

EMISSIE BROEIKASGASSEN VANUIT RWZI'S



RAPPORT

2012
20



EMISSIE BROEIKASGASSEN VANUIT RWZI'S

RAPPORT

2012
20

ISBN 978.90.5773.566.0



COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

PROJECTUITVOERING

Ellen van Voorthuizen, Royal Haskoning
Guus IJpelaar, Royal Haskoning
Matthijs Daelman, Technische Universiteit Delft
Udo van Dongen, Technische Universiteit Delft
Mark van Loosdrecht, Technische Universiteit Delft

PROJECTONDERSTEUNING

Marcel van Hees, Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard
Manda Milosevic-Bilic, Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Alex Sengers, Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard
Marlies Kampschreur, Waterschap Aa en Maas
Klaas Appeldoorn, Hoogheemraadschap van Delfland
Coert Petri, Waterschap Rijn en IJssel
Hardy Temmink, Wageningen Universiteit en Researchcentre
Herman Walthaus, Ministerie van Infrastructuur en Milieu
Cora Uijterlinde, STOWA

FOTO'S OMSLAG

Bron: Matthijs Daelman / Udo van Dongen

DRUK Kruyt Grafisch Advies Bureau

STOWA Rapportnummer 2012-20
ISBN 978.90.5773.566.0

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

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

SAMENVATTING

AANLEIDING

De interesse voor de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's is mede ontstaan vanuit de toenemende aandacht voor het klimaat en de mogelijke bijdrage van menselijk handelen op de klimaatverandering. De verwachting was en is dat de bijdrage van de Nederlandse rwzi's beperkt¹ is ten opzichte van de totale broeikasgasemissie vanuit Nederland. Echter, vanuit het perspectief van maatschappelijk verantwoord ondernemen en de ambitie om op een duurzame manier afvalwater te zuiveren, ontstond de behoefte aan onderzoek naar de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's. De broeikasgassen die op een zuivering kunnen vrijkomen zijn schematisch weergegeven in Figuur 1.

FIGUUR 1

LOCATIES BROEIKASGASEMISSIES OP ZUIVERING (LOCATIE OP FOTO IS KRALINGSEVEER; N₂O IS LACHGAS EN CH₄ IS METHAAN)



Om aan die behoefte te voldoen is in 2008 gestart met een inventarisatie van de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's (STOWA, 2010). De resultaten van dit onderzoek boden onvoldoende onderbouwing voor het door de waterschappen op 12 april 2010 ondertekende klimaatakkoord. Om dit in de toekomst wel te kunnen doen, ontstond de behoefte aan vervolgonderzoek waarvoor de doelstellingen in het Klimaatakkoord als basis dienen.

¹ In laatste National Inventory Report (2011) wordt de bijdrage vanuit Nederlandse rwzi's ingeschat op 5% van de totale emissie voor lachgas en 1,2% voor methaan.

DOELSTELLINGEN EN ONDERZOEKSVRAGEN

De doelstellingen van het onderzoek naar de emissie van broeikasgassen door rwzi's zijn:

1. Het ontwikkelen van kennis en inzicht om de uitstoot van methaan en lachgas vanuit Nederlandse rwzi's in te schatten.
2. Het ontwikkelen van kennis en inzicht in de vormingsprocessen van lachgas en methaan op een rwzi om de praktische mogelijkheden voor reductie van de emissie op te kunnen stellen.

Om deze doelstellingen te bereiken zijn enkele onderzoeksvragen opgesteld (zie Figuur 2).

FIGUUR 2 ONDERZOEKSVRAGEN BEHORENDE BIJ DE DOELSTELLINGEN VAN HET VERVOLGONDERZOEK NAAR DE EMISSIE VAN BROEIKASGASSEN VANUIT ZUIVERINGEN

	Lachgas	Methaan
Doelstelling 1	Aan welke randvoorwaarden dient een meetprotocol te voldoen waarvan de resultaten een goede inschatting geven van de jaarlijkse emissie van lachgas? Bestaat er een correlatie tussen de emissie van lachgas en de stikstofbelasting van de rwzi en/of de nitrietconcentratie?	Is het mogelijk om de emissie van methaan vanuit een zuivering in te schatten met statisch model?
Doelstelling 2	Welke rol spelen ammonium, nitriet, temperatuur, luchtdebiet en DO bij de vorming van lachgas tijdens de nitrificatie? Welke rol spelen nitriet, DO en de CZV/N verhouding bij de vorming van lachgas tijdens de denitrificatie?	In welke mate kunnen compostfilters, lavafilters en actieve koolfilters methaan verwijderen uit afgezogen lucht? In welke mate treedt methaanoxidatie op in een actiefslibstelsysteem?

STAND VAN ZAKEN

Voorafgaand aan het STOWA onderzoek van 2008 – 2009 was weinig bekend over de hoogte van de emissies, de variatie daarin en door welke procesparameters deze wordt beïnvloed. Sindsdien zijn ook in andere landen uitgebreide onderzoeken uitgevoerd, welke hebben geleid tot een verbeterd inzicht in de emissie van lachgas en methaan vanuit de afvalwaterketen. De resultaten van deze onderzoeken zijn in verschillende artikelen en rapporten gerapporteerd.

Met deze resultaten kan de huidige stand van zaken met betrekking tot de vorming en emissie van *lachgas* als volgt worden samengevat:

- de emissie is zeer variabel;
- de nitrificatie is met name verantwoordelijk voor de emissie van lachgas;
- procesparameters die een rol lijken te spelen bij de vorming van lachgas zijn:
 - nitriet, DO voor zowel nitrificatie als denitrificatie;
 - ammonium voor de nitrificatie;
 - aantal overgangen tussen anoxische en aërobe zones.

Voor *methaan* kan deze als volgt worden samengevat:

- methaan geëmitteerd op zuiveringen zonder slibgisting wordt voor een belangrijk deel gevormd in de riolering;
- methaan geëmitteerd op zuiveringen met slibgisting wordt met name gevormd in de procesonderdelen na de gisting;

- de vorming en emissie van methaan vanuit de riolering kan niet worden verwaarloosd;
- de vorming van methaan in persleidingen kan met een empirisch model worden ingeschat;
- de verwijdering van methaan in de huidige luchtbehandelingstechnieken is beperkt;
- de verwijdering van methaan door methaanoxidatie in de vloeistoffase is nog niet vastgesteld.

VORMING EN EMISSIE LACHGAS

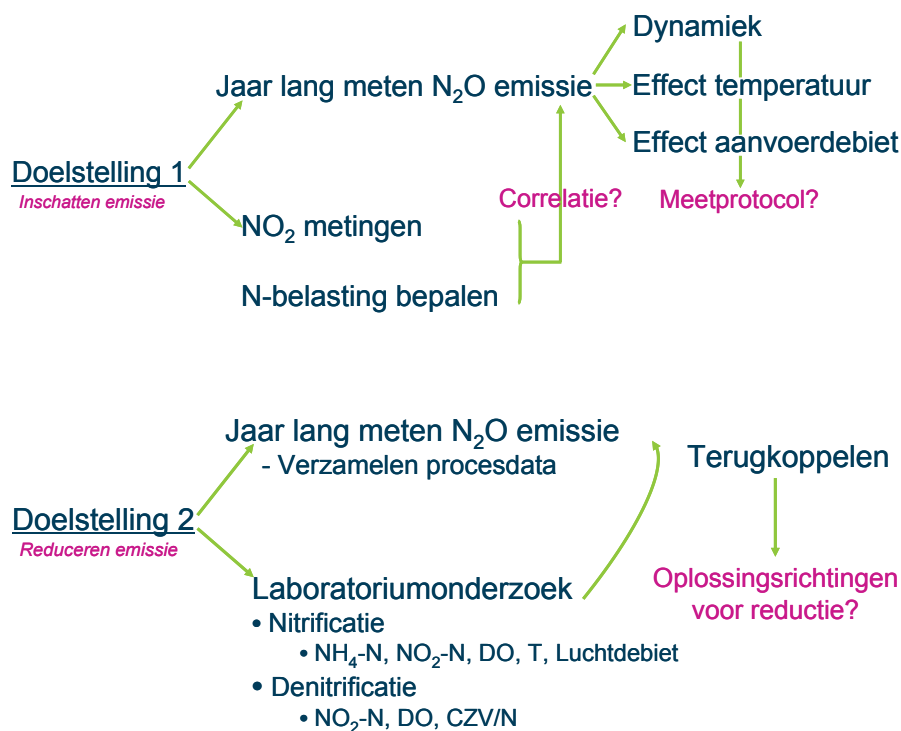
OPZET ONDERZOEK

Het onderzoek naar lachgas is uitgevoerd op de rwzi Kralingseveer van het Hoogheemraadschap Schieland en de Krimpenerwaard.

De opzet van het onderzoek naar lachgasemissies is schematisch weergegeven in Figuur 3.

FIGUUR 3

SCHEMATISCHE WEERGAVE ONDERZOEKSOPZET LACHGAS



Om de randvoorwaarden voor een meetprotocol vast te stellen was het belangrijk om inzicht te krijgen in de variatie van de emissie en de invloed van temperatuur en het aanvoerdebiet daarop. Om deze reden is de emissie gedurende een jaar gemeten.

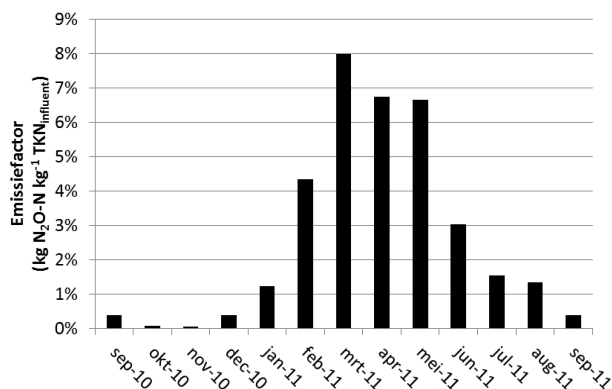
Door de lange duur van de metingen kon ook de emissie van lachgas onderzocht worden als functie van veranderende procesomstandigheden. De mogelijke invloed van bepaalde parameters is op laboratoriumschaal onderzocht en is gekeken of deze invloed ook waarneembaar was op praktijkschaal. Op deze wijze is getracht inzicht te krijgen in de vormingsprocessen van lachgas om zo uiteindelijk oplossingsrichtingen te kunnen definiëren.

RESULTATEN DOELSTELLING 1: INSCHATTEN EMISSIE LACHGAS

Onderzoeksvraag: randvoorwaarden meetprotocol

Tijdens de meetcampagne is waargenomen dat:

- de variatie in de emissie niet werd beïnvloed door het aanvoerdebiet;
- de variatie in de emissie niet direct werd beïnvloed door de temperatuur, wél werd een verschil in variatie tussen seizoenen waargenomen;
- in emissie ook gedurende een dag aanwezig was;
- door waargenomen variatie emissie vanuit zuivering niet kan worden ingeschat aan de hand van één kengetal.



Op basis van deze waarnemingen worden de volgende randvoorwaarden aan een meetprotocol gesteld:

- metingen voor langere tijd uitvoeren of herhalen in bepaalde seizoenen om effect van temperatuur (seizoenen) op de emissie te ondervangen;
- metingen online uitvoeren om rekening te houden met de dagelijkse variatie in de omstandigheden.

Onderzoeksvraag: correlatie nitriet / stikstofbelasting

Tijdens de meetcampagne is waargenomen dat:

- er geen correlatie bestaat tussen de emissie van lachgas en de stikstofbelasting;
- er geen correlatie bestaat tussen nitriet en de emissie van lachgas waardoor het niet mogelijk is de lachgasemissie in te schatten aan de hand van nitriet.

CONCLUSIES DOELSTELLING 1: INSCHATTEN EMISSIE LACHGAS

Geconcludeerd kan worden dat:

- metingen voor het inschatten van de uitstoot van lachgas vanuit een rwzi noodzakelijk zijn. Door de waargenomen kan de emissie van lachgas voor een individuele zuivering namelijk niet worden ingeschat aan de hand van één kengetal;
- voor het inschatten van de uitstoot van lachgas vanuit een rwzi geen gebruik gemaakt kan worden van nitrietmetingen of de stikstofbelasting.

RESULTATEN DOELSTELLING 2: VORMING LACHGAS

Onderzoeksvraag: rol procesparameters tijdens nitrificatie

Ten aanzien van de procesparameters die tijdens de nitrificatie de vorming van lachgas beïnvloeden werd het volgende waargenomen:

- bij een hogere temperatuur² wordt meer lachgas gevormd per omgezette hoeveelheid ammonium, waaruit volgt dat ammoniumoxideerders bij een hogere groeisnelheid meer lachgas vormen;
- bij verhoging van de ammoniumconcentratie wordt per omgezette hoeveelheid ammonium meer lachgas gevormd, welke waarschijnlijk het gevolg is van een hogere groeisnelheid;
- bij verhoging van de nitrietconcentratie wordt meer lachgas gevormd, waarbij nitrietvorming waarschijnlijk het gevolg is van een zuurstoftekort en frequente wisselingen tussen anoxische en aërobe omstandigheden;
- het effect van het luchtdebiet kon niet worden vastgesteld;
- zuurstof speelt waarschijnlijk een dubbelrol bij de vorming van lachgas. Een tekort aan zuurstof kan leiden tot de vorming van nitriet, een overschot aan zuurstof leidt tot een hogere groeisnelheid.

Onderzoeksvraag: rol procesparameters tijdens denitrificatie

Ten aanzien van de procesparameters die tijdens de denitrificatie de vorming van lachgas beïnvloeden werd het volgende waargenomen:

- bij verhoging van de nitrietconcentratie wordt meer lachgas gevormd;
- bij verhoging van de zuurstofconcentraties daalt de lachgasproductie door een afnemende denitrificatiecapaciteit;
- bij verhoging van de temperatuur wordt meer lachgas gevormd per omgezette hoeveelheid nitraat, waaruit volgt dat bij hogere groeisnelheid meer lachgas wordt gevormd;
- bij lagere CZV/N verhouding neemt de lachgasproductie af door een daling in de denitrificatiecapaciteit, terwijl de lachgasproductie toeneemt bij toename in de CZV/N verhouding, waarschijnlijk als gevolg van een hogere groeisnelheid.

CONCLUSIE DOELSTELLING 2: VORMING LACHGAS

Ten aanzien van het ontwikkelen van kennis en inzicht in de vormingsprocessen van lachgas kan worden geconcludeerd dat in het ontwerp en beheer van rwzi's het risico op de emissie van lachgas kan worden verminderd door:

- het aantal overgangen tussen anoxische en aërobe condities zoveel mogelijk te beperken;
- het goed beheersen van de zuurstofconcentraties in de zuivering zodat geen tekorten, maar dat ook geen grote overschotten ontstaan;
- het zo laag mogelijk houden van ammoniumconcentraties in de zuivering door een hoge mate van recirculatie of door uitvlakken van pieken in de aanvoer;
- voldoende ruimte voor denitrificatie in de rwzi te handhaven om tijdens de nitrificatie gevormd N_2O weg te nemen.

2 Dit lijkt tegenstrijdig wat met in de praktijk werd waargenomen (zie doelstelling 1). Het hier beschreven effect is op laboratoriumschaal waargenomen. Doordat op praktijkschaal ook andere parameters een rol spelen bij de vorming van lachgas wordt er daar geen directe relatie gevonden met temperatuur en lachgasemissie.

LACHGASEMISSIE EN CO₂ FOOTPRINT

Ten aanzien van de bijdrage van N₂O aan de CO₂ footprint van rwzi Kralingseveer blijkt dat lachgas op jaarbasis voor 76% bijdraagt aan de CO₂ footprint van deze zuivering. Hierbij dient te worden opgemerkt dat daarboven op nog eens 13% van de totale lachgasproductie de zuivering via het effluent verlaat.

AANBEVELINGEN EN RELATIE TOT KLIMAATAKKOORD

Het onderzoek toont aan dat de emissie van lachgas vanuit rwzi's niet kan worden gekoppeld aan een kengetal. Om toch invulling te geven aan het klimaatakkoord en de feitelijke uitstoot van lachgas uit een zuivering in te schatten, wordt aanbevolen om:

- per waterschap aan de hand van Tabel 1 in te schatten welke procescondities bij zuiveringen bijdragen aan verhoging van het risico op emissie van lachgas;

TABEL 1

RISICOMATRIX LACHGASEMISSIE VANUIT ZUIVERING (GWRC, 2011)³

Hoogte van het risico	Hoog	Medium	Laag
Procesparameter			
Effluentconcentratie totaal N (mg N/l)	> 10	5 - 10	< 5
Mate van variatie in concentratie N in zuivering	hoog	medium	laag
Mate van variatie in (dagelijkse) belasting	hoog	medium	laag
Maximale concentratie NO ₂ (mg N/l) in gehele zuivering	> 0,5**	0,2 – 0,5	< 0,2

* Risico neemt niet verder toe bij hogere concentraties.

- het meten van de emissie op de zuivering met het hoogste risico volgens de voorwaarden die daaraan worden gesteld;
- een uniform meetprotocol op te stellen en te gebruiken;
- met dit meetprotocol een aantal metingen uitvoeren op zuiveringen die het spectrum bestrijken die in Tabel 1 is aangegeven. Op deze manier is het wellicht mogelijk om in de toekomst een range aan te kunnen geven in de verwachte lachgasemissie, en kan worden getoetst of de huidige wijze van inschatting leidt tot een over-, of onderschatting van de emissie vanuit Nederlandse rwzi's.

De aanbevelingen uit dit onderzoek geven nog niet concreet aan hoe in de praktijk de emissie kan worden gereduceerd en welke mate van reductie kan worden verwacht. Om in de toekomst hier in het kader van het klimaatakkoord wel invulling aan te geven, wordt geadviseerd om:

- de genoemde aanbevelingen te toetsen aan de praktijk waarbij de effecten worden vastgesteld en worden vertaald naar concrete maatregelen;
- het effect van de genoemde aanbevelingen te onderzoeken op effluentkwaliteit, bezinkbaarheid van het slib en het elektriciteitsverbruik.

3 Deze tabel is gebaseerd op de resultaten van vier internationale onderzoeken naar de emissie van lachgas. De conclusie van deze onderzoeken was dat wanneer hoge concentratie aan ammonium, zuurstof en nitriet kunnen worden voorkomen het risico op lachgasemissie verminderd. Deze conclusie is vertaald naar de procesparameters zoals deze in de tabel zijn opgenomen.

Op het moment dat de maatregelen concreet zijn gemaakt en de effectiviteit is getoetst, kunnen deze maatregelen worden geïmplementeerd op de zuivering. Na implementatie kan de daadwerkelijke reductie van emissie van lachgas worden vastgesteld.

VORMING EN EMISSIE METHAAN

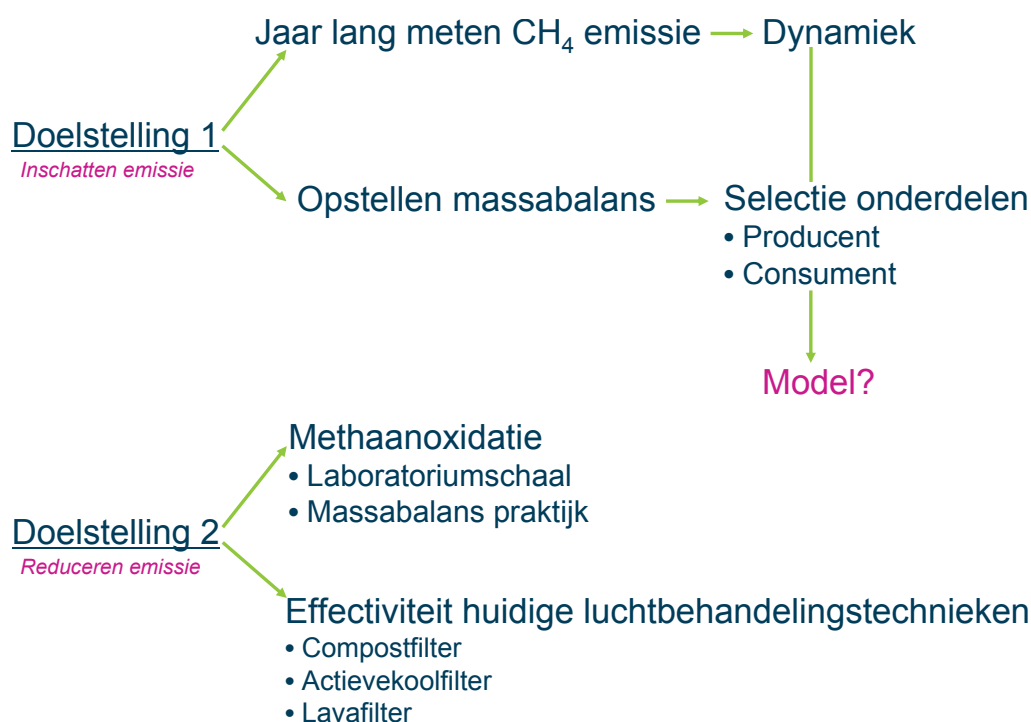
OPZET ONDERZOEK

Het onderzoek naar methaan is uitgevoerd op de rwzi Kralingseveer van het Hoogheemraadschap Schieland en de Krimpenerwaard.

De opzet van het methaanonderzoek is schematisch weergegeven in Figuur 4.

FIGUUR 4

SCHEMATISCHE WEERGAVE ONDERZOEKSOPZET NAAR VORMING EN EMISSIE VAN METHAAN



Voor het opstellen van een statisch model is bekeken welke onderdelen van een zuivering dienen te worden opgenomen. Door het bestuderen van de variatie in de emissie kon worden vastgesteld welke procesfactoren van invloed zijn op de emissie van methaan en waarmee in het model rekening dient te worden gehouden.

Voor het reduceren van de emissie van methaan is gekeken naar het optreden van methaan-oxidatie en de effectiviteit van huidige luchtbehandelingstechnieken om methaan te verwijderen.

RESULTATEN DOELSTELLING 1: INSCHATTEN EMISSIE METHAAN

Onderzoeksvraag: statisch model

Op basis van de opgestelde massabalansen dienen de volgende processtappen onderdeel van het model te zijn:

- de riolering als producent van methaan;
- de primairslibindikker, de uitgegist slibbuffer en de slibsilos als producent;
- de beluchtingstank als consument, door het optreden van methaanoxidatie.

Tijdens de meetcampagne is waargenomen dat bij het ontwikkelen van een statisch model rekening dient te worden gehouden met:

- het aanvoerdebiet en de watertemperatuur om de vorming van methaan vanuit de riolering in te schatten;
- hoeveelheid aangevoerd slib naar de gisting en de mate van afbraak in de gisting om de emissie van methaan uit de onderdelen na de gisting in te schatten.

Met het opgestelde statische model is gebleken dat:

- de emissie van methaan uit de riolering (indien persleidingen) goed is in te schatten aan de hand van een empirisch model;
- de methaanemissie vanuit de primairslibindikker is in te schatten aan de hand van de hoeveelheid opgeslagen slib en een op locatie gemeten specifieke methaanproductie;
- de emissie vanuit de onderdelen na de gisting dient te worden ingeschat met het Chen & Hashimoto model, maar er dient wel rekening te worden gehouden met discrepanties tussen praktijk en model;
- de emissie vanuit het rejectiewater goed is in te schatten aan de hand van de temperatuur tijdens de gisting en het rejectiewaterdebiet;
- methaanoxidatie kan worden ingeschat aan de hand van een specifieke methaanoxidatie van $0,2 \text{ mg CH}_4 \times \text{gTSS}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ en de hoeveelheid slib in het beluchte deel van het actiefslibstelsel.

CONCLUSIE DOELSTELLING 1: INSCHATTEN EMISSIE METHAAN

Geconcludeerd kan worden:

- dat voor zuiveringen zonder slibgisting de emissie van methaan kan worden ingeschat aan de hand van een empirisch model voor de vorming van methaan in persleidingen, waarbij verder:
- de mate van methaanoxidatie kan worden ingeschat aan de hand van een oxidatiesnelheid van $0,2 \text{ mg CH}_4 \times \text{gTSS}^{-1} \times \text{h}^{-1}$;
- dat voor zuiveringen met slibgisting nog geen volledige inschatting kan worden gegeven van de emissie van methaan, omdat tussen model en praktijk discrepanties mogelijk zijn.

RESULTATEN DOELSTELLING 2: REDUCTIE EMISSIE METHAAN

Onderzoeksvraag: optreden methaanoxidatie

Voor rwzi Kralingseveer is waargenomen dat:

- 80% van de in het influent opgelost methaan wordt geoxideerd;
- de oxidatiesnelheid varieert tussen de 0,2 – 1,3 mg CH₄×gTSS-1×h-1.

Onderzoeksvraag: effectiviteit bestaande luchtbehandelingstechnieken

Metingen tonen aan dat het rendement van compostfilters, lavafilters en actiefkoolfilters voor de verwijdering van methaan 4 - 25% bedraagt.

CONCLUSIE DOELSTELLING 2: REDUCTIE EMISSIE METHAAN

Geconcludeerd wordt dat:

- methaanoxidatie in de beluchtingstank de emissie van methaan significant kan reduceren;
- de huidige luchtbehandelingstechnieken zeer beperkt bijdragen aan reductie van methaanemissie.

METHAANEMISSIE EN CO₂ FOOTPRINT

Voor rwzi Kralingseveer geldt voor de relatie tussen methaanemissie en CO₂ footprint dat:

- de emissie van methaan voor 12% bijdraagt aan de totale CO₂ footprint;
- de vermeden CO₂ door opwekking van eigen elektriciteit voor bijna 60% te niet wordt gedaan door de emissie van methaan na de gisting.

AANBEVELINGEN EN DOORKIJK NAAR KLIMAATAKKOORD

Uit het onderzoek is gebleken dat de emissie van methaan vanuit een zuivering nog niet volledig met een statisch model is in te schatten. Verder is gebleken dat door de variatie in de emissie ook voor methaan geldt dat de emissie niet aan de hand van één kengetal is in te schatten. Om toch invulling te geven aan het klimaatakkoord en de feitelijke uitstoot van methaan uit een zuivering in te schatten, wordt het volgende geadviseerd.

- Per waterschap inschatten op welk van de zuiveringen het risico op de emissie van methaan het hoogst is. Hierbij geldt: dat:
 - de verblijftijd in de gisting en de hoeveelheid verwerkt slib voor zuiveringen met slibgisting meegenomen dient te worden. Bij een kortere verblijftijd en hogere hoeveelheid verwerkt slib is het risico op methaanemissie na de gisting hoger dan bij langere verblijftijden en kleinere hoeveelheden verwerkt slib.
 - de kenmerken van het rioleringstelsel van belang zijn voor zuiveringen zonder slibgisting. Vooralsnog wordt er vanuit gegaan dat in persleidingen meer methaan wordt gevormd dan in vrijvervalleidingen. Voor persleidingen kan gebruik worden gemaakt van een empirisch model om de vorming van methaan in te schatten.
- Uitvoeren van metingen op die zuiveringen waar het risico op emissie het hoogst is.
- Uitvoeren van onderzoek om in de toekomst aan de hand van modellen emissie van methaan vanuit riolering en zuivering in te schatten. Onderzoek dient te worden uitgevoerd naar:
 - de methanogene activiteit in typisch Nederlandse stelsels (gescheiden/gemengd; persleiding/gravitair);
- het effect van de wijze van opvoeren van influent op de emissie van methaan uit het influent na het ontvangwerk;
- de afwijkingen die tussen model (Chen & Hashimoto) en praktijk kunnen optreden.

Om invulling te geven aan het klimaatakkoord en de emissie van methaan te reduceren kunnen de volgende maatregelen worden toegepast:

- het toepassen van een voldoende lange verblijftijd in de gisting (minimaal 20 dagen);
- een constante aanvoer van slib naar de gisting;
- ventilatielucht met methaan via blowers in brengen in het actiefslibstelsysteem om methaan te oxideren;
- ventilatielucht met methaan te gebruiken als verbrandingslucht voor de WKK.

Om in de toekomst de mogelijkheden voor methaanreductie uit te breiden wordt geadviseerd onderzoek te doen naar:

- het vergroten van de methaanoxidatiecapaciteit, waarbij wordt gekeken naar aspecten als luchtdebiet, diepte van de tank of type beluchting;
- de mogelijkheden om de vorming van methaan in de riolering te voorkomen.

Maatregelen die alleen de emissie op de zuiveringen verlagen (zoals kortere verblijftijd in opslagfaciliteiten) worden hier niet opgenomen, omdat het uiteindelijk gaat om het reduceren van de emissie vanuit de gehele slibketen.

CO₂ FOOTPRINT

Om een CO₂ footprint van een zuivering te kunnen bepalen, dient naast bijvoorbeeld het elektriciteitsverbruik, de emissie van lachgas en methaan te worden ingeschat. Uit het onderzoek is gebleken dat de emissie van lachgas en methaan niet kunnen worden ingeschat aan de hand van een kengetal. De CO₂ footprint kan dus vooralsnog alleen worden bepaald op basis van meetresultaten. De metingen hiertoe kunnen worden uitgevoerd op de zuiveringen met het hoogste risicoprofiel binnen een waterschap.

Om de CO₂ footprint van een zuivering te kunnen reduceren, dient inzichtelijk te zijn onder welke omstandigheden lachgas en methaan worden gevormd. Voor methaan is een aantal concrete maatregelen genoemd. Het reductiepotentieel zal echter per zuivering verschillen, afhankelijk van de hoogte van de emissie en de mogelijkheden om deze te reduceren. Voor lachgas geldt dat na dit onderzoek duidelijk is geworden in welke richting gezocht dient te worden om de emissie van lachgas te verminderen. Er is echter nog onderzoek nodig om deze oplossingsrichtingen om te zetten naar concrete maatregelen en om het reductiepotentieel te bepalen.

DE STOWA IN HET KORT

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

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

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

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

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

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

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

EMISSIE BROEIKASGASSEN VANUIT RWZI'S

INHOUD

SAMENVATTING STOWA IN HET KORT

1	INLEIDING	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	Doelstelling	1
	1.2.1 Lachgas	2
	1.2.2 Methaan	2
1.3	Afbakening	2
1.4	Opbrengsten	3
1.5	Leeswijzer	3
2	LITERATUUROVERZICHT	4
2.1	Lachgas	4
	2.1.1 Stand van zaken vóór 2008	4
	2.1.2 Stand van zaken na praktijkonderzoek Nederland	5
	2.1.3 Stand van zaken na internationaal praktijkonderzoek	5
	2.1.4 Stand van zaken voorafgaand vervolgonderzoek	8
2.2	Methaan	9
	2.2.1 Stand van zaken vóór 2008	9
	2.2.2 Stand van zaken na praktijkonderzoek Nederland	9
	2.2.3 Stand van zaken na internationaal praktijkonderzoek	10
	2.2.4 Stand van zaken voorafgaand vervolgonderzoek	12
	2.2.5 Methaanoxidatie in actiefslibsystemen	12

3	ONDERZOEKSOPZET	14
3.1	Doelstellingen en opzet lachgasonderzoek	14
3.2	Doelstellingen en opzet methaanonderzoek	15
3.3	Karakteristieken rwzi Kralingseveer	15
	3.3.1 Beschikbare data rwzi Kralingseveer	16
4	METHODEN	17
4.1	Inschatten emissie lachgas	17
	4.1.2 Randvoorwaarden meetprotocol	17
	4.1.2 Correlatie lachgasemissie en stikstofbelasting	19
	4.1.3 Correlatie lachgasemissie en nitrietmeting	20
4.2	Vorming lachgas	21
	4.2.1 Herkomst en oorsprong emissie	21
	4.2.2 Laboratoriumexperimenten	21
4.3	Inschatten emissie methaan	24
	4.3.1 Massabalans	24
	4.3.2 Variatie emissie	25
4.4	Reduceren emissie methaan	25
	4.4.1 Methaanoxidatie	25
	4.4.2 Effectiviteit luchtbehandelingstechnieken	26
5	RESULTATEN LACHGAS	28
5.1	Inschatten emissie lachgas	28
	5.1.1 Randvoorwaarden meetprotocol	28
	5.1.2 Correlatie lachgasemissie en stikstofbelasting	31
	5.1.3 Correlatie lachgasemissie en nitriet	32
5.2	Vorming lachgas	35
	5.2.1 Herkomst en oorsprong emissie	35
	5.2.2 Vorming lachgas tijdens nitrificatie	36
	5.2.3 Vorming lachgas tijdens denitrificatie	38
6	DISCUSSIE LACHGASEMISSIE	39
6.1	Inschatten emissie lachgas	39
	6.1.1 Randvoorwaarden meetprotocol	39
	6.1.2 Correlatie procesparameters	39
6.2	Vorming lachgas	40
	6.2.1 Herkomst en oorsprong emissie	40
	6.2.2 Vorming lachgas	43
	6.2.3 Samenvatting en oplossingsrichtingen	48
6.3	Doorkijk naar klimaatakkoord	49
	6.3.1 Feitelijke uitstoot	49
	6.3.2 Feitelijke mogelijkheden voor reductie	50
7	RESULTATEN METHAAN	51
7.1	Inschatten emissie methaan	51
	7.1.1 Massabalans	51
	7.1.2 Variatie emissie	52
7.2	Reduceren emissie methaan	53
	7.2.1 Methaanoxidatie	53
	7.2.2 Effectiviteit luchtbehandelingstechnieken	54

8	DISCUSSIE METHAANEMISSIE	55
8.1	Inschatten emissie methaan	55
8.1.1	Massabalans	55
8.1.2	Variatie emissie	57
8.1.3	Opzet model	66
8.1.4	Resultaten model	68
8.2	Reduceren emissie methaan	72
8.2.1	Methaanoxidatie	72
8.2.2	Effectiviteit luchtbehandelingssystemen	72
8.3	Doorkijk naar klimaatakkoord	73
8.3.1	Feitelijke uitstoot	73
8.3.2	Feitelijke mogelijkheden voor reductie	74
9	TOTALE BROEIKASGASEMISSIE	75
9.1	Berekening	75
9.2	Resultaten	75
9.2.1	Totale CO ₂ footprint	75
9.2.2	Afvoer lachgas via effluent	76
9.2.3	Vermeden CO ₂ versus methaanemissie	77
10	CONCLUSIES, AANBEVELINGEN EN DOORKIJK KLIMAATAKKOORD	78
10.1	Conclusies	78
10.1.1	Lachgas	78
10.1.2	Methaan	80
10.2	Aanbevelingen en doorkijk naar klimaatakkoord	82
10.2.1	Lachgas	82
10.2.2	Methaan	83
	REFERENTIES	84
	BIJLAGEN	
1	KARAKTERISTIEKEN RWZI KRALINGSEVEER	87
2	MEETFOUTANALYSE GASDEBIETEN	93
3	NOTITIE KEUZE NITRIETANALYSER	99
4	BEGRIPPEN EN AFKORTINGENLIJST	103
5	MODELRESULTATEN RIOLERING	105
6	DETAILS LACHGAS EN METHAANONDERZOEK	107
7	FUNCTIONEREN RWZI EN GASDEBIETEN	111
8	RESULTATEN LABORATORIUM EN PRAKTIJK-ONDERZOEK (VORMING LACHGAS)	115

1

INLEIDING

1.1 AANLEIDING

De interesse voor de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's is mede ontstaan vanuit de toenemende aandacht voor het klimaat en de mogelijke bijdrage van menselijk handelen op de klimaatverandering. De verwachting was en is dat de bijdrage van de Nederlandse rwzi's beperkt is ten opzichte van de totale broeikasgasemissie vanuit Nederland. Echter, vanuit het perspectief van maatschappelijk verantwoord ondernemen en de ambitie om op een duurzame manier afvalwater te zuiveren, ontstond de behoefte aan onderzoek naar de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's. Om aan deze behoefte te voldoen is medio 2008 het praktijkonderzoek naar de emissie van broeikasgassen vanuit Nederlandse rwzi's opgestart. Ten tijde van het eerste onderzoek (STOWA, 2010) naar de emissies van broeikasgassen vanuit rwzi's was nog veel onbekend over de mate van emissie, de variatie daarin en door welke procesparameters deze werd beïnvloed.

De resultaten van het onderzoek gaven aan dat de emissie van methaan en lachgas significant kunnen bijdragen aan de klimaatvoetafdruk van een rwzi (STOWA, 2010). Verder werd duidelijk dat nog veel onbekend is over de oorzaken van de enorme variatie in de emissie van lachgas en de mogelijkheden om de emissie van methaan en lachgas te reduceren. Bovenstaande gaf voldoende aanleiding om een vervolgonderzoek te starten naar de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's. Verder is door de waterschappen op 12 april 2010 het Klimaatakkoord (Klimaatakkoord Unie – Rijk, 2010) getekend, waarin één van de doelstellingen is om de emissie van broeikasgassen (methaan en lachgas) vanuit Nederlandse rwzi's met 30% te reduceren (ten opzichte van 1990). Om aan deze doelstellingen te kunnen voldoen, is in het Klimaatakkoord een onderzoek opgenomen. De doelstellingen in het Klimaatakkoord hebben als basis gediend voor de doelstellingen van dit vervolgonderzoek naar de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's.

Met de in dit onderzoek opgedane kennis wordt invulling gegeven aan het Klimaatakkoord en kunnen de Waterschappen naast energiebesparing en energieproductie een bredere afweging maken in hun streven naar een duurzame wijze van afvalwater zuiveren.

1.2 DOELSTELLING

De doelstellingen van het onderzoek naar de emissie van broeikasgassen door rwzi's zijn:

1. Het ontwikkelen van kennis en inzicht om de uitstoot van methaan en lachgas vanuit Nederlandse rwzi's in te schatten.
2. Het ontwikkelen van kennis en inzicht in de vormingsprocessen van lachgas en methaan op een rwzi om de praktische mogelijkheden voor reductie van de emissie op te kunnen stellen.

In de volgende paragrafen worden bovenstaande doelstellingen meer concreet uitgewerkt, opgesplitst naar lachgas en methaan.

1.2.1 LACHGAS

Doelstelling 1: Ontwikkelen van kennis en inzicht om uitstoot van lachgas vanuit Nederlandse rwzi's in te schatten.

Om deze doelstelling te bereiken zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

- Aan welke randvoorwaarden dient een meetprotocol te voldoen waarvan de resultaten een goede inschatting geven van de jaarlijkse emissie van lachgas?
- Bestaat er een correlatie tussen de emissie van lachgas en de stikstofbelasting van de rwzi en/of de nitrietconcentratie?

Doelstelling 2: Ontwikkelen van kennis en inzicht in de vormingsprocessen van lachgas om de praktische mogelijkheden voor reductie van de emissie op te kunnen stellen.

Om deze doelstelling te bereiken zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

- Welke rol spelen ammonium, nitriet, temperatuur, luchtdebiet en DO bij de vorming van lachgas tijdens de nitrificatie?
- Welke rol spelen nitriet, DO en de CZV/N verhouding bij de vorming van lachgas tijdens de denitrificatie?

1.2.2 METHAAN

Doelstelling 1: Ontwikkelen van kennis en inzicht om uitstoot van methaan vanuit Nederlandse rwzi's in te schatten.

Om deze doelstelling te bereiken is de volgende onderzoeksvraag opgesteld:

- Is het mogelijk om met een statisch model de emissie van methaan vanuit een zuivering in te schatten?

Doelstelling 2: Ontwikkelen van kennis en inzicht in de vormingsprocessen van methaan om de praktische mogelijkheden voor reductie van de emissie op te kunnen stellen.

Om deze doelstelling te bereiken zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

- In welke mate kunnen compostfilters, lavafilters en actieve koolfilters methaan verwijderen uit afgezogen lucht?
- In welke mate treedt methaanoxidatie op in een actiefslibstelsysteem?

1.3 AFBAKENING

In het vorige onderzoek is met name een inventarisatie gemaakt van de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's (STOWA., 2010). In dit vervolgonderzoek zal dieper worden ingegaan op de vorming en emissie van methaan en lachgas om praktische mogelijkheden voor de reductie van de emissie op te kunnen opstellen.

Het onderzoek beoogt in eerste instantie niet om de effectiviteit van eventueel mogelijke maatregelen te toetsen.

In dit vervolgonderzoek en in het vorige onderzoek zijn de grenzen voor het bepalen van de broeikasgasemissie gelegd binnen het hekwerk van de zuivering.

Dit betekent dat alleen is gekeken naar de activiteiten die daar plaats vinden, zoals het zuiveren van afvalwater en het verwerken en afvoeren van slib.

De activiteiten die buiten het hekwerk vallen zoals de eindverwerking van slib worden niet in beschouwing genomen. Hierbij is het goed om bijvoorbeeld te bedenken dat de hoogte van de emissie bij de slibeindverwerking afhankelijk kan zijn van bijvoorbeeld de mate van stikstofverwijdering op de zuivering.

1.4 OPBRENGSTEN

Na afloop van dit onderzoek worden de volgende opbrengsten beoogd:

- een meetprotocol om de emissie van lachgas te bepalen vanuit een rwzi;
- een model om de emissie van methaan te bepalen vanuit een rwzi;
- een beter begrip van de vormingsprocessen van lachgas en methaan;
- een aantal oplossingsrichtingen om de emissie van lachgas en methaan te reduceren.

1.5 LEESWIJZER

In het vervolg van het rapport wordt in hoofdstuk 2 een stand van zaken gegeven over de kennis die is gegenereerd in eerder onderzoek op het gebied van methaan en lachgasemissies vanuit rwzi's. De opzet van het onderzoek wordt besproken in hoofdstuk 3. De gehanteerde methoden worden weergegeven in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 worden de algemene resultaten zoals het functioneren van de zuivering besproken. De resultaten van het lachgasonderzoek worden gepresenteerd in hoofdstuk 6 en bediscussieerd in hoofdstuk 7. De resultaten van het methaanonderzoek worden gepresenteerd in hoofdstuk 8 en bediscussieerd in hoofdstuk 9. In hoofdstuk 10 wordt nog ingegaan op wat het effect is van de gemeten emissies aan methaan en lachgas op de totale CO₂ footprint van de rwzi. Het rapport sluit in hoofdstuk 11 af met de conclusies en aanbevelingen.

2

LITERATUUROVERZICHT

2.1 LACHGAS

2.1.1 STAND VAN ZAKEN VÓÓR 2008

Voor het in 2008 gestarte praktijkonderzoek naar de emissie van lachgas vanuit rwzi's was beperkt informatie beschikbaar over de emissie vanuit rwzi's en onder welke omstandigheden lachgas werd gevormd. Wel werd al duidelijk op basis van de dan bekende praktijkonderzoeken dat de emissie van lachgas zeer variabel is.

Gezien het feit dat lachgas een intermediair is tijdens de denitrificatie werd gedacht dat lachgas met name werd gevormd tijdens de denitrificatie waarna het dan mogelijk werd gestript in de aërobe zones van de zuivering. Op dat moment was echter ook al bekend dat de groep van ammoniumoxiderende bacteriën (AOB) in staat zijn onder bepaalde omstandigheden lachgas te produceren.

Op basis van de vóór 2008 beschikbare resultaten van praktijk- en laboratoriumonderzoeken werd gedacht dat de volgende procesparameters de meeste invloed hadden op de vorming van lachgas tijdens de nitrificatie:

- opgeloste zuurstofconcentratie (DO) (laag);
- nitrietconcentratie (hoog).

Voor de denitrificatie werden de volgende procesparameters met name genoemd:

- DO (hoog);
- CZV / N verhouding (laag);
- nitrietconcentratie (hoog).

Verder is in Nederland een tweetal metingen verricht aan twee type deelstroomreactoren. Het eerste onderzoek betreft de nitritatie-anammox reactor bij de rwzi Dokhaven – Sluisjesdijk (Kampschreur et al., 2008). Deze reactor behandelt het rejectiewater afkomstig van de slibvergisting van het slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk. De berekende emissiefactor⁴ van 1,7% (nitritatie) en 0,6% (anammox) ligt hoger dan de emissiefactor vanuit de gerapporteerde actiefslibsystemen. Dit wordt waarschijnlijk verklaard door de hoge nitrietconcentraties die de vorming van N_2O stimuleren. De vorming van N_2O werd toegeschreven aan ammoniumoxideerders. De emissie van N_2O lijkt ook te worden beïnvloed door de intensiteit van de beluchting, waarmee de suggestie wordt gewekt dat de vorming van N_2O mogelijk een concentratie gedreven proces is. Dit laatste komt overeen met de bevindingen in volledige nitrificatiesystemen. De concentratie N_2O (en NO) is bepaald door analyse van de afgezogen lucht van beide reactoren.

4 De gerapporteerde emissiefactoren zijn bepaald aan de hand van binnenkomende stikstofvracht (uit de slibverwerking) van de Sharon en Anammox reactor.

Het tweede beschreven onderzoek betreft de Canon reactor in Olburgen (Kampschreur, 2009) werd een emissiefactor van 1,2% berekend voor N_2O . De Canon reactor behandelt het afvalwater van een aardappelfabriek en het rejectiewater van een rwzi. De emissie van N_2O werd beïnvloed door de nitrietconcentratie in de reactor, bij hoge nitrietconcentraties leidde dit tot hoge N_2O emissie.

Verder lijkt ook een verhoogde beluchttingsintensiteit te leiden tot een verhoogde emissie. De concentratie N_2O werd bepaald in de 'headspace' van de reactor.

2.1.2 STAND VAN ZAKEN NA PRAKTIJKONDERZOEK NEDERLAND

Het uitgevoerde onderzoek in Nederland bij drie rwzi's bevestigde de enorme variabiliteit die in de emissie van lachgas werd gevonden (STOWA, 2010). De emissie varieerde tussen de drie zuiveringen, maar varieerde ook gedurende de dag en de seizoenen op dezelfde zuivering. Door deze variatie is het niet mogelijk emissiefactoren te gebruiken om een inschatting te maken van de emissie van lachgas vanuit een individuele rwzi.

Doordat in het onderzoek de emissie van lachgas is bepaald in de totale afgezogen lucht van een zuivering was het niet mogelijk om aan te geven welk proces met name verantwoordelijk was voor de emissie.

Uit het onderzoek kon niet eenduidig worden vastgesteld welke procesparameters van invloed zijn op de vorming van lachgas. Wel werden er indicaties gevonden dat de volgende procesparameters mogelijk een rol spelen:

- stikstofbelasting van een rwzi;
- temperatuur;
- piekbelasting ammonium;
- nitrietconcentratie.

2.1.3 STAND VAN ZAKEN NA INTERNATIONAAL PRAKTIJKONDERZOEK

Naast het in Nederland uitgevoerde praktijkonderzoek is ook in Australië, Frankrijk en de Verenigde Staten op grote schaal onderzoek uitgevoerd naar de emissie van lachgas vanuit rwzi's. Ten opzichte van het Nederlandse onderzoek is de emissie van lachgas op een andere manier bepaald. In Australië is de lachgasemissie bepaald aan de hand van vloeistofmonsters (Foley et al., 2009), in Frankrijk (GWRC, 2011) en de Verenigde Staten (Ahn et al. 2010) is de emissie bepaald door gebruik te maken van een drijvende box die op diverse locaties in de rwzi werd geplaatst. Door deze wijze van metingen kon in wat mindere mate inzicht worden verkregen in de variatie van de emissie maar kon wel meer inzicht worden verkregen in de vorming van lachgas en welke procesparameters daarbij een rol spelen. De opzet en uitkomsten van genoemde onderzoeken en het Nederlandse onderzoek zijn samengevat in een GWRC rapport (GWRC, 2011) en hebben geleid tot een verhoogd inzicht in de vorming en emissie van lachgas. Hieronder worden de belangrijkste uitkomsten kort samengevat.

EMISSIE

In Tabel 2 worden de emissies van lachgas zoals deze zijn gerapporteerd in Australië, Frankrijk, Verenigde Staten en Nederland weergegeven.

TABEL 2

OVERZICHT EMISSIE VAN LACHGAS ZOALS WAARGENOMEN IN AUSTRALIË, FRANKRIJK, VERENIGDE STATEN EN NEDERLAND (GWRC, 2011)

Land	Emissie (kg N ₂ O-N/kg NK _{in} fluent)
Australië ¹⁾	Minimum 0,002
	Maximum 0,112
Frankrijk ²⁾	Minimum <0,0001
	Maximum 0,0017
Verenigde Staten ³⁾	Minimum 0,0001
	Maximum 0,018
Nederland ⁴⁾	Minimum 0,00040 (Papendrecht)
	Maximum 0,061 (Kralingseveer)

1 Gebaseerd op metingen bij zeven rwzi's die twee tot viermaal zijn bemonsterd

2 Gebaseerd op metingen bij vier rwzi's

3 Gebaseerd op metingen bij 12 rwzi's die elk één of tweemaal zijn bemonsterd

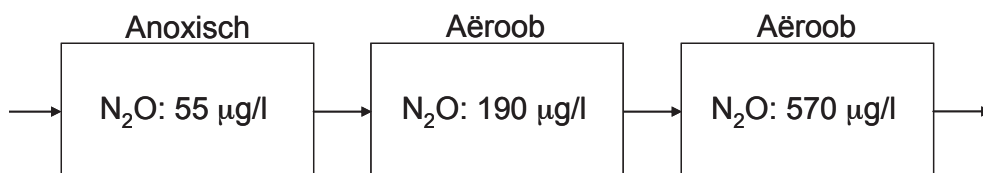
4 Gebaseerd op metingen bij drie rwzi's, waarbij eenmaal is bemonsterd

Uit Tabel 2 blijkt dat grote verschillen werden gevonden in de hoogte van de emissie zoals blijkt uit de minimale en maximale waarden. Deze verschillen werden gevonden tussen zuiveringen, maar ook op dezelfde zuivering tussen verschillende seizoenen.

Oorsprong emissie

Doordat in Frankrijk en de Verenigde Staten de emissie van lachgas werd bepaald aan de hand van metingen in diverse compartimenten kon worden vastgesteld welk proces verantwoordelijk was voor de vorming van lachgas. Een resultaat zoals dat werd waargenomen op een zuivering in de Verenigde Staten is weergegeven in Figuur 5.

FIGUUR 5

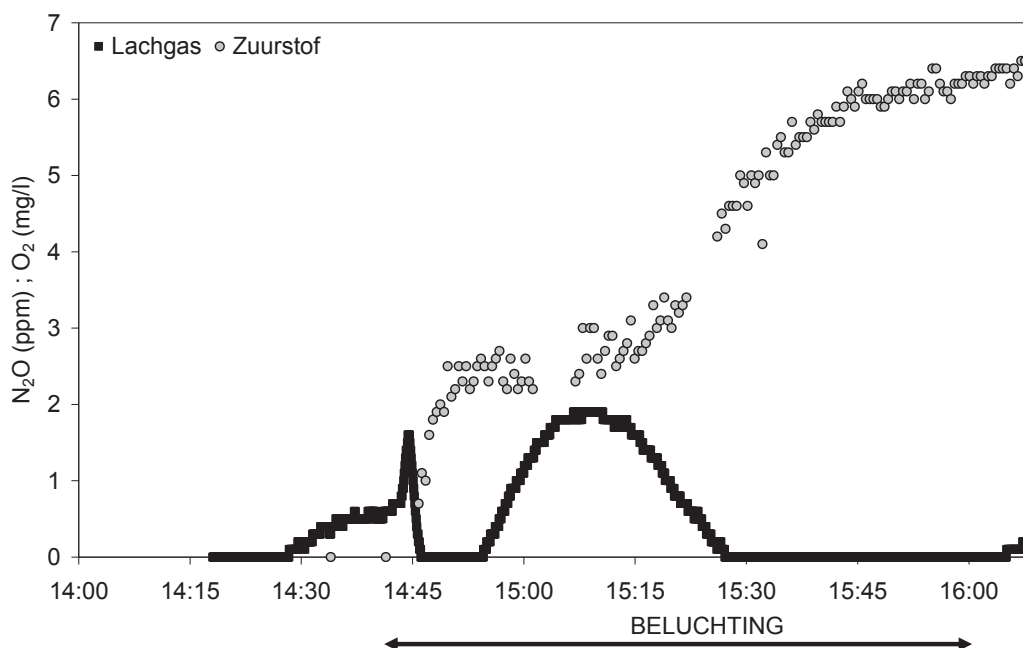
RESULTATEN METING OPGELOST LACHGAS IN EEN ZUIVERING IN DE VERENIGDE STATEN (GWRC 2011)

Uit Figuur 5 blijkt dat tot tweemaal toe een toename is te zien in de concentratie opgelost lachgas. De eerste werd waargenomen van de anoxische⁵ naar de aërobe zone, de tweede van de eerste aërobe zone naar de tweede aërobe zone. In beide gevallen is lachgas gevormd onder aërobe omstandigheden en wordt duidelijk dat de nitrificatie verantwoordelijk is geweest voor de vorming van lachgas, al kan de denitrificatie niet geheel worden uitgesloten bij de eerste toename. Dat vorming van lachgas tijdens de nitrificatie kan plaatsvinden, blijkt ook uit een resultaat dat in Frankrijk werd verkregen zoals wordt geïllustreerd in Figuur 6.

5 Een deel van de aanwezige opgeloste N₂O in de anoxische tank kan zijn aangevoerd via het retourslib.

FIGUUR 6

LACHGASEMISSIE ALS FUNCTIE VAN DE TIJD EN DE OPGELOST ZUURSTOFCONCENTRATIE (RWZI IN FRANKRIJK; GWRC, 2011)



Uit Figuur 6 blijkt dat lachgas dat mogelijk is gevormd tijdens de denitrificatie aan het begin van de beluchting wordt gestript, maar dat gedurende de beluchting een tweede en grotere piek aan lachgas wordt waargenomen.

De resultaten uit de Verenigde Staten en Frankrijk laten zien dat met name de nitrificatie verantwoordelijk was voor de vorming van lachgas.

PROCESPARAMETERS VAN INVLOED

In de Verenigde Staten is met de behaalde resultaten een statistische evaluatie uitgevoerd om te achterhalen welke procesparameters (of combinaties daarvan) correleren met de gevonden emissie. Uit deze evaluatie is gebleken dat tijdens de nitrificatie ammonium, nitriet en DO positief correleren met de emissie van lachgas (Ahn et al., 2010). De positieve correlatie met nitriet werd bevestigd door de resultaten die in Australië werden gevonden (Foley et al., 2009). Voor de denitrificatie werd een positieve correlatie gevonden met DO en nitriet (gecombineerd effect) (Ahn et al., 2010).

Op basis van het samenvoegen van de resultaten van de diverse internationale onderzoeken kon een tabel (zie Tabel 3) worden samengesteld waarmee het risico op de lachgasemissie op een rwzi kan worden ingeschat aan de hand van een aantal proceskenmerken.

TABEL 3 RISICOMATRIX LACHGASEMISSIE VANUIT ZUIVERING

Hoogte van het risico	Hoog	Medium	Laag
Procesparameter			
Effluentconcentratie totaal N (mg N/l)	> 10	5 - 10	< 5
Mate van variatie in concentratie N in zuivering	hoog	medium	laag
Mate van variatie in (dagelijkse) belasting	hoog	medium	laag
Maximale concentratie NO ₂ (mg N/l) in gehele zuivering	> 0,5*	0,2 – 0,5	< 0,2

* Risico neemt niet verder toe bij hogere concentraties.

2.1.4 STAND VAN ZAKEN VOORAFGAAND VERVOLGONDERZOEK

EMISSIE

In Nederland is naast het STOWA onderzoek ook onderzoek (KWR) verricht naar de emissie van lachgas vanuit de zuivering van Amsterdam West (919.360 i.e. (150g TZV)). Uit dit onderzoek kwam naar voren dat de emissie op jaarbasis 8 ton N₂O per jaar bedroeg. Dit is hoger dan de emissie die op de zuiveringen van Papendrecht (0,06 ton per jaar) en Kortenoord (0,18 ton per jaar), maar in dezelfde orde van grootte als in de meetweek in oktober op Kralingseveer is gemeten (3,5 ton per jaar) (van Voorthuizen et al., 2010). Verder bevestigde dit onderzoek dat de emissie vanuit een zuivering niet kan worden ingeschat aan de hand van de emissiefactoren zoals die door de IPCC en VROM zijn opgesteld.

PROCESPARAMETERS VAN INVLOED

Yu et al. (2010) brachten aan het licht dat nitrificeerders en meer specifiek *Nitrosomonas europaea* en *Nitrosomonas europaea* in staat zijn om naast O₂ ook NO₂-N te gebruiken als elektronenacceptor, waarbij lachgas wordt gevormd. Uit het onderzoek blijkt verder dat de enzymen die nodig zijn voor de genoemde omzetting wordt aangemaakt op het moment dat *N.europa* bloot wordt gesteld aan wisselingen tussen anoxische en aërobe omstandigheden. De overgang van anoxische naar aërobe omstandigheden leidde tot de vorming van lachgas (Yu et al., 2010). De lachgasproductie was bovendien positief gecorreleerd met de ammoniumconcentratie. Op metabolisch niveau leiden dergelijke procesomstandigheden tot een snelle overgang van een lage specifieke activiteit ($q_s < q_{max}$) tot de maximale specifieke activiteit (q_{max}).

Houweling et al. (2011) ontwikkelde een mechanistisch model om de emissie van lachgas in te schatten. Dit model is gebaseerd op de metabolische omzettingen tijdens de nitrificatie en denitrificatie. Volgens dit model wordt de productie van lachgas voornamelijk beïnvloed door de aanwezigheid van ammonium in combinatie met nitrietaccumulatie. Daarnaast wordt ook een lage zuurstofconcentratie gezien als mogelijke oorzaak van lachgasvorming, doordat NOB's een lagere affiniteit hebben voor zuurstof dan AOB, met als gevolg mogelijk nitrietophoping. Met het model is het mogelijk inzicht te krijgen in het effect van procescondities op de vorming van lachgas. Enkele inzichten die in het artikel worden beschreven zijn:

- dat in een propstroomreactor wellicht meer lachgas wordt gevormd dan in een ideëel gemengde tank (CSTR), omdat in het begin van de reactor nitriet kan accumuleren in combinatie met een hoge ammoniumconcentratie;
- dat een piekbelasting (ammonium) kan leiden tot een overschrijding van de nitrificatie-capaciteit met als gevolg een verhoging van de ammonium en nitrietconcentraties waarvan als gevolg de vorming van lachgas kan toenemen;
- dat een hogere slibrecirculatie het propstroomeffect kan verminderen en daarmee de vorming van lachgas;

- dat een egalisatie van het influentdebiet (en dus de stikstofbelasting) hoge ammonium- en nitrietconcentraties kunnen worden vermeden met als resultaat een lagere lachgas-emissie.

De stand van zaken met betrekking tot de emissie en vorming van lachgas kan als volgt worden samengevat:

- De emissie is zeer variabel
- De nitrificatie met name verantwoordelijk is voor de emissie van lachgas
- Procesparameters die een rol lijken te spelen bij de vorming zijn:
- Nitriet, DO voor zowel nitrificatie als denitrificatie
- Ammonium voor de nitrificatie
- Aantal overgangen tussen anoxisch en aërobe zones

2.2 METHAAN

2.2.1 STAND VAN ZAKEN VÓÓR 2008

EMISSIE

De hoeveelheid informatie over de emissie van methaan vanuit rwzi's was ten opzichte van lachgas nog veel meer beperkt. Op dat moment was slechts één praktijkonderzoek bekend uit de Verenigde Staten (Czepiel, 1993) en was er in Australië onderzoek gedaan naar de aanwezigheid van methaan in persleidingen (Guisasola, 2008). De reden voor de beperkte informatie is gelegen in het feit dat lachgas een veel sterker broeikasgas is dan methaan, maar wellicht speelt ook mee dat voor methaan de vorming en de omstandigheden waaronder deze plaatsvinden bekend zijn, dit in tegenstelling tot lachgas.

VERWIJDERING

Voorafgaand aan het eerste onderzoek is een korte literatuurstudie uitgevoerd naar de mogelijkheden om methaan te verwijderen. Hierover is weinig bekend als het gaat om zuiveringstechnieken die op zuiveringen worden gebruikt. Wel is bij andere bedrijfstakken onderzoek uitgevoerd naar de biologische verwijdering van methaan uit de afgassen van steenkoolmijnen, stortplaatsen en stallen. Uit een onderzoek uitgevoerd door Melse (2003) bleek dat het verwijderen van methaan uit stallucht met biofilters economisch niet haalbaar bleek. Dit werd veroorzaakt door de hoge debieten (70.000 m³/h) en de lage concentraties (107 ppm).

2.2.2 STAND VAN ZAKEN NA PRAKTIJKONDERZOEK NEDERLAND

De methaanemissie is in het eerste onderzoek bepaald aan de hand van steekmonsters. De belangrijkste conclusies die aan de hand van de metingen konden worden vastgesteld waren:

- op zuiveringen zonder slibgisting kan de bijdrage aan de klimaatvoetafdruk variëren tussen de 10 – 15%;
- de emissie van methaan die op zuiveringen zonder slibgistingen vrijkomt wordt voornamelijk gevormd in de riolering;
- op zuiveringen met slibgisting bedraagt de bijdrage van de emissie van methaan aan de klimaatvoetafdruk circa 25%;
- de emissie van methaan op zuiveringen met slibgisting is naast de riolering ook afkomstig uit procesonderdelen gerelateerd aan de slibgisting (buffers, silo's).

2.2.3 STAND VAN ZAKEN NA INTERNATIONAAL PRAKTIJKONDERZOEK

EMISSIE VANUIT RWZI'S

Naast het praktijkonderzoek in Nederland is in de eerdere genoemde onderzoeken in Australië, Frankrijk en de Verenigde Staten weinig onderzoek gedaan naar de emissie van methaan vanuit rwzi's. Alleen in het onderzoek in Frankrijk is de emissie van methaan gemeten door middel van de drijvende box methode (GWRC, 2011). De resultaten geven aan dat de emissie zeer laag was in vergelijking met wat in Nederland is gevonden. De hoogste emissie in Frankrijk bedroeg 0,0004 kg CH₄/kg COD_{influent}, terwijl in Nederland de laagste emissie werd gevonden in Kortenoord en 0,0053 kg CH₄/kg COD_{influent} bedroeg. De reden voor dit verschil is dat in Frankrijk de methaanemissie alleen is bepaald in het actiefslibgedeelte van de rwzi en niet bij de overige procesonderdelen zoals het ontvangwerk.

EMISSIES VANUIT RIOLERING

In het uitgevoerde onderzoek in Australië en de Verenigde Staten is wel onderzoek gedaan naar de vorming en emissie van methaan vanuit de riolering. In Australië is veel onderzoek gedaan naar de vorming van methaan in persleidingen (Guisasola, 2008), en is er al vrij veel onderzoek (met name laboratoriumschaal) naar de mogelijkheden om de vorming van methaan tegen te gaan in de riolering (Gutierrez et al., 2009; Mohanakrishnan et al., 2008 and Jiang et al., 2010; Zhang et al., 2009). In de Verenigde Staten is onderzoek uitgevoerd naar de emissie van methaan uit pompstations die voornamelijk waren aangesloten op vrijvervalrioleringen (GWRC 2011). Uit het onderzoek in Australië en de Verenigde Staten is gebleken dat de vorming en emissie van methaan in en uit de riolering niet mag worden verwaarloosd (zoals nu nog door IPCC wordt gedaan). Het bepalen van het gasdebiet vanuit de riolering blijkt echter nog complex te zijn, waardoor het bepalen van de emissie vanuit de riolering nog zeer moeilijk is en nog veel onderzoek vergt (GWRC, 2011).

MODELLERING

De vorming van methaan onder anaërobe omstandigheden is zeer goed bekend. Op basis van deze kennis is door Guisasola et al. (2009) een theoretisch model ontwikkeld om de vorming van methaan in de riolering (persleiding) te voorspellen. In dit model is naast de bekende aërobe en anaërobe omzettingen van koolstof ook sulfaatreductie opgenomen en is rekening gehouden met de competitie tussen sulfaatreducerende bacteriën en methanogenen. Naast dit theoretische model is door Foley et al. (2009) een empirisch model opgesteld om de productie van methaan in een persleiding te voorspellen. Dit model is ontwikkeld aan de hand van metingen aan twee persleidingen in Australië.

Op basis van de metingen kwam naar voren dat de mate van methaanvorming voornamelijk werd bepaald door de verblijftijd in de leiding en de A/V ratio (oppervlak / volume) van de leiding. Met deze twee parameters is de volgende empirische vergelijking opgesteld:

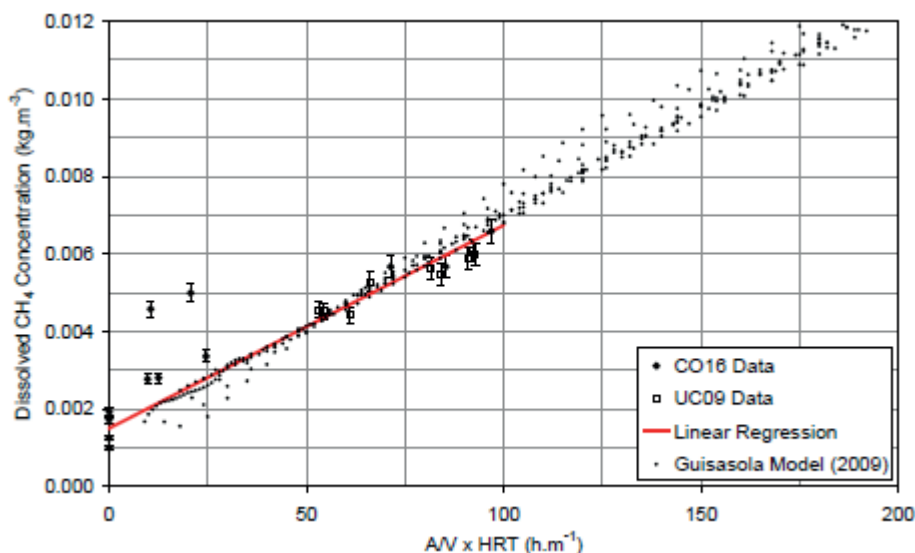
$$C_{CH_4, \text{eind}} = C_{CH_4, \text{begin}} + r_{CH_4, A} \cdot \frac{A}{V} \cdot HRT \quad (1)$$

waarin:

CH _{4,eind}	= concentratie methaan aan einde van persleiding	(g/m ³)
CH _{4,begin}	= concentratie methaan aan het begin van de persleiding	(g/m ³)
r _{CH₄}	= methaanproductiesnelheid biofilm	(g×m ⁻² ×h ⁻¹)
A	= doorsnede leiding	(m ²)
V	= volume leiding	(m ³)
HRT	= verblijftijd in leiding	(h)

De waarde voor de methaanproductiesnelheid in de biofilm is afgeleid van de meetdata door opgeloste methaanconcentratie uit te zetten als functie van de gecombineerde parameter $A/V \times \text{HRT}$. In Figuur 7 is het resultaat hiervan weergegeven. In dezelfde figuur zijn de resultaten van het empirische model van Guisasola et al. (2009) opgenomen.

FIGUUR 7 OPGELOSTE METHAANCONCENTRATIE ALS FUNCTIE VAN $A/V \times \text{HRT}$ GEMETEN IN TWEE PERSLEIDINGEN IN AUSTRALIË EN RESULTATEN THEORETISCH MODEL GUIASOLA. (OVERGENOMEN UIT FOLEY ET AL., 2009)



Uit de vergelijking van het theoretische en empirische model blijkt dat deze goed overeenkomen. Beide modellen geven een onderschatting (meeste metingen liggen boven resultaten beide modellen) van de opgeloste methaanconcentratie.

Gedacht wordt dat dit wordt veroorzaakt door de competitieve interactie tussen sulfaat-reducerende bacteriën en methanogenen voor de vroeg gevormde fermentatieproducten (Foley et al., 2009). De overeenkomst tussen beide modellen geeft aan dat het empirische model een voldoende inschatting geeft van de methaanproductie in persleidingen en dat deze in de praktijk goed kan worden gebruikt om een inschatting te maken.

Uit de metingen bleek dat de methaanproductiesnelheid $0,0524 \text{ gCH}_4 \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ bedroeg. Deze waarde is niet direct voor de Nederlandse situatie te gebruiken om dat deze snelheid afhankelijk is van met name de afvalwatersamenstelling en temperatuur.

Tot nu is dus met name uitgebreid onderzoek uitgevoerd aan persleidingen, de kennis over de vorming van methaan in vrijvervalleidingen is nog vrij beperkt. In de Verenigde Staten zijn metingen verricht aan 59 pompstations die voornamelijk waren aangesloten op vrijvervalleidingen. Uit de metingen blijken grote verschillen te bestaan met een maximum van $2,0 \text{ kg CH}_4/\text{d}$ tot een minimum van $2,5 \times 10^{-5} \text{ kg CH}_4/\text{d}$ (GWRC, 2011). Ook werd hier een effect gemeten van de temperatuur; de meeste meetwaarden lagen in de zomer hoger dan in de winter (GWRC, 2011).

2.2.4 STAND VAN ZAKEN VOORAFGAAND VERVOLGONDERZOEK

EMISSIE RIOLERING

Naast de internationale onderzoeken is door KWR in 2010 onderzoek gedaan naar de emissie van methaan vanuit de riolering. De resultaten bevestigen de resultaten uit Australië en de Verenigde Staten dat vorming en emissie vanuit de riolering niet kan worden verwaarloosd zoals door de IPCC tot op heden nog wordt gedaan. Verder werd waargenomen dat de variatie in emissie zeer groot is. Deze grote variatie kan wellicht enerzijds worden verklaard door de verschillen in type rioolstelsel (oud versus nieuw stelsel en gemengd versus gescheiden stelsel). Anderzijds kunnen deze grote variaties ook verklaard worden door het feit dat het vaststellen van de emissie vanuit de riolering moeilijk is, omdat het kwantificeren van verliezen uit het riool en diffuse bronnen zoals rioolputten en standbuizen in woningen moeilijk kunnen worden gekwantificeerd.

EMISSIE ZUIVERING

In Nederland is naast het STOWA onderzoek ook onderzoek (KWR) verricht naar de emissie van methaan vanuit de zuivering van Amsterdam West. Op deze zuivering is slibgisting aanwezig en de emissie bedroeg op jaarbasis 400 ton/jaar. Deze emissie is hoger dan de emissie die op Kralingseveer werd gevonden (~100 ton/jaar). Net als op Kralingseveer leverde de sliblijn (en met name uitgesteekte slibbuffer) de grootste bijdrage aan de totale emissie.

VERWIJDERING

Bij Waterschap Rijn en IJssel is bij een tussengemaal gekeken naar de mogelijkheden om methaan te verwijderen. De reden hiervoor was dat vanwege het afkoppelen de verblijftijd in de persleiding kon oplopen naar enkele dagen met als gevolg stank en LEL (lower explosion limit) overschrijdingen. Gekeken is naar diverse verwijderingstechnieken waaronder lava-filters en chemische filters (geprepareerde actieve koolfilters). Gebleken is dat geen van beide filters in staat waren methaan te verwijderen (mondelinge mededeling Coert Petri).

2.2.5 METHAANOXIDATIE IN ACTIEFSLIBSYSTEMEN

Methanotrofe bacteriën kunnen ingezet worden om methaan in gasvormige of vloeibare afvalstromen te oxideren tot CO₂ en water. Heel wat onderzoek is verricht naar de biofiltratie van methaan in biogas dat vrijkomt uit afvalstortplaatsen (voor een overzicht: Nikiema et al. 2007). Ook voor landbouwtoepassingen is onderzoek verricht naar de biologische verwijdering van methaan, met name voor stallucht en mestopslag (Melse en van der Werf, 2005; Girard et al., 2011). Tenslotte wordt biofiltratie ook ingezet voor de verwijdering van methaan uit ventilatielucht van steenkoolmijnen (Sly et al. 1993).

Over de biologische verwijdering van methaan uit vloeistofstromen (waar methaan dus al in oplossing is) is heel wat minder bekend. Hatamoto et al. (2010) en Matsuura et al. (2010) beschrijven een neerwaarts stromende hangende sponsreactor (*down-flow hanging sponge reactor*) voor de verwijdering van methaan uit het effluent van een anaërobe vergister, en van der Ha et al. (2011) stellen een co-cultuur voor van algen en methanotrofen, waarbij de algen de zuurstof leveren die de methanotrofen nodig hebben om methaan te oxideren. De verwijdering van methaan in actief slib is nog niet beschreven.

De stand van zaken met betrekking tot de emissie en vorming van methaan kan als volgt worden samengevat:

- de emissie van methaan op rwzi's zonder slibgisting voor een belangrijk deel gevormd is in de riolering;
- de emissie van methaan op rwzi's met slibgisting ook de procesonderdelen na de gisting een belangrijke bijdrage leveren aan de CO₂ footprint van een rwzi;
- de vorming en emissie van methaan vanuit de riolering niet kan worden verwaarloosd;
- de vorming van methaan in persleiding via een empirisch model kan worden ingeschat;
- de verwijdering van methaan in de huidige luchtbehandelingstechnieken beperkt is;
- de verwijdering van methaan vanuit de vloeistoffase door methaanoxidatie nog niet is vastgesteld.

3

ONDERZOEKSOPZET

3.1 DOELSTELLINGEN EN OPZET LACHGASONDERZOEK

De twee hoofddoelstellingen van dit onderzoek zijn om:

- 1 Inzicht te krijgen in de mate van de emissie.
- 2 Inzicht te krijgen in de mogelijkheden om de emissie te reduceren.

Om de eerste doelstelling te bereiken zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

- Aan welke randvoorwaarden dient een meetprotocol te voldoen waarvan de resultaten een goede inschatting geven van de jaarlijkse emissie van lachgas?
- Bestaat er een correlatie tussen de emissie van lachgas en de stikstofbelasting van de rwzi en/of de nitrietconcentratie?

Uit voorgaande onderzoeken is gebleken dat de emissie van lachgas zeer variabel kan zijn en dus gemakkelijk een onderschatting of overschatting kan worden gemaakt bij een meting. Deze kan te kort of op een verkeerd moment worden uitgevoerd. Om de randvoorwaarden van een meetprotocol te definiëren dient inzichtelijk te worden gemaakt wat de effecten zijn van temperatuur en aanvoer (DWA/RWA) op de hoogte van de emissie en de impact daarvan op de gemiddelde jaaremissie. Op dit moment is dit inzicht nog onvoldoende aanwezig en het is daarom van belang om gedurende een langere periode in dit geval een jaar metingen uit te voeren.

Voor het selecteren van een geschikte procesparameter is gekeken naar de resultaten van het vorige onderzoek en de beschikbaarheid van gegevens op een rwzi. Uit het vorige onderzoek is gebleken dat de stikstofbelasting en nitriet een mogelijke correlatie hebben met de lachgasemissie. Beide parameters zijn ook bekend of meetbaar op een rwzi en zijn daarom verder worden onderzocht.

De metingen zijn op de rwzi Kralingseveer worden uitgevoerd. Voor deze rwzi is wederom gekozen vanwege de goed meetbare emissie en de bekendheid met de zuivering en de organisatie van Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard.

Om de tweede doelstelling te bereiken zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

- Welke rol spelen ammonium, nitriet, temperatuur, luchtdebiet en DO bij de vorming van lachgas tijdens de nitrificatie?
- Welke rol spelen nitriet, DO en de CZV/N verhouding bij de vorming van lachgas tijdens de denitrificatie?

Bij het opstellen van deze onderzoeksvragen is gebruik gemaakt van de al opgedane kennis in het nationale en internationale onderzoek. Deze onderzoeken hebben laten zien dat met name de nitrificatie verantwoordelijk is voor lachgasvorming en dat deze wordt beïnvloed door ammonium, nitriet, DO, temperatuur en luchtdebiet. Tijdens de denitrificatie wordt lachgas mogelijk beïnvloed door de CZV/N verhouding, nitriet en DO.

De rol van genoemde parameters zal worden bestudeerd aan de hand van de meetgegevens die zullen worden verzameld op de rwzi Kralingseveer en aan de hand van testen op laboratoriumschaal.

3.2 DOELSTELLINGEN EN OPZET METHAANONDERZOEK

De twee hoofddoelstellingen van dit onderzoek waren:

1. Inzicht krijgen in de mate van de emissie.
2. Inzicht krijgen in de mogelijkheden om de emissie te reduceren.

Om de eerste doelstelling te bereiken is de volgende onderzoeksvraag opgesteld:

- Is het mogelijk om met een statisch model de emissie van methaan vanuit een zuivering in te schatten?

In tegenstelling tot lachgas is de vorming van methaan en de omstandigheden waaronder dat gebeurt zeer bekend. Van deze kennis kan gebruik worden gemaakt om een model te ontwikkelen waarmee een inschatting kan worden gegeven van de methaanemissie op een rwzi.

Voor het inschatten van de vorming van methaan in de riolering zijn twee mogelijkheden bekeken. Deze mogelijkheden zijn:

- De empirische vergelijking zoals deze door Foley et al. (2009) is ontwikkeld (zie § 2.2.3).
- De methode die wordt gebruikt om de hoeveelheid H_2S die op zuivering aankomt in te schatten. In deze methode wordt aan de hand van de kenmerken van het aanvoerstelsel (diameter en lengte) en de specifieke sulfideproductie de hoeveelheid H_2S berekend. Voor methaan is deze vervangen door de specifieke methaanproductie.

Voor de bijdrage vanuit andere procesonderdelen is aan de hand van een massabalans over het desbetreffende procesonderdeel de productie of consumptie van methaan vastgesteld. Uiteindelijk is het ontwikkelde model een statisch model. In welke mate een statisch model toereikend is, is getoetst door de variatie in de emissie van methaan te bestuderen. Dit is gedaan door naast lachgas ook de emissie van methaan continu te monitoren op de rwzi Kralingseveer.

Om de tweede doelstelling te bereiken zijn de volgende onderzoeksvragen opgesteld:

- In welke mate kunnen compostfilters, lavafilters en actieve koolfilters methaan verwijderen uit afgezogen lucht?
- In welke mate treedt methaanoxidatie op in een actiefslibstelsel?

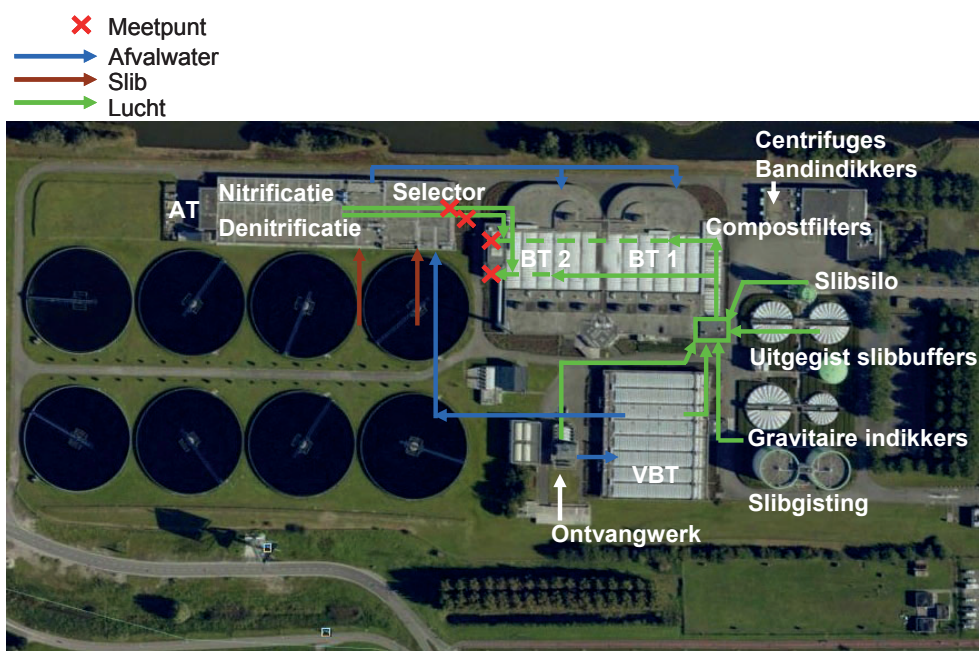
De effectiviteit van de genoemde luchtbehandelingstechnieken is op diverse locaties getest door de samenstelling van de lucht voor en na het filter vast te stellen. De mate van methaanoxidatie is vastgesteld door metingen op praktijkschaal en laboratoriumschaal.

3.3 KARAKTERISTIEKEN RWZI KRALINGSEVEER

In de vorige rapportage (STOWA, 2010) zijn uitgebreid de karakteristieken van de rwzi Kralingseveer beschreven. Deze zullen hier niet worden herhaald, maar zijn bijgevoegd als bijlage (bijlage 1) Wel zal hier kort het processchema worden toegelicht aan de hand van de overzichtsfoto in Figuur 8.

FIGUUR 8

OVERZICHTSFOTO RWZI KRALINGSEVEER, MET DAAROP INGETEKEND DE BELANGRIJKSTE PROCESONDERDELEN EN AFVALWATER, SLIB EN LUCHTSTROMEN; FOTO VIA GOOGLEEARTH®



De rwzi Kralingseveer heeft een capaciteit van 360.000 i.e. (54g BZV), en ontvangt het afvalwater via persleidingen. Het afvalwater wordt na de harkroosters voorbezonden, waarna het afvalwater naar de selector gaat. Hier wordt het afvalwater met een deel (maximaal 40%) van het retourslib gemengd. Het overige retourslib gaat naar de denitrificatieruimte in de aëratietank (AT), welke is uitgevoerd als propstroomreactor. Na de voordennitrificatie volgt een nitrificatiezone, van waaruit een recirculatie plaatsvindt naar de voordennitrificatie. Vanuit de nitrificatiezone wordt het slib-watermengsel verdeeld over de twee nageschakelde beluchtingstanks (BT1 en BT2), van waaruit het slib-watermengsel naar de nabezinktanks wordt gevoerd.

Het primaire slib wordt na een zandafscheiding gravitair ingedikt alvorens het naar de slibgistingstank wordt gepompt. Het secundaire slib wordt deels gravitair deels mechanisch ingedikt waarna het naar de slibgistingstanks wordt gebracht. Het uitgegiste slib wordt voor de slibontwatering (centrifuges) gebufferd. Na de slibontwatering wordt het slib opgeslagen in een silo.

De afgezogen lucht van alle anaërobe procesonderdelen (alle onderdelen op rechterzijde van foto in Figuur 8, plus voorbezinktank, ontvangwerk en selector) wordt gescheiden behandeld in een compostfilter. De behandelde lucht wordt gebruikt als ventilatielucht in BT1 en 2. Na deze tanks wordt de lucht behandeld in een ozonwasser (desinfectie vanwege drinkwaterbekkens Evides aan overzijde snelweg). De leidingen van de AT prikken in op de leidingen vanuit de BT vóór de ozongasswassers.

3.3.1 BESCHIKBARE DATA RWZI KRALINGSEVEER

Via het BBS gegevens beschikbaar zijn over de gehele operationele bedrijfsvoering van de rwzi. Naast de gegevens uit het BBS zijn ook de gegevens beschikbaar van de reguliere analyses van het influent, voorbezonden afvalwater, effluent en diverse slibstromen.

4

METHODEN

4.1 INSCHATTEN EMISSIE LACHGAS

4.1.2 RANDVOORWAARDEN MEETPROTOCOL

MONSTERNAME

Voor het bepalen van de lachgasemissie zal op een 4-tal punten de concentratie lachgas worden gemeten (zie Figuur 8, rode kruizen) en zal regelmatig de gassnelheid worden bepaald. De concentratie lachgas zal worden gemeten in de afgezogen lucht van BT1 en BT2 en in de afgezogen lucht van de AT (twee buizen). Op deze manier kan de totale emissie worden bepaald en kan de emissie vanuit de afzonderlijke tanks (AT of BT1/BT2) worden bepaald.

ANALYSE N₂O

Voor de analyse van N₂O zijn twee type analysers gebruikt. Van 19 september tot 5 oktober 2010 is lachgas gemeten met de analyser (MLT4 Rosemount analyser, Emerson) die gebruikt werd bij het eerste STOWA onderzoek naar broeikasgasemissies uit rwzi's. Op 5 oktober 2010 werd de oude analyser vervangen door een combinatie van een Emerson Rosemount analyser voor O₂ en CO₂, en een Servomex 4900 analyser voor N₂O en CH₄. De specificaties van beide analysers zijn samengevat in bijlage 6.

De analyser uit het eerste onderzoek was in staat op vier kanalen te meten, de nieuwe analyser was in staat om op vijf kanalen te meten. Hierdoor was het mogelijk om de buizen van de AT afzonderlijk te bemonsteren, waar dit in het eerste onderzoek nog niet mogelijk was. Wel is gebleken in dit onderzoek dat de concentratie in beide buizen gelijk is, zoals destijds werd aangenomen.

De gassamenstelling per kanaal werd bepaald gedurende vier minuten (vier meetpunten), waarna de analyser gedurende één minuut werd gespoeld alvorens over te schakelen naar het volgende kanaal. Een van de kanalen van de analyser is in beide gevallen gebruikt voor het meten van de achtergrondconcentratie in de buitenlucht. Deze meetwaarde is gebruikt om de gasproductie of -consumptie (O₂, CO₂, NO of CH₄ en N₂O) vast te stellen. Op deze manier is ook een eventuele verschuiving van de kalibratielijnen als gevolg van bijvoorbeeld drukverschil ondervangen.

De nauwkeurigheid van de meting werd maandelijks gecontroleerd en indien nodig werd de analyser gekalibreerd. Kalibratie van zowel de oude als de nieuwe analyser vond plaats door middel van een twee puntskalibratie met ijkassen voor elk individueel gas. De opgegeven nauwkeurigheid van de analyser bedraagt 1%.

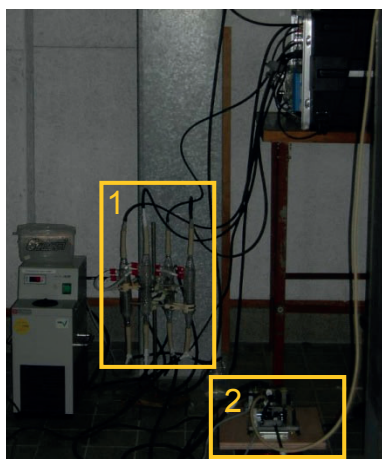
Voor een goede analyse van het monster is een constante gasflow en een laag vochtgehalte van het gas van belang. Hiertoe zijn in de vier-, of vijfkanaals kleppenkast een gaspomp met flowregelaar en een Permapure droogbuis geïnstalleerd. Op deze manier wordt in principe

een stabiel signaal in de analyser verkregen. Bij het vorige onderzoek is gebleken dat de droogcapaciteit van de Permapure droogbuis niet altijd afdoende bleek en daarom is er condensersysteem met pompen (respectievelijk box 1 en 2 in Figuur 9A) ten behoeve van de monsternamen voor de analyser geplaatst. De opstelling van de nieuwe analyser is weergegeven in Figuur 9B. Eind november 2010 is de opstelling buiten aangepast.

De bemonsteringslangen van de AT die buiten hangen zijn voorzien van een vochtvanger en isolatie om dichtvriezen van de slangen te voorkomen. Op deze manier condenseert het water in de lucht van de AT op de wand van de fles, en niet meer op de binnenwand van de slangen.

FIGUUR 9

A: OPSTELLING PERIODE 19-09-2010 – 05-10-2010 MET IN BOX 1 HET KOELSYSTEEM VOOR DE GASSEN EN IN BOX 2 DE POMPEN VOOR DE RECIRCULATIE VAN DE GASSEN B: OPSTELLING VANAF 05/10/2010



A



B

GASDEBIET

Tijdens de meetperiode is voor de bepaling van het gasdebiet gebruik gemaakt van een anemometer met hittedraadsonde van Testo (435-1). Per meting werd het gemiddelde gasdebiet bepaald aan de hand van ± 50 individuele metingen over de gehele doorsnede van de buis en de opgegeven buisdiameter. De meting van het gasdebiet is gedurende de gehele meetperiode gemiddeld één keer per week uitgevoerd.

Bij de meting van het gasdebiet kunnen meetfouten optreden. Om de meetfout te kunnen bepalen is uitgegaan van een door Testo aangeleverde foutenberekening (Testo, 2001). Deze foutenberekening is weergegeven in bijlage 2.

De op deze manier berekende meetfout is vergeleken met de afwijking tussen de meetdata die in een week werden gevonden. Om de meetfout te kunnen bepalen zijn de volgende gegevens verzameld:

- binnendiameter leiding (mm);
- aantal metingen (minimaal 50);
- afstand tot storingsplaats (minimaal 6x diameter);
- onzekerheid van de aflezing (variatie in de meting).

BEREKENINGEN

Per meetpunt werd de emissie van N_2O berekend door de gemeten concentraties te corrigeren met de achtergrondconcentraties en vervolgens te vermenigvuldigen met het gemiddelde gasdebiet bij dat meetpunt. Daarbij werd rekening gehouden met de meetcyclus. De vier meetpunten en de achtergrond werden sequentieel gemeten gedurende vijf minuten, zodat elk meetpunt slechts om de 20 minuten werd bemonsterd. De correctie met de achtergrondwaarde gebeurde telkens met de voorgaande achtergrondmeting.

4.1.2 CORRELATIE LACHGASEMISSIE EN STIKSTOFBELASTING

Voor het vaststellen van een mogelijke correlatie tussen de emissie van lachgas en stikstofbelasting zijn de gegevens nodig van:

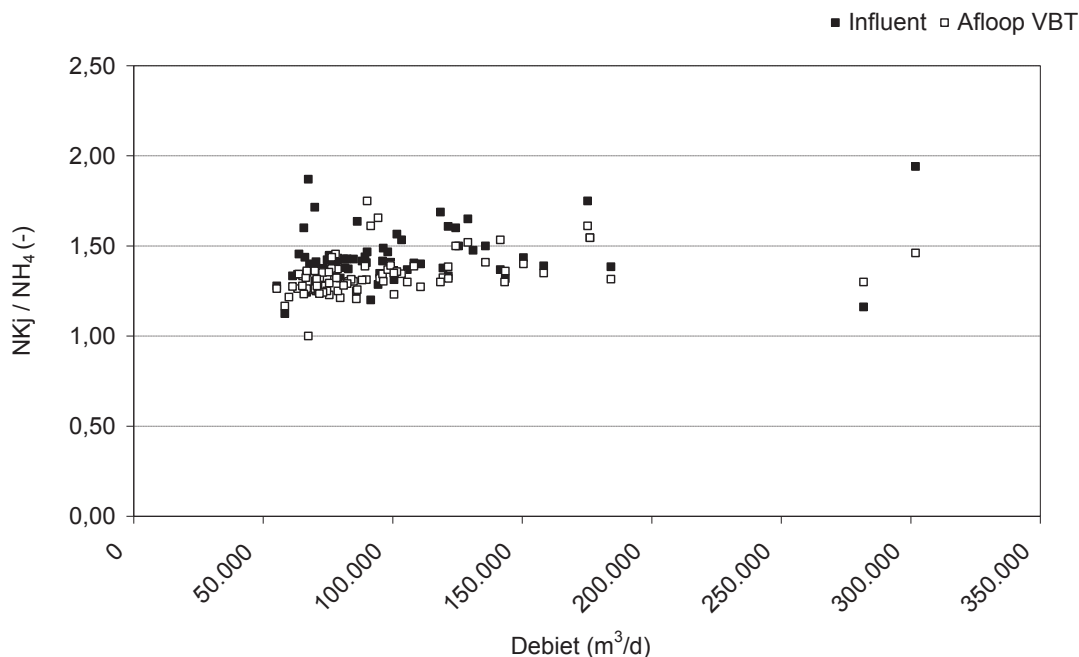
- debiet (inclusief interne stromen);
- concentratie NKj (inclusief interne stromen);
- volume tanks;
- slibgehalte tanks.

Het **influent-, en effluentdebiet** worden continu gemeten en zijn via het BBS (Beeld bedieningssysteem) beschikbaar. Het gemeten influentdebiet is zonder de interne stromen. Op basis van de gegevens uit 2009 wordt aangenomen dat het debiet vanuit de slibontwatering $605^6 \text{ m}^3/\text{d}$ en vanuit de bandindikker $1.494^1 \text{ m}^3/\text{d}$ bedraagt. Deze debieten worden bij het gemeten influentdebiet opgeteld.

Voor het bepalen van de stikstofbelasting van de AT en BT is een continue meting van de **NKj concentratie** nodig. Deze wordt niet standaard gemeten, maar kan wel worden afgeleid van de ammoniumconcentratie. In eerste instantie is hiervoor een ammonium analyser op de afloop van de voorbezinktank geplaatst. In tweede instantie is gekeken naar de verhouding NKj/NH_4 in het influent en de afloop van de voorbezinktank als functie van het debiet. Hiervoor is gebruik gemaakt van de gegevens uit 2008, de resultaten daarvan zijn weergegeven in Figuur 10.

6 Dit debiet is bepaald aan de hand van de totale hoeveelheid slib dat is verwerkt in 2009.

FIGUUR 10

RATIO NKj/NH_4 IN INFLUENT EN AFLOOP VOORBEZINKTANK ALS FUNCTIE DEBIET OP RWZI KRALINGSEVEER

Uit Figuur 10 blijkt dat de verhouding NKj/NH_4 vrij onafhankelijk is van het aanvoerdebiet. Om deze reden kan voor het berekenen van de stikstofbelasting van de AT de ammoniumconcentratie worden vermenigvuldigd met een vast getal te weten 1,3. Voor het berekenen van de stikstofbelasting van de BT is gebruik gemaakt van de NH_4 analyser op de afloop van de AT. Hierbij wordt aangenomen dat alle organische N al is omgezet (zover mogelijk rekening houdend met inerte fractie).

Het **slibgehalte** wordt alleen bepaald in BT1 en 2, aangenomen wordt dat deze voor de AT gelijk zijn. Het slibgehalte is beschikbaar via het BBS.

De **volumina** van de AT, BT1 en BT2 zijn bekend (zie bijlage 1).

4.1.3 CORRELATIE LACHGASEMISSIE EN NITRIETMETING

Voor het vaststellen van een mogelijke correlatie tussen de emissie van lachgas is een nitrietanalyser aangeschaft. Voordat tot aanschaffing is overgegaan is gekeken welke analysers beschikbaar waren en welke het meest geschikt was voor de toepassing. Een overzicht van de beschikbare analysers en de gemaakte afwegingen zijn samengevat in een notitie die als bijlage aan dit rapport is toegevoegd (zie bijlage 3). Uiteindelijk is gekozen voor de analyser van S::can/Interline.

4.2 VORMING LACHGAS

4.2.1 HERKOMST EN OORSPRONG EMISSIE

De herkomst van de emissie is vastgesteld aan de hand van de online metingen die zijn uitgevoerd (voor uitvoering zie § 4.1.1). De oorsprong van de emissie is vastgesteld door een aantal keer in de AT de N_2O concentratie in de vloeistoffase te meten. De hiervoor gehanteerde methode is gelijk aan de methode voor de bepaling van opgelost methaan zoals is beschreven in bijlage 6.

4.2.2 LABORATORIUMEXPERIMENTEN

Om inzicht te krijgen in de vormingsprocessen van lachgas en hoe deze worden beïnvloed zijn een aantal laboratoriumexperimenten uitgevoerd. De resultaten van deze experimenten zullen worden gebruikt om de waarnemingen die worden gedaan in de praktijk mogelijk te verklaren. De uitvoering van de praktijkmetingen zijn al besproken in § 4.1.1. De opzet van de laboratoriumexperimenten worden hieronder besproken.

Voor het testen van het effect van diverse procesparameters op de vorming van lachgas zijn diverse experimenten uitgevoerd. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen het effect tijdens de nitrificatie of tijdens de denitrificatie. In de experimenten is gewerkt met batch testen en niet met continue testen. De reden hiervoor is dat in batchtesten direct met het slib uit de rwzi kan worden gewerkt, terwijl bij continue testen de microbiële gemeenschap zich na verloop van tijd zal aanpassen aan de omstandigheden in de laboratoriumreactor. Om logistieke redenen is slib gebruikt van de rwzi Harnaschpolder. Voor elke batchtest werd een vers monster van het slib gehaald. De batchtesten zijn in de periode oktober 2010 – augustus 2011 uitgevoerd. Door deze lange periode kunnen verschillen zijn opgetreden in de slibsamenstelling als gevolg van de temperatuurverschillen die in de zuiveringen optreden. In Tabel 4 is aangegeven op welke data de batchtesten zijn uitgevoerd.

TABEL 4

OVERZICHT BATCHTESTEN

Batchtest		Datum
Nitrificatie	Effect nitriet	25-1-2011
		21-3-2011
		11-7-2011
	Effect ammonium	8-9-2011
	Effect temperatuur	21-1-2011
	Effect opgelost zuurstof	2-2-2011
	Effect beluchtingsdebiet	28-9-2011
Denitrificatie	Effect veranderde procescondities	6-9-2011
	Effect CZV/N verhouding	5-9-2011
	Effect opgelost zuurstof	30-8-2011
	Effect nitriet	25-1-2011
		21-3-2011
		11-7-2011

De batchtesten worden uitgevoerd in een 2 l fermentatiereactor (zie Figuur 11A), die is aangesloten op een regelaar, zodat opgeloste zuurstof (DO), pH en temperatuur geregistreerd en geregeld kunnen worden.

FIGUUR 11

A: FERMENTATIEREACTOR VOOR BATCH TESTEN N_2O

B: GAS ANALYSER VOOR ANALYSE HEADSPACE FERMENTATIEREACTOR

A



B



De volgende procesparameters zijn getest op hun effect op de emissie van lachgas tijdens de nitrificatie:

- nitrietconcentratie;
- piekaanvoer ammonium;
- temperatuur;
- DO;
- beluchtingsdebiet.

De volgende procesparameters zijn getest op hun effect op de emissie van lachgas tijdens de denitrificatie:

- CZV/N;
- Nitrietconcentratie;
- DO.

De te onderzoeken parameters worden gevarieerd, terwijl de andere parameters constant, neutraal of niet limiterend gehouden worden. Temperatuur wordt in dat geval op kamertemperatuur gehouden, er wordt voldoende belucht en geroerd zodat de zuurstofconcentratie op 2 à 3 mg/l blijft, pH wordt neutraal gehouden.

Monsters uit de reactor worden geanalyseerd op NH_4^+ , NO_3^- en NO_2^- met behulp van Hach Lange tests of met een Lachat QuikChem 8500 Flow Injection Analysis systeem. De headspace van de reactor wordt geanalyseerd met een gasanalyser die O_2 , NO, N_2O en CO_2 meet. (zie Figuur 11B).

Dit is de gasanalyser die werd gebruikt voor het eerste onderzoek naar de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's (van Voorthuizen et al., 2010). TSS en VSS worden bepaald met standaard filter procedures.

De uitvoering per procesparameter is in meer detail beschreven in Tabel 5.

TABEL 5 OVERZICHT SPECIFIEKE UITVOERING LABORATORIUMTESTEN NAAR EFFECT DIVERSE PROCESPARAMETERS TIJDENS NITRIFICATIE OF DENITRIFICATIE OP LACHGASVORMING

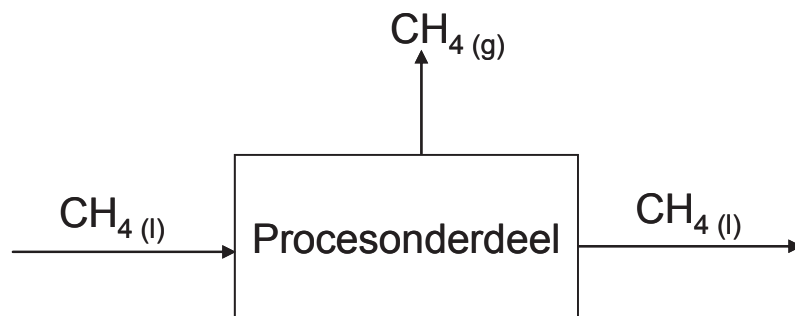
Proces	Parameter	Uitvoering
Nitrificatie	Nitriet	Slib wordt in de reactor gebracht. Ammoniumsulfaat wordt toegevoegd tot een concentratie van 10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ als substraat voor de nitrificerende bacteriën. Voor elke batch worden de procesvariabelen (roersnelheid, beluchting, pH, temperatuur) constant gehouden. Aan verschillende batches wordt nitriet toegevoegd in verschillende concentraties van 0 tot 2 mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$. De N_2O productie wordt geregistreerd voor verschillende nitrietconcentraties
	Ammonium	Slib wordt in de reactor gebracht. Ammoniumsulfaat wordt toegevoegd tot verschillende concentraties van 0 tot 35 mg $\text{NH}_4^{+}\text{-N/l}$ als substraat voor de nitrificerende bacteriën. Voor elke batch worden de procesvariabelen (roersnelheid, beluchting, pH, temperatuur) constant gehouden. De N_2O productie wordt geregistreerd voor verschillende concentraties ammonium. Om het effect van piekaanvoer van ammonium los te koppelen van de nitrietaccumulatie wordt ammonium ook toegediend in aanwezigheid van 2 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$
	Temperatuur	Slib wordt in de reactor gebracht. Ammoniumsulfaat wordt toegevoegd tot een concentratie van 10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ als substraat voor de nitrificerende bacteriën. Voor elke batch worden de procesvariabelen (roersnelheid, beluchting en pH) constant gehouden, behalve de temperatuur. Verschillende batchtesten worden uitgevoerd bij verschillende temperaturen, van 5°C tot 25°C, overeenkomend met het bereik in een rwzi over het jaar. N_2O productie wordt geregistreerd voor verschillende temperaturen.
	Opgelost O_2	Slib wordt in de reactor gebracht. Ammoniumsulfaat wordt toegevoegd tot een concentratie van 10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ als substraat voor de nitrificerende bacteriën. Voor elke batch worden de procesvariabelen (roersnelheid, temperatuur, en pH) constant gehouden, behalve DO. Tevens wordt de beluchtingssnelheid constant gehouden door de samenstelling van het gas (perslucht/ N_2) te veranderen. Verschillende batchtesten worden uitgevoerd bij verschillende DO, van 0 tot 4 mg/L. N_2O productie wordt geregistreerd voor verschillende DO. Aangezien tijdens de nitrificatie-experimenten geen koolstofbron wordt gedoseerd wordt denitrificatie onder lage zuurstofspanning uitgesloten. Aangezien DO in de bulk van de vloeistof niet noodzakelijk overeenkomt met de zuurstofconcentratie in de onmiddellijke nabijheid van de micro-organismen, wordt ook gekeken naar de deeltjesgrootte van het actief slib
	Beluchtingsdebiet	Slib wordt in de reactor gebracht. Temperatuur en pH worden constant gehouden. Aan het slib wordt ammonium toegevoegd tot een concentratie van 10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ als substraat voor de nitrificerende bacteriën. De verandering in beluchting wordt gesimuleerd door de roersnelheid te variëren. Het is namelijk niet mogelijk om het beluchtingsdebiet zelf van de reactor te laten variëren, omdat voor een goede meting van de lachgasconcentratie het luchtdebiet door de reactor niet te veel varieert. Door de roersnelheid te variëren wordt een variatie in zuurstofoverdracht ($k_L a$) gesimuleerd die op deze manier een verschil in luchtdebiet weerspiegelt. Een lagere roersnelheid resulteert in een hoge $k_L a$, overeenkomend met een laag beluchtingsdebiet, en bij een hogere roersnelheid vice versa. Met deze opzet is het niet mogelijk om het zuurstofgehalte in de reactor constant te houden, maar het zuurstofgehalte wordt wel voldoende hoog gehouden (> 2.5 mg/l) om niet limiterend te zijn.
Denitrificatie	Nitriet	Slib wordt in de reactor gebracht die wordt belucht met N_2 om anoxische omstandigheden te creëren. Nitraat (als KNO_3) wordt toegevoegd als elektronenacceptor tot een concentratie van ca. 10 mg N/l. Voor elke batch worden alle variabelen (roersnelheid, temperatuur, beluchting met N_2 en pH) constant gehouden. Een koolstofbron (acetaat) wordt toegevoegd tot een concentratie van ca. 40 mg CZV/l (CZV/N = 4). Aan elke batch wordt nitriet toegevoegd tot een andere concentratie, gaande van 0 tot 2 mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$ (het bereik dat voorkomt in rwzi's). De N_2O productie wordt geregistreerd voor verschillende nitrietconcentraties.
	Opgelost O_2	Slib wordt in de reactor gebracht die wordt belucht met N_2 om anoxische omstandigheden te creëren. KNO_3 wordt toegevoegd als elektronenacceptor tot een concentratie van ca. 10 mg N/l. Voor elke batch worden alle variabelen (roersnelheid, temperatuur en pH) constant gehouden. Een koolstofbron (acetaat) wordt toegevoegd tot een concentratie van ca. 40 mg CZV/l (CZV/N van 4). De N_2O productie wordt geregistreerd voor verschillende DO niveaus, gaande van 0 tot 25% verzadiging (ca. 2 mg/L). DO wordt geregeld door de samenstelling van het gas (perslucht/ N_2) te wijzigen bij een gelijk debiet.
	CZV/N verhouding	Slib wordt in de reactor gebracht die wordt belucht met N_2 om anoxische omstandigheden te creëren. Kaliumnitraat wordt toegevoegd als elektronenacceptor tot een concentratie van ca. 10 mg N/l. Voor elke batch worden alle variabelen (roersnelheid, temperatuur, beluchting met N_2 , en pH) constant gehouden. Een koolstofbron (acetaat) wordt toegevoegd in verschillende concentraties zodat de CZV/N verhouding varieert van 1 tot 10. De N_2O productie wordt geregistreerd voor verschillende CZV/N verhoudingen. Ook bij endogene condities wordt de lachgasproductie geleverd.
	Temperatuur	Slib wordt in de reactor gebracht die wordt belucht met N_2 om anoxische omstandigheden te creëren. Kaliumnitraat wordt toegevoegd als elektronenacceptor tot een concentratie van ca. 10 mg N/l. Voor elke batch worden alle variabelen (roersnelheid, beluchting met N_2 , en pH) constant gehouden. Een koolstofbron (acetaat) wordt toegevoegd zodat de CZV/N verhouding gelijk is aan 10. De N_2O productie wordt geregistreerd voor verschillende temperaturen.

4.3 INSCHATTEN EMISSIE METHAAN

4.3.1 MASSABALANS

De opzet van de massabalans zoals die zijn opgesteld voor diverse procesonderdelen is schematisch weergegeven in Figuur 12.

FIGUUR 12 SCHEMATISCHE WEERGAVE OPZET MASSABALANS



$$\text{CH}_4 \text{ productie/conversie} = \text{CH}_4 (\text{g}) + \text{CH}_4 (\text{l}) - \text{CH}_4 (\text{l})_{\text{in}}$$

Door de hoeveelheid ingaande en uitgaande hoeveelheid methaan te meten is vastgesteld of methaanvorming (bijvoorbeeld in slibsilos) of methaanverwijdering (door oxidatie in AT) plaats heeft gevonden. De bepaling van de hoeveelheid methaan in de gas- en waterfase is door middel van een steekmonster bepaald. Voor de samenstelling van de gasfase is een gaszak gevuld, welke daarna met behulp van een GC op het laboratorium van de Technische Universiteit Delft is geanalyseerd.

Het gasdebiet is bepaald zoals eerder beschreven (zie § 4.1.1). Voor de concentratie methaan in de waterfase is de procedure gevolgd gebaseerd op Gal'chenko et al. (2004) zie bijlage 6.

Voor de invulling en/of controle van het model is voor de volgende procesonderdelen een massabalans opgesteld:

• Ontvangwerk	controle model: bijdrage riolering
• Voorbezinktank	invulling model: vorming?
• Selector	invulling model: vorming?
• AT	invulling model: methaanoxidatie?
• BT1 en 2	invulling model: methaanoxidatie?
• Nabezinktank	invulling model: vorming?
• Primaïrslibindikker	invulling model: vorming?
• Uitgest slibbuffer	invulling model: vorming?
• Slibgebouw ⁷	invulling model: vorming?
• Slibsilos	invulling model: vorming?
• Compostfilter	invulling model: verwijdering?

Het opstellen van de massabalans is vijf keer herhaald. Een overzicht van de metingen is weergegeven in Tabel 6.

⁷ met daarin bandindikers en centrifuges

TABEL 6 OVERZICHT UITGEVOERDE METINGEN VOOR INVULLING/CONTROLE METHAANMODEL (X IS VOLLEDIGE MASSABALANS UITGEVOERD)

Procesonderdeel	1-04-2011	12-05-2011	27-06-2011	28-06-2011	11-7-2011	12-8-2011
Ontvangwerk	x	x	x		x	x
Voorbezinktank	x	x	x		x	x
Selector	x	x			x	x
AT	x	x	x		x	x
BT	x	x			x	x
Nabezinktank	x	x	x		x	x
Primair slibindikker	x	x			x	x
Uitgegist slibbuffer	x	x			x	x
Bandindikker	x	x	x		x	x
Centrifuge	x	x	x		x	x
Slibsilo	x	x		x	x	x
Compostfilter	x	x			x	x

4.3.2 VARIATIE EMISSIE

Voor het bepalen van de variatie in de methaanemissie is gebruik gemaakt van dezelfde analyser als voor lachgas is gebruikt (zie hoofdstuk 4). Ten opzichte van het vorige onderzoek is deze uitgebreid met de analyse van methaan om de continue meting mogelijk te maken. Daarnaast is ook het gasdebiet op een zelfde wijze bepaald als eerder is beschreven in § 4.1.1.

4.4 REDUCEREN EMISSIE METHAAN

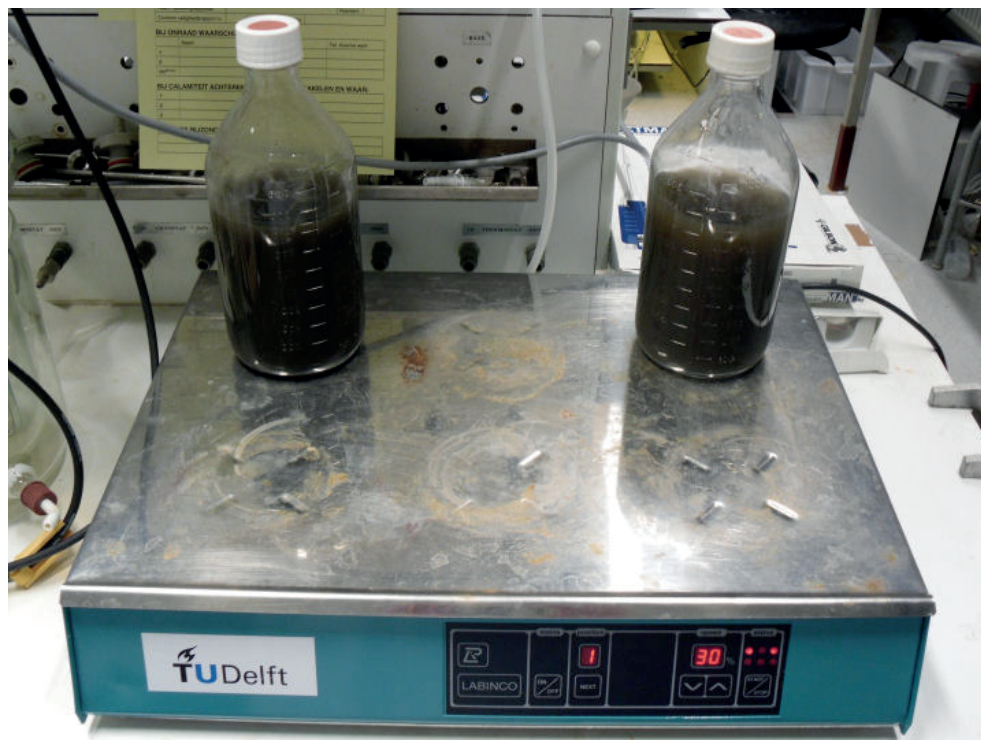
4.4.1 METHAANOXIDATIE

- In dit deel van het onderzoek is onder andere onder gecontroleerde condities bekeken in welke mate (=oxidatiesnelheid) slib uit actiefslibsystemen in staat is methaan te oxideren. Dit onderzoek ondersteunde daarbij de praktijkmetingen, waarbij verder ook is gekeken naar de procesparameters die op hun beurt de oxidatiesnelheid bepalen.
- Met deze kennis is het wellicht mogelijk actiefslibsystemen in te zetten om de emissie van methaan te reduceren.

CH₄ OXIDATIESNELHEDEN BIJ VERSCHILLENDE AMMONIUMCONCENTRATIES

NH₄ en CH₄ zijn concurrerende substraten voor ammonium en methaan-monooxygenase. Uit de literatuur blijkt dat methaanoxidatie wordt geremd door ammonium. Daarom is naast het effect van de concentratie van methaan op de methaanoxidatie ook de invloed van ammonium getest. De uitvoering daarvan is beschreven in bijlage 6.

FIGUUR 13

PROEFOPZET VOOR DE BEPALING VAN DE METHAANOXIDATIESNELHEID EN EFFECT $\text{NH}_4\text{-N}$ CONCENTRATIE

BEREKENINGEN

De methaanoxidatiesnelheid is bepaald aan de hand van de afname in de tijd van de methaanconcentratie in de headspace van de reactors. Met de ideale gaswet is de hoeveelheid methaan berekend. Door de methaanafnamesnelheid te delen door het drogestofgehalte van het slib is de specifieke methaanoxidatiesnelheid berekend.

PRAKTIJKONDERZOEK

Het mogelijk optreden van methaanoxidatie in de praktijk is getoetst door over de AT en de BT een massabalans op te stellen. De opzet daarvoor is eerder beschreven in § 4.3.1.

4.4.2 EFFECTIVITEIT LUCHTBEHANDELINGSTECHNIEKEN

In dit onderzoek is de effectiviteit voor methaanverwijdering van de volgende technieken onderzocht:

- compostfilters;
- lavafilters;
- actievekoolfilters.

De effectiviteit van deze technieken is bepaald door de vrachten voor en na de filters te bepalen. Dit is gedaan aan de hand van steekmonsters waarbij de procedure voor de bepaling van de concentratie en gasdebieten is uitgevoerd zoals beschreven in § 4.3.1.

De locaties waar de metingen zijn verricht zijn:

- | | |
|----------------------|---|
| • compostfilter | rwzi Kralingseveer |
| • lavafilter | rwzi Kortenoor |
| • actievekoolfilters | gemaal Maassluis (Hoogheemraadschap van Delfland) |

De compostfilters op de rwzi Kralingseveer behandelen de afgezogen lucht van alle anaërobe procesonderdelen. Het totale debiet dat hier behandeld wordt bedraagt $27.240 \text{ m}^3/\text{h}$. Het oppervlak van de filters bedraagt 480 m^2 resulterend in een luchtbelasting van $57 \text{ m}^3 \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$.

Op de rwzi Kortenoord wordt op twee locaties de lucht behandeld in lavafilters, te weten achter het ontvangwerk, harkroosters en zandvanger (totaal $5.000 \text{ m}^3/\text{h}$) en achter het slibgebouw waarin onder andere de centrifuges en slibsilo op zijn aangesloten (totaal $4.000 \text{ m}^3/\text{h}$). De luchtbelasting van deze filters bedraagt $330 \text{ m}^3 \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$.

In het rioolgemaal van Maassluis wordt de lucht behandeld in een lavafilter, gevolgd door een actievekoolfilter. De luchtbelasting van de actievekoolfilter bedraagt $740 \text{ m}^3 \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$. Aangezien het bemonsteringspunt voor de actievekoolfilter te klein was voor de probe van de anemometer en aangezien de behandelde lucht het actievekoolfilter verlaat langs het gehele oppervlak van het koolfilter, kon het luchtdebiet over het actievekoolfilter niet bepaald worden. Aangezien de installatie geen valse lucht aanzuigt, kon de efficiëntie van de methaanverwijdering eenvoudig bepaald worden door enkel de concentraties in de in- en uitgaande stromen te meten. De in-, en uitgaande debieten zijn immers gelijk.

BEREKENINGEN

De in- en uitgaande stromen per procesonderdeel is telkens berekend door de gemeten concentratie te vermenigvuldigen met het gemeten of berekende debiet.

Het debiet van het retourslib werd berekend aan de hand van het influentdebiet en de verhouding van de droge stof van het retourslib en de beluchtingstank. Het retourslib wordt verdeeld over de selector en het anoxisch gedeelte van de AT volgens een verhouding 2/5. Debieten van het rejectiewater van de bandindikker en de centrifuge is berekend aan de hand van de totale massabalans en de drogestofbalans.

Voor deze onderdelen waren de slibtoevoer, het verdunningswater en de PE-toevoer beschikbaar via het BBS systeem. Drogestofgegevens waren beschikbaar uit laboratoriummetingen. Voor het debiet van het primaire slib zijn de ontwerpgegevens gebruikt. De hoeveelheid methaan die de slibsilo verlaat bij slibverlading is berekend met de theoretische oplosbaarheid van methaan in water en het watergehalte van het slib na centrifugeren zoals dat werd gemeten in het laboratorium. De hoeveelheid slib die werd verladen was beschikbaar via het BBS-systeem.

5

RESULTATEN LACHGAS

5.1 INSCHATTEN EMISSIE LACHGAS

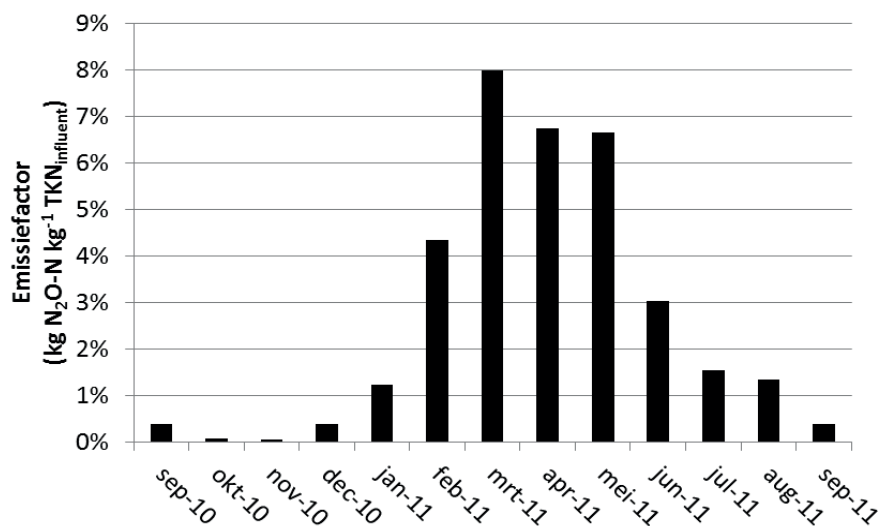
5.1.1 RANDVOORWAARDEN MEETPROTOCOL

VARIATIE EMISSIE EN EMISSIEFACTOREN

De gemiddelde emissiefactor per maand is weergegeven in Figuur 14.

FIGUUR 14

GEMIDDELTE EMISSIEFACTOR PER MAAND



Uit Figuur 14 kan worden waargenomen dat:

- de variatie gedurende de gehele periode zeer groot is;
- de laagste emissie werd gemeten in november 2010, met een maandelijkse emissiefactor van 0,0%. Drie weken lang werd er toen zelfs helemaal geen N_2O geëmitteerd;
- de hoogste emissiefactor werd gemeten in maart 2011, met een emissiefactor van 8,0%;
- in oktober 2010 bedroeg de emissiefactor 0,1%. Tijdens het vorige onderzoek werd in oktober 2008 een emissie gemeten van 0,42% (STOWA, 2010);
- in februari 2011 bedroeg de emissiefactor 4,3%. Tijdens het vorige onderzoek werd toen een emissie gemeten van 6,1% (STOWA, 2010);
- de gemiddelde lachgasemissie over de gehele meetperiode bedroeg: 97 kg N_2O-N d⁻¹, ofwel 3,0% van de inkomende hoeveelheid stikstof.

De absolute cijfers van de gemiddelde maandelijkse lachgasemissie worden weergegeven in Tabel 7.

TABEL 7 EMISSIE N₂O-N PER MAAND GEDURENDE PERIODE SEPTEMBER 2010 – SEPTEMBER 2011

	Totaal		BT		AT	
	Gemiddelde	Standaard-afwijking	Gemiddelde	Standaard-afwijking	Gemiddelde	Standaard-afwijking
	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d
september 2010	12	10	1	2	13	12
oktober 2010	5	6	0	1	5	8
november 2010	2	3	1	2	1	2
december 2010	20	12	19	12	1	0
januari 2011	38	34	38	33	1	1
februari 2011	120	56	115	52	5	6
maart 2011	265	74	246	69	20	18
april 2011	244	84	156	78	88	44
mei 2011	203	59	74	38	129	45
juni 2011	126	70	69	44	57	48
juli 2011	58	59	17	20	41	51
augustus 2011	67	54	18	46	52	36
september 2011	29	17	2	3	31	19

EFFECT TEMPERATUUR

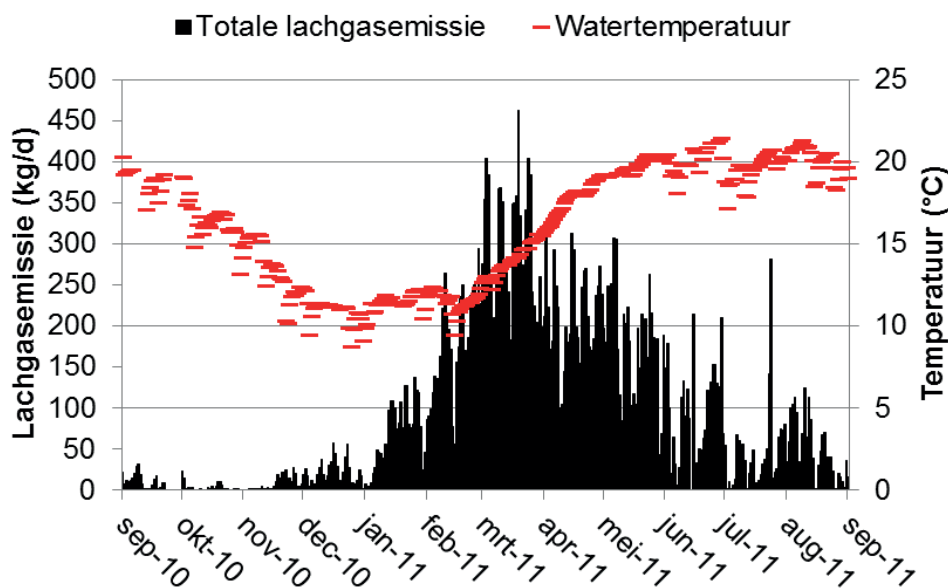
In het vorige STOWA onderzoek (STOWA, 2010) is gebleken dat de emissie in februari veel hoger was dan in oktober. In hoeverre dit het gevolg was van de watertemperatuur kon toen niet duidelijk worden vastgesteld, omdat in februari de zuivering ook te maken had met een hoge aanvoer. Ten aanzien van het vast stellen van de randvoorwaarden van een meetprotocol is het noodzakelijk inzichtelijk te maken wat het effect van de temperatuur is op de emissie. In Figuur 15 is de totale lachgasemissie samen met de watertemperatuur weergegeven als functie van de tijd.

Uit Figuur 15 kan worden opgemaakt dat:

- zodra de temperatuur daalde tot onder de 12°C de emissie begon te stijgen;
- op het moment dat de temperatuur in januari weer begon te stijgen de emissie niet afnam, maar verder doorsteeg;
- pas vanaf april 2011 de emissie begon te dalen, maar dat de emissie nog steeds een veelvoud van de emissie is in het begin van de meetperiode, ondanks de gelijkwaardige temperaturen.

FIGUUR 15

DAGELIJKE LACHGASEMISSIE UIT DE BT EN DE AT MET WATERTEMPERAATUUR, VAN 6 TOT 13 OKTOBER 2010 EN VAN 28 JUNI TOT 5 JULI 2011
KON GEEN EMISSIE WORDEN BEREKEND

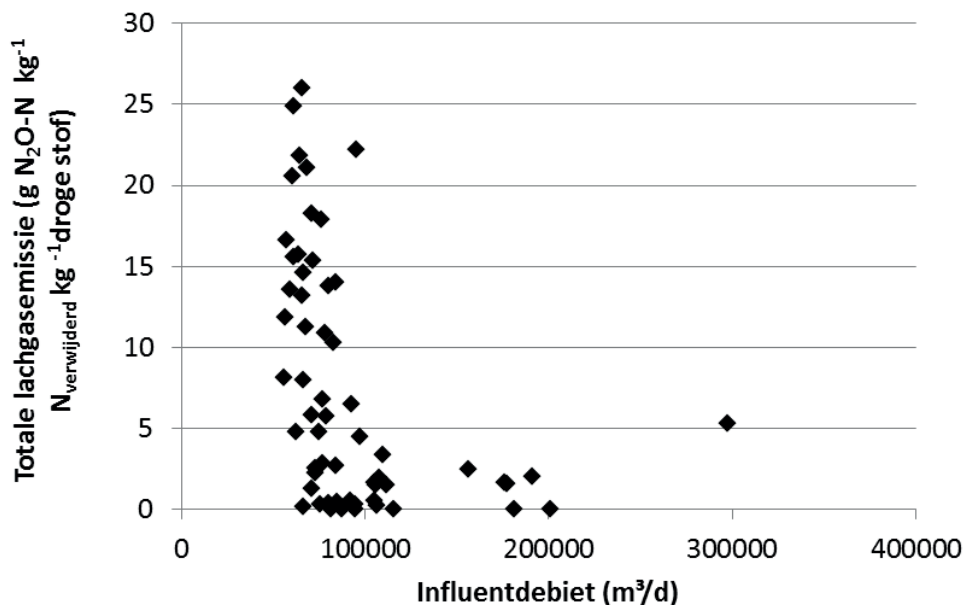


EFFECT AANVOER

Op basis van het vorige STOWA onderzoek (STOWA, 2010) werd het verschil tussen de meting in oktober en de meting in februari voor een deel toegeschreven aan de hoge aanvoer en de lage temperatuur in februari. Gezien de grote bijdrage van lachgas aan de totale CO₂ footprint van de rwzi in februari is voor dit onderzoek gekeken naar de invloed van DWA en RWA aanvoer op de emissie. De invloed van DWA of RWA kan niet direct inzichtelijk worden gemaakt, omdat een typische DWA of RWA dag moeilijk is te selecteren, waarbij het nogal uitmaakt in welke periode deze valt. Om deze reden is gekeken naar een mogelijke correlatie tussen het gemiddelde dagdebiet en de gemiddelde totale dagelijkse lachgasemissie. Deze correlatie is weergegeven in Figuur 16. Uit Figuur 16 kan worden opgemaakt dat de lachgasemissie enigszins negatief gecorreleerd is met het aanvoerdebiet ($R^2 = 0,17$).

FIGUUR 16

CORRELATIE INFLUENTDEBIET EN TOTALE LACHGASEMISSIE

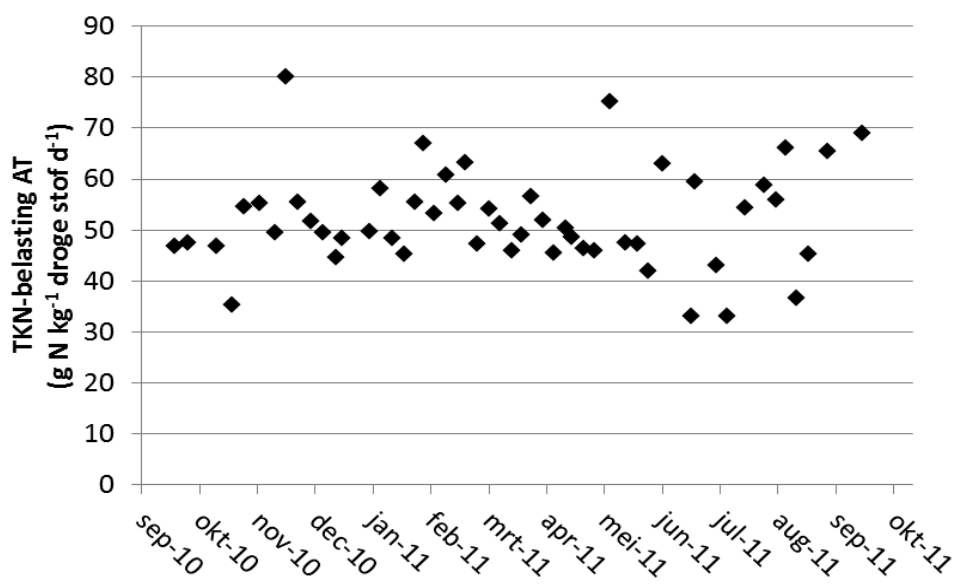


5.1.2 CORRELATIE LACHGASEMISSIE EN STIKSTOFBELASTING

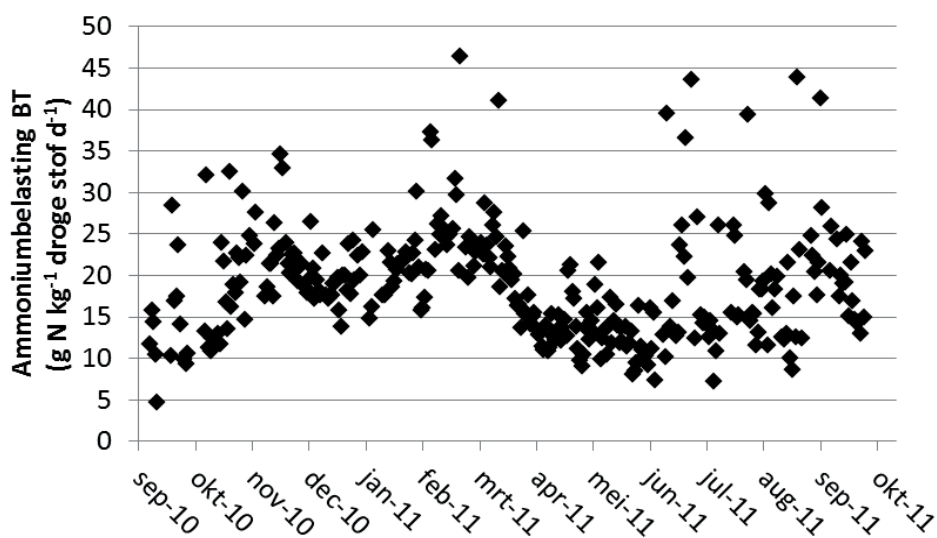
Figuur 17A en B geeft het verloop van de stikstofbelasting in de AT en de BT weer over de tijd. Bij de AT was deze redelijk constant, terwijl de stikstofbelasting van de BT variabel is door de seizoenen heen. De N-belasting in de BT en de hoogte van de emissie lijken niet tegelijk op te treden als Figuur 15 en Figuur 17 met elkaar worden vergeleken. De stijging van de stikstofbelasting in de BT start vanaf het eind van de zomer, op dat moment vond er nog geen stijging plaats in de emissie van lachgas (zie Figuur 15). Het hoogtepunt van de lachgasemissie vond plaats rond half april, terwijl op dat moment de N-belasting in de BT alweer begint te dalen. Een statistisch significante correlatie tussen lachgasemissie en stikstofbelasting kon dan ook niet vastgesteld worden, noch voor de AT, noch voor de BT.

FIGUUR 17 STIKSTOFBELASTING IN A: DE AT, B: DE BT

A



B



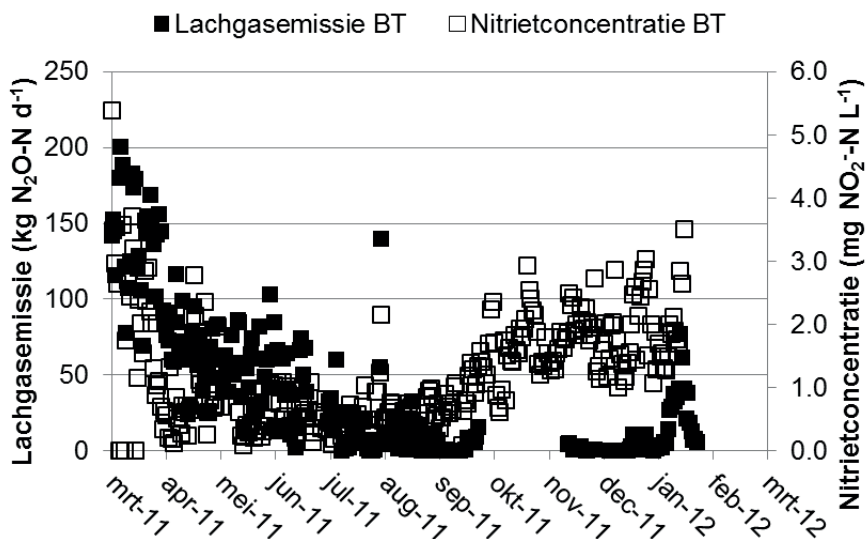
Ook voor de online data (zoals per dag verzameld) kon er geen statistische correlatie worden vastgesteld.

5.1.3 CORRELATIE LACHGASEMISSIE EN NITRIET

LANGE TERMIJN

Figuur 18 geeft de daggemiddeldes weer van de nitrietconcentratie in de BT en de lachgasemissie uit de BT.

FIGUUR 18 VERLOOP NO₂-N CONCENTRATIE EN DE ACTUELE LACHGASEMISSIE OP HET BEMONSTERINGSTIJDSTIP IN BT2

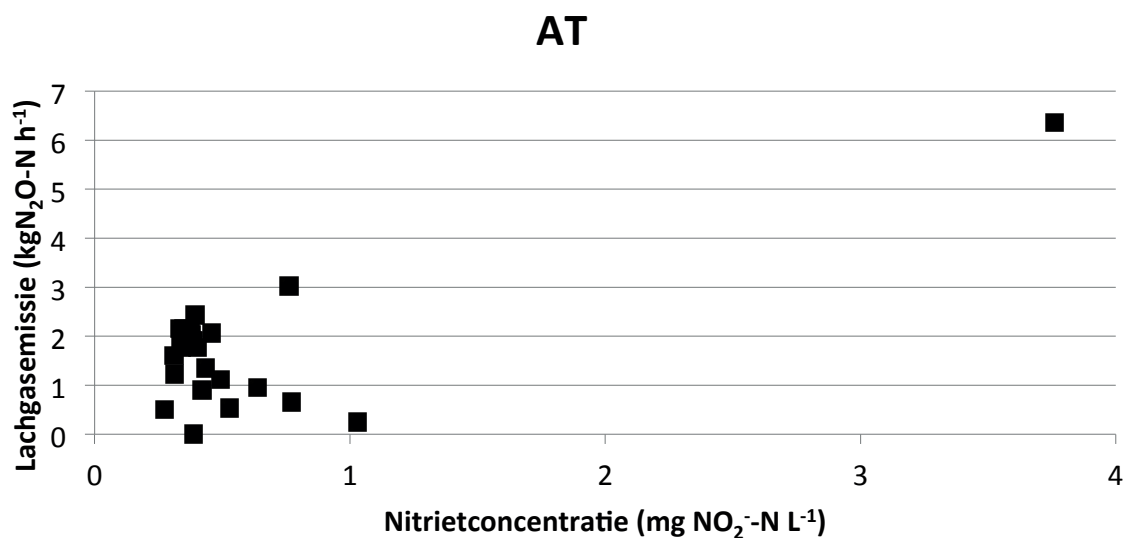


Uit Figuur 18 kan worden geobserveerd dat vanaf het vroege voorjaar zowel de nitrietconcentratie in de BT als de lachgasemissie uit de BT afnemen. Deze observatie geeft de indicatie dat er een relatie is tussen de nitrietconcentratie en de mate van lachgasemissie. Om dit te toetsen zijn zowel voor de AT als de BT de nitrietconcentraties uitgezet tegen de lachgasemissie. De resultaten hiervan zijn te zien in Figuur 19A en B. De nitrietdata in de BT zijn afkomstig van de nitrietsensor, terwijl de nitrietdata uit de AT het resultaat zijn van enkele metingen met een cuvettestest. Beide figuren laten zien dat de nitrietconcentratie over de gehele periode slecht tot beperkt correleert met de lachgasemissie ($R^2 = 0,11$ voor de BT en $0,53$ voor de AT).

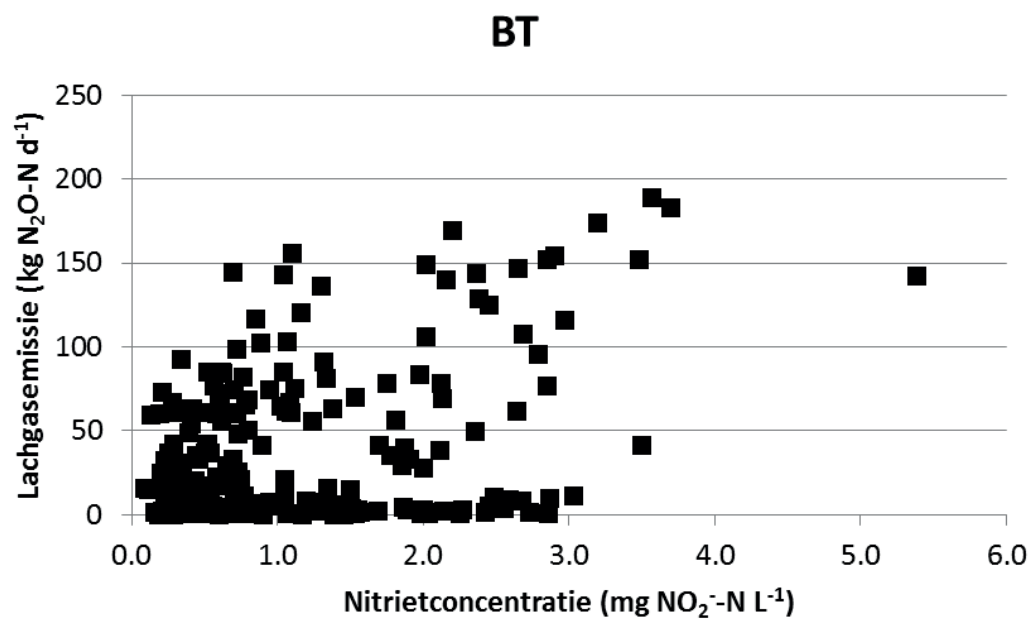
FIGUUR 19

NITRIETCONCENTRATIE VS LACHGASEMISSIE IN DE AT (A) EN BT2 (B)

A

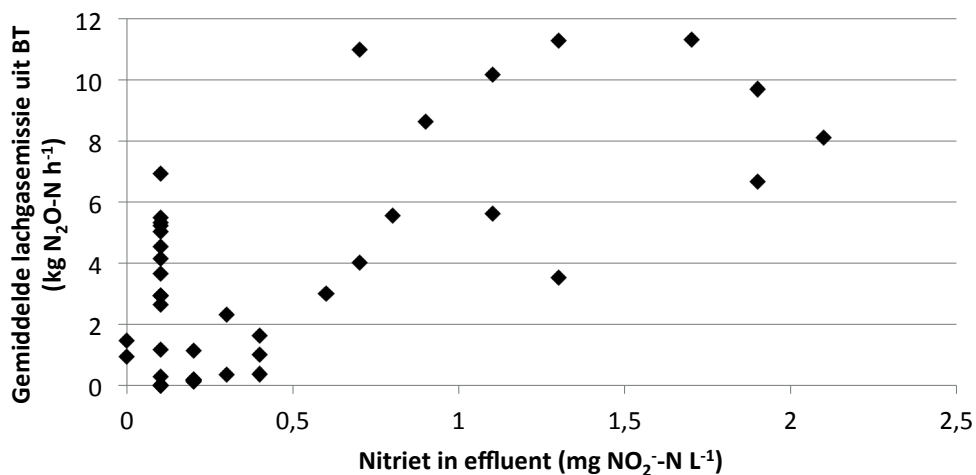


B



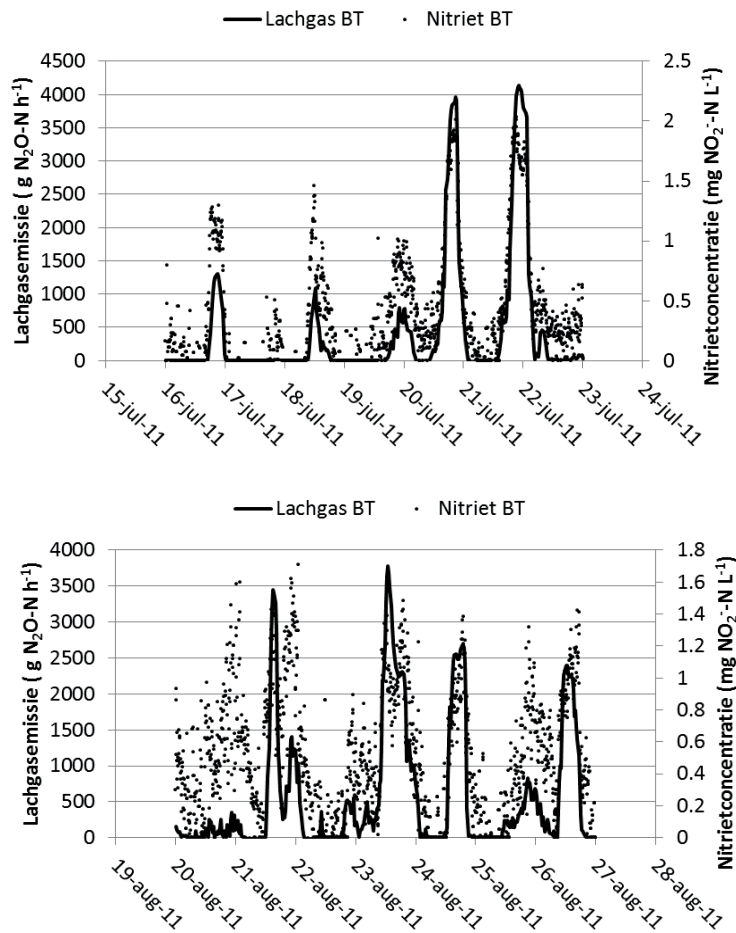
Ook als de effluentwaarden van nitriet zoals die wekelijks gedurende de gehele periode zijn gemeten, worden uitgezet tegen de lachgasemissie vanuit de BT wordt slechts een beperkte correlatie waargenomen, zoals is te zien in Figuur 20 ($R^2 = 0,49$).

FIGUUR 20 NITRIETCONCENTRATIE IN EFFLUENT VERSUS LACHGASEMISSIE BT (1 EN 2)

**KORTE TERMIJN**

Uit de online data van enkele periodes in de BT (zie Figuur 21) valt op dat de variatie in de lachemissie samenvalt met de variatie in de nitrietconcentratie. Echter, de variatie tussen de lachgasemissie en de nitrietconcentratie is niet steeds in proportie. Vooral in de grafiek voor augustus is duidelijk dat nitrietpieken met een gelijke hoogte een verschillende lachgaspiek kunnen vertonen.

FIGUUR 21 ONLINE LACHGASEMISSIE EN NITRIETCONCENTRATIE TIJDENS EEN WEEK IN JULI EN AUGUSTUS 2011



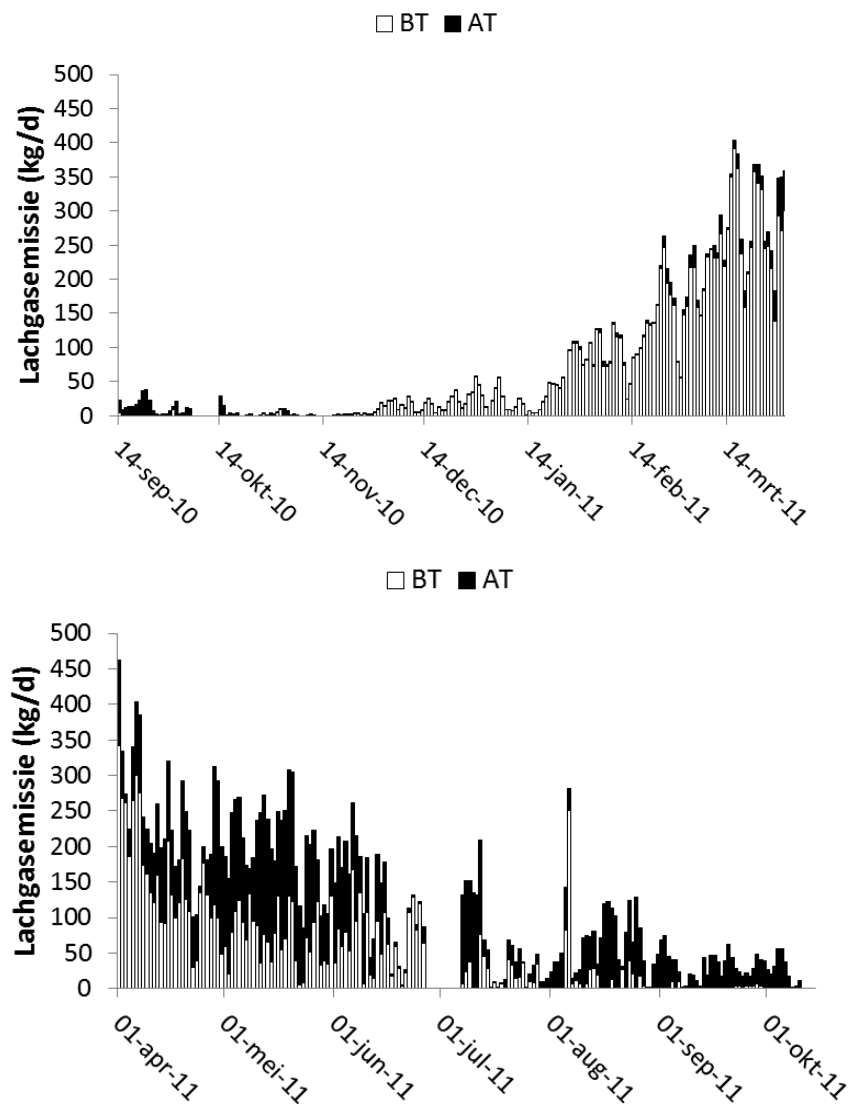
5.2 VORMING LACHGAS

5.2.1 HERKOMST EN OORSPRONG EMISSIE

HERKOMST

De emissie van lachgas kon plaatsvinden vanuit de AT en/of BT1 en 2. Om inzicht te krijgen waar het lachgas werd gevormd, is de totale emissie in de tijd opgesplitst naar bijdrage van de AT en vanuit BT1 en 2, welke is weergegeven in Figuur 22.

FIGUUR 22 DAGELIJKSE LACHGASEMISSIE, OPGESPLITST NAAR BIJDRAGE VANUIT BT1 EN 2 EN AT



Uit Figuur 22 kan worden waargenomen dat:

- in het begin van de meetcampagne wanneer de emissie laag was deze voornamelijk uit de AT afkomstig was;
- na een periode in november met een zeer lage emissie de emissie bijna volledig uit de BT afkomstig was;
- de emissie van lachgas tot aan januari sterk stijgt en voornamelijk uit BT afkomstig was;
- vanaf april wanneer de emissie langzaam begon te dalen, het aandeel uit de AT opliep (met nog enkele uitzonderlijke dagen waarop de emissie enkel uit de BT kwam);

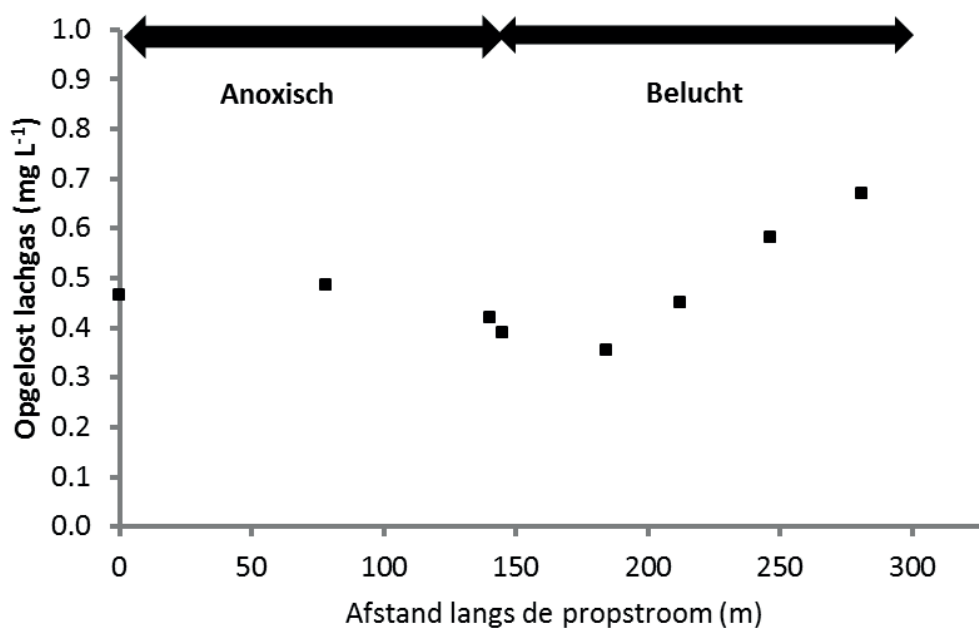
- vanaf augustus 2011 de emissie van lachgas opnieuw bijna exclusief uit de AT, kwam, waarbij de emissie wel veel hoger lag dan tijdens dezelfde periode in 2010;

Deze resultaten komen overeen met het vorige STOWA onderzoek. In oktober 2008 was de emissie relatief laag en afkomstig uit de AT. In februari 2009 bleek de emissie heel wat hoger uit te vallen, en was het vooral de BT die lachgas uitstootte

OORSPRONG

Uit de afgasmetingen valt niet op te maken of lachgas nu gevormd wordt tijdens de nitrificatie of tijdens de denitrificatie. Om deze reden is een enkele keer de concentratie van lachgas in de waterfase gemeten in de AT. De resultaten van deze metingen zijn weergegeven in Figuur 23.

FIGUUR 23 PROFIEL VAN OPGELOST LACHGAS IN DE AT. DE RESULTATEN ZIJN DE GEMIDDELDDES VAN VIJF METINGEN TUSSEN 8 FEBRUARI EN 1 APRIL 2011



Uit Figuur 23 blijkt dat de concentratie van lachgas licht daalt in het anoxische gedeelte terwijl de concentratie stijgt in het beluchte gedeelte van de AT.

5.2.2 VORMING LACHGAS TIJDENS NITRIFICATIE

Op laboratorium en praktijkschaal is het effect onderzocht van nitriet, ammonium temperatuur, luchtdebiet en DO op de vorming van lachgas. De resultaten van de laboratoriumtesten en de waarnemingen uit de praktijk zijn samengevat in bijlage 8. De belangrijkste waarnemingen kunnen als volgt worden samengevat:

NITRIET

- op laboratoriumschaal is waargenomen dat bij een toenemende nitrietconcentratie meer lachgas wordt gevormd (zie Figuur 49);
- op praktijkschaal is een zeer beperkte correlatie gevonden tussen de nitrietconcentratie en de lachgasemissie (zie Figuur 19). Echter doordat in de volledig afgezogen lucht van de zuivering is gemeten, kon geen onderscheid gemaakt worden tussen de bijdrage vanuit de nitrificatie of denitrificatie.

Ammonium

- op laboratoriumschaal is waargenomen dat bij een toenemende ammoniumconcentratie de vorming van lachgas per gram omgezette ammonium toeneemt. De stijging van 5 naar 10 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ is hierbij wel sterker dan van 3 – 5 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ (zie Figuur 50);
- op praktijkschaal bleek de online lachgasemissie uit de BT nauw samen te hangen met de ammoniumconcentratie in de reactor (zie Figuur 51). Dit patroon is echter niet constant aanwezig tijdens de volledige meetperiode. In de zuivering kon er dan ook geen correlatie worden aangetroffen tussen daggemiddeldes van lachgas en ammoniumconcentratie, noch in de AT noch in de BT.

TEMPERATUUR

- op laboratoriumschaal is waargenomen dat bij een toenemende temperatuur meer lachgas werd gevormd per omgezette hoeveelheid ammonium. Verder werd waargenomen dat de nitrietomzettingssnelheid sneller toenam met de temperatuur dan de ammoniumomzettingssnelheid (zie Figuur 52);
- de belangrijkste waarnemingen in de praktijk waren dat:
- de emissie van lachgas stijgt als de temperatuur daalt. Het patroon is echter niet symmetrisch: de emissies beginnen niet meteen te dalen als de temperatuur terug stijgt. De waarnemingen in de praktijk geven dus een tegenovergesteld beeld ten opzichte van de waarnemingen op laboratoriumschaal (zie Figuur 15).

DO

- op laboratoriumschaal kon het effect van de opgeloste zuurstofconcentratie niet eenduidig worden vastgesteld⁸;
- de belangrijkste waarnemingen uit de praktijk waren dat:
- in de AT de emissie van lachgas doorgaans onafhankelijk is van de DO (zie Figuur 54A);
- in de BT tijdens bepaalde periodes de online emissie samenviel met een hoge opgeloste zuurstofconcentratie. Dit patroon werd niet consistent waargenomen gedurende de gehele periode (zie Figuur 54B).

LUCHTDEBIET

- op basis van de laboratoriumexperimenten wordt duidelijk dat (Figuur 55):
- de lachgasproductie licht afneemt met een verhoogde roersnelheid⁹;
- er geen sprake is van een stripeffect, waarbij de verhoogde massatransfer (hogere k_La) zou leiden tot een verhoogde lachgasemissie.
- het effect van het beluchtingsdebiet in de praktijk is getoetst aan de hand van het opgenomen vermogen van de blowers of puntbeluchters. Uit deze toetsing is gebleken dat:
- in sommige periodes de emissie gelijk loopt met het opgenomen vermogen, maar er kon echter geen correlatie tussen het opgenomen vermogen en de mate van emissie worden gevonden (zie Figuur 56).

8 Hierbij dient wel te worden opgemerkt dat het bijzonder moeilijk is om de zuurstofconcentratie te controleren tijdens een batch-test, omdat de zuurstofconsumptiesnelheid varieert tijdens de batch. De resultaten dienen dus met enige voorzichtigheid behandeld te worden

9 hogere roersnelheid, is hoger kLa is hoger beluchtingsdebiet

5.2.3 VORMING LACHGAS TIJDENS DENITRIFICATIE

Op laboratorium en praktijkschaal is het effect onderzocht van nitriet, CZV/N verhouding, DO en temperatuur op de vorming van lachgas. De resultaten van de laboratoriumtesten en de waarnemingen uit de praktijk zijn samengevat in bijlage 8. De belangrijkste waarnemingen kunnen als volgt worden samengevat:

NITRIET

- op laboratoriumschaal is waargenomen dat de vorming van lachgas stijgt bij toenemende nitrietconcentraties (zie Figuur 57);
- op praktijkschaal is een zeer beperkte correlatie gevonden tussen de nitrietconcentratie en de lachgasemissie (zie Figuur 19). Echter doordat in de volledig afgezogen lucht van de zuivering is gemeten, kon geen onderscheid gemaakt worden tussen de bijdrage vanuit de nitrificatie of denitrificatie.

CZV/N

- op laboratoriumschaal is waargenomen dat de vorming van lachgas stijgt bij een hogere CZV/N verhouding (zie Figuur 58). Dit spreekt de hypothese tegen dat meer lachgas wordt geproduceerd bij een lagere CZV/N verhouding. Bij een CZV/N verhouding van één wordt de denitrificatie al zo gehinderd dat nauwelijks N_2O vorming werd waargenomen (zie Figuur 58);
- het effect van de CZV/N verhouding op de emissie van lachgas in de praktijk niet kan worden vastgesteld, omdat geen onderscheid kan worden gemaakt tussen de bijdrage van de nitrificatie en de denitrificatie. Wel werd in de praktijk een vrij constante CZV/N verhouding waargenomen (zie Figuur 59).

DO

- op laboratoriumschaal is waargenomen dat zowel de lachgasproductie als de nitraat-reductiesnelheid afneemt bij toenemende zuurstofconcentraties (al vanaf 0,2 mg/l; zie Figuur 60).

TEMPERATUUR

- op laboratoriumschaal werd het volgende waargenomen:
- er wordt meer lachgas gevormd per omgezette hoeveelheid nitraat bij toenemende temperaturen (zie Figuur 61);
- er meer lachgas wordt gevormd bij een CZV/N van 8 dan bij een CZV/N van 4, terwijl de nitraatreductiesnelheid ongeveer even hoog is (zie Figuur 58).

6

DISCUSSIE LACHGASEMISSIE

6.1 INSCHATTEN EMISSIE LACHGAS

6.1.1 RANDVOORWAADEN MEETPROTOCOL

De lange termijn online meetresultaten van dit onderzoek laten een aanzienlijke variatie zien in lachgasemissie. De emissie varieert zowel op lange termijn (seizoenen) als op korte termijn (dagelijks). De waargenomen variatie tussen de seizoenen bevestigen de resultaten uit het vorige STOWA-onderzoek (STOWA 2010). Op deze zuivering blijkt bovendien ook de herkomst van de emissie te verschillen in de tijd (AT of BT). De variatie op de lange termijn tussen seizoenen suggereert een effect van de temperatuur op de emissie, een effect van het aanvoerdebiet kon niet worden vastgesteld. Bij het opstellen van een meetprotocol dient dus meer aandacht te worden gegeven aan het effect van temperatuur dan aan het effect van aanvoerdebiet.

Voor een goed meetprotocol dient gezien de resultaten van dit onderzoek te voldoen aan de volgende randvoorwaarden:

- Metingen voor langere tijd uitvoeren of herhalen in bepaalde seizoenen om effect van temperatuur (seizoenen) op de emissie te ondervangen. Dit is noodzakelijk omdat een korte meetcampagne van een week of zelfs een maand in het najaar een ernstige onderschatting van de emissies zou hebben opgeleverd hebben, terwijl een dergelijke meetcampagne in het vroege voorjaar tot een overschatting geleid zou hebben.
- Metingen online uitvoeren. Steekmonsters worden namelijk doorgaans overdag genomen, en tijdens de periode met de hoge emissies tijdens de winter bleek de lachgasemissie juist 's nachts het hoogst te zijn. Dat betekent dat steekmonsters geleid zouden hebben tot een onderschatting. Bovendien zouden steekmonsters niet toegelaten hebben om de dagelijkse variatie in de emissie te onderkennen. Daartegenover staat dat een lange termijn meetcampagne die gebruik maakt van steekmonsters wel had volstaan om een ruwe inschatting te maken van de totale emissies.

Het is echter belangrijk om op te merken dat de variatie in emissie wellicht karakteristiek is voor Kralingseveer, en dat conclusies over de te gebruiken meetperiode niet noodzakelijk geëxtrapoleerd kunnen worden naar andere zuiveringen.

6.1.2 CORRELATIE PROCESPARAMETERS

NITRIET

Er werd geen betekenisvolle correlatie gevonden tussen de daggemiddelde waarden van de nitrietconcentratie in de actiefslibtank en de dagelijkse lachgasemissie. In de tijd bekeken, bleek de lachgasemissie echter de nitrietconcentratie te volgen, vooral dan bij de online waarden. Een lachgaspiek blijkt steeds samen te gaan met een nitrietpiek, maar zoals blijkt uit de scatterplot (Figuur 19) en uit de online grafiek van augustus (Figuur 21) kan nitriet ook hoog zijn zonder dat dat gepaard gaat met een lachgaspiek. Bovendien is de hoogte van

de lachgaspiek niet proportioneel met de hoogte van de nitrietpiek. Hoewel er dus geen kwantitatieve relatie kon vastgesteld worden tussen nitrietconcentratie en lachgasemissie blijkt er dus wel een kwalitatief verband te zijn.

Concreet betekent dit dat nitriet kan dienen als een waarschuwing voor een verhoogd risico op lachgasemissie, maar het is niet mogelijk om aan de hand van de gemeten nitrietconcentratie een inschatting te maken over de hoogte van de emissie.

STIKSTOFBELASTING

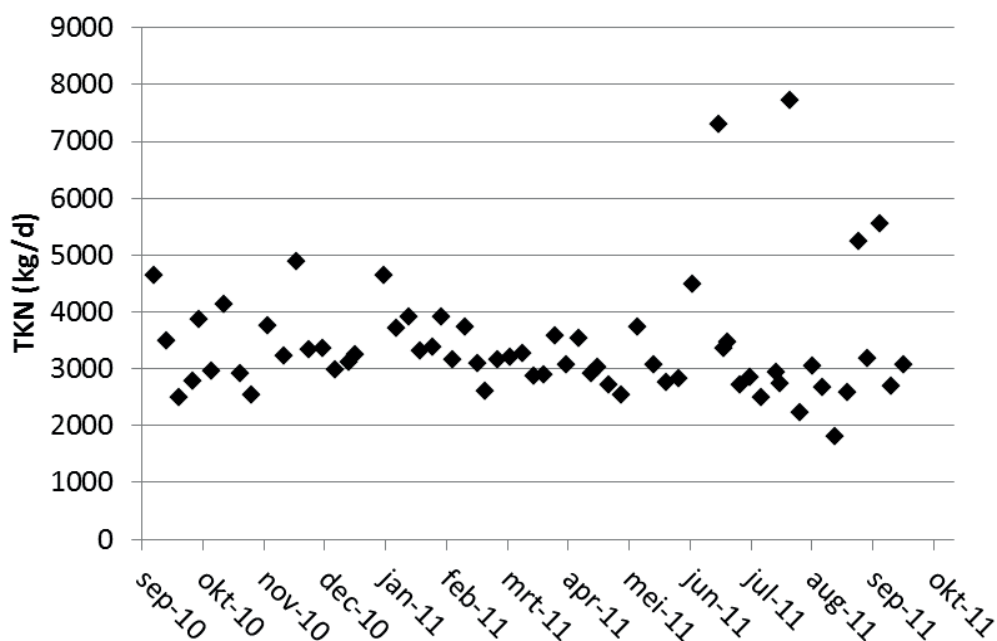
Uit het onderzoek is gebleken dat er geen correlatie bestaat tussen de stikstofbelasting en de lachgasemissie. Integendeel, het grootste deel van de emissie kwam uit de laagbelaste BT en niet uit de hoogbelaste AT. Stikstofbelasting op zich blijkt dus geen maat te zijn voor de hoogte van de lachgasemissie van een zuivering.

6.2 VORMING LACHGAS

6.2.1 HERKOMST EN OORSPRONG EMISSIE

Aangezien lachgas wordt geproduceerd tijdens de biologische stikstofverwijdering, zou de variatie in de emissies kunnen verklaard worden door de aanvoer van stikstof naar de zuivering of door de locatie waar stikstof wordt verwijderd en de mate waarin dit gebeurt. Figuur 24 toont aan dat de aanvoer van stikstof naar de AT vrij constant bleef gedurende de gehele meetperiode.

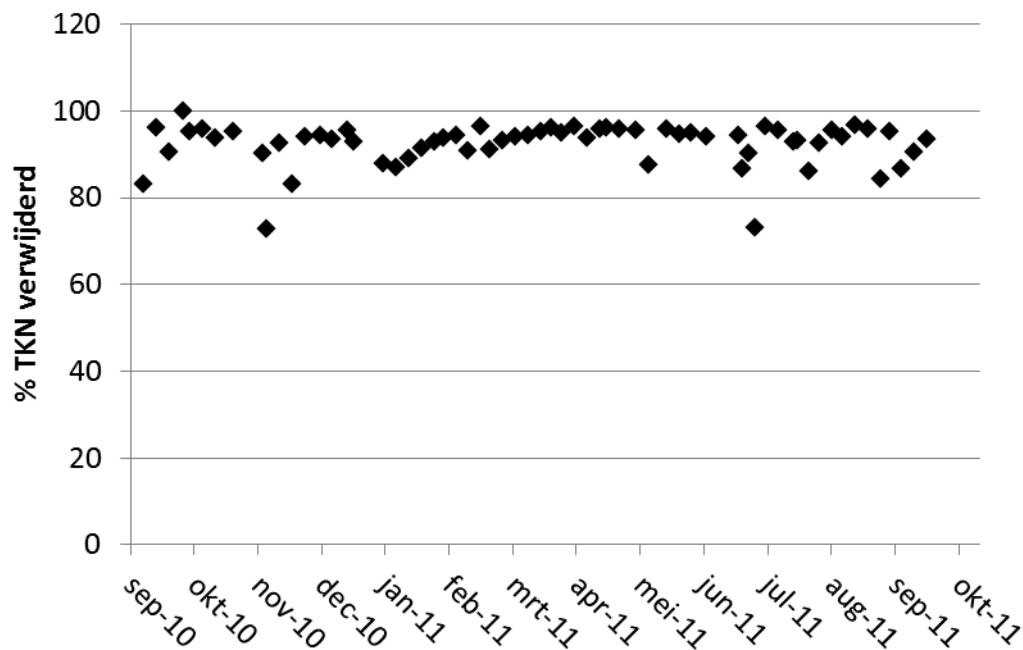
FIGUUR 24 GEMIDDELTE NKJ VRACHTEN IN DE AFLOOP VAN DE VOORBEZINKTANK



Het TKN-verwijderingsrendement van de volledige zuivering bleef bovendien min of meer gelijk gedurende het jaar, zoals is te zien in Figuur 25.

FIGUUR 25

TOTALE NKJ VERWIJDERING GEDURENDE MEETPERIODE

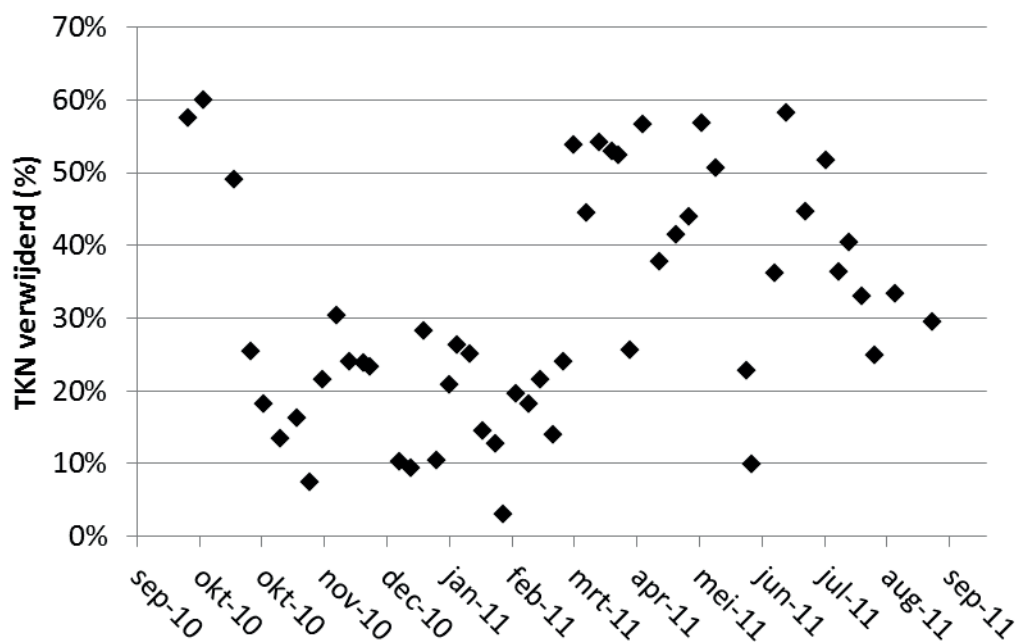


De variatie in lachgasemissie kan dus niet worden verklaard door de mate waarin stikstof wordt verwijderd. Meer details over het functioneren van de zuivering gedurende meetperiode zijn weergegeven in bijlage 7.

Wel blijkt de stikstofverwijdering gedurende de meetperiode te verschuiven van de AT naar de BT en terug. Figuur 26 laat zien dat het stikstofverwijderingsrendement in de AT daalt vanaf het begin van het najaar en opnieuw toeneemt vanaf begin april.

FIGUUR 26

VERWIJDERING NKJ IN A: AT EN B: BT1 EN 2

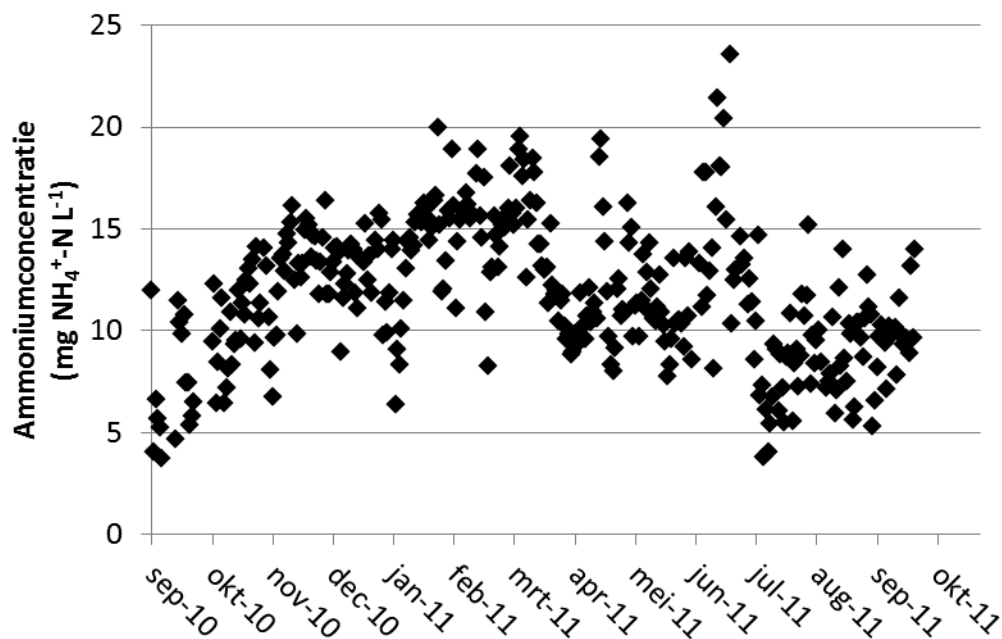


Dat is ook merkbaar aan het verloop van de ammoniumconcentratie in de AT (zie Figuur 27). Onder invloed van de lagere temperatuur wordt de minimale slijbleeftijd voor nitrificatie langer, zodat er meer reactorvolume nodig is. In de winter komt er dus meer ammonium vanuit de AT in de BT terecht en aangezien het rendement van de volledige zuivering nagenoeg gelijk blijft betekent dit dat de stikstofbelasting van de BT hoger wordt en dat er meer stikstof verwijderd moet worden in de BT. Uit Figuur 28 blijkt inderdaad dat de nitrificatieactiviteit van de BT toeneemt ten opzichte van de AT. De temperatuurdaling heeft dus als gevolg dat de nitrificatieactiviteit deels verschuift van de AT naar de BT.

Toch blijkt uit de praktijk dat er geen rechtstreeks verband was tussen de temperatuur of de nitrificatie-activiteit enerzijds, en de emissie anderzijds. Dat bleek ook uit het praktijkonderzoek met betrekking tot temperatuur. De emissie begint pas echt op te lopen als de temperatuur al het laagste punt heeft bereikt, terwijl de verhoogde emissie nog doorgaat als de temperatuur al bijna opnieuw op het zomerpeil is. Ook de verschuiving van de nitrificatie-activiteit van de AT naar de BT loopt niet parallel met de verhoging en de verschuiving van de emissie. Behalve dat de emissie verschuift van de AT naar de BT en terug, blijkt ook dat de emissie veel hoger is gedurende de periode dat de emissie uit de BT komt. De mate waarin stikstof wordt verwijderd blijkt dus niet samen te hangen met de emissie, eerder hangt de emissie af van de omstandigheden waarin stikstof wordt verwijderd.

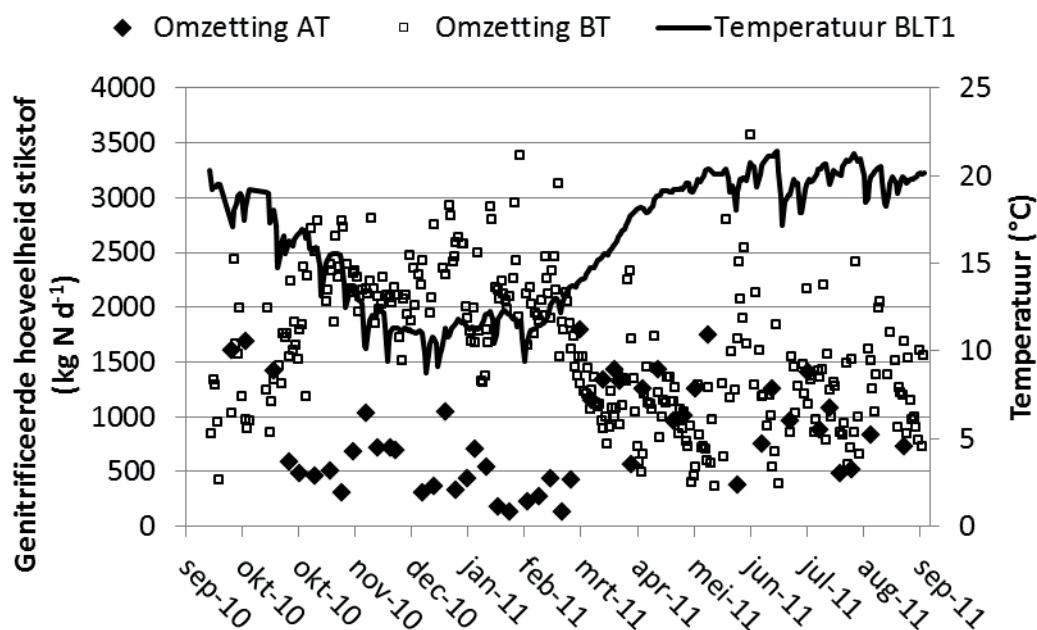
FIGUUR 27

VERLOOP AMMONIUMCONCENTRATIE IN DE AT



FIGUUR 28

VERLOOP NITRIFICATIE IN AT EN BT MET TEMPERatuur



OORSPRONG EMISSIE

De oorsprong van de emissie als zijnde de nitrificatie of denitrificatie kon niet direct worden vastgesteld doordat het niet mogelijk was om de afgas van de nitrificatie en denitrificatie apart te meten. Uit een meting van lachgas in de vloeistoffase (zie Figuur 23) bleek echter wel dat de concentratie lachgas in de denitrificatie zone afnam en toenam in de nitrificatiezone. Dit duidt er op dat het lachgas met name tijdens de nitrificatie werd gevormd. De hoge nitrificatieactiviteit in de BT en de op dat moment ook hoge lachgas emissie bevestigde dit beeld. Echter de bijdrage van de denitrificatie kan niet geheel worden uitgesloten, omdat bijvoorbeeld de hoge nitrietconcentraties in de BT (zie Figuur 18) ook een negatief effect kunnen hebben gehad op de denitrificatie (zie Figuur 57).

6.2.2 VORMING LACHGAS

Uit diverse internationale onderzoeken is gebleken (GWRC, 2011) dat voornamelijk de nitrificatie verantwoordelijk is voor de vorming van lachgas. In de vorige paragraaf is duidelijk gemaakt dat op Kralingseveer niet direct een onderscheid gemaakt kon worden tussen de bijdrage vanuit de nitrificatie en de denitrificatie. Wel waren er indicaties dat ook op Kralingseveer de nitrificatie voornamelijk verantwoordelijk is geweest voor de vorming van lachgas. De vraag is nu hoe de vorming van lachgas tijdens de nitrificatie is beïnvloed. De parameters die daarbij zijn onderzocht zijn, de temperatuur, nitriet-, ammonium en zuurstofconcentratie en het beluchtingsdebiet.

Voor de temperatuur werd op laboratoriumschaal een positieve correlatie gevonden tussen de temperatuur en de vorming van lachgas. In die zin dat bij een hogere temperatuur meer lachgas per gram omgezet ammonium werd gevormd. Het is algemeen bekend dat bij hogere temperaturen omzettingen en groei sneller plaats vinden, maar de laboratoriumtesten laten dus ook zien dat bij hogere temperaturen meer lachgas wordt gevormd per gram omgezet ammonium.

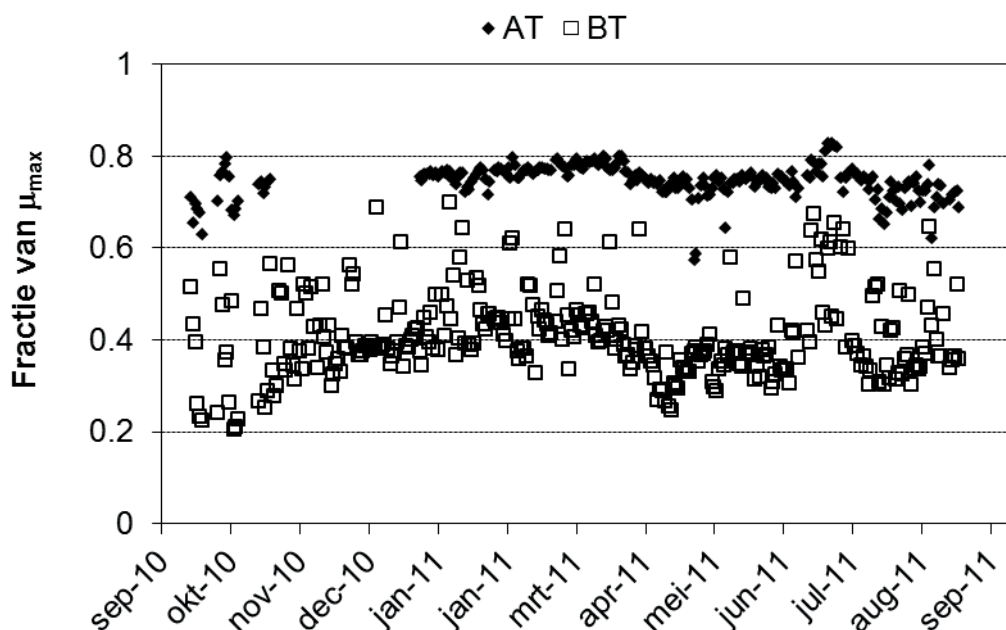
De groeisnelheid van nitrificeerders wordt niet alleen beïnvloed door de temperatuur, maar ook door de concentratie en halfwaarde constante van een aantal componenten volgens (afgeleid van IWA, ASM No 2d):

$$\mu_{AUT} = \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PO_4} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \mu_{AUT,max} \quad (1)$$

Met deze vergelijking kan worden berekend welke percentage van de maximale groeisnelheid wordt bereikt en of dit een relatie heeft tot de hoogte van de lachgasemissie. Dit percentage kan voor de nitrificeerders in de AT en BT in de tijd worden uitgerekend aan de hand van daggemiddelden.

In de berekeningen is vooralsnog alleen rekening gehouden met ammonium en zuurstof¹⁰ omdat deze als de belangrijkste parameters worden gezien, en fosfaat en de alkaliniteit in de praktijk niet limiterend zullen zijn geweest. Voor de AT en BT op rwzi Kralingseveer is het resultaat van de berekening weergegeven in Figuur 29.

FIGUUR 29 WEERGAVE IN DE TIJD VAN HET PERCENTAGE VAN DE MAXIMALE GROEISNELHEID DIE DE NITRIFICEERDERS IN DE AT EN BT2 OP DE RWZI KRALINGSEVEER BEREIKEN



Uit Figuur 29 valt op te maken dat de nitrificeerders in de AT sneller konden groeien dan de nitrificeerders in de BT. Voor de AT lag het gemiddelde percentage rond de 75%, terwijl dit voor de BT lag op 45%. In dit geval verklaart het verschil in groeisnelheid niet het verschil in lachgasemissie, omdat in Kralingseveer een hogere emissie werd gevonden in de BT dan in de AT. Kennelijk spelen ook nog andere factoren een rol die de hoge emissie in de BT verklaren.

10 Voor de zuurstofconcentratie in de AT is het gemiddelde genomen van de daar aanwezige sensors (2 stuks). Voor BT2 is het gemiddelde genomen van de twee sensors die zich in het midden van de tank bevinden, waar grotendeels de nitrificatie plaats vindt. Voor de K_{O_2} en de K_{NH_4} zijn de waarden uit het ASM 2d overgenomen respectievelijk 0,5 en 1,0 mg/l.

Een belangrijk verschil dat werd waargenomen tussen de BT en de AT was de concentratie nitriet in beide tanks. Uit Figuur 18 en Figuur 19A blijkt dat in de BT gemiddeld hogere concentraties nitriet voorkomen dan in de AT. Hogere nitrietconcentraties zijn het gevolg van ophoping van nitriet. Ophoping van nitriet kan het gevolg zijn van het feit dat de nitrietoxideerders nitriet minder snel verwijderen dan de ammoniumoxideerders nitriet vormen. De condities waaronder dit kan plaatsvinden, kan worden afgeleid uit de procesvoering van een Sharon reactor.

In een Sharon reactor is juist het doel om ammonium tot alleen nitriet om te zetten en nitrietoxideerders uit te spoelen. Om dit doel te bereiken wordt in een Sharon reactor:

- een temperatuur hoger dan 15°C toegepast, omdat boven deze temperatuur de groeisnelheid van ammoniumoxideerders groter is dan de groeisnelheid van nitrietoxideerders. Vaak wordt in de praktijk gewerkt met een temperatuur van 35°C (Hellings et al., 1998);
- een lage zuurstofconcentratie, om gebruik te maken van de hogere affiniteit voor zuurstof van ammoniumoxideerders ten opzichte van nitrietoxideerders (van Loosdrecht et al, 2000);
- een hoge recirculatie toe te passen tussen anoxische en aërobe condities, waardoor de denitrificerders (nitrietreducerders) de nitrietoxideerders verdringen (van Loosdrecht et al, 2000).

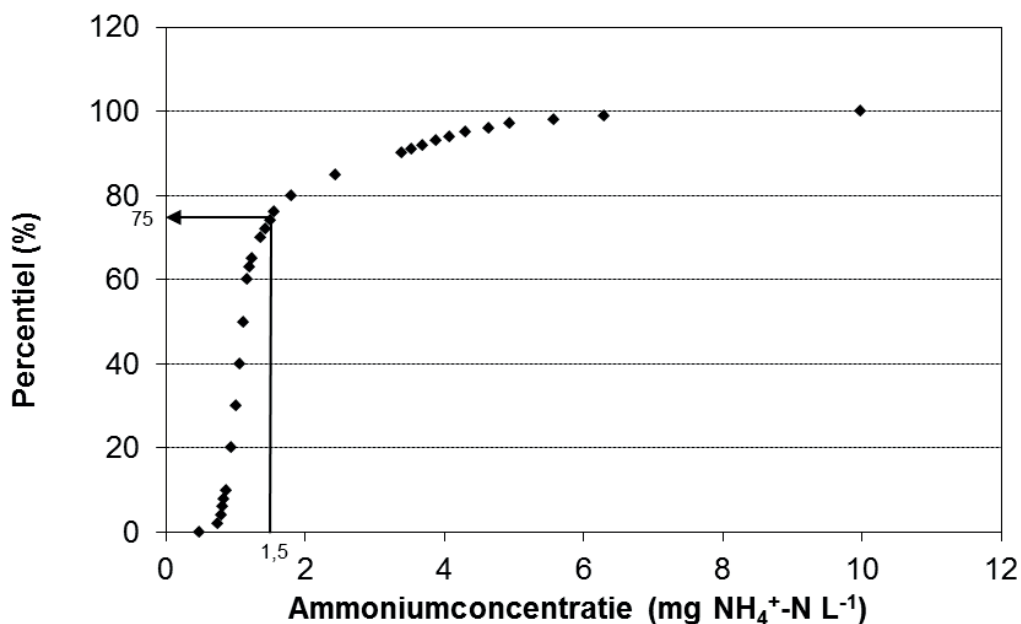
Op een rwzi kan het effect van temperatuur niet de reden zijn van het uitspoelen van nitrietoxideerders. Wel kan op een zuivering verschillen ontstaan in zuurstofconcentratie, en kunnen er verschillen optreden in de mate waarin wordt gewisseld tussen anoxische en aërobe procescondities.

In de BT werd over het algemeen hogere concentraties nitriet en hogere emissies van lachgas waargenomen dan in de AT. De verschillen tussen deze twee tanks zijn:

- de aanwezigheid van bellenbeluchting in de AT vs de aanwezigheid van puntbeluchters in de BT;
- een zuurstofconcentratie van gemiddeld 2,2 mg/l in de AT ten opzichte van een zuurstofconcentratie in de BT van gemiddeld < 1,4 mg/l;
- de aanwezigheid van slechts één overgang van anoxische naar aërobe condities in de AT, ten opzichte van maximaal drie overgangen (bij drie puntbeluchters aan, gestuurd op ammonium).

Door het verschil in type beluchting en de lagere zuurstofconcentraties in de BT ten opzichte van de AT kan daar eerder een zuurstoftekort zijn ontstaan dan in de AT, waardoor nitriet zich kan ophopen. Daarnaast is in de BT de kans op uitspoeling van nitrietoxideerders groter dan in de AT doordat in de BT vaker kan zijn gewisseld tussen anoxische en aërobe condities. Het aantal wisselingen tussen anoxische en aërobe condities is afhankelijk van hoeveel puntbeluchters in worden geschakeld. Per BT zijn vier puntbeluchters aanwezig, waarvan er altijd één aan staat en altijd één uit staat. De andere twee worden bijgeschakeld afhankelijk van de ammoniumconcentratie. De tweede puntbeluchter wordt bijgeschakeld indien ammonium hoger is dan 0,7 mg N/l, de derde wordt bijgeschakeld indien ammonium hoger is dan 1,5 mg N/l en weer uitgeschakeld als ammonium lager is dan 1,2 mg N/l. Om vast te stellen hoeveel puntbeluchters in de BT hebben aangestaan gedurende de gehele meetperiode is een frequentieverdeling gemaakt van de ammoniumconcentratie in de BT. Voor BT2 is deze weergegeven in Figuur 30.

FIGUUR 30 FREQUENTIEVERDELING AMMONIUMCONCENTRATIE IN BT2



Uit Figuur 30 valt op te maken dat in 75% van de tijd de ammoniumconcentratie zich onder de 1,5 mg/l bevond, en dat dus in 25% van de tijd de ammoniumconcentratie hoger was dan 1,5 mg/l. Dit betekent dus ook dat in 25% van de tijd drie puntbeluchters aan waren. Verder is uit de frequentieverdeling duidelijk geworden dat gedurende de gehele periode de ammoniumconcentratie hoger is geweest dan 0,7 mg/l. Dit betekent dat gedurende de gehele periode minimaal twee puntbeluchters aan zijn geweest. Samenvattend kan worden gesteld dat gedurende de gehele meetperiode in de BT er altijd twee zones waren waarin werd gewisseld tussen anoxische en aërobe condities en in 25% van de tijd waren dit dus drie wisselingen. Ten opzichte van maar één wisseling in de AT betekent dit dus een ongunstige situatie voor de BT waardoor de kans op uitspoeling van nitrietoxideerders groter is geweest in de BT dan in de AT. Naast het effect op de nitrietconcentratie heeft het aantal wisselingen tussen anoxische en aërobe condities ook een effect op de vorming van lachgas door ammoniumoxideerders. In een onderzoek uitgevoerd door Yu et al., (2010) werd een lachgaspiek waargenomen nadat was gewisseld van anoxische naar aërobe condities. Naast een negatief effect van nitriet op de hoogte van de lachgasemissie tijdens de nitrificatie kan ook het nitriet een negatief hebben gehad op het functioneren van de denitrificatie zoals uit de laboratoriumexperimenten is gebleken (zie Figuur 57).

Een laatste factor die kan worden genoemd die het verschil tussen BT en AT verklaard, is dat door het feit dat er in een kwart van de tijd drie puntbeluchters aan staan ook minder ruimte is voor denitrificatie. Hierdoor kon gevormd lachgas dat zich nog in oplossing bevond mogelijk niet volledig worden omgezet naar N₂.

Daarnaast is het mogelijk dat in deze omstandigheden de zuurstofconcentratie in de denitrificatiezones zo hoog is geweest dat deze de denitrificatie heeft geremd, zoals uit de laboratoriumexperimenten is gebleken (zie Figuur 60).

Uit de analyse van de verschillen in lachgasemissie vanuit de BT en AT kan worden vastgesteld dat de volgende factoren van invloed zijn op de vorming van lachgas:

- nitrietconcentratie (ook vastgesteld op laboratoriumschaal);
- zuurstofconcentratie;
- aantal wisselingen tussen anoxische en aërobe omstandigheden;
- ruimte voor denitrificatie.

Het verschil in groeisnelheid tussen AT en BT kon niet direct het verschil verklaren in de mate van lachgasemissie. Wel is het mogelijk dat verschillen in groeisnelheid de verschillen in lachgasemissie tussen de rwzi's Papendrecht en Kortenoord uit het vorige onderzoek (STOWA, 2010) en de emissie op Kralingseveer kunnen verklaren. In Tabel 8 is een overzicht gegeven van het percentage van de maximale snelheid waarop de nitrificeerders in de verschillende zuiveringen kunnen groeien.

TABEL 8 OVERZICHT GEMIDDELTE $\text{NH}_4\text{-N}$ EN DO CONCENTRATIES, EN % VAN MAXIMALE GROEISNELHEID EN GEMIDDELTE LACHGASEMISSIE

Zuivering	$\text{NH}_4\text{-N}$ gemiddeld (mg/l)	Gemiddeld DO (mg/l)	% μ_{max}	$\text{N}_2\text{O-N}$ emissie (kg/h)
Kralingseveer AT	12,1	2,2	0,76	1,61
Kralingseveer BT	1,6	1,4	0,45	3,43
Kortenoord ¹⁾	0,3	0,7	0,13	0,018
Papendrecht ²⁾	0,25	0,7	0,12	0,008

1 Op basis van gemiddelden over gehele meetweek

2 Op basis van één meetdag waarop ammonium in effluent was gemeten.

Uit Tabel 8 wordt duidelijk dat op de rwzi's van Kortenoord en Papendrecht de nitrificeerders veel minder snel kunnen groeien dan ze dat kunnen in Kralingseveer. Daarnaast wordt duidelijk dat ook de emissie van lachgas op deze twee zuiveringen veel lager is geweest. Hiermee lijkt te worden bevestigd dat de groeisnelheid van de nitrificeerders een belangrijke rol speelt bij de vorming van lachgas, waarbij een hogere groeisnelheid leidt tot hogere lachgasvorming. Hiermee wordt ook duidelijk dat de concentratie ammonium (zie ook Figuur 50) en zuurstof van invloed zijn op de vorming van lachgas. Dit is in lijn met de bevindingen van een Amerikaans onderzoek naar de emissie van lachgas. In dit onderzoek werd duidelijk dat ammonium en zuurstof (maar ook nitriet) positief waren gecorreleerd met de lachgasemissie (Ahn, et al., 2010). Verder kan hieruit ook de reden worden afgeleid waarom op Kralingseveer geen relatie kon worden gevonden tussen de ammonium,- en zuurstofconcentratie en de lachgasemissie. In met name de AT zijn de ammonium en zuurstofconcentraties dermate hoog dat ze altijd vrij ver boven de K_s waarden liggen en de verschillen in groeisnelheid in de tijd beperkt zijn (zie ook Figuur 29). Door deze beperkte verschillen zijn verschillen in lachgasemissie moeilijk te correleren aan ammonium en zuurstofconcentratie. Dit geldt in iets mindere mate ook voor de BT, omdat met name de ammoniumconcentraties soms dicht bij de K_s waarde liggen.

Een reden dat ook in deze tank geen correlaties konden worden gevonden met de verschillende procesparameters kan ook worden verklaard door het feit dat waarschijnlijk een aantal procesparameters tegelijkertijd de vorming van lachgas hebben beïnvloed, zoals eerder aangegeven.

Uit de analyse van de verschillen in groeisnelheden en lachgasemissies kan worden vastgesteld dat de volgende procesparameters van invloed zijn op de vorming van lachgas:

- ammoniumconcentratie (ook waargenomen op laboratoriumschaal);
- zuurstofconcentratie.

Een laatste parameter die in dit onderzoek is onderzocht is de CZV/N verhouding. Uit de laboratoriumexperimenten is gebleken dat bij een hogere CZV/N verhouding meer lachgas wordt gevormd dan bij lagere CZV/N. Dit spreekt eerdere waarnemingen tegen dat een lage CZV/N verhouding een oorzaak kan zijn van verhoogde lachgasemissie tijdens de denitrificatie (Hanaki et al. 1992). In het laboratoriumonderzoek werd dus juist het tegenovergestelde gevonden, een verhoogde lachgasemissie werd gemeten bij een hoge CZV/N verhouding. Dit duidt er op dat net als bij de nitrificatie dat bij een hogere omzettingssnelheid meer lachgas wordt gevormd. Dit werd bevestigd in de test waarin het effect van temperatuur op de vorming van lachgas werd gemeten. Uit deze test bleek (zie Figuur 61) dat bij hogere temperaturen de vorming van lachgas steeg tegelijkertijd met de denitrificatiesnelheid. Er werd echter ook gevonden dat bij een CZV/N van 8 meer lachgas gevormd werd dan bij een CZV/N van 4, terwijl de nitraatreductiesnelheid ongeveer even hoog was (zie Figuur 58).

Uit de metingen van de afloop van de voorbezinktank bleek dat de CZV/N ratio gemiddeld rond de 6 lag, waardoor wellicht tijdens de denitrificatie in de AT ook lachgas is gevormd.

6.2.3 SAMENVATTING EN OPLOSSINGSRICHTINGEN

Op basis van de bestudering van de verschillen in emissie tussen AT en BT en de verschillen tussen Kralingseveer en andere zuiveringen kan worden vastgesteld dat de volgende procesparameters een rol spelen bij de vorming van lachgas:

Nitrificatie en denitrificatie:

- nitrietconcentratie;
- zuurstofconcentratie;
- aantal wisselingen tussen anoxische en aërobe omstandigheden;
- ammoniumconcentratie.

Denitrificatie:

- ruimte voor denitrificatie;
- CZV/N verhouding.

Door de verkregen inzichten kan een aantal oplossingsrichtingen worden benoemd om de vorming van lachgas te voorkomen.

Vorming van lachgas kan mogelijk worden gereduceerd door:

- het aantal overgangen tussen anoxische en aërobe condities zoveel mogelijk te beperken;
- de zuurstofconcentraties zo te regelen dat geen tekorten ontstaan, maar dat ook geen grote overschotten ontstaan;
- ammoniumconcentraties zo laag mogelijk worden gehouden door een hoge mate van recirculatie of door het mogelijk uitvlakken van pieken in de aanvoer;
- voldoende ruimte voor denitrificatie handhaven om gevormd N_2O tijdens de nitrificatie weg te nemen.

Om in de toekomst bovenstaande oplossingsrichtingen meer concreet te maken is het voor noodzakelijk om de oplossingsrichtingen te toetsen in de praktijk. Daarnaast is het belangrijk om ook rekening te houden met mogelijke effecten op de effluent-kwaliteit, de bezinkbaarheid van het slib, maar bijvoorbeeld ook het elektriciteitsverbruik.

6.3 DOORKIJK NAAR KLIMAATAKKOORD

In het klimaatakkoord is de intentie uitgesproken de emissie van broeikasgassen waaronder lachgas te reduceren. Om dit te kunnen doen is eerst inzicht nodig in de feitelijke uitstoot van een zuivering en ten tweede is er inzicht nodig naar de mogelijkheden om deze uitstoot te reduceren. Het doel van dit onderzoek was om dit inzicht te verkrijgen. In de volgende twee paragrafen wordt dit verder besproken.

6.3.1 FEITELIJKE UITSTOOT

In het eerste onderzoek dat is uitgevoerd naar de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's (STOWA, 2010) is al gebleken dat de emissie van lachgas vanuit een individuele zuivering niet kan worden bepaald aan de hand van één kengetal. De belangrijkste reden hiervoor is, is dat de emissie zeer variabel is tussen zuiveringen, maar ook op een zelfde zuivering varieert de emissie gedurende de dag en tussen seizoenen. Dit beeld wordt in dit onderzoek bevestigd. Verder is uit dit onderzoek gebleken dat alleen via langdurige online metingen de emissie van lachgas kan worden bepaald, omdat er verder ook geen correlatie kon worden gevonden tussen de stikstofbelasting / nitrietconcentratie en de emissie van lachgas.

Om in de toekomst wel invulling te geven aan het klimaatakkoord en de feitelijke uitstoot van een zuivering in te schatten wordt geadviseerd om de volgende stappen te zetten:

- per waterschap inschatten op welk van de zuiveringen het risico op de emissie van lachgas het hoogst is aan de hand van Tabel 9.

TABEL 9

RISICOMATRIX LACHGASEMISSIE VANUIT ZUIVERING (GWRC, 2011)¹¹

Hoogte van het risico	Hoog	Medium	Laag
Procesparameter			
Effluentconcentratie totaal N (mg N/l)	> 10	5 - 10	< 5
Mate van variatie in concentratie N in zuivering	hoog	medium	laag
Mate van variatie in (dagelijkse) belasting	hoog	medium	laag
Maximale concentratie NO ₂ (mg N/l) in gehele zuivering	> 0,5*	0,2 - 0,5	< 0,2

* Risico neemt niet verder toe bij hogere concentraties.

- het meten van de emissie op de zuivering met het hoogste risico volgens de voorwaarden die daaraan gesteld worden zoals vermeld in § 6.1.1, waarin N₂O emissie wordt gerelateerd aan inkomende stikstofvracht.

¹¹ Deze tabel is gebaseerd op de waarnemingen die zijn gedaan in vier internationale onderzoeken. Uit deze onderzoeken is gebleken dat wanneer hoge concentraties ammonium, zuurstof, nitriet kunnen worden voorkomen het risico op lachgasemissie verminderd. Deze waarnemingen zijn vertaald naar procesparameters van een zuivering. De mate van variatie in concentratie N in zuivering geeft bijvoorbeeld verschil aan tussen een propstroomreactor (hoge variatie) en volledig gemengde reactor (lage variatie). Voor meer details zie GWRC, 2011.

6.3.2 FEITELIJKE MOGELIJKHEDEN VOOR REDUCTIE

Ten opzichte van het eerste onderzoek naar de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's heeft dit onderzoek meer concrete oplossingsrichtingen opgeleverd om de emissie van lachgas te reduceren.

Echter de genoemde oplossingsrichtingen (zie § 6.2.2) zijn op basis van dit onderzoek nog niet voldoende concreet te maken voor implementatie in de praktijk. Om in de toekomst invulling te geven aan de uitvoering van het klimaatakkoord wordt geadviseerd om:

- de genoemde oplossingsrichtingen te toetsen in de praktijk, om effect te onderzoeken en om deze om te zetten naar concrete maatregelen;
- het effect van de genoemde oplossingsrichtingen te onderzoeken op effluentkwaliteit, bezinkbaarheid van het slib, en het elektriciteitsverbruik.

Op het moment dat de maatregelen concreet zijn gemaakt en de effectiviteit is getoetst kunnen deze maatregelen (indien van toepassing) worden geïmplementeerd op de zuivering. Door na implementatie van de maatregel(en) weer te meten kan de daadwerkelijke reductie worden bepaald.

7

RESULTATEN METHAAN

7.1 INSCHATTEN EMISSIE METHAAN

7.1.1 MASSABALANS

De eerste doelstelling van het methaanonderzoek was om inzicht te krijgen in de emissie en hoe deze in te schatten voor individuele zuiveringen. Om deze doelstelling te bereiken is een statisch model ontwikkeld. Om input te geven aan dit model is op de rwzi Kralingseveer een massabalans bepaald van alle aanwezige procesonderdelen (zie Tabel 6). De resultaten van deze massabalansen is weergegeven in Tabel 10.

TABEL 10 OVERZICHT PRODUCTIE (+) OF CONSUMPTIE (-) VAN METHAAN PER PROCESONDERDEEL OP DE RWZI KRALINGSEVEER

Procesonderdeel	Saldo (gemiddeld) (kg/d)	Standaardafwijking (kg/d)
Ontvangwerk	0,0	93
VBT	38	90
Selector	12	98
AT	-170	69
BT	-27	143
Nabezinktank	29	35
Primair slibindikker	22	19
Uitgegist slib buffertank	98	25
Centrifuge	0,0	128
Silo	37	15
Compostfilter	-46	158

Uit Tabel 10 blijkt dat in de voorbezinktank, de selector, de nabezinktank, de primair slibindikker, uitgegist slibbuffertank, silosilo methaanvorming plaats heeft gevonden. In de AT, BT en het compostfilter is een consumptie van methaan waargenomen. Welke procesonderdelen worden opgenomen in het model wordt bediscussieerd in § 9.1.

Voor het ontvangwerk geldt dat de verblijftijd te kort is voor methaanvorming. Wel komt via het ontvangwerk een ingaande stroom methaan mee, gevormd in de riolering. De metingen van de methaanconcentratie in het influent zijn samengevat in Tabel 11.

TABEL 11 SAMENVATTING RESULTATEN METINGEN INFLUENT MET BETREKKING TOT METHAANCONCENTRATIES, -EN VRACHTEN

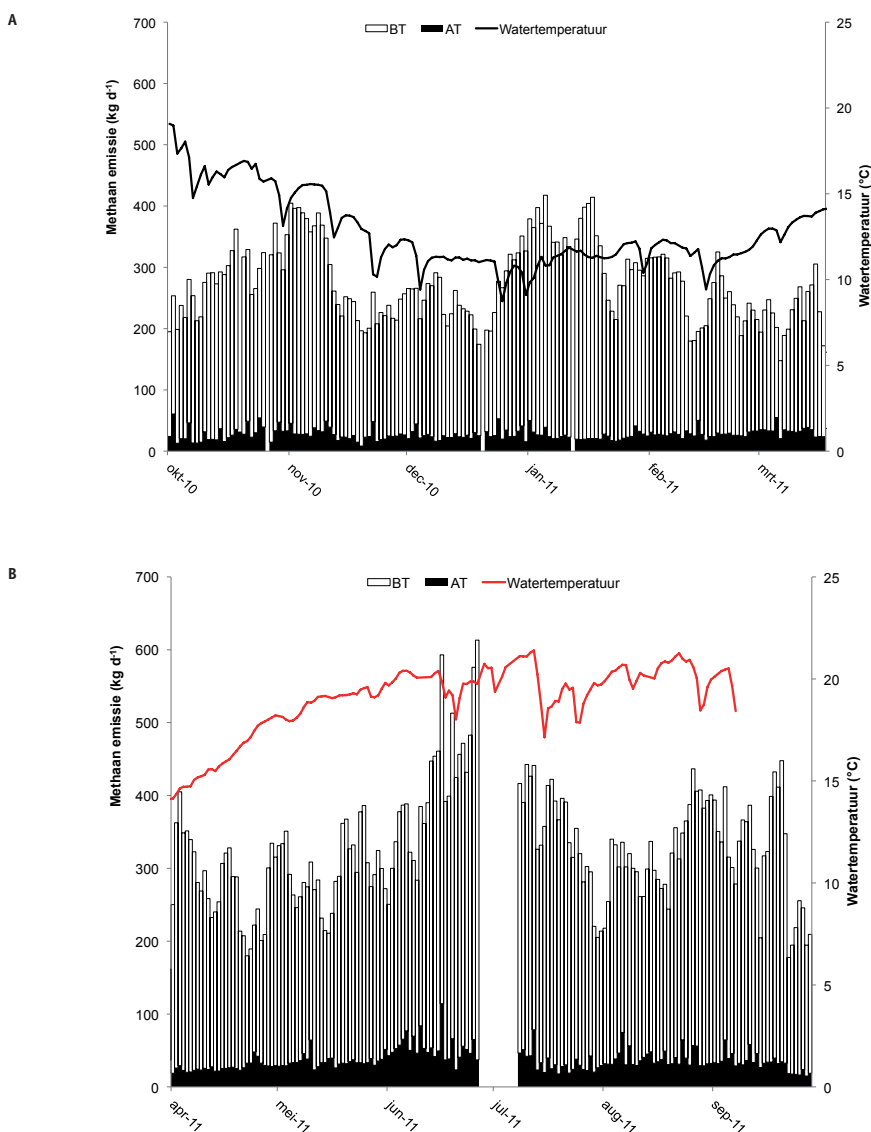
Datum	Concentratie (mg/l)	Vracht (kg/d)
1-4-2011	2,1	153
12-5-2011	3,0	215
27-6-2011	3,3	262
11-7-2011	4,5	306
12-8-2011	1,5	157

De gemiddelde methaanvracht die via het influent binnenkwam bedroeg 219 kg CH₄/d (± 66). De metingen zoals gepresenteerd in Tabel 11 zullen worden gebruikt om de modeluitkomsten met betrekking tot methaanvorming in de riolering te valideren.

7.1.2 VARIATIE EMISSIE

De variatie in de emissie van methaan is onderzocht om inzicht te krijgen in hoeverre een statisch model kan worden toegepast om de methaanemissie vanuit een individuele zuivering vast te stellen. De methaanemissie is samen met de watertemperatuur weergegeven in Figuur 31A en B.

FIGUUR 31 OVERZICHT GEMIDDELTE (DAG) METHAANEMISSION VAN RWZI KRALINGSEVEER EN WATERTEMPERATUUR, A: PERIODE OKTOBER 2010 T/M MAART 2011 B: PERIODE APRIL 2011 T/M 28 SEPTEMBER 2011



Uit Figuur 31 A en B kan worden waargenomen dat:

- de hoogste emissie wordt waargenomen uit BT1 en 2, de bijdrage aan de totale emissie bedroeg 88%. De bijdrage vanuit de AT bedroeg 12%;
- de emissie uit zowel de BT als de AT varieerde in de tijd, waarbij de standaardafwijking in de BT 26% bedroeg en in de AT 29%;
- de emissie in de winter (december-februari) met gemiddeld 273 kg CH₄/d lager lag dan de emissie in de zomer (juni – augustus) met een gemiddelde van 373 CH₄/d.

De gemiddelde emissie in de AT bedroeg 33 kg CH₄/d (± 13), in de BT bedroeg deze 263 kg CH₄/d (± 69). De gemiddelde totale emissie over de gehele periode bedroeg 302 kg CH₄/d (± 83).

De methaanemissies die niet zijn meegenomen in de online metingen zijn de emissies uit de nabezinktanks en het methaan dat wordt geëmitteerd via de uitlaatgassen van de gasmotoren van de WKK. Deze stromen maken namelijk geen deel uit van het ventilatiesysteem van Kralingseveer.

De bijdrage vanuit de nabezinktanks is gemeten aan de hand van een massabalans. Uit de massabalans blijkt (zie Tabel 10) dat enige productie van methaan plaats heeft gevonden, maar dat de standaardafwijking in de metingen te hoog is om het mee te nemen in het model.

De bijdrage vanuit de WKK is via een eenmalige meting vastgesteld. Daarbij werd 1.500 ppm methaan gemeten in de uitlaatgassen.

De temperatuur van de uitlaatgassen maakte het onmogelijk om het gasdebiet te meten, maar aan de hand van de gekende biogasconsumptie en de stoichiometrische hoeveelheid lucht die daar voor nodig is werd een inschatting gemaakt van het debiet. Zo kon de uiteindelijke vracht methaan in de uitlaatgassen worden berekend, welke 38 kg CH₄/d bedroeg. Dit is 1,3% van de hoeveelheid methaan die naar de gasmotoren gaat.

7.2 REDUCEREN EMISSIE METHAAN

7.2.1 METHAANOXIDATIE

LABORATORIUMONDERZOEK

In Tabel 12 is een overzicht opgenomen van de specifieke methaanoxidatiesnelheden zoals die op laboratoriumschaal bij verschillende methaanconcentraties zijn gemeten.

TABEL 12 METHAANOXIDATIESNELHEID BIJ VERSCHILLENDE METHAANCONCENTRATIES

Methaanconcentratie in headspace (ppm)	Specifieke methaanoxidatiesnelheid (mg CH ₄ ×gTSS ⁻¹ ×h ⁻¹)	
	Gemiddelde	Standaardafwijking
1.000	0,04	0,02
40.000	0,7	0,4

Uit Tabel 12 kan worden opgemaakt dat de specifieke methaanoxidatiesnelheid afhankelijk is van de methaanconcentratie.

Het effect van ammonium werd onderzocht door aan een methaanoxiderende batch een puls met ammonium toe te voegen, met concentraties van 1 tot 50 mg N/l. In geen enkel geval werd vastgesteld dat de methaanoxidatiesnelheid afnam nadat ammonium was toegevoegd.

PRAKTIJKONDERZOEK

Uit de massabalans van de AT blijkt dat gemiddeld 7 (+/- 3) kg CH₄/h (zie Tabel 10) is verwijderd. Deze verwijdering kan worden toegeschreven aan de oxidatie van methaan. De oxidatie van methaan kan alleen plaats vinden in de nitrificatie zone van de AT. Het volume van dit deel bedraagt 8.000 m³. Met een gemiddeld drogestofgehalte van 4,3 g/l in de tank kan worden berekend dat de specifieke methaanaafbraak in de praktijk 0,2 mg CH₄×gTSS⁻¹×h⁻¹ bedroeg. Dit is ongeveer drie keer lager dan op laboratoriumschaal. Het is echter mogelijk dat in de praktijk alleen in de

facultatieve zone van de AT methaanoxidatie plaats heeft gevonden, omdat aan het eind van deze zone of al het methaan is omgezet of is gestript. Het volume van de facultatieve zone bedraagt 1.200 m^3 . Bij het genoemde drogestofgehalte kan worden berekend dat de specifieke methaanafbraak $1,3 \text{ mg CH}_4 \times \text{gTSS}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ bedroeg. Dit ligt dan wel boven de gevonden waarde die op laboratoriumschaal werd gevonden.

Aan de hand van de massabalans kon worden berekend hoeveel procent van het ingaande methaan werd verwijderd, de resultaten zijn in Tabel 13 weergegeven.

TABEL 13

OVERZICHT GEMETEN VERWIJDERING METHAAN DOOR METHAANOXIDATIE IN AT

Datum	Verwijdering CH ₄ (%)
1-4-2011	82%
12-5-2011	79%
27-6-2011	79%
11-7-2011	69%
12-8-2011	81%

Uit Tabel 13 blijkt dat in de AT gemiddeld 78% van het ingaande methaan door methaanoxidatie is verwijderd.

Uit de massabalans blijkt dat in de BT nauwelijks omzetting van methaan plaats heeft gevonden, waarbij dient te worden vermeld dat de standaardafwijking vrij groot was (zie Tabel 10). De hoeveelheid methaan die potentieel is omgezet in de BT kan echter ook worden afgeleid uit de hoeveelheid zuurstof die in de BT is omgezet. Dit is mogelijk omdat voor de overdracht van methaan van de gas-, naar de waterfase een vergelijkbare Henry coëfficiënt geldt als voor zuurstof. De gemiddelde zuurstofconsumptie in de BT bedroeg circa 4%. Dit betekent dat ook circa 4% van het methaan uit de proceslucht kon worden overgedragen naar de vloeistoffase en omgezet in de BT. Deze 4% komt overeen met gemiddeld 0,5 kg/h dat aan methaan maximaal in de BT kon worden verwijderd.

7.2.2 EFFECTIVITEIT LUCHTBEHANDELINGSTECHNIEKEN

Naast het reduceren van methaanemissie via methaanoxidatie is onderzocht wat de effectiviteit is van bestaande luchtbehandelingstechnieken om methaan te verwijderen. Om de effectiviteit van bestaande luchtbehandelingstechnieken te onderzoeken zijn een aantal metingen uitgevoerd op diverse locaties. De metingen aan de compostfilters op Kralingseveer zijn vier keer uitgevoerd, de metingen aan het lavafilter op Kortenoord en het actievekoolfilter bij gemaal Maassluis zijn één keer uitgevoerd. De resultaten van de metingen zijn samengevat in Tabel 14. Overzicht gemeten gasdebieten is te vinden in bijlage 7.

TABEL 14

OVERZICHT VERWIJDERINGSRENDEMENT METHAAN MET DIVERSE LUCHTBEHANDELINGSTECHNIEKEN

Techniek	Locatie	Verwijderingsrendement
Compostfilter	rwzi Kralingseveer	14% (stdev 48%)
Lavafilter	rwzi Kortenoord ontvangwerk	25%
	rwzi Kortenoord slibgebouw	4%
Actievekoolfilter	gemaal Maassluis	4%

Het aantal metingen dat is verricht is uiteindelijk beperkt, waardoor een volledige evaluatie niet mogelijk is. Wel geven de resultaten de indicatie dat de verwijdering van CH₄ beperkt was.

8

DISCUSSIE METHAANEMISSIE

8.1 INSCHATTEN EMISSIE METHAAN

8.1.1 MASSABALANS

Van alle procesonderdelen op de rwzi Kralingseveer is via een massabalans bepaald of zij mogelijk een bijdrage leveren aan de productie of consumptie van methaan. Aan de hand van deze massabalansen is bekeken in hoeverre zij in het model dienen te worden opgenomen, met andere woorden leveren zij een significante bijdrage aan de methaanproductie of -consumptie. Om dit te bepalen is in eerste instantie gekeken naar de standaardafwijking en deze te vergelijken met de gevonden productie of consumptie. Indien de standaardafwijking in de meting kleiner is dan de productie of consumptie van methaan wordt het onderdeel meegenomen in het model. Voor de volgende procesonderdelen is dit van toepassing:

- primair slibindikker (producent);
- uitgestort slibbuffer (producent);
- slibsilos (producent);
- AT (consument).

In tweede instantie is gekeken naar de onderdelen waarvan de standaardafwijking suggereert dat zij een bijdrage leveren aan de productie of consumptie van methaan. Het gaat hierbij om de volgende onderdelen:

- voorbezinktank (producent);
- selector (producent);
- BT (consument);
- centrifuge (producent);
- compostfilter (consument).

De standaardafwijking in de metingen is het gevolg van onnauwkeurigheden in de metingen (de meetfout) en het feit dat alle metingen voor de massabalans niet op het zelfde tijdstip zijn uitgevoerd. Het effect van dit laatste is moeilijk te kwantificeren, maar hier zal bij het bepalen van het wel of niet opnemen in het model wel rekening mee dienen te worden gehouden. Hiervoor is het belangrijk om de relatieve toename of afname in methaan te vergelijken met de meetfout. Voor de meetfout geldt dat deze wordt gemaakt bij het bepalen van het gas-, en waterdebiet en de methaanconcentratie in de gas-, en waterfase. Van deze parameters kan van het gasdebiet de meetfout het meest eenvoudig worden bepaald door middel van een foutenanalyse (zie bijlage 2). Voor bovengenoemde procesonderdelen is de relatieve toe-, of afname in methaan samen met de meetfout in het gasdebiet weergegeven in Tabel 15.

TABEL 15

RELATIEVE TOE-OF AFNAME VAN METHAAN PER PROCESONDERDEEL EN DE MEETFOUT IN HET GEMETEN GASDEBIET (VOOR MEER DETAILS ZIE BIJLAGE 7)

Procesonderdeel	Relatieve toe-, of afname in methaan	Meetfout in gasdebiet
Voorbezinktank	16%	7%
Selector	5%	6%
BT	9%	9% (in metingen na compostfilter)
Centrifuge	6%	6%
Compostfilter	14%	9%

Uit Tabel 15 wordt duidelijk dat voor de selector, de BT en de centrifuge geldt dat alleen al de meetfout in het gasdebiet gelijk of hoger was dan de productie of consumptie van methaan. Gezien de andere nog niet meegenomen meetfouten en het feit dat de metingen aan de gas-, en waterfase niet op hetzelfde tijdstip hebben plaats gevonden worden de genoemde onderdelen niet meegenomen in het model. Verder gelden voor de beluchtingstank en de centrifuge nog de volgende overwegingen:

BELUCHTINGSTANK

Voor de beluchtingstank (BT) geldt dat het methaan dat kan worden verwijderd eerst in oplossing dient te worden gebracht. Eerder is berekend dat de maximale hoeveelheid methaan die in de BT in oplossing kan worden gebracht circa $0,5 \cdot 24 = 12$ kg/d bedraagt. Deze hoeveelheid komt qua ordegrrootte overeen met het gemiddelde saldo berekend op basis van de massabalans (27 kg/d zie Tabel 10), maar wijkt sterk af van de standaardafwijking. Dit suggereert dat de gevonden standaardafwijking het gevolg is van onjuiste aannames in de berekening.

CENTRIFUGE

Productie van methaan in de centrifuge is niet mogelijk doordat de verblijftijd daarvoor in de centrifuge te kort is. De centrifuge kan hierdoor niet worden gezien als een producent van methaan. Wel kan via de centrifuges het methaan vrijkomen dat in oplossing aanwezig is in het uitgegiste slib. De hoeveelheid methaan die op deze manier kan vrijkomen kan worden berekend uit de hoeveelheid opgelost methaan en de hoeveelheid uitgegist slib (slibtoevoer naar centrifuges). Dit methaan kan vrijkomen via de emissie naar de lucht tijdens ontwatering en slibverlading, en de afvoer naar het rejectiewater. In de praktijk zal wellicht nog een deel via het slib worden afgevoerd, maar in het model wordt uitgegaan van de maximaal mogelijke hoeveelheid.

Voor de voorbezinktank en het compostfilter geldt dat de meetfout in het gasdebiet kleiner is dan de relatieve toe- of afname in methaan. Dit betekent dat de gevonden standaardafwijking niet volledig kan worden toegeschreven aan alleen de meetfout in het gasdebiet. Wel dient nog rekening te worden gehouden met het feit dat alle metingen voor de massabalans niet op de zelfde tijd hebben plaatsgevonden en met andere meetfouten. In hoeverre het compostfilter en de voorbezinktank dienen te worden opgenomen in het model wordt hieronder verder afgewogen:

VOORBEZINKTANK

Productie van methaan in de voorbezinktank kan plaatsvinden doordat slib zich ophoopt in de tank of door biomassa (met methanoge activiteit) dat via het riool wordt aangevoerd. In hoeverre dit is opgetreden en ook zou kunnen optreden in andere voorbezinktanks is moeilijk vast te stellen. Gezien deze onzekerheid en de onzekerheid in de metingen wordt de bijdrage vanuit de voorbezinktank vooralsnog niet meegenomen in het model.

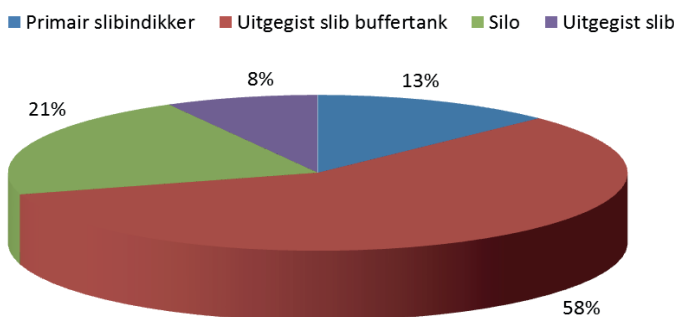
COMPOSTFILTER

De hoeveelheid methaan die in het compostfilter kan worden verwijderd is afhankelijk van de hoeveelheid methaan die in oplossing kan worden gebracht. De standaardafwijking suggereert dat dit 158 kg/d kan bedragen. Aan de hand van de zuurstofconsumptie in de BT is berekend dat daar maximaal 12 kg/d aan methaan kan oplossen. Op basis hiervan lijkt het onwaarschijnlijk dat een hoeveelheid van 158 kg/d kan worden overgedragen en verwijderd in het compostfilter. Dit suggereert dat de gevonden standaardafwijking het gevolg is van onjuiste aannames in de berekening.

Naast de eerder genoemde procesonderdelen (primairslibindikker, uitgegist slibbuffer, slib-silo en AT) wordt de emissie van methaan vanuit het uitgegist slib nog meegenomen in het model. De bijdrage van de procesonderdelen die methaan produceren aan de totale productie vanuit deze onderdelen is weergegeven in Figuur 32.

FIGUUR 32

BIJDRAGE PROCESONDERDELEN AAN TOTALE METHAANPRODUCTIE OP RWZI KRALINGSEVEER



Uit Figuur 32 blijkt dat de twee procesonderdelen achter de gisting, de buffer en de silo met in totaal 79% de grootste bijdrage leveren aan de methaanproductie.

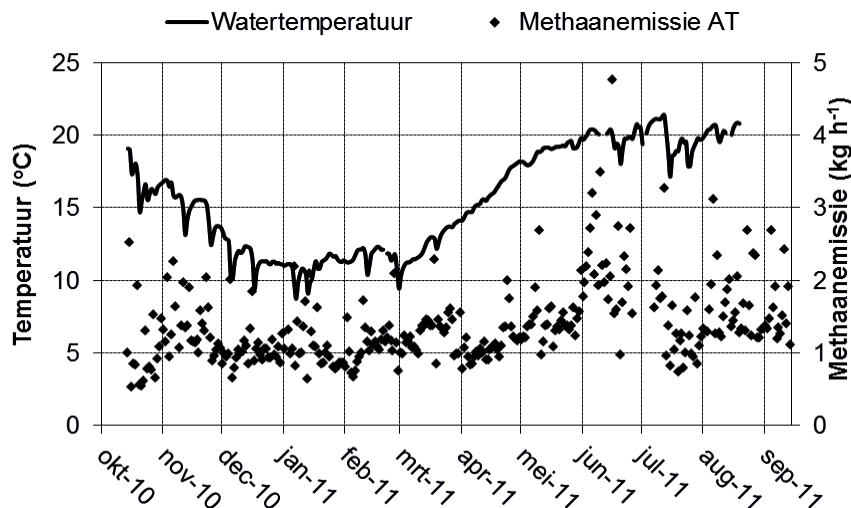
8.1.2 VARIATIE EMISSIE

EMISSIE AT

De bijdrage vanuit de AT aan de totale methaanemissie bedroeg slechts 12%, toch werd in de emissie nog een redelijke variatie gevonden, zoals is te zien in Figuur 33.

FIGUUR 33

VERLOOP METHAANEMISSIE UIT AT EN WATERTEMPERATUUR



Uit Figuur 33 valt op te maken dat in de winter de emissie lager lag dan in de zomer. Hieruit valt op te maken dat de watertemperatuur een deel van de variatie in de emissie verklaart. De variatie in de emissie gedurende bijvoorbeeld een maand kan hiermee nog niet worden verklaard. Hiervoor is gekeken naar de aanvoer van methaan naar de AT.

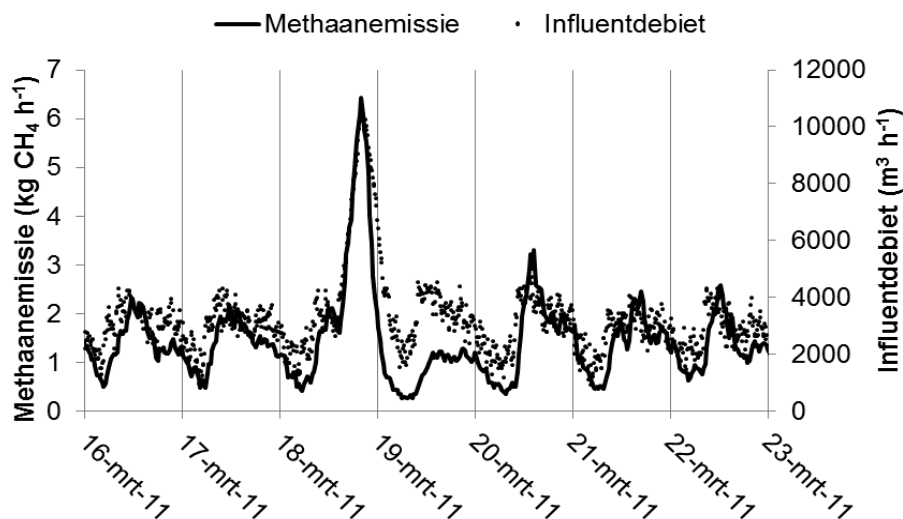
Methaan dat wordt aangevoerd naar de AT kan zijn gevormd in de:

- riolering (via influent);
- gisting (via rejectiewater);
- primairslibindikker (via overloopwater van primairslibindikker).

RIOLERING

Methaan dat wordt gevormd in de riolering komt binnen via het influent. In Figuur 34 is de methaanemissie voor een bepaalde periode uitgezet samen met het influentdebiet. De gekozen periode is representatief voor de gehele meetperiode.

FIGUUR 34 METHAANEMISSIE VANUIT AT EN INFLUENTDEBIET VOOR DE PERIODE 16 – 23 MAART 2011



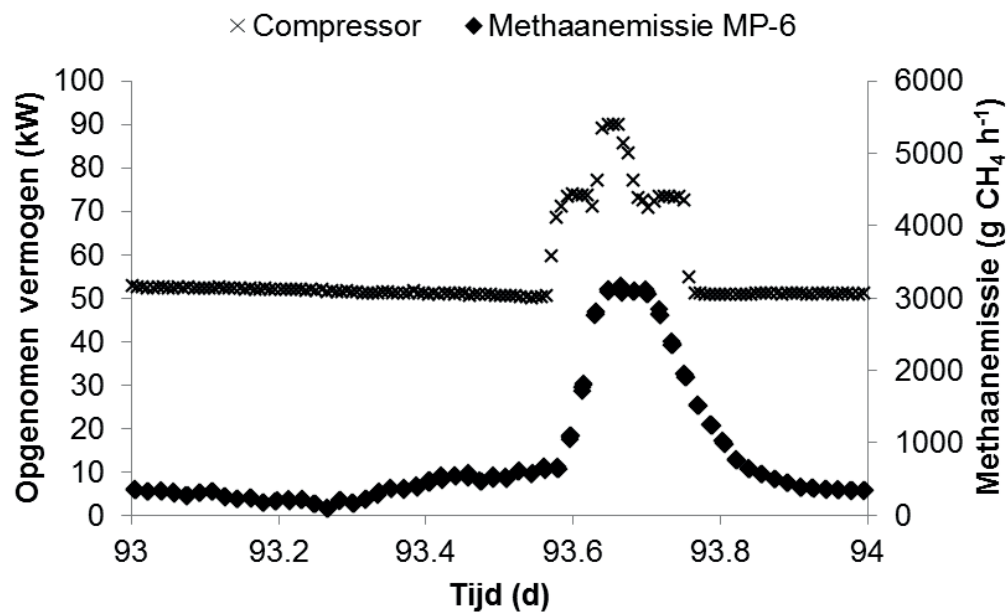
Uit Figuur 34 blijkt dat de emissie van methaan vrijwel gelijk loopt met het influentdebiet, en dat de emissie van methaan hoger was op dagen met regenweeraanvoer. De vraag is of de hogere emissie een stripeffect was door het verhogen van de beluchting, of dat meer methaan werd aangevoerd. In Figuur 35 is de methaanemissie samen met het opgenomen vermogen van de blower in de AT (A) en het influentdebiet (B) weergegeven. Op het moment dat het influentdebiet steeg neemt het opgenomen vermogen van de blower steeg ook de emissie van methaan. De verhoogde emissie hield gedurende circa vijf uur aan, wat er op duidt dat hier geen sprake was van een stripeffect, maar dat gedurende regenweeraanvoer meer methaan werd aangevoerd (first flush effect). De lengte van de droge periode die voorafgaat aan een RWA-dag bleek echter geen invloed te hebben op de hoogte van de methaanpiek zoals kan worden waargenomen in Figuur 36. Dit duidt er op dat met name de verhoogde hoeveelheid afgevoerd water dominant is over de hoeveelheid methaan die wordt gevormd. Dit wordt duidelijk wanneer het verloop van de methaanemissie en het influentdebiet gedurende een dag (zie Figuur 37) wordt bestudeerd. Uit Figuur 37 blijkt dat de methaanemissie het influentdebiet (met enige vertraging) volgt. De verwachting zou zijn dat gedurende de nacht wanneer het debiet laag is de vorming van methaan hoger was, maar doordat het debiet laag was resulteert dit niet in hogere vrachten ten opzichte van een hogere aanvoer.

FIGUUR 35

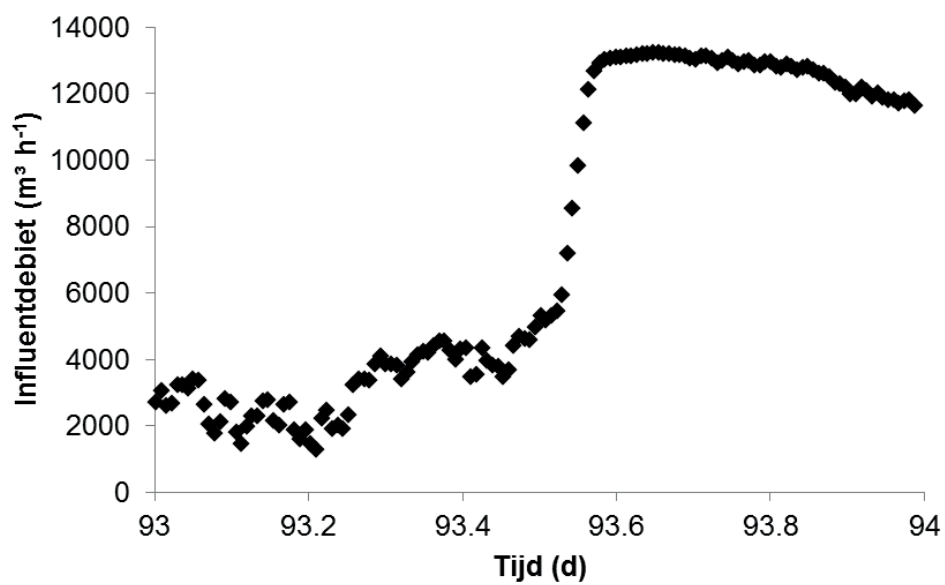
A: METHAANEMISSIE EN OPGENOMEN VERMOGEN (BIJGESCHAKELDE) BLOWER

B: INFLUENTDEBIET, OP EEN DAG MET REGENWEERAANVOER (16 DECEMBER 2010; 0,2 DAG STAAT GELIJK AAN 4,8 UUR)

A

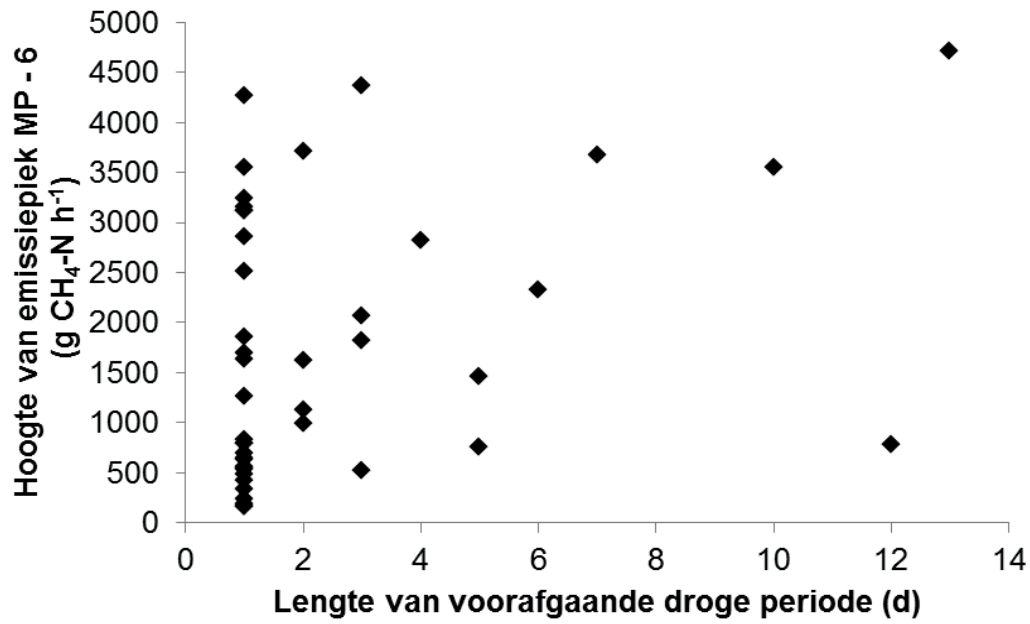


B



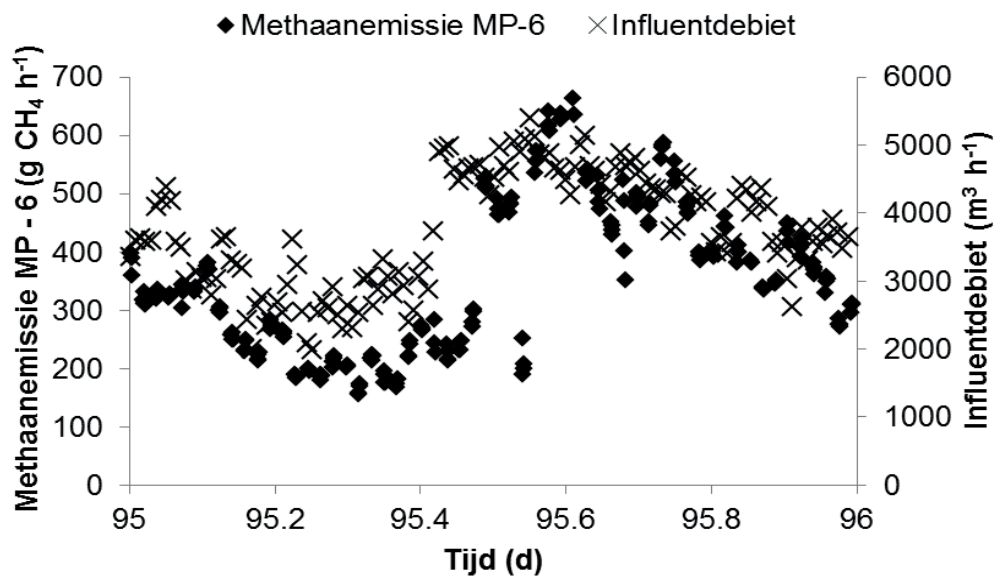
FIGUUR 36

HOOGTE VAN DE EMISSIEPIEK UIT MEETPUNT 6 UITGEZET TEGENOVER DE LENGTE VAN DE VOORAFGAANDE DROGE PERIODE



FIGUUR 37

VERLOOP METHAANEMISSIE EN INFLUENTDEBIET TIJDENS DWA OP 18 DECEMBER 2010



Uit de inventarisatie van het effect van het influentdebiet blijkt dat deze voor een groot deel de variatie in de gemeten methaanemissie vanuit de AT kan verklaren. Verder is gebleken dat met name de hoogte van het debiet bepaalt hoeveel methaan op de zuivering aankomt.

REJECTIEWATER

De hoeveelheid methaan dat via het rejectiewater wordt teruggevoerd naar de waterlijn is afhankelijk van:

- de hoeveelheid opgelost methaan;
- het rejectiewaterdebiet;
- de hoeveelheid methaan die nog gevormd wordt in de buffer;
- de hoeveelheid methaan die naar de lucht wordt gestript in de periode nadat het slib de gisting verlaat en het wordt ontwaterd in de centrifuges.

De hoeveelheid opgelost methaan in het slib dat uit de gisting komt zal vrij constant zijn gezien de constante temperatuur in de gisting. De verwachting is dat het afvoerdebiet van het rejectiewater vrij constant is omdat de centrifuges op Kralingseveer 24 uur per dag en zeven dagen in de week in bedrijf zijn. De hoeveelheid methaan die in de buffer werd gevormd is vrij groot (Tabel 10), de vraag is echter hoeveel van de extra gevormde methaan nog in oplossing is nadat het slib ontwaterd is. De methaanconcentratie in de recirculatiestroom van de gisting, de afloop van de buffer en het rejectiewater is weergegeven in Tabel 16.

TABEL 16

METHAANCONCENTRATIE (WATERFASE) IN RECIRCULATIESTROOM VAN GISTING, OVERLOOP UITGEGIST SLIBBUFFER EN HET REJECTIEWATER
UIT DE CENTRIFUGES

Datum	Recirculatiestroom	Overloop buffer	Rejectiewater
1-4-2011	21,5	21,1	0,5
12-5-2011	20,0	17,5	4,3
27-6-2011	21,8	16,7	2,2
11-7-2011	21,3	18,9	1,4

De concentratie in de recirculatiestroom van de gisting is zoals verwacht vrij constant, dit geldt ook voor de concentraties in de overloop van de uitgegist slibbuffer maar geldt niet voor de concentraties in het rejectiewater. Verder wordt duidelijk dat in het rejectiewater nog maar een beperkte hoeveelheid methaan in oplossing aanwezig was ten opzichte van de recirculatiestroom. Dit betekent dat een groot deel van het methaan in oplossing is geëmitteerd naar de lucht en dus voor maar een klein deel terecht is gekomen in de AT. De gemiddelde concentratie in het rejectiewater bedroeg 2,0 mg/l, bij een gemiddeld rejectiewaterdebiet van 31 m³/h, kan worden berekend dat de gemiddelde vracht richting de AT 1,6 kg/d bedroeg wat circa 5% van de totale emissie was uit de AT. Dit betekent dat de variatie in aanvoer van methaan met het rejectiewaterdebiet nauwelijks invloed heeft gehad op de waargenomen variatie in de methaanemissie vanuit de AT.

PRIMAIRSLIBINDIKKER

In het overloopwater van de primairslibindikker is een gemiddelde methaanconcentratie gemeten (5 metingen) van 3,3 mg/l ($\pm 2,5$). De hoge standaard afwijking laat zien dat de variatie in de concentraties nog vrij hoog was.

Het debiet van het overloopwater kon niet worden vastgesteld. Voor het berekenen van de vrachten is daarom gerekend met het ontwerpdebiet van 49 m³/h. Bij dit debiet bedroeg de gemiddelde vracht vanuit de primair slibindikker naar de AT 3,8 kg CH₄/d, wat 12% was van de totale emissie uit de AT. Dit betekent dat de variatie in de aanvoer van methaan vanuit

de primairslibindikker een beperkte invloed heeft gehad op de waargenomen variatie in methaanemissie vanuit de AT.

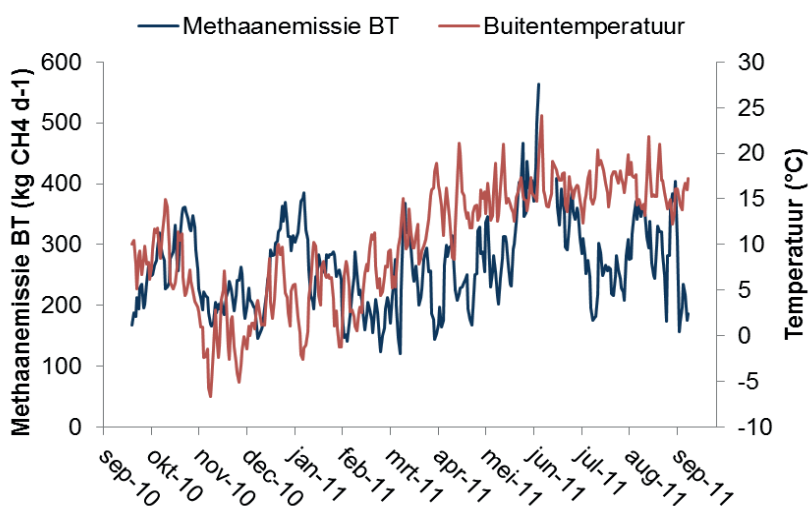
SAMENVATTING

Na analyse van de procesparameters die invloed hebben op de variatie in de methaanemissie vanuit de AT kan worden gesteld dat de temperatuur en het debiet de belangrijke factoren zijn. Dit betekent dat bij het inschatten van de methaanemissie via een model rekening zal moeten worden gehouden met de variatie in deze parameters.

EMISSIE BT1 EN 2

De bijdrage vanuit BT1 en 2 aan de totale methaanemissie bedroeg 88%. Deze grote bijdrage valt te verklaren uit het feit dat de behandelde afgezogen lucht van alle anaërobe onderdelen (waaronder de uitgegist slibbuffer en slibsilo) wordt gebruikt als proceslucht voor BT1 en 2. Net als in de AT werd ook hier een grote variatie in de emissie waargenomen zoals is te zien in Figuur 38. Naast de methaanemissie is in Figuur 38 de buitentemperatuur opgenomen (zoals gerapporteerd door KNMI), omdat de watertemperatuur niet van invloed is op de vorming van methaan in onderdelen zoals de uitgegist slibbuffer en de slibsilo.

FIGUUR 38 VERLOOP METHAANEMISSIE UIT BT1 EN 2 EN BUITENTEMPERAATUUR



Uit Figuur 38 valt op te maken dat de emissie in de winterperiode (gemiddeld 273 kg CH₄/d in december – februari) lager lag dan in de zomerperiode (gemiddeld 373 kg CH₄/d in juni – augustus). Dit valt te verklaren uit het feit dat in de winter de vorming van methaan in de uitgegist slibbuffer en de slibsilo lager is dan in de zomer. Daarnaast zal door de lagere temperaturen minder methaan worden gestript doordat bij lagere temperaturen gas beter oplost. Deze waarneming komt ook overeen met de waarnemingen in het vorige STOWA onderzoek (STOWA, 2010). In dit onderzoek werd (aan de hand van steekmonsters) in oktober een gemiddelde emissie van 306 kg CH₄/d gevonden, en in februari een gemiddelde van 227 kg CH₄/d. Hieruit valt op te maken dat de temperatuur een deel van de variatie in de emissie verklaart. De variatie in de emissie gedurende bijvoorbeeld een maand is hiermee nog niet verklaard. Hiervoor is gekeken naar de procesonderdelen die de hoogste bijdrage leveren aan de methaanproductie. Dit zijn:

- primairslibindikker;
- uitgegist slibbuffer;
- slibsilo.

PRIMAIRSLIBINDIKKER

De gemiddelde emissie die is gemeten (4x) vanuit de slibindikker bedroeg 22 kg CH₄/d (± 19). De standaardafwijking was vrij groot, maar de bijdrage aan de totale emissie (circa 14%) was beperkt. Dit betekent dat de variatie in methaanemissie vanuit de primairslibindikker een beperkte invloed heeft gehad op de waargenomen variatie in methaanemissie vanuit de BT.

UITGEGIST SLIBBUFFER EN SLIBSILO

De hoeveelheid methaan die in de uitgestist slibbuffer en de slibsiro kan worden gevormd wordt bepaald door het functioneren van de slibgisting. Belangrijke procesparameters die daar bij een rol spelen zijn:

- de hoeveelheid verwerkt slib (aanvoer en afvoer);
- de verblijftijd;
- de biogasproductie.

Om te kijken in hoeverre bovengenoemde parameters een verklaring vormen voor de gevonden variatie is gekeken of er een correlatie kon worden vastgesteld tussen deze procesparameters en de methaanemissie vanuit de uitgestist slibbuffer en de slibsiro. Deze emissie is vastgesteld door de totale emissie vanuit BT1 en 2 te vermenigvuldigen met de bijdrage (79% zie Figuur 32) die deze twee procesonderdelen leveren aan de totale methaanproductie.

Bij het zoeken naar een correlatie tussen de methaanemissie en de genoemde procesparameters kon geen correlatie worden gevonden indien de gemiddelden per dag werden gebruikt. Een verklaring hiervoor is dat mogelijk door de lange verblijftijd in de gisting het effect van wat daar gebeurt pas later wordt teruggezien in de methaanemissie. Om deze reden is een 'moving average' berekend over periodes van 23 dagen, welke de gemiddelde verblijftijd was in de gisting. Hiervoor zijn de gegevens gebruikt uit de periode 28 januari¹² – 7 september 2011.

HOEEVEELHEID VERWERKT SLIB

De correlatie tussen de hoeveelheid aan-, en afgevoerd slib is weergegeven in Figuur 39A en B. Voor de aanvoer van slib werd een beperkte lineaire relatie gevonden (r^2 van 0,63), wel werd een sterke relatie (r^2 van 0,85) gevonden met de hoeveelheid afgevoerd slib. Dit verschil in relatie wordt verklaard door het feit dat geen meetgegevens beschikbaar waren voor de hoeveelheid aangevoerd primair en extern slib in de periode 28 januari – 15 juli en dat voor deze periode een vaste waarde is aangenomen. Deze vaste waarde is bepaald op basis van de gemiddelde gemeten waarden in de periode 15 juli – 7 september.

De positieve correlatie tussen de hoeveelheid vergist slib en de emissie van methaan laat zien dat de hoeveelheid slib van invloed is op de gevonden variatie in de methaanemissie. De afhankelijkheid van de hoeveelheid slib op de methaanemissie werd ook waargenomen in de slibsiro, waar een beperkte positieve correlatie (r^2 van 0,6) werd gevonden tussen de slibvoorraad en de hoogte van de emissie.

VERBLIJFTIJD

De relatie tussen de verblijftijd¹³ met de methaanemissie vanuit de slibsiro en de buffer is weergegeven in Figuur 40A.

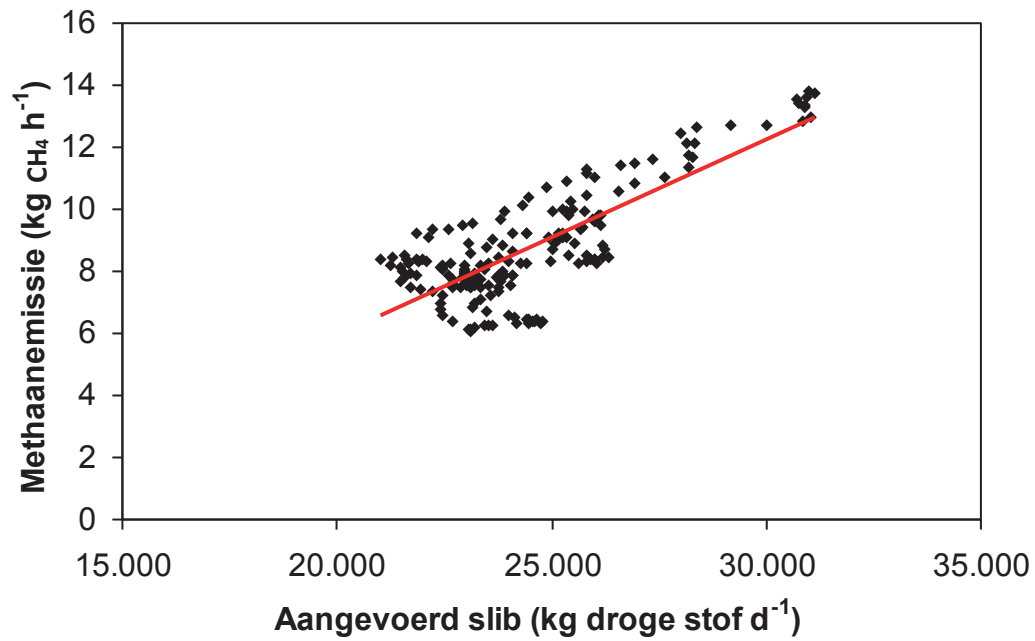
¹² Gegevens met betrekking tot de slibaanvoer, afvoer, en biogasproductie waren niet voor deze datum opgevraagd.

¹³ Bepaald door waterschap HHSK

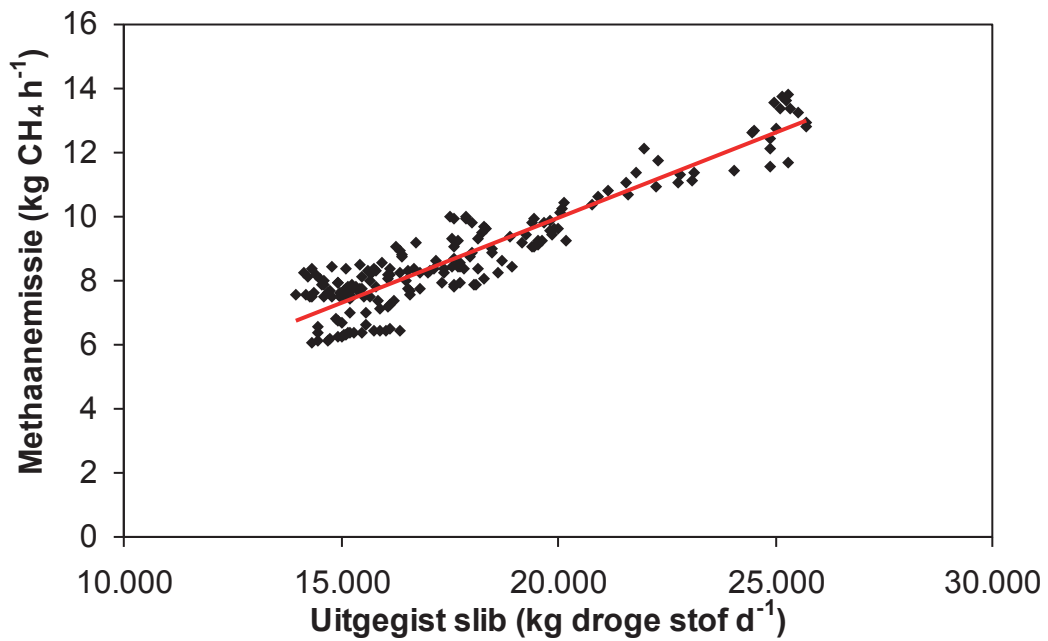
FIGUUR 39

CORRELATIE METHAANEMISSIE UIT UITGEGIST SLIBBUFFER EN SLIBSILO EN DE HOEEVEELHEID AANGEVOERD SLIB (A) EN AFGEVOERD SLIB (B)

A

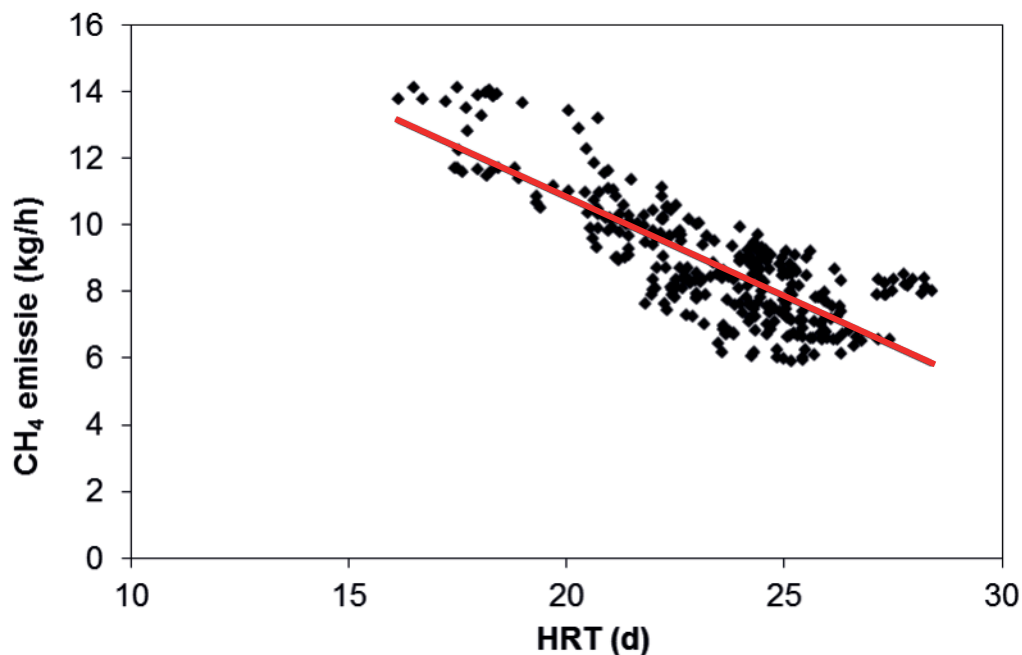


B



FIGUUR 40

CORRELATIE METHAANEMISSIE UIT UITGEGIST SLIBBUFFER EN SLIBSILO EN DE VERBLIJFTIJD IN DE GISTING



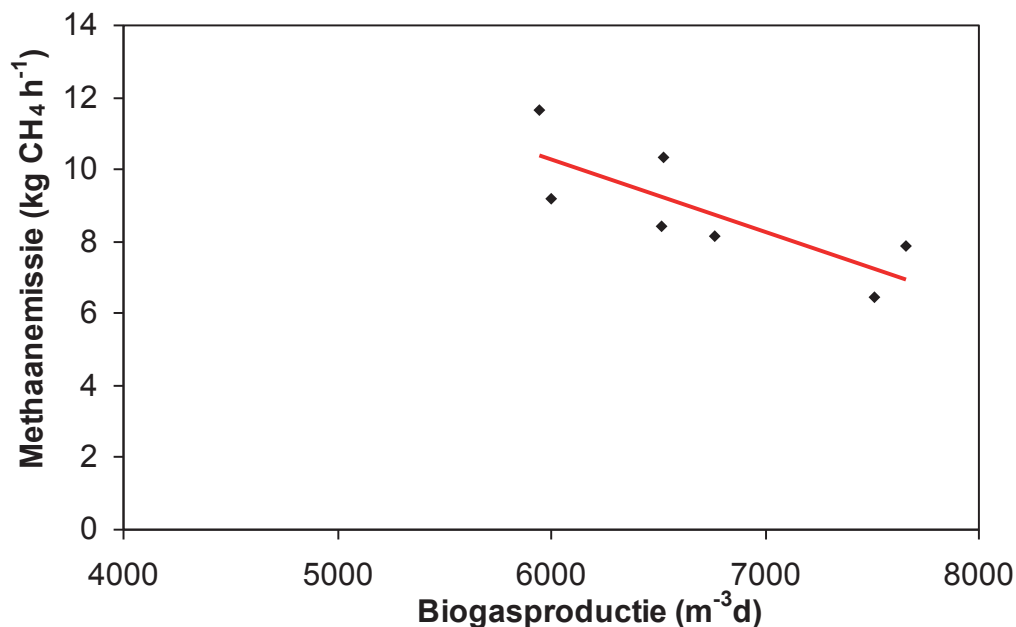
Uit Figuur 40 wordt duidelijk dat bij een langere verblijftijd van het slib de emissie van methaan afneemt ($r^2 = 0,65$). Bij een langere verblijftijd kan het slib verder worden afgebroken, waardoor de productie van biogas stijgt en de potentie tot methaanvorming na de gisting afneemt. Hiermee wordt ook duidelijk dat ook de verblijftijd in de gisting van invloed is op de variatie in de emissie van methaan.

BIOGAS

Op basis van het 'moving average' kon geen relatie worden gevonden tussen de hoeveelheid geproduceerd biogas en de methaanemissie. Hierop is gekeken of een relatie kon worden gevonden als de gemiddelden per maand werden uitgerekend. Het resultaat daarvan is weergegeven in Figuur 41.

FIGUUR 41

CORRELATIE METHAANEMISSIE UIT UITGEGIST SLIBBUFFER EN SLIBSILO EN DE BIOGASPRODUCTIE



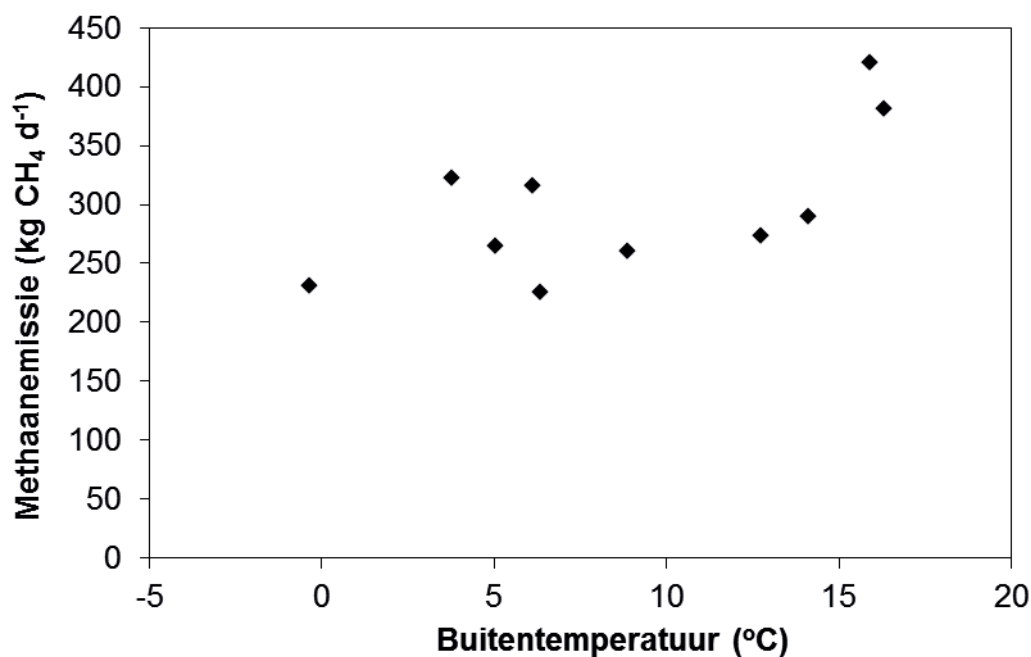
Uit Figuur 41 kan worden opgemaakt dat er beperkte negatieve correlatie ($R^2=0,64$) werd gevonden tussen de hoeveelheid geproduceerd biogas en de methaanemissie. Dit bevestigt de gevonden negatieve correlatie tussen de verblijftijd en de methaanemissie.

De gevonden negatieve correlatie tussen de verblijftijd/biogasproductie en de methaanemissie laat zien dat deze naast de hoeveelheid slib de variatie in de emissie van methaan grotendeels verklaren.

Als laatste is gekeken naar een mogelijke relatie met de buitentemperatuur, welke is weergegeven in Figuur 42. De relatie is met een r^2 van 0,4 zwak te noemen, al bevestigt de trend wel de verschillen die tussen winter en zomer (zie Figuur 38) in de emissie werden waargenomen.

FIGUUR 42

RELATIE BUITENTEMPERatuur EN DE METHAANEMISSIE



SAMENVATTING

Uit de analyse van de voor de gisting belangrijke procesparameters blijkt dat de variatie in de waargenomen methaanemissie vanuit de BT met name wordt beïnvloed door de hoeveelheid slib die wordt verwerkt en de mate van afbraak (HRT en biogasproductie) in de gisting. Daarnaast speelt ook de buitentemperatuur een rol in de mate van methaanemissie. Met deze factoren dient in het model rekening te worden gehouden.

8.1.3 OPZET MODEL

Uit de massabalans is gebleken dat de voornaamste producenten van methaan op een zuivering (met slibgisting) zijn:

- riolering;
- primairslibindikker;
- buffer na gisting;
- slibsilo;
- opgelost methaan in uitgest gisting.

Naast de productie van methaan wordt een deel van het methaan verwijderd door het optreden van methaanoxidatie.

RIOLERING

Uit de analyse van de variatie in emissie is gebleken dat bij het inschatten van de emissie vanuit de riolering rekening dient te worden gehouden met de watertemperatuur en het influentdebiet. In hoeverre de beschikbare modellen (zie § 3.2) hier rekening mee houden wordt in het vervolg van deze paragraaf getoetst.

De methanogene activiteit die in deze modellen nodig is, is nog maar beperkt onderzocht en is niet bekend voor de Nederlandse situatie. Als uitgangspunt wordt hier de methanogene activiteit gebruikt zoals die is gevonden in het Australische onderzoek Foley et al. (2009). De methanogene activiteit die daar werd gevonden bedroeg: $0,0524 \text{ gCH}_4 \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ gemeten bij 25°C . In beide modellen zal de methanogene activiteit worden gecorrigeerd voor de temperatuur.

PRIMAIRSLIBINDIKKER

De hoeveelheid methaan die wordt gevormd wordt met name bepaald door de hoeveelheid slib in de indikker. Deze hoeveelheid zal het grootste gedeelte van de tijd constant zijn. Om deze reden kan de hoeveelheid geproduceerd methaan vanuit de primairslibindikker berekend worden uit een specifieke methaanproductie per kg ds en de hoeveelheid drogestof aanwezig in de indikker. Op basis van de resultaten ($22 \text{ kg CH}_4/\text{h}$) in Kralingsveer kan bij een hoeveelheid drogestof van 37.775 kg ds berekend worden dat deze $0,02 \text{ g CH}_4 \times \text{kg ds}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ bedraagt. Deze specifieke methaanproductie werd waargenomen bij een verblijftijd van gemiddeld twee dagen in de indikker.

UITGEGIST SLIBBUFFER EN SLIBSILO

Uit de analyse van de variatie in emissie is gebleken dat de mate van methaanvorming na de gisting afhankelijk is van de hoeveelheid slib die wordt verwerkt, de buitentemperatuur en de mate van afbraak in de gisting. Dit betekent dat met al deze factoren in een model rekening dient te worden gehouden. Een model wat hiervoor gebruikt kan worden is het in Nederland vaak gebruikte model van Chen en Hashimoto (STOWA, 2011, Handboek slibgisting). De methaanemissie na de gisting kan dan als volgt worden berekend:

1. Berekenen methaanproductie aan de hand van gemiddelde hoeveelheden aangevoerd slib (en hun DS% en asrest), de temperatuur en het totale gistingsvolume.
2. Berekenen methaanproductie bij zelfde slibaanvoer en temperatuur bij het volume van de slibgisting plus het volume van de slibopslag (buffer en silo) na de gisting.
3. De methaanvorming na gisting is het verschil tussen beide. Om te corrigeren voor het feit dat de theoretisch berekende methaanproductie uit de eerste stap niet overeen kan komen met de praktijk wordt de extra methaanproductie als percentage van de in stap 1 berekende methaanproductie uitgedrukt.
4. De methaanproductie na de gisting in de praktijk kan dan berekend worden door het percentage uit stap 3 te vermenigvuldigen met de werkelijk in de praktijk gemeten methaanproductie.

METHAANEMISSIE UIT UITGEGIST SLIB

Naast bovengenoemde bronnen, kan ook de hoeveelheid methaan dat via het uitgestig slib wordt afgevoerd eenvoudig worden meegenomen in het model. De methaan-concentratie in het water zal een functie zijn van de maximale oplosbaarheid en de temperatuur in de gisting.

8.1.4 RESULTATEN MODEL

RIOLERING

Om de emissie van methaan in te schatten zijn twee methoden beschikbaar zoals besproken in de voorgaande paragraaf. Om te kijken welk van de twee methoden de praktijk het beste benaderd is informatie opgevraagd over het aanvoerstelsel van rwzi Kralingseveer. De kenmerken van het stelsel zijn samengevat in Tabel 17.

TABEL 17 KENMERKEN AANVOERSTELSEL RWZI KRALINGSEVEER

	Lengte	Diameter	Oppervlak	Volume	Debiet (2009)	Bijdrage leiding aan debiet
	(m)	(mm)	(m ²)	(m ³)	(m ³ /d)	%
1. Gemaal Alexanderlaan	5.747	1.030	12.943	3.333	30.101	37
2. Gemaal Schurmannstraat			17.125	4.922	39.630	49
Deel 1	3.400	1.200				
Deel 2	1.371	1.000				
3. Gemaal Middelwatering	5.186	610	9.938	1.516	5.959	7
4. Gemaal Groenewetering	2.428	450	3.433	386	2.989	4
5. Gemaal Rivium	143	450	202	23	2.474	3
TOTAAL			49.249			

Met deze kenmerken kon met de twee methoden de methaanvracht die via de riolering naar de zuivering wordt aangevoerd worden berekend. Deze berekende waarde is vergeleken met de metingen die zijn uitgevoerd (zie Tabel 11). Om in beide gevallen het effect van temperatuur mee te nemen is de methaanvracht per maand berekend aan de hand van de gemiddelde temperatuur per maand. De berekende vrachten per maand zijn vervolgens gemiddeld om de gemiddelde jaarvracht te berekenen. Om in het empirische model de HRT uit te rekenen is gerekend met het gemiddelde afgevoerde debiet per maand. De hoeveelheid debiet dat per leiding werd afgevoerd is naar rato verdeeld op basis van het afgevoerde debiet in 2009 (zie laatste kolom Tabel 17). De resultaten zijn samengevat in Tabel 18. Meer details zijn te vinden in bijlage 5.

TABEL 18 RESULTATEN MODELBEREKENINGEN METHAANVORMING IN RIOLERING

Model	Methaanvracht (kg/d)
'H ₂ S model'	39
Empirische model	231
Praktijk	219*

* is gemiddelde van vijf metingen aan het influent zie tabel 16.

Uit Tabel 18 blijkt dat het H₂S model een onderschatting geeft ten opzichte van de hoeveelheid methaan die op een zuivering aankomt. Het empirische model geeft een veel betere inschatting ten opzichte van wat in de praktijk werd waargenomen. Dit verschil valt te verklaren uit het feit dat in het empirische model rekening wordt gehouden met de verblijftijd en het aangevoerde debiet, waar dit niet wordt gedaan in het 'H₂S' model.

Deze resultaten geven aan dat de hoeveelheid gevormd methaan in de riolering goed kan worden ingeschat met een empirisch model. Echter hierbij dient te worden aangetekend dat:

- het model voornamelijk alleen van toepassing is voor persleidingen;
- de concentratie in oplossing bij het gemaal nog niet is meegenomen;
- de methanogene activiteit is bepaald in één onderzoek uit Australië.

Om in de toekomst een meer accurate inschatting te kunnen geven van de hoeveelheid methaan die in de riolering wordt gevormd dient onderzoek gedaan te worden naar:

- de methanogene activiteit in voor Nederland typerende stelsels (gescheiden/gemengd; persleiding/gravitair);
- de concentratie methaan in het water bij het begin van een afvoerleiding.

PRIMAIRSLIBINDIKKER

De bijdrage vanuit de primairslibindikker voor Kralingseveer is gebaseerd op de meetdata van Kralingseveer. Verificatie met de data uit het vorige STOWA onderzoek (STOWA, 2010) is helaas niet mogelijk, omdat de bijdrage vanuit de indikkers toen niet separaat is gemeten. Afhankelijk van de verblijftijd in de primairslibindikkers op andere locaties en de afvalwatersamenstelling zou de specifieke methaanproductie per locatie kunnen verschillen. De specifieke methaanproductie is wellicht per locatie via een aantal steekmonsters (per seizoen een keer) en de hoeveelheid slib in de indikker ook vrij eenvoudig te bepalen.

UITGEGIST SLIBBUFFER EN SILO

Als input voor het Chen en Hashimoto model zijn de gegevens zoals in Tabel 19 weergegeven gebruikt.

TABEL 19

INPUTGEGEVENS CHEN EN HASHIMOTO MODEL VOOR SLIBGISTING KRALINGSEVEER (VOOR DE PERIODE 28 JANUARI 2011 – 7 SEPTEMBER 2011)

Parameter	Eenheid	Waarde
Primairslib		
Productie	m ³ /d	202
Drogestofgehalte	%	4,4
Gloeirest	%	23
Secundairslib		
Productie	m ³ /d	180
Drogestofgehalte	%	5,9
Gloeirest	%	28
Extern slib		
Productie	m ³ /d	173
Drogestofgehalte	%	4*
Gloeirest	%	27*
Temperatuur gisting	°C	33,7
Volume gisting	m ³	10.200
Volume onderdelen na gisting		
Uitgestist slibbuffer	m ³	2.000
Slibsilo	m ³	370

* Drogestofgehalte en gloeirest van extern slib onbekend, drogestofgehalte is geschat op 4% (gravitair ingedikt), de gloeirest is overgenomen van het secundair slib van Kralingseveer.

Met de gegevens uit Tabel 19 is berekend dat de gisting in de aangegeven periode:

- een methaanproductie zou moeten hebben van: 4.896 m³/d ¹⁴;
- een drogestofreductie zou moeten bereiken van 30%.

14 Deze hoeveelheid is gecorrigeerd voor een temperatuur van 25 °C, om deze te kunnen vergelijken met de in de praktijk gemeten data die ook niet gecorrigeerd worden voor temperatuur en druk.

In de praktijk werd in diezelfde periode een methaanproductie van 4.337 m³/d gemeten, dit is 11% lager dan met het model berekend. De drogestofreductie die op basis van de praktijkwaarden werd berekend bedroeg 30%, dit is in overeenstemming met wat het model berekend.

Met het model van Chen en Hashimoto is berekend dat de methaanemissie na de gisting 3,3% bedraagt van de methaanproductie. In de praktijk werd een methaanproductie van 115 kg CH₄/h gemeten, en een emissie na de gisting van 8,9 kg CH₄/h. Dit is 7,7% van de methaanproductie uit de gisting. Dit percentage is daarmee veel hoger dan met het model van Chen en Hashimoto is berekend. Mogelijke verklaringen voor dit verschil kunnen zijn:

- onnauwkeurigheden in de hoeveelheden aangevoerd slib;
- afwijking in afbraakconstanten in gisting ten opzichte van gehanteerde constanten in model;
- ophoping van materiaal in de gisting, waardoor het werkelijk beschikbare volume kleiner is dan het ontwerpvolume;
- de emissie van methaan uit oplossing direct nadat slib in buffer terecht komt¹⁵.

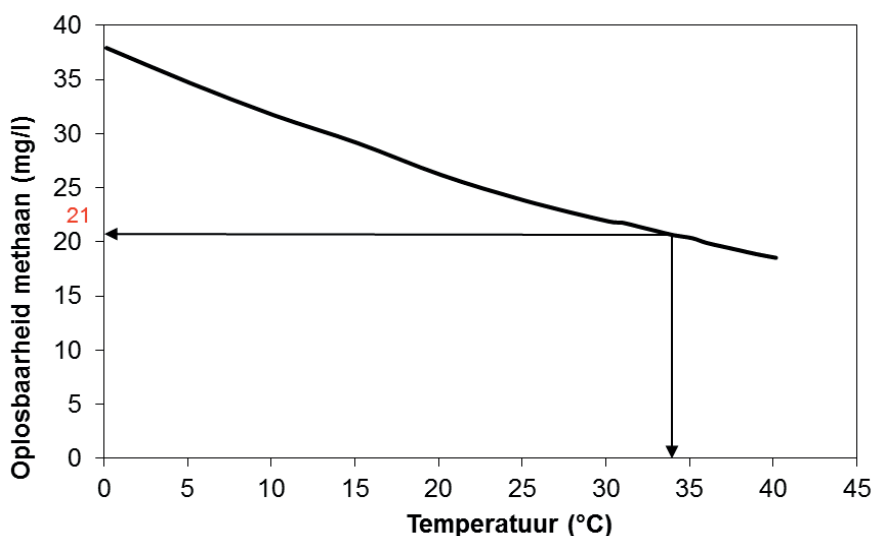
Daarnaast dient ook aangetekend te worden dat met het berekende percentage van 3,3% nog geen rekening is gehouden met de temperatuur in de buffer en silo die wordt beïnvloed door de buitentemperatuur, waardoor dit percentage eigenlijk nog naar beneden dient te worden bijgesteld.

Bovenstaande laat zien dat bij het toepassen van het Chen en Hashimoto model rekening dient te worden gehouden met een afwijking tussen praktijk en model, waardoor een onderschatting of overschatting van de emissie kan ontstaan. Om deze reden is eerst meer inzicht nodig in wat de afwijking tussen model en praktijk kan veroorzaken. Geadviseerd wordt om vooralsnog de emissie na de gisting te meten.

UITGEGIST SLIB

De hoeveelheid methaan die via het uitgestist slib kan worden afgevoerd is afhankelijk van de temperatuur (en overdruk) in de gisting. In Figuur 43 is deze relatie weergegeven.

FIGUUR 43 OPLOSBAARHEID METHAAN ALS FUNCTIE VAN DE TEMPERAATUUR



¹⁵ Uitgaande van een maximale oplosbaarheid van 21 mg/l en een slibdoorvoer van 555 m³/d kan maximaal 11,4 kg/d emitteren. Dit komt overeen met 18 m³/d.

In Figuur 43 is te zien dat bij de temperatuur in de gisting van Kralingseveer (34°C) 21 mg/l methaan oplost. Deze waarde is ook gemeten in de recirculatiestroom van de gisting zoals weergegeven in Tabel 16. Dit toont aan de hoeveelheid methaan die via het uitgegist slib kan worden geëmitteerd inderdaad eenvoudig kan worden bepaald als ook het debiet van uitgegist slib bekend is.

METHAANOXIDATIE

Uit de meting in de praktijk is gebleken dat de specifieke methaanoxidatiesnelheid 1,3 mg $\text{CH}_4 \times \text{gTSS}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ bedroeg. Deze methaanoxidatiesnelheid kan vooralsnog worden gebruikt voor andere zuiveringen.

CONCLUSIES OVER TOEPASBAARHEID

Uit de modelresultaten blijkt dat de emissie vanuit de riolering goed is in te schatten aan de hand van een empirisch model waarin rekening wordt gehouden met de verblijftijd in de leiding. Dit empirisch model kan vooralsnog alleen worden gebruikt voor persleidingen, en het verdient de aanbeveling om de methanogene activiteit voor de Nederlandse situaties in diverse type stelsels te bepalen.

De emissie vanuit een primairslibindikker kan vooralsnog worden ingeschat met de hier gevonden specifieke methaanproductie. Dit kan worden toegepast indien de verblijftijd in de indikker vergelijkbaar is met de verblijftijd van het primairslib in de indikker op Kralingseveer (2d). Indien dit sterk afwijkt kan worden besloten om de specifieke methaanproducties een aantal malen (4x, per seizoen één) zelf te bepalen.

De emissie van methaan vanuit de procesonderdelen na de gisting lijkt vooralsnog niet goed te modeleren met het model van Chen en Hashimoto.

Het aandeel van het methaan dat via het uitgegist slib kan worden geëmitteerd is goed in te schatten aan de hand van de temperatuur (en overdruk in) van de gisting en de oplosbaarheid van methaan.

De mate van methaanoxidatie kan aan de hand van de hier gevonden methaanoxidatiecapaciteit worden bepaald op andere zuiveringen aan de hand van de gemiddelde slibconcentratie en het volume waarin beluchting plaats vindt.

8.2 REDUCEREN EMISSIE METHAAN

8.2.1 METHAANOXIDATIE

In de AT werd bijna 80% van de totale methaanvracht verwijderd door methaanoxidatie. Methaanoxidatie kan dus een goede manier zijn om de emissie van methaan te reduceren. Belangrijk hierbij is dat het methaan in oplossing dient te blijven, en niet kan emitteren naar de lucht. Belangrijk hierbij kan zijn de wijze van opvoeren van het influent. In Kralingseveer, maar ook in Kortenoord wordt het influent verder gepompt, terwijl in Papendrecht het influent met vijzels verder wordt opgevoerd. Uit analyse van de data van het vorige en dit onderzoek blijkt dat de emissie van methaan die aan het influent kan worden toegekend hoger was in Papendrecht dan in Kralingseveer en Kortenoord zoals hieronder is aangegeven:

- Papendrecht: 0,0067 kg CH₄/kg CZVinfluent
- Kortenoord 0,0046 kg CH₄/kg CZVinfluent
- Kralingseveer 0,0043 kg CH₄/kg CZVinfluent

Hieruit blijkt dat wellicht bij het opvoeren van influent met vijzels meer contact met de lucht aanwezig is waardoor methaan uit het influent kan emitteren. In hoeverre de wijze van opvoeren inderdaad invloed heeft op de emissie van methaan zal verder dienen te worden onderzocht

De resultaten in Kralingseveer laten zien dat reductie van de methaanemissie via methaanoxidatie kan worden bereikt. Op het moment dat dit methaan niet in oplossing aanwezig is, bestaat er een mogelijkheid om afgezogen lucht met een hoog methaangehalte via blowers in te brengen in een actiefslibstelsysteem. Verder kan in een vervolgonderzoek nog worden gekeken naar mogelijkheden om de methaanoxidatie-capaciteit te vergroten, waarbij wordt gekeken naar een aspect als het luchtdebiet. Maar wellicht speelt ook de diepte van de tank of een ander type beluchting nog een rol in de methaanoxidatiecapaciteit.

8.2.2 EFFECTIVITEIT LUCHTBEHANDELINGSSYSTEMEN

Ondanks het beperkte aantal metingen lijken de huidige luchtbehandelingstechnieken niet in staat om methaan te verwijderen. Dit komt ook overeen met de ervaringen van waterschap Rijn en IJssel waar met een lavafilter en chemisch filter (behandeld actiefkoolfilter) geen verwijdering van methaan werd waargenomen (mondelinge mededeling Coert Petri).

Om de emissie van methaan te reduceren zal dus gekeken dienen te worden naar andere mogelijkheden, waarbij in eerste instantie gekeken dient te worden naar het beperken van de vorming van methaan.

Voor zuiveringen zonder gisting lijkt het beperken van de emissie moeilijk, omdat de belangrijkste bijdrage vanuit de riolering komt. Technieken om daar de vorming van methaan te reduceren zijn nog niet voorhanden. Wel is in Australië uit onderzoek gebleken dat de dosering van met name nitriet de vorming van methaan kan reduceren (GWRC, 2011). Hierbij dient wel te worden aangetekend dat bij toepassing van nitriet de vorming van lachgas mogelijk is. Verder onderzoek naar de reductie van methaanvorming in de riolering is daarom nog nodig.

Voor zuiveringen met slibgisting komt de belangrijkste bijdrage uit de procesonderdelen na de gisting. Een zo'n volledig mogelijke afbraak in de gisting voorkomt zoveel mogelijk de vorming van methaan na de gisting. Dit kan worden bereikt door:

- een voldoende lange verblijftijd in de gisting (minimaal 20 dagen);
- een constante aanvoer van slib naar de gisting.

Een kortere verblijftijd van het slib in de opslag zal ook voordelig zijn voor de emissie van methaan op de zuivering, maar kan leiden tot een hogere emissie bij de slibeindverwerking. Om deze reden worden dit soort maatregelen hier niet opgenomen, omdat gestreefd dient te worden naar een zo'n laag mogelijke emissie vanuit gehele slibketen.

Indien vorming van methaan niet verder kan worden gereduceerd kan worden gekeken naar mogelijkheden om:

- indien bellenbeluchting aanwezig is, de afgezogen lucht met methaan via blowers in te brengen in het actiefslibstelsel, zodat het kan worden geoxideerd.
- indien slibgisting en een WKK aanwezig zijn, de afgezogen lucht met methaan te gebruiken als verbrandingslucht voor de WKK.

8.3 DOORKIJK NAAR KLIMAATAKKOORD

In het klimaatakkoord is de intentie uitgesproken de emissie van broeikasgassen waaronder methaan te reduceren. Om dit te kunnen doen is eerst inzicht nodig in de feitelijke uitstoot van een zuivering en ten tweede is er inzicht nodig naar de mogelijkheden om deze uitstoot te reduceren. Het doel van dit onderzoek was om dit inzicht te verkrijgen. In de volgende twee paragrafen wordt dit verder besproken.

8.3.1 FEITELIJKE UITSTOOT

In het eerste STOWA onderzoek (STOWA, 2010) dat naar de emissie van broeikasgassen uit een zuivering is uitgevoerd is de emissie van methaan bepaald aan de hand van steekmonsters. Aan de hand van deze steekmonsters is toen geconcludeerd dat de emissie aan de hand van het door VROM uitgegeven kengetal vooralsnog kon worden gebruikt. De resultaten van dit onderzoek laten zien dat ook de emissie van methaan zeer variabel kan zijn als functie van de kenmerken van het rioleringsstelsel, het ontwerp van het ontvangwerk, het ontwerp en beheer van de gisting, het wel of niet optreden van methaanoxidatie en de temperatuur.

Om de feitelijke uitstoot van methaan te bepalen kan dus voor methaan niet gewerkt worden met een kengetal om de emissie van een individuele zuivering in te schatten.

Om in de toekomst wel invulling te geven aan het klimaatakkoord en de feitelijke uitstoot van een zuivering in te schatten wordt geadviseerd om de volgende stappen te zetten:

- per waterschap inschatten op welk van de zuiveringen het risico op de emissie van methaan het hoogst is;
- voor zuiveringen met slibgisting dient hiervoor gekeken te worden naar verblijftijd in de gisting en de hoeveelheid verwerkt slib. Bij een kortere verblijftijd en hogere hoeveelheid verwerkt slib is het risico op methaanemissie na de gisting hoger dan bij langere verblijftijden en kleinere hoeveelheden verwerkt slib;
- voor zuiveringen zonder slibgisting dient hiervoor gekeken te worden naar de kenmerken van het rioleringsstelsel. Vooralsnog wordt er vanuit gegaan dat in persleidingen meer methaan wordt gevormd dan in vrijvervalleidingen. Verder kan aan de hand van de kenmerken van het stelsel en de debieten met het hier gehanteerde empirische model een inschatting worden gemaakt van de hoeveelheid gevormd methaan.
- Uitvoeren van metingen op die zuiveringen waar risico op emissie het hoogst is.

- Uitvoeren van onderzoek om in de toekomst aan de hand van modellen emissie van methaan vanuit riolering en zuivering in te schatten. Onderzoek dient te worden uitgevoerd naar:
- de methanogene activiteit in voor Nederland typerende stelsels (gescheiden/gemengd; persleiding/gravitair);
- het effect van de wijze van opvoeren van influent op de emissie van methaan uit het influent na het ontvangwerk;
- de afwijkingen die tussen model (Chen & Hashimoto) en praktijk kunnen optreden.

8.3.2 FEITELIJKE MOGELIJKHEDEN VOOR REDUCTIE

Om invulling te geven aan het klimaatakkoord en de emissie van methaan te reduceren kunnen de volgende maatregelen worden toegepast:

- het toepassen van een voldoende lange verblijftijd in de gisting (minimaal 20 dagen);
- een constante aanvoer van slib naar de gisting;
- ventilatielucht met methaan via blowers in brengen in het actiefslibstelsel om methaan te oxideren;
- ventilatielucht met methaan te gebruiken als verbrandingslucht voor de WKK.

Om in de toekomst de mogelijkheden om methaan te reduceren uit te breiden wordt geadviseerd onderzoek te doen naar:

- het vergroten van de methaanoxidatiecapaciteit, waarbij wordt gekeken naar aspecten als luchtdebiet, diepte van de tank of type beluchting;
- de mogelijkheden om de vorming van methaan in de riolering te voorkomen.

9

TOTALE BROEIKASGASEMISSIE

9.1 BEREKENING

Om inzicht te krijgen in de totale emissie van broeikasgassen op een zuivering wordt behalve naar de emissie van N_2O en CH_4 ook gekeken naar het verbruik en elektriciteit en aardgas. Om de diverse bronnen met elkaar te vergelijken zijn deze allemaal omgerekend naar CO_2 equivalenten. De omrekeningsfactoren naar CO_2 equivalenten zijn samengevat in Tabel 20.

TABEL 20 OMREKENINGSFACTOREN NAAR CO_2 EQUIVALENTEN

	Omrekeningsfactor	Eenheid
Elektriciteit	0,67 ¹⁾	kg CO_2 /kWh
Aardgas	1,8 ¹⁾	kg CO_2 /Nm ³
N_2O	298 ²⁾	kg CO_2 /kg N_2O
CH_4	25 ²⁾	kg CO_2 / kg CH_4

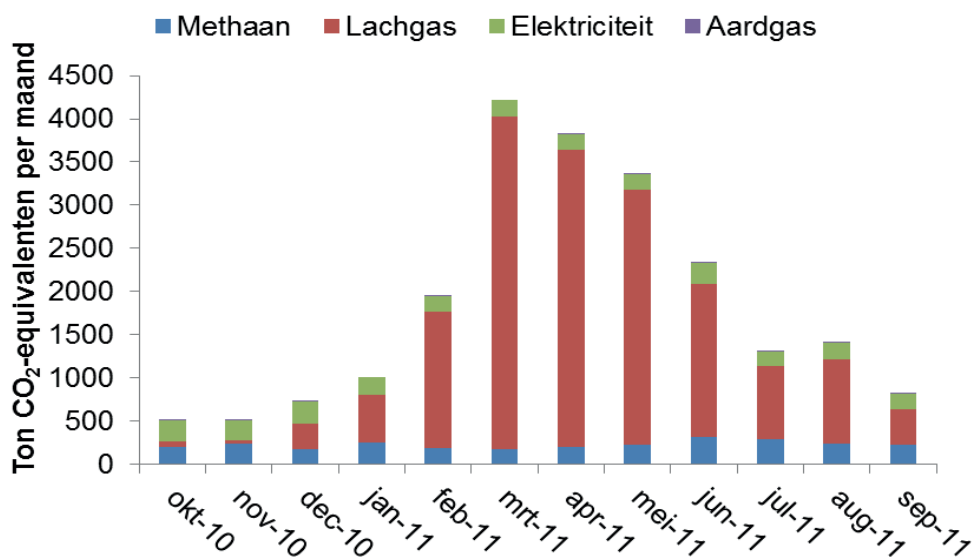
¹⁾ Overeenkomstig gehanteerde factoren binnen de MJA-3

²⁾ GWP AR4: Bijgestelde GWP in IPCC Fourth assessment report, 2007 (IPCC,2007)

9.2 RESULTATEN

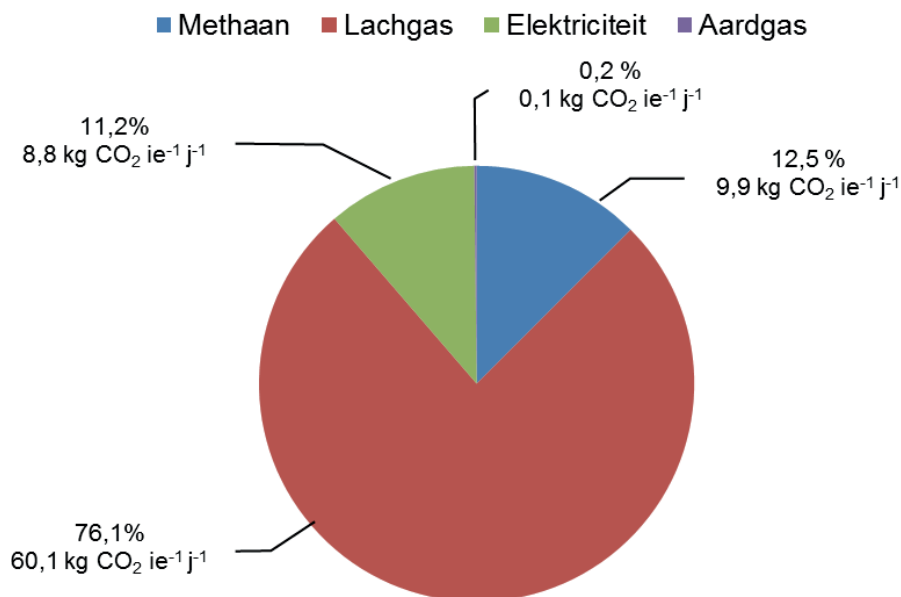
9.2.1 TOTALE CO_2 FOOTPRINT

Aan de hand van de gemiddelde methaan- en lachgasemissie en de gebruikte hoeveelheden aardgas en elektriciteit kan de CO_2 footprint per maand worden berekend. Het resultaat daarvan is weergegeven in Figuur 44.

FIGUUR 44 TOTALE CO_2 FOOTPRINT VAN DE ZUIVERING

Uit Figuur 44 wordt duidelijk dat gedurende een groot gedeelte van het jaar lachgas de belangrijkste bijdrage vormt aan de CO₂ footprint van de zuivering. Dit blijkt ook als gekeken wordt naar de CO₂ footprint gebaseerd op jaargemiddelden en verbruiken, zoals weergegeven in Figuur 45.

FIGUUR 45 CO₂ FOOTPRINT AWZI KRALINGSEVEER, EXCLUSIEF AFVOER VIA EFFLUENT. ¹⁶



Uit Figuur 45 blijkt dat lachgas voor meer dan driekwart bijdraagt aan de CO₂ footprint van de zuivering en dat ook methaan nog bijdraagt met ruim 10%. Een reductie van de CO₂ footprint kan dus het best behaald worden door te kijken naar de mogelijkheden om de emissie van lachgas te reduceren.

Naast de emissie via de gasfase kan ook via het effluent nog lachgas en methaan worden afgevoerd. In de volgende paragraaf wordt hier op ingegaan.

9.2.2 AFVOER LACHGAS VIA EFFLUENT

Om te bepalen hoeveel lachgas nog via het effluent wordt afgevoerd (en feitelijk nog tot 'carbon footprint' van de zuivering behoort) is de concentratie lachgas in het effluent een aantal keren gemeten. De meetresultaten zijn samengevat in Tabel 21.

TABEL 21 SAMENVATTING MEETDATA MET BETREKKING TOT LACHGASCONCENTRATIES IN EFFLUENT

Datum	N ₂ O (mg/l)	Vracht in effluent (kg N ₂ O-N/h)	Vracht in emissie (kg N ₂ O-N/h)	Aandeel effluent in totaal (%)
24/2/2011	0,7	2,7	9,0	23
4/03/2011	0,5	1,8	10,4	15
1/04/2011	1,2	3,6	19,2	16
12/05/2011	0,0	0,1	11,4	1
27/06/2011	0,0	0,1		
12/08/2011	0,1	0,4	3,1	12

¹⁶ De hoeveelheid CO₂ die wordt vermeden door biogas om te zetten naar elektriciteit en warmte bedraagt 11.7 kg CO₂ ie⁻¹ j⁻¹, ofwel 14.8 % van de volledige CO₂ footprint van de zuivering.

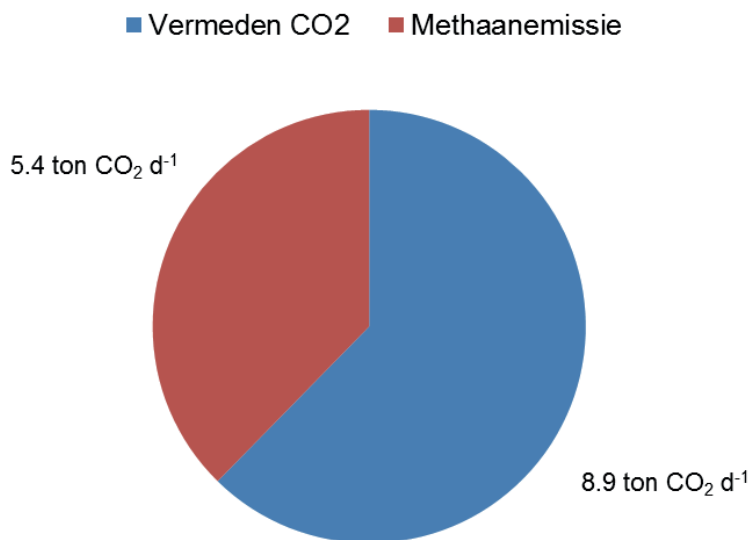
Uit Tabel 21 kan worden opgemaakt dat in de koudere maanden meer lachgas wordt afgevoerd via het effluent dan in de warmere maanden. Dit kan worden verklaard door effect van de temperatuur, bij een lagere temperatuur lost er meer op dan bij een hogere temperatuur. Daarbij was de vorming van lachgas in de zuivering ook hoger in de koudere maanden. Gemiddeld bedraagt de lachgasvracht in het effluent 13% van de totale vracht lachgas die de zuivering verlaat, als gas of opgelost in het effluent.

9.2.3 VERMEDEN CO₂ VERSUS METHAANEMISSIE

Het vergisten van slib levert biogas, dat via een gasmotor en een generator wordt omgezet in elektrische energie. Deze hoeveelheid elektriciteit voldoet deels aan de totale energieconsumptie van de zuivering, terwijl de rest van de benodigde elektriciteit van het net wordt ingekocht. Door slib te vergisten wordt er dus minder elektriciteit van het net geconsumeerd, en bijgevolg wordt ook de CO₂-uitstoot die daarmee samenhangt vermeden. De procesonderdelen die gerelateerd zijn aan de slibgisting stoten echter methaan uit en dragen zo bij aan de klimaatvoetafdruk van de zuivering. De CO₂-emissie die dus wordt vermeden door biogas te valoriseren wordt dus deels teniet gedaan door de methaanuitstoot van de procesonderdelen na de gisting.

De CO₂-emissie die wordt vermeden wordt berekend door de elektriciteitsproductie van de gasmotoren te vermenigvuldigen met de omrekeningsfactor van 0,67 kg CO₂ / kWh. De klimaatvoetafdruk van de procesonderdelen die gerelateerd zijn aan de slibgisting wordt berekend door de methaanemissie van deze onderdelen te vermenigvuldigen met de IPCC conversiefactor van 25 kg CO₂ / kg CH₄. De vermeden CO₂ equivalenten en de uitgestoten CO₂ equivalenten in de vorm van methaan na de gisting is weergegeven in Figuur 46. Uit Figuur 46 blijkt dat door de emissie van methaan circa 60% (5,4 ton van 8,9 ton) van de vermeden CO₂ teniet wordt gedaan.

FIGUUR 46

METHAANEMISSIE VAN DE SLIBGERELATEERDE ONDERDELEN IN KG CO₂-EQUIVALENTEN PER DAG EN UITGESPAARDE KOOLSTOFDIOXIDE-EMISSIE

10

CONCLUSIES, AANBEVELINGEN EN DOORKIJK KLIMAATAKKOORD

10.1 CONCLUSIES

10.1.1 LACHGAS

DOELSTELLING 1: INSCHATTEN LACHGASEMISSIE

De eerste doelstelling van dit onderzoek was om kennis en inzicht te ontwikkelen om de uitstoot van lachgas vanuit Nederlandse rwzi's in te schatten. Om deze doelstelling te bereiken zijn twee onderzoeksvragen opgesteld te weten:

1. Aan welke randvoorwaarden dient een meetprotocol te voldoen waarvan de resultaten een goede inschatting geven van de jaarlijkse emissie van lachgas?
2. Bestaat er een correlatie tussen de emissie van lachgas en de stikstofbelasting van de rwzi en/of de nitrietconcentratie?

Om de **randvoorwaarden** voor een meetprotocol vast te stellen is onderzocht wat de invloed is van het aanvoerdebiet en de temperatuur op de emissie van lachgas. Uit het onderzoek is gebleken dat:

- de variatie in de emissie niet werd beïnvloed door het aanvoerdebiet;
- de variatie in de emissie niet direct werd beïnvloed door de temperatuur, wel werd een verschil in variatie tussen seizoenen waargenomen;
- variatie in emissie ook gedurende dag een aanwezig was.

Op basis van deze waarnemingen worden de volgende **randvoorwaarden** aan een meetprotocol gesteld:

- metingen voor langere tijd uitvoeren of herhalen in bepaalde seizoenen om effect van temperatuur (seizoenen) op de emissie te ondervangen;
- metingen online uitvoeren om rekening te houden met de dagelijkse variatie in de omstandigheden.

Uit het onderzoek naar een mogelijke **correlatie** tussen de lachgasemissie en de stikstofbelasting van de rwzi en/of de nitrietconcentratie is gebleken dat:

- er geen correlatie bestaat tussen de emissie van lachgas en de stikstofbelasting;
- er geen correlatie bestaat tussen nitriet en de emissie van lachgas waardoor het niet mogelijk is de lachgasemissie in te schatten aan de hand van nitriet.

Ten aanzien van de **eerste doelstelling**: het ontwikkelen van kennis en inzicht om de uitstoot van lachgas vanuit Nederlandse rwzi's in te schatten kan uiteindelijk worden geconcludeerd dat:

- voor het inschatten van de uitstoot van lachgas vanuit een rwzi metingen noodzakelijk zijn; door de waargenomen variatie kan de emissie van lachgas voor een individuele zuivering niet worden ingeschat aan de hand van één kengetal;
- voor het inschatten van de uitstoot van lachgas vanuit een rwzi geen gebruik gemaakt kan worden van nitrietmetingen of de stikstofbelasting.

DOELSTELLING 2: VORMING LACHGAS

De tweede doelstelling was het ontwikkelen van kennis en inzicht in de vormingsprocessen van lachgas om de praktische mogelijkheden voor reductie van de emissie op te kunnen stellen. Om deze doelstelling te bereiken zijn twee onderzoeksvragen opgesteld te weten:

1. Welke rol spelen ammonium, nitriet, temperatuur, luchtdebiet en DO bij de vorming van lachgas tijdens de nitrificatie?
1. Welke rol spelen nitriet, DO en de CZV/N verhouding bij de vorming van lachgas tijdens de denitrificatie?

Ten aanzien van de procesparameters die tijdens de **nitrificatie** de vorming van lachgas beïnvloeden kon het volgende worden vastgesteld:

- bij een hogere temperatuur wordt meer lachgas gevormd per omgezette hoeveelheid ammonium, waaruit volgt dat ammoniumoxideerders bij een hogere groeisnelheid meer lachgas vormen;
- bij een verhoging van de ammoniumconcentratie wordt per omgezette hoeveelheid ammonium meer lachgas gevormd, welke waarschijnlijk het gevolg is van een hogere groeisnelheid;
- bij een verhoging van de nitrietconcentratie wordt meer lachgas gevormd, waarbij nitrietvorming waarschijnlijk het gevolg is van een zuurstoftekort en frequente wisselingen tussen anoxische en aërobe omstandigheden;
- het effect van het luchtdebiet niet kon worden vastgesteld;
- zuurstof waarschijnlijk een dubbele rol speelt bij de vorming van lachgas. Een tekort aan zuurstof kan leiden tot de vorming van nitriet, een overschot aan zuurstof leidt tot een hogere groeisnelheid.

Ten aanzien van de procesparameters die tijdens de **denitrificatie** de vorming van lachgas beïnvloeden kon het volgende worden vastgesteld:

- bij een verhoging van de nitrietconcentratie wordt meer lachgas gevormd;
- bij verhoging van de zuurstofconcentraties de lachgasproductie daalt door een afnemende denitrificatiecapaciteit;
- bij verhoging van de temperatuur meer lachgas wordt gevormd per omgezette hoeveelheid nitraat, waaruit volgt dat bij hogere groeisnelheid meer lachgas wordt gevormd;
- bij lagere CZV/N verhouding de lachgasproductie afneemt door een daling in de denitrificatiecapaciteit, en dat bij toename in de CZV/N verhouding de lachgasproductie toeneemt; waarschijnlijk als gevolg van een hogere groeisnelheid.

Ten aanzien van de **tweede doelstelling**: het ontwikkelen van kennis en inzicht in de vormingsprocessen van lachgas kan worden geconcludeerd dat in het ontwerp en beheer van rwzi's het risico op de emissie van lachgas kan worden beperkt door:

- het aantal overgangen tussen anoxische en aërobe condities zoveel mogelijk te beperken;
- het goed beheersen van de zuurstofconcentraties in de zuivering zodat geen tekorten ontstaan, maar dat ook geen grote overschotten ontstaan;

- het zo laag mogelijk houden van ammoniumconcentraties in de zuivering door een hoge mate van recirculatie of door het mogelijk uitvlakken van pieken in de aanvoer;
- voldoende ruimte voor denitrificatie in de rwzi te handhaven om gevormd N_2O tijdens de nitrificatie weg te nemen.

Ten aanzien van de bijdrage van N_2O aan de CO_2 footprint voor rwzi Kralingseveer geldt dat:

- op jaarbasis lachgas voor 76% bijdraagt aan de CO_2 footprint van deze zuivering;
- ook rekening dient te worden gehouden met een hoeveelheid lachgas die via het effluent de zuivering verlaat; voor deze zuivering verliet nog 13% van de totale lachgasproductie de zuivering via het effluent.

10.1.2 METHAAN

DOELSTELLING 1: INSCHATTEN METHAANEMISSIE

De eerste doelstelling van dit deel van het onderzoek was om kennis en inzicht te ontwikkelen om de uitstoot van methaan vanuit Nederlandse rwzi's in te schatten. Om deze doelstelling te bereiken is de volgende onderzoeksvraag opgesteld:

- 1 Is het mogelijk om met een statisch model de emissie van methaan vanuit een zuivering in te schatten?

Om deze vraag te beantwoorden is aan de hand van het opstellen van massabalansen nagegaan welke onderdelen van de zuiveringen in het model dienen te worden opgenomen als producent of consument van methaan. Door het bestuderen van de variatie in de emissie kon worden vastgesteld welke procesfactoren van invloed zijn op de emissie van methaan en waarmee in het model rekening dient te worden gehouden

Ten aanzien van de opgestelde **massabalansen** kon worden vastgesteld dat de volgende onderdelen dienen te worden opgenomen in het model:

- de riolering als producent van methaan;
- de primairslibindikker, de uitgestist slibbuffer en de slibsilo als producent;
- de beluchtingstank als consument, door het optreden van methaanoxidatie

Ten aanzien van de **variatie** in de emissie kon worden vastgesteld dat bij het ontwikkelen van een statisch model rekening dient te worden gehouden met:

- het aanvoerdebiet en de watertemperatuur om de vorming van methaan vanuit de riolering in te schatten;
- hoeveelheid aangevoerd slib naar de gisting en de mate van afbraak in de gisting om de emissie van methaan uit de onderdelen na de gisting in te schatten;

Op basis van het opgestelde **statistische model** kon worden vastgesteld dat:

- de emissie van methaan uit de riolering (indien persleidingen) goed is in te schatten aan de hand van een empirisch model;
- de methaanemissie vanuit de primairslibindikker is in te schatten aan de hand van hoeveelheid opgeslagen slib en een op locatie gemeten specifieke methaanproductie;
- de emissie vanuit de onderdelen na de gisting dient te worden ingeschat met het Chen & Hashimoto model, maar er dient wel rekening te worden gehouden met discrepanties tussen praktijk en model;
- de emissie vanuit het rejectiewater goed is in te schatten aan de hand van de temperatuur in de gisting en het rejectiewaterdebiet;

- methaanoxidatie is in te schatten aan de hand van een specifieke methaanoxidatie van $0,2 \text{ mg CH}_4 \times \text{gTSS}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ en de hoeveelheid slib in het beluchte deel van het actiefslib-systeem.
- Ten aanzien van de eerste doelstelling: het ontwikkelen van kennis en inzicht om de uitstoot van methaan vanuit Nederlandse rwzi's in te schatten kan worden geconcludeerd dat:
- voor zuiveringen zonder slibgisting de emissie van methaan kan worden ingeschat aan de hand van een empirisch model voor de vorming van methaan in persleidingen, waarbij verder:
- de mate van methaanoxidatie kan worden ingeschat aan de hand van een oxidatiesnelheid van $0,2 \text{ mg CH}_4 \times \text{gTSS}^{-1} \times \text{h}^{-1}$.
- voor zuiveringen met slibgisting nog geen volledige inschatting kan worden gegeven van de emissie van methaan, omdat tussen model en praktijk discrepanties mogelijk zijn.

DOELSTELLING 2: REDUCTIE METHAAN

De tweede doelstelling was het ontwikkelen van kennis en inzicht in de vormingsprocessen van methaan om de praktische mogelijkheden voor reductie van de emissie op te kunnen stellen. Om deze doelstelling te bereiken zijn de volgende twee onderzoeksvragen opgesteld:

- 1 In welke mate treedt methaanoxidatie op in een actiefslibstelsysteem?
- 2 In welke mate kunnen compostfilters, lavafilters en actieve koolfilters methaan verwijderen uit afgezogen lucht?

Ten aanzien van het optreden van **methaanoxidatie** kon worden vastgesteld dat:

- 80% van de in het influent opgelost methaan wordt geoxideerd;
- de oxidatiesnelheid varieert tussen de $0,2 - 1,3 \text{ mg CH}_4 \times \text{gTSS}^{-1} \times \text{h}^{-1}$.

Ten aanzien van de effectiviteit van bestaande **luchtbehandelingstechnieken** om methaan te verwijderen kon worden vastgesteld dat:

- compostfilters, lavafilters en actievekoolfilters methaan zeer beperkt verwijderen, waarbij verwijderingspercentage lag tussen de 4 en 25%.

Ten aanzien van de **tweede doelstelling**: het ontwikkelen van kennis en inzicht in de vormingsprocessen van methaan om de praktische mogelijkheden voor reductie van de emissie op te kunnen stellen kan worden geconcludeerd dat:

- methaanoxidatie in de beluchtingstank de emissie van methaan kan reduceren;
- de huidige luchtbehandelingstechnieken niet kunnen worden ingezet om de emissie van methaan te reduceren.

Verder kon worden geconcludeerd dat voor rwzi Kralingseveer geldt dat:

- de vermeden CO_2 door opwekking van eigen elektriciteit voor bijna 60% te niet wordt gedaan door de emissie van methaan na de gisting.

10.2 AANBEVELINGEN EN DOORKIJK NAAR KLIMAATAKKOORD

10.2.1 LACHGAS

Het onderzoek toont aan dat de emissie van lachgas vanuit rwzi's niet kan worden gekoppeld aan een kengetal. Om toch invulling te geven aan het klimaatakkoord en de feitelijke uitstoot van lachgas uit een zuivering in te schatten, wordt aanbevolen om per waterschap:

- aan de hand van Tabel 22 in te schatten welke procescondities bij zuiveringen bijdragen aan verhoging van het risico op emissie van lachgas.

TABEL 22 RISICOMATRIX LACHGASEMISSIE VANUIT ZUIVERING (GWRC, 2011)

Hoogte van het risico	Hoog	Medium	Laag
Procesparameter			
Effluentconcentratie totaal N (mg N/l)	> 10	5 - 10	< 5
Mate van variatie in concentratie N in zuivering	hoog	medium	laag
Mate van variatie in (dagelijkse) belasting	hoog	medium	laag
Maximale concentratie NO ₂ (mg N/l) in gehele zuivering	> 0,5*	0,2 – 0,5	< 0,2

*Risico neemt niet verder toe bij hogere concentraties.

- het meten van de emissie op de zuivering met het hoogste risico volgens de voorwaarden die daaraan worden gesteld;
- een uniform meetprotocol op te stellen en te gebruiken;
- met dit meetprotocol een aantal metingen uitvoeren op zuiveringen die het spectrum bestrijken die in Tabel 1 is aangegeven. Op deze manier is het wellicht mogelijk om in de toekomst een range aan te kunnen geven in de verwachte lachgasemissie, en kan worden getoetst of de huidige wijze van inschatting leidt tot een over-, of onderschatting van de emissie vanuit Nederlandse rwzi's.

De aanbevelingen uit dit onderzoek geven nog niet concreet aan hoe in de praktijk de emissie kan worden gereduceerd en welke mate van reductie kan worden verwacht. Om in de toekomst hier in het kader van het klimaatakkoord wel invulling aan te geven, wordt geadviseerd om:

- de genoemde aanbevelingen te toetsen aan de praktijk waarbij de effecten worden vastgesteld en worden vertaald naar concrete maatregelen;
- het effect van de genoemde aanbevelingen te onderzoeken op effluentkwaliteit, bezinkbaarheid van het slib en het elektriciteitsverbruik.

Op het moment dat de maatregelen concreet zijn gemaakt en de effectiviteit is getoetst, kunnen deze maatregelen worden geïmplementeerd op de zuivering. Na implementatie kan de daadwerkelijke reductie van emissie van lachgas worden vastgesteld.

10.2.2 METHAAN

Uit het onderzoek is gebleken dat de emissie van methaan vanuit een zuivering nog niet volledig met een statisch model is in te schatten. Verder is gebleken dat door de variatie in de emissie ook voor methaan geldt dat de emissie niet aan de hand van één kengetal is in te schatten. Om toch invulling te geven aan het klimaatakkoord en de feitelijke uitstoot van methaan uit een zuivering in te schatten, wordt het volgende geadviseerd.

- per waterschap inschatten op welk van de zuiveringen het risico op de emissie van methaan het hoogst is. Hierbij geldt: dat:
 - de verblijftijd in de gisting en de hoeveelheid verwerkt slib voor zuiveringen met slibgisting meegenomen dient te worden. Bij een kortere verblijftijd en hogere hoeveelheid verwerkt slib is het risico op methaanemissie na de gisting hoger dan bij langere verblijftijden en kleinere hoeveelheden verwerkt slib.
 - de kenmerken van het rioleringstelsel van belang zijn voor zuiveringen zonder slibgisting. Vooralsnog wordt er vanuit gegaan dat in persleidingen meer methaan wordt gevormd dan in vrijvervalleidingen. Voor persleidingen kan gebruik worden gemaakt van een empirisch model om de vorming van methaan in te schatten.
- uitvoeren van metingen op die zuiveringen waar het risico op emissie het hoogst is;
- uitvoeren van onderzoek om in de toekomst aan de hand van modellen emissie van methaan vanuit riolering en zuivering in te schatten. Onderzoek dient te worden uitgevoerd naar:
 - de methanogene activiteit in typisch Nederlandse stelsels (gescheiden/gemengd; persleiding/gravitair);
 - het effect van de wijze van opvoeren van influent op de emissie van methaan uit het influent na het ontvangwerk;
 - de afwijkingen die tussen model (Chen & Hashimoto) en praktijk kunnen optreden.

Om invulling te geven aan het klimaatakkoord en de emissie van methaan te reduceren kunnen de volgende maatregelen worden toegepast:

- het toepassen van een voldoende lange verblijftijd in de gisting (minimaal 20 dagen);
- een constante aanvoer van slib naar de gisting;
- ventilatielucht met methaan via blowers in brengen in het actiefslibstelsel om methaan te oxideren;
- ventilatielucht met methaan te gebruiken als verbrandingslucht voor de WKK.

Om in de toekomst de mogelijkheden voor methaanreductie uit te breiden wordt geadviseerd onderzoek te doen naar:

- het vergroten van de methaanoxidatiecapaciteit, waarbij wordt gekeken naar aspecten als luchtdebiet, diepte van de tank of type beluchting;
- de mogelijkheden om de vorming van methaan in de riolering te voorkomen.

REFERENTIES

- Ahn, J.-H., Kim, S., Pagilla, K., Katehis, D., Chandran, K., 2009, Spatial and temporal variability in N_2O generation and emission from wastewater treatment plants. Nutrient Removal Conference. Washington D.C., Water Environment Federation
- Burgess, J.E., Colliver, B.B., Stuetz, R.M., Stephenson, T., 2002, Dinitrogen oxide production by a mixed culture of nitrifying bacteria during ammonia shock loading and aeration failure, *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 29, p 309 – 313.
- Chandran, K., 2010, Greenhouse nitrogen emission from wastewater treatment operations, Interem report U4R07a, Water Environmental Research Foundation, United States of America.
- Czepiel, P.M., Crill, P.M., Harriss, R.C., 1993, Methane emissions from municipal wastewater treatment processes, *Environmental Science Technology*, 27, 2472 – 2477
- Foley, J., Lant, P., (2009a), Direct Methane and Nitrous oxide emissions from full-scale wastewater treatment systems, Occasional paper No.24, Water Service Association of Australia.
- Foley, J., de Haas, D., Hartley, K., Yuan, Z., Lovell, A. and Lant, P. (2009b) Field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions. *Wat. Sci. Tech.* 60(11): 2863-2971.
- Gal'chenko, V.F., Lein, A.Y. and Ivanov, M.V. (2004) Methane content in the bottom sediments and water column of the Black Sea. *Microbiology* 73(2), 211-223.
- Girard, M., Ramirez, A.A., Buelna, G. and Heitz, M. (2011) Biofiltration of methane at low concentrations representative of the piggery industry--Influence of the methane and nitrogen concentrations. *Chemical Engineering Journal* 168(1), 151-158.
- Guisasola, A., de Haas, D., Keller, J., and Yuan, Z. (2008) Methane Formation in Sewer Systems. *Water Research* 42(6-7): 1421-1430.
- Guisasola, A., Sharma, K. R., de Haas, D., Keller, J. and Yuan, Z. (2009). Development of a model for assessing methane formation in rising main sewers. *Water Research*. 43(11): 2874-2884.
- Gutierrez, O., Park, D., Sharma, K. R. and Yuan, Z. 2009, Effects of long-term pH elevation on the sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms. *Water Research* 43(9): 2549-2557
- GWRC, 2011, N_2O and CH_4 Emission from Wastewater Collection and Treatment Systems, State of the Science report, London, United Kingdom, ISBN 978 – 90 – 77622 – 23 – 0.
- Hanaki, K., Hong, Z., Matsuo, T. (1992) Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. *Water Sci. Technol.*, 26, 1027-1036.
- Hatamoto, M., Yamamoto, H., Kindaichi, T., Ozaki, N. and Ohashi, A. (2010) Biological oxidation of dissolved methane in effluents from anaerobic reactors using a down-flow hanging sponge reactor. *Water Research* 44(5), 1409-1418.
- Houweling D., Dold P., Wunderlin P., Joss A., Siegrist H., 2011, N_2O Emissions: Impact of Process Configuration and Diurnal Loading Patterns, Nutrient recovery and Management, IWA/WEF conference, Miami, United States of America.
- IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, 2000, Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D en ASM3, Scientific and Technical Report No 9
- Jiang, G., Gutierrez, O., Sharma, K. R. and Yuan, Z. 2010a, Effects of nitrite concentration and exposure time on sulfide and methane production in sewer systems. *Water Research*, 44(14): 4241-4251.

- Jiang, G., Gutierrez, O. and Yuan, Z., 2010b Biocidal effect of free nitrous acid on anaerobic wastewater biofilms. *Water Research*. DOI: 10.1016/j.watres.2011.04.026
- Kampschreur, M.J., Star, W.R.L., Wielders, H.A., Mulder, J.W., Jetten, M.S.M., Loosdrecht, van, M.C.M., 2008, Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full – scale reject water treatment
- Kampschreur, M.J., Poldermans, R., Kleerebezem, R., Star, W.R.L., Haarhuis, R., Abma, W.R., Jetten, M.S.M., Loosdrecht van, M.C.M., 2009, Emissions of nitrous oxide and nitric oxide from a full-scale singlestage nitrification anammox reactor, 2nd IWA specialized conference on nutrient management in wastewater treatment processes, Krakow, Poland.
- Klimaatakkoord Unie – Rijk, 2010, <http://www.uvw.nl/producten-klimaatakkoord.html>
- Matsuura, N., Hatamoto, M., Sumino, H., Syutsubo, K., Yamaguchi, T. and Ohashi, A. (2010) Closed DHS system to prevent dissolved methane emissions as greenhouse gas in anaerobic wastewater treatment by its recovery and biological oxidation. *Water Science & Technology* 61(9), 2407.
- Melse, 2003, Biologisch filter voor verwijdering van methaan uit lucht van stallen en mestopslagen, Wageningen Universiteit en Research centre, Agrotechnology and Food Innovations, rapportnummer 2003-16
- Melse, R.W. and van der Werf, A.W. (2005) Biofiltration for Mitigation of Methane Emission from Animal Husbandry. *Environmental Science & Technology* 39(14), 5460-5468.
- Mohanakrishnan, J., Gutierrez, O., Meyer, R. L. and Yuan, Z. 2008, Nitrite effectively inhibits sulfide and methane generation in a laboratory scale sewer reactor. *Water Research*, 42(14): 3961– 3971
- Nikiema, J., Brzezinski, R. and Heitz, M. (2007) Elimination of methane generated from landfills by biofiltration: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 6(4), 261-284.
- Otte, S., Grobbsen, N.G., Robertson, L.A., Jetten, M.S.M., Kuenen, J.G., 1996, Nitrous oxide production by *Alcaligenes faecalis* under transient and dynamic aerobic and anaerobic conditions, *Applied and Environmental Microbiology*, July, p. 2421 – 2426.
- Petri, C., Waterschap Rijn en IJssel, mondelinge mededeling
- Ministerie Infrastructuur en Milieu, 2011, Greenhouse Gas Emissions in the Netherlands 1990-2009; National Inventory Report 2011, RIVM report 680355004 / 2011.
- Sly, L.I., Bryant, L.J., Cox, J.M. and Anderson, J.M. (1993) Development of a biofilter for the removal of methane from coal mine ventilation atmospheres. *Applied Microbiology and Biotechnology* 39(3).
- STOWA, 2010, Emissies van broeikasgassen van rwzi's, STOWA, rapportnummer 2010 – 08.
- STOWA, 2011, Handboek slibgisting, STOWA, rapportnummer, 2011 – 16.
- Testo, 2001, Metingen van het binnenklimaat in de praktijk
- van der Ha, D., Bundervoet, B., Verstraete, W. and Boon, N. (2011) A sustainable, carbon neutral methane oxidation by a partnership of methane oxidizing communities and microalgae. *Water Research* 45(9), 2845-2854.
- Yu, R., Kampschreur, M.J., Loosdrecht, M.C.M.V., Chandran, K. (2010) Mechanisms and Specific Directionality of Autotrophic Nitrous Oxide and Nitric Oxide Generation during Transient Anoxia. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 1313-1319.
- Zhang L., Keller, J. and Yuan, Z. 2009, Inhibition of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms by ferric iron dosing. *Water Research* 43(17): 4123-4132.

BIJLAGE 1

KARAKTERISTIEKEN RWZI KRALINGSEVEER

KARAKTERISTIEKEN RWZI KRALINGSEVEER

De rwzi Kralingseveer is gebouwd in de periode 1983 – 1985 en is sinds 1986 operationeel met een ontwerpcapaciteit van 300.000 i.e. (54 g BZV) Deze capaciteit is 1998 uitgebreid naar 360.000 i.e. (54 g BZV), om de te verwachten toename in vrachten tot 2015 te kunnen verwerken. De huidige karakteristieken van de rwzi Kralingseveer zijn weergegeven in Tabel 23.

TABEL 23 KARAKTERISTIEKEN RWZI KRALINGSEVEER

Parameter	Eenheid	Waarde
Ontwerpcapaciteit	i.e. (54 g BZV)	360.000
Slibbelasting	kg BZV/kg ds×d ⁻¹	0,048
Slibbelasting	kg N/kg ds×d ⁻¹	0,024
Slibgehalte	g/l	4,1
Debiet	m ³ /d	112.000 ³⁾
CZV	kg/d	25.000 ³⁾
BZV	kg/d	7.500 ³⁾
N _{kj}	kg/d	3.700 ³⁾
CZV / N	-	6,8
BZV / N	-	2,0
P _{tot}	kg/d	500 ³⁾
Zwevende stof	kg/d	10.500 ³⁾
Selector ¹⁾	m ³	4.800
Denitrificatie ¹⁾	m ³	3.600
Nitrificatie ¹⁾	m ³	8.000
Beluchtingstanks ²⁾	m ³	2x 13.750
Nabezinktanks	Aantal	8
Oppervlakte	m ²	17.580

¹⁾ Nieuw actiefslibstelsysteem gebouwd in 1998,

²⁾ Bestaande beluchtingstanks uit 1986.

³⁾ Dimensioneringsgrondslag na afloop voorbezinktank, inclusief interne stromen.

Het ontwerp van de rwzi Kralingseveer is gebaseerd op de effluenteisen uit Tabel 24.

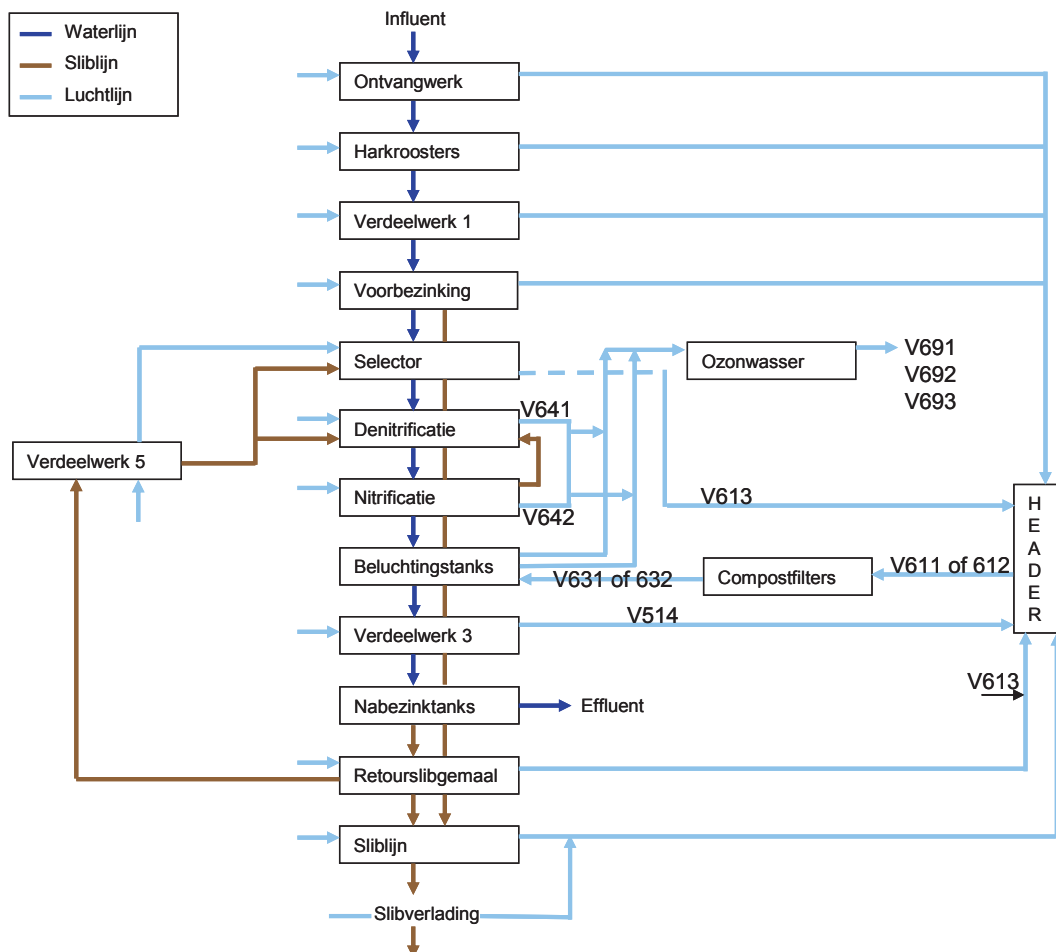
TABEL 24 EFFLUENTEISEN RWZI KRALINGSEVEER

Component	Effluenteis (mg/l)	Omschrijving
BZV	20	Als maximum in etmaalmonster
Zwevende stof	30	Als effluent droogrest, voortschrijdend rekenkundig gemiddelde van tien opeenvolgende monsters
N _{totaal}	12	Als jaargemiddelde
P _{totaal}	1,3	Als jaargemiddelde
	2,5	Als maximum voortschrijdend gemiddelde over tien etmaalmonsters

Voor een vergaande N-verwijdering zijn in 1998 de bestaande beluchtingstanks uitgebreid met een voorgeschakelde denitrificatie en nitrificatieruimte, daarnaast is het systeem uitgebreid met een selector. Het aanwezige fosfaat wordt biologisch verwijderd.

Een schematische weergave van de rwzi is weergegeven in Figuur 47.

FIGUUR 47 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE RWZI KRALINGSEVEER, MET WATER-, SLIB- EN LUCHTLIJN



BELUCHTING

In de bestaande beluchtingstanks (BT1 en BT2) is puntbeluchting aanwezig. In de nieuwe aëratietank is in het nitrificatiegedeelte bellenbeluchting aanwezig.

De karakteristieken van de beluchting zijn hieronder weergegeven:

- | | |
|------------------------------------|--|
| • Aantal blowers (AT) | 3 |
| • Capaciteit per stuk | 12.600 (max), 9.260 (nominaal) en 3.000 (min) Nm ³ /h |
| • Vermogen blowers | per stuk 110 kwh |
| • Aantal puntbeluchters (BT) | 8 |
| • Capaciteit per stuk | 180 kg O ₂ /h |
| • Vermogen puntbeluchters per stuk | 110 kW (geïnstalleerd), 101 kW (bruto),
90 kW (netto) |

PROCESREGELING

Op de rwzi Kralingseveer zijn de volgende sensoren aanwezig:

- twee O₂ sensoren in nitrificatietank;
- tweemaal drie O₂ sensoren in beluchtingstanks BT1 en BT2;
- twee temperatuursensoren in beluchtingstanks BT1 en BT2;
- één NH₄-N in beluchtingstank (BT2);
- één NO₃-N in beluchtingstank (BT2);
- één PO₄-P in beluchtingstank (BT2).

In de nitrificatietank bevinden zich twee beluchtingsvelden, één in de nitrificatiezone en één in de facultatieve zone. Ten tijde van de metingen waren beide beluchtingsvelden ingeschakeld. Het O₂ setpoint in de nitrificatie zone wordt bepaald door de ammoniumconcentratie in BT2, met een ondergrens van 1,5 mg/l en een bovengrens van 2 en 2,5 mg/l. Indien de ammoniumconcentratie in BT2 boven de 0,2 mg/l komt wordt de beluchting in de facultatieve zone ingeschakeld. Daarnaast worden deze ook aangestuurd door een feedforward regeling, boven een influentdebiet van 5.000 m³/h wordt de beluchting aangezet.

In de beluchtingstanks (BT) 1 en 2 zijn elk vier puntbeluchters aanwezig. Deze puntbeluchters worden op de ammonium- en/of zuurstofmeting geregeld. In geval van uitval worden de puntbeluchters geregeld op influent- of effluentdebiet.

Het retourslib wordt via acht vijzels (FO gestuurd) naar de selector en denitrificatietank gebracht. Het debiet van de vijzels wordt geregeld via het influent of effluentdebiet.

De verdeling van het retourslib naar de selector en denitrificatietank wordt geregeld via zes schuiven, waardoor 10 – 40% van het slib naar de selector worden gebracht. De verdeling is afhankelijk van de influentaanvoer en de slibvolumeindex van het slib. Bij een te hoge of te lage slibvolumeindex wordt de vlokbelasting in de selector aangepast door één of meer schuiven te openen of te sluiten. Het recirculatiedebiet tussen de nitrificatietank en denitrificatietank is tijdens DWA vastgesteld op 66%.

LUCHTBEHANDELING

In Figuur 47 zijn de water,- slib en luchtlijn weergegeven. In de luchtlijn zijn ook de ventilatoren aangegeven. De specificaties van de ventilatoren zijn weergegeven in Tabel 25. De lucht van het ontvangwerk, de harkroosters, de verdeelwerken 1 en 3, de voorbezinktanks, de selector, het retourslibgemaal en de slibsilos worden behandeld in de compostfilters. De behandelde lucht wordt daarna gebruikt in de beluchtingstanks als proceslucht. Na de beluchtingstanks wordt de lucht gedesinfecteerd door een ozonwasser. De lucht van de nieuwe aëratietank (nitrificatie/denitrificatie) wordt apart afgezogen en vlak voor de ozonwassers in de leidingen vanaf de twee beluchtingstanks gebracht.

TABEL 25 KENMERKEN VENTILATOREN OP RWZI KRALINGSEVEER

Ventilator	Plaats	Capaciteit (m ³ /h)	Vermogen (kW)	Continue ja/nee
V611 en V612	Tussen header en compostfilter	20.000	45	Ja en één reserve
V631 en V632	Tussen compostfilters en beluchtingstanks	30.000	15	Ja en één reserve
V514	Tussen ontvangwerk, verdeelwerk 3 en header	4.500	5,5	Ja
V613	Tussen selector, retourslibgemaal en header	3.000	1,5	Ja
V691, 692 en 693	Tussen beluchtingstanks en ozonwasser	30.000	45	Twee continue één reserve
V641 en 642	Tussen nitrificatie/denitrificatie en ozonwasser	8.510	3	Ja, beide

De ontwerpcapaciteit van de luchtbehandeling is 60.000 m³/h.

BIJLAGE 2

MEETFOUTANALYSE GASDEBIETEN

In deze bijlage wordt de foutberekening van het gasdebiet weergegeven en de resultaten hiervan voor de rwzi Kralingseveer.

METHODIEK MEETFOUTANALYSE

De onzekerheid in de meting wordt bepaald met de volgende formule:

$$\tau_L = \sqrt{\tau_u^2 + \left(\frac{\delta_d}{d} \cdot 100\right)^2 + \left(\frac{\delta_v}{v} \cdot 100\right)^2 + \left(\frac{v_E}{v} \cdot \tau_G\right)^2} \quad (1)$$

De hierin opgegeven parameters zijn samengevat in Tabel 26, waarbij ook is aangegeven of deze waarde een meting of een aanname betreft.

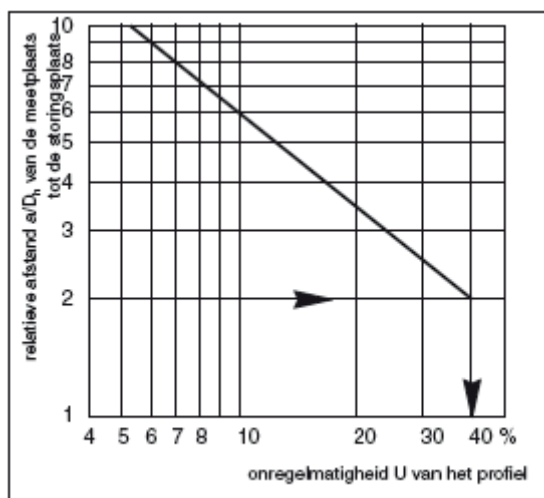
TABEL 26 OVERZICHT PARAMETERS FOUTENBEREKENING GASDEBIET EN HOE DEZE PARAMETERS ZIJN BEPAALD

Parameter	Symbool	Eenheid	Bepaling	Waarde
Binnendiameter	d	mm	Van tekeningen	Locatieafhankelijk
Aantal metingen	n	-	Gemeten	Locatieafhankelijk
Afstand tot storingsplaats	a	(m)	a is geschat	Locatieafhankelijk
Hydraulische diameter	D _h	(m)	D _h zie d	Locatieafhankelijk
Gassnelheid	v	m/s	Gemeten	Locatieafhankelijk
Onregelmatigheid van het profiel	U	%	Afgelezen uit grafiek Testo	Locatieafhankelijk
Onzekerheid van de meetplaats	τ _u	%	Afgelezen uit tabel Testo	Locatieafhankelijk
Onzekerheid van de meter	τ _G	%	Opgevraagd bij leverancier	Druksonde pitotbuis: +/- 0,03 hPa Hittedraadsonde: +/- (0,03 m/s + 4% meetwaarde)
Onzekerheid van de aflezing	δ _v	%	Aanname	Locatieafhankelijk
Meetbereik van de meter	v _E	m/s	Opgevraagd bij leverancier	Druksonde pitotbuis: 0 - 40 Hittedraadsonde: 0 - 20
Onzekerheid van de binnendiameter	δ _d	mm	Niet bekend	Wordt verwaarloosbaar geacht.

De diameter van de buizen is afgelezen van de aangeleverde tekening en informatie is eventueel opgevraagd bij de beheerder van de zuivering. De fout die wordt gemaakt in deze diameters wordt verwaarloosbaar geacht ten opzichte van de andere meetfouten. Het aantal individuele metingen (n) werd steeds genomen tussen 50 en 60. De hydraulische diameter is in het geval van ronde leidingen gelijk aan de binnendiameter. De afstand a tot een storingsplaats (bocht of vernauwing) is tijdens de meting niet bepaald. Hier is later een inschatting van gemaakt. Bij de plaatsbepaling voor de snelheidmeting is echter wel altijd getracht om een rechte leiding van circa 5x de binnendiameter voor het meetpunt te hebben. Aan de hand van de ratio tussen a en D_h kan de onregelmatigheid in het stromingsprofiel van de lucht worden bepaald met behulp van de in Figuur 48 weergegeven grafiek.

FIGUUR 48

EMPIRISCHE SAMENHANG TUSSEN DE ONREGELMATIGHEID VAN HET STROMINGSPROFIEL EN DE RELATIEVE AFSTAND A/DH VAN DE STORINGSPLAATS (OVERGENOMEN VAN TESTO, 2001)



Met behulp van de bepaalde onregelmatigheid van het stromingsprofiel uit Figuur 48 kan de onzekerheid van de meetplaats (τ_U) aan de hand van Tabel 27 worden bepaald.

TABEL 27

ONZEKERHEID VAN DE METING BIJ EEN VRIJWEL TURBULENT VRIJE STROMING TEN OPZICHTE VAN DE MEETPUNTEN (OVERGENOMEN VAN TESTO, 2001)

Aantal meetpunten	Onregelmatigheid van het stromingsprofiel					
	2	10	20	30	40	50
4	6	12	20	28	36	42
5	5	11	17	24	31	36
6	5	10	15	21	27	32
8	4	8	13	18	23	27
10	3	7	12	16	20	24
20	2	5	8	11	14	16
30	2	4	7	9	11	14
50	1	3	5	7	8	10
100	1	2	3	5	6	7
200	1	1	2	3	4	5

De onzekerheid van de aflezing betreft de schommeling tussen de individuele metingen. Deze is tijdens de meting niet genoteerd, hiervoor wordt een waarde van 0,2 m/s aangenomen. Het meetbereik van de meter is opgevraagd bij de leverancier

De kenmerken van de gebruikte gasdebietmeter zijn:

- meetbereik (vE): 0 – 20 m/s
- nauwkeurigheid (tG): 0,15 %

De kenmerken van de buizen in Kralingseveer waarin het gasdebiet is bepaald zijn weergegeven in Tabel 28.

TABEL 28 KENMERKEN BUIZEN OP DE RWZI KRALINGSEVEER WAARIN GASDEBIET IS BEPAALD

	Meetpunt	Diameter (mm)	Oppervlakte (m ²)	a (m)	Dh (m)	a/Dh (-)	U (%)	τ_u (%)
BT2	4	770	0,47	3,5	0,770	4,55	15	5
BT1	5	770	0,47	3,5	0,770	4,55	15	5
AT oost	6	570	0,26	2	0,570	3,51	20	5
AT west	7	570	0,26	2	0,570	3,51	20	5
Van compost	8	900	0,64	1	0,900	1,11	35	10
Van compost	9	900	0,64	1	0,900	1,11	35	10
Naar compost	11	700	0,38	1	0,700	1,43	40	8
Naar compost	12	700	0,38	1	0,700	1,43	40	8
Naar compost	13	700	0,38	1	0,700	1,43	40	8
Indikkers	16	450	0,16	1,5	0,450	3,33	21	5
Voorbezinktanks	17	600	0,28	1,5	0,600	2,50	30	7
Ontvangwerk	18	500	0,20	1,5	0,500	3,00	22	5
Slibsilo	19	300	0,07	1,5	0,300	5,00	9	3
Selector/RSG-A	20	400	0,13	1,5	0,400	3,75	19	5
Verdeelwerk 2	21	400	0,13	1,5	0,400	3,75	18	5
Afzuig buffertank	-	180	0,03	1	0,180	5,56	10	3
Afzuig primair slibindikker	-	180	0,03	1	0,180	5,56	10	3

Elke individuele gassnelheidsmeting resulteert in een meetfout. Per meetpunt worden het aantal metingen, de gemiddelde gassnelheid, de procentuele meetfout, het gemiddelde debiet met standaardafwijking en de gemiddelde fout met standaardafwijking weergegeven in Tabel 29.

TABEL 29 RESULTATEN VAN DE MEETFOUTANALYSE VAN DE GASDEBIETMETINGEN

	Meetpunt	Aantal tijdstippen waarop werd gemeten ¹	Gemiddelde gassnelheid (m s ⁻¹)	τ_L (%)	Gemiddeld debiet (m ³ h ⁻¹)	Standaard- afwijking debiet (m ³ h ⁻¹)	Gemiddelde meetfout op debiet (m ³ h ⁻¹)	Standaard- afwijking op meetfout debiet (m ³ h ⁻¹)
BT2	4	22	12,77	5,3	21.372	1.111	1.136	55
BT1	5	22	12,37	5,3	20.736	914	1.104	44
AT oost	6	22	5,07	6,5	4.627	288	300	17
AT west	7	22	4,81	6,6	4.197	261	291	32
Van compost	8	5	5,26	10,7	12.047	1.310	1.291	122
Van compost	9	5	7,12	10,4	16.306	1.128	1.695	108
Naar compost	11	5	6,09	8,7	8.441	778	731	58
Naar compost	12	5	6,38	8,6	8.843	302	761	22
Naar compost	13	5	7,12	8,5	9.861	590	837	45
Indikkers	16	5	7,38	5,7	4.224	303	241	13
Voorbezinktanks	17	5	11,71	7,2	13.138	398	947	27
Ontvangwerk	18	5	3,58	7,6	2.527	134	191	5
Slibsilo	19	5	5,88	4,6	2.661	96	121	2
Selector/RSG-A	20	5	8,36	5,6	3.780	321	210	14
Verdeelwerk 2	21	5	3,78	7,3	1.709	49	125	2
Afzuig buffertank	-	5	10,40	3,6	953	38	34	1
Afzuig primair slibindikker	-	5	8,49	3,8	778	71	30	2

¹ Dit is het aantal tijdstippen waarop de snelheid werd bepaald. Dit is niet hetzelfde als n, het aantal metingen over de dwarsdoorsnede waarvan dan voor een bepaald tijdstip de gemiddelde snelheid wordt bepaald.

BIJLAGE 3

NOTITIE KEUZE NITRIETANALYSER

NOTITIE

Aan	:	Alex Sengers, Cora Uijterlinde
Van	:	Ellen van Voorthuizen
Datum	:	5 november 2010
Kopie	:	Mark van Loosdrecht, Udo van Dongen, Matthijs Daelman, Guus IJpelaar
Onze referentie	:	9V6714.A0/N00005/903016/Nijm
Betreft	:	nitrietmeting

INLEIDING

Onderdeel van het onderzoek naar de emissie van broeikasgassen vanuit rwzi's is de emissie van lachgas vanuit rwzi's en de mogelijke relatie met nitriet in de vloeistoffase. Deze relatie kan verder inzicht geven in de vormingsmechanismen van lachgas en kan wellicht ingezet worden om de emissie van lachgas vanuit rwzi's in te schatten. Op deze wijze kunnen de meer complexe metingen voor lachgas in de gasfase achter wegen worden gelaten. Belangrijk daarbij is dat met de meting van nitriet de variatie in lachgas emissie voldoende wordt ondervangen. Het is daarom van belang dat in het huidige onderzoek de nitrietmeting ook continu plaats vindt naast de continu lachgasmetingen. In deze notitie wordt een overzicht gegeven van de beschikbare online metingen voor nitriet in de waterfase en wordt een voorstel gedaan welk van de metingen het meest geschikt is voor het doel van dit deel van het onderzoek.

VOORWAARDEN NITRIETMETING

Om voldoende inzicht te krijgen in de mogelijke correlatie tussen de concentratie nitriet en de mate van lachgas emissie is een goede nitrietmeting van belang. Hiervoor is het belangrijk dat de meting aan de volgende voorwaarden voldoet:

- Specifiek gevoelig voor nitriet;
- Nauwkeurigheid van de meting in met name range 0 – 2 mg NO₂-N/l;
- Continu meting mogelijk;
- Robuustheid, waarmee bedoeld wordt dat de meting niet te veel onderhoud vergt voor de beheerder van de zuivering;
- Mogelijkheid tot huur;
- De kosten voor aanschaf;

BESCHIKBARE METINGEN

De meting van nitriet in een slib-watmengsel kunnen door de volgende leveranciers geleverd worden:

- WTW
- Hach Lange
- S::can / Interline

TOETSING LEVERANCIERS NITRIETMETINGEN

De beschikbare metingen voor nitriet zijn getoetst aan de voorwaarden voor de meting. De resultaten daarvan zijn samengevat in onderstaande tabel:

Leverancier	WTW	Hach Lange	S::CAN / Interline
Voorwaarde			
Specifiek NO ₂ -N	Ja	Nee	Ja, en tegelijk ook: NO ₃ -N, TSS, COD
Meetrange (mg NO ₂ -N)	0.005 – 1.2	0.1 – 100 mg NO _x /l	0 – 2
Continu meting	Nee, om 10 min.	Ja	Ja
Robuustheid	-	+	+
Mogelijkheid tot huur	Nee	Ja	Ja
Kosten huur (€/mnd)	-	2.085	1.500
Kosten aanschaf (€)	17.445	21.532	16.410

De meting van WTW is gebaseerd op een analyse van een monster uit het actiefslibmengsel. Door deze wijze van meten is geen continue meting beschikbaar en is de analyse complex door de filtratiestap en de toevoeging van chemicaliën. Deze chemicaliën zullen daarnaast regelmatig bijgevoerd dienen te worden. Dit maakt het systeem een bewerkelijk. Wel kan met deze meting specifiek nitriet worden gemeten in de juiste range.

De meting van Hach Lange is gebaseerd op sensor technologie waardoor continu metingen mogelijk zijn. Echter is de meting niet specifiek voor nitriet, maar wordt de som van nitriet en nitraat stikstof gemeten. Hierdoor dient de concentratie nitriet te worden afgeleid van een aparte nitraatmeting, wat een zekere onnauwkeurigheid met zich meebrengt.

De meting van S::CAN/Interline is gebaseerd op sensor technologie waardoor continu metingen mogelijk zijn. Deze sensor is in staat specifiek nitriet te meten in de gewenste range. Verder is deze sensor in staat om naast nitriet ook, nitraat, TSS en COD te meten wat een waardevolle toevoeging is aan de metingen. Op deze wijze is het mogelijk om samen met de nieuw te plaatsen ammoniumanalyser de stikstofbelasting nauwkeurig te bepalen in de AT en zijn we niet afhankelijk van de metingen in de 'oude beluchtingstanks'. Gezien de geschiktheid van de sensor is op de rwzi Kralingseveer al een test uitgevoerd met lagere gevoeligheid dan de aangeboden sensor. Uit deze test is gebleken dat de minder gevoelige sensor al in staat bleek concentratie tussen de 1 – 2 mg/l te meten. De verwachting is dat de aangeboden sensor een goede nauwkeurigheid heeft in de gewenste meetrange. Verder is er positieve ervaring gemeld door Waterschap Veluwe met de sensor van S::CAN / Interline.

VOORSTEL VOOR NITRIETMETING

Op basis van de technische specificaties heeft de sensor van S::CAN /Interline onze voorkeur, vanwege de specifieke nitrietmeting, de nauwkeurigheid in de gewenste range en de extra data die kunnen worden gegenereerd (met name TSS voor stikstofbelasting).

BIJLAGE 4

BEGRIPPEN EN AFKORTINGENLIJST

Anammox	Anaërobe ammoniumoxidatie
AOB	Ammonium oxiderende bacteriën
BABE	Bio-Augmentation Batch Enhanced
BBS	Beeldbedieningssysteem
BZV	Biologisch zuurstofverbruik
CANON	Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite
CSTR	Complete Stirred Reactor
CZV	Chemisch Zuurstof Verbruik
DO	Dissolved Oxygen
DWA	Droogweeraanvoer
GC	Gaschromatograaf
GWRC	Global Water Research Coalition
HRT	Hydraulic Retention Time
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KWR	Kiwa Water Research
MJV	Milieujaarverslag
NOB	Nitriet oxiderende bacteriën
RWA	Regenweeraanvoer
rwzi	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SVI	Slibvolumeindex
Sharon	Single reactor system for High Ammonium Removal Over Nitrite
VROM	(ministerie van) Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieu, nu ministerie Infrastructuur en Milieu.

BIJLAGE 5

MODELRESULTATEN RIOLERING

TABEL 30 RESULTATEN MODELBEREKENINGEN RIOLERING

Empirische model 'Foley'										H ₂ S model	
Maand	Debiet m ³ /h	T °C	Methanogene activiteit gCH ₄ ×m ⁻² ×h ⁻¹	Leiding 1	Leiding 2	Leiding 3	Leiding 4	Leiding 5	Totaal g/m ³	Vrucht kg/d	Vrucht kg/d
30-sep-2010	4.508	19	0,0347	0,4	0,27	1,04	0,72	0,05	2,5	267	41
31-okt-2010	4.347	17	0,0307	0,4	0,25	0,96	0,66	0,05	2,3	236	36
30-nov-2010	4.395	15	0,0267	0,3	0,21	0,82	0,57	0,04	1,9	205	32
31-dec-2010	3.625	12	0,0210	0,3	0,20	0,79	0,54	0,04	1,9	162	25
31-jan-2011	5.056	11	0,0201	0,2	0,14	0,54	0,37	0,03	1,3	154	24
28-feb-2011	3.961	12	0,0212	0,3	0,19	0,72	0,50	0,04	1,7	163	25
31-mrt-2011	3.194	12	0,0225	0,4	0,25	0,95	0,66	0,05	2,3	173	27
30-apr-2011	2.692	16	0,0287	0,5	0,37	1,44	0,99	0,07	3,4	221	34
31-mei-2011	2.563	19	0,0349	0,7	0,48	1,84	1,27	0,09	4,4	268	41
30-jun-2011	3.747	20	0,0371	0,5	0,35	1,34	0,92	0,07	3,2	285	44
31-jul-2011	5.032	20	0,0365	0,4	0,25	0,98	0,68	0,05	2,3	280	43
31-aug-2011	3.488	20	0,0382	0,5	0,38	1,48	1,02	0,07	3,5	294	45
30-sep-2011	3.488	20	0,0382	0,5	0,38	1,48	1,02	0,07	3,5	294	45
									Gemiddeld	231	36

BIJLAGE 6

DETAILS LACHGAS EN METHAANONDERZOEK

SPECIFICATIES ANALYSER

TABEL 31 SPECIFICATIES VAN DE AANGEPASTE MLT ROSEMOUNT ANALYSER DIE WERD GEBRUIKT VAN 19 SEPTEMBER TOT 5 OKTOBER 2010

Component	O ₂	CO ₂	NO	N ₂ O
Meetmethode	Paramagnetisch	10 mm IR meetcel	200 mm IR meetcel	200 mm IR meetcel
Meetbereik	0 – 2/25%	0 – 0,5/5%	0 – 150/300 ppm	0 – 200/2.000 ppm
Nauwkeurigheid	1%	1%	1%	1%
Bijzonderheden	Temperatuur, 55°C		Temperatuur, 55°C	Temperatuur 55°C, wordt gecompenseerd voor CO ₂

TABEL 32 SPECIFICATIES VAN DE AANGEPAST ROSEMOUNT/SERVOMEX ANALYSER DIE WERD GEBRUIKT VANAF 5 OKTOBER 2010

Component	O ₂	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Meetmethode	Paramagnetisch	10 mm IR meetcel	200 mm IR meetcel	200 mm IR meetcel
Meetbereik	0 – 2/25%	0 – 0,5/5%	0 – 2.000 ppm	0 – 500 ppm
Nauwkeurigheid	1%	1%	1%	1%
Bijzonderheden	Temperatuur, 55°C			Temperatuur 55°C, wordt gecompenseerd voor CO ₂

METHODE METING METHAANCONCENTRATIE IN VLOEISTOFFASE

Een serumflesje van 120 ml is op voorhand gevuld met 20 g zout (NaCl). Daaraan is voorzichtig 50 ml monster toegevoegd met een katheterspuit en een silicone slang. De slang is steeds onder het vloeistofoppervlak gehouden om het contactoppervlak water/gasfase zo klein mogelijk te houden. Na het vullen is het serumflesje afgesloten met een rubber dop en een aluminium deksel. Vervolgens is het flesje geschud om het zout zo snel mogelijk op te lossen. Bij 20°C is de oplosbaarheid van NaCl circa 360 g/l, zodat deze vloeistofmonsters oververzadigd zijn. Dit heeft als gevolg dat de microbiële activiteit wordt stilgelegd, en dat alle opgeloste gassen uit oplossing gaan. Het opgeloste methaan (maar ook alle andere opgeloste gassen) wordt dan naar de headspace van het serumflesje gedreven. Dit leidt tot een druktoename in de headspace. Alvorens de samenstelling van de gasfase te bepalen met gaschromatografie, is de headspace teruggebracht naar atmosferedruk door het gas te laten expanderen in een spuit zonder plunjer die onder water gehouden wordt.

De volumetoename in de spuit is gebruikt om met de ideale gaswet de hoeveelheid gas in de geëxpandeerde headspace te berekenen. De gemeten hoeveelheid methaan is volledig afkomstig uit de vloeistof. Door de hoeveelheid methaan in de headspace te delen door het monstervolume kan dan de concentratie in de vloeistoffase worden berekend.

BEPALING EFFECT AMMONIUMCONCENTRATIE OP METHAANOXYDATIESNELHEID

Een bekend volume actief slib is in luchtdichte flessen met een septum gebracht. Ammoniumsulfaat is aan verschillende flessen toegevoegd in verschillende concentraties, van 0 tot 30 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Methaan is aan de headspace (bekend volume) toegevoegd tot een concentratie van ca. 1000 ppm. Dit komt overeen met het methaangehalte in de lucht naar de BT. Enkele testen zijn uitgevoerd met een hogere methaanconcentratie (40.000 ppm). Deze concentratie in de luchtfase komt overeen met een concentratie van ca. 1 mg/l in de vloeistoffase, wat overeenkomt met de methaanconcentratie van het slib in de AT. De verschillende flessen zijn met een zelfde snelheid geroerd (zie Figuur 13). Via het septum is de headspace bemonsterd. Het monster is geanalyseerd voor CH_4 en CO_2 met GC-FID om de afname van CH_4 en de toename van CO_2 over de tijd te kunnen vaststellen. De TSS van het slib is bepaald door middel van filtratie. Op die manier was het mogelijk om de specifieke methaanoxydatiesnelheid ($\text{mg CH}_4 \times \text{gTSS}^{-1} \times \text{h}^{-1}$) bij verschillende ammoniumconcentraties te bepalen.

BIJLAGE 7

FUNCTIONEREN RWZI EN GASDEBIETEN

FUNCTIONEREN RWZI

De influent en de effluentwaarden gedurende de meetperiode zijn samengevat in Tabel 33.

TABEL 33 INFLUENT EN EFFLUENT WAARDEN VAN DE RWZI KRALINGSEVEER

Volledige meetperiode				
	Eenheid	Influent	Effluent	Rendement (%)
Debiet	m ³ /d	88.632	88.632	-
CZV	mg/l	339	38	87
BZV	mg/l	118	5,4	95
N-tot	mg/l	41 ¹⁾	6,3	85
P-tot	mg/l	6,0	0,9	77
CZV/N	-	8,3		
BZV/N	-	2,9		
		Influent	Afloop VBT	Rendement (%)
CZV	mg/l	339	245	10
BZV	mg/l	118	73	15
N-tot	mg/l	41 ¹⁾	41 ¹⁾	
P-tot	mg/l	6,0	6,9	
CZV/N	-	8,3	6,0	
BZV/N	-	2,9	1,8	

1) Als NKj

Voor de rwzi Kralingseveer geldt dat deze een lozingseis heeft van 12 mg N/l en 1,3 mg P/l¹⁷. Uit Tabel 33 blijkt dat in de meetperiode de rwzi aan zijn lozingseisen heeft voldaan, en de rwzi dus goed heeft gefunctioneerd. Het rendement van de zuivering in deze meetperiode was voor alle belangrijke parameters beter dan in meetperiode van 2008.

De gemiddelde slibgehalten en belasting is samengevat in Tabel 34. De BZV-belasting was tijdens de huidige meetperiode hoger dan bij de twee metingen in oktober 2008, terwijl de stikstofbelasting nagenoeg gelijk bleef. Voor februari 2009 ligt zowel de huidige BZV-belasting als de huidige stikstofbelasting tussen de twee waarden die toen werden gemeten.

TABEL 34 GEMIDDELTE SLIBGEHALTES EN SLIBBELASTING GEDURENDE MEETPERIODE

BT1	BT2	Gemiddelde	Slibbelasting	Slibbelasting
(g/l)	(g/l)	(g/l)	kg BZV×kg ds ⁻¹ ×d ⁻¹	kg N×kg ds ⁻¹ ×d ⁻¹
3,9	4,0	4,0	0,053	0,019

Voor het bepalen van de belasting van de AT dient de online gemeten ammonium te worden omgerekend naar NKj. Aan de hand van de data van 2008 werd voor de ratio NKj/NH₄-N een waarde van 1,3 gevonden. In de meetperiode bedroeg deze waarde 1,4. Met deze waarde is in het onderzoek verder gerekend.

¹⁷ Voor N geldt als jaargemiddelde, voor P geldt als voortschrijdend gemiddelde over 10 waarnemingen.

GASDEBIETEN

Gedurende de gehele meetperiode is het gasdebiet bij de monsterpunten van de continu gasanalyse (voor N₂O en CH₄) 23 keer herhaald. Een overzicht van de gemiddelde gasdebieten en hun standaardafwijking is samengevat in Tabel 35.

TABEL 35 GEMIDDELTE GASDEBIETEN BIJ MEETPUNTEN TOTALE METHAAN-, EN LACHGASEMISSIE

Meetpunt	Gemiddeld debiet (m ³ /h)	Standaardafwijking (m ³ /h)
MP 4	21.372	1.111
MP 5	20.736	914
MP 6	4.627	288
MP 7	4.197	261

Voor de massabalans zijn de gasdebieten gemeten per desbetreffend procesonderdeel. De gemiddelde gasdebieten en hun standaardafwijking is samengevat in Tabel 36.

TABEL 36 GEMIDDELTE GASDEBIETEN BIJ PROCESONDERDELEN MASSABALANS

Meetpunt	Gemiddeld debiet (m ³ /h)	Standaardafwijking (m ³ /h)
Van ontvangwerk (no. 4)	12.870	790
Van VBTs (no. 3)	42.147	1.474
Van indikkers (no. 2)	26.559	2.199
Naar compostfilter	22.977	905
Naar compostfilter	25.623	1.771
Naar compostfilter	21.933	2.334
Van selector (no. 5)	30.078	2.950
Van slibsilos (no. 6)	21.177	886
Van verdeelwerk (no. 7)	13.599	451
Van compostfilter	18.936	2.379
Van compostfilter	25.632	2.047
Afzuig buffer	37.440	1.713
Afzuig slibindikker	30.555	3.212

De analyse van de meetfout per meetpunt is voor Kralingseveer samengevat in bijlage 2.

Het bepalen van de effectiviteit van diverse luchtbehandelingstechnieken is op diverse locaties bepaald. Een samenvatting van de daar gemeten gasdebieten is weergegeven in Tabel 37 en Tabel 38.

TABEL 37 GASDEBIETEN BIJ LAVAFILTER ONTVANGWERK RWZI KORTENOORD

Meetpunt	Gasdebiet (m ³ /h)
In 1	1.636
In 2	1.979
In 3	1.741
Uit	5.563

TABEL 38 GASDEBIETEN BIJ LAVAFILTER SLIBGEBOUW RWZI KORTENOORD

Meetpunt	Gasdebiet (m ³ /h)
In 1	1.049
In 2	1.106
Uit	2.033

Bij het gemaal van Maassluis is alleen de gassamenstelling bepaald. Voor het compostfilter op Kralingseveer wordt verwezen naar Tabel 36.

BIJLAGE 8

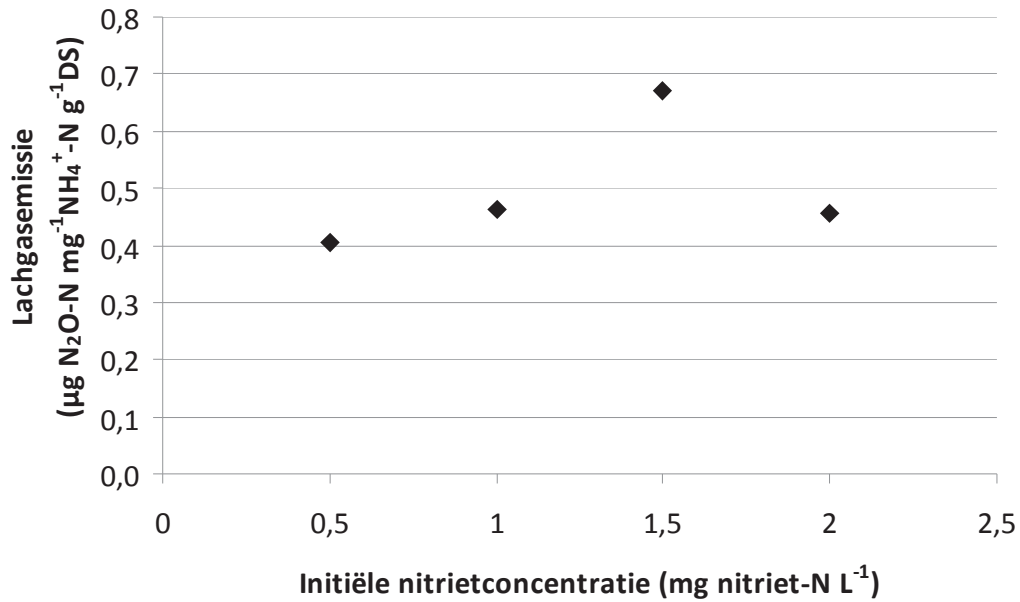
RESULTATEN LABORATORIUM EN PRAKTIJK- ONDERZOEK (VORMING LACHGAS)

NITRIFICATIE

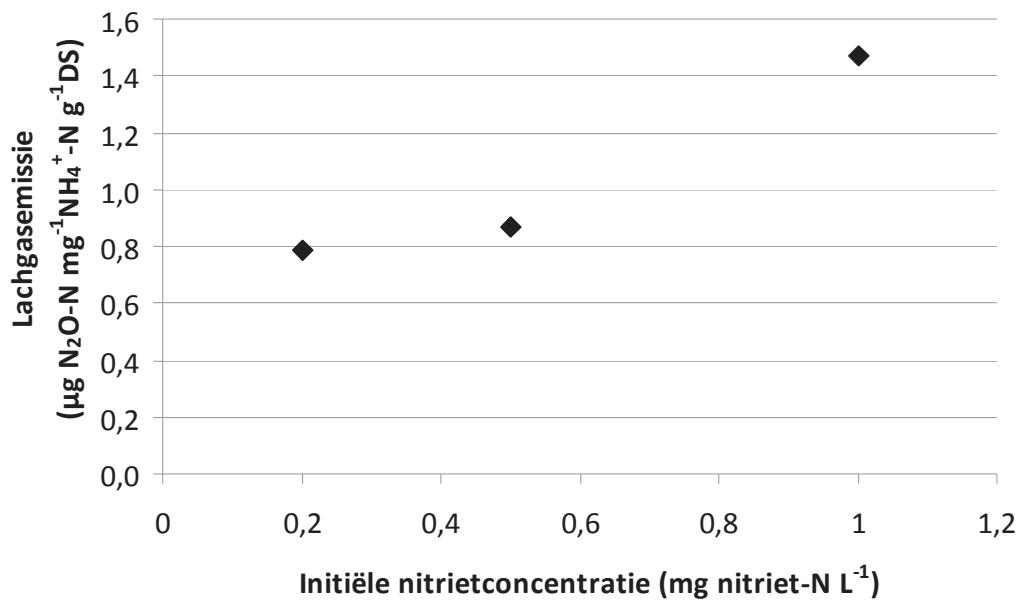
EFFECT NITRIET

FIGUUR 1 RESULTATEN LABORATORIUMTESTEN NAAR EFFECT NITRIET TIJDENS NITRIFICATIE
A) JANUARI; B) MAART; C) JULI

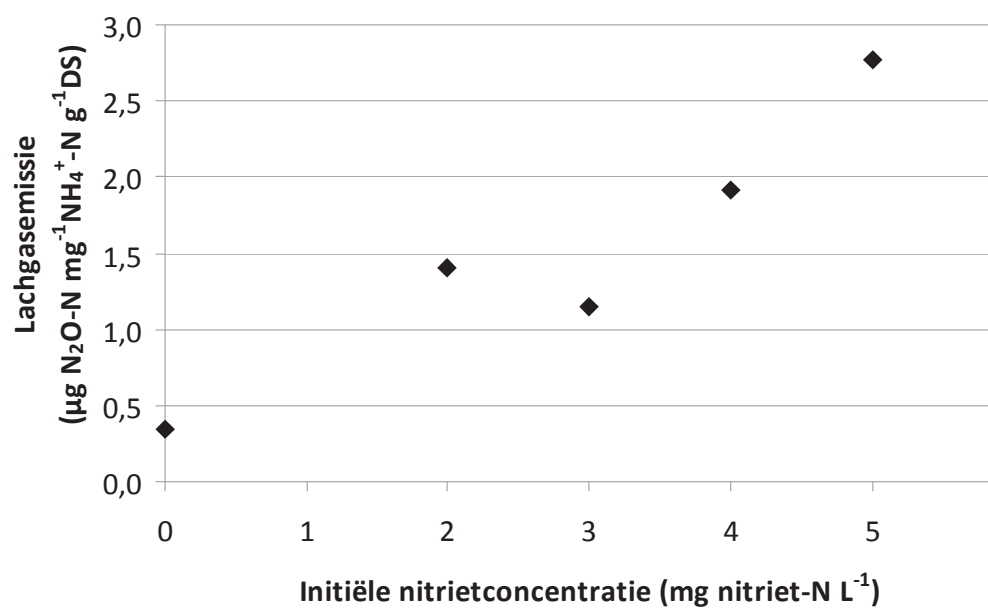
A



B

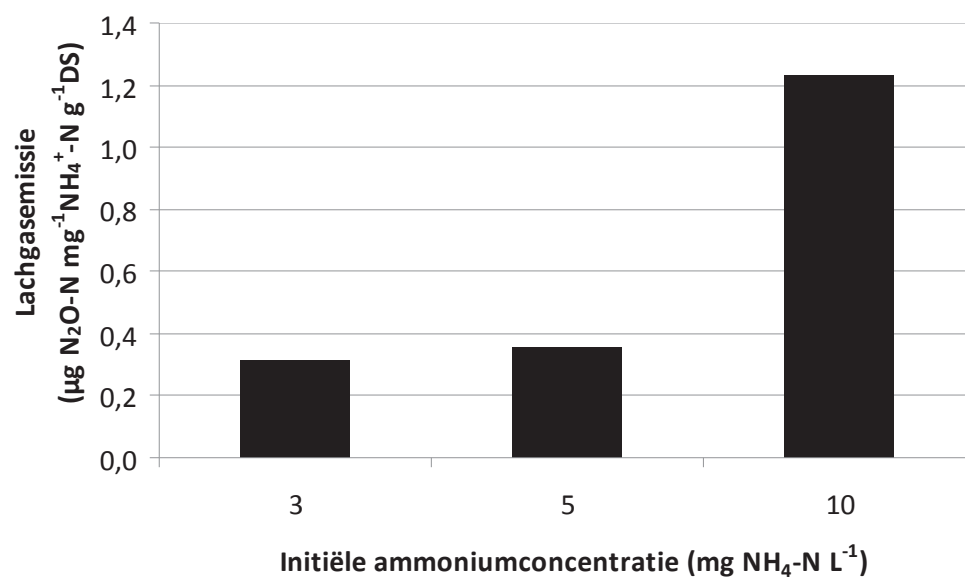


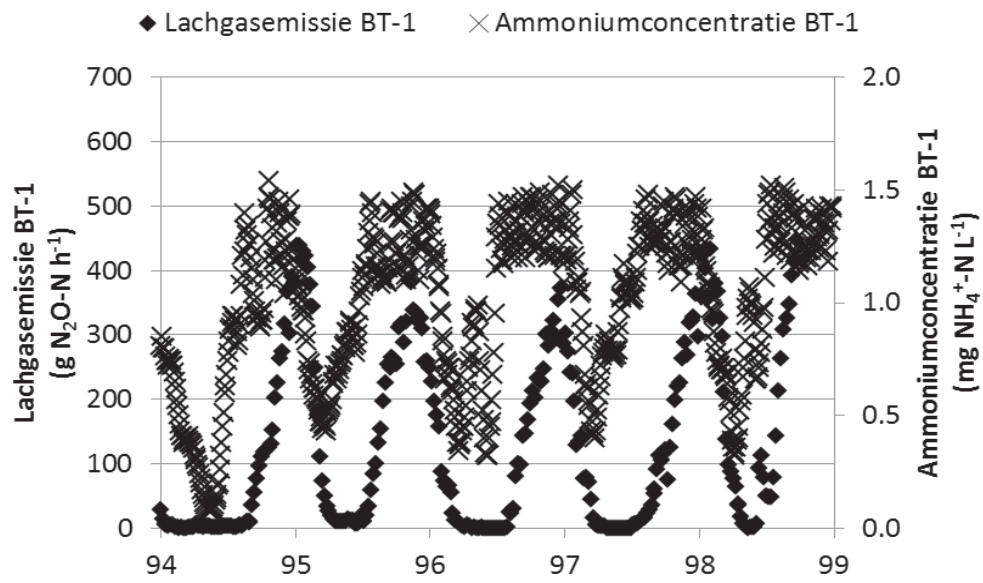
C

**EFFECT AMMONIUM**

FIGUUR 2

LACHGASPRODUCTIE PER TOEGEVOEGDE HOEVEELHEID AMMONIUM ALS FUNCTIE VAN DE AMMONIUMCONCENTRATIE (LABORATORIUMEXPERIMENT)



FIGUUR 3 VERLOOP N_2O -N EMISSIE EN AMMONIUM IN BT1 VAN 17 TOT 21 DECEMBER 2010

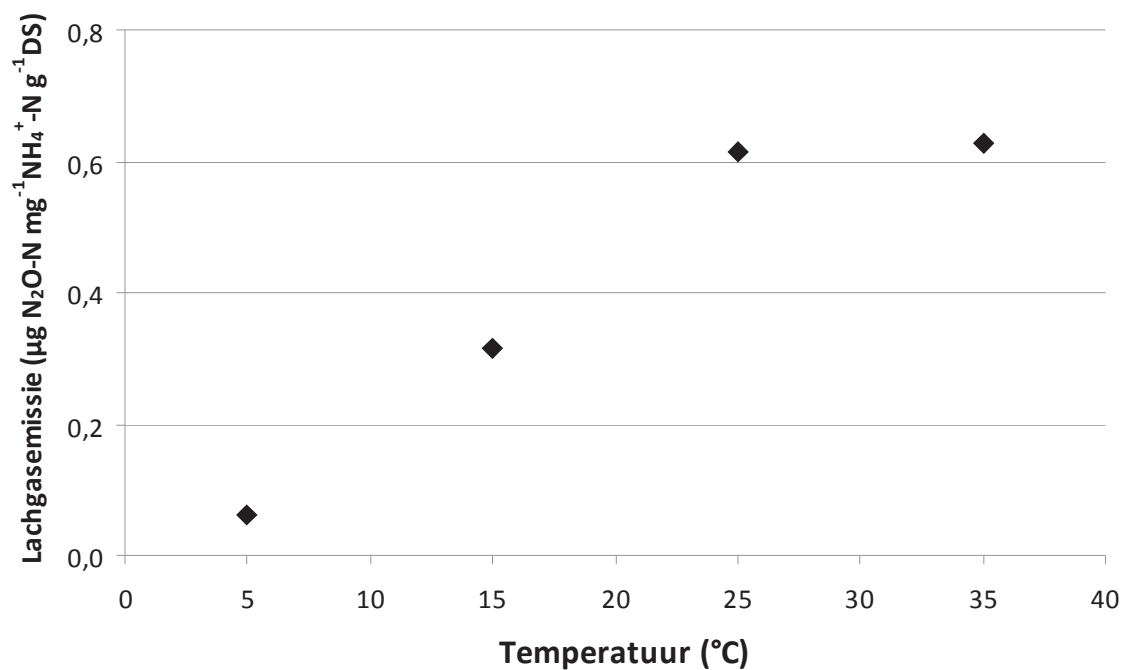
EFFECT TEMPERATUUR

FIGUUR 4

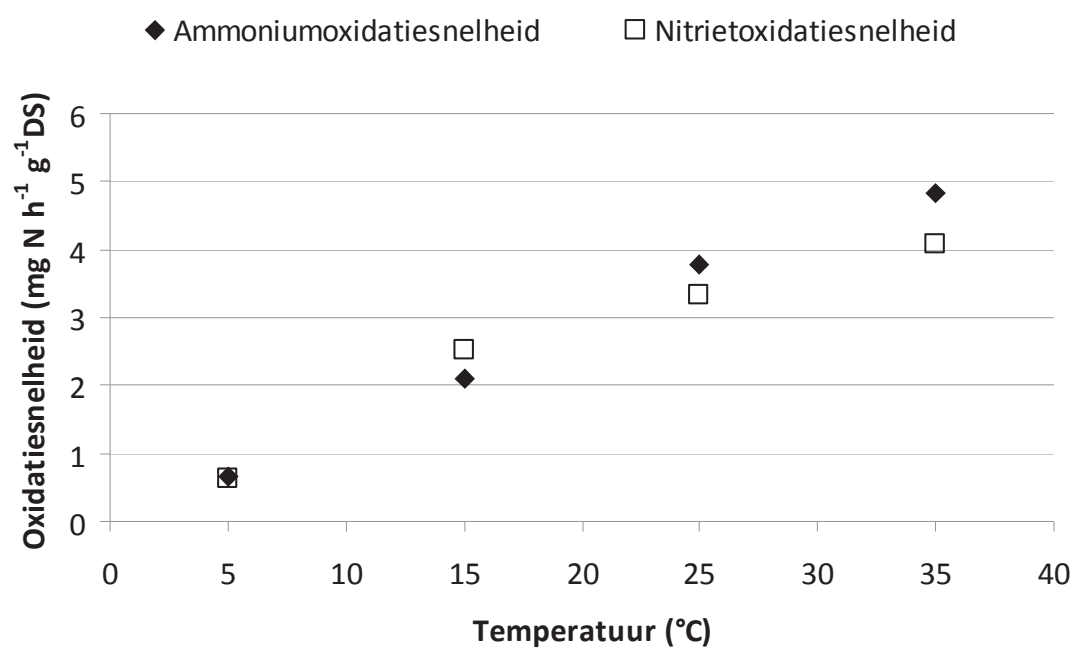
A: RESULTATEN LABORATORIUMTESTEN NAAR EFFECT TEMPERATUUR OP LACHGASVORMING;

B: EFFECT TEMPERATUUR OP AMMONIUMOXIDATIESNELHEID EN NITRIETOXIDATIESNELHEID

A

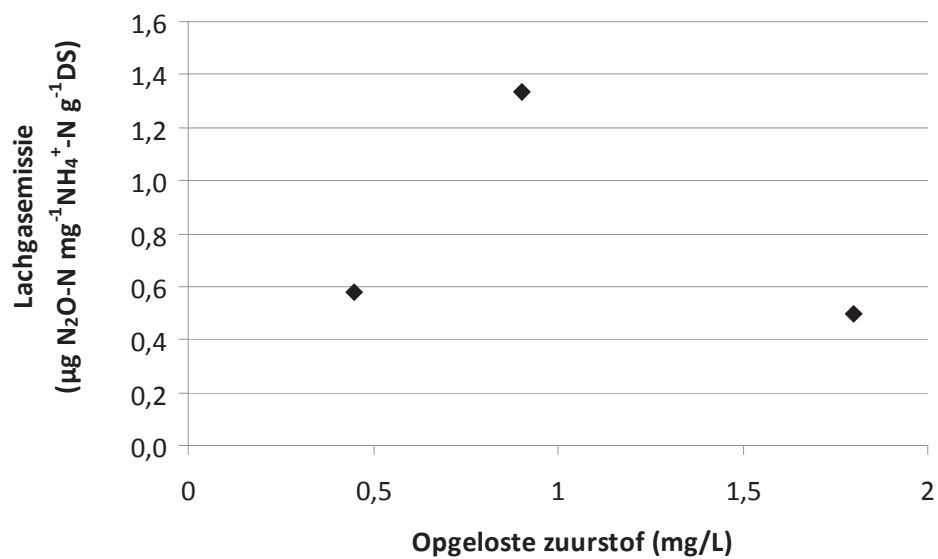


B



EFFECT DO

FIGUUR 5 RESULTATEN BATCHPROEF MET BETREKKING TOT EFFECT ZUURSTOF OP VORMING LACHGAS TIJDENS NITRIFICATIE

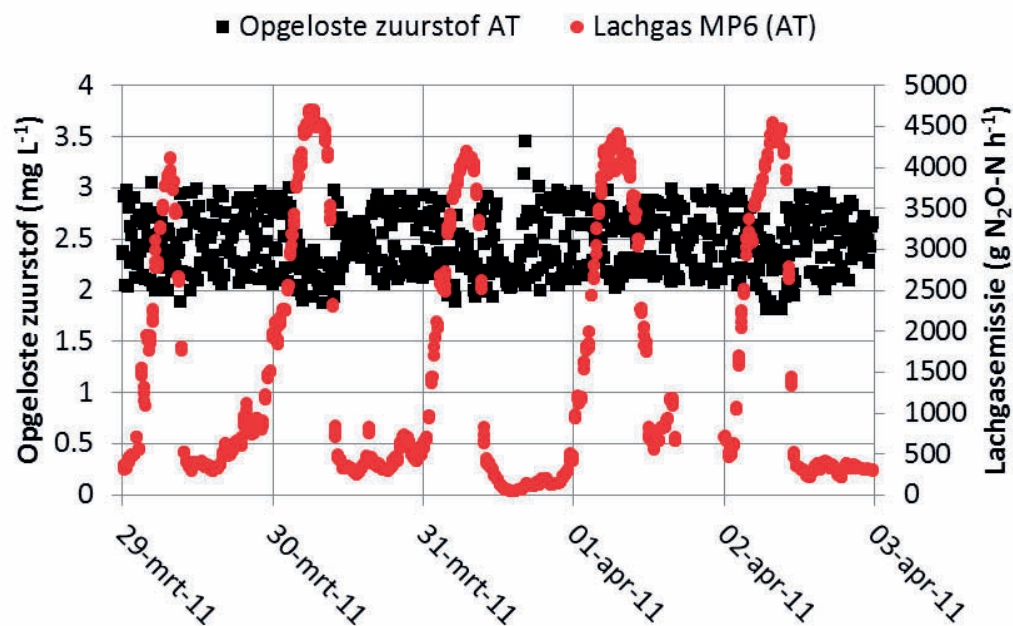


FIGUUR 6

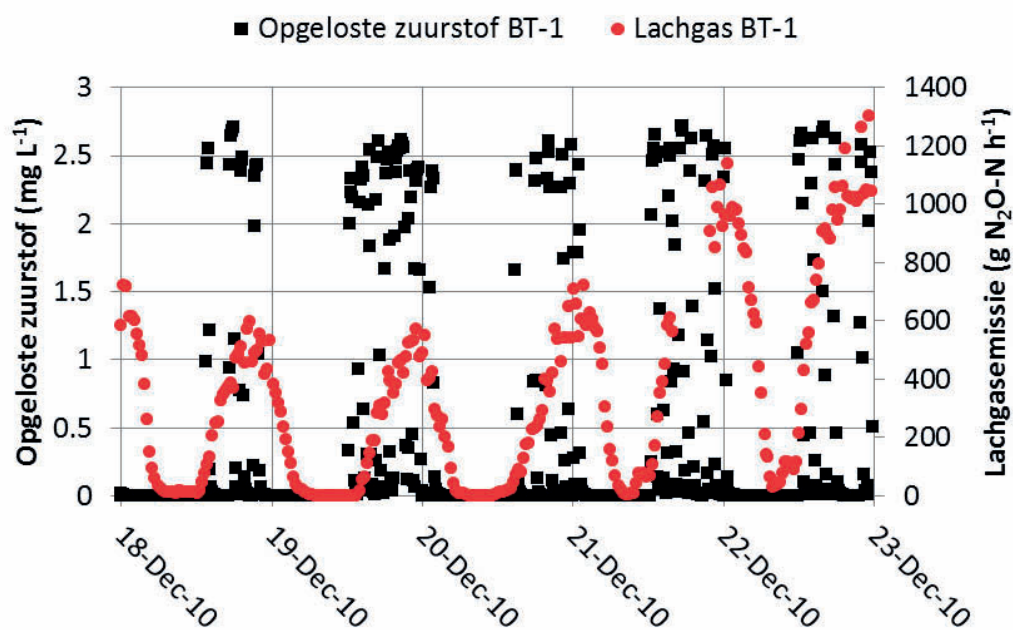
VERLOOP ZUURSTOFCONCENTRATIE EN N_2O -N EMISSIE IN

A) DE AT VAN 29 MAART TOT 3 APRIL 2011 EN B) BT1 VAN 18 TOT 23 DECEMBER 2010

A

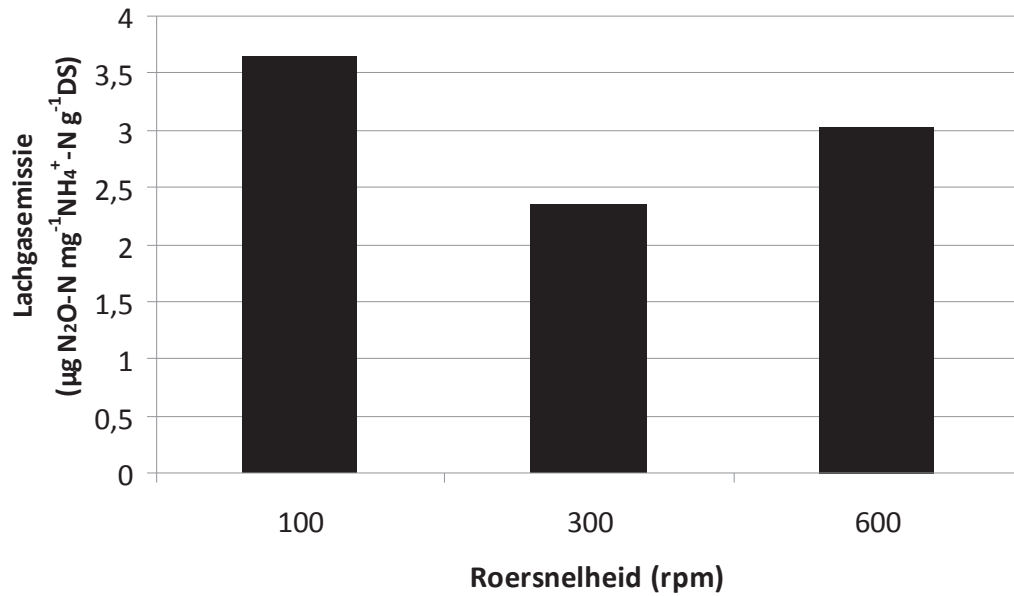


B

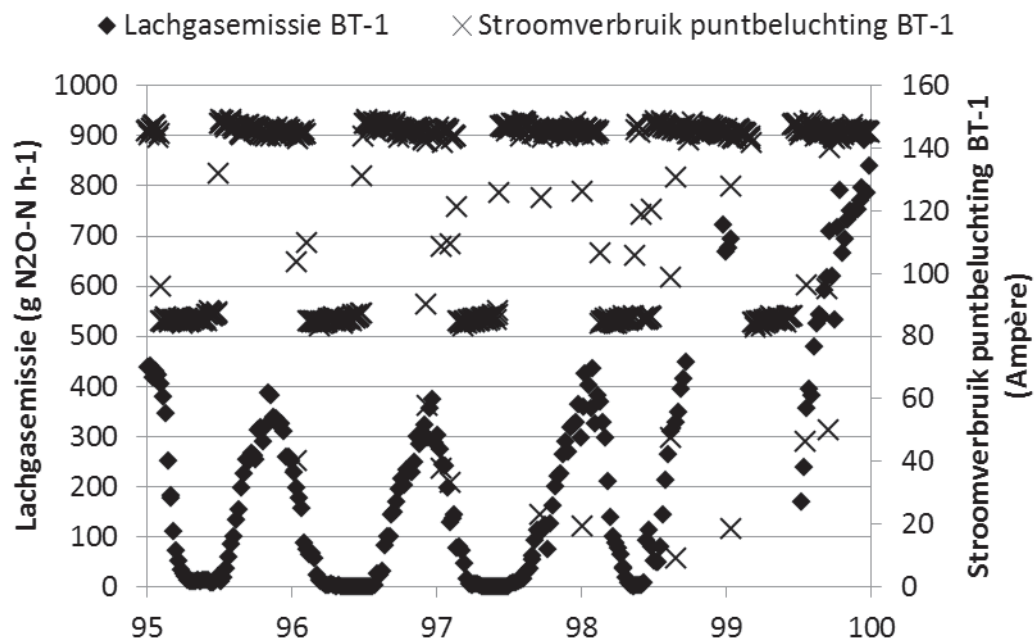


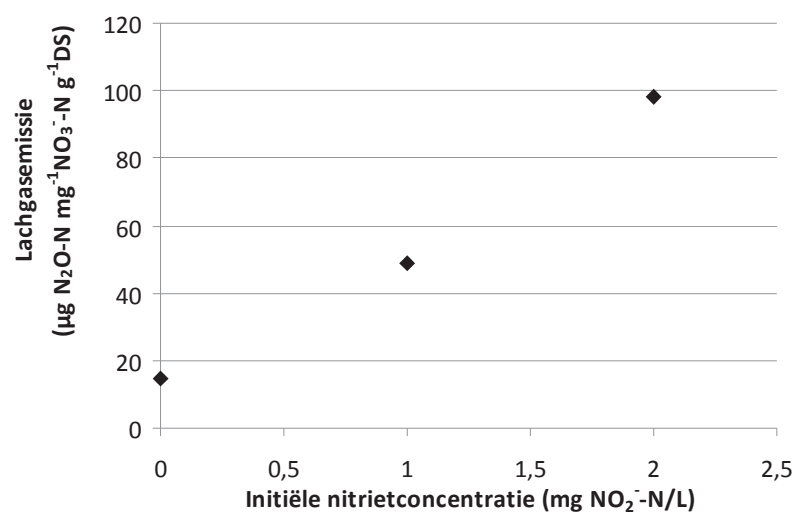
EFFECT BELUCHTINGSDEBIET

FIGUUR 7 RESULTATEN BATCHTEST EFFECT LUCHTDEBIET (DOOR VERANDEREN ROERSNELHEID)



FIGUUR 8 VERLOOP OPGENOMEN VERMOGEN PUNTBELUCHTER IN BT1 EN DE LACHGASEMISSIE

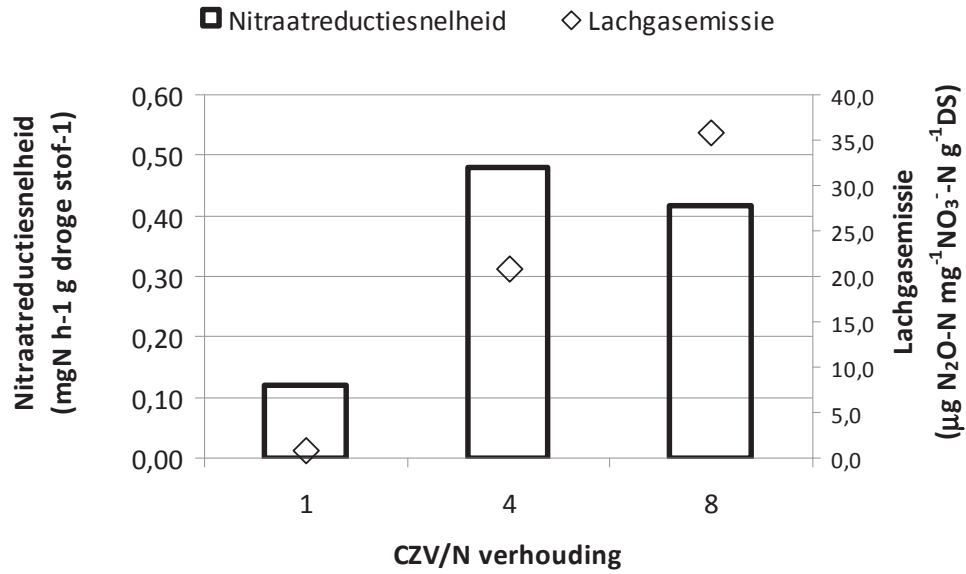


DENITRIFICATIE***EFFECT NITRIET*****FIGUUR 9** **RESULTATEN LABORATORIUMTESTEN NAAR EFFECT NITRIET TIJDENS DENITRIFICATIE**

EFFECT CZV/N

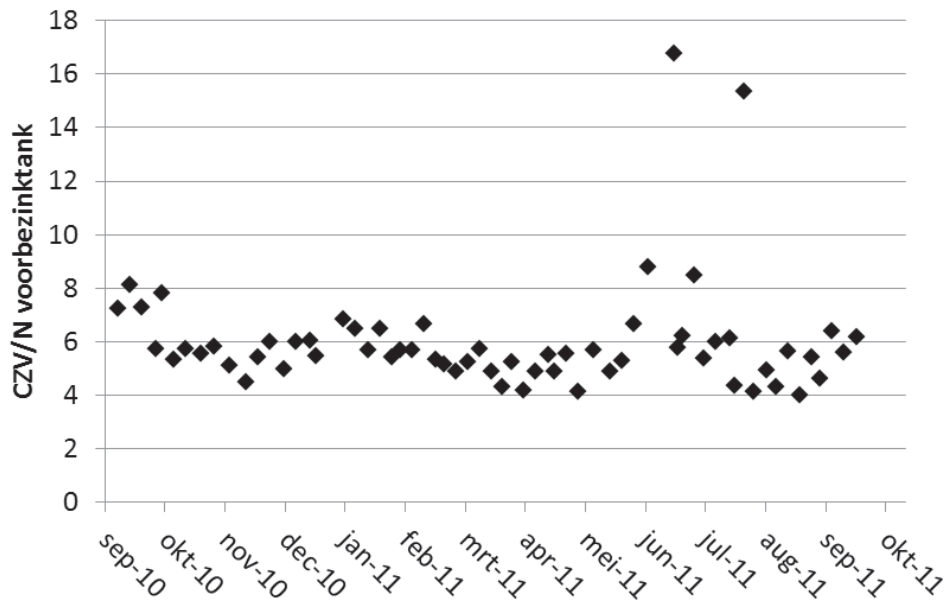
FIGUUR 10

RESULTATEN BATCHTEST NAAR EFFECT CZV/N VERHOUDING TIJDENS DENITRIFICATIE



FIGUUR 11

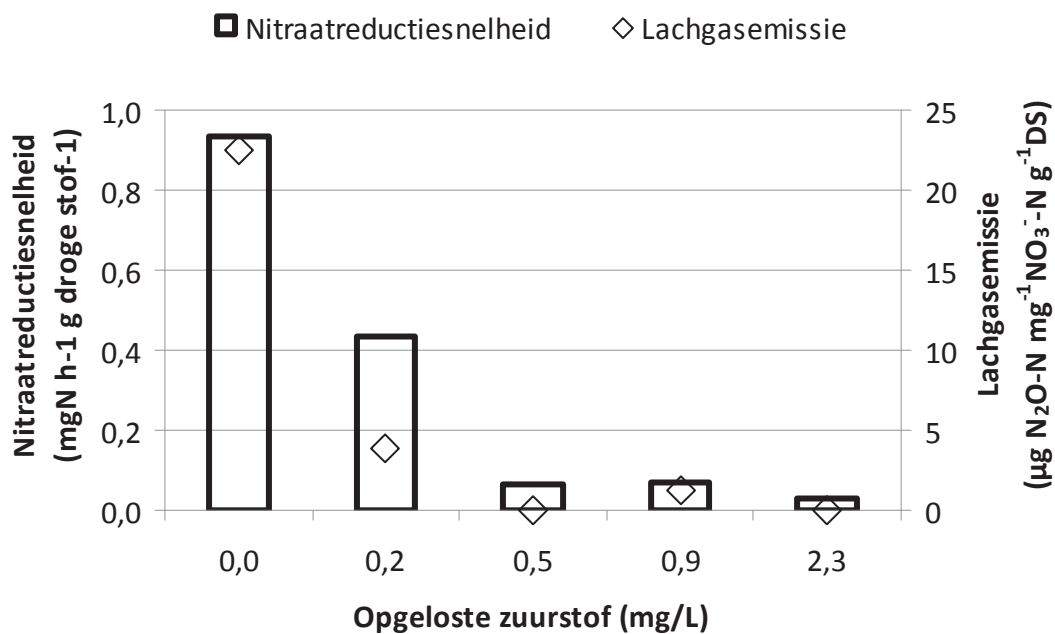
VERLOOP CZV/N VERHOUDING IN DE AFLOOP VAN DE VOORBEZINKTANK



EFFECT DO

FIGUUR 12

RESULTATEN BATCHPROEF MET BETREKKING TOT EFFECT ZUURSTOF OP VORMING LACHGAS TIJDENS DENITRIFICATIE

**EFFECT TEMPERATUUR**

FIGUUR 13

RESULTATEN BATCHTEST NAAR EFFECT TEMPERATUUR TIJDENS DENITRIFICATIE

