

Cenirelta: Cost Effective Nitrogen REmoval from wastewater with Low Temperature Anammox

Demonstratieproject anammox in de hoofdstroom op RWZI Dokhaven

Hendrickx, T; Vogelaar, Jaap; Geilvoet, S; Duin, O; van Erp Taalman Kip, C; Hoekstra, Maaïke

Publication date

2017

Document Version

Final published version

Citation (APA)

Hendrickx, T., Vogelaar, J., Geilvoet, S., Duin, O., van Erp Taalman Kip, C., & Hoekstra, M. (2017). *Cenirelta: Cost Effective Nitrogen REmoval from wastewater with Low Temperature Anammox: Demonstratieproject anammox in de hoofdstroom op RWZI Dokhaven*. STOWA.

Important note

To cite this publication, please use the final published version (if applicable). Please check the document version above.

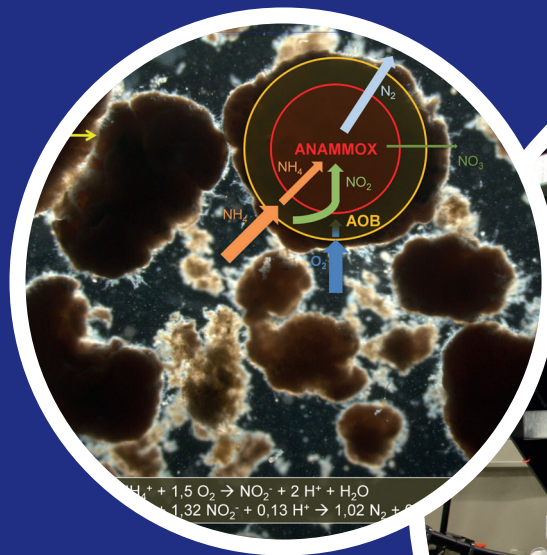
Copyright

Other than for strictly personal use, it is not permitted to download, forward or distribute the text or part of it, without the consent of the author(s) and/or copyright holder(s), unless the work is under an open content license such as Creative Commons.

Takedown policy

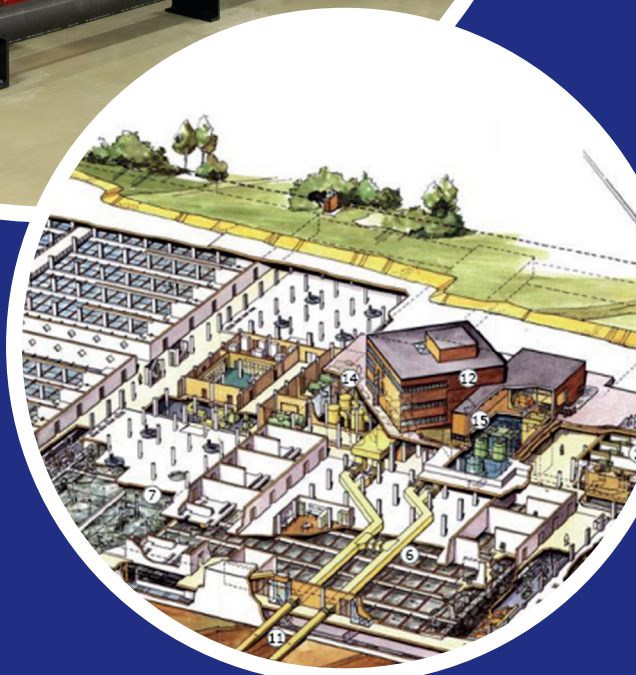
Please contact us and provide details if you believe this document breaches copyrights. We will remove access to the work immediately and investigate your claim.

CENIRELTA: DEMONSTRATIEPROJECT ANAMMOX IN DE HOOFDSTROOM OP RWZI DOKHAVEN



RAPPORT

2017
27



CENIRELTA: DEMONSTRATIEPROJECT ANAMMOX
IN DE HOOFDSTROOM OP RWZI DOKHAVEN

RAPPORT

2017

27

ISBN 978.90.5773.756.5



COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

PROJECTUITVOERING

Tim Hendrickx (Paques)
Jaap Vogelaar (Paques)
Stefan Geilvoet (Waterschap Hollandse Delta)
Olaf Duin (Waterschap Hollandse Delta)
Charlotte van Erp Taalman Kip (Waterschap Hollandse Delta).
Maaïke Hoekstra (Technische Universiteit Delft)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

George Zoutberg (Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier)
Jan-Evert van Veldhoven (Waterschap de Dommel)
Jacqueline de Danschutter (Waternet)
Mathijs Oosterhuis (Royal Haskoning DHV)
Merle de Kreuk (TU Delft)
Mark van Loosdrecht (TU Delft)
Cora Uijterlinde (STOWA)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2017-27
ISBN 978.90.5773.756.5

COPYRIGHT Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

DISCLAIMER Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

TEN GELEIDE

Het Anammox proces is ruim tien jaar een bewezen en wereldwijd toegepaste technologie voor de verwijdering van stikstof uit relatief warme en geconcentreerde rejectiewaterstromen van slibverwerkingsinstallaties. In recente jaren is de uitdaging aangegaan om de technologie toe te passen in de hoofdstroom van een rioolwaterzuiveringsinstallatie, met als doel het ontwikkelen van een energiezuinig, kosten efficiënt en compact zuiveringsproces. Tussen 2010 en 2013 is een haalbaarheidsstudie uitgevoerd waarin aangetoond werd dat stikstofverwijdering met Anammox in de hoofdstroom van een rioolwaterzuivering technologisch mogelijk is (STOWA 2013-39). Op basis van de positieve resultaten van dit onderzoek is besloten om door te gaan met de ontwikkeling van de technologie. Dit heeft gestalte gekregen in de vorm van het demonstratieproject CENIRELTA (*Cost Effective Nitrogen Removal from wastewater with Low Temperature Anammox*).

De potentie van de hoofdstroom Anammox technologie is in het CENIRELTA project aangetoond. Het gebrek aan robuustheid van het proces onder praktijkomstandigheden maakt echter dat de technologie op korte termijn nog niet op praktijkschaal zal worden toegepast. Wel is het CENIRELTA concept veelbelovend als het gaat om duurzaamheid en kostenooipunt. In een groene weide situatie kan met CENIRELTA een energieneutrale, zeer compacte zuivering worden gerealiseerd, tegen lagere exploitatielasten dan conventionele zuiveringsconcepten. Dit maakt het concept zeer aantrekkelijk voor locaties binnen Nederland en daarbuiten waar (voor het eerst) geïnvesteerd gaat worden in de zuivering van afvalwater.

Vooralsnog is binnen het CENIRELTA concept uitgegaan van een hoogbelaste A-trap voor CZV verwijdering gevolgd door stikstofverwijdering via de Anammox route in een vervolgstap (bijv. een B-trap). AB-systemen zijn in Nederland echter beperkt aanwezig, mede ingegeven door het feit dat deze systemen niet geschikt zijn voor vergaande stikstofverwijdering. Sinds de focus op energie- en grondstoffenterugwinning uit afvalwater krijgt het voorbehandelen van afvalwater de laatste jaren (weer) meer aandacht. (Nieuwe) interesse in voorbehandelingstechnieken die op efficiënte wijze CZV uit het afvalwater vastleggen voor productie van energie of hoogwaardige materialen, maakt dat het ontwikkelen van de hoofdstroom Anammox technologie ook voor Nederland nog steeds relevant is.

Waterschap Hollandse Delta maakt voorlopig een pas op de plaats met de doorontwikkeling van de hoofdstroom Anammox technologie. Technologieontwikkelaar Paques zal de komende jaren de technologie verder gaan ontwikkelen in het buitenland. De verwachting is dat in de nabije toekomst, de robuustheid en efficiëntie van het Anammox proces zodanig worden verbeterd, dat dit proces commercieel kan worden toegepast.

SAMENVATTING

INLEIDING

Het Anammox proces is ruim tien jaar een bewezen en wereldwijd toegepaste technologie voor de verwijdering van stikstof uit relatief warme en geconcentreerde rejectiewaterstromen van slibverwerkingsinstallaties (30-35 °C, > 1000 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$). In recente jaren is de uitdaging aangegaan om de technologie toe te passen in de hoofdstroom van een rioolwaterzuiveringsinstallatie. Met name bij rioolwaterzuiveringen waar de BZV/N verhouding van het voorbehandelde afvalwater laag is (<1,25), zoals bij AB systemen, kan de Anammox technologie meerwaarde bieden. Hiermee ontstaat een zuiveringsconcept wat in vergelijking met conventionele technieken in potentie veel energiezuiniger en compacter is. De omstandigheden in de hoofdstroom van een rwzi zijn voor de anammox bacterie echter veel moeilijker, bij de lagere temperaturen en stikstofconcentraties die hier van toepassing zijn (ca. 10-25°C, 15-50 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$).

In de periode 2010-2013 is een haalbaarheidsstudie uitgevoerd waarin aangetoond werd dat stikstofverwijdering met Anammox in de hoofdstroom van een rioolwaterzuivering inderdaad mogelijk is (STOWA 2013-39). Op basis van de positieve resultaten van dit onderzoek is besloten om door te gaan met de ontwikkeling van de technologie. Dit heeft gestalte gekregen in de vorm van het demonstratieproject CENIRELTA (*Cost Effective Nitrogen Removal from wastewater with Low Temperature Anammox*). CENIRELTA, uitgevoerd in de periode 2013-2016, is financieel ondersteund door een Europese Life+ subsidie en is een samenwerking tussen de projectpartners Paques BV, waterschap Hollandse Delta en STOWA.

DOELSTELLINGEN EN PROJECTAANPAK

De doelstelling van het CENIRELTA project was aan te tonen dat Anammox in de hoofdstroom van een rwzi een *effectieve, robuuste, kosten-efficiënte* en *duurzame* technologie biedt voor de verwijdering van stikstof uit huishoudelijk afvalwater.

De effectiviteit en robuustheid van het hoofdstroom Anammox proces zijn beproefd op rwzi Dokhaven in Rotterdam. Deze rwzi is ontworpen als een tweetraps AB-systeem met een hoog belaste A-trap en een lager belaste B-trap. Om het totale CENIRELTA zuiveringsconcept te demonstreren werd gebruik gemaakt van een combinatie van full-scale en demonstratieschaal elementen. Een deel van het afvalwater dat is voorbehandeld in de (full-scale) A-trap werd behandeld in een demonstratieschaal hoofdstroom Anammox installatie (reactorvolume 4 m³) en nabehandeld in een demonstratieschaal denitrificerend zandfilter (volume 2,5 m³).

De kosten-efficiëntie en duurzaamheid van het CENIRELTA concept zijn geanalyseerd op basis van een modelleringsberekening. In een spreadsheetmodel ontwerp- en terugrekenoortool voor rwzi's (ontwikkeld door TAUW) is het CENIRELTA zuiveringsconcept vergeleken met een aantal conventionele zuiveringsconfiguraties. Als input voor de modelberekening van het hoofdstroom Anammox proces zijn praktijkgegevens van rwzi Dokhaven gebruikt met betrekking tot de A-trap (o.a. zuiveringsrendement, energieverbruik) en de sliblijn (o.a. spuislib- en biogasproductie). In het model komen de belangrijkste kosten- en duurzaamheidsaspecten aan bod.

RESULTATEN DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

De CENIRELTA demonstratie-installatie is in totaal ca. 3,5 jaar operationeel geweest. Binnen deze periode is de huidige situatie op Dokhaven gesimuleerd (waarbij effluentrecirculatie plaatsvindt voor aanvullende denitrificatie in de A-trap) en de toekomstige situatie waarbij geen of veel minder effluentrecirculatie nodig is voor de stikstofverwijdering.

Onder zowel zomer- als wintercondities is aangetoond dat het hoofdstroom Anammox proces effectief stikstof kan verwijderen via de Anammox route. Onder zomercondities ($>17^{\circ}\text{C}$) is in meerdere perioden van 2-3 maanden gebleken dat er voldoende volumetrische omzetting gerealiseerd kon worden om bij toepassing op Dokhaven een effluentconcentratie van 10 mg N/L te halen. Onder wintercondities ($<17^{\circ}\text{C}$) is stikstofverwijdering via de Anammox route nog steeds mogelijk. Echter met een lagere snelheid, waardoor een effluent concentratie van 10 mg N/L niet behaald kon worden. Ook liep de effectiviteit van het proces terug bij lagere inkomende stikstofconcentraties en een korte verblijftijd in de reactor (simulatie procesomstandigheden met effluentrecirculatie).

Onderdrukking van ongewenste nitraatvorming bleek te realiseren op basis van de zuurstofregeling in het proces. De temperatuur heeft hier geen effect op gehad. Bij een dalende temperatuur (en verder gelijke omstandigheden) is er geen toenemend percentage nitraatvorming gesignaleerd. Tijdens perioden van verstoringen in efficiëntie van de A-trap (door b.v. frequente regenval, werkzaamheden) werd het proces verstoord door een hogere BZV vracht. De hiermee gepaard gaande hogere zuurstofvraag resulteerde in minder nitrietvorming en daarmee minder stikstofomzetting door anammox.

Een nageschakeld denitrificerend zandfilter is effectief gebleken in de verwijdering van zwevende stof en nitraat (beiden $>90\%$ verwijdering). Hiermee is aangetoond dat nageschakelde zandfiltratie een geschikte technologie is om in het CENIRELTA concept verregaande stikstofverwijdering te realiseren op voorwaarde dat alle voorliggende zuiveringsstappen goed functioneren.

De robuustheid van het proces blijft het voornaamste aandachtspunt. Op lange termijn is het CENIRELTA concept kwetsbaar gebleken onder de praktijkcondities van Dokhaven. Verstoringen in de A-trap en/of de demonstratie-installatie hadden gevolgen voor de aanstuurbaarheid van het proces en de slibstructuur. In het bijzonder de overmatige aangroei van heterotrofe biomassa (o.a. protozoa) had een onomkeerbaar verstrend effect op de efficiëntie van stikstofverwijdering via de Anammox route.

RESULTATEN ECONOMISCHE ANALYSE

De vergelijking tussen het CENIRELTA concept met een aantal conventionele zuiveringsconfiguraties toont aan dat: (1) de investeringskosten bij het CENIRELTA-concept lager zijn dan bij andere rwzi's met een slibgisting en (2) de jaarlijkse exploitatiekosten bij het CENIRELTA-concept significant lager zijn dan bij de referentiezuiveringen ($> 15\%$). Het energieverbruik van het CENIRELTA-concept is lager dan of vergelijkbaar met de andere systemen. Door de hogere productie van biogas kan het CENIRELTA-concept energieneutraal worden uitgevoerd. Ook als de productie-energie van de gedoseerde chemicaliën (de GER-waarde van ijzerchloride en polymeren) wordt meegerekend blijft het CENIRELTA-concept het meest energie-efficiënt.

CONCLUSIES EN TOEKOMSPERSPECTIEF

In het CENIRELTA project is de hoofdstroom Anammox technologie verder ontwikkeld en zijn

de bouwstenen voor doorontwikkeling gelegd. Een belangrijke conclusie is dat de economische analyse bevestigt dat CENIRELTA inderdaad goedkoper en duurzamer is dan conventionele zuiveringstechnieken.

Met de demonstratie-installatie is aangetoond dat hoofdstroom Anammox technologie ruim voldoende potentie heeft stikstof uit huishoudelijk afvalwater te verwijderen tot N-totaal < 10 mg/l. Het is echter nog niet gelukt om op de lange termijn voldoende robuustheid aan te tonen. Dit was vooral te wijten aan simultane heterotrofe omzettingen in de reactor.

Op basis van de positieve economische analyse en de aangetoonde effectiviteit met betrekking tot stikstofverwijdering is er voldoende perspectief om door te gaan met de ontwikkeling van het hoofdstroom Anammox proces. De belangrijkste aspecten hierbij zijn 1) de robuustheid ten aanzien van verstoringen in de voorbehandelingsstap, 2) de invloed van heterotrofe groei en 3) de reactorconfiguratie op de efficiëntie van het proces.

Technologieontwikkelaar Paques zal de komende jaren de technologie verder gaan ontwikkelen in het buitenland. De verwachting is dat in de nabije toekomst, de robuustheid en efficiëntie van het Anammox proces zodanig verbeterd wordt dat dit proces commercieel kan worden toegepast.

DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

SUMMARY

INTRODUCTION

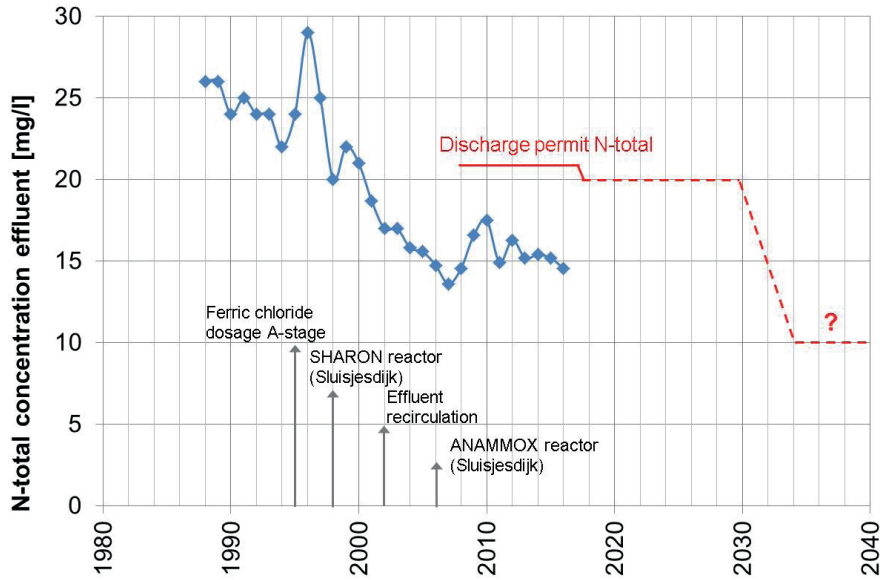
For over ten years the Anammox process has been a proven and globally applied technology for the removal of nitrogen from relatively warm and concentrated water streams, such as the effluent stream of sludge processing plants (30-35 °C, > 1000 mg/l NH₄⁺-N). For several years, research has been done into the applicability of Anammox technology in the much colder and more diluted mainstream of a wastewater treatment plant (wwtp). The expected benefits of using Anammox in a mainstream treatment concept are lower (net) energy consumption, lower investment and operating costs and a more compact construction. This means that such a treatment concept can make a significant contribution to the realisation of energy-neutral wastewater treatment plants against acceptable social costs. Therefore, Dutch regional water authorities, as well as water authorities in Europe and the rest of the world, are interested in developing this technology.

The CENIRELTA project was the follow-up to the previous research into the feasibility of Anammox in the main stream at the wwtp Dokhaven which was completed in 2012. During that research, pilot research at the wwtp Dokhaven ran parallel with research on lab scale at two universities. That study showed that it is possible to use Anammox for nitrogen removal at low temperatures and in streams with a low concentration of nitrogen. Based on the positive results of this research, it was decided to continue with the development of this technology. This has been given shape in the form of a demonstration project CENIRELTA (Cost Effective Nitrogen REmoval from wastewater with Low Temperature Anammox). CENIRELTA, which was conducted in the period 2013-2016, has been supported financially by a European Life + subsidy and is a collaboration between the project partners Paques BV, regional water authority Hollandse Delta and STOWA. An important part of the CENIRELTA project was knowledge dissemination to other water authorities at home and abroad (Europe). This report provides that purpose.

THE CASE DOKHAVEN

The wwtp Dokhaven in Rotterdam has a capacity of approximately 564,000 i.e. (150 TZV) and is built on the site of an old harbour. The installation is underground; it covers about 4 hectares and is built partly over two floors. Wwtp Dokhaven receives more than 30% of all the wastewater in the catchment area of the regional water authority Hollandse Delta. A regional water authority (rwa) is a local authority responsible for, amongst other things, the treatment of wastewater. The installation is designed as an AB system and, in principle, not suitable for far-reaching nitrogen removal. Despite various optimisations in recent decades, the total nitrogen removal at the wwtp Dokhaven remains limited to 60% and the annual average nitrogen concentration in the effluent is between 15-20 mg N/L (see Figure 1). Typically, treatment plants of this size in the Netherlands provide a nitrogen effluent quality of ≤10 mg N/L.

FIGURE 0-1 PROGRESSION OF N TOTAL CONCENTRATIONS IN THE EFFLUENT OF WWTP DOKHAVEN (1988 – 2016)

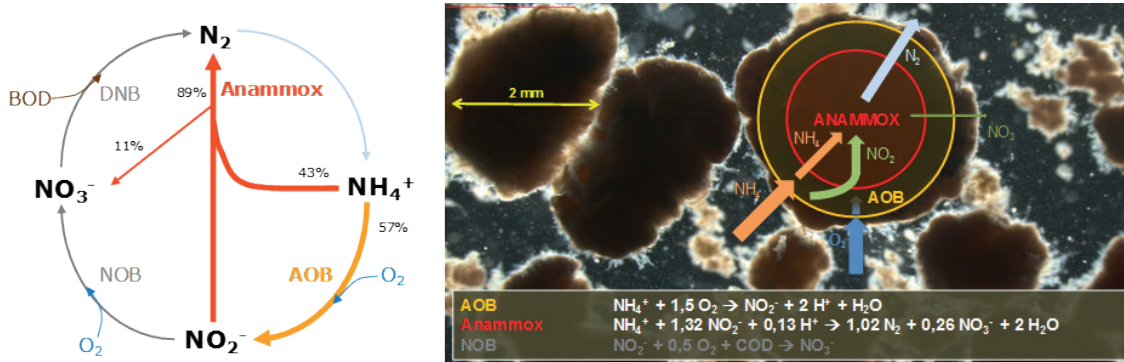


Various internal studies conducted by rwa Hollandse Delta have shown that with conventional technologies, further removal of nitrogen at the wwtp Dokhaven is impossible due to the limited underground space. Certain technologies have not been considered due to high investment and operating costs, or because of high energy or chemical consumption. The application of mainstream Anammox can be a sustainable and cost-effective method of improving effluent quality at the wwtp Dokhaven and at future wastewater treatment plants in the Netherlands and the rest of Europe.

THE ANAMMOX PROCESS THEORY

The main player in the CENIRELTA concept is the Anammox bacterium (Anaerobic Ammonium Oxidation), which occurs naturally and can convert ammonium (NH_4^+) and nitrite (NO_2^-) almost completely (89%) into nitrogen gas (N_2) under anoxic conditions. The remaining 11% is converted to nitrate (NO_3^-), see figure 0-2. To allow the overall reaction to occur, anammox (AMX) bacteria also require ammonium oxidizing bacteria (AOB) which convert a part of the ammonium into nitrite NO_2^- .

FIGURE 0-2 NITROGEN CYCLE WITH THE ANAMMOX SHORTCUT (L) AND ONE-STEP ANAMMOX WITH GRANULAR SLUDGE (R)



For nitrogen removal via the Anammox route, approximately 60% less oxygen is necessary than in a conventional treatment process using the nitrification-denitrification route. In addition, no organic substance (BOD) is required for the denitrification of nitrate. This organic substance can be used in the digestion process to produce biogas, and from that, the generation of electricity and heat.

The conditions in the mainstream of a wwtp are (often) difficult for the anammox bacteria due to the lower temperatures and nitrogen concentrations prevailing there (about 10-25 °C, 15-50 mg/l $\text{NH}_4^+ \text{-N}$) as compared to the process streams where Anammox bacteria are usually used. Due to the lower temperatures, the Anammox bacteria have a lower activity than under warm(er) conditions. The process technological challenge therefore, is to maintain the desired bacterial population of AMX and AOB in the system and at the same time suppress the growth and activity of nitrite oxidizing bacteria (NOB). This NOB is a competitor of the AMX in the conversion of nitrite, resulting in (undesirable) nitrate (NO_3). The approach of the CENIRELTA project was to work with granular biomass which contained both the AMX bacteria (in the core) and the AOB (as a skin around the core).

OBJECTIVES AND PROJECT APPROACH

The objective of the CENIRELTA project was to demonstrate that Anammox provides an efficient, robust, cost-efficient and sustainable technology for the removal of nitrogen from domestic wastewater in the mainstream of a wwtp.

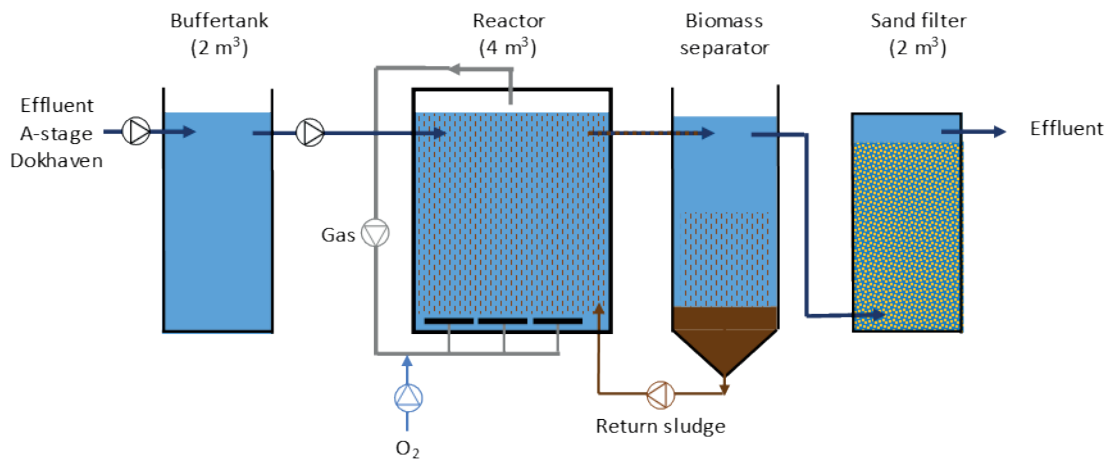
The main objective of the project is divided and quantified in the following two sub-objectives:

- 1 Effectiveness and robustness: Nitrogen removal efficiency N-total higher than 85% and a concentration lower than 2 mg/l in the effluent; This is achieved in 2 steps:
 - A Nitrogen removal annual average to ≤ 10 mg N/L with Anammox in the mainstream;
 - B Post-treatment with denitrifying sand filter to 2 mg N/L.
- 2 Sustainable and cost-effective;
 - A Energy saving of 50-60% (compared to a conventional wwtp);
 - B Slurry sludge production for digestion 20% higher (compared to a conventional wwtp).

In addition, CENIRELTA was intended to reduce the suspended solids in the effluent (≤ 4 mg/L) and to reduce the concentrations of micro pollutants in the effluent by 20%.

To demonstrate the overall CENIRELTA purification concept, a combination of full-scale and demonstration-scale elements was used. The effectiveness and robustness of the mainstream Anammox process have been tested at the wwtp Dokhaven in Rotterdam. This wwtp is designed as a two-stage AB system with a high-loaded A-stage and a lower-loaded B-stage. Part of the wastewater pre-treated in the (full-scale) A-stage was treated in a demonstration-scale mainstream Anammox plant (reactor volume 4 m³) and post-treated in a demonstration-scale denitrifying sand filter (volume 2 m³) (see Figure 0-3). The CENIRELTA demonstration installation has been operational for a total of about 3 and a half years.

FIGURE 0-3 SCHEMATIC REPRESENTATION OF THE CENIRELTA DEMONSTRATION FACILITY



The cost-effectiveness and sustainability of the CENIRELTA concept have been analysed based on a modelling calculation. In a wwtp design tool, the CENIRELTA treatment concept is compared to several conventional treatment configurations which are common in the Netherlands and (West) Europe. As input for the model calculation of the mainstream Anammox process, data produced from practical situations at the wwtp Dokhaven was used with respect to the A-stage (including amongst others, treatment efficiency, energy consumption) and the sludge treatment process (including sludge and biogas production). The model addresses the most important cost and sustainability aspects.

RESULTS

The table below lists the key outputs, objectives and results of the CENIRELTA project.

TABLE 0-1 SUMMARY OF GOALS AND REALISATION OF KEY OUTPUTS

Key output	Goal	Realisation compared to state-of-the-art technology
Nitrogen removal	Efficiency $\geq 85\%$ and 2 mg N/L in the effluent	Nitrogen effluent quality of 4-5 mg/L is achieved. 2 mg/L in the effluent seems realistic, but optimisation of the process is necessary to achieve this very low concentration
Energy consumption	50-60% reduction	Biogas production 20-25% higher than conventional system CENIRELTA can operate energy neutral: external energy input is not necessary
Cost	Lower investment & operational costs	Investment cost 15-20% lower than conventional system with digestion Investment cost 0-7% higher than system without pre-sedimentation and digestion Operational cost >16-24% lower than all other systems
CO ₂ -footprint	Chemical and energy use	The Cenirelta system is totally self-sufficient in energy use. When the gross energy requirement of chemicals is included CENIRELTA is still 10-20% more self-sufficient than other systems with energy recovery

EFFECTIVENESS AND ROBUSTNESS

Under both summer and winter conditions, it has been shown that the mainstream Anammox process can remove nitrogen via the Anammox route. Under summer conditions (water temperature $> 17\text{ }^{\circ}\text{C}$) it has been demonstrated several times that sufficient volumetric conversion could be achieved to reach an effluent concentration of 10 mg N/L when applied to the wwtp Dokhaven. One of these periods is shown in Figure 0-4. Under winter conditions (water temperature $< 17\text{ }^{\circ}\text{C}$) nitrogen removal via the Anammox route is still possible. However, at a lower rate, whereby an effluent concentration of 10 mg N/L could not be achieved. This was partly explained by the chosen reactor design (a fully mixed tank), but also because the effectiveness of the process decreased at lower incoming nitrogen concentrations and the short retention times in the reactor.

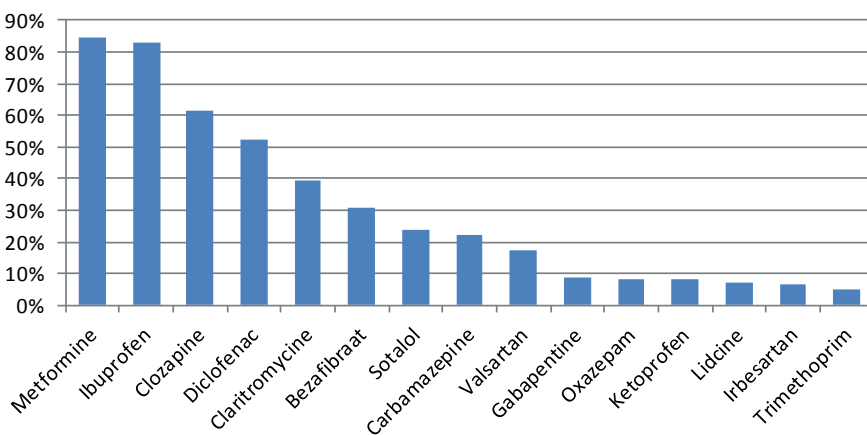
Suppression of unwanted nitrate formation was found to be based on the oxygen regime in the process. The temperature has not influenced this. With a falling temperature (and all conditions remaining the same), no increasing percentage of nitrate formation was noticed. During periods of disturbances in A-stage efficiency (due to frequent rainfall, operational aspects), the process was disturbed by a higher BOD load. The associated higher oxygen demand resulted in less nitrite formation and thus less nitrogen conversion by Anammox.

The combination of mainstream Anammox reactor and sand filter has shown that under optimal conditions the total effluent nitrogen concentration may be very low (4-5 mg/L). The nitrate formed by the Anammox conversion plus the portion of ammonium which is converted directly to nitrate by NOB can be removed in a denitrifying sand filter with additional dosing of an external carbon source. In addition to the dissolved nitrogen components, this sand filter removes the compounded nitrogen (suspended matter). A low effluent ammonium concentration (≤ 2 mg $\text{NH}_4^+ \text{-N/L}$) from the Anammox demonstration reactor was only sporadically demonstrated. Therefore, throughout the CENIRELTA concept, improvement is required to achieve total effluent nitrogen concentrations of 2 mg N/L. With post treatment by sand filter, a suspended solid removal of more than 90% (<4 mg/L) could be achieved.

To gain insight into the removal of micro pollutants, the incoming and outgoing concentrations of 28 types of hormones and drugs have been measured (4 analyses). These analyses showed that 12 of the 28 micro pollutants in the incoming water were already below the detection limit. For the remaining micro pollutants, the removal efficiency fluctuated strongly between 5% and 85%, see Figure 0-5.

FIGURE 0-4

REMOVAL EFFICIENCY OF ORGANIC MICRO POLLUTANTS (AN AVERAGE OF FOUR MEASURING SESSIONS) (13 TYPES OF MICRO POLLUTANTS WERE BELOW DETECTION LIMIT IN BOTH INFLUENT AND EFFLUENT: HYDROCHLOROTHIAZIDE, METOPROLOL, FENAZON, DIAMINOMETHYLDEENUREUM, PENTOXIFYLLINE, CIPROFLOXACIN, PIPAMPERONE, AMIDOTRIZOÏNEZUUR, CLINDAMYCIN, DIMETRIDAZOLE, DIPYRIDAMOLE, JOPAMIDOL, SULFAMETHOXAZOLE)



The robustness of the treatment process remains the main focus. In the long term, the mainstream Anammox process has been found to be vulnerable under the operating conditions of the wwtp Dokhaven. Disruptions in the A-stage and/or the demonstration system influenced the controllability of the process and sludge structure. Particularly the excessive growth of heterotrophic biomass (including protozoa) had an irreversible disturbing effect on the efficiency of nitrogen removal via the Anammox route.

SUSTAINABILITY AND COST EFFICIENCY OF THE CONCEPT

The CENIRELTA treatment concept has by way of a modelling calculation been compared to several conventional treatment configurations. The point of departure is a green meadow plant with a biological capacity of 500,000 i.e. The comparison shows that: (1) the investment costs with the CENIRELTA concept are lower than with other wwtps with sludge digestion and comparable to the reference treatment costs without sludge digestion (2), the annual operating costs of the CENIRELTA concept are significantly lower than the reference processes (> 15%), see the results in Table 0-2.

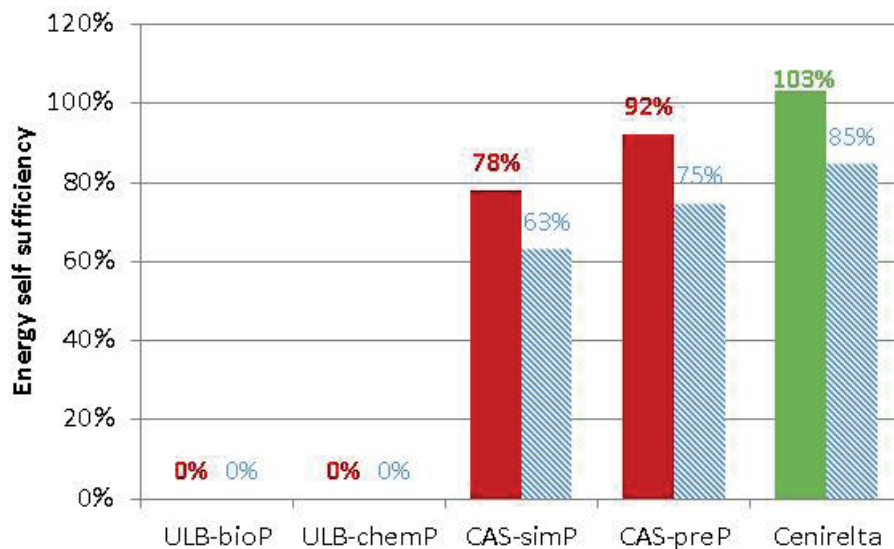
TABLE 0.2 OVERVIEW OF THE INVESTMENT VS. OPERATING COSTS OF CENIRELTA VS. CONVENTIONAL REFERENCE CASES

Total costs		ULB-bioP	ULB-ChemP	CAS-SimP	CAS-BioPreP	Cenirelta
Investment costs	× 1000 €	63.500	59.000	80.500	76.100	63.100
Operating costs	× 1000 €/y	12.300	12.100	11.600	12.800	9.700
Energy from biogas	× 1000 €/y	0	0	790	830	980
Investment per i.e.	€	130	120	160	150	130
Operating costs per i.e.	€/y	25	24	23	25	19

CAS = conventional activated sludge, ULB = ultra-low loaded activated sludge technology, two options were calculated for each reference: with chemical phosphorous removal or with biological phosphorous removal. This led to a total of four reference cases. Table 2 summarises the results.

The energy consumption of the CENIRELTA concept is lower than or comparable to the other systems. Due to the higher production of biogas, the CENIRELTA concept can be energised, see Figure 6. Even when the production energy of the dosed chemicals (the GER value of ferro chloride and polymers) is considered, the CENIRELTA concept remains the most energy-efficient.

FIGURE 0-5 COMPARISON OF THE AMOUNT OF ENERGY SELF-SUFFICIENCY FOR DIFFERENT TREATMENT CONFIGURATIONS. THE SHADED BARS INDICATE ENERGY CONSUMPTION INCLUDING CHEMICAL PRODUCTION (GER VALUES)



CONCLUSIONS AND OUTLOOK

In the CENIRELTA project, the mainstream Anammox technology has been further developed and the building blocks have been created for future development. An important conclusion is that economic analysis confirms that CENIRELTA is cheaper and more sustainable than conventional treatment techniques.

The demonstration plant has shown that mainstream Anammox technology has ample potential to remove nitrogen from domestic wastewater to an N-total <10 mg/l. However, it has not been possible to demonstrate sufficient robustness in the long run. This was mainly due to simultaneous heterotrophic reactions in the reactor.

Based on the positive economic analysis and the proven effectiveness regarding nitrogen removal, there is sufficient perspective to continue developing the mainstream Anammox process. The main aspects of this are 1) its robustness with regards to disturbances in the pre-treatment step, 2) the influence of heterotrophic growth and 3) the effect of the reactor configuration on the efficiency of the process.

Technological developer Paques will continue to develop the technology abroad in the coming years, first relying on projects outside Europe. With the experience gained there, it is expected that new projects can also be initiated in Europe. The findings so far are that introducing CENIRELTA is easier when water temperatures are somewhat higher and wastewater composition is fairly constant, e.g. not subject to dilution by heavy rainfall. A trend that may also support replication of CENIRELTA is the decoupling of rainwater from sewage systems. This results in both a higher temperature and a more constant composition of domestic wastewater.

Paques will initiate follow up projects at locations with water of more elevated temperatures with the intent to use the knowledge gained to further optimize CENIRELTA for lower temperatures.

The expectation is that soon, the robustness and efficiency of the Anammox process will be improved so that the process can be applied commercially in amongst others Eastern and Southern European countries. As such the concept can play a key role in lowering the emissions of nitrogen to surface waters throughout Europe on a cost effective and sustainable matter.

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.

CENIRELTA: DEMONSTRATIEPROJECT ANAMMOX IN DE HOOFDSTROOM OP RWZI DOKHAVEN

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	DE STOWA IN HET KORT	
	SUMMARY	
	STOWA IN BRIEF	
1	INLEIDING	1
1.1	Achtergrond	1
1.1.1	CENIRELTA project	1
1.1.2	Rioolwaterzuiveringsinstallatie Dokhaven	2
1.1.3	Anammox theorie	2
1.2	Projectdoelstellingen	4
1.2.1	Doelstellingen specifieke situatie Dokhaven	4
1.3	Leeswijzer	5
2	MATERIAAL EN METHODE	6
2.1	Inleiding	6
2.2	Materiaal	6
2.2.1	Rwzi Dokhaven	6
2.2.2	Anammox demonstratie-installatie	7
2.2.3	Zandfilter	9
2.2.4	Sliblijn Sluisjesdijk	9
2.3	Methode	10
2.3.1	rwzi Dokhaven	10
2.3.2	Anammox demonstratie-installatie	10
2.3.3	Zandfilter	14
2.3.4	Sliblijn Sluisjesdijk	14

3	RESULTATEN A-TRAP EN SLIBLIJN	15
3.1	A-trap Dokhaven	15
3.2	Tussenconclusies A-trap	16
3.3	Sliblijn	16
3.4	Tussenconclusies sliblijn	17
4	RESULTATEN HOOFDSTROOM ANAMMOX DEMONSTRATIE-INSTALLATIE EN ZANDFILTRATIE	18
4.1	Inleiding procesresultaten Anammox demonstratie-installatie	18
4.1.2	Fasering	18
4.1.3	Invloed ammoniumdosering op BZV/N	19
4.2	Opstart reactor en entslibkwaliteit	19
4.2.2	AOB, Anammox en NOB capaciteit	20
4.2.3	Tussenconclusies opstart en entslibkwaliteit	21
4.3	Zomeromstandigheden met ammoniumdosering	21
4.3.2	Resultaten Dokhaven A-trap	21
4.3.3	Resultaten demonstratie-installatie	22
4.3.4	Overzicht stikstofverwijdering en discussie	24
4.3.5	Tussenconclusies	25
4.4	Winteromstandigheden met ammoniumdosering	25
4.4.2	Resultaten Dokhaven A-trap	25
4.4.3	Resultaten demonstratie-installatie	26
4.4.4	Overzicht stikstofverwijdering en discussie	28
4.4.5	Tussenconclusies	29
4.5	Zomeromstandigheden zonder ammoniumdosering	29
4.5.2	Resultaten Dokhaven A-trap	29
4.5.3	Resultaten demonstratie-installatie	30
4.5.4	Overzicht stikstofverwijdering en discussie	31
4.5.5	Tussenconclusies	31
4.6	Winteromstandigheden zonder ammoniumdosering	32
4.6.2	Resultaten Dokhaven A-trap	32
4.6.3	Resultaten demonstratie-installatie	32
4.6.4	Overzicht stikstofverwijdering en discussie	34
4.6.5	Tussenconclusies	35
4.7	Korrelslibstructuur en -retentie	35
4.7.2	Slibretentie	35
4.7.3	Korrelstructuur	35
4.7.4	Conclusies	37
4.8	Procesregeling	37
4.8.2	Effect zuurstofconcentratie op NOB onderdrukking	37
4.8.3	Invloed temperatuur	38
4.8.4	Tussenconclusies	39
4.9	Effluentpolishing: nageschakelde zandfiltratie	39
4.9.1	Inleiding	39
4.9.2	Resultaten	39
4.9.3	Conclusies zandfiltratie	40
4.10	Discussie en conclusies	41
4.10.1	Discussie	41
4.10.2	Conclusies	42

5	ONTWERP EN BUSINESS CASE GROENE WEIDE	44
5.1	Groene weide met CENIRELTA concept	44
5.2	Economische analyse CENIRELTA	44
5.2.1	Aanleiding en doelstelling	44
5.2.2	Methodiek	46
5.2.3	Uitgangspunten	46
5.2.4	Uitkomsten economische vergelijking	47
5.2.5	Gevoeligheid ten aanzien van aannamen	51
5.2.6	Conclusies economische analyse	52
6	INPASSING VAN HOOFDSTROOM ANAMMOX OP RWZI DOKHAVEN	54
6.1	Technologisch	54
6.2	Technisch	54
7	CONCLUSIES EN DISCUSSIE	56
7.1	Conclusies	56
7.1.1	Effectiviteit	56
7.1.2	Robuustheid	56
7.1.3	Duurzaamheid	57
7.1.4	Kosten efficiëntie	57
7.2	Discussie	57
8	AANBEVELINGEN EN TOEKOMSTPERSPECTIEF	58
8.1	Aanbevelingen	58
8.1.1	Robuustheid	58
8.1.2	Verwijderingsefficiëntie	59
8.2	Toekomstperspectief	59
	BIJLAGEN	
BIJLAGE 1	LIJST MET AFKORTINGEN	61
BIJLAGE 2	INTERNATIONAAL ONDERZOEK HOOFDSTROOM ANAMMOX	62
BIJLAGE 3	ANALYSEPROGRAMMA CENIRELTA	64
BIJLAGE 4	ANALYSE HORMOON- EN MEDICIJNRESTEN	65
BIJLAGE 5	TOELICHTING ACTIVITEITSTESTEN	66
BIJLAGE 6	PROCESRESULTATEN ZOMEROMSTANDIGHEDEN 2013	67
BIJLAGE 7	REFERENTIES	68

1

INLEIDING

1.1 ACHTERGROND

Sinds de lancering van het concept van de Energiefabriek in 2008 zijn al meerdere Energiefabrieken bij waterschappen gerealiseerd of nog in 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 nog 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 nitraat. Dit organisch materiaal kan in een voorbehandelingsstap vergaand worden afgevangen en worden vergist. Naast de hieraan gerelateerde extra biogasopbrengst kan flink op beluchtingsenergie worden bespaard omdat met het Anammox proces slechts de helft van het aanwezige ammonium tot nitriet hoeft te worden geoxideerd. Hiermee komt de energieneutrale rioolwaterzuivering een stap dichterbij.

1.1.1 CENIRELTA PROJECT

Het CENIRELTA project was het vervolg op het eerdere onderzoek naar de haalbaarheid van Anammox in de hoofdstroom op rioolwaterzuivering (rwzi) Dokhaven dat is afgerond in 2012 (STOWA 2013-39). In dat onderzoek vond pilotonderzoek op rioolwaterzuivering Dokhaven parallel plaats aan fundamenteel onderzoek op labschaal bij twee universiteiten.

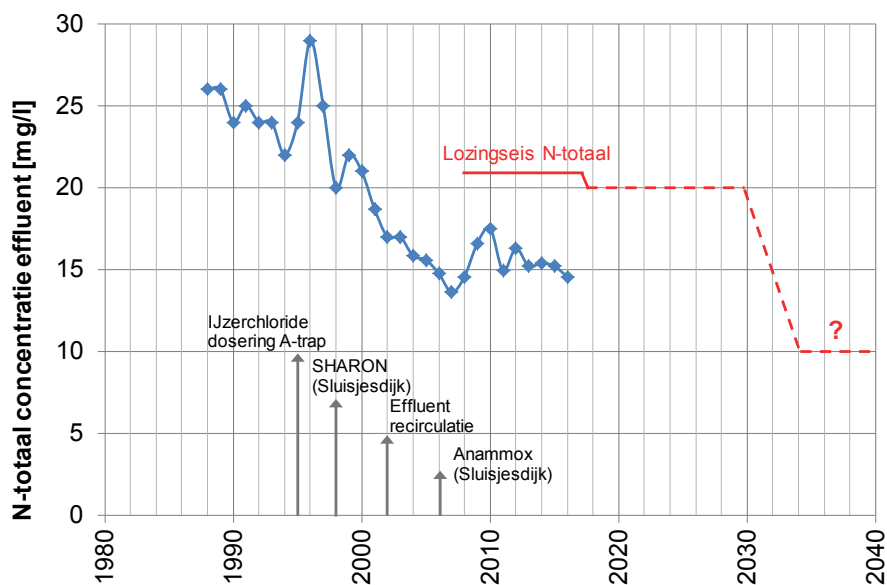
Het labschaalonderzoek toonde aan dat de toepassing van autotrofe stikstofverwijdering bij lage temperaturen en bij laag geconcentreerde stikstofstromen mogelijk is. Zelfs bij lage temperaturen konden hoge omzettingssnelheden worden bereikt. Ook kon de competitie tussen verschillende organismen goed gestuurd worden. Het realiseren van een robuust proces met stabiele effluentkwaliteit in de pilotinstallatie op Dokhaven bij temperaturen hoger dan 20°C bleek echter moeizaam. Desondanks gaven de resultaten en opgedane inzichten voldoende vertrouwen om de hoofdstroom Anammox-technologie door te ontwikkelen en te demonstreren, ook onder winteromstandigheden. Hiertoe heeft gedurende 3,5 jaar een demonstratie-installatie gedraaid op Dokhaven, met Life+ subsidie van de EU. Projectpartners bij dit vervolgproject waren Paques, STOWA en waterschap Hollandse Delta. Daarnaast heeft de TUD bijgedragen aan parallel ondersteunend onderzoek en analyses. Het hoofddoel van dit project was om aan te tonen dat het hoofdstroom Anammox proces een kosteneffectieve en duurzame methode is om stikstof uit afvalwater te verwijderen. De naam CENIRELTA staat dan ook voor *Cost Effective Nitrogen Removal from wastewater by Low Temperature Anammox*. Een belangrijk onderdeel van het CENIRELTA project was kennisdisseminatie naar andere waterbeheerders in binnen- en buitenland (Europa). Dit STOWA rapport voorziet in dat doel.

1.1.2 RIOOLWATERZUIVERINGSINSTALLATIE DOKHAVEN

De rioolwaterzuivering Dokhaven in Rotterdam heeft een capaciteit van ca. 564.000 i.e. (150 TZV) en is gebouwd op de plaats van een oude haven. De installatie ligt ondergronds, beslaat ca. 4 hectare en is gedeeltelijk in twee verdiepingen uitgevoerd.

Rwzi Dokhaven ontvangt meer dan 30% van de totale vuillast van het beheersgebied van Hollandse Delta. De installatie is ontworpen als een A-B systeem en in principe niet geschikt voor vergaande stikstofverwijdering. Ondanks diverse optimalisaties de afgelopen decennia blijft de totale stikstofverwijdering op rwzi Dokhaven daarom beperkt tot 60% en ligt de jaargemiddelde stikstofconcentratie in het effluent tussen 15-20 mgN/L (zie figuur 1-1).

FIGUUR 1-1 VERLOOP EFFLUENTCONCENTRATIES TOTAAL-STIKSTOF RWZI DOKHAVEN (1988 T/M 2016)



Binnen het beheersgebied van waterschap Hollandse Delta gelden individuele eisen per rwzi voor de stikstofverwijdering. In het recent verleende maatwerkbesluit voor rwzi Dokhaven is een individuele lozingseis voor stikstof opgenomen van 20 mg N/l jaargemiddeld (voorheen was dit 21 mg N/l). Daarnaast moet minimaal 75% van de aangevoerde hoeveelheid stikstof op de rwzi's worden verwijderd. Voor waterschap Hollandse Delta betekent dit dat, net als in het verleden, de relatief hoge stikstofconcentratie in het effluent van Dokhaven moet worden gecompenseerd door de 19 rwzi's elders in het gebied.

Uit diverse door waterschap Hollandse Delta uitgevoerde (interne) studies is gebleken dat met conventionele technologieën verdergaande verwijdering van stikstof op Dokhaven niet haalbaar is, vanwege de beperkte ondergrondse ruimte. 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 hoofdstroom Anammox kan een duurzame methode zijn om de effluentkwaliteit op Dokhaven en van zuiveringen in Nederland en de rest van Europa te verbeteren.

1.1.3 ANAMMOX THEORIE

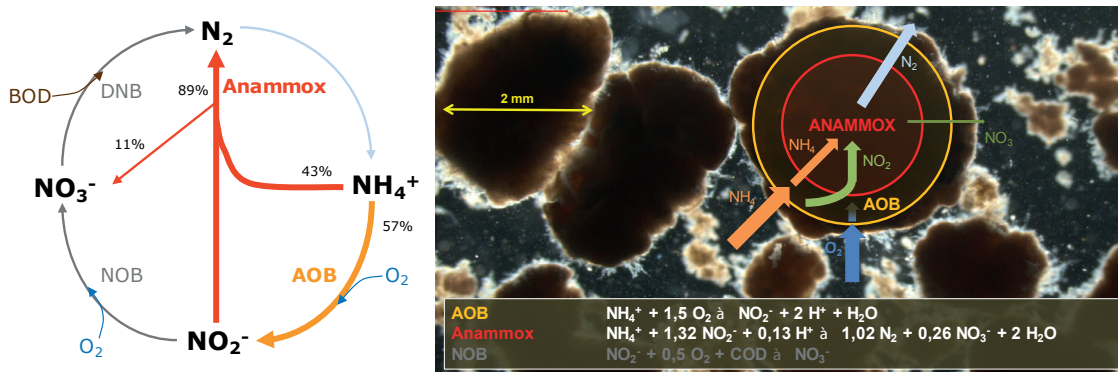
De theoretische achtergrond van het Anammox proces is al uitgebreid beschreven in onder andere de rapporten STOWA 2013-39, STOWA 2008-18, STOWA 2000-25 en STOWA 1996-21. In dit rapport wordt de achtergrond van de technologie daarom alleen beknopt toegelicht.

De spil in het CENIRELTA concept is de Anammox bacterie (Anaerobe Ammonium Oxidatie), welke in staat is om onder anoxische omstandigheden ammonium (NH_4^+) en nitriet (NO_2^-) vrijwel volledig (89%) om te zetten in stikstofgas (N_2); de resterende 11% wordt omgezet naar nitraat (NO_3^-), zie figuur 1-2. Om de totale reactie te laten plaatsvinden zijn naast Anammox (AMX) bacteriën ook ammonium oxiderende bacteriën (AOB) nodig, welke een gedeelte van het ammonium omzetten in nitriet (NO_2^-). De aanpak van het CENIRELTA project is te werken met korrelvormige biomassa waarin zich zowel de AMX bacteriën als de AOB bevinden.

Voor stikstofverwijdering via de Anammox route is ca. 60% minder zuurstof nodig dan in het conventionele zuiveringsproces via de nitrificatie-denitrificatie route. Bovendien is er geen organische stof (BZV) nodig voor de denitrificatie van nitraat. Deze organische stof kan benut worden in het vergistingsproces voor de productie van biogas en daaruit energie.

De procestechnologische uitdaging is om de gewenste bacteriepopulatie van (traag groeiende) AMX en AOB te behouden in het systeem en tegelijkertijd de groei/activiteit van nitriet oxiderende bacteriën (NOB) te onderdrukken. Deze NOB vormen namelijk een concurrent van de AMX in de omzetting van nitriet, waardoor (ongewenst) nitraat (NO_3^-) ontstaat.

FIGUUR 1-2 STIKSTOFKINGLOOP MET DE ANAMMOX SHORTCUT (L) EN ONE-STEP ANAMMOX MET KORRELSLIB (R)



Wereldwijd lopen er verschillende pilots naar hoofdstroom Anammox. Hierin worden verschillende strategieën gehanteerd, vooral met betrekking tot het type biomassa dat gebruikt wordt. Tabel 1-1 geeft een overzicht van de verschillende pilots. Meer achtergrondinformatie staat in bijlage 5.

TABEL 1-1 WERELDWIJD OVERZICHT HOOFDSTROOM ANAMMOX PILOT ONDERZOEK

Locatie	Omvang	type biomassa	type reactor/bedrijfsvoering
Strass rwzi (Oostenrijk)		korrelslib + vlokkig slib	full scale test, met continu slib ent vanuit deelstroom Anammox reactor
Blue plains rwzi (VS)	200 l	korrelslib + vlokkig slib	reactor met 8 compartimenten, oxisch en anoxisch
Sjölunda rwzi (Zweden)	2,6 m ³	slib op drager + vlokkig slib	
rwzi Nieuwveer, Breda (Nederland)	7 m ³	korrelslib	bedreven als SBR
Rwzi Rubí (Spanje)	1 m ³	2x korrelslib	nitritatie en Anammox gescheiden (met elk eigen slibretentie)
rwzi Dokhaven, Rotterdam (Nederland)	4 m ³	korrelslib	

1.2 PROJECTDOELSTELLINGEN

Het overkoepelende doel van CENIRELTA is aan te tonen dat toepassing van Anammox in de hoofdstroom van een communale rwzi een *effectieve, robuuste, duurzame* en *kostenefficiënte* technologie biedt voor de verwijdering van stikstof uit huishoudelijk afvalwater.

EFFECTIVITEIT

De effectiviteit van de stikstofverwijdering kan worden beoordeeld op basis van het verwijderingsrendement of vanuit een gewenste effluentconcentratie, welke uiteraard aan elkaar gerelateerd zijn. In het algemeen is vanuit de vergunningseisen vooral de effluentconcentratie doorslaggevend voor het beoordelen van de effectiviteit.

ROBUUSTHEID

Onder robuustheid wordt verstaan dat het proces ongevoelig is voor interne en externe (ver) storingen. Interne robuustheid betreft bijvoorbeeld de storingsgevoeligheid van de demonstratie-installatie en de mate waarin de stuurparameters van het proces voldoende nauwkeurig gemeten en geregeld kunnen worden. De voornaamste externe verstoringen van het proces zijn de fluctuerende karakteristieken van het voedingswater waaronder debiet, temperatuur en samenstelling.

DUURZAAMHEID

De mate van duurzaamheid wordt beoordeeld aan de hand van netto energieverbruik, rest-slibproductie (kg/dag) en chemicaliënverbruik.

KOSTENEFFICIËNTIE

Kostenefficiëntie wordt beoordeeld aan de hand van kapitaalslasten en operationele kosten.

De hoofddoelstelling van het project is opgesplitst in de volgende twee subdoelstellingen:

- 1 Effectiviteit en robuustheid: Verwijderingsrendement voor stikstof N-totaal hoger dan 85% en een concentratie lager dan 2 mg/l in het effluent; dit wordt bereikt in 2 stappen:
 - a stikstofverwijdering jaargemiddeld tot ≤ 10 mg N/l met Anammox in de hoofdstroom;
 - b nazuivering met denitrificerend zandfilter tot 2 mg N/l.
- 2 Duurzaam en kostenefficiënt;
 - a Energiebesparing van 50-60% (ten opzichte van een conventionele rwzi);
 - b Spuislibproductie ten behoeve van vergisting 20% hoger (ten opzichte van een conventionele rwzi).

Daarnaast werd beoogd met CENIRELTA het zwevend stof gehalte in het effluent omlaag te brengen (≤ 4 mg/l) en de concentraties van microverontreinigingen in het effluent met 20% te verlagen.

Subdoelstelling 1 is toegespitst op effectiviteit en robuustheid van het proces en wordt getest met de demonstratie installatie bij een temperatuur van het afvalwater tussen 10 en 25 °C.

Subdoelstelling 2 heeft betrekking op de verschillende onderdelen van het afvalwaterzuiveringsproces (waterlijn of sliblijn) en wordt beoordeeld aan de hand van de prestaties van de huidige A-trap op Dokhaven, de sliblijn op Sluisjesdijk en de economische analyse.

1.2.1 DOELSTELLINGEN SPECIFIEKE SITUATIE DOKHAVEN

Het behalen van een effluent stikstofconcentratie van < 10 mg/l op rwzi Dokhaven kan vertaald worden in een te behalen volumetrische stikstofverwijdering in de ruimte van de

bestaande B-trap. De jaargemiddelde stikstofconcentratie in de aanvoer naar de B-trap is 19 mg/l en de volumetrische stikstofbelasting is 344 g N/(m³*d). Om N < 10 mg/l te bereiken is 9,0 mg/l verwijdering nodig. Dit komt overeen met een jaargemiddelde volumetrische verwijdering van 163 g N/(m³*d).

1.3 LEESWIJZER

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op het materiaal en de methode op basis waarvan dit project is uitgevoerd. Daarna volgt een hoofdstuk met resultaten van de full scale A-trap op Dokhaven en sliblijn op slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk. Hoofdstuk 4 focust uitsluitend op de resultaten van de demonstratie-installatie die gedurende 3,5 jaar operationeel is geweest op rwzi Dokhaven. In dit hoofdstuk komen ook de belangrijkste conclusies en aanbevelingen terug van dit specifieke onderdeel van het CENIRELTA project. In hoofdstuk 5 staan de resultaten van de economische analyse van het CENIRELTA concept voor een groene weide situatie. In hoofdstuk 6 komt kort de inpassing van de hoofdstroom Anammox op rwzi Dokhaven aan bod, met oog voor technologische en technische aspecten. Tot slot wordt er stilgestaan bij de hoofdconclusies en aanbevelingen van het CENIRELTA project.

2

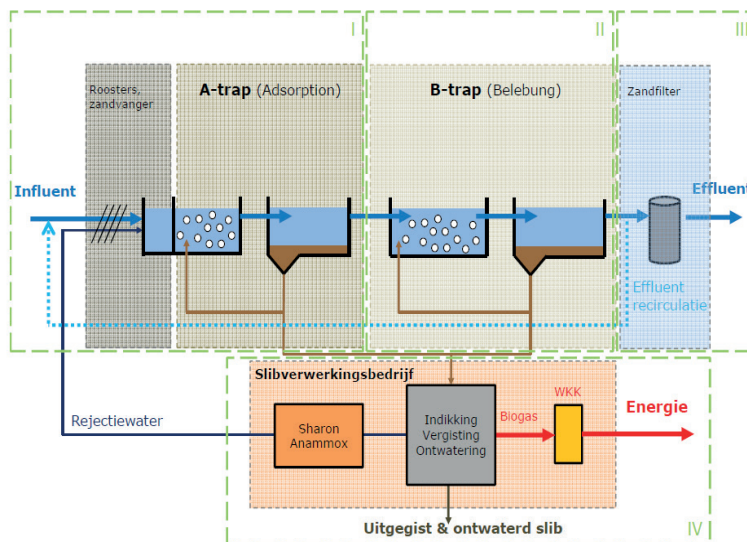
MATERIAAL EN METHODE

2.1 INLEIDING

De projectdoelen worden gestructureerd uitgewerkt door het CENIRELTA project in vier deelaspecten op te knippen (zie Figuur 2-1). Om het totale CENIRELTA zuiveringsconcept te demonstreren wordt gebruik gemaakt van een combinatie van full scale en demonstratie-schaal elementen.

- I A-trap (full scale Dokhaven);
- II Anammox in de hoofdstroom ter vervanging van de B-trap (demonstratie-schaal);
- III Nazuivering met denitrificerend zandfilter (demonstratie-schaal);
- IV Sliblijn (full scale Sluisjesdijk)

FIGUUR 2-1 DE VIER DEELASPECTEN VAN CENIRELTA



2.2 MATERIAAL

2.2.1 RWZI DOKHAVEN

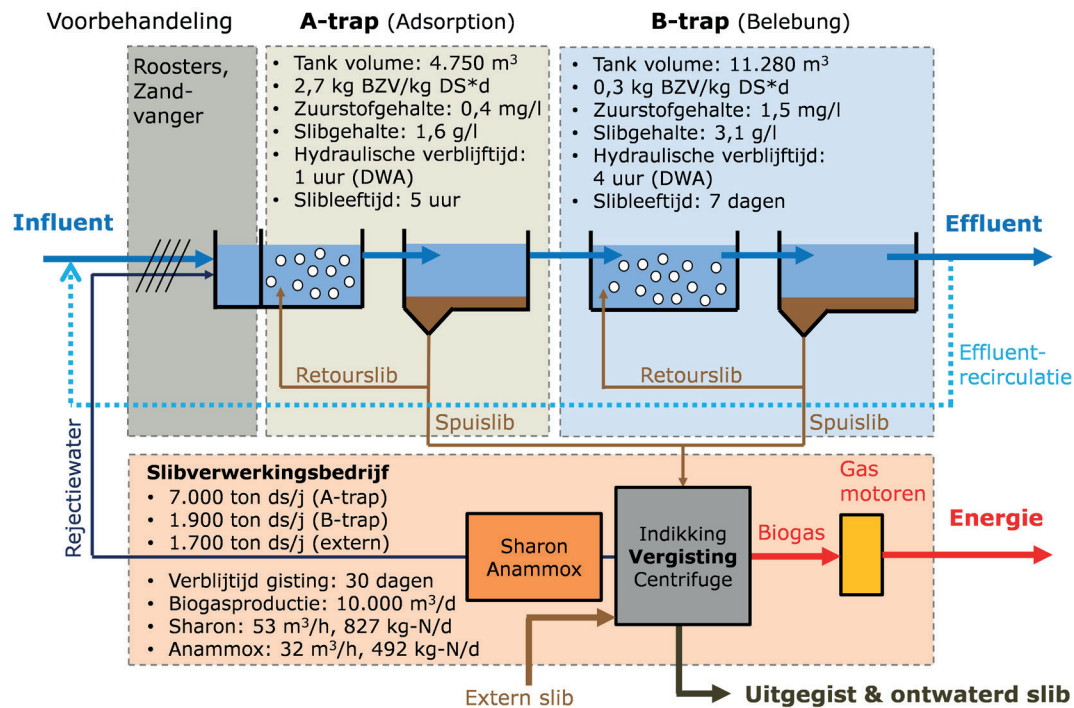
De rioolwaterzuiveringsinstallatie Rotterdam Dokhaven is de grootste zuivering van waterschap Hollandse Delta, met een biologische capaciteit van 564.000 i.e. (o.b.v. 150 gr TZV) en een hydraulische capaciteit van 19.000 m³/h. Het spuislib van Dokhaven wordt verwerkt op het nabijgelegen slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk. Dokhaven is ontworpen als een AB-systeem met een hoog belaste A-trap en een lager belaste B-trap, zie Figuur 2-2 voor het processchema van de zuivering en het slibverwerkingsbedrijf.

Na voorbehandeling van het afvalwater (roostergoedverwijdering en zandvang) wordt het water eerst behandeld in de A-trap (*Adsorption*) waar het afvalwater wordt belucht en in contact wordt gebracht met actiefslib waarbij organisch materiaal uit het afvalwater wordt verwijderd. Door het hanteren van een relatief lage zuurstofconcentratie in combinatie met

een korte hydraulische verblijftijd (1 uur bij DWA tot ca. 15 minuten bij RWA, exclusief verblijftijd in tussenbezinktank) en hoge slibbelasting wordt het organische materiaal voornamelijk geadsorbeerd in plaats van geoxideerd. Op deze manier kan via de slibverwerking maximaal biogas en energie worden teruggewonnen. In de A-trap wordt ijzer(III)chloride gedoseerd om fosfaat te binden en via het spuislib uit het water te verwijderen. Dit vlokingsmiddel zorgt tevens voor een verbeterde afvang van fijne deeltjes.

In de B-trap (*Belebung*) wordt het afvalwater opnieuw belucht en gemengd met actiefslib. Hierbij worden de organische stoffen nog verder verwijderd. Door de lagere biologische belasting en de daaruit volgende hogere slibleeftijd vindt er ook nitrificatie van stikstof plaats.

FIGUUR 2-2 PROCESSHEMA RWZI DOKHAVEN EN SLIBVERWERKINGSBEDRIJF SLUISJESDIJK



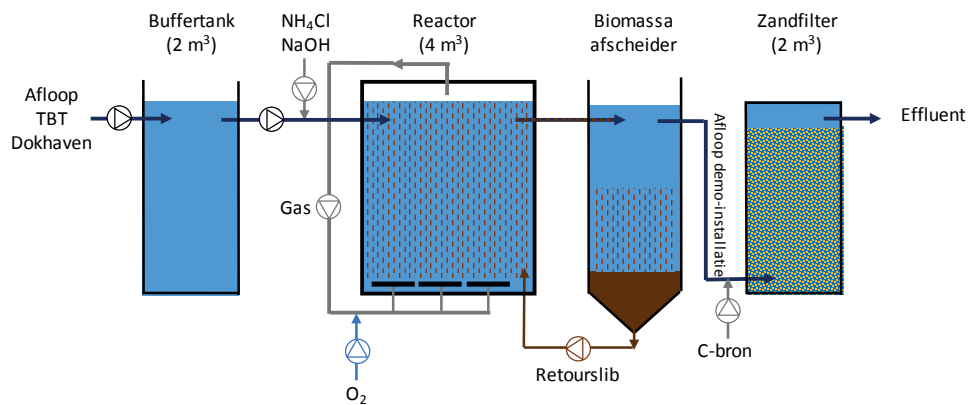
Een belangrijke invloedsfactor op de procesresultaten van Dokhaven is de recirculatie van effluent naar het begin van het proces. Door deze circulatie vindt aanvullende denitrificatie plaats van nitraatrijk effluent in de A-trap en kan ook de hydraulische belasting van de A-trap beter gestuurd worden (afvlakken fluctuaties influentdebiet). De effluentrecirculatie heeft ook effect op de samenstelling van de aanvoer naar het hoofdstroom Anammox proces in de demonstratie-installatie, voor een nadere toelichting wordt verwezen naar hoofdstuk 2.3.2.

2.2.2 ANAMMOX DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

De belangrijkste onderdelen van de Anammox demonstratie-installatie zijn een buffertank, de Anammox reactor, een biomassa-afscheider en een (tijdelijk geïnstalleerd) nageschakeld zandfilter.

FIGUUR 2-3

SCHEMA CENIRELTA DEMONSTRATIE-INSTALLATIE; BUFFERTANK, REACTOR, BIOMASSA-AFSCHIEDER, NAGESCHAKELD ZANDFILTER



BUFFERTANK

De buffertank heeft een volume van 2 m³ en wordt op basis van niveau gevoed met water uit de afloop van de bezinktank van de A-trap van Dokhaven. Het water in de buffertank wordt over de tank zelf rondgepompt om eventuele bezinking van vaste stof te voorkomen. Indien gewenst, kan deze recirculatiestroom verwarmd of gekoeld worden, zodat de temperatuur in de Anammox reactor geregeld kan worden, onafhankelijk van de temperatuur van het afvalwater. Tevens is het mogelijk om NH₄Cl te doseren. In de eerste fase van het project is dit gedaan om te compenseren voor de verdunning van het afvalwater als gevolg van de interne effluentrecirculatie over Dokhaven (zie 2.3.2 voor nadere toelichting).

ANAMMOX REACTOR

De Anammox reactor is een gesloten ideaal gemengde reactor met een volume van 4 m³. Vanwege de schaalgrootte van de reactor, zijn menging en luchtinput van elkaar gescheiden. Menging van de reactorinhoud vindt plaats door gasinbreng via schotelbeluchters op de bodem van de reactor. De toevoer van verse lucht aan de gascirculatie wordt gerealiseerd met een aparte compressor en wordt geregeld op basis van het zuurstofsetpoint in de reactor. Als gevolg van de gascirculatie over de reactor treedt er ophoping van CO₂ op, waardoor de pH daalt. Om hiervoor te corrigeren, kan de pH geregeld worden met behulp van een loogdosering.

FIGUUR 2-4

DEMONSTRATIE INSTALLATIE OP RWZI DOKHAVEN



BIOMASSA AFSCHIEDER

Vanuit de Anammox reactor stroomt de reactorinhoud via een overloop naar een biomassa afscheider. Hier vindt de scheiding tussen vlokkelig materiaal en korrelvormige biomassa plaats. Vanuit de biomassa afscheider wordt de korrelvormige biomassa teruggevoerd naar de Anammox reactor. Het effluent inclusief het vlokkelige materiaal verlaat de Anammox installatie. Om de juiste scheiding tussen vlokkelig materiaal en korrelvormige biomassa te realiseren, kan een deel van het bezinkoppervlak buiten gebruik gesteld worden of juist bijgeschakeld worden.

2.2.3 ZANDFILTER

Nabehandeling van het effluent van de Anammox installatie werd tijdelijk uitgevoerd met behulp van een denitrificerend zandfilter voor verwijdering van NO_x en zwevende stof. Het zandfilter (Figuur 2-5) werd gevoed met een gedeelte van het effluent van de Anammox installatie. Dagelijks werd het zandbed automatisch teruggespoeld. Het spoelwater werd afgevoerd naar de B-trap van Dokhaven. De externe koolstofbron (Acetol-80) werd met een vast debiet gedoseerd.

FIGUUR 2-5 NAGESCHAKELD ZANDFILTER



2.2.4 SLIBLIJN SLUISJESDIJK

De sliblijn van de demonstratie-installatie bestaat uit het full scale slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk.

Het geproduceerde slib uit de A-trap en het spuislib van de huidige B-trap worden separaat via een pijplijn naar Sluisjesdijk vervoerd. Het A-trap slib wordt daar gravitair en het B-trap slib mechanisch ingedikt. Daarna worden deze stromen samen met een hoeveelheid extern slib gevoed aan de slibgistingstank waar de slibmassa bij ca. 35 °C wordt vergist. Het uitgegiste slib wordt ontwaterd met centrifuges waarna het met vrachtwagens wordt afgevoerd naar een slibverbrandingsinstallatie. Het vrijkomende water bij de ontwatering (rejectiewater) wordt behandeld in achtereenvolgens een SHARON en een Anammox-installatie. Met deze reactoren wordt ca. 15% van de totale stikstofvracht op de rwzi verwijderd.

Tijdens de duur van het CENIRELTA project is ijzerchloride gedoseerd op de invoer van de gravitaire indickers om een verbeterd drogestofrendement te verkrijgen.

2.3 METHODE

2.3.1 RWZI DOKHAVEN

Binnen dit deelaspect is de A-trap van Dokhaven gemonitord qua slibbelasting, slibproductie en het energieverbruik. Dit is de input voor de economische analyse. Daarnaast is de kwaliteit (o.a. BZV/N verhouding) van de aanvoer en afloop A-trap gemonitord. Dit is relevante informatie aangezien de afloop van de A-trap het influent is voor de hoofdstroom-Anammox-demonstratie-installatie.

2.3.2 ANAMMOX DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

FILOSOFIE PROCESAANSTURING

Een belangrijk voordeel van een tweetraps-zuiveringssysteem zoals rwzi Dokhaven is de compactheid. Hier staat wel tegenover dat het zuiveringsproces relatief zwaar belast wordt in vergelijking met conventionele (laagbelaste) actiefslib-systemen. Uitgangspunt voor de aansturing van de demonstratie-installatie is dat de stikstofbelasting van het proces ongeveer gelijk is aan die van de B-trap van Dokhaven ($344 \text{ kg N/m}^3_{\text{reactor}} \cdot \text{dag}$) en dus representatief voor de praktijksituatie. Hoewel de demonstratie-installatie bedreven werd met een constant debiet en dus niet belast werd met debietfluctuaties zoals rwzi Dokhaven (dag-nacht patroon, RWA-omstandigheden), kreeg het proces wel fluctuaties in watersamenstelling te verwerken. Zoals bijvoorbeeld de dag-nacht variatie in ammonium concentratie en zwevende stof piekuitspoeling uit de A-trap bij RWA.

Een belangrijke bijdrage aan de stikstofverwijdering in rwzi Dokhaven wordt geleverd door de recirculatie van nitraatrijk effluent naar het begin van het proces, voor aanvullende denitrificatie in de A-trap. Het gevolg hiervan is dat (1) de hydraulische belasting van de A-trap toeneemt en dat (2) het afvalwater wordt verdund en de concentraties ammonium in de afloop van de tussenbezinktank (het voedingswater voor de demonstratie-installatie) relatief laag zijn.

Als hoofdstroom Anammox uiteindelijk geïmplementeerd wordt in de B-trap van Dokhaven, dan is de effluentrecirculatie nog deels nodig voor het goed laten functioneren van de A-trap. Daarom zal het Anammox proces moeten kunnen omgaan met verdund afvalwater.

Gedurende het demonstratieproject zijn de situatie met en zonder effluentrecirculatie op Dokhaven gesimuleerd. In fase I, van september 2013 tot en met juni 2015, is de installatie belast met een relatief laag debiet en een hoge ammoniumconcentratie (door aanvullende dosering van ammoniumchloride). In fase II, van juli 2015 tot en met november 2016 is de installatie belast met een relatief hoog debiet en een lage ammoniumconcentratie (stop dosering ammoniumchloride). Voor beide situaties was de volumetrische stikstofbelasting van het proces ongeveer gelijk (in $\text{kg N/m}^3_{\text{reactor}} \cdot \text{dag}$).

WATERTEMPERATUUR

Een belangrijke onderzoeksvraag is wat de invloed van de watertemperatuur is op het hoofdstroom Anammox proces. Bij lagere temperaturen daalt de activiteit van de bacteriën, waardoor de effectiviteit van het proces mogelijk te ver terug loopt. Om niet volledig afhankelijk te zijn van de weersomstandigheden zijn een verwarmings- en koelinstallatie geplaatst waarmee de watertemperatuur gestuurd kan worden (in de buffertank). In de loop van het project wordt de watertemperatuur steeds verder verlaagd om de invloed van lage temperaturen op het proces vast te kunnen stellen.

AANSTURING EN REGELING DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

In de demonstratie-installatie wordt een aantal parameters (online) gemeten en/of gestuurd. In Tabel 2-1 is een overzicht weergegeven van de belangrijkste stuurparameters en de wijze waarop ze geregeld worden.

TABEL 2-1

AANSTURING EN REGELING DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

Parameter	Meting	Regeling
Influentdebiet	Online debietmeter	FO-regeling aanvoerpomp o.b.v. online meting
Gasdebiet reactor t.b.v. menging/ opschuring	Rotameter	Rotameter
Opgelost zuurstofgehalte	Online (1 sturende en 1 controlerende sensor)	Toevoeging verse lucht o.b.v. setpoints
pH	Online sensor	Natronloogdosering o.b.v. pH setpoints
Watertemperatuur	Online sensor	Koeling of verwarming inhoud buffertank
Opstroomsnelheid biomassa afscheider	Debiet / beschikbaar bezinkoppervlak	Afsluiten bezinkoppervlak
Slibretourdebiet	Clamp-on debietmeter slibretourleiding	Knijpen flow slibretour

MEETPROGRAMMA

Om het proces en de biologische omzettingen te monitoren is een uitgebreid analyseprogramma opgesteld. Een overzicht van het totale analyseprogramma is opgenomen in bijlage 3. Hier volgt een beknopte toelichting.

De centrale doelstelling van het proces is de stikstofverwijdering. De stikstofconcentraties in het water worden dan ook via verschillende wegen geanalyseerd, zie Tabel 2-2. Korrelvormige biomassa met daarin de benodigde bacteriën moeten zorgen voor voldoende stikstofomzetting via de Anammox-route. Het is dus van belang om de kwantiteit en kwaliteit van het korrelslib goed te registreren. In Tabel 2-3 zijn de uitgevoerde slibanalyses opgesomd.

Parallel aan de reguliere bemonstering van rwzi Dokhaven door Aquon is een projectmatig meetprogramma opgezet ten behoeve van CENIRELTA. Naast de al eerder genoemde stikstofconcentraties wordt in dit meetprogramma met uiteenlopende frequentie nog een aantal afvalwaterkarakteristieken bemonsterd, zoals de concentraties zwevende stof, CZV, BZV en fosfaat (zowel aanvoer als afvoer van de demonstratie-installatie). Ook de concentraties calcium en magnesium, die van belang zijn voor een goede korrelvorming van de biomassa, zijn periodiek gemeten in het voedingswater naar de demonstratie-installatie.

Ook zijn een drietal analyses uitgevoerd op de aanwezigheid van 28 soorten medicijnresten in het afvalwater en de eventuele verwijdering ervan in de demonstratie-installatie. Uit deze analyses blijkt dat 4 van de 28 soorten medicijnresten deels (60 tot 90%) en 9 van de 28 matig (5 tot 20%); voor de overige 15 soorten was de inkomende concentratie beneden de detectiegrens. De resultaten van deze analyses vallen buiten de belangrijkste doelstelling met betrekking tot de demonstratie-installatie (stikstofverwijdering) en worden niet besproken in de resultaat hoofdstukken. De resultaten zijn wel opgenomen in bijlage 4.

Naast de procesgegevens van de demonstratie-installatie worden ook alle relevante gegevens van rwzi Dokhaven verzameld en gerelateerd aan het functioneren van de demonstratie-installatie. Dit geldt voor de stikstofconcentraties, maar ook voor alle andere meetgegevens en omstandigheden die van invloed kunnen zijn op de demonstratie-installatie (influent- en

recirculatiegebieten, de karakteristieken van de afloop tussenbezinktank zoals temperatuur, troebelheid, zwevende stof, BZV en CZV concentraties).

TABEL 2-2 STIKSTOFANALYSES CENIRELTA

Method	Monster	Parameter	Meetfrequentie
Online analyser (Applikon)	Gefilterd steekmonster voeding en afloop demonstratie-installatie	NH ₄ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N	Elke 30 minuten
Cuvettentests (Hach)	Gefilterd etmaal verzamelmonster voeding en afloop demonstratie-installatie	NH ₄ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N	Dagelijks
Labmeting	Gefilterd etmaal verzamelmonster voeding en afloop demonstratie-installatie	N _{Kj} -N, NH ₄ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N	Elke 6 dagen

TABEL 2-3 SLIBANALYSES CENIRELTA

Analyse	Meetfrequentie
Slibvolume (ml/l)	Dagelijks
Slibconcentratie (g/l)	Wekelijks
Slibfoto's binoculair	Wekelijks
Asrest	Maandelijks
Korrelgrootteverdeling	Eens per 2 maanden
FISH analyses	Eenmalig

AANSTURING BIOLOGISCHE STIKSTOFOMZETTINGEN

De regeling van de stikstofverwijdering vindt plaats op basis van het zuurstofgehalte in de vloeistof. Met het zuurstofgehalte worden de volgende drie biologische reacties gestuurd:

1. Ammonium oxiderende bacteriën (AOB) $\text{NH}_4^+ + 1,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2 \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
2. Nitriet oxiderende bacteriën (NOB) $\text{NO}_2^- + 0,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$
3. Anammox bacteriën $\text{NH}_4^+ + 1,32 \text{NO}_2^- + 0,13 \text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2 + 0,26 \text{NO}_3^- + 2 \text{H}_2\text{O}$

Het zuurstofgehalte heeft een direct effect op reacties 1 en 2, omdat het één van de reactanten is. Op reactie 3 heeft het zuurstofgehalte een indirect effect, doordat enerzijds Anammox geïnhibeerd wordt door zuurstof (in die gevallen dat niet alle zuurstof door de aerobe laag op de korrels geconsumeerd wordt) en anderzijds door de onbedoelde oxidatie van nitriet naar nitraat door NOB. Reacties 1 en 2 zijn echter in verschillende mate afhankelijk van de zuurstofconcentratie.

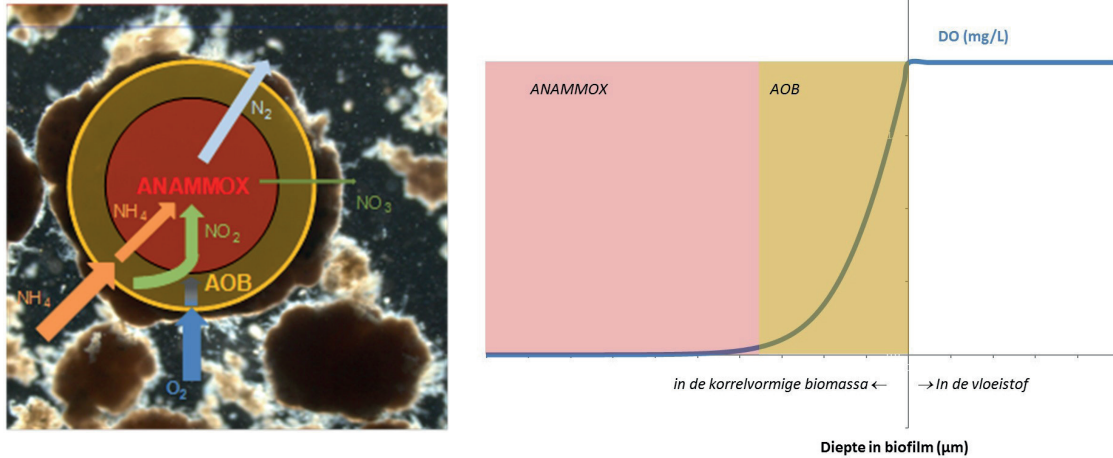
Het effect op de omzettingssnelheid wordt weergegeven door de zogenaamde Monod term te introduceren:

$$r_{\text{AOB}} = r_{\text{max}} \times \frac{\text{DO}}{K_{\text{DO,AOB}} + \text{DO}} \quad (1)$$

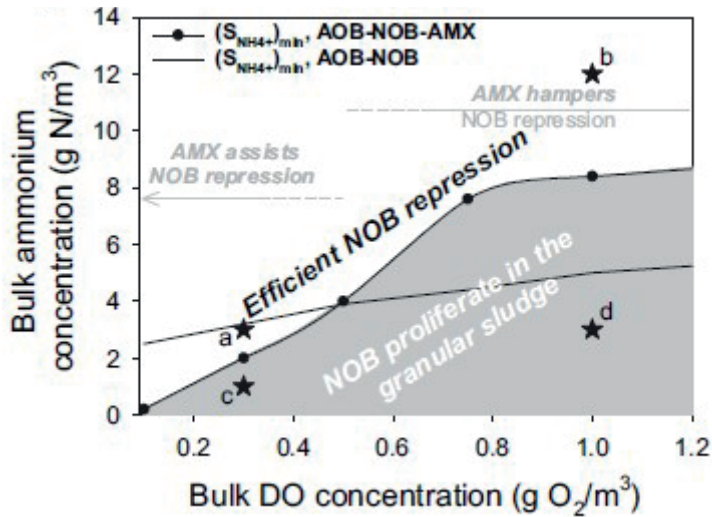
$$r_{\text{NOB}} = r_{\text{max}} \times \frac{\text{DO}}{K_{\text{DO,NOB}} + \text{DO}} \quad (2)$$

Hier wordt uitgegaan van een hogere affiniteit van de AOB voor zuurstof dan de NOB. De concurrentie voor zuurstof tussen AOB en NOB worden gerealiseerd door het creëren van een zuurstofprofiel in de aerobe biofilm op de korrelvormige biomassa, zoals weergegeven in Figuur 2-6 en Figuur 2-7. Hierbij is ook de ammoniumconcentratie in de vloeistof van belang, zoals beschreven in Perez et al. (2014). Praktisch gezien betekent dit dat het zuurstofgehalte verlaagd moet worden naarmate de ammoniumconcentratie lager is, zoals ook te zien is in Figuur 2-7.

FIGUUR 2-6 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN HET ZUURSTOFPROFIEL IN DE AEROBE BIOFILM OP DE KORREL VORMIGE BIOMASSA



FIGUUR 2-7 ZUURSTOF- (DO) VERSUS AMMONIUMCONCENTRATIE IN DE VLOEISTOF (UIT: PEREZ ET AL. (2014)). IN HET GRIJZE GEBIED KRIJGEN DE ONGEWENSTE NOB EEN KANS



In de praktijk is dit te realiseren in bijvoorbeeld een propstroomreactor. In het begin van de reactor, waar ammoniumconcentratie hoog is, kan dan een hoog zuurstofgehalte ingesteld worden. Aan het eind van de propstroomreactor zal een lager zuurstofgehalte ingesteld moeten worden om tot een lage effluent ammoniumconcentratie te kunnen komen, zonder daarbij de NOB een competitief voordeel te geven. Deze wijze van procesregeling wordt ook toegepast in de hoofdstroom Anammox demonstratie installatie, waarin afhankelijk van de effluent ammoniumwaarden het zuurstof setpoint online bijgesteld wordt.

ACTIVITEITSTESTEN

De technologische uitdaging van het hoofdstroom Anammox proces is om een zuurstofgehalte op te leggen waarbij zowel de (aerobe) AOB als de (anoxische) Anammox voldoende actief zijn om de benodigde stikstofomzetting te realiseren. Vanwege de tegengestelde ideale procesomstandigheden met betrekking tot het zuurstofgehalte zal de werkelijke activiteit van de AOB en Anammox altijd lager zijn dan de maximale activiteit.

Om zicht te krijgen op de maximale activiteit (=capaciteit) van de AOB en de Anammox worden activiteitstesten uitgevoerd, waarbij de omzettingcapaciteit wordt bepaald onder ideale omstandigheden (ideale zuurstofconcentratie, geen stikstoflimitatie). In de eerste

plaats zijn de activiteitstesten uitgevoerd onder nauwkeurig gecontroleerde (lab)omstandigheden door de Technische Universiteit Delft, zie bijlage 5 voor een omschrijving van deze OxiTop experimenten. Daarnaast worden meer pragmatische activiteitstesten ter plaatse op Dokhaven uitgevoerd. Deze bieden een lagere nauwkeurigheid dan de OxiTop testen, maar geven een goede indicatie van de maximale AOB en Anammox activiteit.

2.3.3 ZANDFILTER

Het zandfilter wordt gevoed met een gedeelte van het effluent (ca. 2,5 m³/h) van de hoofdstroom Anammox demonstratie-installatie en één maal per dag teruggespoeld. De prestaties van het zandfilter worden gemonitord op basis van de verwijdering van stikstof (met name NO_x) en zwevende stof. De concentraties NH₄-N, NO₂-N en NO₃-N van 24u-verzamelm monsters worden dagelijks bepaald met behulp van cuvettesten.

2.3.4 SLIBLIJN SLUISJESDIJK

Binnen dit deelaspect wordt gekeken naar de slibbalans, biogasproductie en de ontwatering van het spuislib (PE verbruik en droge stof gehalte). Deze informatie wordt gebruikt voor de economische analyse.

3

RESULTATEN A-TRAP EN SLIBLIJN

In dit hoofdstuk worden de resultaten toegelicht met betrekking tot de full scale onderdelen van de in hoofdstuk 2 benoemde deelaspecten van CENIRELTA; (1) de A-trap van rwzi Dokhaven en (2) de sliblijn van slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk

3.1 A-TRAP DOKHAVEN

Het A-trap gedeelte van het CENIRELTA demonstratieproject is gebaseerd op de resultaten van de full scale rwzi Dokhaven. Er is gebruik gemaakt van de reguliere bemonsteringen die elke 6 dagen plaatsvinden.

De belasting van de rwzi Dokhaven heeft in de projectperiode gelegen tussen 410.000 en 450.000 i.e. (150 g TZV). De gemiddelde hydraulische aanvoer bedroeg 120.000-130.000 m³/d. Op droogweerdagen wordt effluent ten behoeve van denitrificatie gerecirculeerd. Dit leidt tot verlaagde concentraties in de aanvoer van de A-trap. De totale effluentrecirculatie is in de projectperiode opgevoerd van gemiddeld ca. 70.000 m³/d in 2012 en 2013 tot ca. 100.000 m³/d in 2014-2016.

De toevoer naar de A-trap bestaat uit de som van het influentdebiet, het rejectiewaterdebiet van slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk en het recirculatie debiet. In de A-trap wordt naast fosfaat vooral droge stof en geadsorbeerd BZV en CZV verwijderd. Dit leidt tot de samenstelling van de afloop A-trap zoals weergegeven in tabel 3-1.

TABEL 3-1 SAMENSTELLING AFLOOP A-TRAP EN BEDRIJFSVOERING TUSSEN 2011 EN 2016

	eenheid	2011	2012	2013	2014	2015	2016
CZV	mg/l	76	74	78	85	84	66
CZV-rendement	%	73	72	69	67	66	73
BZV	mg/l	23	22	23	25	27	22
BZV-rendement	%	80	81	78	77	75	80
N-Kj	mg/l	18,2	18,6	18,9	18,5	18,2	18,1
NKj-rendement	%	39	31	32	30	29	33
Onopgeloste stoffen	mg/l	32	28	31	36	40	35
BZV/N-ratio	-	1,28	1,16	1,21	1,32	1,50	1,26
Recirculatie effluent	%	64%	51%	61%	80%	88%	77%
Slibproductie A-trap	kg/i.e./d	35	39	39	39	39	39
E-beluchting A trap	kWh/i.e./jr	6,31	6,83	6,25	5,95	5,23	5,32

Zoals te zien in tabel 3.1 neemt de BZV/NKj-verhouding tussen 2012 en 2015 toe. Dat komt door een geleidelijke verhoging van de effluentrecirculatie. In de afloop van de A-trap (en de toevoer van de Anammox-installatie) ligt de BZV/NKJ- verhouding tussen 1,2 (2012) en 1,5 (2015).

3.2 TUSSENCONCLUSIES A-TRAP

De verwijdering van BZV en CZV in de A-trap is 75-80 resp. 65-70%. Dat is ruimschoots hoger dan bij standaard voorbezinking (35%) of voorbezinking met preprecipitatie. Door de verhoogde recirculatie in 2014 en 2015 (bij droog weer) is het rendement iets teruggelopen.

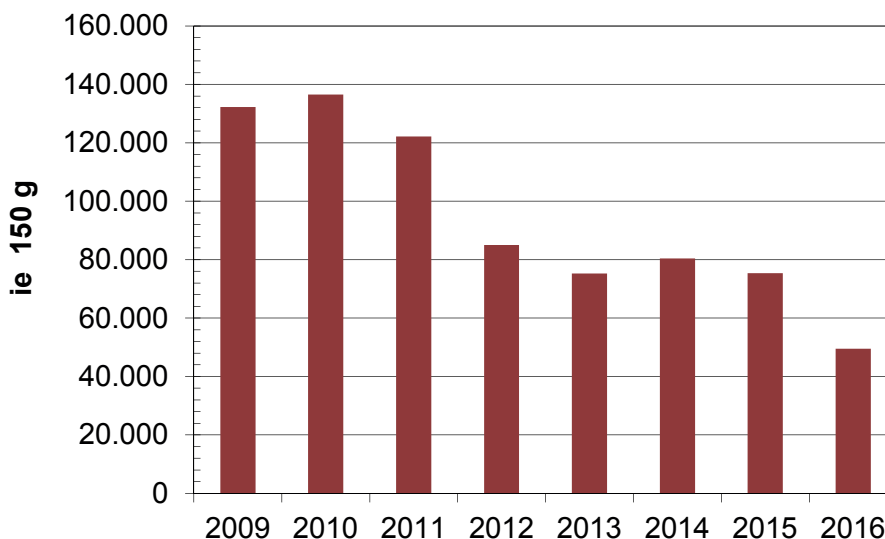
In de A-trap ontstaat een afvalwater met een BZV/N verhouding van 1,2 – 1,5. Dit is ongunstig voor conventionele rwzi's met stikstofverwijdering, maar wel geschikt voor een hoofdstroom Anammox. Aandachtspunt is het zwevende stofgehalte van het afvalwater. Dit is gemiddeld relatief laag (30-40 mg/l), maar vertoont soms hoge pieken.

3.3 SLIBLIJN

Naast het A-trapslib wordt slib uit de huidige B-trap van Dokhaven en slib van enkele externe zuiveringen naar de gisting gevoerd.

Vanaf april 2012 is gestart met het doseren van ijzerchloride op de indikkers van het A-trapslib. Hiermee is de terugvoer van CZV, stikstof en droge stof naar de A-trap van Dokhaven ca. 30% afgenomen (zie Figuur 3-1).

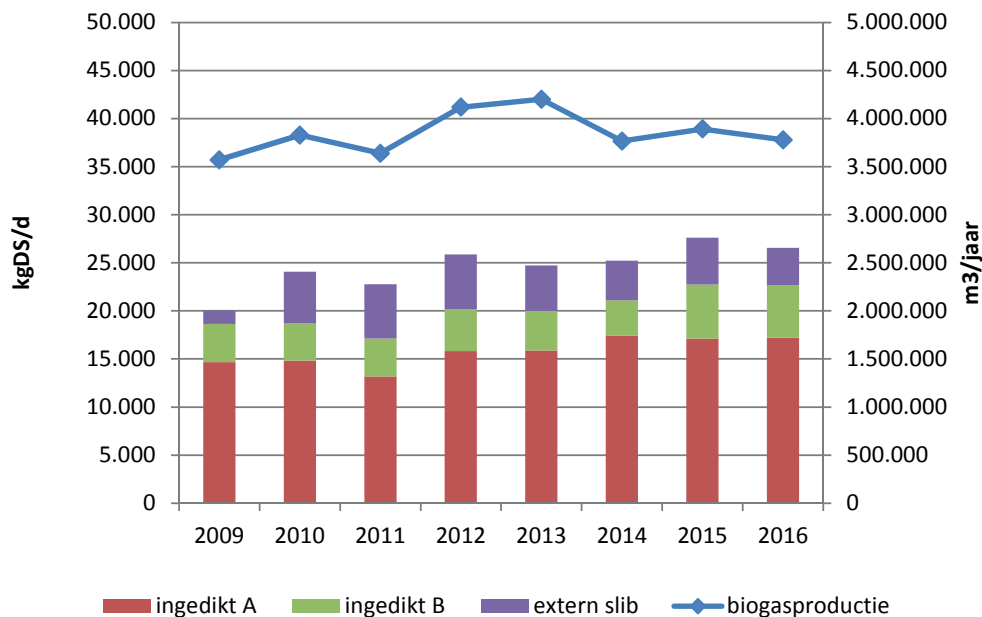
FIGUUR 3-1 GEMETEN BELASTING RETOOURSTROOM SLIBVERWERKING



De slibproductie en biogasproductie na indikking is weergegeven in Figuur 3-2. In de figuur is onderscheid gemaakt tussen spuislib uit de A-trap (na indikking) en de totale toevoer naar de gistingstanks.

FIGUUR 3-2

GEMETEN SLIBTOEVOER EN BIOGASPRODUCTIE IN DE GISTINGSTANKS VAN RWZI DOKHAVEN



3.4 TUSSENCONCLUSIES SLIBLIJN

De slibproductie in de A-trap is gestegen van ca. 35 gDS/i.e.₋₁₅₀/d in 2011 tot 39 gDS/i.e.₋₁₅₀/d in 2012-2016.

De biogasproductie is in 2012 en 2013 toegenomen tot boven de 4 miljoen m³. In de jaren 2014-2016 is de (gemeten) productie wat lager, als gevolg van een structurele storing aan de gashouder en leidingwerk.

4

RESULTATEN HOOFDSTROOM ANAMMOX DEMONSTRATIE-INSTALLATIE EN ZANDFILTRATIE

In dit hoofdstuk worden de resultaten met betrekking tot de twee demonstratie-schaal deelaspecten van het CENIRELTA concept toegelicht; (1) de hoofdstroom Anammox demonstratie-installatie en (2) het nageschakelde zandfilter.

4.1 INLEIDING PROCESRESULTATEN ANAMMOX DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

4.1.2 FASERING

De CENIRELTA demonstratie-installatie is in totaal ca. 3,5 jaar operationeel geweest (juli 2013 tot november 2016). Zoals beschreven in 2.3.2 is binnen deze periode een tweedeling gemaakt met betrekking tot de procesvoering. In fase I werd het proces bedreven met aanvullende ammoniumdosering en een relatief lange verblijftijd in de reactor (150 minuten) en in fase II zonder ammoniumdosering en juist een korte verblijftijd in de reactor (75 minuten). In beide situaties was de volumetrische stikstofbelasting van het proces ($\text{g N}/(\text{m}^3_{\text{reactor}} \cdot \text{d})$) ongeveer gelijk, maar de samenstelling van het te behandelen afvalwater wat betreft de BZV/N verhouding wezenlijk anders (zie 4.2.1).

Door enkele technische verstoringen kon het proces niet continu operationeel worden gehouden en moest een aantal maal een technische aanpassing en/of herstart worden uitgevoerd. In dit hoofdstuk worden enkele relevante perioden uitgelicht en bediscussieerd:

Hfst.	Omstandigheden	Temperatuur afvalwater	Aanvullende ammoniumdosering
4.2	Enting en opstartfase	n.v.t.	n.v.t.
4.3	Zomeromstandigheden	18,8 – 25,5 °C	Ja
4.4	Winteromstandigheden	10,4 – 17,8 °C	Ja
4.5	Zomeromstandigheden	17,0 – 24,7 °C	Nee
4.6	Winteromstandigheden	9,4 – 20,0 °C	Nee

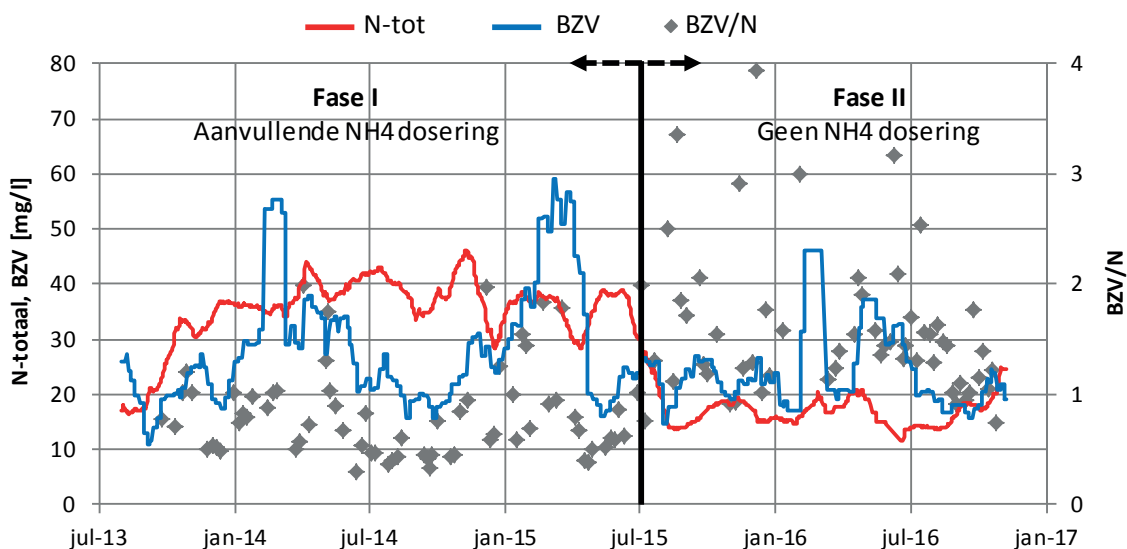
Naast de procesresultaten met betrekking tot de stikstofverwijdering worden nog enkele andere relevante aspecten van het hoofdstroom Anammox proces nader toegelicht. Dit betreft de retentie en structuur van het korrelslib (4.7) en de procesregeling (4.8).

4.1.3 INVLOED AMMONIUMDOSERING OP BZV/N

Een belangrijk neveneffect van de ammoniumdosering is dat de BZV/N verhouding van het afvalwater verandert. In Figuur 4-1 zijn voor de gehele projectduur van CENIRELTA de BZV en de N-totaal concentraties weergegeven en de verhouding tussen beide.

In fase I werd door de ammoniumdosering de N-totaal concentratie verhoogd naar waarden tussen ca. 30 en 40 mg/l. Hoewel de gemiddelde BZV-uitspoeling uit de tussenbezinktank tijdens fase I voornamelijk door enkele uitschieters relatief hoog was (28 mg/l), is door de ammoniumdosering de uiteindelijke BZV/N verhouding met 0,8 juist laag. In fase II fluctueerden de N-totaal concentraties tussen ca 15 en 20 mg/l. Bij een gemiddelde BZV-concentratie in de afloop van de tussenbezinktank van 23 mg/l resulteerde dit in een hogere BZV/N verhouding van 1,6. Deze BZV/N verhouding in fase II was ook relatief hoog in vergelijking met het langjarig gemiddelde (1,2 over de periode 2005-2015).

FIGUUR 4-1 CONCENTRATIES AANVOER DEMONSTRATIE-INSTALLATIE BZV EN N-TOTAAL (VOORTSCHRIJDEND WEEKGEMIDDELDE), BZV/NH₄-N VERHOUDING

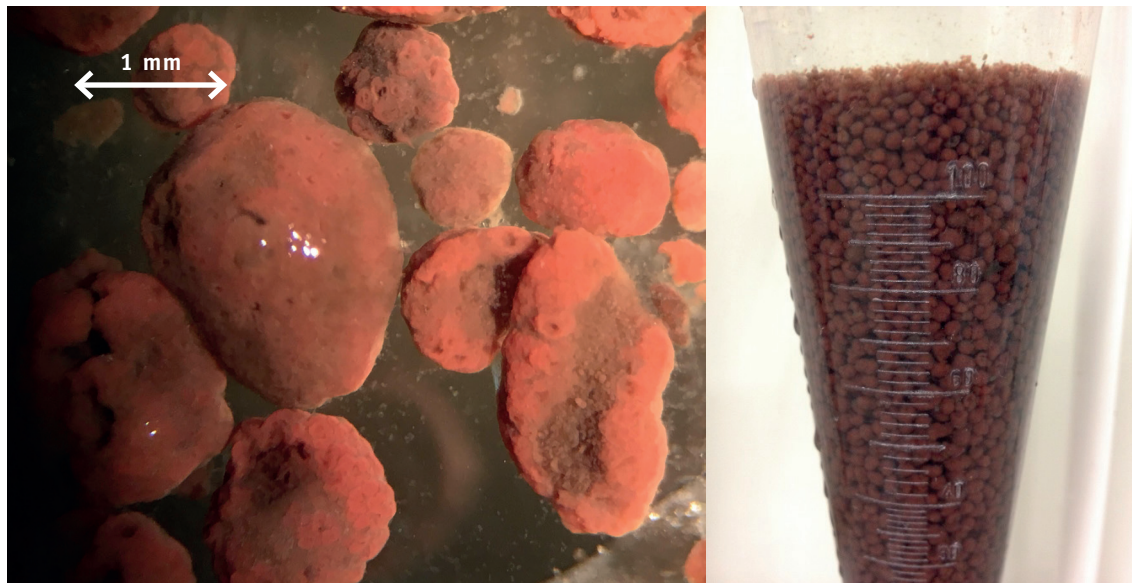


4.2 OPSTART REACTOR EN ENTSLIBKWALITEIT

De demonstratie-reactor is gestart met entslib uit full scale Paques Anammox reactoren die warm (30-35°C) en geconcentreerd (> 1000 mg NH₄⁺-N/l) afvalwater behandelen. Het betreft hier eenstaps Anammox reactoren met (korrel)slib waarin zich zowel de ammonium oxiderende bacteriën (AOB) als de Anammox bacteriën bevinden. Er is geen Anammox slib van de (nabij gelegen) Anammox installatie van Sluisjesdijk gebruikt, omdat dit een pure Anammox bacterie-populatie bevat en het te veel tijd zou kosten om de benodigde AOB populatie in te groeien onder hoofdstroom-omstandigheden.

Er is geënt met korrelslib dat op dat moment voorhanden was met variërende korrelgrootte van 0,5-5 mm, zie voorbeeld in Figuur 4-2. De aanwezige bacteriën in het entslib blijken direct actief onder de hoofdstroom condities, er is geen adaptatieperiode nodig gebleken. Hierdoor is aangetoond dat een opstart mogelijk is met korrelslib uit verschillende full scale Anammox reactoren.

FIGUUR 4-2 ANAMMOX KORRELSLIB (BIJ ENTING)



4.2.2 AOB, ANAMMOX EN NOB CAPACITEIT

Gebleken is dat de AOB capaciteit op de korrel niet altijd direct voldoende is voor volledige omzetting van de stikstofvracht. Deze extra AOB capaciteit moet dan in de opstartfase aangegroeid worden wat onder zomeromstandigheden ($> 20\text{ }^{\circ}\text{C}$) mogelijk bleek in een periode van 1-3 weken. Ook na de opstartfase bleef de maximum AOB capaciteit op de korrel toenemen, totdat deze uiteindelijk afvlakte op een maximum, zoals te zien is in Figuur 4-3.

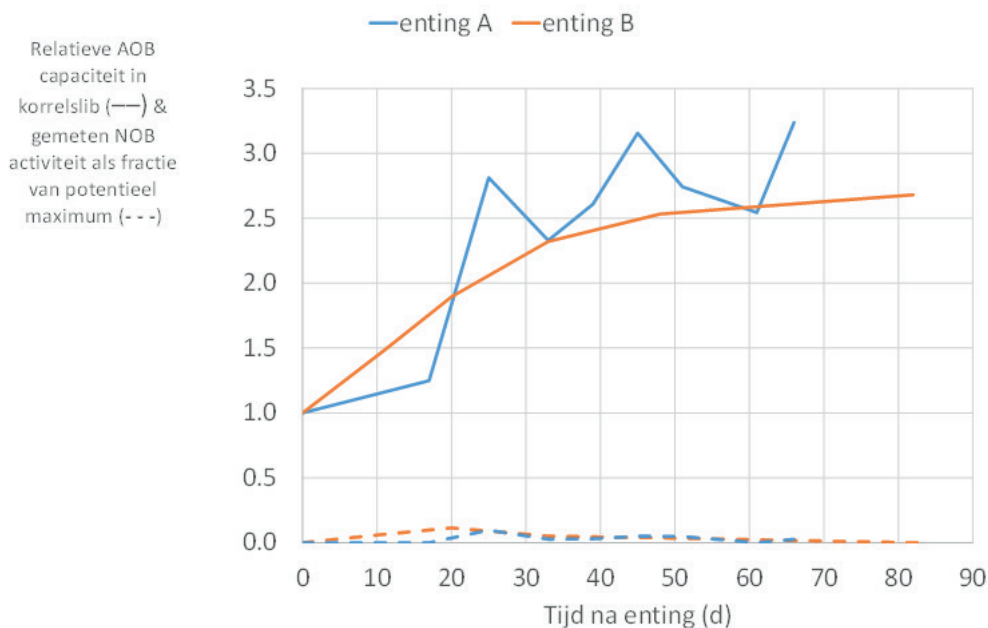
Tijdens de opstartfase werd ook vlokkig materiaal uitgespoeld, in een periode van 1-2 weken. Deze scheiding tussen vlokken en korrels was goed te realiseren op basis van verschillen in bezinksnelheid. Tijdens stabiele bedrijfsvoering bedroeg het volume vlokkig slib ongeveer 2% van het totale (korrel)slibvolume.

De Anammox capaciteit in het entslib is altijd in overmaat aanwezig geweest. Op basis van de gemeten werkelijke activiteit en de bepaalde maximum Anammox capaciteit (ca. 2 weken na de enting) was de overcapaciteit 275-900%.

Het entslib bevatte vaak ook een aanzienlijke *potentiële* NOB capaciteit. Ondanks de aanwezigheid van deze NOB kon de activiteit ervan onderdrukt worden, zoals ook weergegeven in Figuur 4-3, en vormde het geen beperking in de bruikbaarheid van slib van verschillende installaties.

FIGUUR 4-3

TOENAME IN DE AOB CAPACITEIT BIJ TWEE ENTINGEN (DOORGETROKKEN LIJNEN) EN DE NOB ACTIVITEIT ALS FRACTIE VAN DE MAXIMUM POTENTIËLE NOB CAPACITEIT (GEBROKEN LIJNEN) VAN HET ANAMMOX KORRELSLIB IN DE DEMONSTRATIE INSTALLATIE. BEIDE ENTINGEN WERDEN UITGEVOERD BIJ EEN TEMPERATUUR VAN $\geq 20^{\circ}\text{C}$.



4.2.3 TUSSENCONCLUSIES OPSTART EN ENTSLIBKWALITEIT

- Entslib vanuit verschillende (warme) deelstroom ANAMMOX reactoren is direct actief onder hoofdstroom condities
- De AOB capaciteit van het entslib is soms te laag voor de hoofdstroom toepassing en moet dus aangegroeid worden; onder zomercondities kan dit binnen een periode van 3 weken
- Het entslib heeft altijd een ruime Anammox overcapaciteit bevat ($> 275\%$)
- Entslib kan NOB bevatten, maar die NOB activiteit kan onderdrukt worden met de procesregeling

4.3 ZOMEROMSTANDIGHEDEN MET AMMONIUMDOSERING

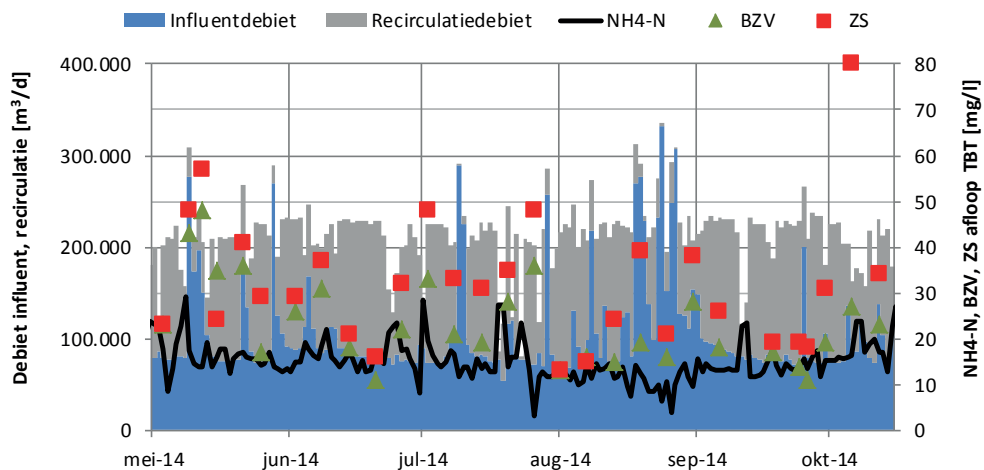
In de zomerperiodes van 2013 en 2014 werden vergelijkbare resultaten bereikt. In dit hoofdstuk wordt de zomerperiode van 2014 uitgelicht, voor de resultaten over 2013 wordt verwezen naar bijlage 6.

4.3.2 RESULTATEN DOKHAVEN A-TRAP

De voorbehandeling van het afvalwater in de A-trap vormt de basis voor het hoofdstroom Anammox proces. In Figuur 4-4 zijn enkele karakteristieken van de A-trap van rwzi Dokhaven gedurende de zomerperiode van 2014 weergegeven:

- influentdebiet, } de som van beide vormt de totale toevoer naar de A-trap
- recirculatie debiet }
- concentratie zwevende stof afloop tussenbezinktank (ZS)
- concentratie ammonium afloop tussenbezinktank ($\text{NH}_4\text{-N}$)
- biochemisch zuurstofverbruik concentratie afloop van de tussenbezinktank (BZV).

FIGUUR 4-4

INFLUENT- EN RECIRCULATIEDEBIET (CUMULATIEF), CONCENTRATIES ZS, NH₄-N EN BZV AFLOOP TUSSENBEZINKTANK, ZOMERPERIODE 2014

Over het algemeen was de zomerperiode van 2014 relatief droog. Tot en met half augustus werd Dokhaven op enkele incidentele regenbuien na voornamelijk belast met droogweeraanvoer, waarbij het influentdebiet ca. 80.000 m³/d bedroeg. Het recirculatie-debiet bij DWA-omstandigheden was ca. 140.000 m³/d, resulterend in een totaal debiet door de A-trap van ca. 220.000 m³/h. Door het hoge recirculatie-debiet werd de ammoniumconcentratie in de afloop van de tussenbezinktank verdund naar ongeveer 15 mg/l. Uitschieters in de ammoniumconcentratie werden voornamelijk veroorzaakt door onderbreking van de effluentrecirculatie en niet door regenweer-omstandigheden.

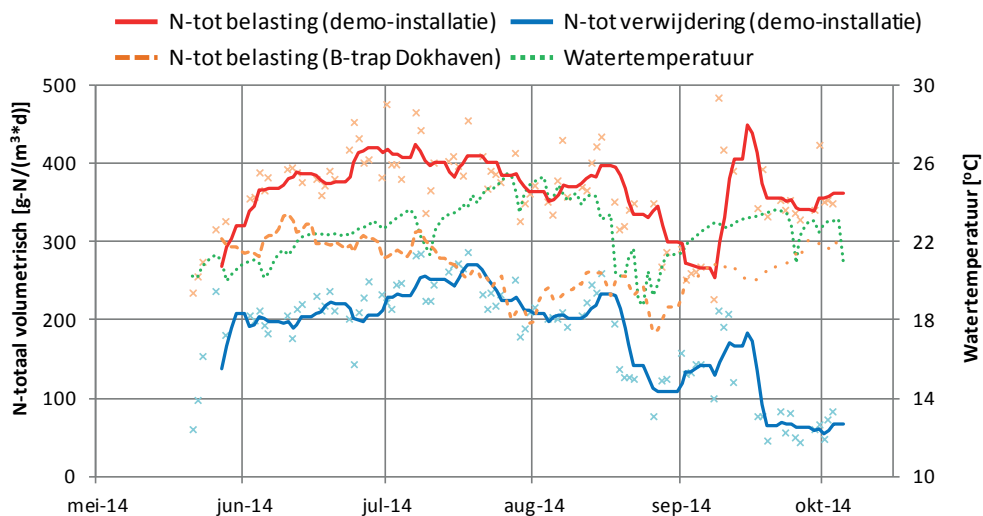
Augustus 2014 was, vooral in de tweede helft, een zeer natte maand (131 mm neerslag tegen 78 mm gemiddeld). Door aanhoudende RWA omstandigheden werd het afvalwater sterk verdund en daalden de ammoniumconcentraties tot ca. 10 mg/l NH₄-N. In september was het weer overwegend droog en steeg de NH₄-N concentratie weer naar ca. 15 mg/l. Het gehalte zwevende stof in de afloop van de tussenbezinktank varieerde tussen 10 en 50 mg/l, met een gemiddelde van 29 mg/l. Dit is in dezelfde orde-grootte als het langjarig gemiddelde van 34 mg/l ZS. In deze periode is geen duidelijk verband te leggen tussen de zwevende stof uitspoeling uit de tussenbezinktank en de debieten (influent en/of totaal debiet A-trap). Ook de gemiddelde concentratie BZV in de afloop tussenbezinktank (21 mg/l) was ongeveer gelijk aan het langjarig gemiddelde (23 mg/l). Door de aanvullende ammoniumdosering in de aanvoer naar de demonstratie-installatie is de BZV/N verhouding daar zeer laag (gemiddeld 0,54).

4.3.3 RESULTATEN DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

Figuur 4-5 en Figuur 4-6 geven een overzicht van de stikstofverwijdering gedurende de zomerperiode van 2014. In Figuur 4-5 zijn de watertemperatuur en de volumetrische belasting en -verwijdering weergegeven (in g N/(m³·d)). Ter referentie is ook de volumetrische stikstofbelasting van de B-trap van rwzi Dokhaven voor de betreffende periode weergegeven (stippellijn). In Figuur 4-6 zijn de ingaande en uitgaande concentraties (mg/l N-totaal) weergegeven en het percentage inkomende ammonium dat werd omgezet naar nitraat.

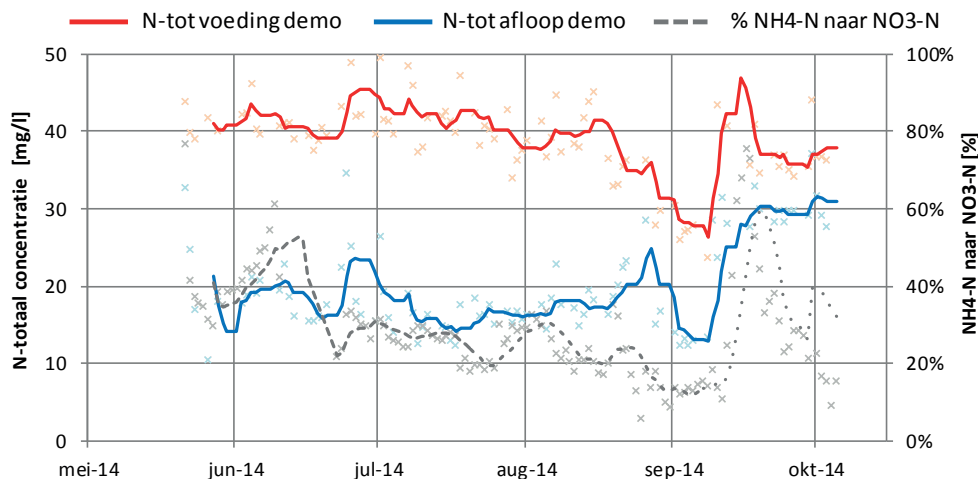
FIGUUR 4-5

VOLUMETRISCHE STIKSTOFBELASTING EN -VERWIJDERING (VOORTSCHRIDDEND WEEKGEMIDDELTE DEMONSTRATIE-INSTALLATIE EN GEMIDDELTE B-TRAP DOKHAVEN), EN WATERTEMPERatuur OVER DE ZOMERPERIODE 2014



FIGUUR 4-6

N-TOTAAL CONCENTRATIES VAN VOEDING EN AFLOOP DEMO, PERCENTAGE AMMONIUM NAAR NITRAAT OVER DE ZOMERPERIODE 2014 (VOORTSCHRIDDEND WEEKGEMIDDELTE)



Door de aanvullende ammoniumdosering werd de N-totaal concentratie in het voedingswater naar de demonstratie-installatie verhoogd van ca. 17 mg/l naar 40 mg/l. Bij het opgelegde debiet van 1,6 m³/h bedroeg de gemiddelde volumetrische N-totaal belasting over de gehele run gemiddeld 366 g N/(m³*d). Hiermee was de belasting 20% hoger dan die van de B-trap van Dokhaven in dezelfde periode (305 g N/(m³*d)).

Binnen een week na de enting werd een volumetrische verwijdering van ca. 200 g N/(m³*d) bereikt.

Door optimalisatie van de beluchttingsregeling (i.e. zuurstofsetpoint) kon de NOB activiteit die aanwezig was in het entslib geleidelijk worden teruggedrongen; vlak na de enting werd 40-50% van het omgezette NH₄-N geconverteerd naar NO₃-N, eind juli was dit nog ongeveer 20%. Vanuit de stoichiometrie is de nitraatproductie door Anammox 11% van het omgezette NH₄-N. Dit betekent dat de stikstofconversie steeds beter in het voordeel van de Anammox in plaats van de NOB kon worden gestuurd. Hierdoor werd de volumetrische verwijdering geleidelijk verder opgevoerd naar waarden van ca. 250 g N/(m³*d).

De tweede helft van augustus werd Dokhaven belast met zware en aanhoudende regenval (Figuur 4-4), ook te zien aan de scherpe daling in de watertemperatuur (Figuur 4-5). Door de verdunning (in combinatie met een constant debiet naar de demonstratie-installatie) daalden de volumetrische belasting en inkomende concentraties. De regenval bleek een sterk negatief effect te hebben op de stikstofverwijdering. De specifieke activiteit van het slib ($\text{g N}/(\text{g DS}\cdot\text{d})$) halveerde, waardoor de volumetrische omzetting daalde van ca. 200 naar $100 \text{ g N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$. De vermoedelijke oorzaak van de verslechterde activiteit van de biomassa was waarschijnlijk de aangroei van heterotrofe protozoa op het korreloppervlak; dit fenomeen wordt verder toegelicht in paragraaf 4.7.

Vanaf september werd het weer droger waardoor het zuiveringsproces op Dokhaven stabiliseerde, evenals de specifieke activiteit van het slib. Vanaf de opstart in mei speelde echter ook het probleem dat de (korrel)slibmassa in het systeem geleidelijk aan het dalen was. Tot half augustus kon de afnemende biomassa worden gecompenseerd door een overmaat aan biologische activiteit. In september werd echter een kritische ondergrens bereikt; door de combinatie van een dalende specifieke activiteit en een steeds lager slibgehalte (ca. 50% van het gehalte na de enting) daalde de volumetrische omzetting naar ca. $70 \text{ g N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$. Ondanks het lagere slibgehalte, kon wel de juiste omzetting van ammonium via de anammox route gerealiseerd worden. Hierdoor bleef het percentage van ammonium dat naar nitraat omgezet werd rond de 20%. De tijdelijk hogere nitraatvorming in midden september (figuur 4-6) was het gevolg van een tijdelijk hoger zuurstofgehalte in de reactor. Na verlaging van het zuurstofgehalte, daalde het percentage nitraatvorming weer naar circa 20%.

Half oktober was de slibconcentratie nog verder gedaald (ca. 20% van het gehalte na de enting), waardoor geen representatieve resultaten meer bereikt konden worden en de run moest worden onderbroken. Het verlies van korrelslib uit het systeem bleek een tijdelijk technisch probleem zoals aangegeven in 4.7.

4.3.4 OVERZICHT STIKSTOFVERWIJDERING EN DISCUSSIE

In Tabel 4-1 zijn de procesinstellingen en resultaten over de zomerperiode van 2014 samengevat (totaal en toegespitst op de beste periode tot de aanhoudende RWA omstandigheden half augustus). Ter illustratie zijn ook de resultaten behaald onder zomeromstandigheden in 2013 weergegeven ($T > 17 \text{ }^\circ\text{C}$). In de discussie wordt alleen gerefereerd aan de resultaten van 2014.

TABEL 4-1 STIKSTOFVERWIJDERING DEMONSTRATIE-INSTALLATIE ZOMERPERIODE 2013 EN 2014

Parameter	Eenheid	Zomer 2013 (totaal)	Zomer 2014 (totaal)	Zomer 2014 (beste periode)
Looptijd	Weken	13	20	8
Periode		21-sep / 20-dec	21-mei / 5-okt	1-jun / 15-aug
Hydraulische verblijftijd reactor	u:mm	2:25	2:30	2:30
Watertemperatuur (gem)	$^\circ\text{C}$	18,5	22,5	22,8
Temperatuur (min, max)	$^\circ\text{C}$	17,0 – 22,3	18,8 – 25,5	20,0 – 25,5
Volumetrische N-totaal belasting	$\text{g N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$	388	366	380
Volumetrische N-totaal verwijdering	$\text{g N}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$	223	180	222
Influent N-totaal concentratie	$\text{mg N}/\text{l}$	33,8	39,2	41,3
Effluent N-totaal concentratie	$\text{mg N}/\text{l}$	15,2	20,0	17,6
N-totaal verwijderingsrendement	%	55	49	58
Percentage omgezet $\text{NH}_4\text{-N}$ naar $\text{NO}_3\text{-N}$	%	20	29	29

Door de ammoniumdosering werd de demonstratie-installatie relatief hoog belast met stikstof. Gevolg was dat, ondanks de hoge behaalde volumetrische verwijdering, dit niet resulteerde in een hoog verwijderingsrendement of lage N-totaal effluentconcentratie (zie Tabel 4-1). Vertaald naar de situatie op Dokhaven (afloop tussenbezinktank gemiddeld 217.000 m³/h en 16,6 mg/l N-totaal) zou met een volumetrische verwijdering van 223 g N/(m³*d) dan namelijk een effluentconcentratie van 5,0 mg/l N-totaal bereikt moeten worden, waarmee ruimschoots aan de doelstelling N-totaal < 10 mg/l wordt voldaan. Aandachtspunt hierbij is wel dat de procesomstandigheden in de demonstratie-installatie (met relatief hoge influentconcentraties en een laag debiet) niet één op één vertaald kunnen worden naar de praktijksituatie in de B-trap (lagere concentraties en een hoger debiet). Desondanks tonen de resultaten aan dat er potentieel ruim voldoende omzettingscapaciteit aangewend kon worden om de doelstelling van 10 mg/l N-totaal in het effluent te bereiken.

4.3.5 TUSSENCONCLUSIES

De voornaamste conclusies op basis van de resultaten behaald onder zomeromstandigheden in 2014 zijn:

- Gedurende drie maanden na de opstart werd een volumetrische stikstofverwijdering hoger dan 200 g N/(m³*d) bereikt in de anammox demonstratie installatie.
- Deze resultaten zijn echter wel behaald met aanvullende ammoniumdosering en dus een hogere rest ammoniumconcentratie en een lagere BZV/N verhouding. Hierdoor werd N < 10 mg/l niet gehaald.
- De (initiële) activiteit van de NOB kon teruggedrongen en onderdrukt worden door de juiste sturing van het zuurstofsetpoint.
- Een periode met extreme regenweeraanvoer naar Dokhaven resulteerde in een verlaging van de activiteit van de biomassa. Deze verslechtering kon niet eenduidig gerelateerd worden aan verhoogde uitspoeling van zwevende stof of BZV uit de tussenbezinktanks of een andere procesparameter.

4.4 WINTEROMSTANDIGHEDEN MET AMMONIUMDOSERING

In de eerste winterperiode met ammoniumdosering (2013-2014) werd het influent nog verwarmd tot een temperatuur van ca. 16 °C en werden nog geen echte wintercondities opgelegd. Daarom worden hier de resultaten van de winterperiode 2014-2015 toegelicht.

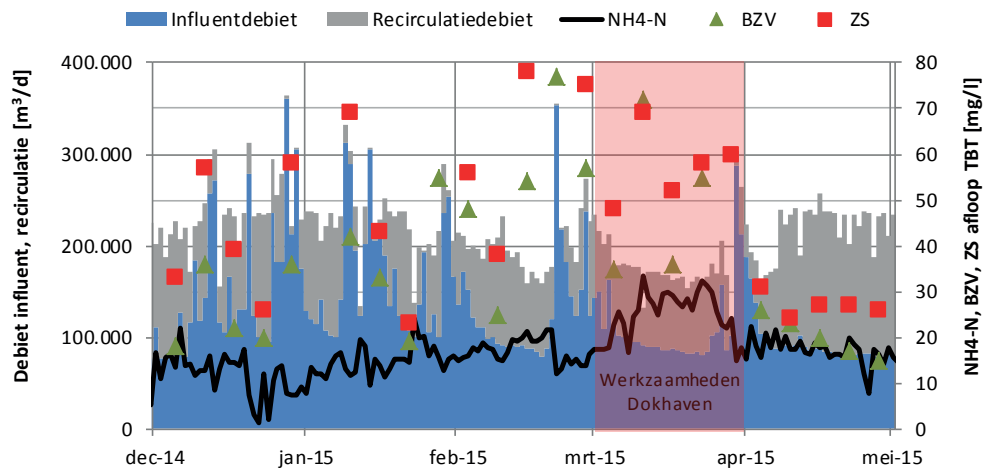
4.4.2 RESULTATEN DOKHAVEN A-TRAP

De winterperiode 2014-2015 was nat en zacht; van december 2014 tot en met februari 2015 werd Dokhaven zeer frequent belast met RWA omstandigheden, zie Figuur 4-7. Dit resulteerde in een hogere uitspoeling uit de tussenbezinktanks van de A-trap. Zowel de gemiddelde concentratie zwevende stof (59 mg/l ZS) als het biochemisch zuurstofverbruik (40 mg/l BZV) waren aanzienlijk hoger dan het langjarig gemiddelde (respectievelijk 34 mg/l ZS en 23 mg/l BZV).

In maart werden ingrijpende elektrotechnische onderhoudswerkzaamheden uitgevoerd op Dokhaven. Het gevolg hiervan was dat er in deze periode minder elektrisch vermogen beschikbaar was voor onder andere de beluchting (A- en B-trap) en de slibretourregeling. Ook dit leidde tot aanzienlijk hogere concentraties zwevende stof (57 mg/l) en BZV (57 mg/l) in de afloop van de tussenbezinktank. Door onvolledige nitrificatie in de B-trap en een lager effluentrecirculatiedebiet steeg de NH₄-N concentratie in de afloop van de tussenbezinktank naar ca. 30 mg/l (tegenover langjarig gemiddeld ca. 17 mg/l NH₄-N).

FIGUUR 4-7

INFLUENT- EN RECIRCULATIEDEBIET (CUMULATIEF), CONCENTRATIES ZS, NH₄-N EN BVZ AFLOOP TUSSENBEZINKTANK, WINTERPERIODE 2014/2015

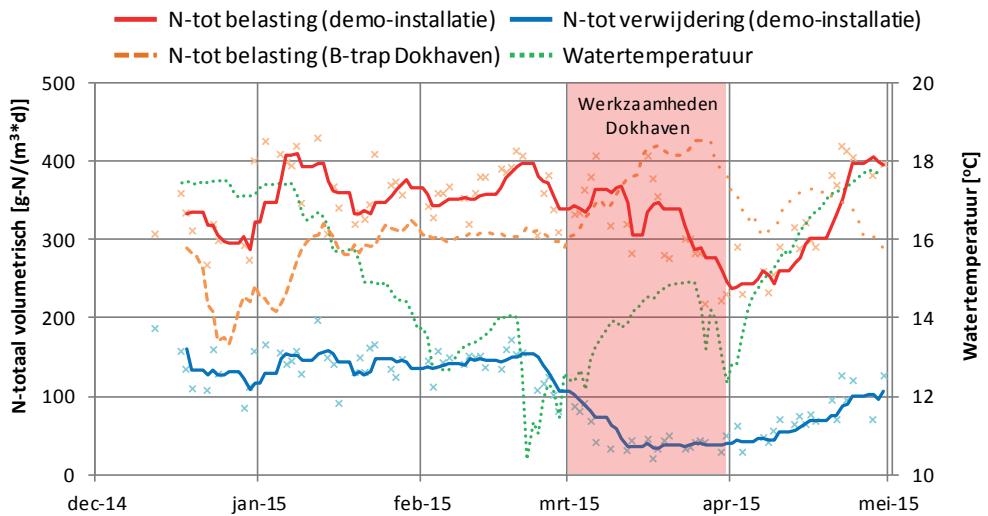


4.4.3 RESULTATEN DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

Het proces werd opgestart met nieuw entslib op 12 december 2014. In Figuur 4-8 zijn de volumetrische stikstofbelasting en -verwijdering en de watertemperatuur weergegeven gedurende de daarop volgende winterperiode. Figuur 4-9 toont de inkomende en uitgaande stikstofconcentraties en het percentage inkomend NH₄-N, dat werd omgezet naar NO₃-N.

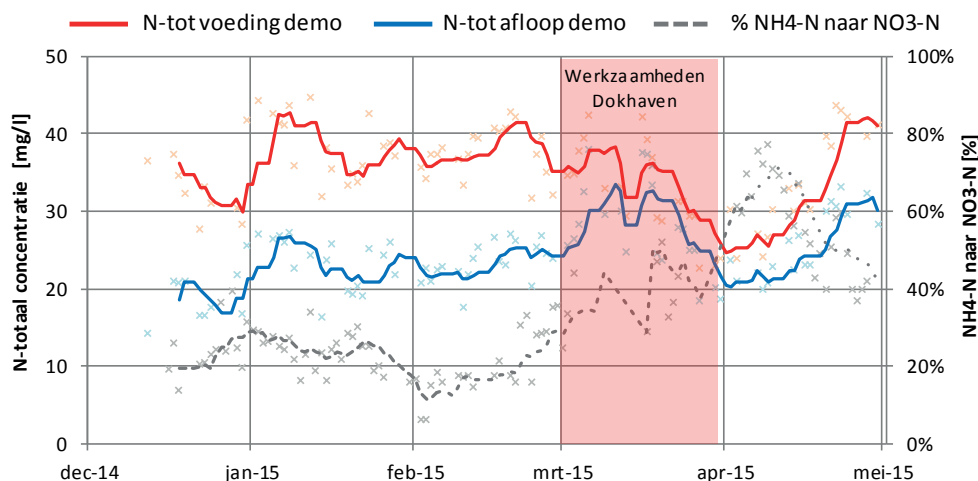
FIGUUR 4-8

VOLUMETRISCHE STIKSTOFBELASTING EN -VERWIJDERING (VOORTSCHRIDDEND WEEKGEMIDDELD DE DEMONSTRATIE-INSTALLATIE EN GEMIDDELD B-TRAP DOKHAVEN), EN WATERTEMPERAATUUR OVER DE WINTERPERIODE 2014/2015



FIGUUR 4-9

N-TOTAAL CONCENTRATIES VAN VOEDING EN AFLOOP DEMO, PERCENTAGE AMMONIUM NAAR NITRAAT (VOORTSCHRIJDEND WEEKGEMIDDELDE) OVER DE WINTERPERIODE 2014/2015



Door aanvullende ammoniumdosering werd de concentratie in het voedingswater verhoogd van 17 naar 34 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. De volumetrische belasting van de demo installatie over de gehele winterperiode bedroeg gemiddeld 337 g N/($\text{m}^3\cdot\text{dag}$) en was daarmee vrijwel gelijk aan de belasting van de B-trap van Dokhaven in deze periode (340 g N/($\text{m}^3\cdot\text{dag}$)).

De volumetrische omzetting vlak na de opstart was met circa 140 g N/($\text{m}^3\cdot\text{dag}$) lager dan in de voorliggende zomerperiode. Vanaf januari 2015 werd de verwarmingsinstallatie geleidelijk uitgeschakeld, waardoor de watertemperatuur daalde van circa 18 naar 13 °C begin februari. Ondanks deze daling (en RWA omstandigheden) bleef de stikstofverwijdering stabiel functioneren. Ook het percentage $\text{NH}_4\text{-N}$ naar $\text{NO}_3\text{-N}$ bleef met ongeveer 20% stabiel, wat aantoont dat de omzetting ondanks de dalende temperatuur nog steeds via de Anammox route verliep.

Begin februari werd de verwarmingsinstallatie helemaal uitgeschakeld. Door de zachte winter leidde dit in eerste instantie niet tot een verdere daling van de temperatuur. Half februari volgde een periode met veel neerslag in de vorm van hagel, waardoor de temperatuur abrupt daalde van 14 naar ca. 10 °C. Daarnaast trad een verhoogde uitspoeling op uit de A-trap van zwevende stof. Het gevolg van de neerslag was een verhoogde uitspoeling van zwevende stof uit de A-trap en daarmee ook een hogere BZN/N verhouding. Dit had een daling van de AOB-activiteit tot gevolg, waarna ook de AMX-activiteit daalde door de lagere productie van nitriet door AOB. De totale volumetrische verwijdering liep terug van ca. 150 naar 100 g N/($\text{m}^3\cdot\text{dag}$). Het is onduidelijk of deze daling alleen toe te schrijven was aan de temperatuuurdaling of alleen aan de uitspoeling van zwevende stof uit de A-trap of juist een combinatie van beiden.

In de gehele maand maart werden ingrijpende onderhoudswerkzaamheden uitgevoerd op Dokhaven. Hierdoor werden de concentraties zwevende stof en het biologisch zuurstofverbruik (BZV) en chemisch zuurstofverbruik (CZV) in de afloop tussenbezinktank ongeveer twee keer hoger dan normaal en kreeg het proces geen tijd om te herstellen van de hagelbuien eind februari. Tijdens de werkzaamheden daalden de AOB- en AMX-activiteit en nam de NOB-activiteit relatief juist toe. Ook het proces op Dokhaven was in deze periode sterk ontregeld.

Na afronding van de werkzaamheden en terugkeer naar normale bedrijfsvoering herstelde het proces in RWZI Dokhaven binnen ongeveer twee weken. Ook het proces in de demonstratie-

installatie herstelde, maar langzamer. In ongeveer een maand tijd (april) kon de AOB-activiteit hersteld worden naar de oorspronkelijke waarde. De AMX-activiteit herstelde echter veel langzamer, wat ertoe leidde dat het door de AOB gevormde nitriet meer naar NOB en dus naar nitraat ging in plaats van via de Anammox route.

4.4.4 OVERZICHT STIKSTOFVERWIJDERING EN DISCUSSIE

In Tabel 4-2 zijn enkele procesparameters en de resultaten over de winterperiode 2014/2015 samengevat. Hierbinnen is ook de beste periode uitgelicht voordat de hagelbuien en daarop volgende werkzaamheden op RWZI Dokhaven het proces verstoorden.

TABEL 4-2 STIKSTOFVERWIJDERING DEMONSTRATIE-INSTALLATIE WINTERPERIODE 2014/2015

Parameter	Eenheid	Winter 2014/ 2015 totaal	Winter 2014/2015 beste periode
Looptijd	Weken	20	10
Periode		12-dec / 1-mei	12-dec / 15-feb
Hydraulische verblijftijd	u:mm	2:30	2:30
Temperatuur (gem)	°C	15,1	15,2
Temperatuur (min, max)	°C	10,4 - 17,8	10,4 - 17,8
Volumetrische N-totaal belasting	g N/(m ³ *d)	337	347
Volumetrische N-totaal verwijdering	g N/(m ³ *d)	104	140
Influent N-totaal concentratie	mg N/l	35,4	36,3
Effluent N-totaal concentratie	mg N/l	24,5	21,8
N-totaal verwijderingsrendement	%	31%	40%
Percentage NH ₄ -N naar NO ₃ -N	%	34%	22%

Opvallend is dat de volumetrische omzetting vlak na de enting aanzienlijk lager is dan die in de zomerperiode behaald werd. De verklaring hiervoor is waarschijnlijk gelegen in het feit dat bij de enting in december entslib uit een andere full scale installatie werd gebruikt dan tijdens de zomerperiode, met een lagere startactiviteit.

Op basis van de vele regenval met bijbehorende verhoogde uitspoeling van BZV en zwevende stof uit de A-trap kan gesteld worden dat de omstandigheden niet optimaal waren voor het Anammox proces in de demonstratie-installatie. De BZV/N verhouding bleef door de aanvullende ammoniumdosering nog relatief laag (1,1), maar de zwevende stof uitspoeling uit de tussenbezinktank was in de winter 2014/2015 bijna een factor twee hoger dan het langjarig gemiddelde. Desondanks werd in de eerste twee maanden na de opstart een stabiele stikstofverwijdering gerealiseerd. Als de in de demonstratie-installatie behaalde volumetrische omzetting van 140 g N/(m³*dag) ook in de B-trap behaald zou worden dan zou bij de heersende omstandigheden gedurende de winterperiode 2014/2015 (afloop tussenbezinktank gemiddeld 216.000 m³/h en 18,7 mg/l N-totaal) een effluentkwaliteit bereikt worden van 11,4 mg/l N-totaal. Hiermee wordt voor deze periode niet voldaan aan de (jaargemiddelde) doelstelling van 10 mg/l N-totaal. Daar staat tegenover dat het verschil met de doelstelling gering is en dat het normaal is dat de effectiviteit van het proces in de winterperiode terugloopt. Deze daling wordt dan gecompenseerd gedurende de zomerperiode, wanneer de effectiviteit hoger is.

Evenals voor de in 4.3 besproken resultaten geldt dat de volumetrische verwijdering die werd behaald in de demonstratie-installatie niet één op één vertaald mag worden naar de B-trap van Dokhaven, vanwege de verschillen in stikstofconcentraties.

4.4.5 TUSSENCONCLUSIES

De voornaamste conclusies over de winterperiode 2015 zijn:

- Ondanks frequente RWA omstandigheden en verhoogde uitspoeling van zwevende stof en BZV uit de tussenbezinktanks in de eerste twee maanden na de opstart, werden stabiele procesresultaten bereikt met een volumetrische omzetting van 140 g N/(m³*dag).
- Het proces was goed in staat om geleidelijke temperatuurverlaging van ca. 18 naar 13 °C op te vangen; bij een dalende temperatuur bleven de stikstofverwijdering en de beperkte NOB activiteit ongeveer gelijk.
- Het proces is gevoelig gebleken voor een langdurige verstoring aan de voorbehandeling van het afvalwater in de A-trap. De verslechtering van de activiteit is waarschijnlijk te wijten aan continue verhoogde uitspoeling van zwevende stof en BZV uit de afloop van de tussenbezinktank. Na afronding van de werkzaamheden herstelde het proces in de demonstratie-installatie langzamer dan dat van Dokhaven.

4.5 ZOMEROMSTANDIGHEDEN ZONDER AMMONIUMDOSERING

Vanaf juli 2015 begon fase II: er werd gestopt met de aanvullende ammoniumdosering en het influentdebiet werd verhoogd. Hiermee bleef de volumetrische belasting van het proces ongeveer gelijk. Wel wijzigden de omstandigheden in het proces, namelijk een lagere ammoniumconcentratie en een kortere contacttijd in de reactor om dit ammonium te verwijderen.

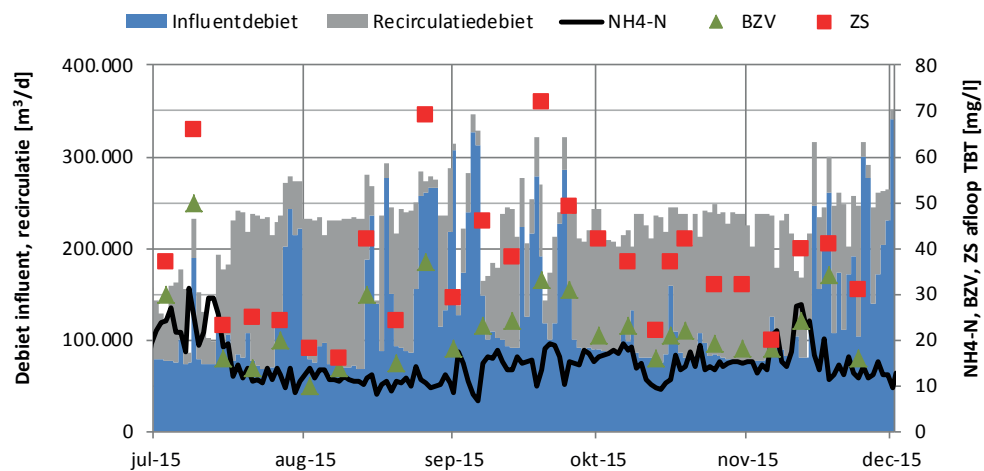
In dit rapport worden de resultaten van de zomerperiode van 2015 nader toegelicht. De zomerperiode is hierbij gedefinieerd als het moment totdat de watertemperatuur daalde tot onder de 17 °C (15-nov).

4.5.2 RESULTATEN DOKHAVEN A-TRAP

De (na)zomer van 2015 werd gekenmerkt door relatief natte maanden augustus en september met frequente RWA omstandigheden, terwijl oktober en november juist droog waren (zie Figuur 4-10).

De gemiddelde concentraties zwevende stof (36 mg/l), BZV (21 mg/l) en NH₄-N (17 mg/l) in de afloop van de tussenbezinktank kwamen ongeveer overeen met de langjarig gemiddelde waarden van Dokhaven en er waren ook geen bijzondere omstandigheden of werkzaamheden die het functioneren van de A-trap hebben beïnvloed.

FIGUUR 4-10 INFLUENT- EN RECIRCULATIEDEBIET (CUMULATIEF), CONCENTRATIES ZS, NH₄-N EN BZV AFLOOP TUSSENBEZINKTANK

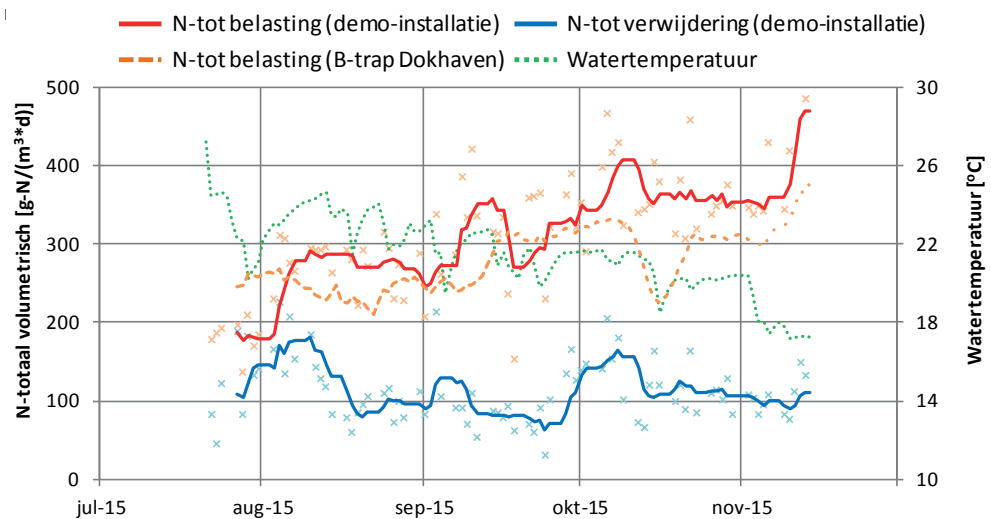


4.5.3 RESULTATEN DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

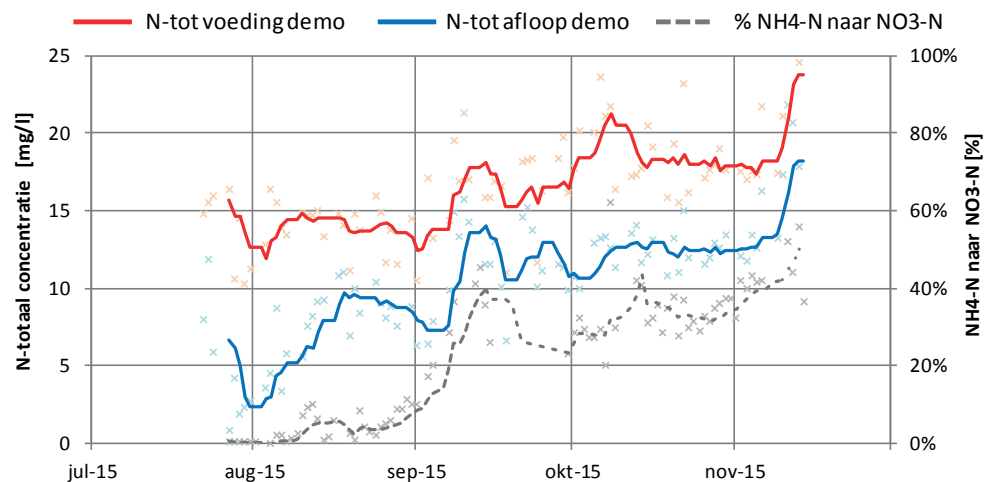
In de figuren 4-11 en 4-12 zijn de procesresultaten met de demonstratie-installatie weergegeven. Zowel de gemiddelde inkomende stikstofconcentraties (17 mg/l N-totaal) als de volumetrische belasting (320 g N/(m³*d)) naar de demonstratie-installatie was gelijk aan die naar de B-trap van Dokhaven. Wel is een duidelijke trend waarneembaar, met de laagste concentraties/belasting in juli en een geleidelijke toename in het najaar met het dalen van de watertemperatuur. Deze toename is karakteristiek voor de geleidelijke overgang van zomer naar winteromstandigheden.

Direct na de enting werd een N-totaal effluentconcentratie lager dan 5 mg/l bereikt. Dit was vooral te danken aan het feit dat het entslib nauwelijks NOB activiteit bevatte en een zeer hoge AOB activiteit in de zwevende fractie. Met het uitspoelen van de zwevende bestanddelen nam de volumetrische omzetting iets af en stabiliseerde vanaf half augustus rond ca. 100 g N/(m³*d). Deze omzetting werd gedurende de rest van de zomer vastgehouden, ook tijdens de geleidelijke daling van de temperatuur van 22 naar 17°C.

FIGUUR 4-11 VOLUMETRISCHE STIKSTOFBELASTING EN -VERWIJDERING (VOORTSCHRIDDEND WEEKGEMIDDELDE DEMONSTRATIE-INSTALLATIE EN GEMIDDELDE



FIGUUR 4-12 N-TOTAAL CONCENTRATIES VAN VOEDING EN AFLOOP DEMO, PERCENTAGE AMMONIUM NAAR NITRAAT OVER DE ZOMERPERIODE 2015 (VOORTSCHRIDDEND WEEKGEMIDDELDE)



Door het goed functionerende proces op rwzi Dokhaven en een relatief hoog recirculatie-debiet was de stikstofconcentratie in de afloop van de tussenbezinktank in de periode juli tot begin september laag (< 15 mg/l N-totaal). De behaalde volumetrische omzetting van ca. 100 g N/($m^3 \cdot d$) was op dat moment hoog genoeg om een N-totaal effluentconcentratie < 10 mg/l te behalen. In de loop van de nazomer liepen de NH_4 -N concentraties in de afloop van de tussenbezinktank geleidelijk op richting 20 mg/l (zie Figuur 4-12). Hierdoor liep de volumetrische belasting van de demonstratie-installatie op (van ca. 280 richting 350 g N/($m^3 \cdot d$)). Omdat de volumetrische verwijdering stagneerde op 100 g N/($m^3 \cdot d$) begon hierdoor de N-totaal effluentconcentratie toe te nemen. Vanaf half september lag de N-totaal effluentconcentratie tussen de 10 en 18 mg/l.

Uit activiteitstesten bleek dat er voldoende AMX overcapaciteit was (250% in september 2015), dus dat was waarschijnlijk niet de oorzaak (tenzij zuurstof de Anammox bacteriën wel bereikt). Dus de competitie voor nitriet ging in voordeel van NOB. De waarschijnlijke oorzaak hiervan was de aangroei van protozoa op het korreloppervlak die de procesregeling en de competitie tussen de verschillende bacteriën leek te verstoren (vooral tussen AOB en NOB), zie hoofdstuk 4.7 voor een nadere toelichting.

4.5.4 OVERZICHT STIKSTOFVERWIJDERING EN DISCUSSIE

In Tabel 4-3 is een aantal procesparameters en -resultaten over de zomerperiode van 2015 samengevat.

TABEL 4-3 STIKSTOFVERWIJDERING DEMONSTRATIE-INSTALLATIE ZOMERPERIODE 2015 (GEMIDDELD)

Parameter	Eenheid	Zomerperiode 2015
Looptijd	Weken	17
Periode		21-jul / 15-nov
Hydraulische verblijftijd	u:mm	1:15
Watertemperatuur (gem)	°C	21,4
Temperatuur (min, max)	°C	17,0 – 24,7
Volumetrische N-totaal belasting	g N/($m^3 \cdot d$)	320
Volumetrische N-totaal verwijdering	g N/($m^3 \cdot d$)	113
Influent N-totaal concentratie	mg N/l	16,7
Effluent N-totaal concentratie	mg N/l	10,6
N-totaal verwijderingsrendement	%	37
Percentage NH_4 -N naar NO_3 -N	%	39

De behaalde volumetrische stikstofverwijdering is met 113 g N/($m^3 \cdot d$) aanzienlijk lager dan de waarden die werden behaald in de periode met aanvullende ammoniumdosering. De vermoedelijke oorzaak hiervoor is dat de lagere ammoniumconcentratie en kortere verblijftijd in de reactor een negatief effect hebben op de activiteit. De behaalde N-totaal effluentconcentratie is met $10,6$ mg/l iets hoger dan de doelstelling (< 10 mg/l). Daar komt bij dat in de zomerperiode een hogere omzetting nodig is om te compenseren voor de lagere effectiviteit van het proces onder winteromstandigheden en een jaargemiddelde concentratie N < 10 mg/l te behalen.

4.5.5 TUSSENCONCLUSIES

De voornaamste conclusies op basis van de resultaten behaald onder zomeromstandigheden zonder ammoniumdosering zijn:

- Gedurende de zomerperiode van 2015 werd een stabiele volumetrische stikstofverwijdering bereikt van gemiddeld 113 g N/($m^3 \cdot d$). Met deze omzetting werd de doelstelling van N-totaal < 10 mg/l in het effluent net niet bereikt

- De activiteit van de AOB en Anammox was aanzienlijk lager dan die behaald werd in de procesvoering met aanvullende ammoniumdosering. De waarschijnlijke oorzaak hiervan is dat de lagere stikstofconcentraties in de aanvoer naar de reactor een negatieve invloed hebben op de effectiviteit.
- Een toename van de NOB activiteit ging gepaard met aangroei van heterotrofe protozoa op het korreloppervlak, die waarschijnlijk de gewenste omzettingroute via AOB-Anammox verstoorde.

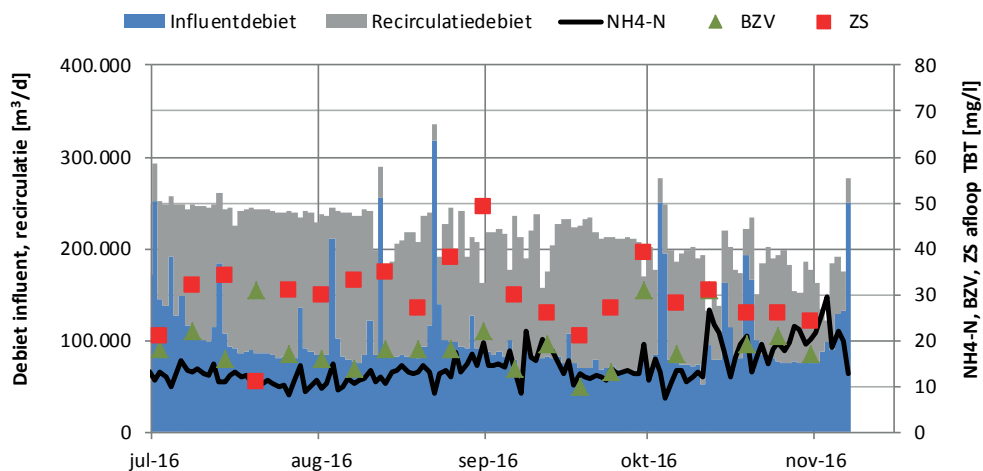
4.6 WINTEROMSTANDIGHEDEN ZONDER AMMONIUMDOSERING

In de laatste maanden van het project (augustus-november 2016) is een koelinstallatie gebruikt waarmee het voedingswater naar de demo-reactor gecontroleerd kon worden afgekoeld.

4.6.2 RESULTATEN DOKHAVEN A-TRAP

In Figuur 4-13 is een overzicht weergegeven van de procesresultaten van de A-trap van Dokhaven. De (na)zomer van 2016 was relatief droog zonder bijzonderheden. Door het hoge recirculatie-debiet en goede NH_4 -verwijdering in de B-trap werd het afvalwater naar de demonstratie-installatie flink verdund, waardoor de inkomende NH_4 -N concentraties lager dan 15 mg/l waren. Vanaf half augustus is het effluentrecirculatie-debiet iets teruggeschroefd. In combinatie met enkele regenbuien en lagere watertemperatuur liep de NH_4 -N concentratie in de afloop van de tussenbezinktank vanaf oktober op naar waarden tussen 15-30 mg/l. De BZV/N verhouding van de afloopt tussenbezinktank is gedurende de hele periode redelijk constant en vergelijkbaar met het langjarig gemiddelde van Dokhaven (1,3).

FIGUUR 4-13

INFLUENT- EN RECIRCULATIEDEBIET (CUMULATIEF), CONCENTRATIES ZS, NH_4 -N EN BZV AFLOOP TUSSENBEZINKTANK

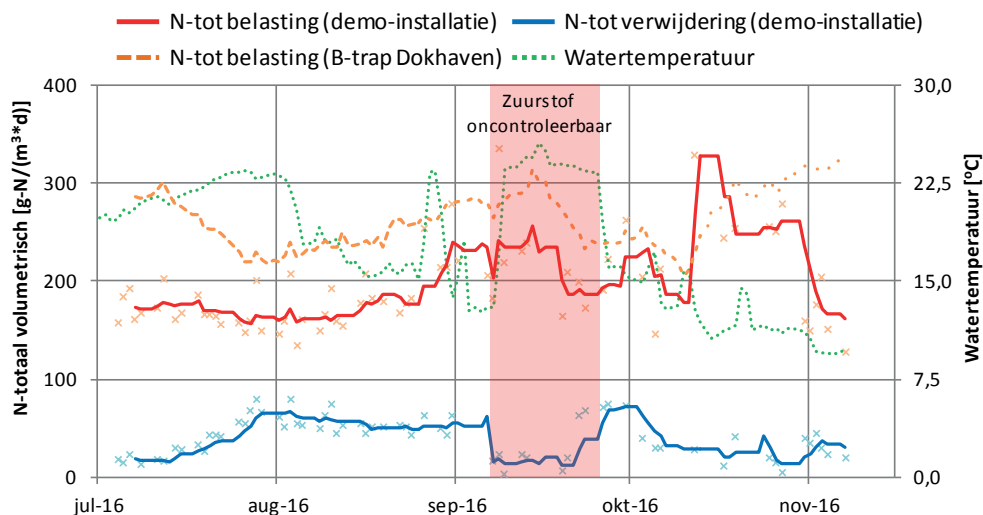
4.6.3 RESULTATEN DEMONSTRATIE-INSTALLATIE

In deze periode is de BZV en zwevende stofbelasting naar de demonstratie-installatie verlaagd door het influent debiet te verlagen. Hiermee is afgeweken van het uitgangspunt om de belasting gelijk te houden aan die van Dokhaven. Hierdoor daalde de volumetrische belasting naar ca. 200 g N/(m³*d) en was daarmee 31% lager dan die van de B-trap van Dokhaven (gemiddeld 290 g N/(m³*d)).

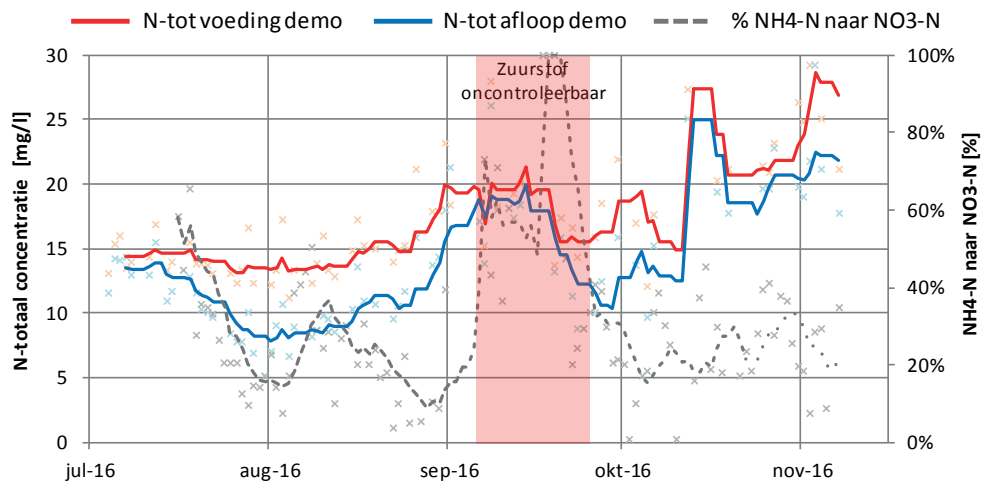
Bij de enting in juni was de initiële AOB activiteit van het entslib laag. Na uitspoeling van de zwevende fractie van het entslib (met daarin veel AOB) werd er begin juli nog nauwelijks stikstof omgezet), zie Figuur 4-14. Gedurende een periode van ongeveer drie weken in juli kon een AOB populatie worden ingegroeid op het korreloppervlak en nam de volumetrische verwijdering

toe naar ca. 70 g N/(m³·d). Hoewel deze volumetrische verwijdering aanzienlijk lager was dan behaald werd in voorliggende perioden kon door het dunne inkomende voedingswater wel een effluentkwaliteit lager dan 10 mg/l N-totaal bereikt worden, zie Figuur 4-15. In de periode van aangroei van AOB werd bewust het zuurstofgehalte hoog gehouden, wat tot gevolg had dat ook de NOB activiteit hoog was. Dit is te zien aan het hoge percentage nitraatvorming van 40-60% in Figuur 4-15. Eind juli werd een lagere DO ingesteld en dit leidde tot een onderdrukking van de NOB activiteit met een lager percentage nitraatvorming van circa 20% tot gevolg.

FIGUUR 4-14 VOLUMETRISCHE STIKSTOFBELASTING EN -VERWIJDERING (VOORTSCHRIJDEND WEEKGEMIDDELDE DEMONSTRATIE-INSTALLATIE EN GEMIDDELDE B-TRAP DOKHAVEN), EN WATERTEMPERatuur, WINTEROMSTANDIGHEDEN 2016



FIGUUR 4-15 N-TOTAAL CONCENTRATIES VAN VOEDING EN AFLOOP DEMO, PERCENTAGE AMMONIUM NAAR NITRAAT (VOORTSCHRIJDEND WEEKGEMIDDELDE), WINTEROMSTANDIGHEDEN 2016



Vanaf 1 augustus werd begonnen met het koelen van het influent. In twee weken tijd werd de watertemperatuur verlaagd van ca. 23 naar 15 °C. Vanaf het moment van koelen stagneerde de toename in de activiteit van het slib. De volumetrische omzetting bleef redelijk stabiel, maar door de geleidelijke stijging van de inkomende NH₄-N concentraties/belasting steeg ook de N-totaal effluentconcentratie geleidelijk naar waarden hoger dan 10 mg/l. In deze periode bleef de nitraatvorming laag met circa 20%, met uitzondering van de piek in de eerste week. Deze piek was het gevolg van lage effluent ammonium concentraties, waardoor ammonium waarschijnlijk limiterend begon te worden voor Anammox.

Begin september was het zuurstofgehalte tijdelijk oncontroleerbaar hoog door een technische storing. Het gevolg hiervan was een sterke toename van de NOB activiteit ten koste van de Anammox activiteit (zie toename $\text{NH}_4\text{-N}$ naar $\text{NO}_3\text{-N}$ in Figuur 4-15), waardoor de totale stikstofverwijdering sterk terugviel. Toen het probleem was opgelost herstelde de activiteit weer snel naar de oorspronkelijke waarde, wat aantoont dat de toename in NOB activiteit omkeerbaar was. In deze periode is geen toename van heterotrofe protozoa geconstateerd.

In oktober werd de temperatuur van het afvalwater verder verlaagd van 15 naar 10°C. Tegelijkertijd trad er opnieuw aangroei van heterotrofe protozoa op het korreloppervlak op. De volumetrische omzetting liep terug naar ca. 40 g N/(m³*d). Ondanks de lage omzetting kon wel aangetoond worden dat de NOB activiteit relatief beperkt bleef ten opzichte van de Anammox activiteit ($\text{NH}_4\text{-N}$ naar $\text{NO}_3\text{-N}$ ca. 20-30%, zie Figuur 4-15).

Eind oktober stegen de $\text{NH}_4\text{-N}$ en BZV concentraties in de afloop van de tussenbezinktank. Tegelijkertijd nam de stikstofomzetting in de reactor af naar 5 g N/(m³*d), mogelijk door de toegenomen BZV belasting. Een halvering van het debiet (en daarmee een halvering van de BZV belasting) resulteerde in een herstel van de stikstofomzetting tot 20-45 g N/(m³*d) bij een temperatuur van 10°C, waardoor het inderdaad aannemelijk is dat BZV van invloed is op de stikstofomzetting. Gevolg van de combinatie van hoge stikstofbelasting en lage omzetting was dat de effluentconcentratie ver boven de doelstelling van 10 mg/l lag.

4.6.4 OVERZICHT STIKSTOFVERWIJDERING EN DISCUSSIE

In Tabel 4-4 zijn enkele procesparameters en -resultaten samengevat, vanaf het moment dat gestart werd met koelen van het influent (1-aug) tot en met het stopzetten van de installatie (7-nov). In deze periode werd de watertemperatuur geleidelijk verlaagd van 20 naar 10 °C.

TABEL 4-4 STIKSTOFVERWIJDERING DEMONSTRATIE-INSTALLATIE WINTEROMSTANDIGHEDEN 2016 (GEMIDDELD)

Parameter	Eenheid	Winteromstandigheden 2016
Looptijd	Weken	14
Periode		1-aug / 7-nov
Hydraulische verblijftijd	u:mm	2:00
Watertemperatuur (gem)	°C	14,8
Temperatuur (min-max)	°C	9,4-20,0
Volumetrische N-totaal belasting	g N/(m ³ *d)	201
Volumetrische N-totaal verwijdering	g N/(m ³ *d)	46
Influent N-totaal concentratie	mg N/l	18,3
Effluent N-totaal concentratie	mg N/l	14,5
N-totaal verwijderingsrendement	%	24%
Percentage $\text{NH}_4\text{-N}$ naar $\text{NO}_3\text{-N}$	%	21%*

* De periode in september waarin de DO oncontroleerbaar was is hier buiten beschouwing gelaten

De volumetrische omzetting die in de tweede helft van 2016 behaald werd was beduidend lager dan die in voorliggende perioden in 2013 tot en met 2015. De behaalde effluentkwaliteit bleef dan ook ruimschoots steken boven de doelstelling van <10 mg/l N-totaal.

Dit was allereerst te wijten aan een veel lagere startactiviteit van het entslib vergeleken met eerdere entingen. Hoewel het gedurende de maand juni lukte om (AOB) activiteit in te groeien in het slib, bleef de volumetrische omzetting steken op 60 tot 80 g N/(m³*d), nog steeds te laag om de doelstelling te bereiken.

Ook bij relatief hoge temperaturen was de activiteit van het slib matig, wat aantoont dat de lage stikstofomzetting niet is toe te schrijven aan de dalende temperatuur. Tegelijkertijd speelden ook technische problemen op met de demonstratie-installatie (zuurstofregeling) en vond er heterotrofe aangroei plaats op het korrelslib.

4.6.5 TUSSENCONCLUSIES

De voornaamste conclusies op basis van de resultaten behaald onder winteromstandigheden zonder ammoniumdosering zijn:

- De startactiviteit van het slib vlak na de enting was beperkt, door het ontbreken van AOB activiteit. Gedurende een maand tijd kon (onder zomeromstandigheden) een AOB populatie ingegroeid worden, maar de behaalde volumetrische omzetting was met ca. 70 g N/(m³*d).
- De behaalde omzetting was te laag om de doelstelling van <10 mg/l N-totaal in het effluent te behalen.
- Er is aangetoond dat het onderdrukken van de NOB activiteit mogelijk bij de geteste temperaturen (9,4-20°C), de directe nitraatvorming door NOB was 20-30% van de ammoniumomzetting.
- Een sterke toename van de NOB activiteit ten koste van de Anammox activiteit door een technische storing (oncontroleerbaar hoog zuurstofgehalte) bleek omkeerbaar. Na herstel van de zuurstofregeling kon de NOB activiteit weer onderdrukt worden en herstelde de Anammox activiteit.
- De temperatuurdaling van 20 naar 10°C ging toevalligerwijs gepaard met technische storingen aan de demonstratie-installatie en aantasting van de slibstructuur (aangroei heterotrofe protozoa). Op basis van beide gebeurtenissen is niet vast te stellen in welke mate de lage temperatuur verantwoordelijk was voor de lage volumetrische omzettingen.

4.7 KORRELSLIBSTRUCTUUR EN -RETENTIE

In de Anammox reactor wordt de omzetting gerealiseerd met korrelvormige biomassa. De reactor werd geënt met korrelslib uit een full scale (warme) deelstroom reactor, waarbij de korrelstructuur op orde was.

4.7.2 SLIBRETENTIE

Onder hoofdstroom condities is uiteindelijk aangetoond dat deze korrelstructuur behouden blijft, zonder dat desintegratie van korrels optreedt. Ook de retentie van het korrelslib was nagenoeg volledig (geen korrelslib in effluent waargenomen), terwijl vlokkig slib wel efficiënt uitgespoeld kon worden. Gedurende de eerste anderhalve jaar van het project was de retentie van korrelslib onvoldoende, wat uiteindelijk ook leidde tot een tekort aan korrelslib voor voldoende omzetting, zoals besproken in de procesresultaten. Dit terugkerend verlies van korrelslib kon opgelost worden door technische aanpassingen aan de slibretentie en slibretour. Hiermee was het retentieprobleem opgelost, zoals aangetoond in de resterende periode van twee jaar.

4.7.3 KORRELSTRUCTUUR

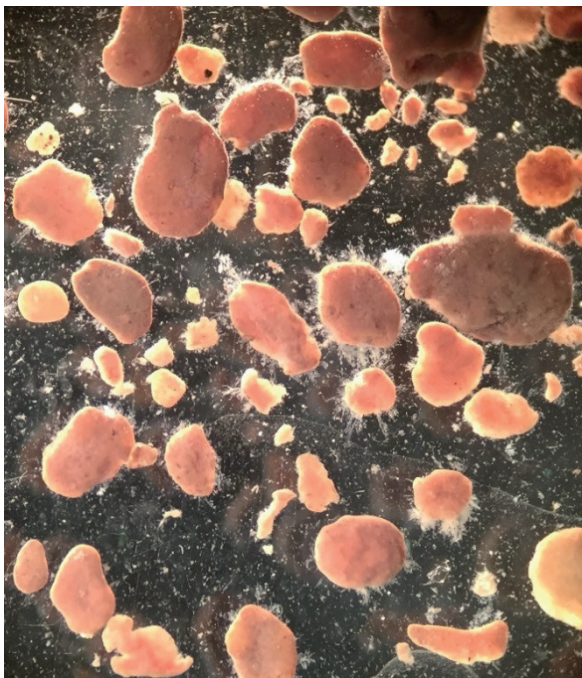
Het voorkomen van aangroei van heterotrofe organismen, en in het bijzonder protozoa, is gedurende de gehele duur van het project een uitdaging gebleken. Een actieve heterotrofe laag op de korrel zorgt er voor dat er minder zuurstof bij de AOB's komt. De hier uit volgende lagere nitrietvorming, zorgt er dan ook voor dat de stikstofverwijdering afneemt. Dit verklaart ook waardoor grote en langdurige verstoringen in de voorbehandeling (A-trap) leidden tot een

afname in de stikstofverwijdering. De BZV belasting op het korrelslib tijdens dergelijke verstoringen neemt namelijk sterk toe, waardoor de stikstofverwijdering verder beperkt wordt door een limitatie op beschikbaar zuurstof. Deze invloed van BZV is aangetoond in de gebruikte compleet gemengde reactor (zie 4.6.3), waarbij al het slib continu aan dezelfde omstandigheden wordt blootgesteld. Bij opschaling van de technologie zal een propstroomreactor toegepast worden, waardoor de invloed van BZV en (fijn)regeling van effluent ammonium van elkaar gescheiden kunnen worden.

De aangroei van heterotrofen, en voornamelijk protozoa, op het korrelslib viel vaak samen met een afname in stikstofverwijdering. In Figuur 4-16 is deze aangroei te zien op een deel van de korrels; er zijn ook perioden geweest met meer aangroei. Er kan echter geen eenduidig verband gelegd worden tussen omzettingen en perioden met aangroei van protozoa, doordat in deze perioden ook de dalende temperatuur en een verhoogde BZV belasting een invloed gehad kunnen hebben op de omzetting. Bovendien zijn de waarnemingen tijdens de aanwezigheid van protozoa niet eenduidig. Zo zijn er perioden geweest waarin de omzetting via de NOB route toenam, maar ook perioden waarin het juist goed lukte om de NOB activiteit te onderdrukken. Omdat de protozoa heterotrofe organismen zijn en via BZV consumptie op de korrel de beschikbaarheid van zuurstof voor AOB vermindert, is geprobeerd de aangroei ervan te voorkomen / verwijderen. Op basis van de procesaansturing (opschuring en laag zuurstofgehalte) is het mogelijk gebleken om lichte aangroei van protozoa te verwijderen. Bij een overmatige aangroei is het echter nog niet mogelijk gebleken deze doeltreffend te verwijderen zonder ook de onderliggende AOB en Anammox activiteit aan te tasten. Verder (fundamenteel) onderzoek is nodig om meer inzicht te verkrijgen in het verschijnen van protozoa en in hoeverre de protozoa de verschillende omzettingen in korrelslib beïnvloeden. Een snelle signalering van aangroei van protozoa is daarom van belang, zodat tijdig ingegrepen kan worden en overmatige groei voorkomen kan worden.

FIGUUR 4-16

AANWEZIGHEID VAN HETEROTROFE GROEI (PROTOZOA) OP ANAMMOX KORRELSLIB



4.7.4 CONCLUSIES

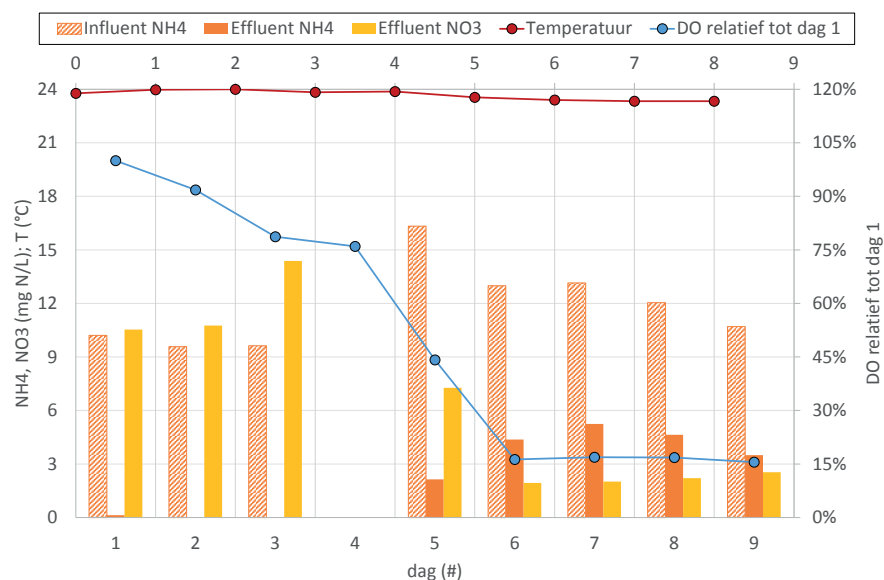
- In de tweede periode van het project is aangetoond dat korrelslibretentie en uitspoeling van vlokkelig slib goed gerealiseerd kunnen worden.
- Lichte aangroei van protozoa op het korrelslib kan verwijderd worden met behulp van procesaansturing; snelle signalering van de startende protozoa groei is van belang. Bij overmatige aangroei van protozoa is het niet gelukt de protozoa aangroei te verwijderen zonder het slib onherstelbaar te beschadigen.
- BZV heeft een verstrend effect op de stikstofverwijdering. Deze factor kan geëlimineerd worden in bijvoorbeeld een propstroomconfiguratie.
- Er is geen eenduidige verklaring voor het optreden van aangroei van protozoa en de invloed ervan op de stikstofomzettingen. Hiervoor is verder (fundamenteel) onderzoek nodig.

4.8 PROCESREGELING

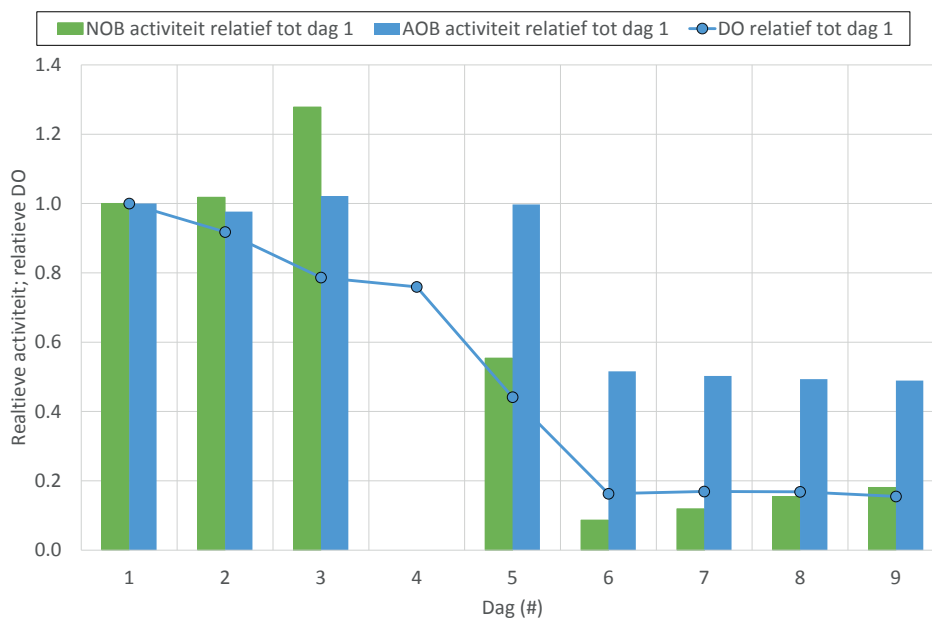
4.8.2 EFFECT ZUURSTOFCONCENTRATIE OP NOB ONDERDRUKKING

Regeling van het proces richt zich hoofdzakelijk op het opgelost zuurstofgehalte (DO) en de effluent ammonium concentratie. Zoals toegelicht in het procescontrolemodel (2.3) moeten deze op elkaar afgestemd worden om een goede onderdrukking van de NOB activiteit te realiseren. Figuur 4-17 geeft een voorbeeld van het effect van de DO concentratie op de nitraatvorming door NOB, waarbij de DO in de startfase bewust hoog was. De relatieve NOB activiteit voor deze periode is weergegeven in Figuur 4-18. Deze grafieken laten bovendien zien dat, zelfs bij voldoende NOB capaciteit voor volledige nitrificatie naar nitraat, de NOB activiteit daadwerkelijk onderdrukt kan worden op basis van zuurstof.

FIGUUR 4-17 EFFECT VAN DO OP ONDERDRUKKING NITRAATVORMING DOOR NOB BIJ EEN TEMPERAATUUR VAN 23,3-24,0°C.



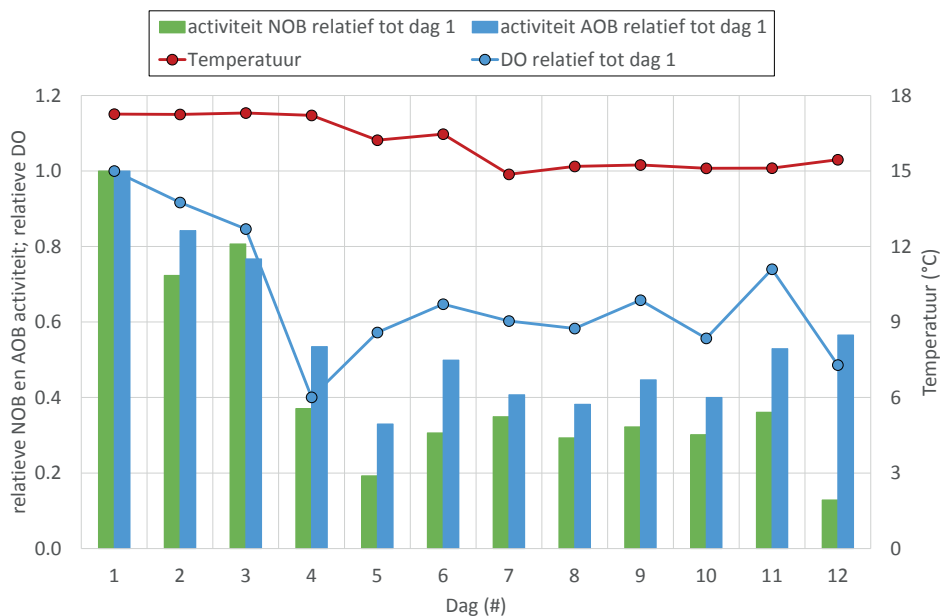
FIGUUR 4-18 EFFECT VAN DO OP ONDERDRUKKING NOB EN AOB ACTIVITEITEN BIJ EEN TEMPERATUUR VAN 23,3-24,0°C. HET BETREFT DE ZELFDE PERIODE ALS WEERGEGEVEN IN FIGUUR 4-17



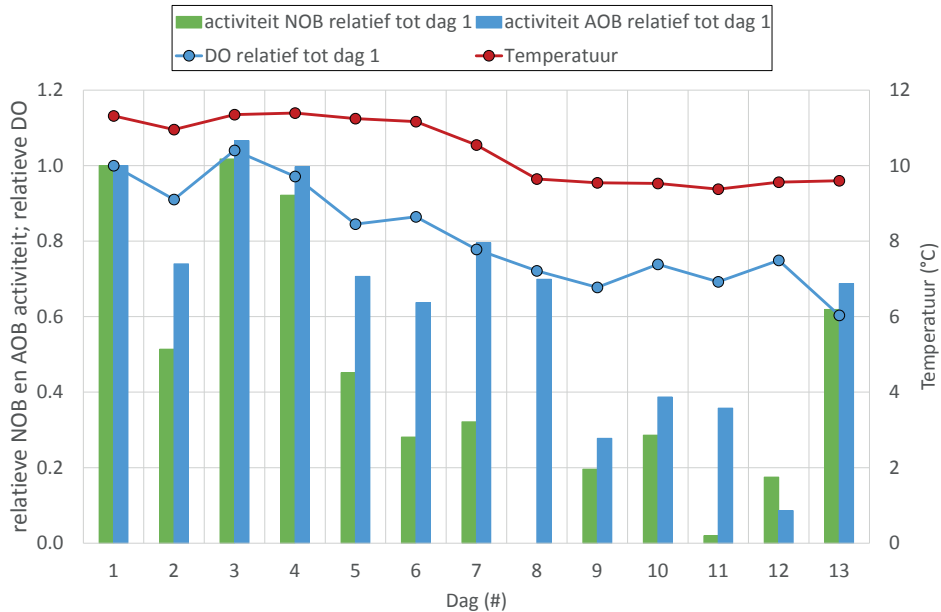
4.8.3 INVLOED TEMPERATUUR

Figuur 4-19 en Figuur 4-20 laten zien dat het ook bij lagere temperaturen (15-17°C) en lage temperaturen (< 12°C) mogelijk is de NOB activiteit te onderdrukken op basis van de zuurstofregeling. Op basis van de resultaten van de gebruikte compleet gemengde demonstratiereactor, is er geen eenduidige relatie te leggen tussen de absolute DO concentratie in de vloeistof en de activiteiten van de verschillende micro-organismen. De wisselende BZV belasting heeft hier namelijk een verstrend effect op. Bij het gebruik van een propstroomprofiel, kan het effect van de BZV belasting tot een gedeelte van de reactor beperkt worden. De (fijn)regeling van DO concentratie in relatie tot de ammoniumconcentratie kan dan in het resterende reactorvolume gerealiseerd worden.

FIGUUR 4-19 EFFECT VAN DO OP ONDERDRUKKING NOB EN AOB ACTIVITEITEN BIJ EEN TEMPERATUUR VAN 14,9-17,3°C.



FIGUUR 4-20 EFFECT VAN DO OP ONDERDRUKKING NOB EN AOB ACTIVITEITEN BIJ EEN TEMPERATUUR VAN 9,5-11,4°C.



4.8.4 TUSSENCONCLUSIES

- Onderdrukking van nitraatvorming door NOB is te realiseren op basis van de DO regeling en een rest-ammoniumconcentratie.
- Temperatuur heeft geen direct effect op de onderdrukking van NOB op basis van de DO regeling. Bij een dalende temperatuur (en verder gelijke omstandigheden) nam het percentage nitraatvorming door NOB niet toe.

4.9 EFFLUENTPOLISHING: NAGESCHAKELDE ZANDFILTRATIE

4.9.1 INLEIDING

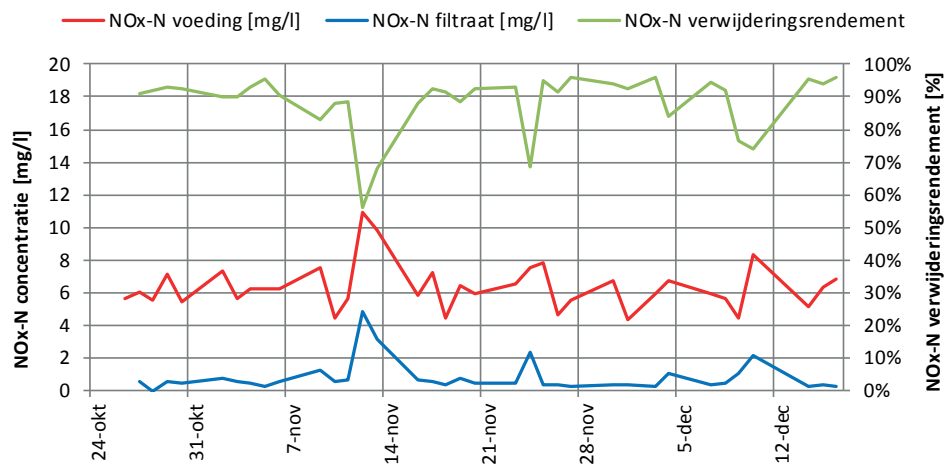
Het in hoofdstuk 2.1 beschreven totale CENIRELTA zuiveringsconcept bestaat naast hoofdstroom Anammox in een tweetraps zuivering ook uit een nageschakeld zandfilter voor verregerende stikstofverwijdering. Hoewel een bewezen en in de praktijk veelal toegepaste techniek (STOWA 2006-21, STOWA 2009-32) is ook in het CENIRELTA project tijdelijk een nageschakeld zandfilter geïnstalleerd om het totale zuiveringsconcept te demonstreren.

Het zandfilter is operationeel geweest van 24-okt tot en met 15-dec 2015 (looptijd 54 dagen) en werd gevoed met een debiet van 2,5 m³/h. Doel van de zandfiltratie was denitrificatie van nitraat en nitriet en het afvangen van zwevende stof. Voor de denitrificatie werd een koolstofbron gedoseerd aan het water (acetol-80). Deze koolstofbron werd gedoseerd met een vast debiet en was dus niet geoptimaliseerd op basis van de ingaande NO_x concentraties.

4.9.2 RESULTATEN

In Figuur 4-21 zijn de concentraties en het verwijderingsrendement van NO_x-N weergegeven (NO₂-N + NO₃-N). Over het algemeen werd een verwijderingsrendement behaald boven 90%. Enkele uitschieters naar beneden waren het gevolg van hogere NO_x concentraties in het voedingswater in combinatie met suboptimale dosering van de koolstofbron. Het gehalte zwevende stof werd door de filtratiestap verwijderd tot beneden de detectiegrens (4 mg/l), wat correspondeert met een verwijderingsrendement van meer dan 90%.

FIGUUR 4-21

VERWIJDERINGSRENDEMENT NO_x-N NAGESCHAKELD DENITRIFICEREND ZANDFILTER

In Tabel 4-5 zijn de concentraties van de in- en uitgaande NO_x stikstofverbindingen weergegeven. Zoals te verwachten valt wordt in een denitrificerend zandfilter geen ammonium verwijderd, daarom worden die concentraties hier buiten beschouwing gelaten. De resultaten tonen aan dat nitraat en nitriet vrijwel volledig uit het water konden worden verwijderd.

Dit betekent dus dat in het hoofdstroom Anammox proces de conversie van ammonium bepalend is voor de N-totaal effluentconcentratie die met een nageschakeld zandfilter bereikt kan worden. Het is hierbij zelfs niet noodzakelijk dat alle stikstofconversie via de Anammox route verloopt (maar wel wenselijk om het chemicaliënverbruik voor de denitrificatie te minimaliseren).

TABEL 4-5

IN- EN UITGAANDE STIKSTOFCONCENTRATIES NAGESCHAKELD ZANDFILTER

Parameter	Voeding (mg/l)	Filtraat (mg/l)	Rendement (%)
NO ₂ -N	1,0	0,2	83%
NO ₃ -N	5,4	0,5	90%
NO _x -N	6,4	0,7	89%
zwevende stof	35	< 4	>90%

4.9.3 CONCLUSIES ZANDFILTRATIE

Met het demonstratie-schaal zandfilter is aangetoond:

- Ca. 90% NO_x verwijdering en een hoger rendement haalbaar bij optimalisatie van de koolstofbrondosering / online aansturing van de C-bron dosering
- Wanneer de beste resultaten van het Anammox proces worden gecombineerd met de beste resultaten van het zandfilter is een stikstof effluentkwaliteit van 4/5 mg/l haalbaar
- Meer dan 90% zwevende stof verwijdering tot < 4 mg/l (onder de detectiegrens)

Een nageschakeld denitrificerend zandfilter is een geschikte technologie als nabehandeling van hoofdstroom Anammox effluent. In geval van (tijdelijke) verhoogde NOB activiteit in het hoofdstroom Anammox proces kan een zandfilter het gevormde nitraat verwijderen. Hierbij geldt dat hoe meer de stikstofverwijdering via de Anammox route verloopt, hoe minder koolstofbron nodig is voor de denitrificatie in het zandfilter.

4.10 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

4.10.1 DISCUSSIE

Gedurende verschillende perioden van enkele maanden is stabiele stikstofverwijdering via de Anammox route aangetoond. Hierbij was de stikstofverwijderingssnelheid 100-200 g N/(m³·d). Afhankelijk van de inkomende stikstofvracht, konden stikstofconcentraties onder de 10 mg N/l gehaald worden. Ook bij een dalende temperatuur is in perioden een constante stikstofverwijdering aangetoond, met tevens een constante NOB activiteit. De onderdrukking van NOB in korrelslib op basis van zuurstof is dan ook voldoende efficiënt gebleken. Een langdurig constante stikstofverwijdering is echter nog niet behaald. De grootste versturende factor in de stikstofomzetting is een te hoge BZV belasting vanuit de afloop van de A-trap.

INVLOED BZV BELASTING

Het effect van een te hoge BZV belasting is deels te verklaren door de introductie van een extra zuurstofvraag. Dit vermindert de zuurstoftoevoer naar de AOB en daarmee de stikstofverwijdering. Hiernaast treedt er mogelijk ook een verstoring op in de samenstelling van de biofilm, omdat er na langdurige hogere BZV belasting een langer herstel van de AOB activiteit nodig is. Het is te verwachten dat in een meer propstroom procesconfiguratie (dan de in dit project toegepaste compleet gemengde reactor) beter om te gaan is met hoge- en piekbelastingen van BZV (en zwevend stof). In een dergelijke procesconfiguratie kan de heterotrofe zuurstofvraag dan gescheiden worden van de zuurstofvraag voor stikstofomzetting. Verdere optimalisatie van de voorbehandelingsstap (b.v. A-trap) kan de BZV/N verhouding verder verlagen en daarmee de continue heterotrofe zuurstofvraag verlagen.

RETENTIE KORRELSLIB EN UITSPOELING HETEROTROFE GROEI

Tijdens het demonstratieonderzoek is duidelijk geworden dat gelukt is om het merendeel van de heterotroof groeiende biomassa uit de reactor te spoelen. Gemiddeld werd in de demonstratiereactor per dag 1,4 kg COD verwijderd. Afhankelijk van de biomassa opbrengst levert deze omzetting ongeveer een halve kilogram VSS per dag aan heterotrofe biomassa op. Indien dit in de reactor gehouden zou worden, zou er binnen drie maanden meer dan 10 g VSS/l aan heterotrofe biomassa in de reactor geaccumuleerd zijn. Dat dit niet waargenomen werd, bevestigt dat de aanpak met korrelslib voor stikstofverwijdering en uitspoeling van (heterotrofe) vlokke groei grotendeels succesvol is gebleken. Niet alle heterotrofe groei kon uitgespoeld worden, maar het merendeel wel. Hiermee kon dus voorkomen worden dat de heterotroof groeiende biomassa de Anammox en AOB biomassa verdringt.

HETEROTROFE GROEI OP KORRELSLIB

De aanwezigheid van heterotrofe groei op het korreloppervlak, waaronder protozoa, is meerdere malen opgetreden. Op basis van de resultaten is er geen eenduidige oorzaak aan te wijzen voor het opkomen ervan en het effect op de stikstofomzetting via de Anammox route en/of de NOB route. In diezelfde perioden trad namelijk ook een hogere BZV/TSS belasting op en was vaak ook de temperatuur van het afvalwater lager. Verder (fundamenteel) onderzoek moet hierin meer duidelijkheid verschaffen. Zoals eerder genoemd is de verwachting dat mogelijke nadelige gevolgen van heterotrofe groei voorkomen kunnen worden door een andere procesconfiguratie toe te passen, b.v. propstroom of SBR.

STURING ANAMMOX ROUTE

De competitie tussen stikstofverwijdering via de Anammox route en volledige nitrificatie door NOB is voldoende te sturen door middel van de zuurstofconcentratie. Volledige onder-

drukking van NOB is niet continu gerealiseerd, maar de activiteit ervan kan beperkt worden. Bovendien is gebleken dat tijdelijk hoge NOB activiteit, zelfs als dit leidde tot volledige nitrificatie, weer onderdrukt kon worden op basis van de zuurstofregeling. Een voordeel van de omkeerbaarheid van de NOB activiteit is dat tijdelijke volledige nitrificatie (d.w.z. een hoog zuurstofgehalte) toegepast kan worden, b.v. bij aangroei van voldoende AOB capaciteit. Bovendien vormt de aanwezigheid van NOB activiteit in het entslib geen belemmering, omdat deze onderdrukt kan worden.

EFFECT TEMPERATUUR OP STURING ANAMMOX ROUTE

Onderdrukken van de NOB activiteit is gerealiseerd bij temperaturen tussen 9,5 en 25°C. Dat de temperatuur geen bepalende factor geweest is in de onderdrukking van de NOB is te verklaren doordat de sturing plaats vindt op basis van de zuurstof gradiënt in het korreelslib. Dit in tegenstelling tot vlokkige biomassa, waar sturing plaats vindt op basis van kinetische parameters die voor elk van de organismen afzonderlijk veranderen als functie van de temperatuur.

ENTSLIB

Entslib uit verschillende full scale (warme) deelstroom Anammox reactoren is geschikt gebleken voor de opstart van de hoofdstroom Anammox reactor. Hierdoor is de opstart niet geheel van groei afhankelijk is en kan daardoor sneller verlopen. De Anammox activiteit in het gebruikte entkorreelslib is altijd in ruime overmaat aanwezig geweest. De AOB activiteit moest soms extra aangegroeid worden, maar hiervan kon voldoende aangegroeid worden op het korreloppervlak in een periode van enkele weken.

VOLUMETRISCHE STIKSTOFVERWIJDERING

In dit project is een relatief hoge stikstofvracht toegepast met 200-400 g N/(m³*d). Dit in tegenstelling tot 50-100 g N/(m³*d) in conventionele rwzi's. Op basis van de behaalde resultaten (stikstofverwijdering van 100-200 g N/(m³*d)) lijkt een toepassing van hoofdstroom Anammox tot de mogelijkheden te behoren. Wel moet de eerder genoemde lange termijn stabiliteit nog aangetoond worden. Ook de fijnregeling van het zuurstofgehalte bij een lage effluent ammoniumconcentratie moet nog op langere termijn aangetoond worden.

OVERALL STIKSTOFVERWIJDERING

De combinatie hoofdstroom Anammox reactor en zandfilter heeft laten zien dat onder optimale condities de totale effluent stikstofconcentratie zeer laag kan zijn (4-5 mg/l). Het nitraat dat gevormd wordt door de Anammox omzetting plus het gedeelte ammonium dat direct naar nitraat wordt omgezet door NOB, kan verwijderd worden in een denitrificerend zandfilter met dosering van een externe koolstofbron. Dit zandfilter verwijdert naast de opgeloste stikstofcomponenten ook het gebonden stikstof (zwevend stof). Zoals eerder aangegeven is een lage effluent ammonium concentratie (≤ 2 mg NH₄⁺-N/l) uit de Anammox demonstratie reactor nog slechts sporadisch aangetoond. In het gehele CENIRELTA concept is daar dan ook nog verbetering nodig om tot totaal effluent stikstofconcentraties van 2 mg N/l te komen.

4.10.2 CONCLUSIES

De voornaamste conclusies met betrekking tot de Anammox demonstratie installatie zijn hieronder gepresenteerd aan de hand van successen en uitdagingen.

Successen:

- Entslib vanuit een (warme) deelstroom Paques Anammox reactor is direct actief onder hoofdstroom condities;

- Het entslib bevatte altijd een ruime Anammox overcapaciteit (> 275 %) voor toepassing onder hoofdstroom condities;
- De AOB capaciteit van het entslib is soms te laag voor de hoofdstroom toepassing en moet dan aangegroeid worden op het korrelslib; onder zomercondities kan dit binnen een periode van 3 weken;
- Entslib kan NOB bevatten, maar die NOB activiteit kan onderdrukt worden met de procesregeling (zuurstofconcentratie). Temperatuur blijkt hier geen effect op gehad te hebben. Bij een dalende temperatuur (en verder gelijke omstandigheden) is er geen toenemende NOB activiteit geconstateerd;
- Retentie van korrelslib was bij aanvang van het project een probleem, maar is door een technische aanpassing opgelost. Daarmee is in de tweede helft van het project geen significant verlies van korrelslib met het effluent opgetreden;
- Een goede scheiding tussen korrels en zwevend materiaal bleek mogelijk op basis van verschillen in bezinkbaarheid;
- Tijdens perioden is bij een watertemperatuur van > 17°C voldoende volumetrische omzetting behaald om voor rwzi Dokhaven de doelstelling van N-totaal < 10 mg/l te behalen.
- Bij een watertemperatuur van 10°C is stikstofverwijdering gerealiseerd via de Anammox route. De activiteit is nog wel een factor 3 te laag om op Dokhaven een effluent concentratie van 10 mg N/l te halen;
- Een nageschakeld denitrifierend zandfilter is een geschikte technologie voor nabehandeling van hoofdstroom Anammox effluent.

Uitdagingen:

- Bij procesvoering waarin de huidige omstandigheden in de B-trap van Dokhaven gesimuleerd werden (relatief hoge BZV/N verhouding) kon niet altijd voldoende biologische AOB activiteit worden gerealiseerd om de doelstelling N < 10 mg/l te behalen;
- Het is niet gelukt om de aangroei van ongewenste biomassa (vooral protozoa) op de korrelschil volledig te voorkomen. Lichte aangroei van protozoa op het korrelslib kan verwijderd worden met behulp van procesaansturing; snelle signalering van de startende protozoa groei is van belang. Bij overmatige aangroei van protozoa is het niet gelukt de protozoa aangroei te verwijderen zonder het slib onherstelbaar te beschadigen;
- Het realiseren van een lage effluent ammonium concentratie in combinatie een doelstelling van N = 2 mg/l in het effluent.

5

ONTWERP EN BUSINESS CASE GROENE WEIDE

5.1 GROENE WEIDE MET CENIRELTA CONCEPT

Een nieuw te bouwen zuivering volgens het CENIRELTA concept hoeft niet te voldoen aan de randvoorwaarden die voor inpassing van hoofdstroom Anammox op rwzi Dokhaven gelden. Toch zal de waterlijn binnen het CENIRELTA concept op hoofdlijnen overeenkomen met de configuratie van de rwzi Dokhaven. De beschrijving hiervan is gegeven in 1.1.2. Na de voorbehandeling (afvang zand en roostergoed) zal er een A-trap zijn voor verwijdering van CZV, gevolgd door een Anammox trap voor stikstof verwijdering, zie Figuur 5-1.

Voor een goede werking van de A-trap is een constante hydraulische belasting van belang. Om de dag/nacht variaties op te vangen (en tot op zekere hoogte RWA aanvoer), zal er een variabele effluentcirculatie over de A-trap toegepast worden. Hierdoor is het aanvoerdebiet naar de tussenbezinktank constant.

Afhankelijk van de effluenteisen ten aanzien van droge stof, kan het nodig zijn om na de Anammox trap (met interne retentie van korrelslib) nog een nabezinkstap te implementeren. Hier is uitgegaan van een nabezinktank voor verwijdering van vlokkig materiaal. Deze zou ook vervangen kunnen worden door een andere wijze van deeltjesverwijdering, zoals bijvoorbeeld een zandfilter.

Het CENIRELTA concept zoals het hier beschreven is, zal hierna gebruikt worden in de economische vergelijking met referentiezouiveringen.

5.2 ECONOMISCHE ANALYSE CENIRELTA

5.2.1 AANLEIDING EN DOELSTELLING

Om te bepalen of CENIRELTA een kosteneffectieve en energie-efficiënte zuiveringstechniek is, is een vergelijking gemaakt met een aantal conventionele zuiveringsprocessen. Op basis van een modelleringsberekening is een vergelijking gemaakt tussen zuiveringsconcepten met betrekking tot kosten en duurzaamheid.

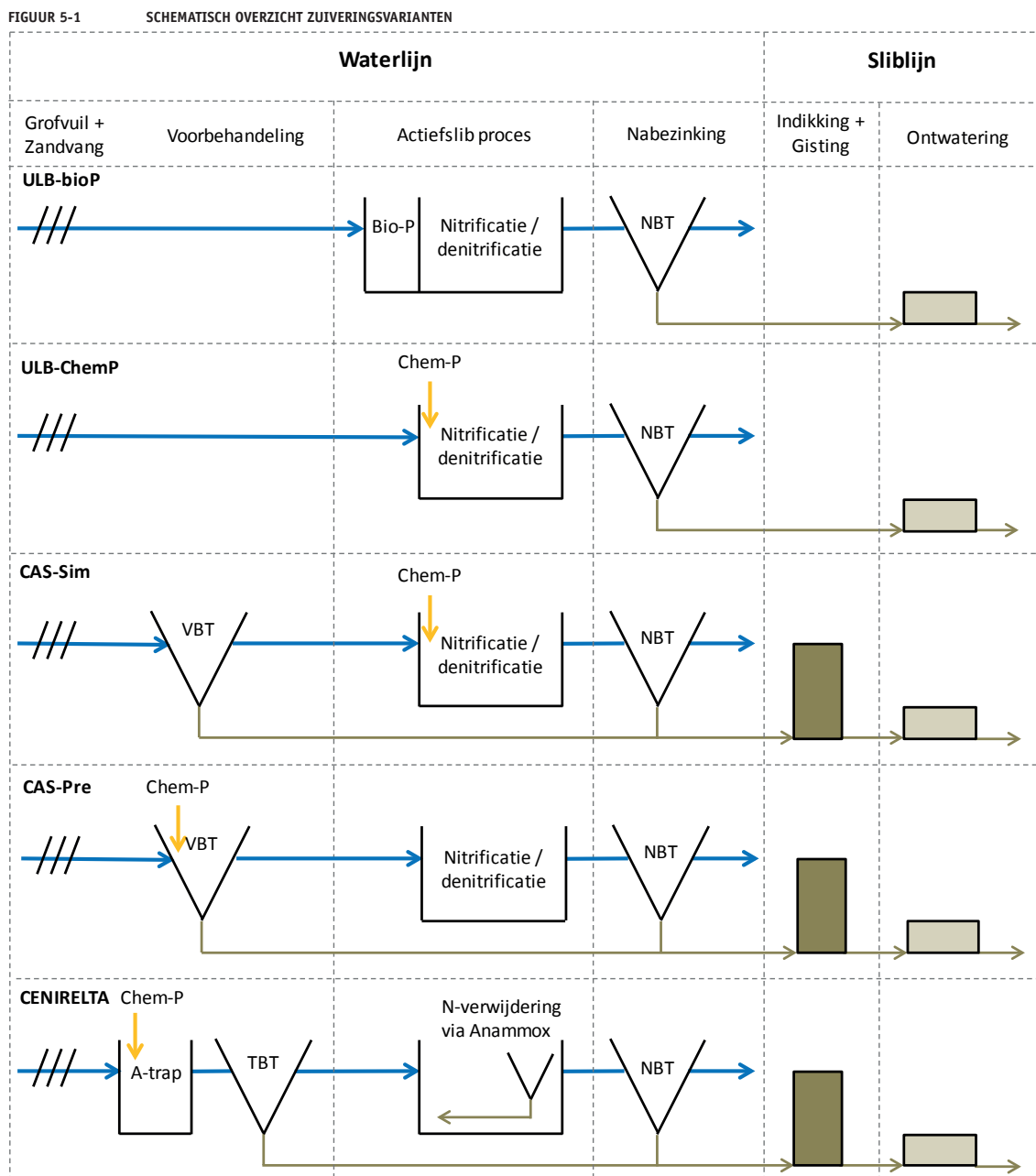
Het resultaat is een theoretische vergelijking tussen het CENIRELTA concept met hoofdstroom-Anammox-technologie en het conventionele (actiefslib) zuiveringsproces op basis van de volgende aspecten:

- Kosten (investering en exploitatie);
- Slibproductie en biogasproductie;
- Energiebalans;
- Chemicaliëngebruik;
- Ruimtebeslag.

De volgende vijf zuiveringsconcepten zijn in de vergelijking meegenomen:

- ULB-BioP – ultralaag belast actiefslibstelsysteem met biologische fosfaatverwijdering, geen slibgistinginstallatie
- ULB-ChemP – ultralaag belast actiefslibstelsysteem met chemische fosfaatverwijdering, geen slibgistinginstallatie
- CAS-SimP – Voorbezinktank, conventioneel actiefslibstelsysteem, chemische fosfaatverwijdering in de aeratietank, slibgistinginstallatie
- CAS-PreP – Voorbezinktank, conventioneel actiefslibstelsysteem, chemische fosfaatverwijdering in de voorbezinktank, slibgistinginstallatie
- CENIRELTA - AB-systeem met hoogbelaste A-trap met chemische fosfaatverwijdering, B-trap met hoofdstroom Anammox, slibgistinginstallatie

Een schematisch overzicht van deze vijf zuiveringsconcepten is te vinden in Figuur 5-1.



5.2.2 METHODIEK

Voor de vergelijking wordt gebruik gemaakt van de door adviesbureau Tauw ontwikkelde Ontwerp- en terugreken tool versie 2.20. Dit is een in Nederland gebruikt model dat is ontwikkeld in opdracht van een aantal waterschappen. Het model is gebaseerd op diverse wetenschappelijk ontwikkelde zuiveringsmodellen die in een Excel spreadsheet aan elkaar gekoppeld zijn. Het model is beschreven in de door Tauw uitgegeven handleiding.

In dit model kunnen verschillende zuiveringsconfiguraties worden doorgerekend, waarbij bovenstaande duurzaamheid- en kostenaspecten allen aan bod komen. Het Tauw-model bevat echter niet de ontwerpcriteria voor het doorrekenen van een tweetraps AB systeem en van een hoofdstroom Anammox systeem. Deze ontwerpcriteria zijn vastgesteld op basis van het demonstratie-project en op basis van de praktijkgegevens van Dokhaven (A-trap) en Sluisjesdijk (sliblijn). Met het TAUW-model zijn vervolgens de kosten voor een nieuwbouwsituatie (groene weide) doorgerekend. Op deze wijze is een gestandaardiseerde kostenvergelijking tussen verschillende zuiveringsconcepten opgesteld.

Door het toepassen van chemicaliën voor bijvoorbeeld de verwijdering van fosfaat kan het energieverbruik van een zuivering omlaag gebracht worden. Maar omdat het produceren van deze chemicaliën ook energie kost, kan de totale milieu-impact ten aanzien van het energieverbruik (en daarmee van CO₂-uitstoot) negatief uitpakken. Om de totale milieu-impact vast te stellen wordt in het model gebruik gemaakt van de GER-waarde. GER staat voor Gross Energy Requirement, hiermee wordt de bruto primaire energie inhoud van een materiaal aangeduid.

5.2.3 UITGANGSPUNTEN

Elk van de concepten is doorgerekend voor een vuillast van 500.000 i.e. (150 g TZV per i.e.). Het 24 uren gemiddelde debiet is 96.000 m³/d, met een DWA-max van 6.000 m³/h en een RWA/DWA verhouding van 3. Voor de samenstelling van het afvalwater is uitgegaan van een samengesteld gemiddelde van afvalwater uit verschillende Europese landen (Pons et al., 2004). De ontwerp temperatuur is 10°C.

Elk van de referenties is doorgerekend op een effluent kwaliteit van N = 10 mg/l en P = 1 mg/l. Voor het CENIRELTA concept is hierbij aangenomen dat deze effluentkwaliteit op het gebied van stikstof behaald kan worden, ook onder wintercondities. Daarnaast is, om ook op 10 mg N/l in het effluent uit te komen, in het CENIRELTA concept aangenomen dat 20% van het stikstof direct naar nitraat wordt geoxideerd. Zou dit niet gedaan worden, dan heeft het effluent ofwel een hogere ammonium concentratie, ofwel een totaal N concentratie van < 10 mg/l.

De biogasproductie, en daarmee de energieproductie, is gebaseerd op de praktijkgegevens van Sluisjesdijk. Hierbij is gecorrigeerd voor de externe slibaanvoer naar Sluisjesdijk.

Ten aanzien van de slibverwerkingskosten is gerekend met twee op de praktijk gebaseerde aannamen: het drogestofpercentage in het afgevoerde slib (20, 25 of 30%, voor respectievelijk ULB, CAS en CENIRELTA) en de uiteindelijke slibverwerkingskosten (€ 95 per ton d.s. voor alle varianten).

Voor de hoogte van de GER-waarde per product is het STOWA-rapport 2012-06 “GER-waarden en milieu-impact scores, productie van hulpstoffen in de waterketen” gebruikt. Voor de berekening zijn de volgende aspecten meegenomen:

PRODUCTEN IN:

- Elektriciteit verbruikt (9 MJ primair/kWh)
- Aardgas (31,65 MJ/Nm³)
- Indirect energieverbruik (chemicaliën)
 - 15,7 MJ/kg FeCl₃
 - 62,2 MJ/kg PE-emulsie 50%

PRODUCTEN UIT:

- Elektriciteit geproduceerd uit WKK

5.2.4 UITKOMSTEN ECONOMISCHE VERGELIJKING

De uitkomsten van de economische vergelijking worden hier gegroepeerd weergegeven volgens de eerdergenoemde onderverdeling in de aspecten kosten, slibproductie en biogasproductie, energiebalans, chemicaliëngebruik en ruimtebeslag.

KOSTEN

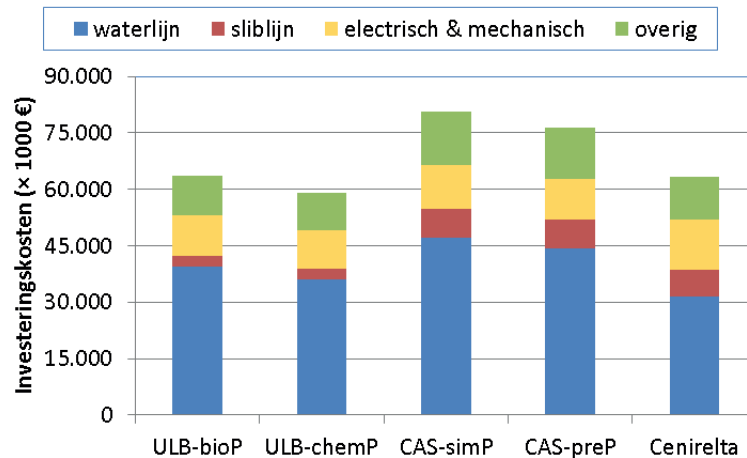
De verschillende varianten zijn doorgerekend op investeringskosten en op operationele kosten. De resultaten zijn samengevat in Tabel 5-1. Uit de tabel blijkt dat de grootste verschillen zitten in de investeringskosten. De ultra-laagbelaste systemen (ULB) zijn rwzi's zonder slibgisting en hebben daardoor lagere investeringskosten dan varianten met slibgisting, CAS-BioP en CAS-ChemP. Het CENIRELTA-concept bevat wel een slibgisting en toch zijn de investeringskosten vergelijkbaar met een rwzi zonder slibgisting. Dit is een direct gevolg van het feit dat de waterlijn binnen het CENIRELTA-concept compact gebouwd kan worden met een hoogbelaste A-trap voor CZV verwijdering en een hoogbelaste B-trap voor stikstofverwijdering. Dit is terug te zien in Figuur 5-2, waarin de investeringskosten voor water- en sliblijn worden vergeleken.

Ook de operationele kosten (Tabel 5-1) zijn significant lager voor het CENIRELTA-concept, terwijl de verschillen tussen de overige varianten onderling klein zijn. Dat het CENIRELTA-concept er positiever uitspringt, is voornamelijk toe te wijzen aan een netto energieproductie (i.p.v. verbruik, zie Figuur 5-6) en lagere slibverwerkingskosten (Figuur 5-5). Ook de lagere afschrijvingskosten, als gevolg van lagere investeringskosten, dragen significant bij aan de lagere operationele kosten.

TABEL 5-1 OVERZICHT VAN DE INVESTERINGS- EN OPERATIONELE KOSTEN

Totale kosten		ULB-bioP	ULB-ChemP	CAS-SimP	CAS-PreP	CENIRELTA
Investering	× 1000 €	63.500	59.000	80.500	76.100	63.100
Exploitatie	× 1000 €/j	12.300	12.100	11.600	12.800	9.700
Energie uit biogas	× 1000 €/j	0	0	790	830	980
Investering per i.e.	€	130	120	160	150	130
Exploitatie per i.e.	€/j	25	24	23	25	19

FIGUUR 5-2 VERGELIJKING VAN DE INVESTERINGSKOSTEN IN WATERLIJN, SLIBLIJN EN OVERIG



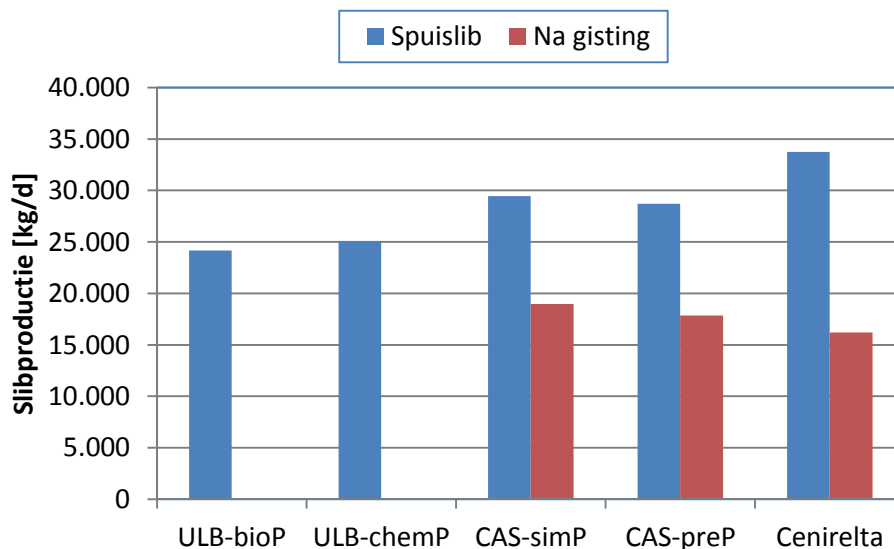
SLIBPRODUCTIE EN BIOGASPRODUCTIE

De surplusslibproductie, voordat het de slibgisting in gaat, van het CENIRELTA-concept is 35-40% hoger dan bij de ULB systemen (ULB-BioP en ULB-ChemP) en 15-18% hoger dan bij de systemen met voorbezinktank (CAS-Sim en CAS-Pre). Zoals te zien is in Figuur 5-3, is de uiteindelijke restslibproductie in het CENIRELTA concept het laagst. Dit is het gevolg van de hogere anaerobe afbreekbaarheid van het A-trap slib (tot 60%).

De dagelijkse biogasproductie is weergegeven in Figuur 5-4 en vergeleken met CAS-simP en CAS-preP is deze respectievelijk 18 en 23% hoger in het CENIRELTA concept. Dit is het gecombineerde effect van een hogere surplusslibproductie en een hogere vergistbaarheid van dit surplusslib.

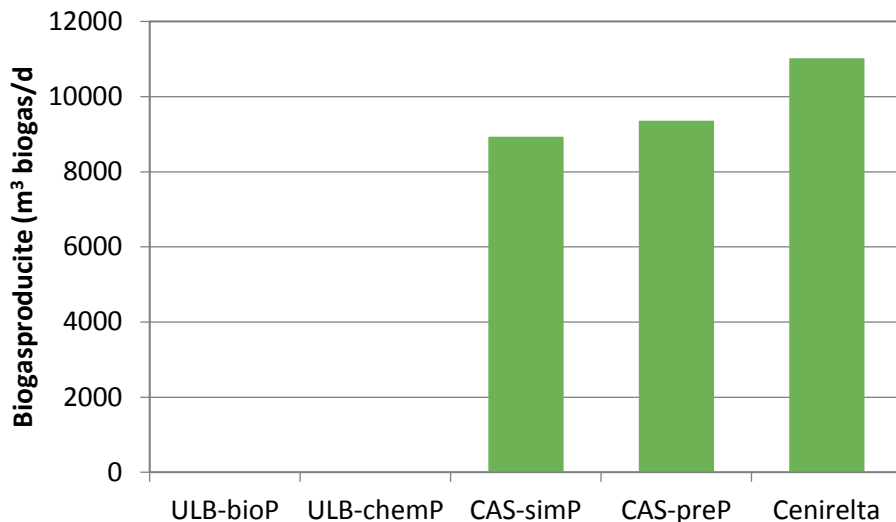
De totale slibverwerkingskosten zijn weergegeven in Figuur 5-5. Ten opzichte van de ULB varianten, zijn de kosten in de CAS varianten circa 40% lager. De slibverwerkingskosten van de CENIRELTA variant zijn circa 55% lager dan de ULB-varianten. Dit is het gevolg van een hogere anaerobe afbreekbaarheid van het A-trap slib en de betere ontwatering van het uitgegiste slib (tot 30% d.s.).

FIGUUR 5-3 VERGELIJKING VAN SURPLUSLIB PRODUCTIE EN RESTSLIB NA GISTING



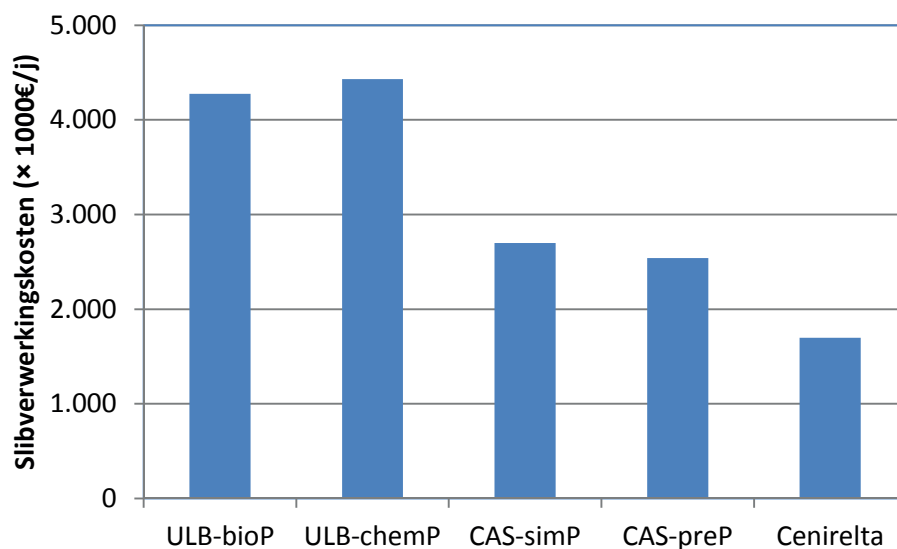
FIGUUR 5-4

VERGELIJKING VAN DE DAGELIJKE BIOGASPRODUCTIE



FIGUUR 5-5

VERGELIJKING VAN DE TOTALE SLIBVERWERKINGSKOSTEN (PRIMAIR, SECUNDAIR EN CHEMISCH SLIB)



ENERGIEBALANS

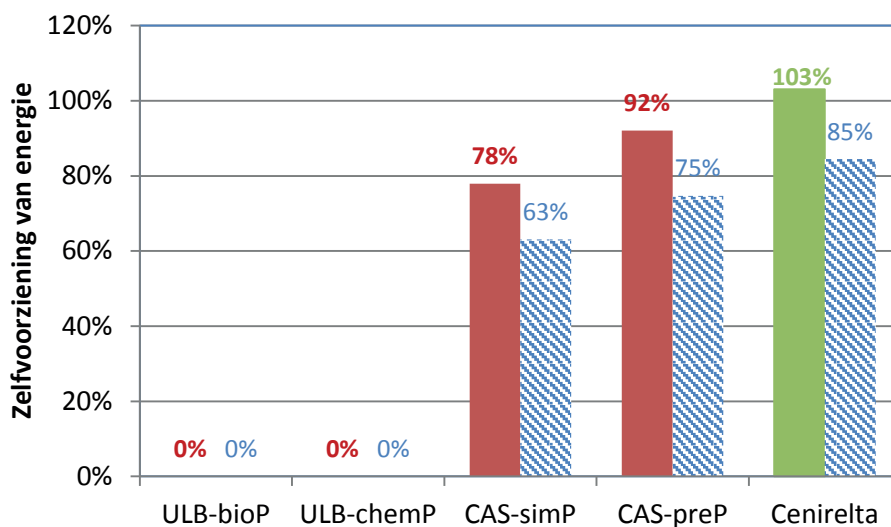
In de CAS-simP variant, kan zoveel energie gewonnen worden dat het zuiveringsproces voor 78% in zijn eigen energiebehoefte kan voorzien zoals weergegeven is in Figuur 5-6. In variant CAS-preP, wordt meer CZV in de voorbezinktank verwijderd. Hier kan zoveel energie gewonnen worden dat het zuiveringsproces voor 92% in zijn eigen energiebehoefte kan voorzien.

In het CENIRELTA-concept wordt meer vergistbaar materiaal afgevangen in de voorbehandelingsstap, zodat de energieproductie nog verder toeneemt. Gecombineerd met het lagere energieverbruik voor het Anammox-proces, kan het CENIRELTA-concept voor 103% in zijn eigen energiebehoefte voorzien. Binnen de nauwkeurigheid van de analyse ($\pm 5\%$) is het proces daarmee ongeveer energieneutraal geworden.

Indien ook de productie-energie van de gedoseerde chemicaliën (de GER-waarde van ijzerchloride en polymeren) wordt meegerekend neemt de mate van energie-zelfvoorziening af waardoor geen van de varianten meer in zijn eigen energiebehoefte kan voorzien. Wel blijft het CENIRELTA-concept het meest energie-efficiënt, zoals te zien is in Figuur 5-6.

FIGUUR 5-6

VERGELIJKING VAN DE MATE VAN ENERGIE ZELFVOORZIENING. DE GEARCEERDE BALKEN GEVEN HET ENERGIEVERBRUIK INCLUSIEF PRODUCTIE-ENERGIE VAN CHEMICALIËN (GER WAARDEN) WEER



CHEMICALIËNGBRUIK

Chemicaliën worden gebruikt voor de verwijdering van fosfaat (FeCl_3) en voor de ontwatering van slib (polyelectrolyet, PE). Het verbruik per variant is weergegeven in Tabel 5-2, waarbij een onderscheid is gemaakt tussen water- en sliblijn.

In variant ULB-BioP, de rwzi-configuratie met biologische fosfaatverwijdering worden geen chemicaliën in de waterlijn gedoseerd. In variant ULB-ChemP, de rwzi-configuratie zonder VBT met chemische fosfaatverwijdering worden chemicaliën in de waterlijn gebruikt voor de fosfaatverwijdering.

In variant CAS-simP, de conventionele rwzi configuratie met simultane fosfaatprecipitatie, wordt de grootste hoeveelheid chemicaliën gedoseerd. In variant CAS-preP, de conventionele rwzi configuratie met pre-precipitatie, worden de ijzerzouten in de voorbezinktank gedoseerd waardoor minder nodig is.

In het CENIRELTA concept wordt ijzerchloride gedoseerd in de eerste beluchtingsstap. Het verbruik is iets lager dan in variant CAS-pre met preprecipitatie.

TABEL 5-2

VERGELIJKING VAN DE GEBRUIKTE HOEVEELHEDEN IJZERCHLORIDE (FeCl_3) EN POLYELECTROLYET (PE)

Variant	Verbruik FeCl_3 waterlijn [kg FeCl_3 /d]	Verbruik PE sliblijn [kgPE/d]
ULB-BioP	0	240*
ULB-ChemP	550	250*
CAS-Sim	1.400	285**
CAS-Pre	960	270**
CENIRELTA	850	240**

* op basis van 10 gPE/kg DS ontwaterd

** op basis van 15 gPE/kg DS ontwaterd

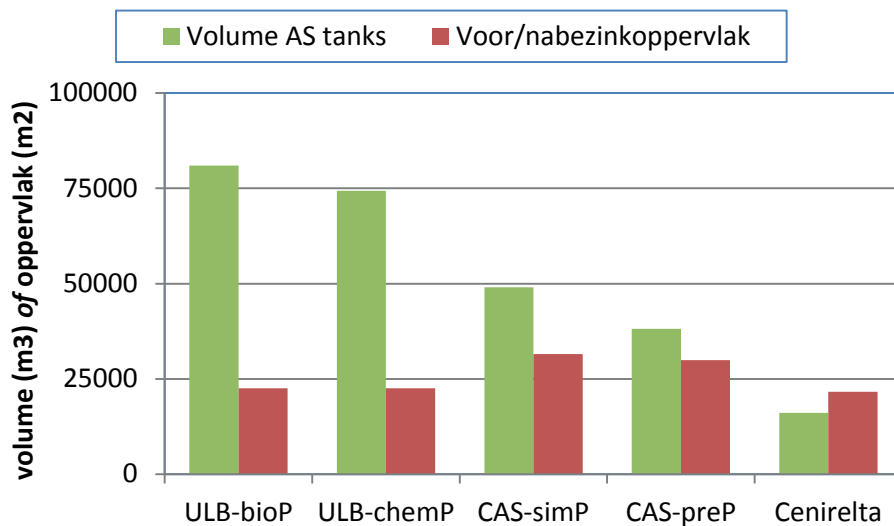
RUIMTEBESLAG

Naast de economische voordelen, onderscheidt het CENIRELTA-concept zich duidelijk wanneer gekeken wordt naar de grootte van de installatie. Figuur 5-7 geeft de volumina van de actiefslibtanks en van de oppervlakte van de bezinkingsruimtes weer. Duidelijk is

dat het CENIRELTA-concept met de hoogbelaste A-trap voor CZV verwijdering en de hoogbelaste B-trap voor stikstofverwijdering via hoofdstroom Anammox een forse besparing van ruimte oplevert ten opzichte van de referentiezuiveringen. Ten opzichte van ULB installaties zonder voorbezinktank wordt ruim 75% op de beluchtingstankinhoud bespaard. Het totaal aan bezinkoppervlak is ongeveer gelijk. Ten opzichte van CAS installaties met voorbezinktank wordt ruim 50% op de beluchtingstankinhoud bespaard. Het totaal aan bezinkoppervlak is ruim 30% lager.

FIGUUR 5-7

VERGELIJKING VAN TOTAAL VOLUME ACTIEF SLIB TANKS EN TOTAAL OPPERVLAK VOOR/NABEZINKTANKS



5.2.5 GEVOELIGHEID TEN AANZIEN VAN AANNAMEN

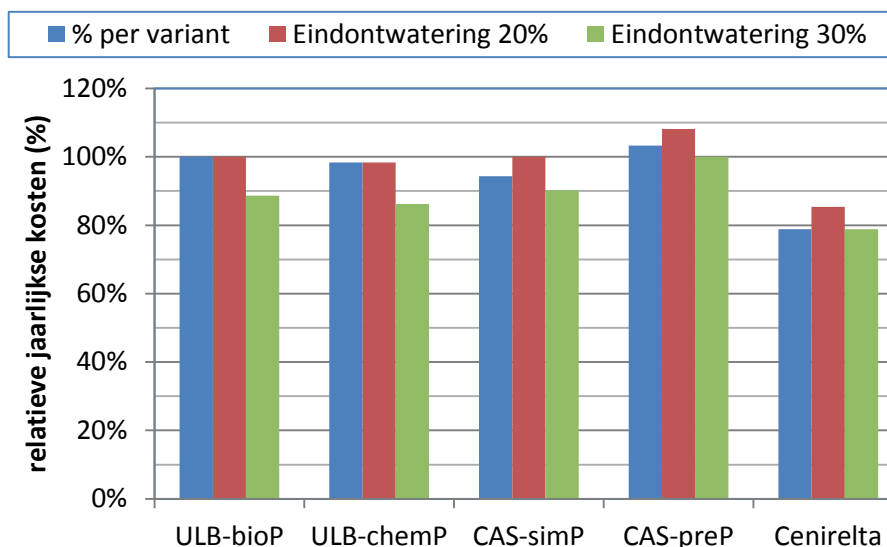
De aannamen die gedaan zijn in de berekeningen kunnen een vertekend beeld geven. Op basis van andere aannamen zullen de totale kosten veranderen en daarmee ook de procentuele verschillen tussen de varianten. Het effect van gewijzigde aannamen zal niet gedaan worden voor alle aannamen, maar alleen daar waar verwacht wordt dat de verschillen tussen de varianten significant zullen veranderen.

De grootste bijdragen aan de operationele kosten worden geleverd door de kapitaalslasten (34-48%), slibverwerkingskosten (18-35%) en personeelskosten (6-19%). Energiekosten zijn maximaal 10% van de operationele kosten. De grootste verschillen in de aannamen tussen de varianten zitten in de vergistbaarheid van het slib en in het te bepalen drogestof percentage van ontwaterd restslib, waarbij de hoogste waarden in het CENIRELTA concept zijn toegepast. Deze aannamen hebben voornamelijk invloed op de slibverwerkingskosten en de energiekosten. Aangezien de energiekosten minder dan 10% van de operationele kosten zijn, zal de aanname voor de vergistbaarheid van het slib beperkt invloed hebben op de totale operationele kosten.

De kosten voor slibverwerking zullen de grootste verschillen laten zien per variant, omdat zowel de vergistbaarheid als de ontwatering hierop van invloed zijn. In de hoofdvarianten zijn de op de praktijk gebaseerde aannamen voor het drogestofpercentage na ontwatering (20, 25 of 30%) gebruikt. Figuur 5-8 geeft een overzicht van kosten voor eindverwerking van slib waarbij de aanname voor het drogestofpercentage in de eindontwatering voor alle varianten gelijk gesteld worden.

Het effect op de totale kosten binnen elke variant is gering, maximaal 11%. Het verschil tussen de varianten onderling wordt wel kleiner, maar de rangorde blijft ongewijzigd.

FIGUUR 5-8 EFFECT EIND-ONTWATERINGSPERCENTAGE OP JAARLIJKSE KOSTEN, RELATIEF TEN OPZICHTE VAN DE JAARLIJKSE KOSTEN VAN ULB-BIOP (=100%)



5.2.6 CONCLUSIES ECONOMISCHE ANALYSE

KOSTEN

Een vergelijking van het CENIRELTA concept met een aantal referentiezuieringen op investerings- en operationele kosten laat zien dat:

- de investeringskosten bij het CENIRELTA-concept (incl. slibgisting) lager zijn dan bij referentiezuieringen inclusief slibgisting en vergelijkbaar zijn met de kosten bij referentiezuieringen zonder slibgisting;
- de jaarlijkse exploitatiekosten bij het CENIRELTA-concept significant (> 15%) lager zijn dan bij de referentiezuieringen.

De verschillen zijn voornamelijk het gevolg van:

- de lagere bouwkosten (compacte bouw CENIRELTA)
- de lage energiekosten (netto energieneutraal)
- de lagere slibverwerkingskosten
- de lagere rente- en afschrijvingskosten

SLIBPRODUCTIE EN BIOGASPRODUCTIE

De surplusslibproductie van het CENIRELTA concept is > 15% hoger dan in de overige varianten met een slibgisting. Als gevolg van de hogere vergistbaarheid van het surplusslib is de uiteindelijke restslibproductie > 10% lager. De biogasproductie in het CENIRELTA concept is > 15% hoger als gevolg van de hogere surplusslibproductie en de hogere vergistbaarheid ervan.

ENERGIEBALANS

Het energieverbruik van het CENIRELTA-concept is lager of vergelijkbaar aan de andere systemen. Door de hogere productie van biogas kan het CENIRELTA-concept energieneutraal worden uitgevoerd. Ook als de productie-energie van de gedoseerde chemicaliën (de GER-waarde van ijzerchloride en polymeren) wordt meegerekend blijft het CENIRELTA-concept het meest energie-efficiënt.

CHEMICALIËNGEBRUIK

Het verbruik van PE in de sliblijn ligt in het CENIRELTA concept lager dan in de andere varianten, doordat het de laagste restslibproductie heeft. Het ijzerverbruik in de waterlijn ligt meer dan 10% lager dan in de conventioneel actief slib varianten.

RUIMTEBESLAG

Een installatie die wordt ontworpen conform een CENIRELTA-concept neemt beduidend minder ruimte in beslag dan de referentiezuiveringen. Dit is voornamelijk het gevolg van een besparing van > 50% op het benodigde volume van beluchtingstanks.

6

INPASSING VAN HOOFDSTROOM ANAMMOX OP RWZI DOKHAVEN

In dit hoofdstuk wordt gekeken naar de inpassing van het hoofdstroom Anammox proces op rwzi Dokhaven. Eerst wordt er gekeken naar een modelmatige berekening naar de haalbaarheid. Vervolgens wordt de technische beschreven, waarbij aangenomen is dat de benodigde volumetrische omzetting behaald kunnen worden.

6.1 TECHNOLOGISCH

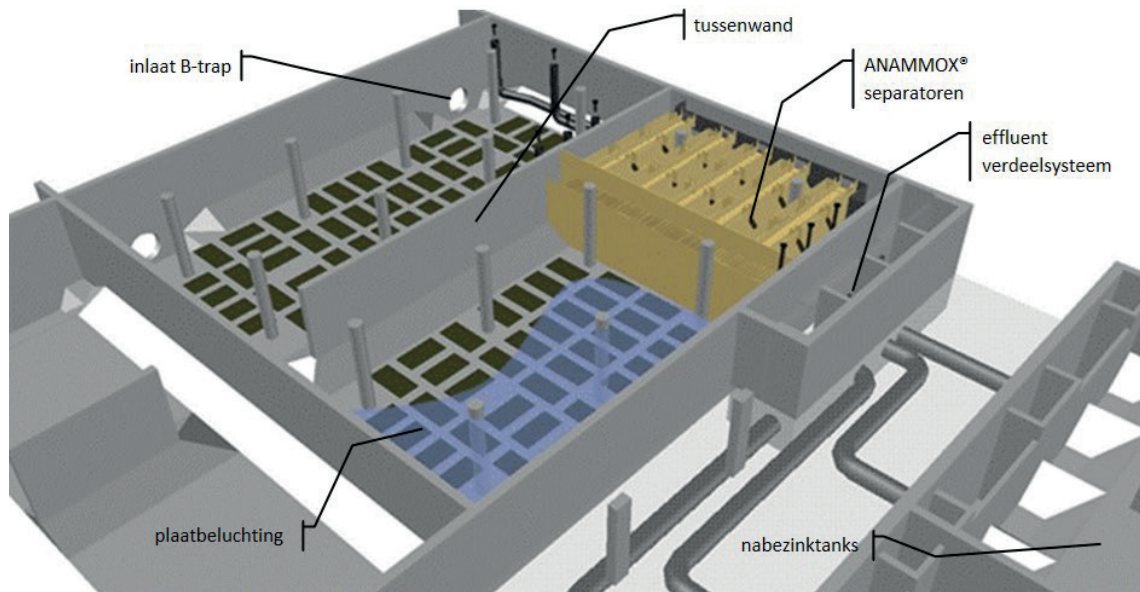
De TU Delft heeft een model ontwikkeld dat rekent aan de benodigde slibleeftijden en slibconcentraties die nodig zijn om op Dokhaven voldoende omzettingscapaciteit te realiseren met een hoofdstroom Anammox proces, zodat een effluentconcentratie van 10 mg N/l gehaald kan worden. Uit deze modelberekeningen (TU Delft, pers. comm.) volgt dat bij 20°C een slibleeftijd nodig is van 60 dagen en een slibgehalte van 3 g VSS/l. Bij 10°C is dit, respectievelijk, 110 dagen en 4,9 g/l, en deze waarden vormen de basis voor het ontwerp van een zuivering die ook in de winter goed werkt. Deze slibconcentratie is te realiseren met korrelvormig slib vanwege de hoge mate van slibretentie als gevolg van de goede bezinkbaarheid van de korrels. Met de CENIRELTA demonstratie installatie is aangetoond dat dergelijke slibconcentraties haalbaar zijn en ook behouden kunnen worden. Ook is in de installatie aangetoond dat de heterotrofe biomassa selectief uitgewassen kan worden.

6.2 TECHNISCH

Hoofdstroom Anammox maakt het mogelijk om stikstofverwijdering te realiseren in de bestaande B-trap van rwzi Dokhaven. Hiervoor zijn geen aanpassingen nodig aan de bestaande voorbehandeling (A-trap en tussenbezinktank) of aan de bestaande nabezinktanks van de B-trap. Deze laatste blijven in gebruik voor afvang (en afvoer) van vlokkelig materiaal uit de Anammox stap. Wel is het nodig om retentie van het Anammox korrelslib in de B-trap te realiseren, door het plaatsen van Anammox separatoren. Figuur 6-1 geeft een impressie van 1 B-trap inclusief de Paques ANAMMOX® separatoren.

De huidige B-trap is even breed als lang en door de tussenwand (zie figuur 6-1) wordt er een propstroomprofiel benaderd. Bij toepassing van hoofdstroom Anammox zal het propstroomprofiel behouden worden, omdat zo een lagere effluentconcentratie behaald kan worden in de beschikbare ruimte in vergelijking met een compleet gemengde ruimte. Ook is het hierdoor mogelijk om het korrelslib eenvoudig vanuit de Anammox separatoren terug te brengen naar de inlaat van de B-trap. De afstand en het hoogteverschil waarover het korrelslib verplaatst moeten worden zijn klein, wat gunstig is voor het energieverbruik voor slibretour. De bestaande slibretour vanuit de nabezinktanks komt hiermee te vervallen.

FIGUUR 6-1 IMPRESSIE VAN DE ANAMMOX SEPARATOREN IN DE BESTAANDE B-TRAP



7

CONCLUSIES EN DISCUSSIE

7.1 CONCLUSIES

De conclusies worden gecategoriseerd aan de hand van de vier onderdelen van de projectdoelstelling: effectiviteit, robuustheid, duurzaamheid en kosten efficiëntie.

7.1.1 EFFECTIVITEIT

Onder zowel zomer- als wintercondities is aangetoond dat het hoofdstroom Anammox proces stikstof kan verwijderen via de Anammox route.

Opstart van het proces bleek binnen een periode van een maand mogelijk met entslib uit een warme (deelstroom) ANAMMOX reactor.

Onder zomercondities (watertemperatuur $>17^{\circ}\text{C}$) is in meerdere perioden van 2-3 maanden gebleken dat er voldoende volumetrische omzetting gerealiseerd kon worden om bij toepassing op Dokhaven een effluentconcentratie van 10 mg N/l te halen.

Onder wintercondities (watertemperatuur $<17^{\circ}\text{C}$) is stikstofverwijdering via de Anammox route nog steeds mogelijk. Echter met een lagere snelheid, waardoor een effluent concentratie van 10 mg N/l niet behaald kon worden.

Onderdrukking van nitraatvorming door NOB is te realiseren op basis van de DO regeling. Volledige onderdrukking van NOB is niet gerealiseerd, maar de activiteit ervan kon in de meeste gevallen beperkt worden tot ca. 20% van de ammoniumomzetting.

De temperatuur heeft geen effect op de nitraatvorming door NOB gehad. Bij een dalende temperatuur (en verder gelijke omstandigheden) is er geen toenemend percentage nitraat vorming door NOB.

Een nageschakeld denitrificerend zandfilter is effectief gebleken in de verwijdering van zwevende stof en nitraat (beiden $>90\%$ verwijdering). Hiermee is aangetoond dat nageschakelde zandfiltratie een geschikte technologie is om in het CENIRELTA concept verregaande stikstofverwijdering te realiseren.

7.1.2 ROBUUSTHEID

In het CENIRELTA concept wordt afvalwater behandeld in een 2-stap zuivering. In de eerste stap wordt efficiënt CZV verwijderd, waarna stikstof in de tweede stap via de Anammox route verwijderd wordt. Uit het demonstratieproject is gebleken dat de robuustheid van het totaalconcept sterk afhangt met de wisselwerking tussen de twee behandlungsstappen.

De A-trap is robuust gebleken. Korte verstoringen in de A-trap hadden beperkt en snel herstelbare gevolgen op de efficiëntie van CZV verwijdering in de A-trap.

In de Anammox demonstratie installatie hadden korte verstoringen in de A-trap beperkte en omkeerbare gevolgen op de stikstofverwijdering. Langer durende verstoringen in de A-trap hadden een groter versturend effect en leidden tot een langere herstelperiode in de Anammox installatie.

Technische storingen in de demonstratie reactor hadden gevolgen voor de aanstuurbaarheid van het proces en de slibstructuur. Deels hebben deze verstoringen te maken met de gekozen schaalgrootte van de installatie.

Op langere termijn is dus de robuustheid van het CENIRELTA totaalconcept onder praktijkcondities nog niet aangetoond.

7.1.3 DUURZAAMHEID

Op basis van de energiebalans is het CENIRELTA-concept duurzamer dan de onderzochte referentiesystemen. Door de hogere productie van biogas kan het CENIRELTA-concept energie-neutraal worden uitgevoerd. Ook als de productie-energie van de gedoseerde chemicaliën (de GER-waarde van ijzerchloride en polymeren) wordt meegerekend blijft de energiebalans van het CENIRELTA-concept het meest positief t.o.v. de referentiesystemen. Het chemicaliën-gebruik is voornamelijk ten aanzien van PE gebruik voor slibontwatering duidelijk lager in het CENIRELTA-concept. Daarnaast neemt een installatie die wordt ontworpen conform een CENIRELTA-concept beduidend minder ruimte in beslag dan de referentiezuiveringen, zodat op materiaal-en grondgebruik kan worden bespaard.

7.1.4 KOSTEN EFFICIËNTIE

Een vergelijking van het CENIRELTA concept met een aantal referentiezuiveringen op investerings- en operationele kosten laat zien dat de investeringskosten bij het CENIRELTA-concept (incl. slibgisting) lager zijn dan bij referentiezuiveringen inclusief slibgisting en vergelijkbaar zijn met de kosten bij referentie-zuiveringen zonder slibgisting. De jaarlijkse exploitatiekosten bij het CENIRELTA-concept significant (> 15%) lager zijn dan bij de referentiezuiveringen.

7.2 DISCUSSIE

Het CENIRELTA concept is een combinatie van een hoogbelaste A-trap voor CZV verwijdering gevolgd door stikstofverwijdering via de Anammox route incl. een nageschakeld zandfilter en een slibverwerking waar het surplusslib naar biogas omgezet wordt. Op basis van modelmatige vergelijking biedt CENIRELTA vanuit duurzaamheid en kostenooipunt een zeer interessant alternatief vergeleken met conventionele zuiveringen. In een groene weide situatie kan met CENIRELTA een energieneutrale zuivering worden gerealiseerd, tegen lagere exploitatielasten. De hoofdstroom Anammox technologie is echter nog niet voldoende ontwikkeld om op praktijkschaal toe te passen. Hierdoor is het gehele CENIRELTA concept ook nog niet toepasbaar. In de aanbevelingen worden suggesties gedaan voor het vergroten van het toepassingsgebied van CENIRELTA, door ook te kijken naar andere zuiveringsconfiguraties en worden aanbevelingen gedaan voor doorontwikkeling.

8

AANBEVELINGEN EN TOEKOMSTPERSPECTIEF

8.1 AANBEVELINGEN

In het CENIRELTA project is het hoofdstroom Anammox proces verder ontwikkeld. Het is echter nog niet voldoende effectief en robuust gebleken voor grootschalige toepassing. De belangrijkste aspecten voor een verdere ontwikkeling van de technologie zijn 1) de robuustheid ten aanzien van verstoringen in de voorbehandelingsstap, 2) de invloed van heterotrofe groei en 3) de reactorconfiguratie op de efficiëntie van het proces.

8.1.1 ROBUUSTHEID

De voorbehandelingsstap, in dit project de hoogbelaste A-trap met tussenbezinktanks (TBTs), bepaalt in grote mate de haalbaarheid van het CENIRELTA concept. In de A-trap wordt namelijk organisch materiaal vergaand uit het afvalwater verwijderd en komt zodoende beschikbaar voor opwekking van energie. Het gevolg hiervan is dat de afloop van de tussenbezinktanks een lage BZV/N ratio heeft zodat het hoofdstroom Anammox proces een vereiste wordt om nog op effectieve wijze stikstof te kunnen verwijderen.

Het hoofdstroom Anammox proces bleek met name gevoelig voor verstoringen in de BZV/N verhouding van de afloop van de tussenbezinktanks na de A-trap. Deze verstoringen waren vooral het gevolg van hevige regenbuien en overbelasting van de A-trap. Er zijn meerdere oplossingsrichtingen om deze verstoringen aan te pakken, zoals:

- Een verbeterde voorzuivering en een nog verdergaande zwevende stof verwijdering;
- Toepassing van een gescheiden rioolstelsel.

VERBETERDE VOORZUIVERING

In het CENIRELTA project is de gemiddelde efficiëntie van de A-trap op rwzi Dokhaven zeer hoog gebleken, met lage BZV en zwevend stof concentraties in de afloop van de TBTs tot gevolg. Ook in vergelijking met andere A-trap systemen in Nederland, functioneert de A-trap op rwzi Dokhaven zeer goed (KWR 2014). Een beperkte optimalisatie zou te halen kunnen zijn in het verlagen van de effluentrecirculatie (zoals besproken in 3.1), wat zal resulteren in een relatief lagere zwevend stof belasting op de Anammox reactor.

Een grotere stap, zeker voor het verminderen van de uitspoeling van zwevend stof, zou het vervangen van de TBTs door membraan filtratie of zandfiltratie zijn. De hieraan verbonden energiekosten zijn echter hoog, waardoor energie-neutraliteit niet meer gehaald zal kunnen worden. In de verdere ontwikkeling van de hoofdstroom Anammox zou wel overwogen kunnen worden om tijdelijk een extra filtratiestap toe te passen, om zodoende eerst de efficiëntie verder te kunnen ontwikkelen en daarna pas de robuustheid.

Alternatieve voorbehandelingstechnieken zoals fijnzeven of DAF kunnen ook overwogen worden, al is de efficiëntie ten aanzien van opgelost BZV in de regel lager. Bovendien zullen ook daar fluctuaties in verwijderingsefficiëntie te verwachten zijn. Gezien de ontwikkelingen van fijnzeven in Nederland (full scale toepassingen op enkele rwzi's) kan dit mogelijk wel het toepassingsgebied van hoofdstroom Anammox in Nederland vergroten. Dit maakt het de moeite waard verder te onderzoeken.

TOEPASSEN VAN HOOFDSTROOM ANAMMOX BIJ EEN GESCHEIDEN RIOOLSTELSEL

Het grote voordeel van een gescheiden rioolstelsel bestaat uit een constantere aanvoer van het rioolwater, dat niet verdund is met regenwater. De BZV/N verhouding van dit water zal na voorbehandeling met een A-trap gunstiger zijn dan tijdens de demonstratie op Dokhaven. Ook is de temperatuur constanter en over het algemeen hoger.

8.1.2 VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

Zowel de heterotrofe groei op rest-BZV als de reactorconfiguratie zijn beperkend geweest in het bereiken van een hoge efficiëntie van stikstofverwijdering in de demonstratiereactor. Mede als gevolg hiervan is langdurige demonstratie van lage effluent ammoniumconcentraties (<10 mg/l) nog niet aangetoond.

Een belangrijke stap in het verhogen van de efficiëntie is te maken door het aanpassen van de reactorconfiguratie. Daarnaast kan ook gedacht worden aan een lager belaste Anammox reactor, omdat deze in dit project hoog belast werd om zodoende vergelijkbaar te zijn met de specifieke situatie op rwzi Dokhaven.

De aangroei van heterotrofe biomassa op het korrelslib heeft mogelijk invloed gehad op de stikstofomzetting, voornamelijk doordat de AOB activiteit beperkt werd. In het bijzonder de aangroei van (heterotrofe) protozoa op het korrelslib, en de factoren die bepalend zijn voor het optreden van deze groei zijn nog niet volledig bekend. Mogelijk kan dit op basis van (fundamenteel) onderzoek duidelijk worden. Tegelijkertijd is het te verwachten dat een aanpassing aan de reactorconfiguratie de invloed van heterotrofe groei zal verminderen, doordat BZV omzetting in bijvoorbeeld een propstroomreactor slechts in een gedeelte van de reactor een invloed zal hebben op de omzetting. Dit kan op demonstratieschaal toegepast en getest worden.

Alles overziend is de meest logische volgende stap voor toepassing van Anammox in de hoofdstroom om:

- 1 Een demonstratie reactor op praktijkschaal uit te voeren met een propstroom dan wel SBR karakter
- 2 Deze toe te passen op effluent van een A trap; bij een rwzi welke aangesloten is op een gescheiden rioolstelsel of bij een rwzi met een lage RWA/DWA verhouding.
- 3 Flankerend (fundamenteel) onderzoek uit te voeren naar het voorkomen, dan wel verwijderen van aangroei van protozoa op de Anammox korrels.

8.2 TOEKOMSPERSPECTIEF

CENIRELTA biedt vanuit duurzaamheid en kostenopgave een zeer interessant alternatief vergeleken met conventionele zuiveringen. In een groene weide situatie kan met CENIRELTA een energieneutrale, zeer compacte zuivering worden gerealiseerd, tegen lagere exploitatiekosten dan conventionele zuiveringsconcepten. Dit maakt het concept zeer aantrekkelijk voor locaties waar geïnvesteerd gaat worden in de zuivering van afvalwater.

Vooralsnog is binnen het CENIRELTA concept uitgegaan van een hoogbelaste A-trap voor CZV verwijdering gevolgd door stikstofverwijdering via de Anammox route in een vervolgstap (bijv. een B-trap). AB-systemen zijn in Nederland echter in beperkte mate aanwezig, mede ingegeven door het feit dat deze systemen niet geschikt zijn voor vergaande stikstofverwijdering. Sinds de focus op energie- en grondstoffenterugwinning uit afvalwater krijgt het voorbehandelen van afvalwater de laatste jaren (weer) meer aandacht. (Nieuwe) voorbehandelingstechnieken die op efficiënte wijze CZV uit het afvalwater vastleggen voor productie van energie of hoogwaardige materialen, maakt dat het ontwikkelen van de hoofdstroom Anammox technologie ook voor Nederland nog steeds relevant is.

Spil in het CENIRELTA concept is de hoofdstroom Anammox technologie. In de wetenschappelijke literatuur is aangetoond dat stikstofverwijdering met Anammox bij lage temperaturen en lage stikstofconcentraties haalbaar is. Dit is echter aangetoond op labschaal onder gecontroleerde omstandigheden met beperkte fluctuaties in afvalwatersamenstelling. Desalniettemin laat het zien dat op fundamenteel vlak er niets in de weg staat om deze technologie in de praktijk toe te passen. De potentie van het proces om voldoende omzetting te realiseren is ook in het CENIRELTA project aangetoond, zij het gedurende perioden van enkele maanden. Het gebrek aan robuustheid van het proces onder praktijkomstandigheden maakt dat de hoofdstroom Anammox technologie op korte termijn nog niet op commerciële schaal zal worden toegepast.

Waterschap Hollandse Delta maakt voorlopig een pas op de plaats met de doorontwikkeling van de hoofdstroom Anammox technologie. Gezien de bijzondere situatie van Dokhaven en de mate waarin de rwzi bijdraagt aan het overall gebiedsrendement, houdt het waterschap de komende jaren wel nadrukkelijk alle relevante technologische ontwikkelingen in de gaten die de effluentkwaliteit van Dokhaven verder kunnen verbeteren. CENIRELTA projectpartner, en tevens technologieontwikkelaar, Paques zal de komende jaren de technologie verder gaan ontwikkelen in het buitenland. De verwachting is dat in de nabije toekomst, de robuustheid en efficiëntie van het Anammox proces zodanig worden verbeterd dat dit proces commercieel kan worden toegepast. Of dat voor het eerst op rwzi Dokhaven zal zijn, zal de toekomst moeten uitwijzen.

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 Hybridixation analyse
i.e.	Inwoner Equivalent
N ₂	Stikstof (gasfase)
NH ₄	Ammonium
N _{Kj}	Kjeldahl stikstof
NO ₂	Nitriet
NO ₃	Nitraat
NOB	NitrietOxiderende Bacteriën
N-totaal	Totaal stikstofgehalte
rwzi	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SBR	Sequencing Batch Reactor
TSS	Totaal drogestofgehalte (Total Suspended Solids)
TUD	Technische Universiteit Delft
TZV	Totale Zuurstofvraag
V	Volume
VSS	Organisch drogestofgehalte (Volatile Suspended Solids)
WSHD	Waterschap Hollandse Delta
ZS	Zwevend stof

BIJLAGE 2

INTERNATIONAAL ONDERZOEK

HOOFDSTROOM ANAMMOX

De strategie bij de full scale pilot test op rwzi Strass is een continue ent van slib uit de deelstroom Anammox (DEMON) reactor naar de hoofdstroom. Dit slib bestaat uit korrels (Anammox bacteriën) en vlokken (AOB). In de hoofdstroom wordt korrelretentie met een cycloon gerealiseerd. Vlokkig slib wordt gespuid via de nabezinktanks. De vlokkig slib-verblijftijd wordt kort gehouden om ingroei van NOB te voorkomen. Doordat er continu vlokkig slib met AOB bijgeent wordt uit de deelstroom zou het mogelijk moeten zijn om voldoende AOB capaciteit in de hoofdstroom te behouden. Daarnaast wordt de omzetting gestuurd door een aan/uit beluchting, met het idee dat nitriet in de beluchte periode gevormd wordt en dat dit omgezet wordt naar stikstofgas tijdens de onbeluchte periode (via Anammox, of heterotroof met inkomend BZV). Aanvankelijk liet de test veelbelovende resultaten zien in het eerste jaar na de start. Hierbij daalde de effluent NOx concentratie in de winterperiode ten opzichte van dezelfde periode het jaar ervoor. Sindsdien (2012) zijn er echter geen nieuwe resultaten bekend gemaakt. De resultaten uit 2012 zijn terug te vinden in het testrapport (Weissenbacher et al., 2013). Betrokken partijen zijn rwzi Strass en ARA consult (Bernhard Wett).

De aanpak op rwzi Blue Plains (DC Water, VS) volgt grotendeels de strategie die op rwzi Strass toegepast wordt. De pilot reactor bestaat uit 8 compartimenten, die afzonderlijk van elkaar wel/niet belucht kunnen worden. De reactor heeft hierdoor aerobe (nitritatie) en anoxische (denitrificerende) compartimenten. Influent wordt gevoed aan de anoxische compartimenten, waarschijnlijk met als doel om rest-BZV zoveel mogelijk te gebruiken voor heterotrofe denitrificatie. Betrokken partijen: DC Water, ARA consult (Bernhard Wett) en universiteit van Columbia.

De pilot in Zweden (Sjölunda rwzi) maakt gebruik van slib op dragermateriaal en van vlokkig slib. Het toestaan van vlokkig slib heeft als doel voldoende AOB capaciteit te creëren, naast de AOB activiteit op het dragermateriaal. Tijdens het project is ook geëxperimenteerd met het wisselend inzetten van het dragermateriaal (met slib) in de deelstroom en in de hoofdstroom. In de deelstroom wordt de juiste biomassaselectie gerealiseerd (AOB en AMX, geen NOB). Deze biomassa wordt dan gedurende een bepaalde tijd ingezet in de hoofdstroom, daarna (voordat er teveel NOB ingroeit) wordt het dragermateriaal weer in de deelstroom ingezet. Betrokken partijen: Universiteiten van Lund en Gothenburg, Sweden Water Research (VASYD).

Op rwzi Nieuwveer is een pilot proef uitgevoerd met korrelslib in een SBR (sequencing batch reactor). In de SBR worden wisselende beluchte (nitritatie) en niet-beluchte (denitrificatie) perioden toegepast. Elke cyclus wordt afgesloten met bezinking van korrelslib en uitspoeling van vlokkig slib. Betrokken partijen: Colsen, Waterschap Brabantse Delta en de Universiteit van Gent.

De aanpak in Spanje (pilot reactor op rwzi Rubí) verschilt wezenlijk van de overige testen, aangezien hier nitritatie en de Anammox omzetting in geschieden reactoren worden gerealiseerd, met elk hun eigen korrelretentie. Gedachte achter deze aanpak is het hoog kunnen houden van de restammonium concentratie in de beluchte reactor om zodoende de NOB goed te kunnen onderdrukken. Deze strategie om NOB te onderdrukken komt overeen met die van het CENIRELTA project (zie 2.4 proces regeling). In de praktijk is het verschil echter dat de concentratie restammonium gelijk aan de helft van de influent concentratie, terwijl deze in het CENIRELTA project gelijk is aan de effluent ammonium concentratie. Betrokken partijen: Autonome Universiteit van Barcelona, DAM, Catalan Water Agency and WssTP.

BIJLAGE 3

ANALYSEPROGRAMMA CENIRELTA

In onderstaande tabel is het volledige monstertype- en analyseprogramma ten behoeve van CENIRELTA weergegeven.

	Afloop TBT A-trap Dokhaven		Afloop Buffertank (aanvoer Anammox)		Afloop TPS (afloop Anammox)		Anammox reactor		Filtraat zandfilter	
	Frequentie	*	Frequentie	*	Frequentie	*	Frequentie	*	Frequentie	*
Vrije water										
Ammonium (NH₄-N)										
- Cuvetten	1x /dag	A1	1x / dag	B1	1x / dag	B1	-		1x / dag	B1
- Online	-		1x / 20 min	C4	1x 20 min	C4	-		-	
- Aquon	1x / 6 dagen	A2	1x / 6 dagen	B2	1x / 6 dagen	B2	-		1x / 6 dagen	B2
Nitriet (NO₂-N)										
- Cuvetten	-		1x / dag	B1	1x / dag	B1	-		1x / dag	B1
- Online	-		1x / 20 min	C4	1x 20 min	C4	-		-	
- Aquon	-		1x / 6 dagen	B2	1x / 6 dagen	B2	-		1x / 6 dagen	B2
Nitraat (NO₃-N)										
- Cuvetten	1x / dag	A1	1x / dag	B1	1x / dag	B1	-		1x / dag	B1
- Online	-		1x / 20 min	C4	1x 20 min	C4	-		-	
- Aquon	1x / 6 dagen	A2	1x / 6 dagen	B2	1x / 6 dagen	B2	-		1x / 6 dagen	B2
Overig										
CZV (gefilterd & ongefilterd)	1x / 6 dagen	A1	1x / 6 dagen	B2	1x / 6 dagen	B2	-		-	
BZV (gefilterd & ongefilterd)	1x / 6 dagen	A1	1x / 24 dagen	B2	1x / 24 dagen	B2	-		-	
P-totaal	1x / 6 dagen	A1	1x / 6 dagen	B2	1x / 6 dagen	B2	-		-	
Zwevende stof	1x / 6 dagen	A1	1x / 6 dagen	B2	1x / 6 dagen	B2	-		1x / 6 dagen	B2
N-kj	1x / 6 dagen	A1	1x / 6 dagen	B2	1x / 6 dagen	B2	-		1x / 6 dagen	B2
Calcium	-		1x / 24 dagen	B2	-		-		-	
Magnesium	-		1x / 24 dagen	B2	-		-		-	
Biomassa										
Slibvolume reactor (1, 5, 30min)	-		-		-		1x / dag	C1	-	
Slibvolume slibretour (1, 5, 30min)	-		-		-		1x /dag	C1	-	
Drogestofgehalte										
- Oventest Dokhaven	-		-		-		1x / 6 dagen	C1	-	
- Aquon	-		-		-		1x / 24 dagen	C2	-	
Organisch drogestofgehalte	-		-		-		1x / 24 dagen	C2	-	
Gloeirest	-		-		-		1x / 24 dagen	C2	-	
Activiteitstesten	-		-		-		1x / maand	C3	-	
Korrelgrootteverdeling	-		-		-		1x / maand	C3	-	
DGGE (diversiteit organismen)	-		-		-		1x / maand	C3	-	
FISH monster										
korrels	-		-		-		1x / maand	C3	-	
vlokkig	-		-		-		1x / maand	C3	-	
vlokkig	-		-		1x / maand	C3	-		-	
Online metingen overig										
Debiet (influent, gasrecirculatie, slibretour)	-		-		-		On-line	C5	-	
pH	-		-		-		On-line	C5	-	
Opgelost zuurstofgehalte DO (duplo)	-		-		-		On-line	C5	-	
Temperatuur (buffertank & reactor)	-		-		-		On-line	C5	-	

* Codering monstertype en herkomst data:

Monstertype

A: 24h verzamelmonster rwzi Dokhaven (debiet proportioneel); **B:** 24h verzamelmonster demo-installatie (tijd proportioneel = debiet proportioneel bij constant debiet); **C:** Steekmonster

Herkomst data

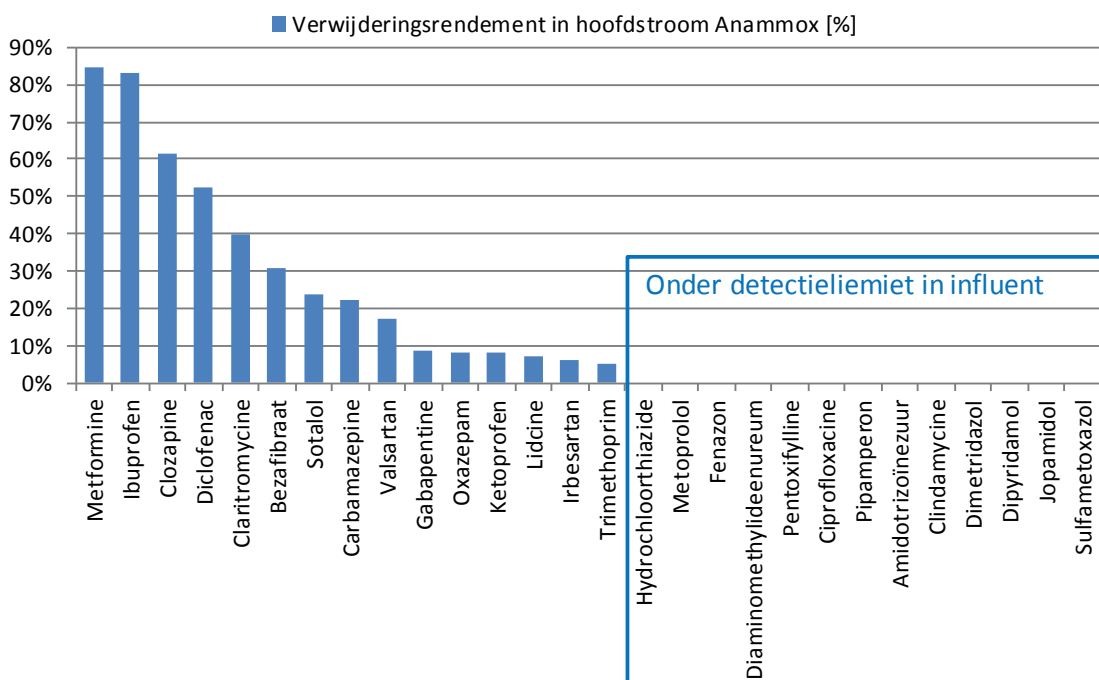
1: Lab Dokhaven; **2:** Lab Aquon; **3:** Technische Universiteit Delft; **4:** Online analyser (Applikon); **5:** Online analyser (Hach)

BIJLAGE 4

ANALYSE HORMOON- EN MEDICIJNRESTEN

FIGUUR VERWIJDERINGSRENDEMENT HORMOON- EN MEDICIJNRESTEN IN HET HOOFDSTROOM ANAMMOX PROCES (GEMIDDELDE VAN VIER ANALYSES)

	1-okt-15		13-okt-15		18-okt-16		24-okt-16	
	Aanvoer hoofdstroom Anammox (µg/l)	Afloop hoofdstroom Anammox (µg/l)	Aanvoer hoofdstroom Anammox (µg/l)	Afloop hoofdstroom Anammox (µg/l)	Aanvoer hoofdstroom Anammox (µg/l)	Afloop hoofdstroom Anammox (µg/l)	Aanvoer hoofdstroom Anammox (µg/l)	Afloop hoofdstroom Anammox (µg/l)
Amidotrizoïnezuur	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Bezafibraat	0,09	<0,05	0,13	0,05	0,06	0,06	0,07	<0,05
Carbamazepine	0,41	0,37	0,79	0,55	0,41	0,36	0,42	0,27
Ciprofloxacine	<1,0	<1,0	10	108	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Clarithromycine	0,22	0,18	0,18	0,14	0,16	0,08	0,22	0,07
Clindamycine	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Clozapine	0,21	0,03	0,41	0,17	0,1	0,06	0,08	0,03
Diaminomethyleenureum	<1,0	29	<1,0	49	9,5	31	14	25
Diclofenac	0,3	0,03	0,4	0,17	0,28	0,26	0,22	0,1
Dimetridazol	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Dipyridamol	6,3	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Fenazon	0,01	0,02	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Gabapentine	3,2	2,9	2,1	2,1	3,8	3,1	3,9	3,6
Hydrochloorthiazide	1,2	0,92	0,76	0,93	0,75	0,7	0,27	0,57
Ibuprofen	3,8	0,33	3	0,36	1,8	0,54	<0,10	0,53
Irbesartan	1	1	1	1	0,64	0,76	1	0,56
Jopamidol	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Ketoprofen	0,08	0,06	0,07	0,08	0,1	0,09	0,09	0,08
Lidcine	0,28	0,26	0,48	0,47	0,3	0,28	0,3	0,26
Metformine	<0,10	2,8	<0,10	2,2	22	3,3	25	3,9
Metoprolol	3,5	0,88	9,9	33	1,5	1,8	1,5	1,7
Oxazepam	0,3	0,26	0,54	0,46	0,25	0,35	0,26	0,27
Pentoxifylline	0,23	6,4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Pipamperon	0,02	<0,01	0,15	1,3	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Sotalol	0,85	0,88	0,71	0,57	0,68	0,41	0,71	0,43
Sulfametoxyzol	0,5	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01
Trimethoprim	0,1	0,1	0,1	0,09	0,12	0,13	0,1	<0,01
Valsartan	2,5	1,7	1,3	1,1	3,2	2,5	3	3



BIJLAGE 5

TOELICHTING ACTIVITEITSTESTEN

ANAMMOX ACTIVITEIT

De Anammox activiteit wordt gemeten in een anoxische omgeving in OxiTop flessen. Het principe van de meting berust op de toename van de druk in de bovenruimte van de fles als gevolg van de productie van stikstofgas.

Een liter biomassa (Anammox korrelslib) wordt gezeefd over een 180 µm zeef. Het slib wordt verdeeld over 4 houders (2 voor de OxiTop metingen en 2 voor de totaal zwevende stof meting en gloeirest meting. Het supernatant wordt gebufferd met 25 mM HEPES, 100 mgNO₃-N/l wordt toegevoegd en de pH wordt ingesteld op 7 - 7,5. In twee OxiTop flessen wordt biomassa ingebracht en aangevuld met water (effluent demo-installatie) tot een totaal van 200 g. De flessen worden gesloten, ontgast met stikstofgas en in een temperatuur gereguleerd schudapparaat geplaatst (200 rpm), bij de in de demo-installatie geldende temperatuur. De druk in de bovenruimte van de flessen wordt gedurende (minstens) twee uur gemeten om na te gaan of deze stabiel is. Een ontgaste oplossing met nitriet, ammonium en anorganische koolstof wordt vervolgens geïnjecteerd in de twee flessen. Uit de toename van de druk in de bovenruimte van de fles kan afgeleid worden hoe snel de stikstofverbindingen worden omgezet (5 - 10 uur). De hoeveelheid nitriet is limiterend in dit experiment. Twee tot drie injecties worden ingebracht per fles. Als toevoeging op het eerste experiment wordt de test herhaald bij een temperatuur van 20 °C, om de verschillen in activiteit bij verschillende temperaturen te kunnen vergelijken

De biomassa voor de analyse van het zwevende stof gehalte wordt gedroogd bij 105 °C in aluminium schaaltes. Na de drogestof analyse wordt hetzelfde monster gedroogd bij 550 °C om het asgehalte te bepalen.

AEROBE ACTIVITEIT (AOB/NOB)

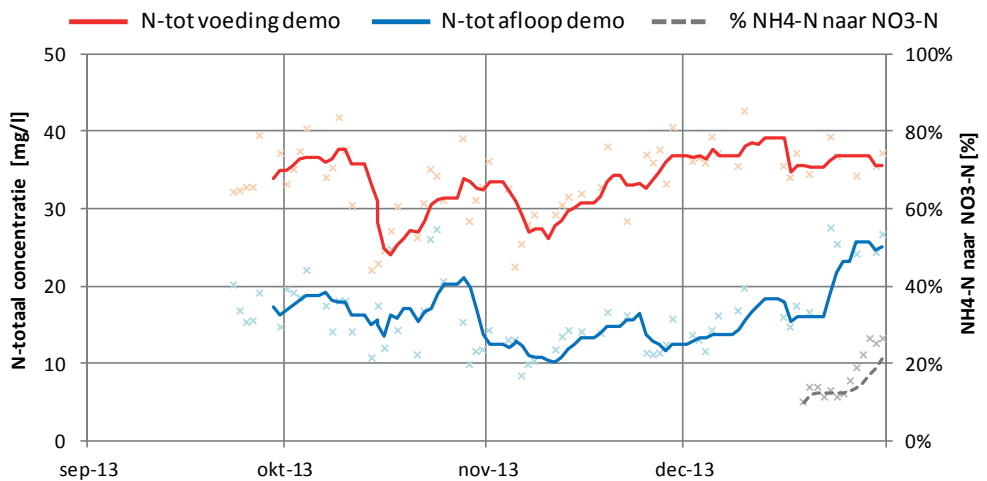
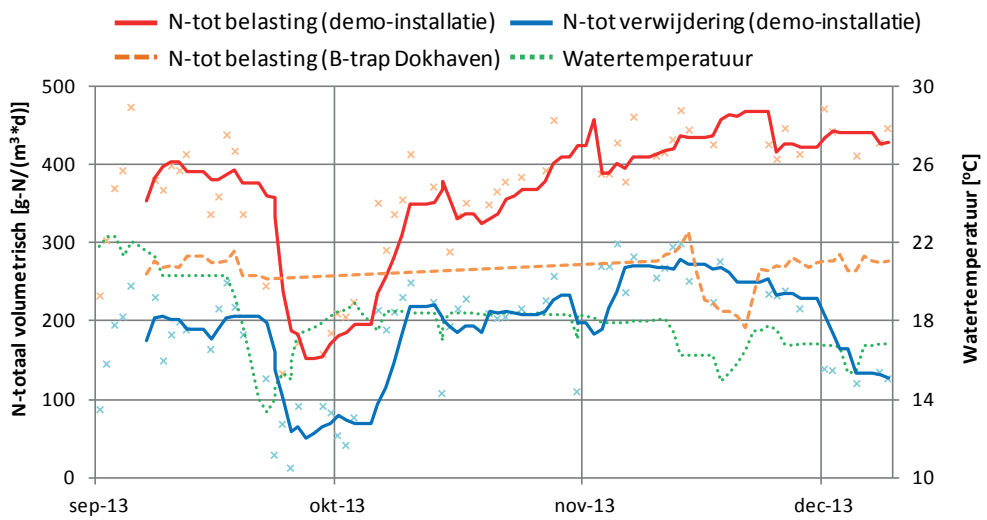
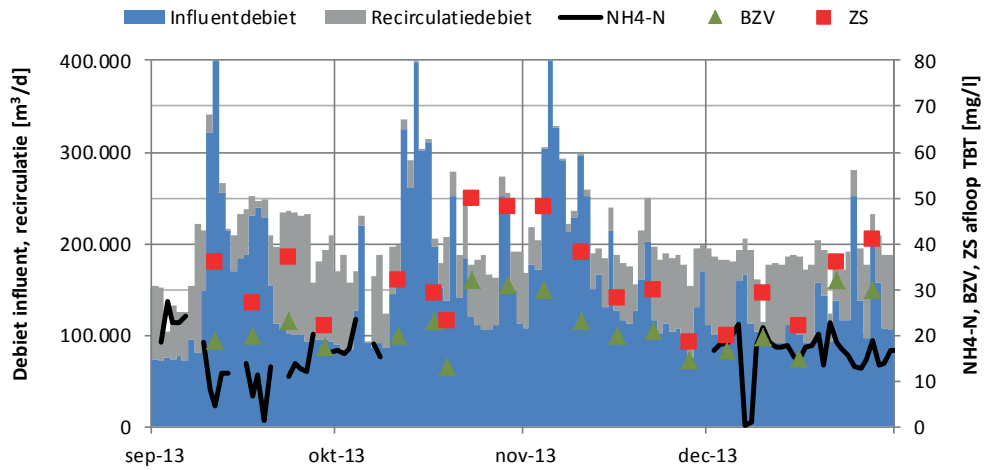
De AOB/NOB activiteit wordt gemeten onder aerobe condities. Een halve liter biomassa wordt gezeefd over een 180 µm zeef en verdeeld over twee flessen. Op basis van de drogestof metingen in de OxiTop experimenten kan de biomassa concentratie worden berekend.

Het supernatant wordt gebufferd met 25 mM HEPES en de pH wordt ingesteld op 7 - 7,5. In twee flessen biomassa wordt water (effluent demo-installatie) toegevoegd tot een totaal gewicht van 300 g. Ammonium en nitriet worden toegevoegd aan de fles tot een concentratie van 20 mgN/l. De biomassa wordt vervolgens volledig belucht. Na twee uur worden de ammonium, nitriet en nitraat concentraties gemeten met Hach Lange test kits. Na het experiment wordt van de bezonken biomassa opnieuw het drogestofgehalte en de gloeirest bepaald.

BIJLAGE 6

PROCESRESULTATEN

ZOMEROMSTANDIGHEDEN 2013



BIJLAGE 7

REFERENTIES

- 1 Perez, J., Lotti, T., Kleerebezem, R, Piciooreanu, C. and van Loosdrecht, M.C.M. (2015) *Outcompeting nitrite-oxidizing bacteria in single stage nitrogen removal in sewage treatment plants: A model-based study*. Water Research (66) 208-218.
- 2 Pons, M.N., Spanjers, H., Baetens D., Nowak, O., Gillot, S., Nouwen, J., Schuttinga, N. (2004). *Wastewater characteristics in Europe – A survey*. European Water Management Online, EWA2004
- 3 STOWA 1996. *Verwijdering van ammonium uit slibgistingwater met het Anammox proces, haalbaarheidsstudie*. STOWA, Utrecht, rapport 1996-21.
- 4 STOWA 2000. *Het gecombineerde Sharon/Anammoxproces. Een duurzamer methode voor N-verwijdering uit slibgistingwater*. STOWA, Utrecht, rapport 2000-25
- 5 STOWA 2006. *Filtratietechnieken rwzi's. Stand van zaken en ervaringen met zandfiltratie*. STOWA, Utrecht, rapport 2006-21.
- 6 STOWA 2008. *Sharon – Anammox systemen, evaluatie van rejectiewaterbehandeling op slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk*. STOWA, Utrecht, rapport 2008-18.
- 7 STOWA 2009. *Nageschakelde zuiveringstechnieken op de awzi Leiden Zuid-West. Demonstratieonderzoek vergaande nutriëntenverwijdering*. STOWA, Utrecht, rapport 2009-32.
- 8 STOWA 2012. *GER-waarden en milieu-impactscores, productie van hulpstoffen in de waterketen*. STOWA, Amersfoort, rapport 2012-06.
- 9 STOWA 2013. *Toepassing van Anammox in de hoofdstroom van een rioolwaterzuivering*. STOWA, Amersfoort, rapport 2013-39.
- 10 Weissenbacher, N. et al. (2013). *Hauptstromdeammonifikation in Kläranlagen – DEMON_Endbericht_20130227.pdf*. <https://www.bmlfuw.gv.at>