Globale ontwerpgrondslagen van biorotoren voor rwzi's

Inleiding

Biorotoren kunnen worden omschreven als langzaam in afvalwater ronddraaiende walsen, welke voor bijna de helft zijn ondergedompeld en waarop de microorganismen zijn gehecht die de oxidatieve biologische afbraak van verontreinigingen in het afvalwater teweeg brengen.
De werking van biorotoren berust op het principe dat boven water het slib de voor de afbraak benodigde zuurstof opneemt en onder water substraat in de vorm van opgeloste en gesuspendeerde verontreinigingen.

IR. E. WIJLHUIZEN
Destijds student vakgroep Gezondheidstechniek TH Delft
thans werkzaam bij CCDB, Bangladesh

IR. C. NELISSEN
DSBV ingenieurs en architecten raadgevend bureau Van der Wolf

Om een zo groot mogelijk oppervlak voor het aangehechte slib te creëren worden biorotoren uitgevoerd als een groot aantal schijven die naast elkaar op een as zijn gemonteerd (zgn. dompelschijven) of bestaan de rotoren uit pakketten van kunststof met een cellenstructuur ter verkrijging van een nog groter specifiek oppervlak.
Vanwege het relatief lage energiegebruik, het geringe ruimtebeslag en de eenvoudige bedrijfsvoering (weinig onderhoud, geen beluchtingsinstallatie en geen retourstromen) is er sprake van een hernieuwde belangstelling voor dit reeds aan het begin van deze eeuw geïntroduceerde zuiveringssysteem. In dit tijdschrift is onlangs gepubliceerd over proeven met biorotoren voor uitbreiding van een bestaande rwzi [Wouda, 1982], voor nabehandeling van effluent uit anaërobe reactoren [Woelders, 1982], voor zuivering van het op de luchthaven Schiphol geproduceerde afvalwater [Oldenkamp, 1982] en ter verwijdering van fenolen uit industrieel afvalwater [Falkenback, 1983]. In deze artikelen is tevens aandacht besteed aan de technische uitvoering en de specifieke eigenschappen van biorotoren.
Vooral in West-Duitsland, de Scandinavische landen en in de Verenigde Staten worden al geruime tijd biorotoren bij de zuivering van huishoudelijk afvalwater gebruikt.
In Nederland zijn hiervoor nog nauwelijks eenduidige ontwerpgrondslagen ontwikkeld, zoals voor de meer gangbare zuiveringssystemen en moet men voor een ontwerp volstaan met vaak uiteenlopende, door fabrikanten verstrekte dimensioneringsgrondslagen, of overgaan tot plaatsing van een proefinstallatie.
Het doel van deze studie was om globale ontwerpgrondslagen af te leiden aan de hand van aan de literatuur ontleende meetgegevens omtrent het functioneren van een aantal rwzi's met biorotoren. Deze ontwerpnormen zouden kunnen dienen voor bijvoorbeeld een globaal ontwerp bij haalbaarheidsstudies, ontwerp van kleinere installaties of van proefinstallaties. De ontwerpcriteria die in het navolgende aan de orde komen betreffen achtereenvolgens de BZV-verwijdering, de nitrificatie en de slibproduktie en -verwijdering in rwzi's met biorotoren.

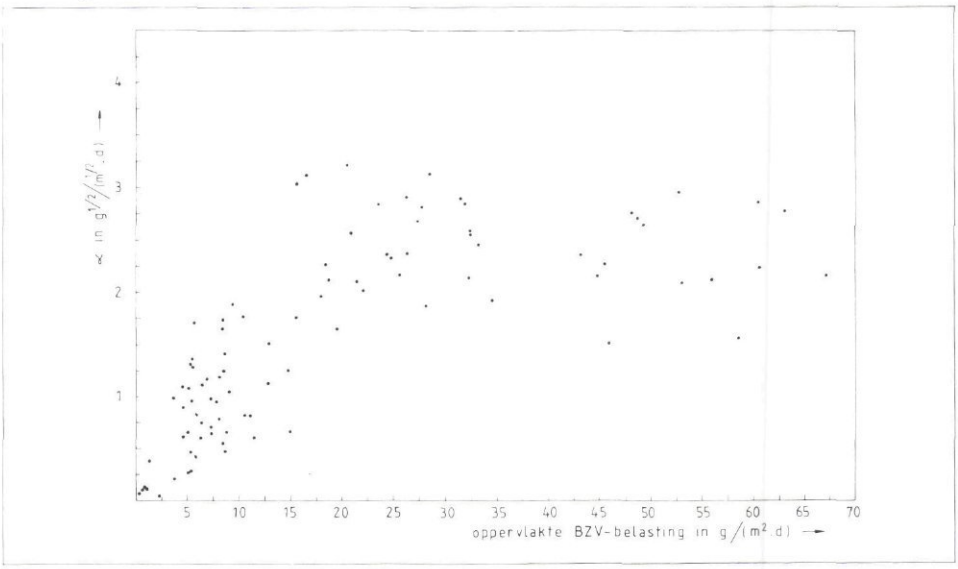
BZV-verwijdering

De BZV-verwijdering in biorotoren-installaties geschiedt gewoonlijk in meerdere trappen, elk bestaande uit een min of meer volledig gemengd compartiment met één of meer rotoren. Daar het slib is gefixeerd op een vast oppervlak, heeft elke trap een verschillende slibbelasting.
In verband met verschillende procesomstandigheden en reactiesnelheden verdient het aanbeveling elke trap van een biorotoren-installatie afzonderlijk te ontwerpen.
Voor de afleiding van ontwerpgrondslagen met betrekking tot de BZV-verwijdering door middel van biorotoren is een model ter beschrijving van de BZV-verwijdering geselecteerd, dat vervolgens aan de hand van de beschikbare meetgegevens is geijkt. Met behulp van dit model zijn dimensioneringsgrafieken opgesteld.

Selectie van een model voor BZV-verwijdering

In de literatuur is een groot aantal verschillende modellen ter beschrijving van de BZV-verwijdering in biorotoren-installaties te vinden, die variëren van eenvoudig tot complex.
Onderverdeling van modellen:
– Stationaire deterministische modellen beschrijven de BZV-verwijdering als functie van de substraat (=BZV)-concentratie in de reactor volgens de groeivergelijking van Monod of volgens massatransport-vergelijkingen voor de biofilm.
Bij gebruik van de Monod-vergelijking worden biomassa en substraat als een homogeen mengsel van stoffen beschouwd. Een mogelijke beperkende invloed van diffusie van substraat in de biofilm wordt daarmee verwaarloosd.
Bij gebruik van de eerder genoemde massatransportvergelijkingen veronderstelt men wel een beïnvloeding van de BZV-verwijdering door diffusie van substraat vanuit de vloeistof in de biofilm.
– Met de relatief complexe niet-stationaire modellen worden d.m.v. massatransport-vergelijkingen substraat- en zuurstof-concentraties in de biofilm berekend, waarbij het transport bijvoorbeeld afhankelijk is van de rotatiesnelheid van het contactoppervlak. Reactiesnelheden worden berekend als functie van concentraties van BZV en zuurstof in de biofilm.
Voor het werken met dergelijke modellen is het gebruik van een computer vereist en dient een relatief groot aantal soms moeilijk meetbare parameters te worden gecalibreerd, welke afhankelijk zijn van specifieke omstandigheden.
De toepassing lijkt onbeperkt tot optimalisatie van een ontwerp aan de hand van proefinstallatie-resultaten.
– Tenslotte zijn er nog diverse statistische modellen die de BZV-verwijdering in biorotoren-installaties beschrijven met vergelijkingen, die de uitkomst vormen van

Afb. 1 - De parameter α als functie van de oppervlakte-BZV-belasting (afgeleid aan de hand van metingen aan de eerste en tweede trap van een achttal biorotoren-installaties).



meervoudige regressie-analyses.
Bij het onderhavige onderzoek, met het doel globale ontwerpnormen af te leiden, is gekozen voor een betrekkelijk eenvoudig stationair model, dat is gebaseerd op een beperkende invloed van diffusie van substraat in de biofilm.
Twee vergelijkingen zijn mogelijk voor de beschrijving van de BZV-verwijdering door de biofilm:
a. Indien de substraatconcentratie in de biofilm, die verschilt van de concentratie in de vloeistof, van invloed wordt geacht op de reactiesnelheid, resulteert er een 1e-orde relatie tussen de snelheid van BZV-verwijdering en BZV-concentratie in de reactor [zie Harremöes, 1978]:

$$R = k_{1f} \cdot L \cdot \frac{\tanh \alpha}{\alpha} \cdot S_e \qquad (1)$$

$$\alpha = \sqrt{\frac{k_{1f} \cdot L^2}{D}} \qquad (1a)$$

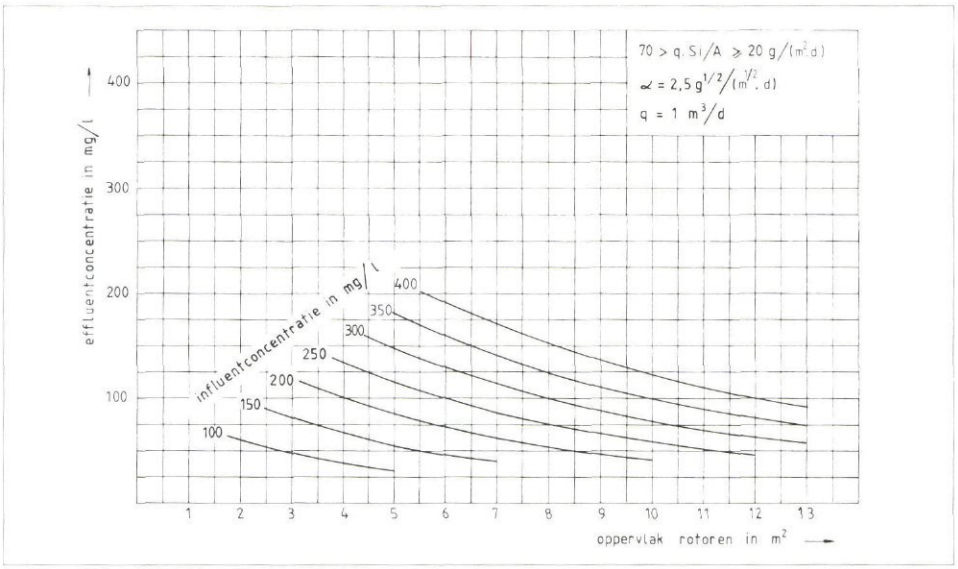
waarin:
R = oppervlakteverwijderingssnelheid biofilm ($g/(m^2 \cdot d)$)
k_{1f} = 1^e-orde reactieconstante in de film (d^{-1})
L = dikte biofilm (m)
D = diffusiecoëfficiënt (m^2/d)
S_e = BZV-concentratie in de reactor (g/m^3)

b. Bij een 0^e-orde reactiesnelheid in de biofilm (geen substraatbeperking) volgt er een $\frac{1}{2}^e$-orde verband tussen BZV-verwijderingssnelheid en BZV-concentratie in de reactor:

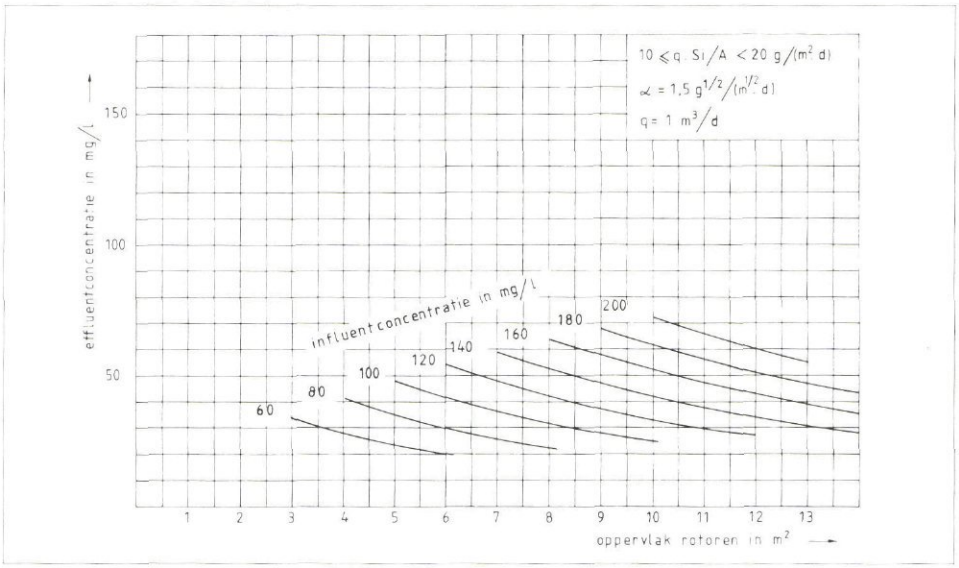
$$R = \alpha \cdot \sqrt{S_e} \qquad (2)$$

$$\alpha = \sqrt{2 \cdot k_{0f} \cdot D} \qquad (2a)$$

waarin:
k_{0f} = 0^e-orde reactieconstante ($g/(m^3 \cdot d)$)



Afb. 2a - Ontwerpgrafieken voor trappen in een biorotoren-installatie met een BZV-oppervlaktebelasting van circa 20-70 g/(m² · d).



Afb. 2b - Idem voor een BZV-belasting van circa 10-20 g/(m² · d).

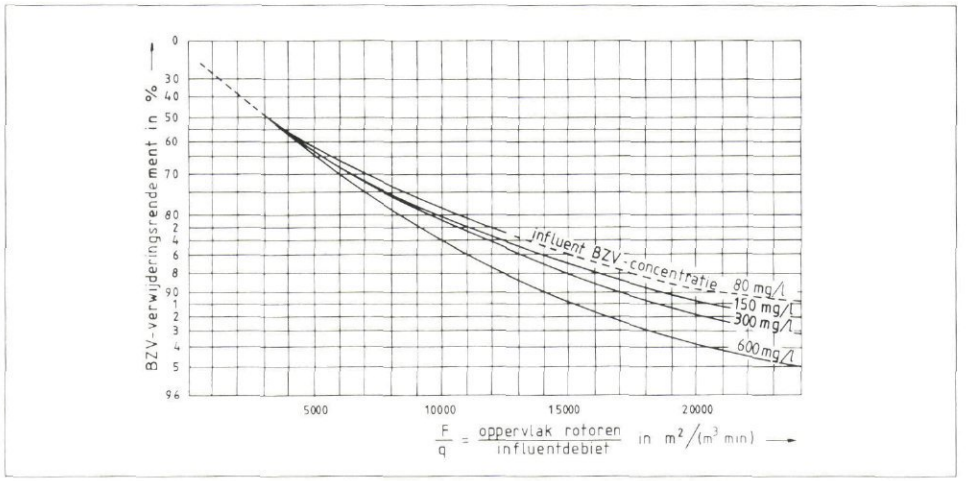
Vergelijking (2) bleek het beste te passen op de verzamelde meetgegevens. Dit komt overeen met hetgeen Harremoës [1978] aan de hand van de metingen van Pöpel [1964] concludeerde. Harremoës leidde uit deze waarnemingen een waarde voor α van 2,3 af, waarbij de correlatiecoëfficiënt R 0,9 bedroeg. Opgemerkt moet worden dat Harremoës echter waarnemingsuitkomsten van één proefinstallatie, gevoed met huishoudelijk afvalwater gebruikte, waarin sprake was van relatief hoge BZV-oppervlaktebelastingen.
De hier gebruikte meetgegevens zijn afkomstig van verschillende installaties en omvatten een groter bereik van oppervlaktebelastingen.
Uit afb. 1, waarin α (berekend met vergelijking 2 aan de hand van meetgegevens) is weergegeven als functie van de oppervlaktebelasting, komt bij belastingen groter dan circa 20 $g/(m^3 \cdot d)$ een waarde voor van gemiddeld 2,5 $g^{1/2}/(m^{1/2} \cdot d)$ naar voren.
Bij BZV-oppervlaktebelastingen lager dan ongeveer 20 $g/(m^2 \cdot d)$ wordt α lager (afb. 1). Deze belastingen komen meestal voor in de tweede of daaropvolgende trappen van een biorotoren-installatie. De verklaring voor lagere waarden van α moet wellicht gezocht worden in moeilijker afbreekbare componenten, die een lagere 0^e-orde reactieconstante veroorzaken (zie vergelijking 2a).
Gezien de puntenverzameling in afb. 1 zou voor een trap met een belasting van ongeveer 10-20 $g/(m^2 \cdot d)$ een waarde voor α van 1,5 $g^{1/2}/(m^{1/2} \cdot d)$ aangehouden kunnen worden.

Uit (2) kan de volgende ontwerpformule worden afgeleid:

$$S_e = \left[\frac{\alpha \cdot A}{2 \cdot q} + \sqrt{\left(\frac{\alpha \cdot A}{2 \cdot q}\right)^2 + S_i} \right]^2 \qquad (3)$$

waarin:
A = biorotoren-oppervlak (m^2)
q = debiet (m^3/d)
S_i = influentconcentratie (g/m^3)

Grafisch is (3) weergegeven in afb. 2a voor α = 2,5 $g^{1/2}/(m^{1/2} \cdot d)$ en voor verschillende influentconcentraties. Deze dimensioneringsgrafieken gelden voor BZV-oppervlaktebelastingen van circa 20 tot 70 $g/(m^2 \cdot d)$ en een influentdebiet van 1 (m^3/d). De grafieken dienen gebruikt te worden voor het ontwerp van afzonderlijke trappen in een biorotoren-installatie.
Duidelijk wordt, dat naarmate meer trappen worden geïnstalleerd ter verkrijging van een bepaalde effluent-BZV-concentratie, het



Afb. 3 - De invloed van de hydraulische belasting op het zuiveringsrendement voor verschillende BZV-belastingen [naar Steels, 1974].

totale benodigde rotoren-oppervlak vermindert.
Tevens zijn de ontwerpgrafieken voor een α van 1,5 $g^{1/2}/(m^{1/2} \cdot d)$ weergegeven (afb. 2), geldend voor een oppervlaktebelasting van ongeveer 10 tot 20 $g/(m^2 \cdot d)$.
Voor het overgangsgebied bij belastingen rond 20 g $BZV/(m^2 \cdot d)$ stellen wij voor aan de hand van afb. 1 de waarde van α te interpoleren tussen 1,5 en 2,5 $g^{1/2}/(m^{1/2} \cdot d)$.
Bij dimensionering van trappen in een biorotoren-installatie met een BZV-belasting lager dan circa 10 $g/(m^2 \cdot d)$ is het behalen van het vereiste nitrificatiepercentage meestal bepalend voor het benodigde rotoren-oppervlak.
Ontwerp van trappen met een oppervlaktebelasting groter dan 60 à 70 $g/(m^2 \cdot d)$ wordt in verband met de kans op anaërobie en stank afgeraden.
Ook de invloed van een variërende hydraulische belasting ten gevolge van bijvoorbeeld neerslag-afvoer kan bij het ontwerp betrokken worden. In afb. 3 is daartoe de invloed van de hydraulische belasting op het BZV-rendement weergegeven voor verschillende BZV-belastingen [ontleend aan Steels, 1974]. Bij gebruik van deze grafiek dient het totale oppervlak F voor 3, 4 en meer dan 4 trappen vermenigvuldigd te worden met een correctiefactor van respectievelijk 0,91, 0,87 en 0,85.

Nitrificatie

Volgend op het gedeelte van een biorotoren-installatie voor de BZV-verwijdering en ammonificatie, kunnen nog één of meer trappen worden toegevoegd voor nitrificatie. In deze nitrificatietrap(pen) vindt tevens in beperkte mate BZV-verwijdering en slibstabilisatie plaats. In het volgende zal worden ingegaan op ontwerpcriteria voor een nitrificatietrap. Hoewel in principe de nitrificatie op eenzelfde wijze als de BZV-verwijdering benaderd had kunnen worden, bleek toetsing van een model vanwege de grote spreiding van de in de literatuur aangetroffen meetgegevens in dit geval niet mogelijk.
Toch is getracht aan de hand van de literatuur enkele ontwerpcriteria voor een nitrificatietrap te noemen.
Het optreden van nitrificatie in een biorotoren-installatie is afhankelijk van de BZV-belasting, ammoniumbelasting, hydraulische belasting, temperatuur en CO_2-concentratie.

Ammoniumbelasting en -verwijdering
De onderzoeksresultaten en gegevens van fabrikanten van biorotoren zijn niet eenduidig omtrent de optimale ammoniumbelasting en -verwijdering in biorotoren-installaties. De meeste onderzoekers en fabrikanten geven afhankelijk van factoren als BZV- en hydraulische belasting optimale waarden van ongeveer 3 g NH_4-$N/(m^2 \cdot d)$ voor de belasting en 1,5 tot 2 g NH_4-$N/(m^2 \cdot d)$ voor de verwijdering.
Hier tegenover staan de ontwerpgrondslagen van de fabrikant van biorotoren PAMCO en de bevindingen van Wouda [1982], waaruit blijkt dat een ammoniumbelasting tot 10 à 14 NH_4-$N/(m^2 \cdot d)$ mogelijk is en maximale verwijderingen tot 8 g NH_4-$N/(m^2 \cdot d)$.
Omdat deze verschillen niet blijken te worden veroorzaakt door verschillen in BZV- of hydraulische belasting of verschillen in temperatuur of CO_2-concentraties achten wij de volgende verklaring aannemelijk.
Uitsluitend bij het onderzoek van Wouda vond voorafgaand aan de nitrificatie bezinking plaats, zodat het influent van de nitrificatietrap slechts lage slibconcentraties bevatte. Blijkbaar kunnen in dat geval aanmerkelijk hogere ammoniumbelastingen worden toegelaten en is tevens een hogere verwijdering per m^2 contactoppervlak mogelijk. Bij een belasting van de nitrificatietrap met secundair slib is zowel de optimale ammoniumbelasting als de -verwijdering lager (respectievelijk 3 en 1,5 g NH_4-$N/(m^2 \cdot d)$).

BZV-belasting
Aan het begin van een biorotoren-installatie is de BZV-belasting gewoonlijk dermate hoog dat nitrificatie hierin niet of nauwelijks plaatsvindt. Ammonium wordt hier slechts door heterotrofe bacteriën geassimileerd voor opbouw van celmateriaal. De autotrofe nitrificeerders komen pas aan bod bij BZV-belastingen lager dan 5 à 10 $g/(m^2 \cdot d)$, welke belastingen in de laatste trap(pen) van een biorotoren-installatie heersen. Een optimale BZV-belasting voor de nitrificatie ligt rond 3 à 5 g $BZV/(m^2 \cdot d)$.

Hydraulische belasting
In het algemeen geldt dat bij gelijke ammoniumbelasting, maar bij een hogere hydraulische belasting en lagere ammoniumconcentratie, enigszins lagere rendementen worden behaald.
Voorts hangt de invloed van de hydraulische belasting samen met de resulterende veranderingen in ammonium- en BZV-belasting.
Van belang is of bij een stijging van de hydraulische belasting de aanwezige nitrificatiecapaciteit wordt overschreden of de eerder vermelde 'kritische' BZV-belasting van 5 - 10 $g/(m^2 \cdot d)$.

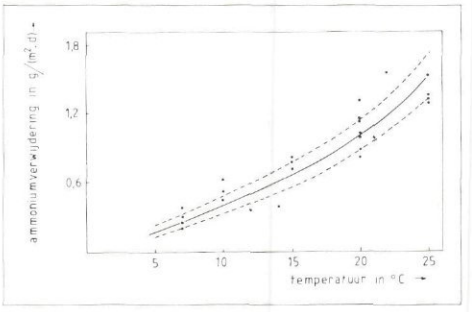
Temperatuur
Afb. 4 geeft een indruk van de temperatuurafhankelijkheid van de nitrificatie [Marsh, 1981]. De overkapping van biorotoren voorkomt sterke rendementsdalingen in de winter.

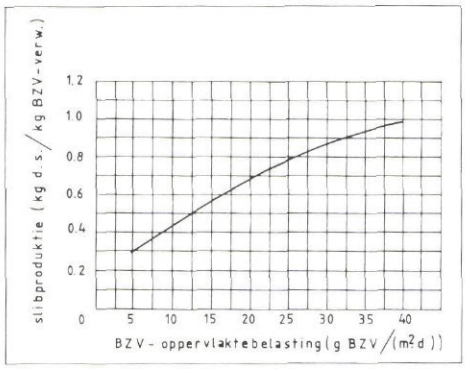
CO_2-concentratie
Aangezien nitrificerende bacteriën koolzuur assimileren zijn de koolzuurconcentratie en pH van belang.
Bij zuivering van huishoudelijk afvalwater met behulp van biorotoren en bij niet al te lage BZV-belasting is een CO_2-beperking van de nitrificatie echter niet aannemelijk.

Slibproduktie en slibverwijdering

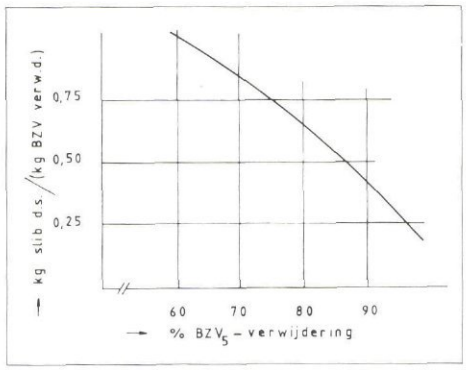
De slibproduktie van een biorotoren-

Afb. 4 - De nitrificatie in een biorotoren-installatie afhankelijk van de temperatuur [naar Marsh, 1981].





Afb. 5a - De slibproduktie in een biorotoren-installatie per kilogram verwijderde BZV als functie van de oppervlaktebelasting (Autotrol).



Afb. 5b - Idem in relatie tot het BZV-verwijderingsrendement (NOVA).

installatie is voornamelijk beperkt tot het gedeelte waarin de BZV-verwijdering plaatsvindt.
De produktie en bezinkeigenschappen van secundair slib komen overeen met die van oxydatiebedden.
Een indruk van de secundaire slibproduktie kan aan de hand van de afb. 5a en 5b worden verkregen.
Deze grafieken zijn ontleend aan gegevens die door een tweetal fabrikanten van biorotoren worden verstrekt. De slibproduktie van biorotoren-installaties varieert van 0,4 tot 1,1 kg droge stof per kg verwijderde BZV en is afhankelijk van BZV-belasting, variaties in de hydraulische belasting en in temperatuur.
Evenals voor oxydatiebedden geldt dat vanwege de afwezigheid van slibrecirculatie en vanwege de goede bezinkeigenschappen van het secundaire slib een nabezinktank van een biorotoren-installatie ongeveer tweemaal kleiner kan zijn in vergelijking met nabezinktanks voor actief-slibinstallaties.
In verband met denitrificatie en opdrijven van slib is een korte verblijftijd in de nabezinktank gewenst.
Vanwege relatief hoge zwevende stofgehalten in het effluent (vergelijkbaar met oxydatiebedden) is de effluent-BZV-concentratie van biorotoren-installaties niet beneden de 10 à 15 mg/l te krijgen.

Enkele aanbevelingen voor het ontwerp van biorotoren-installaties

Het volume van en de hydraulische verblijftijd in een biorotoren-reactor is relatief gering, zodat het systeem gevoelig is voor stootbelastingen ten gevolge van bijvoorbeeld de afvoer van neerslag. Bij te verwachten schommelingen van de hydraulische belasting verdient het aanbeveling voorbezinktanks of bergbassins toe te passen voor voldoende buffercapaciteit. Voorbezinktanks zijn tevens aan te bevelen om mogelijke bezinking van primair slib in de reactoren te voorkomen. In geval van vrij constante hydraulische belasting, indien uitsluitend huishoudelijk afvalwater en geen regenwater via de installatie wordt geloosd, kan vervanging van de voorbezinkinrichting door een zeefinstallatie worden overwogen [zie ook Oldenkamp, 1982].

Toepassing van bezinktanks tussen de trappen voor BZV-verwijdering en nitrificatie in een biorotoren-installatie heeft de volgende voordelen:
– Voeding met tussenbezonken afvalwater lijkt een aanzienlijk kleinere dimensionering van een nitrificatietrap mogelijk te maken. De constatering dat na tussenbezinking hogere ammoniumbelastingen en -verwijderingen mogelijk zijn in een nitrificatietrap zou echter nog met een nader onderzoek moeten worden bevestigd.
– De geringe slibhoeveelheden in het effluent van een nitrificatietrap kunnen met roterende microzeven worden verwijderd. Het effluent van microzeven heeft een lagere BZV-concentratie in vergelijking met nabezinktanks, omdat ook de eerder genoemde zwevende stof met microzeven kan worden achtergehouden.
Een ander nadeel van nabezinktanks ten opzichte van microzeven is het risico van opdrijven van slib t.g.v. denitrificatie.
– Een buffering van de nitrificatietrap tegen schommelingen in de hydraulische belasting.

Aandrijving van biorotoren kan door middel van elektromotoren of met luchtinblazing geschieden.
De laatstgenoemde methode geeft het nadeel dat weer een beluchtingsinstallatie wordt geïntroduceerd, waarvan het energiegebruik iets hoger ligt dan bij aandrijving van de rotoren met elektromotoren (5 - 7 tegen 7 - 9 kWh/i.e. jaar). Vooral bij een hoog belast BZV-verwijderingsproces heeft aandrijving met lucht echter het voordeel dat de beluchting beter kan worden geregeld.

Literatuur

Falkenback, P. *Onderzoek naar de afbraak van fenol bij de biologische zuivering van afvalwater.* H_2O *16* (1983), nr. 2, pp. 29 - 34.
Harremoës, P. *Biofilm kinetics*, in R. Mitchell (ed.). *Water Pollution Microbiology*, vol. 2, Wiley Intersc., 1978.
Marsh, D., e.a. *Coupled trickling filter-rotating biological contactor nitrification process, JWPCF, 53* (1981), 10, pp. 1469 - 1480.
Oldenkamp, S. A., e.a. *Praktijkproef met biorotoren op de afvalwaterzuiveringsinrichting van de NV Luchthaven Schiphol.* H_2O *15* (1982), nr. 22, pp. 600 - 607.
Pöpel, F. *Leistung, Berechnung und Gestaltung von Tauchtropfkörperanlagen* (diss). Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München, 1964.
Steels, I. H. *Design basis for the rotating disc process.* Effl. Wat. Treat. J., *14* (1974), nr. 14, pp. 431 - 446.
Woelders, J. A., e.a. *Anaërobe reactoren en biorotoren; een veelbelovende combinatie voor de behandeling van industrieel afvalwater.* H_2O, *15* (1982), nr. 22, pp. 608 - 613.
Wouda, T. W. N. *Stikstofverwijdering met biorotoren.* H_2O, *15* (1982), nr. 22, pp. 595 - 600.

● ● ●

Zuiveringslasten in Oostelijk Gelderland omlaag

De zuiveringslasten voor inwoners en bedrijven in Oostelijk Gelderland zullen de komende twee jaar flink lager zijn dan dit jaar omdat er door dat schap over 1982 een voordelig saldo werd bereikt van ruim 4,5 miljoen gulden.
Het heffingsbedrag per zuiveringseenheid, nu bijna 44 gulden, gaat voor 1984 en 1985 omlaag naar 42 gulden.
Het voordelig saldo werd veroorzaakt door aanzienlijk lagere uitgaven voor het zuiveringschap en aanzienlijk hogere inkomsten, omdat in 1982 meer aanslagen konden worden opgelegd dan was voorzien. Bovendien hoefde het schap minder rente te betalen dan was verwacht, omdat de betalingen van zuiveringslasten sneller binnenkwamen dan bij het opstellen van de begroting was voorzien. (ANP)