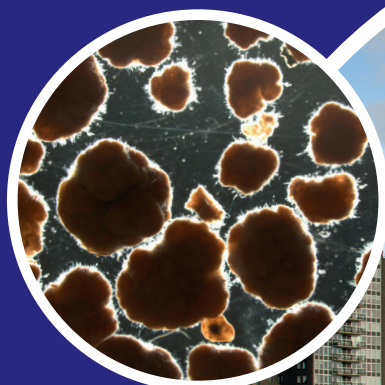


TOEPASSING VAN ANAMMOX IN DE HOOFDSTROOM VAN EEN RIOOLWATERZUIVERING



RAPPORT

2013
39



TOEPASSING VAN ANAMMOX IN DE HOOFDSTROOM
VAN EEN RIOOLWATERZUIVERING

RAPPORT

2013

39



Radboud Universiteit Nijmegen



ISBN 978.90.5773.620.9



COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEURS

Tim Hendrickx (Paques)
Jans Kruit (Paques, thans Orgaworld B.V.)
Govert Eggink (Waterschap Hollandse Delta, thans Evodos B.V.)
Stefan Geilvoet (Waterschap Hollandse Delta)
Charlotte van Erp Taalman Kip (Waterschap Hollandse Delta)
Tommaso Lotti (TU Delft)
Boran Kartal (Radboud Universiteit Nijmegen)
Ziye Hu (Radboud Universiteit Nijmegen)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Ans Versteegh (RIVM)
Sander van der Nagel (Rijkswaterstaat)
George Zoutberg (Waterschap Hollands Noorderkwartier)
Harm Baten (Hoogheemraadschap Rijnland)
Ruud van Dalen (Waterschap Vallei en Veluwe)
Coert Petri (Waterschap Rijn en IJssel)
Merle de Kreuk (TU Delft)
Mark van Loosdrecht (TU Delft)
Cora Uijterlinde (STOWA)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2013-39
ISBN 978.90.5773.620.9

COPYRIGHT De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

DISCLAIMER Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

TEN GELEIDE

Sinds de lancering van het concept “De Energiefabriek” in 2008 zijn al meerdere Energiefabrieken bij waterschappen gerealiseerd of in aanbouw. Een Energiefabriek heeft tot doel de energie-inhoud van afvalwater optimaal te benutten. Bij veel Energiefabrieken wordt met bestaande technieken enerzijds op energie bespaard door energiebesparende maatregelen te introduceren en anderzijds de energieproductie uit slib te maximaliseren. Daarnaast wordt er volop onderzoek gedaan naar energie-efficiëntere methoden om afvalwater te zuiveren. Eén van de onderzochte scenario’s waarmee de energieopbrengst uit het afvalwater gemaximaliseerd kan worden, is het toepassen van Anammox in de hoofdstroom van een zuivering.

Naast het energiebesparingsvraagstuk staan de Nederlandse waterschappen ook voor de uitdaging om de nutriëntenemissies van de RWZI’s verder te verlagen. Om de stikstofdoelen uit de Kader Richtlijn Water (KRW) te kunnen halen zijn vergaande maatregelen nodig. Om stijging van maatschappelijke kosten te voorkomen wordt in dit kader gezocht naar een kosteneffectieve oplossingen.

Halverwege 2010 is mede met een subsidie van het innovatieprogramma Kader Richtlijn Water van Agentschap NL een laboratorium- en pilot-onderzoek gestart naar de technologische en economische haalbaarheid van Anammox in de hoofdstroom. De hoofddoelstelling van dit onderzoek was het ontwikkelen van een innovatief en energiezuinig stikstofverwijderingsproces dat leidt tot een vermindering van de stikstofemissie van communale zuiveringen tegen lagere maatschappelijke kosten.

Het onderzoek heeft aangetoond dat Anammox onder koude en verdunde omstandigheden (zoals in de hoofdstroom van een huishoudelijke RWZI) mogelijk is. De beoogde effluentconcentratie is niet gehaald doordat het proces onvoldoende lang stabiel heeft kunnen draaien. De resultaten boden echter wel voldoende vertrouwen om de koude Anammox-technologie te gaan doorontwikkelen. Hiertoe draait er met Life+ subsidie van de EU, gedurende 2,5 jaar een demonstratie installatie op rwzi Dokhaven. Het slagen van deze technologieontwikkeling zal niet alleen een revolutie binnen de afvalwaterwereld betekenen, maar ook een belangrijk Nederlands exportproduct kunnen opleveren. Dit EU project, met de naam CENIRELTA (Cost Effective Nitrogen Removal from wastewater with Low Temperature Anammox) is eind 2012 van start gegaan en loopt tot eind 2015.

SAMENVATTING

INLEIDING

Sinds de lancering van het concept van de Energiefabriek in 2008 zijn al meerdere Energiefabrieken bij waterschappen gerealiseerd of nog aanbouw. Bij veel van deze Energiefabrieken wordt er enerzijds op energie bespaard door energiebesparende maatregelen in de waterlijn te introduceren en anderzijds energie uit het spuislib teruggewonnen. Daarnaast wordt er nog volop onderzoek gedaan naar energie-efficiëntere methoden om afvalwater te zuiveren. Eén van de onderzochte scenario's waarmee de energieopbrengst uit het afvalwater gemaximaliseerd kan worden, is het toepassen van Anammox in de hoofdstroom van een zuivering. Met Anammox in de hoofdstroom is organisch materiaal (BZV) niet langer noodzakelijk voor denitrificatie van het gevormde nitraat. Dit organisch materiaal kan in een voorbehandelingsstap dus vergaand worden afgevangen en worden vergist. Naast de hieraan gerelateerde extra biogasopbrengst kan flink op beluchtingsenergie worden bespaard omdat slechts de helft van het aanwezige ammonium tot nitriet hoeft te worden geoxideerd. Hiermee komt een energieneutrale zuivering of zelfs een energieleverende zuivering een stap dichterbij.

Naast het energiebesparingsvraagstuk staan de Nederlandse waterschappen ook voor de uitdaging om de nutriëntenemissies van de RWZI's verder te verlagen. Stikstofemissies zijn de laatste jaren teruggedrongen door bijvoorbeeld uitbreiding van beluchtingstanks en de introductie van een deelstroombehandeling op het rejectiewater na de slibontwatering. Om de stikstofdoelen uit de Kader Richtlijn Water (KRW) te kunnen halen zijn echter verdergaande maatregelen nodig. Om stijging van maatschappelijke kosten te voorkomen wordt in dit kader gezocht naar een kosteneffectieve oplossing, namelijk een zuiveringstechnologie met de laagste investerings- en bedrijfsvoeringskosten.

Ook waterschap Hollandse Delta is op zoek naar technologieën om in de toekomst de stikstofemissies uit RWZI's te verlagen. Dit geldt vooral voor de grootste zuivering in het beheersgebied, namelijk de ondergrondse RWZI Dokhaven. Uit diverse studies is gebleken dat met conventionele technologieën verdergaande verwijdering van stikstof op die specifieke locatie niet haalbaar is. Dit heeft te maken met de bijzondere ligging van de zuivering in een woonwijk en direct aan de Maas. Ook zijn bepaalde technologieën afgefallen vanwege hoge investerings- en bedrijfsvoeringskosten, of omdat er veel energie of chemicaliën gebruikt moeten worden. Het toepassen van Anammox in de hoofdstroom van een AB-proces zoals op Dokhaven kan qua investeringskosten en bedrijfsvoering een interessant alternatief zijn. Ook vanuit energieoogpunt kan dit nieuwe zuiveringsconcept in belangrijke mate bijdragen aan duurzaamheids- en energiedoelstellingen, zoals MJA-3 en het Klimaatakkoord.

PROJECTAANPAK EN DOELSTELLINGEN

De Anammox technologie heeft zijn meerwaarde al bewezen in de behandeling van slibgisting- of rejectiewater bij industrieën en waterschappen. Dit specifieke water wordt gekenmerkt door hoge stikstofconcentraties en hoge temperaturen ($> 30\text{ °C}$). De hoofddoelstelling van dit onderzoek is het ontwikkelen van een innovatief stikstofverwijderingsproces dat is gebaseerd op Anammox in de hoofdstroom van een RWZI. De belangrijkste technologische uitdagingen om te komen tot dit nieuwe zuiveringsconcept zijn de volgende:

- Het opbouwen van een Anammox bacteriepopulatie die bij lage temperaturen (8-25°C) effectief stikstof kan verwijderen. Onder deze koude omstandigheden zijn de groeisnelheden van micro-organismen (vooral Anammox) vele malen lager dan bij de al in de praktijk beproefde warme omstandigheden;
- Het ontwikkelen van een strategie om bij deze lage temperaturen de concurrerende andere nitrietverbruikers (zoals nitrietoxiderende bacteriën) te onderdrukken, waardoor het Anammoxproces het dominante proces in de stikstofverwijdering is.

Halverwege 2010 is met ondersteuning van STOWA en een subsidie van het innovatieprogramma Kader Richtlijn Water (Agentschap NL) een laboratorium- en pilot-onderzoek gestart naar de technologische en economische haalbaarheid van Anammox in de hoofdstroom. Projectpartners in dit traject waren Technische Universiteit Delft (TUD), Radboud Universiteit Nijmegen (RUN), Paques en waterschap Hollandse Delta. Deze partners hebben in de afgelopen 10 jaar veel ervaring opgebouwd met de Anammoxtechnologie in de behandeling van industrieel en huishoudelijk afvalwater.

FUNDAMENTEEL ONDERZOEK

Het fundamentele onderzoek aan de universiteiten richtte zich voornamelijk op de vraag of het haalbaar is om op basis van het Anammoxproces ammonium te verwijderen uit synthetisch afvalwater bij lage temperatuur en lage stikstofvrachten. Dit werd zowel met vlokkige als met korrelvormige Anammox biomassa onderzocht. Daarnaast werd onderzocht onder welke omstandigheden de ongewenste nitrietoxiderende bacteriën inactief gehouden konden worden.

In het onderzoek aan de TUD werd korrelvormige biomassa toegepast in een sequencing batch reactor (SBR). Met deze reactor konden hoge verwijderingsrendementen voor totaal stikstof gehaald worden van respectievelijk 85% (bij 20°C) en 75% (bij 15°C). Ook kon een hoge volumetrische stikstofverwijderingssnelheid behaald worden door een efficiënte ont-koppeling van hydraulische (7,2 uur) en slibverblijftijd (> 100 dagen). Efficiënte retentie van langzaam groeiende Anammox bacteriën bij lage temperatuur en lage stikstofvracht werd hiermee aangetoond. Ondanks de continue aanwezigheid van nitrietoxiderende bacteriën (aangetoond met moleculaire technieken) in de beluchte reactor kon de activiteit ervan effectief onderdrukt worden. In het onderzoek aan de RUN werd gebruik gemaakt van vlokkige biomassa, waar de zuurstofdosering precies aangepast werd aan de zuurstofvraag. Hierdoor bleef de zuurstofconcentratie in de reactor beneden de detectielimiet en werden er dan ook geen nitrietoxiderende bacteriën in de reactor waargenomen. In deze reactor kon zelfs bij 12°C meer dan 90% van het ammonium verwijderd worden. Het onderzoek aan de RUN liet bovendien zien dat aanpassing van de Anammox biomassa aan een temperatuurverlaging van 25 naar 10°C in een korte periode (minder dan 10 dagen) plaats vond.

PILOT-ONDERZOEK

Naast het fundamentele onderzoek aan de universiteiten werd de haalbaarheid van de koude Anammox technologie ook getest in een pilot-installatie op RWZI Dokhaven. Deze pilot-installatie bestond uit twee apart te testen systemen, namelijk een SBR (2 m³) en een continue propstroomreactor (4 m³), en werd gevoed met echt afvalwater verkregen na de A trap in het AB systeem op RWZI Dokhaven. Hiernaast werd nog een kleine derde reactor (1.8 L) gevoed met hetzelfde afvalwater, maar met een dosering van nitriet. Hiermee werd de activiteit van alleen Anammox bacteriën bestudeerd. De Anammox omzetting van nitriet en ammonium bleek in deze kleinste reactor mogelijk te zijn, zelfs bij de laagst geteste temperatuur van 10°C. Hiermee werd aangetoond dat de afvalwatermatrix van RWZI Dokhaven niet toxisch

was voor Anammox bacteriën. Onderzoek in de continue propstroomreactor werd uitgevoerd bij een constante temperatuur van 20°C, maar bij de werkelijke wisselende afvalwatersamenstelling. De reactor werd opgestart met korrelvormige biomassa uit de Anammox reactor in Olburgen. Gedurende de opstartperiode bleek dat retentie van deze korrelvormige biomassa goed werkte. De stikstofverwijdering was echter laag. In de daarop volgende periode werd duidelijk dat een verhoging van de stikstofverwijderingssnelheid een verhoging van het zuurstofsetpoint vereiste. Hiermee werd het tevens belangrijk om een efficiëntere scheiding te realiseren tussen gewenste ammoniumoxiderende bacteriën en ongewenste nitrietoxiderende bacteriën. Dit werd bereikt door hogere afschuifspanningen aan de korrelvormige biomassa op te leggen in combinatie met een hogere opstroomsnelheid in het lamellenfilter. Deze aanpassingen resulteerden in een Anammox korrel met daar omheen een schil van ammoniumoxiderende bacteriën en uitspoeling van nitrietoxiderende bacteriën en ander vlokkelig materiaal. In de optimalisatieperiode werd herhaaldelijk een omzettingssnelheid van 265-350 mg NH₄-N/(L*d) behaald, waarbij de stikstofverwijdering 168-185 mg N/(L*d) was. Dit correspondeert met een verwijderingsrendement tot 50%. Hiermee werd aangetoond dat hoge omzettingssnelheden mogelijk zijn in een beluchte reactor bij een temperatuur van 20°C en een lage influent ammoniumconcentratie van 20-30 mg NH₄-N/L. De bijdrage van volledige nitrificatie tot nitraat was hierbij beperkt, waarmee duidelijk werd dat het onderdrukken van nitrietoxiderende bacteriën ook op pilot-schaal mogelijk is. Als gevolg van technische complicaties bleek het niet mogelijk om het zuurstofsetpoint in de SBR goed te regelen. Hierdoor kon de stikstofverwijdering door Anammox niet geoptimaliseerd worden. Wel bleek de retentie van korrelvormige biomassa ook in de SBR goed te realiseren.

CONCLUSIES

De belangrijkste conclusies van het onderzoek naar toepassen van Anammox in de hoofdstroom van een RWZI zijn:

- Anammox bacteriën zijn ook bij lage temperatuur en lage stikstofconcentraties in staat om stikstof uit afvalwater te verwijderen;
- De uitdaging voor een succesvolle toepassing van deze nieuwe technologie ligt bij het produceren van voldoende nitriet voor de Anammox bacteriën (door ammoniumoxiderende bacteriën) en het tegelijkertijd onderdrukken van volledige nitrificatie (door nitrietoxiderende bacteriën);
- Het succesvol onderdrukken van nitrietoxiderende organismen is mogelijk gebleken;
- De gewenste effluentconcentratie van 3 mg/L N-totaal in de pilot-installatie is niet gehaald;
- Het is gedurende het project niet gelukt om langdurig stabiel te draaien met de pilot-installatie; wel is aangetoond dat de toepassing van Anammox op praktijkschaal een kansrijke zuiveringstechnologie is.

De resultaten uit dit onderzoek gaven voldoende vertrouwen om een demonstratieproject op RWZI Dokhaven op te starten. Dit EU project (CENIRELTA, cost effective nitrogen removal from wastewater with low temperature Anammox) is eind 2012 van start gegaan, zal tot eind 2015 lopen en wordt uitgevoerd door de projectpartners WSHD, Paques en STOWA.

AANBEVELINGEN

De aanbevelingen voor het demonstratieproject dat voortbouwt op dit onderzoeksproject zijn als volgt:

- Het pilot-onderzoek vond plaats bij 20°C. Ondanks de veelbelovende resultaten bij lagere temperaturen in het onderzoek aan de universiteiten moet de haalbaarheid in een demo-reactor nog aangetoond worden bij temperaturen tot 8 °C, welke in de winter voor kunnen komen op RWZI Dokhaven.
- De lachgasmetingen, die door TUD en RUN zijn uitgevoerd, hebben plaatsgevonden onder gecontroleerde omstandigheden, waardoor extrapolatie naar praktijkschaalinstallaties niet representatief is. De demonstratiereactor biedt mogelijkheden om opnieuw lachgasmetingen uit te voeren. Er wordt dan ook geadviseerd gedurende de 2,5 jaar hier onderzoek naar te doen.
- Volgens de stoichiometrie wordt door Anammox hoe dan ook 11% van het ammonium omgezet naar nitraat. In het pilot-onderzoek op Dokhaven werden waarden tot 50% gemeten. In het vervolgonderzoek zal verdere optimalisatie van het systeem, door de juiste instelling van de stuurparameters een centrale rol spelen in het omlaag brengen van de nitraatproductie door nitrietoxiderende bacteriën.
- Het verdient aanbeveling om met de kennis en ervaring die is opgedaan gedurende dit project de business case voor het koude Anammox proces aan te scherpen. Dit geldt zowel voor een greenfield situatie als voor de specifieke situatie op RWZI Dokhaven. Hiertoe zal ook de energiebalans van een zuiveringsconcept met Anammox in de hoofdstroom goed onderzocht en doorgerekend moeten worden.
- Gedurende het pilot-onderzoek zijn de reactoren verschillende keren opgestart met warm entslib. Een duidelijk opstartprotocol (met de geleerde lessen incl. instellingen van de belangrijkste stuurparameters) ontbreekt echter nog. In het vervolgproject zal de opstart goed gemonitord en geëvalueerd moeten worden, zodat op basis hiervan een beeld kan worden gevormd van de opstartduur en aanpak bij full-scale toepassingen.

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n 6,5 miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 033 - 460 32 00.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 2180, 3800 CD Amersfoort.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

INTRODUCTION

Since the launch of the Energy Factory concept in 2008 several energy factories have been realized or are under construction in the Netherlands. At many of the energy factories energy is saved by introducing energy saving measures (in the waterline) in combination with recovery of energy from the excess sludge. Besides this, various research projects are still being performed investigating more energy efficient methods to treat wastewater. One of the scenario's that can maximize the energy recovery from wastewater is the application of Anammox technology in the main stream of a wastewater treatment plant (WWTP). Anammox in the main stream no longer requires organic compounds (BOD) for denitrification of nitrate that is formed in the treatment process. This organic material can be separated from the water in a pre-treatment step and subsequently be utilised in the digestion process, generating additional biogas (i.e. energy). Besides this, the energy consumption for aeration is decreased significantly with the Anammox proces because only half of the ammonium present in the wastewater needs to be oxidized. The combination of these aspects can bring an energy neutral or even an energy producing wastewater treatment plant a step closer.

The Dutch water authorities are challenged to further reduce the emission of nutrients from WWTPs onto surface waters. In recent years, nitrogen emissions have been cut back, for example by extension of aeration tanks and the introduction of side-stream processes for the treatment of reject liquors from sludge digesters. However, to reach the goals as defined in the European Water Framework Directive, more thorough measures are required. To prevent a rise in the costs for society the treatment technology with the lowest investment and maintenance costs is aspired.

Water authority Hollandse Delta is also investigating technologies to further reduce the nutrient emissions from WWTP's. This especially applies for the biggest treatment plant in the area, WWTP Dokhaven in Rotterdam. This treatment plant is located underground and enclosed between a residential area and the river Maas. Several studies have pointed out that with conventional technologies the desired extensive nitrogen removal can not be achieved. Besides this, several alternative technologies are not suitable because of the high investment or maintenance costs or the high consumption of energy and chemicals. Application of Anammox technology in the main stream of a two-stage WWTP (such as Dokhaven) could provide an interesting alternative. Also from an energy point of view this new treatment concept can contribute to goals with respect to sustainability and energy saving, as described in the MJA3 (Meerjarenaafspraken Energie-Efficiency) and Climate Agreement (Klimaatakkoord).

PROJECT APPROACH AND GOALS

The central goal of this research project is the development of an innovative nitrogen removal process based on Anammox in the main stream of a WWTP. The main technological challenges to reach this new treatment concept are as follows:

- Establishing an Anammox bacterial population which can effectively remove nitrogen at low temperatures (8-25 oC). Under these cold circumstances the growth rates and activity of micro-organisms (especially Anammox) are several times lower compared to already proven application at warmer circumstances.

- Developing a strategy to suppress other micro-organisms competing for the available nitrite (nitrite oxidizing bacteria) and thereby maintaining the Anammox process as the dominant process in the nitrogen conversion.

Halfway 2010 a laboratory- and pilot-scale research project was initiated with a focus on the technological and economic feasibility of Anammox in the main stream. The project was financially supported by STOWA and by the Water Framework Directive Innovation Program (Agentschap.NL). The project partners in this research project were Delft University of Technology (TUD), Radboud University Nijmegen (RUN), Paques and water authority Hollandse Delta (WSHD). These partners have already gained a lot of experience with Anammox technology for the treatment of municipal and industrial wastewater over the last 10 years.

FUNDAMENTAL RESEARCH

The research at the universities predominantly aimed at the question whether it is feasible to remove ammonium from synthetic wastewater with low nitrogen concentrations and low temperatures applying the Anammox process. This goal was investigated with both flocculated and granular sludge. Moreover, the conditions under which undesirable nitrite oxidizing bacteria could be suppressed, were investigated.

For the TUD research a Sequencing Batch Reactor (SBR) filled with granular biomass was used. In this reactor high removal efficiencies for total nitrogen were achieved (85% at 20°C and 75% at 15°C). Also a high volumetric removal rate could be reached because of the efficient disconnection between the hydraulic retention time (7.2 hour) and the sludge retention time (> 100 days). Efficient retention of slow growing Anammox bacteria under conditions with low temperature and low nitrogen loads was thus demonstrated. Despite the continuous presence of nitrite oxidizing bacteria (demonstrated by molecular techniques) in the aerated reactor, their activity could be suppressed efficiently, even after an (unintended) period of high nitrite oxidizing bacteria activity.

In the RUN research flocculated biomass was utilized, in which the oxygen supply was tuned exactly to the oxygen need. In this way the dissolved oxygen concentration was maintained below the detection limit. As a consequence no nitrite oxidizing bacteria were observed in the reactor. In this reactor 90% of the ammonium could be removed even at 12 °C. Besides this, the RUN research demonstrated that the Anammox biomass could adapt to a temperature decrease from 25°C to 10°C within a period of only 10 days.

PILOT-SCALE RESEARCH

In addition to the fundamental research at the universities, the feasibility of Anammox technology in the main stream was also studied in a pilot-scale reactor at Dokhaven WWTP. This pilot-reactor consisted of two separate systems, an SBR (2 m³) and a continuous plug flow reactor (4 m³). Both were fed with (real) wastewater obtained after the first stage (A stage) of the two stage system of Dokhaven WWTP. Parallel to the pilot reactor a third reactor (lab-scale 1.8 l) was utilized, treating the same water but with additional dosing of nitrite. In this way the activity of specifically the Anammox bacteria was studied. The Anammox conversion of nitrite and ammonium into nitrogen gas appeared to be possible in this smallest reactor, even at the lowest imposed temperature of 10°C. This showed that the wastewater matrix of Dokhaven WWTP was not toxic for Anammox bacteria. The research with the continuous reactor was conducted at a constant temperature of 20°C and a constant flow, but with the actual fluctuating wastewater composition as it occurs at Dokhaven WWTP. The reactor was

inoculated with granular biomass from the full-scale (warm) Anammox reactor of Olburgen WWTP. During the start-up phase the granular biomass could successfully be retained in the reactor. The nitrogen removal rate was, however, low. In the subsequent period it became clear that an increase of the nitrogen removal required a higher dissolved oxygen set point. Together with this also the efficient separation between the desired ammonium oxidizing bacteria and the undesired nitrite oxidizing bacteria became more important. This was reached by applying a higher shear stress onto the granular biomass in combination with an increase of the upflow velocity in the tilted plate separator. These process adaptations resulted in granules with an Anammox core surrounded by a layer of ammonium oxidizing bacteria and washout of flocculent growth of nitrite oxidizing bacteria and other flocculent material.

In the optimization period high ammonium removal rates were recorded repeatedly (265-350 mg $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{L}\cdot\text{d})$), with total nitrogen removal rates between 168-185 mg $\text{N}/(\text{L}\cdot\text{d})$. This corresponds to a total removal efficiency of about 50%. In this way it was demonstrated that high nitrogen removal rates are possible in an aerated reactor at a temperature of 20°C and with low influent ammonium concentrations of 20-30 mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{L}$. The contribution of full nitrification to nitrate was limited, showing that suppressing nitrite oxidizing bacteria is also possible on pilot-scale. Due to technical complications it was not possible to control the dissolved oxygen concentration in the SBR properly. As a consequence, nitrogen removal by Anammox could not be optimized in the SBR, even though, retention of the granular biomass could be achieved successfully.

CONCLUSIONS

The main conclusions of the research into the technological feasibility of Anammox in the main stream of a WWTP are:

- Anammox bacteria are capable of removing nitrogen from wastewater with relatively low temperatures and low nitrogen concentrations.
- The technological challenge with respect to application of this new technology lies in the production of sufficient nitrite for the Anammox bacteria (by ammonium oxidizing bacteria) while at the same time suppressing full nitrification (by nitrite oxidizing bacteria).
- Nitrite oxidizing bacteria could successfully be suppressed on pilot-scale.
- The intended effluent total nitrogen concentration in the pilot-scale reactor of 3 mg N/L was not reached.
- The pilot-scale reactor was not operated on a stable basis during the research period. The results however demonstrate that the Anammox process in the main stream of a WWTP is a promising treatment technology.

The results obtained in this research project offered sufficient basis for the start of a demonstration project, in which the application and feasibility of Anammox in the main stream of a WWTP will be further demonstrated. This EU project (CENIRELTA; Cost Effective Nitrogen Removal from wastewater with Low Temperature Anammox) started at the end of 2012 and will run until the end of 2015. The project is executed by the project partners water authority Hollandse Delta, Paques and STOWA.

RECOMMENDATIONS

The recommendations for the demonstration project that is the continuation of the project described in this report are:

- The pilot-scale research was performed at 20°C. Despite promising results at low temperatures by the universities, the feasibility of Anammox at low temperatures still has to be demonstrated on pilot/demo-scale.
- Laughing gas (nitrous oxide) measurements performed by TUD and RUN took place under controlled conditions, precluding extrapolation to full-scale circumstances. The demonstration plant offers possibilities to investigate laughing gas emissions again. It is recommended to perform these tests in the demonstration phase.
- According to stoichiometry Anammox bacteria will convert 11% of the ammonium present into nitrate. In the pilot-scale research conversions up to 50% were measured. In the demonstration phase of the project the system should be further optimized to suppress nitrate production by nitrite oxidizing bacteria. This is pursued by finding the optimum settings of the control parameters.
- On the basis of the knowledge and experience gained in the demonstration phase the business case for the main stream Anammox technology should be re-evaluated. This applies to both a green field situation and the specific situation of Dokhaven WWTP. In this context also the energy balance should be investigated and calculated.
- During the pilot-phase the reactors were inoculated with sludge from warm Anammox installations. A start-up protocol (with lessons learnt and the settings of the main control parameters) is, however, still lacking. In the next phase the start-up period should be monitored and evaluated in detail. On the basis of this experience an approach and estimated timeframe can be formulated for implementing Anammox on full-scale.

STOWA IN BRIEF

The Foundation for Applied Water Research (in short, STOWA) is a research platform for Dutch water controllers. STOWA participants are all ground and surface water managers in rural and urban areas, managers of domestic wastewater treatment installations and dam inspectors.

The water controllers avail themselves of STOWA's facilities for the realisation of all kinds of applied technological, scientific, administrative legal and social scientific research activities that may be of communal importance. Research programmes are developed based on requirement reports generated by the institute's participants. Research suggestions proposed by third parties such as knowledge institutes and consultants, are more than welcome. After having received such suggestions STOWA then consults its participants in order to verify the need for such proposed research.

STOWA does not conduct any research itself, instead it commissions specialised bodies to do the required research. All the studies are supervised by supervisory boards composed of staff from the various participating organisations and, where necessary, experts are brought in.

The money required for research, development, information and other services is raised by the various participating parties. At the moment, this amounts to an annual budget of some 6,5 million euro.

For telephone contact number is: +31 (0)33 - 460 32 00.

The postal address is: STOWA, P.O. Box 2180, 3800 CD Amersfoort.

E-mail: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl.

TOEPASSING VAN ANAMMOX IN DE HOOFDSTROOM VAN EEN RIOOLWATERZUIVERING

INHOUD

TEN GELEIDE
SAMENVATTING
STOWA IN HET KORT
INTRODUCTION
STOWA IN BRIEF

1	INLEIDING	1
1.1	Kader	1
1.1.1	De Energiefabriek	1
1.1.2	KRW richtlijn	2
1.1.3	Uitdagingen RWZI Dokhaven	3
1.2	Projectaanpak en doelstellingen	6
1.2.1	Doelen laboratorium experimenten	7
1.2.2	Doelen pilot experiment	8
1.2.3	Internationale onderzoeken	9
2	ANAMMOX THEORIE	10
2.1	Inleiding	10
2.2	Competitie en selectie	11
2.2.1	Aanwezige organismen	11
2.2.2	Selectie en competitie mechanismen	12
2.2.3	Reactoreigenschappen	17
3	RESULTATEN ONDERZOEKSFASE FUNDAMENTEEL LABONDERZOEK	18
3.1	Doelstellingen van het fundamentele onderzoek	18
3.2	Materialen en Methodes	18
3.2.1	Reactor opstelling en werking	18

3.3	Resultaten	20
3.3.1	Reactor werking (TUD)	20
3.3.2	Maximum activiteiten biomassa (TUD)	22
3.3.3	Monitoring van biomassa (TUD en RUN)	23
3.3.4	Verrijking van Anammox (RUN)	23
3.3.6	Het effect van temperatuur en zuurstof op biomassa activiteit (RUN)	24
3.3.7	Lachgasemissies (TUD en RUN)	25
3.4	Discussie	27
3.4.1	Bedrijfsvoering reactoren	27
3.4.2	NOB beheersing	28
3.4.3	Effect van veranderingen in de stikstofvracht en de temperatuur	29
3.4.4	Stikstofoxide emissies	30
3.5	Samenvatting van de resultaten van het fundamenteel onderzoek	31
4	OMSCHRIJVING PILOT-INSTALLATIE	32
4.1	Proceskeuze en configuratie pilot-installatie	32
4.1.1	Simultaan of gescheiden processen?	33
4.1.2	Biomassaretentie	33
4.1.3	Proceskeuze	35
4.2	Omschrijving en dimensionering	36
5	RESULTATEN LOCATIE RWZI DOKHAVEN	42
5.1	Opstart reactoren	42
5.2	Aanpak	42
5.3	Resultaten labschaal-reactor	42
5.4	Resultaten straat 1: continue reactor	45
5.5	Resultaten straat 2: Sequencing Batch Reactor (SBR)	53
5.6	Vergelijking pilot en lab resultaten met de praktijk	55
6	CONCLUSIES, DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN	57
6.1	Conclusies en discussie	57
6.2	Aanbevelingen	60
	BIJLAGEN	
1	LIJST MET AFKORTINGEN	61
2	ANALYTISCHE PROCEDURES TUD EN RUN	63
3	TIJDSLIJN	67
4	REFERENTIES	69

1

INLEIDING

1.1 KADER

1.1.1 DE ENERGIEFABRIEK

De Energiefabriek is een initiatief van vijftien waterschappen met als doel de energie-inhoud van afvalwater optimaal te benutten. Een slimme combinatie van bestaande en nieuwe technieken maakt het mogelijk energie te winnen uit afvalwater. In theorie zit in afvalwater acht keer meer energie dan nodig is om datzelfde afvalwater te zuiveren. Vanaf de lancering van dit nieuwe idee in 2008 zijn de waterschappen actief aan het werk gegaan.

Bij vijftien zuiveringen in Nederland is onderzocht of deze binnen afzienbare termijn energieneutraal te maken zijn, met bestaande technieken en tegen acceptabele kosten. Uit een aantal van deze studies komt een positieve business case en wordt er inderdaad een energiewinst behaald. Dit kan onder meer door enerzijds goed te kijken naar energiebesparende maatregelen (zoals introductie van beluchting) en anderzijds door meer energie uit het slib terug te winnen. Het vergaand afvangen van organisch materiaal vóór de beluchtingsruimte, optimalisatie in de vergisting en voorbehandeling van het (secundaire) slib zijn veel voorkomende maatregelen.

Inmiddels zijn de waterschappen gestart met het realiseren van de eerste echte Energiefabrieken in o.a. Tilburg, Den Bosch, Breda, Amersfoort, Hengelo, Olburgen en Nieuwegein. In Apeldoorn is al een energieneutrale situatie ontstaan door het vergisten van afvalstromen van derden en warmtelevering aan een naastgelegen woonwijk. Ook in Kampen en Nijmegen zijn er afvalwaterzuiveringen die bijna energieneutraal draaien. Vanaf 2012 zijn de eerste Energiefabrieken operationeel waarbij nieuwe technologieën voor het kraken van slib, zoals thermische drukhydrolyse zijn toegepast. Deze technologie zorgt voor een hogere biogasproductie uit het secundaire slib bij vergisting, doordat de celwanden van het slib kapot worden gemaakt.

Parallel aan de eerste Energiefabrieken die inmiddels zijn of worden gebouwd, wordt er nog volop onderzoek gedaan naar nog energie-efficiëntere methoden om afvalwater te zuiveren. Eén van de onderzochte scenario's waarmee de energieopbrengst uit het afvalwater gemaximaliseerd kan worden, is het toepassen van Anammox in de hoofdstroom van een zuivering. Met Anammox in de hoofdstroom is organisch materiaal niet langer noodzakelijk voor denitrificatie van het gevormde nitraat. Anammox is namelijk in staat om, zonder gebruik van organisch materiaal (BZV), ammonium direct om te zetten naar stikstofgas. Dit organisch materiaal is dus niet langer nodig voor het verwijderen van nitraat en kan in een voorbehandelingsstap vergaand worden afgevangen en worden vergist. Bovendien kan er bij toepassingen van Anammox in de hoofdstroom flink op beluchtingsenergie worden bespaard omdat slechts de helft van het aanwezige ammonium tot nitriet hoeft te worden geoxideerd. Hiermee komt een energieneutrale zuivering of zelfs een energieleverende zuivering een stap dichterbij.

1.1.2 KRW RICHTLIJN

Het terugdringen van de concentraties nutriënten in oppervlaktewater is één van de knelpunten bij het bereiken van de Kader Richtlijn Water (KRW) doelstellingen. Voor 66% van de Nederlandse wateren¹ geldt dat het gehalte aan stikstof structureel boven de KRW normwaarde van 2,5 mg/l voor rivieren ligt.² Er zijn drie belangrijke oorzaken voor stikstof in de Nederlandse rivieren aan te wijzen: bemesting door de landbouw, aanvoer met de grote rivieren vanuit het buitenland en emissies door rioolwaterzuiveringsinstallaties. De Nederlandse RWZI's zijn verantwoordelijk voor ongeveer 25% van de stikstofemissies in de Nederlandse rivieren. Het is aan de landbouwsector en aan de Rijksoverheid om maatregelen te treffen voor de aanvoer vanuit de landbouw, terwijl aanvoer vanuit het buitenland met de grote rivieren vooral door activiteiten in de bronlanden wordt bepaald. De waterschappen gaan de uitdaging aan om de emissies vanuit de RWZI's te verlagen.

De laatste decennia is er veel werk verzet om de belangrijkste eutrofiërende stoffen aan te pakken. Fosfaatemissies zijn teruggedrongen door enerzijds niet langer fosfaat toe te voegen aan bijvoorbeeld wasmiddelen, anderzijds door bijvoorbeeld RWZI's zodanig aan te passen dat fosfaat biologisch of chemisch verwijderd wordt. Stikstofemissies zijn de laatste jaren teruggedrongen door bijvoorbeeld uitbreiding van beluchtingstanks en de introductie van een deelstroombehandeling op het rejectiewater na de slibontwatering.

Om de stikstofdoelen uit de KRW te kunnen halen zijn echter verdergaande maatregelen nodig. Verlaging van de emissies van RWZI's kan een belangrijke bijdrage leveren aan het halen van de KRW doelstellingen, vooral in specifieke situaties waar de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater sterk wordt beïnvloed door de effluentlozing.

Om stijging van maatschappelijke kosten te voorkomen wordt in dit kader gezocht naar een kosteneffectieve oplossing, namelijk een zuiveringstechnologie met de laagste investerings- en bedrijfsvoeringskosten. Met de behandeling van slibgisting- of rejectiewater, is bewezen dat de toepassing van de Anammoxtechnologie bij hoge concentraties (mg/l) en hoge temperaturen (> 30 °C) een efficiënte manier is om ammonium te verwijderen en stikstofconcentraties in het effluent van een RWZI te verlagen.

FOTO 1.1

DE ONDERGRONDSE RWZI DOKHAVEN



- 1 Zie Voortgangsrapportage Milieubeleid voor Nederlandse Prioritaire Stoffen, VROM 2008 en Milieukwaliteit en nutriëntenbelasting, RIVM rapport 680130001/2007
- 2 Zie 'Kwaliteit voor Later, ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water' (Planbureau voor de Leefomgeving, 2008) voor de normstelling.

Het influent stroomt na de roostergoedverwijdering eerst naar de A-trap. Daar wordt onder toevoeging van ijzerchloride het fosfaat vergaand verwijderd. De A-trap is een hoog belast systeem en de verblijftijd is zeer kort (ca. 15 minuten). Na de A-trap stroomt het water naar de tussenbezinktanks. Daarna vindt nitrificatie in de B-trap plaats en wordt het slib-watermengsel gescheiden in de nabezinktanks. Een deel van het effluent wordt gerecirculeerd over de A-trap, zodat het resterende nitraat alsnog gedenitrificeerd wordt. Het biologische actief slib wordt deels gerecirculeerd en deels afgevoerd. Ontwateren van het afgevoerde en vergiste slib levert een stikstofrijke stroom rejectiewater op, die na behandeling in de Sharon-Anammox reactor op slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk teruggevoerd wordt naar RWZI Dokhaven.

Met het oog op eventuele strengere toekomstige individuele stikstofeisen voor de Nederlandse RWZI's wordt er gekeken naar alternatieven voor vergaande stikstofverwijdering op Dokhaven. Daarnaast ligt er een uitdaging om van Dokhaven een energieneutrale zuivering te maken. Dit laatste zal voor Dokhaven echter lastig worden, wanneer de energie voor het ventileren van de ondergrondse ruimte wordt meegenomen. Deze noodzakelijke ventilatie is een aanzienlijk deel van het energieverbruik van de zuivering (30%).

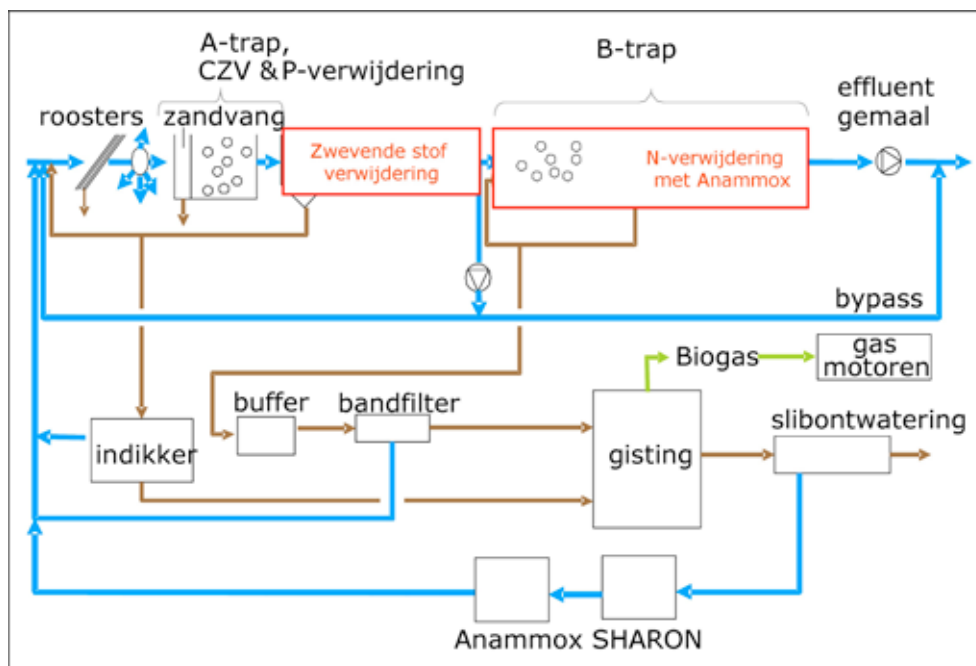
Uit diverse studies is gebleken dat met conventionele technologieën verdergaande verwijdering niet haalbaar is, vanwege de beperkte ondergrondse ruimte door de directe ligging aan de Maas en in het midden van een woonwijk. Ook zijn bepaalde technologieën afgefallen vanwege hoge investerings- en bedrijfsvoeringskosten, of omdat er veel energie of chemicaliën gebruikt moeten worden (MBR, nageschakeld zandfilter).

Het toepassen van Anammox in de hoofdstroom van een AB-proces zoals op Dokhaven kan qua investeringskosten en bedrijfsvoering een interessant alternatief zijn. Deze technologie slaat hiermee twee vliegen in één klap: niet alleen de effluentkwaliteit verbetert, ook kan deze technologie bijdragen aan het realiseren van een energieneutrale zuivering. Als zodanig kan dit nieuwe zuiveringsconcept in belangrijke mate bijdragen aan duurzaamheids- en energiedoelstellingen, zoals MJA-3 en het Klimaatakkoord.

Wanneer het Anammox proces in de hoofdstroom van Dokhaven wordt toegepast zou dat er als volgt uit komen te zien (schematisch).

FIGUUR 1.2

ZUIVERINGSPROCES OP RWZI DOKHAVEN MET ANAMMOX IN DE HOOFDSTROOM



De A-trap dient mogelijk geoptimaliseerd worden om zoveel mogelijk zwevende stof af te vangen. In de oorspronkelijke B-trap zal ammonium worden verwijderd met behulp van Anammox. Slib-waterscheiding vindt plaats door middel van lamellenfilters. De effluent-recirculatiestroom komt in het toekomstige proces hoogstwaarschijnlijk te vervallen, omdat er niet langer nitraat gerecirculeerd hoeft te worden.

Toepassing van Anammox in de hoofdstroom van Dokhaven kan het rendement op stikstofverwijdering verbeteren bij lagere bedrijfsvoeringskosten. Daarnaast vraagt de implementatie van Anammox weinig extra ruimte en zou het proces met een beperkt aantal ingrepen op deze zuivering geïmplementeerd kunnen worden. Het toepassen van Anammox in de hoofdstroom van Dokhaven zal de energiehuishouding van de installatie optimaliseren. Het totale zuiveringsconcept (zuivering Dokhaven inclusief slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk) zal hiermee netto energie producerend kunnen worden.

Een AB-proces leent zich bij uitstek voor de implementatie van Anammox in de hoofdstroom. Maar ook op zuiveringen met een andere configuratie waar stikstofemissies te hoog zijn, zou deze technologie een oplossing kunnen bieden. Bij installaties waar er nog geen goede voorbehandeling bestaat, zou dit echter wel een extra investering betekenen.

De Anammox technologie heeft binnen de afvalwaterwereld dus veel potentie. De toepassing heeft zich echter tot nu toe bewezen tot geconcentreerde stikstofstromen met een temperatuur van minimaal 30 graden en stikstofconcentraties hoger dan 250 mg/l. Het zuiveren van communaal afvalwater gebeurt echter bij lagere temperaturen (8-22°C) en lagere stikstofconcentraties (30-50mg/L N_{kj} -N).

De belangrijkste technologische uitdagingen om te komen tot dit nieuwe zuiveringsconcept met Anammox in de hoofdstroom zijn de volgende:

- Het opbouwen van een Anammox bacteriepopulatie die bij lage temperaturen effectief stikstof kan verwijderen. Bij de deelstroombehandeling heerst in de Anammoxreactor een temperatuur van 30-35°C. Bij die temperatuur gedijen de bacteriën goed. In de hoofdstroom is de temperatuur in de winter ruim beneden 20°C, waardoor groeisnelheden vele malen lager zullen zijn;
- Het ontwikkelen van een methode om (bij lage temperaturen) de activiteit en groei van andere nitrietverbruikers (zoals nitriet oxideren bacteriën) te onderdrukken, waardoor het Anammox proces het dominante proces in de stikstofverwijdering is;
- De omzetting door Anammox in de B-trap van een AB-systeem zou gevoelig kunnen zijn voor inspoeling van zwevende stof uit de A-trap. Het is van belang om de prestatie van de tussenbezinking na de A-trap indien mogelijk te optimaliseren, maar dit aspect wordt in dit project buiten beschouwing gelaten.

Halverwege 2010 is met ondersteuning van STOWA en een subsidie van het innovatieprogramma Kader Richtlijn Water (Agentschap NL) een laboratorium en pilot-onderzoek naar de technische en economische haalbaarheid van Anammox in de hoofdstroom gestart. Projectpartners in dit traject zijn Technische Universiteit Delft (TUD), Radboud Universiteit Nijmegen (RUN), Paques en waterschap Hollandse Delta. Deze partners hebben in de afgelopen 10 jaar veel ervaring opgebouwd met de Anammox technologie in de behandeling van industriële en huishoudelijke afvalwaterstromen.

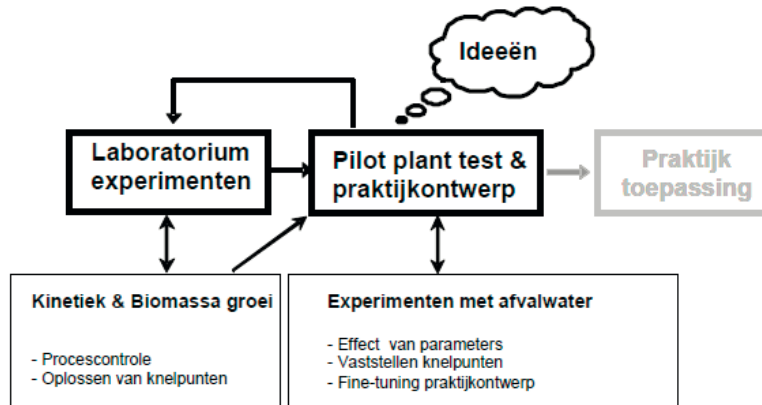
1.2 PROJECTAANPAK EN DOELSTELLINGEN

De hoofddoelstelling van dit onderzoek is het ontwikkelen van een innovatief stikstofverwijderings-proces dat is gebaseerd op Anammox in de hoofdstroom. Het proces zal leiden tot een vermindering van de stikstofemissie van communale zuiveringen tegen lagere maatschappelijke kosten. Het eindresultaat van het onderzoek dat nagestreefd wordt, is een effectief en robuust proces dat snel opgeschaald kan worden naar volle bedrijfschaal.

De introductie van een nieuwe technologie op praktijkschaal brengt risico's met zich mee. Daarom is ervoor gekozen zowel op labschaal als op pilot-schaal onderzoek te doen naar de technische haalbaarheid van deze nieuwe technologie. De resultaten van deze twee ontwikkelingsstadia vullen de kennisleemten op dit vlak zodat implementatie naar praktijkschaal met minder hobbels zal verlopen. Gedurende het project heeft het flankerende fundamentele onderzoek dat bij de universiteiten liep, parallel gelopen aan het pilot-onderzoek dat op RWZI Dokhaven plaatsvond. De afzonderlijke trajecten en de link tussen beide is hieronder schematisch weergegeven.

FIGUUR 1.3

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE PROJECTAANPAK



Onderzoek en ontwikkeling lopen gedeeltelijk parallel, voeden elkaar en vullen elkaar aan. Hiermee kunnen leerpunten uit het laboratorium-onderzoek worden meegenomen in het pilot-onderzoek. Vice versa kunnen ideeën of hypotheses die worden opgedaan tijdens het pilot-onderzoek door middel van laboratorium experimenten getest en getoetst worden.

1.2.1 DOELEN LABORATORIUM EXPERIMENTEN

In de onderzoeksfase zijn bij de TUD en RUN de basiselementen van het proces op labschaal onderzocht en ontwikkeld. Belangrijke elementen zijn het ontwikkelen van een bacteriepopulatie bestaande uit Anammox die effectief stikstof verwijdt bij de in de hoofdstroom heersende lage temperaturen en relatief lage stikstofconcentraties. Ook staat het onderdrukken van de concurrentie van andere nitrietverbruikers centraal in het labschaal onderzoek.

LAGE TEMPERATUUR ANAMMOX BIJ LAGE STIKSTOFCONCENTRATIES IN HET SUBSTRAAT

De inzet van Anammox bacteriën in de hoofdstroom van huishoudelijke afvalwaterzuiveringen is een nieuwe ontwikkeling. In de labschaalexperimenten zijn de volgende aspecten onderzocht:

- Het vermogen van de Anammox bacteriën zich aan te passen aan lage temperaturen en lage en hoge stikstofbelasting
- Het groeivermogen van Anammox onder deze omstandigheden, waarbij in het bijzonder wordt gekeken naar de invloed van in het afvalwater opgeloste zuurstof, de pH van het water, en de verblijftijd in de reactor.

ONDERDRUKKEN VAN NITRIETOXIDERENDE BACTERIËN

De concurrentie tussen Anammox variëteiten en nitrietoxiderende bacteriën speelt een cruciale rol.

Nitrietoxiderende bacteriën gebruiken net als de Anammox bacteriën nitriet. Wanneer de nitrietoxiderende bacteriën onvoldoende onderdrukt worden, zal het nitriet niet langer voor Anammox beschikbaar zijn, wat onwenselijk is. De concentratie van het in afvalwater opgeloste zuurstof heeft invloed op de snelheid van de nitrietoxidatie. In de labschaalexperimenten is de optimale zuurstofconcentratie voor de onderdrukking van nitrietoxideerders onderzocht. De resultaten hiervan kunnen worden vertaald naar praktische omstandigheden in een reactor, zoals het beluchttingsregime.

Het TUD en RUN onderzoek richtte zich vooral op het aantonen van een stabiele Anammox activiteit bij temperaturen van respectievelijk 15°C en 10°C. Daarbij kwamen de volgende elementen aan de orde:

- het vaststellen van de stikstof omzettingssnelheden door Anammox
- het vaststellen van de stikstof omzettingsefficiëntie door Anammox
- het onderzoeken van de strategie om nitrietoxiderende bacteriën te onderdrukken
- het onderzoeken van de invloed van de N-vracht en N-verwijderingssnelheid op de uitstoot van N_2O

Lachgas (N_2O) is één van de voornaamste broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen en is een 300 keer sterker broeikasgas dan koolstofdioxide (IPCC Fourth Assessment Report, 2007). Er zijn in RWZI's meerdere stikstof omzettingssystemen die verantwoordelijk zijn voor de productie van N_2O , zoals nitrificatie, denitrificatie en chemische reacties tussen nitriet en hydroxylamine (Kampschreur et al., 2009). Het Anammox proces heeft een verwaarloosbare bijdrage aan N_2O emissies. Toepassing van Anammox processen in afvalwaterzuivering resulteert in een significante reductie van N_2O emissies vergeleken met traditionele nitrificatie en denitrificatie (Siegrist et al., 2008). In one-step Anammox systemen wordt zuurstof toegelaten om de groei van aerobe ammonia oxiderende bacteriën (AOB) te bevorderen. De activiteit van AOB draagt voornamelijk bij aan N_2O emissies via twee metabolische routes: ten eerste kunnen AOB nitriet in N_2O omzetten met ammonium of waterstof als elektronendonor (Bock et al., 1995); ten tweede door chemische reacties van de onstabiele tussenproducten hydroxylamine die de AOB produceren (Colliver and Stephenson, 2000).

Om de gevolgen van het autotrofe stikstof omzettingproces voor het milieu beter te kunnen evalueren is het daarom nodig om de N_2O emissies te onderzoeken. In de twee lab-schaal bio-reactoren bij de TUD en RUN zijn N_2O emissies gemeten bij verschillende omstandigheden.

De TUD maakte gebruik van een Sequencing Batch Reactor (SBR) met Anammox korrelslib die werd gemengd door een lucht recirculatie. Bij RUN werd gebruik gemaakt van een SBR waarin een vlokke Anammox populatie groeide onder micro-aerofiele omstandigheden. Zowel de reactor van TUD en RUN werden gevoed met synthetisch afvalwater.

1.2.2 DOELEN PILOT EXPERIMENT

In de pilot-fase heeft op locatie Dokhaven gedurende 16 maanden een pilot-installatie gedraaid waarin het proces verder is geoptimaliseerd. De huidige stikstofemissie (N-totaal jaargemiddeld) van Dokhaven bedraagt ca. 17 mg/L. Verlaging van de effluentconcentratie tot 3 mg/l was de doelstelling van het pilot onderzoek. Wanneer deze effluentkwaliteit ook op praktijkschaal gerealiseerd kan worden daalt het stikstofgehalte in het ontvangende water (de Nieuwe Maas) met ca. 0,4 mg/L tot 3,3 mg/L en komt daarmee dicht bij de KRW normwaarde van 2,5 mg/L voor rivieren.

Het water uit de afloop van de tussenbezinktank van de A-trap van RWZI Dokhaven diende als voeding voor de pilot-installatie, zodat onder praktijkomstandigheden kon worden gewerkt en een directe vergelijking met het conventionele stikstofverwijderingsproces mogelijk was. De pilot-installatie was gedurende langere tijd operationeel (ca. 16 maanden). Dit was van belang omdat de aanloop (opbouw biomassa en het krijgen van een stabiel proces) enige maanden zou duren (3-5 maanden) en biologische processen relatief lange responstijden hebben. Tijdens de experimenten zijn de belangrijkste stuurparameters (zoals beluchting en menging) verder onderzocht en geoptimaliseerd.

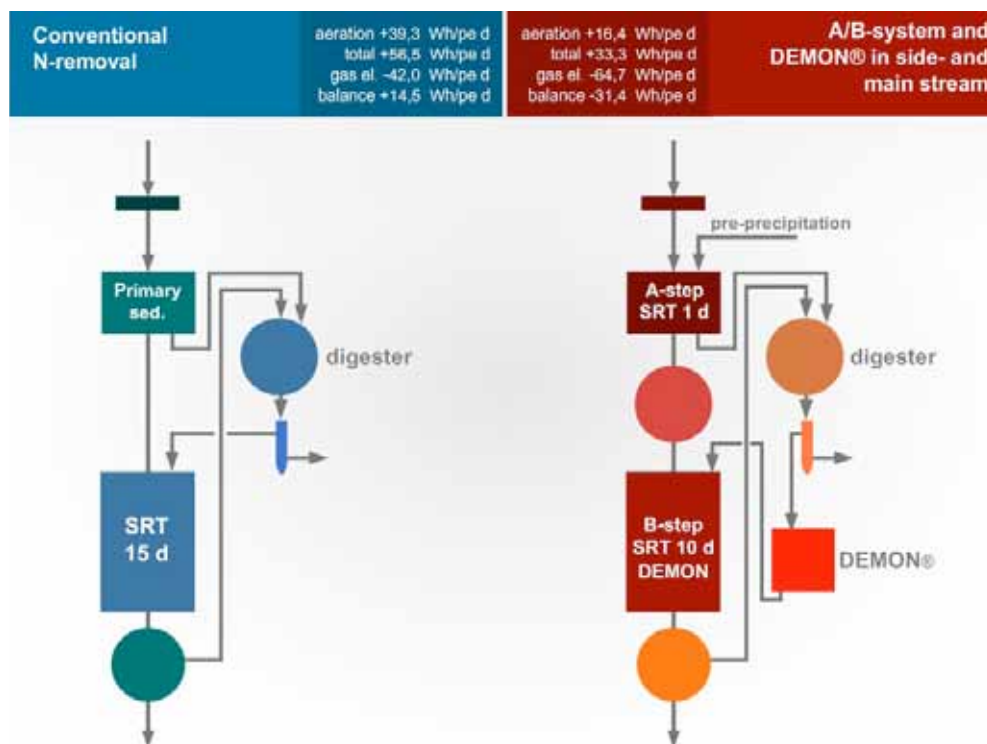
De bij de experimenten ingezette pilot-installatie heeft een dusdanige grootte dat de kennis en ervaring die gedurende deze fase is opgedaan kan worden gebruikt bij de opschaling naar volle bedrijfsschaal. Opschaling van pilot-schaal naar praktijkschaal zal worden ondersteund door de ontwikkeling van een procesmodel. Dit model is nog slechts in de conceptfase en krijgt daarom in dit rapport verder geen aandacht.

1.2.3 INTERNATIONALE ONDERZOEKEN

De projectpartners in dit onderzoek vormen niet de enige groep die de haalbaarheid van Anammox in de hoofdstroom van een huishoudelijke afvalwaterzuivering onderzoekt. Wereldwijd heeft dit onderwerp de aandacht. Zo vinden er onderzoeksprojecten plaats in Oostenrijk (Grass), de Verenigde Staten (o.a. Washington, New York), China (Beijing), Zweden, Spanje en Australië.

Van de onderzoeken in Oostenrijk en Washington weten we dat het EssDe[®] principe onderzocht wordt. Hierbij wordt Anammox korrelslib vanuit de warme deelstroombehandeling continu bijgeënt in de koude waterlijn van een RWZI met een AB-proces (bio-augmentatie). Middels een hydrocycloon worden de Anammox korrels uit het slib teruggewonnen en opnieuw aan de B-trap gedoseerd (zie figuur 1.4). Er zijn nog geen wetenschappelijke publicaties van de lopende onderzoeken verschenen.

FIGUUR 1.4

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET CONVENTIONELE STIKSTOFVERWIJDERINGSPROCES EN HET ESSDE[®] PRINCIPE

2

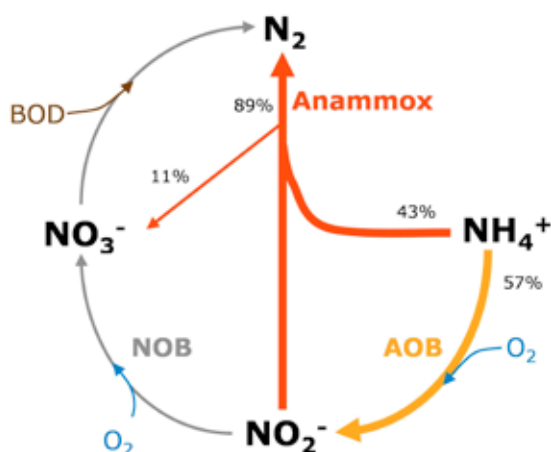
ANAMMOX THEORIE

2.1 INLEIDING

De Anammox bacterie is in de natuurlijk verantwoordelijk voor minstens 50% van de totale stikstofomzettingen in marine omgevingen (Kartal et al., 2010). In deze natuurlijke systemen wordt de Anammox bacterie voornamelijk gevonden in koude milieus met lage stikstofconcentraties (zoals in diepere lagen in zeeën of beken). In het Anammoxproces wordt ammonium in een deammonificatie stap met nitriet direct omgezet in stikstofgas. Hierbij is ongeveer 40% van de zuurstof benodigd in vergelijking met het 'normale' nitrificatie-denitrificatieproces. Tevens is geen organische stof nodig in vergelijking met conventionele stikstofverwijdering via nitrificatie-denitrificatie.

FIGUUR 2.1

DE CONVENTIONELE NITRIFICATIE-DENITRIFICATIE ROUTE EN DE VERSNELDE ANAMMOX ROUTE



Er is al veel onderzoek gedaan naar en ervaring opgedaan met de toepassing van deze technologieën op rejectiewater van RWZI's. Dit is onder andere in de volgende STOWA rapportages aan bod gekomen:

- Verwijdering van ammonium uit slibgistingwater met het Anammox-proces 1996-21
- Het gecombineerde Sharon/Anammoxproces, een duurzame methode voor N verwijdering uit slibgistingwater, 2000-25
- Sharon Anammox systemen, evaluatie rejectiewaterbehandeling op slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk, 2008-18

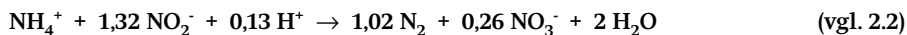
2.2 COMPETITIE EN SELECTIE

2.2.1 AANWEZIGE ORGANISMEN

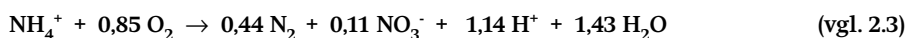
De omzetting van ammonium naar stikstof verloopt via twee aparte biologische reacties. Met nitrificatie wordt iets meer dan 50% van het ammonium omgezet naar nitriet via:



Het resterende ammonium wordt met het gevormde nitriet door Anammox bacteriën omgezet naar stikstof en 11% nitraat:



De totale reactie wordt dan:



Om bovenstaande gewenste omzetting te kunnen realiseren zijn zowel Anammox bacteriën nodig (AMX) als AmmoniumOxiderende Bacteriën (AOB) welke overwegend bestaan uit de bacteriestam Nitrosomonas.

De omzetting van nitriet naar nitraat door nitrificatie is een reactie die ook kan plaatsvinden:



Deze ongewenste reactie kan onder dezelfde omstandigheden voorkomen en is vooral de verantwoordelijkheid van NitrietOxiderende Bacteriën (NOB) welke overwegend bestaan uit de bacteriestam Nitrobacter. Deze reactie is ongewenst omdat het nitriet met zuurstof wordt omgezet naar nitraat in plaats van dat dit samen met ammonium reageert tot stikstofgas. De groei van NOB's moet daarom worden onderdrukt.

ANAMMOX

Het behoud van een gewenste en actieve Anammox bacterie in een reactor is een uitdaging omdat:

- 1 Anammox een langzaam groeiende bacterie is waardoor deze eenvoudig wordt beconcurrerd door snelgroeiende bacteriën;
- 2 De activiteit en groei van Anammox bacteriën wordt geremd door aanwezigheid van opgelost zuurstof;
- 3 De activiteit en groei van Anammox bacteriën wordt pas geremd door zeer lage substraatconcentraties ammonium en nitriet van $< 1 \text{mgN/L}$. Dit kan echter al bereikt worden bij een concentratie in de vloeistof van 5mg N/L , als gevolg van stofoverdrachtimitatie vanuit de vloeistof naar de Anammox bacteriën.

AMMONIUMOXIDERENDE BACTERIËN (AOB)

Het behoud van gewenste ammoniumoxiderende bacteriën is minder kritisch omdat deze relatief snel groeien. Voor AOB's geldt de volgende uitdaging:

- 1 De activiteit en groei van AOB bacteriën wordt geremd door lage substraatconcentraties zuurstof en ammonium;

NITRIETOXIDERENDE BACTERIËN (NOB)

De te verwachten competitie onder de omstandigheden waarbij dit onderzoek plaatsvindt, zal voornamelijk van nitrietoxiderende Bacteriën zijn. De activiteit of aanwezigheid van NOB's wordt echter bemoeilijkt doordat competitie om substraat plaatsvindt:

- 1 De NOB concurreren met Anammox om nitriet (NO_2^-)
- 2 De NOB concurreren met AOB om zuurstof

Invloeden van andere aanwezige micro-organismen zijn:

- Denitrificerende bacteriën: Deze anoxische heterotrofe bacteriën produceren stikstof gas in aanwezigheid van nitriet/nitraat en BZV in een zuurstof arme omgeving.
- Aerobe heterotrofen: Deze micro-organismen consumeren zuurstof in aanwezigheid van BZV.
- Protozoa: Deze micro-organismen zijn ook aeroob, consumeren ook BZV en eventueel zelfs gewenste bacteriën.

2.2.2 SELECTIE EN COMPETITIE MECHANISMEN

De uitdaging die in dit onderzoek centraal staat is het toepassen van de Anammox bacterie bij lage temperaturen. Zo moet een Anammox bacteriepopulatie opgebouwd worden die bij lage temperaturen kan groeien en effectief stikstof kan verwijderen. Bij de deelstroombehandeling heerst in de Anammox reactor een temperatuur van 30-35°C. Bij die temperatuur gedijen de bacteriën goed. In de hoofdstroom ligt de temperatuur tussen 10 en 25°C, waardoor groeisnelheden vele malen lager zullen zijn. Door deze lage temperaturen neemt de concurrentie met andere nitrietverbruikers (zoals NOB's) toe.

Om de ongewenste micro-organismen te onderdrukken en de Anammox en AOB in het systeem te behouden, wordt gebruik gemaakt van selectiestrategieën. Een selectiestrategie speelt in op specifieke eigenschappen en de competitie tussen de verschillende micro-organismen. Het doel van de strategie is om de omstandigheden zo aan te passen dat de gewenste micro-organismen maximaal geactiveerd en behouden blijven terwijl de ongewenste micro-organismen maximaal geremd en verwijderd worden. Het toepassen van een strategie kan op verschillende manieren en bepaalt het ontwerp van de reactor. De toepassing van een strategie is daarnaast sterk afhankelijk van het onderzoeksdoel. Door de onderzoeksdoelen van TUD en RUN en de opschaling tot pilot-onderzoek door WSHD (zie 1.2.3), is de toepassing van de strategieën niet volledig hetzelfde voor ieder deelonderzoek. De toepassing van de verschillende strategieën wordt per onderzoek toegelicht.

De gebruikte strategieën zijn als volgt onder te verdelen:

- Selectieve verwijdering
- Selectieve inhibitie en/of activatie
- Competitie om substraat
- Competitie om ruimte

SELECTIEVE VERWIJDERING

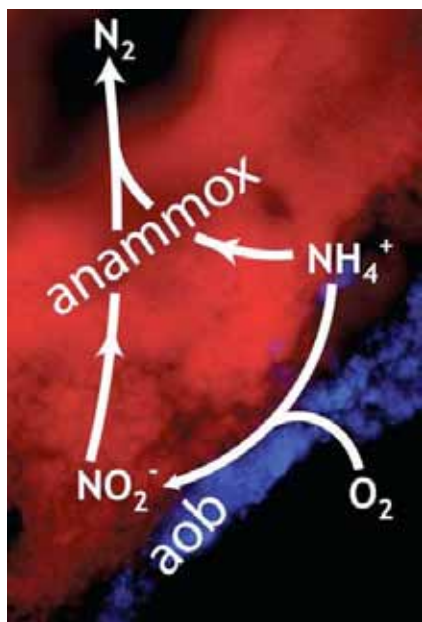
Het doel van selectieve verwijdering is de gewenste micro-organismen af te scheiden van de ongewenste micro-organismen om de laatstgenoemde vervolgens te verwijderen uit het systeem. Bij het selectief scheiden wordt gebruik gemaakt van de verschillen in biomassa eigenschappen zoals bezinksnelheid.

Biomassa kan groeien in vlokke en korrelvormige structuren welke goed van elkaar gescheiden kunnen worden. In literatuur (Winkler et al., 2011) wordt genoemd dat NOB's weinig voorkomen op grote Anammox korrels vergeleken met kleinere korrels. Om deze grote korrels te behouden zijn er verschillende scheidingsmethoden beschikbaar, zoals scheiding op basis van gravitatie in een bezinker of centrifugale scheiding met hydrocyclonen.

De keuze voor een 1-traps proces met korrels (zie voor keuze onderbouwing 4.1), voor het pilot-onderzoek en het TUD onderzoek, betekent dat zowel de gewenste AOB's als de Anammox in één korrel moeten groeien. Figuur 2.2 laat zien hoe de verschillende bacteriën daarbij samenwerken.

FIGUUR 2.2

ILLUSTRATIE VAN ANAMMOX KORREL MET EEN SCHIL VAN AMMONIUMOXIDERENDE BACTERIËN (AOB)



De keuze voor een Anammoxkorrel met daaromheen een schil van AOB's brengt een aantal voordelen met zich mee:

- 1 De snel bezinkbare korrel maakt het mogelijk om de langzaam groeiende bacteriën, zoals de Anammox bacterie, in de reactor te behouden.
- 2 De schil van AOB's consumeert de opgeloste zuurstof (DO) in het water die remmend werkt op de activiteit van Anammox bacteriën. De Anammox bacteriën kunnen door de AOB schil goed gedijen in de zuurstofloze kern van de korrel.
- 3 De AOB schil om de Anammox korrel produceert het benodigde nitriet ($\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^-$) voor Anammox in de korrel. Door deze nauwe samenwerking ontstaan verhoogde concentraties nitriet rond de kern waardoor Anammox bacteriën een voordeel krijgen in de substraat competitie over NOB.

Het RUN onderzoek kon geen gebruik maken van deze selectiestrategie omdat zij met vlok-vormige biomassa werkten.

SELECTIEVE INHIBITIE

Bij selectieve inhibitie wordt gebruik gemaakt van de remmende werking van stoffen bij een bepaalde concentratie op ongewenste micro-organismen, zonder daarbij de gewenste micro-organismen te benadelen. In literatuur wordt genoemd dat NOB geremd kunnen worden door hoge concentraties vrij ammonia (NH_3) (Blackburne et al., 2007)). Deze selectieve remming heeft echter pas effect bij hoge concentraties stikstof ($>50\text{mgN/L}$) en hoge pH (>8) waarden. Deze omstandigheden komen over het algemeen niet voor in een RWZI. Hierop sturen door bijvoorbeeld het doseren van loog kan wel worden gedaan in een deelstroombehandeling, maar is geen optie voor hoofdstroombehandeling.

COMPETITIE OM SUBSTRAAT

In een situatie waarbij er competitie om substraat is, kan gebruik worden gemaakt van het verschil in affiniteit voor het beconcurrerende substraat. De activiteit van een organisme hangt altijd af van de beschikbaarheid van het substraat en de affiniteit voor dit substraat (K_s). De K_s waarde geeft de substraatconcentratie aan waarbij de maximale activiteit van het micro-organisme gehalveerd is. Dit betekent dat een gewenst organisme met een hogere affiniteit (lagere K_s) onder dezelfde omstandigheden sneller het substraat kan consumeren dan zijn concurrent. Hierdoor kan het gewenste organisme een voordeel behalen in de competitie om het substraat. Bij een lagere affiniteit van het gewenste organisme is er geen competitie voordeel te behalen en zijn hoge concentraties van het substraat gewenst.

Bij de competitie tussen AOB en NOB draait het om zuurstof (O_2) als substraat en zal het organisme met de hoogste affiniteit bij lage substraatconcentraties minder geremd worden in zijn activiteit en groei. In tabel 2.2 is te zien dat er verschillende K_{O_2} waarden gevonden worden in literatuur voor AOB en NOB, wat het trekken van een eenduidige conclusie moeilijk maakt. Er zou wel een potentieel voordeel kunnen schuilen in de lagere K_{O_2} waarden van AOB.

TABEL 2.2

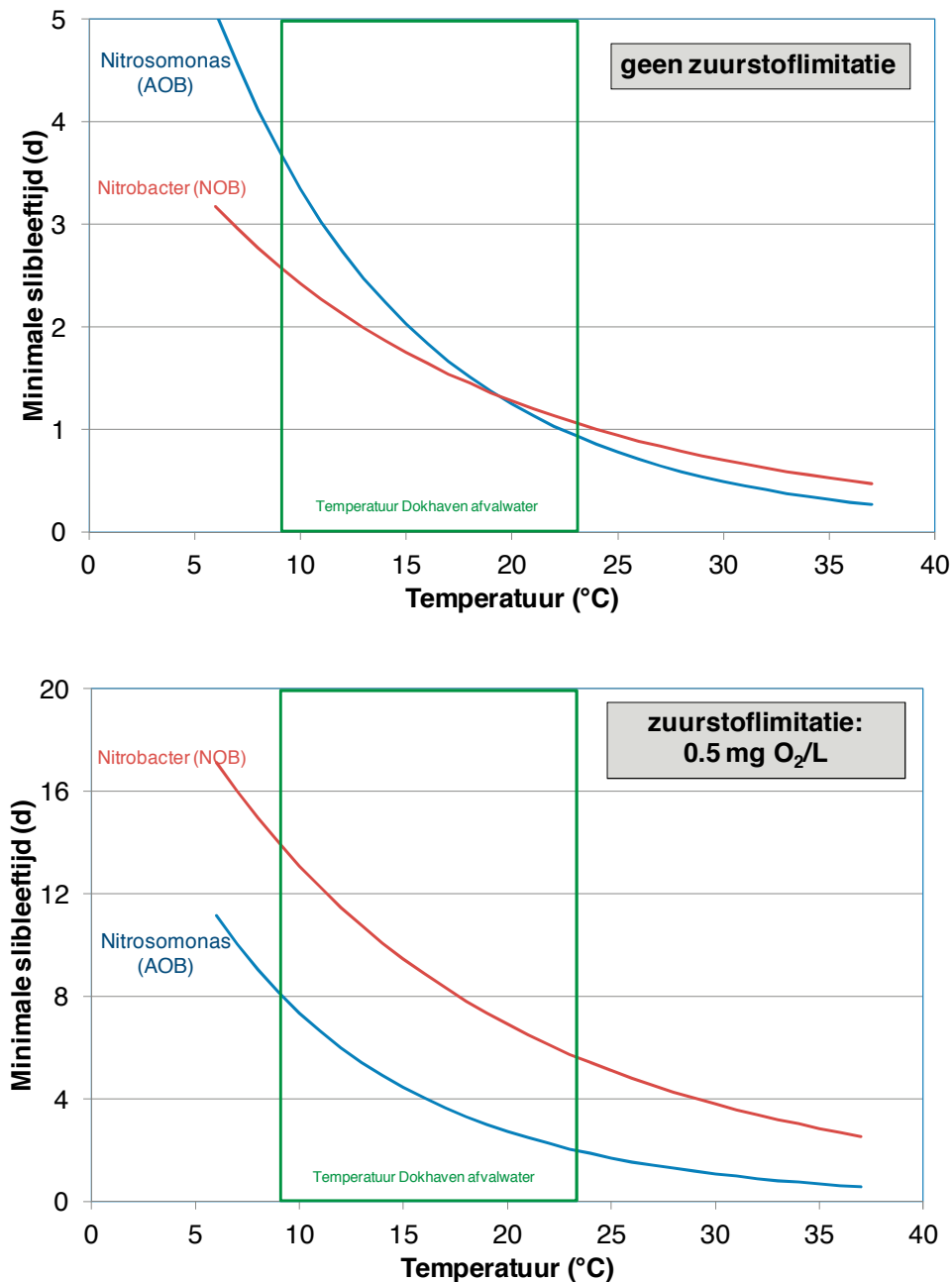
DE K_{O_2} WAARDEN VAN AOB EN NOB. DE K_{O_2} VAN AOB BIJ 19-23 °C EN PH 7,6 IS MEER DAN TIEN KEER ZO LAAG ALS DIE VAN NOB. DIT BETEKEN DAT BIJ EEN ZUURSTOFCONCENTRATIE VAN 0,4MG/L DE ACTIVITEIT VAN NOB GEHALVEERD IS TERWIJL DE ACTIVITEIT VAN AOB NAUWELIJKS GEREMD WORDT. BRONNEN: BLACKBURNE ET AL., 2007, HELLINGA ET AL., 1999, WIESMANN (1984)

		AOB	NOB	Temp. [°C]	pH
K_{O_2}	[mg O_2 / L]	0,033±0,004	0,43±0,08	19-23	7,6
K_{O_2}	[mg O_2 / L]	0,22-0,56	0,17-4,33	25	7,5
K_{O_2}	[mg O_2 / L]	0,04-0,48	0,7-5,3	25	7,5
K_{O_2}	[mg O_2 / L]	0,32	-	25	7,3-7,8

Dit affiniteitsvoordeel kan visueel gemaakt worden in de volgende grafieken:

FIGUUR 2.3

MINIMALE SLIBLEEFTIJD VOOR AOB EN NOB ALS EEN FUNCTIE VAN TEMPERatuur. DE BOVENSTE GRAFIEK GEEFT DE MINIMALE SLIBLEEFTIJDEN AAN WANNEER ER GEEN ZUURSTOFLIMITATIE VOOR AOB OF NOB IS. DE ONDERSTE GRAFIEK LAAT ZIEN DAT, BIJ EEN LAGE CONCENTRATIE OPGELOST ZUURSTOF, SELECTIE VOOR DE JUISTE ORGANISMEN WEL MOGELIJK IS: DE GEWENSTE AOB'S HEBBEN EEN LAGERE MINIMALE SLIBLEEFTIJD DAN DE ONGEWENSTE NOB'S. (KINETISCHE PARAMETERS UIT HAO ET AL., 2000A, B)



Bij het toepassen van biomassagroei in korrelstructuur moet rekening gehouden worden met vertraagde stofoverdracht bij de grenslaag van de korrel. De substraatconcentraties dicht bij de korrel zullen lager zijn bij de grenslaag. Hierdoor wordt de competitie om het substraat belangrijker.

Uit tabel 2.2 blijkt dat AOB's een hogere affiniteit dan NOB's hebben voor zuurstof. De lagere zuurstofconcentratie zou daarom een potentieel competitievoordeel kunnen zijn voor AOB's voor groei op de korrel. Daarnaast is door AOB groei op de Anammox korrel de productie van nitriet dicht bij de consumerende Anammox bacteriën. Bij voldoende Anammox activiteit wordt het nitriet snel geconsumeerd en daarmee worden de NOB's gehinderd in de consumptie van nitriet.

Echter bij lage concentraties zuurstof wordt de verwachte activiteit van AOB's op de korrel laag en wordt daarmee de productie van nitriet gelimiteerd. De ideale concentratie zuurstof om AOB groei op de korrel te bevorderen is onbekend en vormt een onderzoeksvraag in dit project.

COMPETITIE OM RUIMTE

Als er beperkte ruimte in een systeem aanwezig is voor de groei van micro-organismen zal er ook competitie om ruimte plaatsvinden. De beschikbare ruimte kan in dit geval worden gezien als het aanwezige groeioppervlak dat in het systeem behouden blijft. Voorbeelden van groeioppervlakken waar competitie voor ruimte kan ontstaan zijn reactorwanden, dragermateriaal of bezinkbaar oppervlak zoals korrels. Door op dit soort oppervlaktes te groeien blijft een organisme in het systeem en heeft zo een voordeel ten opzichte van organismen die groeien in vlokken en dus sneller uit het systeem spoelen.

Bij het gebruik van korrels moet rekening gehouden worden met de competitie om ruimte op het oppervlak van de korrel. Het stimuleren van de samenwerking tussen AOB's en Anammox en het hinderen van NOB zal sterk gerelateerd zijn aan de zuurstofconcentratie zoals ook bij de competitie om substraat naar voren is gekomen. Daarnaast wordt in literatuur genoemd dat grote Anammox korrels uit 1-traps systemen minder NOB op de schil hebben zitten (Winkler et al., 2011). De AOB rondom de korrel consumeren de zuurstof en produceren dicht om de korrel het benodigde nitriet voor Anammox. Een grote hoeveelheid actieve Anammox in de korrel kan vervolgens het geproduceerde nitriet in de buitenste laag snel wegnemen. Hierdoor zal de concentratie nitriet rondom de korrel laag zijn waardoor groei van NOB bemoeilijkt wordt. Andere parameters die van invloed zijn op de competitie om ruimte op het oppervlak van de korrel, zijn de afschuifkracht langs de grenslaag van de korrel en de snelheid van de stofoverdracht.

Door menging van de biomassa in het systeem ontstaat er een afschuifkracht (*shear*) langs de schil van de korrels die aangroei op de schil bemoeilijkt of deze er zelfs weer vanaf schuurt. Dit maakt het mogelijk om het evenwicht tussen de aangroei en verwijdering van biomassa op de korrel en de korreldichtheid te beïnvloeden. De korreldiameter zal bijvoorbeeld toenemen als de aangroeisnelheid groter is dan de loslaatsnelheid bij een lage afschuifkracht. En groei in dichtheid van de korrel kan bevorderd worden door een hoge afschuifkracht en lage groeisnelheden. Door de reactorinhoud turbulenter te mengen, neemt de afschuifkracht op de korrel toe.

Naast het evenwicht tussen aangroeien en loslaten van biomassa, bepaalt de mate van menging ook de dikte van de vloeistofgrenslaag om korrel heen. Deze grenslaag beïnvloedt in grote mate de stofoverdrachtsnelheid van de vloeistof naar de korrel toe en daarmee de activiteit en groeisnelheid van biomassa op en in de korrel.

Samenvattend kan gezegd worden dat bij de toepassing van korrels bij lage zuurstofconcentraties de mate van menging en uitspoeling van vlokkig materiaal uit het systeem de belangrijkste stuurparameters zijn.

2.2.3 REACTOREIGENSCHAPPEN

Op basis van de onderzoeksvragen bij de verschillende partners en op basis van bovengenoemde selectie- en competitie-theorieën zijn er voor de verschillende onderzoekslocaties, verschillende reactorconfiguraties gekozen. In tabel 2.1 zijn de eigenschappen van de opstellingen van de reactoren bij de universiteiten en van de pilot-reactor op Dokhaven bij elkaar gezet.

TABEL 2.1 SCHEMA SAMENHANG TUSSEN VERSCHILLENDE REACTOR SETUPS

	RUN	TUD	Dokhaven Pilot		Dokhaven Labschaal-reactor
			Straat 1	Straat 2	
Biomassa	Vlokken	Korrels	Korrels	Korrels	Korrels
Bacteriën	AMX + AOB	AMX + AOB	AMX + AOB	AMX + AOB	AMX
Menging	Roerder	Lucht recycling	Lucht recycling	Lucht recycling	Vloeistof recycling
Zuurstof	Micro-aerofiel	Aeroob	Aeroob	Aeroob	Anaeroob
Bedrijfsvoering	SBR	SBR	Continue Propstroom	SBR	Continue
Volume	5L	2,7L	4m ³	2m ³	1,8L
Voeding	Synthetisch water	Synthetisch water	Afvalwater	Afvalwater	Afvalwater+nitriet
Biomassaretentie	Bezinkperiode	Bezinkperiode	Opstroomsnelheid lamellenfilter	Bezinkperiode	Opstroomsnelheid vloeistof

3

RESULTATEN ONDERZOEKSFASE FUNDAMENTEEL LABONDERZOEK

Toegepaste competitie en selectie strategie RUN

- Competitie voor substraat

Toegepaste competitie en selectie strategie TUD

- Selectieve verwijdering
- Selectieve inhibitie
- Competitie voor substraat
- Competitie voor ruimte

3.1 DOELSTELLINGEN VAN HET FUNDAMENTEEL ONDERZOEK

In paragraaf 1.2.1. is omschreven wat de doelstellingen van het onderzoek bij de universiteiten waren. De belangrijkste onderzoeksvragen waar een antwoord op gezocht is, waren de volgende:

- Is het haalbaar om bij lage temperatuur en lage ammoniumvrachten met korrelvormige biomassa ammonium uit synthetisch afvalwater te verwijderen met behulp van het Anammox proces?
- Is het haalbaar om bij lage temperatuur en lage ammonium vrachten met vlokkige biomassa ammonium uit synthetisch afvalwater te verwijderen met behulp van het Anammox proces?
- Wat is de invloed van de verandering in temperatuur en ammoniumvrachten op de samenstelling van de organismen in de biomassa?
- Wat is het resultaat van de concurrentie om nitriet en zuurstof onder limiterende omstandigheden, nemen de nitrietoxiderende bacteriën het over?
- Wat voor invloed hebben de operationele omstandigheden op de N₂O emissies?

3.2 MATERIALEN EN METHODES

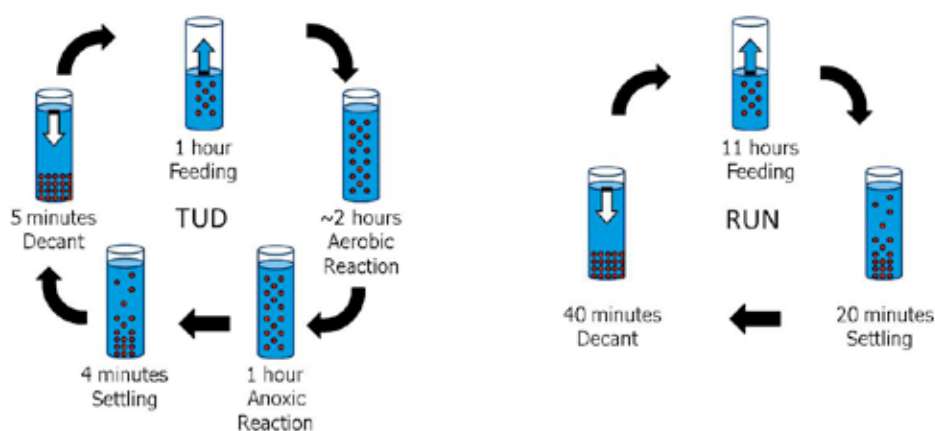
3.2.1 REACTOR OPSTELLING EN WERKING

Het onderzoek op de TU-Delft werd uitgevoerd in een air-lift reactor (2,7 L) op lab-schaal met korrelvormige biomassa en bedreven als sequencing batch reactor (SBR). Biomassa werd verwijkt op kamertemperatuur wat de vorming van goede korrels, die in staat zijn tot autotrofe stikstofomzetting, mogelijk maakte. De reactortemperatuur werd op niveau gehouden door middel van een bad met thermostaatregeling. Gedurende de eerste 378 dagen werd de temperatuur constant gehouden op 20°C en op 15°C voor de daaropvolgende 300 dagen. De volumetrische uitwisselingsratio ($V_{\text{effluent}}/V_{\text{reactor}}$) werd vastgesteld op 0,56. De hydraulische verblijftijd werd vastgesteld op 7,2h. Lucht of stikstofgas (N₂) werd met een diffuser onderin de

reactor ingebracht om de overdracht van zuurstof in de vloeistof te stimuleren en een goede menging te garanderen. De concentratie opgelost zuurstof (DO) in de vloeibare fase werd automatisch gereguleerd door lucht of N_2 in het gerecyclede gas te injecteren op basis van mass flow controllers (MFCs). De pH werd boven 7,0 gehouden door toevoeging van een $NaHCO_3$ oplossing. De totale cyclustijd was 3 uur gedurende de eerste 300 dagen (opstart periode) en 4 uur voor de rest van het experiment. De 3-urige doorlooptijd bestond uit één uur aerobe voedingstijd, ongeveer twee uur aerobe reactietijd, 5 minuten bezinktijd en 5 minuten aflaattijd. In de 4-urige doorlooptijd werd ongeveer één anaerobe reactietijd (DO setpoint gelijk aan nul) geïntroduceerd voorafgaand aan de bezinktijd (gereduceerd tot 4 minuten) wat resulteerde in het cyclusschema in figuur 3.1 (links). De bezinkingstijd van 5 (4) minuten werd gekozen zodat enkel deeltjes met een bezinkingssnelheid groter dan 9,6 (12) m/h effectief werden binnen gehouden in de reactor.

FIGUUR 3.1

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE SBR BEDRIJFSVOERING GEDURENDE ÉÉN CYCLUSTIJD BIJ DE TUD (LINKS) EN RUN (RECHTS); TOTALE CYCLUSTIJD VAN 4 EN 12 UUR RESPECTIEVELIJK



Bij RUN werd een SBR (werkend volume 5 L) gebruikt voor verrijking en kweek van aerobe (AOB) en anaerobe (Anammox) ammonium-oxiderende bacteriën. Eén liter van een Anammox verrijkte kweek (70-80% verrijkt) werd gebruikt als entslib. De SBR werd geroerd met een turbineroerder. Iedere SBR cyclus bestond uit 11 uur vullen, 20 minuten bezinking en 40 minuten aflaten van de bovenstaande vloeistof (zie figuur 3.1 rechts). Gedurende 93 dagen werd tijdens iedere vulperiode 1 L nutriëntenoplossing (samenstelling zoals in Van de Graaf et al., 1996) met 420 mg- NO_2^-N/L nitriet en 590 mg- NH_4^+N/L ammonium toegevoegd. Om anoxische omstandigheden te garanderen werden de SBR en het medium continu gespoeld met Ar/CO_2 . Twee weken na de inoculatie werd zuurstof in de reactor (7,54 mg/d) geïntroduceerd om de groei van AOB te stimuleren. De zuurstoftoevoer werd langzaam verhoogd, waarbij de opgeloste zuurstofconcentratie onder de detectielimiet (0,01 mg O_2/L) werd gehouden gedurende het hele experiment. Om huishoudelijk afvalwater na te bootsen werden ammonium- en nitrietconcentraties geleidelijk verlaagd na dag 94. De uiteindelijke concentraties van ammonium en nitriet waren respectievelijk 70 mg- NH_4^+N/L (Dag 191) en 0 mg- N/L (Dag 119) (figuur 3.9). Het aanwezige CO_2 in het toegevoegde gas en bicarbonaat in het substraat waren voldoende om de oplossing te bufferen en de pH in de SBR op ~7,3 te houden. De temperatuur werd in één stap verlaagd van 30 °C naar 25 °C op het moment van inoculatie en werd geleidelijk verlaagd naar 12 °C in 10 dagen (figuur 3.9). Biomassa werd om de twee dagen verzameld voor DNA extractie en iedere week voor Fluorescence In Situ Hybridisation analyses (FISH). Deze analyses zijn uitgevoerd om de aanwezigheid en distributie van bacteriële populaties te bepalen.

Beide reactoren bij de TUD en RUN zijn SBR's maar verschillen op drie hoofdpunten:

- De SBR op de TUD is een air-lift reactor waar de biomassa in suspensie wordt gehouden door een gas (mengsel van lucht en N_2) van onder in te blazen in plaats van het mechanisch roeren, zoals bij de SBR van de RUN.
- Bij RUN wordt de reactor continu in een zuurstofarme (micro-aerobe) staat gehouden en vinden de aerobe en anaerobe reacties altijd simultaan plaats; bij de TUD bestaat de reactie fase uit een initiële aerobe fase, waar opgeloste zuurstof concentratie op een bepaald setpoint wordt gehouden ($0,5-2 \text{ mgO}_2/\text{L}$) en gedeeltelijke nitrificatie plaats vindt, gevolgd door een anoxische fase (DO setpoint gelijk aan nul) waar alleen Anammox bacteriën actief zijn die het nitriet dat geaccumuleerd is tijdens de aerobe fase consumeren.
- De TUD maakt gebruik van korrelvormige biomassa terwijl door de RUN vlokvormige biomassa wordt gebruikt

Voor meer details met betrekking tot de analytische procedures wordt er naar bijlage 2 verwezen.

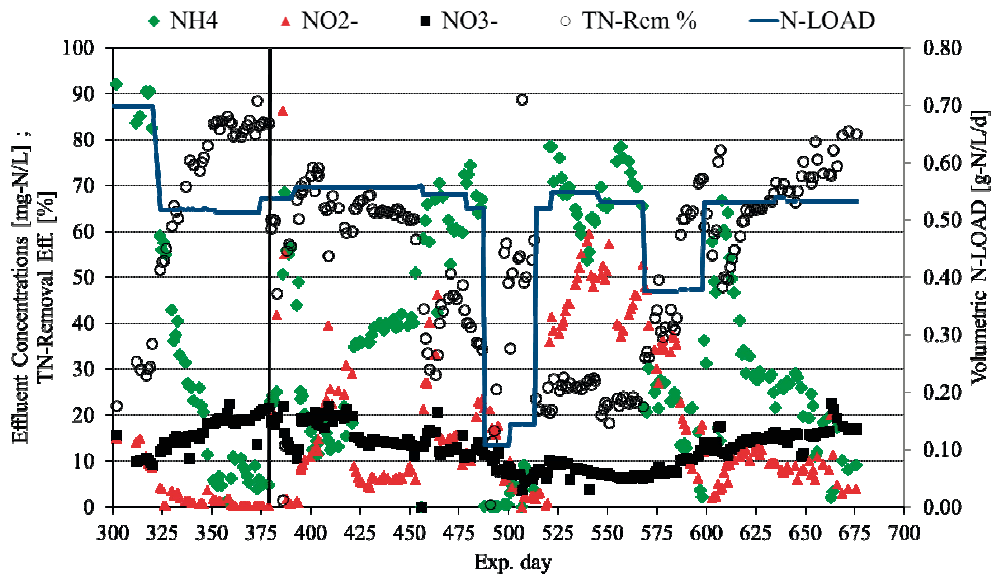
3.3 RESULTATEN

3.3.1 REACTOR WERKING (TUD)

In deze paragraaf worden de resultaten van de dagelijkse procesvoering toegelicht. Om de leesbaarheid van de grafieken te bevorderen beginnen deze vanaf dag 300, wat overeenkomt met het einde van de opstartperiode die werd uitgevoerd bij kamertemperatuur ($22 \pm 3^\circ\text{C}$). Vanaf dag 270 werd de reactor voorzien van een bad met thermostaatregeling om de temperatuur te beheersen. De reactor werd opgestart bij 20°C en bedreven op die temperatuur tot dag 378; vanaf dag 379 tot het einde van het experiment werd de temperatuur op 15°C gehouden. De stikstofbelasting werd op ongeveer $0,52 \text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ gehouden met ammonium als enige N-houdende element in het voedende medium. In twee gevallen werd de stikstofbelasting verlaagd door de ammoniumconcentratie in het voedingsmedium te verlagen om zo de impact van de substraatconcentratie op de biomassa activiteit te onderzoeken. De ammoniumconcentratie in het substraat werd hiertoe met 80% gereduceerd gedurende dagen 488-513 en 30% gedurende dagen 569-598. Gedurende dagen 457-460 veroorzaakte buitensporige condens in de gasfase een ongewenste toename van de mixing flow rate: van ongeveer 1 L/min tot meer dan 2 L/min. De hierop volgende hogere afschuifspanning heeft de korrelstructuur gedeeltelijk beschadigd wat resulteerde in destabilisatie van het proces en lagere verwijderingssnelheden. Het slibbedvolume in deze periode nam af vanwege meer uitspoeling en een compacter slibbed (hogere dichtheid van de korrels). In figuur 3.2 is de toegepaste belasting uitgezet tegen de tijd, net als de effluentconcentraties van ammonium, nitriet en nitraat en de corresponderende totale stikstofverwijderingsefficiëntie.

FIGUUR 3.2

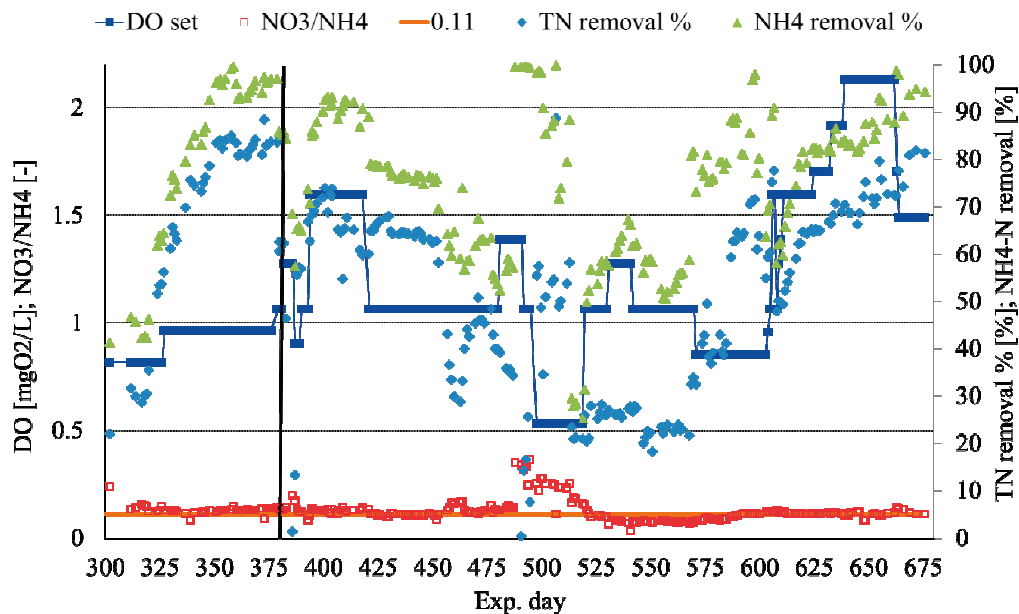
EFFLUENT N-VERBINDINGEN (CONCENTRATIES) EN TOTALE STIKSTOFVERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (LINKER AS); VOLUMETRISCHE STIKSTOFBELASTING (RECHTER AS); DE VERTICALE ZWARTE LIJN VERTEGENWOORDIGT DE DAG WAAROP DE TEMPERatuur WERD VERLAAGD VAN 20 NAAR 15°C



In figuur 3.3 zijn de opgelost zuurstof concentraties (DO) en de totale stikstof- en ammonium-verwijderingsrendementen uitgezet tegen de tijd. De verhouding tussen geproduceerd nitraat en geconsumeerde ammonium is ook weergegeven (NO_3/NH_4 ratio). Tijdens het Anammox proces zou deze verhouding 0,11 moeten zijn als NOB's niet aanwezig zijn in het systeem en alle nitriet geproduceerd door AOB's opgenomen is door Anammox samen met het overgebleven ammonium: in dit geval produceert alleen Anammox nitraat (0,11 nitraat-mol geproduceerd per ammonium-mol verwijderd). Wanneer NOB's aanwezig en actief zijn produceren zij ook wat nitraat door het oxideren van nitriet, wat resulteert in een hogere NO_3/NH_4 ratio. Gedurende het experiment werd het zuurstofsetpoint langzaam verhoogd om de zuurstoflimietatie op AOB te verminderen en zodoende een hogere ammoniumomzetting te realiseren.

FIGUUR 3.3

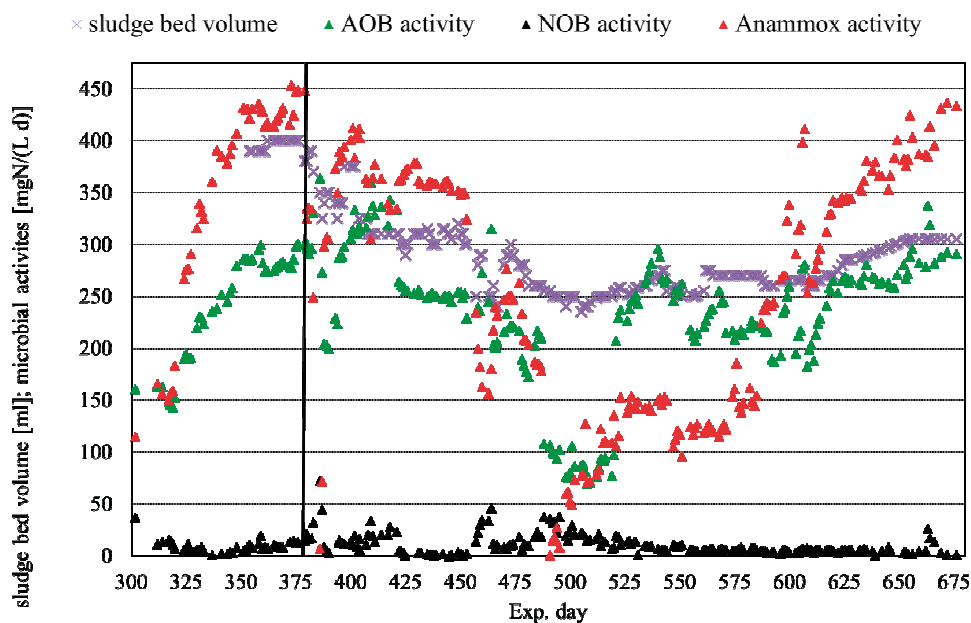
OPGELOSTE ZUURSTOFCONCENTRATIE (DO), GEPRODUCEERDE NITRAAT OP GECONSUMEERDE AMMONIUM (NO_3/NH_4 RATIO) EN THEORETISCHE NO_3/NH_4 RATIO (LINKER AS); TOTALE STIKSTOF- EN AMMONIUMVERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (RECHTER AS); DE VERTICALE ZWARTE LIJN VERTEGENWOORDIGT DE DAG WAAROP DE TEMPERatuur WERD VERLAAGD VAN 20 NAAR 15°C



De activiteit van AOB's, NOB's en Anammox bacteriën, uitgedrukt in $\text{mgN}/(\text{L}\cdot\text{d})$, werd berekend aan de hand van de effluentconcentraties. De activiteit werd uitgedrukt afhankelijk van het type bacterie: ammoniumverwijderingssnelheid (AOB's); nitraatproductiesnelheid (NOB's); ammonium- en nitrietverwijderingssnelheid (Anammox).

In figuur 3.4 is de microbiële activiteit samen met het slibbedvolume (gemeten na de bezinkingsfase), uitgezet tegen de tijd.

FIGUUR 3.4 **BEREKENDE BIOMASSA ACTIVITEIT: UITGEDRUKT IN AMMONIUMVERWIJDERINGSSNELHEID (AOB'S); NITRAAT PRODUCTIESNELHEID (NOB'S); AMMONIUM EN NITRIETVERWIJDERINGSSNELHEID (ANAMMOX); BEZONKEN SLIBBEDVOLUME (ML); DE VERTICALE ZWARTE LIJN VERTEGENWOORDIGT DE DAG WAAROP DE TEMPERatuur WERD VERLAAGD VAN 20 NAAR 15 °C**



3.3.2 MAXIMUM ACTIVITEITEN BIOMASSA (TUD)

Maximum activiteitstesten werden direct in de reactor uitgevoerd door de zuurstofconcentratie aan te passen: volledige aerobe omstandigheden (DO boven $6 \text{ mgO}_2/\text{L}$) voor AOB's en NOB's en anoxische omstandigheden voor Anammox bacteriën. De beschikbaarheid van substraat was niet beperkend tijdens de test: ammonium-, nitriet- en nitraatconcentraties waren respectievelijk groter dan $20 \text{ mgN}/\text{L}$. In tabel 3.1 is de maximumactiviteit voor AOB's, NOB's en Anammox vergeleken met de werkelijke activiteiten gemeten tijdens normale bedrijfsvoering.

TABEL 3.1 **VERGELIJKING TUSSEN MAXIMUM EN WERKELIJKE ACTIVITEIT VAN AOB'S, NOB'S EN ANAMMOX, RESPECTIEVELIJK**

Dag	Maximum activiteit			Werkelijke activiteit			Werkelijk/Max activiteit		
	AOB's	NOB's	Anammox	AOB's	NOB's	Anammox	AOB's	NOB's	Anammox
	$\text{mg N}/(\text{L}\cdot\text{d})$	$\text{mg N}/(\text{L}\cdot\text{d})$	$\text{mg N}/(\text{L}\cdot\text{d})$	$\text{mg N}/(\text{L}\cdot\text{d})$	$\text{mg N}/(\text{L}\cdot\text{d})$	$\text{mg N}/(\text{L}\cdot\text{d})$	%	%	%
451	1313	20,7	362	250	3,0	349	19,0	14,5	96,5
551	1161	40,5	127	218	6,1	125	22,6	26,2	98,2
585	803	22,8	160	222	5,8	155	27,7	25,4	96,9

3.3.3 MONITORING VAN BIOMASSA (TUD EN RUN)

De concentratie van biomassa in de reactor en in het effluent werd af en toe gemeten tijdens het experiment. De biomassa verblijftijd (SRT) van het systeem werd met deze data berekend. De gemeten gVSS (gTSS) per mL van bezonken slibbed, die is gebruikt voor de schatting van de biomassa concentratie in de reactor, staan ook genoteerd.

TABEL 3.2 BIOMASSACONCENTRATIE IN REACTOR EN EFFLUENT EN BEREKENDE SRT'S

Dag	Biomassa concentratie		SRT	gVSS/gTSS		Factor van slib in reactor	
	In reactor	In effluent		In reactor	In effluent	VSS-slib volume	TSS-slib volume
	[gVSS/Lreactor]	[gVSS/Leffl.]		[%]	[%]	[gVSS/mlslib]	[gTSS/mlslib]
250	3,48	0,0078	134	89,5	89,7	0,008	0,009
463	3,50	0,0080	131	91,1	90,9	0,038	0,042
484	3,35	0,0070	144	89,5	90,9	0,035	0,036
526	3,58	0,0065	165	92,1	95,6	0,038	0,040
563	3,91	0,0056	209	91,2	91,8	0,035	0,037
655	3,69	0,0077	141	91,5	94,8	0,033	0,036

De nauwkeurigheid van de SRT bepaling is echter niet optimaal. De concentratie van vaste stoffen in het effluent zijn meestal erg laag, waardoor het moeilijk is een degelijke meting hiervan te doen. Bovendien werden slechts zeer kleine biomassamonsters geanalyseerd (3-5 mL) om zo min mogelijk biomassa te verspillen tijdens deze destructieve meting.

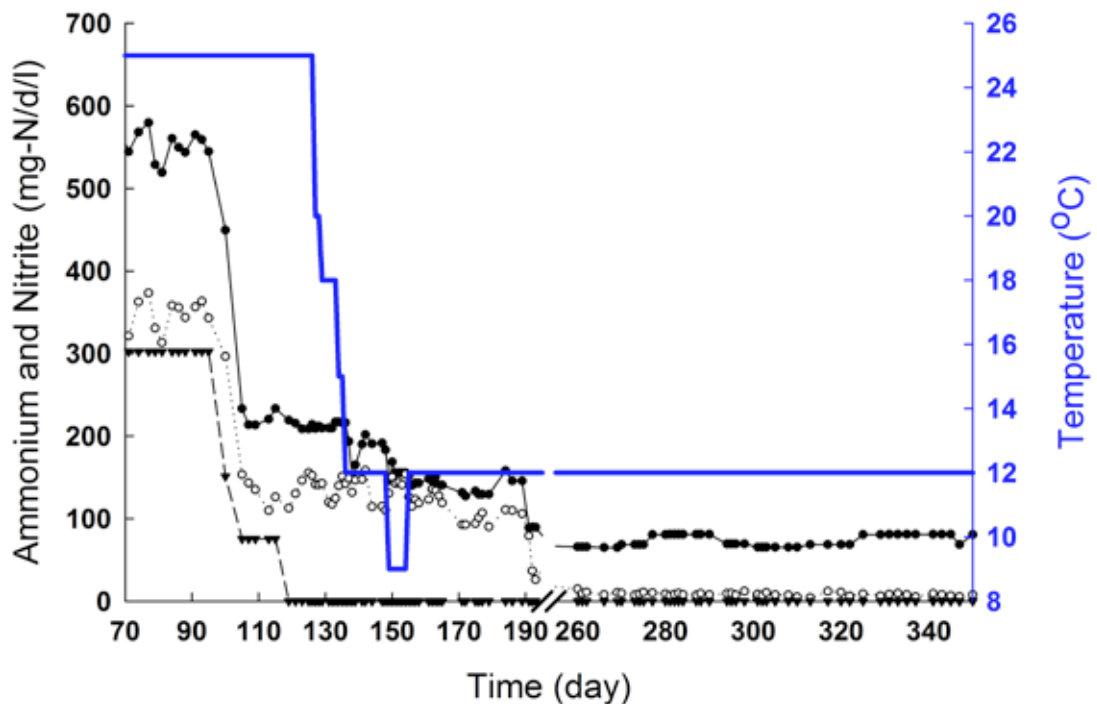
Gedurende het onderzoek van de TUD werd ook de korrelgroottedistributie 6 keer gemeten. Daarnaast werd de aanwezigheid van de verschillende soorten bacteriële populaties met FISH analyses onderzocht. De resultaten van deze analyses zijn te vinden in bijlage 2.

3.3.4 VERRIJKING VAN ANAMMOX (RUN)

Een Anammox cultuur (~80% puur) opgekweekt bij 30 °C werd gebruikt als inoculum voor de SBR. Na inoculatie werd de SBR anaeroob bedreven onder 25 °C gedurende twee weken met 420 mg-NO₂⁻-N/L nitriet en 590 mg-NH₄⁺-N/L ammonium als voeding (zie figuur 3.5). Binnen deze periode waren Anammox bacteriën verantwoordelijk voor de consumptie van alle ammonium en nitriet. Om de SBR met een AOB gemeenschap te verrijken werd O₂ continu toegevoegd in de reactor na dag 14. Om remming van de Anammox bacteriën te voorkomen werd O₂ toegevoegd op zodanige wijze dat de zuurstofconcentratie altijd onder de detectie limiet bleef (vanwege AOB activiteit). Op dag 34 werden *Nitrosomonas*-achtige micro-organismen waargenomen aan de hand van FISH analyses. Daarnaast werd aerobe ammoniumoxiderende activiteit waargenomen, wat aangaf dat een AOB gemeenschap zich al binnen 20 dagen ontwikkeld had. Op dag 119 werd de ammoniumconcentratie in het influent omlaag gebracht naar 210 mg-NH₄⁺-N/L en werd nitriet niet langer toegevoegd aan de reactor. Vanaf dit moment werd het nitriet dat nodig is voor Anammox volledig geproduceerd door de AOB's. Om huishoudelijk afvalwater te simuleren werd de ammonium concentratie verder verlaagd naar 70 mg-NH₄⁺-N/L op dag 191 en op deze waarde gehouden voor de rest van het experiment. Tussen dagen 125 en 136 (ongeveer één levenscyclus voor Anammox bacteriën) werd de temperatuur van de reactor geleidelijk verlaagd van 25 °C naar 12 °C zonder nadelige gevolgen voor het proces.

FIGUUR 3.5

WERKING VAN DE LAB-SCHAAL NITRITATIE-ANAMMOX BIOREACTOR ONDER VERSCHILLENDE OMSTANDIGHEDEN. GEVULDE EN LEGE CIRKELS GEVEN DE AMMONIUM CONCENTRATIE AAN IN HET INFLUENT RESPECTIEVELIJK EFFLUENT EN GEVULDE DRIEHOEKEN GEVEN DE NITRIET CONCENTRATIE AAN IN HET INFLUENT. NITRIET CONCENTRATIES IN HET EFFLUENT WAREN ONDER DE DETECTIELIMIET. NB. DE DATA TUSSEN DAGEN 190 EN 260 ZIJN NIET WEERGEGEVEN OMDAT DEZE ZEER VERGELIJKBAAR ZIJN MET DE PERIODE NA 260 DAGEN



3.3.6 HET EFFECT VAN TEMPERATUUR EN ZUURSTOF OP BIOMASSA ACTIVITEIT (RUN)

Na introductie van zuurstof (om de groei van AOB te stimuleren in de reactor) nam de Anammox activiteit af van 4,8 naar 3,4 mg N/(g VSS*h) (~30 % afname). Ook bij toenemende zuurstoftoevoer op een later moment was er geen significante verandering in Anammox activiteit omdat de zuurstofconcentratie in de reactor altijd onder de detectielimiet van 0,01 mg O₂/L was. Daardoor vond er geen zuurstoffremming op de Anammox bacteriën plaats. De AOB activiteit verdubbelde met toenemende zuurstofdosing en stabiliseerde rond ~8 mg N/(g VSS*h) bij 12 °C. NOB activiteit was niet waarneembaar tijdens de gehele duur van het experiment, wat aangaf dat alle substraat geconsumeerd werd door Anammox en AOB.

TABEL 3.3

ACTIVITEITEN VAN ANAMMOX, AOB EN NOB GEDURENDE VERSCHILLENDE OMSTANDIGHEDEN

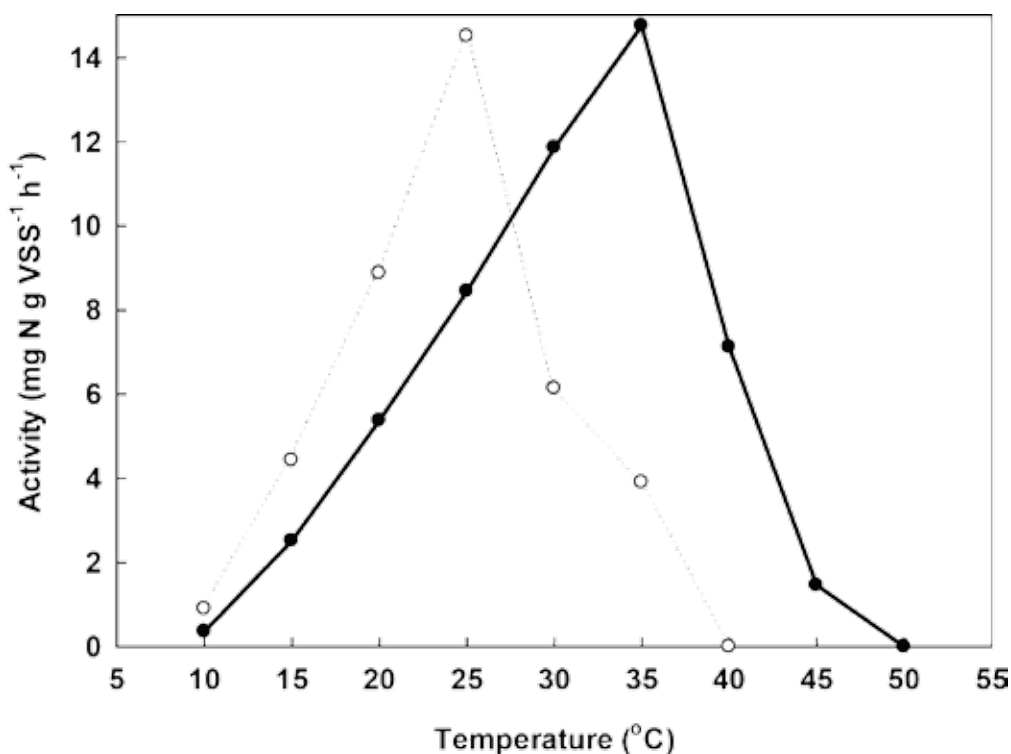
Tijd Dag	Temp. °C	O ₂ mg/d	Anammox		AOB		NOB
			Ammonium consumptie mg N/(g VSS*h)	Nitriet consumptie mg N/(g VSS*h)	Ammonium consumptie mg N/(g VSS*h)	Nitriet productie mg N/(g VSS*h)	Nitriet productie mg N/(g VSS*h)
13	25	0,0	4,8	6,7	ND	ND	ND
113	25	1886	3,4	3,8	3,6	4,0	ND
137	12	2640	3,3	4,4	7,7	7,4	ND
268	12	1131	5,3	7,0	8,2	8,8	ND

ND: Niet waarneembaar

Toen het systeem bij 12 °C werd bedreven gedurende 120 dagen nam Anammox activiteit toe van 3,3 naar ongeveer 5,3 mg N/(g VSS*h), wat aangaf dat aanpassing naar lage temperaturen succesvol was. Om het effect van de temperatuur op de Anammox activiteit te onderzoeken werd biomassa genomen uit het 12 °C Anammox systeem en uit een SBR die bij 35°C werd bedreven en beide geïncubeerd op verschillende temperaturen. De optimale temperatuur

voor de Anammox biomassa die verrijkt was bij 12 °C was 25 °C, 10 °C lager dan de biomassa uit de reactor die op 35 °C werd bedreven. Interessant was dat de maximum specifieke activiteit van Anammox bacteriën gekweekt bij 35 °C en 25 °C nagenoeg identiek was. Sterker nog, biomassa die zich aan de kou had aangepast oxideerde het aanwezige ammonium met een snelheid van ca. 5 mg N/(g VSS·h) bij 12 °C (figuur 3.6), wat nog steeds hoog genoeg was om alle toegevoegde stikstof uit het systeem te verwijderen.

FIGUUR 3.6 EFFECT VAN LANGDURIGE VERRIJKING BIJ 35 °C (LIJN) EN 12 °C (STIPPELLIJN) OP DE MAXIMUM SPECIFIEKE ACTIVITEIT VAN DE ANAMMOX BACTERIE (BEPAALD IN BATCH EXPERIMENTEN MET BIOMASSA UIT DE REACTOR)

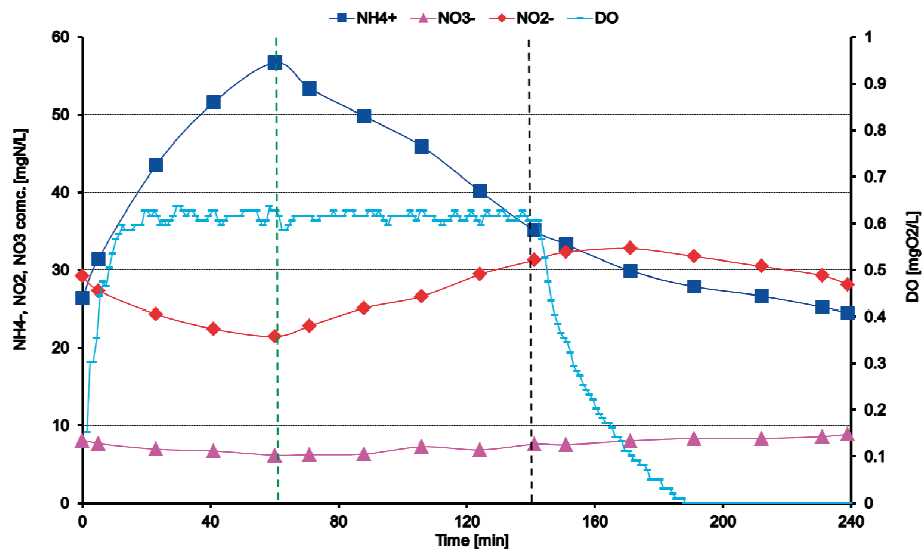


3.3.7 LACHGASEMISSIES (TUD EN RUN)

Tijdens de door de TUD uitgevoerde cyclusmetingen werd de concentratie van lachgas (N₂O) in gasfase online geanalyseerd. Samen met de online data van het gasdebiet door het systeem (d.m.v. MFCs) werd de N₂O productiesnelheid berekend als percentage van de totale stikstofbelasting en als percentage van totale stikstofverwijderingssnelheid. De N₂O productiesnelheid varieerde sterk in verhouding tot de nitrietconcentratie in de bulk. Er kon geen duidelijke correlatie gevonden worden tussen N₂O emissies en DO concentratie of temperatuur. Voor nitrietconcentraties tussen 30 en 50 mgN/L was de N₂O productie relatief aan de N-belasting en N- totaal verwijderingssnelheid 2,3±0.9% en 11,5±3.5%, respectievelijk (13 metingscampagnes). Voor nitriet concentraties lager dan 15 mgN/L was de N₂O productie relatief aan N-belasting en N- totaal verwijderingssnelheid 2,4±1.2% en 4,0±3.1%, respectievelijk (2 meetcampagnes). De periode waarin de nitrietconcentratie lager dan 15 mgN/L was correspondeerde ook met een hogere stikstofverwijderingsgraad in de reactor, wat het kleinere verschil tussen de laatste twee getallen verklaart.

FIGUUR 3.7

CYCLUSMETING UITGEVOERD OP DAG 655. VERTICAAL GESTREEPTE LIJNEN VERTEGENWOORDIGEN HET EINDE VAN VOEDINGSFASE/BEGIN VAN EEN AEROBE REACTIEFASE (GROEN) EN HET EINDE AEROBE REACTIEFASE/BEGIN VAN ANOXISCHE REACTIEFASE (ZWART). GEDURENDE DEZE TEST WAREN DE CORRESPONDERENDE AMMONIUM EN TOTALE STIKSTOFVERWIJDERINGEFFICIËNTIE 93,2 EN 79,6%, RESPECTIEVELIJK

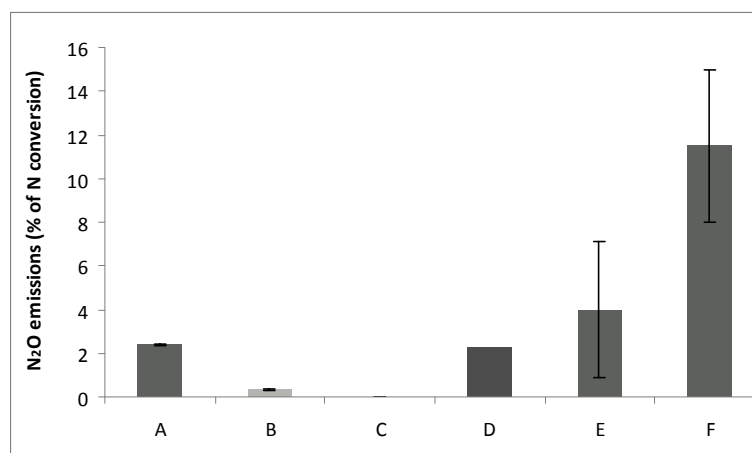


De emissie van lachgas bij het Anammox systeem van RUN bij 12 °C was ca. 2,4% van N-totaal die verwijderd wordt, wat sterk overeenkomt met de lachgasemissies van one-step Anammox bioreactoren op praktijkschaal, zoals uit de literatuur blijkt (Kampschreur et al., 2008b, figuur 3.8). De opgeloste zuurstofconcentratie is één van de parameters die invloed heeft op de N₂O emissie van one-step Anammox bioreactoren, het meeste waarvan toegeschreven wordt aan activiteit van AOB (Chandran et al., 2011; Kampschreur et al., 2008a; Kampschreur et al., 2009; Tallec et al., 2006).

Voor dit experiment werden ook de N₂O emissies van een tweede SBR zonder AOB's gemeten bij zowel 30°C als 15 °C. Deze emissies waren beduidend lager dan in de SBR mét AOB's (resp. 0,36% en 0,02%). (Zie ook figuur 3.8).

FIGUUR 3.8

N₂O EMISSIE VAN DE (A) ANAMMOX SBR BIJ RUN (DO EN NITRIET GELIMITEERD BIJ 12 °C), VERGELEKEN MET DE CONTROLE SBR ZONDER AOB'S BIJ 30 °C (B) EN 15 °C (C) EN (D) EEN NITRITATIE-ANAMMOX AFVALWATERZUIVERINGSINSTALLATIE OP VOLLE SCHAAL (DO GELIMITEERD BIJ 32-33 °C) (KAMPSCHREUR ET AL., 2008B), EN VERGELEKEN MET (E) NITRITATIE-ANAMMOX SBR BIJ TUD (DO GELIMITEERD EN BIJ 15 °C, 5-15 MGNO₂-N/L), (F) NITRITATIE-ANAMMOX SBR BIJ TUD (DO GELIMITEERD EN BIJ 15 °C, 30-50 MGNO₂-N/L).



3.4 DISCUSSIE

3.4.1 BEDRIJFSVOERING REACTOREN

Bij de TUD werd het koude Anammox proces uitgevoerd in een lab-schaal SBR air-lift reactor met korrelslib gedurende 675 dagen. Tijdens de eerste 300 dagen werden zowel de reactor-opstelling als de procesregeling geoptimaliseerd. Ook werd een temperatuurregeling geïntroduceerd om in de reactor de temperatuur van kamertemperatuur naar een stabiele temperatuur van 20 graden te krijgen; in dezelfde periode werd een aantal reactorstoringen geregistreerd en opgelost. Het proces in de reactor behaalde een hoge stikstofverwijderingssnelheid en stikstofverwijderingsrendementen, zowel voor ammonium als voor N-totaal, een voorwaarde voor de uitrol naar full scale toepassingen.

Toen eenmaal een stabiele bedrijfsvoering bereikt werd, werd de temperatuur geleidelijk afgebouwd van 20 naar 15°C. De behaalde resultaten zijn in onderstaande tabel opgesomd.

TABEL 3.4

BEHAALDE VERWIJDERINGSRENDEMENTEN EN -SNELHEDEN TUD LABREACTOR (SBR)

	Temperatuur 20°C	Temperatuur 15°C
Ammonium (NH₄)		
Verwijderingsrendement NH ₄ (%)	>95	90
Verwijderingsnelheid mg N/(L*d)	520	494
Verwijderingsnelheid mg N/(gVSS*d)	150	134
N-totaal		
Verwijderingsrendement N-totaal (%)	85	75
Verwijderingsnelheid mg N/(L*d)	450	404
Verwijderingsnelheid mg N/(gVSS*d)	129	109

De nitrietconcentratie in het effluent tijdens de “high performance” periode bij 20°C bleef onder de 1 mgN/L, wat demonstreert dat zelfs een dergelijk lage bulkconcentratie geen diffusielimitatie veroorzaakt richting de kern van de korrel waar de Anammox bacterie zich bevindt. Nitriet staat er ook om bekend dat het N₂O productie tijdens ammoniumoxidatie door AOB's versterkt (Kampschreur et al., 2008a) en het is daarom cruciaal dat het koude Anammox proces ook goed functioneert bij lage nitrietconcentraties.

Dosta et al. (2008) rapporteerden een specifieke N-totaal verwijderingssnelheid van 20 mg N/(gVSS*d) bij 15°C, terwijl Vazquez-Padin et al. (2011) een maximum van 240 mg N/(gVSS*d) bij 20°C rapporteerden, maar beide met veel lagere verwijderingsrendementen. Winkler et al. (2011) gebruikten ook een Anammox reactor op kamertemperatuur en bereikte een omzettingssnelheid van 160 mg N/(gVSS*d) met 40 mgN/L nitriet in de voeding. De vergelijking tussen maximale en de daadwerkelijke gemeten activiteit toont aan dat AOB's en NOB's in het systeem sterk gelimiteerd zijn door de snelheid van zuurstofoverdracht. Anammox bacteriën zijn echter bijna op hun maximale omzettingssnelheid actief en zijn dus niet gelimiteerd door diffusie van substraat, wat bewijst dat korrels met diameters kleiner dan 2mm (zie bijlage 2) zelfs bij lage temperaturen geschikt zijn om de Anammox reactie uit te voeren.

Bij RUN verliep de opstartperiode en de aanpassing van de reactortemperatuur tijdens het experiment volgens een andere strategie dan bij de TUD. Eerst werd de temperatuur van de bioreactor binnen één dag verlaagd van 30 °C naar 25 °C. Vervolgens werd de SBR met aerobe ammoniumoxiderende bacteriën (AOB) verrijkt door zuurstof aan de reactor toe te voegen. Na een stabiele co-kweek bestaande uit 50% Anammox bacterie en 50% AOB bereikt te hebben

(dag 127) werd de temperatuur van de reactor verlaagd van 25 °C naar 12 °C. Het was mogelijk om de temperatuur van de reactor binnen 10 dagen te verlagen zonder nadelige gevolgen. Gezien de lange verdubbelingstijd van Anammox bacteriën (10-25 dagen) was de acclimatiseringsperiode opvallend kort.

Het feit dat Anammox bacteriën zich snel aanpassen aan lagere temperaturen geeft aan dat slib van full-scale warme Anammox reactoren gebruikt kan worden om nieuwe koude Anammox reactoren op te starten.

3.4.2 NOB BEHEERSING

Op dit moment worden op praktijkschaal Anammox reactoren bedreven bij temperaturen boven 30 °C (Abma et al., 2010; van der Star et al., 2007) en eerdere onderzoeken naar de fysiologie van de Anammox bacterie vonden dat de optimale groeitemperatuur voor Anammox bacteriën ongeveer 30-35 °C is (zie Jetten et al., 2001 voor een overzicht). Bovendien wordt de optimale temperatuur voor AOB op 28 °C gesteld (Alawi et al., 2007). Aan de andere kant werden er nitrietoxiderende bacteriën (NOB) gevonden die groeiden op lagere temperaturen variërend van -5 °C (Jones en Morita, 1985) tot 17 °C (Alawi et al., 2007) en dat tussen 10°C en 15°C, NOB een hogere activiteit hadden dan AOB (Yang et al., 2007).

Als NOB bij temperaturen lager dan 20-25°C een competitief voordeel hadden boven AOB of Anammox bacteriën zouden ze het limiterende zuurstof samen met nitriet kunnen wegpakken van de AOB's en Anammox en omzetten naar nitraat. Het instorten van het systeem zou het uiteindelijke gevolg zijn. Hoe dan ook, in natuurlijke ecosystemen waar aerobe en anaerobe ammoniumoxiderende bacteriën floreren (bijvoorbeeld zuurstofarme mariene zones) is de temperatuur ver onder 10 °C wat aangeeft dat beide subtypen van micro-organismen in staat zijn om te concurreren met NOB (of zelfs weg te concurreren).

Dit was ook het geval in de reactor van RUN die onder micro-aerofiele omstandigheden werd bedreven: NOB activiteit werd gedurende de proef niet waargenomen in de reactor (tabel 3.3, en bijlage 2, figuur IV). De resultaten hebben aangetoond dat Anammox bacteriën direct het door AOB geproduceerde nitriet consumeerden. Ook bleek dat wanneer het systeem zowel nitriet- als zuurstofarm was de NOB's een lagere affiniteit voor nitriet hadden dan Anammox bacteriën.

Bij de TUD werd de verhouding tussen geproduceerd nitraat en geconsumeerd ammonium geïntroduceerd als een eenvoudige en goedkope methode om NOB activiteit te monitoren. Ook de toegepaste bedrijfsvoering strategie van de TUD bleek zeer effectief in het onderdrukken van de NOB activiteit. Nitrietoxiderende bacteriën waren altijd aanwezig in het systeem, maar waren inactief gedurende nagenoeg het gehele experiment (tabel 3.1 en bijlage 2 figuur III). Toen echter de stikstofbelasting verlaagd werd met een factor 4 raakte ammonium al na 1,5-2 uur vanaf het begin van de cyclus volledig uitgeput, wat resulteerde in een "feestmaal-periode" van 1-1,5 uur per cyclus voor NOB. Hier speelden twee mechanismen een belangrijke rol:

- 1 er was niet langer competitie tussen AOB en NOB om zuurstof, vanwege een tekort aan AOB activiteit door een gebrek aan ammonium;
- 2 er was niet langer competitie tussen NOB en Anammox om nitriet, want Anammox was tijdelijk uitgeschakeld door volledig aerobe omstandigheden.

Tijdens deze periode groeide NOB inderdaad in het systeem zoals aangetoond door de toegenomen NO_3/NH_4 ratio (figuur 3.3), een lagere AOB en Anammox activiteit (figuur 3.4) en de verhoogde maximale NOB activiteit (tabel 3.3). De NOB activiteit kon echter opnieuw

worden onderdrukt nadat het systeem weer onder de juiste omstandigheden bedreven werd (figuur 3.3 en 3.4), wat aantoont dat het systeem veerkrachtig is. Tot slot bleek dat nitriet voor een lange periode onder niet-limiterende omstandigheden aanwezig was in de bulk, wat bewijst dat NOB's weggeconcentreerd kunnen worden enkel vertrouwend op het competitieproces om zuurstof met AOB's.

Het onderzoek aan beide universiteiten heeft aangetoond dat het onderdrukken van de NOB activiteit bij lagere temperaturen goed mogelijk is. Het ongewenste voorval bij de TUD heeft tot het belangrijke inzicht geleid dat de beschikbaarheid van ammonium als substraat voldoende hoog moet blijven (door een voldoende hoge stikstofbelasting), om te voorkomen dat het systeem teveel nitraat produceert. Deze situatie is echter omkeerbaar gebleken.

3.4.3 EFFECT VAN VERANDERINGEN IN DE STIKSTOFVRACHT EN DE TEMPERATUUR

Bij TUD werden experimenten uitgevoerd om het effect van variaties in de N-vracht op de microbiële activiteit en de processtabiliteit te onderzoeken. Deze experimenten werden uitgevoerd op dag 568 en 569, zodat het effect van een lagere N-vracht werd bepaald met dezelfde hoeveelheid biomassa die bovendien dezelfde microbiële samenstelling had. In tabel 3.4 is werkelijke microbiële activiteit van de biomassa weergegeven voor verschillende stikstofvrachten.

De ratio tussen het geproduceerde nitraat en het geconsumeerde ammonium tijdens de cyclus, welke de NOB activiteit in het systeem representeert en daarom een indicator van de processtabiliteit is, is ook gerapporteerd. Op dag 569 werd de stikstofvracht verlaagd door de ammoniumconcentratie in het substraat te verlagen van 159 naar 112 mgN/L. De ongewijzigde microbiële activiteit gerapporteerd in tabel 3.4 samen met de toenemende microbiële activiteit gerapporteerd in figuur 3.4 (dag 569-598) en figuur 3.2 (lagere stikstofvracht toegepast) bewees dat een lagere NH_4 -concentratie in het substraat niet resulteert in een lagere volumetrische verwijderingssnelheid.

TABEL 3.5 EFFECT VAN VERSCHILLENDE STIKSTOFVRACHTEN OP DE WERKELIJKE MICROBIËLE ACTIVITEIT

Dag	volumetrische N-vracht g N/(L*d)	NH_4^+ influent mg N/L	NH_4^+ effluent mg N/L	AOB activiteit mg N/(L*d)	NOB activiteit mg N/(L*d)	Anammox activiteit a mg N/(L*d)	NO_3^- geproduceerd / NH_4^+ verwijderd
568	0,53	159	65,4	256	6,3	115	0,05
569	0,38	112	21,6	244	6,8	122	0,05

a: Anammox activiteit uitgedrukt als de consumptie van NH_4^+ -N en NO_2^- -N [mg N/(L*d)].

Bij RUN zijn gedurende het hele experiment batch tests uitgevoerd om het effect van de temperatuur op de maximum Anammoxactiviteit te onderzoeken. Hieruit bleek dat een temperatuurwijziging van 35 naar 25°C duidelijk een verlaging van de activiteit van de aan kou aangepaste Anammox biomassa tot gevolg had maar dat deze biomassa nog steeds voldoende actief bleek bij temperaturen tussen 10 - 35 °C.

Over het algemeen wijzen zowel de resultaten van aan beide universiteiten uit dat het autotrofe stikstofverwijderingssysteem goed bestand is tegen fluctuaties in temperatuur en in ammoniumconcentraties van het substraat, mits deze laatste niet onder een bepaalde kritische waarde duikt (ca. 5 mg/l NH_4 -N). Bij grootschalige toepassing van de koude Anammox-technologie wordt daarom verwacht dat seizoensveranderingen geen groot effect zullen hebben op de stabiliteit van het zuiveringssysteem.

3.4.4 STIKSTOF-OXIDE EMISSIES

Een vergelijking tussen de reactoren bij de TUD en de RUN voor wat betreft lachgasemissies toont aan dat de eerste meer N_2O uitstoot dan de laatste (figuur 3.12). Dit is waarschijnlijk te verklaren door verschillen in de gehanteerde nitrietconcentraties in de twee reactoren op het moment dat de meetcampagnes werden uitgevoerd: variërend tussen 5 en 50 mgN/L voor TUD en altijd gelimiteerd (< 1 mgN/L) voor RUN. Aangezien de verwachte nitrietconcentratie bij grootschalige toepassingen (< 1 mgN/L) vergelijkbaar is met de omstandigheden in de RUN reactor lijken de resultaten van deze metingen representatiever om de N_2O emissies van grootschalige installaties te voorspellen. De gemiddelde waarde bij de RUN experimenten was opvallend vergelijkbaar met de gemeten N_2O productie van grootschalige nitrificatie-Anammox bioreactoren ($\sim 2,6\%$ van verwijderde stikstof). Toch moet opgemerkt worden dat de laboratorium-schaal Anammox bioreactor in deze studie onder gecontroleerde en stabiele omstandigheden werd bedreven. Daarentegen fluctueren bij grootschalige toepassing veel parameters op dagelijkse en/of jaarlijkse basis, waaronder afvalwaterkwaliteit, efficiëntie van de voorgaande zuiveringsstappen en de temperatuur.

Nader onderzoek is daarom nodig om een betrouwbare schatting te maken van de N_2O emissies van autotrofe stikstofverwijderingssystemen op praktijkschaal zoals het one-step Anammox systeem voorgesteld in dit onderzoek.

3.5 SAMENVATTING VAN DE RESULTATEN VAN HET FUNDAMENTEEL ONDERZOEK

- De specifieke activiteit van aerobe en anaerobe ammoniumoxiderende bacteriën was bij 12 °C zodanig dat meer dan 90% van het toegevoegde ammonium kon worden verwijderd in een SBR met vlokkige biomassa (RUN). Korrelvormige biomassa in een air-lift SBR vertoonde stikstofverwijderingsrendementen van 85% en 75% bij 20 en 15 °C, respectievelijk (TUD). Bij RUN was het mogelijk om een vlokkige Anammox bioreactor die op 25°C werd bedreven snel (binnen 10 dagen) aan te laten passen naar 12°C zonder significant verlies in omzettingssnelheden.
- Bij TUD werden hoge omzettingssnelheden bereikt, zelfs bij lage temperaturen. Compacte en gladde korrels met een gemiddelde diameter van 1,2 mm werden voor meer dan 700 dagen in het systeem gehouden. De goede biomassaretentie in het korrelvormige systeem maakte een sterke ontkoppeling tussen HRT (7,2h) en SRT (> 100 dagen) mogelijk, wat de haalbaarheid van stikstofverwijdering door autotrofe bacteriën (lange SRT vereist) in compacte systemen demonstreert (korte HRT). Bovendien werd, toen lagere stikstofvrachten werden toegepast, een verwaarloosbare afname van microbiële activiteit geregistreerd, wat aangeeft dat de gepresenteerde resultaten ook geëxtrapoleerd kunnen worden naar de zuivering van afvalwater met lage ammoniumconcentraties.
- Onder zuurstof- en nitriet imiterende omstandigheden namen nitrietoxiderende bacteriën het systeem niet over bij RUN, wat suggereert dat een dergelijk fenomeen potentieel geen probleem hoeft te zijn in grootschalige toepassingen. Bij de TUD werd zelfs aangetoond dat de NOB populatie aanwezig was, maar effectief onderdrukt kan worden, slechts gebaseerd op de concurrentie om zuurstof met AOB. Hierdoor was een stabiel proces bij hogere nitrietconcentraties mogelijk en kon de veerkracht van het systeem worden aangetoond.
- Er werd geen duidelijke correlatie gevonden tussen operationele parameters zoals, DO of temperatuur en N₂O emissies; echter werd er wel een significante positieve correlatie met de nitrietconcentratie gevonden. Echter wanneer de reactor werd bedreven bij lage nitrietconcentraties, welke realistisch zijn bij grootschalige systemen, toonde het systeem een vergelijkbaar niveau (% van de N-vracht) van N₂O emissies als grootschalige Anammox bioreactoren (Kampschreur et al., 2008b).

4

OMSCHRIJVING PILOT-INSTALLATIE

4.1 PROCESKEUZE EN CONFIGURATIE PILOT-INSTALLATIE

De pilot-installatie op Dokhaven is met haar twee straten (continue propstroom en SBR) zo ontworpen, dat de uitkomsten als basis kunnen dienen voor het optimale praktijkschaal ontwerp. Wanneer het proces toegepast zou worden op Dokhaven zal een continue propstroom het beste alternatief vormen en zal hier de voorkeur hier dan ook naar uitgaan; de procesconfiguratie van straat 1. De SBR configuratie was gekozen omdat verwacht werd dat daar het Anammox proces zich beter in zou kunnen ontwikkelen. In de volgende paragrafen wordt ingegaan op de overwegingen met betrekking tot proceskeuze en biomassaretentie.

Anammox ondervindt in de B-trap van de hoofdzuivering andere omstandigheden dan de huidige praktijktoepassingen waarmee reeds veel ervaring is opgedaan. Zo is onder andere de wisseling in temperatuur door het jaar heen een groot verschil tussen beide situaties (zie ook figuur 4.1). In deze studie werd de praktijkervaring van de 1-traps Anammoxinstallatie in Olburgen gebruikt en vertaald naar B-trap toepassing. Het onderscheid in omstandigheden is weergegeven in tabel 4.1:

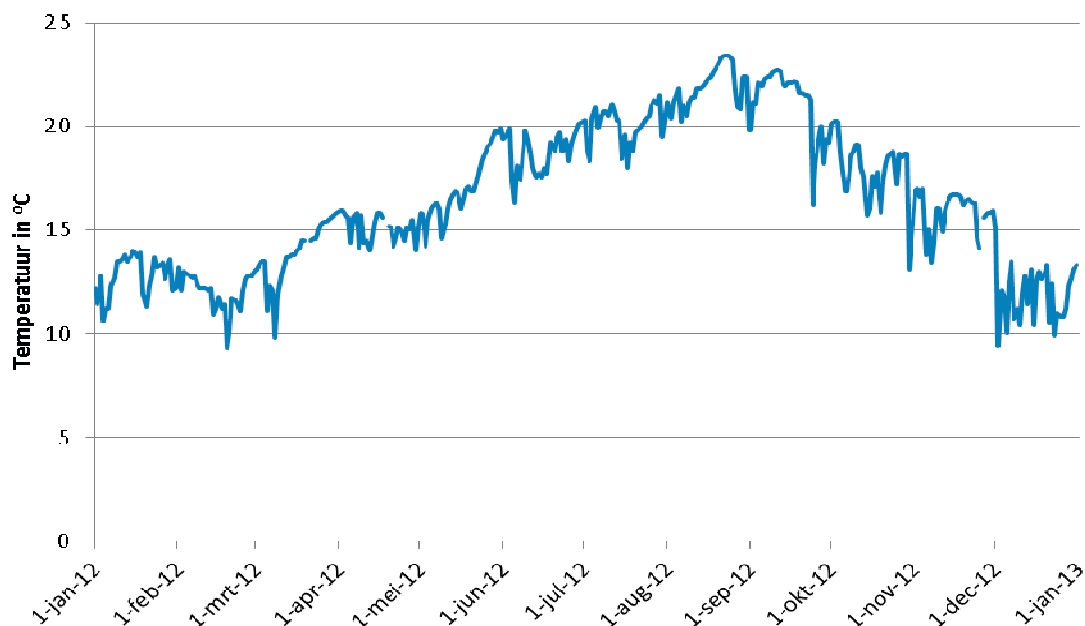
TABEL 4.1 VERSCHIL IN PROCESOMSTANDIGHEDEN TUSSEN DE WARME ANAMMOX INSTALLATIE VAN OLBURGEN EN DE WATERLIJN VAN RWZI DOKHAVEN

	Olburgen	B-trap Dokhaven	Vershil
Influent $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l) ^a	250-400	25-40	10x lager
Gewenste effluentconcentratie N-totaal (mg/l)	10-30	3 ^b	10x lager
T (°C)	30-40	10-25	20°C lager
BZV/N (-)	0,25	0,75-1,2	3-4x hoger
TSS/N (-)	0,5	1	2x hoger
Regenwater	Nvt	Ja	3x meer debiet en verdunning

^a zonder recirculatie van effluent

^b doelstelling KRW onderzoek. Voor RWZI Dokhaven zou een effluentkwaliteit van 8-10 mgN/L al een aanzienlijke verbetering zijn ten opzichte van de huidige effluentkwaliteit.

FIGUUR 4.1 TEMPERatuurPROFIEL VAN DOKHAVEN OVER 2012



4.1.1 SIMULTAAN OF GESCEIDEN PROCESSEN?

Nitritatie door AOB en het Anammox proces worden tot nu toe zowel gescheiden in twee reactoren als simultaan in één reactor toegepast. De laatste configuratie is de dominante uitvoeringsvorm, mede vanwege de lagere investeringskosten. Voor toepassing in de hoofdstroom wordt eveneens gekozen voor simultane nitritatie en Anammox conversie in één reactor vanwege de goede ervaringen bij deelstroombehandeling en de lagere kosten. Daarnaast is de methode om nitrietoxiderende bacteriën (NOB) te uitselcteren gevoelig voor temperatuur. Bij temperaturen beneden de 20°C is de maximumgroeisnelheid van de ongewenste NOB's hoger dan die van de benodigde AOB's (zie figuur 2.3). Selectie door middel van de gekozen slibleeftijd is dan niet mogelijk. Het onderdrukken van nitraatvorming door NOB's wordt dan eenvoudiger in één reactor. Om NOB's inactief te kunnen houden in de reactor, moeten deze beconcurrereerd worden. Deze substraatconcurrentie kan zowel op zuurstof als nitriet plaatsvinden:

- 1 De NOB's concurreren met Anammox om nitriet (NO_2^-)
- 2 De NOB's concurreren met AOB's om zuurstof (O_2)

Doordat NOB's op twee vlakken worden beconcurrereerd, kan nitrataat worden onderdrukt en wordt het aanwezige ammonium omgezet in stikstof in plaats van nitraat.

4.1.2 BIOMASSARETENTIE

Met de keuze voor een één-reactor proces, zijn er nog verschillende uitvoeringswijzen, namelijk vlokkig slib, korrelslib en slibgroei op drager. Voor de benutting van Anammox voor stikstofverwijdering in de hoofdstroom zal een adequate biomassa retentie cruciaal zijn. Om een lange slibleeftijd mogelijk te maken moet ophoping van zwevend stof in de aanvoer naar de reactor worden vermeden. De ervaring met het bedrijven van Anammox reactoren bij hoge temperaturen (30°C - 40°C) leert dat korrelvormige biomassa doeltreffend functioneert, en gesuspendeerd CZV uit het influent eenvoudig kan worden uitgespoeld. De omstandigheden waarbij Anammox in de hoofdstroom zal worden benut wijken echter af van de genoemde procesomstandigheden. Doorslaggevende factoren zijn:

BZV/N VERHOUDING EN TSS/N VERHOUDING:

Voor het toepassen van een effectieve biomassaretentie (noodzakelijk voor Anammox bacteriën), moet er een onderscheid gemaakt kunnen worden tussen verschillende soorten zwevend stof in de reactor:

- TSS aanvoer
- heterotrofe bacteriegroei (op het influent BZV)
- nitrietoxiderende bacteriën (NOB)
- ammoniumoxiderende bacteriën (AOB)
- Anammox bacteriën

Snelle heterotrofe groei en TSS in het influent leiden tot vlokke biomassa. Wanneer ook de AOB en Anammox in vlokken groeien, is er nauwelijks tot geen onderscheid te maken tussen de verschillende bovenstaande slibcomponenten, terwijl er nadrukkelijk geselecteerd zal moeten worden op AOB en Anammox. Daarom is het van belang gebruik te maken van de korrelvormende capaciteit van AOB en met name Anammox (lage groeisnelheden) en deze in korrel of als biofilm op een drager te laten groeien. Alleen op deze manier kan het ongewenste vlokke materiaal, dat TSS, heterotrofen en het merendeel van de NOB zal bevatten uit de reactor gespoeld kunnen worden, terwijl de AOB+Anammox korrels in de reactor blijven. Wanneer de BZV/N en TSS/N ratio's te hoog worden, zal er teveel vlokke slib ontstaan dat de kleinere korrels kan invangen welke dan ook uitspoelen. Daarom is de verhouding van belang en zal in een later stadium ook de aandacht besteed moeten worden aan de werking van de A-trap en de TSS verwijdering in de tussenbezinktank.

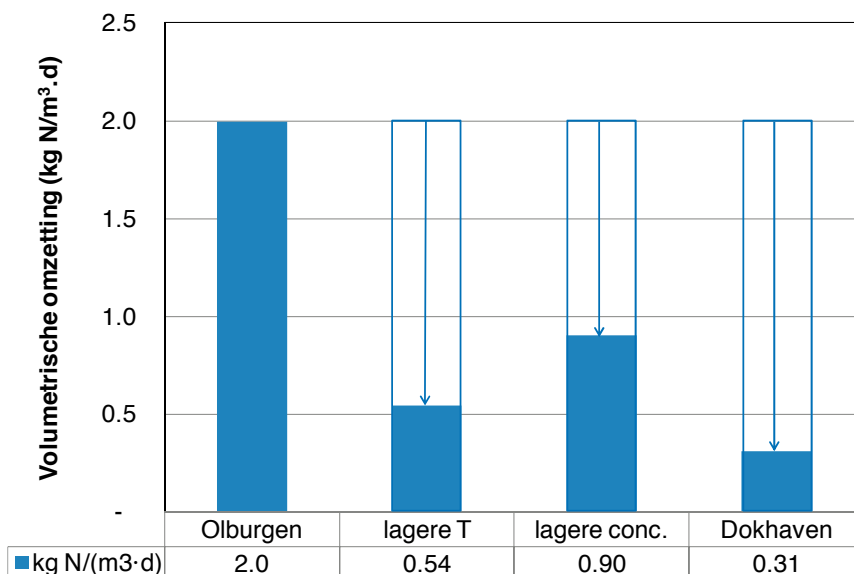
MAXIMAAL HAALBARE ACTIVITEIT

Anammox en AOB biomassaretentie kan toegepast worden als korrels of als biomassa op drager. Voor de biomassa op drager is in de literatuur een maximale volumetrische belasting van $0,5 \text{ kg N}/(\text{m}^3\text{d})$ gemeld bij temperaturen boven de 30°C (Szatkowska et al., 2007). Dit is gelijk aan de maximale benodigde belasting van RWZI Dokhaven. Indien deze omzetting gecorrigeerd wordt voor de lagere temperatuur en lagere effluentconcentraties in Dokhaven, wordt hiermee niet voldoende volumetrische capaciteit behaald. Dit zou slechts te realiseren zijn door veel meer drageroppervlak in de reactor te plaatsen, en dus door zeer klein dragermateriaal toe te passen. Hiermee wordt de toepassing van korrelslib benaderd en zal de focus voor pilotbedrijf gericht zijn op het vormen van Anammox korrels zonder drager materiaal.

Voor het bepalen van de maximaal haalbare activiteit met korrelslib, wordt een vergelijking gemaakt met de warme Anammox reactor van Waterstromen op RWZI Olburgen. In deze 1-traps Anammox reactor kan een omzetting van $2 \text{ kg N}/(\text{m}^3\text{d})$ behaald worden. Zoals aangegeven in tabel 5.1 zullen in de B-trap van Dokhaven 5x lagere stikstofconcentraties gehaald moeten worden en dat bij een temperatuur die 20°C lager is. In figuur 5.1 is weergegeven wat het effect van deze verschillen is, afzonderlijk en gecombineerd.

FIGUUR 4.2

SCHATTING VAN DE VOLUMETRISCHE STIKSTOFCONVERSIE VAN EEN BESTAANDE WARME ANAMMOX REACTOR NAAR DE CONDITIES IN DE B-TRAP VAN DOKHAVEN. WEERGEGEVEN IS ZOWEL HET EFFECT VAN DE AFZONDERLIJKE VERSCHILLEN (LAGERE TEMPERATUUR EN LAGERE STIKSTOFCONCENTRATIES) ALS HET GECOMBINEERDE EFFECT VAN DEZE TWEE



Uit figuur 4.1 is duidelijk dat de gemiddelde stikstofvracht behandeld kan worden met Anammox in de bestaande ruimte van de B-trap. Voor het omzetten tijdens maximale belasting ($0,5 \text{ kg N/m}^3\cdot\text{d}$), zal een hogere slibconcentratie dan in de Anammox reactor in Olburgen nodig zijn, namelijk 240 mL korrelslib per L reactorinhoud (Imhoff) in plaats van de 150 mL/L die in Olburgen gemeten is. Het bedrijven van de B-trap in Dokhaven met een dergelijke korrelslibconcentratie is niet ondenkbaar.

4.1.3 PROCESKEUZE

- Voorgaande analyse geeft aan dat de beoogde stikstof omzetting met Anammox korrels in de B-trap haalbaar lijkt;
- Alleen dragermateriaal met een vergelijkbaar specifiek oppervlak als korrels zou geschikt kunnen zijn. Naarmate kleiner dragermateriaal wordt gekozen, neemt de toegevoegde waarde hiervan af. Indien de korrelvorming echter net als in andere Anammox reactoren spontaan verloopt, heeft dragermateriaal geen toegevoegde waarde meer;
- Vlokkig slib is geen optie. De Anammox biomassa in vlokform kan niet worden gescheiden van de rest van het slib. De slibleeftijd is in dit geval te kort voor handhaving van de benodigde Anammox populatie.

Voor de competitie en groeisnelheid van het benodigde consortium van AOB en Anammox is een hoge ammonium concentratie gunstiger. Wanneer tegelijkertijd een lage effluent concentratie nodig is, zijn er twee reactor typen waarin beiden omstandigheden bereikt kunnen worden:

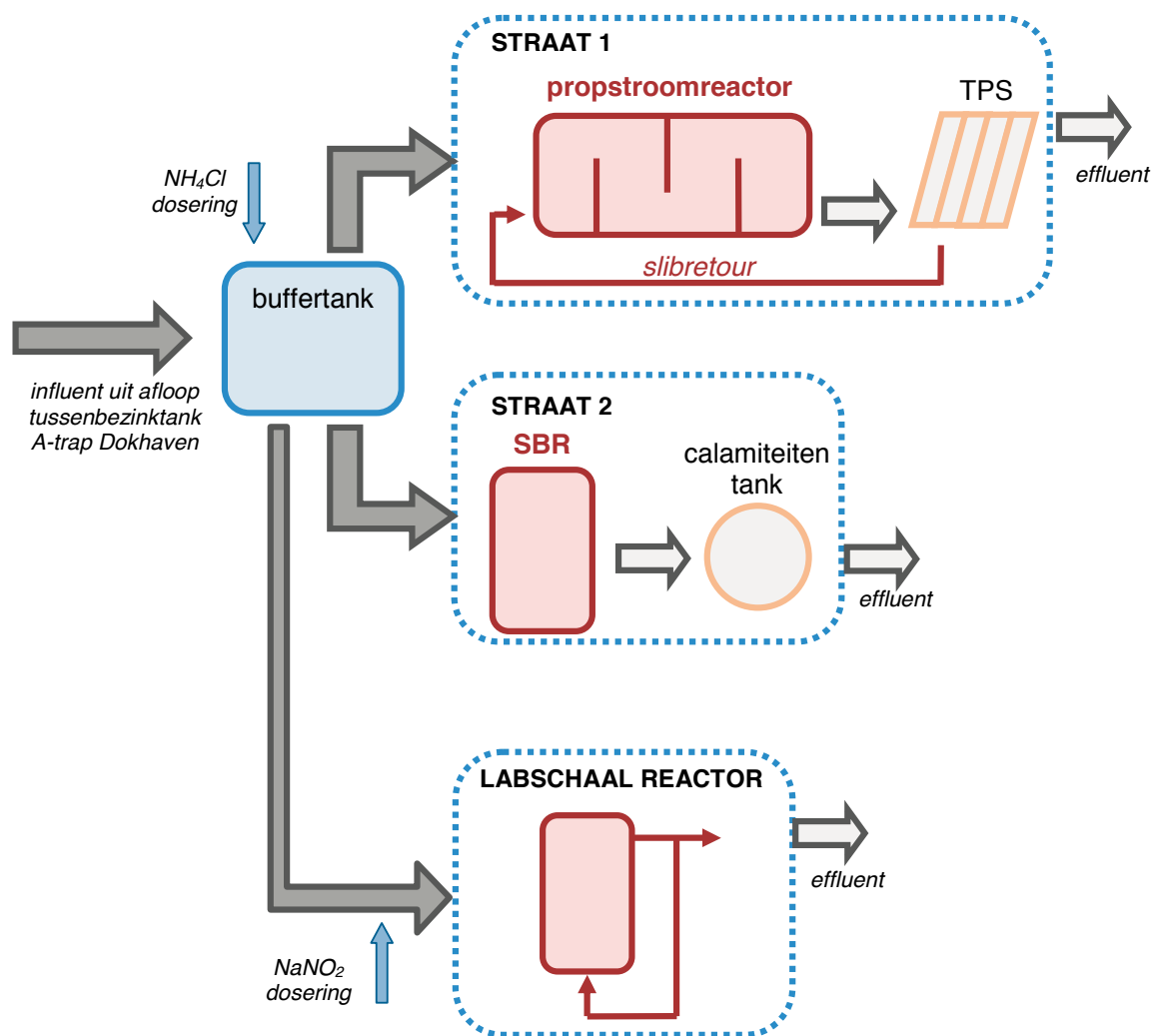
- 1 Een propstroomreactor
- 2 Een sequencing batch reactor (SBR)

Een compleet gemengde reactor zal tevens een lagere volumetrische capaciteit hebben ofwel een hogere ammoniumconcentratie in het effluent ten opzicht van een propstroomreactor of een SBR.

4.2 OMSCHRIJVING EN DIMENSIONERING

De pilot-installatie bestaat uit twee straten die beide gevoed vanuit dezelfde buffertank. Straat 1 bevat een continue propstroom reactor gevolgd door een lamellenbezinker (TPS) en straat 2 is een sequencing batch reactor (SBR) met een calamiteitentank. Het processchema van beide straten is weergegeven in figuur 4.2. Daarnaast wordt een labschaal reactor bedreven, die uit de buffertank gevoed wordt en tevens nitriet gedoseerd krijgt.

FIGUUR 4.3 PROCESSHEMA VAN DE PILOT-INSTALLATIE BESTAANDE UIT EEN BUFFERTANK, CONTINUE PROPSTROOMREACTOR (STRAAT 1), EEN SEQUENCING BATCH REACTOR (SBR, STRAAT 2) EN EEN LABSCHAAL REACTOR



BUFFERTANK

De buffertank heeft een volume van 2 m³ en wordt discontinu gevuld op basis van een niveau-regeling. De buffertank is niet luchtdicht waardoor drukveranderingen in de headspace voorkomen worden tijdens vullen en leegpompen. Deze opening in het deksel van de buffertank wordt tevens gebruikt voor het eventueel doseren van ammoniumchloride (NH₄Cl) en natriumnitriet (NaNO₂). De dosering pompjes zijn gekoppeld aan de pomp die de buffertank vult. Hierdoor worden de concentraties zo gelijk mogelijk verhoogd. De concentratie van opgelost ammonium in de buffertank wordt elke minuut gemeten door een ion-selectieve sensor. De temperatuur in de buffertank is geregeld op 20°C vanaf 30 november 2011, vanwege lage activiteit in de Anammoxreactoren. De tank wordt tevens gemengd door recirculatie van de verwarmingspomp. De specificaties van de buffertank zijn weergegeven in tabel 4.2.

TABEL 4.2

SPECIFICATIES VAN DE BUFFERTANK VAN DE PILOT-INSTALLATIE

		opmerking(en)
Volume	2 m ³	
Dosering	NH ₄ Cl (en NaNO ₂)	gekoppeld aan vulpomp
Temperatuur	20°C	verwarmd vanaf 30-11-2011
Menging	via verwarmingspomp	
Online metingen	T, niveau, NH ₄ ⁺	

INFLUENT PILOT

De buffertank van de pilot-installatie wordt gevoed met de afloop van de tussenbezinktanks van de A-trap in Dokhaven. Het water wordt door een 2 mm filter naar de buffertank gepompt. Aan de buffertank wordt NH₄Cl gedoseerd (vanaf 16 februari 2012) om de lage ammonium concentratie teniet te doen, die het gevolg is van de interne recirculatie over RWZI Dokhaven. Tabel 4.3 geeft de gemiddelde samenstelling van het A-trap effluent en van de inhoud van de buffertank. Naast het verschil in ammonium concentratie, zijn er (zeer) kleine verschillen in nitriet concentratie en BZV (en CZV) concentratie. Dit werd veroorzaakt door de geringe aero-be omzetting, ten gevolge van diffusie van zuurstof via het wateroppervlak van de buffertank.

TABEL 4.3

GEMIDDELDE SAMENSTELLING VAN HET AFVALWATER UIT DE AFLOOP VAN DE TUSSENBEZINKTANK A-TRAP EN HET INFLUENT VAN DE PILOT-INSTALLATIE (=BUFFERTANK) VANAF HET IN GEBRUIK NEMEN VAN DE NH₄CL DOSERING

Concentratie		Afloop TBT A-trap	Buffertank
NH ₄ ⁺	mg N/L	10 – 20	20 – 30
NO ₂ ⁻	mg N/L	0	0,8
NO ₃ ⁻	mg N/L	2,5	2,5
BZV	mg O ₂ /L	23	18
CZV	mg O ₂ /L	75	60
Nkj	mg N/L	18	30
P-tot	mg/L	1,4	1,3
Zwevend stof	mg/L	32	-

STRAAT 1: CONTINUE PROPSTROOMREACTOR

Straat 1 bestaat uit een propstroomreactor en een lamellenbezinker, de specificaties zijn weergegeven in tabel 4.4. De propstroomreactor heeft een volume van 4 m³ en bestaat uit 4 gekoppelde compartimenten met elk een volume van 1 m³. Elk compartiment wordt afzonderlijk gemengd en belucht door mebraanbeluchting die per compartiment instelbaar zijn. De reactor is een gesloten systeem met één gezamenlijke headspace, waarbij de overdruk weg kan via een waterslot. De zuurstofconcentratie in de vloeistof (DO, dissolved oxygen) in het 4^e compartiment wordt geregeld met behulp van compressoren. De concentraties ammonium en nitraat worden gemeten door een ion-selectieve sensor.

De reactor wordt continu gevoed vanuit de buffertank. Het effluent van compartiment 4 gaat naar de lamellenbezinker (TPS). Met de TPS kan de juiste scheiding in biomassa bereikt worden (korrelslib versus vlokkig slib) op basis van het verschil in bezinkingsnelheid, door de opstroomsnelheid (v_{up}) langs de schuine platen te variëren. Slibretour vanuit de lamellenbezinker (TPS) naar compartiment 1 vindt plaats met een gaslift, met gastoevoer vanuit de gezamenlijke headspace van de reactor.

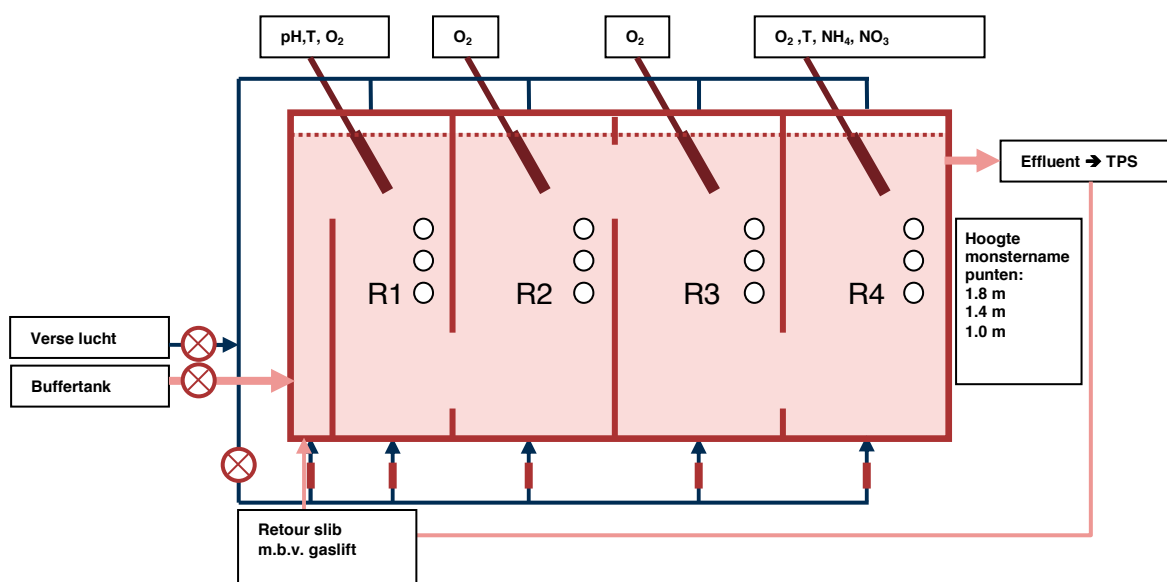
TABEL 4.4

SPECIFICATIES EN INSTELLINGEN VAN STRAAT 1

Specificaties			opmerking(en)
Volume reactor	m ³	4	4 x 1 m ³
Online metingen		T, DO, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	
Menging		gascirculatie & vloeistofstroming	
Volume lamellenbezinker	m ³	2	
Aantal lamellen in bezinker	-	5	
Instellingen			
Influent debiet	m ³ /h	2-2,6	
Slibretour debiet	m ³ /h	2-4	
Gaslift voor slibretour	m ³ /h	2-4	gastoevoer uit headspace
Gasinput per compartiment	m ³ /h	1-5	gastoevoer uit headspace
pH	-	7,2-7,4	loogdosering; meting in R4, later R1
DO	mg O ₂ /L	0-2	meting in R4

FIGUUR 4.4

SCHEMATISCHE TEKENING VAN DE PROPSTROOMREACTOR UIT STRAAT 1, BESTAAANDE UIT VIER COMPARTIMENTEN (R1 T/M R4) ELKE MET 3 MONSTERNAMEPUNTEN EN EEN EIGEN BELUCHTINGSMEMBRANEN. COMPARTIMENT 1 HEEFT EEN INGANG VOOR HET INFLUENT EN EEN INGANG VOOR DE SLIBRETOUR VANUIT DE TPS



STRAAT 2: SEQUENCING BATCH REACTOR

Straat 2 bestaat uit een Sequencing Batch Reactor (SBR) gevolgd door een calamiteitentank. Tabel 4.5 geeft de specificaties en instellingen van straat 2 weer. Het volume van de SBR is 2 m³. De headspace van de reactor is afgesloten, waarbij overdruk de reactor verlaat via een waterslot. De headspace van de reactor is verbonden met een gaszak dit de variaties in het gasvolume opvangt tijdens aflaten en vullen van de SBR. Menging vindt plaats met behulp van membraanbeluchters. Dit is op twee verschillende manieren te regelen: continu of puls-pauze. Verse lucht wordt ingebracht met behulp van aparte compressoren en geregeld aan de hand van de zuurstof meting in de reactor.

Een cyclus van de SBR bestaat uit de onderstaande achtereenvolgende stappen, zoals weer-gegeven in figuur 4.4:

- vulfase (max. 7 minuten): vullen met afvalwater uit de buffertank
- reactiefase (10 min - 12 uur): gascirculatie + verse luchtinbreng (afhankelijk van zuurstof-setpoint)
- bezinkingsfase (5-9 min.): geen menging
- aflaafase (5-9 min.): 300, 500 of 700 L effluent naar calamiteitentank

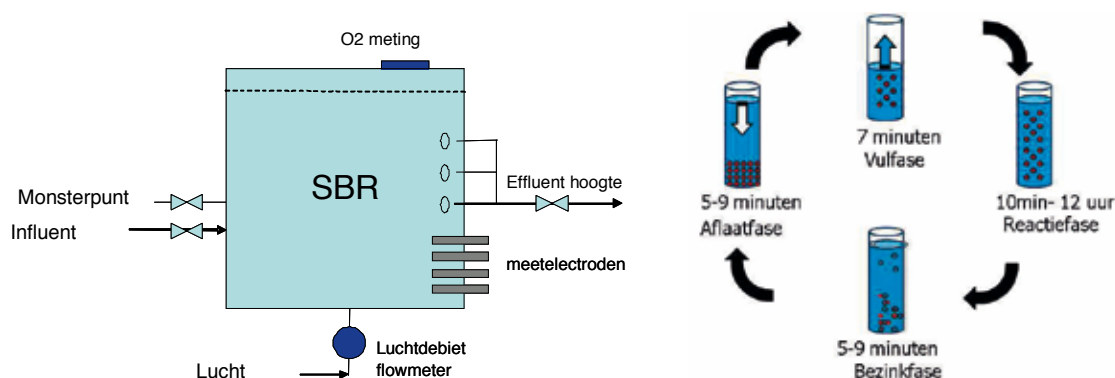
TABEL 4.5

SPECIFICATIES EN INSTELLINGEN VAN STRAAT 2

Specificaties			Opmerking(en)
Vloeistof volume reactor	m ³	2	
Vers afvalwater per batch	m ³	0,3 / 0,5 / 0,7	3 aflaathoogtes
Menging		gascirculatie	continu / puls-pauze
Online metingen		T, niveau, DO, NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	
Instellingen			
pH	-	7,3	loogdosering
DO	mg O ₂ /L	0-2	
Batchduur	h	1-12	of tot 5 mg NH ₄ ⁺ -N/L
Gascirculatie debiet	m ³ /h	10-23	

FIGUUR 4.5

SCHEMATISCHE TEKENING VAN DE SEQUENCE BATCH REACTOR UIT STRAAT 2 EN DE BATCH INDELING



LABSCHAAL-REACTOR

Naast de straten 1 en 2 van de pilot-installatie is parallel onderzoek gedaan op Dokhaven met een lab-schaal reactor. Figuur 4.5 geeft deze reactor schematisch weer. De voeding bestond uit een combinatie van afvalwater uit de buffertank en een geconcentreerde oplossing van NaNO₂. De reactor werd gebruikt om aan te tonen dat de omzetting van ammonium en nitriet door Anammox bacteriën mogelijk was bij een combinatie van de matrix van het afvalwater, de lage temperatuur en de lage stikstofconcentratie. De labschaal-reactor werd niet belucht, waardoor er dus ook geen AOB activiteit was.

De reactor had een volume van 1,8 L en werd geënt met korrelslib uit de warme (30°C) Anammox reactor in Sluisjesdijk (rejectiewaterbehandeling). Dit korrelslib bevat vrijwel uitsluitend Anammox bacteriën. De lab reactor werd bedreven als een gefluidiseerd bed reactor door een effluent recirculatie toe te passen. Hierdoor ontstond in het onderste gedeelte van de reactor (zie figuur 4.6) een gefluidiseerd bed van Anammox korrels, terwijl meegesleurde korrels in

het bovenste gedeelte konden bezinken. De reactortemperatuur werd constant gehouden met behulp van een watermantel en waterbad. Tabel 4.6 geeft een overzicht van de specificaties en de instellingen van de labschaal-reactor.

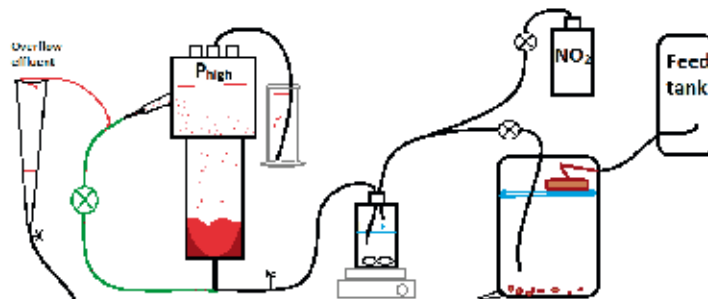
TABEL 4.6 SPECIFICATIES EN INSTELLINGEN VAN DE LABSCHAAL-REACTOR

Specificaties			opmerking(en)
Volume	L	1,8	
Stroming		upflow	
Fluidisatie van slibbed		effluent circulatie	
Instellingen			
Influent debiet	L/h	1-1,5	
Effluent recycle debiet	L/h	niet bepaald	voor fluidisatie van het slibbed
Influent ammonium	mg N/L	30	gevoed uit buffertank
Influent nitriet	mg N/L	50	gedoseerd als NaNO_2
Temperatuur	°C	11-20	geregeld via waterbad
pH	-	7	niet geregeld

Bepalen van de maximale Anammox activiteit in de reactor werd uitgevoerd door het influent stil te zetten, maar de effluentrecirculatie te handhaven (zodat een gefluidiseerd bed behouden werd). De concentraties van ammonium (60 mg N/L) en nitriet (80 mg N/L) werden eenmalig met een spike in de reactor werden verhoogd en de afname hiervan werd in de tijd gemeten.

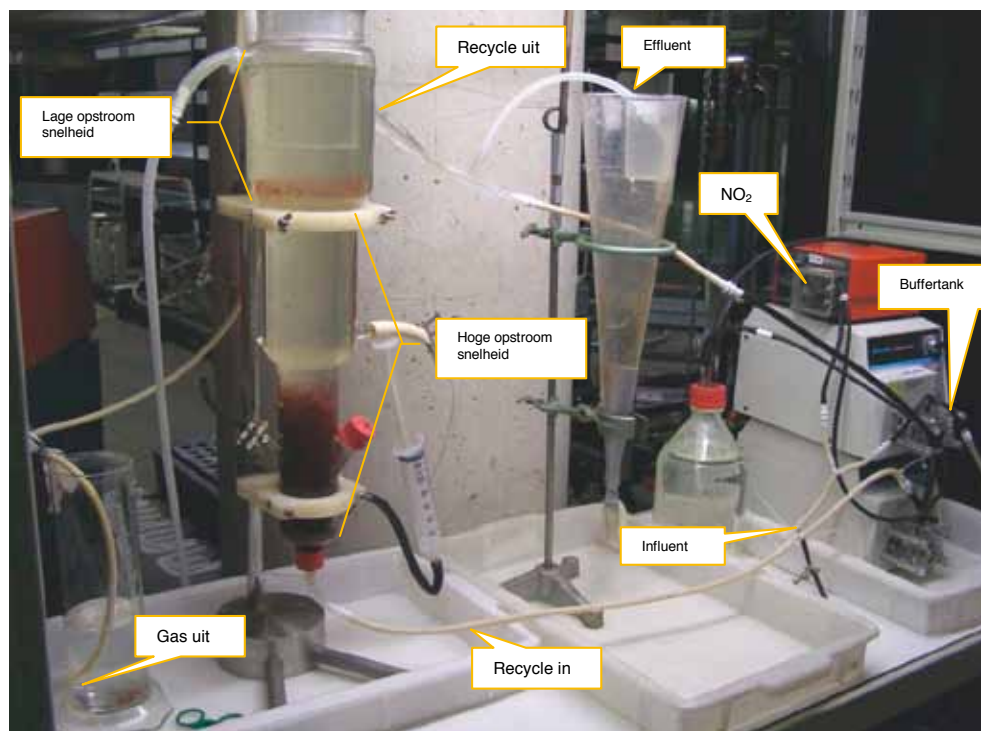
FIGUUR 4.6 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE LABSCHAAL-REACTOR

Wardon 2.1



FIGUUR 4.7

FOTO VAN DE LABSCHAAL-REACTOR. DE REACTOR WORDT GEVOED MET AFVALWATER UIT DE BUFFERTANK EN EEN GECONCENTREERDE NO_2^- OPLOSSING



MEETMETHODEN

TSS/VSS

De standaard TSS/VSS bepaling voldeed niet vanwege de zeer hoge bezinksnelheid van het korrelslib. Om dit te voorkomen werd de (deel)monsternamname door de operators van de installatie zelf uitgevoerd. Deze in 5-voud genomen monsters werden volledig gebruikt in de TSS/VSS bepaling. Deze methode werd vanaf september 2012 toegepast.

Maximum AOB en NOB activiteit

De maximale AOB en NOB activiteiten van het (korrel)slib uit de pilot-installatie werden in batch experimenten buiten de reactor bepaald. Hierbij werden intensief belucht en extra NH_4Cl en NaNO_2 toegevoegd. In de tijd werden de nitraat-, nitriet- en ammoniumconcentraties gemeten. De maximale NOB activiteit volgde uit de productiesnelheid van nitraat; de maximale AOB activiteit volgde uit productiesnelheid van nitraat plus de accumulatiesnelheid van nitriet. Door de hoge concentratie opgelost zuurstof kan er vanuit worden gegaan dat Anammox en heterotrofe denitrificatie niet actief zijn.

5

RESULTATEN LOCATIE RWZI DOKHAVEN

5.1 OPSTART REACTOREN

In mei 2011 werden straat 1 en 2 geënt met Anammox korrelslib uit de full-scale reactor in Olburgen (1-staps reactor, nitritatie en Anammox in 1 reactor). Er werd gestreefd naar een slibgehalte van 4-5 g VSS/L. Straat 1 (continue plug flow reactor) draaide vanaf juli 2012 stabiel. De SBR (sequencing batch reactor) van straat 2 heeft nooit volledig stabiel gedraaid vanwege een onvindbare gaslekkage. Deze lekkage zorgde voor een oncontroleerbare zuurstofinbreng, waardoor regeling op een zuurstofsetpoint niet mogelijk was. De labschaal-reactor werd opgestart in april 2012 met Anammox korrelslib uit de full-scale reactor op Sluisjesdijk (alleen Anammox bacteriën). Vanaf juli 2012 draaide de labschaal-reactor stabiel.

5.2 AANPAK

Het bereiken van een stabiel Anammox proces berust op het behouden van actieve populaties van Anammox en AOB in het systeem. De uitdagingen die hierbij spelen zijn:

Anammox

- 1 Anammox is een langzaam groeiende bacterie waardoor deze makkelijk beconcurrereerd kan worden door snelgroeiende bacteriën;
- 2 De activiteit en groei van Anammox bacteriën kan worden geremd door aanwezigheid van opgeloste zuurstof;
- 3 De activiteit en groei van Anammox bacteriën wordt geremd door lage substraat concentraties ammonium en nitriet ($K_s \ll 1 \text{ mg N/L}$). In situaties met een trage stofoverdracht wordt een limiterende concentratie eerder bereikt (waarschijnlijk $< 5 \text{ mg N/L}$)

AOB, ammoniumoxiderende bacteriën

- 1 De activiteit en groei van AOB bacteriën wordt geremd door lage substraatconcentraties zuurstof en ammonium;
- 2 Bezetting van bezinkbaar groeioppervlak (AOB schil om de Anammox korrel);

Bovenstaande uitdagingen zijn systematisch onderzocht in de pilot-installatie en labschaal-reactor.

5.3 RESULTATEN LABSCHAAL-REACTOR

De labschaal-reactor bevatte alleen Anammox bacteriën en werd gevoed met afvalwater uit de buffertank en een geconcentreerde NaNO_2 oplossing. De resultaten in figuur 5.1 laten zien dat de afvalwatermatrix niet toxisch was voor Anammox bacteriën. Bij een temperatuur van 20°C werd een zeer hoge N verwijderingssnelheid van 2000-2500 mg N/(L*d) behaald. Tijdens de eerste stapsgewijze verlaging van de temperatuur van 20 tot 13°C bleven de Anammox bacteriën actief. Een verdere verlaging van de temperatuur tot 11°C (midden oktober) werd

verstoord door een defect aan de influentpomp, waardoor de reactor anoxisch werd en alle activiteit verloren ging. Om de activiteit te herstellen werd de reactor schoongemaakt en werd de temperatuur verhoogd tot 15°C. Zodra een hoge omzettingssnelheid van 1200 mg N/(L*d) bereikt was, werd de temperatuur weer geleidelijk verlaagd, ditmaal tot 10°C. Ook bij de laagste temperatuur van 10°C werd nog een hoge stikstofverwijderingssnelheid van 425 mg N/(L*d) behaald.

Figuur 5.2 laat de verhouding zien tussen geproduceerd NO_3^- en omgezet stikstof ($\text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$). Volgens de theorie is deze verhouding 0,11 (vergelijking 2.2). Gedurende het gehele onderzoek was deze verhouding lager dan deze waarde, wat te verklaren is door het CZV in het afvalwater (tabel 4.3). Het geproduceerd nitraat werd hiermee heterotroof gedenitri-ficeerd tot NO_2^- of N_2 .

Het volume van het bezonken slibbed is te zien in figuur 5.2. Dit volume is een maat voor de hoeveelheid slib in de labschaalreactor. Gedurende vijf maanden was een duidelijke toename te zien, wat aangaf dat ook groei van Anammox biomassa als korrelslib mogelijk was. De sterkste toename vond plaats bij 20°C, maar ook bij een temperatuur van 10-16°C was een gestage toename in het slibbedvolume te zien.

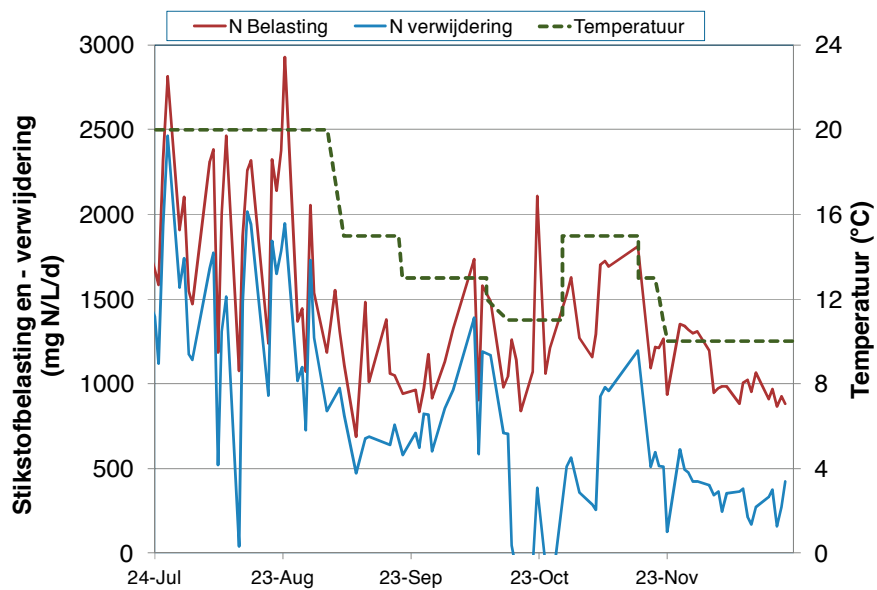
Tabel 5.1 geeft een overzicht van batch testen met de labschaalreactor waarbij de omzetting van ammonium en nitriet en de productie van nitraat bepaald werd. De $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$ ratio geeft aan of de omzetting dicht bij de Anammox stoichiometrie ligt (=1,32; vergelijking 2.2). De $\text{NO}_3^-/\text{N}_{\text{totaal}}$ ratio vergelijkt de relatieve nitraatproductie met die volgens de Anammox stoichiometrie (=0,11, vergelijking 2.2), zoals eerder besproken.

TABEL 5.1 OMZETTINGSSNELHEDEN IN MG N/(L*D) IN DE LAB SCHAAL ANAMMOX REACTOR, GEVOED MET AFVALWATER UIT DE BUFFERTANK EN NANO_2^- . DE NEGATIEVE NITRAAT WAARDEN GEVEN AAN DAT DIT GEPRODUCEERD WERD

Datum	NH_4 rate mg N/(L*d)	NO_2 rate mg N/(L*d)	NO_3 rate mg N/(L*d)	$\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$ -	$\text{NO}_3^-/\text{N}_{\text{totaal}}$ -	N verwijdering mg N/(L*d)	T °C
24 juli	788	993	-168	1,26	0,09	1612	20
21 aug.	1186	1482	-288	1,25	0,11	2379	20
13 sept.	648	950	-134	1,47	0,08	1463	15
20 sept.	866	1139	-259	1,32	0,13	1745	15
11 okt.	570	1022	-113	1,79	0,07	1478	13
16 nov.	303	428	-42	1,41	0,06	689	13
4 dec.	131	241	-11	1,85	0,03	361	10
Theorie (vgl. 2.2)				1,32	0,11		

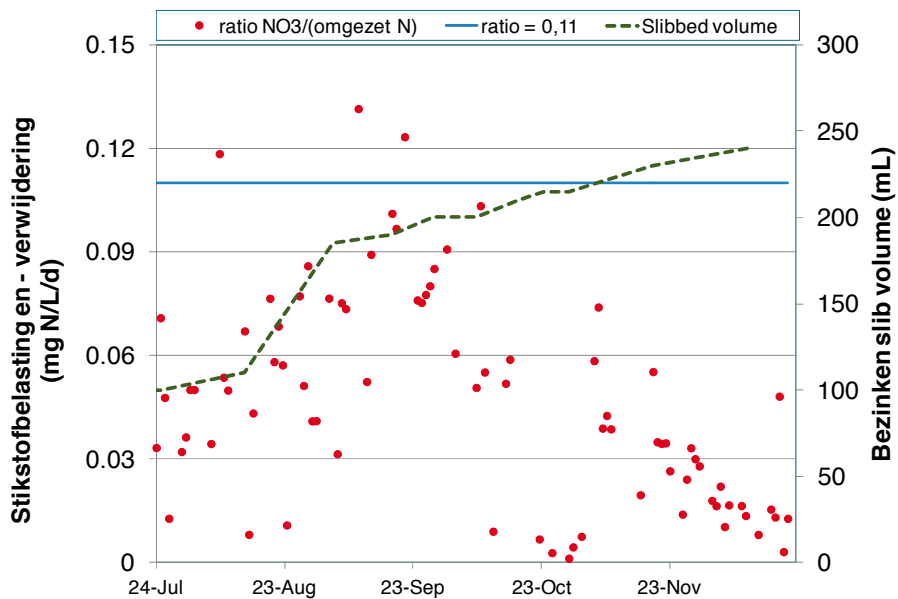
FIGUUR 5.1

STIKSTOFBELASTING EN STIKSTOFVERWIJDERINGSSNELHEID IN DE LABSCHAAL-REACTOR GEVOED MET AFVALWATER UIT DE BUFFERTANK EN EEN GECONCENTREERDE NaNO_2 OPLOSSING



FIGUUR 5.2

SLIBBEDVOLUME EN DE RATIO VAN GEPRODUCEERD NITRAAT EN OMGEZET STIKSTOF IN DE LABSCHAAL-REACTOR



SAMENVATTING RESULTATEN LABSCHAAL-REACTOR

De afvalwatermatrix van RWZI Dokhaven is niet toxisch voor Anammox bacteriën. Tijdens geleidelijke verlaging van de temperatuur van 20 tot 10°C bleef Anammox actief. Er is (slibbed) groei in de reactor aangetoond bij temperaturen hoger dan 10°C.

5.4 RESULTATEN STRAAT 1: CONTINUE REACTOR

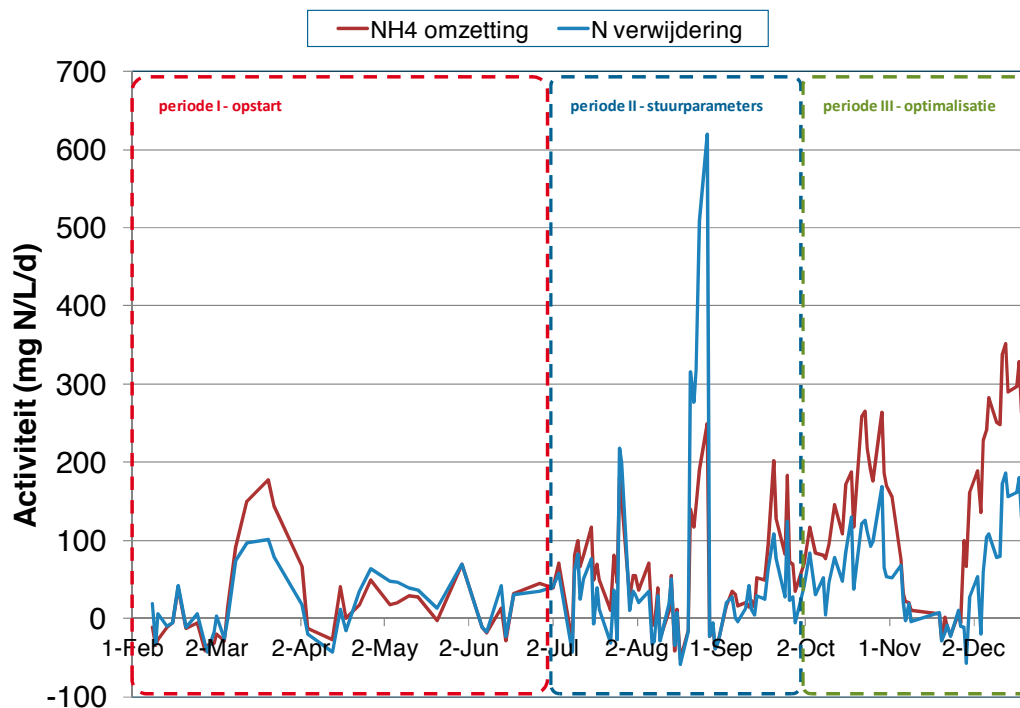
De behaalde volumetrische ammonium omzettingssnelheid en stikstof verwijderingssnelheid van straat 1 zijn weergegeven in figuur 5.3. Hierin waren drie perioden te onderscheiden, namelijk:

- | | | |
|------|----------------------|---------------------------------------|
| I. | februari – juli | opstart |
| II. | juli – september | bepalen belangrijkste stuurparameters |
| III. | september – december | optimalisatie |

Onzekerheidsmarge

Als gevolg van de wijze van bemonsteren (steekmonsters) en de kleine verschillen tussen influent- en effluentconcentraties vallen omzettingen kleiner dan $\pm 25 \text{ mg N/(L}^*\text{d)}$ binnen de onzekerheidsmarge. Verder kon er op basis van de gemeten BZV verwijdering een schatting gemaakt worden van de maximale stikstofverwijdering door heterotrofe denitrificatie (maximaal, aangezien het aannemelijk is dat onder de aerobe omstandigheden in de reactor het BZV aeroob geoxideerd werd). Deze maximale bijdrage van heterotrofe denitrificatie werd geschat op $25 \text{ mg N/(L}^*\text{d)}$. Als gevolg hiervan was er bij omzettingen boven $50 \text{ mg N/(L}^*\text{d)}$ zeker stikstofverwijdering door Anammox. De resultaten zijn hier niet voor gecorrigeerd, omdat het een onzekerheidsmarge betreft en ook de lage omzettingen tot $50 \text{ mg N/(L}^*\text{d)}$ volledig door Anammox gerealiseerd konden zijn.

FIGUUR 5.3 OVERZICHT VAN DE VOLUMETRISCHE AMMONIUM OMZETTINGSSNELHEID EN STIKSTOF VERWIJDERINGSSNELHEID IN STRAAT 1 (CONTINUE REACTOR) GEDURENDE DE GEHELE ONDERZOEKSPERIODE



PERIODE I - OPSTART

Bij de aanvang van de opstartperiode werkte de reactor technisch goed, echter de omzettingssnelheden waren nog laag, zoals te zien is in figuur 5.4. Om een hogere omzetting te bereiken, werden verschillende aanpassingen in de bedrijfsvoering van de reactor uitgevoerd. Deze worden hieronder beschreven.

pH regeling

De pH in de reactor was onverwacht laag als gevolg van het toepassen van een gasrecycle over de gesloten reactor, waardoor het CO₂ percentage in de gasfase steeg. Dit had een daling van de pH tot < 7 in de vloeistof tot gevolg. Na het regelen van de pH op 7,3 werd direct een toename in ammoniumomzetting in de reactor waargenomen tot een maximum van 177 mg NH₄-N/(L*d). Hiervan werd 30-50% omgezet tot nitraat. De reactor bleek in die periode tevens een grote hoeveelheid vlokkig slib te bevatten, wat duidelijk maakte dat de scheiding tussen korrelslib en vlokkig slib onvoldoende was. Mogelijk zaten de NOB's in het vlokkige slib. Als deze uitgespoeld zouden kunnen worden, zou de nitraatproductie verlaagd kunnen worden.

Retentie korrelslib en vlokkig slib

De grote hoeveelheid vlokkig slib in het systeem werd verwijderd door vanaf 28 maart de opstroomsnelheid in de TPS te verhogen door een gedeelte van het bezinkoppervlak af te sluiten. Bovendien werd tijdelijk het influentdebiet verhoogd. Dit resulteerde in een verwijdering van het vlokkige slib, zoals te zien is in figuur 5.5 waar het volume van bezonken slib is weergegeven. Dit volume van bezonken slib werd gemeten na 5 en na 30 minuten bezinktijd. Het verschil tussen de twee bezinkvolumes is een maat voor de hoeveelheid vlokkig slib, aangezien het volume van bezonken korrelslib na 5 minuten niet verandert, terwijl dit voor vlokkig slib wel het geval is. Uit de figuur blijkt dat het oorspronkelijk duidelijke verschil tussen 5 en 30 minuten bezinking compleet verdween na de periode van intensieve uitspoeling. Hiermee verdween tevens de nitrificerende capaciteit (AOB en NOB) van het systeem, waardoor duidelijk werd dat deze capaciteit zich in het vlokkige slib bevond.

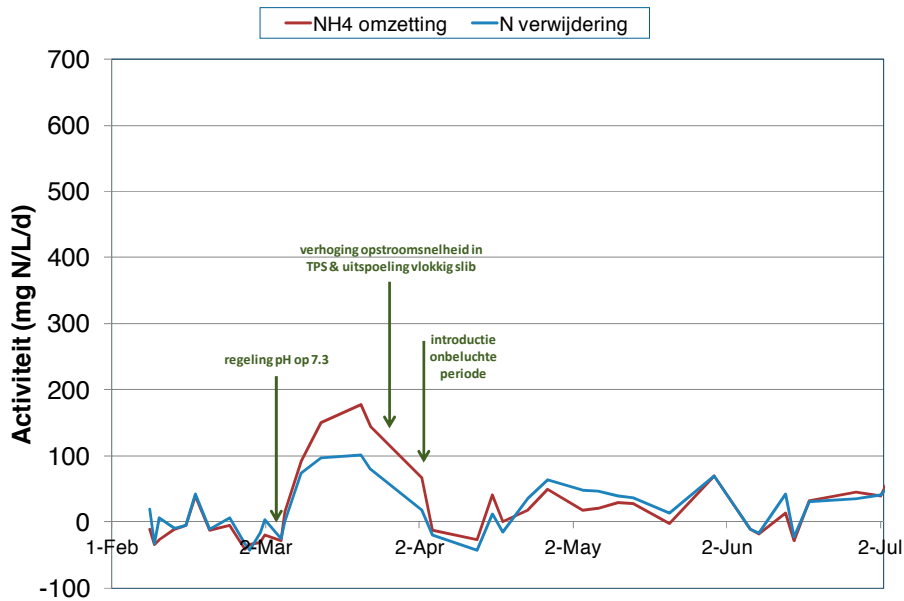
Uit figuur 5.5 is tevens op te maken dat de retentie van (Anammox) korrelslib in het systeem gedurende de opstartperiode zeer goed was, ook na de verhoging van de opstroomsnelheid in de bezinker. Groei van Anammox biomassa als korrelslib in het systeem was niet direct aantoonbaar, vanwege de lage omzettingen en de lage biomassaopbrengst van de Anammox omzetting.

Zuurstofregeling

Het beluchtingsregime bestond uit 2 uur beluchten (met verse lucht) en 2 uur mengen door middel van gascirculatie (zonder verse lucht). Resultaat was een periode van 2 uur waarin op het zuurstofsetpoint geregeld werd, gevolgd door een periode waarin de concentratie opgelost zuurstof langzaam daalde tot 0. Deze laatste onbeluchte (anoxische) periode werd geïntroduceerd om ongewenste protozoa uit het systeem te houden.

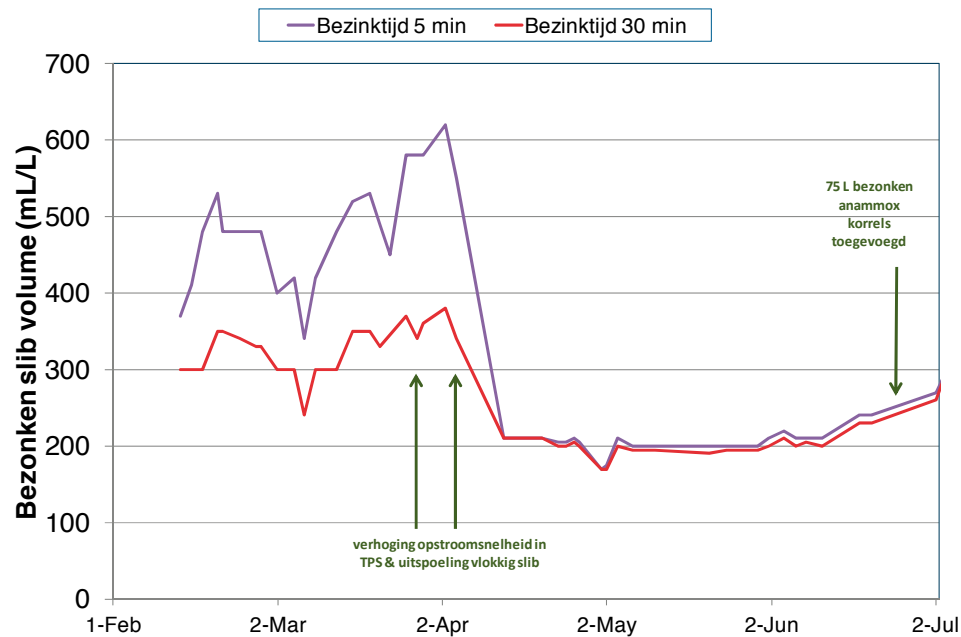
FIGUUR 5.4

AMMONIUM OMZETTING EN STIKSTOFVERWIJDERING GEDURENDE DE OPSTARTPERIODE (I) VAN STRAAT 1 (CONTINUE REACTOR)



FIGUUR 5.5

SLIBVOLUME IN STRAAT 1 NA 5 EN NA 30 MINUTEN BEZINKING GEDURENDE DE OPSTART PERIODE (I).
 UITSPOELING VLOKKIG SLIB WERD BEREIKT DOOR HET INFLUENTDEBIET TIJDELIJK TE VERHOGEN



PERIODE II – BEPALEN BELANGRIJKSTE STUURPARAMETERS

De ammoniumomzetsnelheden bleven in de opstartperiode laag, ook na het regelen van de pH en het uitspoelen van het vlokkegige slib. Om de lage activiteit te verklaren werden de volgende werkhypotheses opgesteld:

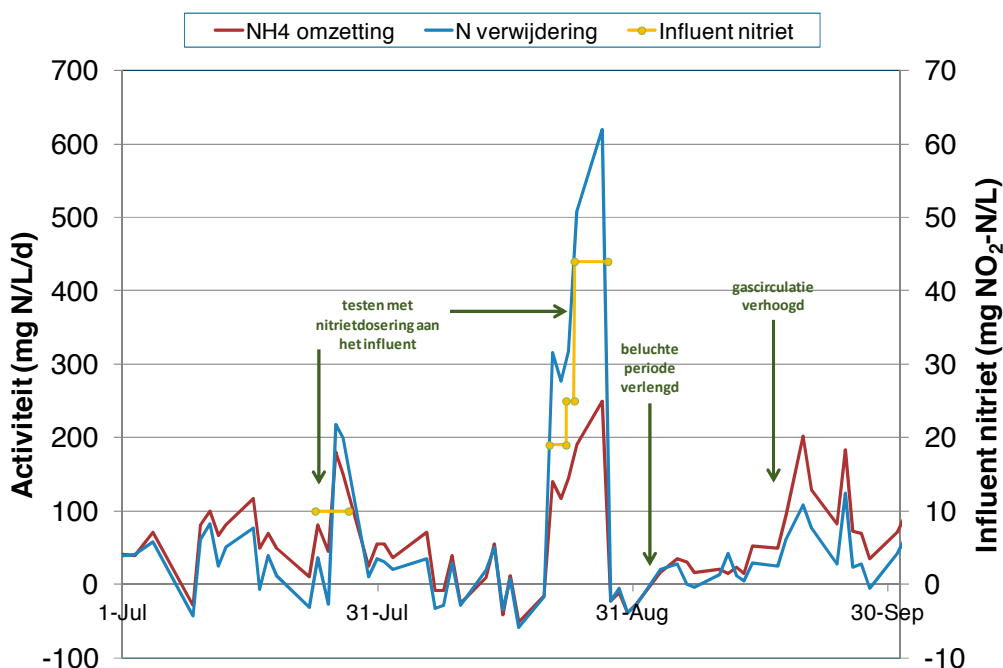
- 1) inhibitie van Anammox bacteriën door opgelost zuurstof
- 2) onvoldoende zuurstoftoevoer voor ammonium oxidatie
- 3) onvoldoende selectiedruk
- 4) onvoldoende oppervlak voor groei van AOB

Deze werkhypothesen werden getest om zodoende de belangrijkste stuurparameters te bepalen.

Figuur 5.6 geeft een overzicht van de ammoniumomzetting en N-totaal verwijdering gedurende deze periode. Tevens zijn de belangrijkste wijzigingen in bedrijfsvoering aangegeven.

FIGUUR 5.6

AMMONIUM OMZETTINGSSNELHEID EN STIKSTOFVERWIJDERINGSNELHEID IN STRAAT 1 GEDURENDE DE STUURPARAMETER PERIODE (II). DE INFLUENT NITRIETCONCENTRATIE TIJDENS DE NITRIETTESTEN ZIJN TEVEN AANGEGEVEN (GEDURENDE DE REST VAN HET ONDERZOEK WAS DE INFLUENT NITRIETCONCENTRATIE < 0,2 MG N/L)



Hypothese 1: Anammox inhibitie door zuurstof

Gedurende de opstartperiode bleek duidelijk dat (Anammox) korrelslib in het systeem gehouden werd. Dit korrelslib had bovendien Anammox activiteit zoals bleek uit (hier niet getoonde) batch experimenten aan de TU Delft met slib uit de pilot-reactor. Mogelijk werden de Anammox bacteriën in de pilot reactor geremd door het opgelost zuurstof in de reactor (0,3-0,5 mg O_2/L). Door tijdelijk $NaNO_2$ aan het influent te doseren werd getest of Anammox bacteriën ook onder de omstandigheden in de pilot reactor actief konden zijn, bij voldoende aanwezigheid van nitriet en ammonium. Tabel 5.2 toont de 4 perioden waarin $NaNO_2$ werd gedoseerd.

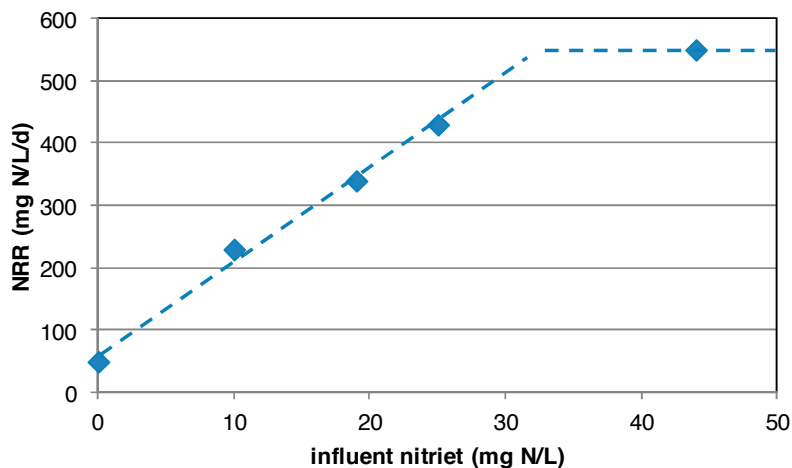
Tijdens de eerste nitrietest werd 10 mg NO_2-N/L gedoseerd aan de aanvoer. De gemeten N verwijderingssnelheid was 230 mg $N/(L*d)$, een forse toename ten opzichte van de 50 mg $N/(L*d)$ welke gemeten werd zonder de nitrietdoserings. Hogere doseringen van nitriet lieten de N verwijderingssnelheid vrijwel recht evenredig toenemen tot een maximum omzetting van 550 mg $N/(L*d)$ (zie figuur 5.7). Dit was hoger dan de beoogde gemiddelde (300 mg $N/(L*d)$) en maximale (500 mg $N/(L*d)$) stikstof verwijdering binnen het KRW project. Hiermee werd duidelijk dat de hoeveelheid Anammox biomassa geen limiterende factor was, mits er voldoende nitriet beschikbaar was. Het is dus nog de vraag of deze maximaal gemeten Anammox capaciteit mogelijk was bij lagere rest-nitriet concentraties. Met de toenemende nitrietbelasting nam namelijk ook effluent nitriet toe van 0,2 mg NO_2-N/L bij geen nitrietdoserings tot 8,3 mg

$\text{NO}_2\text{-N/L}$ bij de maximale nitrietdosing. Ondanks deze vrij hoge nitrietconcentraties en de aanwezigheid van opgelost zuurstof, werd er in deze korte termijn experimenten geen hoge nitraatproductie gemeten naast de te verwachten nitraatproductie door Anammox bacteriën (10-15 % van de N omzetting).

TABEL 5.2 DETAILS VAN DE NITRIET TESTEN WAARBIJ NATRIUMNITRIET (NaNO_2) AAN HET INFLUENT VAN DE PILOT REACTOR WERD GEDOSEERD

Datum	Influent mg $\text{NO}_2\text{-N/L}$	Effluent mg $\text{NO}_2\text{-N/L}$	Stikstof vracht mg N/(L*d) $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$	N verwijderingsnelheid mg N/(L*d)
	+0	0,2	330	50
24 - 27 juli	+10	0,3	500 + 125	230
21 - 22 augustus	+19	1,5	400 + 250	340
23 augustus	+25	2,1	400 + 300	430
24 - 27 augustus	+44	8,3	270 + 550	550

FIGUUR 5.7 DE STIKSTOFVERWIJDERINGSSNELHEID (NRR) ALS FUNCTIE VAN DE INFLUENT NITRIET CONCENTRATIE GEDURENDE DE TESTEN MET NITRIETDOSERING AAN DE INFLUENT BUFFER TANK



Hypothese 2: Limiterende zuurstofvoorziening

De testen met nitrietdosing lieten duidelijk zien dat Anammox bacteriën niet geremd werden door het aanwezige opgeloste zuurstof, maar door onvoldoende beschikbaarheid van nitriet. Om de productie van nitriet in de reactor te verhogen, werd de beluchte periode in de reactor vanaf 2 september verlengd door 22 uur per dag te regelen op een zuurstofgehalte van 0,4 mg/L (in plaats 2 uur van elke 4 uur).

De verhoogde zuurstofvoorziening had een kleine toename van de ammoniumomzetting tot gevolg, maar zowel ammoniumomzetting als stikstofverwijdering bleven lager dan 50 mg N/(L*d) (zie figuur 5.6). Om toch voldoende ammoniumomzetting te realiseren, moet de zuurstoflimitatie op AOB worden verminderd. Dit kan wellicht bereikt worden door het zuurstofgehalte nog verder te verhogen; de resultaten hiervan zijn vermeld in Periode III – optimalisatieperiode.

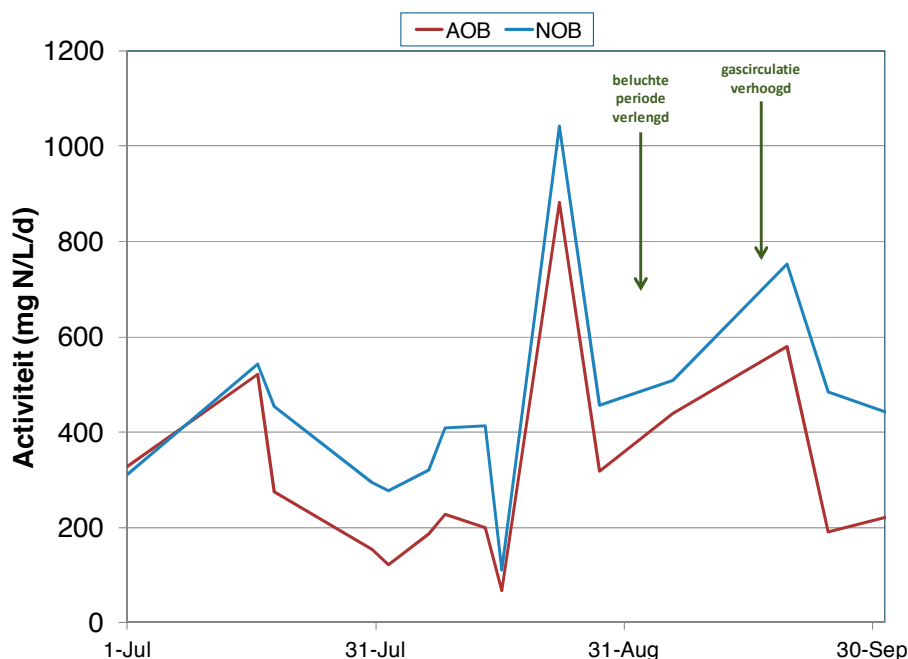
Hypothese 3: Selectiedruk tussen AOB en NOB

De selectiedruk tussen AOB en NOB is gebaseerd op het uitspoelen van de NOB en het behouden van de AOB groei op het korrelslib. Als gevolg van de lagere zuurstofaffiniteit van NOB, kan deze biomassa alleen aan de buitenkant van het korrelslib groeien. Door de gasrecirculatie over de reactor te verhogen, wordt de afschuifspanning op het korrelslib verhoogd. Hierdoor wordt mogelijke aangroei van NOB op het korrelslib voorkomen. Tevens worden AOB's gedwongen op het korrelslib te groeien, willen ze in de reactor overleven. Gevolg is dat het nitriet aan het oppervlak van het Anammox korrelslib gevormd wordt, waar het door Anammox biomassa kan worden opgenomen, en dus niet beschikbaar is voor de NOB's in het vlokkige slib. Een tweede effect van het verhogen van de gascirculatie is het verminderen van diffusielimitaties in de reactor (door betere menging), waardoor de penetratiediepte van zuurstof in de AOB laag op het korrelslib (iets) groter zal zijn.

Een verhoging van de gascirculatie met 25 % resulteerde direct in een 4 maal hogere ammoniumomzetting van 200 mg N/(L*d). Dit effect verdween echter na verloop van circa 2 weken, mogelijk verklaard doordat ook AOB's van de buitenkant van het korrelslib afgeschuurd werden, gevolgd door uitspoeling van het ontstane vlokkige slib. Het (lichte) herstel van de activiteit aan het eind van deze periode, zou er op kunnen duiden dat er langzaam een hechtere laag van AOB op het korrelslib begon te groeien.

Dit werd bevestigd door de trend in de gemeten maximale AOB activiteit in de reactor, zoals in figuur 5.8 te zien is. De AOB en NOB testen lieten ook zien dat NOB altijd aanwezig zijn, maar door zuurstoflimitatie en/of nitrietlimitatie in activiteit beperkt werden. Deze continue aanwezigheid van NOB kwam overeen met de waarnemingen in de reactor van de TUD (zie hoofdstuk 3).

FIGUUR 5.8 DE MAXIMALE ACTIVITEIT VAN AOB EN NOB STRAAT 1, GEMETEN IN EEN BELUCHTE BATCH TEST BUITEN DE REACTOR



Hypothese 4: Oppervlak voor AOB groei

Het doel is de AOB op het korrelslib te groeien. De dikte van de AOB laag wordt onder andere bepaald door de zuurstofpenetratie in een korrel en deze is afhankelijk van de concentratie opgelost zuurstof in de vloeistof. De hoeveelheid AOB's wordt bepaald door de dikte en dichtheid van de laag, maar ook door de diameter van de kern van de korrel (Anammox). Het verkrijgen van meer oppervlak voor AOB groei kan dus verkregen worden door meer Anammox korrelslib aan de reactor toe te voegen. De verwachting hierbij is echter wel dat een kleinere Anammox kern nodig is, indien de AOB laag dun is. Op de reeds beschikbare Anammox korrelslib zal dus een dikkere AOB laag gekweekt moeten worden. Er werd besloten om dit te realiseren door het setpoint van opgelost zuurstof te verhogen, zoals ook succesvol gebleken was uit de resultaten van de TUD (zie hoofdstuk 3). Het toepassen van een hoger DO setpoint werd getest in de optimalisatieperiode.

Evaluatie periode II

In deze periode werd aangetoond dat een goede scheiding tussen korrelslib en vlokkig slib in de nabezinker (TPS) te realiseren was. Verder bleek er voldoende Anammox biomassa in het systeem aanwezig te zijn en dat deze actief kon zijn onder de juiste procescondities. De productie van nitriet was echter limiterend en werd licht verhoogd door een hogere gasmenging, en het verhogen van de zuurstofinput (bij gelijkblijvend setpoint). Voor een verdere verhoging van de AOB activiteit lijkt een hogere zuurstofconcentratie cruciaal.

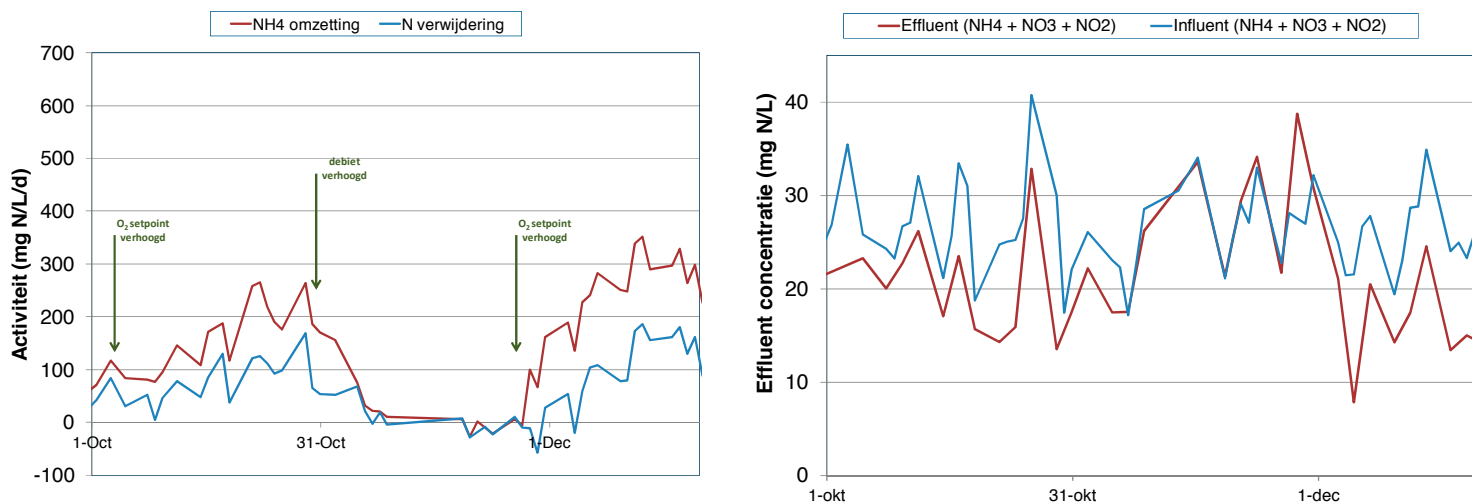
PERIODE III – OPTIMALISATIE

Uit de voorgaande periode werd duidelijk dat zuurstof een cruciale stuurparameter was. In de optimalisatieperiode werd daarom het setpoint voor de zuurstofregeling verhoogd van 0,4 naar 0,5 mg/L. Deze kleine verhoging resulteerde in een gestage toename in ammoniumomzetting van 70 mg $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{L}\cdot\text{d})$ naar 265 mg $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{L}\cdot\text{d})$. Er was nog wel een significante bijdrage van NOB activiteit, aangezien de gemeten nitraatvorming met 50 % hoger was dan op basis van alleen Anammox te verwachten was (10-15% van de N omzetting). De N verwijdering nam echter ook duidelijk toe van 42 tot 168 mg $\text{N}/(\text{L}\cdot\text{d})$. Bij deze hoge N verwijderingsnelheden was het duidelijk dat Anammox bijdroeg aan de N verwijdering, aangezien het ruim boven 50 mg $\text{N}/(\text{L}\cdot\text{d})$ lag (de som van de eerder genoemde onzekerheidsmarge en de maximaal mogelijke bijdrage van heterotrofe denitrificatie).

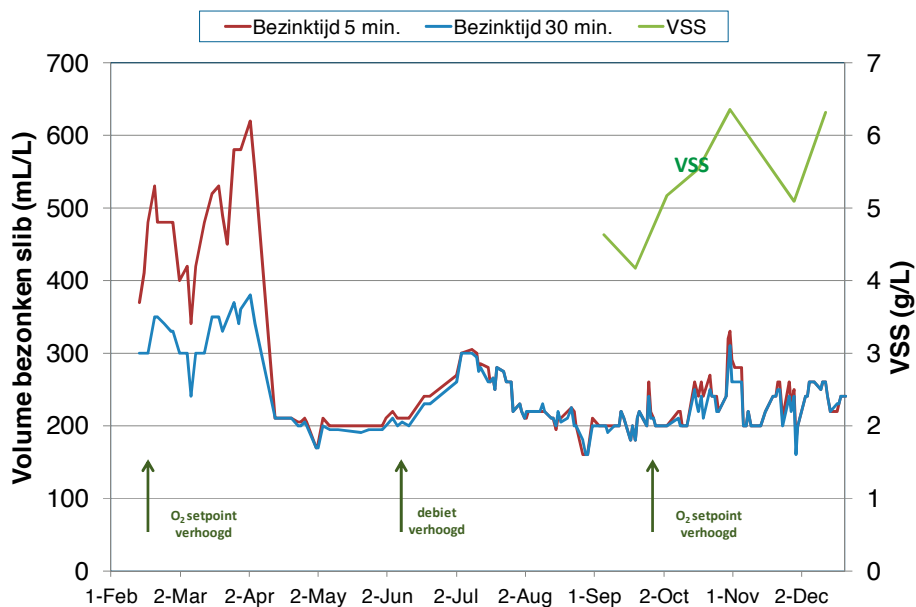
Eind oktober was de ammonium omzetting vrijwel volledig, waardoor de ammoniumconcentratie in de reactor erg laag werd ($< 5 \text{ mg } \text{NH}_4\text{-N}/\text{L}$). Om ammoniumlimitatie te voorkomen, werd het influentdebiet op 31 oktober met 20% verhoogd. Dit had echter tot gevolg dat de ammonium omzetting capaciteit binnen ongeveer 1 week volledig verdween. De exacte oorzaak hiervan was onduidelijk, mogelijk was het de combinatie van een 20 % kortere hydraulische verblijftijd en een 20 % hogere opstroomsnelheid in de TPS. Dit zou mogelijk kunnen worden verklaard doordat het merendeel van de AOB activiteit zich toch nog in het vlokkige slib bevond en dit werd efficiënt uitgespoeld bij de hogere opstroomsnelheid. Het verlies van slib uit het systeem werd bevestigd door de VSS metingen (figuur 5.10). Het onderscheid tussen retentie van vlokkige en korrel biomassa kon echter niet gemaakt worden; in vervolgonderzoek zal de meting zo uitgevoerd moeten worden, dat dit wel mogelijk is. De maximale AOB en NOB activiteiten (figuur 5.8) bevestigden dat in eerste instantie een deel van de AOB activiteit verloren ging na de verhoging van het influent debiet. Dit werd gevolgd door een gestage toename in de maximale AOB activiteit.

Na een periode van enkele weken zonder herstel van de ammonium omzetting werd op 27 november het zuurstof setpoint verder verhoogd van 0,5 tot 2 mg/L. In een periode van slechts 3 weken nam de activiteit toe van 0 tot 350 mg $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{L}^*\text{d})$, met een N verwijdering van 185 mg N/(L*d).

FIGUUR 5.9 AMMONIUM OMZETTING EN STIKSTOFVERWIJDERING TIJDENS DE OPTIMALISATIEPERIODE (LINKS). INFLUENT- EN EFFLUENT STIKSTOFCONCENTRATIE (SOM AMMONIUM, NITRAAT EN NITRIET) TIJDENS DE OPTIMALISATIEPERIODE (RECHTS)



FIGUUR 5.10 GESUSPENDEERDE ORGANISCHE STOF (VSS) EN BEZINKVOLUMES VAN HET SLIB IN STRAAT 1



Evaluatie periode III

Verhogingen van het zuurstof setpoint hadden een toename van de Anammoxactiviteit tot gevolg. Ondanks de hogere zuurstofconcentraties nam de relatieve NOB activiteit niet toe en bleef lager dan 50% van de ammoniumomzetting.

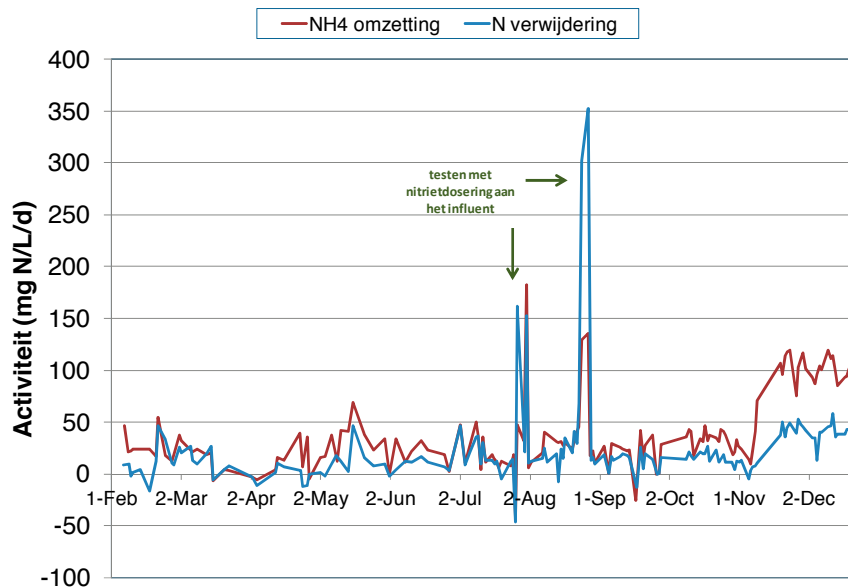
Bij een constant zuurstofsetpoint was het influentdebiet, en daarmee de hydraulische verblijftijd en de opstroomsnelheid in de lamellenbezinker, nauw gekoppeld aan de AOB activiteit.

Uit de optimalisatieperiode werd duidelijk dat het systeem snel reageerde op veranderingen in stuurparameters, maar dat een stabiele situatie pas na langere tijd bereikt werd. Het systeem kon zich echter wel herstellen zonder dat er nieuw slib toegevoegd hoefde te worden. De gevoeligheid lag bij AOB aangezien het korrelslib met daarin de Anammox biomassa altijd in het systeem aanwezig bleef en de Anammox biomassa meteen weer actief was zodra AOB's voldoende nitriet produceerden.

5.5 RESULTATEN STRAAT 2: SEQUENCING BATCH REACTOR (SBR)

De behaalde volumetrische ammoniumomzettingssnelheid en stikstofverwijderingssnelheid van straat 2 zijn weergegeven in figuur 5.11. Als gevolg van de eerder genoemde gaslekage heeft de straat 2 niet goed gefunctioneerd, waardoor de onderzoeksfocus op straat 1 lag. Wel werd er met straat 2 getest of de scheiding tussen korrelslib en vlokkelig slib goed te realiseren was en of ook hier de limitatie juist bij de productie van nitriet ligt.

FIGUUR 5.11 ACTIVITEIT IN STRAAT 2 UITGEDRUKT IN AMMONIUM OMZETTINGSSNELHEID EN STIKSTOF VERWIJDERINGSSNELHEID TIJDENS DE REACTIEPERIODE. DE TIJD VOOR HET LEGEN EN VULLEN VAN DE REACTOR, ONGEVEER 15-20 MINUTEN PER CYCLUS, IS HIERBIJ NIET MEEGENOMEN



De scheiding tussen Anammox korrels en de waterfase met de vlokkige biomassa vond plaats tijdens de bezink- en aflatperioden. De duur van de bezinkperiode werd zo ingesteld dat de korrels voorbij het aflatpunt bezonken en het vlokkige materiaal nog in de waterfase gesuspenderd was. Dit bleek grotendeels goed te werken. Figuur 5.12 laat zien dat de bezinkvolumes na 5 minuten en 30 minuten erg dicht bij elkaar lagen. Vanaf 15 april werd een kortere bezinkperiode en een kortere cyclustijd toegepast, waardoor de bezinkvolumes na 5 en 30 minuten vrijwel gelijk werden (figuur 5.12), wat er op duidde dat de reactorinhoud vrijwel geheel uit korrelslib bestond.

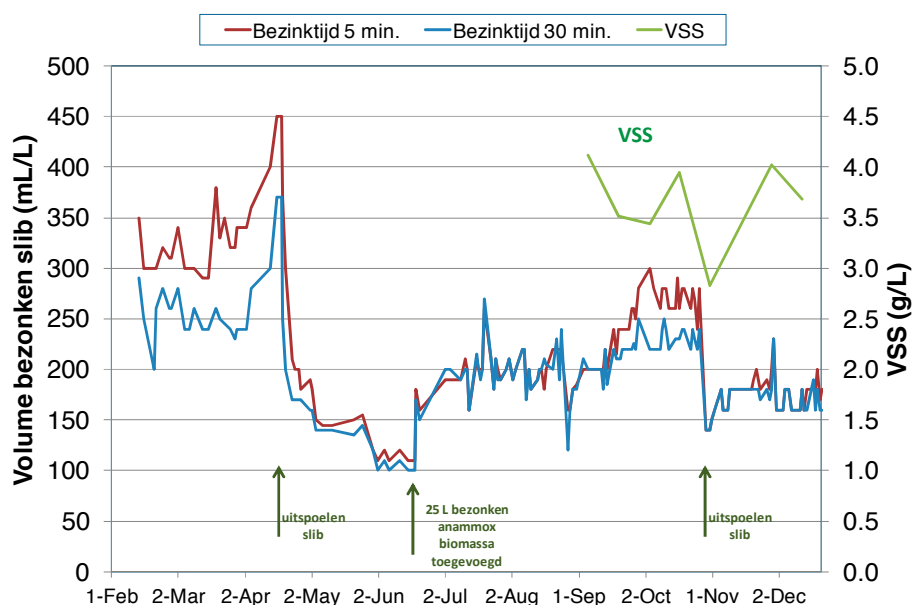
In het effluent van de SBR werd echter nog wel een significante hoeveelheid Anammox korrels waargenomen, zoals te zien is in figuur 5.13. Dit werd verklaard door korrels die op appendages in de SBR bleven liggen tijdens de bezinkperiode. Tijdens de aflatperiode spoelden deze korrels alsnog uit. Gezien de lange korrelslibleef tijd die nodig is, als gevolg van de lage groeisnelheid van Anammox biomassa, moet dit voorkomen zien te worden door aanpassingen in het reactorontwerp.

Tijdens de uitspoelperioden (in april en november), waarbij zowel de cyclus lengte als de bezinktijd voorafgaande aan de aflat periode werden verkort, was het mogelijk om selectief de vlokke biomassa uit te spoelen. Dit is vrij goed te zien in figuur 5.12 waarbij de bezinking van het slib werd gemeten na 5 en 30 minuten bezinking.

Ook in straat 2 werd de dosering van nitriet aan het influent getest, met dezelfde concentraties als voor straat 1 (zie tabel 5.2). Tijdens de hoogste nitrietdosering van 44 mg $\text{NO}_2\text{-N/L}$ aan het influent werd in straat 2 een ammonium verwijdering tot 125 mg $\text{NH}_4\text{-N/(L*d)}$ gemeten. Hieruit werd duidelijk dat ook de Anammox biomassa in straat 2 actief kon zijn zodra er voldoende nitriet beschikbaar was. De beperking lag ook hier juist in het produceren van het nitriet.

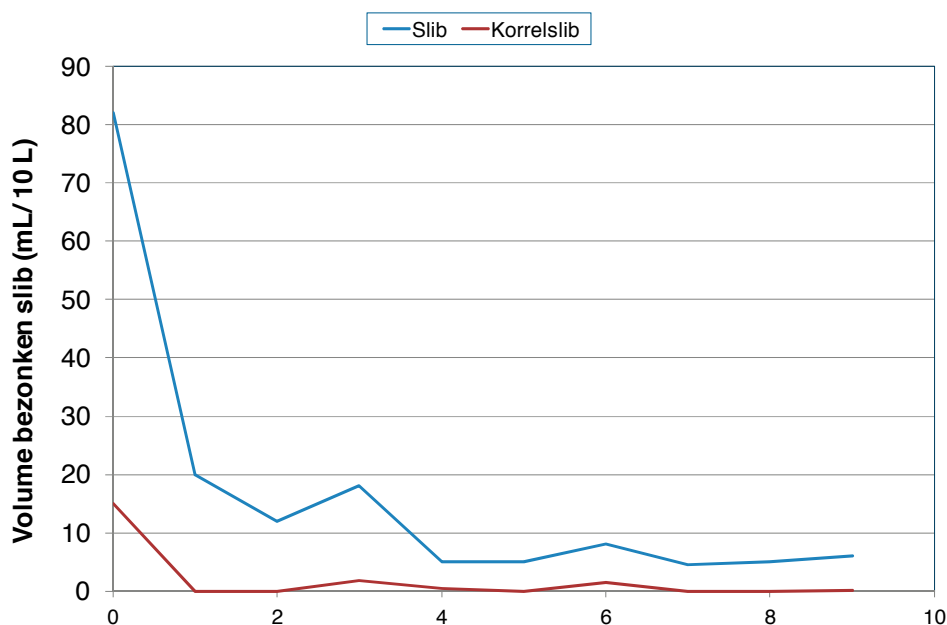
Tijdens de laatste test met straat 2 werden 1) de gasmenging verhoogd, 2) de bezinkperiode verkort en 3) de cyclusduur verkort. Dit resulteerde in een toename van de ammonium omzettingsactiviteit tot ongeveer 100 mg $\text{NH}_4\text{-N/(L*d)}$ bij een N verwijderingssnelheid van ongeveer 50 mg N/(L*d) . Het bleek mogelijk om deze activiteit gedurende een maand constant te houden. In deze periode was de zuurstofregeling minder problematisch, waarschijnlijk door de verhoogde ammoniumvrucht als gevolg van de kortere cyclusduur.

FIGUUR 5.12 BIOMASSA BEZINKING STRAAT 2 EN VSS: OOK IN STRAAT 2 IS ER ROND HALF APRIL VEEL VLOKKIGE BIOMASSA UITGESPOELD. IN STRAAT 2 WORDT HIERBIJ DE BEZINKPERIODE EN DE GEHELE CYCLUS TIJDELIJK VERKORT. IN AUGUSTUS IS DE BELUCHTING VERHOOGD WAARDOOR DE VLOKKIGE BIOMASSA IN STRAAT 2 IS TOEGENOMEN, WELKE UITGESPOELD IS OP 26 OKTOBER



FIGUUR 5.13

BIOMASSA UITSPOELING TIJDENS DE AFLAAT PERIODE IN DE STRAAT 2. HIERBIJ WORDT HET EFFLUENT VAN ÉÉN CYCLUS OP VERSCHILLENDE TIJDSTIPPEN BEMONSTERD



Evaluatie straat 2

De selectie tussen korrelige en vlokke biomassa was goed te realiseren. Een kleine, maar significante, hoeveelheid korrels spoelde echter nog wel mee met het effluent. Dit was mogelijk het gevolg van korrels die op interne appendages bleven liggen tijdens de bezinkperiode.

Het verkorten van de bezinkperiode en de cyclusduur leverde een stabielere bedrijfsvoering van de straat 2 op, als gevolg van de hogere activiteit.

Het regelen van de zuurstofconcentratie was moeilijk doordat menging en beluchting aan elkaar gekoppeld waren. Als gevolg van een gaslekage, drong verse lucht het systeem ongewenst binnen. Door de lage omzettingen in de SBR had deze (kleine) hoeveelheid lucht direct een groot effect op de zuurstofconcentratie in de vloeistof.

5.6 VERGELIJKING PILOT EN LAB RESULTATEN MET DE PRAKTIJK

Een vergelijking tussen de behaalde resultaten in het lab (TUD en RUN) en de pilot-installatie laat zien dat de verwijdering van ammonium met Anammox mogelijk is, ook in de voor de praktijk representatieve afvalwatermatrix van RWZI Dokhaven. De hoge verwijderingsrendementen in het lab (70-75%) werden nog niet gehaald in de pilot-installatie aangezien de bedrijfsvoering van de installatie nog niet geoptimaliseerd was. Daarnaast is dit te verklaren door de schommelingen in de ammoniumconcentratie in het afvalwater en andere versturende factoren zoals influent CZV en influent zwevend stof.

Verder werd de ammoniumverwijdering door Anammox biomassa en AOB's op het lab al aangetoond tot 12°C, terwijl de pilot-installatie alleen bij 20°C gedraaid heeft. Een verlaging van de influenttemperatuur zal dan ook een belangrijk onderdeel vormen van het vervolgproject. De beste effluentkwaliteit van straat 1 werd behaald in december 2012. De gemiddelde effluentconcentratie bedroeg 15,9 mg/l N-totaal (bij een gemiddelde influentconcentratie van 25,0 mg/l N-totaal).

TABEL 5.3 OVERZICHT VAN DE BEST BEHAALDE RESULTATEN MET DE VERSCHILLENDE ONDERZOEKSREACTOREN AAN DE UNIVERSITEITEN EN OP DOKHAVEN

	RUN	TUD	Dokhaven Pilot Continu propstroom	Dokhaven Labschaal-reactor
Soort biomassa	Vlokken	Korrels	Korrels	Korrels
Type bacteriën	AMX + AOB	AMX + AOB	AMX + AOB	AMX
Voeding	Synthetisch afvalwater	Synthetisch afvalwater	afvalwater Dokhaven	afvalwater Dokhaven met nitriet
Infl. NH_4 (mgN/l)	70	30	25	30 + 50 (NO_2)
Verwijderingsrendement (N-totaal)	75%	70%	36%	n.v.t. (80%)
Effluentconcentratie (NH_4 -N, NO_3 -N,	17,5	9	15,9	n.v.t. (17,5)
Minimale T	12	15	20	10

Een vergelijking van de volumetrische stikstofvracht in de Anammox pilot met die van RWZI's Dokhaven en Dordrecht (Tabel 5.4) laat zien dat de volumetrische stikstofverwijdering in de pilot hoger is dan op RWZI Dokhaven en veel hoger is dan in een conventionele actief slib installatie. Dit toont tevens de potentie van het systeem, aangezien bij vervanging (of ombouw) van een conventioneel actief slib installatie slechts een gedeelte van het oorspronkelijk volume nodig is voor stikstofverwijdering, waardoor ruimte bespaard kan worden. Uiteraard moet nog wel aangetoond worden dat met het Anammox systeem ook vergelijkbaar lage effluent stikstofconcentraties behaald kunnen worden.

TABEL 5.4 VERGELIJKING VAN DE ANAMMOX PILOT RESULTATEN MET DE JAARGEMIDDELTE STIKSTOFVRACHTEN VAN RWZI DOKHAVEN (AB PROCES) EN RWZI DORDRECHT (CONVENTIONEEL ACTIEF SLIB INSTALLATIE ZONDER VOORBEZINKING)

	Stikstofvracht (kg N/m ³ /d)	Stikstofverwijdering (kg N/m ³ /d)
Dokhaven Anammox pilot	0,39	0,14
RWZI Dokhaven	0,32	0,19 ^a
RWZI Dordrecht	0,063	0,056 ^a

^a inclusief afvoer met spuislib

6

CONCLUSIES, DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN

6.1 CONCLUSIES EN DISCUSSIE

De hoofdconclusies van het koude Anammox onderzoek zijn de volgende:

- Anammox bacteriën zijn ook bij lage temperaturen en lage stikstofconcentraties in staat om stikstof uit afvalwater te verwijderen;
- De uitdaging voor een succesvolle toepassing van deze nieuwe technologie ligt bij het produceren van voldoende nitriet (door ammoniumoxiderende bacteriën) voor de Anammox bacteriën en het tegelijkertijd onderdrukken van volledige nitrificatie (door nitrietoxiderende bacteriën);
- Het succesvol onderdrukken van nitrietoxiderende organismen is mogelijk gebleken;
- De gewenste effluentconcentratie van 3 mg/L N-totaal in de pilot-installatie is niet gehaald;
- Het is gedurende het project niet gelukt om langdurig stabiel te draaien met de pilot-installatie; wel is aangetoond dat de toepassing van Anammox op praktijkschaal een kansrijke zuiveringstechnologie is.

Hieronder volgt een verdere toelichting op bovenstaande, met daarin de conclusies uit de deelonderzoeken.

LAGE TEMPERATUUR ANAMMOX BIJ LAGE STIKSTOFCONCENTRATIES IN HET AFVALWATER

- Het onderzoek aan de universiteiten heeft aangetoond dat het mogelijk is om met behulp van het Anammox proces een goed stikstofverwijderingsrendement te behalen op synthetisch afvalwater bij lage temperaturen (range 12-20°C) en relatief lage ammoniumconcentraties (20-30 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$) in het afvalwater. Dit geldt voor zowel vlok- als korrelvormige Anammox biomassa.
- Het pilot-onderzoek op RWZI Dokhaven heeft aangetoond dat de biomassa in de reactor niet wordt geremd door de matrix van het huishoudelijke afvalwater (bijv. BZV, zwevende stof en eventuele toxische componenten);
- Anammox biomassa bij de RUN bleek in staat zich snel (binnen enkele weken) aan te passen aan lagere temperaturen zonder significante, structurele verliezen in omzettingssnelheden.

ONDERDRUKKEN VAN NITRIETOXIDERENDE BACTERIËN

- Uit het onderzoek is duidelijk geworden dat de uitdaging voor een goed functionerend systeem niet zozeer ligt bij het behouden van een goede Anammox activiteit, maar bij het behouden van actieve AOB's en het onderdrukken en/of uitspoelen van ongewenste NOB's;
- Het onderzoek aan de universiteiten heeft aangetoond dat het onderdrukken van de NOB populatie in beide SBR systemen mogelijk is. Het toepassen van een voldoende lage zuurstofconcentratie bij het opstarten van de reactoren blijkt daarbij de sleutel;

- Maar bij té lage zuurstofconcentraties in de pilotreactor bleek de AOB activiteit te laag om voldoende nitriet te produceren voor Anammox;
- NOB's blijven hoe dan ook aanwezig in alle systemen met een DO >0 mg/l, maar kunnen door een juiste instelling van de stuurparameters onderdrukt worden;
- Door te variëren met de opstroomsnelheid in het lamellenfilter van de pilotreactor is aangetoond dat het mogelijk is om korrelslib in het systeem te houden en vlokkelig slib uit te spoelen;
- De belangrijkste stuurparameters voor een systeem met korrelvormige biomassa zijn de zuurstofconcentratie in de bulk (DO), menging (afschuifspanning) en scheiding van de juiste biomassasoorten (d.m.v. opstroomsnelheid);
- Het samenspel tussen de verschillende stuurparameters blijkt complex en dit maakt een directe doorvertaling naar de gewenste instelling van de stuurparameters onder praktijkomstandigheden moeilijk.

Tabel 6.1 geeft een opsomming van de belangrijkste kenmerken van de reactoren en de resultaten die behaald zijn op de verschillende onderzoekslocaties.

TABEL 6.1 OVERZICHT VAN DE BEHAALDE RESULTATEN MET DE VERSCHILLENDE ONDERZOEKSREACTOREN AAN DE UNIVERSITEITEN EN OP DOKHAVEN

	RUN	TUD	Dokhaven Pilot Continu propstroom	Dokhaven Labschaal-reactor
Soort biomassa	vlokken	korrels	korrels	korrels
Type bacteriën	AMX + AOB	AMX + AOB	AMX + AOB	AMX
Voeding	synthetisch afvalwater	synthetisch afvalwater	afvalwater Dokhaven	afvalwater Dokhaven met nitriet
Influent NH ₄ (mgN/l)	70	30	25	30 + 50 (NO ₂)
Verwijderingsrendement (N-totaal)	75%	70%	36%	n.v.t. (80%)
Effluentconcentratie (NH ₄ -N, NO ₃ -N, NO ₂ -N)	17,5	9	15,9	n.v.t. (17,5)
Minimale T (°C)	12	15	20	10

Gedurende het onderzoek bij de universiteiten en met de pilotreactor op Dokhaven zijn veel nieuwe inzichten en ervaringen opgedaan. Deze zullen hieronder de revue passeren. Een aantal van deze heeft ook betrekking op de eventuele haalbaarheid van deze technologie op praktijkschaal.

PROCES EN TECHNOLOGIE

- De responstijden na een aanpassing aan de instellingen van de pilotreactor zijn snel, maar het duurt een langere tijd (meerdere weken) voordat een nieuw evenwicht zich heeft ingesteld en het daadwerkelijke effect (positief dan wel negatief) van een aanpassing duidelijk wordt;
- Vanuit een eenmalige debietverhoging in de pilotreactor bleek dat de AOB activiteit snel verloren ging, waarschijnlijk veroorzaakt door de hogere opstroomsnelheid in de TPS, waardoor uitspoeling van AOB's plaatsvond. Deze groeiden op dat moment dus vooral in vlokken en in mindere mate op de korrels. In de praktijk zullen de AOB's op de korrels moeten ingroeien en niet in het zwevende slib.
- Anammox korrels konden gedurende het hele onderzoek in het systeem gehouden worden en deze groep bacteriën was direct actief wanneer nitriet beschikbaar was;
- Het herstel van het systeem na een verstoring is voornamelijk afhankelijk van het herstel van de AOB activiteit. Na een aanpassing aan de stuurparameters groeiden AOB's weer snel in;

- Er zijn metingen aan lachgasemissies gedaan in het laboratorium, maar deze zijn niet representatief om te kunnen vertalen naar praktijktoepassing;
- Bij toepassing van het Anammoxproces in de hoofdstroom van een zuivering moet rekening gehouden worden met 10-15% nitraatproductie door Anammox. Voor het behalen van zeer lage stikstofconcentraties in het effluent zal daarom een nabehandeling zoals denitrificerende zandfilters noodzakelijk zijn;

TECHNISCH/OPERATIONEEL

- Een standaardmethode voor een representatieve monsternamen van korrelslib uit de pilotreactor voor de VSS bepaling ontbrak tot op heden. Deels heeft dit te maken met de configuratie van de reactor en de voorwaarden die het onderzoekslaboratorium stelt aan het monster (max. 50 ml). In het vervolgproject zal daarom van een vijftal 50 ml buisjes de VSS bepaling worden uitgevoerd, waarna het gemiddelde hiervan wordt genomen;
- De ion-selectieve sensoren voor het meten van ammonium en nitraat bleken ongeschikt om nauwkeurig te monitoren hoeveel stikstof er in het systeem werd omgezet. Wel gaven de sensoren een redelijk goed beeld van de belangrijkste trends. Er trad echter snel vervuiling (o.a. verslijming) van de sensoren op, dus deze diende goed schoon te worden gehouden en periodiek te worden gekalibreerd.
- Het regelen van de zuurstofconcentratie in de SBR op Dokhaven was moeilijk doordat menging en beluchting aan elkaar gekoppeld waren. Ook was dit het gevolg van een gaslekkage, waardoor verse lucht het systeem ongewenst binnen kon dringen. Door de lage omzettingen in de SBR had deze (kleine) hoeveelheid lucht direct een groot effect op de zuurstofconcentratie in de vloeistof.
- De propstroom continue reactor heeft alleen een meerwaarde als deze ook als zodanig kan worden aangestuurd. In de pilotreactor was dit echter niet het geval, omdat de zuurstofconcentratie voor de gehele reactor alleen kon worden gestuurd op compartiment 4.

Het onderzoek heeft aangetoond dat de toepassing van autotrofe stikstofverwijdering onder koude en verdunde omstandigheden (zoals in de hoofdstroom van een huishoudelijke RWZI) mogelijk is. Bovendien is bewezen dat Anammox slib zich relatief snel aanpast aan koude omstandigheden, wat aantoonde dat slib van (warme) Anammox reactoren gebruikt kan worden om Anammox installaties in de (koude) hoofdstroom van een RWZI te enten. De beoogde effluentconcentratie van 3 mg/L N-totaal is niet gehaald. Een deel van de verklaring is dat het proces onvoldoende lang stabiel heeft kunnen draaien. Op basis van de behaalde resultaten zal het ambitieniveau wat naar beneden moeten worden bijgesteld.

De resultaten die gedurende het onderzoek zijn opgedaan bieden wel voldoende vertrouwen om de koude Anammox-technologie te gaan doorontwikkelen. Hiertoe zal er gedurende 2,5 jaar een demonstratie installatie gaan draaien op Dokhaven, met Life+ subsidie van de EU. Projectpartners bij dit vervolgproject zijn Paques, STOWA en waterschap Hollandse Delta. Ook vindt parallel onderzoek plaats bij de TUD en RUN. Het doel van dit project is om aan te tonen dat het koude Anammox proces in de hoofdstroom een kosteneffectieve methode is om stikstof op een efficiënte manier uit afvalwater te verwijderen. Tevens kan deze technologie bijdragen aan het realiseren van een energieneutrale zuivering. Het slagen van deze technologieontwikkeling zal niet alleen een revolutie binnen de afvalwaterwereld betekenen, maar ook een belangrijk Nederlands exportproduct kunnen opleveren.

6.2 AANBEVELINGEN

Tijdens het onderzoek zijn er verschillende inzichten opgedaan die voor het doorontwikkelen van de technologie van belang zijn. Hieronder zijn de belangrijkste aanbevelingen opgesomd:

- Tijdens het project is duidelijk geworden dat het verschil tussenkorrelslib en vlokkelig slib duidelijk ergekwantificeerd moet worden. De concentraties ervan werden gekwantificeerd door bezinktesten van 5 en 30 minuten. Dit geeft echter vooral een indicatieve inschatting. Een protocol om toch beide slibvolumes (in mL/L) te kunnen meten, dient ontwikkeld te worden.
- Omdat de ion-selectieve sensoren onvoldoende betrouwbaar bleken voor dit type onderzoek, wordt aanbevolen bij vervolgonderzoek gebruik te maken van online analyzers. Hiermee wordt er een meer betrouwbare waarde gemeten en bespaart het tevens op cuvettesten en handelingen die hiermee gepaard gaan.
- Het afgeronde pilot-onderzoek heeft Anammox activiteit bij lage stikstofconcentraties aangetoond, maar de omzettingen vonden echter nog steeds bij 20°C plaats. Aanbevolen wordt om in het vervolgproject ook de grenzen van het systeem op te zoeken, tot een minimum temperatuur van 8°C, welke in de winter voor kan komen op RWZI Dokhaven.
- De lachgasmetingen die door TUD en RUN zijn uitgevoerd hebben plaatsgevonden onder gecontroleerde omstandigheden, waardoor extrapolatie naar praktijkschaalinstallaties niet mogelijk is. De demonstratiereactor biedt mogelijkheden om opnieuw lachgasmetingen uit te voeren. Er wordt dan ook geadviseerd gedurende de 2,5 jaar hier onderzoek naar te doen.
- Volgens de stoichiometrie wordt door Anammox hoe dan ook 10-15% van het ammonium omgezet naar nitraat. In het pilot-onderzoek op Dokhaven werden waarden tot 50% gemeten. In het vervolgonderzoek zal verdere optimalisatie van het systeem, door de juiste instelling van de stuurparameters een centrale rol spelen in het omlaag brengen van de nitraatproductie door NOB.
- Het verdient aanbeveling om met de kennis en ervaring die is opgedaan gedurende dit project de business case voor het koude Anammox proces aan te scherpen. Dit geldt zowel voor een groene weide situatie als voor de specifieke situatie op Dokhaven. Hiertoe zal ook de energiebalans van een zuiveringsconcept met Anammox in de hoofdstroom goed onderzocht en doorgerekend moeten worden.
- Gedurende het pilot-onderzoek zijn de reactoren verschillende keren opgestart met warm entslib. Een duidelijk opstartprotocol (met de geleerde lessen en incl. instellingen van de belangrijkste stuurparameters) ontbreekt echter nog. In het vervolgproject zal de opstart goed gemonitord en geëvalueerd moeten worden, zodat op basis hiervan een beeld kan worden gevormd van de opstartduur en aanpak bij full-scale toepassingen.

BIJLAGE 1

LIJST MET AFKORTINGEN

AB-proces	2-trap actief slib proces (Adsorption-Belebung)
AMX	Anammox: ANaerobe AMMonium OXidatie
AOB	AmmoniumOxiderende Bacteriën
BZV	Biochemisch ZuurstofVerbruik
CZV	Chemisch ZuurstofVerbruik
DO	Opgelost zuurstofgehalte (Dissolved Oxygen)
FISH	Fluorescence In Situ Hybridisation analyse
HRT	Hydraulische verblijftijd (Hydraulic Retention Time)
i.e.	Inwoner Equivalent
k_{O_2}	Affiniteitsconstante voor zuurstof
KRW	Kaderrichtlijn Water
k_s	Affiniteitsconstante voor substraat
MJA-3	Meerjarenafspraken energie-efficiëntie
N_2	Stikstof (gasfase)
N_2O	Lachgas
NH_4	Ammonium
N_{Kj}	Kjeldahl stikstof
NO_2	Nitriet
NO_3	Nitraat
NOB	NitrietOxiderende Bacteriën
NRR	Stikstofverwijderingssnelheid (Nitrogen Removal Rate (mg N/(L*d))
N-totaal	Totaal stikstofgehalte
P-ortho	Ortho-fosfaat
P-tot	Totaal-fosfaat
RUN	Radboud Universiteit Nijmegen
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SBR	Sequencing Batch Reactor
SRT	Slibverblijftijd (Solids Retention Time)
TPS	Lamellenbezinker (Tilted Plate Separator)
TSS	Totaal drogestofgehalte (Total Suspended Solids)
TUD	Technische Universiteit Delft
TZV	Totale Zuurstofvraag
V	Volume
VSS	Organisch drogestofgehalte (Volatile Suspended Solids)
V_{up}	Opstroomsnelheid lamellenbezinker
WSHD	Waterschap Hollandse Delta

BIJLAGE 2

ANALYTISCHE PROCEDURES TUD EN RUN

ANALYTISCHE PROCEDURES (TUD)

De CO₂ concentratie in het uitlaatgas werd online gemeten met een infrarode CO₂ analysator. Droog gewicht (TSS) in de reactor werd bepaald door een monster te filteren en drogen gedurende minstens 24 uur op 105 °C. Asrest en organische droge stof (VSS) werden vastgesteld volgens standaard methoden. Het volume van het bezonken slibbed werd vastgesteld door de hoogte van het slibbed direct af te lezen op de schaal van de reactor aan het einde van een cyclus. De biomassa verblijftijd (SRT) werd vastgesteld door een (bio)massa balans op te stellen. Concentraties van ammonium, nitriet en nitraat werden regelmatig gemeten met Dr. Lange test kits in gefilterde effluent monsters en in gefilterde monsters van de reactorinhoud. Dit laatste gebeurde iedere 10 tot 20 minuten gedurende één cyclus (cyclus meting). Nitriet en nitraat concentraties werden regelmatig gecontroleerd met Merck indicator papieren. Veranderingen in morfologie van de korrels werden gevolgd door beeld analyse (IA) met een Lexmark Optra beeld analyse systeem. Met dit systeem werden ook beelden gemaakt om de ontwikkeling van de korrels te volgen. Toen de reactor op 15 °C werkte, werd N₂O gedurende zeven cycli online gemeten door een online Servomex 4900 infrarood gas analysator. Samen met de online data van het gasdebiet over het systeem (door MFCs) kon een massa balans opgesteld worden, waarmee de N₂O productiesnelheid werd berekend uitgedrukt in een percentage van de N-vracht en van de totale stikstofverwijderingsnelheid.

ANALYTISCHE PROCEDURES (RUN)

De specifieke activiteit van ieder micro-organisme (Anammox, AOB en NOB) werd gemeten op de 13^e, 133^e, 137^e en 268^e dag, welke verschillende operationele stadia vertegenwoordigen (verschillen in mate van lucht inbreng en temperatuur). Voor Anammox activiteitstesten werd 10 mL biomassa direct uit de reactor onttrokken en overgebracht naar een 30 mL serum fles. Na toevoeging van 1 - 2 mM (14 -28 mg-NO₂-N) nitriet en aanpassing van de pH naar 7.3 werd de fles afgesloten met een rubberen stopper van butyl en een aluminium krimp dop. De afgesloten fles werd vervolgens anoxisch gemaakt door afwisselend toepassen van vacuüm en toevoeging van Ar/CO₂ (95/5%), voor tenminste 7 keer. De flessen werden geïncubeerd in schuddende incubators op 10 - 50 °C met stappen van 5 °C. Vloeistof monsters (0,5 mL) werden iedere 20 tot 60 minuten genomen (afhankelijk van de werkelijke activiteit) voor het doen van ammonium en nitriet metingen.

Voor AOB en NOB activiteitstesten werd 10 mL biomassa overgebracht naar een 50 mL Erlenmeyer onder atmosferische omstandigheden. De biomassa monsters voor de NOB activiteitstesten werden eerst driemaal gewassen met HEPES buffer (4-(2-hydroxyethyl)-1-piperazineethane- sulfonzuur, pH 7,4) om alle ammonium te verwijderen. De incubatie en monsternamen procedures volgden verder dezelfde procedure als bij de Anammox activiteitstesten.

Verzamelde vloeistof monsters werden gecentrifugeerd en de bovenstaande vloeistof werd bij -20 °C bewaard tot verdere analyse. Ammonium, nitriet en nitraat werden colorimetrisch gemeten zoals eerder beschreven (Schmid et al., 2000).

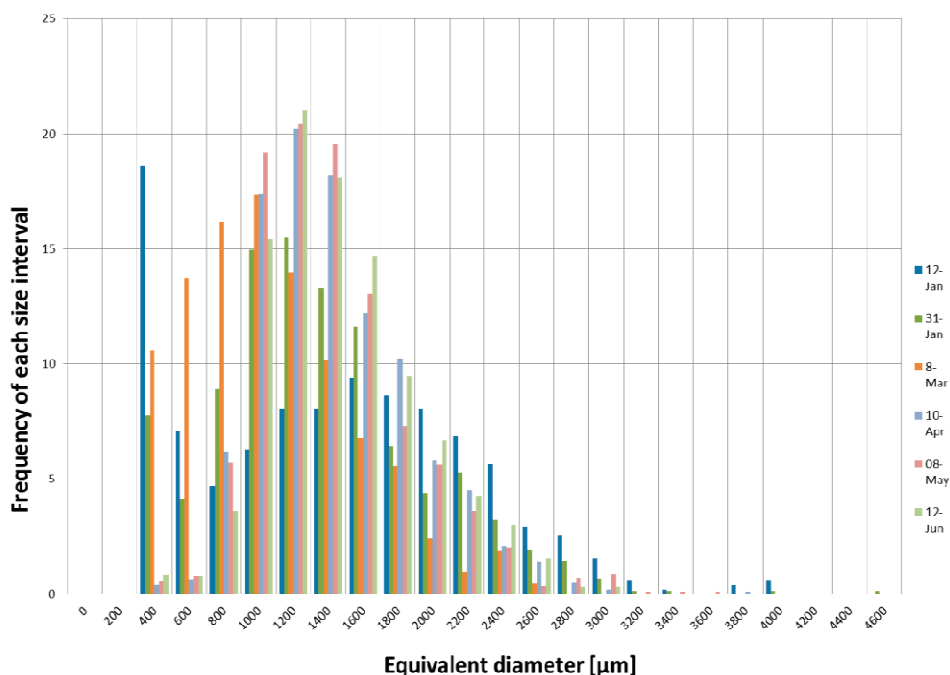
Voor het doen van de lachgasmeting werd naast de SBR bedreven bij 12°C een referentie meting gedaan voor een SBR die bedreven werd bij 35°C. Voor beide SBR's werd over een periode van 15 dagen (op dagen 330, 338 en 345) driemaal een gasmonster (100 µl) genomen van de bovenruimte van de reactor voor N₂O metingen.

BIOMASSA MONITORING TUD EN RUN

Bij zowel de TUD en de RUN zijn de biomassa karakteristieken op verschillende manier gemonitord. Bij de TUD is de korrelgrootteverdeling van de biomassa onderzocht. In figuur I zijn hiervan de resultaten van voor de opeenvolgende dagen 445, 464, 501, 534, 562 en 597 gerapporteerd. In figuur II is een voorbeeld weergegeven van enkele afbeeldingen die gebruikt werd voor beeldanalyses.

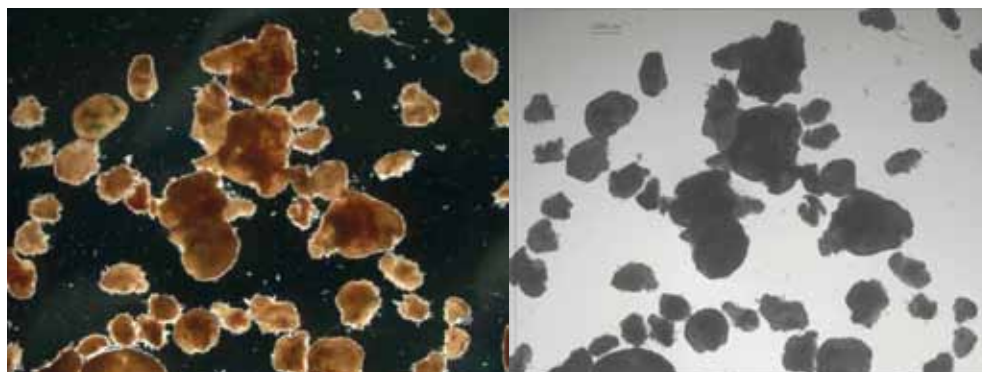
FIGUUR I

KORRELGROOTTE DISTRIBUTIE BEREKEND MET BEELD ANALYSE



FIGUUR II

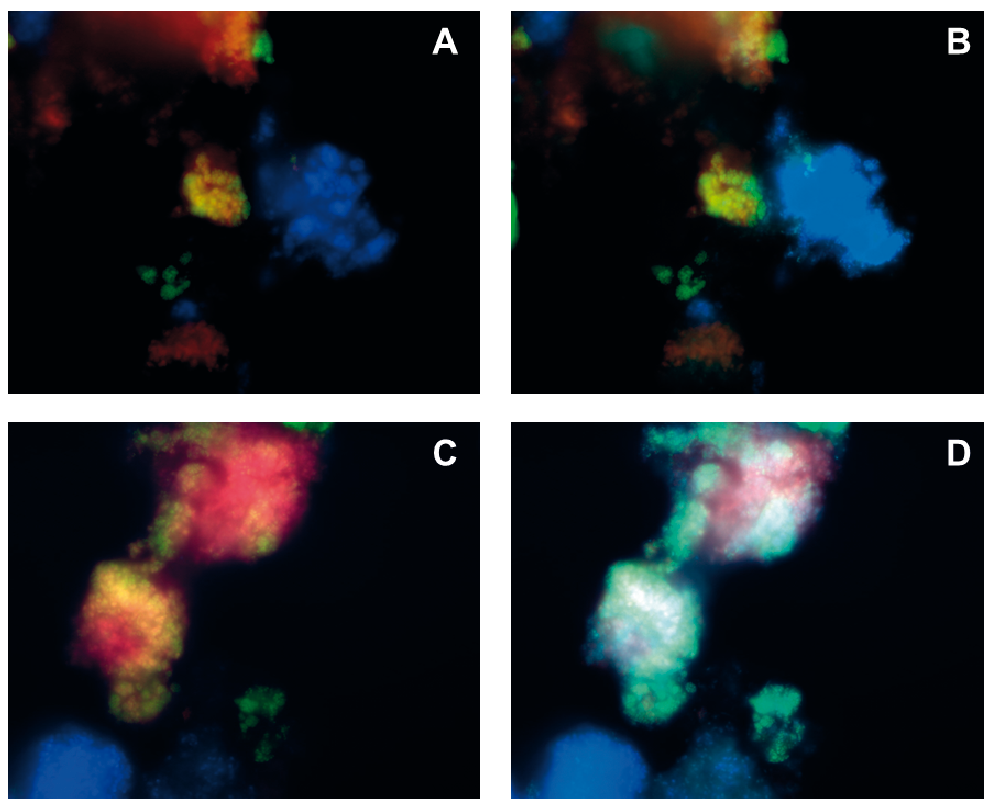
GEKLEURD BEELD (LINKS) EN ZWART-WIT BEELD (RECHTS) VAN KORRELS OP DAG 562



Fluorescentie in situ hybridisatie (FISH) werd ook uitgevoerd om de bacteriële populatie distributie te identificeren. Monsters van de reactorinhoud en monsters van het effluent werden af en toe geanalyseerd. De gebruikte probes waren specifiek voor Anammox bacteriën (Amx 820, weergegeven in donker blauw), AOB's (Neu 653, weergegeven in groen), NOB's (Ntspa 712, weergegeven in rood) en alle organismen die DNA bevatten (DAPI, weergegeven in lichtblauw). In figuur III is een voorbeeld van een FISH analyse van een biomassa monster weergegeven.

FIGUUR III

FISH ANALYSE. PROBES GEBRUIKT VOOR AFBEELDINGEN A EN C: **BLAUW: ANAMMOX (AMX820_CY5)**; **ROOD: NOB (NTSPA712_CY3)**; **GROEN: AOB (NEU653_FLUOS)**. IN AFBEELDINGEN B EN D WERD OOK DAPI KLEURING TOEGEPAST (**LICHTBLAUW**). AFBEELDINGEN A EN B HEBBEN BETREKKING OP DAG 460, C EN D HEBBEN BETREKKING OP DAG 544



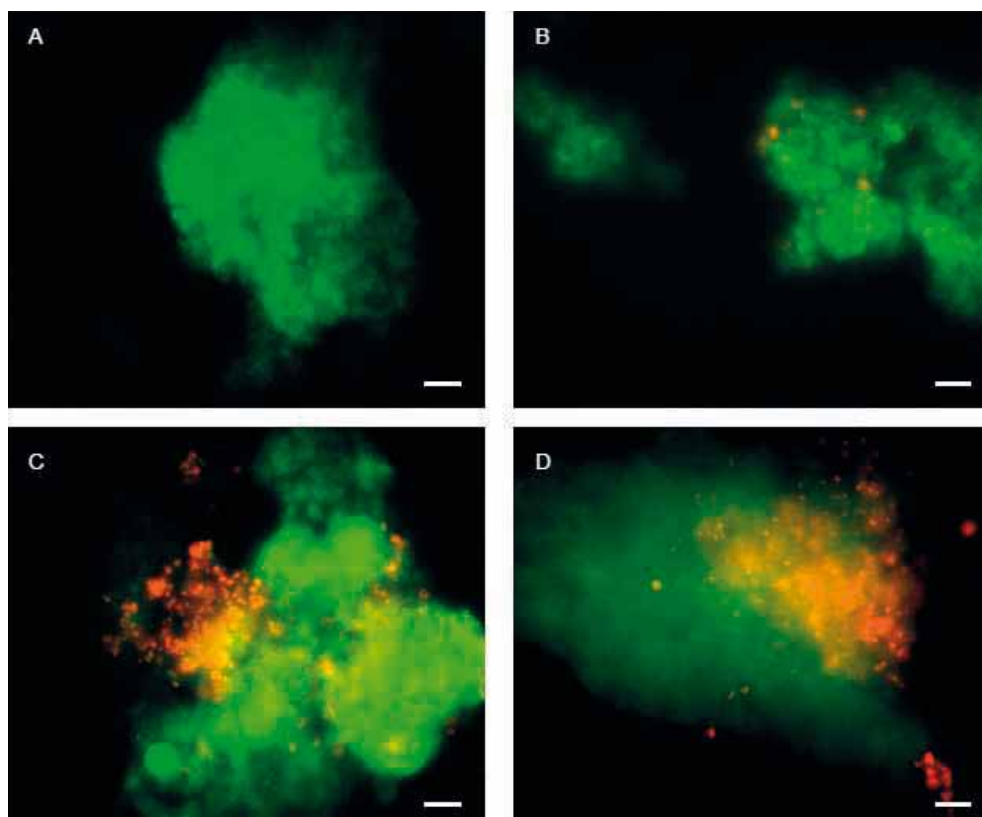
Bij RUN zijn ook FISH analyses van de biomassa uitgevoerd, onder andere met als doel de veranderingen in de bacteriesamenstelling als reactie op temperatuur en zuurstof te onderzoeken.

De resultaten van de FISH analyses hebben een duidelijke toename van AOB's gedurende het onderzoek aangetoond. Op dag 20, één week na de start van O₂ toevoeging, konden alleen Anammox bacteriën waargenomen worden door FISH (figuur IV), de aanwezigheid van AOB was nog steeds onder de detectielimiet (10000 cellen/ml, <1% van de microbiële populatie). Met toenemende O₂ toevoer nam de aanwezigheid van AOB toe tot ongeveer 50% van de totale populatie (Dag 135, Figuur IV C). Ook bij lagere temperaturen waren AOB nog steeds aanwezig. Gedurende het gehele onderzoek was het onmogelijk om NOB waar te nemen.

FIGUUR IV

FLUORESCENTIE IN SITU HYBRIDISATIE (FISH) MICROGRAPHS BIJ VERSCHILLENDE FASES VAN DE REACTOR OPERATIE:

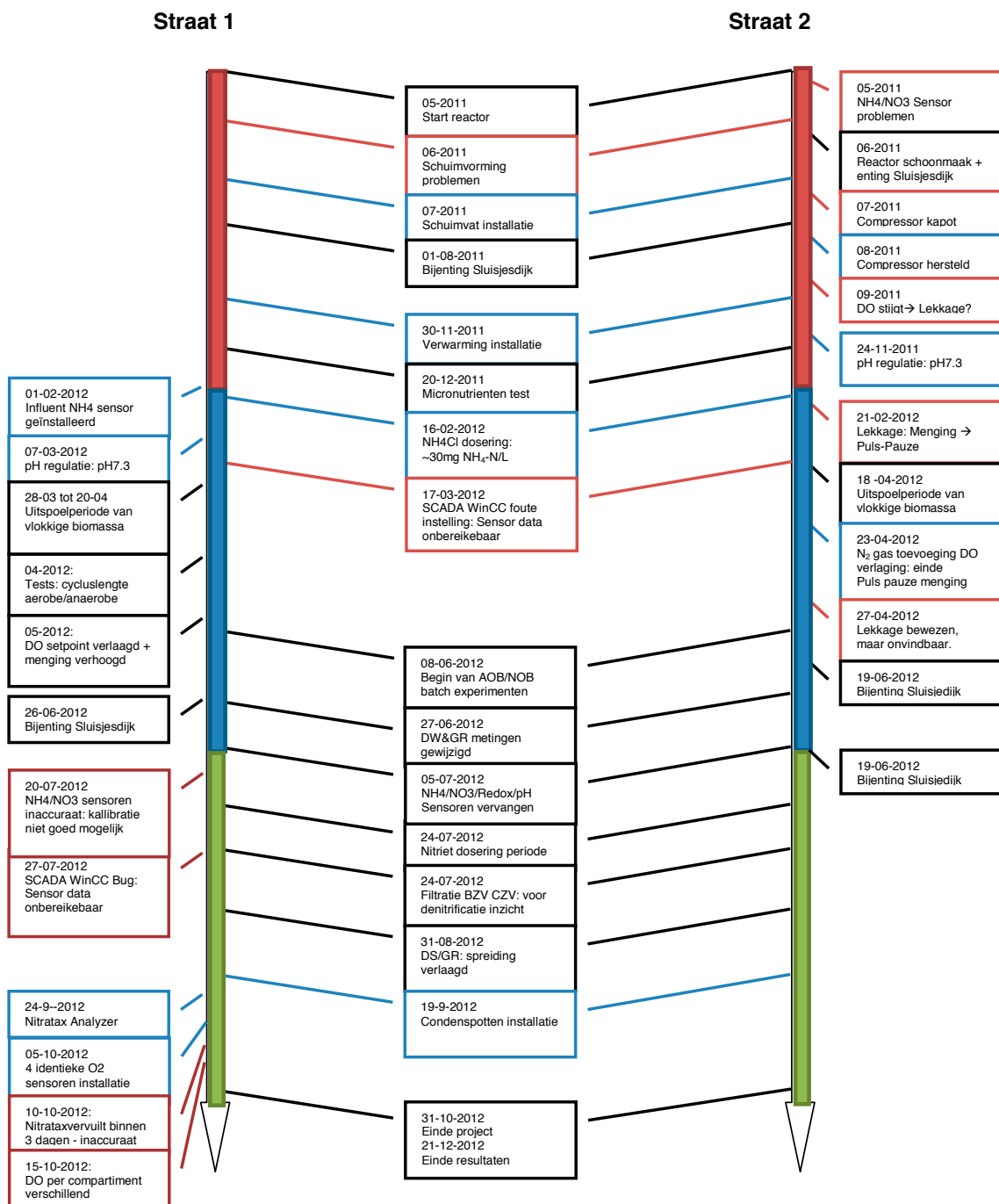
(A) 6 DAGEN NA INTRODUCTIE VAN O₂ (DAG 20, 25 °C), (B) DE EERSTE WAARNEMING VAN AEROBE AMMONIUMOXIDERENDE BACTERIËN (AOB, DAG 34 25 °C), NITRITATIE-ANAMMOX BIOMASSA OP DAG 135 BIJ 15 °C (C) EN OP DAG 186 BIJ 12 °C (D). AMX820 SONDE GERICHT OP BROCADIA- EN KUENENIA-ACHTIGE ANAMMOX BACTERIËN WERD GELABELD MET FLUOS (GROEN) EN NEU653 SONDE GERICHT OP NITROSOMONAS SPP. WERD GELABELD MET CY3 (ROOD). BARS=10 µM



BIJLAGE 3

TIJDSLIJN

Onderstaande tijdslijn geeft een overzicht van de belangrijkste afgesloten gebeurtenissen voor straat 1 en straat 2. Deze tijdslijn is verdeeld in de opstart periode, de stuurparameter periode en de optimalisatie periode. De kleuren van de gebeurtenissen geven aan of het structurele operationele veranderingen (in zwart), technische aanpassingen (in blauw) of problemen (in rood) betreffen.



BIJLAGE 4

REFERENTIES

- Abma, WR, Driessen, W, Haarhuis, R, van Loosdrecht, MCM, (2010). Upgrading of sewage treatment plant by sustainable and cost-effective separate treatment of industrial wastewater. *Water Sci. Technol.*, 61, 1715-1722.
- Alawi, M, Lipski, A, Sanders, T, Eva Maria, P, Spieck, E. (2007). Cultivation of a novel cold-adapted nitrite oxidizing betaproteobacterium from the Siberian Arctic. *Isme Journal*, 1, 256-264.
- Blackburne, R., Yuan, Z., Keller, J. (2007). Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main selection factor. *Biodegradation* 19:303–312
- Bock, E, Schmidt, I, Stuvén, R, Zart, D, (1995). Nitrogen loss caused by denitrifying nitrosomonas cells using ammonium or hydrogen as electron-donors and nitrite as electron-acceptor. *Arch. Microbiol.*, 163, 16-20.
- Chandran, K, Stein, LY, Klotz, MG, van Loosdrecht, MCM, (2011). Nitrous oxide production by lithotrophic ammonia-oxidizing bacteria and implications for engineered nitrogen-removal systems. *Biochem. Soc. Trans.*, 39, 1832-1837.
- Colliver, BB, Stephenson, T, (2000). Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnol. Adv.*, 18, 219-232.
- Dosta, J, Fernandez, I, Vazquez-Padin, JR, Mosquera-Corral, A, Campos, JL, Mata-Alvarez, J, Mendez, R, (2008). Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process. *J. Hazard. Mater.*, 154, 688-693.
- Hendrickx, TLG, Wang, Y, Kampman, C, Zeeman, G, Temmink, H, Buisman, C (2012). Autotrophic nitrogen removal from low strength waste water at low temperature. *Water Res.*, 46, 2187-93.
- Hao, X, Heijnen, JJ, van Loosdrecht MCM (2002a) Model-based evaluation of temperature and inflow variations on a partial nitrification-ANAMMOX biofilm process. *Water Research* 36(19) 7839-4849.
- Hao, X, Heijnen, JJ, van Loosdrecht, MCM (2002b) Sensitivity analysis of a biofilm model describing a one-stage completely autotrophic nitrogen removal (CANON) process *Biotechnology and Bioengineering* 77(3) 266-277.
- Hu, B-L, Rush, D, van der Biezen, E, Zheng, P, van Mullekom, M, Schouten, S, Damste, JSS, Smolders, AJP, Jetten, MSM, Kartal, B, (2011). New Anaerobic, Ammonium-Oxidizing Community Enriched from Peat Soil. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77, 966-971.
- IPCC AR4 SYR (2007), Core Writing Team; Pachauri, R.K; and Reisinger, A., ed., *Climate Change 2007: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC, ISBN 92-9169-122-4.
- Isaka, K, Date, Y, Kimura, Y, Sumino, T, Tsuneda, S, (2008). Nitrogen removal performance using anaerobic ammonium oxidation at low temperatures. *FEMS Microbiol. Lett.*, 282, 32-38.
- Jetten, MSM, Wagner, M, Fuerst, J, van Loosdrecht, M, Kuenen, G, Strous, M, (2001). Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 12, 283-288.

- Jones, RD, Morita, RY, (1985). Low-temperature growth and whole-cell kinetics of a marine ammonium oxidizer. *Marine Ecology-Progress Series*, 21, 239-243.
- Kampschreur, MJ, Tan, NCG, Kleerebezem, R, Picoreanu, C, Jetten, MSM, Loosdrecht, MCM, (2008a). Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxides emission from a nitrifying culture. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 429-435.
- Kampschreur, MJ, Temmink, H, Kleerebezem, R, Jetten, MSM, van Loosdrecht, MCM, (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Res.*, 43, 4093-4103.
- Kampschreur, MJ, van der Star, WRL, Wielders, HA, Mulder, JW, Jetten, MSM, van Loosdrecht, MCM, (2008b). Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Water Res.*, 42, 812-826.
- Kartal, B, Kuenen, JG, van Loosdrecht, MCM, (2010). Sewage Treatment with Anammox. *Science*, 328, 702-703.
- Pynaert, K, Smets, BF, Wyffels, S, Beheydt, D, Siciliano, SD, Verstraete, W, (2003). Characterization of an autotrophic nitrogen-removing biofilm from a highly loaded lab-scale rotating biological contactor. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69, 3626-3635.
- Schmid, M, Twachtman, U, Klein, M, Strous, M, Juretschko, S, Jetten, M, Metzger, JW, Schleifer, KH, Wagner, M, (2000). Molecular evidence for genus level diversity of bacteria capable of catalyzing anaerobic ammonium oxidation. *Syst. Appl. Microbiol.*, 23, 93-106.
- Siegrist, H, Salzgeber, D, Eugster, J, Joss, A, (2008). Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Sci. Technol.*, 57, 383-388.
- Slikers, AO, Derwort, N, Gomez, JLC, Strous, M, Kuenen, JG, Jetten, MSM, (2002). Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. *Water Res.*, 36, 2475-2482.
- Szatkowska, B, Cema, G, Plaza, E, Trela, J, Hultman, B (2007) A one-stage system with partial nitrification and Anammox processes in the moving-bed biofilm reactor. *Water Science and Technology*, 55(8-9), 19-26.
- Talleg, G, Garnier, J, Billen, G, Gossailles, M, (2006). Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: Effect of oxygenation level. *Water Res.*, 40, 2972-2980.
- Urakawa, H, Tajima, Y, Numata, Y, Tsuneda, S, (2008). Low temperature decreases the phylogenetic diversity of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in aquarium biofiltration systems. *Appl. Environ. Microbiol.*, 74, 894-900.
- van de Graaf, AAV, de Bruijn, P, Robertson, LA, Jetten, MSM, Kuenen, JG, (1996). Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology-Uk*, 142, 2187-2196.
- van de Vossenberg, J, Rattray, JE, Geerts, W, Kartal, B, van Niftrik, L, van Donselaar, EG, Damste, JSS, Strous, M, Jetten, MSM, (2008). Enrichment and characterization of marine anammox bacteria associated with global nitrogen gas production. *Environmental Microbiology*, 10, 3120-3129.
- van der Star, WRL, Abma, WR, Blommers, D, Mulder, JW, Tokutomi, T, Strous, M, Picoreanu, C, Van Loosdrecht, MCM, (2007). Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Res.*, 41, 4149-4163.

van Dongen, U, Jetten, MSM, van Loosdrecht, MCM, (2001). The SHARON((R))-Anammox((R)) process for treatment of ammonium rich wastewater. Water Sci. Technol., 44, 153-160.

Vazquez-Padin, JR, Fernandez, I, Morales, N, Campos, JL, Mosquera-Corral, A, Mendez, R, (2011). Autotrophic nitrogen removal at low temperature. Water Sci. Technol., 63, 1282-1288.

Wiesmann, U. (1994). Biological nitrogen removal from wastewater. In: Fiechter, A., editor. Advances in biochemical engineering/biotechnology, Vol.5 Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg. p 113-154

