

Avgång av lustgas från luftningsprocessen på Käppalaverket

Nitrous oxide emission from the biological
process at Käppala WWTP

Ulrika Carlsson

REFERAT

Avgång av lustgas från luftningsprocessen på Käppalaverket

Ulrika Carlsson

Kraven på reningsverken har ökat, samtidigt har belastningen successivt ökat vilket ställt krav på en effektivare reningsprocess. Det finns även en ambition om en hög reningsgrad till låg energiåtgång. Problematiken med övergödning i akvatiska system har också lett till hårdare krav på reningen. Därför har allt fler reningsverk skaffat biologisk kväve- och fosforrening. Ett sekundärt problem i denna typ av biologiska rening är att det bildas lustgas, vilket är en kraftig växthusgas. Det är idag känt att de antropogena utsläppen av växthusgaser påverkar vårt klimat negativt. Utsläppen måste minska för ett hållbart klimat.

Strävan efter att minska de antropogena utsläppen av växthusgaser har lett till att allt fler reningsverk runt om i världen har börjat studera utsläppen av lustgas. Idag är det fortfarande inte helt klarlagt var i processen lustgas bildas och varför. Studier har visat att utsläppen skiljer sig från olika reningsverk, på grund av att reningsverkens olika belastning och reningsprocess. Det är därför av stor vikt att fler studier görs för att få en uppfattning om hur stora utsläppen är.

Under hösten 2011 har mätningar av lustgasemissioner gjorts på Käppalaverket på Lidingö i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet. Huvudsyftet med mätningarna var att få en uppfattning av hur mycket lustgas som Käppalaverket släpper ut per år. För att ta reda på om lustgasemissionen berodde av hur luftningen till processen styrdes, jämfördes två olika luftningsstrategier, konstanta syrehalter och ammoniumåterkoppling. I de senare testerna ingick också att hitta korrelationer mellan lustgasemissioner och olika processparametrar. Försöken med olika reglerstrategier baseras på tidigare amerikanska studier som visat att syretillgången hos nitrifierarna kan vara avgörande för hur stora lustgasemissionerna blir.

Resultatet av studien visar att det biologiska reningssteget på Käppalaverket släpper ut 5,5 ton N_2O /år vilket motsvarade 0,3 % av inkommande kvävemängd. Försöken med att jämföra två olika luftningsstrategier föll inte ut som förväntat på grund av processtörningar. Data som likväl insamlats har analyserats och jämförts med störst fokus på kausala samband hos lustgasemission. Några entydiga samband mellan lustgasemission och de studerade processförändringarna har inte kunnat påvisas. Studien visar dock på att en låg syrehalt inte verkar generera mera lustgasemission.

Nyckelord: Lustgas, aktivslamprocess, nitrifikation, denitrifikation, växthusgaser, avloppsrening,

*Institutionen för informationsteknologi, Avdelningen för systemteknik, Uppsala universitet.
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Nitrous oxide emission from the biological process at Käppala WWTP

Ulrika Carlsson

The requirements for wastewater treatment plants (WWTP) are gradually increasing, partly because of higher incoming loads, which in turn require a more efficient treatment process. In parallel with environmental and economic goals there are also desires to lower energy consumption without compromising the wastewater treatment. Furthermore, there is a demand on WWTP's to alter eutrophication in aquatic systems through better nitrogen and phosphorus removal. An increasing number of WWTP's have acquired biological nitrogen and phosphorus removal. A by-product of this type of biological treatment is the formation of nitrous oxide, which is a potent greenhouse gas. But how large is the WWTP's share of nitrous oxide to the total emissions? To answer this question an increasing number of WWTP's around the world have begun to study the emission of nitrous oxide. Today it is still not entirely clear where in the process nitrous oxide forms and why. Studies have shown that the emissions are different from different sewage treatment plants, partly because the plants have different loads and treatment processes. It is therefore essential that more studies are made to get a better understanding of the emission mechanism.

In the autumn 2011, measurements of nitrous oxide emissions were conducted on Käppalaverket on Lidingö in cooperation with IVL the Swedish Environmental Research Institute. The purpose of the measurements was mainly to get an indication of how much nitrous oxide Käppalaverket emits each year. In addition tests were also conducted on how emissions could be reduced by comparing two different aeration strategies, by keeping different constant levels of oxygen and by using ammonium-feedback. In this latter test correlations between nitrous oxide emissions and various process parameters were studied. The experiments with different control strategies are based on previous American studies that have demonstrated that the oxygen supply of nitrifiers may be crucial for how much nitrous oxide will be emitted.

The results of this study show that Käppalaverket's biological treatment process emits 5.5 tones N_2O /year representing 0.3% of the incoming nitrogen. Attempts to compare two different aeration strategies did not fall out as expected due to process disturbances. Collected data have also been analyzed and compared, with focus on causal relationships of nitrous oxide emission. Any clear correlation between nitrous oxide and the studied process changes have not been detected. The study shows that low oxygen levels do not seem to produce more nitrous oxide.

Keywords: Nitrous oxide, activated sludge process, nitrification, denitrification, greenhouse gas, sewage treatment

Institutionen för informationsteknologi, Avdelningen för systemteknik, Uppsala universitet.

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete är en del i civilingenjörsutbildningen Miljö- och vattenteknik på Uppsala Universitet. Arbetet har pågått i 20 veckor heltid, vilket motsvarar 30 högskolepoäng. Projektet är ett samarbete mellan Käppalaverket och IVL, Svenska Miljöinstitutet. Handledare har varit Andreas Thunberg, processchef på Käppalaverket och Linda Åmand, industridoktorand på IVL. Ämnesgranskare har varit Bengt Carlsson på Institutionen för Informationsteknologi, Uppsala Universitet.

Ett stort tack till mina handledare Andreas Thunberg och Linda Åmand som kommit med många bra idéer och synpunkter under arbetes gång. Tack till Bengt Carlsson som hade möjlighet att vara ämnesgranskare. Jag vill även rikta ett stort tack till alla på Käppalas laboratorium som ställt upp med allt ifrån provtagning, provanalyser och goda råd. Tack Kåre Tjus på IVL som lärde mig hur mätutrustningen fungerade och skulle skötas. Tack Rune Bergström på IVL, utan dig hade vi nog fortfarande inte haft några mätresultat. Jag vill även tacka Per Fjällström på IVL för hjälpen med luftflödesmätningen i ventilationen.

Ett stort tack till ALL personal på Käppalaverket. Tack för att ni tagit hand om mig under examensarbetets gång.

Till sist vill jag tacka Jim som stöttat och kommit med förslag när skrivandet stått still.

Uppsala, 2012

Ulrika Carlsson

Copyright © Ulrika Carlsson och Institutionen för informationsteknologi, Avdelningen för systemteknik, Uppsala universitet.

UPTEC W12008, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2012.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Avgång av lustgas från luftningsprocessen på Käppalaverket

Ulrika Carlsson

De ökade utsläppen av lustgas är en bidragande orsak till klimatförändringarna på jorden. Lustgas är en av de kraftigaste växthusgaserna, uppemot 300 gånger farligare för vårt klimat än koldioxid. Lustgas har en lång livstid i atmosfären, uppemot 114 år vilket är en av orsakerna till varför den är så farlig. Mätningar gjorda i atmosfären och från iskärnor visar på att lustgasutsläppen stadigt har ökat de senaste århundraden. De största utsläppskällorna av lustgas är industri, jordbruk och avfall. Det har även länge varit känt att lustgas bildas i den biologiska reningsprocessen på reningsverk.

I ett avloppsreningsverk renas avloppsvattnet med hjälp av olika reningsmetoder. De vanligaste metoderna är mekanisk-, biologisk- och kemiskrening där vattnet renas från kväve, fosfor och organsikt material. Kväve och fosfor är två näringsämnen som bidrar till övergödning i våra sjöar och hav. I den biologiska reningen, även kallad aktiv slamprocessen används mikroorganismer för att bryta ner och omvandla kväve och organiskt material. Det inkommande kvävet är till största del ammonium, som i reningsverket omvandlas av olika sorters mikroorganismer till kvävgas. Kvävgasen är ofarlig och släpps ut i luften som till största del redan består av just kvävgas.

Mikroorganismerna kommer in med det inkommande avloppsvattnet och lever av det organiska materialet som finns i vattnet. Omvandlingen av ammonium till kvävgas sker sedan i två steg, först omvandlas ammonium till nitrat och i nästa steg omvandlas nitrat till kvävgas. De två omvandlingsstegen utförs av två olika sorters mikroorganismer, nitrifierare och denitrifierare. Nitrifierarna behöver syre för att kunna omvandla ammonium till nitrat. Syre tillförs därför avloppsvattnet genom att luft blåses in i bassängerna. I regel gäller att ju mer syre som tillförs, desto snabbare och effektivare kan organismerna jobba. Denitrifierarna andas istället med hjälp av nitrat, så i de zonerna där nitrat omvandlas till kvävgas är miljön syrefri. Tillförsel av syre till denitrifierarna skulle försämra kvalitén på reningen.

Att tillföra syre till nitrifierarna kostar mycket energi och står för en stor del av reningsverkens energianvändning. Därför strävar reningsverken efter att försöka minska på införseln av syre till nitrifierarna utan att kvalitén på reningen försämras. Genom att använda sig av olika reglerstrategier för hur mycket luft som ska tillsättas processen kan energiåtgången minskas samtidigt som reningskvalitén inte försämras.

Studier gjorda bland annat i USA visar på att en kritisk punkt när bildningen av lustgas ökar är just när syrehalten minskas. När tillgången på syre minskar blir mikroorganismerna stressade och kan då bilda lustgas som ett mellansteg i kvävereningen.

På senare år har klimatdebatten bidragit till att lustgasutsläppen från avloppsreningsverk studeras i större skala. I och med att antalet människor på jorden ökar, ökar även belastningen in till reningsverken. En ökad belastning leder till ökade utsläpp av lustgas. Det är därför av

stor vikt att fler studier på lustgasutsläpp utförs. Dels för att få en uppskattning om hur mycket lustgas det rör sig om, men även för att få mer kunskap om vilka faktorer i reningsprocessen som gynnar bildningen av lustgas.

I USA har de fram tills idag använt sig av schablonvärden för hur mycket lustgas ett reningsverk släpper ut. Dessa förutbestämda värden är baserade på antalet personer som är ansluta till reningsverket. Men detta har efter fler studier visat sig vara missvisande då lustgasutsläppen varierar mellan olika reningsverk, även fast de i teorin kan se väldigt lika ut. Fler mätningar och mer forskning behövs för att få en bättre överblick över varför och hur lustgas bildas.

I Sverige har det inte gjorts många mätningar på lustgasutsläpp från reningsverk. VA-kluster Mälardalen har därför startat ett projekt som tittar på lustgasavgång från avloppsreningsverk och slamhantering. IVL har också startat ett projekt där de bland annat ska undersöka hur utsläppen av lustgas påverkas vid olika luftningsstrategier i den biologiska processen. Käppalaverket har under många år gjort stora förbättringar när det gäller minskad användning av energi och det är därför intressant att titta på hur utsläppen av lustgas påverkas.

Käppalaverket ligger insprängt i berg vilket gör det enkelt att mäta lustgasemissionen. I denna rapport mättes lustgashalten i ventilationen från den biologiska reningen. Mätningarna pågick under fyra veckor, där två olika luftningsstrategier testades, konstanta syrehalter och ammoniumåterkoppling. Syftet med mätningarna var både att få en uppfattning om hur mycket lustgas Käppalaverket släpper ut men även för att se om lustgasavgången påverkades beroende på hur mycket syre som tillfördes processen. Under fyra dagar testades även att stressa mikroorganismerna, detta genom att höja och sänka syrehalten kraftigt.

Under försökets gång inträffade en del processtörningar i form av höga flöden och låga vattentemperaturer, vilket orsakades av plusgrader och regn. De höga vattenflödena störde processen så pass mycket att försöket med att jämföra de olika luftningsstrategierna inte blev optimalt.

Försöken visade på att Käppalas biologiska reningsprocess totalt släpper ut cirka 5,5 ton lustgas per år, vilket omräknat till hur mycket varje ansluten personekvivalent släpper ut motsvarar 10,7 g N₂O/(pe·år). Utsläppen från Käppalaverket var ungefär i samma storleksordning som utsläppen från reningsverk med liknande processer och belastning.

ORDLISTA

Bio-P	Biologisk fosforering
BOD ₇	Biochemical Oxygen Demand, den mängs syre som förbrukats under 7 dygn.
.	
DO	Dissolved Oxygen, löst syre i vatten.
N ₂ O	Kemiska beteckningen för lustgas
Personekvivalent, pe	En pe motsvarar 70g BOD ₇ /dygn
ppm	Parts per million (miljondel)
sCOD	Soluble Chemical Oxygen Demand, mått på hur mycket syre som krävs vid fullständig nerbrytning av löst organiskt material i vatten
WWTP	Wastewater treatment plant

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1. SYFTE.....	2
2. BAKGRUND	3
2.1. VÄXTHUSEFFEKTEN	3
2.2. VÄXTHUSGASER.....	3
2.3. LUSTGAS.....	3
2.4. KVÄVERENING MED AKTIVSLAMPROCESSEN	4
2.4.1. Nitrifikation	5
2.4.2. Denitrifikation	6
2.5. LUSTGASBILDNING VID KVÄVERENING I RENINGSVERK	7
2.5.1. Faktorer som gynnar lustgasemissioner	7
<i>Lustgasemission från nitrifikationen</i>	<i>7</i>
<i>Lustgasemission från denitrifikationen</i>	<i>8</i>
2.5.2. Tidigare lustgasstudier i världen	9
2.5.3. Tidigare lustgasstudier i Sverige	9
2.6. KÄPPALAVERKET	10
2.6.1. Reningsprocessen	10
2.6.2. UCT-modellen.....	11
2.7. REGLERSTRATEGIER FÖR LUFTNING I BIOSTEGET	13
2.7.1. Ammoniumåterkoppling.....	13
2.7.2. Konstanta syrehalter	13
3. MATERIAL OCH METOD.....	14
3.1. LUSTGASMÄTNING I VENTILATIONSSYSTEMET	16
3.1.1. Lustgasmätning under två olika reglerstrategier	17
3.1.2. Lustgasmätningar vid höga respektive låga syrehalter	18
3.2. LUSTGASMÄTNING MED HUV	18
4. RESULTAT.....	20

4.1. LUSTGASMÄTNING I VENTILATIONSSYSTEMET	20
4.1.1. Totalt lustgasutsläpp från Käppalaverkets biologiska reningsprocess	20
4.1.2. Lustgasemission från BB11.....	20
<i>Korrelationer mellan lustgas och olika parametrar</i>	22
4.1.3. Jämförelse mellan konstanta syrehalter och ammoniumåterkoppling.....	26
4.1.4. Stressförsök	27
4.1.5. Koldioxidekvivalenter	31
5. DISKUSSION	32
5.1. LUSTGASUTSLÄPP FRÅN KÄPPALAVERKETS AKTIVSLAMPROCESS	32
5.2. FAKTORER SOM KORRELERAR MED LUSTGASEMISSION	33
5.3. JÄMFÖRELSE MELLAN DE TVÅ LUFTNINGSSTRATEGIERNA	35
5.4. KOLDIOXIDEKVIVALENTER.....	36
6. SLUTSATS	37
7. REFERENSER.....	38

1. INLEDNING

En växande befolkningssmängd ställer allt högre krav på dagens avloppsreningsverks förmåga att ta emot och rena allt större volymer avloppsvatten. I och med den ökande befolkningssmängden ökar även kraven på en effektiv rening, där en hög reningsgrad till låg energikostnad eftersträvas. Ytterligare problematik så som övergödning i akvatiska system har vidare lett till att fler reningsverk skaffat biologisk kväve- och fosforrening. I den biologiska kvävereningen nyttjas mikroorganismer som omvandlar det inkommande kvävet till kvävgas i två steg, ammonium till nitrat och nitrat till kvävgas. Vid omvandling från ammonium till nitrat behöver mikroorganismerna syre. Syret tillförs bassängerna genom att luft blåses in, vilket är energikrävande. Många reningsverk försöker energieffektivisera genom att minska tillförseln av luft, utan att försämra reningsgraden.

Även då reningsverken har en värdefull funktion finns det en baksida med den biologiska kvävereningen. Vid omvandling av ammonium till kvävgas kan lustgas bildas som ett mellansteg i processen. Studier som gjorts visar att när syrehalten sänks finns det en risk att lustgasemissionerna ökar. Vid syrebrist blir mikroorganismerna stressade vilket leder till att nitrifikationen blir ofullständig och lustgas bildas (Chandran, 2010). Lustgas är en kraftig växthusgas, uppemot 300 gånger skadligare för vårt klimat än koldioxid (IPCC, 2007).

Strävan efter att minska de antropogena utsläppen av växthusgaser har lett till att allt fler reningsverk runt om i världen har börjat studera utsläppen av lustgas. Men det är svårt att mäta och det är idag fortfarande inte helt klarlagt var i processen lustgasen bildas. Det är ofta stora totalomblandade vattenvolymer som är svåra att jämföra med försök i lab. Det är därför av stor vikt att fler studier görs runt om i världen för att få bättre kunskap om utsläppen.

I Sverige har det inte gjorts många mätningar på lustgasutsläpp från reningsverk. VA-kluster Mälardalen har därför startat ett projekt där de ska undersöka lustgasemission från reningsverk. IVL har också startat ett projekt där de ska studera hur utsläppen av lustgas påverkas vid olika luftningsstrategier i den biologiska processen. Käppalaverket har under många år gjort stora förbättringar när det gäller minskad användning av energi och det är därför intressant att titta på hur utsläppen av lustgas påverkas.

1.1. SYFTE

Huvudsyftet med examensarbetet var att mäta hur mycket lustgas som avgår från det biologiska reningssteget på Käppalaverket. För att undersöka om lustgasemissionerna berodde på hur luftningen till processen styrdes jämfördes lustgasemissionerna under två olika reglerstrategier, ammoniumåterkoppling och konstanta syrehalter. För att undersöka hur mikroorganismerna klarade av extrema syreförhållanden gjordes även stressförsök, där syrehalten varierades kraftigt. För att få en bättre kunskap i varför lustgas bildas var det även intressant att undersöka vilka faktorer som påverkade lustgasemissionerna. Ett delsyfte var också att ta reda på hur stor klimatpåverkan utsläppen från Käppalaverket har, omräknat till CO₂-ekvivalenter.

2. BAKGRUND

2.1. VÄXTHUSEFFEKTEN

En stor del av det solljus som träffar jordens yta emitteras tillbaka upp i atmosfären. I atmosfären finns det naturliga gaser som absorberar den emitterade strålningen och kvarhåller denna som värme. Atmosfärens egenskaper är en förutsättning för liv, och om ingen värme skulle absorberas i atmosfären skulle medeltemperaturen på jorden ligga runt -19 grader Celsius. Den globala uppvärmningen sker på grund av att de värmeabsorberande gaserna på senaste åren har ökat i atmosfären. Strålningen från solen har således inte ökat utan atmosfärens förmåga att absorbera värme (Bernes, 2007). Intergovernmental Panel on Climate Changes, IPCC hävdar i sin senaste rapport att jordens medeltemperatur har ökat till följd av alltför stora antropogena utsläpp (IPCC, 2007).

2.2. VÄXTHUSGASER

Utsläppen av växthusgaser har under de senaste 250 åren ökat markant. I och med att halten växthusgaser ökar i atmosfären, ökar även medeltemperaturen på jorden. Den ökande temperaturen leder till stora omställningar i jordens ekosystem, bland annat snö- och issmältningar och ökade havsnivåer. De gaser som klassas som växthusgaser är vattenånga, ozon, koldioxid (CO_2), metan (CH_4), fluorerande gaser och dikväveoxid (N_2O) även kallad lustgas (Natur och miljö, 2012).

Utsläppen kommer främst från användningen av fossila bränslen, jordbruk och industri (IPCC, 2007). I Sverige bestod växthusgasutsläppen år 2010 av 82 procent koldioxid, 10 procent lustgas, 7 procent metan och cirka 1 procent fluorerande växthusgaser (Energimyndigheten & Naturvårdsverket, 2004). Utsläppen förväntas sammantaget minska med 2 procent mellan år 1990-2020. När det gäller den framtida fördelningen förväntas koldioxidutsläppen öka, medan metan- och lustgasutsläppen kommer att minska (Energimyndigheten & Naturvårdsverket, 2008).

2.3. LUSTGAS

Lustgas (N_2O) som är en av de kraftigaste växthusgaserna beräknas vara cirka trehundra gånger mer skadlig för vårt klimat än koldioxid. Livstiden i atmosfären är lång och kan uppgå till 114 år. Mätningar gjorda i atmosfären och från iskärnor visar på att lustgasutsläppen stadigt har ökat de senaste århundraden. Utsläppen kommer främst från jordbruk, avfall och industri. Om halterna i atmosfären ska stabiliseras måste de antropogena utsläppskällorna minska med 50 procent (IPCC, 1995, IPCC 2007).

I Sverige har lustgasutsläppen minskat de senaste tjugo åren. Detta beror till stor del på att antalet boskap i landet har minskat, men även på grund av minskad användning av mineralgödsel och bättre hantering av flytgödsel (Energimyndigheten & Naturvårdsverket, 2004). Även om totala utsläppen av lustgas har minskat och kommer att fortsätta minska enligt prognos, beräknas lustgasutsläppen från reningsverk öka något fram till år 2020. Ökningen från reningsverken beror till största del på en ökad belastning (Energimyndigheten & Naturvårdsverket, 2008).

Lustgas har en bedövande, avslappnande och lätt rogivande effekt som under lång tid har använts inom sjukvården som bedövningsmedel under exempelvis förlossningar och operationer (FASS, 2011). För att minska lustgasutsläppen inom sjukvården var Stockholms läns landsting först i världen med att år 2004 installera en anläggning som spjälkar upp lustgasen till kväve och syre (Naturvårdsverket, 2011a). Upp till 97 procent av den använda lustgasen förstörs i anläggningen.

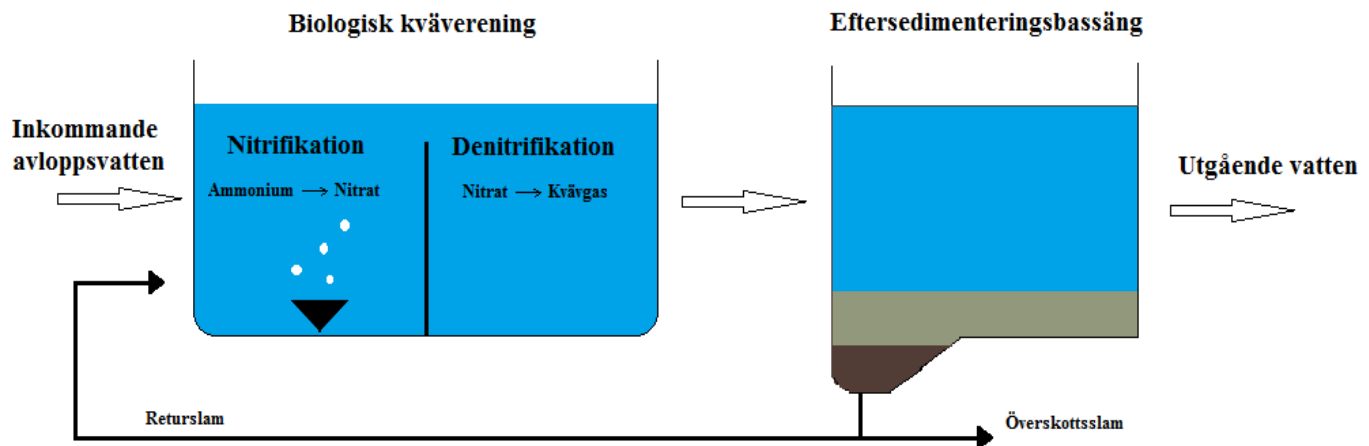
2.4. KVÄVERENING MED AKTIVSLAMPROCESSEN

Kväve är ett viktigt näringsämne för alla levande organismer på jorden. Kväve används som gödningsmedel inom all typ av odling för att få en god tillväxt. Om tillsatsen av kväve är större än vad som tas upp av växterna är risken stor att kvävet lakas ur och hamnar i våra sjöar och hav. Höga halter kväve leder till övergödning. Det är därför viktigt att vi renar vårt avloppsvatten för att inte belasta de sjöar och hav som avloppsvattnet släpps ut i. Sverige ligger långt fram i utvecklingen där cirka 85 procent av befolkningen är anslutna till något av de 500 kommunala reningsverken runt om i Sverige. Utöver dessa finns omkring 800 småskaliga reningsverk och cirka 1,2 miljoner invånare har enskilda avlopp (Naturvårdsverket, 2011b).

Den vanligaste metoden på de svenska reningsverken för att rena avloppsvattnet från kväve är biologisk kväverening. I den biologiska kvävereningen används mikroorganismer för att omvandla och bryta ner kväve och organiskt material (Carlsson & Hallin, 2003).

För att få en avskiljningsgrad av kväve uppemot 80 % nyttjas nitrifikation och denitrifikation, i luftade respektive oluftade zoner (figur 1). Mikroorganismerna kommer in med det inkommande avloppsvattnet och växer till i det biologiska reningssteget. Här nyttjar organismerna det organiska materialet och de näringsämnena som finns i avloppsvattnet för att växa och föröka sig. Tillsammans med det organiska materialet bildar de ett slam som klumpar ihop sig och bildar flockar. Slamflockarna avskiljs i en eftersedimenteringsbassäng innan det renade avloppsvattnet går vidare. Det är viktigt att slamflockarna har bra sedimenteringsegenskaper för bästa reningsresultat. En stor del av det avskilda slammet pumpas tillbaka in i den biologiska processen för att behålla mikroorganismerna i systemet. Slammet som pumpas tillbaka kallas returslam och slammet som tas ur processen kallas för överskottsslam. Det

mesta av det inkommande kvävet är ammonium (NH_4). Ammonium omvandlas sedan av mikroorganismerna till kvävgas (N_2) genom nitrifikation och denitrifikation.



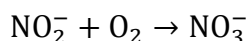
Figur 1. Processutformning biologisk kväverening, där kväve, fosfor och organiskt material avskiljs med hjälp av mikroorganismer.

2.4.1. Nitrifikation

Nitrifierande bakterier är ovanliga då de utviner sin energi ur oorganiska föreningar (autotrofa mikroorganismer) och inte som de flesta bakterier vilka använder sig av organiska föreningar (heterotrofa mikroorganismer). I den biologiska reningen på reningsverk nyttjas de nitrifierande bakteriernas egenskaper för att oxidera ammonium (NH_4) och nitrit (NO_2^-). För att nitrifierarna ska kunna utföra oxidationen krävs närvaro av syre, d.v.s. att miljön måste vara aerob. Nitrifierare har en långsam tillväxt vilket gör att det är viktigt att slammets uppehållstid i bassängen är tillräckligt lång för att bakterierna ska hinna växa till sig (Carlsson & Hallin, 2003). Nitrifikationen genomförs av två olika bakteriegrupper i två steg, tätt följda av varandra. I det första steget omvandlas ammonium till nitrat (NO_3^-) av ammonium-oxiderande bakterier (AOB):



I det andra steget omvandlar nitritoxiderande bakterier nitrit till nitrat (NOB):



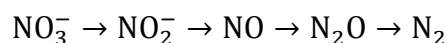
Nitrifikationen fungerar bäst vid pH 7,5–8,0. Om pH sjunker, sjunker nitrifikationshastigheten. Studier visar att vid pH 5,8–6,0 sjunker nitrifikationshastigheten med 10–20 %

jämfört med nitrifikationshastigheten vid pH 7,0 (Tchobanoglous & Burton, 2002). Andra parametrar som är betydande för en hög tillväxthastighet är god tillgång på syre och hög temperatur. Ju lägre temperaturen är desto längre tid tar tillväxten för nitrifierarna (Balmér m.fl., 2007).

Nitrifierande bakterier är känsliga för en rad olika organiska och oorganiska föreningar. Vissa föreningar verkar hämmande på bakterierna medan andra kan slå ut hela bakteriesläkten. Exempel på ämnen som är giftiga för nitrifierare är lösningsmedel, alkoholer, proteiner, cyanater och fenoler (Tchobanoglous & Burton, 2002).

2.4.2. Denitrifikation

I denitrifikationen omvandlas nitrat till kvävgas i flera steg av denitrifierande bakterier. Samtliga steg sker i en och samma bakteriecell. Dessa speciella bakterier respirerar även de med syre, men kan också respirera med hjälp av nitrat (Carlsson & Hallin, 2003).



Denitrifierande bakterier är alltså viktiga i den biologiska reningen där vattnet i de syrefria zonerna är nitratrikt. Miljön där bakterierna använder sig av nitrat istället för syre kallas anoxisk. Om den anoxiska miljön av någon anledning får för höga halter av löst syre (DO) hämmas denitrifikationen. Bakterierna använder sig då av det lösta syret istället för att andas med nitrat (Tchobanoglous & Burton, 2002). Till skillnad från nitrifierarna är denitrifierarna heterotrofa och utvinner sin energi från organiska föreningar. I det inkommande avloppsvattnet finns det ett stort utbud av olika organiska föreningar som utgör ett gott substrat för bakterierna (Balmér m.fl., 2007). Det organiska materialet utgör en kolkälla för bakterierna och är avgörande för att denitrifikationen ska kunna genomföras. Vid efterdenitrifikation så som i figur 1 förbrukas kolkällan i nitrifikationen vilket gör att extern kolkälla måste tillsättas denitrifikationen. Ett exempel på kolkälla kan vara metanol. (Tchobanoglous & Burton, 2002).

2.5. LUSTGASBILDNING VID KVÄVERENING I RENINGSVERK

I strävan att minska växthusutsläppen har studier genomförts för att mäta lustgasemissioner från reningsverk. På reningsverken är det främst under den biologiska kvävereningen som lustgas bildas och frigörs. Utöver den biologiska kvävereningen kan det också bildas lustgas vid försedimentering, eftersedimentering och slamhantering. En förutsättning för detta är dock tillgång på syre eller vid anoxiska miljöer, tillgång på nitrit eller nitrat (Kampschreur m.fl., 2009). Czepiel m.fl., (1995) har gjort mätningar som visar på att cirka 90 % av lustgasemissionerna kommer från aktivslamprocessen.

Studier främst gjorda i USA visar på att det är vid ofullständig nitrifikation och denitrifikation som lustgasen bildas. Det är dock svårt att avgöra vilka faktorer som gynnar lustgasen och hur lustgasemissionerna kan minskas. De studier som är gjorda visar väldigt spridda resultat varav vissa resultat är tvetydiga men pekar på att det främst är under denitrifikationen som lustgas bildas. Studierna visar även att lustgas bildas under nitrifikationen, då främst i övergången mellan anoxiska och aeroba zoner (Chandran, 2010).

2.5.1. Faktorer som gynnar lustgasemissioner

Lustgasemission från nitrifikationen

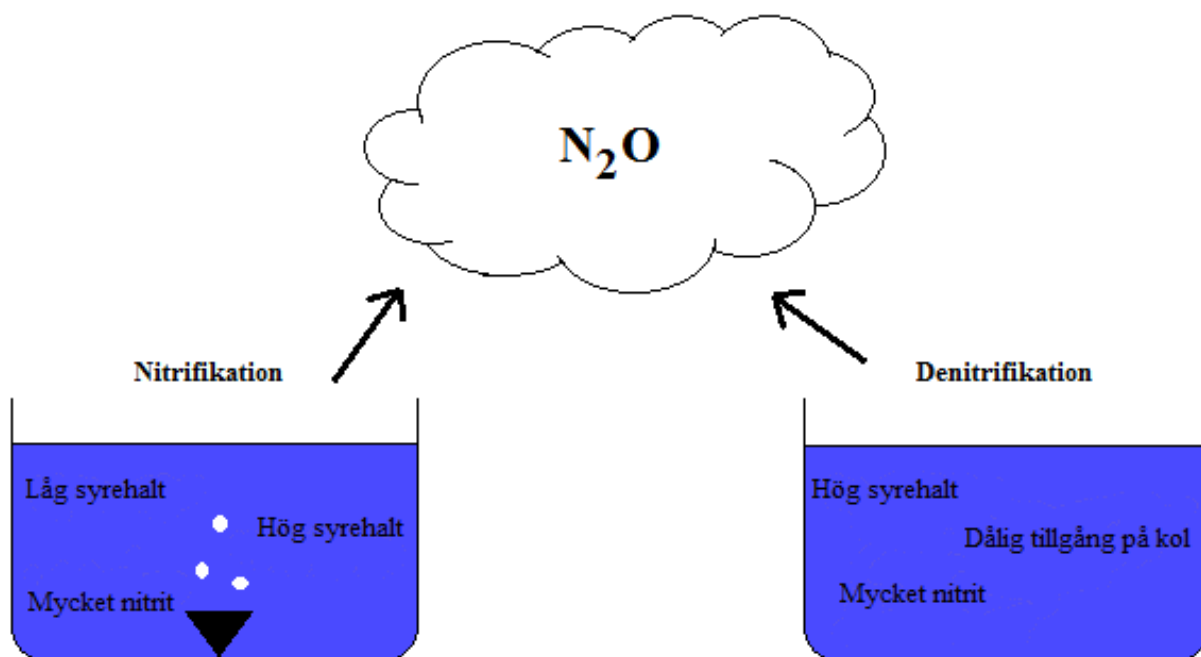
Ammoniumoxiderande bakterier (AOB) är känsliga och vid snabba, drastiska förändringar kan de börja producera lustgas. Vid brist på syre i nitrifikationsprocessen kan AOB använda sig av alternativa elektronacceptorer så som nitrit (NO_2^-), kväveoxid (N_2O_4), ammonium (NH_4^+) eller vätgas (H_2) (Kampschreur m.fl., 2009). När detta sker blir nitrifikationen ofullständig och lustgas kan bildas (Chandran, 2010).

Resultat från olika studier skiljer sig åt när det gäller vilken påverkan löst syre (DO) har på lustgasbildning i nitrifikationsprocessen. Studierna talar emot varandra då vissa studier tyder på att lustgasemissioner ökar när halten syre sjunker medan andra studier tyder på att lustgasemissioner ökar med ökad syrehalt (Chandran, 2010). En ökning av lustgasemission vid ökad syrehalt kan bero på att vid en högre syrehalt i vattnet går processen snabbare och mer nitrit bildas som i sig gynnar lustgasemission (Yu m.fl., 2010). En annan anledning till att lustgasemissionerna ökar vid ökad luftning kan bero på att strippingen av lustgas ökar (Kampschreur m.fl., 2009). Studier visar också att överdrivet höga syrehalter i nitrifikationsprocessen kan störa denitrifikationen. Det syre som inte förbrukas i nitrifikationen åker med in i denitrifikationssteget där syre gynnar lustgasemissionen (Kampschreur m.fl., 2009).

Lustgasemission från denitrifikationen

Denitrifikationsprocessen utgörs som tidigare nämnts av heterotrofa bakterier som omvandlar nitrat till kvävgas i ett antal steg. Lustgas bildas i ett av de mellanliggande stegen och vid en ofullständig denitrifikation kan processen stanna av och lustgas blir då slutprodukt (kampschreur m.fl., 2009). Även här visar tidigare studier att ökade lustgasemissioner korrelerar positivt med ökad halt syre och nitrit (Chandran, 2010). Dålig tillgång på organsikt kol är en annan faktor som visat sig bidra till ökade lustgasemissioner. Ett sätt att mäta detta är att studera förhållandet mellan inkommande mängd löst sCOD och kväve. Hanaki m.fl., (1992) gjorde studier där lustgasemission vid olika sCOD/N-kvoter (1,5, 2,5, 3,5, 4,5) studerades. De kom fram till att vid den lägsta kvoten (1,5) avgick ända upp till 10 % av inkommande kväve i form av lustgas. Itokawa et al. (2001) har gjort studier i labbskala där sCOD/N-kvoten studerats. Resultatet från den studien visar att ända upp till 20-30 % av inkommande kväve avgick i form av lustgas om kvoten understeg 3.5.

I figur 2 visas vilka faktorer som gynnar lustgasemissioner i nitrifikations- och denitrifikationsprocessen. Som tumregel kan sägas att ju bättre nitrifikation- och denitrifikationsprocessen går, desto mindre lustgas bildas.



Figur 2. Faktorer som kan gynna lustgasbildning i nitrifikation respektive denitrifikation.

2.5.2. Tidigare lustgasstudier i världen

Water Environment Research Foundation (WERF) kom 2010 ut med en samlad rapport över lustgasemissioner från 12 avloppsreningsverk, med olika utformning av aktivslamprocesser runt om i USA. Studien är den första i sitt slag i USA och enligt den finns det bara två liknande studier gjorda i Nederländerna och Australien. Även Tyskland, Spanien, Belgien och Portugal har dock påbörjat likande studier. Syftet med WERF:s rapport är att få en uppfattning om hur mycket lustgas som släpps ut vid behandling av avloppsvatten och att få en kunskap kring hur lustgasutsläppen kan minskas. WERF utvecklar också i sin rapport en gemensam metodik för insamling av utsläppsdata från avloppsreningsverk (Chandran, 2010). Tidigare har USA:s reningsverk endast använt sig av schablonmässiga värden för att beräkna utsläppen (Czepiel m.fl., 1995). Dessa var baserade på belastningen och antalet anslutna till reningsverket, vilket har visat sig missvisande och har skapat incitament för noggrannare mätningar. För reningsverk med biologisk rening uppskattades lustgasemissionerna till 7 g $\text{N}_2\text{O}/(\text{pe}\cdot\text{år})$ och 3,2 g $\text{N}_2\text{O}/(\text{pe}\cdot\text{år})$ för reningsverk utan biologisk rening (Chandran, 2010).

De studier som hittills har gjorts runt om i världen visar en stor spridning när det gäller lustgasemissioner och skiljer sig ofta från de schablonvärden som tidigare använts. Studierna visar att det finns många faktorer som påverkar lustgasemissionerna. Emissionerna skiljer sig därför mycket åt mellan olika reningsverk och olika processutformningar.

2.5.3. Tidigare lustgasstudier i Sverige

Det har gjorts några större mätningar på lustgasemissioner från reningsverk runt om i Sverige. År 1992 gjorde Stockholm Vatten på uppdrag av SKARV-projektet lustgasmätningar vid 12 olika reningsverk, varav ett var Käppalaverket. SKARV-projektet var ett projekt som tittade på dimensionering av kommunala reningsverk med kväveavskiljning, nitrifikationshämning och lustgasutsläpp. Målet med dessa mätningar var bland annat att mäta hur mycket lustgas olika stora reningsverk släpper ut och få fram samband mellan lustgasemissioner och de miljöparametrar som normalt används i reningsverk (Björlenius, 1992).

Metoden gick ut på att mäta lustgas från en specifik yta med hjälp av en huv som flöt på vattenytan. Samma IR-instrument (MIRAN 1B) användes vid dessa mätningar som vid de som gjorts i detta examensarbete.

På Käppalaverket mättes lustgasavgången både från huven men även i ventilationen. År 1992 var inte verket utbyggt och bestod då av sex parallella block istället för elva som det gör idag (se avsnitt 3.6). Lustgasemissionerna i ventilationen uppmättes till 9,7 kg/dygn, vilket skulle motsvara uppsläpp på cirka 3,5 ton $\text{N}_2\text{O}/\text{år}$. Omräknat till personekvivalenter motsvarar utsläppen år 1992 8,2 g $\text{N}_2\text{O}/(\text{pe}\cdot\text{år})$. De uppmätta emissionerna från en specifik yta med hjälp av huven låg mellan 8-10 kg $\text{N}_2\text{O}/\text{dygn}$ (Björlenius, 1992).

År 2010 gjordes mätningar av växthusgaser, däribland lustgas från reningsverken Henriksdal och Bromma i Stockholm. Mätningarna utfördes av Stockholm Vatten. Även här gjordes mätningarna vid bassängytor och i ventilation med hjälp av IR-instrumentet MIRAN (Björlenius, 2010).

De totala utsläppen av lustgas från Henriksdals reningsverk uppmättes år 2010 till 8 ton N_2O /år, vilket motsvarar 10 g N_2O /(pe·år). Från Bromma reningsverk uppmättes 15 ton N_2O /år vilket omräknat till personekvivalenter motsvarar 88 g N_2O /(pe·år). Mätningarna gjordes på flera ställen på reningsverken, men vid både Henriksdal och Bromma reningsverk kunde lustgas bara detekteras i frånluften från den biologiska kvävereningen (Björlenius, 2010).

Det har även gjorts studier på lustgasemission från rejektivattenbehandling. Studien utfördes i början av 2010 på Sjölanda reningsverk i Malmö. Behandlingen av rejektivattnet sker i en separat aktivslamprocess, en så kallad SBR-reaktor där enbart nitrifikation nyttjas. Mätningarna visade att 3,8 % av inkommande halt ammonium avgick i form av lustgas. De samband som påträffades var att lustgasemissionen ökade med en hög ammonium-oxidationshastighet. Studien visade även att höga lustgasemissioner korrelerade med lång anoxisk tid, dvs. den icke syresatta tiden (Gustavsson & la Cour Jansen, 2011).

2.6. KÄPPALAVERKET

Käppalaverket är Sveriges tredje största reningsverk och ligger på Lidingö. Käppalaverket drivs av Käppalaförbundet som består av elva kommuner norr och öster om Stockholm. Kommunerna är Danderyd, Lidingö, Nacka, Sigtuna, Sollentuna, Solna, Täby, Upplands-Bro, Upplands-Väsby, Vallentuna och Värmdö. Reningsverket byggdes tillsammans med ett tunnelsystem under åren 1958-1969 för att rena avloppsvattnet från nio kommuner. På 90-talet byggdes verket ut för att ha kapacitet att möta en ökande befolkningensmängd. Verket har kapacitet att rena vatten från 700 000 pe. Idag har Käppalaverket cirka 440 000 personer anslutna. Antal personekvivalenter anslutna omräknat i BOD_7 motsvarar 540 000 pe.

2.6.1. Reningsprocessen

Det 65 mil långa tunnelsystem som leder vattnet från medlemskommunerna till Käppalaverket är byggt så att vattnet kan rinna med självfall. På tre ställen i tunneln behövs hjälp av pumpar för att lyfta vattnet. Avloppsvattnet renas från kväve, fosfor och organiskt material i ett antal olika reningssteg. Det första steget är en mekanisk rening. Här passerar avloppsvattnet genom tio silgaller som avskiljer större partiklar som exempelvis papper, trasor och tops. Renset förflyttas sedan med hjälp av transportskruvar vartefter det mals och beskickas till en av Käppalas två rötammare. Efter silgallren leds vattnet till en förluftning där vattnet luftas för att driva bort svavelväte. Därefter leds vattnet vidare till fyra luftade sandfång. Partiklar med

lägre densitet hålls i rörelse medan de med en högre densitet, exempelvis sand och kaffesump, sedimenterar. Sanden avvattnas och mellanlagras i slutna containrar innan den transporteras till deponi. Efter sandfånget fördelas vattnet på elva linjer, för att först passera försedimentering och sedan vidare till den biologiska reningen.

Reningsverket är uppdelat i två delar, en äldre del som består av linje 1-6 och den nya delen som består av linje 7-11. I försedimenteringen avlägsnas material genom sedimentation. Det material som sedimenterats, skrapas med slamskrapor ner i slamfickor för förtjockning och pumpas därefter vidare till rötkammare för rötning.

Den biologiska reningen i den gamla delen sker i en aktivslamprocess som är utformad enligt UCT-modellen (se avsnitt 2.6.2) där kväve, fosfor och BOD avlägsnas på biologisk väg. I den nya delen avskiljs fosfor på kemisk väg genom simultanfällning med tvåvärt järn som fällningskemikalie. Vid simultanfällning sker kemikalietillsatsen i den biologiska processen, till skillnad från exempelvis en förfällning som sker innan den biologiska processen. Efter varje linje följer en eftersedimentering för att avskilja vattnet från det bildade slammet. Det biologiska slammet sjunker till botten och skrapas ner i slamfickor. Större delen av slammet pumpas tillbaka in i den biologiska reningen för att tillgodose processen med en tillräckligt hög slamhalt. Den slammängd som inte recirkuleras, överskottslammet, pumpas till slambehandling för förtjockning och rötning.

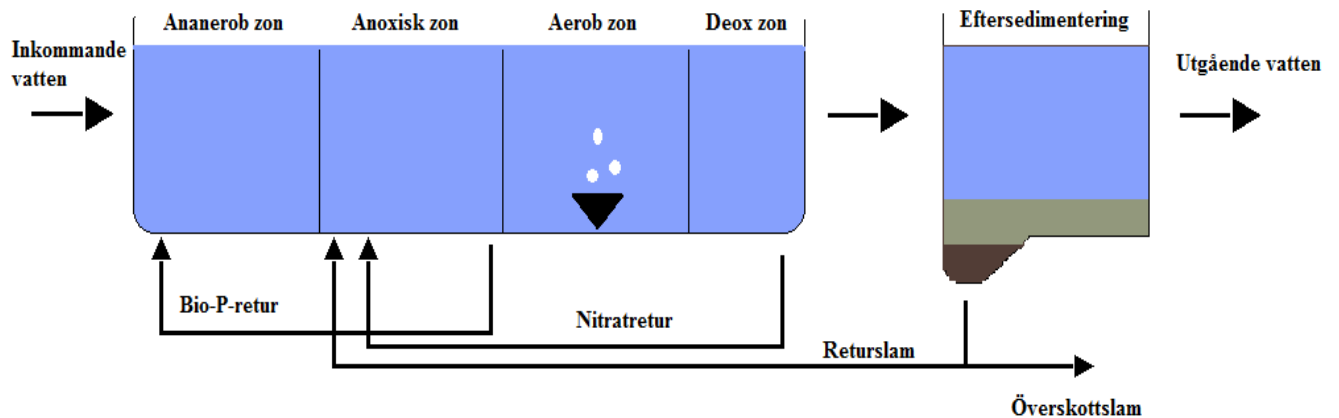
Det sista steget i reningen är trettio sandfilter. Vattnet filtreras och de partiklar som fortfarande finns kvar i vattnet fastnar i filtret. För att förhindra igensättning av filtren backspolas dessa med vatten och luft med jämna mellanrum. Vid höga fosforhalter finns det även möjlighet att göra en extra fällning med järn innan det renade avloppsvattnet släpps ut i Saltsjön.

Biogasen som bildas vid rötning av rens, primärslam och bioslam uppgraderas till fordonsgas i en vattenskrubberanläggning. Fordonsgasen leds därefter via pipeline till tankstationer för lokaltrafiken i Stockholm. Det rötade slammet avvattnas med en kemisk konditioneringsmetod (*Thunberg, 2010*) följt av mekanisk avvattnings innan det sprids som växtnäring inom jordbruket.

2.6.2. UCT-modellen

UCT-modellen är framtagen i Sydafrika (University of Capetown) och är utvecklad för att en kombinerad kväve- och fosforrening ska fungera. Det som skiljer UCT-modellen från en vanlig aktivslamprocess med fördenitrifikation är att det innan den anoxa zonen finns en anaerob zon (figur 3), för att erhålla en fosforreduktion med så kallade Bio-P bakterier. Vid syreunderskott kan de fosforreducerande bakterierna använda nitrat som elektron-acceptor istället för syre vilket stör processen. Det nitratrika returslammet pumpas därför från eftersedimenteringen till den anoxa zonen för att inte störa den biologiska fosforreduktionen. Vatten tas istället i slutet av den anoxa zonen och pumpas till den anaeroba för att återföra ett

så nitratfattigt slam som möjligt (Borglund, 2003). Varje linje avslutas med en deoxzon. Här avluftas vattnet, dels för att frigöra gaser som bildats under den biologiska processen som annars kan försämra sjukegenskaperna hos slammet i eftersedimenteringen, dels för att det nitratrika vatten som returneras till den anoxiska zonen ska innehålla så lite syre som möjligt.



Figur 3. Processutformning av UTC-modellen, med en kombinerad kväve- och fosforrening.

2.7. REGLERSTRATEGIER FÖR LUFTNING I BIOSTEGET

I den biologiska vattenreningen används olika reglerstrategier för att få en effektiv biologisk rening. För att åstadkomma detta krävs att luftflödet i de zonerna där nitrifikationen sker kan regleras. Tillgången på syre är avgörande för att de nitrifierande bakterierna ska kunna oxidera ammonium till nitrat. Därför är det viktigt att det finns tillräckligt med syre i nitrifikationsprocessen så mikroorganismerna kan genomföra oxidationen. Men att tillföra syre till processen är energikrävande och kostsamt. Målet är därför att reglera processen så att mikroorganismerna får tillräckligt med syre samtidigt som energiåtgången är låg.

2.7.1. Ammoniumåterkoppling

Under hösten 2006 gjorde Andreas Thunberg försök på Käppalaverket genom att styra processen genom återkoppling från utgående ammoniumhalt. Detta styrsätt visade sig vara effektivt, både i renings- och energisyfte (Thunberg, 2007). Regleringen styrs genom att hålla utgående ammoniumhalt vid ett bestämt börvärde och låta syrehalterna variera. Börvärdet är det önskade värde som den utgående ammoniumhalten ska hålla. Börvärdet ställs in av processansvarig (Carlsson och Hallin, 2003).

2.7.2. Konstanta syrehalter

Strategin med konstanta syrehalter går ut på att hålla syrehalterna i de nitrifierande zonerna konstanta och istället låta den utgående ammoniumhalten variera. Principen är att under perioder med hög belastning släppa ut mer ammonium, men att sedan ta igen det under de perioder då inkommande belastning är låg. Styrningen kontrollerar därmed medelvärdet på den utgående ammoniumhalten under en längre tid. Denna reglerstrategi har visat sig minska luftflödena med upp till 15 % jämfört med ammoniumåterkopplingsstrategin. Nackdelen med strategin är att den är instabilare än exempelvis strategin med ammoniumåterkoppling (Nordenborg, 2011).

3. MATERIAL OCH METOD

Mätningen av lustgasemission från ett av de biologiska kvävereningsblocken på Käppalaverket gjordes i ventilationen. De var från början även planerat att mäta löst lustgas i vattenfasen men på grund av mättekniska problem kunde inte den typen av mätning genomföras. Därför kommer här störst vikt läggas på beskrivning av ventilationsmätningen. De mätinstrument som använts under lustgasmätningarna visas i tabell 1.

För att kunna göra mätningar av lustgas har IVL bistått med mätutrustning. Mätutrustningen och metoden för hur lustgas skulle mätas är baserat på de tidigare studier som tidigare gjorts, bland annat i USA.

Tabell 1. Mätinstrumenten som användes vid lustgasmätningarna på Käppalaverket.

Mätinstrument	Fabrikat	Funktion	Mätteknik	Dataprogram
MIRAN 1B2	Foxboro	Gaser i luft	IR	EasyView
Nitrous Oxide sensor	Unisense	Löst lustgas i vatten	Microsensor	Unisense
Varion 700 IQ	WTW	Kombinationssensor NH ₄ och NO ₃ i vatten	Jonselektiv	EasyView
FDO 700 IQ	WTW	DO i vatten	Optisk	EastView

Under mätningarna togs dygnsprover på inkommande och utgående vatten från BB11 (figur 4). De parametrar som analyserades var Tot-N, NH₄, NO₃, löst COD och Tot-COD. Proverna analyserades på Käppalas laboratorium. I tabell 2 visas de metoder som användes vid analyserna. Inkommande flöde till BB11, temperatur, slamhalt, luftflöde, DO, utgående NH₄ och NO₃ mättes med onlinemätare kopplade till Käppalas styrsystem och är flödes proportionella.

Tabell 2. Tabell över vilken metod som använts vid respektive analys.

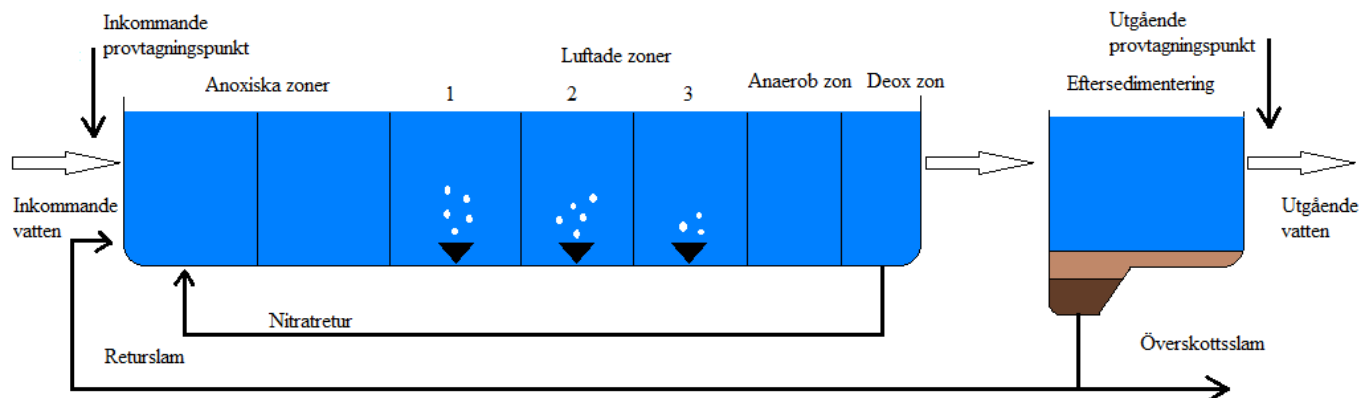
Analys	Metod	KRUT-kod	Mätområde [mg/l]
COD	Lange	CODCR-NL	25-1000
NO _{2,3} -N	ISO 13395 G-287-2 rev 3	NO23N-DA	1-15
NH ₄ -N	ISO/DSI 11732 G-102-93 rev 4	NH4N-DB	1-30
Tot - N	LCK 138 LCK 338	NTOT-LANGE	1-60

Mätningarna gjordes i ett av de biologiska blocken i den nya delen på Käppalaverket (BB11), under vintern 2011/2012. Datumen för respektive reglerstrategi redovisas i tabell 3, där konstanta syrehalter kördes i två veckor, ammoniumåterkoppling i en vecka och stressförsök under totalt fyra dygn.

Tabell 3. Datum då mätningarna på Käppalaverket genomfördes.

	Datum:
Konstanta syrehalter (mätperiod 1+2)	28/11 – 11/12 2011
NH₄-återkoppling (mätperiod 3)	13/12 – 19/12 2011
Stressförsök	27/12 – 29/12 2011, 9/1 2012

BB11 består av sju zoner. Under försökens gång var tre zoner oluftade (anaeroba), tre luftade och en zon deox (figur 4). Det sitter syregivare i de luftade zonerna vilket gör det möjligt att styra syrehalten individuellt till varje zon. När reglerstrategin med konstanta syrehalter kördes ställdes det valda syrebörvärdet in till luftad zon 1 och 2. Zon 3 hade samma börvärde under försöksperioden, 1 mg/l.



Figur 4. Zonuppdelning BB11 under försökens gång.

3.1. LUSTGASMÄTNING I VENTILATIONSSYSTEMET

Lustgasmätningarna i ventilationssystemet utfördes i ventilationstrumman som hör till BB11. Tilluften kommer från efterföljande sedimentering (ES11), passerar BB11 och släpps sedan ut genom den 149,5 m höga skorstenen. På vardagar, mellan klockan 16.30–07.00 och på helger går ventilationen på sparläge vilket gör att luftflödet går ner med ungefär 40 % jämfört med luftflödet under dagtid, på vardagar. För att veta luftflödet i ventilationen gjordes flödesmätningar under ett dygn, av Per Fjällström på IVL. Ett luftflöde på 30 500 m³/h uppmättes dagtid. På kvällar och helger sjönk flödet till 18 000 m³/h. Luftflödet i ventilationen behövdes för att kunna räkna om lustgashalten som instrumentet visade ett massflöde.

Vid mätningarna användes ett IR-instrument av märket MIRAN 1B2. Instrumentet mäter koncentrationen lustgas i enheten parts per million (ppm). Luft togs från ventilationen via en plastslang med diametern 6 mm och pumpades med en luftpump in i mätinstrumentet. Luften passerade först ett fuktfilter som bestod av silikagel för att ta bort eventuell fukt som kan vara skadlig för instrumentet. Filtret byttes ut varannan dag.

Mätinstrumentet var fabrikskalibrerat och behövde enligt tillverkaren inte kalibreras under mätningarnas gång. Datavärdena på lustgashalten loggades varje minut och sparades i dataprogrammet EasyView.

Under perioden januari-februari 2012 fortsatte IVL mätningarna på Käppalaverket. Mätningarna med MIRAN 1B2 gjordes då parallellt med ett liknande instrument. Det uppdagades då

att MIRAN 1B2 underskattade värdena med 28 % . Det går inte att svara på om de mätningar som gjordes under hösten 2011 också har en felfaktor på 1,28. Det kan alltså vara så att lustgasemissionerna som presenteras i denna rapport är något lägre än vad de verkliga lustgasemissionerna under perioden var. Eftersom det främst har studerats förändringar och samband så har det ingen större betydelse för de resultat som presenterats i denna rapport.

Under den första mätperioden, 28 november till den 11 december stämde inte displayen på MIRAN 1B2 överens med värdena som loggades i datorn. En korregeringskurva för detta fel gjordes manuellt och värdena har i efterhand korrigerats efter denna kurva (se bilaga 1). I perioder under mätomgången var halten lustgas så låg att det efter korrigeringen blev några perioder med negativa mätvärden. De negativa värdena tolkades som om det inte fanns någon lustgas i ventilationen under dessa perioder och ändrades till noll.

De dygnsprover som togs på inkommande och utgående processparametrar presenteras som dygnsmedelvärden. Mätdygnet räknas från kl. 09.00 och ett dygn framåt. Under de tre helger som mätningar gjordes har ett helgmedelvärde räknats fram. Helgmedelvärdena är beräknade från fredag kl. 09.00 till måndag kl. 09.00.

3.1.1. Lustgasmätning under två olika reglerstrategier

I de tidigare undersökningarna som studerades inför detta försök finns resultat som tyder på att lustgashalten kan bero av hur luftningen till bassängerna styrs (se avsnitt 2.5). Därför valdes att studera lustgasavgångens variation under två olika reglerstrategier, ammoniumåterkoppling och konstanta syrehalter (se avsnitt 2.7). Den reglerstrategi som skulle undersökas ställdes in i styrsystemet. Det var planerat att mäta under en veckas tid per strategi, men under den första veckan med konstanta syrehalter uppstod en del processstörningar i form av höga flöden och låga temperaturer, varpå försöket med konstanta syrehalter utökades ytterligare en vecka. På grund av detta kördes konstanta syrehalter under två veckor och ammoniumåterkoppling under en vecka.

För att i efterhand kunna jämföra de båda reglerstrategierna på bästa sätt var önskemålet att uppnå samma reningsresultat under de båda strategierna. Tanken var att veckomedelvärdet på utgående ammoniumhalt under reglerstrategin med konstanta syrehalter skulle bestämma ammoniumbörvärde under reglerstrategin med ammoniumåterkoppling. De processstörningar som inträffade under de två första veckorna medförde dock att medelammoniumhalten ut från BB11 låg på 3,4 mg/l. Då den utgående ammoniumhalten blev hög valdes ett lägre börvärde, 1 mg/l, vid ammoniumåterkopplingsstrategin. Störningar i processen inträffade även här vilket ledde till att ammoniumhalten ut från BB11 låg på 3 mg/l.

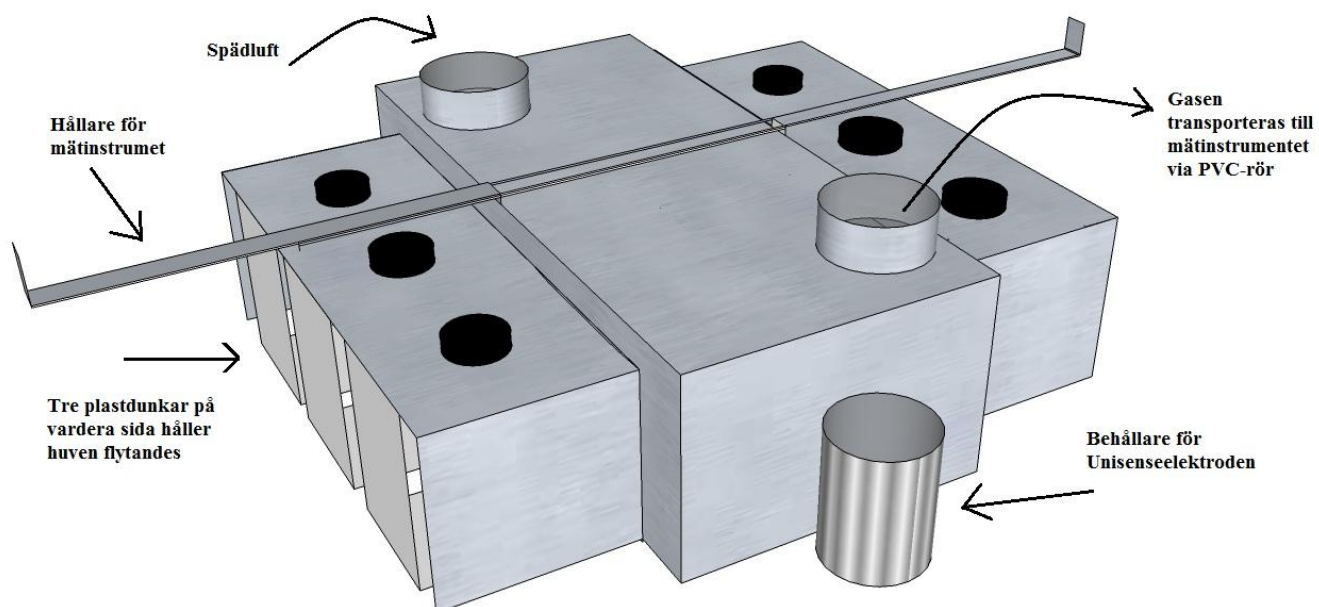
3.1.2. Lustgasmätningar vid höga respektive låga syrehalter

I ett försök utfördes ett stresstest med syfte att stressa processen och se hur lustgas-emissionerna påverkades vid olika syrehalter i de aeroba zonerna. Under tre dygn varierades syrehalten mellan 2,0 mg/l och 0,5 mg/l. Första dygnet sattes syrehalten till 2,0 mg/l, andra dygnet sattes halten till 1,0 mg/l och sista dygnet sattes väldigt låga syrehalter, 0,5 mg/l. Som tidigare nämnts visar andra studier att lustgasproduktionen tenderar att öka när mikroorganismerna inte får tillräcklig med syre i de luftade zonerna. Mätningar gjordes för att jämföra lustgasemissionerna när mikroorganismerna först fick leva i en syrerik miljö och sedan i en miljö med väldigt lite tillgängligt syre.

Ett sista försök gjordes där syrehalterna ändrades kraftigt med tvåtimmarsintervaller under tio timmar, dagtid. Syrehalten sattes till 0,5 mg/l respektive 2,5 mg/l. Syftet med försöket var att stressa mikroorganismerna och se hur de påverkades av de extrema växlingarna mellan låga och höga syrehalter. Försöken gjordes utan att ta hänsyn till om kvalitén på reningen försämrades.

3.2. LUSTGASMÄTNING MED HUV

Som tidigare nämnt kunde inte denna mätning genomföras. Metoden hann dock testas innan det visade sig att instrumentet inte kunde detektera de låga halter lustgas som fanns i vattenfasen. Här presenteras metoden som skulle använts för att mäta lustgasavgången från en specifik yta och samtidigt mäta halten lustgas i vattenfasen. Till hjälp byggde IVL en huv (figur 4) i rostfritt stål med en area på 0,8 m². Huven hålls flytande genom sex plastdunkar. Luften som fångades upp under huven leddes genom pvc-rör till MIRAN 1B2 lustgasmätare. Värdena loggades och sparades i data-programmet EasyView. På huven hängdes en Unisense lustgasmätare som mäter lustgas i vattnet. Dessa värden loggades direkt i tillhörande dataprogram Unisense. För att kunna undersöka vad lustgasbildningen kan bero av mättes även ammonium, nitrat och syrehalt online i anslutning till huven. Även dessa värden loggades och sparades i EasyView.



Figur 5. Ritning över hur huven som användes vid mätningar från en specifik yta av bassängen. På kortsidorna hängdes NH_4 , NO_3 och O_2 -sensorerna. Framtill gjordes en behållare där Unisenseelektroden kunde placeras.

4. RESULTAT

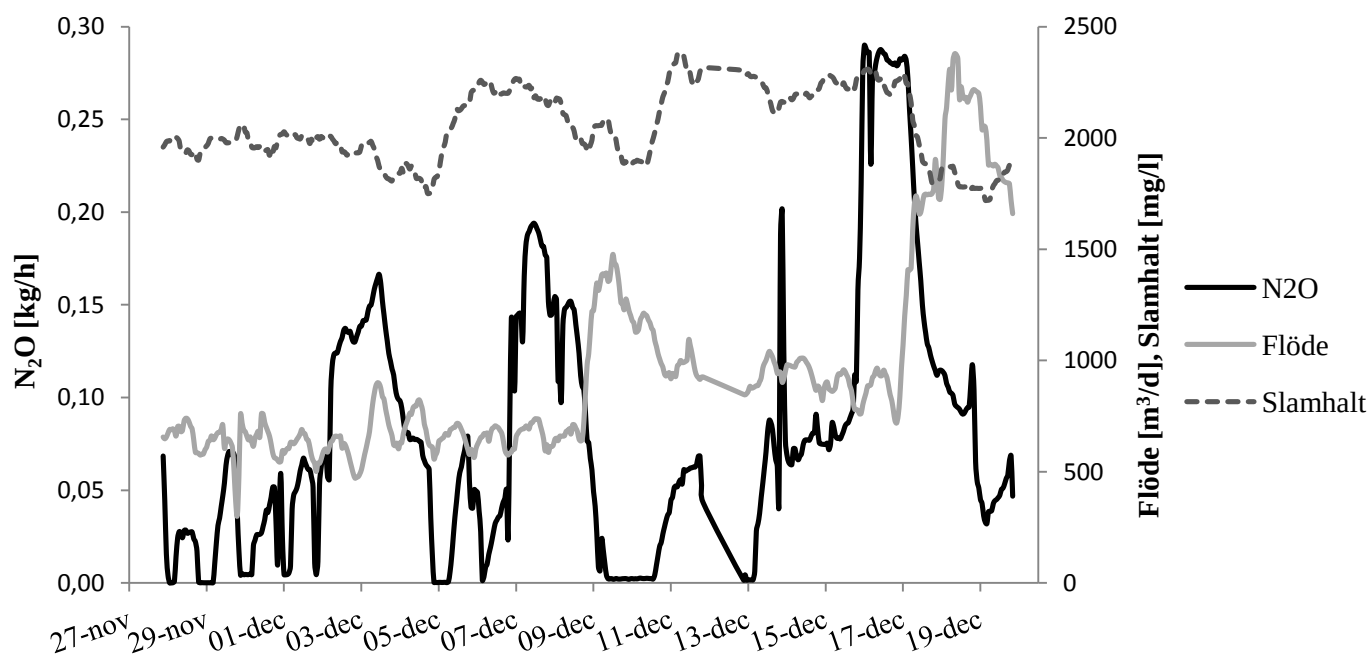
4.1. LUSTGASMÄTNING I VENTILATIONSSYSTEMET

4.1.1. Totalt lustgasutsläpp från Käppalaverkets biologiska reningsprocess

Den totala lustgasemission som Käppalaverket släpper ut har beräknats för mätperioden 28 november till den 19 december 2011. Det totala lustgasutsläppet baserades på båda luftningsstrategierna, de två veckorna med konstanta syrehalter och veckan med ammoniumåterkoppling som uppmättes i BB11. Det totala utsläppet av lustgas från Käppalaverkets biologiska reningsprocess beräknades från mätningarna till 5,5 ton N_2O /år, vilket motsvarar 10,7 g N_2O /(pe·år). Av inkommande mängd kväve avgick 0,3 % i form av lustgas.

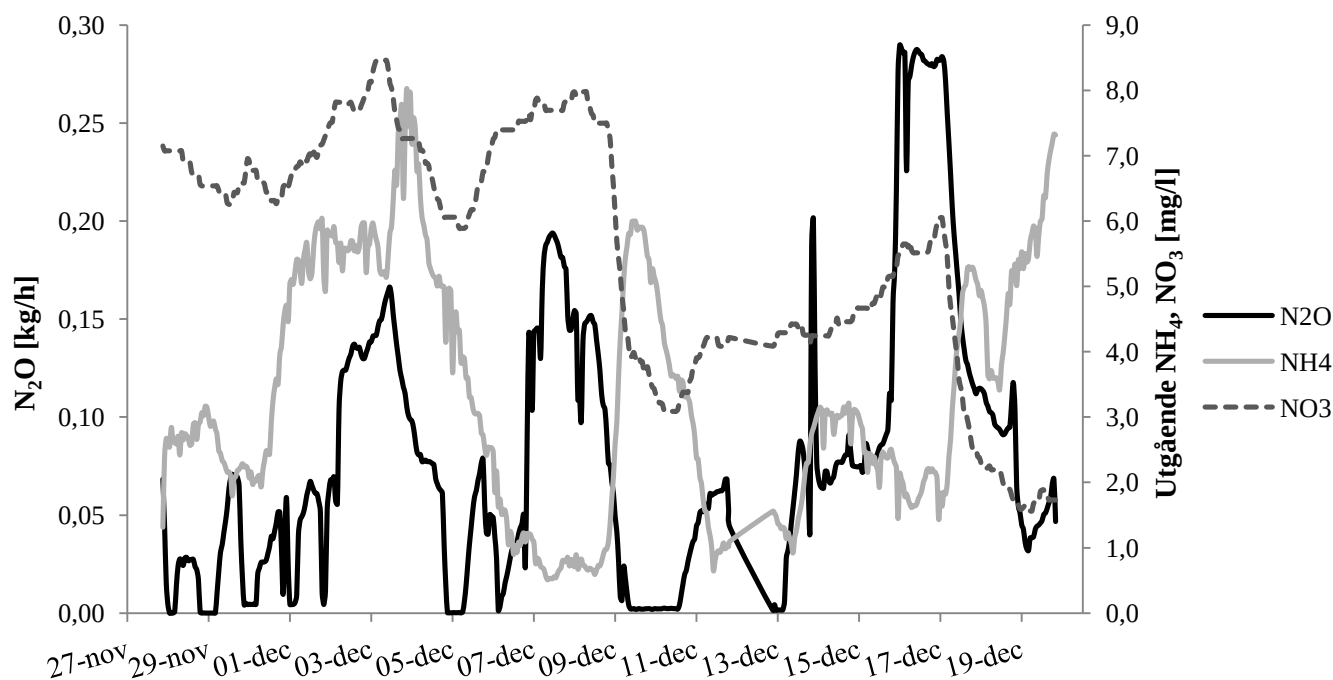
4.1.2. Lustgasemission från BB11

Lustgasemissionen, inkommande vattenflöde till BB11 och slamhaltens variation kan följas under de tre veckorna som mätningen pågick. Lustgasemissionen varierade mellan 0 och 290 g/h under de tre veckorna. På eftermiddagen den 17 december ökade det inkommande flödet kraftigt på grund av plusgrader och regn. I och med det kraftiga flödet förflyttades initialt delar av bioslammet till eftersedimenteringarna med sänkta slamhalter som följd. En sådan händelse kan påverka processen negativt (figur 6).



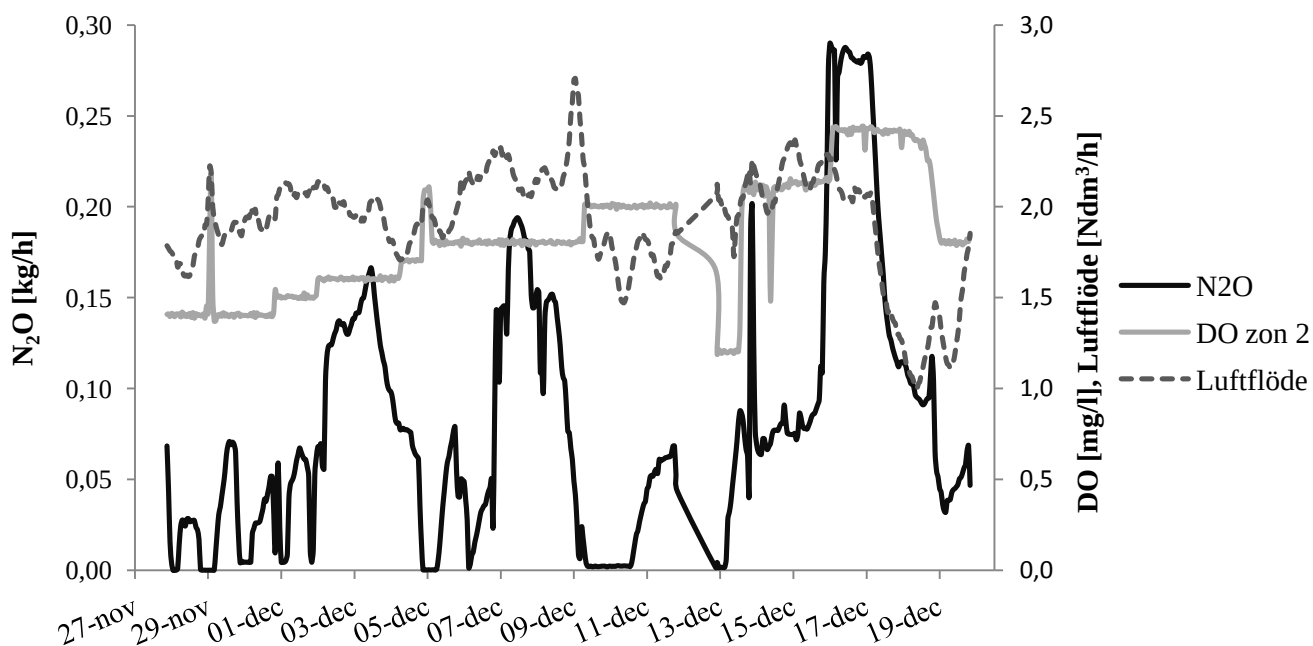
Figur 6. Lustgasflöde [kg/h], inkommande flöde [m^3/h] och slamhalt [mg/l] under de tre veckorna som mätningarna gjordes.

Utgående ammonium- och nitrathalt från BB11 varierade under mätningarnas gång, beroende på inkommande belastning, vilken reglerstrategi som användes och hur bra processen gick. I figur 7 visas lustgasemissionen, utgående halt av ammonium och nitrat. Mätvärdena presenteras som timmedelvärden.



Figur 7. Lustgasflöde [kg/h] och utgående halter NH_4 och NO_3 [mg/l], under hela mätperioden med konstanta syrehalter och ammoniumåterkoppling.

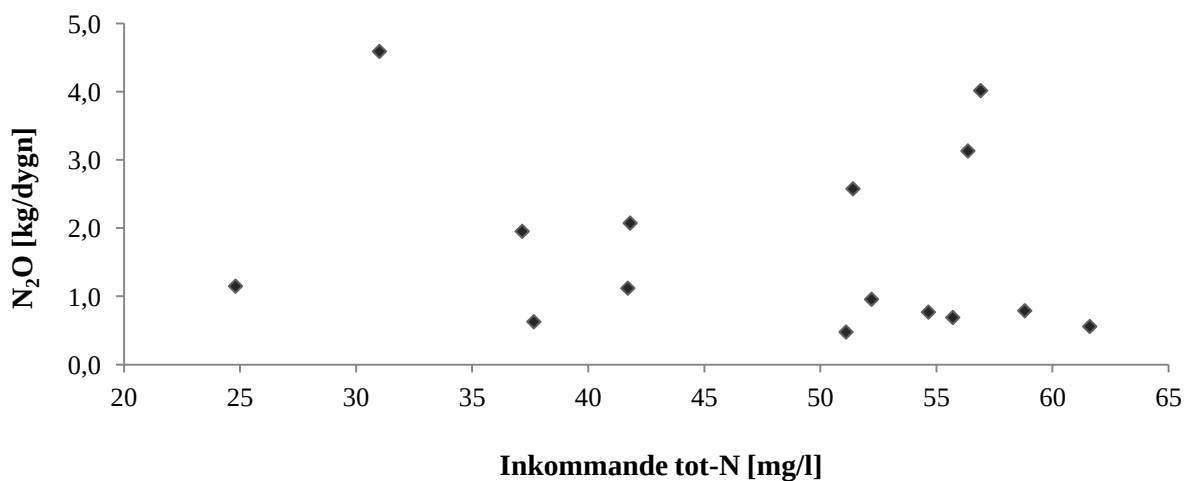
I figur 8 visas hur lustgasemission, syrehalt i zon 2 och totalt luftflöde till de tre luftade zonerna varierade under de tre mätveckorna. Syrehalten var relativt konstant vid regleringen med konstanta syrehalter som sig bör, och ökade sedan något under ammoniumåterkoppling. En större variation i syrehalt under ammoniumåterkoppling hade önskats. Att så inte var fallet beror till stor del på att försöken stördes av höga vattenflöden och låga temperaturer till följd av plusgrader och regn. Syrehalten under regleringen med konstanta syrehalter valdes först till 1,5 mg/l, men ökades sedan successivt till 1,7 mg/l då inkommande belastning ökade.



Figur 8. Lustgasflöde [kg/h], DO [mg/l] och det totala luftflödet [Ndm³/h] till BB11 under tre veckors mätningar.

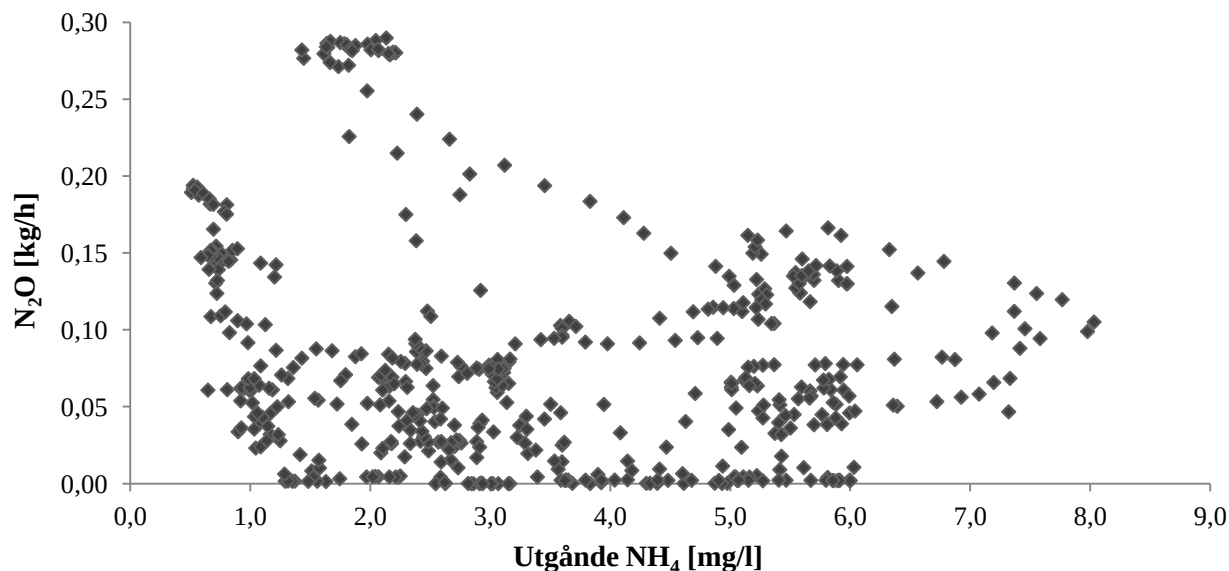
Korrelationer mellan lustgas och olika parametrar

Det var svårt att urskilja någon direkt korrelation mellan lustgasemission och inkommande kväve då spridningen vid samma belastning var stor (figur 9). Den stora spridningen mellan mätpunkter kan sammanfalla med att andra faktorer störde processen, exempelvis den punkten vid en kvävehalt på 30 mg/l. Mätvärden presenteras som medelflöden per dygn där inkommande halt kväve analyserats på Käppalas laboratorium från de dygnsprover som togs under mätperioden.



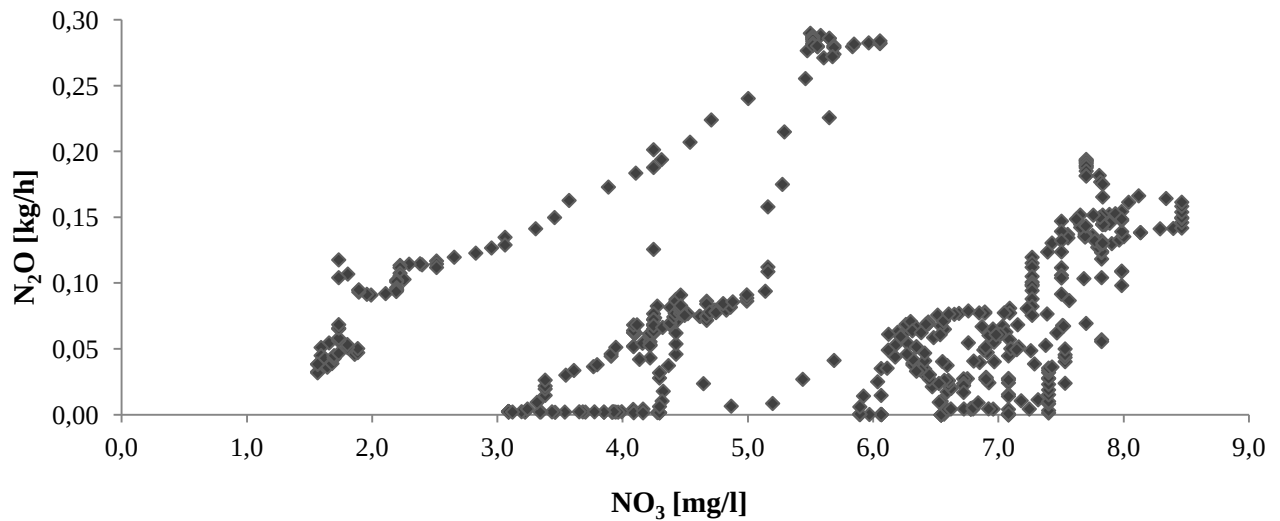
Figur 9. Lustgasflöde [kg/dygn] som funktion av inkommande totalkväve [mg/l].

Ingen direkt korrelation mellan lustgasemission och utgående ammonium sågs (figur 10). Spridningen var dock stor vid samma ammoniumhalt och en del outliers ökade med en minskande utgående halt ammonium. Resultatet presenteras som timmedelvärden där utgående ammoniumhalt från BB11 kontinuerligt loggades i Käppalas styrsystem.



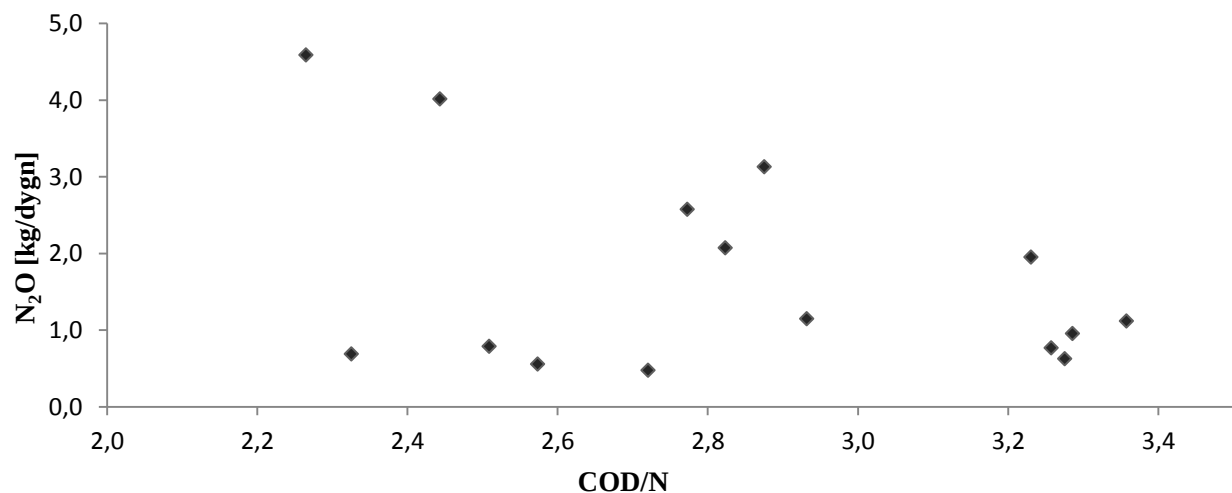
Figur 10. Lustgasflöde [kg/h] som funktion av utgående halt NH_4 [mg/l].

Det fanns en viss tendens till korrelation mellan en ökande halt utgående nitrat och en ökande lustgasemission (figur 11). I figuren ses tre tydliga perioder som visar sig stämma bra överens med de nitrat- och lustgastoppar som går att se i figur 6. Resultatet presenteras som timmedelvärden där utgående nitrathalt från BB11 kontinuerligt loggades i Käppalas styrsystem.



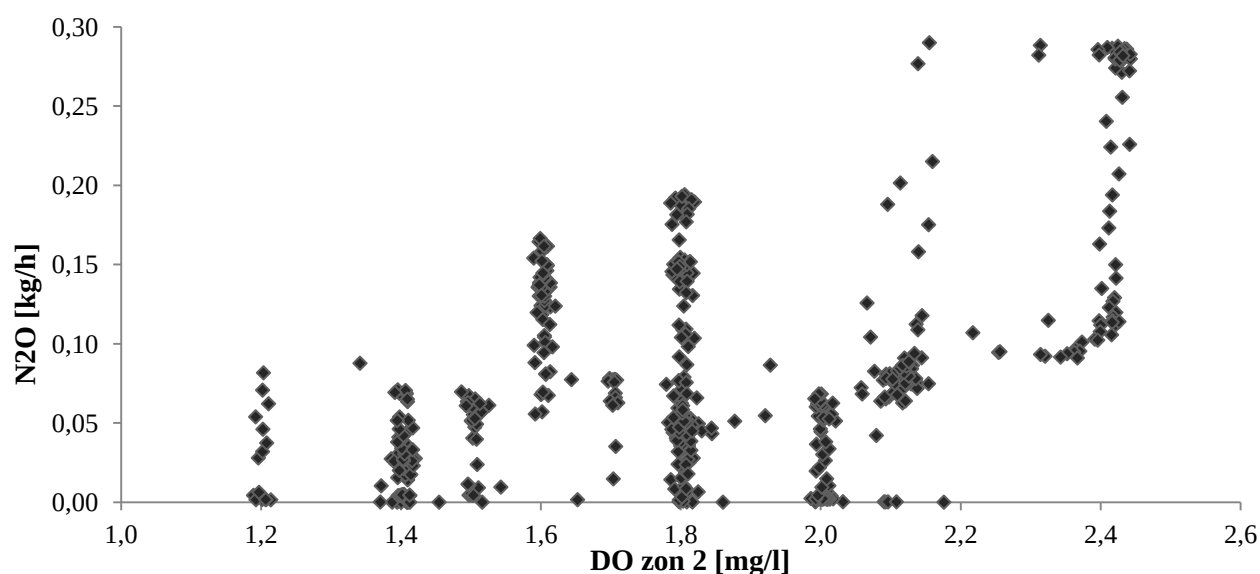
Figur 11. Lustgasflöde [kg/h] som funktion av utgående halt NO_3 [mg/l].

Tidigare studier har visat att lustgasemissionen ökar då förhållandet mellan inkommande COD och kväve minskar. Resultatet från försöken antyder detta (figur 12). Men som i tidigare figurer var spridningen på lustgasemission stor då förhållandet mellan COD/N var samma. Resultatet presenteras som dygnsmedelvärden, där halten COD och kväve kommer från de dygnsprover som analyserades i Käppalas laboratorium.



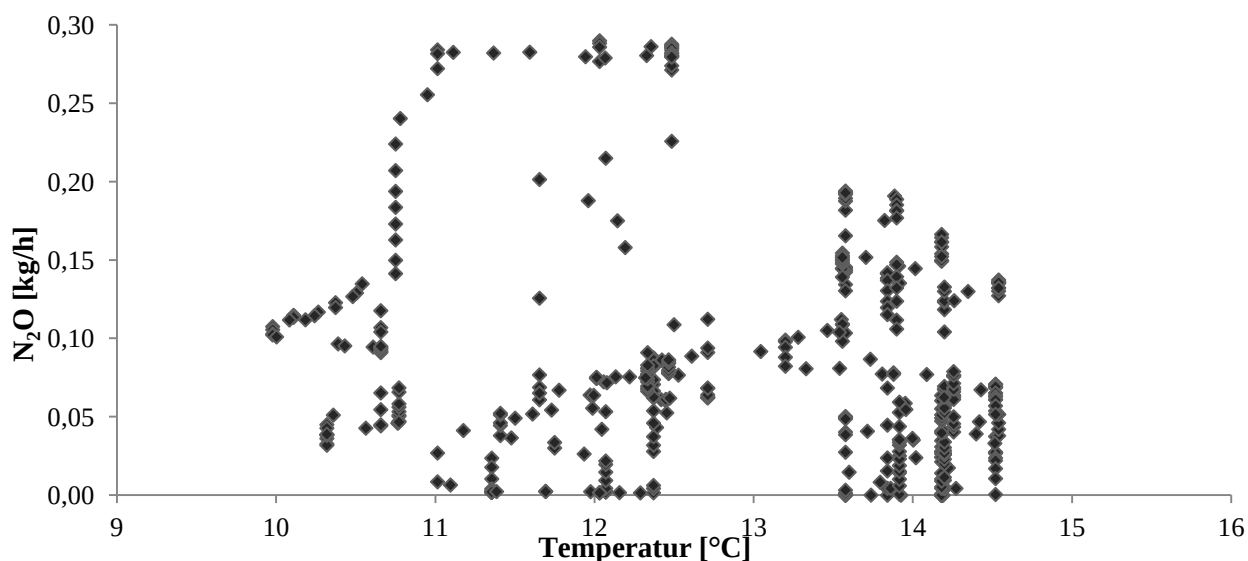
Figur 12. Lustgasflöde [kg/dygn] som funktion av förhållandet mellan COD/N. Data är baserat på de dygnsprover som analyserades på Käppalas laboratorium.

Lustgasemission som funktion av syrehalten i zon 2 visas i figur 13. En tydlig korrelation mellan ökad halt syre och ökat lustgasflöde kunde urskiljas. Förhållandet mellan lustgasemission och syrehalt i zon 1 liknade förhållandet mellan lustgasflöde och syrehalt i zon 2. Därför valdes att bara presentera resultatet från en zon. Totalt var det tre luftade zoner, varav den tredje zonens syrehalt hölls konstant på 1 mg/l. Data presenteras som timmedelflöden, där syrehalten kontinuerligt loggades i Käppalas styrsystem.



Figur 13. Lustgasflöde [kg/h] som funktion av DO i zon 2 [mg/l] under försöksperioden. DO presenteras som timmedelvärden och loggades i Käppalas styrsystem.

Lustgasemissionen tenderar att öka något i och med att den inkommande vattentemperaturen sjönk från runt 14 grader till 11-12 grader (figur 14). Spridningen var stor för samma temperaturer vilket dock gjorde det svårt att se något konkret samband. Resultatet presenteras som timmedelvärden, där den inkommande vattentemperaturen kontinuerligt loggades i styrsystemet.

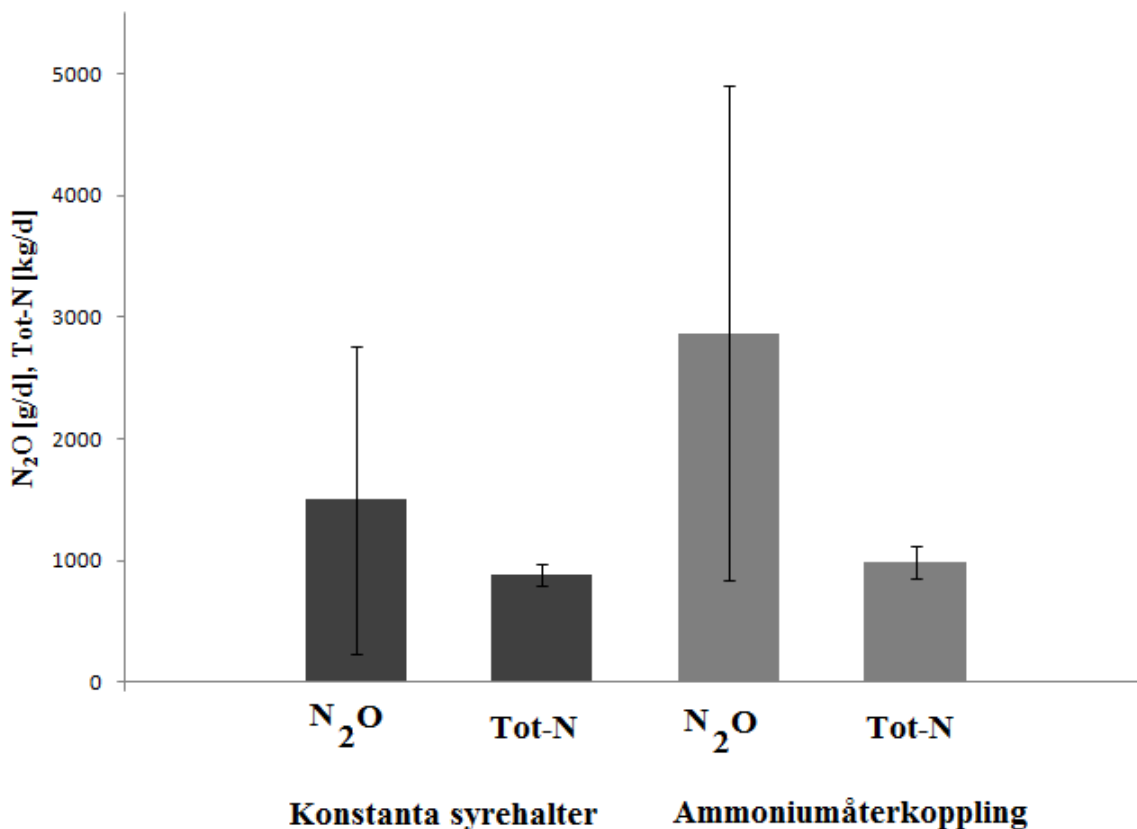


Figur 14. Lustgasflöde [kg/h] som funktion av inkommande vattentemperatur [°C]. Resultatet presenteras som timmedelvärden.

4.1.3. Jämförelse mellan konstanta syrehalter och ammoniumåterkoppling

Ett syfte med försöken var att jämföra två luftningsstrategier, konstanta syrehalter och ammoniumåterkoppling. Under försökets gång inträffade processtörningar i form av höga vattenflöden och låga vattentemperaturer. Detta ledde till att försöket att jämföra de två luftningsstrategierna påverkades negativt. Men resultatet visar ändå att det är något som skiljer vecka 1+2 och vecka 3 åt, under den period som försöket pågick som kan vara värt att studeras närmare. Perioderna presenteras nedan som de olika reglerstrategierna men slutsatser bör göras med försiktighet.

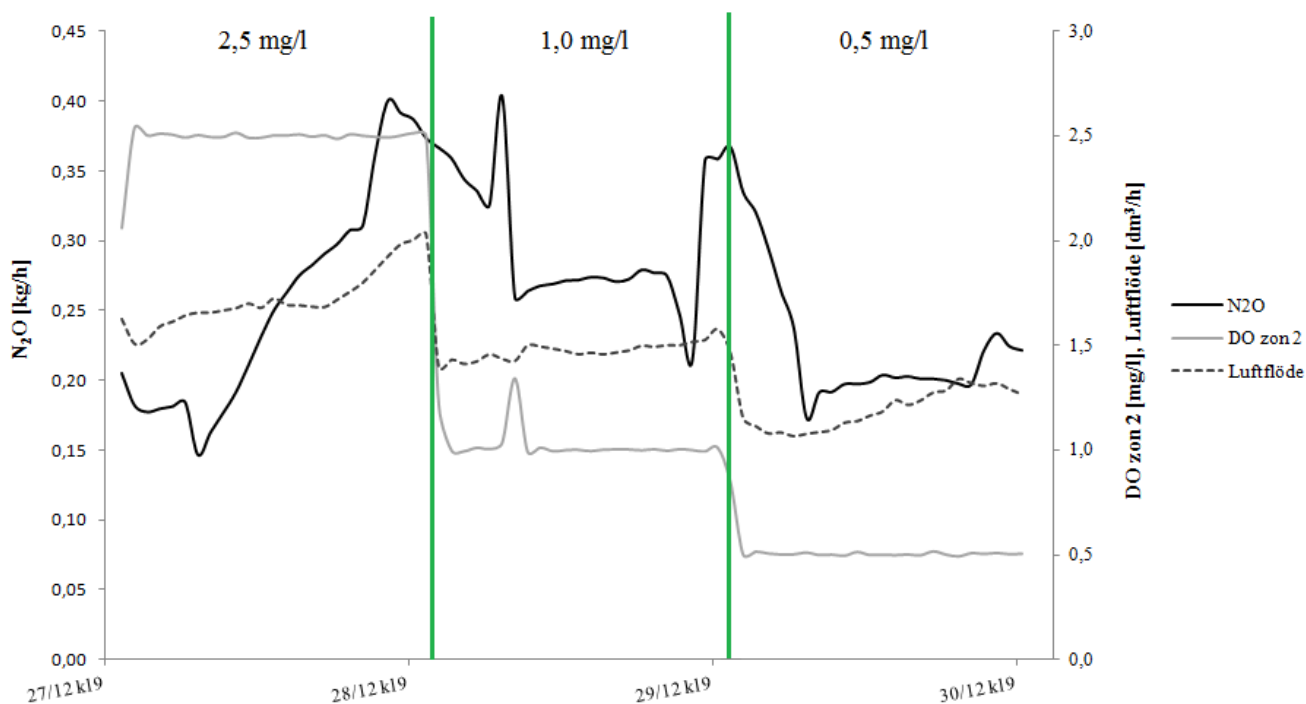
Vid jämförelse mellan de två reglerstrategierna bildades det mer lustgas vid ammoniumåterkoppling (mätperiod 3) per dygn än vid konstanta syrehalter (mätperiod 1+2). Mängden inkommande kväve skiljde sig i liten grad åt vid de olika mätperioderna (figur 15). Figuren visar även på att det var en väldigt stor spridning när det gäller lustgasemissioner olika dygn. Lustgasemissionen vid ammoniumåterkoppling uppmättes till 15,5 g N₂O/(pe·år) medan emissionerna vid konstanta syrehalter uppmättes till 9,0 g N₂O/(pe·år) för hela reningsverket. Vidare omvandlades 0,29 % av inkommande mängd kväve till lustgas vid ammoniumåterkoppling respektive 0,17 % vid konstanta syrehalter.



Figur 15. Lustgasflöde [g/d] och mängden inkommande totalkväve [kg/d] vid respektive luftningsstrategi. De vertikala linjerna representerar standardavvikelse.

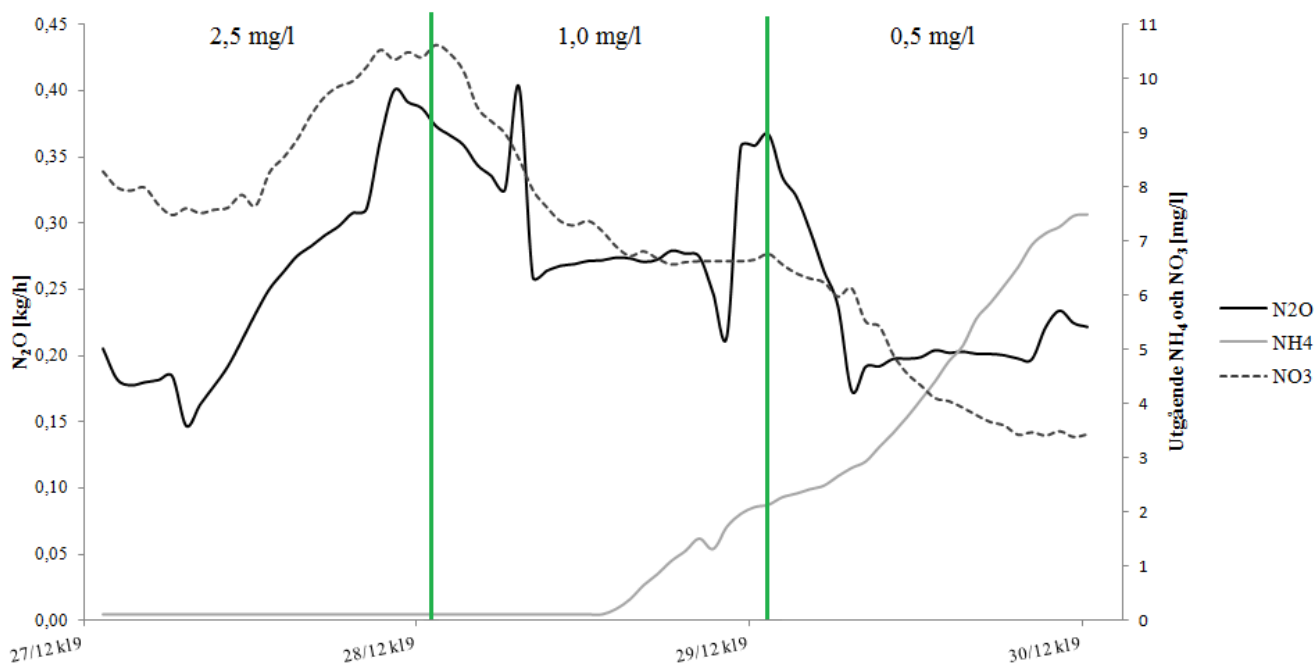
4.1.4. Stressförsök

Lustgasemissionen varierade då syrehalten under tre dygn varierades mellan 2,5 mg/l, 1,0 mg/l och 0,5 mg/l (figur 16). I figuren syns även det totala luftflödet till de luftade zonerna. När syrehalten ställdes in på ett nytt börvärde, sjönk luftflödet så mindre syre tillfördes vattnet. Lustgasemissionerna reagerade på ändringarna i luftflödet och ökade när luftflödet ökade och minskade när luftflödet minskade. I figuren kan några lustgastoppar ses som inte följde luftflödet. Lustgas, syrehalt och luftflöde presenteras som timmedelvärden, där syrehalt och luftflöde kontinuerligt loggades i styrsystem.



Figur 16. Lustgasflöde [kg/h], DO zon 2 [mg/l] och totalt luftflöde [Ndm³/h] under de tre dygn då syrehalten varierades.

När syrehalten gick från 2,5 mg/l till 0,5 mg/l på tre dygn ökade halten utgående ammonium samtidigt som nitrathalten ut sjönk (figur 17). Utgående nitratkurva följde samma mönster som luftflödet (figur 16). Lustgasemissionen följde samma mönster som både luftflödet och nitrathalten. Utgående ammonium och nitrat presenteras som timmedelvärden och loggades i styrsystem.



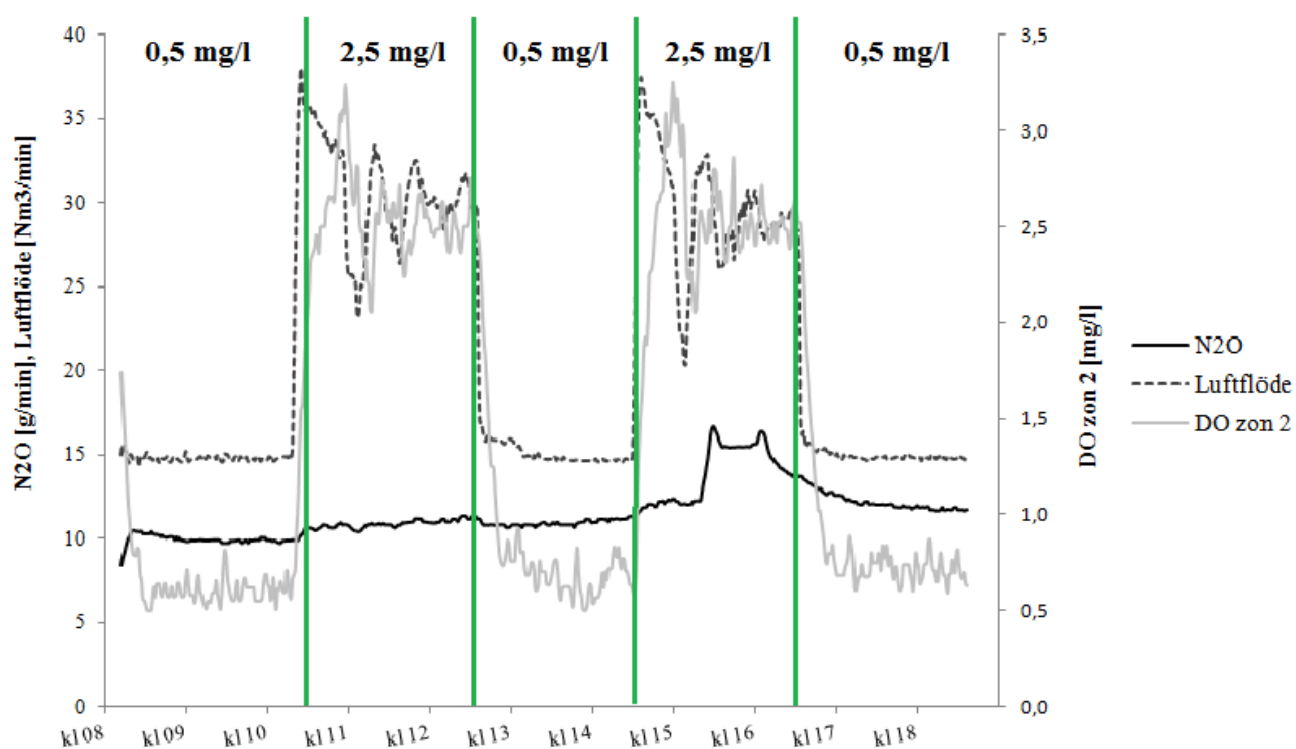
Figur 17. Lustgasflöde [kg/h], utgående NH_4 och NO_3 [mg/l] under de tre dygn då syrehalten varierades från 2,5 mg/l till 0,5 mg/l.

Den totala lustgasemission som bildades vid de olika syrehalterna varierade inte i stor omfattning. Andelen av inkommande kväve som avgick i form av lustgas skiljde sig inte direkt mellan dagarna och den inkommande vattentemperaturen var i stort sett samma under de tre försöksdygna (tabell 4).

Tabell 4. Lustgasflöde [kg] vid respektive dygn med olika syrehalter, hur stor andel av det inkommande kvävet som omvandlades till lustgas och vattentemperaturen under försöksdygna.

Syrehalt [mg/l]	Lustgas [kg/d]	% N_2O / ink N	Temperatur [°C]
0,5	6,1	0,65	11,21
1,0	7,2	0,74	11,35
2,5	5,5	0,58	11,35

Ett sista försök gjordes där syrehalten varierades med tvåtimmarsintervall, mellan 0,5 mg/l respektive 2,5 mg/l. Försöket pågick mellan kl 8.35 – kl 18.35. Lustgasemissionen var relativt konstant under de sex första timmarna, för att sedan öka när syrehalten ökades vid det andra tillfället kl. 14.53 (figur 18). Syrehalten i zon 2 svarade snabbt med att öka när det totala luftflödet till de luftade zonerna ökade. Syrehalt och luftflöde är tagna från styrsystemet och presenteras som minutmedelvärden.



Figur 18. Lustgasflöde [g/min], DO zon 2 [mg/l] och totalt luftflöde [Nm³/min] till BB11, under de tio timmar som syrehalten varierades med två timmarsintervall mellan 0,5 mg/l och 2,5 mg/l.

4.1.5. Koldioxidekvivalenter

För att få en överblick över hur mycket lustgasutsläppen från Käppalaverket bidrar till de totala växthusgasutsläppen räknades mängden lustgas om till koldioxidekvivalenter, där 1 gram lustgas motsvarar 310 gram koldioxidekvivalenter (Naturvårdsverket, 2012). Det totala lustgasutsläppet beräknades till 1730 ton CO₂-ekvivalenter per år.

Energin som gick åt till luftningen av de luftade zonerna i BB11 räknades också om till CO₂-ekvivalenter och år, där 1 m³ luft motsvarar 0,033 kWh (Magnusson, 2006). Beräkningarna baseras på den nordiska elkombinationen där 1 kWh motsvarar 100 g koldioxidekvivalenter (Svensk energi, 2012). Den omräknade energin beräknades till 424 ton CO₂-ekvivalenter per år.

Om Käppalaverket skulle minska mängden luft till de luftade zonerna med 10 % får mängden lustgas öka med högst 2,5 % för att de totala utsläppen omräknat i koldioxidekvivalenter från Käppalaverket inte ska öka.

5. DISKUSSION

5.1. LUSTGASUTSLÄPP FRÅN KÄPPALAVERKETS AKTIVSLAMPROCESS

I denna studie uppmättes Käppalaverkets totala lustgasutsläpp från den biologiska reningsprocessen till 5,5 ton per år (0,3 % av inkommande N), vilket motsvarar 10,7 g N₂O/(pe·år). Jämfört med de mätningar som gjordes 1992 har utsläppen ökat något. 1992 uppmättes utsläppen till 3,5 ton N₂O/år (0,11–0,14 % av ink N) vilket motsvarade 8,2 g N₂O/(pe·år).

På mitten av 1990-talet byggdes reningsverket ut och har idag en högre belastning än 1992, vilket kan vara en av orsakerna till de något högre utsläppen. En annan orsak kan vara att verket idag har en energieffektivare kväverening. En ökad belastning och strävan efter att minska energiförbrukningen kan ha en negativ effekt på lustgasutsläppen. Tidigare studier har visat att lustgasemission kan gynnas av både låga och höga syrehalter i nitrifikationsprocessen (Chandran, 2010).

För att få ett perspektiv på om utsläppen från Käppalaverket är relevanta jämförs de med tidigare studier, både i Sverige och i USA (se avsnitt 2.5.2.).

År 2010 gjordes mätningar på lustgasemissioner från Henriksdals reningsverk i Stockholm. Process- och storleksmässigt är Henriksdals och Käppalas reningsverk väldigt lika. Att jämföra dessa två verk var därför intressant. Den totala lustgasemission som uppmättes från Käppalaverket stämmer bra överens med de mängder lustgas, 10 g N₂O/(pe·år) som registrerats på Henriksdals reningsverk 2010.

Käppalaverket kan jämföras med de reningsverk av typen MLE (Modified Ludzack Ettinger process) som presenteras i WERF-rapporten (Chandran, 2010). MLE är den reningsprocess som mest liknar den på Käppalaverket. I de studierna omvandlades 0,07±0,04 % av det inkommande kvävet till lustgas, vilket var mindre än på Käppalaverket. Omräknat i person-ekvivalenter motsvarar utsläppen från reningsverket av MLE-typ i WERF:s rapport 6,8±3,5 g N₂O/(pe·år), vilket också är något lägre än de uppmätta utsläppen från Käppala.

Det kan även vara intressant att titta på hur Käppalaverkets utsläpp stämmer överens med de schablonvärden som tidigare användes i USA. Lustgasutsläppen från reningsverk med biologisk kväverening beräknades där vara 7 g N₂O/(pe·år). Utsläppen från Käppala ligger något högre. I de studier som WERF gjorde i sin rapport, på tolv olika verk, visade mätningarna större utsläpp än schablonvärdena.

De tidigare studier som gjorts visar att man ska vara försiktig vid jämförelse mellan olika verk. Lustgasemissionen beror av många faktorer som kan vara svåra att förutbestämma. Det var dock intressant att mätningar på Henriksdalsreningsverk och Käppalaverket visar nästan identiska resultat. Dessa två reningsverk är väldigt lika, både process- och belastningsmässigt.

5.2. FAKTORER SOM KORRELERAR MED LUSTGASEMISSION

Tidigare studier visar att det kan vara svårt att se några direkta samband mellan ökade lustgasemissioner och olika parametrar, såsom även i denna studie. Att göra försök i fullskala kan vara svårt då det inte går att råda över väder och vind. Det fanns en stor spridning på lustgasemission vid samma belastning vilket gör det svårt att dra några generella slutsatser. Det är också svårt att avgöra hur och om de processtörningar som inträffade under försökets gång påverkade lustgasemissionen.

De samband mellan lustgas och processparametrar som i första hand har studerats i detta försök gäller de parametrar som i tidigare studier visat sig ha samband med lustgasemission. De korrelationer som gick att se tydligast samband emellan var korrelationen mellan lustgasemission och utgående nitrathalt och syrehalt i luftad zon. Dessa parametrar har även i tidigare studier visat sig påverka lustgasemissionerna negativt.

Inkommande kväve

Tidigare studier visar att en högre inkommande belastning har visat sig gynna lustgasemissionen. I detta försök sågs en tendens till att lustgasemissionerna ökade med en ökande halt inkommande kväve. Det var dock en stor variation i emissionerna vid samma kvävebelastning. Teoretiskt borde lustgasemissionen öka då inkommande kväve ökar, eftersom det är i kvävereningsprocessen som lustgasen främst bildas.

Utgående ammonium- och nitrathalt

Ingen slutsats om att utgående halt ammonium skulle påverka mängden lustgas kan dras från detta försök. Det finns några outliers som pekar på att lustgasen skulle kunna öka då ammoniumhalten sjunker men fler mätningar behöver göras för att bättre kunna se samband. Teoretiskt kan man förvänta att det bildas mer lustgas ju lägre den utgående ammoniumhalten är, eftersom lustgas kan bildas i omvandling från ammonium till nitrat. Vid en hög reducering av ammonium finns det alltså risk för högre lustgasemissioner.

Däremot kan ett positivt samband urskiljas mellan utgående halt nitrat och lustgasemission. Det var även här stor spridning på mängden lustgas vid likande nitrathalter, vilket gjorde det svårt att tyda resultaten (figur 11). Den period där lustgasemissionen korrelerar positivt med en ökad halt utgående nitrathalt sammanföll med en period där temperaturen på inkommande vatten under något dygn sjönk från 14 grader till nästan 11 grader. Om det var den sjunkande temperaturen eller ökande nitrathalten som gynnade den ökande lustgasemissionen är oklar. Vid jämförelse med tidigare studier finns inga direkta korrelationer mellan ökande lustgasemission och sjunkande vattentemperatur. Dock visar forskning att nitrifikations-processen går sämre vid låga vattentemperaturer (Tchobanoglous & Burton, 2002), vilket kanske i sig kan påverka lustgasemissionerna. Den sjunkande vattentemperaturen beror av de höga vattenflödena som också stör processen. Generellt verkar en ökad mängd lustgas bero av dåliga

processförhållanden. Som tidigare nämnts minskar lustgasemissionerna om den biologiska reningen går bra, dvs. om nitrifikation och denitrifikation fullföljs.

Syrehalter

Ökad syrehalt i de luftade zonerna visade sig korrelera positivt med lustgasemissionerna under de tre veckor som mängdmätningen i ventilationen gjordes (figur 13). Tidigare studier har visat motsägande resultat, där både låga och höga halter syre i nitrifikationen visat sig gynna lustgasemission. Det som kan tänkas inträffa vid höga syrehalter är att mer lustgas strippas från vattnet vilket gör att högre halter kan uppmätas. Dvs. lustgasemissionen från vattenytan ökade på grund av att luftningen ökade, det bildades inte mer lustgas. För att undersöka hur lustgasemissionerna beror av luftningen bör mätningar i vattenfasen göras samtidigt. En annan teori är att vid syreöverskott kan oförbrukat syre åka med in i denitrifikationsprocessen, och där gynna lustgasemissionen (Kampschreur et al, 2009).

Under de tre dygn som stressförsöken utfördes sattes syrehalten till 2,5 mg/l dygn ett, för att sedan minska till 1,0 mg/l dygn två och till 0,5 mg/l dygn tre. Detta gjordes för att försöka åstadkomma större stress för mikroorganismerna då de först hade stor tillgång på syre för att sedan låta syrehalten minska. När syrehalten sänktes, sjönk luftflödet vilket även lustgasemissionen gjorde (figur 16). Dock finns en del variationer i lustgasemissionen där det inte fanns något samband med luftflödet. Att lustgasemissionen följer luftflödeskurvan tyder på att lustgasen strippas då luftflödet ökar. Inkommande mängd kväve och vattentemperatur var i stort sett lika under de tre dygnen. Att det skulle finnas något samband däremellan och hur mängden lustgas förändras under de tre dygnen går inte att se.

Mängden lustgas visade en svag samrelation med syrehalten då den varierades varannan timme mellan 0,5 mg/l och 2,5 mg/l. Då syrehalten ökades första gången, mellan kl 10.35–12.35 kunde en liten ökning av lustgas ses (figur 18). Däremot ökade lustgasemissionen något då syrehalten ökade andra gången, mellan kl 14.35–16.35. Ökningen kommer dock inte direkt då syrehalten ökas.

Då lustgasemissionerna tenderade att öka då luftflöde och syrehalt ökade kan utifrån dessa resultat slutsatsen dras att låga syrehalter inte verkar påverka processen på Käppalaverket negativt. Det som inte har testats är att köra låga syrehalter under en längre period och undersöka hur lustgasemissionerna påverkas av det.

sCOD/N-kvot

Kvoten sCOD/N låg under försökets gång mellan 2,3 och 3,4. I figur 12 finns tendenser till att lustgasen ökade när sCOD/N-kvoten minskade. Av de två tidigare studier som undersökt lustgasemissionerna vid olika sCOD/N-kvoter visar den ena att då kvoten är mindre än 3,0 ökade lustgasemissionen med 20- 30 % (Itokawa et al. 2001). I den andra studien studerades lustgasemissionen vid sCOD/N-kvoter mellan 1,5 och 4,5. Där ökade lustgasavgången med

10 % vid en sCOD/N-kvot på 1,5 jämfört med kvoten 4,5 (Hanaki et al. 1992). I detta försök var som tidigare nämnts spridningen av lustgas stor vid samma kvot, men tendenser visar ändå att lustgasemissionen som bildats per inkommande kväve ökade då sCOD/N minskade. Om "outliers" tas med i diskussionen, kan andelen bildad lustgas per inkommande kväve variera från 0,1 % till 0,4 % då sCOD/N-kvoten sjunker från 3,3 till 2,3.

sCOD/N-kvoten är ett mått på hur stor kolkällan in till den biologiska kvävereningen är. Att lustgashalten tenderar att öka vid en lägre kvot sCOD/N beror på att denitrifierarna inte får tillräckligt med kol för att kunna fullfölja denitrifikationen.

5.3. JÄMFÖRELSE MELLAN DE TVÅ LUFTNINGSSTRATEGIERNA

Tanken var att studera skillnaden i hur mycket lustgas som bildades vid de två olika luftningsstrategierna, konstanta syrehalter och ammoniumåterkoppling. Under båda strategierna inträffade emellertid, som tidigare nämnts en del processtörningar som först ledde till att konstanta syrehalter fick köras en vecka extra. Tyvärr fanns det inte tid till att köra två veckor med ammoniumåterkopplingsstrategin. Störningarna i processen ledde till att de två strategierna inte skiljde sig så mycket åt luftningsmässigt som de borde. Därför blir det svårt att jämföra dessa resultat med varandra.

Det som ändå kan diskuteras är vad som skiljer de två mätperioderna åt. Lustgasemissionerna var högre under period 3, då ammoniumåterkoppling kördes. Det som tydligast skiljer de två perioderna åt var att inkommande vattenflöde nästan var dubbelt så högt under period 3. Till följd av de höga flödena, sjunker vattentemperaturen och de sista två dygnet sjönk slamhalten. De höga, kalla vattenflödena kan med stor säkerhet ha stört aktivslamprocessen. Det kan ha stressat mikroorganismerna vilket kan vara orsaken till de höga lustgasemissionerna.

Utifrån teorin som studerats borde resultatet, om allt varit optimalt, lutat åt att mer lustgas bildas vid ammoniumåterkoppling. Detta på grund av de tidigare studier som visar att nitrifierarna inte trivs i processer där syrehalten varierar kraftigt. Alltså borde nitrifierarna trivas bättre vid luftningsstrategin med konstanta syrehalter. Detta förutsätter dock att den konstanta syrehalten inte sätts för lågt, vilket skulle kunna generera att nitrifierarna blir stressade och bildar lustgas.

5.4. KOLDIOXIDEKVIVALENTER

För att sätta lustgasutsläppen från Käppalaverket i ett större perspektiv räknades utsläppen om till koldioxidekvivalenter. Eftersom lustgas är en kraftig växthusgas motsvarade utsläppen lustgas 1730 ton koldioxidekvivalenter per år. Den totala energiförbrukningen för Käppalas kväverenningsprocess räknades också om och motsvarade 424 ton koldioxidekvivalenter per år. Som resultatet visar är det en stor skillnad på lustgasutsläppens påverkan på klimatet jämfört med energiförbrukningens klimatpåverkan. Fler studier bör därför göras, för att komma fram till den luftningsstrategi som genererar minst lustgas. Det vore av stort intresse att reda ut vilken strategi som genererade minst lustgas och då jämföra vad som är bäst för klimatet. Vid en minskning av luftflödet med 10 %, kan lustgasemissionen öka med 2,5 % utan att den totala klimatpåverkan från Käppalaverket påverkas. Sker en större ökning av lustgas är inte en energiminskning ett klimatsmart alternativ.

6. SLUTSATS

- Det totala utsläppet av lustgas från Käppalaverkets biologiska reningsprocess ligger i samma storleksordning som andra, likande reningsverk, men dock något högre än vad man funnit i USA.
- Käppalaverkets biologiska reningsprocess släpper totalt ut 5,5 ton N_2O /år, vilket motsvarar 0,3 % av inkommande kväve.
- Det som verkar påverka lustgasemissionen mest var när processen utsattes för kraftiga förändringar, här i form av höga flöden och låg vattentemperatur. Följden blir ofullständig nitrifikation och denitrifikation som gynnar lustgasemissionen.
- Lustgasemissionerna korrelerar med en ökad syrehalt, vilket till stor del tros beror på att lustgasen strippas.
- Lustgasemissionen tenderar inte att öka då syrehalten i de luftade zonerna minskar.
- Ingen direkt korrelation mellan ökad belastning och ökad mängd lustgas kan urskiljas. Dock ökar lustgasmängden då den utgående halten nitrat ökar.
- Det är viktigt med en hög sCOD/N-kvot. Om kolkällan är låg kan denitrifierarna producera lustgas.
- Ur klimatsynpunkt är det inte värt att spara på energi i aktivslamprocessen om det leder till att lustgasemissionen ökar för mycket. Om luften till aktivslamprocessen sänks med 10 % kan utsläppen av lustgas öka med 2,5 % utan att verkets negativa påverkan på klimatet ökar.
- Fler mätningar bör göras för att få en uppfattning om hur lustgasemissionerna påverkas i valet av luftningsstrategi.

7. REFERENSER

Balmér, P., Rothman, M., Arthursson, F., Nyberg, U., Mattsson, A., Hallin, S. (2007). Avloppsreningsteknik 2 – Reningsprocessen, Svenskt Vatten AB, Stockholm.

Bernes, C. (2007). En ännu varmare värld. Naturvårdsverket. Fälth & Hässler, Värnamo.

Björlenius, B. (1992). Lustgasutsläpp från kommunala reningsverk, mätningar vid tolv svenska anläggningar. Naturvårdsverket, rapport nr 4309.

Björlenius, B. (2010). Växthusgaser från Henriksdals och Bromma reningsverk 2010, mätningar inför emissionsdeklarationen. Stockholm Vatten, rapport nr 12SV204.

Borglund, A.M. (2003). Studie av kombinerad kemisk- och biologisk fosforrening på Käppalaverket, Stockholm. Uppsala universitet: Examensarbete i Miljö- och vattenteknik. UPTEK W 03 003.

Carlsson, B., & Hallin, S. (2003). Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk. Svenskt Vatten AB. VA-forsk, rapport 27.

Carter, T.R., Hulme, M., & Lal, M. (1999). Guidelines on the use of scenario data for climate impact and adaption assessment. Intergovernmental Panel on Climate Change, Task Group on Scenarios for Climate Impact Assessment, 69pp.

Chandran, K. (2010). Greenhouse nitrogen emission from wastewater treatment operations. Delårsrapport. U4R07a.

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. Environmental Science Technology, vol 29, nr 9, s 2352-2356.

Energimyndigheten & Naturvårdsverket. (2004). Prognoser över utsläpp av växthusgaser, delrapport 1i Energimyndighetens och Naturvårdsverkets underlag till Kontrollstation 2004. Rapport nr 5393.

Energimyndigheten & Naturvårdsverket. (2008). Prognoser för utsläpp och upptag av växthusgaser, delrapport 1 i Energimyndighetens och Naturvårdsverkets underlag till Kontrollstation 2008. ISSN 1403-1892

FASS. 2011. Tillgänglig:

http://www.fass.se/LIF/produktfakta/artikel_produkts.jsp?NplID=20040607000021&DocTypeID=7&UserTypeID=2. Besökt den: 2011-10-10.

Foley, J., de Haas, D., Yuan, Z., & Lant, P. (2009). Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. *Water Research*, vol 44, s 831-844.

Gustavsson, D.J.I., la Cour Jansen, J. (2011). Dynamics of nitrogen oxides emission from a full-scale sludge liquor treatment plant with nitrification. *Water Science & Technology*, vol 63, nr 12, s 2838-2845.

Hanaki, K., Hong, Z., Matsuo, T. (1992). Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. *Water Science & Technology*, vol 26, s 1027-1036.

IPCC (1995). Second Assessment Report: Climate Change 1995 (SAR).

IPCC (2007). 4th Assessment Report: Climate Change 2007, Synthesis Report.

Itokawa, H., Hanaki, K., Matsuo, T. (2001). Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low cod/n ratio condition. *Water Research*, vol 35, nr 3, s 657-664.

Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, vol 43, s 4093-4103.

Kampschreur, M.J. (2010). Dynamics of nitric oxide and nitrous oxide emission during nitrogen conversion processes. WPS, Zutphen. ISBN: 978-90-8570-590-1.

Natur och miljö. (2012). Tillgänglig:

http://www.naturochmiljo.fi/sve/temahelheter/energi/basfakta_om_energi/. Besökt den 2012-01-12.

Naturvårdsverket. (2011a). Utsläppen av lustgas minskar med Stockholms läns landstings världsunika anläggning. Stockholm. ISBN: 978-91-620-8503-2.

Naturvårdsverket. 2011b. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Verksamheter-med-miljopaverkan/Avlopp/Siffror-om-avloppsvattenrening/>. Besökt den 2011-12-19.

Naturvårdsverket. 2012. Tillgänglig:

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Klimat/Berakna-utslapp/>. Besökt den 2012-02-05.

Nordenborg, Å. (2011). Luftflödesstyrning på Käppalaverket – utvärdering av konstanta styrsignaler. Uppsala Universitet: Examensarbete i miljö- och vattenteknik, UPTEC W11 012.

Svensk Energi. 2012. Tillgänglig: <http://www.svenskenergi.se/sv/Om-el/Miljo-och-klimat/Klimatpaverkan/koldioxidutslapp>. Besökt den 2011-02-06.

Tchobanoglous, F., Burton, L.F. (2002). *Wastewater Engineering, treatment and reuse*. 4:e upplagan. McGraw Hill Higher Education.

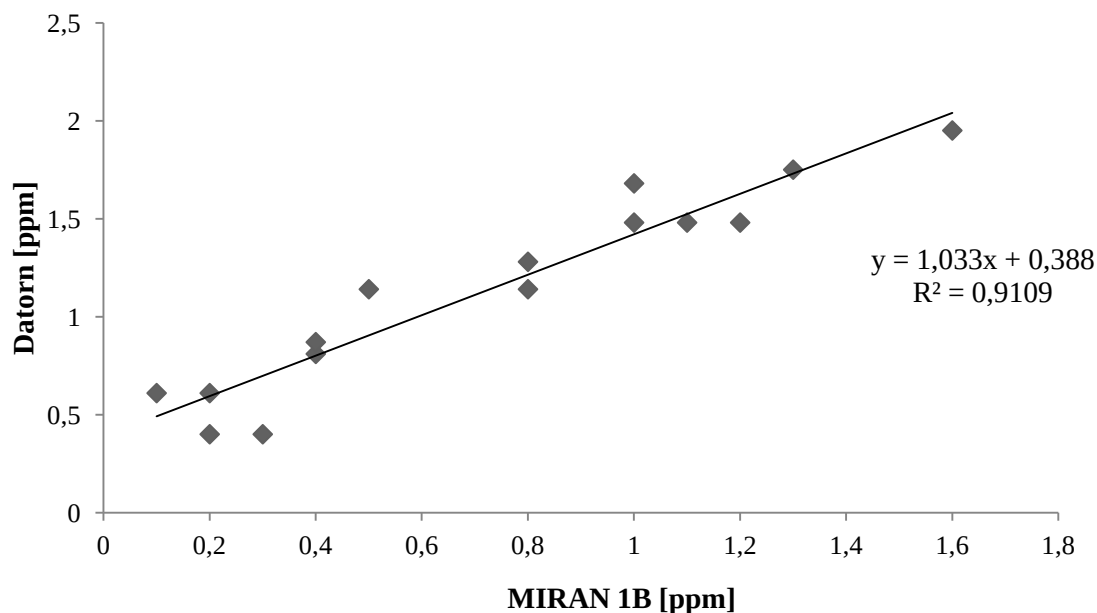
Thunberg, A. (2007). Energieffektivisering av luftningssteget på Käppalaverket, Lidingö. Uppsala universitet: Examensarbete i Miljö- och vattenteknik. UPTEK W 07 005.

Thunberg, A. (2010). Optimizing Sludge Dewatering by Using the KemiCond® Process with the Bucher Hydraulic Filter Press – Full Scale Experiences at Käppala WWTP. Vatten, vol 66, s 165-171.

Yu, R., Kampschreuer, M., Loosdrecht, M.C.M.V., Chandran, K. (2010). Mechanisms and Specific Directionality of Autotrophic Nitrous Oxide and Nitric Oxide Generation during Transient Anoxia. Environmental Science Technology, vol 44, s 1313-1319.

BILAGA 1. KORRIGERINGSKURVA

Då MIRAN 1B och datorn inte visade samma halter lustgas gjordes en korregeringskurva för detta (figur 1.1). Detta berodde på att mätaren inte var korrekt kopplad till datorn, vilket senare kopplades rätt.



Figur1.1. Korregeringskurva då MIRAN och datorn visade olika halt lustgas.