

Factsheet: Rol van slibbodem in ondiepe stilstaande wateren

Auteur: Gerben van Geest

Intro:

In deze factsheet ligt de nadruk op de ongewenste effecten van de sliblaag op de ecologische toestand van ondiepe, stilstaande wateren, zoals plassen, sloten en kanalen. Eerst wordt ingegaan op de oorzaken van slibvorming, en op de ecologische gevolgen hiervan. Vervolgens komen methoden aan bod waarmee de rol van slib op de ecologische toestand kan worden bepaald.

Inhoud

1.	Inleiding	2
1.1.	Achtergrond	2
1.2.	Leeswijzer en afbakening	3
2.	Slechte waterbodemkwaliteit als oorzaak van achterblijvend ecologisch herstel ...	3
2.1.	Bronnen van slib	3
2.2.	Verskil in respons tussen stikstof en fosfaat	5
3.	Effecten op vegetatiesamenstelling	8
4.	Klimaatverandering versterkt negatieve effecten van voedselrijke waterbodems	11
5.	Diagnose: wanneer vormt de waterbodem een probleem?.....	12
	Referenties	13
	Colofon	14

1. Inleiding

1.1. Achtergrond

De waterbodem speelt een belangrijke rol voor de kwaliteit van het oppervlaktewater en het ecologisch functioneren. Dit geldt zeker voor ondiepe stilstaande en langzaam stromende wateren, zoals meren en sloten. In de waterbodem vinden vele processen plaats, die zijn weerslag hebben op de waterkwaliteit, het lichtklimaat en de soortensamenstelling. Deze processen spelen een grotere rol naarmate de bovenstaande waterlaag dunner is (Poelen et al, 2011) en het water een langere verblijftijd heeft.

Los van deze processen vormt de waterbodem ook een belangrijk leefgebied (habitat) voor soorten. De soortenrijkdom van ondiepe wateren wordt sterk gestuurd door de variatie in habitats van de waterbodem. Deze variatie hangt nauw samen met verschillen in bodemtype, organisch stofgehalte, nutriëntenrijkdom en bodemdichtheid. Factoren die deze habitatvariatie verminderen leiden tot een lagere diversiteit van soorten, en daarmee een slechtere ecologische kwaliteit.

In watersystemen van een goede ecologische kwaliteit is de productie van slib beperkt. In veel Nederlandse wateren bestaat de toplaag van de waterbodem tegenwoordig uit een dikke sliblaag. Deze sliblaag is het gevolg van de toevoer van nutriënten. Deze nutriënten stimuleren de groei van algen, en de afgestorven resten van deze algen sedimenteren als fijn slib op de bodem. De afgelopen decennia hebben waterbeheerders veel energie gestoken in de vermindering van de nutriëntenbelasting. Dit heeft tot aanzienlijke verbetering van de waterkwaliteit geleid: de nutriënten concentraties zijn duidelijk afgenomen, en het water heeft een groter doorzicht. Ondanks deze verbeteringen zijn veel kenmerkende doelsoorten nog niet terug gekeerd, en treedt maar moeizaam ecologisch herstel op.

Dit moeizame herstel kan veroorzaakt worden door de aanwezigheid van een sliblaag op de bodem. Deze slibbodems reageren namelijk vertraagd op de afname van de nutriëntenbelasting. Uit dit voedselrijke slib kunnen nutriënten vrijkomen, die vervolgens worden afgegeven aan de (voedselarmere) waterlaag; dit proces heeft interne eutrofiering. Deze afgifte gaat net zo lang door totdat de nutriëntenconcentraties in de waterbodem weer in evenwicht zijn met die van de bovenstaande waterkolom. Dit proces kan vele tientallen jaren duren. Hiernaast kan slib ook andere problemen veroorzaken. Zo zorgt een hoge afbraak van organisch materiaal in slib voor lage zuurstofconcentraties, waardoor sterfte van macrofauna en vis kan optreden. Onder deze zuurstofloze condities kunnen stoffen als sulfiden en ammonium hoge concentraties bereiken en giftig worden voor veel planten- en diersoorten. Het slib ligt vaak ook als een uniforme, verstikkende deken over de bodem, wat de variatie in habitats vermindert. Bovendien leidt een hoge slibproductie tot een geringe waterdiepte. Dit vormt met name een probleem in ondiepe sloten, vanwege de groter schommelingen in watertemperatuur en zuurstofgehalte die met ondieper water (< 3 decimeter) gepaard gaan.

Samenvattend kan gesteld worden dat de waterbodem een belangrijke rol speelt bij het ecologisch herstel, vooral in ondiepe wateren met een lange verblijftijd. Naar verwachting wordt deze rol in de toekomst alleen maar groter. Het relatieve belang van waterbodems neemt namelijk toe naarmate de nutriëntenbelasting vermindert en het klimaat warmer wordt (Kosten, 2011; Lamers et al., 2013). Inzicht in de rol van waterbodems is daarom essentieel voor de realisering van de ecologische doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water (KRW).

1.2. Leeswijzer en afbakening

In deze factsheet ligt de nadruk op de rol van de waterbodem in ondiepe, stilstaande wateren, binnen de context van afnemende nutriëntenbelasting (oligotrofiering) en klimaatverandering. Hoofdstuk 2 geeft een overzicht van de belangrijkste processen voor het ontstaan van slib, en voor verschillen in nutriënten rijkdom tussen het oppervlaktewater en de waterbodem. Hoofdstuk 3 beschrijft de invloed van deze verschillen op de samenstelling van vegetatie in ondiepe wateren, en hoofdstuk 4 licht toe hoe klimaatverandering de effecten van een voedselrijke bodem versterken. In hoofdstuk 5 komen de instrumenten aan bod waarmee de rol van de waterbodem op de ecologische toestand kan worden bepaald.

In deze factsheet wordt weinig aandacht gegeven aan maatregelen die gericht zijn op het terugdringen van de externe fosfaatbelasting; deze zijn uitgebreid behandeld in de factsheet "Terugdringen fosforbelasting" (Verdonschot & Verdonschot, 2021) en in de STOWA-publicatie "Het onderste boven" (Van Gogh, 2011). De invloed van sedimentatie en erosie van de waterbodem in stromende wateren wordt behandeld in de factsheet 'Beekslib' en in de factsheet 'Wind- en scheepsgolven' voor grotere meren, kanalen en rivieren.

2. Slechte waterbodemkwaliteit als oorzaak van achterblijvend ecologisch herstel

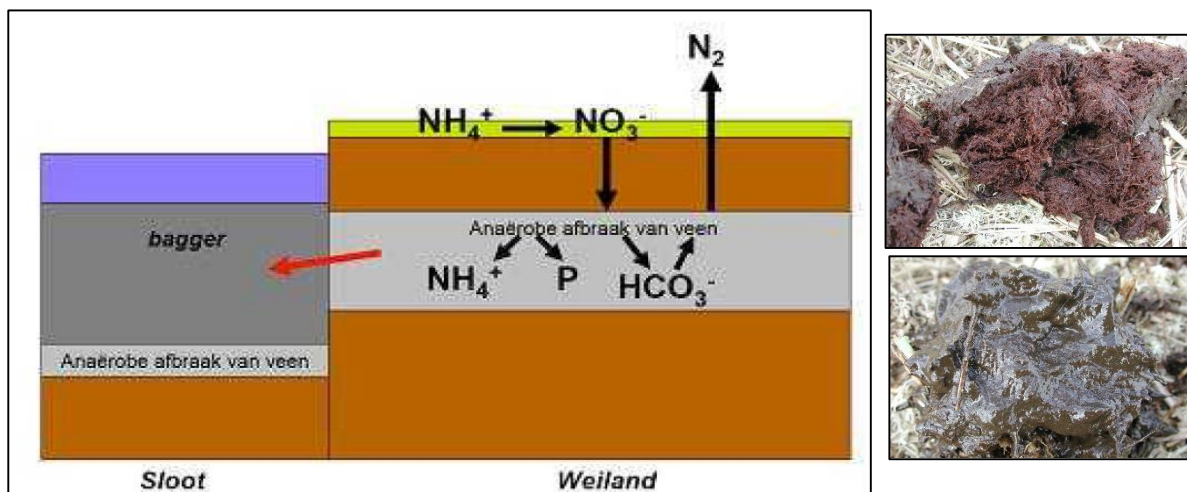
De aanwezigheid van een sliblaag op de waterbodem kan een belangrijke reden zijn voor het achterwege blijven van ecologisch herstel. Slib is hierbij gedefinieerd als een weke laag van ongeconsolideerd materiaal, die rust op het onderliggende vaste geconsolideerd gedeelte van de waterbodem (Van Gogh, 2014). Dit slib kan zowel van organische als minerale oorsprong zijn. Organisch slib is afkomstig uit resten van algen, plant- of dierlijk materiaal en van ingespoelde veendeeltjes vanuit de omgeving. Minerale slib bestaat uit klei- en siltdeeltjes, die veelal vanuit aangrenzende landbouwgronden zijn ingespoeld.

2.1. Bronnen van slib

Slib op waterbodems kan verschillende bronnen hebben. Allereerst is er 'autochtone' productie van slib in het watersysteem zelf. Dit is vaak het gevolg van toevoer van

nutriënten, wat tot een sterke groei van algen of waterplanten leidt. Wanneer deze afsterven, dan breken ze af tot fijne slibdeeltjes die op de waterbodem sedimenteren. Hierdoor ontstaat een weke bodem die nog jarenlang nutriënten naar de waterkolom kan naleveren, ook wanneer de externe nutriëntenbelasting is verminderd.

Hiernaast kan slib ook afkomstig zijn vanuit omringende percelen, bijvoorbeeld door afspoeling van veen- en kleideeltjes naar het watersysteem (Smolders et al., 2013). In veengebieden leidt peilverlaging en bemesting tot extra slibaanwas in watergangen. Door peilverlaging daalt namelijk de grondwaterstand in de omringende (landbouw)gronden. Hierdoor kan zuurstof dieper in de terrestrische bodem dringen, waardoor het veen kan worden afgebroken. Bij deze afbraak komen veel nutriënten vrij, die vervolgens naar het watersysteem kunnen uit- of afspoelen.



Figuur 1 Afbraak van veen door omzetting van nitraat in stikstofgas (N₂). Deze afbraak vindt plaats in de diepere, zuurstofloze (anaërobe) bodemlaag. De oorspronkelijk stevige veenbodem (foto rechtsboven) wordt hierbij afgebroken tot vloeibare blubber (foto rechtsonder), en stroomt naar de aangrenzende sloot.

Bemesting van veengebieden leidt tot soortgelijke effecten, ook bij hoge waterstanden wanneer de veenbodems waterverzadigd en zuurstofloos zijn. Bemesting leidt namelijk tot hogere concentraties van nitraat in het bodemvocht van deze bodems (Smolders et al., 2006, 2013). Dit nitraat kan vervolgens door denitrificatie worden omgezet in stikstofgas (N₂). Deze omzetting vindt plaats in de zuurstofloze (anaërobe) laag in de veenbodem. De (oorspronkelijk vaste) veenbodem wordt hierdoor afgebroken tot een vloeibare blubberlaag, dat vervolgens naar aangrenzende sloten kan uitspoelen (Figuur 1). Op deze manier vindt er dus een sterke aanwas van de sliblaag plaats vanuit aangrenzende percelen. Vanuit dit afgebroken veen komen nutriënten vrij die ook kunnen uitspoelen, met vermessing (eutrofiering) tot gevolg (Smolders et al., 2006, 2013).

Bij de afbraak van veen komen niet alleen nutriënten vrij als fosfor en stikstof, maar de toevoer van zwavel (S) naar het watersysteem kan hierdoor sterk toenemen. Dit geldt vooral voor veen- en kleigebieden waar pyrietlagen (FeS_x) in de bodem aanwezig zijn (Vermaat et al., 2012, 2013). Het zwavel in dit pyriet kan geoxideerd worden tot sulfaat (SO₄²⁻), dat mobiel is en naar het watersysteem uitspoelt. Sulfaat

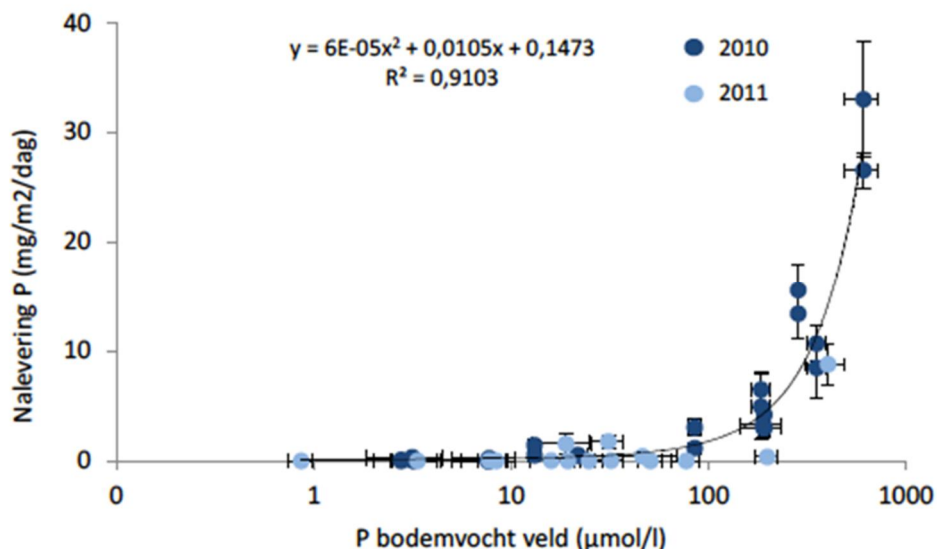
kan de beschikbaarheid van fosfor in waterbodems aanzienlijk verhogen (zie volgende paragraaf). Om deze reden heeft de sulfaatbelasting vanuit omliggende percelen grote invloed op de ecologische effecten van de waterbodem.

2.2. Verschil in respons tussen stikstof en fosfaat

Er is een duidelijk verschil in respons van het watersysteem op afnemende belastingen van stikstof en fosfor. De concentraties van stikstof reageren snel op een afnemende stikstofbelasting van een watersysteem; terwijl de concentraties van fosfor daarentegen nog vele jaren tot decennia verhoogd kunnen blijven. De hoeveelheid fosfor in het bodemvocht wordt bovendien sterk gestuurd door de ijzer- en zwavelgehalte van de bodem. Onderstaand worden deze processen nader toegelicht.

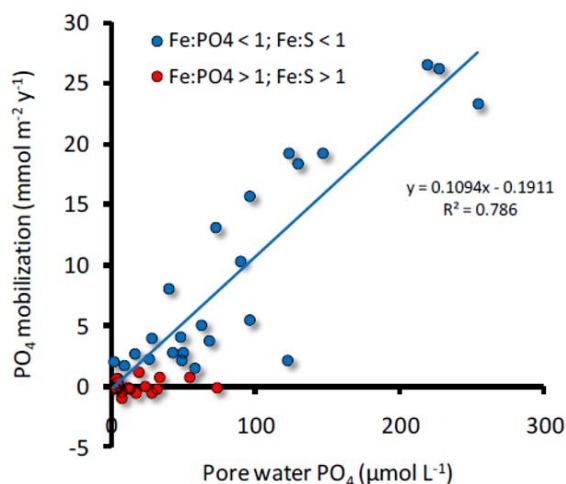
Nalevering van fosfor vanuit waterbodems

Fosfor wordt op allerlei manieren goed gebonden in de bodem, en verdwijnt ook niet of nauwelijks naar de atmosfeer. Hierdoor kan fosfor nog lange tijd voor problemen zorgen, ook nadat de externe toevoer is verminderd. Voor waterbeheerders is het relevant om inzicht te hebben in de nalevering van fosfor vanuit de waterbodem. De resultaten van het project "Baggernut" laten zien dat deze nalevering goed ingeschat kan worden aan de hand van de fosforconcentratie in het porievocht van de waterbodem (Figuur 2).

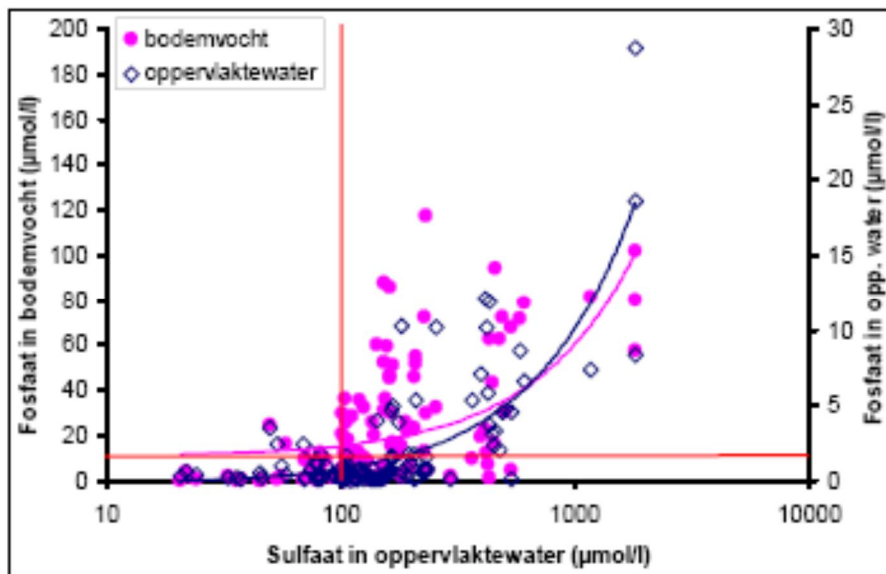


Figuur 2 Correlatie tussen de nalevering van fosfor uit de cilinderexperimenten en het opgelost fosfor in het anaeroob verzamelde bodemvocht van de onderwaterbodems van 14 gemeten locaties (veen, zand en klei). 100 µmol/l komt overeen met 3,1 mg P/l (overgenomen uit Poelen et al., 2011).

De nalevering hangt niet alleen af van de concentratie van fosfor in het porievocht, maar ook van de hoeveelheid ijzer en zwavel daarin (Geurts et al., 2010). In bodems met veel ijzer en weinig zwavel in het porievocht is de nalevering namelijk lager. De ratio's van Fe/P en Fe/S (mol/mol) in het porievocht zijn daarom indicatief voor de risico's van nalevering. De nalevering is gering bij een Fe/P ratio en Fe/S ratio die beide >1 zijn (Figuur 3). IJzer is namelijk in staat om fosfor te binden, wat de nalevering naar de waterkolom vermindert. Zwavel gaat dit proces juist tegen. Sulfaat kan in de waterbodem namelijk worden gereduceerd tot sulfide, dat vervolgens aan het ijzer gaat binden. Hierbij wordt fosfor verdrongen vanaf de ijzercomplexen, waardoor de fosforconcentraties in het porievocht (en bijgevolg oppervlaktewater) stijgen. Bij deze reactie wordt ook organische stof afgebroken, waarbij eveneens nutriënten vrijkomen. Een toename van de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater kan dus tot extra nalevering van fosfor leiden vanuit de waterbodem naar de waterlaag; een grenswaarde van 100 μmol sulfaat per liter in het oppervlaktewater geldt hierbij als grenswaarde (Figuur 4). Vroeger was men in de veronderstelling dat de inlaat van gebiedsvreemd (Rijn)water de belangrijkste bron van sulfaat was; tegenwoordig is duidelijk dat sulfaat-uitspoeling vanuit aangrenzende landbouwgronden de belangrijkste bron van zwavel is in veel poldergebieden (Vermaat et al. 2012, 2013).



Figuur 3 Relatie tussen de nalevering van fosfor naar de waterkolom in relatie tot de ratio's van ratio's van Fe/P en Fe/S in het bodemvocht (naar Geurts et al., 2010)



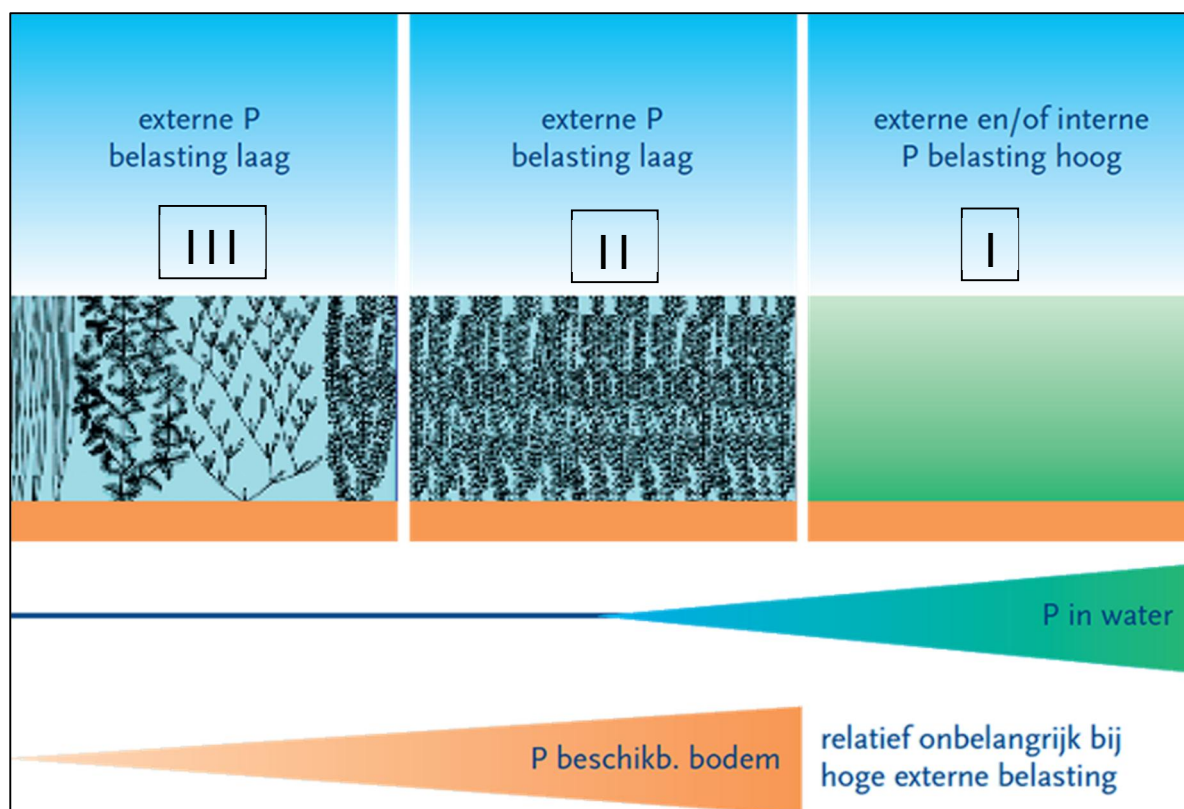
Figuur 4 Relatie tussen fosfor-concentratie in het bodemvocht en het sulfaatgehalte in de waterkolom. Van een concentratie van 100 μmol sulfaat/L in het oppervlaktewater stijgen de P-concentraties in het bodemvocht (Figuur overgenomen uit Poelen et al., 2012)

Hiernaast kan de alkaliniteit van het oppervlaktewater een rol spelen. Dit geldt waarschijnlijk alleen bij bodems met een lage alkaliniteit (< 2 meq/L) in het porievocht, en die voor langere tijd (half jaar tot een jaar) zijn blootgesteld aan oppervlaktewater met een hoge alkaliniteit.

Nalevering van stikstof vanuit waterbodems

In vergelijking met fosfor is stikstof veel mobieler, en verdwijnt ook gemakkelijker uit het watersysteem. Denitrificatie is het belangrijkste proces dat hiervoor verantwoordelijk is. Bij denitrificatie wordt nitraat omgezet in stikstofgas, dat vervolgens naar de atmosfeer verdwijnt. Een afname van de stikstofbelasting leidt hierdoor veel sneller tot een verlaging van de stikstofbeschikbaarheid in het watersysteem.

In vergelijking met fosfor is er weinig onderzoek uitgevoerd naar de nalevering van stikstof uit waterbodems. Uit de experimenten van Baggernut bleek dat de nalevering van stikstof uit waterbodems sterk gecorreleerd is met de nalevering van fosfaat. Uitzondering hierop vormde locaties met een zeer lage fosfornalevering (lager dan 1 mg P/m²/dag). Dit betekent dat – voor voedselrijkere bodems - de nalevering van stikstof goed voorspeld kan worden aan de hand van de nalevering van fosfor. Los hiervan verdwijnt natuurlijk ook veel stikstof naar de atmosfeer door denitrificatie en anaerobe ammoniumoxidatie.



Figuur 6 Ecologische toestanden van een watersysteem als gevolg van verschillen in nutriëntenrijkdom van de waterbodem en het oppervlaktewater (gebaseerd op Lamers et al., 2012)

Bij verlaging van de externe nutriëntenbelasting kan een geëutrofeerd water al deze fases doorlopen; onderstaand staan deze fases nader toegelicht.

Bij een hoge externe nutriëntenbelasting is de rol van de waterbodem relatief onbelangrijk (toestand I in Figuur 6). In deze situatie is het water zo troebel door algen, dat er onvoldoende licht tot op de bodem doordringt, waardoor groei van ondergedoken waterplanten achterwege blijft. Wanneer de externe nutriëntenbelasting afneemt, kan de waterbodem wel een belangrijke rol gaan spelen, door nalevering van nutriënten (met name fosfaat) naar de waterkolom (interne eutrofiering). Bij fosfor-concentraties in het porievocht boven 50 micromol/l (overeenkomend met 1,5 mg P/l) is de nalevering van fosfor vanuit de waterbodem zo hoog dat - ook zonder enige P-aanvoer van buitenaf - er voldoende fosfor in de waterlaag is voor algenbloei (Lamers et al., 2012).

Na verloop van jaren vermindert de nutriëntennalevering vanuit de waterbodem, waardoor de concentraties in het oppervlaktewater en de waterbodem steeds meer met elkaar in evenwicht raken. Hierdoor dalen de nutriënten- (en algen)concentraties in het oppervlaktewater, en wordt het water helderder. De waterbodem daarentegen kan in deze situatie nog steeds veel nutriënten bevatten die vrij beschikbaar zijn voor waterplanten. Onder deze condities (helder water met voedselrijke waterbodem) kunnen zich dichte woekervegetaties ontwikkelen, die gedomineerd worden door slechts één of enkele waterplantsoorten; dit is toestand II in Figuur 6. Voorbeelden van woekersoorten zijn Grof hoornblad en Smalle waterpest, maar ook met

exoten als Ongelijkbladig vederkruid en Waterwaaier. Deze vegetaties treden op bij fosfor-concentraties in het porievocht tussen 20 – 50 micromol/L. Deze waterplanten nemen bovendien veel nutriënten uit de waterbodem op, die – na afbraak van de afstervende plantenmassa - weer in de waterkolom vrijkomen. Deze bron van nutriënten moet niet onderschat worden: zo leidde afbrekend plantenmateriaal van een massa-vegetatie tot een maximale flux van 100 mg P per vierkante meter per dag, wat enkele malen hoger was dan de gemeten maximale flux van fosfor uit sterk geëutrofiëerde waterbodems (Poelen et al., 2011; Van den Berg et al., 2012; Van der Wijngaart et al., 2012).

Een soortenrijke toestand (toestand III in Figuur 6) kan alleen ontstaan bij een lage nutriëntenbeschikbaarheid in zowel het oppervlaktewater als de waterbodem. Naar de precieze hoogte van de nutriëntenbeschikbaarheid is echter nog weinig onderzoek naar uitgevoerd, en hangt waarschijnlijk ook sterk af van de (gewenste) soortensamenstelling. Voor soortenrijke systemen wordt verondersteld dat in het porievocht concentraties lager dan 20 micromol fosfor/l ($< 0,6$ mg P/l) vereist zijn (Lamers et al., 2012). Van Zuidam (2013) stelt dat soortenrijke vegetaties alleen voorkomen bij een totaal-P gehalte in de bodem van minder 500 mg/kg sediment. Deze waarde is gebaseerd op studies in sloten, en lijkt ook voor andere stilstaande watertypen op te gaan. Nader onderzoek is echter gewenst.

Kanttekeningen

Er is nog weinig onderzoek uitgevoerd naar de relatie tussen de kwaliteit van de waterbodem en vegetatiesamenstelling, waardoor er verschillende kennislacunes en onzekerheden zijn. Het onderzoek tot dusver richt zich vooral op fosfor en dan met name op totaal-fosforgehaltes in bodemvocht en bodem. Naast fosfor is het stikstof gehalte in de waterbodem echter ook een belangrijke factor voor de productiviteit van de bodem en wellicht even belangrijk als, of zelfs belangrijker dan het totaal P-gehalte. Onder stikstof-gelimiteerde condities is het stikstofgehalte zelfs allesbepalend voor de vegetatiesamenstelling. Op dit moment zijn er voor stikstof nog geen kwantitatieve relaties beschikbaar die gebruikt kan worden in een systeemanalyse.

Hiernaast gaat het model van Lamers et al. (2012) uit van de aanname dat ammonium- en sulfidetoxiciteit vooral een rol speelt in eutrofe, hoogproductieve systemen, waar veel organisch materiaal wordt gevormd. Dit organisch materiaal wordt weer afgebroken onder invloed van (o.a.) sulfaat, nitraat en bicarbonaat, waarbij het giftige sulfide en ammonium worden gevormd. Deze aanname dient verder getoetst te worden.

Voorts houdt dit model geen rekening met verschillen in de beschikbaarheid van koolstofdioxide in het water (CO_2). Veel gewenste doelsoorten kunnen namelijk alleen CO_2 (en geen bicarbonaat, HCO_3^-) opnemen (Bloemendaal & Roelofs, 1988). De concentratie van kooldioxide in de waterkolom is sterk afhankelijk van de pH: naarmate de pH toeneemt, daalt het aandeel van kooldioxide in het water, terwijl dat van bicarbonaat evenredig stijgt. Aangezien de reductie van zowel nitraat (denitrificatie) als sulfaat in een pH-stijging resulteert, is dit eveneens van grote invloed op de soortensamenstelling.

4. Klimaatverandering versterkt negatieve effecten van voedselrijke waterbodems

Klimaatverandering zal de effecten van een voedselrijke waterbodems versterken. Naar verwachting resulteert klimaatverandering in hogere temperaturen, nattere winters, drogere zomers, en grotere verschillen in (extreme) weercondities tussen jaren (Lamers et al., 2013).

De toename in watertemperatuur speelt - in combinatie met het zuurstofgehalte - een belangrijke rol bij nalevering van nutriënten vanuit de waterbodem. Een hogere watertemperatuur versnelt namelijk chemische reacties, met als resultaat een grotere afbraak van organisch materiaal in de waterbodem en daarmee een grotere nalevering van nutriënten naar de waterkolom. Ook de mobilisatie van fosfaat vanuit afbrekend plantenmateriaal in de waterkolom verviervoudigde bij een temperatuurstijging van 10°C (Poelen et al., 2011).

Door de grotere afbraak van organisch materiaal neemt ook het zuurstofverbruik toe. Wanneer dit verbruik de productie van zuurstof overstijgt, dan kunnen (tijdelijk) lage zuurstofconcentraties optreden. Dit effect wordt nog eens versterkt door een lagere oplosbaarheid van zuurstof in warmer water. Deze zuurstofloze condities vergroten de mobilisatie van fosfaat vanuit de waterbodem, doordat driewaardig ijzer wordt gereduceerd tot Fe^{2+} (Smolders et al., 2006, 2013). Onder zuurstofloze condities kan bovendien sulfaat worden gereduceerd tot sulfide. Dit sulfide heeft een grotere bindingscapaciteit voor ijzer dan fosfaat, waardoor fosfor wordt verdrongen van ijzercomplexen, en vrij beschikbaar komt in het porievocht. Los hiervan zijn sulfides sterk toxisch voor soorten, evenals ammonium, dat eveneens onder zuurstofloze condities kan accumuleren (zie hierboven).

Klimaatverandering heeft ook op indirecte manieren invloed op de trofieniveau van waterbodems. Door grotere hoeveelheden neerslag kan de uit- en afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater toenemen, met eutrofiering (van waterbodems) tot gevolg. Vanwege de grotere droogte kan het in de zomer noodzakelijk zijn om meer gebiedsvreemd water in te laten. Wanneer dit water van slechte kwaliteit is, zal dit eveneens de ecologische kwaliteit verslechteren (Lamers et al., 2013).

Hiernaast kunnen ook voedselweb-interacties verschuiven. Zo kunnen groenalgen meer profiteren van een hogere temperatuur in het voorjaar dan hun begrazers (grote watervlooien als *Daphnia*'s (Winder & Schindler, 2004). Naar verwachting neemt ook het aantal kleine vissen toe, waardoor er meer zoöplankton gegeten wordt (Kosten, 2011). Hierdoor kunnen algen gemakkelijker dominant worden, wat negatief uitpakt voor de helderheid van het water.

Hoewel niet alle bovengenoemde processen direct gerelateerd zijn aan de waterbodem, noopt klimaatverandering wel tot een verdere reductie van de nutriëntenbelasting. Dit betekent ook een lagere beschikbaarheid van nutriënten in de waterbodem.

5. Diagnose: wanneer vormt de waterbodem een probleem?

Voor waterbodems zijn verschillende instrumenten beschikbaar, die handvatten geeft voor de toestand van de waterbodem. Deze kennis is uitgebreid samengevat in andere documenten; in deze deltafact wordt daarom volstaan met een korte toelichting.

Allereerst zijn er de drempelwaarden voor fosfor, die indicatief zijn voor de verschillende ecosysteemtoestanden (zie hoofdstuk 3). Deze drempelwaarden geven een indicatie van de toestand van de waterbodem.

In het project “Baggernut” zijn verschillende tools ontwikkeld waarmee de potentie voor nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem kan worden bepaald, en het relatieve belang hiervan kan worden gewogen ten opzichte van andere bronnen van fosfaat in het watersysteem (Van der Wijngaart et al., 2012). Een uitgebreide beschrijving van deze tools is te vinden in de rapporten ‘Kennisregels in de bodemdiagnose’ (Osté & Van de Weerd, 2012b) en ‘Maatregelen in de bodemdiagnose’ (Osté & Van de Weerd, 2012a). De memo “Invoerscherm Bodemdiagnosetool” bevat een toelichting op de in te voeren parameters (Boland, 2012). De Bodemdiagnosetool (in Excel) is te downloaden via de STOWA website (<https://www.stowa.nl/publicaties/baggernut-maatregelen-baggeren-en-nutrienten>).

In de STOWA-publicatie “Ecologische sleutelfactoren voor het herstel van onderwatervegetatie” worden eveneens handvatten gegeven voor de bepaling van de nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem, en op welke manier deze informatie kan worden meegenomen in een ecologische systeemanalyse (Schep et al., 2015).

Op basis van deze gegevens kunnen schattingen gegeven worden van de fosfaat- en stikstofflux vanuit de waterbodem. Aan de hand hiervan kunnen waterbeheerders een inschatting maken of interne eutrofiering een belangrijke bijdrage levert aan de totale eutrofiering. Hiermee kan worden ingeschat of doelen realistisch zijn of niet, en welke maatregelen een zinvolle bijdrage kunnen leveren aan eutrofiëringsbestrijding.

Referenties

- Berg, L. J. L. van den ; Poelen, M. D. M.; Jaarsma, N. G.; Geurts, J. J. M.; Brederveld, R. J., Lamers, L. P. M. (2012) WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT) - De rol van vissen, planten, zuurstof en temperatuur bij de nalevering van nutriënten. Resultaten experimenten RUN en B-Ware. Nijmegen, Radboud Universiteit Nijmegen; 2012.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (1988) Waterplanten en waterkwaliteit. Uitgave KNNV, Utrecht. 189 pp.
- Boland, S. (2012), Memo Invoerscherm bodemdiagnosetool: toelichting. C01011.200017.0122 Arcadis Nederland BV, Apeldoorn.
- 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, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. Water Research 44: 3487-3495.
- Gogh, I. van (2014). Het onderste boven, de waterbodem in ecologisch perspectief. STOWA-rapportnummer 2014-30.
- Kosten, S. (2011) Een frisse blik op warmer water: over de invloed van klimaatverandering op de aquatische ecologie en hoe de negatieve effecten kunt tegengaan. STOWA rapportnummer 2011-20.
- Lamers, L., Poelen, M. Van den Berg, L., Geurts, J., Roelofs, J. en Fons Smolders (2013) Waternatuur in een veranderend klimaat. De Levende Natuur 114: 152- 156.
- Lamers, L.; Schep, S.; Geurts, J.; Smolders, F. (2012) Erfenis fosfaatrijk verleden: helder water met woekerende waterplanten. H₂O 45: 29-31.
- Osté, L. & Van de Weerd, R. (2012a), Maatregelen in de Bodemdiagnose BaggerNut. Advies voor het reduceren van de bijdrage van de waterbodem. Deltares rapport 1201327-000-ZWS-0016. Deltares
- Osté, L.A. & Van de Weerd, H. (2012b), Kennisregels in de Bodemdiagnose BaggerNut. Deltares rapport 1201327-000-ZWS-0014. Deltares
- Poelen, M.; van den Berg, L.; Bakkum, R., and Lamers, L. (2011) Quickscan voor inschatting interne nutriëntenmobilisatie. H₂O: 22:39-42.
- Poelen, M. D. M.; van den Berg, L. J. L.; ter Heerdt, G. N. J.; Bakkum, R.; Smolders, A. J. P.; Jaarsma, N. G.; Brederveld, B., Lamers, L. P. M. Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BaggerNut) - Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie. (MIND-BaggerNut). Eindrapportage. Nijmegen: B-Ware Research Centre; 2012; 2012-18.
- Schep, S., B. van der Wal, T. van der Wijngaart (2015) Ecologische sleutelfactoren voor het herstel van onderwatervegetatie, toepassing van de ecologische sleutelfactoren 1, 2 en 3 in de praktijk. STOWA rapport 2015-17
- Smolders, A.J.P., Van Diggelen, J.M.H., Geurts, J.J.M., Poelen, M.D.M., Roelofs, J.G.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Lamers, L.P.M. (2013), Waterkwaliteit in het veenweidegebied. De complexe interacties tussen oever, waterbodem en oppervlaktewater. Landschap 2013/30. pag. 145-153.

- Smolders, A.J.P.; Lamers, L.P.M.; Lucassen, E.C.H.E.T.; Van Der Velde, G.; Roelofs, J.G.M. (2006) Internal eutrophication: How it works and what to do about it—a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.
- Verdonschot, P.F.M. & R.C.M. Verdonschot, R.C.M. (2020). Terugdringen fosforbelasting. Notitie Kennisimpuls waterkwaliteit (KIWK), Zoetwatersystemen, Wageningen Environmental Research
- Vermaat, J.E., J. Harmsen, F.A. Hellman, H. van der Geest, J.J.M. de Klein, S. Kosten, A.J.P. Smolders, J.T.A. Verhoeven, R.G. Mes, M. Ouboter (2013) Sulfaatbronnen in het Hollandse veenlandschap. *Landschap* 30: 5 – 13.
- Vermaat, J., Harmsen, J., Hellman, F., Van der Geest, H., De Klein, J., Kosten, S., Smolders, F., Verhoeven, J. (2012), Zwaveldynamiek in het West-Nederlandse laagveengebied. Met het oog op klimaatsverandering. AE-12/01 Faculteit Aarden Levenswetenschappen, VU Amsterdam.
- Wijngaart, T. van der , Ter Heerdt, G., Bakkum, R., Van den Berg, L., Brederveld, B., Geurts, J., Jaarsma, N., Lamers, L., Osté, L., Poelen, M., Smolders, F., Van de Weerd, R. (2012), *BaggerNut, maatregelen, baggeren en nutriënten*. ISBN 978.90.5773.582.0 STOWA 2012-40
- Winder, M., & Schindler, D.E. (2004). Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology*, 85(8), 2100-2106.
- Zuidam, J.P. van (2013) *Macrophytes in drainage ditches. Functioning and perspectives for recovery*. PhD thesis, Wageningen University.

Colofon

Utrecht, juni 2022

Auteurs: Gerben van Geest (Deltares)

Leesgroep: Silta Vulto (HH de Stichtse Rijnlanden), Gerard ter Heerdt (Waternet), Roger Meijs (HH Delfland), Tom Buijse (Deltares)

Te citeren als: Van Geest, G. (2022) Factsheet: Rol van slibbodems in ondiepe stilstaande wateren. Notitie Kennisimpuls Waterkwaliteit.