

Wat met rejectiewater?

Eveline I.P. Volcke, Kris Villez, Stijn W.H. Van Hulle, Peter A. Vanrolleghem
 Vakgroep Toegepaste Wiskunde, Biometrie en Procesregeling (BIOMATH), Universiteit Gent

Mark C.M. van Loosdrecht

Afdeling voor Biotechnologie, Technische Universiteit Delft

E-mail: eveline.volcke@biomath.ugent.be

Vanop Europees niveau worden steeds strengere normen opgelegd betreffende de stikstofspecies in het effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's). Bestaande installaties kunnen worden uitgebreid, zodat extra nitrificatie- en/of denitrificatiecapaciteit wordt voorzien om aan de verstrengde normen te voldoen. Een goedkopere oplossing bestaat veelal in de aparte behandeling van stikstofrijke deelstromen, die een belangrijk deel van de stikstofvracht van het influent vertegenwoordigen, zoals het rejectiewater van installaties met slibvergisting.

Het rejectiewater, dat zowel het supernatans van de slibvergisting als het water afkomstig van de slibontwatering omvat, vertegenwoordigt tot 25 procent van de stikstofbelasting op de hoofdwatertlijn, voor een volume van slechts twee procent (Janus en Van der Roest, 1997). In het geval de slibvergistings- en ontwateringsinstallatie ook slib van andere waterzuiveringsinstallaties verwerkt, kan het aandeel van het rejectiewater in de totale stikstofbelasting nog verder oplopen.

Het rejectiewater kan worden gerecirculeerd naar de hoofdwaterzuiveringsinstallatie en samen met het eigenlijke influent worden behandeld. De hoeveelheid stikstof in het effluent wordt dan bepaald door de voorheen onbenutte aëratiecapaciteit van de hoofdwaterzuivering, de aërobe slibverblijftijd en de aanwezigheid van een denitrificatiezone. Indien de hoofdwaterzuivering enkel voor koolstofverwijdering werd ontworpen, is zijn aëratiecapaciteit meestal onvoldoende om alle ammoniakale stikstof in het rejectiewater om te zetten.

Aangezien nitrificatie een traag proces is in vergelijking met koolstofverwijdering, is er ook nood aan een voldoende lange aërobe slibverblijftijd, wat zich vertaalt in grote reactorvolumes. Het is ook mogelijk dat de denitrificatiecapaciteit van de waterzuiveringsinstallatie onvoldoende is, bijvoorbeeld omdat deze enkel werd ontworpen voor

koolstofverwijdering en nitrificatie. In dit geval moet het anoxisch volume worden vergroot (indien mogelijk) of moet een koolstofbron worden toegevoegd.

Siegrist (1996) geeft aan dat een permanente anoxische zone van 25 procent van het actief slibvolume een globale stikstofverwijdering van vijftig tot zestig procent verzekert, terwijl voor het verdunde en reeds deels geoxideerde Zwitserse afvalwater niet meer dan zeventig procent stikstofverwijdering door denitrificatie kan worden bekomen, zonder substantiële toename van de anoxische zone of het toevoegen van externe koolstofbron. In het laatste geval neemt niet alleen de slibproductie toe, maar is ook controle vereist om nitraatlimitatie of verlies van koolstofbron te vermijden. De afzonderlijke behandeling van rejectiewater biedt verschillende voordelen:

- De stikstofbelasting van de hoofdwaterzuivering wordt beduidend verminderd, net als problematische variaties in de stikstofbelasting (veroorzaakt bv. door discontinue slibontwateringstechnieken). Het effect is meer uitgesproken in de winter, bij koudere temperaturen van het afvalwater, zoals aangetoond in een simulatiestudie uitgevoerd door Wett en Alex (2003). Diezelfde simulatiestudie gaf ook aan dat een egalisatietank voor de rejectiewaterstroom niet hetzelfde effect geeft als een afzonderlijke behandeling ervan, aangezien huishoudelijke afvalwaterzuiveringsinstallaties 's nachts te weinig denitrificatiecapaciteit hebben door lage concentraties aan organisch materiaal.
- De hoge ammoniumconcentraties en de hoge temperatuur van het rejectiewater (tot 30-35°C) verhogen de nitrificatie- en denitrificatiesnelheid, waardoor reactorvolumes kunnen worden beperkt.
- Aparte behandeling van het rejectiewater resul-

teert ook in een verhoogde processtabiliteit (Wett en Alex, 2003): bij recirculatie van het rejectiewater naar de hoofdwaterruiveringsinstallatie, kan oxidatie van de ammonium-piekbelastingen daar een bijna volledige uitputting van de buffercapaciteit veroorzaken, resulterend in een pH-daling en dus een afname van de nitrificatiesnelheid. Dit effect is nog meer uitgesproken wanneer bijkomende beluchting in de hoofdwaterruivering ten koste gaat van de denitrificatiezone.

Als nadelen van aparte rejectiewaterbehandeling kan een verhoogde complexiteit van de globale waterruiveringsinstallatie worden genoemd, alsook de investeringskosten voor de bouw van één of meerdere reactoren voor afzonderlijke rejectiewaterbehandeling. Om deze redenen wordt in Vlaanderen, waar slibvergisting de laatste jaren meer en meer wordt toegepast, voor de behandeling van het rejectiewater bijna steeds gekozen voor uitbreiding van de hoofdwaterruiveringsinstallatie (Aquafin, persoonlijke communicatie), al is de investeringskost hiervoor ook niet gering.

Figuur 1 situeert de behandeling van rejectiewater in een rwzi. Voor de afzonderlijke behandeling van rejectiewater kunnen zowel fysisch/chemische technieken als biologische technieken worden aangewend. De biologische technieken zijn doorgaans economisch interessanter dan fysisch/chemische technieken zoals MAP(magnesiumammoniumfosfaat, MgNH4PO4)-precipitatie of ammoniakstripping (Siegrist, 1996; Mulder, 2003) en worden in

dit artikel op een rijtje gezet. Verschillende types biologische processen worden hierbij onderscheiden:

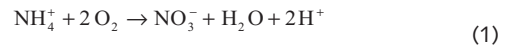
- processen die steunen op 'klassieke' nitrificatie/denitrificatie over nitraat;
- bio-augmentatietechnieken, die 'klassieke' nitrificatie/denitrificatie over nitraat combineren met enting van nitrificeerders in de hoofdwaterruiveringsinstallatie;
- processen met bevordering van de nitrificatie/denitrificatie over nitriet;
- processen die gedeeltelijke nitrificatie over nitriet (partiële nitrificatie) combineren met anaërobe ammoniumoxidatie (anammox);

Elk van deze categorieën wordt in de volgende paragrafen besproken.

1. Nitrificatie/denitrificatie over nitraat

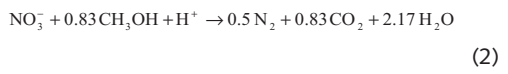
1.1 Principe

Een eerste reeks technieken berust op 'klassieke' nitrificatie/denitrificatie, i.e. een combinatie van autotrofe nitrificatie en heterotrofe denitrificatie, over nitraat. Tijdens de nitrificatie wordt ammonium (NH₄⁺) via nitriet (NO₂⁻) met zuurstof geoxideerd tot nitraat (NO₃⁻) door autotrofe bacteriën:



Merk op dat enkel de katabolische reactie is weergegeven, slibgroei wordt niet beschouwd in de vereenvoudigde reactiestoichiometrieën in deze bijdrage.

De daaropvolgende denitrificatie bestaat uit de reductie van nitraat via nitriet tot stikstofgas (N₂) door heterotrofe bacteriën. In tegenstelling tot de autotrofe bacteriën, die CO₂ aanwenden als koolstofbron, gebruiken de heterotrofen een organische koolstofbron, zoals methanol (CH₃OH), die indien nodig extern moet worden toegevoegd:

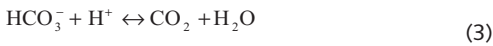


Figuur 1: Implementatie van rejectiewaterbehandelingen bij RWZI's.

Klassieke nitrificatie/denitrificatie over nitraat vindt plaats in de hoofdwaterruiveringsinstallatie, waar-

naar het rejectiewater kan worden gerecirculeerd, maar kan ook worden toegepast in afzonderlijke installaties voor de behandeling van rejectiewater.

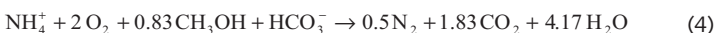
Oxidatie van de hoge ammoniumconcentraties bij aparte rejectiewaterbehandeling veroorzaakt een beduidende verzuring, die verdere ammoniumomzetting verhindert door limitatie van vrij ammoniak (NH_3) als eigenlijk substraat (Anthonisen *et al.*, 1976) en door salpeterigzuur (HNO_2)-inhibitie. Typisch zijn in slibvergistingswater echter evenveel molen bicarbonaat als ammonium aanwezig, zodat de helft van de geproduceerde protonen (2 per mol omgezet ammonium) wordt gecompenseerd door CO_2 -stripping:



Voor stromen met equimolaire hoeveelheden ammonium en bicarbonaat kan zonder bijkomende pH-controle dus typisch de helft van het aanwezige ammonium worden omgezet vooraleer de pH te sterk daalt en verdere omzetting verhindert. Om de reactie verder te laten lopen, moet de pH gecorrigeerd worden. Dit kan door het toevoegen van base of door het inlassen van een denitrificatiefase met toevoeging van een externe koolstofbron zoals methanol.

De laatste optie is goedkoper (Hellings *et al.*, 1998; Mulder *et al.*, 2001) en wordt bijgevolg zoveel mogelijk in de praktijk toegepast, ook als denitrificatie strikt genomen niet nodig is omdat de hoofdwaterruiveringsinstallatie nog voldoende denitrificatiecapaciteit bezit. Volledige denitrificatie volstaat voor compensatie van de helft van het aantal geproduceerde protonen bij volledige nitrificatie.

Voor stromen met equimolaire hoeveelheden ammonium en bicarbonaat, verzekert CO_2 -stripping, in combinatie met denitrificatie, theoretisch volledige compensatie van de bij de nitrificatie geproduceerde protonen. De globale reactie wordt dan:



1.2 Uitvoering en toepassingen

'Klassieke' nitrificatie/denitrificatie over nitraat kan worden toegepast op ammoniumrijke stromen, zoals rejectiewater, op voorwaarde dat door middel van beluchting voldoende zuurstof kan worden toegevoerd naar het systeem en dat voldoende koolstofbron beschikbaar is voor denitrificatie. De koolstofbron wordt dikwijls extern toegevoegd, aangezien het rejectiewater zelf doorgaans een voor denitrificatie ongunstig lage C/N-verhouding bezit. De nitrificatie en denitrificatie vinden ofwel plaats in één intermitterend beluchte reactor ofwel in twee afzonderlijke reactoren, doorgaans met recirculatie om pH-effecten te compenseren. De bekomen ammoniumconcentratie in het effluent is lager naarmate de slibverblijftijd (SRT) in de reactor toeneemt. Indien men zeer lage ammonium-effluentconcentraties wil bekomen, wordt een hoge SRT toegepast. Voor de behandeling van rejectiewater is doorgaans echter eerder een behoorlijke conversie dan een lage ammonium-effluentconcentratie vereist, vermits deze stroom na behandeling wordt teruggestuurd naar de hoofdwaterruivering.

In het geval de SRT relatief kort wordt gehouden, kan de nitrificatie/denitrificatie trouwens worden kortgesloten over nitriet, in plaats van over nitraat, wat aanzienlijke besparingen met zich meebrengt (zie paragraaf 3). Toch wordt soms geopteerd voor nitrificatie/denitrificatie over nitraat bij relatief hoge SRT-waarden, omwille van de wat eenvoudiger procesvoering (minder controle vereist) of omdat men toch lagere effluentconcentraties wil bekomen, ook al is dit niet steeds de meest economische oplossing.

Verskillende reactortypes kunnen worden aangevend en worden hierna besproken:

- continue, volkomen gemengde reactoren (CSTR, continuously stirred tank reactor);
- sequentiële batch-reactoren (SBR, sequencing batch reactor);
- biofilm airlift suspensie (BAS)-reactoren;
- membraan-bioreactoren (MBR, membrane bioreactor).

1.2.1 Reactoren van het CSTR-type

Voor de behandeling van rejectiewater wordt ofwel één intermitterend beluchte CSTR gebruikt, waarin aërobe fasen voor nitrificatie en anoxische fasen voor denitrificatie elkaar afwisselen, ofwel een aërobe CSTR en een anoxische CSTR in serie, met recirculatie tussen beide (voor pH-stabilisatie). Omwille van de eenvoud worden CSTR-reactoren voor de behandeling van rejectiewater meestal bedreven zonder slibretentie, zodat de hydraulische verblijftijd (HRT) gelijk is aan de slibverblijftijd (SRT).

Het bedrijven van een CSTR zonder slibretentie bij hogere SRT correspondeert bijgevolg met een toenemend benodigd reactorvolume voor eenzelfde influentdebiet. Indien de aërobe verblijftijd voldoende kort (typisch één dag) gehouden wordt, wordt hoofdzakelijk stikstofverwijdering via de nitrietroute bewerkstelligd en wordt naar dit proces verwezen als het SHARON-proces (zie paragraaf 3.2).

Op de rwzi-Utrecht (Nederland), 400,000 I.E., was conventionele uitbreiding slechts mogelijk voor relatief hoge investeringskosten en wordt een twee-reactor CSTR-systeem toegepast voor de behandeling van rejectiewater. Omdat het rejectiewater er relatief lage ammoniumconcentraties bevat (400-750 mg $\text{NH}_4^+\text{-N l}^{-1}$) en een nitrificatie-efficiëntie van meer dan 95 procent vereist was, werd de aërobe verblijftijd er boven één dag gehouden, zodat stikstof er hoofdzakelijk via de nitraatroute wordt verwijderd (van Kempen *et al.*, 2001).

Om deze reden betreft het geen SHARON-proces in de strikte zin (met stikstofverwijdering voornamelijk via de nitrietroute). Door implementatie van het zijstroomproces (maximum stikstofbelasting 0.2 kg $\text{N m}^{-3}\text{d}^{-1}$) werd de stikstofbelasting van de hoofdlijn met dertig procent verminderd en werd zijn gemiddelde effluentconcentratie teruggebracht van zestien naar 11 mg Kjeldahl-N/l (van Kempen *et al.*, 2001).

Sedert januari 2003 is ook op de rwzi-Zwolle (Nederland), 200,000 I.E., een 'SHARON'-reactor operationeel voor de behandeling van – deels van externe rwzi's afkomstig – rejectiewater (700 mg $\text{NH}_4^+\text{-N l}^{-1}$), dat vijftien tot twintig procent van

de totale stikstofaanvoer uitmaakt (WaterForum Online, 20 mei 2003). Vermits ook hier stikstof in hoofdzaak wordt verwijderd via de nitraatroute (en niet via de 'kortere' nitrietroute) om een hoog rendement te bekomen, betreft het geen SHARON-reactor in de strikte zin.

1.2.2 Reactoren van het SBR-type

Een SBR-reactor is een intermitterend bedreven batch-reactor, met een aeratiefase voor nitrificatie, een anoxische fase voor denitrificatie, aangevuld met o.m. een sedimentatiefase en decantatiefase. In vergelijking tot een intermitterend bedreven CSTR zonder slibretentie, duurt een cyclus bij een SBR langer omwille van sedimentatie en decantatie. Het totale reactorvolume van een SBR (met slibretentie) is echter kleiner dan dat van een CSTR zonder slibretentie: voor de rejectiewaterbehandeling met een SRT van vijf dagen van een rwzi met 100,000 I.E. is het nodige volume van een CSTR 1000 kubieke meter, dat van een SBR 500 kubieke meter (Siegrist, 1996). Het verschil in benodigd reactorvolume wordt echter kleiner voor afnemende SRT en groter bij lagere stikstofgehalten.

Op de Linköping waterzuiveringsinstallatie in Zweden (Karsson, 1994), wordt rejectiewater apart behandeld in een SBR met intermitterende nitrificatie/denitrificatie (SRT > 20 dagen; $T > 18^\circ\text{C}$) met toevoeging van gehydrolyseerd zetmeel als koolstofbron. Het totale stikstofverwijderingsrendement bedraagt 75 procent.

1.2.3 BAS-reactoren

Een BAS-reactor is een gefluidiseerd bed-reactor, opgebouwd uit twee concentrische buizen, waarbij de reactorvloei stof in de binnenste buis stijgt en in de buitenste daalt. Onderaan de binnenste buis wordt zuurstof toegevoegd die samen met mixers voor dit stroompatroon zorgt. In deze reactoren wordt gebruik gemaakt van een inert dragermateriaal voor de biomassa, waardoor de biomassaconcentratie er tot twintig keer groter kan zijn dan in klassieke actiefslib systemen (Janus en van der Roest, 1997). Als gevolg hiervan kan met korte verblijftijden gewerkt worden (Garrido *et al.*, 1997).

De maximale stikstofbelasting bij negentig procent nitrificatie in een volle schaal-installatie (hoogte 15

meter) bedraagt $3.3 \text{ kg Nm}^{-3}\text{d}^{-1}$, waarbij zuurstofoverdracht de limiterende factor is voor ammoniumconversie (Janus en van der Roest, 1997). Indien ook denitrificatie gewenst is, kan een airlift reactor met geïntegreerd anoxisch compartiment worden gebruikt.

Bij een volle schaal-toepassing (130 kubieke meter) van zo'n reactor voor de behandeling van afvalwater uit de aardappelverwerkende industrie werden hoge omzettingssnelheden voor COD (gemiddeld $3 \text{ kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$) en ammonium ($> 1 \text{ kg m}^{-3}\text{d}^{-1}$) vastgesteld, samen met een hoge denitrificatie-efficiëntie ($>$ negentig procent) (Frijters *et al.*, 2000).

Voor de behandeling van rejectiewater zijn ons geen volle schaal-toepassingen van dit type reactoren bekend. Wellicht omdat het behandelde rejectiewater meestal wordt gerecirculeerd naar de hoofdwaterzuivering en het behalen van een strikte effluentkwaliteit bijgevolg geen primaire vereiste is.

1.2.4 Membraan-bioreactoren

In een membraan-bioreactor (MBR) wordt het slib afgescheiden van het gezuiverde effluent door middel van een membraan, in tegenstelling tot de 'klassieke' processen waar dit via sedimentatie gebeurt. De membraanfiltratie verzekert een hoge biomassaconcentratie en een hoge temperatuur (35°C) door energiedissipatie. Net zoals bij BAS-reactoren, die ook een hoge biomassaconcentratie bezitten, is de zuurstofoverdracht ook hier de limiterende factor voor ammoniumconversie.

Dit werd bewezen in een onderzoeksproject voor de behandeling van rejectiewater in een MBR beschreven door Janus en Van der Roest (1997), waar de maximale stikstofbelasting van het systeem voor complete nitrificatie $4.4 \text{ kg N m}^{-3}\text{d}^{-1}$ bedroeg voor een zuurstofoverdrachtssnelheid van $1 \text{ kg O}_2 \text{ m}^{-3}\text{h}^{-1}$. De optimale biomassaconcentratie was $20 \text{ kg MLSS m}^{-3}$. Uitgedrukt per hoeveelheid biomassa bedroeg de maximale stikstofbelasting dus $0.22 \text{ kg N (kg MLSS)}^{-1}\text{d}^{-1}$.

Ghyoot *et al.* (1999) bekwamen bij het opstarten van een MBR voor de behandeling van rejectiewater ($293 \text{ g Kjeldahl-Nm}^{-3}$) volledige nitrificatie bij een vergelijkbare stikstofbelasting van $0.164 \text{ kg N (kg MLSS)}^{-1}\text{d}^{-1}$, voor een gegeven slibconcentratie van $2.7 \text{ kg MLSS m}^{-3}$. Hierbij werd nitrietaccumu-

latie vastgesteld en toegeschreven aan de hoge slibbelasting, waarop deze werd verlaagd.

Hier dient opgemerkt dat membraan-bioreactoren in de praktijk vooral worden gebruikt in situaties waar een zeer goede effluentkwaliteit vereist is. Bijgevolg zijn er in dit type reactoren slechts weinig toepassingen voor rejectiewater, dat na behandeling doorgaans wordt gerecirculeerd naar de hoofdwaterzuiveringsinstallatie.

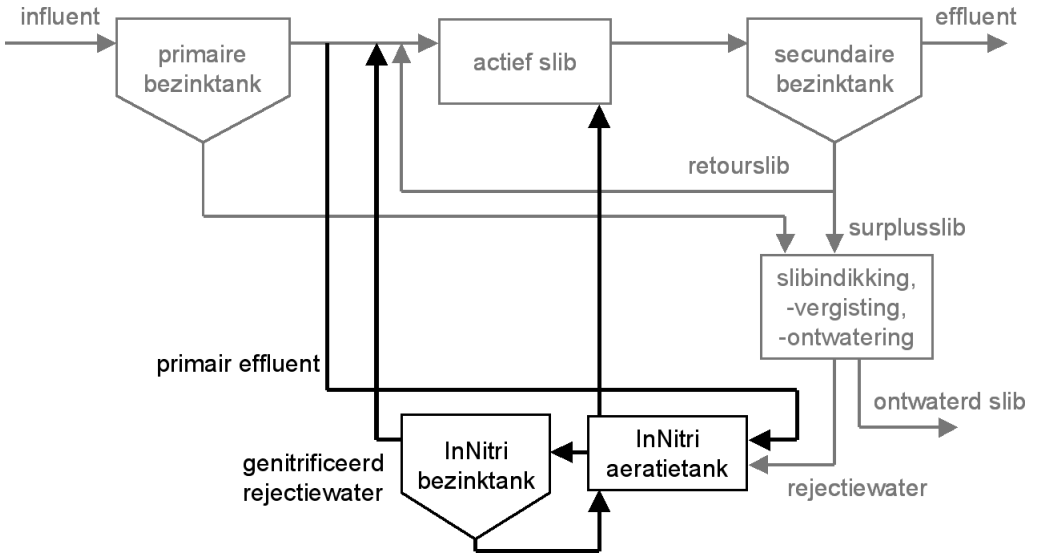
2. Bio-augmentatieprocessen

2.1 Principe

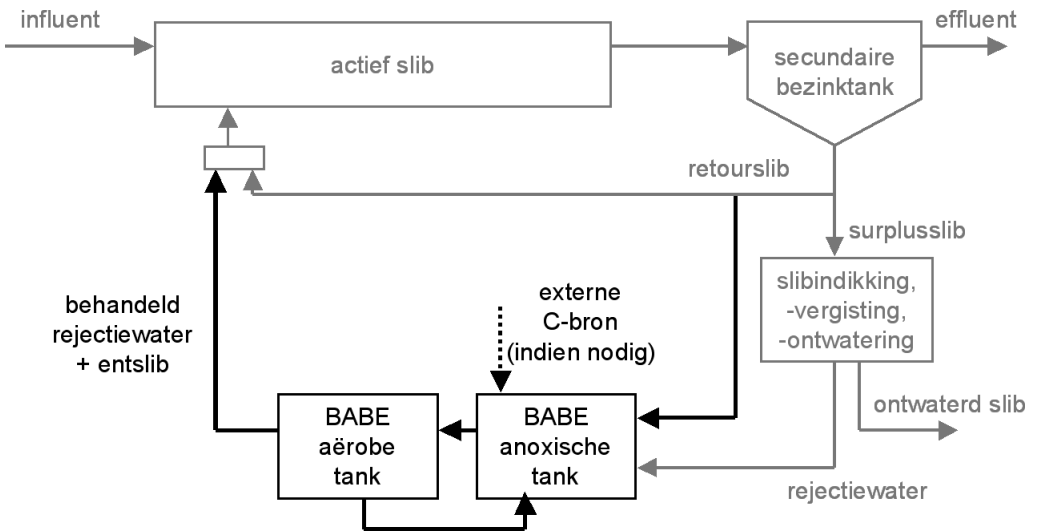
Nitrificatie/denitrificatie over nitraat voor afzonderlijke rejectiewaterbehandeling wordt bijzonder interessant wanneer een hoeveelheid spuislib (surplusslib) van de rejectiewaterbehandeling, dat zowel ammonium- als nitrietoxideerders bevat, teruggevoerd wordt naar de hoofdwaterzuiveringsinstallatie. Op die manier wordt zijn nitrificatiecapaciteit vergroot. Men spreekt van bio-augmentatie. De nitrificeerders die zich in het zijstroomproces ontwikkelen, groeien in vlokken en kunnen in die hoedanigheid overleven in de hoofdwaterzuiveringsinstallatie. Volledige nitrificatie (tot nitraat) in het zijstroomproces is vereist, omdat bij nitrificatie tot nitriet enkel ammoniumoxideerders worden gekweekt, wat zou kunnen leiden tot accumulatie van nitriet in het effluent van de hoofdwaterzuiveringsinstallatie (van Loosdrecht & Salem, 2003).

Bio-augmentatietechnieken zijn enerzijds interessant bij lage temperaturen, waarbij de nitrificatiesnelheid afneemt en hetzij extra reactorvolume (toenemende SRT), hetzij extra nitrificeerders nodig zijn om het nitrificatierendement te verbeteren. Anderzijds volstaat bij ontwerp of uitbreiding van een waterzuiveringsinstallatie met bio-augmentatie een kortere SRT t.o.v. systemen zonder bio-augmentatie. Dat vertaalt zich in kleinere installaties voor dezelfde vrachten.

Door de enting van het bio-augmentatieproces met retourslib van de hoofdwaterzuiveringsinstallatie wordt de dosering van externe koolstofbron in het zijstroomproces voor de denitrificatie van het rejectiewater, dat een ongunstig lage C/N-verhouding bezit, geminimaliseerd of zelfs overbodig.



Figuur 2: Het InNitri-proces (naar Kos, 1998)



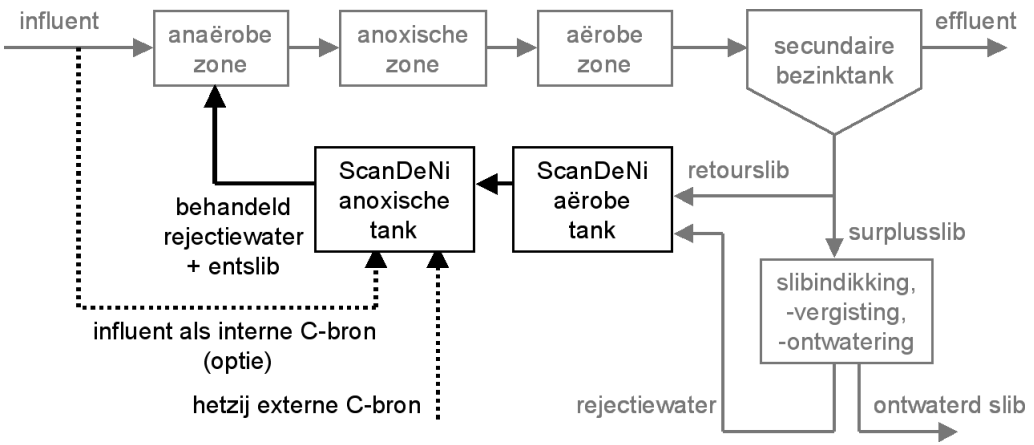
Figuur 3: Het twee-reactor-BABE-proces (naar Salem et al., 2002 en 2003)

2.2 Uitvoering

In de literatuur worden verschillende uitvoeringen van bio-augmentatieprocessen teruggevonden, zoals het InNitri-proces (Kos, 1998), het BABE-proces (Salem *et al.*, 2002, 2003) en het ScanDeNi-

proces (Rosén en Huijbregsen, 2003), die alle gepatenteerd zijn.

Het InNitri-proces (Figuur 2, Kos, 1998) wordt uitgevoerd in een enkelvoudige aërobie reactor en



Figuur 4: Het ScanDeNi-proces (naar Rosén en Huijbregsen, 2003)

voorziet enkel in nitrificatie. De verzuring door nitrificatie wordt gecompenseerd met loogdose-ring. Denitrificatie gebeurt in de hoofdwaterzuiveringsinstallatie. De zijstroomreactor voor rejectiewaterbehandeling wordt gevoed met effluent van de primaire bezinktank. Volgens de auteur om de temperatuur te verlagen (tot 25°C) en BOD toe te voegen. Het is echter niet duidelijk wat het nut is van de toevoeging van BOD (koolstofbron), vermits er geen denitrificatiefase is voor pH-controle. De reactor wordt bedreven bij een SRT van vier dagen en T=25°C en gevolgd door een bezinktank met slijbrecirculatie. Een deel van dit slijb wordt continu of periodiek naar de hoofdwaterzuiveringsinstallatie gevoerd om die van extra nitrificerders te voorzien.

In het BABE-proces en het ScanDeNi-proces vindt, naast nitrificatie, ook denitrificatie plaats voor pH-controle. Bij het InNitri-proces wordt effluent van de primaire bezinktank toegevoerd, maar deze kan niet dienen als continue ent voor het opkweken van nitrificerders.

De procesconfiguratie vormt het voornaamste verschilpunt tussen het BABE- en het ScanDeNi-proces onderling. Van het BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced)-proces is zowel een éénreactorconfiguratie beschreven als een twee-reactorcon-

figuratie. Het één-reactorsysteem (Berends *et al.*, 2003) wordt cyclisch bedreven. In de eerste, aërobe, fase worden het te behandelen water en retourslijb aangevoerd en vindt nitrificatie plaats. In de tweede, anoxische, fase treedt denitrificatie op en bezinkt het slijb. Aan het einde van deze fase wordt reactorvloei-stof afgevoerd naar de hoofdlijn. Het slijb is op dat moment niet volledig bezonken, gezien de gewenste beënting met nitrificerende slijb.

De twee-reactorvariant van het BABE-proces (Figuur 3, Salem *et al.*, 2002) bestaat uit een anoxische reactor, gevolgd door een aërobe reactor. De rejectiewaterstroom wordt in de eerste – anoxische – reactor gemengd met retourslijb, dat hier tevens dient als koolstofbron. Indien nodig kan nog bijkomend een externe koolstofbron worden gedoseerd. Om de eerste reactor te voorzien van nitriet en nitraat, wordt gerecirculeerd tussen beide reactoren.

Het ScanDeNi-proces (Figuur 4, Rosén en Huijbregsen, 2003) wordt enkel beschreven als een twee-reactorproces, met de aërobe reactor als eerste en de anoxische als tweede, zonder recirculatie tussen beide. Dat hierbij geen pH-problemen worden gemeld, is wellicht omdat de volledige retour-slijbstream naar het proces wordt gestuurd en de

verhouding retourslib/rejectiewater bijgevolg hoog is. Merk wel op dat in dit geval het temperatuurvoordeel niet wordt behaald.

De rejectiewaterstroom wordt in de eerste – nu aërobe – tank gemengd met het retourslib. In de anoxische tank wordt koolstofbron toegevoegd, hetzij een interne – typisch een deel van het influent – hetzij een externe. Zodra alle nitraat is gedennitriciseerd, wordt de tweede reactor anaëroob en is biologische fosforverwijdering mogelijk (Rosén en Huijbregsen, 2003).

Als bijkomend voordeel van het proces, vermelden de auteurs nog de reductie van oppervlakte-actieve stoffen in de retourstroom en de rejectiewaterstroom, resulterend in significante besparingen op beluchtingskosten. Indien dit het geval is, geldt dit uiteraard ook voor elke afzonderlijke rejectiewater behandelingstechniek.

Naast de volgorde van de aërobe en de anoxische tank, verschilt het ScanDeNi-proces van het BABE-proces doordat het eerste proces de volledige retourslibstroom verwerkt, terwijl het tweede slechts met een deel van de retourslibstroom wordt gevoed. De reden hiervoor ligt wellicht in het feit dat de eerste doelstelling van het ScanDeNi-proces bestond in het verbeteren van de efficiëntie van een hoofdwaterzuivering, waarin de bezinkingstanks als limiterende factor optreden, door een hybride combinatie van contactstabilisatie van het slib door beluchting en een anoxische zone (Rosén en Huijbregsen, 2003).

De verhouding van de hoeveelheid retourslib ten opzichte van de hoeveelheid te behandelen rejectiewater beïnvloedt de temperatuur van het zijstroomproces en dus ook de nodige reactorgrootte. Bij lage omgevingstemperaturen wordt het nodige reactorvolume kleiner naarmate het aandeel retourslib kleiner (tot 0.5 procent) wordt. Bij hogere omgevingstemperaturen (16-20°C) neemt het nodige reactorvolume toe als het aandeel retourslib te klein wordt omwille van het lagere slibgehalte in de reactor. Bij het sturen van ongeveer 0.5 procent van het retourslibvolume naar de zijstroomreactor is zijn nodige volume in zomer en winter hetzelfde (Salem *et al.*, 2002).

Voor de bio-augmentatie-processen met denitrificatie (BABE, ScanDeNi) is de hoeveelheid verbruikte koolstofbron weliswaar dezelfde als voor de

systemen met nitrificatie/denitrificatie over nitraat zonder bio-augmentatie (paragraaf 1), maar met als belangrijk verschil dat interne koolstofbron wordt gebruikt en nagenoeg geen dosering van externe koolstofbron nodig is, wat aanzienlijke besparingen oplevert.

In het BABE-proces wordt – door endogene denitrificatie (snel bij de heersende hoge temperatuur) – maximaal gebruik gemaakt van de koolstofinhoud van het retourslib door toevoeging ervan in de anoxische reactor, zodat de nood aan externe koolstofbrondosering sterk wordt verminderd.

Voor het ScanDeNi-proces, met de anoxische tank als tweede reactor, wordt verwacht dat meer externe koolstofbron zal moeten worden toegevoegd dan voor het BABE-proces, maar minder dan voor processen zonder aanvoer van retourslib of een andere koolstofhoudende stroom (zoals b.v. inkomend afvalwater). De belangrijkste invloeden die bepalen of al dan niet extra COD moet toegevoegd worden, zijn de stikstofvracht, de alkaliniteit, de hoeveelheid en het type slib dat aangevoerd wordt en het gewenste rendement van de ammoniumconversie (Berends *et al.*, 2002).

Naarmate de alkaliniteit in het influent hoger is, is minder denitrificatie vereist om de verzuring te compenseren. Een grotere hoeveelheid slib in de reactoren of een hogere concentratie aan koolstofbronnen in het toegevoerd slib (hoogbelast slib bevat meer koolstofbronnen dan laagbelast slib) verlaagt eveneens de nood aan extra COD.

Bij de bepaling van de optimale verblijftijd in de bio-augmentatiesystemen, waarbij het globale rendement van de complete installatie (hoofdlijn en zijlijn) maximaal is, spelen twee tegengestelde effecten een rol. Enerzijds resulteert een langere verblijftijd in een hoger nitrificatierendement voor het zijstroomproces, anderzijds neemt bij een hogere verblijftijd ook de afsterving van biomassa toe en kent de biomassa een lagere activiteit, waardoor het ent-effect op de hoofdlijn kleiner wordt (Berends *et al.*, 2003).

2.3 Toepassingen

Van het InNitri-proces is ons geen volleschaaltoepassing bekend. Dit proces, dat enkel in nitrificatie voorziet, lijkt ook minder interessant omwille van de kosten voor loogtoevoeging en de navolgende bezinktank.

Voor de rwzi Walcheren (Nederland), 140,000 I.E., werd het nut van de implementatie van een BABE-reactor t.o.v. conventionele uitbreiding geëvalueerd d.m.v. een simulatiestudie (Salem *et al.*, 2002). Waar voor conventionele uitbreiding een totale volumetoename van 225 procent nodig was, volstond 75 procent uitbreiding indien bio-augmentatie in de retoursliblijn werd toegepast, gevoed met rejectiewater (636 mgN/l).

Het BABE-proces werd ook op volle schaal getest op de 300.000 I.E. rwzi Garmerwolde (Nederland) (Berends *et al.*, 2003). Hierbij werd een actief-sliblijn met het cyclisch bedreven BABE-proces vergeleken met een een tweede parallelle lijn zonder rejectiewater (a.h.w. ideale rejectiewaterbehandeling) en een derde lijn, waarin het rejectiewater onbehandeld werd teruggevoerd naar de hoofdwaterzuiveringsinstallaties.

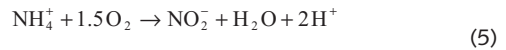
De ammoniumgehalten in het effluent van de hoofdwaterzuiveringsinstallatie waren respectievelijk 5.2, 9.9 en 13.3 mg NH₄⁺-N l⁻¹. Model-simulaties voorspelden een verdere verlaging van de effluentconcentratie tot 2 mg NH₄⁺-N l⁻¹ indien het BABE-reactorvolume verlaagd werd van 1.250 kubieke meter (geïmplementeerd in een bestaande indiktank), waarbij de afsterving van nitrificeerders significant is, naar 300 kubieke meter.

Het ScanDeNi-proces is sinds 1998 operationeel in een rwzi voor 150,000 I.E. in Västerås (Zweden), waar het gevoed wordt met rejectiewater. Ook bij lage temperaturen tot 8-9°C worden stabiele resultaten bekomen en worden de normen voor stikstof (< 10 mg/l), fosfor (< 0.2 mg/l) en BOD en SS (< 5 mg/l) gehaald (Rosén en Huijbregsen, 2003).

3. Nitrificatie/denitrificatie over nitriet

3.1 Principe

Om stromen met hoge stikstofbelasting te behandelen is het economisch interessant om ammonium enkel te oxideren tot nitriet (nitritatie):



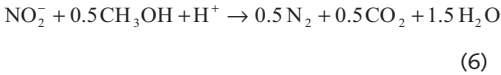
In vergelijking met nitrificatie tot nitraat bespaart men hierbij tot 25 procent op beluchtungskosten voor het inbrengen van zuurstof. Net zoals bij nitrificatie tot nitraat, worden twee mol protonen geproduceerd per omgezette mol ammonium. Voor stromen met equimolaire hoeveelheden ammonium en bicarbonaat kan de helft van de geproduceerde protonen worden gecompenseerd door CO₂-stripping, wat overeenstemt met vijftig procent ammoniumconversie.

Tabel 1: Theoretische vergelijking van verschillende types biologische N-verwijderingsprocessen op basis van de stoichiometrie, voor stromen met equimolaire hoeveelheden ammonium en bicarbonaat.

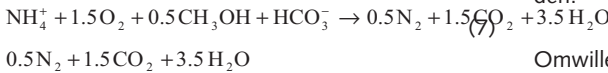
	Zuurstofverbruik (kg O ₂ /kg NH ₄ ⁺ -N)	COD-verbruik (*) (kg COD/kg NH ₄ ⁺)	CO ₂ -productie (kg CO ₂ /kgNH ₄ ⁺ -N)
autotrofe nitrificatie –heterotrofe denitrificatie over nitraat (vgl. 4) (waaronder bio-augmentatietechnieken)	4.57	2.86	5.76
autotrofe nitrificatie –heterotrofe denitrificatie over nitriet (vgl. 7)	3.43	1.72	4.72
partiële autotrofe nitritatie – anammox (vgl. 9)	1.71	0	3.1

(*) 1 g methanol stemt overeen met 1.5 g COD

Denitrificatie van nitriet tot stikstofgas



Dit resulteert in een besparing van veertig procent op de kosten voor de toevoeging van externe koolstofbron in vergelijking met denitrificatie van nitraat. Hierbij wordt, net zoals bij denitrificatie van nitraat, de andere helft van de bij nitrificatie geproduceerde protonen geneutraliseerd, zodat in theorie honderd procent ammoniumconversie kan worden gerealiseerd. De totaalreactie voor nitrificatie/denitrificatie over nitriet, gecombineerd met CO₂-stripping, wordt:



Merk op dat ook de CO₂-uitstoot lager is dan bij nitrificatie/denitrificatie over nitraat. Ook de slibproductie is lager, al blijkt dit niet uit bovenstaande vereenvoudigde vergelijkingen, waarin biomassagroei niet is opgenomen. Tabel 1 geeft een overzicht van het theoretisch zuurstof- en COD-verbruik, alsook van de CO₂-productie voor de verschillende types behandelingstechnieken.

Het verwezenlijken van stabiele nitrietvorming door selectie van ammoniumoxideerders gebeurt

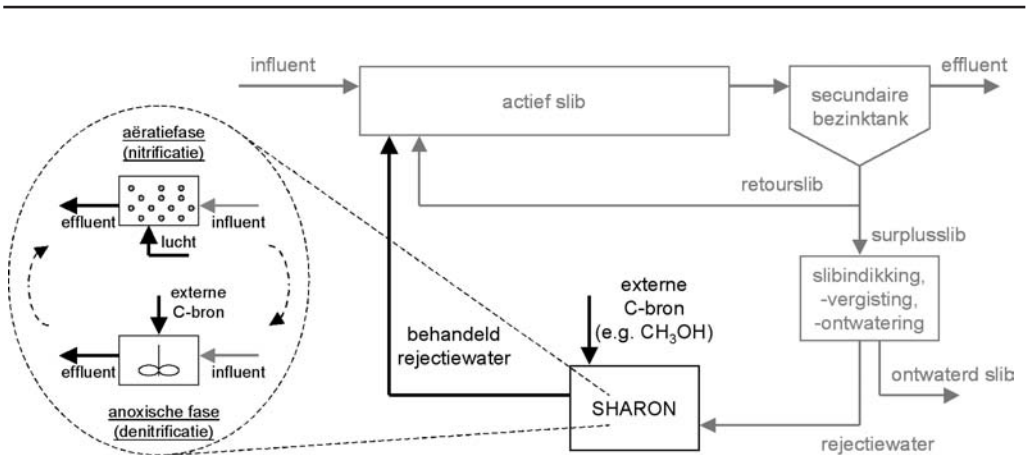
op basis van verschillen in groeisnelheid, zuurstofaffiniteit en/of inhibitiekarakteristieken.

3.2 Het SHARON proces met volledige nitrificatie en denitrificatie

3.2.1 Principe

Het SHARON (Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite)-proces (Hellinga *et al.*, 1998) werkt bij hoge temperatuur (30-40°C) en neutrale pH (ca. 7.0). Onder deze omstandigheden groeien de nitrietoxideerders trager dan de ammoniumoxideerders, zodat ze door een gepaste keuze van de slibverbleeftijd (typisch één dag) worden uitgespoeld en nitraatvorming wordt vermeden.

Omwille van de selectie op verblijftijd worden snelgroeiende organismen met een hoge activiteit geselecteerd, die doorgaans een lage affiniteit bezitten. Dit maakt het SHARON-proces zeer geschikt voor het reduceren van de stikstofvracht van stromen met een hoge ammoniumconcentratie (> 500 mg NH₄⁺-N l⁻¹), eerder dan voor het behalen van strikte effluentnormen. Door zijn hoge temperatuur en hoge ammoniumconcentratie vormt het rejectiewater een ideale toepassing voor het SHARON-proces. Het effluent van de SHARON-reactor wordt teruggestuurd naar de hoofdwaterzuiveringsinstallatie.



Figuur 5: Het cyclisch bedreven één-reactor-SHARON-proces voor nitrificatie/denitrificatie

3.2.2 Uitvoering en toepassingen

De SHARON reactor wordt meestal bedreven als een volledig vermengde reactor (continuously stirred tank reactor, CSTR, chemostat), zonder biomassaretentie, zodat de slibverblijftijd gelijk is aan de hydraulische verblijftijd. Dit maakt het bedrijf en onderhoud van de reactor eenvoudig. De afwezigheid van slibretentie maakt de SHARON-reactor tevens ongevoelig voor de eventuele aanwezigheid van zwevende stoffen in het rejectiewater.

Naast CO₂-stripping wordt denitrificatie toegepast voor pH-controle. Nitrificatie en denitrificatie vinden ofwel tijdens alternerend aërobe en anoxische fasen in eenzelfde reactor plaats (zie Figuur 5), of in twee afzonderlijke reactoren, een beluchte en een niet-beluchte reactor, waartussen gerecirculeerd wordt. Beide configuraties werden reeds met succes op volle schaal uitgevoerd, al is het zo dat de huidige twee-reactorinstallaties op volle schaal toevallig zo worden bedreven dat de nitrificatie/denitrificatie over nitraat verloopt (zie paragraaf 1.2.1).

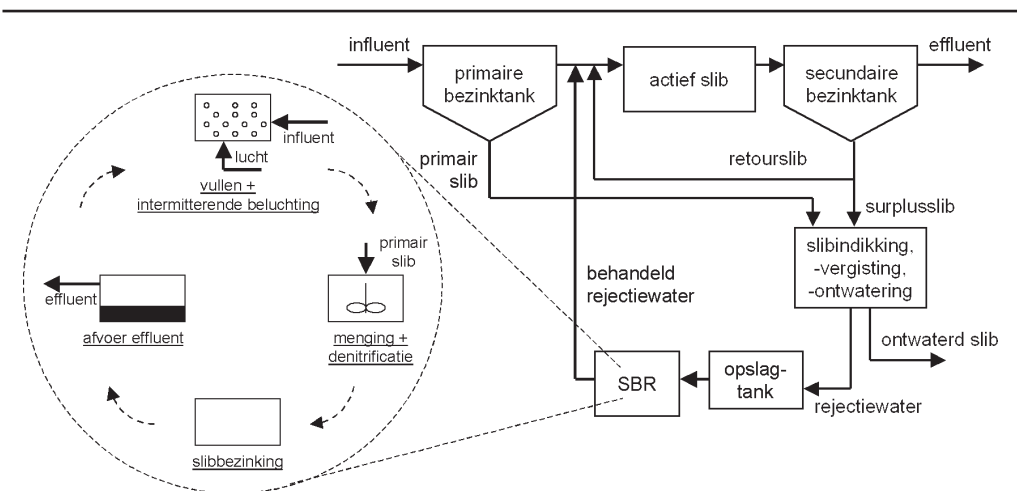
In een één-reactorsysteem wordt de aërobe verblijftijd bepaald door de totale duur van de aëratiefasen en kan zo constant worden gehouden bij wisselende influentdebieten. De lengte van één aëratiefase wordt bepaald door ondergrenzen voor de pH, waarop wordt overgeschakeld naar denitrificatie (van Kempen *et al.*, 2001).

Op de rwzi Rotterdam (Nederland), 470,000 I.E., is een één-reactorconfiguratie van het SHARON-proces operationeel sinds oktober 1998 (van Kempen *et al.*, 2001). De ondergronds gelegen aëratiebekkens en bezinktanks van de hoofd rwzi konden niet worden uitgebreid om de strenger wordende stikstofnormen te halen, zodat behandeling van het rejectiewater (1.230 mg NH₄⁺-N l⁻¹) op de nabijgelegen slibverwerkingsinstallatie een oplossing bood.

gedurende de tweede helft van 2002 werd meer dan 95 procent ammonium verwijderd, de denitrificatie-efficiëntie bedroeg ongeveer negentig procent en bij de gehanteerde aërobe verblijftijd van ongeveer anderhalve dag werd de nitrietroute gevolgd, zoals bleek uit het methanolverbruik (Warakomski *et al.*, 2003). Dezelfde auteurs geven aan dat de effluentconcentratie van de hoofdlijn door implementatie van het SHARON-proces in de periode 1995-2000 zakte van 7.5 naar 3.9 mg Kjeldahl-N/l.

SBR-configuraties

Naast CSTR-configuraties, kunnen ook SBR (Sequencing Batch Reactor)-configuraties, met afwisselend beluchte en anoxische fasen, worden gebruikt voor het verwezenlijken van nitrificatie/denitrificatie over nitriet (zie Figuur 6). Voor de behandeling van rejectiewater stellen Wett *et al.* (1998) een strategie voor, waarbij tijdens een eer-



Figuur 6: Een SBR-proces voor nitrificatie/denitrificatie (naar Wett *et al.*, 1998)

ste fase intermitterend belucht wordt op basis van een ingestelde boven- en ondergrens voor de pH, zodat afwisselend nitrificatie en denitrificatie plaatsvinden. Ondertussen wordt rejectiewater toegevoegd tot de opslagtank leeg is.

De tweede fase voorziet in menging en toevoeging van primair slib als koolstofbron voor endogene denitrificatie. Een significant enteffect (zoals bij bio-augmentatieprocessen) wordt hierbij niet verwacht: de lange slibverblijftijd werkt de selectie van 'originale' nitrificeerders tegen. Tenslotte volgen nog fasen voor slibbezinking en afvoer van het effluent. Om de toevoer van een vast influentdebiet te verzekeren en de discontinue werking van de SBR op te vangen, wordt een opslagtank voor de reactor geplaatst (Wett *et al.*, 1998). De hiermee geassocieerde investeringskost vormt een nadeel van deze procesconfiguratie.

Op de waterzuiveringsinstallatie van Strass (200,000 I.E., Oostenrijk) is een SBR-configuratie geïmplementeerd voor de behandeling van rejectiewater (1250-1700 mg NH₄⁺-N l⁻¹, 700-1000gCOD l⁻¹) (Wett *et al.*, 1998). Hierbij wordt een Kjeldahl-stikstofverwijderingsefficiëntie van 80-83 procent bereikt en verloopt de nitrificatie/denitrificatie voor zeventig procent via nitriet, wat door de auteurs wordt toegeschreven aan inhibitie van de nitrietoxideerders door de hoge ammoniak-

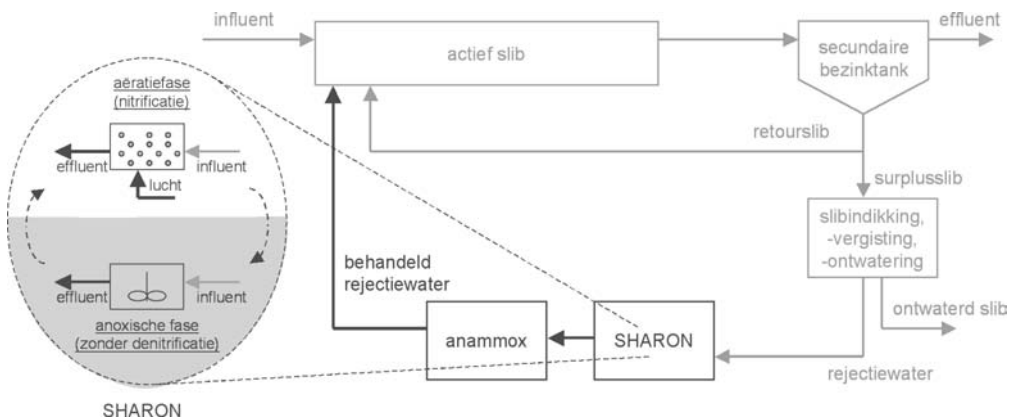
concentraties (± 1 mg NH₃-N l⁻¹). Wellicht dragen ook de lage zuurstofconcentraties (< 2 mg O₂/l) bij tot de nitrietaccumulatie.

Na implementatie van het SBR-proces voor rejectiewaterbehandeling, nam de jaarlijkse stikstofverwijderingscapaciteit van de globale waterzuiveringsinstallatie in Strass toe van 78 naar 89 procent (Wett en Alex, 2003).

3.4 Het 'Store And Treat' (SAT)-proces

Het 'Store And Treat'-proces (Laurich en Günner, 2003) combineert het beheer van de hoeveelheid en de behandeling van rejectiewater. Beheer van de hoeveelheid rejectiewater omvat het opslaan ervan in opslagtanks gedurende perioden met lage BOD-concentraties in het influent van de hoofd rwzi (typisch gedurende weekends) om nitraatpieken in het effluent te vermijden (Ladiges en Bertram, 2003).

Het omvat ook de egalisatie van de rejectiewaterstroom, wat bij terugvoer naar de hoofd rwzi gunstig is voor de stabilisatie van de biologische degradatieprocessen en dus voor het behaalde rendement (Laurich, 2003). Wanneer rejectiewater echter enkel wordt opgeslagen, worden de stikstofbelastingen enkel in de tijd verschoven en wordt geen voordeel gehaald uit de gunstige condities (hoge temperatuur, hoge ammoniumconcentra-



Figuur 7: Cyclisch bedreven SHARON-proces voor partiële nitritatie, gekoppeld met anammox-reactor

ties) voor een aparte behandeling van de rejectiewaterstroom.

In het SAT-proces (Laurich, 2003) wordt rejectiewater opgeslagen en behandeld in één cyclisch bedreven tank. In het begin van een cyclus bevat de tank enkel het bezonken slib uit de vorige cyclus. Gedurende de vulfase wordt het rejectiewater gemengd met dit slib en vervolgens wordt de tank belucht voor nitrificatie. Eens de tank volledig gevuld is, wordt de behandeling voortgezet in continue mode, waarbij de behandelde tankinhoud, die ook actief slib bevat, wordt verwijderd.

Vooraleer de tank volledig wordt leeggemaakt, is er een slibbezinkingsfase voorzien. In het SAT-proces wordt de pH-daling gedurende nitrificatie enkel gecompenseerd door CO₂-stripping, er is geen loogtoevoeging of pH-regeling door denitrificatie voorzien. Bijgevolg wordt slechts ongeveer vijftig procent van de ammoniumbelasting genitricificeerd. Denitrificatie van het geproduceerde nitriet/nitraat gebeurt in de hoofd rwzi.

Het SAT-proces is operationeel op de Hamburg-rwzi (Duitsland) voor 2,100,000 I.E., waar de rejectiewaterstroom ongeveer dertig procent van de totale stikstofbelasting van de hoofdWZI vertegenwoordigt. In het SAT-proces worden de ammoniumconcentraties in het rejectiewater teruggebracht van 1200-1600 mg NH₄⁺-N l⁻¹ naar 800-1000 mg NH₄⁺-N l⁻¹, naast 300-600 mg NO₂⁻-N l⁻¹ en 100-200 mg NO₃⁻-N l⁻¹ (Laurich, 2003).

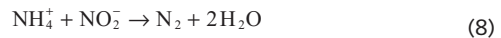
Laurich en Günner (2003) schrijven het relatief hoge aandeel nitriet ten opzichte van nitraat in het SAT-proces toe aan de inhibite van nitrietoxideerders door het intermediair hydroxylamine. Het lijkt echter waarschijnlijk dat ook selectie op verblijftijd meespeelt. De volleschaal SAT-tank op de Hamburg-rwzi wordt immers gedurende een lange tijd als een continue reactor bedreven, aangezien de hoeveelheid rejectiewater wordt gecontroleerd met behulp van een tweede tank (Laurich, 2003).

De gegeven waarden van de rejectiewaterstroom (150 m³ h⁻¹) en de tankinhoud (4.000 kubieke meter) (Laurich, 2003) corresponderen met een hydraulische verblijftijd van 1.11 dag, zodat inderdaad bevordering van de nitrietroute wordt verwacht indien er weinig of geen slibretentie is.

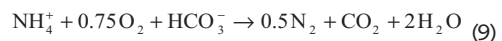
4. Partiële nitritatie gecombineerd met een anammox-proces

4.1 Principe

In processen waar gebruik wordt gemaakt van anaërobe ammoniumoxidatie (anammox), wordt de besparing op beluchting en koolstofbrondosering nog groter. Anaërobe ammoniumoxidatie (Mulder *et al.*, 1995) omvat de autotrofe conversie (met CO₂ als koolstofbron) van ongeveer gelijke hoeveelheden ammoniakale stikstof en nitrietstikstof tot stikstofgas, volgens de vereenvoudigde stoichiometrie:



In werkelijkheid wordt eveneens in beperkte mate nitraatstikstof gevormd. Wanneer gebruik wordt gemaakt van de anammox-reactie, dient de helft van de ammoniakale stikstof geoxideerd te worden tot nitriet in een voorafgaande nitrificatiestap. Dit wordt aangeduid met de term 'partiële nitritatie'. Voor stromen met equimolaire hoeveelheden ammonium en bicarbonaat kunnen de hierbij gevormde hoeveelheid protonen net worden geneutraliseerd met CO₂-stripping, zodat in principe geen bijkomende pH-controle meer nodig is. De globale reactie van partiële nitritatie, CO₂-stripping en anammox wordt:



Dit betekent dat nog meer bespaard wordt op beluchting: 63 respectievelijk vijftig procent in vergelijking met nitrificatie/denitrificatie over nitraat respectievelijk nitriet. Verder is geen COD-dosering meer nodig, vermits het proces volledig autotroof is en wordt de CO₂-productie verder gereduceerd.

4.2 Uitvoering en toepassingen

Kenmerken van het anammox-proces zijn de lage groeisnelheid, de lage celopbrengst en de inhibitie door zuurstof en nitriet. Door de lage groeisnelheid en celopbrengst duurt de opstart van een anammox-reactor vrij lang (honderd tot driehonderd dagen) en is het essentieel dat een reactor gebruikt wordt met een hoge biomassa-retentie.

Tot nu toe werd al een grote verscheidenheid aan

reactoren gebruikt: trickling filters, gepakt-bed reactoren, moving bed reactoren, gefluidiseerd-bed-reactoren, UASB(upflow anaerobic sludge blanket)-reactoren, SBR(sequencing batch reactor)-configuraties, gas-lift reactoren, MBR(membrane bioreactor)-configuraties (Strous *et al.*, 2002; Wyffels *et al.*, 2004a). De meeste van deze studies werden echter uitgevoerd op laboschaal (1-15 l) en ervaring op volle schaal ontbreekt veelal. De reactoren kunnen opgedeeld worden in reactoren waarbij anammox-bacteriën groeien op dragermateriaal (de eerste vier types) en reactoren met korrelslib (de laatste vier types) (STOWA, 2000). Daar waar dit eerste type reactoren geschikt is voor de initiële aanrijking van anammox, is het tweede type reactor aan te raden voor de verdere werking (Strous *et al.*, 2002). Een goede menging is immers noodzakelijk om nitriet- en zuurstofinhibitie te vermijden.

Zoals reeds vermeld dient het anammox-proces voorafgegaan te worden door een partiële nitrificatiestap. Dit kan gebeuren in een afzonderlijke reactor (twee-reactor systemen) of in dezelfde reactor als die waarin de anammox-reactie doorgaat (één-reactor systemen). Het voordeel van één-reactor systemen is dat doorgaans hogere volumetrische stikstofverwijderingssnelheden worden bekomen (Wyffels *et al.*, 2004a) en een belangrijke plaatsbesparing kan worden gerealiseerd worden. Twee-reactorsystemen zijn dan weer flexibeler en resulteren in een stabiel bedrijf, aangezien beide stappen afzonderlijk kunnen worden gecontroleerd (Wyffels *et al.*, 2004a). Beide mogelijkheden worden hierna besproken.

4.2.1 Twee-reactorsystemen

Bij twee-reactorsystemen worden nitrificatie en anaërobe ammoniumoxidatie in de ruimte gescheiden. In de eerste reactor wordt de helft van de ammoniakale stikstof geoxideerd tot nitriet. In de tweede reactor vindt dan de anaërobe ammoniumoxidatie plaats. Ongeacht de gebruikte strategie voor het bekomen van een geschikt influent voor de anammox reactor, is het echter belangrijk om ervoor te zorgen dat dit influent een constante samenstelling heeft, gezien de gevoeligheid van anammox-bacteriën voor nitriet en zuurstof. In de praktijk zal controle van de partiële nitrificatiestap

hiervoor wellicht noodzakelijk zijn (Volcke *et al.*, 2003).

Het realiseren van partiële nitrificatie in de eerste reactor kan bijvoorbeeld op basis van selectie op verblijftijd. Toepassing van het SHARON-proces – met CO₂-stripping, maar zonder denitrificatie – resulteert voor stromen met equimolaire hoeveelheden ammonium en bicarbonaat in ongeveer vijftig procent conversie van de aanwezige ammoniakale stikstof naar nitriet. De SHARON-reactor, typisch een CSTR zonder slibretentie, wordt ofwel voortdurend belucht, ofwel afwisselend wel en niet belucht maar zonder toevoeging van koolstofbron tijdens de anoxische fasen (zie Figuur 7).

Van Dongen *et al.* (2001) testten de haalbaarheid van het gecombineerde SHARON-anammox proces experimenteel: in de SHARON-reactor (CSTR, 10 liter), gevoed met rejectiewater van de rwzi Rotterdam werd 53 procent van het ammonium (belasting 1.2 kg N m⁻³ d⁻¹) omgezet tot nitriet; in de daaropvolgende nitrietgelimiteerde anammox-reactor (korrelslib, SBR, belasting 0.75 kg N m⁻³d⁻¹) werd alle nitriet omgezet.

Op de waterzuiveringsinstallatie van Sluisjesdijk (Rotterdam) is reeds eens volle-schaal (70 m³) anammox-reactor gebouwd, die momenteel nog wordt opgestart. Het influent voor deze reactor wordt geleverd door de reeds aanwezige SHARON-reactor, die tot voor kort werd bedreven voor volledige nitrificatie/denitrificatie over nitriet (zie paragraaf 3.2).

Partiële nitrificatie in de eerste reactor kan ook worden gerealiseerd op basis van zuurstoflimitatie met volledige slibretentie (Wyffels *et al.*, 2004b). Door die zuurstoflimitatie zullen ammoniumoxideerders bevoordeeld worden ten opzichte van nitrietoxideerders. De hoeveelheid omgezette ammoniakale stikstof wordt rechtstreeks bepaald door de zuurstoftoevoer.

Wyffels *et al.* (2004a) realiseerden partiële nitrificatie en daaropvolgend anaërobe ammoniumoxidatie in een systeem bestaande uit twee membraanbioreactoren van elk 1.5 l, gevoed met slijbrejectiewater (862 NH₄⁺mg l⁻¹) uit de waterzuiveringsinstallatie van Deurne (België). Hierbij werd een globale stikstofverwijderingsefficiëntie van 82 procent bekomen, corresponderend met een verwijderingssnelheid van 0.55 kg N m⁻³ d⁻¹.

Als voordelen van dit twee-staps-OLAND(oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification)-proces vermelden de auteurs het onafhankelijk zijn van de volumetrische belasting van de nitrificatiestap en de groeisnelheid van de ammoniumoxideerders (doordat met slibretentie wordt gewerkt), de mogelijkheid om rejectiewater bij relatief lage temperatuur (20-30°C) te behandelen, alsook het feit dat bij volledige slibretentie in de nitrificatiereactor geen slib in de daaropvolgende anammox-reactor terecht komt.

Als nadeel van systemen met partiële nitrificatie op basis van de zuurstoftoevoer kan men aanbrengen dat het luchtdebiet in dit geval niet meer kan gebruikt worden voor het regelen van de CO₂-stripping, bijvoorbeeld om de nitrietvorming te beperken bij stromen met een overmaat aan buffercapaciteit.

Ook de combinatie van het SAT-proces, waarbij vijftig procent ammonium wordt omgezet tot (hoofdzakelijk) nitriet, met een anammox-proces lijkt mogelijk en wordt voorgesteld door Ladiges en Bertram (2003) voor toekomstige implementatie op de rwzi te Hamburg.

4.2.2 Eén-reactorsystemen met biofilm

Bij één-reactorsystemen vinden partiële nitrificatie en anaërobe ammoniumoxidatie in dezelfde reactor plaats, maar in een biofilmconfiguratie waarbij ammoniumoxideerders aan de aërobe buitenzijde zitten en anammox-bacteriën in het anoxische binnenste van de biofilm actief zijn. De bevordering van de nitrietroute berust er op de verschillen in affiniteit voor zuurstof van de ammonium- en nitrietoxideerders. Bij lage zuurstofgehalten zijn ammoniumoxideerders actief ten koste van nitrietoxideerders, waardoor de nitrietoxidatie op lange termijn verhinderd wordt (Kuai en Verstraete, 1998).

Voorbeelden van toepassingen zijn het OLAND-proces (Pynaert *et al.*, 2003), het CANON(completely autotrophic nitrogen removal over nitrite)-proces (Sliemers *et al.*, 2003) en het 'aërobe deammonificatie'-proces (Hippen *et al.*, 1997). In zowel het OLAND-proces als het 'aërobe deammonificatie'-proces werden in eerste instantie de aërobe nitrificerders aangeduid als 'organismen verantwoor-

delijk voor het metabolisme van de anaërobe ammoniumoxidatie onder micro-aërobe condities' (Kuai en Verstraete, 1997; Helmer *et al.*, 1999). Latere studies (Pynaert *et al.*, 2003; Helmer-Madhok *et al.*, 2002), door middel van FISH-analyses, toonden echter aan dat de anaërobe ammoniumoxidatie in alle systemen uitgevoerd wordt door anammox-bacteriën. Ook al sluiten Pynaert *et al.* (2003) een blijvende rol van de aërobe ammoniumoxideerders niet uit. Bijgevolg kan men stellen dat de drie processen in wezen dezelfde zijn, i.e. met een belangrijke rol weggelegd voor de anammox-bacteriën.

In deze één-reactorsystemen is het zuurstofgehalte de sleutelvariabele: een te hoog zuurstofgehalte laat de nitrietoxidatie toe en er moet bovendien vermeden worden dat de anammox-populatie aan aërobe condities wordt blootgesteld omwille van inhibitie-effecten. Bij een te laag zuurstofgehalte wordt de ammoniumconversie te laag om de anaërobe ammoniumoxidatie voldoende te voorzien in nitrietstikstof.

In het OLAND-proces, uitgevoerd in een 44 l RBC(rotating biological contactor)-reactor, met synthetische influentbelasting van 675 tot 1.189 mg NH₄⁺ l⁻¹ d⁻¹, werd een gemiddelde verwijderingssnelheid van 86 procent bekomen (Pynaert *et al.*, 2003), wat overeenstemt met 0.58-1.022 kg N m⁻³ d⁻¹.

Tot nu toe werd de hoogste stikstofverwijdering, 1.5 kg N m⁻³ reactorvolume d⁻¹, in een éénreactorsysteem voor partiële nitrificatie en anammox vastgesteld in een gas-lift reactor op laboschaal (1.5 l), gevoed met synthetisch influent (1.3(NH₄)₂SO₄-N l⁻¹; 1.3 g NaNO₂-N l⁻¹) (Sliemers *et al.*, 2003). De auteurs geven aan dat de zuurstofoverdracht wellicht de voornaamste limiterende factor is voor het bekomen van nog hogere verwijderingssnelheden.

Hippen *et al.* (2001) beschrijven de toepassing van 'aërobe deammonificatie' voor de behandeling van rejectiewater op pilotschaal (40 l). Met een specifiek biofilmooppervlak van 100 vierkante meter/kubieke meter werd in een één-reactorsysteem een stikstofverwijdering van 1.2 g N m⁻² biofilmooppervlak d⁻¹ ofwel 0.12 kg N m⁻³ reactorvolume d⁻¹ bereikt.

5. Overzicht en besluit

Uit de voorgaande beschrijving van alternatieven voor biologische stikstofverwijdering voor hoogbelaste retourstromen blijkt dat de keuze voor een bepaald systeem sterk afhankelijk is van de vereisten en doelen. Het vereiste rendement, de vereiste effluentconcentratie, de eenvoud, de compactheid en de werkings- en investeringskosten zijn factoren die hierbij een rol spelen. De keuze voor het ene of het andere systeem is dan ook enkel denkbaar op een ad hoc-basis.

Bio-augmentatietechnieken zorgen voor een reductie van de ammoniumconcentratie in het effluent van de rwzi door de combinatie van rejectiewaterbehandeling, resulterend in een gereduceerde stikstofbelasting naar het hoofdproces, en het toevoeren van extra nitrificeerders naar dit proces. Ze worden essentieel toegepast wanneer de aërobe verblijftijd van de hoofdwaterzuiveringsinstallatie onvoldoende is voor nitrificatie of de anoxische verblijftijd onvoldoende is voor denitrificatie. In het laatste geval kan de denitrificatieruimte van de hoofdwaterzuiveringsinstallatie na bio-augmentatie immers worden uitgebreid ten koste van zijn nitrificatieruimte.

Andere behandelingsmethoden voor rejectiewater steunen enkel op de reductie van de stikstofbelasting naar de hoofdwaterzuiveringsinstallatie en zijn vooral geschikt wanneer de hoofdwaterzuiveringsinstallatie wel een voldoende lange slijbleeftijd bezit, maar zijn beluchtingscapaciteit of de hoeveelheid koolstofbron beperkt is. Technieken, steunend op nitrificatie/denitrificatie over nitriet of op de combinatie van partiële nitritatie en anammox, bieden hier bijkomende voordelen ten opzichte van technieken waar de nitrificatie/denitrificatie over nitraat verloopt, in termen van de reductie in kosten voor beluchting en koolstofdosering.

Bio-augmentatietechnieken en technieken op basis van nitrificatie/denitrificatie over nitriet worden reeds met succes op volle schaal toegepast. De combinatie van partiële nitritatie en anaërobe ammoniumoxidatie is veelbelovend, maar het is voorlopig nog wachten op succesvolle en stabiele resultaten van een volle-schaal-anammox-reactor, zoals er momenteel in Rotterdam één wordt opgestart. ■

Literatuurlijst

- Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.S. & Srinath, E.G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal WPCF*, 48 (5), 835-852.
- Berends, D., van der Zandt, E., van der Kuij, R., Salem, S. & Uijterlinde, C. (2003). De BABE-technologie *Afwalwaterwetenschap*, april, 91-107.
- Frijters, C.T.M.J., Vellinga, S., Jorna, T. & Mulder, R. (2000). Extensive nitrogen removal in a new type of airlift reactor. *Water Science and Technology*, 41(4-5), 469-476.
- Ghyoot, W., Vandaele, S. & Verstraete, W. (1999). Nitrogen removal from sludge reject water with a membrane-assisted bioreactor. *Water Research*, 33(1), 23-32.
- Garrido, J.M., Campos, J.L., Méndez, R. & Lema, J.M. (1997). Nitrous oxide production by nitrifying biofilms in a biofilm airlift suspension reactor. *Water Science and Technology*, 36(1), 157-163.
- Helmer-Madhok, C., Schmid, M., Filipov, E., Gaul, T., Hippen, A., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C.F., Wagner, M. and Kunst S. (2002). Deammonification in biofilm systems: population structure and function. *Water Sci. & Technol.* 46,1-2, 223-231
- Helmer, C., Kunst, S., Juretschko, S., Schmid, M.C., Schleifer, K.-H. and Wagner, M. (1999). Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system. *Water Sci. & Technol.* 39,7, 13-21
- Hellinga, C. Schellen, A.A.J.C., Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M. & Heijnen, J.J. (1998). The SHARON-process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Water Science and Technology*, 37(9), 135-142.
- Hippen, A., Rosenwinkel, K.-H., Baumgarten, G. & Seyfried, C.F. (1997). Aerobic deammonification: A new experience in the treatment of wastewaters. *Water Science and Technology*, 35(10), 111-120.

- Hippen, A., Helmer, C., Kunst, S., Rosenwinkel, K.-H. & Seyfried, C.F. (2001). Six years' practical experience with aerobic/anoxic deammonification in biofilm systems. *Water Science and Technology*, 44(2-3), 39-48.
- Janus, H.M. & van der Roest, H.F. (1997). Don't reject the idea of treating reject water. *Water Science and Technology*, 35(10), 27-34.
- Karsson, S.G. (1994). Experience with the SBR process at the Linköping WWTP. Conference on upgrading for nitrogen and phosphorus removal, Eslöv, Sweden, 4-5 May. Geciteerd door Siegrist (1996)
- Kos, P. (1998). Short SRT (solids retention time) nitrification process/flowsheet. *Water Science and Technology*, 38(1), 23-29.
- Kuai, L. & Verstraete, W. (1998). Ammonium removal by the Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification System. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(11), 4500-4506.
- Ladiges, G. & Bertram, N.-P. (2003). Optimisation of Hamburg's WWTPs – three years of experience with the new concept. In: Proceedings of the 9th IWA specialised conference on the design, operation and economics of large WWTPs, 1-4 september 2003, Prague, Czech Republic, 55-61.
- Laurich, F. (2003). Combined quantity management and biological treatment of sludge liquor at Hamburg's WWTPs. First experience in operation with the Store And Treat process. In: Proceedings of the 9th IWA specialised conference on the design, operation and economics of large WWTPs, 1-4 september 2003, Prague, Czech Republic, 63-69.
- Laurich, F. & Günner, C. (2003). The 'Store And Treat' process for sludge liquor management. *Water Science and Technology*, 47(12), 269-275.
- Mulder, A., van de Graaf, A.A., Robertson, L.A. & Kuenen, J.G. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology*, 16, 177-184.
- Mulder, A. (2003). The quest for sustainable nitrogen removal technologies. *Water Science and Technology*, 48(1), 67-75.
- Pynaert, K., Smets, B.F., Wyffels, S., Beheydt, D., Siciliano, S.D. and Verstraete, W. (2003). Characterization of an Autotrophic Nitrogen-Removing Biofilm from a Highly Loaded Lab-Scale Rotating Biological Contactor. *Applied and Environmental Microbiology*, 69, 3626-3635
- Rosén, B. & Huijbregsen, C. (2003) The ScanDeNi process could turn an existing under-performing activated sludge plant into an asset. *Water Science and Technology*, 47(11), 31-36.
- Salem, S., Berends, D., Heijnen, J.J. & van Loosdrecht, M.C.M. (2002). Model-based evaluation of a new upgrading concept for N-removal. *Water Science and Technology*, 45(6), 169-176.
- Salem, S., Berends, D., Heijnen, J.J. & van Loosdrecht, M.C.M. (2003). Bio-augmentation by nitrification with return sludge. *Water Research*, 37, 1794-1804.
- Siegrist, H. (1996). Nitrogen removal from digester supernatant – comparison of chemical and biological methods. *Water Science and Technology*, 34(1-2), 399-406.
- Sliemers A.O., Third K., Abma W., Kuenen J.G. and Jetten M.S.M. (2003). CANON and Anammox in a gas-lift reactor. *FEMS Microbiol. Lett.* 218: 339-344.
- STOWA (2000). Het gecombineerde Sharon-Anammox proces: een duurzame methode voor N-verwijdering uit slibgistingswater. Rapport 2000-25. STOWA, Utrecht, Nederland, 68p.
- Strous M, Kuenen JG, Fuerst JA, Wagner, M. and Jetten MSM (2002) The anammox case - A new experimental manifesto for microbiological ecophysiology. *Antonie van Leeuwenhoek* 81: 693-702.

Van Dongen, U., Jetten, M.S.M. & van Loosdrecht, M.C.M. (2001). The SHARON-Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology*, 44(1), 153-160.

Van Kempen, R., Mulder, J.W., Uijterlinde, C.A. & van Loosdrecht, M.C.M. (2001). Overview: full scale experience of the SHARON-process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Science and Technology*, 44(1), 145-152.

Van Loosdrecht, M.C.M. & Salem, S. (2003). Biological treatment of sludge digester liquids. In: *Proceedings of the 1st IWA Leading edge conference on drinking water and wastewater treatment technologies*, May 26-28, Amsterdam, The Netherlands. To be published in *Water Science and Technology*.

Volcke, E.I.P., Van Hulle, S.W.H., van Loosdrecht, M.C.M. & Vanrolleghem, P.A. (2003). Generation of Anammox-optimal nitrite:ammonium ratio with SHARON process: usefulness of process control? In: *Proceedings 9th IWA Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants* (poster papers). Prague, Czech Republik, 1-4 September 2003.

Warakomski, A., van Kempen, R. & van Loosdrecht, M.C.M. (2003). Operating experience in the Netherlands with a high rate process for total nitrogen control SHARON at Rotterdam and Utrecht. Presented at the New England Environment Association Conference, U.S., 28 January 2003. To be published in *Journal of the NEWEA*.

Wett, B. & Alex, J. (2003). Impacts of separate rejection water treatment on the overall plant performance. *Water Science and Technology*, 48(4), 139-146.

Wett, B., Rostek, R., Rauch, W. & Ingerle, K. (1998). pH-controlled reject-water-treatment. *Water Science and Technology*, 37(12), 165-172.

Wyffels, S., Boeckx, P., Pynaert, K., Zhang, D., Van Cleemput, O., Chen, G. and Verstraete, W. (2004a). Nitrogen removal from sludge reject water by the two-stage oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification process. *Water Science & Technology*, 49 (5-6), 57-64.

Wyffels, S., Van Hulle, S., Boeckx, P., Volcke, E., Van Cleemput, O., Vanrolleghem, P. & Verstraete, W. (2004b). Modelling and simulation of oxygen-limited partial nitrification in a membrane-assisted bioreactor (MBR). *Biotechnology & Bioengineering*, 86 (5), 531-542.