

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvatten
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Agneta Granberg, ordförande	Göteborgs Stad
Daniel Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten
Henrik Aspegren	VA SYD
Per Ericsson	Norrvatten
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Henrik Kant	Göteborg Vatten
Lena Ludvigsson-Olafsen	Smedjebackens kommun
Lisa Osterman	Örebro kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB
Bo Rutberg	Sveriges Kommuner och Landsting
Lena Söderberg	Svenskt Vatten

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan återopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem – en granskning av kunskapsläget
Title of the report:	Emissions of N ₂ O and CH ₄ from wastewater systems – current state of knowledge
Författare:	Magnus Arnell, Urban Water Management Sweden AB
Rapportnummer:	2013-11
Antal sidor:	36
Sammandrag:	Denna rapport syntetiserar kunskapsläget för utsläpp av växthusgaserna lustgas (N ₂ O) och metan (CH ₄) från avloppssystem. Slutsatsen är att utsläpp av metan och lustgas varierar kraftigt men kan utgöra en betydande del av ett avloppsreningsverks totala utsläpp av växthusgaser. Val av reningsprocess och driftsätt påverkar omfattningen av metan- och lustgasproduktion.
Abstract:	This report gives a review over the state of knowledge for emissions of the greenhouse gases N ₂ O and CH ₄ . The conclusion is that there are major variations in the emissions of methane and nitrous oxide from wastewater systems. However, it is evident that it can be a significant part of the total GHG-emissions from the system. The choice of treatment process and operational conditions influence the extent of the emissions.
Sökord:	Växthusgaser, lustgas, metan, klimatpåverkan, avloppssystem
Keywords:	Greenhouse gas, nitrous oxide, methane, wastewater systems
Målgrupper:	Personer med bakgrundskunskap inom avloppsreningsprocesser och med intresse för klimatpåverkan från avloppssystem
Omslagsbild:	Linköpings avloppsreningsverk. Foto: Magnus Arnell
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svenskvatten.se
Utgivningsår:	2013
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	12-108
Projektets namn:	Bearbetning av forskningspublikationer rörande emissioner av lustgas och metan från avloppssystem
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling

Förord

Denna rapport sammanställer kunskap från aktuell forskning om produktion och utsläpp av växthusgaserna metan och lustgas från avloppsreningsverk. Förhoppningen är att rapporten kommer öka förståelsen mekanismerna för produktion av växthusgaser och hur dessa kan minimeras.

Denna litteraturstudie är finansierad av SVU (projekt: 12-108). Författaren vill tacka SVU för finansiering, Ulf Jeppsson och Daniel Hellström för bidrag och kommentarer och alla andra som på olika sätt bidragit till innehållet i denna rapport.

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Abstract	7
Förkortningar	8
1 Bakgrund	9
2 Kunskapsläget avseende utsläpp av växthusgaser	10
2.1 Produktionsvägar för lustgas	10
2.2 Emissioner av metan.....	11
2.3 Lagstiftning och reglering kring växthusgasutsläpp.....	12
3 Provtagning och mätning av växthusgaser	15
3.1 Provtagning och analys av lustgas	15
3.2 Provtagning och analys av metan.....	18
4 Uppmätta utsläpp av växthusgaser från avloppssystemet ...	20
4.1 Lustgasutsläpp från avloppsreningsverk.....	20
4.2 Metanutsläpp från avloppsledningsnät.....	22
4.3 Metanutsläpp från avloppsreningsverk.....	24
5 Påverkansfaktorer och minimeringsåtgärder för produktion av växthusgasutsläpp	25
5.1 Påverkansfaktorer och minimeringsåtgärder för lustgasproduktion	25
5.2 Påverkansfaktorer och minimeringsåtgärder för metanproduktion	27
6 Slutsatser och betydelse för svenska förhållanden	29
7 Referenser	30

Sammanfattning

Klimatdebatten har satt fokus på frågan om avloppssystemens utsläpp av växthusgaser. Tidigare studier visar att utsläpp av såväl lustgas och metan som koldioxid (vilka alla är potenta växthusgaser) förekommer. Omfattningen och mekanismerna för detta är inte fullt ut kända men omfattande forskning pågår. Denna rapport utgör en litteratursammanställning, baserad på underlag från 18 rapporter och artiklar, över de senaste årens forskningsresultat.

Studierna som presenteras här rör produktion av metan i avloppsledningarna samt emissioner av lustgas och metan från avloppsreningsverk. Resultaten för lustgasmätningarna visar att utsläppen varierar kraftigt mellan olika avloppsreningsverk och över tid vid samma verk. Generella emissionsfaktorer är därför olämpliga för att uppskatta lustgasutsläppen från en specifik anläggning. Den utsläppta lustgasmängden i presenterade studier sträcker sig från 0,01 till 11,2 % av inkommande kväve. De faktorer som har funnits påverka lustgasproduktionen är sammanfattade i en riskmatris, se tabell I. Sammantaget betyder det att väl fungerande reningsverk med små fluktuationer och låga halter av utgående kväve har liten risk för lustgasproduktion medan det omvända gäller för verk med kraftiga variationer, bristande reglering och ofullständig kväverening. Mätningarna av produktion och utsläpp av metan visar att metanproduktionen i ledningsnät kan vara betydande. Resultaten är dock för knappa för att fastställa storleken eller avgöra vilka faktorer som påverkar produktionen mest. För utsläppen på avloppsreningsverk visar resultaten att de två processsteg som står för de största utsläppen är: 1) inloppsdelarna, metan produceras då sannolikt i ledningsnätet men emitteras vid verket och 2) slamhanteringen på verk med rötning, dvs. metanslip men också efterrötning i öppna lagringstankar.

Slutsatsen är att utsläpp av metan och lustgas varierar kraftigt men kan utgöra en betydande del av ett avloppsreningsverks totala utsläpp av växthusgaser. Val av reningsprocess och driftsätt påverkar omfattningen av metan- och lustgasproduktion.

Tabell I Matris för att bedöma risken för förhöjda lustgasutsläpp från en anläggning.

Parameter	Risk för N ₂ O-utsläpp		
	Hög	Medel	Låg
Utgående halt av totalkväve [mg/l]	> 10	5-10	< 5
Koncentrationsspann för kvävefraktioner i biosteget	H	M	L
Belastningsvariationer på biosteget	H	M	L
Maximal NO ₂ -N konc. i biosteget [mg/l]	> 0,5	0,2 – 0,5	< 0,2

Abstract

The ubiquitous debate on climate change has put focus on the Greenhouse Gas (GHG) emissions from wastewater systems. Previous studies show that both nitrous oxide (N_2O) and methane (CH_4) alongside with carbon dioxide (CO_2) contributes to the GHG emissions from wastewater treatment plants. Major research efforts focuses on quantifying the emissions and on revealing the mechanisms for the production. This report is a review based on 18 scientific publications.

The studies that are presented here deals with production of methane in sewers and emissions of nitrous oxide and methane at wastewater treatment plants. The results from the measurements of nitrous oxide show that the emissions are highly variable between plants, and over time at the same plant. General emission factors are therefore inadequate to assess the emissions of nitrous oxide from individual treatment plants. The range of reported emissions in the reviewed studies are from 0.01 to 11.2 % of incoming nitrogen. The most influential factors for the production of nitrous oxide are summarised in a risk matrix, table I. All together this implies that a well managed treatment process with small variations and low effluent nitrogen concentration will have a low risk for significant nitrous oxide emissions while the opposite applies for a plant with large variations, bad control and high effluent nitrogen concentration. The measurements of production and emission of methane show, that the methane production in sewers can be significant even if the measurements are too few to be able to draw conclusions about general production factors or reveal the influential factors. For wastewater treatment plants it is shown, that the two major parts of the plant emitting methane is: 1) the inlet parts, the methane is most likely produced in the sewers but emitted here, and 2) the solids train at treatment plants with digestion, e.g. fugitive emissions and post digestion in uncovered storage tanks.

The conclusion is that there are major variations in the emissions of methane and nitrous oxide from wastewater systems. However, it is evident that it can be a significant part of the total GHG-emissions from the system. The choice of treatment process and operational conditions influence the extent of the emissions.

Table I Risk matrix for elevated N_2O emissions at WWTPs.

Parameter	Risk on N_2O		
	High	Medium	Low
Effluent total organic nitrogen [mg/l]	> 10	5-10	< 5
Range in N-concentrations in plant	H	M	L
Load variations (daily)	H	M	L
Maximum NO_2-N concentration in plant [mg/l]	> 0.5	0.2 – 0.5	< 0.2

Förkortningar

(g) – markerar att gasfas avses

(l) – markerar att vätskefas avses

A/O & A²/O – Reningsprocesser för biologisk fosforavskiljning

AOB – Ammoniumoxiderande bakterier

ARV – Avloppsreningsverk

AS – Aktivslamprocess

BNR – Reningsprocesser för biologisk kväveavskiljning

BOD₅ – Biological oxygen demand, mått på mängden lättnedbrytbart organiskt material

CH₄ – Metan

CO – Kolmonoxid

CO₂ – Koldioxid

COD – Chemical Oxygen Demand, mått på mängden organiskt material

DO – Syreöverskott (Dissolved Oxygen)

Fe³⁺ – Tervärd järnjon

FID – Flame Ionization Detector

GWP – Global Warming Potential

GWRC – Global Water Research Coalition

H₂S – Sulfid

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change

MLE – Modified Ludzack-Ettinger, en processkonfiguration för aktivslamanläggningar

MBR – Membranbioreaktor

N₂O / N₂O-N – Lustgas / Lustgaskväve

NH₄⁺ / NH₄-N – Ammonium / Ammoniumkväve

NH₂OH – Hydroxylamin

NO – Kväveoxid

NOH – Nitrosylradikal

NO₂⁻ / NO₂-N – Nitrit / Nitritkväve

NO₃⁻ / NO₃-N – Nitrat / Nitratkväve

NO_x – Samlingsbeteckning för alla kväveoxider

N₂ – Kvävgas

NIR – National Inventory Report

NOB – Nitritoxiderande bakterier

Pe – Personekvivalenter

SBR – Satsvis biologisk rening

SCB – Statistiska Centralbyrån

SO₂ – Svaveldioxid

TKN – Totalt Kjeldahlkväve

TN – Totalkväve

UNFCCC – FN:s ramkonvention kring klimatförändringar

1 Bakgrund

Avloppsreningsverkens huvuduppgift är och förblir att rena avloppsvatten för att minimera hygienrisker och miljöpåverkan. Under senare år har dock fokus ökat också på andra aspekter av verksamheten som resursanvändning, energiproduktion och klimatpåverkan. Inom områdena energianvändning, energieffektivitet och energiproduktion har mycket gjorts. Svenskt Vattens energiprojekt har kartlagt situationen, tagit fram kunskapsunderlag för effektivisering och finansierat åtgärder. Biogas har stått i fokus på många anläggningar med åtgärder för ökad utrotning, intag av externt organiskt material och bättre utnyttjande av den producerade gasen (Lingsten et al., 2011). Att minska utsläppen av klimatpåverkande gaser (växthusgaser) har i debatten funnits som ett underliggande motiv för dessa åtgärder men en grundlig och omfattande utvärdering av effekterna på dessa utsläpp har saknats. Tidiga exempel på mätningar av växthusgasutsläpp från reningsverk finns (Björleinius, 1994; Czepiel et al., 1993;1995) men i allt väsentligt har det saknats kunskap om hur växthusgasutsläpp ska mätas, kvantifieras och värderas. På grund av den globala klimatdebatten har det blivit ett hett forskningsområde och ett stort antal vetenskapliga publikationer har presenterats i ämnet. Även om frågetecken återstår så får kunskapsläget om växthusgasutsläpp från avloppsreningsverk anses vara betydligt bättre idag än för några år sedan. Denna rapport syftar till att presentera en genomgång av till dags dato relevant och tillgänglig vetenskaplig litteratur om växthusgasutsläpp från avloppssystem och sammanställa en syntes för svenska förhållanden.

De växthusgaser som behandlas i studerad litteratur och som är aktuella för avloppssystem är koldioxid (CO_2), metan (CH_4), och lustgas (N_2O) (IPCC, 2006). Andra växthusgasutsläpp kan förekomma från en processanläggning, inte minst från produkter och kemikalier som används på anläggningen, dessa beaktas inte i denna rapport. Olika gaser är olika skadliga som växthusgaser, så kallad *Global Warming Potential (GWP)*, vilken också varierar beroende på vilken tidshorisont som avses eftersom olika gaser har olika livslängd i atmosfären. FN:s *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)* har samlat bedömningar för alla kända växthusgaser i the Fourth Assessment Report. För att likställa olika gaser och möjliggöra jämförelser räknas olika gaser om till koldioxidekvivalenter (CO_2e). Med en tidshorisont på 100 år har metan och lustgas en GWP på 25 respektive 298 ggr CO_2 (Forster et al., 2007).

Denna sammanställning bygger i huvudsak på två rapporter från *Global Water Research Coalition (GWRC)* (Foley et al., 2011a;b) och därtill 16 vetenskapliga publikationer för att ge en uppdaterad beskrivning 2012. Dessa behandlar nedan listade aspekter. Denna rapport följer samma disposition.

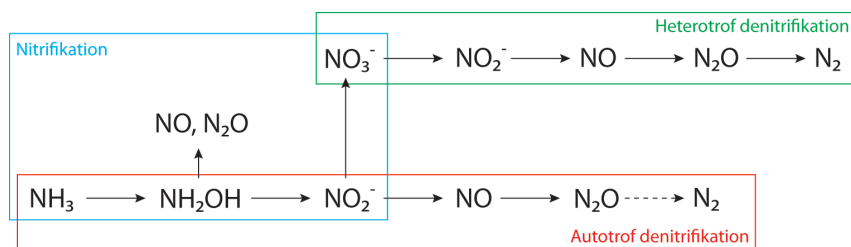
- I Teori om produktion och emission av växthusgaser.
- II Provtagning och mätning av växthusgaser.
- III Resultat från mätningar av växthusgasutsläpp från ledningsnät och reningsverk.
- IV Betydande påverkansfaktorer och minimeringsåtgärder.

2 Kunskapsläget avseende utsläpp av växthusgaser

I detta avsnitt avhandlas aktuell kunskap från forskningspublikationer om produktion av växthusgaser. För en mer grundläggande genomgång av avloppsreningsprocesser och biologisk kväverening hänvisas till Metcalf & Eddy, Inc. (2003).

2.1 Produktionsvägar för lustgas

Risken att biologisk avloppsvattenrening istället för kvävgas oavsiktligt kan producera lustgas som slutprodukt har länge varit känd (Robertson, 1991). Dock har produktionsvägarna inte varit klarlagda och länge antogs huvuddelen av lustgasutsläppen komma från heterotrof denitrifikation där lustgas är en intermediär i reaktionerna. Senare forskning har visat att lustgas kan bildas i flera olika processer av såväl autotrofa som heterotrofa mikroorganismer och även i rena kemiska reaktioner vid biologisk kväverening (Kampschreur et al., 2009). Nitrifikation och denitrifikation över nitrat med möjliga produktionsvägar för lustgas visas i figur 2-1.



Figur 2-1 Möjliga produktionsvägar för N_2O vid biologisk kväverening vid avloppsreningsverk.

2.1.1 Autotrof denitrifikation

Nitrifikation av ammonium (NH_4^+) till nitrat (NO_3^-) är en flerstegsprocess där autotrofa ammoniumoxiderande bakterier (AOB) (och arkéer, Foley et al., 2011b) oxiderar ammonium över hydroxylamin (NH_2OH) till nitrit (NO_2^-). Nitritoxiderande bakterier oxiderar slutligen nitrit till nitrat. AOB:s genom kan också uttrycka de enzym som krävs för att reducera nitrit till kväveoxid (NO) och vidare till lustgas. Den processen är känd som nitrifierares denitrifikation eller autotrof denitrifikation (Colliver och Stephenson, 2000). AOB kan inte producera enzymet N_2O -reduktas vilket indikerar att lustgas snarare än kvävgas (N_2) är slutprodukt i denna sidoprocess (Law et al., 2012).

Många studier indikerar att nitrifierares denitrifikation är den dominerande källan till lustgasutsläpp, speciellt vid ogynnsam syrehalt (låg men över noll) eller förhöjd nitritkoncentration (Wunderlin et al., 2012; Foley et al., 2011a; Kampschreur et al., 2008; Colliver och Stephenson, 2000).

2.1.2 Autotrof nitrifikation

Oxidationen av ammonium till nitrit över hydroxylamin katalyseras av två olika enzym. Mikrobiella studier visar att en extremt reaktiv nitrosylradikal (NOH) bildas som kortlivad intermediär i det andra steget. I denna process kan kväveoxid och lustgas produceras genom bireaktioner av hydroxylamin eller nitrosyl. Bildad kväveoxid kan sedan vidare reduceras till lustgas (Law et al., 2012). Dessa processer gynnas av en obalanserad aktivitet hos AOB, till exempel på grund av hög koncentration av ammonium eller att fluktuerande driftsförhållanden temporärt driver upp reaktionshastigheten för ammoniumoxidation.

2.1.3 Heterotrof denitrifikation

Denitrifikation utförs av ett stort antal heterotrofa bakterier som reducerar nitrat till kvävgas under samtidig oxidation av organiskt material. Reaktionen går i fyra sekventiella steg katalyserade av fyra olika enzym. Studier visar att under normala förhållanden är reaktionshastigheten för reduktion av kväveoxid och lustgas 3 till 4 gånger högre än den för reduktion av nitrat och nitrit (von Schulthess et al., 1994). Det betyder att kväveoxid och lustgas normalt förbrukas och reaktionen till N_2 är fullständig. Under störda driftsförhållanden, till exempel ackumulering av nitrit eller närvaro av syre, visar det sig emellertid att enzymet N_2O -reduktas lätt inhiberas vilket leder till ackumulering av lustgas. Detta behöver inte leda till en mätbar ökning av lustgasutsläpp vid anläggningen eftersom lustgas har relativt hög löslighet i vatten och följer med vattenfasen. Om denitrifikationssteget däremot efterföljs av ett luftningssteg kommer dock lustgasen effektivt att drivas av och släppas ut där (Kampschreur et al., 2009).

2.2 Emissioner av metan

Till skillnad från lustgas så har det länge varit känt hur metan bildas i avloppsreningsprocesserna. Däremot har tills nyligen få studier gjorts för att kvantifiera utsläppen. Tidiga försök gjordes av Czetpiel et al. (1993) och i närtid har flera studier publicerats, Foley et al. (2011a;b) (sammanställning) och Daelman et al. (2012).

Metan bildas av mikroorganismer under anaeroba förhållanden. I ett avloppssystem kan det ske i följande processteg:

- ledningsnätet;
- inkommande delar vid verket, eventuellt bildat i ledningsnätet men avdrivet vid reningsverket;
- anaeroba processer/bassänger på reningsverket såsom: sedimenteringsbassänger, förtjockare, lagringstankar, delar av aktivslamsteget, etc.;
- Rötkammare och gashantering;
- Slamhantering – lagring, avvattning, etc.

I större ledningsnät med långa ev. trycksatta överföringsledningar med tillräcklig uppehållstid kan metan bildas. I kontrast till svavelväte (H_2S) är mycket lite känt om hur det går till eller i vilken omfattning det sker. Den metan som bildas i ledningsnätet kan i viss mån avgå i pumpstationer eller

andra platser där vattnet kommer i kontakt med luft, men huvuddelen kommer vara löst i vattnet när det kommer till reningsverket. På reningsverket kan det antingen avgå i inloppsdelens eventuella luftade steg (sandfång etc.) eller följa med till aktivslamsteget.

På anläggningar med röt-kammare för slamstabilisering produceras stora mängder metan. Förutsatt att gasen utnyttjas eller som minst facklas är det i allt väsentligt positivt då stabiliseringen förhindrar skadliga utsläpp från nedbrytning vid slutanvändning av slammet. Slamhanteringen är trots detta en av de stora riskprocesserna för metanutsläpp. Metaninnehåll i utgående slam adderas till efterrötning i bufferttankar, slamlager, etc. som, om det inte kan tas om hand, släpps ut. Till det kommer diffusa metanslip i hela gassystemet och en fraktion som kan gå oförbränd genom ev. förbränning av gasen i fackla, gasmotor eller dylikt. Sammanlagt kan detta bli betydande mängder i jämförelse med övriga växthusgasutsläpp från avloppsreningsverk. Variationen kan vara mycket stor från verk till verk beroende på till exempel möjligheter att ta om hand gasen från efterrötning och storleken på metanslipet.

Metan som når aktivslamsteget kan antingen ha producerats i ledningsnätet och passerat inloppsdelarna utan att drivits av, komma från röt-kammaren via rejektvatten eller producerats i föregående anaeroba tankar såsom försedimentering. I ett biologiskt reningssteg finns det tre möjliga vägar för inkommande metan: i) förbrukas som kolkälla för nitrifierande mikroorganismer; ii) oxideras av heterotrofa mikroorganismer i luftningsbassängen (Daelman et al., 2012) eller iii) drivas av till luften vid luftning. Sannolikt är en kombination av ii och iii dominerande.

2.3 Lagstiftning och reglering kring växthusgasutsläpp

2.3.1 Globalt

FN:s ramkonvention kring klimatförändringar (UNFCCC) är globalt den organisation som arbetar med klimatförändringar. Under UNFCCC finns till exempel avtal mellan stater såsom Kyotoprotokollet. Ett centralt åtagande för länder i Annex 1 till Kyotoprotokollet är att årligen sammanställa en nationell inventeringsrapport (NIR) där utsläpp från källor och upptag i sänkor rapporteras för väsentligen alla växthusgaser. De gaser som ingår i rapporten är utsläpp till luft av de direkta växthusgaserna CO_2 , CH_4 , N_2O , HFC, PFC, SF_6 och de indirekta växthusgaserna NO_x , CO, NMVOC och SO_2 . Data sammanställs på nationell nivå och delas in i fyra sektorer: energi, industriella processer, jordbruk och annan landanvändning och avfall. Avloppssystemen rapporteras under avfall. (UNFCCC, 2007).

Vid sidan av, eller utöver, internationella åtaganden har vissa länder börjat implementera nationella förordningar om rapportering av växthusgasutsläpp från verksamheter. Dessa berör avloppsreningsverksamheterna i olika omfattning (Foley et al., 2011a;b).

- *Australien*: Har en nationell föreskrift "the National Energy Reporting System" som kräver att alla anläggningar och bolag över en viss storlek måste rapportera in utsläpp av växthusgaser. Gränserna för hur stora verksamheter som måste rapportera skärps från år till år.
- *USA*: Kommande tillägg till den federala lagstiftningen Clean Water Act kommer att ställa krav på avloppsreningsverken i hela USA att rapportera in växthusgasutsläpp. Hitintills är det bara i Kalifornien som det finns separat delstatsreglering som påverkar VA-verksamheterna. Där ställs krav inte bara på rapportering utan även på åtgärder för att minska utsläppen.
- *Frankrike*: En lag från 2010 föreskriver alla bolag med över 50 anställda att beräkna sitt så kallade Carbon footprint. För avloppsreningsverk rekommenderas att utsläpp av metan och lustgas räknas med.
- *Nederländerna*: VA-huvudmännen i Nederländerna är förpliktigade att rapportera in sina utsläpp av växthusgaser från reningsverk över en viss storlek. De har även ingått ett avtal med regeringen om att reducera sina utsläpp av metan och lustgas med 30 % till 2020 med 1990 som basår.

2.3.2 Nationellt

Sverige ingår i UNFCCC och har ratificerat Kyotoprotokollet och är förbundet att rapportera nationella utsläppsmängder under NIR. Naturvårdsverket har ansvar för sammanställningen och samarbetar med myndigheter och andra organisationer för att varje år sammanställa informationen (Naturvårdsverket, 2012). I NIR rapporteras utsläpp aggregerat för hela Sverige uppdelat endast på de fyra ovan nämnda kategorierna. Data bygger inte på speciellt inrapporterade värden från olika verksamheter utan tas från nationell statistik, övrig inrapportering från verksamheterna (som miljörapporter) eller schablonberäkningar. Avloppsrening faller under avfallskategorin och data hämtas från bland annat, Naturvårdsverket och SCB.

För sammanställningen av Sveriges NIR följer Naturvårdsverket i huvudsak de riktlinjer som ges i IPCC (2006). De rapporterade mängderna av lustgas och metan från Sveriges kommunala avloppsreningsverk beräknas med hjälp av rekommenderade emissionsfaktorer. För lustgas beräknas utsläppen enligt följande.

$$N_2O_{\text{effluent}} = N_{\text{effluent}} \cdot EF_{\text{effluent}} \cdot 44/28 \quad (1)$$

N_2O_{effluent} = N_2O -utsläpp från recipient för det aktuella året, [kg N_2O /år].

N_{effluent} = Mängd kväve som släppts ut till recipient, [kg N/år].

EF_{effluent} = Emissionsfaktor för N_2O från kväve i recipient,
0,005 kg N_2O -N/kg N.

Faktorn 44/28 omvandlar kg N_2O -N till kg N_2O .

I standardförfarandet beräknas N_{effluent} baserat på population och proteinintag. Sverige använder istället inrapporterade utsläppsdata från reningsverken uppräknat med 10 % för reningsverk under 2 000 pe. som inte har rapporteringsskyldighet. IPCC:s riktlinjer ger också möjlighet för länder med avancerad avloppsrening att lägga till en faktor för lustgasutsläpp från biologisk kväverening, enligt ekvation 2. Sverige tillämpar inte det.

$$N_2O_{ARV} = P \cdot T_{ARV} \cdot F_{IND-COM} \cdot EF_{ARV} \quad (2)$$

N_2O_{ARV} = N_2O -utsläpp från reningsverk för det aktuella året,
[kg N_2O /år].

P = Antal anslutna till reningsverken, [pers].

T_{ARV} = Andel reningsverk med kväverening, [%].

$F_{IND-COM}$ = Andel av industriellt kväve som avleds till reningsverken,
standardvärde 1,25.

EF_{ARV} = emissionsfaktor, 3,2 g N_2O /person/år.

För utsläpp av metan från avloppsreningsverk räknar Naturvårdsverket på två olika sätt för anläggningar under respektive över 2000 pe. För stora verk antas 50 % av inkommande BOD avskiljas till slamhantering, varvid det antas att biogas produceras. Av den producerade biogasen antas 7 % förluster till atmosfären. För vattenlinjen antas på stora reningsverk inga metanemissioner. För verk under 2000 pe. används IPCC:s metod.

$$WM = P \cdot D \cdot SBF \cdot EF \cdot FTA \cdot 365 \quad (3)$$

WM = CH_4 -utsläpp per år [g CH_4 /år].

P = Antal personer anslutna till verken [pers].

D = BOD-belastning per person, 60 [g/pe/år].

SBF = Fraktion av BOD som sedimenterar snabbt, 0,5 [-].

EF = Emissionsfaktor, 0,6 [g CH_4 /g BOD].

FTA = Andel av BOD i slammet som bryts ner anaerobt, 0,8 [-].

3 Provtagning och mätning av växthusgaser

De omfattande rapporterna från GWRC, Foley et al. (2011a;b), är baserade på fyra stora projekt som analyserat utsläpp av lustgas och metan från avloppssystem. Mätningar har gjorts av olika grupper i Australien, Nederländerna, Frankrike och USA. Totalt har mätningar gjorts vid 26 reningsverk av olika konfiguration: 9 verk hade bio-P och 21 var designade för kväverening. Processkonfigurationerna för de biologiska reningsstegen var: 2 st. cirkulerande, 9 st. pluggflöde, 5 karusell, 1 st. SBR, 1 st. MBR och 8 med okänd konfiguration. Se tabell 1-1 för sammanställning av studier, analyserade anläggningar och provtagning.

3.1 Provtagning och analys av lustgas

Provtagning på frånluften från en aktivslamanläggning kan vara komplicerat då flertalet verk inte är övertäckta. I de Franska och Amerikanska studierna gjordes provtagningen med flytande huvar över aktivslambassängernas yta. Den Holländska gruppen däremot studerade ett övertäckt verk och kunde därför mäta i den samlade frånluften. I det australienska fallet gjordes inga mätningar i gasfas utan utsläppen till luft beräknades från massbalanser och mätningar i vätskefasen. En sammanställning över provtagningsförhållandena finns i tabell 3-1 på nästa sida.

3.1.1 Provtagning av lustgas med gashuv

För att kunna göra mätningar i öppna bassänger har de franska och amerikanska forskarna använt sig av huvar av olika typer som flyter på vätskeytan för provtagning på den avgående gasen från biobassängerna, se figur 3-1. För att, vid mätningar i luftade zoner, bestämma luftflödet från ytan under huven använde de franska forskarna en massflödesmätare på den samlade frånluften från huven. Den amerikanska gruppen injekterade istället ett spårämne, helium, av känt flöde och koncentration i huven för att kunna mäta och beräkna frånluftflödet med hjälp av en gaskromatograf on-line. Totalflödet från zonen beräknades genom att multiplicera det specifika flödet från huven per kvadratmeter med zonens totala yta. För att kunna mäta massflödet från oluftade zoner med mycket lågt gasflöde användes i bägge studierna en svepgas (luft) av känt flöde och sammansättning. Koncentrationen av lustgas mättes kontinuerligt i frånluften med sensorer baserade på infraröd teknik i bägge studierna. Totala emissionerna av lustgas beräknades sedan enligt:

Tabell 3-1 Provtagning av N₂O och CH₄. Tabell från Foley et al. (2011a).

Land	Provtagna anläggningar	Process	Provtagning	Period	Tid	Provtagningspunkt	Vätskefas / gasfas	Provtagningsmetod
Australien	7 ARV	SBR, MLE, A2/O, Johannesburg, cirkulerande.	Stickprover	Vinter / Vår 2008, fyra omgångar	Per omgång: 2-4 h/d i 2 d	Anaerob-, anoxisk- och oxisk zon	N ₂ O, Vätskefas	-
	2 Ledningsnät	Tryckavloppsledning					CH ₄ , Vätskefas	
Frankrike	4 ARV	AS pluggflöde, AS omrörd, MBR, Bio-P	Kontinuerlig	Ingen information	Ingen information	Anaerob-, anoxisk- och oxisk zon	N ₂ O & CH ₄ , Gasfas	Gashuv
USA	12 ARV	AS, Bardenpho, Step-feed BNR, Step-feed non-BNR, AS pluggflöde, MLE, cirkulerande	Kontinuerlig / stickprover	Sommar / höst & vinter / vår	Per omgång: 1 d (1/min gasfas, 4-5 ggr/d vätskefas)	Anaerob-, anoxisk- och oxisk zon,	N ₂ O, Vätskefas (stickprov) & gasfas (stickprov + kontinuerlig)	Gashuv
	64 Pumpstationer	63 oventilerade pumpsumpar, 1 ventilerad pumpsump					CH ₄ , Gasfas	
Nederländerna	3 ARV		Kontinuerlig	Höst / Vår / Vinter	Per omgång: 7 d	-	N ₂ O & CH ₄ , Gasfas	Total frånluft

$$N_2O_{\text{emit}} = \frac{C_{N_2O} \cdot Q_{\text{gas}} \cdot 24}{Q_{\text{inflöde}} \cdot C_{\text{TKN}}}$$

C_{N_2O} = Koncentration av N_2O i gasfas, [g N_2O/m^3].

Q_{gas} = Gasflöde från biosteget, [m^3/h].

$Q_{\text{inflöde}}$ = Totalt inflöde till biosteget, [m^3/d].

C_{TKN} = Koncentrationen av Kjeldahlkväve i inkommande vatten, [g TKN/ m^3].



Figur 3-1 Exempel på huv för lustgasanalys.
Bild från IVL Svenska Miljöinstitutet.

3.1.2 Beräkning av lustgas från prov på vätskefas

I den australiensiska studien gjordes inga direkta provtagningar och analyser på lustgasavgången till gasfas. Istället mättes koncentrationen av lustgas i vätskefasen vid inlopp och utlopp till biosteget samt i varje zon. Med hjälp av information om anläggningens design och analysdata för kvävefraktioner, COD, slamhalter, flöden m.m. kunde massbalanser sättas upp över verket. Den specifika massöverföringshastigheten ($K_L a$) för lustgas bestämdes från labbexperiment och utifrån massbalanserna för lustgas kunde mängden som avgick till atmosfären bestämmas enligt:

$$Tr_{N_2O-N, R} = V_R \cdot K_L a \cdot (N_2O-N_R - N_2O-N_S)$$

$Tr_{N_2O-N, R}$ = Mängd N_2O som avgår till atmosfären för den aktuella zonen R, [kg/d].

V_R = Volymen för den aktuella zonen, [m^3].

$K_L a$ = massöverföringshastigheten för N_2O för det aktuella biosteget, [d^{-1}].

N_2O-N_R = koncentration av N_2O i den aktuella zonen, [kg/ m^3].

N_2O-N_S = mättnadskoncentration för N_2O i vatten vid atmosfärstryck, 20 °C, [kg/ m^3]

Tabell 3-2 För- och nackdelar med de tre beskrivna mätmetoderna för N_2O . Hur passande är respektive metod för att avgöra hur utsläppen varierar i tid och rum respektive hur bra den är för att avgöra var utsläppen uppkommer och vad som påverkar N_2O -produktionen. Foley et al. (2011a).

Mätmetod	Variation i tid och rum	Uppkomst / påverkansfaktor
Gasmätningar på samlad ventilationsluft	olämplig	lämplig
Gashuv	mindre lämplig	lämplig
Vätskefas / massbalanser	lämplig	mindre lämplig

3.1.3 Jämförelse av mätmetoder för lustgas

De tre olika metoder för att provta och mäta lustgas från avloppsreningsverk gashuv, vätskefas och total frånluft som används i Foley et al. (2011a;b) har alla för- och nackdelar, se översikt i tabell 3-2.

Att som i den Holländska studien mäta på ett övertäckt verk i den samlade frånluften har den stora fördelen att man fångar den absoluta merparten av all lustgas och kan med relativt stor säkerhet mäta luftflödet vilket ger en mätning med mindre mätosäkerhet. Emellertid är nackdelen, om biostegets zoner inte är separerade med separata ventilationsschakt, att man får ett resultat med alla effekter slumpade vilket gör det svårare att avgöra var utsläppen uppkommer och vilka faktorer som huvudsakligen påverkar produktionen av lustgas.

Med en gashuv direkt över vattenytan kan separata mätningar göras i olika bassänger eller zoner och på så vis kan utsläppen från olika processteg enkelt skiljas åt. Om mätningarna på gasfasen kombineras med mätningar av lustgas och andra parametrar i vätskefasen så är det också möjligt att utreda vad som påverkar lustgasproduktionen. Nackdelen med att mäta med gashuv är att huvens yta är mycket liten i relation till bassängens totala yta. Eftersom metoden bygger på att de mätta utsläppen skalas upp linjärt till hela bassängen blir metoden känslig för spatiala variationer i utsläpp eller luftflöde.

Att endast mäta lustgas och andra parametrar i vätskefasen och sedan beräkna utsläppen ger separat kvantifiering av hur mycket lustgas som produceras och hur mycket som släpps ut till luft. Det gör det också enkelt att analysera vad som påverkar lustgasproduktionen. Att metoden baseras på stickprover och massbalanser gör det dock svårt att mäta hur mycket produktionen och utsläppen varierar över bassängen och i tiden.

3.2 Provtagning och analys av metan

3.2.1 Ledningsnätet

I Australien har mätningar av metan i vätskefasen gjorts på två tryckavloppsledningar i Gold Coast, Queensland. Prover på avloppsvattnet togs i fyra positioner, i pumpstationen och i tre punkter nedströms på ledningen. För att möjliggöra provtagning infästes en slang, genom en anbörning, med en provtagningsventil vid markytan. Uppehållstiden för vattnet i provtagningsserien var från 0 till 8,7 h. Vätskeprover samlades i gastäta flaskor och metananalys utfördes på gaskromatograf varvid koncentrationen av metan i vätskeprovet kunde beräknas.

I USA har mätningar gjorts i 64 stycken pumpstationer varav 63 var oventilerade. Metanmätningarna gjordes direkt i brunnen med fältinstrument av FID-typ (Flame Ionization Detector). På grund av svårigheten att få en representativ mätning i en oventilerad pumpsump med varierande nivå gjordes mätningar på tre ställen i varje sump, direkt under luckan, halvvägs till vätskeytan och direkt ovanför ytan. För att kompensera för den bristande metodiken valdes i varje mätning det högsta mätvärdet. Luftomsättningen i pumpgropen beräknades utifrån den luftvolym som omsätts vid varje pumpcykel och pumpningsfrekvensen varvid massflödet av metanutsläppet kunde beräknas.

3.2.2 Avloppsreningsverket

Metanavgång från avloppsreningsverk har mätts i Frankrike och Nederländerna. I det franska fallet mättes endast metanemissionerna från biobassängerna vilket utfördes med on-linesensor i samma försöksuppsättning som för lustgasmätningarna beskrivna ovan.

I Nederländerna togs stickprover för metananalys i samma omfattning som för lustgasanalysen, dvs. i befintliga fall vid eller efter: galler, försedimentering, oluftade respektive luftade biobassänger, slamförtjockare, slamlager och slamavvattning. På de tre verken togs 1 till 5 stickprover per processteg som analyserades för metan med gaskromatograf.

3.2.3 Jämförelse av mätmetoder för metan

Mätmetoden för metanproduktion i ledningsnätet som användes i Australien är stringent och standardiserad för mätning av metan i vätskefas men ger inga svar på vart producerad metan tar vägen, dvs. ingen uppskattning av utsläppen.

Att som i den amerikanska studien mäta på gasfasen i öppna pumpgropar och beräkna utsläppet baserat på pumpcykeln ger ett mått på utsläppet av metan men metoden har flera begränsningar:

- Flyktiga utsläpp av metan (som är lättare än luft) fångas inte av metoden. Det kan leda till underrapportering av utsläppen, särskilt i pumpstationer med låg pumpningsfrekvens.
- Vid varje pumpcykel kommer frisk luft att sugas ner i pumpgropen och koncentrationen av metan i gropens luftutrymme kommer byggas upp succesivt till nästa pumpcykel. Mätmetoden tar inte hänsyn till denna variation och resultatet påverkas kraftigt om koncentrationsmätningen görs just före eller efter en pumpcykel.

Mätningarna av metan från reningsverk i Frankrike med gashuv och i Nederländerna i samlad ventilationsluft har samma för- och nackdelar som för lustgasmätningarna, se avsnitt 3.1.3 ovan.

4 Uppmätta utsläpp av växthusgaser från avloppssystemet

Det här avsnittet avhandlar data från de fyra studierna i Foley et al. (2011a;b).

4.1 Lustgasutsläpp från avloppsreningsverk

Emissionsmätningarna av lustgas på avloppsreningsverken redovisas samlat i tabell 4-1. Resultaten visar att även om huvuddelen av reningsverken släpper ut mindre än 1 % av inkommande kväve som N_2O-N så är det ändå bara sex mätningar som ligger under eller i samma storleksordning som IPCC:s emissionsfaktor på 0,00035 kg N_2O-N/kg TKN_{in} (baserat på 16 g $TKN_{in}/pers/d$). Vidare är det viktigt att notera att variationen i lustgasutsläpp är stor mellan mätningarna, ett spann från mindre än 0,0001 kg N_2O-N/kg TKN_{in} upp till 0,112 kg N_2O-N/kg TKN_{in} (11,2 %). Variationen är stor mellan olika processkonfigurationer och driftsätt, även säsongvariationerna kan vara betydande vilket syns i data från Nederländerna och USA.

Mer i detalj visar flera av mätningarna även variationer över dygnet med tydlig korrelation till inflöde eller inkommande kvävebelastning. För grafer hänvisas till Foley et al. (2011b).

Vid alla analyserade reningsverk där både nitrifikation och denitrifikation förekom var uppmätta utsläpp av lustgas till atmosfären signifikant högre i de luftade än de oluftade zonerna. Det indikerar att nitrifikation har större betydelse för lustgasproduktionen. Emellertid kan det baserat på enbart mätningar i gasfas inte avgöras om lustgasen istället huvudsakligen producerats i den oluftade zonen men avgått i det luftade steget. I den amerikanska studien mättes också lustgas och andra ämnen i vattenfas parallellt med lustgas i gasfas vid flera reningsverk. Figur 4-1 visar att lustgasutsläppen till luft ökar tydligt vid övergång från anox till aerob fas, men även att lustgas i vätskefasen ökar markant. Att lustgas i vätskefasen ökar samtidigt som avdrivningen visar att det inte enbart är lustgas producerad vid denitrifika-

Species	Anoxic →	Aerobic 1 →	Aerobic 2 →
NH_4^+ (mg-N/l)	14	12 ± 5	1.5 ± 0.71
NO_2^- (mg-N/l)	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00
NO_3^- (mg-N/l)	0.85 ± 0.10	2.7 ± 0.35	10 ± 0.21
DO (mg O_2/l)	0.10	2.3	4.2
Aqueous N_2O (µg/l)	55	190	570
Gaseous N_2O (ppmv)	1.5 ± 0.14	16 ± 0.27	23 ± 0.67

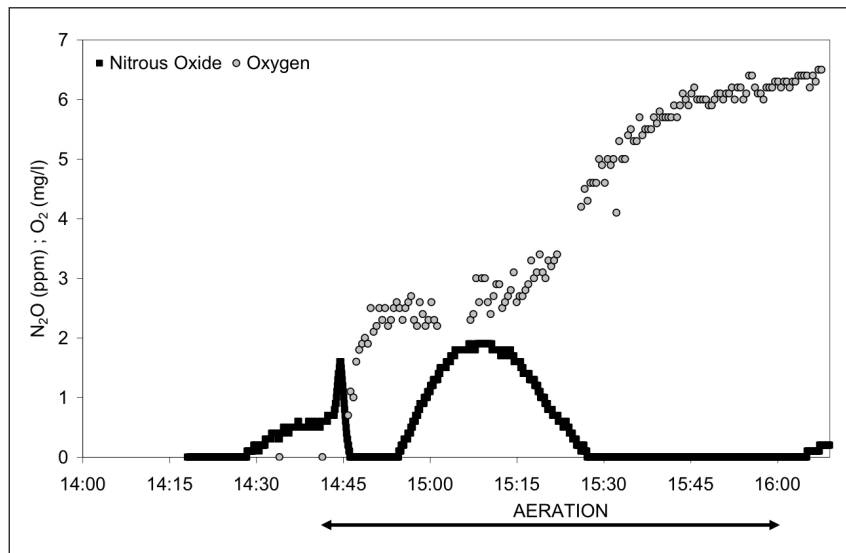
Figur 4-1 Koncentrationsprofil för NH_4-N , NO_2-N , NO_3-N , DO, N_2O (l) och N_2O (g) i en stegbeskickad fördenitrifikationsanläggning i USA. Pilarna anger flödesriktningen, skuggade respektive oskuggade kolumner visar på oluftade respektive luftade zoner. Värdena representerar medelvärde ± standardavvikelse för stickprover under 30 min. Bild från Foley et al. (2011b).

Tabell 4-1 Sammanställning av N₂O-mätningar på avloppsreningsverken i Australien, Frankrike, USA och Nederländerna. Fetmarkerade värden är rapporterade avvikande värden (outliers). Tabell från Foley et al. (2011a).

Land	Reningsprocess	Provtagnings- omgång	Emission [kg N ₂ O/kg TKN _{in}]	Emission [kg N ₂ O-N/kg TKN _{in}]
Australien	Cirkulerande	1	0,005	0,003
		2	0,003	0,002
		3	0,006	0,004
		4	0,003	0,002
	Bio-P (Johannesburg)	1	0,016	0,010
		2	0,027	0,017
		3	0,011	0,007
	SBR	1	0,009	0,006
		2	0,011	0,007
		3	0,050	0,032
	MLE (1)	1	0,019	0,012
	MLE (2)	1	0,014	0,009
		2	0,047	0,030
		3	0,006	0,004
		4	0,055	0,035
	MLE (3)	1	0,176	0,112
		2	0,008	0,005
		3	0,005	0,003
	A2O	1	0,011	0,007
3		0,006	0,004	
Frankrike	ARV 1		<0,0002	<0,0001
	ARV 2		<0,0002	<0,0001
	ARV 3		0,003	0,0017
	ARV 4		0,002	0,0011
USA	Tvåslams BNR	1 (15 °C)	0,0005	0,0003
		2 (23 °C)	0,0002	0,0001
	4-stegs Bardenpho	1 (14 °C)	0,0025	0,0016
		2 (23 °C)	0,0094	0,006
	Stegbeskickad BNR (1)	1 (19 °C)	0,025	0,016
		2 (25 °C)	0,0097	0,0062
	Stegbeskickad icke-BNR	1 (17 °C)	0,0028	0,0018
		2 (26 °C)	0,028	0,018
	Rejektvattenrening	1 (30 °C)	0,0038	0,0024
		2 (34 °C)	0,0085	0,0054
	Pluggflöde (1)	1 (11 °C)	0,0063	0,004
		2 (23 °C)	0,0064	0,0041
	Pluggflöde (2)	1 (11 °C)	0,0097	0,0062
		2 (22 °C)	0,0014	0,0009
	MLE (1)	1 (26 °C)	0,0011	0,0007
	MLE (2)	1 (26 °C)	0,0009	0,0006
	Stegbeskickad BNR (2)	1 (29 °C)	0,024	0,015
Cirkulerande	1 (19 °C)	0,0005	0,0003	
Stegbeskickad BNR (3)	1 (24 °C)	0,0008	0,0005	
Nederländerna	Papendrecht	1 (19 °C)	0,00063	0,00040
	Kortenoord	1 (19 °C)	0,00075	0,00048
	Kralingseveer	1 (18 °C)	0,0066	0,0042
		2 (10 °C)	0,096	0,061

tion som drivs av, utan produktion av lustgas sker även i nitrifikationssteget. Denna slutsats stöds ytterligare av att såväl utsläppta mängder som halt av lustgas i vätskefasen ökar ytterligare i den efterföljande andra nitrifikationsbassängen.

Mätningar på en SBR-anläggning i Frankrike, figur 4-2, leder till samma slutsats. När luftningen startas efter den oluftade denitrifikationsfasen kommer först en spik av lustgas, som i huvudsak producerats under denitrifikationen men drivits av av luftflödet. Efter en svacka kommer sedan de uppmätta lustgasutsläppen upp igen till en högre nivå för att klinga av när all ammonium nitrifierats.



Figur 4-2 N_2O -emissioner från en cykel vid en SBR-anläggning, ARV 1 i Frankrike, Foley et al. (2011b).

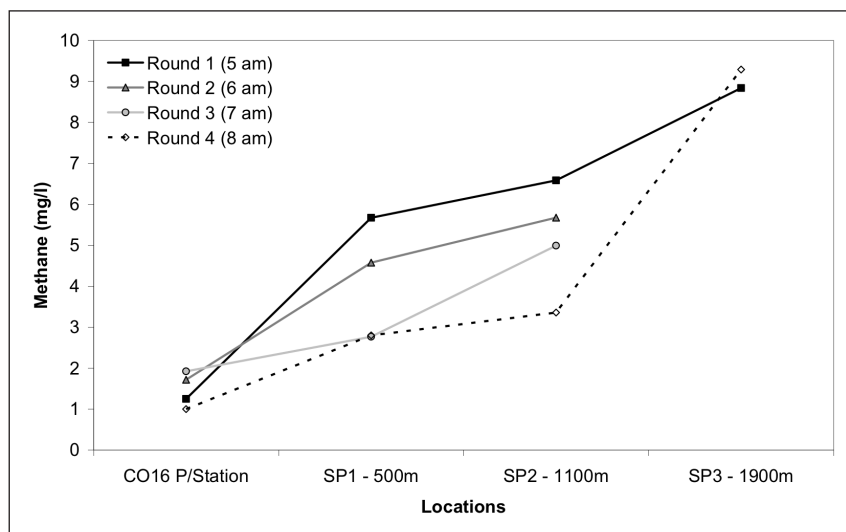
Att lustgas i bägge studierna är signifikant högre i vätskefasen i de luftade zonerna samtidigt som avdrivning till atmosfären är större än från oluftade zoner betyder att produktionen är avsevärt större under luftade än oluftade förhållanden och att nitrifierande mikroorganismer är viktigare för lustgasproduktionen än heterotrofa denitrifierare.

Den stora variation i lustgasutsläpp i både tid och rum som visas i resultaten ovan kan förstås utifrån att processerna för produktion av lustgas är mycket komplexa och kan fortgå både under luftade och oluftade förhållanden. Under konstanta och för mikroorganismerna gynnsamma förhållanden är lustgasproduktionen negligerbar men vid snabba förändringar och transienta faser kan produktionen vara betydande. Variationen och dynamiken i produktion av lustgas gör det olämpligt att använda generella emissionsfaktorer för att beräkna utsläppen från ett specifikt reningsverk.

4.2 Metanutsläpp från avloppsledningsnät

I figur 4-3 visas resultaten från mätningarna på en av tryckavloppsledningarna i Australien, CO16. I alla mätningarna är metankoncentrationen i början av ledningen mellan 1 och 2 mg/l och stiger sedan utefter ledningens längd till ca. 9 mg/l vid 1 900 m. Vid 500 respektive 1 100 m varierar metanhalten kraftigt mellan mätomgångarna vilket sannolikt beror på att uppehållstiden för avloppsvattnet i ledningen varierade. Den totala metanproduktionen beräknades till 0,7 mg/l/h eller uttryckt per kvadrat-

meter biofilm i ledningen, 1,3 g/m²/d. Resultaten från övriga mätningar på ledningsnät i Australien presenteras i detalj i Foley et al. (2011b) men metanproduktionen per kvadratmeter biofilm var mycket lika för de flesta mätningarna, 1,0 till 1,3 g/m²/d förutom i en mätning där den oförklarligt var 5,5 g/m²/d.



Figur 4-3 Metankoncentrationer i vätskefas från fyra provtagningsomgångar i fyra provpunkter på en tryckavloppsledning i Gold Coast, Australien, Foley et al. (2011b).

Mätresultaten på metankoncentrationen i 59 mindre oventilerade pumpstationer i USA har räknats om utifrån volymförändringarna i pumpgropen till kg utsläppt metan per halvår för sommar respektive vinter. För majoriteten av pumpstationerna var utsläppen ca 80 % högre under sommar än vinter, men variationen i utsläpp är stor. Spannet i utsläpp mellan stationerna var från 0,3 kg/halvår till 500 kg/halvår. För tre större pumpstationer är de beräknade metanutsläppen per helår, 413 kg/år, 1 884 kg/år respektive 4 264 kg/år, det sista för en station med ventilerad pumpgrop.

Resultaten från metanmätningar i ledningsnät och pumpstationer visar på en betydande metanproduktion i de undersökta avloppsledningssystemen. Det betyder att metanutsläpp från ledningsnätet (eller produktion i ledningsnätet med utsläpp nedströms på reningsverket) inte kan negligeras som föreskrivet av IPCC:s riktlinjer (IPCC, 2006). Emellertid krävs det mycket mer omfattande data än det som presenterats i dessa studier för att kunna göra en adekvat uppskattning av hur mycket metan som släpps ut från avloppsledningssystemet eller för att kunna kalibrera en modell av detsamma. Även mätmetoderna måste utvecklas för att få tillförlitliga data på utsläppen från såväl självfalls- som tryckavloppsledningar. Den stora variation mellan sommar och vinter som uppmättes i USA indikerar att vattentemperaturen är av stor betydelse vilket också skulle kunna förklara de höga värden som uppmättes i Australien även om andra faktorer också kan ha bidragit till det.

De samlade resultaten från den australiensiska studien (alla data är inte presenterade här) antyder att avloppsvattnets sammansättning, rörets

dimensioner (väggarea/volym) och den hydrauliska uppehållstiden är viktiga faktorer för metanproduktionen i avloppsledningar.

4.3 Metanutsläpp från avloppsreningsverk

Metanavgång från avloppsreningsverk mättes i Frankrike och Nederländerna. Resultaten återfinns i tabell 4-2. Tabellen visar att utsläppen är högst från Kralingseveer vilket också är det enda verket med röt-kammare. Utsläppen vid Kralingseveer är lägre i februari än i oktober vilket tros bero på att vattentemperaturen var lägre (10 °C i feb mot 19 °C i okt) eftersom metanproduktionen då sannolikt är lägre och lösligheten för metan i vatten är högre vilket ger lägre utsläpp till luft.

Tabell 4-2 Uppmätta utsläpp av CH₄ från Frankrike och Nederländerna. Foley et al. (2011b).

Land	ARV	Utsläpp [kg CH ₄ /kg COD _{in}]	Utsläpp [kg CH ₄ -COD/kg COD _{in}]
Frankrike	ARV 1	<0,0001	<0,0004
	ARV 2	<0,0001	<0,0004
	ARV 3	0,0004	0,0016
	ARV 4	0,0003	0,0012
Nederländerna	Papendrecht	0,0087	0,035
	Kortenoord	0,0053	0,021
	Kralingseveer oktober	0,012	0,048
	Kralingseveer februari	0,008	0,032

I Nederländerna mättes metanutsläppen genom stickprover från de olika processtegen separat, vilket gör det möjligt att se var utsläppen uppkommer. För de två reningsverken utan röt-kammare, Papendrecht och Kortenoord, var bidraget från slamhanteringen litet. Istället stod metanutsläppen från inloppsdelarna för nästan halva mängden. Det kunde genom de mätningar som gjorts inte avgöras om någon och i så fall hur stor del av denna metan som härrör från ledningsnätet, men då uppehållstiden är kort i inloppsdelarna borde metanproduktionen vara begränsad där. Huvuddelen av den metan som uppmättes vid inloppet antas därför ha bildats i ledningsnätet. Vid reningsverket i Kralingseveer, som har röt-kammare, var de tre processteg som släppte ut mest metan, försedimenteringen (23 %), slamhantering (okt 45 % / feb 23 %) och slamlager (okt 28 % / feb 48 %).

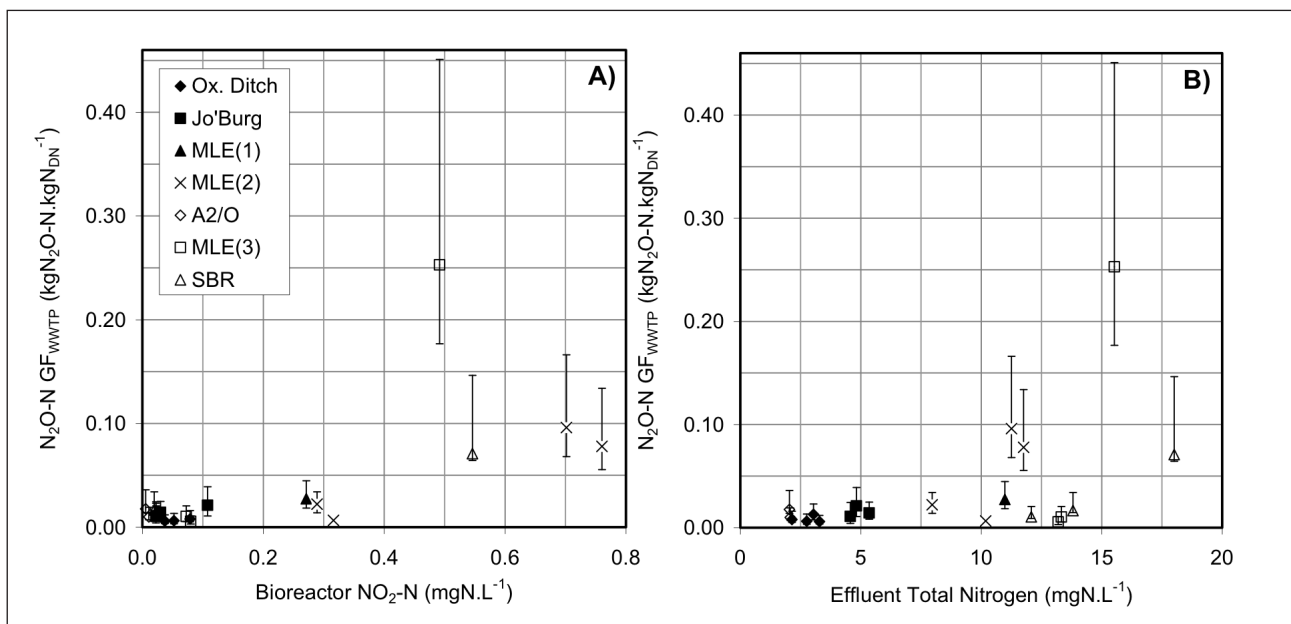
Försöken visar att metanutsläppen kan vara betydande från såväl vattenlinjen som slamlinjen. I det förra fallet är sannolikt produktion av metan i ledningsnätet en betydande faktor och i det senare fallet är det avgörande om reningsverket har röt-kammare. Sammantaget kan sägas att de processteg som är kända för betydande lukt av svavelföreningar också riskerar att ha betydande metanutsläpp.

5 Påverkansfaktorer och minimeringsåtgärder för produktion av växthusgasutsläpp

5.1 Påverkansfaktorer och minimeringsåtgärder för lustgasproduktion

Den australiensiska studien identifierade tre faktorer som bedömdes korrelera med produktionen av lustgas.

- Som kan ses i figur 5-1A så är lustgasproduktionen signifikant högre vid förhöjda halter av nitrit i biobassängen. Det tycks som att det finns en brytpunkt vid 0,3–0,5 mg NO₂-N/l där lustgasgenereringen ökar.
- Figur 5-1B visar på en positiv korrelation även mellan lustgasproduktion och utgående halt av totalkväve. Även om variationen är större så tycks det finnas en brytpunkt vid 10 mg TN/l ovan vilken lustgasproduktionen ökar.
- Ytterligare resultat (ej redovisade här) visar att för verk med nitratretur-pumpning var nitratreturflödet en parameter med betydelse för lustgasproduktionen såtillvida att ökad nitratretur gav lägre lustgasproduktion.



Figur 5-1 Beräknad produktion av N₂O för reningsverken i den australiensiska studien i relation till, A) NO₂-halten i biobassängen, B) Utgående totalkväve. Notera att enheten på y-axeln är kg N₂O-N/kg N denitrifierat. Del av figur från Foley et al. (2011b).

Dessa resultat stöds av den Amerikanska studien där multivariatanalys använts för att finna orsakssamband i den omfattande datamängden. De faktorer som i luftade zoner fanns korrelera positivt med lustgasproduktion var NH₄-N, NO₂-N och DO var för sig och NH₄-N och NO₂-N i kombination. I oluftade zoner var de statistiskt mest betydelsefulla parametrarna NO₂-N och DO i kombination.

Lustgas kan alltså produceras både av heterotrofa och autotrofa mikroorganismer. I bägge fallen leder icke optimala eller störda driftsförhållanden till ökad lustgasproduktion. För heterotrofer verkar låga halter av syre inhibera framförallt reduktionen av lustgas till kvävgas vilket leder till lustgasutsläpp. Det är i enlighet med tidigare studier, se avsnitt 2.1.3 ovan. Autotrof denitrifikation verkar vara den dominerande källan till lustgasutsläpp i de redovisade studierna. Autotrof denitrifikation gynnas av höga nitrithalter, begränsat men närvarande syre och temporärt förhöjda ammoniumkoncentrationer. Dessa förhållanden kan uppstå t.ex. vid övergång mellan luftade och oluftade förhållanden, stora variationer i belastning, driftsstörningar, m.m.

Resultaten i de presenterade studierna har sammanfattats i en matris för att bedöma risken för lustgasproduktion vid en anläggning, se tabell 5-1. För att minimera lustgasproduktion sammanfattar Foley et al. (2011b) några betydelsefulla driftsparametrar.

- Aktivslamanläggningar som drivs vid ideala förhållanden, dvs. väl blandade, väl syresatta och med låga koncentrationer av utgående totalkväve. Det betyder att koncentrationerna av intermediärer såsom nitrit m.fl. också är låga och lustgasproduktionen minimeras.
- Aktivslamanläggningar med syrerreglering som reagerar snabbt och undviker temporära dippar eller toppar i syreöverskott minskar risken för syreinhibering för både autotrofer och heterotrofer och därmed minskar även risken för lustgasbildning.
- System som på olika sätt minimerar belastningsvariationerna in till aktivslamsteget minskar de riskfyllda variationerna som annars bidrar till lustgasproduktion.

Sammantaget betyder detta att för reningsverk med en stabil, väl fungerande aktivslamanläggning med långt driven kväverening är risken för lustgasproduktion låg, vilket också stöds av resultaten. Det finns alltså ingen motsättning mellan lustgasproduktion och vattenkvalitet. Omvänt löper reningsverk med ofullständig och varierande kväverening (speciellt nitrifikation) störst risk för förhöjda lustgasutsläpp.

Dessa slutsatser bygger på mätningarna på 26 aktivslamanläggningar av olika typ i fyra länder. Samtidigt finns många processalternativ som inte ingår i redovisade studier så som: tvåslamsystem, bärarprocesser, biobäddar, med flera. Slutsatserna bör därför tillämpas med försiktighet på alternativa processkonfigurationer.

Tabell 5-1 Matris för att bedöma risken för förhöjda lustgasutsläpp från en anläggning. Ur Foley et al. (2011b).

Parameter	Risk för N ₂ O-utsläpp		
	Hög	Medel	Låg
Utgående halt av totalkväve [mg N/l]	> 10	5-10	< 5
Koncentrationsspann för kvävefraktioner i biosteget	H	M	L
Belastningsvariationer på biosteget	H	M	L
Maximal NO ₂ -N konc. i biosteget [mg N/l]	> 0,5	0,2-0,5	< 0,2

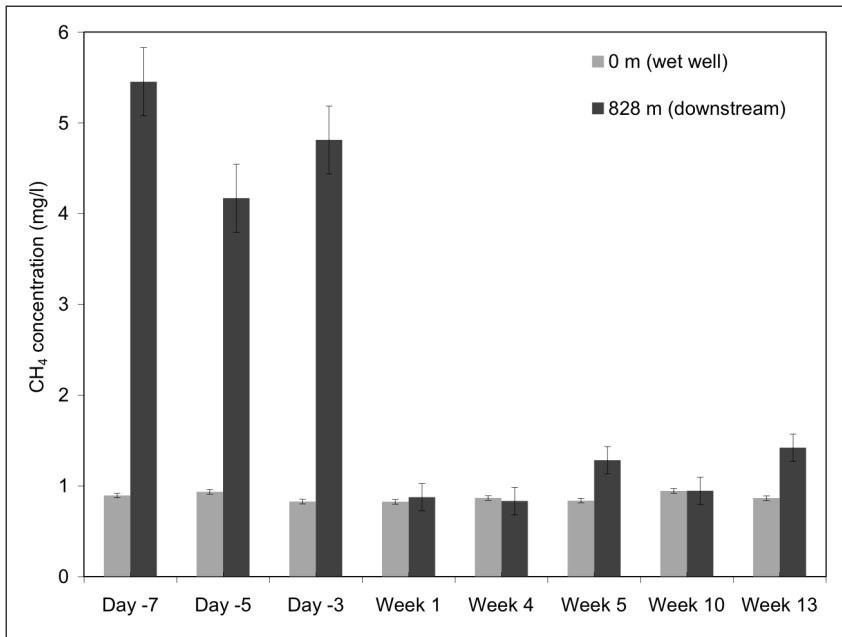
5.2 Påverkansfaktorer och minimeringsåtgärder för metanproduktion

Som konstateras i avsnitt 4.2 ovan är försöken som redovisas i Foley et al. (2011b) allt för få för att kunna uttyda några orsakssamband till den metanproduktion som påvisats. Labbförsök med tillsats av industriavlopp med högt COD-innehåll till hushållspillvatten visar att det kan vara en betydande faktor som ökar metanbildningen i ledningsnätet men effekten beror på typ av industri.

I den australiensiska studien testades också tre olika åtgärder för att minska metanbildningen i ledningsnät. Grundhypotesen var att testa om åtgärder kända för att minska sulfatreduktion också påverkade metanproducerande mikroorganismer.

- *Förhöjt pH*: I labbförsök testades effekten av att höja pH-nivån. Testerna utfördes i ett försökssystem där magnesiumhydroxid doserades till pH 8,6 respektive 9,0 under perioder och resultaten jämfördes med ett kontrollsystem utan dosering, pH 7,6. I kontrollsystemet byggdes metanaktiviteten upp under tre månader efter uppstart medans det i försökssystemet inte kunde registreras någon metanbildande aktivitet förens doseringen upphörde och systemet återgick till normalt pH. Förhöjt pH minskade också sulfatreducerarnas aktivitet betydligt. Slutsatsen är att pH-höjning kan vara en fungerande princip för att minimera metanproduktionen i avloppsledningsnät.
- *Dosering av Fe^{3+}* : I ett labbsystem testades att tillsätta 15 mg/l Fe^{3+} och metanproduktionen jämfördes med ett kontrollsystem där inga kemikalier doserades. Experimentet visade att metanproduktionen gick ner med 50–80 % och även sulfatreduktionen påverkades negativt (minskade).
- *Dosering av NO_2^-* : Dosering av nitrit för minimering av metanproduktion har testats i både labbförsök och full skala. Labbförsöken visade att en nitritdos mellan 40 och 120 mg N/l minskade metanproduktionen till obetydliga nivåer jämfört med ett kontrollsystem. I fullskaleförsöken doserades 100 mg N/l i en pumpstation under tre dagar. Metankoncentrationen mättes i pumpgropen och 828 m nedströms på ledningen. Figur 5-2 visar att metanproduktionen vid nitritdosering helt upphörde och ökade endast marginellt under de följande två månaderna. Fullskaleförsöken bekräftade därmed labbförsökens resultat att nitrit har en långtidsverkande toxisk effekt på metanproducerande mikroorganismer i ledningsnät. Intermittent dosering av nitrit är därför en fungerande åtgärd för minimering av metanproduktion i ledningsnät.

De testade åtgärderna visar alla en betydande påverkan på metanproduktionen men det är inte utrett om någon av dessa tekniker är lämpliga eller kostnadseffektiva att använda i stor skala. Dosering av nitrit är det mest lovande alternativet även om det måste beaktas att nitrit är en betydande faktor för lustgasproduktion på reningsverket.



Figur 5-2 Metankoncentration (dygnsmedelvärde) i pumpgropen och 828 m medströms längs ledningen i försök med nitritdosering. Dag -7, -5 och -3 markerar antal dagar före doseringen startade. NO_2^- dose-
rades intermittent under 3 dygn och metankoncentrationen mättes
upp till 13 veckor efter doseringstillfället, Foley et al. (2011b).

6 Slutsatser och betydelse för svenska förhållanden

Slutsatser gällande lustgasutsläpp:

- De uppmätta lustgasutsläppen varierar kraftigt i studierna. Att använda generella emissionsfaktorer för att kvantifiera utsläppen är därför inte tillförlitligt. Istället måste mätningar göras på varje reningsverk där utsläppen ska uppskattas. Mätningarna bör göras on-line vid olika driftsförutsättningar.
- Lustgasproduktionen i de biologiska reningsstegen är som störst i nitrifikationssteget.
- Högt halt av ammonium och ackumulering av nitrit leder till lustgasproduktion framförallt vid nitrifikation.
- En låg utgående halt av totalkväve (<5 mg TN/l) minimerar risken för lustgasproduktion. För svenska anläggningar som ligger mellan 5 och 10 mg/l betyder det en viss risk för förhöjda lustgasutsläpp. För reningsverk över 10 mg/l är risken hög.
- Reningsverk med spontan och ofullständig nitrifikation löper störst risk för förhöjda lustgasutsläpp. Det gäller reningsverk som inte designats för nitrifikation men som under delar av året ändå har partiell nitrifikation.

Slutsatser gällande metanutsläpp:

- Produktion av metan i ledningsnät förekommer och kan vara betydande. Den är temperaturberoende vilket för svenska förhållanden betyder att metanproduktionen sannolikt är lägre än de rapporterade resultaten från Australien.
- Svavelrelaterade luktproblem kan indikera att metanemissioner förekommer.
- Åtgärder för att minska svavelreduktion eller svavelrelaterade luktproblem är sannolikt effektiva även för att minska metanutsläppen.
- Metanutsläpp vid avloppsreningsverk härrör huvudsakligen från ledningsnätet eller slamhanteringen, speciellt i fall där rötning förekommer. Metanslip från rötchammare och gassystem tillsammans med metanavgång från olika typer av slamlager utgör stor risk.

7 Referenser

- Björlerius B. (1994). Lustgasutsläpp från kommunala reningsverk. Naturvårdsverket, Rapport No. 4309. Naturvårdsverket förlag, Solna.
- Colliver B.B. and Stephenson T. (2000). Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnology Advances*, 18(3), pp 219–232.
- Czepiel P., Crill P. and Harriss, R. (1993). Methane emissions from municipal wastewater treatment processes. *Environmental Science & Technology*, 27, pp 2472–2477.
- Czepiel P., Crill P. and Harriss R. (1995). Nitrous-oxide emissions from municipal wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, 29(9), pp 2352–2356.
- Daelman M.R.J., van Voorthuizen E.M., van Dongen U.G.J.M., Volcke, E.I.P. and van Loosdrecht M.C.M. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, 46(11), 3657–3670.
- Foley J., Yuan Z., Keller J., Senante E., Chandran K., Willis J., van Loosdrecht M. and van Voorthuizen E. (2011a). N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems, state of the science report. Global Water Research Coalition, London, UK.
- Foley J., Yuan Z., Keller J., Senante E., Chandran K., Willis J., van Loosdrecht M. and van Voorthuizen E. (2011b). N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems, technical report. Global Water Research Coalition, London, UK.
- Forster P., Ramaswamy V., Artaxo P., Berntsen T., Betts R., Fahey D.W., Haywood J., Lean J., Lowe D.C., Myhre G., Nganga J., Prinn R., Raga G., Schulz M. and Van Dorland R. (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. *In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M. and Miller H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC (2006). Ch.6 – Wastewater treatment and discharge. *In: 2006, IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas inventories, prepared by the National Greenhouse Gas inventories programme, vol.5 – Waste* [Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds.)]. IGEs, Japan.
- Kampschreur M.J., Tan N.C.G., Kleerebezem R., Picioreanu C., Jetten M.S.M. and van Loosdrecht, M.C.M. (2008). Effect of dynamic process conditions on nitrogen oxide emission from a nitrifying culture. *Environmental Science and Technology*, 42, pp 429–435.

- Kampschreur M.J., Temmink H., Kleerebezem R., Jetten M.S.M. and van Loosdrecht, M.C.M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, 43(17), pp 4093–4103.
- Law Y., Ye L., Pan Y. and Yuan Z. (2012). Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 367, pp. 1265–1277.
- Lingsten A., Lundkvist M., Hellström D. och Balmér P. (2011). VA-verkens energianvändning 2008. Svenskt Vatten, Stockholm, Sverige.
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous G., Burton F.L., and Stensel H.D. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, fourth Ed. McGraw Hill Education. ISBN: 0070418780.
- Naturvårdsverket (2012). National Inventory Report Sweden 2012. Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige.
- Robertson K. (1991). Emissions of N₂O in Sweden: Natural and Anthropogenic Sources. *Ambio*. 20(3/4), pp 151–155.
- von Schulthess R., Wild D. and Gujer W. (1994). Nitric and nitrous oxides from denitrifying activated-sludge at low-oxygen concentration. *Water Science and Technology*, 30(6), pp 123–132.
- UNFCCC (2007). *Uniting on Climate*. United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn, Germany.
- Wunderlin P., Mohn J., Joss A., Emmenegger L. and Siegrist H. (2012). Mechanisms of N₂O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Research*, 46, pp. 1027–1037.

