

Biorotoren

Voordracht gehouden tijdens het NVA-NBV-symposium 'Immobilisatie en afvalwaterbehandeling', gehouden op 2 april 1987 te Rotterdam.

Toepassingsmogelijkheden

De biorotor is in wezen één van de uitvoeringsvormen, waarin de biologische afvalwaterreiniging wordt gerealiseerd. De overeenkomst met de overige, op dit symposium behandelde systemen is de aanwezigheid van dragermateriaal, waarop de micro-organismen zich vasthechten en dat in contact wordt gebracht met afvalwater en, bij aërobe processen, met (lucht)zuurstof. Het verschil met de andere geïmmobiliseerde systemen wordt duidelijk als het contact met afvalwater c.q. zuurstof wordt beschouwd.



I.R. T. W. M. Wouda
Gemeenschappelijke Techno-
logische Dienst Oost-Brabant
Boxtel

De biorotor wentelt door het afvalwater en brengt de micro-organismen afwisselend in contact met lucht en water. Bij oxydatiebedden wordt water over de pakking gespreid en vindt zuurstofcontact plaats door natuurlijke of geforceerde ventilatie. Bij gefluidiseerde (aërobe) systemen vindt contact plaats door geforceerde stroming en zuurstofinbreng door luchtinblazing (drie-fasenreactor) c.q. door zuurstofverzadiging van het water in een circulatiestroom (twee-fasenreactor). Bij de sponsvormige materialen is de beluchting verantwoordelijk voor het vloeistof- en luchtcontact.

Een belangrijk verschil tussen biorotoren en de in het algemeen toegepaste actief-slibsystemen vormt de regeling van de



Afb. 2 - Overzicht biorotoren op de rwzi Boxtel.

hoeveelheid biomassa, die afgestemd moet worden op de aangevoerde belasting. Bij actief-slibsystemen gebeurt dit door een slibcirculatie vanuit de bezinktank. Bij biorotoren verlaat slechts het surplus aan slib het systeem om via de bezinktank te worden afgescheiden. Omdat dit slib in het algemeen uitstekende bezinkeigenschappen bezit, is hiermee één van de grote voordelen van biologische zuivering met biorotoren ten opzichte van actief-slibsystemen aangegeven: de bezinktanks kunnen kleiner zijn en gevaar voor sliboverstort is niet aanwezig. Door de zelfregulerende werking van de biorotoren is

toepassing met name voor kleinschalige toepassing aantrekkelijk, ook al omdat schaalverkleining geen procestechnische problemen oplevert.

Op verschillende plaatsen in ons gebied wordt kleinschalige biologische zuivering van huishoudelijk afvalwater met biorotoren, voorafgegaan door een septictank, toegepast. Het betreft capaciteiten van enkele tientallen i.e.'s (afb. 1).

Ook voor grootschalige toepassing lenen biorotoren zich. Voor de uitbreiding van de rwzi Boxtel zijn biorotoren toegepast: 4 rotoren van ruim 6 meter lengte en 3,5 m diameter voor (gedeeltelijke) voorzuivering en 8 rotoren van 6 meter lengte en 4,0 m diameter voor nazuivering en nitrificatie (afb. 2).

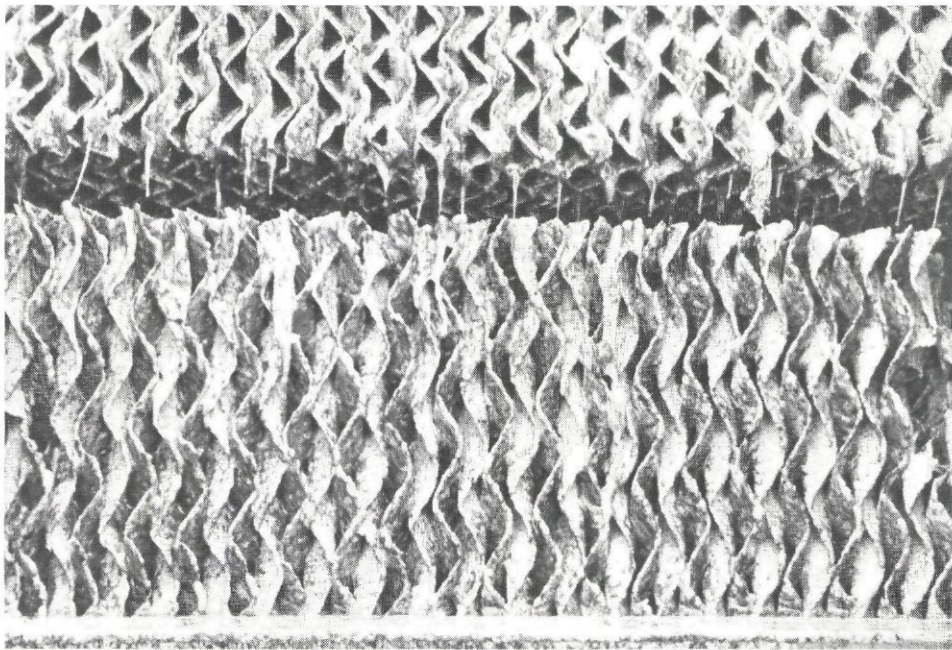
Naast toepassing op huishoudelijk afvalwater is behandeling van industrieel afvalwater mogelijk. Naast aërobe processen als organische koolstofverwijdering en nitrificatie zijn toepassingen als denitrificatie en anaërobe afbraakprocessen eveneens met succes toegepast.

Dimensionering

Voordat afvalwater door biorotoren wordt geleid is het eerst een grof-vuil-rooster gepasseerd en daarna een voorbezinktank of zeefbocht. Afhankelijk van de gewenste prestaties wordt de uitvoering in één- of meertrapsconfiguratie uitgevoerd. Omdat alle gehanteerde modellen voor kinetiek een invloed van de bulkconcentratie op het verwijderingsrendement hanteren is het vanuit technologisch uitgangspunt verstandig om van meertrapsystemen uit te gaan. In iedere trap kan zich hierdoor een

Afb. 1 - Kleinschalige biologische zuivering met biorotoren.





Afb. 3 - Begroeiing biorotoren van de eerste trap. De witte/zilverachtige kleur wordt veroorzaakt door sulfide-oxyderende micro-organismen die zwavel opslaan (onder andere *Beggiatoa*).

voor die trap optimale selectie aan micro-organismen ontwikkelen. Vooral voor nitrificerende bacteriën, welke door aanwezigheid van organische koolstofverbindingen worden geremd, is dit van belang.

Bij de modelvorming is in de literatuur een breed scala aan modellen te vinden. Voor praktische benadering worden vaak regressie-analyses van resultaten toegepast, welke verwijdering voorspellen aan de hand van een functie volgens een algemene vorm:

$$\text{verwijdering} = K \cdot A^a \cdot B^b \cdot C^c$$

De fundamentele aanpak is anders:

- voor de groei van micro-organismen op substraat (uitgedrukt in BZV-concentratie) wordt veelal de Monod-kinetiek gehanteerd;
- naast de kinetiek speelt bij biorotoren ook het massatransport van bulk naar de biofilm-laag een rol; daarbij kan limitering van substraat of zuurstof optreden.

Harremoës [1, 2] stelt op basis van modelvorming en toetsing van praktijkresultaten een model voor, waarbij de verwijderings-snelheid evenredig is met de BZV-concentratie tot de macht 0,5

$$R = \alpha \cdot \sqrt{S_e}$$

R = verwijderings-snelheid $\text{g BZV} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

S_e = BZV-concentratie reactor-inhoud $\text{g BZV} \cdot \text{m}^{-3}$

α = reactiesnelheidsconstante $\text{g BZV}^{0,5} \cdot \text{m}^{-0,5} \cdot \text{d}^{-1}$

Voor belastingen boven $20 \text{ g BZV} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (per trap) blijkt $\alpha \approx 2,3$. Bij lagere belastingen neemt α in evenredigheid af [3].

Hoewel systeemparemeters en afvalwater-samenstelling van invloed zijn op α zijn kwalitatieve beschrijvingen en voorspellingen met behulp van deze 'macro-kinetische' modelvorming mogelijk.

Voor 'volledige' BZV-verwijdering – rendement circa 95% of hoger – wordt een drie- of viertrapsuitvoering toegepast. De overall-BZV-belasting is in het algemeen $< 10 \text{ g BZV} \cdot \text{m}^{-2}$. Daarbij is de belasting van de eerste trap relatief hoog (< 15 à 20), die van de laatste laag (< 4).

Nitrificatie treedt op als aan de voorwaarde is voldaan, dat organische koolstofverbindingen in het afvalwater zijn omgezet. De autotrofe, nitrificerende bacteriën worden anders geremd in hun levensprocessen.

In voorgaand onderzoek is een empirische relatie aangegeven tussen te verwachten stikstofverwijdering in relatie tot de stikstofbelasting [4]:

$$V = B - 0,125 \cdot B^{1,56} \cdot \tau^{-0,23}$$

V = verwijderings-snelheid $\text{g N-NH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
 B = belasting $\text{g N-NH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
 τ = hydraulische verblijftijd h

Daarbij gelden randvoorwaarden met betrekking tot het, uit de voorbehandeling resterende, BZV-gehalte. Eerst bij hoge $\text{N-NH}_4/\text{BZV}$ -verhoudingen zijn deze relaties geldig.

Praktijkresultaten

Elektro-mechanisch functioneren

De constructie van biorotoren is, afhankelijk van grootte en fabrikant, zeer uiteenlopend.

De eerder genoemde biorotoren voor kleinschalige toepassing zijn uitgerust als cilindervormige korven, volgestopt met vulmateriaal met een groot aanhechtingsoppervlak per m^3 inhoud (= specifiek oppervlak in $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$). De aandrijving geschiedt door een motorreductor, die rechtstreeks op de as is geplaatst. Dit voorkomt mogelijke problemen met slijtage van kettingen of tandradoverbrenging. Het pakkingmateriaal dient bestand te zijn tegen mechanische belastingen en tegen veroudering. Eén installatie is thans bijna twee jaar in bedrijf, de andere ruim een jaar. Storingen van elektro-mechanische aard zijn daarbij weinig of niet voorgekomen. Bij extreme koude moet gelet worden op eventuele kans op ijsvorming op bezinktanks of pakkingmateriaal. In het algemeen is een beschutting of isolatie dan voldoende. De algemene conclusie is, dat het elektro-mechanisch functioneren goed is geweest. Bij de biorotoren in Bostel zijn storingen opgetreden. Zonder al te uitpuutend op deze problemen in te gaan – dit past niet geheel in het thema van dit symposium – wil ik enkele zaken noemen.

- Er zijn problemen geweest met twee motorreductoren. Dit viel binnen de garantietermijn en werd opgelost.
- Enkele rotoren vertoonden na verloop van tijd onbalans, waarschijnlijk mede als gevolg van tijdelijke stilstand bij reparaties. Hierdoor was het niet mogelijk de hoogtoerenstand in te stellen, waarbij meer zuurstofinbreng kan plaatsvinden.
- Veel rotoren hebben last gehad van loszittende pakketten. Hoewel dit in aanvang normaal is, zijn er tot op de dag van vandaag nog steeds pakketten die losraken. Naar onze mening betreft het hier een constructiefout.

Micro-biologie

Bij een goed functionerende biomassa voor BZV-afbraak is een licht grijze kleur waar te nemen van de circa 1 tot 2 mm filmlaag. In aanvang was dat ook het beeld op de eerste trap. Voor een belangrijk deel wordt thans echter het visuele beeld bepaald door een zilverkleurige sliblaag, terwijl hieronder een zwarte laag schuilgaat (afb. 3). Microscopisch onderzoek heeft de aanwezigheid van *Beggiatoa*-bacteriën en in wat mindere mate *Thiotrix* aangetoond. Beide soorten micro-organismen oxyderen sulfide tot sulfaat, waarbij ze als tussenproduct elementair zwavel in de vorm van bolletjes opslaan. Dit veroorzaakt de zilverachtige kleur. Omdat deze bacteriën de BZV-verwijderende bacteriën verdringen, verkleinen ze het voor BZV-afbraak beschikbare oppervlak en verminderen de prestaties. Het vóórkomen van een zwarte onderlaag duidt op zuurstoflimitering in de filmlaag, nabij de wand.

In de beginfase, vlak na het opstarten, was de filmlaag dun, vaak nauwelijks waarneembaar met het oog, terwijl goede BZV-afbraak werd vastgesteld. De huidige situatie toont veel meer biomassa met gelijke, soms mindere prestaties.

In andere voordrachten is de hechting van bacteriën besproken; ik wil hier aandacht vragen voor kennis met betrekking tot onthechting van biomassa. Als ik mij niet vergis is deze vraag niet alleen relevant voor biorotoren. Meer kennis met betrekking tot (ont)hechting kan tot optimalere prestaties leiden.

De samenstelling van de biomassa op de rotoren van de tweede trap is duidelijk verschillend met die van de eerste trap. De kleur is donkergrijs en bij nitrificatie wordt deze kleur bronskleurig. Onder invloed van temperatuur en prestaties van de eerste trap is dit beeld ook waarneembaar in de situatie te Bostel. In het slib van de tweede trap wordt, zij het in mindere mate, ook *Beggiatoa* en *Thiotrix* vastgesteld.

Technologische resultaten

De prestaties van de kleinschalige biorotoren zijn enkele malen gemeten. In de tabel is een overzicht van vier meetseries gegeven. De biorotor-installatie is drietraps.

TABEL – Belasting en verwijdering van BZV en N-Kj met biorotoren.

Datum	Debiet m ³ ·d	BZV in mg·l ⁻¹	B g BZV m ⁻² ·d ⁻¹	BZV uit mg·l ⁻¹	Verw. BZV %	N-Kj in mg·l ⁻¹	N-Kj uit mg·l ⁻¹	Verw. N-Kj %
09-09-86	10	107	2,1	3,5	97	55	4,9	91
12-11-86	10	216	4,3	6,5	97	87	24	72
09-12-86	10	318	6,4	29	91	120	74	38
26-01-87	10	302	6,0	20	93	120	45	62

Uit deze gegevens kunnen enkele conclusies worden getrokken:

– in beginsel is iedere gewenste effluent-kwaliteit bereikbaar, mits de belasting in overeenstemming is met de ontwerp-uitgangspunten; deze installaties garanderen een effluentkwaliteit van BZV < 20 mg/l bij BZV-belastingen < 5 g BZV·m⁻²·d⁻¹ en watertemperatuur boven 10 °C;

– de stikstofverwijdering is hoog als de belasting laag genoeg is; de lager wordende omzet aan N-verbindingen is hier echter waarschijnlijk meer door de seizoens-invloeden (temperatuurdaling) te verklaren dan door belasting.

Alvorens de prestaties van de biorotoren in Bostel toe te lichten wil ik eerst een overzicht van de verschillende onderdelen van de inrichting geven. De huidige inrichting Bostel (90.000 i.e.) is uitgevoerd als twee-traps-inrichting (afb. 4).

De eerste trap bestaat uit drie gelijkbelaste parallelle takken; twee oxydatiebedden voorafgegaan door een clarigester en gevolgd door tussenbezinktank en één sectie met 4 biorotoren voorafgegaan door een voor-bezinktank. Vervolgens worden de drie deelstromen samengevoegd en door de tweede trap met 8 biorotoren geleid. In de

tweede trap vindt nazuivering voor BZV plaats en nitrificatie.

Sedert de ingebruikname in oktober 1985 wordt de inrichting regelmatig bemonsterd, in het algemeen eens per week. Hoewel veel metingen door bijzondere omstandigheden niet steeds bruikbaar zijn is er veel feiten-materiaal beschikbaar.

In onderstaand overzicht is een aantal meet-resultaten weergegeven voor de periode van 10 juli 1986 tot en met het eind van dat jaar (afb. 5).

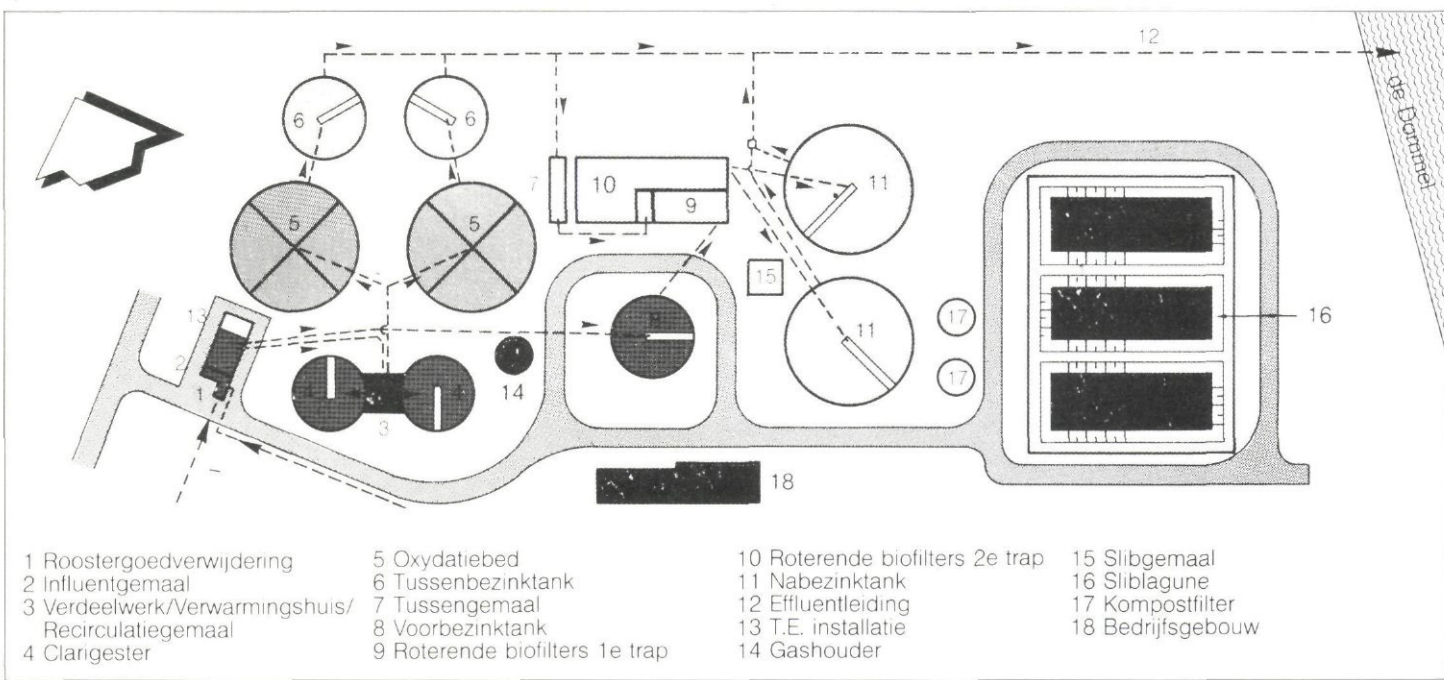
De gemiddelde BZV-belasting op de vier rotoren van de eerste trap was 23 g BZV·m⁻²·d⁻¹. De omzetting was ge-middeld 67%. Hoewel deze prestatie niet als onvoldoende wordt beschouwd, bestaat op basis van de micro-biologische waarnemingen de indruk dat betere prestaties mogelijk zijn.

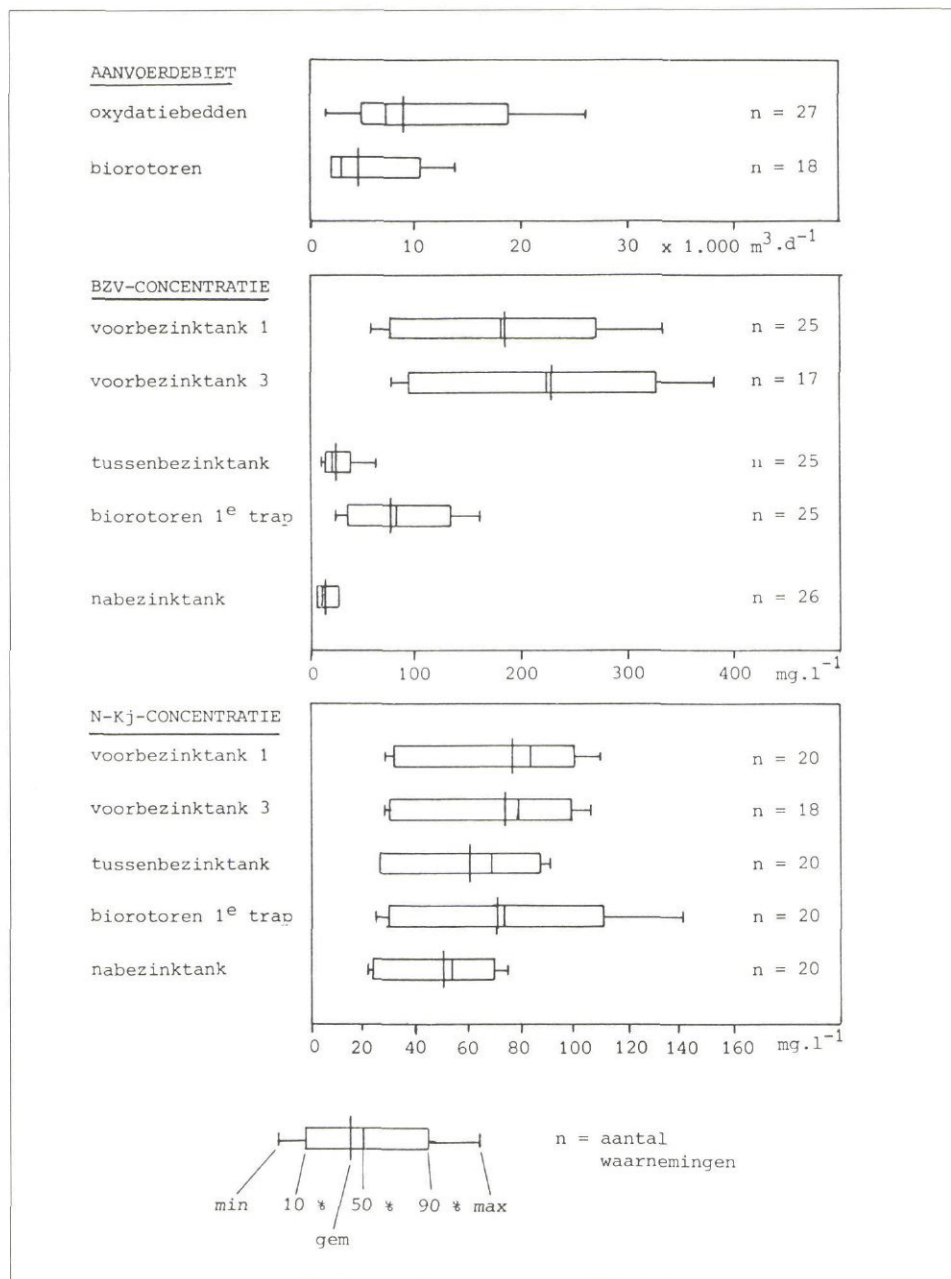
De samengestelde toevoer (2/3 oxydatie-bedden en 1/3 biotoren) naar de tweede trap biotoren bevat een BZV-concentratie van circa 40 mg BZV·l⁻¹ en N-Kj-concentratie van circa 63 mg N·l⁻¹. Het effluent bevat gemiddeld 13 respectie-velijk 50 mg/l⁻¹. Daarmee is de gemiddelde omzetting in de tweede trap voor BZV = 68% en voor N-Kj = 21%.

Met name deze laatste prestatie wordt als tegenvallend beschouwd, omdat de ver-wijdering voor stikstof omgerekend slechts circa 0,7 g N·m⁻²·d⁻¹ bedraagt.

De oorzaak hiervoor wordt in eerste instantie gezocht bij de prestaties van de eerste trap, waardoor de BZV-concentratie van de toevoer naar de tweede trap vooralsnog te hoog blijft en daarmee de N/BZV-verhouding te laag om betere omzetting mogelijk te maken. De praktijkresultaten hebben sterk

Afb. 4 - Schema van de rwzi Bostel na uitbreiding met biorotoren (totale capaciteit 90.000 i.e.).





Afb. 5 - Overzicht meetresultaten eerste en tweede trap van de rwzi Bostel.

benadrukt, dat met betrekking tot stikstof-omzetting de verhouding tussen N- en BZV-gehalte van belang is: toepassing van de in eerder onderzoek gevonden relatie wordt begrensd door de maximaal mogelijke omzetting, die bepaald wordt door deze verhouding. Hoewel deze beperking in het voornoemde artikel in een van de afbeeldingen is aangegeven, is het goed de samenhang van deze relatie met de randvoorwaarden aan te geven.

Om de prestaties met betrekking tot de tweede trap te verbeteren, wordt gedacht aan maatregelen om de verwijdering in de eerste trap biorotoren op te voeren. Hierbij wordt thans gedacht aan ijzerdosering in de voorbezinktank voor de eerste biorotortrap. Hierdoor wordt sulfide gebonden en afge-

scheiden, waardoor groei van *Beggiatoa* wordt verminderd. Tevens wordt via uitvlokking de BZV-verwijdering in de voorbezinktank verhoogd. Dit resulteert in lagere belasting op de biorotoren, hogere verwijdering en daarmee lagere BZV-concentraties, voor de tweede trap.

Samenvatting

De biorotor is een voorbeeld van toepassing van geïmmobiliseerde micro-organismen bij de afvalwaterreiniging. Uitvoering vindt plaats bij kleinschalige toepassing voor enkele tientallen inwonerequivalenten tot grootschalige toepassing voor tienduizenden inwonerequivalenten. De praktijkresultaten bij kleinschalige toepassing zijn, bij juiste dimensionering, naar verwachting. Problemen

van ernstige aard treden niet op.

De biorotoren in Bostel functioneren niet optimaal. Mechanische storingen zijn opgetreden en nog niet volledig onder controle. De begroeiing van de eerste trap toont aan, dat het afvalwater sulfide bevat, waardoor *Beggiatoa*-ontwikkeling kan plaatsvinden. Dit beïnvloedt de prestaties. De tweede trap nitrificeert onvoldoende, waarschijnlijk doordat de stikstof/BZV-verhouding te laag is in de afloop van de eerste trap. Voor verbetering van deze situatie wordt gedacht aan ijzerdosering op de voorbezinktank, waardoor hogere BZV-verwijdering en sulfide-neerslag wordt verkregen.

Literatuur

1. Harremoës, P. (1978). *Biofilm kinetics*. Water Pollution Microbiology, Vol. 2, Wiley Intersc.
2. Harremoës, P. (1983). *The application of biofilm kinetics to RBC*. Proc. RBC-Seminar, oktober 1983 in Fellbach, Germany, EWPCA.
3. Wijnhuizen, E. et al (1983). *Globale ontwerpgrondslagen van biorotoren voor rwzi's*. H₂O (16) 1983, p. 470-473.
4. Wouda, T. W. M. (1982). *Stikstofverwijdering met biorotoren*. H₂O (15) 1982, p. 595-600.

Waarom hechten micro-organismen?

• Vervolg van pagina 374

de hechting of vlokking. Pyrofosfaat, EDTA en andere chelaatvormers nemen deze ionen juist weg en veroorzaken het in suspensie gaan van cellen. Stoffen als zeep en dergelijke maken een oppervlak hydrofieler hetgeen eveneens in een verminderde adhesie resulteert.

Zolang onze kennis met betrekking tot het regulatiemechanisme van de permanente hechting in belangrijke mate gebaseerd is op empirische gegevens (die hier niet besproken zijn), blijft de kolloïd/chemische benadering van de bacteriële adhesie het enige instrument voor de kwantitatieve voorspelling van het immobilisatiegedrag van bepaalde micro-organismen.

Literatuur

- Ellwood, D. C., Keevil, C. W., Marsh, P. D., Brown, C. M. and Wardell, J. N. (1982). *Surface-associated growth*. Phil. Trans. R. Soc. London B. 297: 517-532.
- Fletcher, M. and Marshall, K. C. (1982). *Are solid surfaces of ecological significance to aquatic bacteria?* Adv. in Microbial Ecology 6: 199-230.
- Heukelekian, H. and Heller, A. (1940). *Relation between food concentration and surface for bacterial growth*. J. Bact. 40: 547-558.
- Loosdrecht, M. C. M. van, Lijklema, J., Norde, W., Schraa, G. and Zehnder, A. J. B. (1987a). *The role of bacterial cell wall hydrophobicity in adhesion*. Appl. Env. Microb. Submitted.
- Loosdrecht, M. C. M. van, Lijklema, J., Norde, W., Schraa, G. and Zehnder, A. J. B. (1987b). *Electrophoretic mobility and hydrophobicity as a measure to predict the initial steps of bacterial adhesion*. Appl. Env. Microb. Submitted.
- Marshall, K. C. (1976). *Interfaces in Microbial Ecology*. Harvard UP.
- Rutter, P. R. and Vincent, B. (1984). *Physicochemical interactions of the substratum, micro-organisms, and the fluid phase*. In: Microbial adhesion and aggregation pp 21-38. ed.: K. C. Marshall. Springer Verlag Berlin.