

(De)nitrificatie

Gerwin Leus, Ep Eding en Bram Klapwijk

In intensieve visteeltsystemen, in gebruik bij vrijwel alle Nederlandse paling- en meerval-telers, vindt hergebruik van water plaats daar een doorstroomsysteem economisch gezien niet haalbaar is. Doorstroming vergt namelijk naast grote hoeveelheden water van goede kwaliteit, veel energie om het aangevoerde water op te warmen tot een voor de kweek optimale temperatuur. Bovendien kan het ongezuiverd lozen van het systeemwater hoge heffingskosten met zich meebrengen. In een intensief systeem wordt het teeltwater daarom gerecirculeerd en gezuiverd teneinde de afvalstroom en warmteverliezen tot een minimum te beperken. Op de thema-avond van 11 februari jl. heeft dhr. Bram Klapwijk, als milieutechnoloog verbonden aan de Landbouwwuniversiteit, hierover verhaald. Een afstudeervak dat is uitgevoerd aan de vakgroep milieutechnologie van de Landbouwwuniversiteit, en door dhr. Klapwijk in samenwerking met dhr. Ep Eding is begeleid, werd tijdens deze avond aangehaald als praktijkvoorbeeld. Het onderstaande is een verkorte versie van de scriptie die naar aanleiding van dit experiment is geschreven door Gerwin Leus.

Nitrificatie

Na de eliminatie van vaste verontreinigingen wordt de resterende organische verbindingen en ammonium verwijderd in het biologische deel van de zuiveringsinstallatie, veelal in de vorm van een oxidatiebed (zgn. 'trickling-filter'). Een oxidatiebed is een reactor waar een bacteriefilm gehecht is aan een inert dragermateriaal, en waar het te zuiveren water van boven naar beneden doorheen sijpelt en lucht zonder bemleming door het gehele bed kan stromen.

In een oxidatiebed vinden twee omzettingprocessen simultaan plaats waarbij de te verwijderen stof (organische stof en ammonium) dienst doet als elektronendonor en zuurstof als elektronenacceptor. Twee verschillende groepen van bacteriën komen voor in een dergelijke (grotendeels) aërobe

biofilm. Te weten, heterotrofe bacteriën, verantwoordelijk voor de oxidatie van organisch materiaal waarbij uiteindelijk energie, biomassa en koolstofdioxide wordt geproduceerd, en autotrofe nitrificerende bacteriën. Het proces waarbij ammonium door bacteriën wordt omgezet in nitraat heet nitrificatie. De nitrificerende bacteriën behoren tot de familie *Nitrobacteriaceae*. Hiertoe behoren 7 soorten waarvan er 4 (*Nitrosomonas*, *Nitrospira* en *Nitrosolobus*) ammonium omzetten in nitriet en 3 (*Nitrobacter*, *Nitrospina* en *Nitrococcus*) nitriet omzetten in nitraat. *Nitrosomonas* en *Nitrococcus* domineren bij de eerste omzetting en *Nitrobacter* bij de tweede. Vaak wordt echter niet nauwkeurig onderzocht welke soorten voorkomen in het biologische filter en daarom spreken we meestal over *Nitrosomonas spec.* en *Nitrobacter spec.*

De reactievergelijkingen zijn voor respectievelijk de eerste en tweede stap:

(*Nitrosomonas spec.*)

$\text{NH}_4^+ + 1\frac{1}{2}\text{O}_2 \Rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} + \text{energie en biomassa}$

(*Nitrobacter spec.*)

$\text{NO}_2^- + 1\frac{1}{2}\text{O}_2 \Rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} + \text{energie en biomassa}$

De overall reactie is:

$\text{NH}_4^+ + \text{ZO}_2 \Rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} + \text{energie en biomassa}$

Uit bovenstaande formules valt af te leiden dat er per mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ voor de eerste stap 3,43 en voor de tweede 1,14 mg zuurstof nodig is. Totaal dus 4,57 mg zuurstof per mg ammoniumstikstof.

Aangezien een deel van de ammoniumstikstof in de biomassa van de bacteriën wordt opgenomen ligt het feitelijke zuurstofverbruik ongeveer rond de 4,3 mg zuurstof per mg ammoniumstikstof.

Verschillende milieufactoren beïnvloeden het nitrificatie proces. Te weten: temperatuur, zuurstofgehalte, ongedissocieerd ammoniak en nitriet, pH, organische stofbelasting, en hydraulische belasting. De optimale temperatuur ligt voor nitrificerende bacteriën ongeveer bij 33° C. Boven deze temperatuur neemt de nitrificatiesnelheid drastisch af. In een biologisch filter met een zuurstofconcentratie boven 2-4 mg/l is zuurstof geen limiterende factor en kan er maximale nitrificatie optreden. Vrij algemeen wordt aangenomen dat de nitrificatiesnelheid afneemt in zuur milieu. Bij een lage pH (< 6,5) remt het ongedissocieerde nitriet de nitrificatie en bij hoge pH (> 7,5) is er sprake van remming van in eerste instantie de *Nitrobacter spec.* door het ongedissocieerde ammoniak.

Uiteindelijk wordt in het oxidatiebed bij volledige nitrificatie nitraat gevormd alsmede H^+ -ionen hetgeen een verlaging van de pH tot gevolg zal hebben. Tevens wordt er zuurstof uit het water opgenomen. Afhan-

kkelijk van de snelheid van nitrificatie en de belasting van het oxidatiebed door afbreekbaar organisch materiaal zal er al dan niet koolstofdioxide worden geproduceerd dat deels opgenomen wordt door de lucht 'strippen' die door het filter stroomt.

Nitraatverwijdering zinvol als additionele zuiveringsstap in een recirculatiesysteem?

Afhankelijk van het management, de gekweekte vissoort, en de belasting en capaciteit van een dergelijk conventioneel zuiveringssysteem zal echter nog steeds ververst moeten worden teneinde de concentraties van o.a. nitriet en nitraat, gevormd tijdens het zuiveringsproces, op een aanvaardbaar niveau te houden. Omdat nitraat pas bij hoge concentraties acuut toxisch is, onder vinden de meeste gekweekte vissoorten geen directe schade van hogere nitraat concentraties. Vreden (1994) vond tijdens zijn 96 uur's experimenten een LC 50 voor paling van 1800 mg $\text{NO}_3^-\text{-N/l}^2$. Chronische blootstelling aan hogere nitraatgehaltes is echter een aanleiding tot een geringere voederopname en dus tot een lagere groei. Vreden (1994) vond in zijn experiment een negatieve correlatie tussen het nitraatgehalte van het systeemwater en de voederopname van paling:

$$\text{Voederopname (\% BW/d)} = 2.3222 - [0.001576 \times \text{nitraatgehalte (mg NO}_3\text{/l)}]$$

Het is voor een kwekerij dus van belang om een te grote accumulatie van nitraat tegen te gaan en zodoende een optimale voederopname en groei te waarborgen.

Het lozen van nitraatrijk systeemwater is een bijkomend probleem daar het effluent van een visteeltrecirculatiesysteem niet aan de eisen voldoet om geloosd te mogen worden op het oppervlaktewater. Om eutrofiëring van het oppervlaktewater tegen te gaan moet het stikstofgehalte van water dat geloosd gaat worden op het oppervlaktewater lager zijn dan 10 mg N/l (de som

van het organisch gebonden stikstof, ammoniumstikstof, en nitraatstikstof) en het fosfaat gehalte lager dan 1 mg P/l. Ook de eisen die gesteld worden aan het CZV-gehalte (60 mg/l) van het water is een belemmering voor het lozen van het effluent op het oppervlaktewater. In principe wordt het effluent van een viskwekerij dus altijd op het riool geloosd waar heffingskosten mee gemoeid zijn.

De regelgeving met betrekking tot het lozen van afvalwater is vastgesteld in de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (WVO). Het uitgangspunt is hierbij dat 'de vervuiler betaalt'. De hoogte van een dergelijke heffing wordt bepaald door de geloosde hoeveelheid heffingsstoffen. Deze hoeveelheid wordt uitgedrukt in aantallen inwoners equivalent (i.e.), te berekenen met de zgn. Rijksformule:

$$\text{Aantal i.e.} = Q/1.36 \times (\text{CZV} + 4,57 N)$$

waar:

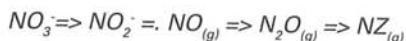
- Q = totale hoeveelheid afvalwater in m³ per etmaal geloosd
 CZV = chemisch zuurstofverbruik van het afvalwater in g/m³
 N = kjeldahlstikstof (organisch gebonden N + NH₄-N) in g/m³

De uiteindelijke heffingskosten die een kwekerij wordt opgelegd is afhankelijk van het waterschap waartoe de kwekerij behoort. De afzonderlijke waterschappen brengen namelijk verschillende, steeds hoger wordende, bedragen in rekening per vervuilingseenheid. In 1998 varieerden deze bedragen van fl. 69,- (Rijn en IJssel) tot fl. 135,- (Het Vrije van Sluis).

Samenvattend kan gezegd worden dat als nitraat verwijderd wordt uit een recirculatiesysteem minder water ververst hoeft te worden. Hierdoor zal een vermindering in energie- en waterverbruik optreden. Verder zal een lagere nitraatconcentratie een positieve invloed hebben op de groei van de vis.

Nitraatverwijdering door micro-organismen: Denitrificatie

In de denitrificatie doet nitraat bij afwezigheid van zuurstof (zgn. anoxische omstandigheden) dienst als elektronenacceptor bij de microbiologische ademhaling waarbij het wordt gereduceerd tot stikstofgas (N₂). Gelijktijdig vindt er oxidatie plaats van een organische stof (zgn. koolstofbron). De denitrificatie verloopt via een aantal tussenproducten:



Het denitrificatieproces kan spontaan optreden in een visteeltrecirculatiesysteem, bijvoorbeeld op plaatsen waar veel organische stof aanwezig is, zoals het slib aanwezig in een bezinker, en op andere plaatsen waar geen of onvoldoende zuurstof aanwezig is. Daarnaast is het ook mogelijk om een deelstroom van het recirculatie water gericht te behandelen in een denitrificatiereactor om zodoende een verlaging van het nitraatgehalte te bewerkstelligen.

Er zijn voorstellen om in een recirculatiesysteem gebruik te maken van een exogene koolstofbron, zoals methanol of acetaat. Een andere, en goedkopere, bron van koolstof voor denitrificatie is de organische stof geproduceerd binnen het recirculatiesysteem (faeces en ongegeten voer). Er is aangetoond dat een soortgelijk biologisch materiaal (varkensmest) denitrificatiesnelheden mogelijk maakt die hoger liggen dan wordt verkregen bij gebruikmaking van enkel methanol of acetaat (Lee *et al.*, 1995 volgens Philips en Love, 1995). Volgens Van Rijn (1996) is organisch materiaal afkomstig van een viskwekerij een uitstekende koolstofbron voor denitrificerende bacteriën. Hierdoor wordt niet alleen nitraat verwijderd maar ook wordt de uiteindelijke uitstoot van organisch afval, en dus van het chemisch zuurstofverbruik (CZV), vermindert.

Denitrificatie kan door een groot aantal bacteriën uitgevoerd worden, zoals *Pseudomonas denitrificans*, *Paracoccus denitrificans*, *Thiobacillus denitrificans*, *Pseudomonas aeruginosa* en *Bacillus licheniformis* (Schlegel, 1992). In denitrificatiereactoren wordt de compositie van de verschillende denitrificeerders beïnvloed door de beschikbare koolstofbron. Toevoeging van complexe organische verbindingen hebben een grotere diversiteit aan denitrificeerders in de denitrificator tot gevolg dan wanneer een eenvoudige organische verbinding dienst doet als koolstofbron (Van Rijn en Barak, 1998). Organisch materiaal in de vaste vorm kan niet direct door de micro-organismen gebruikt worden voor hun metabolisme, hiertoe scheiden denitrificerende bacteriën zogenaamde exo-enzymen uit die de complexe niet opgeloste verbindingen aanwezig in het organische materiaal omzetten (hydrolyseren) in minder complexe, opgeloste stoffen die door hun celmembranen kunnen worden geloodst om zo in hun koolstofbehoefte te voorzien.

Verschillende milieufactoren beïnvloeden het denitrificatie proces. Te weten: pH, zuurstofgehalte, temperatuur en in mindere mate de nitraatconcentratie. In het algemeen wordt aangenomen dat de denitrificatiesnelheid afneemt bij toenemende zuurstofconcentraties en dat deze nul wordt bij circa 0,5 mg/l. Denitrificeerders geven de voorkeur aan zuurstof omdat dit een efficiëntere elektronenacceptor is dan nitriet of nitraat. Algemeen wordt aangenomen dat zuurstof de enzymen nitriet- en nitraatreductase van de denitrificeerders onderdrukt. Daar de onderdrukking het sterkst geldt voor nitrietreductase en minder voor nitraatreductase zal bij hogere zuurstofconcentraties accumulatie van nitriet kunnen optreden.

Een temperatuurstijging brengt een toename van de groeisnelheid teweeg, het minimum, optimum en maximum liggen bij res-

pectievelijk 0, 40 en 50° C. Hoge pH's (boven ca. 8) en lage pH's (beneden ca. 6,5) beïnvloeden het proces negatief (Klapwijk et al., 1997).

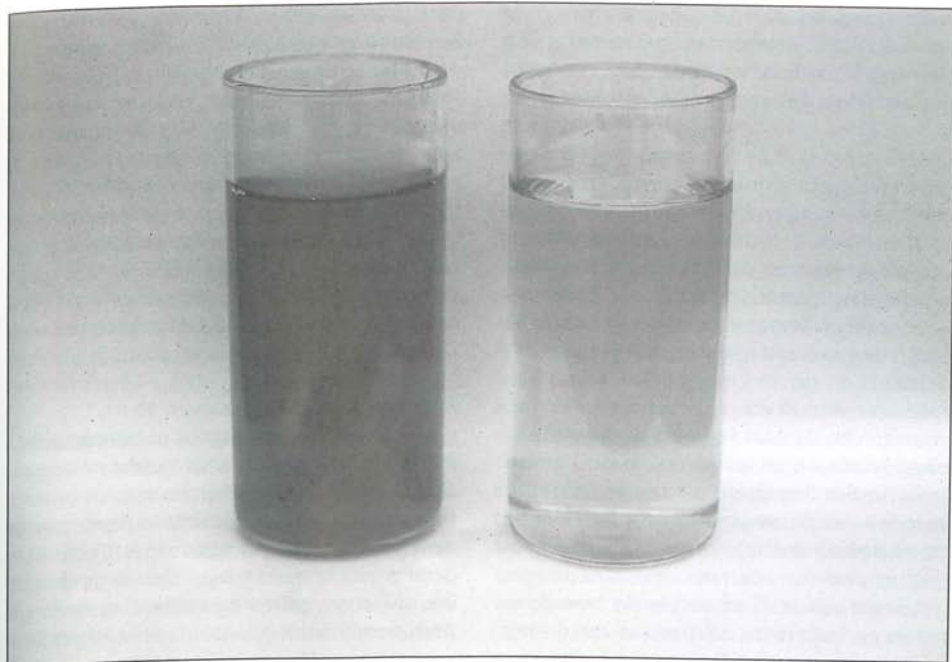
Als organische stof in overmaat aanwezig is heeft de nitraatconcentratie weinig invloed op de denitrificatiesnelheid, pas bij nitraat concentraties lager dan 1 mg/l treedt er nitraatlimitatie op en verloopt de reactie langzamer. Bij volledige nitraatverwijdering kunnen stoffen als sulfaat, sulfiet of thio-sulfaat door sulfaatreducerende bacteriën gebruikt worden als elektronenacceptor. Het eindproduct van een dergelijke reactie is het giftige waterstofsulfide (H_2S) en de vorming hiervan zal dus voorkomen moeten worden als denitrificatie wordt toegepast in een visteeltsysteem.

Als gevolg van het optreden van denitrificatie wordt hydroxide (OH^-) gevormd hierdoor wordt de eerdere daling van de pH, als gevolg van nitrificatie, gedeeltelijk gecompenseerd.

Proefopstelling

Het experimentele werk is uitgevoerd in de proefaccommodatie 'de Haar-vissen' van de leerstoelgroep Visteelt & Visserij aan de Landbouwniversiteit te Wageningen. De experimentele denitrificatiereactor werd parallel geschakeld aan een bestaand recirculatiesysteem waarin meerval gehouden werd. Nadat de verschillende componenten aan elkaar gekoppeld waren werd begonnen met het opstarten van de denitrificatiereactor.

Nitraatrijk systeemwater werd nadat het de plaatbezinker was gepasseerd, en dus de laagste zuurstofconcentratie heeft, met behulp van een slangenpomp onder in de denitrificerende opstroomreactor gevoerd. Het is van enig belang om systeemwater met een zo laag mogelijk zuurstofgehalte in de reactor te brengen daar anders de eveneens aangevoerde organische stof met zuurstof wordt geoxideerd en dus niet meer



ter beschikking staat voor de denitrificatie. Daar het gebruik van opstroomreactoren, al naar gelang de belasting, vaak nog enige uitspoeling van (bacterie)materiaal naar het systeemwater teweeg brengt, werd er in dit experiment gebruik gemaakt van een membraanfilter. Volgens Lubbecke *et al.*, (1994), Muller *et al.*, (1994) en Yamagiwa *et al.*, (1994) is membraanfiltratie een geschikt middel om onder andere biomassa te scheiden van een aanwezige waterfase. Bovendien is een membraanfilter betrouwbaar in gebruik en vraagt het minder plaats dan een conventionele bezinker. Met behulp van een actiefslib reactor uitgerust met een membraanfilter moet het mogelijk zijn om grotere dichtheden actiefslib in de reactor te behouden zonder gebruik te hoeven maken van een nabezinktank. Door de grotere slibdichtheden kan voldaan worden met een volumetrisch kleinere installatie. Extra bijkomstigheden zijn dat het gezuiverde water (permeaat) vrij is van vaste deel-

★ Permeaat (links) en influent (rechts) van het gebruikte membraanfilter, uitgerust met 30 nm membraanmodules.

tjes en het membraanfilter bepaalde bacteriën en de verschillende levensstadia van kieuw- en huidparasieten zoals *Dactylogyrus* en *Gyrodactylus spec.* tegenhoudt. Het membraanfilter dat gebruikt is in dit experiment bestond uit twee in serie geschakelde membraan elementen met een totaal oppervlak van 0,34 m². De poriegrootte van de gebruikte membranen bedroeg 30 nm. Er werd dus gebruik gemaakt van zogenaamde 'open ultra filtratie'. Aangaande de aanvoer van influent werd gebruik gemaakt van 'cross-flow filtratie', hierbij wordt het influent met hoge stromingssnelheid (4-5 m/s) over het membraanoppervlak geleid om zodoende turbulentie te creëren en op die manier vervuiling van de membraanmodules tegen te gaan. Als extra reiniging werden de membranen na elke 20 minuten

permeaat productie 10 seconden teruggespoeld. Alleen het permeaat afkomstig van het membraanfilter werd vervolgens teruggevoerd naar het recirculatiesysteem.

De plaatbezinker in het systeem werd om de drie dagen afgelaten en het materiaal werd opgevangen in een voorraadvat van 240 liter. Van hieruit werd met behulp van een slangenpomp een constante stroom in de opstroomreactor geleid om te dienen als koolstofbron voor de denitrificeerders. Na elke 3 dagen werd het voorraadvat schoon gemaakt en gevuld met een nieuwe voorraad spuislib uit de plaatbezinker. De aanvoer van koolstofbron werd gedurende de opstartfase en de eerste periode van het experiment ingesteld op ca. 55,5 ml/min hetgeen neerkomt op 240 liter in 3 dagen; de totale hoeveelheid spuislib afkomstig uit de plaatbezinker wanneer deze elke 3 dagen gespoeld wordt. Gedurende de tweede en derde periode werd de toevoer van dit materiaal aangepast en wel zo dat gedurende de tweede en derde periode respectievelijk, 2/3 deel en 1/3 deel van deze 3-daagse productie gedurende 3 dagen gevoed werd aan het slibbed. Omdat het slibbed in de reactor groeide werd gedurende het experiment regelmatig een deel van het slibbed gespuid. Er werd getracht om het in het in de reactor aanwezige slibbed zo constant mogelijk op 46 liter te houden.

Van de verschillende stromen in en uit de reactor werd gedurende het experiment vrijwel dagelijks de nitraat- en nitrietconcentratie bepaald. Aan de hand van deze data kan de nitraatbalans over de reactor worden opgesteld en met behulp van de zo berekende nitraatomzettingssnelheid kan de totale hoeveelheid NO_3^- -N dat per dag door de denitrificeerders wordt omgezet in stikstofgas worden bepaald. Aannemende dat per gram NO_3^- 2,86 gram CZV wordt geoxideerd, en dus wordt verwijderd uit het systeem, kan de totale hoeveelheid CZV die

de opstroomreactor per dag verwijderd worden berekend. Het CZV-gehalte van het organische substraat geeft aan hoeveel zuurstof er nodig is voor volledige oxidatie van de organische stof. Bij oxidatie met zuurstof worden er per mol zuurstof 4 mol elektronen opgenomen (halfreactie: $\text{O}_2 = 4e^- \Rightarrow \text{ZO}^{2-}$), bij oxidatie met nitraat worden er 5 mol elektronen opgenomen (halfreactie: $\text{NO}_3^- + 5e^- \Rightarrow 3\text{O}^{2-} + 0.5 \text{N}_2$). Dit betekent dat 1 mol nitraat is te vergelijken met 5/4 mol zuurstof, dus met 1 gram NO_3^- -N kan 2,86 gram CZV geoxideerd worden.

Algemeen functioneren van de denitrificatiereactor en het membraanfilter

Na het opstarten van de reactor vormde zich al snel een slibbed in de reactor en was denitrificatie waarneembaar in de vorm van opstijgende belletjes stikstofgas. Tijdens de proefperiode werd geen lichtslib gevormd, wel werd er opdrijving van slib waargenomen doordat het gevormde stikstofgas zich hechtte aan slibpartikels waardoor de soortelijke massa van het geheel afnam en begon te drijven. Ronddraaiende kettinkjes bovenin de reactor zorgden er echter voor dat dit gevormde cluster kapotgeslagen werd waardoor het stikstofgas verdween in de atmosfeer en een deel van het slib opnieuw bezonk. Dat deel van het slib dat toch uit de reactor stroomde werd opgevangen door het membraanfilter en zo werd het wegstromen van vaste deeltjes naar de teeltbekkens geheel tegengegaan.

Het membraanfilter functioneerde naar behoren de 4 maanden dat het gedraaid heeft. Hoewel de permeaat productie gedurende de eerste periode lichtelijk afnam bleef de productie van permeaat gedurende het laatste deel van het experiment constant (85 liter/uur/m² membraanoppervlak). Het permeaat was gedurende het gehele experiment van uitstekende kwaliteit en absoluut vrij van deeltjes (zie afbeelding). Slechts de beige tint van het systeemwater, naar alle waarschijnlijkheid veroorzaakt

door accumulatie van inerte humuszuren, werd niet verwijderd door het membraanfilter. Mogelijk kunnen bij gebruikmaking van kleinere poriegroottes deze relatief grote moleculaire verbindingen worden tegengehouden en op die manier worden verwijderd uit het systeem. Hoewel het membraanfilter uitstekend werk heeft verricht tijdens dit experiment is het in de praktijk mogelijk niet haalbaar om hier mee te werken. Naar alle waarschijnlijkheid zal dit geen onoverkomelijk probleem zijn als ter vervanging een bezinktank of drum/diskfilter wordt gebruikt.

Denitrificatie in de opstroomreactor

De gemiddelde nitraatconcentratie van het nitraatrijke systeemwater dat naar de reactor werd gevoerd bedroeg gedurende het experiment 612,7 mg NO_3^-/l . Als gevolg van de warmteproductie door de pomp het membraanfilter bedroeg de gemiddelde temperatuur van het slibbed in de reactor 30,8° C.

Het gemiddelde volume van het slibbed bedroeg op het moment van monsternamen in de eerste periode 54.8 ± 0.9 liter en gedurende de tweede en derde respectievelijk 51.9 ± 0.1 en 47.8 ± 1.2 liter. Het gemiddelde drogestofgehalte van het slibbed gedurende de drie deel experimenten bedroeg 26.7 ± 1.0 g/l in de eerste periode, 31.2 ± 0.7 g/l in de tweede en 31.5 ± 0.3 g/l gedurende het laatste deel experiment. De slibleeftijd bedroeg gedurende de eerste periode 14.3 dagen en gedurende de tweede en derde periode bedroeg de slibleeftijd respectievelijk 19.8 en 73.7 dagen.

De gemiddelde pH-waarden van het ingaande nitraatrijke water en het effluent dat uit de opstroomreactor stroomt bedroeg in de eerste periode 7.03 en 7.60, 6.96 en 7.47 in de tweede periode, en in de derde periode steeg de pH over de reactor van 6.84 naar 7.22.

Tijdens de eerste periode van dit experiment werd door de denitrificatiereactor ge-

middeld 32.4 ± 3.1 gram nitraatstikstof ($\text{NO}_3^- \text{-N}$) per dag verwijderd. De snelheden waarmee nitraatstikstof werd verwijderd in de tweede en de derde periode van dit experiment bedroegen 29.7 ± 2.4 en 17.4 ± 1.0 gram $\text{NO}_3^- \text{-N}/\text{dag}$.

Uitgedrukt per eenheid slib (droge stof), aanwezig in de reactor op het moment van monsternamen, zien de dagelijkse denitrificatiesnelheden er voor de verschillende periodes als volgt uit: 22 mg $\text{NO}_3^- \text{-N}/\text{g}$ in de eerste periode, en 18, respectievelijk, 12 mg $\text{NO}_3^- \text{-N}/\text{g}$ gedurende de tweede en derde periode.

Met behulp van nitraatomzettingssnelheden kan de maximaal met nitraat geoxideerde hoeveelheid CZV worden berekend door de verwijderde hoeveelheid nitraatstikstof te vermenigvuldigen met een factor 2.86. Uitgaande van de gemiddelde hoeveelheden nitraatstikstof dat per dag verwijderd werd tijdens de drie deel experimenten ziet de CZV verwijdering er als volgt uit: 92.6 gram CZV/dag in de eerste periode en 85.0, respectievelijk, 49.7 gram CZV/dag in de tweede en derde periode.

Dimensionering

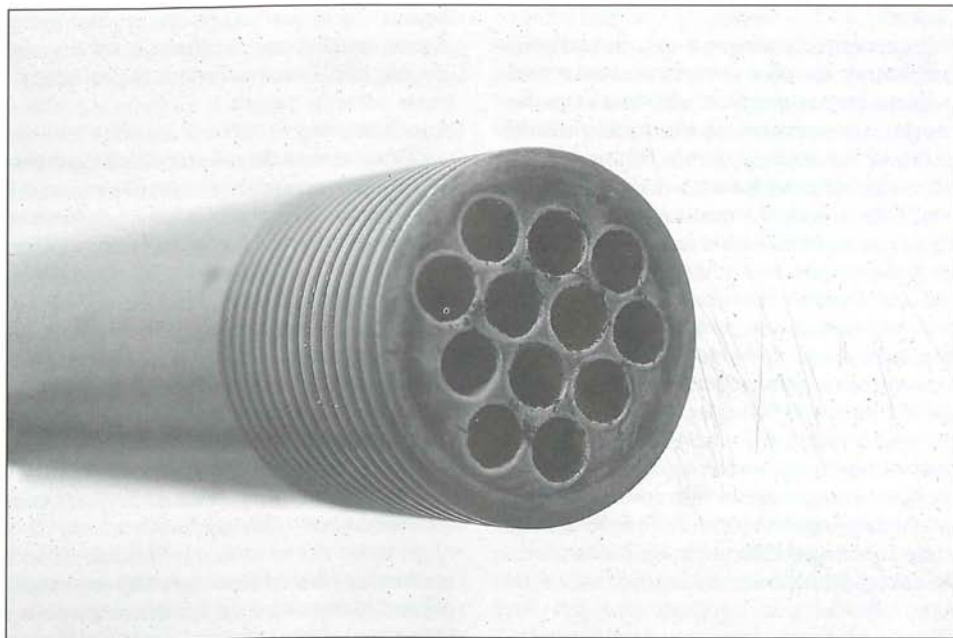
De CZV-balans en de stikstof-, en drogestofbalans van een visteeltsysteem waarin meerval wordt gekweekt is weergegeven in onderstaande tabel (volgens Eding, ongepubliceerd). De waardes zijn vermeld in grammen per kilogram voer. Eding is hierbij uitgegaan van de vuilproductie per kilogram voer in een 100 tons meervalkwekerij met een aan de praktijksituatie gelijke verdeling van de verschillende gewichtsklassen. In de tabel van Eding ontbreekt oorspronkelijk de CZV-balans, deze is met behulp van berekeningen en experimentele waarnemingen ingevuld:

Een kwekerij die op jaarbasis 100 ton meerval produceert zal op dagen dat de standing stock het grootste is ongeveer 327 kilogram voer verstrekken. Ervan uitgaande dat de

	Droge stof (g/kg)	Stikstof (g0/kg)	CZV (g/kg)
Voer	920	78.4	1209.8
Faecale verliezen:	289.6	7.4	174.9
bezinkbaar	121.6	4.1	96.0
niet-bezinkbaar	168.0	3.2	78.9
Respiratie			282.9
Non-faecale verliezen	294.8	40.3	184.2
Biomassa	335.3	30.8	567.8

stikstof uitstoot gelijk is aan 47.7 ($40.3 + 7.4$) gram per kilogram voer, komt dit neer op een maximale dagelijkse nitraatstikstof productie van 15600 gram NO_3^- -N. De maximaal toelaatbare nitraatstikstofconcentratie van het systeemwater wordt vast gezet op 200 mg NO_3^- -N N/l, en er wordt gesteld dat de te dimensioneren reactor naar behoren functioneert en dat het effluent uit de reactor slechts een nitraatstikstofconcentratie heeft van 10 mg NO_3^- -N/l. Het drogestofge-

halte va het slibbed is gelijk aan 30 mg/l. De denitrificatiesnelheid wordt geacht gelijk te zijn aan de snelheid die gevonden is tijdens de derde periode van het experiment; 12 mg NO_3^- - N/g slib/dag. De maximaal toelaatbare oppervlaktebelasting van het slibbed volgt ook uit de resultaten van dit experiment; 0.3 m/h. Er wordt verondersteld dat er geen denitrificatie elders in het systeem plaats heeft. Uit dit alles volgt dat de flow door de de-



★ Close-up van de gebruikte membraanmodule (30 nm, 0.17 m²)

nitrificatiereactor gelijk moet zijn aan $(15600 \text{ g NO}_3\text{-N/dag}) / (200\text{-}10) \text{ g NO}_3\text{-N/m}^3$ 3.42 m^3 per uur. Rekening houdend met een maximale oppervlakte belasting van $0.3 \text{ meter per uur}$ betekent dit dat de oppervlakte van de reactordoorsnede gelijk dient te zijn aan 11.4 m^2 . Het aan kilogrammen slib (drogestof) dat nodig is om de maximaal geproduceerde hoeveelheid nitraatstikstof in een dag te denitrificeren is gelijk aan $(15600 \text{ g NO}_3\text{-N} / 12 \text{ g NO}_3\text{-N/kg slib})$ 1300 kilogram . De reactor inhoud is in dit geval gelijk aan $(1300 \text{ kg} / 30 \text{ kg slib/m}^3)$ 43.3 m^3 . De minimale hoogte van de reactor zal dan gelijk moeten zijn aan $(43.3 \text{ m}^3 / 11.4 \text{ m}^2)$ 3.8 meter .

Bij deze berekening is geen rekening gehouden met een eventuele nitraatverwijdering buiten de opstroomreactor, waar schijnlijk zal dit in een praktijksituatie zeker voorkomen met als gevolg dat volgens bovenstaande dimensionering een overcapaciteit aanwezig zal zijn.

De hoge temperatuur van het slibbed zoals omschreven in dit experiment zorgt mogelijk voor hogere denitrificatiesnelheden dan die haalbaar zijn in een praktijksituatie. Aangezien denitrificatie sneller verloopt bij hogere temperaturen zal dit juist pleiten voor een ruimere dimensionering. Hoewel aan de andere de hier gekozen denitrificatiesnelheid van $12 \text{ mg NO}_3\text{-N slib/dag}$ aan de voorzichtige kant is, moet worden geconcludeerd dat op basis van dit experiment nog slechts globale richtlijnen te geven zijn voor de dimensie van een dergelijke opstroomreactor in een praktijksituatie.

Literatuur

- Hark S.B. van den, 1995. *Denitrificatie in een visteeltrecirculatiesysteem*. Doctoraal verslag nr. 95-18 leerstoelgroep Visteelt & Visserij, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Klapwijk A., Rensink J.H., & Spanjers H., 1997. *Collegedictaat Biologische waterzuivering*. Collegedictaat van de leerstoelgroep Milieu-

technologie, Landbouwniversiteit Wageningen.

- Lubbecke S., Vogelpohl A., & Dewjanin W., 1995. Wastewater treatment in a biological high-performance system with high biomass concentration. *Water Research*, 3: 793-802
- Muller E.B., Stouthamer H.W., Verseveld H.W. van, & Eikelboom D.H., 1995. Aerobic domestic waste water treatment in a pilot plant with complete sludge retention by cross-flow filtration. *Water Research*, 4: 1179-1189.
- Philips J.B., & Love N.G., 1998. Biological Denitrification Using Upflow Biofiltration In Recirculating Aquaculture Systems: Pilot-Scale Experience and Implications for Full-Scale. *International Recirculating Aquaculture Conference*, Virginia.
- Rijn J. van, & Barak Y., 1998. Denitrificatie in Recirculating Aquaculture Systems: From Biochemistry to Biofilters. *International Recirculating Aquaculture Conference*, Virginia.
- Rijn J. van, 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture - A review. *Aquaculture*, 139: 181-201.
- Schlegel H.G., 1992. *General Microbiology*. Cambridge university press, 7^e druk: 655 p.
- Vreden A, 1994. *Het effect van watersuppletie op de waterkwaliteit en voederbenutting bij de Europese aal (Anguilla anguilla)*. Doctoraal verslag nr. 8214 leerstoel Visteelt & Visserij, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Yamagiwa K., Oohira Y., Ohkawa A., 1994. Performance evaluation of a punging liquid jet bioreactor with crossflow filtration for smallscale treatment of domestic wastewater. *Bioresource Technology*, 50: 131-138.

