in de onderwaterbodem aanwezig. Dit opgeloste ammonium kan vrij naar de waterlaag diffunderen waar het kan oxideren tot nitraat (nitrificatie). Het nitraat uit de waterlaag kan in de anaerobe onderwaterbodems weer worden gedenitrificeerd tot stikstofgas (N_2) of lachgas (N_2O) waarna het uit het systeem verdwijnt. Nitrificatie en denitrificatie zijn microbiële processen die in de winter langzaam verlopen. Daarom kunnen de concentraties van ammonium en nitraat in de winter oplopen in de waterlaag, terwijl ze in de zomermaanden meestal erg laag zijn. Ook de opname door diatomeeën, algen en waterplanten in het groeiseizoen speelt daarbij een rol. Wanneer de waterlaag anaeroob wordt kan er geen nitrificatie meer plaatsvinden en kan ook in de zomer ammonium accumuleren in de waterlaag (figuur 4).



Dilemma's bij beheer van het veenweidegebied

In de veenweiden zien we ons geplaatst voor een complexe problematiek. Lage grondwaterstanden leiden immers tot mineralisatie waarbij het veen versneld wordt afgebroken, en waarbij veel sulfaat vrijkomt en uitspoelt naar diepere veenlagen en naar het oppervlaktewater (Smolders *et al.*, 2012a; Vermaat *et al.*, 2013). De uitspoeling van sulfaat heeft een potentieel negatief effect op de waterkwaliteit in de sloten doordat het mobilisatie van fosfaat uit waterbodems stimuleert. Ook de fosforuitspoeling uit diepere anaerobe veenlagen zal mogelijk toenemen bij een grotere ontwatering, door de inwerking van extra sulfaat uit de toplaag. De fosforuitspoeling uit de toplaag (hier bevindt zich de belangrijkste P-voorraad, zie figuur 2) zal bij lage grondwaterstanden

Foto **Esther Lucassen**
eutrofe sloot in de
Lopikerwaard

daarentegen veel minder hoog zijn, doordat het fosfaat onder aerobe condities juist goed gebonden blijft aan ijzer. Daarnaast hoeft er bij een lage grondwaterstand minder water met een vaak slechte kwaliteit te worden ingelaten. Wel zal de opbouw van de P-voorraad in de toplaag toenemen omdat er minder P uitspoelt en omdat er meer P vrijkomt door mineralisatie. Uiteraard is dit voor een landbouwkundig gebruik van het veenweidegebied geen probleem. Wel zal het consequenties hebben voor een eventueel ander gebruik en maatregelen die daarbij horen zoals vernatting en moerasvorming.

Bij hoge grondwaterstanden zal er juist minder mineralisatie van veen plaatsvinden en zal er ook minder sulfaat uitspoelen naar het oppervlaktewater. Dit is op zichzelf positief. Echter, uit de P-rijke toplaag zal er door mobilisatie van ijzergebonden fosfaat meer P uitspoelen naar de waterlaag. Per saldo betekent ook dit scenario een slechte oppervlaktewaterkwaliteit. Wel neemt de P-voorraad van de toplaag minder toe, omdat er meer P uitspoelt en er door minder mineralisatie minder P vrijkomt. Bij een zeer lage bemesting of evenwichtsbemesting zou er zelfs sprake kunnen zijn van een netto afname van de P-voorraad.

Op de korte tot middellange termijn zullen beide scenario's dus leiden tot waterkwaliteitsproblemen. Op de lange termijn zal een scenario waarbij hoge waterstanden worden gehandhaafd, en er zeer weinig oplading van het systeem via bemesting is, leiden tot een verbetering van de waterkwaliteit omdat de fosforvoorraad van de toplaag van de bodem geleidelijk daalt. Maar dit is een proces van lange adem bij de hoge fosforvoorraden van dit moment. Bij de waarden zoals gemeten in het Wormer- en Jisperveld (van Diggelen *et al.*, 2013) duurt het nog 15-30 jaar voordat de fosforvoorraden gehalveerd zijn. En dan gaan we uit van een netto fosforverlies van 40 kg/ha/jaar, wat erg hoog is en alleen bereikt wordt bij een uitmijn-

beheer op de zandgronden. Al met al zal de P-voorraad van de veenweidebodems op de kortere termijn dus voor grote problemen zorgen bij vernatting, noodzakelijk voor het creëren van (nieuwe) natuur. Afplaggen van de toplaag zou dan wel eens onvermijdelijk kunnen zijn. Dit is te overwegen, zeker als deze toplaag in de directe omgeving gebruikt kan worden om land dat een landbouwkundige functie behoudt, op te hogen.

Verantwoording

Dit reviewartikel geeft een overzicht van de kennis en inzichten die de laatste jaren zijn ontwikkeld door onderzoekcentrum B-WARE en de afdeling Aquatische Ecologie en Milieubiologie van de Radboud Universiteit Nijmegen. Ook het onderzoek in het kader van het KRW-Innovatieproject Flexpeil (een van de STOWA/Watermozaïekprojecten) heeft aan deze inzichten bijgedragen.

Summary

Biogeochemical processes affecting surface water quality in agricultural peat meadows: dilemma's for the optimal water regime

Alfons Smolders, José van Diggelen, Jeroen Geurts, Moni Poelen, Jan Roelofs, Esther Lucassen & Leon Lamers

peat meadows, oxidation, sulphate, phosphate, eutrophication

Biogeochemical processes affecting surface water quality in ditches and ponds of Dutch peat meadows are described and applied under two scenarios: low and high water table. Dutch peat meadows are generally sulphur-rich due to marine influences in the past. In addition the peat top-layer (0-50 cm) is overloaded with phosphorus due to agricultural activities.

Low water tables generally lead to enhanced peat mineralization and formation of immobile iron-phosphate complexes by keeping iron in an oxidized state. This overall results in a net strong build-up of phosphorus in the peat top-layer. On the other hand, low water tables lead to increased sulphate leaching which has a potentially negative effect on water quality by stimulating mobilization of phosphate from inundated sediments. At higher water tables mineralization rates and sulphate leaching rates are lower. However, high water

tables stimulate reduction of iron-phosphate complexes in the phosphorus-rich peat top layer resulting in relatively high fluxes of phosphate to the surface water. It can be concluded that both scenarios will lead to a poor surface water quality on the short and medium term. As high water tables prevent build-up of phosphorus in the peat top layer, long term maintenance of this water regime may become an advantage for water quality on the long term (> 100 years?) in case fertilization is stopped.

Literatuurlijst

Boedeltje, G., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2005. Interactions between sediment propagule banks and sediment nutrient fluxes explain floating plant dominance in stagnant shallow waters. *Archiv für Hydrobiologie* 162: 349-362.

Diggelen, J.M.H. van, A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers, R. Hendriks, B. Kleijn, P.J. Westendorp & L. Turlings, 2013. Onderzoek ten behoeve van een duurzaam beheer van het Wormer- en Jisperveld. Eindrapportage 2012. Nijmegen. Onderzoekcentrum B-WARE rapportnummer 2013.05.

Gerven, L.P.A. van, B. van der Grift, R.F.A. Hendriks, H.M. Mulder & T.P. van Tol-Leenders, 2011. Nutriëntenhuishouding in de bodem en het oppervlaktewater van de Krimpenerwaard. Alterra-rapport 2220. Reeks Monitoring Stroomgebieden 25-III, Wageningen, 140 pp.

Geurts, J.J.M., A.J.P. Smolders, J.T.A. Verhoeven, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers, 2008. Sediment Fe:P04 ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of aquatic biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology* 53: 2101-2116.

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

Groenendijk, J., R. van 't Veer, A. Smolders, J. van Diggelen & T. van den Broek, 2012. Waterkwaliteit, mestgift en weidevogels in Laag-Holland Analyse van waterkwaliteits- en weidevogelstellingen in relatie tot bemesting. Rapport Royal Haskoning.

Hendriks, R.F.A. & J.J.H. van den Akker, 2012. Effecten van onderwaterdrains op de waterkwaliteit in veenweiden. Wageningen. Alterra-rapport 2354.

Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs, 1998. Sulfate-

induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.

Lamers, L.P.M., L.L. Goverts, I.C.J.M. Janssen, J.J.M. Geurts, M.E.W. van der Welle, M.M. van Katwijk, T. van der Heide, J.G.M. Roelofs & A.J.P. Smolders, 2013. Sulfide as a soil phytotoxin - a review. *Frontiers in Plant Physiology* 4:268. doi: 10.3389/fpls.2013.00268.

Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs, 2005. Effects of temporary desiccation on the mobility of phosphorus and metals in sulphur-rich fens: differential responses of sediments and consequences for water table management. *Wetlands: Ecology and Management* 13: 135-148.

Smolders, A.J.P. & J.G.M. Roelofs, 1993. Sulphate mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany* 46: 247-253.

Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, M. Moonen, K. Zwaga & J.G.M. Roelofs, 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.

Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde & J.G.M. Roelofs, 2006. Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.

Smolders, A.J.P., J. Loermans & L. Lamers, 2012a. Effecten van flexibel peilbeheer op bodemprocessen en waterkwaliteit. Nijmegen. Onderzoekcentrum B-WARE Rapport 2012-51.

Smolders, A., T. van den Broek, E. Lucassen & B. Spanjers, 2012b. Monitoring proefsloten Lopikerwaard: hoe werkt een boerensloot in het veenweidegebied? *H2O* 2012(17): 30-32.

Vermaat, J. J. Harmsen, F. Hellman, H. van der Geest, J. de Klein, S. Kosten, A. Smolders, J. Verhoeven, R. Mes & M. Ouboter, 2013. Sulfaatbronnen in het Hollandse veenlandschap. *Landschap* 30/1: 5-13.