



Openbaar eindrapport DE119042 pilot & demoprojecten CO₂-reductie 2019

MAS®

Mainstream anammox system

***Innovatieve kostprijs verlagende waterzuiveringstechnologie voor
CO₂ reductie***

Uitgevoerd door:

***Colsen, Adviesburo voor Milieutechniek B.V. in samenwerking met
Universiteit Antwerpen***

Dit project is uitgevoerd met subsidie van het Ministerie van Economische Zaken, Nationale regelingen EZ-subsidies, Topsector Energie uitgevoerd Rijkdienst voor Ondernemend Nederland. (Uit: Regeling nationale EZ-subsidies)



**Kreekzoom 3 | 4561 GX Hulst
T 0114 31 15 48 | E info@colsen.nl**

www.colsen.nl





Kreekzoom 3 | 4561 GX Hulst
T 0114 31 15 48 | E info@colsen.nl

www.colsen.nl

Colsen

water, energy & environment

Gegevens project

Projectnummer

DE119042

Projecttitel

Mainstream Anammox System (MAS®),
innovatieve kostprijs verlagende waterzuiveringstechnologie voor CO2-reductie

Penvoerder en medeaanvragers

Naam deelnemer		
Colsen, Adviesburo voor Milieutechniek B.V.	Penvoerder	Kreekzoom 3, 4561 GX Hulst, Nederland
Universiteit Antwerpen	Medeaanvrager	Middelheimlaan 1, 2020 Antwerpen, België

Projectperiode

Startdatum project 30-08-2019

Einddatum project 01-06-2020

Verlengde einddatum project 01-10-2020

Openbare eindrapportage

1 Uitgangspunten onderzoek

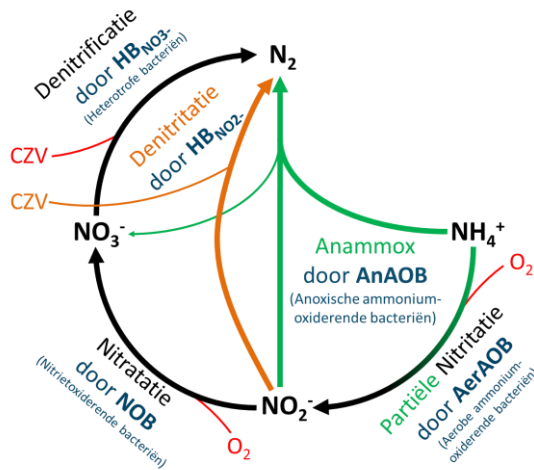
1.1 De energiefabriek

De Nederlandse Waterschappen hebben zich geëngageerd om hun rioolwaterzuiveringen (RWZI) om te vormen naar energiefabrieken: een RWZI die energie-neutraal of zelfs energie-producerend afvalwater zuivert. Afvalwater bevat veel energie in de vorm van organische stof (ook wel CZV genoemd). Deze CZV wordt uit het afvalwater verwijderd in een primaire stap (= primaire slibproductie), daarna wordt het afvalwater verder gereinigd in een actief slib systeem.

De energie-terugwinning uit primair en secundair slib gebeurt door middel van anaerobe slibgisting, waarbij het organische materiaal wordt omgezet naar biogas. Het biogas kan worden gebruikt om te voorzien in de eigen elektriciteit- en warmtebehoefte van de RWZI. Daarnaast kan de surplus-energie aan het elektriciteitsnet worden geleverd. Om de huidige RWZI energie-positief te maken, zal er meer organisch materiaal of CZV in de primaire stap moeten worden afgevangen. Echter, door de steeds strenger wordende stikstofeisen is deze CZV ook benodigd om stikstof te verwijderen via de conventionele route (nitrificatie/denitrificatie of kort N/DN) en mag er bijgevolg niet te veel organische stof worden weggevangen.

In de conventionele route wordt stikstof in het afvalwater, aanwezig als NH_4 door aerobe ammonium oxiderende bacteriën (AerAOB) omgezet tot nitriet en door nitriet oxiderende bacteriën (NOB) tot nitraat. Voor deze processen is zuurstof nodig. Dat nitraat wordt vervolgens gedenitrificeerd door heterotrofe bacteriën (HB_{NO_3}) met CZV tot stikstofgas wat milieuneutraal is en uit het afvalwater ontsnapt. Hierdoor is het door de huidige stand der techniek nog niet mogelijk om een energiefabriek te ontwikkelen die geen gebruik maakt van extern aangevoerd slib.

Alternatieven voor de conventionele stikstofverwijdering zijn de zogenoemde short-cut stikstofsverwijderingspathways, nitritatie/denitritatie (Nit/DN_{it}) en partiële nitritatie/anammox (PN/A), waarbij de stap waarbij nitriet naar nitraat wordt omgezet door NOB, wordt overgeslagen. In de eerste stap (nitritatie) wordt telkens ammonium uit het afvalwater geoxideerd door ammoniumoxiderende bacteriën (AOB) tot nitriet en vervolgens heterotroof verwijderd via denitritatie (HB_{NO_2}) voor Nit/DN_{it}. Voor PN/A hoeft die eerste stap maar gedeeltelijk plaats te vinden en wordt het geproduceerde nitriet en residueel ammonium gezamenlijk omgezet tot stikstofgas via de autotrofe anoxische ammonium oxiderende bacteriën (anammox of AnAOB). In vergelijking met conventionele N/DN heeft Nit/DN_{it} een 40% en 25% lagere CZV- en beluchtingsvraag terwijl dit voor PN/A zelfs 100% en 60% lager is. Dit uitgespaarde organisch materiaal kan mee gevaloriseerd worden tot biogas. De combinatie van een verhoogde energierecuperatie en verlaagde energievraag maken van de short-cut pathways Nit/DN_{it} maar in het bijzonder PN/A een cruciale technologie om energie-positieve RWZI te bereiken.

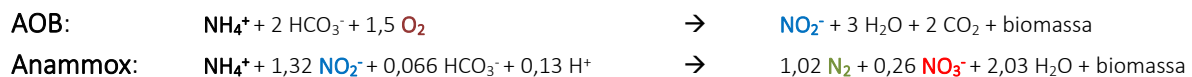


Figuur 1: Stikstofcyclus met de drie voornaamste stikstofverwijderingspathways: conventionele nitrificatie/denitrificatie (zwart), en de short-cut pathways nitritatie/denitritatie (oranje) en partiële nitritatie/anammox (groen).

1.2 AnAOB

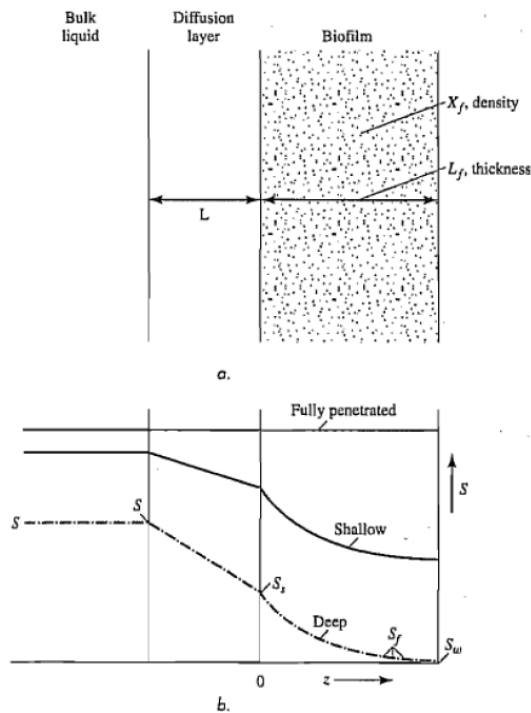
AnAOB zijn roodkleurige, autotrofe bacteriën die leven onder strikte anoxische condities. Hun activiteit wordt al geremd bij zuurstofconcentraties van <0.02 mg O_2/L (Seuntjens et al., 2018). Omdat AnAOB bacteriën niet alleen ammonium maar ook nitriet gebruiken, moeten aerAOB steeds aanwezig zijn in de anammox reactor om ca. de helft van de instromende ammonium te oxideren naar nitriet. De AnAOB en AerAOB werken samen om ammonium te verwijderen.

De reacties die worden uitgevoerd door beide bacteriën worden hieronder beschreven:



Uit deze reactievergelijkingen wordt duidelijk dat **zuurstof** cruciaal is voor de **nitriet** vorming. Toch is het belangrijk om zuurstof concentraties zo laag mogelijk te houden. Enerzijds, omdat zuurstof inhibitorisch is voor AnAOB bacteriën en anderzijds om nitriet oxiderende bacteriën (NOB) te inhiberen. Wanneer NOB beginnen te groeien in de reactor zal het gevormde nitriet worden geoxideerd naar **nitraat** en dus niet meer beschikbaar zijn voor de anammox waarbij het nitraat alsnog via de conventionele route met behulp van CZV verwijderd moet worden.

Om deze reden wordt vaak gestreefd naar biofilm- of korrelreactoren. Omdat AnAOB-activiteit enkel onder strikt anoxische condities kan plaatsvinden, wordt hun aanwezigheid voornamelijk verwacht in de anoxische kern van granulen. De aerobe bacteriën (o.a. AerAOB) in de buitenmantel van de granulen zorgen er voor dat zuurstof niet tot in de kern kan diffunderen, en dat nitriet beschikbaar wordt (Vlaeminck et al., 2009). In Figuur 2 wordt het diffusie model in een biofilm weergegeven.



Figuur 2: Conceptueel biofilm model. A) fysisch concept; B) substrate concentratie profielen (Naar Rittman & McCarty, 2001)

Daarnaast zijn AnAOB trage groeiers met verdubbelingstijden tussen 11 - 20 dagen bij 30°C (Strous et al., 1999; van der Star et al., 2008), in vergelijking met de nitrificerende bacteriën, de AerAOB verdubbelen bijvoorbeeld elke 1,1-1,4 dagen bij 20-30°C. Vanwege deze lange verdubbelingstijden is het cruciaal om een voldoende lange slibverblijftijd (SRT) voor AnAOB te handhaven. Maar deze mag niet te lang zijn om ongewenste NOB ingroei te vermijden. Door AnAOB in granulen te groeien kan deze lange SRT makkelijker gehandhaafd worden terwijl de vlokkige fractie, waarin NOB eerder groeit, sneller afgevoerd kunnen worden met een lagere SRT. Bovendien hebben granulen een anoxische kern, vanwege diffusielimitatie en aerobe activiteiten in de mantel, wat het een ideale niche voor AnAOB maakt. De onderdrukking van NOB blijft hierbij belangrijk, met behoud van AerAOB-activiteit, om voldoende nitriet voor AnAOB te voorzien. Daarnaast kunnen HB ook verstrend werken omdat zij bijvoorbeeld in competitie kunnen treden met AnAOB voor nitriet en met AerAOB voor zuurstof. Het is duidelijk dat dit leidt tot complexe problemen die op te lossen zijn met een combinatie van verschillende strategieën. De toepassing van AnAOB is echter al goed ontwikkeld voor warme afvalwaterstromen (> 25°C) met hoge N-concentraties (>200 mg N/L) en lage COD/N verhoudingen waarbij al meer dan 100 full-scale installaties wereldwijd operationeel zijn. Huishoudelijk afvalwater is echter relatief koud (< 20°C), bevat lage stikstofconcentraties (< 60 mg N/L) en heeft een hoge COD/N verhouding. Dit leidt er toe dat de ontwikkelde selectiemechanismen die momenteel full-scale gebruikt worden, niet van toepassing zijn of onvoldoende bruikbaar zijn voor het behandelen van huishoudelijk afvalwater. De voornaamste strategieën, zoals ze ook in het MAS-onderzoek werden toegepast, worden hieronder kort toegelicht.

Het algemeen principe is om de verdubbelingstijd van de ongewenste bacteriën (NOB) zo hoog mogelijk te maken en die van de essentiële bacteriën (AerAOB en AnAOB) te verkorten door in te spelen op hun metabolisme. Door vervolgens een slibverblijftijd op te leggen die tussen die van de gewenste en ongewenste bacteriën ligt, zullen deze laatste zichzelf niet meer in stand kunnen houden waardoor ze na verloop van tijd helemaal zijn verdwenen.

Het uit elkaar trekken van de verdubbelingstijden kan bereikt worden door het selecteren van een goed zuurstofgehalte. Bij warme afvalwaters groeien NOB trager dan AerAOB bij een laag opgelost zuurstofgehalte (DO) waardoor ze selectief uitgespoeld kunnen worden. Onderzoek heeft echter aangetoond dat dit verschil bij lagere temperaturen weinig tot onbestaande is en enkel een laag DO-gehalte onvoldoende is.

Ook belangrijk is om steeds residueel ammonium aanwezig te hebben: dit bevordert namelijk de groeisnelheid van zowel AerAOB als AnAOB maar heeft geen effect op NOB. Anderzijds moet de aerobe beschikbaarheid van nitriet voor NOB zoveel mogelijk vermeden worden, waardoor de aanwezigheid van ANAOB-activiteit als nitriet-afnemer cruciaal is. De NOB kunnen t.o.v. de AOB ook selectief worden onderdrukt door afwisselend te beluchten, onderzoek heeft aangetoond dat er een zogenoemde 'nitratische lag' of 'NOB lag' bestaat, waarbij de NOB minder snel actief worden na een anoxische periode in vergelijking met de AerAOB (Gilbert et al., 2014; Kornaros et al., 2010). Omdat AnAOB groeien in de anoxische kern van de granulen zal zuurstofinhibitie vermeden worden, op voorwaarde dat de zuurstofopname door aerobe bacteriën groter is dan de diffusie in de granulen.

Omdat de AnAOB een ongeveer 10 keer zo lange verdubbelingstijd hebben in vergelijking met de AOB (zie voorheen), is het niet mogelijk om een voor de NOB problematisch lage slibverblijftijd op te leggen die tegelijk voldoende lang is voor AnAOB. Een oplossing hiervoor is om te werken met een hybride systeem, bestaande uit zowel kleine, aerobe vlokken en grotere granulen met anoxische kernen. AnAOB zullen hierbij uitsluitend groeien in de granulen terwijl de AerAOB (en NOB) voornamelijk de aerobe vlokken verkiezen. Door een verschillende SRT op te leggen voor de vlokken en de granulen kan dit probleem worden opgelost. De fysieke scheiding kan worden uitgevoerd met bijvoorbeeld een cycloon of zeef.

Tot slot wordt de aanwezigheid van HB die nitraat reduceren getolereerd omdat de AnAOB ook een beperkte hoeveelheid nitraat produceren. Bovendien zal de voorgeschakelde CZV-verwijdering nooit 100% efficiënt zijn, waardoor er nog steeds CZV zal instromen. Denitrificatie is hierbij ideaal om deze CZV te verwijderen, omdat het in tegenstelling tot in aerobe omstandigheden dit geen zuurstof verbruikt waardoor de energievraag niet toeneemt. HB die nitriet reduceren zijn minder gewenst, omdat ze in competitie treden met AnAOB, maar kunnen ook helpen met de verwijdering van inspoelende CZV.

1.3 UNAS/MAS project

In 2013 begon Colsen samen met de Universiteit Gent (UGent) en Waterschap Brabantse Delta aan de ontwikkeling van partiële nitrificatie/anammox onder koude omstandigheden (hoofdstroom rioolwaterzuivering). Hiervoor werd er, na een periode van labschaal onderzoek aan de UGent, een pilootinstallatie gebouwd die de naam UNAS meekreeg. UNAS staat voor 'Upflow New Activated Sludge', vanwege het opstroomprincipe dat werd toegepast. Er werd een trommelzeef gebruikt als

slibscheiding en het proces werd als semi-batch bedreven. In dit onderzoek werd o.a. de basis gelegd voor de differentiële SRT-controle en het beluchtingsregime ter uitbuiting van de nitratationele lag, waarbij in het vervolproject (MAS) op werd verder gebouwd. De resultaten van het UNAS-project waren veelbelovend (Seuntjens et al., 2016); een TN-verwijderingsefficiëntie van $51 \pm 23\%$ bij een realistische belasting (90-100 mg N/L/d) en een lage CZV/N-verwijderingsratio van $3,2 \pm 0,9$ die de aanwezigheid van short-cut verwijderingspathways (Nit/DNit en PN/A) aantoont. De performantie was echter nog niet voldoende om de B-trap te vervangen, waardoor het onderzoek werd verdergezet.

In 2015 werd de reactorconfiguratie aangepast, deels om de performantie en de relevantie van het onderzoek te verhogen maar ook om de technische stabiliteit te verbeteren. Er werd omgeschakeld naar een continu systeem met een lamellaseparator voor een betere scheiding van effluent/slib. De reactor werd ook niet meer bedreven als een opstroomreactor maar als een 'continuously stirred tank reactor' (CSTR). Omdat er geen upflow reactor meer werd gebruikt, werd de naam van de pilot veranderd naar MAS[®] (Mainstream Anammox System). Op basis van de resultaten van dit onderzoek werd in 2018 de reactorconfiguratie verder geoptimaliseerd. De voornaamste aanpassingen waren de toevoeging van twee anoxische tanks en het vervangen van de trommelzeef door een trilzeef om de lekverliezen te verkleinen. Vanaf april 2018 draaide de pilot in de nieuwe opstelling. De eerste resultaten waren beloftevol. In augustus 2019 werd het onderzoek verder gezet. Dit rapport beschrijft de resultaten die werden bekomen van augustus 2019 tot juli 2020.

1.4 Resultaten vorig onderzoek

Uit voorgaand onderzoek is gebleken dat met de MAS[®]-pilot:

- NOB-onderdrukking is aangetoond. Hierbij is een hoge AOB/NOB-activiteit vastgesteld en is residueel nitriet gemeten.
- AnAOB-retentie en -aangroei is vastgesteld. Door middel van de trilzeef werd differentiële SRT-controle mogelijk. AnAOB-activiteit behoud en expressie is hierbij aangetoond.
- Short-cut N verwijdering is vastgesteld. Een gemiddelde CZV/N verwijdering van 2,7 is voor een langere periode vastgesteld.

De stikstoflozingseis van < 10 mg N/L werd echter niet gehaald en er werd ook niet getest op temperaturen $< 15^{\circ}\text{C}$.

2 Doelstellingen

Het doel van het MAS[®] project was om op een efficiënte en robuuste manier short-cut stikstofverwijdering, in het bijzonder PN/A, toe te passen in de hoofdstroom van een RWZI. Om algemeen toepasbaar te zijn op een RWZI in Nederland moest er hierbij een stikstofeffluent kwaliteit van < 10 mg N/L worden behaald. Om deze doelen te bereiken werd in de reactor enerzijds gefocust op het vermijden van ongewenste NOB-activiteit. De activiteit van deze bacteriën moest worden onderdrukt zodat de productie van nitraat vermeden werd, omdat dit energetisch onvoordelig was. Anderzijds was het belangrijk om AnAOB tot expressie te brengen en te behouden. AnAOB zijn namelijk trage groeiers in vergelijking met de aerobe nitrificerende bacteriën (AerAOB en NOB), met een ongeveer tienmaal lagere verdubbelingstijd (Strous et al., 1998; Wiesmann, 1994). Hierdoor was het essentieel om een voldoende lange verblijftijd voor AnAOB te handhaven. Tot slot moest een voldoende

hoge performantie behaald worden bij een relevante belasting om bruikbaar te zijn in een RWZI.

De doelstellingen worden hieronder nog eens samengevat:

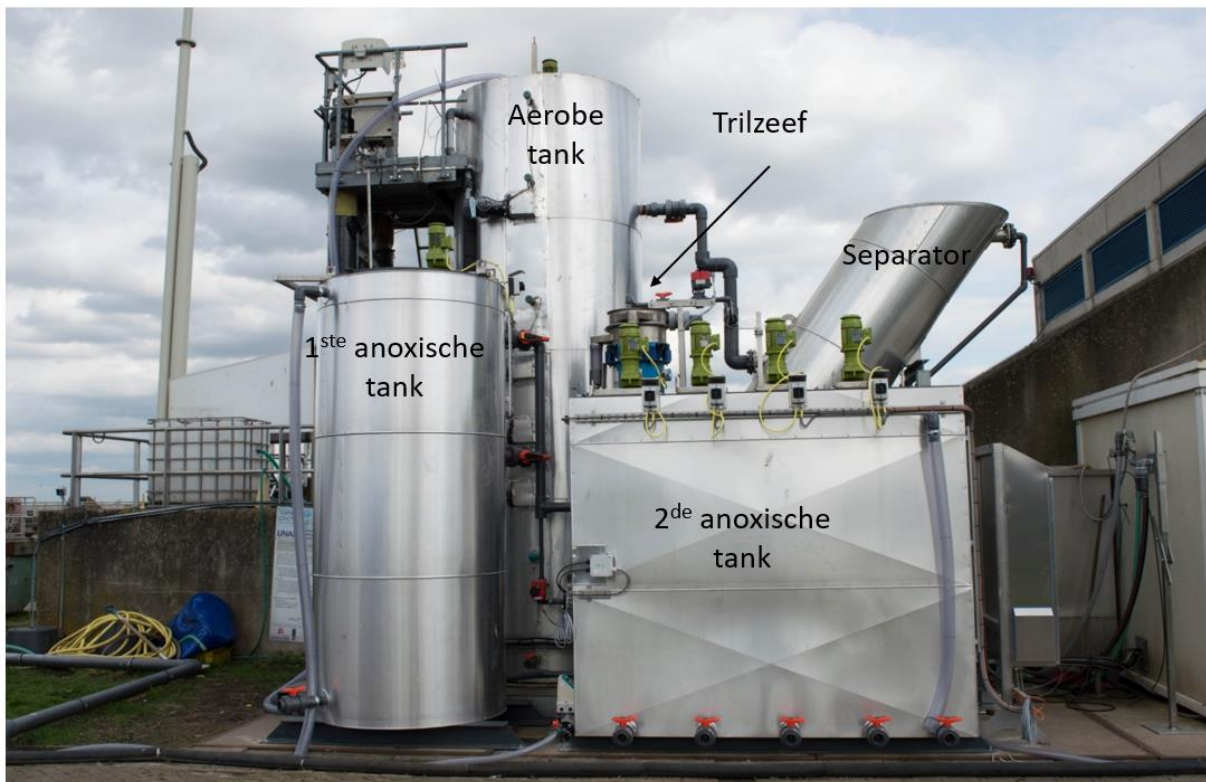
1. Voldoende AOB activiteit bekomen met behoud van NOB onderdrukking bij verschillende influentkwaliteiten en -debieten;
2. Expressie en behoud van anammox bacteriën bij relevante lage temperaturen;
3. Bereiken performantie bij voldoende hoge volumetrische belasting (de volumetrische verwijdering moet gehaald kunnen worden in de ruimte van de bestaande B-trap op RWZI nieuwveer);
4. Robuustheid van de installatie.

3 Reactor design

De MAS-pilot was een gecompartmenteerd systeem, bestaande uit een:

- 1ste anoxische tank
- Aerobe tank
- 2de anoxische tank
- Lamellaseparator
- Trilzeef

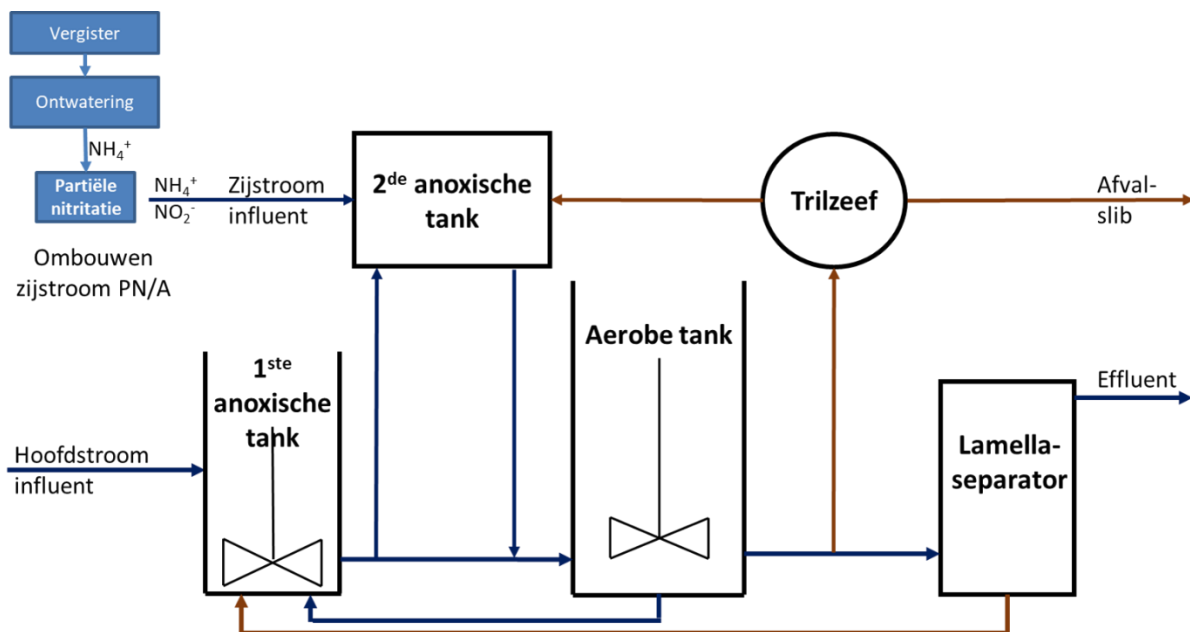
Het totale reactor volume bedroeg 12-13 m³.



Figuur 3 : foto van de MAS-pilot

Er werd gestreefd naar een stikstofbelasting van de installatie die gelijkaardig was aan de belasting van de huidige B-trap bij RWZI Nieuwveer. Op deze manier kan retrofit uitgevoerd worden zonder dat reactievolume moet bijgebouwd worden.

Het influent werd gevoed aan de 1^{ste} anoxische tank met als doel om de instromende CZV maximaal te benutten door residueel nitraat (afkomstig uit de aerobe tank en slibretour) te verwijderen. Dit was gewenst omdat CZV-verwijdering via nitraat energetisch gunstiger is dan door toevoeging van lucht. Vanuit de 1^{ste} anoxische tank werd de aerobe tank (AT) gevoed. Het doel van de AT was om de zuurstoftoevoer zo te regelen dat de gewenste stikstofverwijdering werd behaald. Enerzijds, moet er voldoende zuurstof worden toegevoegd aan de reactor zodat AerAOB ammonium kunnen omzetten naar nitriet. Anderzijds moet oxidatie van nitriet naar nitraat door NOB vermeden worden. Daarnaast werkt zuurstof inhiberend op de AnAOB bacteriën, waardoor er een slim beluchtingsalgoritme werd toegepast dat op basis van meerdere online parameters het beluchtingsregime bepaalde. In de 2^{de} anoxische reactor werd getracht om optimale condities voor AnAOB te creëren zodat AnAOB kunnen herstellen en aangroeien, als het ware een AnAOB kweektank. Tevens werd er ammoniumbicarbonaat en natriumnitriet gedoseerd ($22 \pm 5\%$ van de totale belasting). Deze dosering stelde de zijstroomdosering afkomstig van centraat voor, gebaseerd op de stikstofvracht die momenteel in de zijstroombehandeling van RWZI Nieuwveer verwerkt wordt. Het effluent van de aerobe tank (AT) stroomt naar een lamellaseparator, de pilotvariant van een nabezinktank. Met de lamellaseparator kon de waterverblijftijd (HRT) worden losgekoppeld van de slibverblijftijd (SRT). Met een trilzeef konden bovendien de SRT van de verschillende slibfracties van elkaar ontkoppeld worden. Om de NOB niet enkel te onderdrukken maar ook fysiek uit de reactor te verwijderen, werden de aerobe vlokken selectief gespuid via de trilzeef aangezien verwacht wordt dat NOB voornamelijk in de vlokken ontwikkelen.

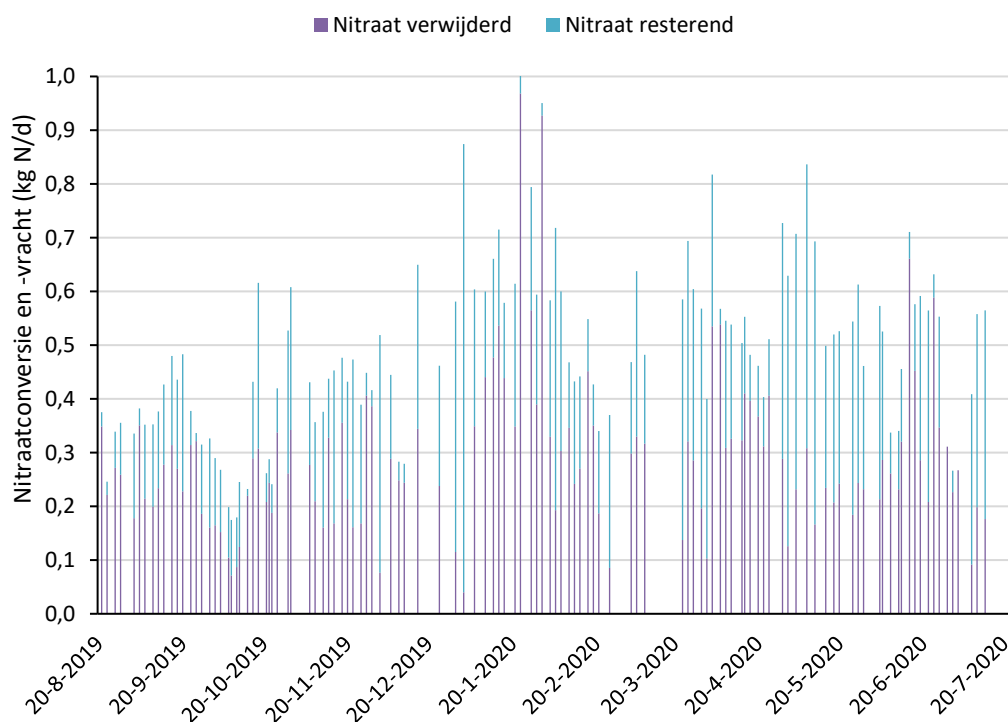


Figuur 4: schematische weergave MAS-pilot

4 Resultaten

Om NOB selectief te kunnen onderdrukken werden twee strategieën toegepast, die gelijktijdig gehanteerd werden. De eerste strategie bestond uit het promoten van AOB- en AMX-aangroei en het onderdrukken van NOB met een innovatieve beluchtingscontrole.

Om NOB ingroei sneller op te sporen werd een nitraatcontrole ingevoerd in het beluchtingsprogramma, op basis van de nitraatconcentratie in de aerobe tank. Indien deze sensorwaarde een bepaalde setpoint waarde overschrijdt, dan zijn NOB te actief en gaat de beluchting uit of naar laag DO tijdens de beluchte fase. Deze controle zorgt ervoor dat NOB-activiteit gelimiteerd wordt. Om de nitraatconcentratie in de AT de beluchte tijd bepaald, werd ook op de 1^{ste} anoxische tank gefocust om het geproduceerde nitraat te verwijderen met het aanwezige CZV in het influent. De nitraatomzetting wordt weergegeven in de Figuur hieronder. De verblijftijd in de 1^{ste} anoxische tank heeft invloed om de nitraatverwijdering: langere verblijftijd zorgt voor een betere opname van traag afbreekbaar CZV en verhoogd bijgevolg de verwijderingsefficiëntie maar verlaagt anderzijds ook de totale nitraatvracht. De verblijftijd werd daarom geregeld op basis van de nitraatconcentratie gemeten in de 1^{ste} anoxische tank.



Figuur 5: Nitraatconversie (paars), residueel nitraat (blauw) en gevoede nitraatvracht (paars+blauw) aan de 1^{ste} anoxische tank

Uit vorig onderzoek bleek ook dat deze een aan/uit beluchting nodig was om NOB te onderdrukken i.p.v. een hoog/laag beluchting. Tijdens deze onderzoeksperiode werden verschillende zuurstof setpoints getest. De nitrietconcentratie in de reactor en de AOB/NOB ratio bij elke zuurstofsetpoint worden hieronder weergegeven.

Tabel 1: DO setpoint, steeds relatief t.o.v. de initiële instellingen; AOB/NOB ratio in de pilot; en gemiddelde nitrietconcentratie in het de AT

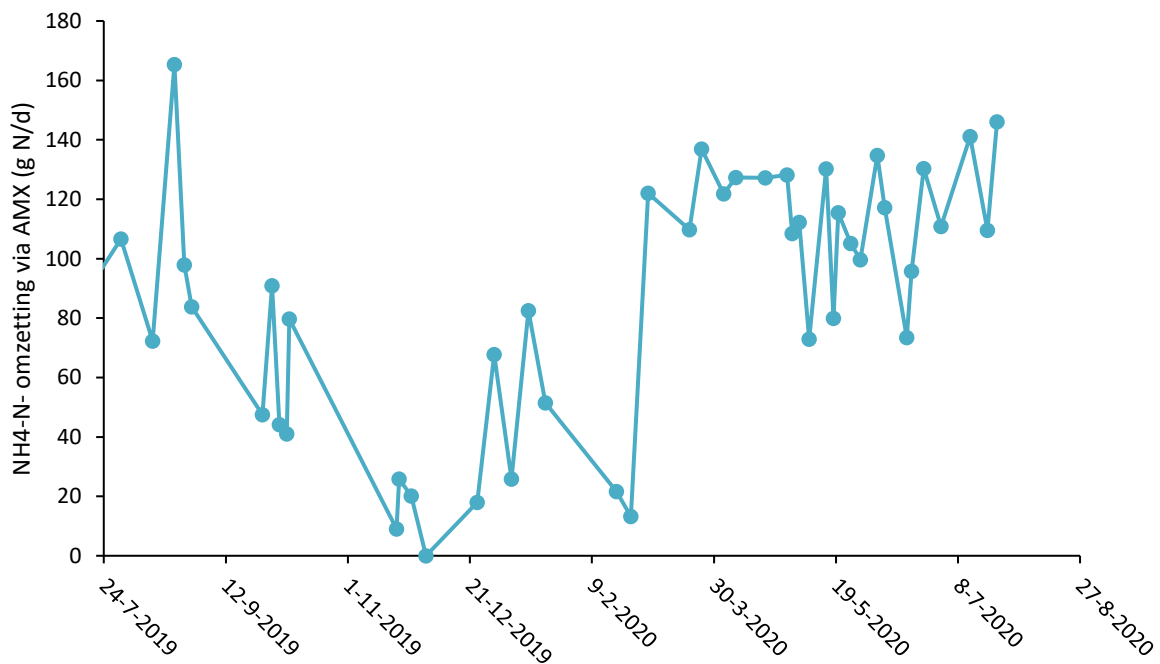
Datum	Gemiddelde nitrietconcentratie (mg/l)	DO (mg/l)	AOB/NOB
1- 16 sep 2019	0,09	Start	1,1
16-30 sep 2019	0,123	+ 80% tov start	1,3
Okt 2019	0,437	+ 50% tov start	1,2
Jan 2020	1,573	+ 150% tov start	1,4

Dat een hoger DO-setpoint in combinatie met afwisselende beluchting resulteerde in een betere, selectieve NOB-onderdrukking is in overeenstemming met de bevindingen van Bao et al. (2017) in een nitritatie experiment op labschaal. Zij observeerden dat na het verlagen van het DO-setpoint van $1,8 \pm 0,3$ naar $0,3 \pm 0,14$ mg O₂/L, de selectieve NOB-onderdrukking sterk achteruitging. Er werd vastgehouden aan de aan/uit beluchting (geen hoog/laag) omdat het namelijk gekend is dat NOB na een periode van onbeluchte tijd meer tijd nodig hebben dan AOB om hun activiteit te hervatten wanneer zuurstof opnieuw aanwezig is (Gilbert et al., 2014; Kornaros et al., 2010). Daarnaast zorgt de afwisseling tussen beluchte en onbeluchte periodes er ook voor dat anammox bacteriën slechts beperkt worden geïnhibeerd door zuurstof (Siegrist et al., 2008). Het is duidelijk dat er altijd een aanwezigheid van NOB-activiteit getolereerd zal moeten worden.

Een tweede strategie is het fysiek verwijderen van de NOB die voornamelijk in de vlokkige fracties groeien. Hiervoor werd de spui strenger gecontroleerd om de instromende NOB uit te spoelen. Daarnaast worden AMX, die voornamelijk groeien in de granules, voldoende lang in het systeem gehouden. In de literatuur wordt bij een temperatuur van 15°C hiervoor een minimale verblijftijd van 70 dagen vooropgesteld (Laurenzi et al., 2016). Door de verhoogde slibuitspoeling via de lamellenscheider kon deze SRT echter moeilijk gecontroleerd worden. De slibuitspoeling werd veroorzaakt door een airlift in de AT. Het toevoegen van een kleine buffertank tussen de AT en de lamellenscheider zorgde voor minder slibuitspoeling doordat het niveauverschil in de AT gebufferd werd en de continue beluchting verminderde bovendien de denitrificatiepotentiaal in de lamellaseparator. Dit alles resulteerde in een verbeterde SRT-controle. Het differentiëren van de vlokkige en granulaire SRT is bijgevolg belangrijk voor het succes van het MAS-onderzoek. De algemeen gemiddelde SRT bedroeg $9,6 \pm 4,9$, 170 ± 100 en 305 ± 294 dagen voor de vlokken, middelgrote en grote granules, respectievelijk. De MAS-pilot slaagde er bijgevolg in om een differentiële SRT-controle te handhaven, dankzij de trilzeef en het samengestelde slib (vlokken + granules). Af en toe werd er wel slib, rijk in granules, geënt (zoals in maart 2020), maar voornamelijk om verliezen als gevolg van technische problemen (bv. stilstand) te compenseren of om het relatieve aandeel van granules te verhogen. Dit omdat de natuurlijk aanrijking van AMX-slib in de pilot te veel kostbare onderzoekstijd kost. Een groot deel van de toegevoegde korrels ging echter snel verloren, vermoedelijk door het uiteenvallen van de korrels omdat er geen verhoogde uitspoeling kon worden vastgesteld. Deze verliezen zijn waarschijnlijk het gevolg van het verschil in operationele condities tussen de oorspronkelijke reactor en de MAS-pilot; temperatuur, DO-setpoint en N- en CZV-concentraties zijn hierbij sterk verschillend. Het opgroeien van aan hoofdstroomcondities aangepaste AMX-granules, zoals in de 2de anoxische tank werd beoogd, kan bijgevolg een beter alternatief zijn dan het continu toevoegen van granules uit de zijstroom.

Na de initiële daling werd na enkele weken wel een evenwichtsconcentratie bereikt, waarbij de granulen zich hebben gestabiliseerd aan de hoofdstroomcondities.

AMX-activiteit in de 2^{de} anoxische tank werd tijdens dit onderzoek frequent gemonitord. Dit wordt weergegeven in de Figuur hieronder.



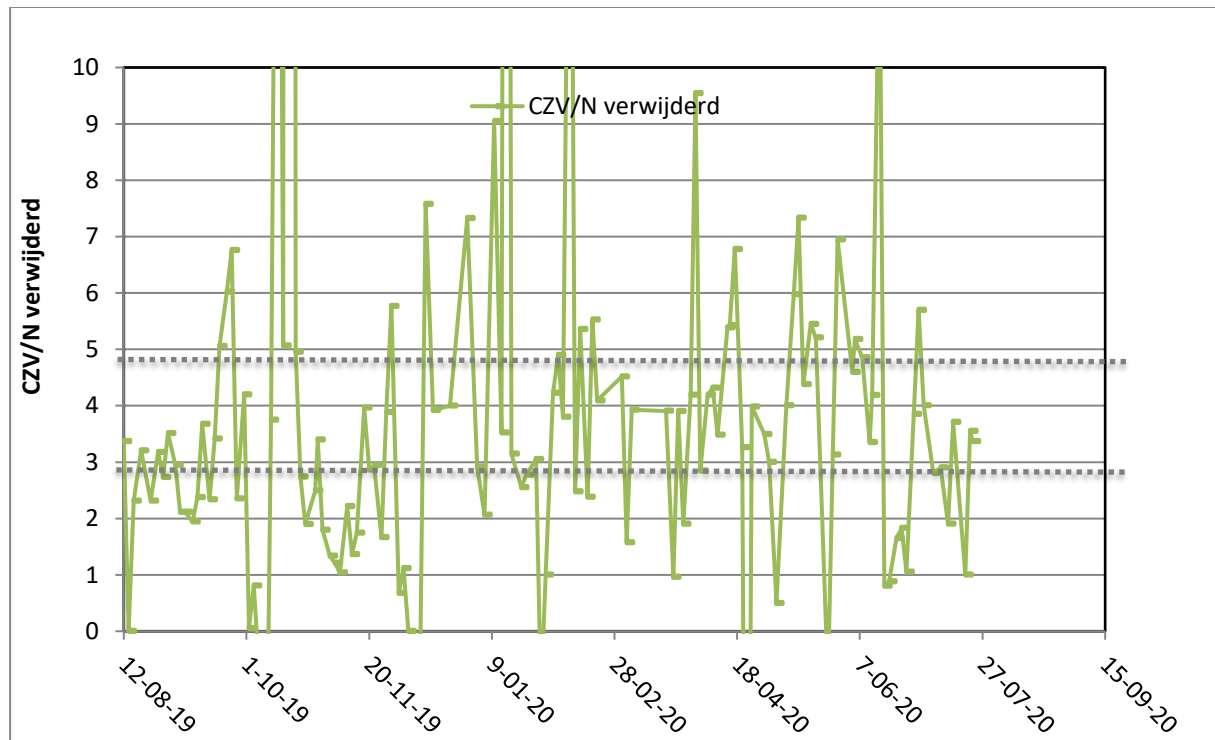
Figuur 6: Ammoniumverwijdering in de 2de anoxische tank.

Tijdens de eerste periode was de gemiddelde ammoniumomzetting 70 ± 35 g N/d. De activiteit kende een plotse daling na 20/11/2019. Een logische verklaring hiervoor werd er echter niet gevonden: er werd geen verhoogde uitspoeling van AMX-granulen, daling in temperatuur of dergelijke vastgesteld wat deze observatie zou kunnen verklaren. Het effect van de temperatuur op de AMX-activiteit in de 2de anoxische tank kon niet eenduidig worden afgeleid. Tussen de periode juli-augustus en september-oktober 2019 nam de AMX-activiteit in de 2^{de} anoxische tank met 41% af, terwijl de temperatuur met ongeveer 5°C was gedaald. Op basis van de Arrhenius temperatuursvergelijking (met een theta-waarde van 1,10 voor AMX) werd bij dergelijke temperatuursdaling een afname van 61% verwacht. De geobserveerde afname was bijgevolg lager dan verwacht. Tijdens de periode september-oktober zelf nam de temperatuur verder af met 3°C maar werd er geen daling in activiteit opgemerkt, ondanks dat er in deze periode geen overcapaciteit van AMX aanwezig was (geen substraatlimitaties).

Na de ombouw in maart 2020 werd opnieuw geënt. De ammoniumomzetting deze periode bedroeg $114,8 \pm 20$ g N/d. Deze omzettingssnelheid bleef behouden in de tweede anoxische tank. Er werd opnieuw weinig/geen temperatuurafhankelijk vastgesteld. De gemiddelde watertemperatuur in maart/april was 16 °C en in augustus 21 °C. Deze activiteit kon gedurende 5 maanden behouden worden, totdat het onderzoek werd stopgezet. Dit bewijst dat de AMX-fractie in de reactor bewaard en actief gehouden kan worden, wat de meerwaarde van de 2^{de} anoxische tank illustreerde.

Het in gebruik nemen van de unieke 2^{de} anoxische tank als AMX-kweekkamer sluit het regelmatig enten van AMX-granulen uit, toegepast door bijvoorbeeld Kamp et al. (2019), omdat de zijstroom PN/A-reactor hiervoor dient te worden omgebouwd tot louter een PN-reactor. Dit was een bewuste keuze, omdat er vermoed werd dat het aangroeien van aan hoofdstroom condities aangepaste AMX-granulen effectiever zou zijn dan het regelmatig toevoegen van aan zijstroom aangepaste granulen. Er werd een goede en constante AMX-activiteit behaald in de 2de anoxische tank.

De verhouding tussen de CZV- en N-verwijdering in de gehele pilot geeft aan dat er short-cut stikstofverwijdering aanwezig is.



Figuur 7: CZV/N verwijdering (g/g) MAS pilot met de minimaal benodigde ratio voor N/DN (4.8) en Nit/DNit (2.9) aangeduid in het grijs (incl. 20% aerobe CZV-omzetting)

De verkregen ratio van $3,2 \pm 1,6$ is kleiner dan de theoretische vereiste voor denitrificatie (4,8) maar niet kleiner dan de vereiste voor denitritatie. Wel werd frequent ook een ratio lager dan die voor denitritatie (2.9) behaald, wat de aanwezigheid van anammox in de pilot bewijst. Deze theoretische vereisten houden wel rekening met een aerob CZV-verlies van 20% (Van Hulle et al., 2010), hoewel de totale aerobe verliezen vermoedelijk groter zijn.

Door de CZV- en N-verwijdering per compartiment apart te berekenen, kon er in de periode waar een lage CZV/N ratio werd gevoed (eind Periode 3) bovendien met grote zekerheid worden aangetoond dat AMX ook in de aerobe tank actief was. Hoewel het MAS-onderzoek focust op anammox, is de aanwezigheid van denitrificatie en denitritatie ook in de pilot wenselijk. Zo leert de literatuur en eigen ervaringen ons dat volledige NOB-onderdrukking waarschijnlijk onmogelijk is, en er bijgevolg steeds nitraat wordt geproduceerd wat verwijderd dient te worden via denitrificatie. Bovendien is volledige CZV-verwijdering in de A-trap ook onmogelijk, met huidige retenties tot 64% (Alloul et al., 2018), waardoor het B-trap influent nog steeds CZV zal bevatten. Onder de aerobe condities in de AT is aerobe

heterotrofe activiteit onvermijdelijk, waardoor denitrificatie een beter alternatief is omdat het de zuurstofvraag voor CZV-verwijdering en bijgevolg het energieverbruik verlaagt. Voor deze reden werd ook de 1^{ste} anoxische tank in bedrijf genomen, omdat het energetisch gunstiger is om CZV via denitrificatie weg te vangen in vergelijking met beluchting. Denitrificatie is voor diezelfde reden interessant, en zelfs meer wenselijk omdat het in vergelijking met denitrificatie 40% minder CZV nodig heeft. De competitie met anammox voor nitriet dient wel zoveel mogelijk te worden vermeden, door denitrificatie te beperken tot de 1^{ste} anoxische tank.

Tijdens Periode 1 en 2 werd een degelijke effluentkwaliteit van gemiddeld 17 en 14.5 mg N/L behaald, respectievelijk, bij een TN-belasting van 110±12 en 108±20 mg N/L/d. De gewenste stikstof effluentkwaliteit van 10 mg N/L werd echter niet bereikt: voornamelijk het residuele ammonium gehalte was nog te hoog vanwege de beluchtingscontrole op basis van nitraat. Er zijn hiervoor twee mogelijke hoofdverklaringen: ofwel is de onderdrukking van NOB onvoldoende, ofwel is de expressie van AMX-activiteit onvoldoende. Het succes van beide aspecten kon in de MAS-pilot wel worden aangetoond (zie voorheen), maar was onvoldoende om aan de kwaliteitseisen te voldoen.

De algemene robuustheid van de MAS-technologie werd tijdens dit onderzoek ook sterk verbeterd, wat in het vorig rapport nog een van de resterende bottlenecks was. Zo garandeerde bijvoorbeeld de kleine 2^{de} aerobe tank, geplaatst net voor de lamellaseparator, een stabiele en verbeterde slibafscheiding met een slibuitspoeling < 10 mg TSS/L sinds de implementatie. Het frequenter aanpassen van het beluchtingsprofiel en spuivolume, als voorbereiding op latere automatisering, resulteerde in relatief stabiele effluentconcentraties. De meerwaarde van de 2^{de} anoxische tank werd in dit onderzoek ook zeer duidelijk: met hoge gemeten AMX-activiteiten tot wel 165 mg NH₄⁺-N/L/d onder hoofdstroom condities. Dat deze goede AMX-activiteit in de 2^{de} anoxische tank minstens 5 maanden, totdat het onderzoek was afgelopen, behouden kon worden bevestigt de verwezenlijkte verbeteringen in robuustheid.

5 Conclusie & Outlook

5.1.1 Successen & knelpunten

Successen:

- Ongewenste NOB-activiteit kon gedeeltelijk worden gedrukt door de combinatie van een strike vlokkige SRT-control en een goede beluchtingscontrole. De combinatie van beide was essentieel om ongecontroleerde aangroei te vermijden. De controle was door de combinatie stabiel dan de vorige pilottesten.
- Het gebruik van een hoger DO-setpoint in combinatie met de afwisselende beluchting resulteerde in een verbeterde NOB-onderdrukking ten opzichte van eerdere pilottesten bij lager DO-setpoints.
- Het frequent aanpassen van de beluchtinstellingen en spuidebiet, op basis van de totale beluchte tijd als gevolg van de nitraatcontrole, resulteerde in een stabiele effluentkwaliteit.
- Differentiële SRT-controle m.b.v. de trilzeef was succesvol: de gemiddelde granulaire SRT was minstens 17 keer groter dan de vlokkige SRT.
- Het toevoegen van de 2^{de} aerobe tank garandeerde een verbeterde en stabiele slib-effluent scheiding met een constante effluent TSS-concentratie < 10 mg/L na de implementatie.
- De granulaire SRT was met gemiddeld 170 ± 100 dagen (middelgrote fractie) en 305 ± 294 dagen (grote fractie) theoretisch voldoende hoog om AnAOB in stand te houden.
- AnAOB-activiteit kon tot minstens 5 maanden, totdat het onderzoek was afgelopen, vastgehouden worden zonder verlies aan activiteit in de 2^{de} anoxische tank. Dit is een sterke vooruitgang ten opzichte van voorgaand onderzoek.
- Met de 2^{de} anoxische tank werd een hoge en constante AnAOB-activiteit gerealiseerd onder hoofdstroom condities, tot $165 \text{ mg NH}_4^+\text{-N/L/d}$.
- Naast de duidelijk aantoonbare AnAOB-activiteit in de 2^{de} anoxische tank kon het ook in de aerobe tank worden vastgesteld in periodes met een lage inkomende CZV/N-verhouding. De aanwezigheid van CZV maakt het opstellen van massabalansen lastig om de aerobe verliezen niet gekwantificeerd kunnen worden.
- De MAS-pilot slaagde erin om op een CZV-zuinige wijze stikstof te verwijderen, met een gemiddelde CZV/N-verwijderingsratio van slechts $3,2 \pm 1,6$.
- De MAS-technologie laat vanwege de lagere CZV/N-vraag voor stikstofverwijdering een hogere afvang van CZV toe in de primaire stap waardoor bijgevolg meer biogas geproduceerd wordt, dit is essentieel voor het bereiken van energie-positieve rioolwaterzuivering

Knelpunt:

Een stikstof effluent concentratie < 10 mg/L kon niet gehaald worden. De NOB-onderdrukking was aantoonbaar aanwezig, maar de benodigde residuele ammonium concentratie hiervoor bleef te hoog. De SRT zal kritisch moeten ingesteld worden om voldoende NOB te verwijderen, maar ook nog voldoende AOB-capaciteit over te houden. Het is belangrijk hierbij om de slibverliezen via het effluent zo laag mogelijk te houden en enkel selectief slib te spuien via de trilzeef. Op deze manier gaan AOB (en ANAOB) bacteriën niet ongewenst verloren. Om de effluenteisen te halen zal er voornamelijk een verhoogde ANAOB-activiteit in de aerobe tank benodigd zijn ten koste van NOB-activiteit. De beluchting en SRT zullen kritisch moeten ingesteld worden om een slibsamenstelling met voldoende AOB en

ANAOB-capaciteit te krijgen en weinig NOB en zo een voldoende hoge stikstofverwijdering te bekomen. Er zal voornamelijk gefocust moeten worden om het verder kwantificeren en verkrijgen van ANAOB-activiteit in de AT.

5.1.2 Toekomst perspectief

De focus op energieretrieving uit afvalwater is groot in Nederland. Hierdoor wordt meer en meer gefocust op technologieën die efficiënt de organische stof uit het afvalwater kunnen vastleggen en afvangen, zodat hieruit energie kan geproduceerd worden door middel van anaerobe vergisting. De toepassing van partiële nitrificatie/anammox op de hoofdstroom van een RWZI wordt dan een noodzakelijke technologie omdat er geen organische stof nodig is voor de stikstofverwijdering. Enkel door deze ontwikkeling komt Nederland een stap dichterbij een energie-neutrale of energieproducerende rioolwaterzuivering.

De MAS[®] pilot laat beloftevolle resultaten zien om stikstof op een CZV-arme wijze te verwijderen op de hoofdstroom, onder koude condities en lage stikstofconcentraties. Het is duidelijk dat dit via short-circuit N-verwijdering plaats kan vinden. De pilot werd getest op effluent van een hoogbelaste A-trap voor CZV-verwijdering. De resultaten waren echter nog niet voldoende met betrekking tot effluentkwaliteit. Het MAS[®] proces is momenteel nog niet efficiënt genoeg om de B-trap op Nieuwveer te vervangen en een effluent TN-kwaliteit van < 10 mg N/L te waarborgen. De residuele ammoniumconcentratie bleef te hoog. Er zal eerst gekeken worden naar een automatisering van het spui-programma. Tot nu toe werd de hoeveelheid spui handmatig ingesteld en soms werd te laat gereageerd op veranderingen in de reactor. De automatisering zal helpen om de juiste bacteriële balans te behouden en de effluentkwaliteit te stabiliseren. Er zal ook verder gefocust worden op de prestaties van het systeem bij verschillende hydraulische belastingen om de impact van regenweer te simuleren. De voorgaande onderzoeken hebben aangetoond dat het behouden van de optimale bacteriebalans een uitdaging is, daarom zal het onderzoek ook breder focussen op short-cut stikstofverwijdering. Dit betekent dat niet alleen zal gefocust worden op ANAOB-activiteit, maar ook op short-cut via denitrificatie.

6 Bijdrage project aan CO₂ reductie

Het MAS[®] concept kan gebruikt worden in een communale waterzuivering met slibgisting, de zogenaamde “energiefabriek”, om de conventionele nitrificatie-denitrificatie stap te vervangen. In een conventionele waterzuivering wordt eerst het primaire slib, dat een hoge energieopbrengst heeft, afgevangen met een bio-flocculatie unit en/of bezinkenheid. Vervolgens wordt het water biologisch behandeld in een nitrificatie-denitrificatie unit. Middels het alternatieve MAS[®] proces wordt effluent geproduceerd met een zeer lage vuillast (lage CZV en stikstof waarden). Tijdens het proces wordt ammonium en nitriet door anammox bacteriën onder anoxische omstandigheden omgezet naar stikstofgas waarbij geen extra koolstof benodigd is. Deze extra koolstof kan worden vergist en daarmee duurzame energie leveren.

De MAS[®] technologie ontkoppelt stikstof verwijdering via denitrificatie van verbruik van CZV. Voor de RWZI Nieuwveer betekent dit dat de behoefte verdwijnt om effluent te circuleren naar de A-trap. Eveneens verdwijnt de behoefte om voldoende CZV door de A-trap te laten stromen naar de B-trap, als basis voor denitrificatie. Door het installeren van de MAS kan de A-trap optimaal ingericht en CZV maximaal afgevangen worden en voor biogas productie aangewend worden. Dankzij een lage

hydraulische verblijftijd en de lage slibleeftijd, wordt de CZV afgevangen met een erg beperkte kans op oxidatie. Het geproduceerde slib is bijgevolg nog zeer goed afbreekbaar en heeft een hoog biogaspotentieel hetgeen voor de RWZI Nieuwveer resulteert in een besparing op inkoop van elektrische energie van 1.953 ton CO₂ per jaar. Het MAS[®] systeem maakt gebruik van een short-cut stikstof verwijdering waardoor de ammoniak niet eerst volledig wordt genitrificeerd tot nitraat, maar waarbij slechts 50 % wordt genitrificeerd tot nitriet wat leidt tot aanzienlijk minder beluchting. Door de mindere beluchting wordt 2.560 ton CO₂ per jaar bespaard. Door het overbodig worden van de effluent recirculatie over de A-trap wordt een aanzienlijke hoeveelheid pompenergie bespaard. Hiermee wordt een CO₂ besparing van 1.079 ton/jaar bereikt. De nabezinkers kunnen vanwege het lagere slibgehalte en de betere bezinkeigenschappen hoger belast worden, waardoor minder nabezinkers benodigd zijn en er minder slibretour energie verbruikt wordt. Ook het wegvallen van de recirculatie leidt tot een verlaging van ca. 40 % van de belasting van de nabezinkers. In het algemeen wordt voor de model case van RWZI Nieuwveer een CO₂ besparing gerealiseerd van 5.592 ton CO₂ per jaar, de zuivering zuivert 440.000 I.E. (inwoner equivalent) waarbij per I.E. 13 kg CO₂ per jaar bespaard wordt. In de Nederlandse RWZI's werd in 2018 jaarlijks 26.406.000 I.E¹. verwerkt. Aannemende dat 30% om te vormen is met de MAS[®] technologie, leidt dit tot een potentiële besparing van 103.000 ton CO₂ per jaar voor Nederland.

De effluent kwaliteit van 10 mg N/L werd echter niet bereikt, tijdens de beste periode was deze 15 mg N/L. Dit betekent dat als de MAS nu full -scale zou gebouwd worden, de effluent recirculatie niet volledig gestopt kan worden. Er zal verder onderzoek gedaan worden om de effluent kwaliteit wel te bereiken en het geschetste CO₂ besparingspotentieel beter te kunnen benutten.

7 Openbare publicaties

De lijst van alles publicaties over de MAS-technologie wordt hieronder weergegeven:

- ✓ Van Tendeloo M., Seuntjens D., Bundervoet B., Wellens L., Dekker I., Wypkema E., Mollen H., Colsen J. & Vlaeminck S.E.: Promising N and COD removal performance with the mainstream anammox system (MAS). Poster publication - 23rd National Symposium for Applied Biological Sciences (NSABS). Brussels, 2018.
- ✓ Van Tendeloo M., Haan A., Bundervoet B., Dekker I., Seuntjens D., Wypkema E., Mollen H., Colsen J. & Vlaeminck S.E. Veelbelovende N- en CZV-verwijderingsperformantie met het 'Mainstream Anammox System' (MAS). Seminar waterzuivering van de toekomst. Breda, 31 Januari 2019. Invited presentation.
- ✓ Van Tendeloo M., Seuntjens D., Bundervoet B., Haan A., Dekker I., Jordaens R., Mollen H., Wypkema E., Colsen J. & Vlaeminck S.E.: Enhanced anaerobic digestion for energy autonomy necessitates mainstream anammox technology. Poster publication and pitch - Faculty of Science Research Day. Antwerp, 2020.
- ✓ Van Tendeloo M., Seuntjens D., Bundervoet B., Haan A., Dekker I., Jordaens R., Mollen H., Wypkema E., Colsen J. & Vlaeminck S.E.: Enhanced anaerobic digestion for energy autonomy necessitates mainstream anammox technology. Poster publication and pitch - 16th IWA world conference on anaerobic digestion. Delft, 2019.

¹ Bron: <https://opendata.cbs.nl/statline/#/CBS/nl/dataset/7477/table?ts=1607617195512>

-
- ✓ Van Tendeloo M., Seuntjens D., Bundervoet B., Carlier N., Dekker I., Mollen H., Wypkema E., Colsen J. & Vlaeminck S.E.: Towards every-positive sewage treatment: Carbon-lean nitrogen removal with the Mainstream Anammox System (MAS). Oral presentation - Young Water Professionals conference. Luxembourg, 14th February 2020.
 - ✓ Van Tendeloo M., Seuntjens D., Bundervoet B., Carlier N., Dekker I., Mollen H., Wypkema E., Colsen J. & Vlaeminck S.E.: Carbon-lean nitrogen removal with the Mainstream Anammox System (MAS) as stepping stone for energy-positive sewage treatment. Oral presentation - IWA Nutrient Removal and Recovery Conference. Helsinki (virtual), 1-3 September 2020.

8 Contactgegevens

Het publieke verslag over het MAS[®]-project is verkrijgbaar via Colsen, Adviesburo voor Milieutechniek b.v., Kreekzoom 3, 4561 GX Hulst, NL. Het rapport wordt gratis ter beschikking gesteld en kan worden aangevraagd via info@colsen.nl

Voor aanvullende informatie kunt u contact opnemen met onze technologen via het algemene e-mail adres: info@colsen.nl

9 Referentielijst

- Gilbert, E.M., Agrawal, S., Brunner, F., Schwartz, T., Horn, H., Lackner, S. 2014. Response of Different Nitrospira Species To Anoxic Periods Depends on Operational DO. *Environmental Science & Technology*, 48(5), 2934-2941.
- Kornaros, M., Dokianakis, S.N., Lyberatos, G. 2010. Partial Nitrification/Denitrification Can Be Attributed to the Slow Response of Nitrite Oxidizing Bacteria to Periodic Anoxic Disturbances. *Environmental Science & Technology*, 44(19), 7245-7253.
- Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck, S.E., Joss, A., Horn, H., van Loosdrecht, M.C.M. 2014. Full-scale partial nitrification/anammox experiences - An application survey. *Water Research*, 55, 292-303.
- Lotti, T., Kleerebezem, R., Hu, Z., Kartal, B., de Kreuk, M.K., Kip, C.V.T., Kruit, J., Hendrickx, T.L.G., van Loosdrecht, M.C.M. 2015. Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater. *Environmental Technology*, 36(9), 1167-1177.
- Lotti, T., Kleerebezem, R., Lubello, C., van Loosdrecht, M.C.M. 2014. Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture. *Water Research*, 60, 1-14.
- Seuntjens, D. 2018. Mechanistic insights and operational strategies for mainstream partial nitrification/anammox, Ghent University.
- Seuntjens, D., Bundervoet, B.L.M., Mollen, H., De Mulder, C., Wypkema, E., Verliefde, A., Nopens, I., Colsen, J.G.M., Vlaeminck, S.E. 2016. Energy efficient treatment of A-stage effluent: pilot-scale experiences with shortcut nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 73(9), 2150-2158.
- Seuntjens, D., Carvajal-Arroyo, J.M., Ruopp, M., Bunse, P., De Mulder, C.P., Lochmatter, S., Agrawal, S., Boon, N., Lackner, S., Vlaeminck, S.E. 2018. High-resolution mapping and modeling of anammox recovery from recurrent oxygen exposure. *Water Research*, 144, 522-531.
- Strous, M., Heijnen, J.J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. 1998. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50(5), 589-596.
- Strous, M., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(7), 3248-3250.
- van der Star, W.R.L., Miclea, A.I., van Dongen, U., Muyzer, G., Picioreanu, C., van Loosdrecht, M.C.M. 2008. The membrane bioreactor: A novel tool to grow anammox bacteria as free cells. *Biotechnology and Bioengineering*, 101(2), 286-294.
- Vlaeminck, S. 2009. *Biofilm and granule applications for one-stage autotrophic nitrogen removal*. Ghent University.
- Wiesmann, U. 1994. Biological nitrogen removal from wastewater. *Biotechnics/wastewater*, 51, 113-154.