



Lustgasemissioner från avloppsreningsverk- en litteraturstudie

Klara Westling
B 1977
Maj 2011

Rapporten godkänd
2011-05-11

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'E. Eriksson'.

Elin Eriksson
Enhetschef

Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel Lustgasemissioner från avloppsreningsverk – en litteraturstudie
Telefonnr 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet Nationalkommittén för Vatten
Rapportförfattare Klara Westling	
Rapporttitel och undertitel Lustgasemissioner från avloppsreningsverk - en litteraturstudie	
Sammanfattning <p>Rapporten sammanställer resultat från tidigare studier inom området kring lustgasemissioner från avloppsreningsverk. Studier utförda i USA, Nederländerna och Finland har använts som underlag. Utifrån sammanställningen kan ett antal generella slutsatser dras gällande hur avloppsreningsverk med biologisk kväverening på bästa sätt kan drivas för att minimera mängden emitterad N₂O.</p> <p>De viktigaste slutsatserna är att man bör undvika syrebrist vid nitrifikation, och för mycket syre vid denitrifikation. I bägge fallen anrikas nitrit, och hög halt av nitrit betyder ofta också relativt stor avgång av lustgas. Hög belastning av ammonium kan på samma sätt gynna lustgasbildningen. Snabba växlingar mellan aeroba och anoxiska förhållanden tycks öka lustgasbildningen. Lustgas bildas både under nitrifikation och denitrifikation, men avgången sker främst vid luftning.</p> <p>Olika studier visar att mellan 0 och 2 % av avlägsnat kväve försvinner som lustgas till atmosfären. Spridningen är stor mellan olika typer av reningssystem, och också för samma system under olika belastningar och betingelser. Sambanden bör undersökas vidare.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Avloppsvattenrening, lustgas, N ₂ O, växthusgas, litteraturstudie	
Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B1977	
Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

Förord

Denna rapport syftar till att sammanställa resultat från tidigare studier inom området kring lustgasemissioner från avloppsreningsverk. Studier utförda i USA, Nederländerna och Finland har använts som underlag. Sammanställningen är tänkt att fungera som kunskapsbas vid drift av svenska avloppsreningsverk med biologisk kväverening så att emissioner av N₂O kan minimeras.

Författaren vill tacka Daniel Hellström vid Svenskt Vatten Utveckling, Mats Ek och Linda Åmand vid IVL Svenska Miljöinstitutet samt Andreas Thunberg vid Käppalaförbundet för tillhandahållet underlag.

Med förhoppning om att resultaten i rapporten kan bidra till kunskapen om hur emissioner av N₂O vid behov kan minskas vid svenska avloppsreningsverk!

Klara Westling
IVL Svenska Miljöinstitutet

Sammanfattning

N₂O (lustgas) är en väldigt stark växthusgas, upp emot 300 gånger starkare än CO₂. Utöver detta bidrar N₂O till uttunningen av ozonskiktet. Vid ofullständig nitrifikation och denitrifikation kan N₂O bildas, eftersom det är en möjlig mellanprodukt.

Denna rapport syftar till att sammanställa resultat från tidigare studier inom området kring lustgasemissioner från avloppsreningsverk. Studier utförda i USA, Nederländerna och Finland har använts som underlag. Utifrån sammanställningen kan ett antal generella slutsatser dras gällande hur avloppsreningsverk med biologisk kväverening på bästa sätt kan drivas för att minimera mängden emitterad N₂O.

- Emittering av N₂O sker till största delen vid övergång från anoxiska till aeroba förhållanden. Det är däremot inte säkert att bildningen sker just då, det kan delvis vara en effekt av strippning.
- Vid anoxiska förhållanden korrelerar N₂O-emissionerna enskilt positivt med halten av NH₄⁺, DO och NO₂⁻. Samtliga dessa tre parametrar bör därför hållas på en låg nivå.
- Vid aeroba förhållanden korrelerar NH₄⁺ och NO₂⁻ enskilt positivt med N₂O-emissionerna. Kombinationen av höga halter av NH₄⁺ och NO₂⁻ korrelerar också speciellt med höga N₂O-emissioner. Dessa parametrar bör hållas på en låg nivå. Enligt vissa studier bör man också undvika alltför hög halt av löst syre, DO.
- Det är inte lämpligt att beräkna mängden genererad N₂O baserat på en enskild parameter, särskilt inte på belastningen som antal pe. Detta på grund av stora variationer mellan olika vattensammansättning och typer av avloppsreningsverk.
- Det är heller inte lämpligt att använda sig av statisk emissionsfaktor vid detaljstudier då emissionerna varierar kraftigt över dygnet på grund av variationer i inkommande belastning och drift.
- N₂O-emissioner från avloppsreningsverk med biologisk kväverening varierar kraftigt mellan de olika studierna, och skiljer sig ofta från tidigare använda schablonvärden. Nedan visas mängd emitterad N₂O enligt amerikanska schablonvärden och för de olika studierna i denna sammanställning baserat på mängd avlägsnat kväve:
 - Nuvarande schablonvärde: 0,15 % av avlägsnat kväve
 - Amerikanska studien: 0,013 – 2,4 % av avlägsnat kväve
 - Nederländska studien gällande anammox: 1,8 % av avlägsnat kväve
 - Finländska studien: 1,6 % av avlägsnat kväve
- Den stora spridningen antyder att det är faktorer som man inte har kontroll över, eller inte har mätt, som påverkar emissionen.
- Avloppsreningsverken bör i sin drift sträva efter att i möjligaste mån uppnå fullständig nitrifikation och denitrifikation, för att undvika att N₂O bildas som mellanprodukt.

- Genom att minimera höga belastningar av inkommande kväve, exempelvis genom att späda inkommande flöde med delar av utgående flöde, eller genom nitratrecirkulation, kan N₂O-emissionerna minska. Totalomblandade system borde ge lägre emissioner av N₂O än satsvisa processer eller processer med utpräglat pluggflöde. Stegbeskickning tycks enligt den amerikanska studien öka risken för emission av N₂O.
- N₂O-produktionen gynnas av snabba skiftningar i syreförhållanden. I synnerhet snabbt ökande syrehalt ger en kraftigt ökad N₂O-emittering. En mer konstant syrehalt i systemet minskar N₂O-emitteringen. Lämplig styrning av luftning bör installeras för att undvika både för hög och för låg luftningsnivå. Då intermittent luftning blir alltmer populärt är det viktigt att vidare studera påverkan från snabba förändringar av syrehalten.
- Mängden emitterad N₂O vid denitrifikation tycks variera beroende på typ av extern kolkälla och har visat sig vara högre vid användning av etanol istället för metanol. Skälet kan vara att man fortfarande hade en aktiv reduktion av nitrat med etanol och höga syrehalter.

Summary

N₂O (laughing gas, nitrous oxide) is a very strong greenhouse gas, about 300 times stronger than CO₂. N₂O is also contributing to the depletion of the ozone layer. Incomplete nitrification and denitrification might result in N₂O emission, since this is a possible metabolite.

This report aims at compiling results from previous studies within the field of laughing gas emissions from wastewater treatment plants. Studies carried out in the USA, the Netherlands and Finland has been the base for the report. Based on the compilation, a number of general conclusions can be drawn concerning how to run a wastewater treatment plant with biological nitrogen removal to minimize the amount of emitted N₂O.

- The majority of emitted N₂O is produced in the transition from anoxic to aerobic conditions. However, it is not clear if it is mainly produced then, or if it is an effect of air stripping.
- At anoxic conditions the emitted amount of N₂O is positively correlated to the concentration of NH₄⁺, DO and NO₂⁻. All three of these parameters should be kept low.
- At aerobic conditions the emitted amount of N₂O is positively correlated to NH₄⁺ and NO₂⁻. NH₄⁺ and NO₂⁻ also have a combined positive correlation to the N₂O emissions. These parameters should be kept low. According to some studies too high concentrations of DO should be avoided.
- It is not recommended to calculate the amount of emitted N₂O based on a single parameter, and especially not on load as pe. This is due to large variations at different types of wastewater treatment plants.
- It is also not recommended to use a static emission factor in detailed studies, since the generated emissions have large variations during the day due to variations in incoming load and in the running of the plant.
- Suggested factors for calculation of emitted N₂O from wastewater treatment plants with biological nitrogen removal varies widely within the different studies, and are often far from used factors. Below is a summary of the used American factors and calculated emission factors based on removed nitrogen:
 - Current US emission factor: 0,15 % of removed nitrogen
 - The American study: 0,013 – 2,4 % of removed nitrogen
 - The Netherland study concerning anammox treatment: 1,8 % of removed nitrogen
 - The Finnish study: 1,6 % of removed nitrogen
- The large variation suggests that there are factors that are not measured or without control that affect emission.
- Wastewater treatment plants should aim at reaching complete nitrification and denitrification to avoid generation of N₂O as an intermediate product.

- By minimizing high loads of influent nitrogen, by nitrate recirculation or by diluting with effluent water, the N₂O emissions can be reduced. Totally mixed systems should give lower emissions of N₂O than batch wise processes or processes with plug-flow. Step-feed systems seemed to increase N₂O formation in the American study.
- The N₂O production is favored by rapid changes in oxygen levels. Especially fast increasing oxygen levels resulted in strongly increased N₂O emissions. A more constant oxygen level reduces the N₂O emissions. Suitable control of aeration should be installed to avoid both over aeration and insufficient aeration. Since intermittent aeration is getting more popular, it is important to further study the impact of changing oxygen levels on the N₂O emissions.
- The amount of emitted N₂O at denitrification varies depending on the selected external carbon source, and has been shown to be higher when using ethanol instead of methanol. The reason might be continued active denitrification with ethanol and high values for dissolved oxygen.

Innehållsförteckning

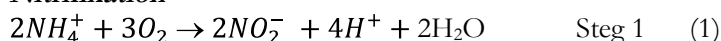
Sammanfattning.....	1
Summary	3
1 Bakgrund.....	7
2 Inledning.....	7
3 Sammanställning av utförda studier inom området.....	8
3.1 Studie över bidragande orsaker till N ₂ O-emissioner	8
3.1.1 Slutsatser	9
3.2 Studie över påverkan från olika externa kolkällor på N ₂ O-emissioner vid denitrifikation.....	12
3.2.1 Försök med kortvarig kolkällebrist.....	12
3.2.2 Försök med inhibering av NO ₂ ⁻	13
3.2.3 Försök med inhibering av tillgänglig mängd löst syre	13
3.2.4 Slutsatser från de tre försöken med olika externa kolkällor.....	13
3.3 Studie över påverkan på N ₂ O-produktion från nitrifierande bakteriesläktet <i>Nitrosomonas europaea</i> vid kortvarig syrebrist.....	14
3.3.1 Slutsatser	14
3.4 Studie över påverkan på N ₂ O-emissioner från en fullskalig enstegs nitritations-anammox reaktor	15
3.4.1 Slutsatser	15
3.5 Studie över möjliga energieffektiviseringsåtgärder i avloppsreningsverk för att minska utsläppen av växthusgaser, bland annat N ₂ O.....	15
3.5.1 Slutsatser	15
3.6 Studie över emissioner till luft, bland annat N ₂ O, från kommunala avloppsreningsverk i Finland.....	16
3.6.1 Slutsatser	17
4 Generella slutsatser av samtliga studier	17
5 Referenser.....	19

1 Bakgrund

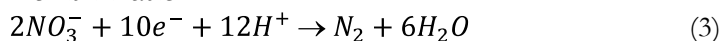
Den kemiska föreningen N_2O , mer känd som lustgas, är en väldigt stark växthusgas, upp emot 300 gånger starkare än CO_2 (EU direktiv 2009/28/EG). Utöver detta bidrar N_2O till uttunnningen av ozonskiktet (Ravishankara, Daniel & Portmann, 2009). För växthusgaser har det tidigare till största del fokuserats på bidraget från CO_2 , men det börjar mer och mer även fokuseras på andra bidragande växthusgaser såsom CH_4 (metan) och just N_2O .

På grund av hårdare krav på kväverening, i både Sverige och världen, blir det allt vanligare med olika biologiska kvävereningsprocesser. De två huvudreaktionerna i den biologiska kvävereningsprocessen kallas nitrifikation och denitrifikation. Vid nitrifikation oxideras NH_4^+ (ammonium) till NO_3^- (nitrat) via NO_2^- (nitrit). Det första steget utförs av bakteriesläktet *Nitrosomonas* och steg 2 utförs av bakteriesläktet *Nitrobacter*. NO_3^- omvandlas sedan vid denitrifikation till N_2 (kvävgas) genom reduktion. Denitrifikation sker vid syrefattiga eller helt syrefria förhållanden. Vår atmosfär består till cirka 78 % av N_2 och utsläpp av denna gas bidrar inte till några negativa effekter.

Nitrifikation



Denitrifikation



Vid ofullständig nitrifikation och denitrifikation kan N_2O bildas och emitteras (släppas ut) till atmosfären. Tidigare studier har visat att upp till 7 % av inkommande N_{tot} (totalkväve) till ett avloppsreningsverk kan emitteras i gasform som N_2O och till viss del även som NO (kvävemonoxid) (Kampschreur et al., 2008). Sådana emissioner bidrar starkt till en negativ miljöpåverkan.

2 Inledning

I och med den ökade jakten på utsläpp av växthusgaser har eventuella emissioner av N_2O från biologiska kvävereningsprocesser börjat studeras i större skala. Man vet inte tillräckligt om vilka faktorer som kan ge emissioner av lustgas. Det är därför av yttersta vikt att man lär sig hur dessa emissioner kan minimeras.

Fram tills idag har man i USA vid beräkningar av N_2O -emissioner från avloppsreningsverk använt generella beräkningsfaktorer; en faktor för reningsverk med biologisk kväverening och en faktor för reningsverk utan denna rening (Czepiel, Crill & Harriss, 1995). För reningsverk med biologisk kväverening uppskattas emissionerna i USA till 7 g N_2O /pe, år. För reningsverk utan biologisk kväverening uppskattas emissionerna till 3,2 g N_2O /pe, år. Det motsvarar att cirka 0,1 respektive 0,04 % av inkommande kväve överförs till N_2O , eller att det bildas cirka 0,15 respektive 0,07 kg N_2O /100 kg inkommande totalkväve till avloppsreningsverket. Då dessa faktorer endast är baserade på antal personekvivalenter tar de inte hänsyn till olika typer av kvävereningsprocesser, olika typer av drift, olika typer av avloppsvatten, årstidsvariationer, dygnsvariationer samt olika geografisk placering av reningsverken.

Enligt tidigare studier har denitrifikation i anoxiska zoner ansetts vara den största bidragande orsaken till N₂O-emissioner från avloppsreningsverk (Chandran et al., 2009), då det är känt att ammoniumoxiderande bakterier, vid syrebegränsande förhållanden, kan använda sig av alternativa elektronacceptorer såsom NO₂. Detta kan leda till produktion och emittering av N₂O. Det har dock framkommit att även nitrifikationen kan spela en viss roll. Detta särskilt i processer som skiftar mellan aeroba och anoxiska förhållanden (Kampschreur et al, 2008), vilket är vanligt i reningsprocesser med biologisk kväverening. Det har däremot ej kunnat avgöras om gasproduktionen sker vid övergång till anoxiska förhållanden eller vid återgång till aeroba förhållanden.

Denna rapport syftar till att sammanställa resultat från tidigare studier inom området kring lustgasemissioner från avloppsreningsverk. Studier utförda i USA, Nederländerna och Finland har använts som underlag. För närvarande pågår även liknande studier i Spanien, Portugal, Tyskland och Belgien. Inga resultat har dock redovisats från dessa varför de ej kunnat användas som underlag. Sammanställningen är tänkt att fungera som kunskapsbas vid drift av svenska avloppsreningsverk med biologisk kväverening, så att emissioner av N₂O vid behov kan minimeras.

3 Sammanställning av utförda studier inom området

Det har inom området för denna sammanställning utförts ett antal studier i USA, Nederländerna och Finland. Den största studien har utförts i USA och resultaten publicerades 2010 av *Water Environment Research Foundation*. Studien innehöll tre delstudier; en studie över bidragande orsaker till N₂O-emissioner, en studie över hur mängden emitterad N₂O kan variera vid olika påfrestningar i systemet vid olika val av extern kolkälla samt en studie över N₂O-produktion hos det nitrifierande bakteriesläktet *Nitrosomonas europaea* när det utsattes stress i form av kortvarig syrebrist.

I Nederländerna har emissioner av N₂O från en enstegs-fullskale-nitritions-anammoxreaktor vid olika driftsätt studerats samt åtgärder för att minimera utsläpp av växthusgaser från avloppsreningsverk, däribland N₂O.

I Finland har en studie utförts som tagit fram emissionsfaktorer för ett antal ämnen, däribland N₂O. Emissionsfaktorerna bestämdes genom att mäta luftemissioner från Finlands största avloppsreningsverk i Helsingfors. Reningsverket är helt övertäckt vilket gör det lätt att mäta de totala utsläppen. Emissionsfaktorerna är tänkta att användas som bas för att på ett enkelt sätt kunna beräkna mängden emitterad N₂O vid övriga avloppsreningsverk i landet som inte är övertäckta, och där det därför är betydligt mer komplicerat att utföra emissionsmätningar.

3.1 Studie över bidragande orsaker till N₂O-emissioner

The Water Environment Research Foundation (WERF) i USA, publicerade under 2010 en rapport med namnet *Greenhouse Nitrogen Emission from Wastewater Treatment Operations*. (Chandran et al., 2010). Ett av målen med studien var att karakterisera kväveemissioner från aktivslamprocesser i avloppsreningsverk. Övriga reningssteg har inte beaktats i studien.

Inom studien togs ett standardiserat rapporteringsprotokoll fram för att kunna användas på alla typer av aktivslamprocesser. Protokollet har använts på 12 stycken reningsverk med olika kväverningsprocesser (fyra verk utan kväverning), spridda inom USA. Metoden bygger på uppsamling av gas från en mätthuv som flyter på vattnet. En databas utvecklades för att spara rapporterade N₂O-emissioner för olika typer av aktivslamprocesser. För att utveckla databasen ytterligare utförs liknande studier med samma protokoll på avloppsreningsverk i Spanien, Portugal, Tyskland och Belgien. Målet med det bredare underlaget är att identifiera nyckelfaktorer i reningsprocessen som korrelerar med N₂O-emissioner.

Det framtagna protokollet hanterar mätning av N₂O i både gas- samt vätskefas samt deras flöden från aktivslambassänger. Då aktiviteten i biomassan i en aktiv slamanläggning skiljer sig över dygnet gjordes mätningar över hela dygnet för att fånga upp dessa variationer. Då aktiviteten i biomassan även skiljer sig mellan olika zoner (aeroba, anaeroba, anoxiska) gjordes mätningar i zoner av olika typ. Man mätte också både vid hög och låg vattentemperatur.

Gas från både aeroba och anoxiska zoner mättes ungefär fem gånger per dag. Helium användes som spårgas för att uppskatta gasflödet och därmed mängden lustgas. I vattenfasen mättes Total Kjeldahl-N på inkommande vatten, i biosteget samt på utgående vatten. NH₄⁺, NO₂⁻ och NO₃⁻ mättes på inkommande och utgående vatten samt på flera ställen i närheten av mätinstrumenten. Mätningar i vattenfas utfördes minst sex gånger per dag. Även temperatur, pH, löst tillgängligt syre (DO), COD, suspenderat material samt VSS mättes i närheten av mätinstrumentet med samma frekvens. Det samtida gasflödet av N₂O beräknades sedan utifrån uppmätta värden.

Från de aeroba zonerna bestämdes gasflödet av utspädningen av helium. Med den samtidigt mätta koncentrationen av lustgas i det totala gasflödet beräknades emissionen av lustgas, och variationer över dygnet eller orsakade av olika driftsätt kunde kartläggas. För de anoxiska zonerna, som saknar luftning, användes i princip samma metod, men ett visst flöde av luft introducerades i mätthuvens tillsammans med helium. N₂O-emissionsfaktorer bestämdes genom att normalisera det totala beräknade N₂O-gasflödet med det totala inkommande flödet till g N₂O/pe, år.

3.1.1 Slutsatser

Man fann stora skillnader i N₂O-emissioner mellan de olika typerna av avloppsreningsverk i studien. Efter normalisering varierade mängden N₂O-emissioner mellan 0,01 – 1,8 % av inkommande totalt Kjeldahl-N. Det är relativt låga halter jämfört med en del tidigare rapporterade data som varierade mellan 0 och 15 % (Kampschreur et al., 2008; Cziepel, Crill & Harriss, 1995; Kimochi et al., 1998; Sommer et al., 1998; Sümer et al., 1995; Wicht & Beier, 1995), men man kan också jämföra med de nämnda amerikanska schablonvärdena som säger 0,07 respektive 0,15 % för verk utan respektive med kväverning. Jämfört med dessa schablonvärden är spridningen större och uppmätta värden ligger både lägre och högre, men medelvärdena för de två kategorierna var signifikant högre än schablonvärdena.

Tabell 1 är en sammanfattning av den sammanställning som redovisas i WERF-rapporten.

Tabell 1. Emissionsfaktorer för några huvudtyper av system i den amerikanska studien (N=nitrifikation, D=denitrifikation).

Typ av system	Temperatur °C	Emissionsfaktor % bildad N ₂ O/N in	Emissionsfaktor g N ₂ O/pe, år
Standard N+D	15	0,03 ± 0,00	1,2 ± 0,18
	23	0,01 ± 0,00	0,28 ± 0,13
Standard D+N (1)	26	0,07 ± 0,04	6,8 ± 3,5
Standard D+N (2)	26	0,06 ± 0,02	5,4 ± 2,0
D+N BioP	14	0,16 ± 0,10	9,8 ± 6,1
	23	0,60 ± 0,29	33 ± 16
DNDNDN (1) stegbeskickat	19	1,6 ± 0,83	92 ± 47
	25	0,62 ± 0,27	33 ± 14
DNDNDN (2) stegbeskickat	29	1,5 ± 0,02	140 ± 1,2
DNDNDN (3) stegbeskickat	24	0,05 ± 0,03	4,1 ± 2,2
Ringkanal	19	0,03 ± 0,01	1,8 ± 0,77
Helt aerobt pluggflöde (1)	11	0,40 ± 0,14	23 ± 7,9
	23	0,41 ± 0,14	28 ± 9,6
Helt aerobt pluggflöde (2)	11	0,62 ± 0,15	26 ± 6,4
	22	0,09 ± 0,03	5,0 ± 1,4
Helt aerobt pluggflöde endast rejektvatten	30	0,24 ± 0,02	Inte relevant
	34	0,54 ± 0,16	
Helt aerobt, stegbeskickat	17	0,18 ± 0,18	13 ± 13
	26	1,8 ± 0,79	97 ± 43

Skillnaden mellan olika system är tydligast som % bildad N₂O av inkommande kväve. Siffran för inkommande kvävemängd är genomsnittet för mätdygn. Faktorn baserad på pe kommer att bero av den specifika vattenförbrukningen och avloppsvattnets sammansättning. 1 pe definieras här som 100 gal/dygn.

Givna värden är medelvärden ± standardavvikelse för 6 mättillfällen under dygnet. För vissa verk var skillnaden i emission vid olika tider på dygnet uppenbarligen mycket stor, medan andra hade mycket konstanta emissioner. En tolkning var att det berodde på varierande kvävebelastning under dygnet (Ahn et al., 2009).

Temperaturen tycks inte ha någon generell inverkan. Skillnaden i emission var i flera fall stor (upp till 10 gånger) mellan den låga och höga vattentemperaturen, men i tre fall var emissionen större vid högre temperatur och i tre fall lägre. Det tycks alltså vara något annat än temperaturen i sig som inverkar.

N₂O-emissioner från aeroba zoner var generellt högre än emissioner från anoxiska zoner. Högre emissioner av N₂O i aeroba zoner tros bero på antingen ökad luftstrippning av N₂O, N₂O-emissioner vid syrehämmad denitrifikation eller N₂O-emissioner från autotrof nitrifikation på grund av förändringar i syreförhållanden. De specifika bidragen från dessa tre fenomen har inte kunnat redovisas i studien.

För att studera hur olika parametrar i reningsprocessen korrelerar mot uppmätta N₂O-emissioner utfördes multivariat analys på utvalda parametrar. I aeroba zoner visade analysen på att NH₄⁺, DO och NO₂⁻ enskilt korrelerar positivt med N₂O-emissioner. Höga värden på dessa parametrar ger således höga N₂O-emissioner. Det är förvånande att hög halt löst syre skulle gynna lustgasbildningen, men skälet kan vara att en hastigt ökad syrehalt, inte egentligen nivån, skulle ge upphov till högre halter av nitrit och därmed också emission av lustgas (Yu et al., 2010). Det noterades också att NH₄⁺ och NO₂⁻ har en positiv gemensam korrelation med uppmätta N₂O-emissioner. Det betyder alltså att

höga värden på NH_4^+ ger höga värden på NO_2^- och vice versa, och detta ger också höga N_2O -emissioner. Det kan tyda på att en hög belastning av ammonium ger mer avgång av N_2O .

I anoxiska zoner korrelerade DO och NO_2^- positivt med höga uppmätta värden av N_2O -emissioner. Höga värden av dessa ger alltså höga emissioner av N_2O .

Varken COD eller temperatur korrelerade med uppmätta N_2O -emissioner för de olika typerna av avloppsreningsverk eller i de olika typerna av zoner.

Baserat på ovanstående resultat ansåg inte författaren till WERF-rapporten att det är lämpligt att beräkna N_2O -emissioner endast baserat på en enskild parameter (pe eller egentligen flöde), såsom gjorts tidigare i USA. Detta på grund av stora variationer mellan olika typer av reningsprocesser och sammansättning av vattnet. Det är heller inte lämpligt att använda sig av en enskild statistisk emissionsfaktor (exempelvis baserad på pe) på ett och samma verk då emissionerna varierar kraftigt över dygnet på grund av variationer i bland annat inkommande belastning. Mer lämpligt anser man det då vara att använda sig av emissionsfaktorer baserade på exempelvis inkommande kvävebelastning samt att vid behov för varje enskilt verk identifiera vilka parametrar som korrelerar positivt med emissioner av N_2O och vid driften försöka hålla dessa på en låg nivå, för att minimera emissionerna av N_2O .

Ytterligare en slutsats som kan dras, baserat på den multivariata analysen, är att aktivslamprocesser som minimerar kortvarig eller konstant ackumulering av NH_4^+ eller NO_2^- , särskilt tillsammans med snabbt ökande halt av DO, kommer att generera mindre mängd emitterad N_2O . Höga halter av identifierade parametrar såsom NH_4^+ och NO_2^- hittas vanligtvis i underdimensionerade system.

Låga N_2O -emissioner kan indikera en stabil nitrifikation och denitrifikation, eftersom N_2O är en identifierad mellanprodukt i båda dessa reaktioner som kan ackumuleras vid störningar. Om reaktionerna är fullständiga minimeras produktionen av N_2O . Avloppsreningsverken bör därför i sin drift sträva efter att i möjligaste mån uppnå fullständig nitrifikation och denitrifikation. Höga halter av nitrit är en varningssignal.

Genom att minimera höga tillfälliga belastningar av inkommande kväve, exempelvis genom att späda inkommande flöde med delar av utgående flöde, eller genom nitratrecirkulation, kan N_2O -emissionerna minskas. Det är en följd av att en tillfällig hög kvävebelastning genererar höga halter av NH_4^+ och/eller NO_2^- vilket i sin tur kan generera ökade emissioner av N_2O .

Studien visade också att N_2O -produktionen gynnas av snabba skiftningar i syreförhållanden, exempelvis genom skiftning mellan anoxiska och aeroba förhållanden, vilket är vanligt i biologiska kvävereningssystem. En snabbt kraftigt ökande syrehalt kan ge kraftigt ökade emissioner av N_2O . En mer konstant syrehalt i systemet minskar således emissionerna av N_2O .

Det har i studie inte kunnat avgöras hur stor del av den totala N_2O -emissionen som kommer från nitrifikation respektive denitrifikation, eftersom anoxiskt bildad lustgas till stor del drivs av först vid luftning.

3.2 Studie över påverkan från olika externa kolkällor på N₂O-emissioner vid denitrifikation

Utöver den stora studien över bidragande orsaker till N₂O-emissioner utfördes, inom den amerikanska studien (Chandran et al., 2010), parallellt även två mindre studier. I den ena av dessa studerades hur tillsats av två olika externa kolkällor (etanol och metanol) påverkar mängden N₂O-emissioner vid denitrifikation, då systemet utsattes för olika typer av påfrestning.

Vid denitrifikation behövs någon typ av elektrongivare för att NO₃⁻ ska reduceras till N₂. Till detta behövs ofta en extern kolkälla som tillsätts avloppsvattnet under denitrifikationen. Vanliga externa kolkällor är alkoholer såsom metanol eller etanol. Tidigare har avloppsreningsverk använt sig till största delen av metanol som extern kolkälla vid denitrifikationsprocessen, men på grund av ökad kostnad för metanol väntar man sig att flera reningsverk i USA ska gå över till att istället använda sig av etanol. Etanol och andra kolkällor kan ge en snabb denitrifikation, men eftersom olika kolkällor kan ge upphov till olika dominerande mikroorganismer (Ginige et al., 2004; Osaka et al., 2008; Baytshtok et al., 2009) ansåg man att den eventuella påverkan på lustgasbildningen borde undersökas. Syftet med denna studie var att studera vilka skillnader i N₂O-emissioner som genereras vid användning av dessa två olika externa kolkällor i en SBR-anläggning. SBR-anläggningen utsatte för tre olika påfrestningar; kortvarig kolbrist, kortvarig inhibering av NO₂⁻ samt kortvarig inhibering av mängd tillgängligt syre.

Det har i tidigare studier visats att flera parametrar påverkar mängden emitterad N₂O vid denitrifikation, såsom lågt pH (Focht, 1974), kort uppehållstid (Hanaki, Hong & Matsuo, 1992), kolbrist (Hanaki, Hong & Matsuo, 1992), minskad tillgänglig mängd löst syre (Tallec et al., 2008; Park et al., 2000) samt inhibering av NO₂⁻ (Von Schultess, Kuhni & Gujer, 1995). Dessa studier låg till grund för denna studie.

Vid steady-state (innan någon av de ovan nämnda påfrestningarna) genererade systemet minimala N₂O-emissioner i storleksordningen < 0,2 % av inkommande kvävebelastning, för båda de studerade externa kolkällorna.

3.2.1 Försök med kortvarig kolkällebrist

Metanol eller etanol tillsattes tillsammans med NO₃⁻ under den första halvtimmen av den anoxiska perioden. Detta följdes sedan av 1 timme kolkällebrist men med fortsatt tillgång till NO₃⁻, vilket sedan följdes av ytterligare en halvtimme med tillsats av extern kolkälla. Den totala tillsatsen av extern kolkälla under hela SBR-cykeln var densamma som vid steady-state.

Försöket ledde till ackumulation NO₃⁻ för båda de studerade kolkällorna. Etanol som extern kolkälla ledde till något lägre ackumulering av NO₃⁻. Detta anses vara på grund av snabbare denitrifikation vid användning av etanol jämfört med metanol (Baytshtok et al., 2009). Ackumulation av NO₂⁻ var likartad för båda kolkällorna, dock var den betydligt lägre än NO₃⁻-ackumulationen. Ingen ökning av N₂O-emissioner jämfört med steady-state kunde heller noteras på grund av kolkällebrist. Detta strider mot en del tidigare studier. Författaren till WERF-rapporten anser dock att kopplingen mellan kolbrist och emissioner av N₂O kan variera mellan olika kolkällor och driftsätt och bör utredas vidare.

3.2.2 Försök med inhibering av NO_2^-

10 ml av en natriumnitritlösning (46 g NO_2^- -N/l) tillsattes SBR-tanken för att uppnå en högsta koncentration av NO_2^- -N av 50 mg N/l. Metanol- och etanoltillsatsen samt tillgång till NO_3^- var desamma som vid steady-state.

Exponering av NO_2^- ledde till en ökad NO_3^- -ackumulering i slutet av SBR-cykeln för båda de studerade kolkällorna. Detta indikerar en kedjereaktion med minskad reduktion av NO_3^- till NO_2^- . Vid tillförsel av etanol som extern kolkälla nåddes nästan fullständig reduktion av NO_2^- till N_2 , men ej vid tillförsel av metanol (76,5 ± 3,2 %). Trots detta påverkades inte emittering av N_2O i jämförelse med mängden vid steady-state, varken för etanol eller för metanol som tillsatt extern kolkälla. I tidigare studier har det antagits att en ackumulering av NO_2^- ger ökade N_2O -emissioner (Knowles, 1982), dock så användes då en annan kolkälla, acetat och jästextrakt. De olika resultaten mellan olika studier visar på kunskapsluckor gällande kopplingen mellan NO_2^- -belastning och N_2O -emissioner baserat på olika tillsatta kolkällor och detta område bör utredas vidare.

3.2.3 Försök med inhibering av tillgänglig mängd löst syre

Syreinhibering infördes i systemet genom att kontinuerligt pumpa in luft (0,5 l/min för DO = 2,5 ± 0,5 mg/l, 1 l/min för DO = 5,1 ± 1,2 mg/l) eller ren syrgas (0,5 l/min för DO = 9,0 ± 1,1 mg/l) under hela SBR-cykeln. Metanol eller etanol samt NO_3^- tillsattes i samma mängder som vid steady-state.

För både SBR-tanken med metanol och den med etanol noterades en snabb initial ackumulering av NO_3^- vid ökad införsel av luft eller syre i systemet. En högre inhibering vid införsel av syre noterades på reduktionen av NO_3^- i den metanolmatade SBR-tanken. Å andra sidan noterades en högre NO_3^- -reduktion i den etanolmatade tanken för alla studerade DO-nivåer. Som förväntat korrelerade DO positivt med NO_3^- -ackumulation för båda externa kolkällorna. Även hög ackumulering av NO_2^- noterades i båda tankarna, men var tydligare i den etanolmatade tanken på grund av snabbare NO_3^- -reduktion. N_2O -emissioner var statistiskt högre i den etanolmatade tanken jämfört med steady-state, och den högsta emissionen var vid DO = 9,0 mg/l då 7,1 % av inkommande NO_3^- omvandlades till N_2O . Den metanolmatade tanken visade ingen signifikant skillnad i N_2O -emissioner vid någon DO-nivå jämfört med steady-state.

3.2.4 Slutsatser från de tre försöken med olika externa kolkällor

De slutsatser som kan dras av denna studie är att en ökning av DO ledde till en ökning av N_2O -emissionerna (upp till 7,1 % av inkommande kvävebelastning), för det system som använde etanol som extern kolkälla och som utsattes för inhibering av denitrifikationen via förhöjd syrehalten. För systemet med metanol kunde ingen ökning noteras, kanske beroende på att denitrifikationen hämmades kraftigare där. Vid tillfällig kolbrist samt vid inhibering av NO_2^- kunde ingen effekt på mängden emitterad N_2O noteras för någon av elektrongivarna (etanol och metanol). Detta visar på att emittering av N_2O vid denitrifikation, för parametern DO, kan variera som en funktion av vilken elektrongivare som används. För parametrarna kolbrist och ökad belastning av NO_2^- kunde dock inga sådana samband visas.

Den generella slutsats som kan dras av de tre studierna kring tillsats av olika kolkällor är att mängden emitterad N_2O vid denitrifikation ej kan generaliseras utan måste bestämmas delvis

baserat på vilken typ av kolkälla som används i systemet. Det påpekades också att vid dosering av etanol som extern kolkälla i anoxiska zoner måste denna dosering styras noga, inte bara för att undvika en generell överdosering och onödiga kostnader, utan även för att minimera emitterad mängd N₂O nedströms i aeroba zoner.

3.3 Studie över påverkan på N₂O-produktion från nitrifierande bakteriesläktet *Nitrosomonas europaea* vid kortvarig syrebrist

I den tredje delstudien som sammanfattas i WERF-rapporten undersöktes mängden genererad N₂O då bakteriekulturer av släktet *Nitrosomonas europaea* (nitrifierande bakterie) utsattes för kortvariga syrefria förhållanden, för att sedan snabbt öka mängden tillgängligt syre och återgå till aeroba förhållanden.

Hypotesen inför försöket var att N₂O-produktionen stimuleras vid övergång från aeroba till anoxiska förhållanden samt att produktionen dämpas vid återgång till aeroba förhållanden. Detta på grund av att NH₄⁺-oxiderande bakterier såsom *N. europaea* under syrebegränsande förhållanden kan använda sig av andra elektronacceptorer istället för syre, som till exempel NO₂⁻ och N₂O₄, och på så sätt producera N₂O och NO, men inte N₂ (Bock, 1995; Hooper et al., 1997; Schmidt & Bock, 1997; Schmidt & Bock, 1998). Produktion av N₂O genom NO₂⁻-reduktion av NH₄⁺-oxiderande bakterier har visats i flera studier (Anderson & Levine, 1986; Sutka et al., 2006; Beaumont et al., 2002; Poth & Focht, 1985; Beaumont et al., 2004; Ritchie & Nicholas, 1972; Kester, De Boer & Laanbroek, 1997). Nästan alla tidigare studier har fokuserat på övergången från aeroba förhållanden till anoxiska förhållanden, medan övergången från anoxiska till aeroba förhållanden inte studerats nämnvärt.

Bakteriekulturen odlades i kemostat med kontinuerlig tillsats av medium med ammonium och utsattes under 48 timmar för kortvariga anoxiska förhållanden genom att byta filtrerad steriliserad luft mot N₂-gas med samma flöde. Under den anoxiska perioden utsattes bakteriekulturen för tre olika NH₄⁺-koncentrationer; 20 mM (samma som inflödet vid steady-state), 10 mM och 2 mM. Det motsvarar 280, 140 resp. 28 mg NH₄-N/l. På så sätt kunde olika NH₄⁺-koncentrationers påverkan på NH₄⁺-ackumulering under den anoxiska perioden studeras.

Bakteriekulturens prestanda studerades genom att mäta NH₄⁺, NH₂OH och NO₂⁻, N₂O och NO som gas, DO, samt specifik syreupptagningss hastighet. N₂O i vattenfasen beräknades.

3.3.1 Slutsatser

Produktion av N₂O visade sig ske enbart vid övergång från anoxiska förhållanden till aeroba, och inte tvärtom som var studiens hypotes. N₂O-produktionen korrelerade positivt med mängden NH₄⁺ som ackumulerades under den anoxiska perioden, det vill säga att produktionshastigheten av N₂O kan beskrivas som en funktion av NH₄⁺-halten under anoxiska förhållanden. N₂O-produktion skedde vid alla tre studerade NH₄⁺-koncentrationerna, ingen definitiv tröskel på NH₄⁺-koncentration då N₂O börjar produceras kunde identifieras.

Den generella slutsatsen från försöket är att studiens hypotes förkastas, produktion av N₂O sker till största delen vid övergång från anoxiska till aeroba förhållanden. System som har mindre varierande

syrehalt borde också producera mindre mängd N_2O . Här hade man konstant flöde av antingen luft eller kvävgas, alltså ytterligheter.

3.4 Studie över påverkan på N_2O -emissioner från en fullskalig enstegs nitritations-anammox reaktor

Under 2009 genomfördes en studie i Nederländerna (Kampschreur et al., 2009a) där mängden genererade N_2O -emissioner från en fullskale-enstegs-nitritations-anammoxreaktor studerades. Genom att variera luftflödet in till reaktorn och genom att mäta ett antal olika processparametrar kunde påverkan på emissioner av N_2O studeras. N_2O -emissionerna mättes med off-gasmätning och övriga processparametrar som mättes var temperatur, luftflöde, vattenflöde samt NH_4^+ , NO_3^- och NO_2^- i inkommande och utgående vatten. Även mängden löst tillgängligt syre noterades för att studera dess påverkan på N_2O -emissioner.

3.4.1 Slutsatser

Emitterad mängd N_2O var i medeltal 1,2 % av inkommande kvävebelastning. Detta är i samma skala som tidigare studier vid liknande fullskalereningsverk. Även emittering av NO studerades och korrelationen mellan denna och emittering av N_2O var stark. De båda parametrarna svarade starkt på ändringar i driftsätt, vilket visar på behovet av tidsberoende mätningar för att få trovärdiga resultat.

Akkumulation av NO_3^- ledde till ökad N_2O -emittering och begränsning av tillgänglig mängd löst syre ledde till minskad N_2O -emittering. En ökning av luftningen bidrog till en drastiskt ökad N_2O -emittering, vilket tydligt visar på behovet av en effektiv styrning av luftningen för att minska emissionerna. En överdimensionering av luftning bidrar således inte bara till ökade kostnader och ökad energianvändning utan även till ökade N_2O -emissioner. Samtliga slutsatser i denna studie överensstämmer med slutsatserna från studierna genomförda i USA.

3.5 Studie över möjliga energieffektiviseringsåtgärder i avloppsreningsverk för att minska utsläppen av växthusgaser, bland annat N_2O

I Nederländerna har en studie utförts som studerar möjliga energieffektiviseringsåtgärder i avloppsreningsverk för att minska utsläppen av växthusgaser, däribland utsläpp av N_2O (Kampschreur et al., 2010). Målet med studien var definiera driftparametrar och styrningsmodeller som relaterar till utsläpp av olika växthusgaser.

3.5.1 Slutsatser

N_2O kan produceras och emitteras från flera olika zoner i ett avloppsreningsverk, bland annat från anaeroba/anoxiska zoner, aeroba zoner samt vid utflöde av renat vatten. Många processparametrar i avloppsvattnet är väldigt variabla och svårpredikerade. De parametrar som tidigare visat sig påverka emittering av N_2O till största delen är låg DO i nitrifikationssteget, hög DO i denitrifikationssteget, ackumulering av NO_2^- i både nitrifikations- och denitrifikationssteget samt låg

COD/N-kvot i denitrifikationssteget (Kampschreur et al., 2009b). Att låg DO i nitrifikationssteget bidrar till ökade N₂O-emissioner strider mot de studier som utförts i USA. En möjlig förklaring (inte nämnd i WERF-rapporten) kan vara att syrehalten i aeroba steg vid de studerade verken normalt var över 2 mg/l, endast i ett helt aerobt system med pluggflöde var halten nere på 0,8 mg/l.

Vid nitrifikation kan låg DO uppstå vid underdimensionerad luftning samt vid hög inkommande organisk belastning. Ackumulering av NO₂⁻ kan ske vid underdimensionering av luftning, kort uppehållstid, toxiska substanser i vattnet, låga temperaturer i vattnet samt höga koncentrationer av NH₄⁺. Höga koncentrationer av NH₄⁺ uppstår oftast vid hög inkommande kvävebelastning.

Vid denitrifikation kan hög DO uppstå vid överdimensionerad luftning i de luftade delarna vilket medför att syre förs vidare till de anoxiska delarna. Ackumulering av NO₂⁻ kan ske vid brist på extern kolkälla (COD-brist) samt vid läckage av NO₂⁻ från nitrifikationssteget, detta på grund av ofullständig nitrifikation. En låg COD/N-kvot beror av sammansättningen av inkommande vatten samt kan bero på en för effektiv försedimentering innan den biologiska reningen vilken minskar mängden tillgängligt organiskt material i avloppsvattnet.

För att motverka ovanstående tillstånd föreslog Kampschreur et al. att lämplig styrning för luftningen installeras. Den ska undvika både under- och överdimensionering. Vid val av luftningsutrustning bör en mer energieffektiv variant väljas. Styrningen bör fungera så att börvärdet för DO kan minskas när NH₄⁺-oxidationen uppnått önskad nivå. På så sätt minskas risken för överluftning i systemet. Bara genom att installera en mer energieffektiv luftningsutrustning minskar inte emitteringen av N₂O utan börvärdet på DO måste också styras för att det ska få någon effekt. Ibland sätts börvärdet för högt då det antas att DO är den begränsande parametern, men det i själva verket är nitrifikationskapaciteten i systemet som är begränsande. Höga halter av inkommande NH₄⁺ ökar nitrifikationshastigheten vilket också kan leda till ökad emittering av N₂O genom ökade halter av NO₂⁻. Vid höga halter NH₄⁺ ökas ofta också börvärdet på DO vilket kan leda till att strippning av N₂O kan gynnas.

Dock bör viss försiktighet iakttas vid ändring av börvärdet för DO. Ett för lågt värde kan även det leda till emittering av N₂O på grund av ofullständig nitrifikationsreaktion (ej fullständig oxidation) vilket leder till ackumulering av NO₂⁻.

3.6 Studie över emissioner till luft, bland annat N₂O, från kommunala avloppsreningsverk i Finland

I Finland har en studie utförts där man studerat mängden genererade emissioner till luft, bland annat N₂O, från 15 kommunala avloppsreningsverk spridda över landet, bland annat de 13 största avloppsreningsverken vilka är dimensionerade för mer än 80 000 pe (Fred et al., 2009). Detta på grund av att det sedan år 2007 är obligatoriskt inom EU för avloppsreningsverk större än 100 000 pe att årligen rapportera in genererade mängder emissioner till vatten och luft.

Utöver ovanstående studie har ytterligare en studie utförts av samma grupp (Fred et al., 2008), där syftet var att ta fram emissionsfaktorer för ett antal luftemissioner. Emissionerna togs fram genom mätningar på Finlands största avloppsreningsverk, Viikinmäki i Helsingfors. Reningsverket är dimensionerat för 820 000 pe och helt täckt under jord. Man har efterdenitrifikation med BioStyr® och tillsats av metanol. All ventilationsluft från avloppsreningsverket samlas upp i en enda punkt vilket gör det enkelt att mäta emissioner till luft som ventileras ut från reningsverket. Syftet med

denna studie var att genom att utföra luftmätningar i den ventilerade luften bestämma emissionsfaktorer för ett antal luftemissioner. Faktorerna kan sedan användas av andra större reningsverk i Finland, som inte är övertäckta och där det därför är mer komplicerat att utföra emissionsmätningar. Faktorerna kan användas till att beräkna genererad mängd emissioner för inrapportering till EU.

3.6.1 Slutsatser

Tre stycken avloppsreningsverk i Finland (Helsingfors, Esbo och Åbo) ligger enligt beräkningar baserade på modellen från Viikinmäki över inrapporteringsgränsen för N₂O på 10 ton emissioner per år. Dock kan ökade framtida krav på kväverening generera ökade emissioner av N₂O vilket kan medföra att fler avloppsreningsverk (exempelvis Jyväskylä och Tammerfors) hamnar över inrapporteringsgränsen.

Baserat på uppmätta emissioner från Viikinmäki avloppsreningsverk har en emissionsfaktor för N₂O baserad på kvävereduktion i vattenfasen bestämts. Emissionsfaktorn för N₂O bestämdes till $1,62 \cdot 10^{-2}$ kg N₂O/kg reducerat kväve, alltså ca 1,6 % räknat på reducerad mängd, eller ca 1,1 % räknat på inkommande kväve.

IVL noterar att enligt tabell 1 var konfigurationen med ren efterdenitrifikation den som gav lägst utsläpp av lustgas i den amerikanska studien. Det väcker två frågor. Skillnaden mellan ca 0,02 % av inkommande kväve i WERF-rapporten och 1,1 % i Viikinmäki är väldigt stor. Det tyder på att det är andra faktorer än de man följt upp här som påverkar emissionen. Frågan är också om en modell baserad på ren efterdenitrifikation är relevant för andra, åtminstone i Sverige, betydligt vanligare konfigurationer.

4 Generella slutsatser av samtliga studier

Utifrån de studier som denna sammanställning baseras på kan ett antal generella slutsatser dras gällande hur avloppsreningsverk med biologisk kväverening på bästa sätt kan drivas för att minimera mängden emitterad N₂O. Dessa slutsatser listas nedan.

- Emittering av N₂O visar sig ske till största delen vid övergång från anoxiska till aeroba förhållanden, och inte tvärtom som varit flera av studiernas hypotes. Det är däremot mindre klart om lustgasen också bildas vid den övergången, eller om den då bara emitteras på grund av strippning.
- Vid anoxiska förhållanden korrelerar N₂O-emissioner enskilt positivt med halten NH₄⁺. Ingen definitiv tröskel på NH₄⁺-koncentration då N₂O börjar produceras har kunnat identifieras. Även DO och NO₂⁻ korrelerar positivt med höga uppmätta värden av N₂O-emissioner. Samtliga dessa tre parametrar bör därför, vid anoxiska förhållanden, hållas på en låg nivå för att minimera mängden emitterad N₂O.
- Vid aeroba förhållanden korrelerar NH₄⁺ och NO₂⁻ enskilt positivt med N₂O-emissioner. Höga enskilda värden på dessa parametrar ger således mer N₂O-emissioner. NH₄⁺ och NO₂⁻ har även en positiv gemensam korrelation med uppmätta N₂O-emissioner. Höga värden på NH₄⁺ ger höga värden på NO₂⁻ och vice versa, och detta ger i sin tur höga N₂O-emissioner. Dessa parametrar bör därför, vid aeroba förhållanden, hållas på en låg nivå för

att minimera mängden emitterad N_2O . För DO, löst syre, förekommer till synes motstridiga uppgifter, men låga halter under nitrifikation ökar troligen risken för N_2O .

- Den negativa inverkan av höga halter av ammonium antyder att kontinuerliga system med totalomblandade system skulle ge mindre lustgas än satsvisa processer eller sådana med utpräglat pluggflöde. Fördenitrifikation med tillräckligt stort recirkulationsflöde bör späda ut ammoniumhalten, men det är oklart vilka nivåer på NH_4-N i hela den anoxiska zonen som innebär risker.
- Det är inte lämpligt att beräkna mängden genererade N_2O -emissioner endast baserat på en enskild parameter, och särskilt inte på belastningen som pe, detta på grund av stora variationer mellan olika typer av reningsprocesser. För detaljstudier på ett enskilt verk måste man ta hänsyn till att emissionerna varierar kraftigt över dygnet, troligen på grund av variationer i inkommande belastning. Här måste man troligen för varje enskilt verk identifiera vilka parametrar som korrelerar positivt med emissioner av N_2O och vid driften försöka hålla dessa på en låg nivå. Om man ska använda sig av emissionsfaktorer för att uppskatta utsläpp från verk utan mätning bör faktorerna baseras på exempelvis inkommande kvävebelastning eller aktuell kvävereduktion.
- Låga N_2O -emissioner indikerar en stabil nitrifikation och denitrifikation, eftersom N_2O är en identifierad mellanprodukt i båda dessa reaktioner. Om reaktionerna är fullständiga minimeras således emissioner av N_2O . Avloppsreningsverken bör därför i sin drift sträva efter att i möjligaste mån uppnå fullständig nitrifikation och denitrifikation. Höga halter av nitrit kan ses som en varningssignal.
- Genom att minimera höga belastningar av inkommande kväve, exempelvis genom att späda inkommande flöde med delar av utgående flöde, eller genom nitratrecirkulation, kan N_2O -emissionerna minskas.
- N_2O -produktionen gynnas av snabba skiftningar i syreförhållanden, exempelvis genom skiftande mellan aeroba och anoxiska förhållanden, vilket är vanligt i biologiska kvävereningssystem. En kraftigt snabbt ökande syrehalt ger en kraftigt ökade N_2O -emissioner. En mer konstant syrehalt i systemet ger således minskade N_2O -emissioner. Detta är viktigt att studera närmre, då intermittent luftning är ett populärt sätt att söka minska energiförbrukningen vid luftning.
- Lämplig styrning för luftning bör installeras för att minimera mängden emitterad N_2O . Både överdimensionering och underdimensionering bör undvikas. Styrningen bör fungera så att börvärdet för DO i den aeroba fasen kan minskas när NH_4^+ -oxidationen uppnått önskad nivå. På så sätt kontrolleras att systemet varken överluftas eller underluftas och risken för emitterad N_2O minskas.
- Mängden emitterad N_2O vid denitrifikation varierar beroende på typ av extern kolkälla och har visat sig vara högre vid användning av etanol istället för metanol. Ett skäl kan vara att man med etanol fortfarande hade en aktiv reduktion av nitrat vid höga syrehalter.

5 Referenser

- Ahn, J.-H., Kim, S., Pagilla, K., Katehis, D., Chandran, K. (2009) Spatial and temporal variability in N₂O generation and emission from wastewater treatment plants. Nutrient Removal Conference. Washington D.C., Water Environment Federation.
- Anderson, I.C., Levine, J.S. (1986) Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifiers, denitrifiers and nitrate respirers. *Appl. Environ. Microbiol.* 51, sid. 938-945.
- Baytshtok, H.J.E., Lu, H., Park, H., Kim, S., Yu, R., Chandran, K. (2009) Impact of varying electron donors on the molecular microbial ecology and biokinetics of methylophilic denitrifying bacteria. *Biotechnol. Bioeng.* 102, sid. 1527-1536.
- Baytshtok, V., Lu, H., Park, H., Kim, S., Yu, R., Chandran, K. (2009) Impact of varying electron donors on the molecular microbial ecology and biokinetics of methylophilic denitrifying bacteria. *Biotechnol. Bioeng.*, 102, 1527-1536.
- Beaumont, H.J.E., Hommes, N.G., Sayavedra-Soto, L.A., Arp, D.J., Arciero, D.M., Hooper, A.B., Westerhoff, H.V., Van Spanning, R.J.M. (2002) Nitrite Reductase of *Nitrosomonas europaea* Is Not Essential for Production of Gaseous Nitrogen Oxides and Confers Tolerance to Nitrite. *J. Bacteriol.* 184, sid. 2557-2560.
- Beaumont, H.J.E., Van Schooten, B., Lens, S.I., Westerhoff, H.V., Van Spanning, R.J.M. (2004) *Nitrosomonas europaea* Expresses a Nitric Oxide Reductase during Nitrification. *J. Bacteriol.* 186, sid. 4417-4421.
- Bock, E. (1995) Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch. Microbiol.* 163, sid. 16-20.
- Chandran, K., Ho Ahn, J., Park, H., Kim, S., Rahm, B., Pagilla, K., Kathelis, D., Hiatt, W. (2010) Greenhouse Nitrogen Emission from Wastewater Treatment Operations. Final report from Water Environment Research Foundation. Library of Congress Catalog Card Number: 2010930022.
- Czepiel, P., Crill, P., Harriss, R. (1995) Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment. *Environ. Sci. Technol.* 29:9, sid. 2352-2356.
- EU direktiv 2009/28/EG (2009), "Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/28/EG om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor", april 2009.
- Focht, D.D. (1974) The effect of temperature, pH and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen – A zero order kinetic model. *Soil Sci.* 118, sid. 173-179.
- Fred, T., Heinonen, M., Sundell, L., Toivikko, S. (2008) Modelling Total Air Emissions at Large Municipal Wastewater Treatment Plant. WEFTEC 2008, Session 61 through Session 70, sid 5337-5349 (13).
- Fred, T., Heinonen, M., Sundell, L., Toivikko, S. (2009) Air emissions at large municipal wastewater treatment plants in Finland for national E-PRTR reporting register. *Water Practice and Technol.* 4:2.
- Ginige, M.P., Hugenholtz, P., Daims, H., Wagner, M., Keller, J., Blackall, L.L. (2004) Use of Stable-Isotope Probing, Full-Cycle rRNA Analysis, and Fluorescence In Situ Hybridization-Microautoradiography To Study a Methanol-Fed Denitrifying Microbial Community. *Appl. Environ. Microbiol.*, 70, 588-596.

- Hanaki, K., Hong, Z., Matsuo, T. (1992) Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. *Water Sci. Technol.* 26, sid. 1027-1036.
- Hooper, A.B., Vannelli, T., Bergmann, D.J., Arciero, D.M. (1997) Enzymology of the oxidation of ammonia to nitrite by bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek* 71, sid. 59-67.
- Kampschreur, M.J., Poldermans, R., Kleerebezem, R., van der Star, W.R.L., Haarhuis, R., Abma, W.R., Jetten, M.S.M, van Loosdrecht, M.C.M. (2009a) Emission of nitrous oxide and nitric oxide from a full-scale single-stage nitrification-anammox reactor. *Wat. Sci. Technol.* 60:12.
- Kampschreur, M.J., van der Star, W.R.L., Wielders, H.A., Mulder, J.W., Jetten, M.S.M, van Loosdrecht, M.C.M. (2009b) Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Wat. Res.* 42:3, sid. 812-826.
- Kampschreur, M.J., Van Der Star, W.R.L., Wielders, H.A., Mulder, J.W., Jetten, M.S.M., Van Loosdrecht, M.C.M. (2008) Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during full-scale reject water treatment. *Wat. Res.*, 42, sid. 812-826.
- Kampschreur, M.J., van Voorthuizen, E., Visser, A., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M. (2010). Finding the balance between greenhouse gas emission and energy efficiency of wastewater treatment. *Water and Energy*, Amsterdam, The Netherlands, 10-12 November 2010.
- Kester, R.A., De Boer, W., Laanbroek, H.J. (1997) Production of NO and N₂O by pure cultures of nitrifying and denitrifying bacteria during changes in aeration. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, sid. 3872-3877.
- Kimochi, Y., Inamori, Y., Mizuochi, M., Xu, K.-Q., Matsumura, M. (1998) Nitrogen removal and N₂O emission in a full-scale domestic wastewater treatment plant with intermittent aeration. *J. Ferment. Bioeng.* 86:2, sid. 202-206.
- Knowles, R. (1982) Denitrification. *Microbiol. Rev.* 46, sid. 43-70.
- Osaka, T., Ebie, Y., Tsuneda, S., Inamori, Y. (2008) Identification of the bacterial community involved in methane-dependent denitrification in activated sludge using DNA stable-isotope probing. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 64, 494-506.
- Park, K.Y., Inamori, Y., Mizuochi, M., Ahn, K.H. (2000) Emission and Control of Nitrous Oxide from a Biological Wastewater System with Intermittent Aeration. *The Society for Biotechnology, Japan*, 90, sid. 247-252.
- Poth, M., Focht, D.D. (1985) 15N Kinetic Analysis of N₂O Production by *Nitrosomonas europaea*: an Examination of Nitrifier Denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 49, sid. 1134-1141.
- Ravishankara, A-R., Daniel, J.S., Portmann, R.W. (2009) Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science*, 1176985.
- Ritchie, G.A.F., Nicholas, D.J.D. (1972) Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. *Biochem. J.* 126, sid. 1181-1191.
- Samuelsson, M-O. (1995) Production and Emission of Nitrous Oxide in a Sewage Treatment Plant. IVL report B1172.
- Schmidt, I., Bock, E. (1997) Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*. *Arch. Microbiol.* 167, sid. 106-111.
- Schmidt, I., Bock, E. (1998) Anaerobic ammonia oxidation by cell-free extracts of *Nitrosomonas eutropha*. *Antonie van Leeuwenhoek* 73, sid. 271-278.

- Sommer, J., Ciplak, A., Sümer, E., Benckiser, G., Ottow, J.C.G. (1998) Quantification of emitted and retained N₂O in a municipal wastewater treatment plant with activated sludge and nitrification-denitrification units. *Agrobiol. Res.* 51:1, sid. 59-73.
- Sümer, E., Weiske, A., Benckiser, G., Ottow, J.C.G. (1995) Influence of environmental conditions on the amount of N₂O released from activated sludge in a domestic waste water treatment plant. *Cell. Mol. Life Sci.* 51:4, sid. 419-422.
- Sutka, R.L., Ostrom, N.E., Ostrom, P.H., Breznak, J.A., Gandhi, H., Pitt, A.J., Li, F. (2006) Distinguishing Nitrous oxide Production from Nitrification and Denitrification on the Basis of Isotopomer Abundances. *Appl. Environ. Microbiol.* 72, sid. 638-644.
- Talleg, G., Garnier, J., Billen, G., Gossiaux, M. (2006) Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. *Bioresour. Technol.* 99, sid. 2200-2209.
- Von Schultess, R., Kuhni, M., Gujer, W. (1995) Release of nitric and nitrous oxides from denitrifying activated sludge. *Wat. Res.* 29, sid. 215-226.
- Wicht, H., Beier, M. (1995) N₂O emission aus nitrifizierenden und denitrifizierenden Kläranlagen. *Korresp. Abwasser* 42:3, sid. 404-406, 411-413.
- 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.