

Beek-sedimenten en hun betekenis voor de waterkwaliteit

Inleiding

De lozing van ongezuiverd afvalwater heeft in vele oppervlaktewateren geleid tot de vorming van min of meer uitgebreide sliblagen. Dit slib wordt niet alleen gevormd uit de gesuspendeerde fractie van afvalwater, maar kan ook bestanddelen van bijv. colloïdale oorsprong bevatten die via (bio-) flocculatie in het sediment terecht komen. In stromend water kan door uitschuring bij hoge waterafvoeren een deel van het organische materiaal weer verwijderd worden. In het algemeen zijn de watersnel-



DR. L. LIJKLEMA
Afdeling Chemische Technologie, TH Twente



IR. A. I. A. SOPPE
behaalde in april 1975 zijn Ir.-diploma aan de afdeling Chemische Technologie van de TH Twente

heden waarbij materiaal tot uitschuring komt minstens twee maal zo hoog als de snelheid waarbij dit materiaal nog juist tot afzetting komt. Voor fijn materiaal zoals fijnkorrelig zand en klei is deze verhouding nog veel hoger. Dat betekent dat materiaal dat eenmaal tot afzetting is gekomen alleen uitgeschuurd kan worden in waterstromen met zeer variabele afvoer. Daardoor zal in vele situaties het verdwijnen van sliblagen in verontreinigde beken alleen door biochemische afbraakprocessen zoals oxidatie en rotting plaats vinden.

Zuurstofhuishouding

Het zijn ook deze processen die de waterkwaliteit ongunstig beïnvloeden en onze beken vaak letterlijk in een kwade reuk doen staan. Er diffundeert zuurstof — indien voorradig — uit het water naar het sediment en er vindt een afgifte van zuurstofgebruikte stoffen en nutriënten aan het water plaats. Vooral in langzaam stromend water kan het sediment een belangrijk deel van de beschikbare zuurstof verbruiken. Voor het veronderstelde geval van uitsluitend zuurstofgebruik door het sediment en reëratie door het wateroppervlak zal in een evenwichtssituatie gelden:

$$K_a \times D = \frac{S_d}{H} \quad (1)$$

waarin

K_a = reëratieconstante (hr^{-1})

D = zuurstofdeficiet ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
 S_d = zuurstofopn. sediment ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{hr}^{-1}$)
 H = diepte van het water (m)

Uitgaande van de semi-empirische relatie van Dobbins en O'Connor (1958) voor de reëratie:

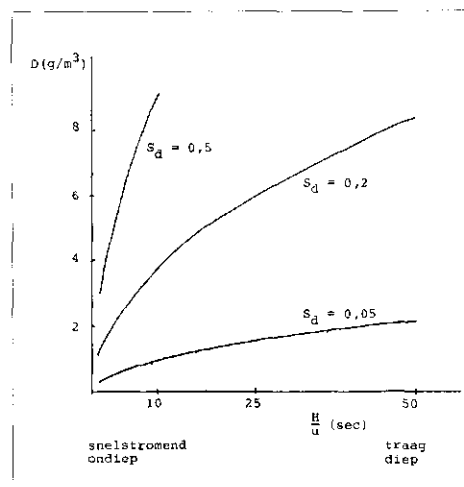
$$K_a = 0,165 \frac{u^{0,5}}{H^{1,5}} \quad (2)$$

waarin U de stroomsnelheid in m/sec is, wordt gevonden dat:

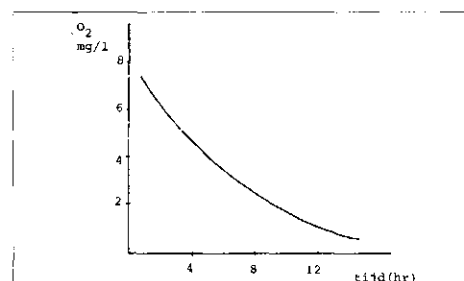
$$D = \frac{6 \cdot S_d \cdot H^{0,5}}{u^{0,5}} \quad (3)$$

In afb. 1 is het deficiet dat op deze wijze wordt berekend voor een aantal situaties uitgezet. De waarde van S_d is in de praktijk maximaal ongeveer $0,5 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ voor vers afgezet rioolslib en daalt naarmate de veroudering is voortgeschreden of de afstand tot het lozingspunt toeneemt. In ons onderzoek in de Bornse beek benedenstrooms van Hengelo (O) zijn waarden voor S_d gevonden van $0,2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ kort voor het in gebruik nemen van de zuiveringsinstallatie van Hengelo (zomer 1973) en van $0,05 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ een jaar later (zomer 1974).

Afb. 1 - Evenwichtsdeficieten voor rivieren als functie van diepte, stroomsnelheid en zuurstofconsumptie van het sediment. (Bij zeer hoge u kan sediment opwervelen en is S_d niet langer onafhankelijk van u).



Afb. 2 - Zuurstofafname in het bovenstaande water door oxidatie van sediment.



De waarden van $\frac{D}{U}$ in het beschouwde

traject varieerden tussen 1 en 10. Indien het water bovenstrooms van de sliblagen geen zuurstofdeficiet heeft, neemt de grootte van het deficiet met de afstand x volgens:

$$D(x) = (1 - e^{-\frac{x}{u}}) \frac{6 \cdot S_d \cdot H^{0,5}}{u^{0,5}} \quad (4)$$

toe tot zijn evenwichtswaarde. Voor onze situatie betekende dit dat pas enkele kilometers stroomafwaarts 50% van de evenwichtswaarde was bereikt. Het dynamisch gedrag van het systeem is dus traag.

Meting van het zuurstofverbruik van sedimenten

Er zijn verschillende methoden bekend om zowel in het veld als op het laboratorium het zuurstofverbruik te meten (zie o.a. A. James (1974) en J. Fillos en A. Molof (1972)), waarbij een principieel onderscheid is of men onder constante condities meet of onder omstandigheden waarbij de zuurstofconcentratie in het water zich wijzigt. In dit laatste geval meet men door de daling van de zuurstofconcentratie te volgen in een afgesloten, boven het sediment staande laag water. Het nadeel van een dergelijke meting is, dat tijdens de proef het profiel van de zuurstofconcentratie in het dunne aerobe greslaagje van het slib zich wijzigt. In de praktijk neemt men dan ook een daling waar in de snelheid waarmee zuurstof wordt onttrokken naarmate de zuurstofconcentratie daalt: de helling van de curve in afb. 2 neemt af.

Men kan hieruit echter niet zonder meer de conclusie trekken dat dus de zuurstofconsumptie een functie is van de zuurstofconcentratie in het langstromende water. Kwalitatief kan dit als volgt duidelijk gemaakt worden: Er zijn twee groepen processen denkbaar waarbij zuurstof wordt gebruikt: a) chemische oxidatie van bijv. ijzer(II)-zouten of sulfides die vanuit diepere lagen omhoog diffunderen en b) biochemische oxidatie van organisch materiaal door bacteriën die op en in het dunne aerobe grenslaagje huizen. Hun voedsel bestaat uit ter plaatse aanwezig organisch materiaal en voorts uit omhoog diffunderend organisch materiaal, bijv. tu senproducten van gistingsprocessen zoals vetzuren. Ook kan bij de biochemische processen aan nitrificatie van ammonium zouten worden gedacht. Daar nu tijdens meting het 'zuurstoffront' zich geleidelijk

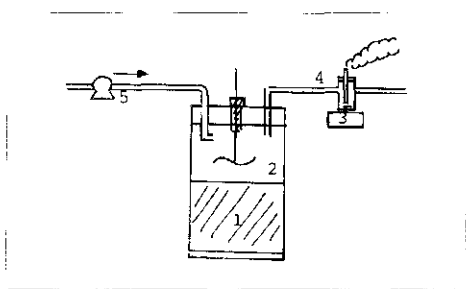
terugtrekt naar het water-sediment grensvlak zal de aanvoer door diffusie van bijv. sulfiden en vetzuren onvoldoende zijn om deze stoffen nog in dezelfde mate in de zuurstof bevattende zone te brengen; m.a.w. er treedt een daling op in het zuurstofverbruik. Uit deze beschouwing kan vanzelfsprekend ook niet worden geconcludeerd dat het zuurstofverbruik onafhankelijk is van de zuurstofconcentratie.

Hoewel dus deze meetmethode zeer eenvoudig is, is de interpretatie en de onderlinge vergelijkbaarheid van meetresultaten bijzonder moeilijk. Wel is het mogelijk bijv. de beginsnelheid te vergelijken voor sedimenten die geruime tijd in contact zijn geweest met water waarin de zuurstofconcentratie constant werd gehouden. Op deze wijze is het ook mogelijk geweest om de daling in het zuurstofverbruik van de sedimenten in de Bornse beek ondubbelzinnig vast te stellen nadat de genoemde zuiveringsinstallatie in Hengelo in gebruik kwam.

Voor een nauwkeurige meting is het nodig een correctie aan te brengen voor het eigen zuurstof gebruik van het bovenstaande water.

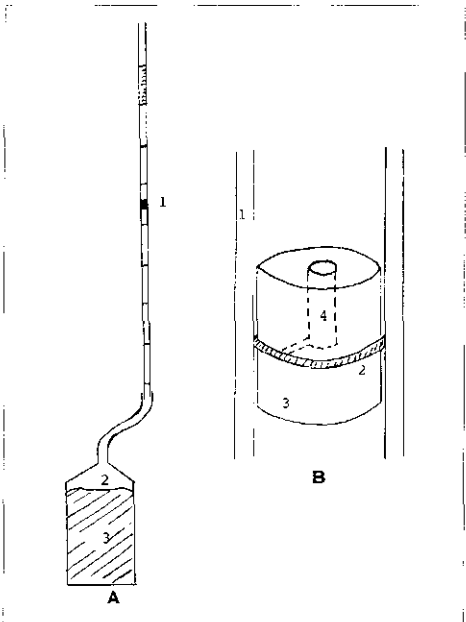
Een technisch wat moeilijker methode, maar met beter bruikbare uitkomsten, is de meting onder stationaire zuurstofcondities. Deze condities kunnen in het laboratorium bereikt worden door continu het bovenstaande water te verversen met zuurstofvrij water: zie afb. 3. Na instelling van het evenwicht — waarvoor men een lange tijd moet wachten — is uit het debiet en de concentratiedaling in het water het zuurstofverbruik te berekenen. Door het debiet te verhogen en te verlagen kan men naar wens de zuurstofconcentratie instellen en de consumptie als functie van deze concentratie meten. Een grote praktische moeilijkheid is dat zich ook bacteriën gaan afzetten in de leidingen, op de reactorwanden en op de zuurstofelectrode waarvoor het moeilijk corrigeren is. Mede daardoor de nauwkeurigheid beperkt maar de resultaten duiden er op dat bij niet al te lage zuurstofconcentraties de opnamesnelheid inderdaad weinig afhankelijk is van deze concentratie (tabel 1).

Voor beide aangegeven meettechnieken geldt dat in het bovenstaande water geroerd moet worden.



Afb. 3 - Meetopstelling voor bepaling van de zuurstofconsumptie van een sediment onder stationaire omstandigheden.

- 1. ongestoorde sedimentkolom. 2. bovenstaande water. 3. magnetische roerder. 4. meetcel met zuurstofelectrode. 5. aanvoerleiding met pompje voor zuurstofrijk water.



Afb. 4 a Meetopstelling voor bepaling van de gasproductiesnelheid; 1. buret met zuiger. 2. gistingsgas. 3. sediment-suspensie.

- b Detail zuiger: 1. glaswand buret. 2. kwik ring. 3. kunststof zuiger. 4. reservoir voor kwik.

De zuurstofopnamesnelheid blijkt weinig afhankelijk te zijn van de roersnelheid zolang er geen materiaal opgewerveld wordt; zodra dit plaats vindt neemt het zuurstofgebruik zeer sterk toe (zie opmerking bij afb. 1.).

BOD-afgifte door het sediment

Verwacht kan worden dat de afgifte van or-

ganisch materiaal en gereduceerde N-verbindingen sterk zal worden beïnvloed door de zuurstofconcentratie. Onder aerobe condities vindt een belangrijke oxidatie in de grenslaag van het sediment plaats, is zuurstof afwezig dan is bij wijze van spreken het deksel van de pan.

Meting onder aerobe condities kan gebeuren met de opstelling van afb. 3 door de BOD, COD of TOC van het verdrongen water te meten. Daar de BOD afgifte minder dan 10 % van de zuurstofopname bleek te zijn, werden de gemeten concentraties uitermate laag. De nauwkeurigheid kan nu worden opgevoerd door geen waterverversing toe te passen; door verwijdering van het deksel treedt voldoende zuurstof toe om het water voortdurend aerob te houden. Er stelt zich na verloop van tijd een evenwicht in, waarbij per tijdseenheid evenveel BOD aan het bovenstaande water wordt toegevoerd als er in het water wordt afgebroken. Dit laatste is afzonderlijk te meten. Zoals gesteld bleek deze BOD afgifte verwaarloosbaar t.o.v. de O₂-opname (≤ 10 %).

De BOD (TOC, COD) afgifte onder anaerobe omstandigheden kan ook gemeten worden door sediment geruime tijd in contact te brengen met zuurstofloos water dat langzaam wordt geroerd. Het blijkt dat de BOD afgifte 2 à 3 maal zo hoog is als onder aerobe omstandigheden en voor een belangrijk deel uit NBOD bestaat. Deze BOD afgifte is in grootte orde dus ongeveer 25 % van de zuurstofopname onder aerobe condities.

Ook deze BOD afgifte bleek bij het verouderen van het sediment geleidelijk te dalen: ongeveer een factor 3 in 150 dagen.

Afgifte van nutriënten door het sediment

Zoals in het voorgaande gesteld is de afgifte van ammonium een belangrijke component in de totale BOD-afgifte; vooral tijdens korte anaerobe perioden in overigens aerob water overheerst de NBOD de CBOD.

De afgifte van fosfaat verandert dramatisch met de zuurstofconcentratie: werden onder aerobe omstandigheden waarden van 1-4 mg P/m², dag gevonden, kort na het bereiken van anaerobe condities stegen deze tot waarden van 20-50 mg P/m², dag. Hoewel geen ijzer analyses werden verricht, bestaat het vermoeden dat reductie van ijzer-III-hydroxy-fosfaat complexen hierin een rol speelt.

Anaerobe gistingssnelheid

Een interessante mogelijkheid om de afnemende activiteit van verouderend sediment te onderzoeken is de meting van de gistingssnelheid en de afname daarvan.

TABEL 1 - Zuurstofopname door sediment als functie van de zuurstofconcentratie. De twee metingen in hetzelfde monster zijn steeds 6 dagen na elkaar uitgevoerd in de aangegeven volgorde.

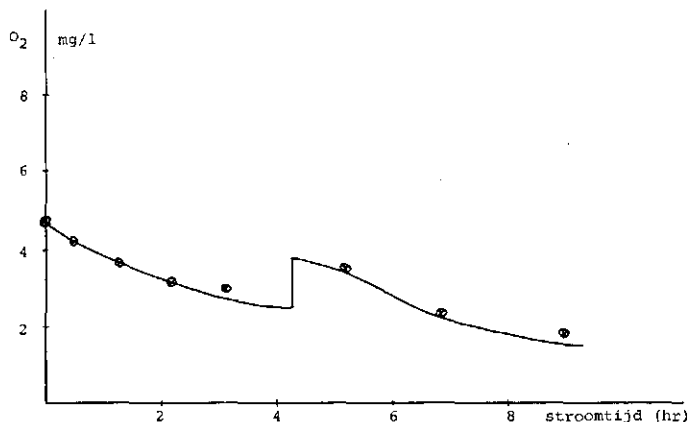
	monster																	
	1			2			3			4			5			6		
zuurstofconcentratie (mg/l)	1,8	3,3	4,3	1,7	5,5	3,4	5,9	3,4	4,0	2,3	3,6	4,7						
zuurstofconsumptie (mg/m ² , hr)	40	46	38	36	22	17	11	14	19	21	22	13						

Vooraf voor zanderige sedimenten is de totale gasproductie per volume-eenheid vrij gering en is een gevoelige en precieze meting van de volumina en concentraties geproduceerd gas van belang. Hiervoor werd gebruik gemaakt van een wrijvingsloze zuiger in een nauwkeurig-cilindrische buret (afb. 4). De kunststof zuiger bevat een centrale uitsparing met kwik dat door nauwe kanaaltjes in verbinding staat met een 'O-ring' van kwik in een uitsparing rondom de zuiger. De kwikring sluit de zuiger hermetisch en zonder wrijving af. De oppervlaktespanning van het kwik voorkomt het wegvloeiën uit de ring indien de tussenruimte tussen zuiger en glaswand voldoende nauw is.

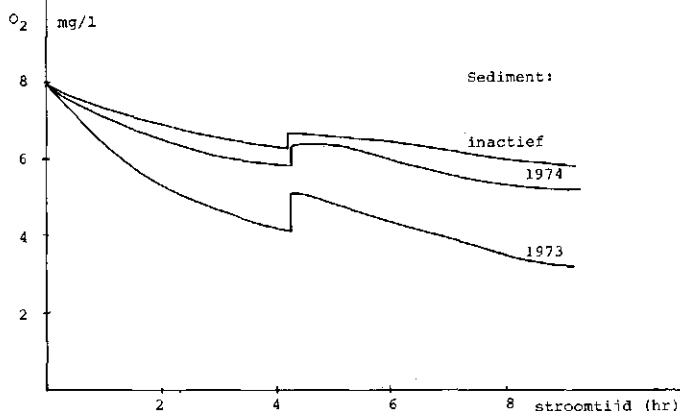
Door het sediment te suspenderen in water voorkomt men het onregelmatige vrijkomen van gistingsgas zoals dat in ongestoorde sedimentkolommen plaats vindt. Doorleiden van stikstof voor de meting voorkomt lange aanlooptijden voor het bereiken van anaerobe omstandigheden. Met gaschromatografie of andere analysemethoden kan de gassamenstelling worden bepaald. Als karakteristiek voor de activiteit van het sediment is de methaan-productiesnelheid gekozen. Over een periode van 75 dagen nam de CH_4 produktie door 288 cm^3 gesuspenderd sediment uit de Bornse beek af van 1,7 ml/dag tot 0,4 ml/dag. Deze afname werd op het laboratorium gemeten; dus bij een aanzienlijk hogere temperatuur dan in de natuur en kan dus niet zonder meer worden geëxtrapoleerd naar het veld.

Invloed van het sediment op de waterkwaliteit

Bij een intensieve bemonstering van de Bornse beek in augustus 1974 werden BOD en O_2 profielen gemeten en gereconstrueerd met behulp van een simulatiemodel. De BOD in de beek was nog vrij hoog doordat de zuiveringsinstallatie van Enschede-West nog onvoldoende capaciteit heeft. In het simulatiemodel werd de verandering van de zuurstofconcentratie berekend in een 'prop' water die stroomafwaarts werd gevolgd. Voorafgaand was vastgesteld dat de concentraties en afvoeren zo langzaam in de tijd veranderen, dat dispersie verwaarloosd kon worden en de beek dus inderdaad als een propstroomreactor kon worden benaderd. Wel varieerde de diepte en breedte van de beek, waardoor de stroomsnelheid veranderde en dus geen lineair verband bestond tussen plaats- (afgelegde weg) en tijd-coördinaat. Ook moest het rekenprogramma rekening houden met verdunningseffekten van zijbeken. Als zuurstofverbruikstermen werden ingevoerd de BOD reactie in het water inclusief de afgifte door het sediment en



Afb. 5 - Gesimuleerde (—) en gemeten (\oplus) zuurstofconcentraties in de Bornse Beek; augustus 1974. $L_0 = 48 \text{ mg/l}$, $D_0 = 4,3 \text{ mg/l}$.



Afb. 6 - Gesimuleerde zuurstofprofielen bij verschillende activiteiten van het beeksediment en lozing van gezuiverd afvalwater. $L_0 = 20 \text{ mg/l}$, $D_0 = 1 \text{ mg/l}$.

de O_2 -opname door het sediment, terwijl door reaeratie weer aanvulling van zuurstof optrad.

Het model toonde de grootste gevoeligheid voor variaties in de reaeratie-constante. Afb. 5 geeft het gesimuleerde zuurstofprofiel en de gevonden meetwaarden. De goede overeenstemming is gedeeltelijk schijn doordat in verband met onzekerheid in enkele BOD gegevens een zekere mate van curve-fitting is toegepast. Hierdoor zijn extrapolaties met het model minder betrouwbaar.

Om een indruk te geven van de rol van het sediment zijn in afb. 6 de zuurstofprofielen weergegeven zoals die bij een inactief sediment zouden zijn en voor een sediment met een 5 maal zo hoge activiteit, waarbij de begincondities (BOD, O_2) gekozen zijn in overeenstemming met verwachtingen gebaseerd op het saneringsplan. Duidelijk blijkt de relatief grote invloed van het sediment. Op grond van de waargenomen

afname in biologische activiteit van het sediment zowel in termen van O_2 opname als BOD afgifte, mag verwacht worden dat de nadelige invloed van het sediment op de zuurstofhuishouding binnen twee jaren vrijwel verwaarloosbaar wordt indien intussen geen belangrijke aanvulling plaats vindt door regenoverstorten.

Literatuurverwijziging

- O'Connor, D. J.; Dobbins, W. E.: Mechanism of reaeration in natural streams. Trans. Amer. Soc. Civil Engrs. 123 641-684 (1958).
James, A.: The measurement of benthic respiration. Department of Civil Engineering; University of Newcastle upon Tyne (1974).
Fillos, J.; Molof, A.: Effect of benthic deposits on oxygen and nutrient economy of flowing waters. Journ. Water Poll. Contr. Fed. 44 644-66 (1972).

