

# Zuivering en recirculatie van water in visteeltsystemen

## 1. Achtergrond

In Nederland is de teelt van 'luxe' consumptievissen, zoals zalm, forel en paling een zeer bescheiden bedrijfstak. In 1983 werd een totale produktie gerealiseerd van ca. 250 ton forel en 90 ton paling, met een gezamenlijke marktwaarde van ca. 4 miljoen gulden. Dit staat in scherp contrast met andere West-Europese landen waar de commerciële visteelt een snelle ontwikkeling doormaakt. Aan de binnenlandse vraag naar de genoemde vissoorten wordt dan ook voldaan door import vanuit deze landen. Zo had in



J. BOVENDEUR  
Landbouwhogeschool  
Wageningen



A. Klapwijk  
Landbouwhogeschool  
Wageningen

1983 de import aan verse en verwerkte vis een totale handelswaarde van ca. 135 miljoen gulden [1]. Mede door dit verschil tussen binnenlandse vraag en aanbod neemt de interesse toe voor een verdere ontwikkeling van de commerciële visteelt in Nederland. Bij deze ontwikkeling kan naast de reeds genoemde vissoorten ook de Afrikaanse meerval genoemd worden als een interessant object [1, 2].

Eén van de voorwaarden voor de ontwikkeling van de intensieve visteelt is het beschikbaar zijn van doelmatige teeltsystemen.

## 2. Waterkwaliteitsbeheersing

Dat voor de teelt van vis water van een goede kwaliteit is vereist, is een duidelijke zaak. In tabel I zijn de belangrijkste algemene waterkwaliteitsparameters vermeld. De getalsmatige invulling van deze parameters en eventuele aanvullende kwaliteitseisen zijn sterk afhankelijk van de teeltenvissoort [3, 4, 5] en vormen een deel van het totale pakket van zoötechnische voorwaarden voor het telen van vis.

De waterkwaliteit neemt af als gevolg van de metabolische activiteit van de vissen: zuurstof wordt uit het water opgenomen en afvalstoffen worden aan het water afgestaan (tabel I). Aangezien het streven van een visteeltbedrijf is gericht op een hoge groeisnelheid van de vissen zal de bedrijfsvoering moeten voorzien in een geregelde toevoer van noodzakelijke stoffen naar en afvoer van afvalstoffen uit het teeltsysteem. Voor de meeste parameters zal het noodzakelijke

stoftransport via de waterstroom dienen te verlopen. Voor de gewenste stationaire condities geldt voor elke parameter de eenvoudige massabalans

$$|P_x| = Q \cdot |C_{x, uit} - C_{x, in}| \quad (1),$$

waarin  $P_x$  = produktie/consumptie van stof  $\times$  (g/d)  
 $Q$  = watertoevoer teeltbekken (m<sup>3</sup>/d)  
 $C_{x, uit}$  = concentratie stof x uitgaande water (g/m<sup>3</sup>)  
 $C_{x, in}$  = concentratie stof x ingaande water (g/m<sup>3</sup>)

N.B. \*  $|P_x|$  is gerelateerd aan de voedergift. Hierdoor is de dagelijkse voederdosering uiteindelijk de grootte waarop het ontwerp en de bedrijfsvoering van een visteeltsysteem gebaseerd dient te zijn.

\* Het teeltbekken kan worden beschouwd als een volledig gemengd systeem.

Uitgaande van een standaard-voederdosering kan met behulp van vergelijking 1 per vissoort de benodigde toevoer berekend worden voor de diverse parameters. De watertoevoer wordt bepaald door die parameter die het eerst de grenswaarde dreigt te over- of onderschrijden. Door geringe marges tussen  $C_{x, uit}$  en  $C_{x, in}$  kan een relatieve grote watertoevoer als karakteristiek voor visteeltsystemen worden beschouwd.

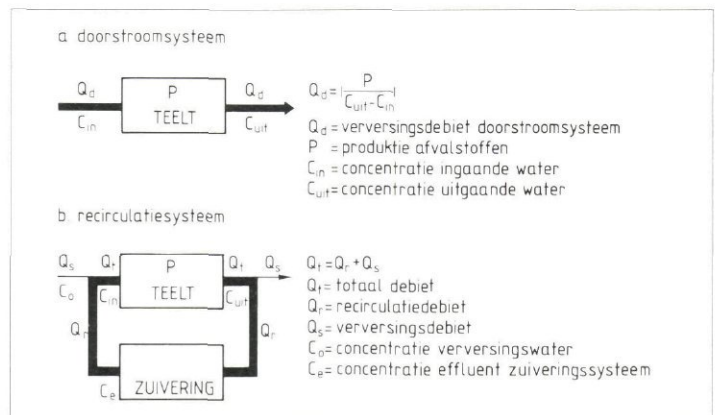
TABEL I - Belangrijke waterkwaliteitsparameters voor visteeltsystemen

| parameters           | beïnvloeding                                |
|----------------------|---------------------------------------------|
| zuurstof             | vismetabolisme (teeltbekken)                |
| koolzuur             |                                             |
| ammonium             |                                             |
| opgeloste org. stof  |                                             |
| zwevende stof        |                                             |
| nitriet              | bacterie-metabolisme (zuiveringsinrichting) |
| nitraat              |                                             |
| pH, temperatuur      | divers                                      |
| hardheid, alkaliteit |                                             |

## 3. Teeltsystemen

De eenvoudigste methode om een goede waterkwaliteit te handhaven is het gebruik van een zogenaamd doorstroomsysteem (afb. 1a). Dit houdt in dat de watertoevoer geheel bestaat uit vers, schoon water en dat het uitgaande water direct wordt geloosd ('dilution is the solution to pollution'). Hiermee zijn grote hoeveelheden water van goede kwaliteit gemoeid. De mogelijkheden van oppervlakte- en grondwater zijn doorgaans niet toereikend voor een dergelijk gebruik. Voor de teelt van paling en Afrikaanse meerval dient het water bovendien verwarmd te worden. Een rendabele bedrijfsvoering is dan alleen mogelijk indien men kan beschikken over afvalwarmte, zoals het geval is met koelwater van bijvoorbeeld elektriciteitscentrales. Deze mogelijkheden zijn echter beperkt en bovendien blijft het nadeel van volledige lozing van de afvalstoffen bestaan.

Het lijkt daarom aannemelijk dat de mogelijkheden om in Nederland een visproduktie van enige omvang te realiseren gezocht dient te worden in hergebruik van water en energie in recirculatiesystemen. Hierbij is het teeltgedeelte gekoppeld aan een waterzuiveringsinrichting (afb. 1b). De waterkwaliteit in het teeltbekken wordt beheerst door een combinatie van zuivering en verversing. De onderlinge verhouding van deze twee mechanismen wordt bepaald door het optimum van besparingen en investeringen. Bij de teelt van vis in verwarmd water is een vergaande waterbehandeling noodzakelijk om de waterverversing tot een minimum te beperken. Een minimale verversing blijft noodzakelijk, in verband met de concentratiebeheersing van stoffen welke niet of niet geheel door de waterbehandeling kunnen worden beïnvloed, of van stoffen die juist ontstaan als gevolg van de waterbehandeling. In dit artikel zal nader worden ingegaan op het ontwerp en dimensionering van recirculatiesystemen met een minimale waterbehoefte.



Afb. 1 - Schematisch overzicht van een doorstroomsysteem (a) en een recirculatiesysteem (b) voor de visteelt.



#### 4. Opbouw zuiveringsinrichting

Het handhaven van de gewenste zuurstofconcentratie in het teeltbekken eist in het algemeen de grootste watertoevoer. Echter, door een aanvullende beluchting in het teeltbekken kan de zuurstofvoorziening – en daarmee de verwijdering van koolzuur [6] – onafhankelijk van de waterhuishouding worden geregeld. De waterbehandeling in het zuiveringsgedeelte dient dan gericht te zijn op de concentratiebeheersing van

- ammonium,
- opgeloste organische stof,
- zwevende stof.

Gezien de aard van de verontreinigingen is een verwijdering van vast materiaal gevolgd door biologische oxidatie een logische combinatie.

Als gevolg van de hoge waterkwaliteitseisen wordt het geheel gekenmerkt door een lage stofbelasting en een hoge hydraulische belasting.

Het beste criterium voor goed functioneren van de biologische oxidatie is de eliminatie van ammonium door middel van nitrificatie in verband met de hoge toxiciteit van ammonium [o.a. 3, 4, 5]. Het nitraat dat hierbij wordt gevormd is veel minder toxisch. Door dit criterium wordt tevens voldaan aan eventuele zoötechnische eisen met betrekking tot de concentratie van biologisch afbreekbare organische stof.

De consequentie van een hoge hydraulische belasting van de zuiveringsinrichting is dat de slibretentie een belangrijk criterium is bij de keuze van de biologische oxidatie-reactor. Het gebruik van 'fixed-film' installaties is hierdoor aantrekkelijker dan installaties met een gesuspendeerde bacterieflora, waar een grote nabezinker noodzakelijk is voor de slibretentie. Bij oriënterende experimenten met een fluïdiseerd zandbed werden eveneens negatieve ervaringen opgedaan. Met name het fluïdiseren van het zandbed bij toenemende aangroei op de zandkorrels, gecombineerd met de zuurstofvoorziening via de watertoevoer leverde problemen op. Op grond van deze ervaringen lijken fixed-filmreactoren met een vaste matrix de beste perspectieven te hebben.

De functies van de verwijdering van zwevende stof, voorafgaand aan de biologische zuivering, zijn

- voldoen aan de zoötechnische eisen voor zwevende stof,
- reductie van de organische stofbelasting van de biologische oxidatie-eenheid,
- tegengaan van de vorming van een 'actief slib'-suspensie in het totale recirculatiesysteem, zodat teelt- en zuiveringsgedeelte ruimtelijk gescheiden blijven.

Ondanks het hoge recirculatie-debiet verdient bezinking de voorkeur boven filtratie als uitvoeringsvorm, aangezien aangroei in het

filterbed snel aanleiding geeft tot verstoppingen [7]. Toepassing van het principe van lamellenbezinking maakt de combinatie mogelijk van een lage inwendige oppervlaktebelasting en een aanvaardbaar benodigd grondoppervlak [8]. Per m<sup>3</sup> doorstroomd water is de slibaanwas in de biologische oxidatie-reactor gering. Dit maakt een nabezinker overbodig, temeer daar de voorbezinker na eenmalige passage van het visbekken als zodanig functioneert. In afbeelding 2 is het recirculatiesysteem schematisch weergegeven.

#### 5. Recirculatie- en verversingsdebiet

In het beschreven recirculatiesysteem wordt de ammoniumconcentratie in het visbekken (C<sub>NH<sub>4</sub>-H</sub>) beheerst via het recirculatie-debiet (Q<sub>r</sub>) en wordt de nitraatconcentratie (C<sub>NO<sub>3</sub>-N</sub>) gereguleerd met het verversings-debiet (Q<sub>s</sub>).

Via het recirculatiewater worden tevens de vaste verontreinigingen afgevoerd naar de bezinker.

Q<sub>r</sub> en Q<sub>s</sub> zijn gerelateerd aan het verversings-debiet van een vergelijkbaar systeem op doorstroombasis (Q<sub>d</sub>) en aan de productie van ammonium (P<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub>) volgens de vereenvoudigde vergelijking (zie ook afbeelding 1).

$$Q_r = Q_d \cdot \frac{C_{\text{NH}_4\text{-N, uit}}}{C_{\text{NH}_4\text{-H, uit}} - C_{\text{NH}_4\text{-N, e}}} = \frac{P_{\text{NH}_4\text{-N}}}{C_{\text{NH}_4\text{-H, uit}} - C_{\text{NH}_4\text{-N, e}}} \quad (2)$$

$$Q_s = Q_d \cdot \frac{C_{\text{NH}_4\text{-N, uit}}}{C_{\text{NO}_3\text{-N, uit}}} = \frac{P_{\text{NH}_4\text{-N}}}{C_{\text{NO}_3\text{-N, uit}}} = \frac{P_{\text{NO}_3\text{-N}}}{C_{\text{NO}_3\text{-N, uit}}} \quad (3)$$

Hierbij zijn de volgende aannamen gedaan:

- het verversingswater bevat geen ammonium en nitraat;
- C<sub>NO<sub>3</sub>-N, uit</sub> >>> C<sub>NH<sub>4</sub>-N, uit</sub> als gevolg van het verschil in toxiciteit voor de vis;
- er vindt geen denitrificatie plaats.

Door substitutie van C<sub>NO<sub>3</sub>-N, uit</sub> door de zoötechnische grensconcentratie voor nitraat is Q<sub>s</sub> vastgelegd.

Het verschil tussen Q<sub>s</sub> en Q<sub>d</sub> is de te behalen waterbesparing door het gebruik van een recirculatiesysteem. De waterbesparing kan nog toenemen door de introductie van denitrificatie in het zuiveringsgedeelte. Hierdoor neemt de netto P<sub>NO<sub>3</sub>-N</sub> af en daarmee tevens Q<sub>s</sub> (vergelijking 3). Voor een goede dimensionering en bedrijfsvoering van de fixed-film installatie is kennis vereist van de nitrificatie-kinetiek in biofilms die zijn ontstaan door belasting met visteeltwater. Voor een aantal zuiveringsystemen is deze kinetiek nader onderzocht.

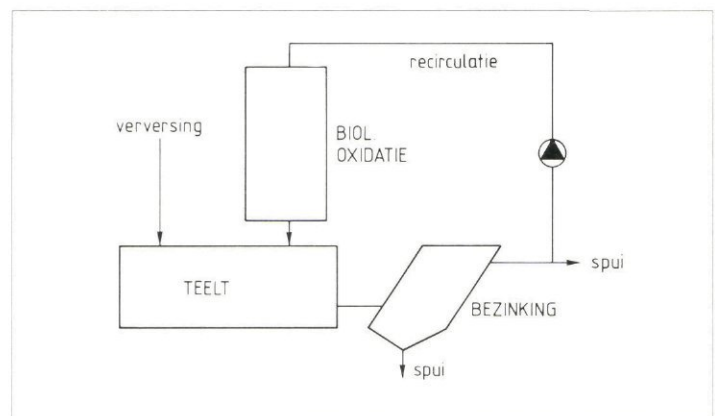
#### 6. Materiaal en methoden

##### 6.1. Visteeltopstellingen

In het onderzoek werd gebruik gemaakt van proefopstellingen voor het houden van regenboogforel en Afrikaanse meerval in teeltbekken met een inhoud van ca. 1 m<sup>3</sup>. De forel geldt als een soort met hoge waterkwaliteitseisen; de meerval stelt minder hoge eisen met betrekking tot de waterkwaliteit. Het zuiveringsgedeelte voor deze opstellingen was opgezet, zoals aangegeven onder 4. en in afbeelding 2.

De bezinkeigenschappen van het gesuspendeerde materiaal werden bepaald voor zowel een doorstroom- als een recirculatiesysteem (meerval) met behulp van een lamellenbezinker. De oppervlaktebelasting van de bezinker was instelbaar in de range 2-50 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> · d; de hoek van de lamellen was 45 °.

Als biologische oxidatie-inrichtingen werden oxidatiebedden (forel, meerval) en een ondergedompeld upflow filter beproefd (meerval). De aangelegde oppervlaktebelastingen (superficiële watersnelheid) waren 70-250 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> · d voor de oxidatiebedden en 250-500 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> · d voor het ondergedompelde filter. Bij de proefopstelling met het ondergedompelde filter werd het visteeltwater vooraf belucht; in het filter zelf werd wisselend al dan niet belucht.



Afb. 2 - Flowschema vis-teeltrecirculatiesysteem.



Voor beide typen installaties werd hetzelfde kunststof pakkingsmateriaal toegepast als aanhechtingsmedium voor de bacteriefilm (Filterpak<sup>®</sup>; spec. oppervlak 200 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, poriënvolume 0,93 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>).

Vanuit de biologische zuiveringsinstallaties in de proefopstellingen werden biofilm-monsters betrokken voor afzonderlijke experimenten (zie 6.2).

Tevens werd de werking van de installaties gevolgd aan de hand van het verloop van de waterkwaliteitsparameters bij verschillende voedergiften.

## 6.2 Kinetiek-experimenten

De prestaties van de biofilmmonsters afkomstig uit de proefopstellingen werden bepaald in afzonderlijke batch-experimenten. Hiertoe werd een bekende hoeveelheid begroeid pakkingsmateriaal geplaatst in een reactievat, gevuld met belucht voorbezonden visteeltwater.

In het visteeltwater werden NH<sub>4</sub>-concentraties aangelegd van 0-10 mg/l NH<sub>4</sub>-N, zonodig door toedienen van NH<sub>4</sub>Cl.

De overige condities kwamen overeen met die van de oorspronkelijke proefopstellingen. Het vat werd afgesloten zonder insluiten van lucht; de waterfase werd continu gemengd met een magneetroerder.

Na sluiten van het vat werd het verloop van het zuurstofgehalte in de waterfase continu gemeten met een ingebouwde zuurstof-elektrode verbonden aan een recorder. Uit de geregistreerde curve werd de O<sub>2</sub>-verbruikssnelheid bepaald als functie van de O<sub>2</sub>- en NH<sub>4</sub>-concentratie.

De O<sub>2</sub>-verbruikssnelheid werd omgerekend naar de NH<sub>4</sub>-N-eliminatiesnelheid via de stoichiometrische verhouding voor NH<sub>4</sub>-N en O<sub>2</sub> bij volledige nitrificatie en door correctie van het O<sub>2</sub>-verbruik ten gunste van oxidatie van organische stof.

De eliminatiesnelheden werden betrokken op het oppervlak van het pakkingsmateriaal – dit is correct voor het ondergedompelde filter; voor een oxidatiebed-biofilm levert dit het gewogen gemiddelde van begroeid en onbegroeid aanhechtingsoppervlak.

## 7. Resultaten en discussie

### 7.1. Bezinking

De productie van vaste organische stof in het teeltbekken bleek grote variaties te vertonen gedurende 24 h. De bezinkeigenschappen van het geproduceerde materiaal varieerden eveneens zeer sterk. Bij inwendige oppervlaktebelastingen van de lamellenbezinker van 3-30 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> · d werd geen eenduidig verband gevonden met de CZV-verwijdering. Uit het effluent van een doorstroomsysteem werd bij deze belastingen ca. 75% van de filtreerbare CZV verwijderd – dit komt overeen met ca. 35% van de totale CZV. Plaatsing van de bezinker in een recirculatie-

TABEL II – Overzicht van reactoren, proefomstandigheden en kinetiek-parameters, met betrekking tot NH<sub>4</sub>-eliminatie in voorbezonden visteeltwater.

| Reactortype<br>proefomstandigheden                                                                                                                                                                                                                | r <sub>NH<sub>4</sub>-N</sub><br>(g/m <sup>2</sup> · d) | C <sub>O<sub>2</sub></sub> <sup>*</sup> /<br>C <sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> <sup>*</sup><br>(-) | Limiterend<br>substraat                      |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------|
| <i>Oxidatiebed<br/>meerval, 25 °C</i>                                                                                                                                                                                                             |                                                         |                                                                                                |                                              |
| C <sub>O<sub>2</sub></sub> = 7 mg/l<br>C <sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> = 10 mg/l                                                                                                                                                                    | 0,51                                                    |                                                                                                | zuurstof                                     |
| <i>Oxydatiebed<br/>forel, 14 °C</i>                                                                                                                                                                                                               |                                                         | 3,8                                                                                            |                                              |
| C <sub>O<sub>2</sub></sub> = 9 mg/l<br>C <sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> = 3 mg/l<br>C <sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> = 2 mg/l<br>C <sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> = 1 mg/l                                                                                 | 0,25<br>0,22<br>0,14                                    |                                                                                                | zuurstof<br>ammonium<br>ammonium             |
| <i>ondergedompeld filter<br/>1 maand na opstart<br/>meerval, 25 °C</i>                                                                                                                                                                            |                                                         | 3,6                                                                                            |                                              |
| C <sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> = 10 mg/l<br>C <sub>O<sub>2</sub></sub> = 5 mg/l<br>C <sub>O<sub>2</sub></sub> = 3 mg/l<br>C <sub>O<sub>2</sub></sub> = 2 mg/l                                                                                      | 0,23<br>0,18<br>0,13                                    |                                                                                                | zuurstof<br>zuurstof<br>zuurstof             |
| <i>ondergedompeld filter<br/>meerval, 25 °C</i>                                                                                                                                                                                                   |                                                         |                                                                                                |                                              |
| C <sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> = 1-2 mg/l<br>C <sub>O<sub>2</sub></sub> = 7 mg/l<br>C <sub>O<sub>2</sub></sub> = 6 mg/l<br>C <sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> = 3-10 mg/l<br>C <sub>O<sub>2</sub></sub> = 5 mg/l<br>C <sub>O<sub>2</sub></sub> = 4 mg/l | 0,44<br>0,44<br>0,40<br>0,32                            |                                                                                                | ammonium<br>ammonium<br>zuurstof<br>zuurstof |

systeem resulteerde bij dezelfde belastingen in een vergelijkbare verwijdering op basis van filtreerbare CZV – de verwijdering op basis van de totale CZV bedroeg echter 20-25%, hetgeen toe te schrijven is aan de ophoping van opgeloste, niet-biodegradeerbare organische stof in een recirculatiesysteem. Bij bezinkexperimenten met uitsluitend de fractie zeer kleine deeltjes, aanwezig in voorbezonden effluent van een doorstroomsysteem, bleek wel een verband tussen de oppervlaktebelasting en CZV-verwijdering: belastingen ≤ 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> · d resulteerden in een CZV-verwijdering ≥ 50%.

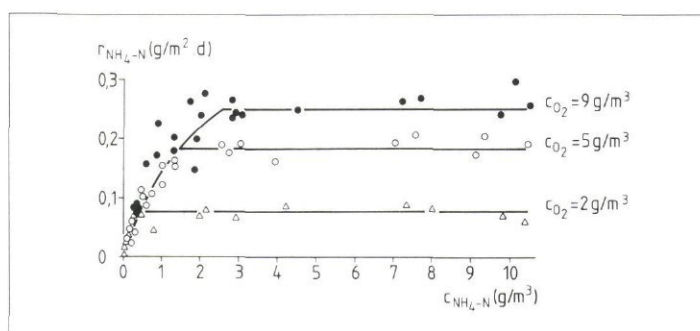
### 7.2. Ammoniumeliminatie

In de proefopstellingen werd een sterke afname van de nitrificatiecapaciteit geconstateerd wanneer de oxidatie-installatie werd belast met niet-voorbezonden visteeltwater. In analogie met de productie van vaste organische stof werd ook voor P<sub>NH<sub>4</sub></sub> een

regelmatige variatie gedurende een etmaal waargenomen.

De resultaten van de batch-experimenten met betrekking tot nitrificatie in de aan-gehechte bacteriefilm demonstreren een verband tussen de NH<sub>4</sub>-eliminatiesnelheid (r<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub>) en de bulkconcentraties van NH<sub>4</sub> (elektronendonator) en O<sub>2</sub> (elektronen-acceptor). Voor lage NH<sub>4</sub>-concentraties (C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub>) is r<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> afhankelijk van C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub>; voor hogere waarden van C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> is dit niet het geval. De O<sub>2</sub>-concentratie (C<sub>O<sub>2</sub></sub>) bleek bepalend te zijn voor de lengte van het C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub>-traject waarbij de afhankelijkheid tussen r<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> en C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> optreedt.

In afbeelding 3 is dit weergegeven voor de biofilm afkomstig uit het oxidatiebed in het forel-recirculatiesysteem. De gevonden relatie tussen omzettingssnelheid en bulk-concentraties van elektronendonator en -acceptor komen goed overeen met de be-



Afb. 3 - Kinetiek van de NH<sub>4</sub>-eliminatie door een biofilm afkomstig uit het oxidatiebed in het forel-recirculatiesysteem.



vindingen van Harremoës, Roemer e.a., vastgelegd in een theoretisch model voor het gedrag van biofilms [o.a. 9, 10 en 11]. In dit model wordt het transport van substraten in de biofilm beschreven met moleculaire diffusie. Bij lage substraatconcentraties in de bulkvloeistof kan het substraat niet volledig penetreren in de biofilm als gevolg van gelijktijdige omzetting in de biofilm (diffusielimitatie); bij hogere concentraties vindt wel volledige penetratie plaats. Voor onvolledige substraatpenetratie is 1/2e-orde substraat-eliminatiekinetiek afgeleid ten opzichte van de bulkconcentratie van het substraat. Volledige substraatpenetratie levert 0°-orde reactiekinetiek op. Dit houdt in dat  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  voor een nitrificerende biofilm bij NH<sub>4</sub>-diffusielimitatie evenredig is met  $\sqrt{C_{\text{NH}_4\text{-N}}}$  en bij O<sub>2</sub>-limitatie met  $\sqrt{C_{\text{O}_2}}$ . De beschreven biofilm-kinetiek is goed toepasbaar; in het gepresenteerde biofilm-monster (afbeelding 3) leidt NH<sub>4</sub>-diffusielimitatie tot de relatie

$$r_{\text{NH}_4\text{-N}} = 0.164 \sqrt{C_{\text{NH}_4\text{-N}}} \quad (r = 0.87);$$

O<sub>2</sub>-limitatie komt tot uiting in de verschillende niveaus van  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  voor de verschillende waarden van C<sub>O<sub>2</sub></sub>.

De theoretische verhouding van C<sub>O<sub>2</sub></sub> en C<sub>NH<sub>4</sub>-H</sub> waarbij verandering van limiterend substraat optreedt (C<sub>O<sub>2</sub></sub> en C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub>) wordt gegeven door:

$$\frac{C_{\text{O}_2}^*}{C_{\text{NH}_4\text{-N}}^*} = \frac{D_{\text{NH}_4, \text{biofilm}}}{D_{\text{O}_2, \text{biofilm}}} \cdot M \quad (4)$$

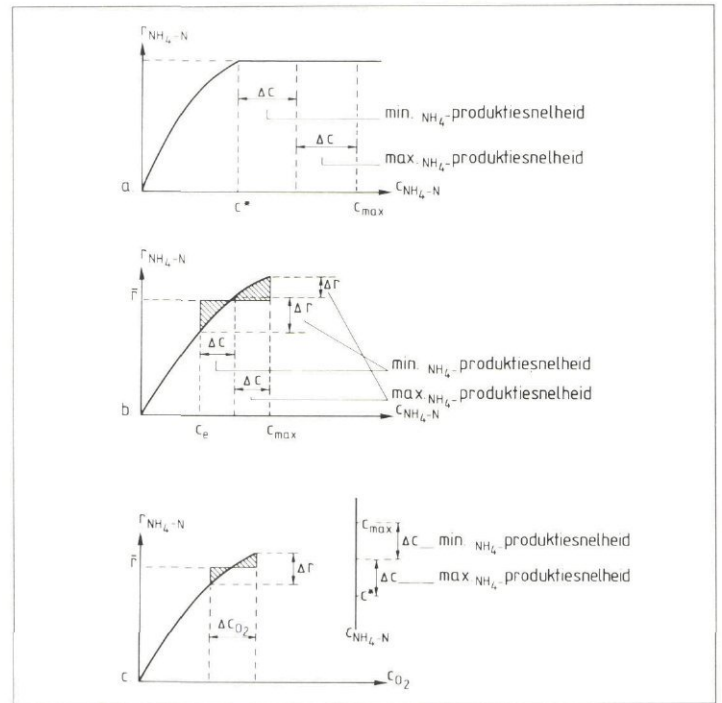
waarin

- D = diffusiecoëfficiënt (m<sup>2</sup>/d)
- M = stoichiometrische verhouding (g O<sub>2</sub>/g NH<sub>4</sub>-N)

In tabel 2 zijn de waargenomen waarden van  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  samengevat voor de gemiddelde waarden van C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> en C<sub>O<sub>2</sub></sub>, zoals die werden gehanteerd in de proefopstellingen. De totale NH<sub>4</sub>-verwijdering in de proefopstellingen is doorgaans hoger dan op grond van deze  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$ -waarden verwacht zou worden. Dit is het gevolg van de activiteit van micro-organismen gehecht aan de wanden van het visbekken, plaatbezinker en leidingen. De verhouding tussen C<sub>O<sub>2</sub></sub> en C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> is vermeld voor de biofilmmonsters waarvan de reactiesnelheid in de batch-experimenten werd onderzocht.

In het algemeen vertoonden de oxidatiebedden een stabiel gedrag dan het ondergedompelde filter. Wellicht is dit toe te schrijven aan de constante, hoge waarde van C<sub>O<sub>2</sub></sub>, die ontstaat als gevolg van de efficiënte O<sub>2</sub>-voorziening in het gehele oxidatiebed. In het ondergedompelde filter, zonder inwendige belichting, nam C<sub>O<sub>2</sub></sub> gemiddeld af van 7 tot ca. 3 mg/l in de lengte-as van de reactor. Met inwendige belichting was de

Afb. 4 - Schematisch overzicht van de reactiekinetiek van de NH<sub>4</sub>-eliminatie ten behoeve van dimensionering van fixed-film reactoren bij O<sub>2</sub>-limitatie (a. en c.) en NH<sub>4</sub>-limitatie (b.), zie ook 8.1 en 8.2  
 $\Delta C, \Delta r$  = verschil in NH<sub>4</sub>- en/of O<sub>2</sub>-concentratie respectievelijk NH<sub>4</sub>-eliminatiesnelheid in de lengtes van de reactor.



afname van het zuurstofgehalte veel geringer of zelfs afwezig. De biofilm in het ondergedompelde filter had ca. 1 maand na opstarten ongeveer 60% van de uiteindelijke verwijderingscapaciteit, onder O<sub>2</sub>-limitatie-omstandigheden (tabel 2).

Cijfers met betrekking tot de opstart van oxidatiebedden ontbreken, maar de verwachting is dat dit aanzienlijk sneller zal gaan als gevolg van de reeds genoemde gunstige O<sub>2</sub>-omstandigheden. Onder de aanname dat de verhouding van de diffusie-coëfficiënten in de biofilm hetzelfde is als in zuiver water [12] en M = 4,57, geldt dat de verhouding C<sub>O<sub>2</sub></sub>/C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> ongeveer 2,6 zal zijn. Uit het verschil met de waargenomen waarden kan geconcludeerd worden dat in de onderzochte biofilms de diffusie van NH<sub>4</sub> minder weerstand ondervindt dan diffusie van O<sub>2</sub>, beide in vergelijking met zuiver water.

**8. Dimensionering**

**8.1. Biologische oxidatie-inrichting**

Uit zoötechnische gegevens omtrent teeltvolume, vissoort, visbezetting en voeder-niveau volgt de te verwachten gemiddelde P<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub>. Het benodigde biofilmpoppervlak (A) wordt bepaald door:

$$A = \frac{NH_4-N}{r_{NH_4-N}} \quad (5)$$

De beschreven biofilmkinetiek impliceert voor toepassing in visteelt recirculatiesystemen dat  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  wordt beïnvloed door – vissoort, via de algemene waterkwaliteits-eisen (bijvoorbeeld temperatuur), maar vooral via de eis voor de maximaal toelaatbare C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> (C<sub>NH<sub>4</sub>-H, max</sub>). – reactortype, via de specifieke eigen-

schappen met betrekking tot de zuurstofvoorziening in de reactor (propstream).

De consequenties van een bepaalde combinatie van vissoort en reactortype voor  $r_{\text{NH}_4\text{-H}}$  kunnen in drie mogelijkheden onderverdeeld worden:

- a.  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  is constant. Dit is het geval indien de concentratie van het limiterend substraat constant is (C<sub>O<sub>2</sub></sub>),
- b.  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  neemt af in de lengte-as van de reactor (1/2e-orde), door afname van de concentratie van NH<sub>4</sub> als limiterend substraat.
- c. als b. met O<sub>2</sub> als limiterend substraat.

Deze drie mogelijkheden zijn te herkennen in de gehanteerde proefopstellingen (tabel 2) en zijn schematisch weergegeven in afb. 4. Voor een willekeurige visteeltinrichting kan worden vastgesteld welke situatie, of een combinatie daarvan, van toepassing is, door vergelijking van concentraties gebaseerd op reactiekinetiek (C<sub>O<sub>2</sub></sub>/C<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub>), zoötechniek (C<sub>NH<sub>4</sub>-N, max</sub>) en reactortype (C<sub>O<sub>2</sub></sub>).

Voor geval a. kan in vergelijking 5 de bijbehorende maximale waarde van  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  worden ingevuld (afbeelding 4a); voor de mogelijkheden b. en c. dient een gemiddelde waarde van  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  te worden gehanteerd ( $\bar{r}_{\text{NH}_4\text{-N}}$ , afbeelding 4 b en c). Afbeelding 4 wordt verder toegelicht in 8.2.

De inhoud van de reactor wordt vastgesteld, uitgaande van het specifiek oppervlak van het pakkingmateriaal. Enige overdimensionering is uitsluitend zinvol om structurele veranderingen van P<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> of  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  op te vangen, en niet om het



hoofd te bieden aan incidentelen piekbelastingen.

De vorm van de reactor wordt uiteindelijk bepaald door de combinatie van oppervlaktebelasting en recirculatie-debiet.

### 8.2. recirculatie-debiet

Met behulp van vergelijking 5 is het biofilmoppervlak berekend dat in staat is de dagelijks geproduceerde hoeveelheid  $\text{NH}_4$  te verwijderen. Per passage van het teeltwater realiseert dit biofilmoppervlak een constante afname van  $C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  ( $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$ , afbeelding 4), die omgekeerd evenredig is met  $Q_r$  (vergelijking 2). Voor de mogelijkheden a, en c, is  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  maximaal gelijk aan  $C_{\text{NH}_4\text{-N,max}} - C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  (afb. 4a en c); voor situatie b, geldt  $C_{\text{NH}_4\text{-N,max}}$  als maximale waarde van  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  (afb. 4b). Aangezien de  $\text{NH}_4$ -productiesnelheid gedurende een etmaal varieert, zullen in het teeltbekken evenredige verhogingen van  $C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  optreden. Door  $Q_r$  af te stemmen op de maximale  $\text{NH}_4$ -productiesnelheid kan worden voorkomen dat  $C_{\text{NH}_4\text{-N,max}}$  wordt overschreden.

Uitgaande van een maximale  $\text{NH}_4$ -productiesnelheid die een factor 2 hoger is dan de gemiddelde  $P_{\text{NH}_4\text{-N}}$ , dient  $Q_r$  ingesteld te worden op een  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  die gelijk is aan de helft van de maximale waarde van  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$ . Dit leidt tot de volgende nuancerings van vgl. (2):

$\text{O}_2$ -limitatie (a. en c.):

$$Q_r = \frac{P_{\text{NH}_4\text{-N}}}{\frac{1}{2}(C_{\text{max}} - C_{\text{NH}_4\text{-N}}^*)} \quad (2a)$$

$\text{NH}_4$ -limitatie (b):

$$Q_r = \frac{P_{\text{NH}_4\text{-N}}}{\frac{1}{2}(C_{\text{max}} - C_c)} \quad (2b)$$

(Alle concentraties hebben betrekking op  $\text{NH}_4\text{-N}$ ;  $Q_r$  geeft het minimaal vereiste recirculatie-debiet aan).

Door de keuze van een hoger recirculatie-debiet dan berekend volgens 2a of 2b kan de vorm van de reactor worden beïnvloed.

Dit kan van belang zijn in situaties waar bijvoorbeeld de beschikbare hoogte beperkt is.

De ligging van  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  op de  $C_{\text{NH}_4\text{-N}}$ -as vertoont een 24 uur-ritme binnen een traject van  $2 \Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$ .

Bij mogelijkheid a, wordt de ondergrens van  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  gevormd door  $C_{\text{NH}_4\text{-N}}^*$  met  $C_{\text{NH}_4\text{-N,max}}$  als bovengrens (afbeelding 4a); met de bijbehorende waarde van  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  ligt nu naast de grootte van de reactor tevens de minimale  $Q_r$  volledig vast.

Indien sprake is van  $\text{NH}_4$ -limitatie in de reactor (afbeelding 4b) dient de minimum effluentconcentratie ( $C_c$ ) te worden gekozen en vervolgens  $Q_r$  te worden ingesteld op basis van  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  (volgens 2b).

Een lage waarde van  $C_c$  betekent een hoge waarde van  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  en een lage waarde voor  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  en omgekeerd (afbeelding 4b).

Aangezien  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  omgekeerd evenredig is met  $Q_r$  betekent dit dat in situatie b, binnen beperkte grenzen reactorvolume uitwisselbaar is met  $Q_r$ !

Bij mogelijkheid c, wordt  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  bepaald door  $\Delta C_{\text{O}_2}$  in de reactor (afbeelding 4c). Ook nu geldt dat de minimale  $Q_r$  wordt bepaald door  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$  (vergelijking 2a). Verder opvoeren van  $Q_r$  resulteert naast een afname van  $\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}}$ , tevens in een afname van  $\Delta C_{\text{O}_2}$ . Als gevolg hiervan neemt  $r_{\text{NH}_4\text{-N}}$  toe en zal eveneens kunnen worden volstaan met een kleinere reactorvolume.

Bij bovenvermelde werwijze wordt uitgegaan van een constante  $Q_r$ , afgestemd op de maximale  $\text{NH}_4$ -productiesnelheid. Daarnaast is het uiteraard mogelijk om de variatie in de  $\text{NH}_4$ -productiesnelheid op te vangen met een variabel recirculatie-debiet, te regelen op basis van  $C_{\text{NH}_4\text{-N,uit}}$ .

### 8.3. Bezinker

Hoewel de zeer fijne fractie organische stof in het visteeltwater slechts in geringe mate bijdraagt in de totale CZV, worden aan de (gedeeltelijke) verwijdering van deze deeltjes de argumenten ontleend (zie 4.) om oppervlaktebelastingen toe te passen in de range van  $5\text{--}10 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . Dergelijke lage belastingen benadrukken nogmaals de aantrekkelijkheid van het gebruik van lamellen-bezinkers in visteeltrecirculatiesystemen. Met het in 8.2 vastgesteld recirculatiegebied liggen de afmetingen van de bezinker vast.

### 9. Afvalstromen uit recirculatiesystemen

Het beschreven ontwerp van bezinker en oxidatie-eenheid, eventueel uitgebreid met een desinfectieopstelling, is gericht op beheersing van de interne waterkwaliteit van het teeltsysteem en niet primair op minimalisering van de uitwendige belasting op het milieu. Het gebruik van recirculatiesystemen resulteert uiteindelijk toch in een gereduceerde afvalstroom in vergelijking met doorstroomsystemen.

Er zijn twee afvalstromen te onderscheiden:

- de spui van teeltwater als gevolg van de gedeeltelijke verversing.
- de spui van de vaste verontreinigingen uit de bezinker.

De benodigde spui van teeltwater is bij recirculatiesystemen veel geringer dan bij doorstroomsystemen (zie 5.), overeenkomstig de doelstellingen. Bovendien is de totale  $\text{O}_2$ -behoefte van deze spui aanzienlijk gereduceerd door het verwijderen van de vaste verontreinigingen en de oxidatie van opgeloste organische stof en ammonium. Het teeltwater is derhalve te vergelijken met – en, afhankelijk van de te telen vissoort, in

veel gevallen beter dan – het effluent van een laagbelaste rioolwaterzuiveringsinstallatie. De scheiding van vaste- en vloeistoffase in de bezinker resulteert in een spui met een gering debiet en biedt in principe mogelijkheden tot een verdere verwerking van de afvalstoffen.

### 10. Verantwoording

Dit onderzoek kwam tot stand in samenwerking met de vakgroepen Visteelt & Visserij en Toxicologie van de Landbouwhogeschool door het beschikbaar stellen van proefopstellingen.

In het kader van doctoraal-onderzoek zijn de gegevens aangeleverd door L. Heinsbroek, B. Cattel, J. Kleine Staarman, E. Haken, A. Bruuns en W. Fleuren.

#### Literatuur

1. *Nota Viskweek* (1984). Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1984-1985, 18663, nrs. 1-2.
2. Hoogendoorn, H. (1983). *The African Catfish, (Clarias lazera C. & V., 1840) – A New Species for Agriculture*. Proefschrift, Landbouwhogeschool Wageningen, 135 pp.
3. Liao, P. B. and Mayo, R. D. (1974). *Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement*. *Aquaculture* 3, 61-85.
4. Wiekens, J. F. (1981). *Water quality requirements for intensive aquaculture: a review*. Publ. in Proc. World Symp. on Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation Systems, held at Stavanger, Norway, 1980: 17-37 (Vol. I).
5. Muir, J. F. and Roberts, R. J., eds. (1982). *Recent advances in aquaculture*. Westview Press Inc., Boulder, Colorado.
6. Colt, J. E. and Tchobanoglous, G. (1981). *Design of aeration systems for aquaculture*. Publ. in Proc. Bio-Engineering Symposium for Fish Culture, American Fisheries Society, (FCS Publ. 1): 138-148.
7. Henken, A. M. (1983). *Persoonlijke mededeling met betrekking tot ervaring vakgroep Visteelt & Visserij*. Landbouwhogeschool Wageningen.
8. Kamp, P. C. (1976). *Praktijk van de vlokverwijdering door bezinking*. St. P.V. Gez. Techn.: Curs. Coagulatieproc. i/d waterz. '75-'76, CB 9.
9. Harremoës, P. (1982). *Criteria for nitrification in fixed film reactors*. *Wat. Sci. Techn.* 14, 167-187.
10. Riemer, M. (1977). *Kinetics of denitrification in submerged filters*. Ph.D. Thesis, Technical University of Denmark, 213 pp.
11. Jansen, J. la Cour (1983). *Fixed film kinetics, removal of soluble substrates in fixed films*. Ph.D. Thesis, Technical University of Denmark.
12. Williamson, K. and McCarty, P. L. (1976b). *Verification studies of the biofilm model for bacterial substrate utilization*. *Journal WPCF* 48(2), 281-296.

