

De rol van slibophoping bij eutrofiëring in stagnante ondiepe oeverstroken

GER BOEDELTE, KATHOLIEKE UNIVERSITEIT NIJMEGEN

ALFONS SMOLDERS, KATHOLIEKE UNIVERSITEIT GRONINGEN

PRISCA DUIJN, RIJKSWATERSTAAT DIENST WEG- EN WATERBOUWKUNDE

GERTJAN LEEREVELD, RIJKSWATERSTAAT DIENSTKRING TWENTHEKANALEN EN IJSELDELTA

Slibophoping is één van de problemen die zich voordoen in ondiepe waterzones achter vooroeververdedigingen langs kanalen en meren. In het bijzonder in oeverzones met stilstaand water vormen zich bovendien kroosdekken die de aquatische biodiversiteit negatief beïnvloeden. Bij het ontstaan van deze drijfslagen zou het vrijkomen van voedingsstoffen uit het geaccumuleerde slib een sturende rol kunnen vervullen. In een zogeheten enclosure-experiment, uitgevoerd in een ondiepe oeverstrook langs het Twenthekanaal, is deze hypothese getoetst. In de cilinders, waarvan de bodem bedekt was met een sliblaag, kwam in de zomer vanuit het slib 60 mg stikstof per m² per dag en 14 mg fosfor vrij, wat aanleiding gaf tot de vorming van een kroosdek. In de enclosures, die geplaatst waren in een bodem waarvan de sliblaag verwijderd was, was dit niet of nauwelijks het geval en trad geen groei van kroosplanten op. Het experiment ondersteunt het advies dat slibverwijdering een effectieve beheersmaatregel is bij de bestrijding van kroosdekken.

De afgelopen 20 jaar zijn langs scheepvaartkanalen en grote wateroppervlakken golfwerende of golfbrekende constructies aangelegd die zich op enige afstand van de oever bevinden⁵. Hierdoor werden rietgordels beschermd, werd oeverafslag voorkomen en ontstonden (nieuwe) vestigingsmogelijkheden voor water- en oeverplanten. Veel van de

waterzones tussen vooroeververdediging en land werden echter geconfronteerd met een sterke slibafzetting³. Vooral in (semi)stagnante oeverstroken vormden zich bovendien drijfslagen van kroos, waarvan bekend is dat die de aquatische biodiversiteit negatief beïnvloeden⁹. Geaccumuleerd slib bevat relatief veel organische stof³, die vooral in de zomer door

micro-organismen wordt afgebroken. Als gevolg hiervan wordt veel zuurstof verbruikt, waardoor niet alleen de redoxpotentiaal van de bodem daalt, maar ook het zuurstofgehalte van de waterlaag, zoals werd vastgesteld in oeverstroken achter een gesloten vooroever van de Müggelsee in Duitsland⁸.

In zuurstofloze, sterk gereduceerde waterbodems ontstaan hierbij voor planten toxische stoffen, zoals gereduceerd ijzer, mangaan en sulfide. Uit de sliblaag van de Müggelsee bijvoorbeeld ontweek in de zomer 6,5 mg waterstofsulfide per m² bodem⁸. Wanneer ijzer wordt gereduceerd, komt het aan ijzer gebonden fosfaat vrij⁷. Indien het toplaagje van de onderwaterbodem vervolgens zuurstofloos is, worden ijzer en fosfaat afgegeven aan de waterkolom. Ook de concentratie van ammonium, dat in zuurstofloze bodems accumuleert³, kan in een zuurstofarme waterkolom toenemen.

Het ligt voor de hand te veronderstellen dat een dergelijke nutriëntenflux een belangrijke rol kan spelen bij het ontstaan van kroosdekken. Tijdens een studie in een oeverzone langs het Twenthekanaal² werd de grootte van de flux van stikstof, fosfor en ijzer vastgesteld in enclosures met een slibbodem en in enclosures waaruit de sliblaag was verwijderd. Daarbij werd de ontwikkeling van een drijfslag gekwantificeerd. De resultaten van deze studie en de betekenis ervan voor het waterbeheer worden hierna besproken.

Uitvoering van het onderzoek

De oeverstrook (0,5 m diep en acht m breed) bevindt zich achter een damwand die de scheiding vormt met de vaarweg. De overgang naar het talud bestaat uit een twee meter brede rietgordel. Bij de start van het experiment in december 2000 was de oeverstrook 4,5 jaar oud, waarbij de oorspronkelijke zandbodem bedekt was door een sliblaag van gemiddeld 13,6 cm. Deze sliblaag had een hoger gehalte aan organische stof dan de zandbodem; ook andere

Voorbeeld van een ongewenste situatie in een ondiepe oeverstrook langs de Zuid-Willemsvaart. Doordat geen uitwisselingsopeningen in de damwand voorkomen, stagneert eutroof water boven een sliblaag met een kroosdek als gevolg.



Overzicht van de proefopstelling met acht transparante cilinders in een ondiepe oeverstrook langs het Twenthekanaal. Een getande damwand scheidt de oeverstrook van de vaarweg; links is de damwand onderbroken ter hoogte van een fauna-uitstapplaats.



gemeten parameters kwamen in de sliblaag in hogere concentraties voor (tabel 1). In de bovenste vier centimeter van de sliblaag kwamen turionen van klein kroos met een dichtheid van gemiddeld 212 per m² voor¹; de vier centimeter dikke grenslaag tussen slib en zandbodem bevatte gemiddeld 262 turionen per m². Acht enclosures, bestaande uit transparante, polycarbonaat cilinders (Ø 50 cm, diepte 1,30 m), werden in de bodem geduwd tot 50 centimeter onder het bodemoppervlak. In vier cilinders was de sliblaag aanwezig (hierna 'slibcilinders' genoemd), in vier andere (hierna 'zandcilinders' genoemd) was de sliblaag tot aan het grensvlak van slib en oorspronkelijke zandbodem verwijderd. Gedurende de onderzoeksperiode (december 2000 t/m december

2001) werden maandelijks in elke cilinder relevante parameters² van de waterkolom en de waterbodem gemeten en werd de bedekking van de drijfslaag geschat. Om de biomassa en de nutriënteninhoud te bepalen, werd in september 2001 een deel van de drijfslaag van elke cilinder geoogst. Ter vergelijking werden alle parameters ook gemeten op vier vaste punten buiten de cilinders in de oeverstrook.

Veranderingen in hoeveelheid nutriënten, zuurstof en kroos

Periode december t/m juni

In zowel slib- als zandcilinders daalde de nitraatconcentratie van de waterkolom van gemiddeld 400 µmol/l in december naar 90 µmol/l in januari; vanaf april kwam nitraat

(nagenoeg) niet meer in de waterkolom voor (afbeelding 1). In alle cilinders daalde bovendien de ammoniumconcentratie van de waterkolom van gemiddeld 19 µmol/l in december naar 1 µmol/l van april t/m juni (afbeelding 1). Dit betekent dat de beschikbaarheid van stikstof voor de groei van kroosplantjes, die vanaf april op het wateroppervlak van alle cilinders werden geobserveerd, laag was: lager dan de concentratie van 2,9 µmol/l die nodig is om de helft van de maximale groeisnelheid van klein kroos te bereiken⁹. De fosfaatconcentratie, die bij het begin van het experiment 1,1 µmol/l bedroeg, daalde in beide groepen cilinders tot 0,3 µmol/l in januari, waarna geen veranderingen meer optraden tot juli. Deze fosfaatconcentratie ligt onder de waarde van 0,5 µmol/l, die minimaal nodig is om de helft van de maximale groeisnelheid van klein kroos te bereiken. In deze periode zal daarom de geringe beschikbaarheid van stikstof en fosfaat beperkend voor de groei van kroos zijn geweest. De zuurstofconcentratie in de waterlaag bedroeg 16 à 20 mg/l, waarbij geen verschil tussen de behandelingen werd geconstateerd. De stijging van de zuurstofconcentratie aan het begin van het experiment ging samen met de vestiging van een dun laagje draadalg op de binnenwand van de cilinders. Het is mogelijk dat de daling van de ammoniumconcentratie aan het begin van het experiment samenhangt met opname door deze algen.

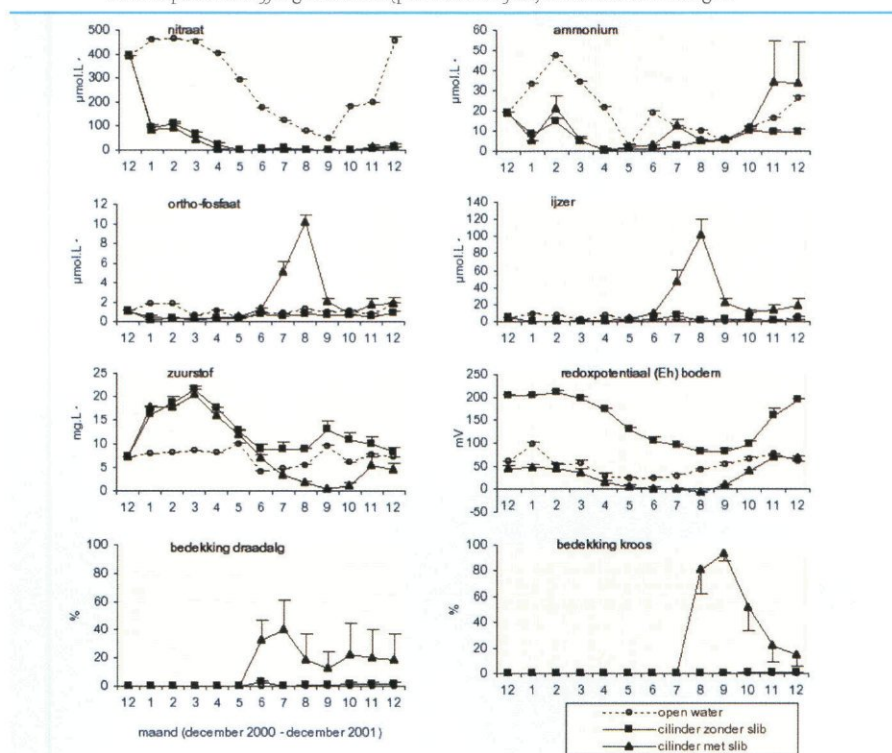
Periode juli t/m september

In juli was in de slibcilinders de beschikbaarheid van ammonium met 12,9 µmol/l meer dan zes keer hoger dan in juni (afbeelding 1). Deze concentratie was bovendien hoger dan in de zandcilinders in juli (2,9 µmol/l). In de slibcilinders steeg ook de fosfaatconcentratie in juli tot 5,1 µmol/l, waarna een piek werd bereikt van gemiddeld 10,1 µmol/l in augustus. In de zandcilinders werd de fosfaatconcentratie niet hoger dan 0,8 µmol/l. Het is aannemelijk dat de verhoogde beschikbaarheid van ammonium en fosfaat in de slibcilinders in juli en augustus de basis vormde voor een snelle groei van kroos met als resultaat dat in augustus een kroosdek het wateroppervlak bedekte. Deze hypothese wordt ondersteund door het feit dat in de zandcilinders, waar de nutriëntenbeschikbaarheid laag bleef, nauwelijks groei van kroos optrad waardoor de bedekking lager bleef dan één procent. De stijging van de fosfaatconcentratie in de slibcilinders verliep synchroon met een stijging van de ijzerconcentratie (afbeelding 1). In dezelfde periode vond een daling van de zuurstofconcentratie van de waterlaag in de slibcilinders plaats tot 0,5 mg/l in augustus, terwijl ook de redoxpotentiaal van de slibbodem daalde tot -7 mV in augustus. Bij een dergelijk lage redoxpotentiaal vindt in de bodem ijzer(III)reductie

Tabel 1. Gemiddelde waarden (standaardfout tussen haakjes) van parameters die bepaald zijn in de sliblaag (0-4 cm) en de onderliggende zandlaag (0-4 cm). Concentraties zijn weergegeven in µmol per gram drooggewicht, behalve van organische stof. (n=4, b=P≤0.01, c=P≤0.001, d=P≤0.0001).

	zand gem.		slib gem.		sign.
organische stof (%)	1.3	(0.4)	9.2	(0.7)	d
fosfor	8.2	(2.3)	84.9	(6.5)	d
ijzer	101	(20)	657	(49)	d
mangaan	1.5	(0.4)	16.4	(1.2)	d
zwavel	10.7	(3.7)	78.8	(2.6)	d
kalium	14.2	(4.0)	32.4	(1.6)	b
calcium	232	(74)	809	(29)	b
magnesium	49	(7)	137	(6)	d
aluminium	2.9	(0.4)	9.5	(0.6)	c

Afb. 1: Het verloop van de concentraties van nitraat, ammonium, ortho-fosfaat, ijzer en zuurstof in de waterlaag, van de redoxpotentiaal in de bodemlaag (0-10 cm) en van de kroos- en draadalgbedekking op het wateroppervlak. De punten betreffen gemiddelden (plus standaardfout) van telkens vier metingen.



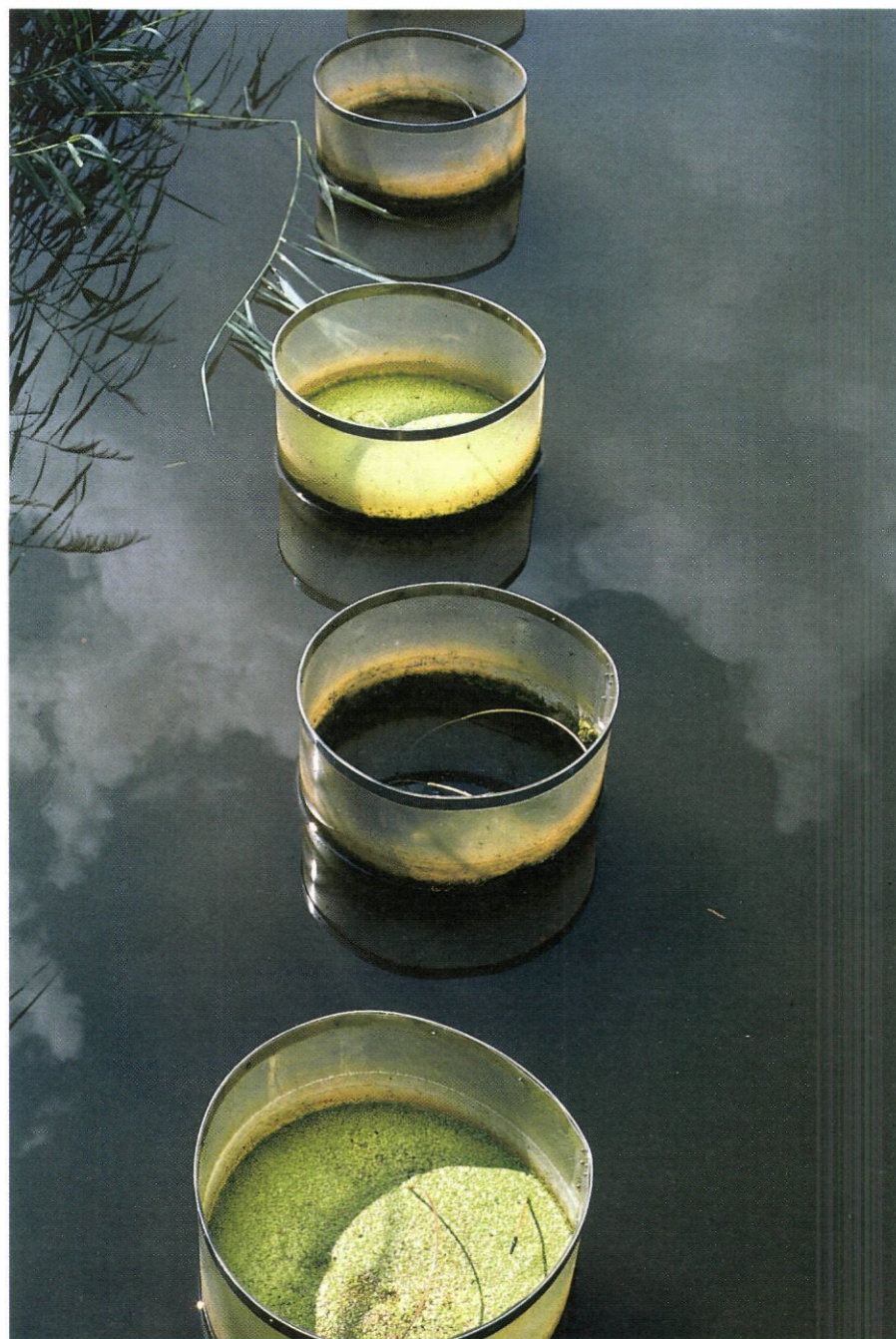
plaats en gaat het aan ijzer(III) gebonden fosfaat in oplossing⁷. Doordat in de waterkolom geen of weinig zuurstof meer aanwezig was, was ook het topplaatje van de slibbodem zuurstofloos geworden, waardoor geen oxidatie meer kon plaatsvinden van ijzer(II) tot ijzer(III). Hierdoor konden fosfaat en ijzer vrij naar de waterlaag diffunderen. Onder de heersende anaërobe condities kon ook de concentratie van ammonium (dat in concentraties tot 2 mmol/l in het poriewater aanwezig was) in de waterkolom toenemen. Gelet op de beschikbaarheid van zuurstof in de waterlaag van de zandcilinders vond weinig nalevering van fosfaat en ijzer naar de waterlaag plaats en bleef ook de ammoniumconcentratie laag. Het verschil in kroosbedekking tussen de zand- en slibcilinders kan hiermee verklaard worden.

De nutriëntenflux gekwantificeerd

Van december t/m april verdween zo'n 240 mmol (3360 mg) stikstof uit de waterkolom van de zand- en slibcilinders (tabel 2), waarschijnlijk voornamelijk door denitrificatie in de bodem en wellicht ook nog door opname door algen. Van mei t/m september verdween 6,83 mmol stikstof uit de waterlaag van de zandcilinders; van fosfor en ijzer werd gemiddeld 1 mmol/m² aan de waterkolom afgegeven. Geheel anders was de situatie in de slibcilinders in deze periode. In totaal werden vanuit de sliblaag op zijn minst 650 mmol stikstof, 69 mmol fosfor en 125 mmol ijzer per m² aan de waterkolom afgegeven, wat voor elk element neerkomt op respectievelijk ongeveer 60, 14 en 46 mg/m²/dag. Hierbij is de opname door algen, die in deze periode circa 15 procent van het wateroppervlak bedekten, niet in de berekening opgenomen.

Veranderingen in de waterlaag buiten de cilinders

In de waterlaag buiten de cilinders werd ondanks de aanwezigheid van een sliblaag geen piek in de concentraties van fosfaat en ijzer geconstateerd (afbeelding 1). Ook trad geen kroosexplosie op. Dit hangt waarschijnlijk samen met het feit dat het water tijdens



De resultaten van het experiment in september 2001: in de cilinders met een sliblaag (S) is een dik kroosdek gevormd, in de cilinders waaruit de sliblaag was verwijderd (Z), is dit niet het geval en is het water helder.

scheepspassages aan stroming onderhevig is, waardoor een betere verversing optreedt. Op

geen van de meetpunten werden lage zuurstofconcentraties waargenomen en werden

Tabel 2. Netto uitwisseling van stikstof, fosfor en ijzer vanuit de zand- en slibbodem naar de waterkolom tussen december 2000 en mei 2001 (= periode 1) en tussen mei en oktober 2001 (= periode 2). De data betreffen gemiddelde waarden (in mmol/m² per periode) met standaardfout van de parameters die zijn opgelost in de waterkolom en vastgelegd in de biomassa van klein kroos. (n = 4, behalve voor de biomassadata van de zandcilinders, waarvoor geldt n = 2). x = klein kroos is afwezig.

parameter bodem periode	stikstof				fosfor				ijzer			
	zand		slib		zand		slib		zand		slib	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
opgelost	-234.53	-8.58	-245.42	2.87	-0.37	0.86	-0.04	1.87	-2.78	0.96	-2.32	12.60
standaardfout	6.61	5.90	1.70	0.87	0.08	0.34	0.03	0.12	0.04	0.47	0.09	2.85
in biomassa van kroos	x	1.75	x	649.61	x	0.18	x	66.77	x	0.06	x	113.09
standaardfout		0.30		58.74		0.14		7.47		0.04		8.32

negatieve waarden van de redoxpotentiaal gemeten. De waargenomen daling in de nitraatconcentratie gedurende de zomer hangt waarschijnlijk samen met een verhoogde denitrificatie in de bodem; de stijging in de herfst en winter met aanvoer van nitraatrijk water door op het kanaal afwaterende beken.

Betekenis voor het beheer

De resultaten laten zien dat slibophoping in oeverstroken met stagnerend (eutroof) kanaalwater leidt tot kroosdekken; verwijdering van slib voorkomt de nalevering van stikstof en fosfaat uit de waterbodem en daarmee ook de vorming van een kroosdek. Daarmee ondersteunen de resultaten het advies^{4),6),10)} dat baggeren een effectieve beheersmaatregel is bij de bestrijding van kroosdekken. Dit geldt niet alleen voor ondiepe oeverstroken, maar voor alle watergangen die met dezelfde problematiek te kampen hebben. De resultaten tonen verder aan dat slibophoping niet leidt tot vorming van een kroosdek zo lang voldoende verversing en doorstroming van de waterkolom optreedt. Toch heeft slibophoping in deze systemen óók negatieve aspecten: tijdens stro-

ming veroorzaakt door scheepspassages wordt slib opgewoeld waardoor troebel water ontstaat, in de slibbodem komt een steile gradiënt voor naar zuurstofloze lagen die ongunstig zijn voor wortelende waterplanten en veel macrofaunagroepen én water- en moerasplanten kunnen zich in het zachte substraat slecht vestigen en hebben een grote kans te worden losgewoeld. Daarom is baggeren ook hier een zinvolle beheersmaatregel. 🍷

foto's: Ger Boedeltje

LITERATUUR

- 1) Boedeltje G., J. Bakker en G. ter Heerdt (2003). Potential role of propagule banks in the development of aquatic vegetation in backwaters along navigation canals. *Aquatic Botany* nr. 77, pag. 53-69.
- 2) Boedeltje G., A. Smolders, L. Lamers en J. Roelofs. The role of sediment accumulation in the eutrophication of shallow backwaters along navigation canals. *Archiv für Hydrobiologie. Angeboden*.
- 3) Boedeltje G., A. Smolders, W. Tukker en M. de Groot-van Leerdam (2003). Beperkingen en kansen voor waterplanten

in natuurvriendelijke oevers langs scheepvaartkanalen. *H₂O* nr. 1, pag. 22-24.

- 4) Boeijen J. en H. van der Hone (1988). Effect van baggeren op de waterkwaliteit in sloten van de Alblasserwaard en de Krimpenerwaard. *H₂O* nr. 7, pag. 166-171.
- 5) CUR (1999/2000). Natuurvriendelijke oevers. CUR-publicaties 200 t/m 205.
- 6) Hesen P., O. van Tongeren en C. van Helmond (1998). Maatregelen tegen kroosdekken. In: P. Hesen (red.), *Kroos nader beschouwd*, pag. 16-19. Kiwa-rapport KOA 98.091.
- 7) Roelofs J. en F. Bloemendaal (1988). Eutrofiëring en oligotrofiëring. In: F. Bloemendaal en J. Roelofs (red.), *Waterplanten en waterkwaliteit*, pag. 139-145. KNNV.
- 8) Rolletschek H. (1999). The impact of reed-protecting structures on littoral zones. *Limnologica* nr. 29, pag. 86-92.
- 9) STOWA (1992). Ontstaan en bestrijden van dekklagen van kroos. Rapport 92-09.
- 10) STOWA (1997). Ontstaan en bestrijden van dekklagen van kroos. Praktijkonderzoek naar maatregelen tegen kroosdekken. Rapport 97-18.