
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2020-10

Innovativ teknik för mätning av växthusgaser från avloppsreningsverk

Sören Nilsson Påledal

Robert Sehlén

Camilla Johansson

Magnus Gålfalk

Johan Yngvesson

Svenskt Vatten

UTVECKLING

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

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Innovativ teknik för mätning av växthusgaser från avloppsreningsverk
TITLE OF THE REPORT	Measurements of greenhouse gas emissions with new and innovative technology at Linköping and Norrköping sewage treatment plants
FÖRFATTARE	Sören Nilsson Påledal, Robert Sehlén, Camilla Johansson, Tekniska verken i Linköping AB, Magnus Gålfalk, Linköpings Universitet, Johan Yngvesson, RISE
RAPPORTNUMMER	2020-10
ANTAL SIDOR	90
SAMMANDRAG	Utsläpp av växthusgaserna metan och lustgas har studerats vid avloppsreningsverken i Linköping och Norrköping. Alla reningssteg har mätts med ny kamerateknik. Den största metankällan är slamlagring. Lustgas kommer främst från kväverening av rejektivatten. Den nya mätmetoden gör det lättare att utvärdera olika åtgärder för att minska utsläppen.
ABSTRACT	A study of the greenhouse gases methane and nitrous oxide during a year at two sewage treatment plants where all treatment steps are measured using a new camera technique. The dominant methane source is sludge storage; pre-treatment of sludge is tested to reduce emissions. Nitrous oxide emissions are mainly from nitrogen removal.
SÖKORD	Växthusgaser, metan, lustgas, innovativ mätteknik, hyperspektral kamera, avloppsreningsverk, slamlagring
KEYWORDS	Greenhouse gases, methane, nitrous oxide, innovative measurement technology, hyperspectral camera, sewage treatment plants, sludge storage
MÅLGRUPPER	Personal på avloppsreningsverk, beslutsfattare inom VA-sektorn, konsulter, forskare
RAPPORT	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
UTGIVNINGÅR	2020
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB

Om projektet

PROJEKTNUMMER	18-119
PROJEKTETS NAMN	Mätning av växthusgasutsläpp med innovativ teknik på Linköpings avloppsreningsverk
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, Sveriges ingenjörer Miljöfonden, This project has received funding from the European Research Council (ERC) under the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme (grant agreement No 725546)
GRAFISK FORM	Bertil Örtenstrand, Ordförandet AB

Förord

Frågeställningen kring olika verksamheters klimatpåverkan och möjligheter att minska de klimatpåverkande utsläppen har fått ett allt större fokus i samhället vilket även gäller VA-branschen. Avloppsvattenrening sker oftast utomhus i Sverige vilket gör att konventionella metoder där flöden och koncentrationer mäts i ventilation eller små delflöden kan innebära relativt stora osäkerheter i att kvantifiera de totala växthusgasutsläppen.

Detta projekt syftade till att kvantifiera de totala växthusgasutsläppen med en helt ny icke-invasiv metod utvecklad av Linköpings universitet (LiU) som på avstånd med en specialutvecklad värmekamera kan fotografera och filma gasflöden. Resultaten jämfördes med mätningar med konventionell teknik och labförsök för att bedöma om den nya tekniken gav trovärdiga resultat.

Projektet har utförts i samarbete mellan Tekniska verken i Linköping AB, Linköpings universitet och RISE. En referensgrupp med aktörer från avloppsvattenrening, mätteknik med sensorer och universitet har aktivt bidragit med värdefull input under projektets gång.

Ett speciellt tack riktas till personalen på Nykvarnsverket som har hjälpt till med praktiska frågor kring mätningar och till Yasna Calderon för utförande av satsvisa utrötningsförsök på TvABs biogaslaboratorium. Tack till deltagarna i referensgruppen: Anders Lindroth (Lunds Universitet), Anneli Andersson Chan (Växjö kommun), Christian Baresel (IVL), Fredrik Stenström (VA-ingenjörerna), Hans Martin (Senseair), Jes La Cour Jensen (Lunds Universitet), Susanne Tumlin (Gryaab), Magnus Arnell (RISE). Projektet finansierades av: Svensk Vatten Utveckling, European Research Council (Horizon 2020), Sveriges ingenjörer miljöfonden samt in kind från Linköpings universitet, Tekniska verken i Linköping AB, NODRA och RISE.

Linköping, juni 2020

Sören Nilsson Påledal

Robert Sehlén

Camilla Johansson

Magnus Gålfalk

Johan Yngvesson

Innehåll

Bibliografiska uppgifter	1
Förord	3
Innehåll	4
Sammanfattning	6
Summary.....	7
1 Inledning.....	8
1.1 Syfte och mål.....	8
1.2 Projektorganisation.....	9
1.3 Linköpings avloppsreningsverk, Nykvarnsverket.....	9
1.4 Norrköpings avloppsreningsverk, Slottshagens ARV	13
1.5 Teori kring lustgasbildning.....	15
1.6 Processparametrar som påverkar emissioner av lustgas	15
2 Metod	17
2.1 Hyperspektral kamera	17
2.2 Egenkontroll Metanemissioner (EgMet)	19
2.3 Konventionell mätteknik	20
3 Genomförande.....	22
3.1 Mätning av växthusgasemissioner	22
3.2 Pilotförsök lagring av slam	23
4 Resultat och diskussion Nykvarnsverket	28
4.1 Mätning med hyperspektral kamera	28
4.2 Sammanfattande resultat och bedömning	32
4.3 Konventionell teknik	39
5 Resultat och diskussion Slottshagens ARV.....	40
5.1 Mätning med hyperspektral kamera.....	40
5.2 Konventionell teknik	41
6 Resultat och diskussion, jämförelse av mättekniker samt teknik för rening.....	43
6.1 Jämförelse av hyperspektral kamera och konventionell teknik.....	43
6.2 Jämförelse av biologisk rening och kväverening av rejektivatten.....	43
7 Resultat och diskussion, pilotförsök lagring av slam	45
7.1 Metanoxiderationsförsök.....	45
7.2 Utförda pilotförsök.....	45
7.3 Satsvisa utrötningsförsök	51
7.4 Jämförelse av metanproduktion i pilotförsök och satsvisa utrötningsförsök	52
7.5 Potential att minska metangasutsläpp från slamlagring vid Nykvarnsverket	53
8 Slutsatser.....	55
8.1 Metodjämförelse	55
8.2 Växthusgasemissioner	55
8.3 För- och nackdelar med den nya mättekniken.....	56
8.4 Idéer på utveckling av mätteknikerna	56
8.5 Förslag på fortsatta/framtida studier	56
9 Referenser.....	57

Bilagor	60
Bilaga A Beskrivning metanoxiderationsförsök.....	61
Bilaga B Laboratorieanalyser i pilotförsök	64
Bilaga C Temperaturmätning vid naturlig kylning av slam i pilotförsök	65
Bilaga D Resultat från kameramätningar omgång 1–4 i Linköping och Norrköping	66
Bilaga E Driftdata vid kameramätningar omgång 1 SHARON-processen	69
Bilaga F Beräkning av metanutsläpp från slamlager	71
Bilaga G Mätning av RISE i Linköping	72
Bilaga H Mätning av RISE i Norrköping	73
Bilaga I Beräkning av massflödet av ammoniumkväve till SHARON-processen och hur stor andel som avgår som lustgas	74
Bilaga J Varaktighetsdiagram för nitrit- och ammoniumhalt i SHARON-processen	75
Bilaga K Luftprover tagna i samband med kameramätningar.....	77

Sammanfattning

Utsläpp av växthusgaserna metan och lustgas har studerats vid avloppsreningsverken i Linköping och Norrköping. Alla reningssteg har mätts med ny kamerateknik. Den största metankällan är slamlagring. Lustgas kommer främst från kväverening av rejektvatten från slamavvattningen. Den nya mätmetoden gör det lättare att utvärdera olika åtgärder för att minska utsläppen.

Att mäta och uppskatta de totala växthusgasutsläppen från ett reningsverk är utmanande eftersom det pågår flera simultana processer på en relativt stor yta. Linköpings universitet har utvecklat en ny mätmetod där en specialutvecklad värmekamera används för att upptäcka och mäta utsläpp av växthusgaser över större områden som exempelvis slamlager, vilket är svårt med konventionella metoder. Med värmekameran kan mätningar ske på upp till flera hundra meters avstånd utan att störa de normala aktiviteterna vid reningsverket, och med möjligheter att studera utsläpp på tidsskalor från minuter till säsonger.

Mätningar gjordes under ett års tid på Nykvarnsverket i Linköping och på Slottshagens avloppsreningsverk i Norrköping. På Nykvarnsverket genomfördes mätningar vid samtliga reningssteg inklusive slambehandling, och ett totalt årsflöde av metan och lustgas beräknades. Vid Slottshagen utfördes mer riktade mätningar för kända utsläppskällor som sedan jämfördes med motsvarande reningssteg på Nykvarnsverket.

Den dominerande källan för metangas visade sig vara lagring av slam där mätningarna med den hyperspektrala kameran visade totala utsläpp av cirka 80 ton metangas per år vid Nykvarnsverket från 10 000 ton slam. Det avvattnade slammet läggs i månadsvisa högar för att hygieniseras. Mätningarna visade att metanutsläppen var som högst när en månadshög precis var färdigställd och sedan avtog med tiden för att efter tre månader ha sjunkit 80–90 procent jämfört med efter 30 dagar.

Projektet utvärderade också effekten av olika åtgärder för att minska metanutsläppen vid lagring av avvattnat slam. Pilotförsök utfördes där slammet förbehandlades på olika sätt: naturlig kylning, ureatillsats, samt täckning med organiskt material för ökad metanoxidation. Mätningar med värmekameran visade att den effektivaste behandlingen var tillsats av urea; ingen metanemission kunde detekteras. Täckning med kompostmaterial gav 50 procent reduktion, och naturlig kylning i små högar i början av lagringen gav 25 procent reduktion.

De metanemissioner som uppmättes med kameratekniken jämfördes dels med simultana mätningar med konventionell teknik, dels med laboratorieförsök för att bedöma om den nya tekniken gav trovärdiga resultat. Överensstämmelsen mellan metoderna var god.

Den dominerande källan för lustgas på Nykvarnsverket var kväverening av rejektvatten från slamavvattningen med en SHARON-reaktor. Lustgasutsläppen varierade mycket mellan mättillfällena beroende på olika hög kvävebelastning. Med hjälp av driftdata för SHARON-processen kunde de totala lustgasemissionerna uppskattas till knappt 10 ton under ett år. Jämförelser visade att en DeAmmon-reaktor som den i Slottshagens avloppsreningsverk har betydligt lägre lustgasutsläpp.

Rapportförfattarna kommer från Tekniska verken i Linköping, Linköpings universitet och forskningsinstitutet RISE.

Summary

During wastewater treatment products can be formed that leads to negative environmental impacts, for example the formation of the greenhouse gases methane and nitrous oxide. Previous projects in Sweden have shown that certain types of wastewater treatment and storage of dewatered sludge may be the two dominant processes for climate-impacting emissions from wastewater treatment plants (Baresel et al., 2019; Jönsson et al., 2015; Nordell & Rönnberg, 2015).

In this project a novel technique was used, developed at Linköping University and involving a hyperspectral infrared camera, that allows detection of these greenhouse gases and quantification of emissions across large areas, e.g. storage of sludge, which is difficult with current conventional methods. The method does not affect the object measured and with the possibility of studying emissions on timescales from minutes to seasons.

All treatment steps for Linköping WWTP (Nykvarnsverket) were measured and total emissions for both methane and nitrous oxide were estimated, and comparisons of corresponding treatment steps were made with Norrköping WWTP (Slottshagens ARV). At Linköping WWTP measurements were carried out at all purification steps including sludge treatment and a total annual flow of methane and nitrous oxide was calculated. At Norrköping WWTP, more targeted measurements were carried out for known emission sources, which were then compared with the corresponding purification steps at Linköping WWTP.

The dominant source of methane gas was found to be storage of dewatered sludge where the measurements with the hyperspectral camera showed total methane emissions of about 80 tons per year at Linköping WWTP (10,000 tons of sludge, TS 25-30%). The measurements also showed that methane emissions were highest when a pile of sludge just was just completed after 30 days and then decreased by time where the emissions after three months had fallen 80-90% compared to a just completed pile.

The dominant source of nitrous oxide at Linköping WWTP was nitrogen removal from reject water using the SHARON reactor. Nitrous oxide emissions varied widely between measurement levels due to different nitrogen loads. Using operational data for the SHARON process, the total emissions could be estimated to almost 10 tons in one year. Comparisons showed that a DeAmmon reactor (Norrköping WWTP) has significantly lower emissions.

Pilot trials carried out where dewatered sludge was pre-treated before storage in order to achieve reduced methane emissions during storage (natural cooling, addition of urea, and coverage by organic material for increased methane oxidation). The most effective treatment was addition of 1,6 % urea for which no methane emissions could be detected, but also coverage with compost material for increased methane oxidation (50 % reduction) and natural cooling in small piles at the beginning of storage (25 % reduction) were effective reducing methane emissions.

Comparisons of methane emissions measured with camera technology were made with simultaneous measurements, carried out by RISE (Research institutes of Sweden), which used established technology during three measurement days for point sources and a sludge pile in the pilot experiment where the methods showed similar results..

1 Inledning

På grund av ett allt större fokus på att minska klimatpåverkan både i Sverige och internationellt (t.ex. Sveriges miljömål och Parisavtalet) har även intresset att kvantifiera och om möjligt åtgärda växthusgasutsläpp från reningsverksprocesser ökat. Att mäta och uppskatta de totala växthusgasutsläppen från ett reningsverk är innebär flera utmaningar då det pågår flera simultana processer på en relativt stor yta. En kunskapssammanställning av uppskattade utsläpp från avloppsvattenrening i Jönsson et al. (2015) visade att spridningen var stor mellan olika källor vilket visar på vikten att utföra ett flertal mätningar med bra precision för att kunna göra bra uppskattningar av växthusgasutsläppen från avloppsvattenrening.

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) har aktivt bidragit med bland annat finansiering så att flera svenska projekt inom området kunnat utföras. I projektet ”Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam” (Jönsson et al., 2015) användes ett relativt brett angreppssätt där både mätningar vid fullskaliga avloppsreningsverk (ARV) och pilotförsök genomfördes. För lagring av avvattnat slam utfördes försök i pilotskala där ett gastätt lock (motsvarande en flödeskammarprovtagning) placerades över det lagrade slammet. En sådan mätteknik leder till liknande, men inte helt identiska förhållanden jämfört med fullskala, på grund av t.ex. påverkan från vind. Mätningarna visade på metanemissioner från lagringen på cirka 1 % av total metanproduktion från rötternas. Att lagra slam med täckning ökade metanemissionerna med cirka 25 % medan ammoniakhygienisering gav stor minskning av desamma. Mätningar vid olika tekniker för kväveavskiljning för rejektvatten visade att de kan utgöra en potentiellt stor källa till lustgasutsläpp. Nitritation-anammoxprocessen (en partiell nitritation följt av en anaerob ammoniumoxidation) hade dock generellt låga lustgasutsläpp.

På Tekniska verken (TvAB) har bland annat projekt om torrötning av avvattnat ARV-slam utförts (Nordell & Rönnberg, 2015). I projektet genomfördes ett pilotförsök samt mätningar av metanpotential och kväveinnehåll i slam från befintlig hantering. Resultaten visade att metanemissionerna efter torrötning var mycket lägre jämfört med konventionell lagring av avvattnat rötslam.

Linköpings universitet (LiU) har utvecklat en ny teknik i form av en kamera som på avstånd kan fotografera och filma gasflöden (Gålfalk, Olofsson, Crill, & Bastviken, 2015). Därmed öppnas unika möjligheter att studera växthusgasutsläpp och hur de kan begränsas i full skala på reningsverk under tiden som verksamheten pågår som vanligt utan att den påverkas av mätningarna. Tidigare studier av växthusgasutsläpp har ofta utförts genom att mäta på ett delflöde eller del av en öppen yta med hjälp av så kallad kammarprovtagning. Vid sådan typ av mätning finns en risk att mättekniken som används kan påverka systemet som studeras, t.ex. vindförhållanden och avdunstning.

Genom mätningar med den kamera som LiU har utvecklat kan man mäta koncentrationer av metan och lustgas samt gasflöden under tidsperioder (t.ex. minuter till säsonger), vilket är betydligt svårare att utföra med god precision med olika typer av kammarprovtagning som behöver avslutas inom minuter till timmar, innan koncentrationen i kammaren blir för hög.

1.1 Syfte och mål

Syftet var att mäta och kvantifiera växthusgasutsläpp vid Linköpings och Norrköpings avloppsreningsverk med en ny och innovativ teknik i form av den hyperspektrala värmekamera som utvecklats av LiU. Resultaten har jämförts med simultana mätningar utförda av RISE med konventionell mätteknik som används inom systemet EgMet, egenkontroll

metanemissioner och satsvisa utrötningsförsök för att bedöma den nya teknikens möjligheter att kvantifiera växthusgasutsläpp på ett trovärdigt sätt.

Målet med mätningarna var att få en så heltäckande bild som möjligt över växthusgasutsläpp från olika processteg på ett avloppsreningsverk och hur de kan variera inom ett dygn, mellan dygn och årstider.

Ett annat syfte var att utvärdera effekten av olika åtgärder för att reducera metangasemissioner vid lagring av avvattnat slam genom att utföra pilotförsök med behandling och lagring av slam.

1.2 Projektorganisation

TvAB bistod med ett reningsverk i fullskalig drift, kunskap om de olika processerna, förberedelser inför - samt medverkan vid mätning. TvABs biogaslaboratorium utförde satsvisa utrötningsförsök på avvattnat slam. TvAB var projektledare och höll ihop och samordnade de olika praktiska momenten i projektet.

NODRA bistod med ett reningsverk i fullskalig drift, kunskap om de olika processerna, förberedelser inför – samt medverkan vid mätning.

LiU planerade och utförde mätningar vid reningsverket med kamerametoden som utvecklats av LiU samt analyserade och sammanställde mätdata från de olika mätperioderna.

RISE bidrog med kompletterande mätningar av metanemissioner och expertkunskap inom området.

Till projektet knöts en referensgrupp med bred kompetens inom avloppsvattenrening och mätteknik/ sensorer. Referensgruppen utgjorde bollplank och var ett värdefullt stöd för projektgruppen under hela projektets genomförande.

1.3 Linköpings avloppsreningsverk, Nykvarnsverket

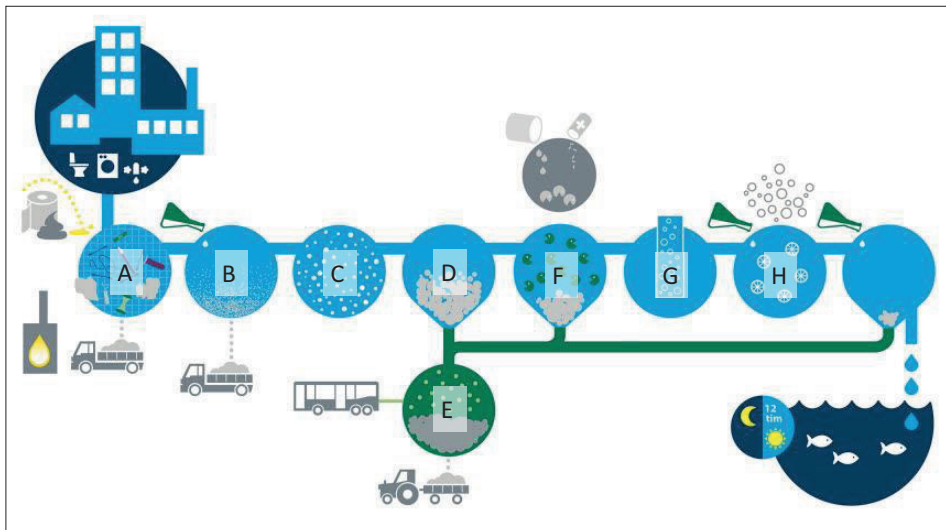
Nykvarnsverket tar emot avloppsvatten från Linköpings invånare och industrier och har ett årsflöde på cirka 14 800 000 m³/år. Avloppsreningsverket har byggts ut i flera omgångar för att klara de ökande kraven som har ställts på utgående vatten innan det når recipienten Stångån. Nästa utmaning som Nykvarnsverket nu står inför är en ökad belastning eftersom Linköping är en växande kommun. I projektet NyFAR utreds olika alternativ för framtida avloppsvattenrening i Linköping. I utredningen ingår också växthusgaspåverkan från olika reningssteg och tekniker på avloppsreningsverket. Resultaten av luftemissionsmätningarna kommer bli en viktig pusselbit i urvalet av ny reningsteknik i projektet NyFAR.

1.3.1 Reningsprocessen

Flödet av avloppsvatten in till Nykvarnsverket är ca 41 000 kubikmeter per dygn och det tar cirka 12 timmar innan det är renat och når Stångån (recipient). Vattnet renas mekaniskt, kemiskt och biologiskt och visas översiktligt i Figur 1.1.

Reningsprocessen inleds med ett rensgaller där större föremål och skräp fångas upp (A i Figur 1.1). Efter rensgallret rinner vattnet vidare till sandfånget där, tyngre partiklar sedimenterar och sjunker till botten (Figur 1.2).

I sandfånget tillsätts järnsulfat för bilda flockar och fälla ut fosfor i avloppsvattnet (B i Figur 1.1). Vattnet pumpas sedan till förluftsingsbassänger där det luftas för att minska lukten och ge god inblandning av tillsatt järnsulfat (C i Figur 1.1 och Figur 1.3).



Figur 1.1
En översikt över
reningsprocessen
vid Nykvarnsverket.
Cirkelarna A-H förklaras
i avsnitt 1.3.1.



Figur 1.2
Sandfånget vid
Nykvarnsverket.



Figur 1.3
Förluftningen vid
Nykvarnsverket.

Sedan går vattnet vidare till två runda försedimenteringsbassänger där de bildade flockarna sedimenterar (D i Figur 1.1 och Figur 1.4).



Figur 1.4
Sedimentationsbassäng
vid Nykvarnsverket.

Det organiska materialet som sedimenterat pumpas in till tre parallellkopplade rötkammare (E i Figur 1.1 och Figur 1.5). I rötkamrarna (6 000 m³ total volym) rötas slammet vid syrefria förhållanden och mesofil temperatur (37 °C) under cirka 20 dygn. Gasen som bildas består av cirka 65 % metan och 35 % koldioxid och går via en gasledning till Tekniska verkens biogasanläggning för mat- och livsmedelsavfall, cirka 1 km norr om Nykvarnsverket. Där uppgraderas biogasen till fordonsgas (97 % metan).



Figur 1.5
Två av Nykvarnsverkets
rötkammare, den tredje
rötkammaren ligger strax
till höger om bilden.

Slammet som återstår i rötkammaren går via ett slamlager med cirka 1–3 dygns uppehållstid till slamavvattningen där skruvpressar ger slammet en torrsubstanshalt (TS) på 25–30 %. Det avvattnade slammet läggs i månadsvisa högar för att hygieniseras genom långtidslagring (>6 månader) för att sedan användas på åkermark. Nykvarnsverket är Revaq-certifierat.



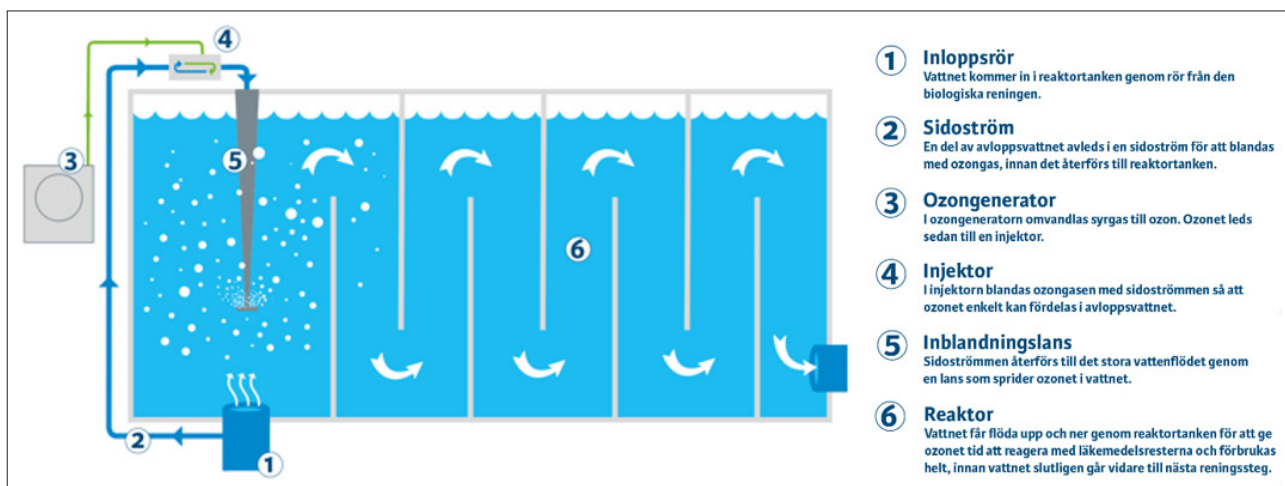
Figur 1.6
Slamlagret vid
Nykvarnsverket.

Rejektvattnet från slamavvattningen behandlas i en separat bassäng med nitrifikation-de-nitrifikation med en SHARON-konfiguration (Hellinga, Schellen, Mulder, van Loosdrecht, & Heijnen, 1998). SHARON-processen sker i en öppen bassäng och har ett kontinuerligt inflöde. Nitrifikation och denitrifikation sker i cykler på 90 minuter. Längden på den syresatta perioden beror av inkommande flöde och ammoniumhalt i bassängen. Dosering av kolkälla sker i början av varje oluftad period. Utgående vatten från SHARON-processen blandas med överskottsslam från den biologiska reningen och kemsam från slutsedimenteringen för att sedan ledas tillbaka till sandfångnet i början av reningsprocessen för avloppsvattnet.



Figur 1.7
SHARON-processen
vid Nykvarnsverket.

I den biologiska reningen bryter mikroorganismer ner organiskt material och omvandlar kvävet i avloppsvattnet till kvävgas (F i Figur 1.1). De biologiska stegen har intermittent luftning vilket innebär att luftningen i bassängerna slås av och på. Luftningen styrs av halten ammoniumkväve och nitratkväve. Nitrifikation sker vid luftning och denitrifikation där kväve avgår till atmosfären i form av kvävgas när luftningen är avstängd. Efter de biologiska stegen går avloppsvattnet vidare till läkemedelsreningen.



I läkemedelsreningen tillsätts ozon för att bryta ner läkemedelssubstanser där cirka 90 procent kan renas bort (G i Figur 1.1 och Figur 1.8).

Efter läkemedelsreningen sker sista steget av kvävereningen i en MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) (H i Figur 1.1). I bassängerna finns det bärrmaterial för att utnyttja volymen optimalt och kolkälla tillsätts för mikroorganismernas tillväxt.

Figur 1.8
En översikt över läkemedelsreningen vid Nykvarnsverket.

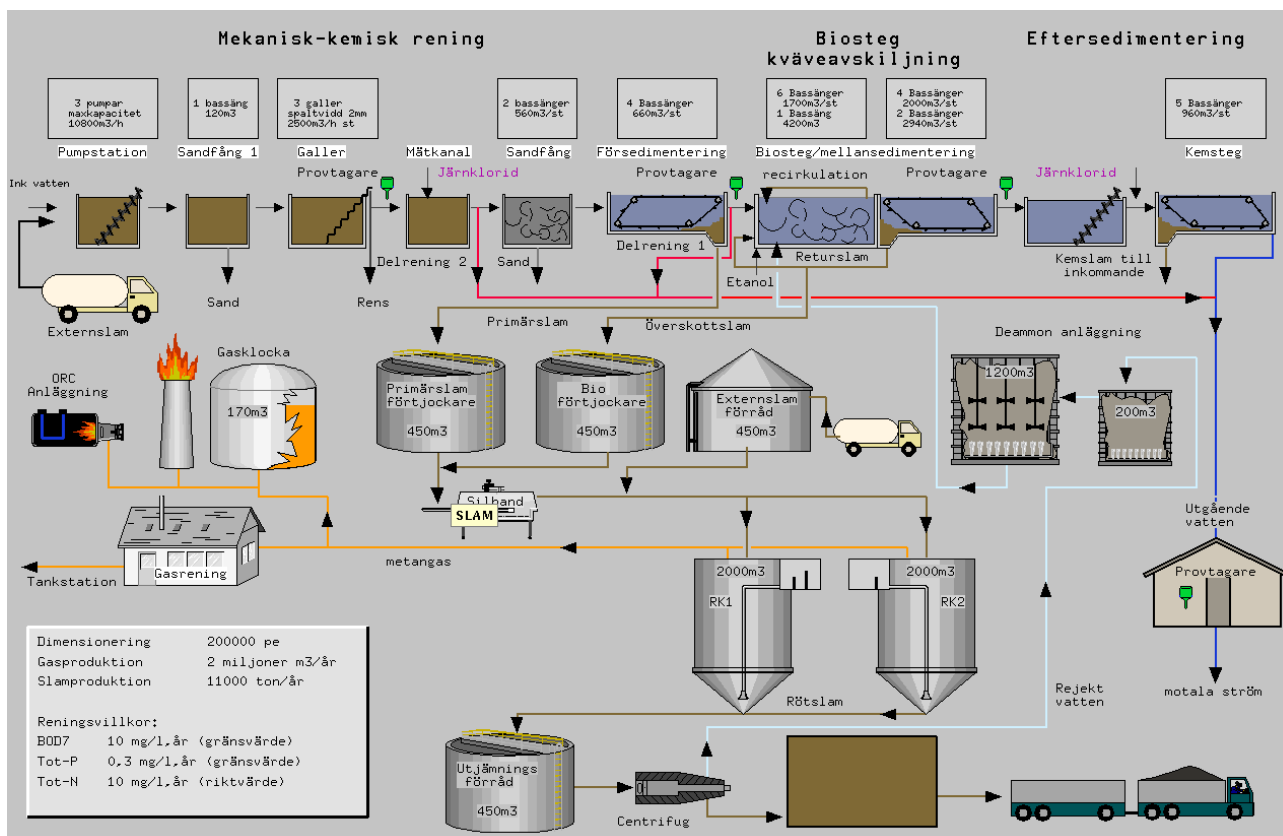


Figur 1.9
Kvävereningen vid Nykvarnsverket.

Det sista reningssteget är eftersedimentering där aluminiumklorid tillsätts för avslutande fosforering. Det färdigrenade vattnet rinner vidare ut till Stångån där halterna av fosfor och biologiskt material har minskat med cirka 98 %, läkemedelsreningen har tagit bort cirka 90 % av läkemedelsresterna och totalkvävet har minskat med cirka 80 % jämfört med inkommande avloppsvatten.

1.4 Norrköpings avloppsreningsverk, Slottshagens ARV

Slottshagens avloppsreningsverk liknar Nykvarnsverket i Linköping med inflöde av avloppsvatten, uppehållstid i reningsverket och halter i utgående vatten i samma storleksordning som i Linköping. Slottshagen är liksom Nykvarnsverket Revaq-certifierat.



Figur 1.10
Flödesschema
över Slottshagens
avloppsrenningsverk.

Figur 1.11
Flygfoto över
Slottshagens
avloppsrenningsverk.

Inkommande vatten leds först till ett luftat sandfång. Därefter passerar vattnet rens-galler och vidare till ytterligare två sandfång där större partiklar och sand rensas bort. Efter sandfångset leds vattnet till fyra parallella sedimenteringsbassänger där fällningskemikalie i form av järnklorid tillsätts och primärslam avskiljs för rötning. Efter den mekaniska och kemiska reningen leds vattnet till det biologiska reningssteget. Vattnet passerar växelvis genom anoxiska och aeroba zoner för att åstadkomma bra förutsättningar för nedbrytning och reduktion av organiskt material och kväve. Det biologiska slammet avskiljs i mellansedimenteringsbassänger och återförs kontinuerligt till luftningsbassängerna.

En del av slammet tas ut som överskottsslam och leds till röt-kammare. Sista steget av reningsprocessen utgörs av efterfällning. I detta steg sker ytterligare dosering av järnklorid för att reglera fosforhalten i utgående vatten. Det kemiska slammet avskiljs i slutsedimenteringsbassängerna och utgörs främst av s.k. järnslam. Detta slam recirkuleras tillbaka till processen och utnyttjas som fällningsmedel vid förfällning. Rötning sker i två röt-kammare med en total volym av 4 100 m³.

Två viktiga skillnader mellan avloppsreningsverken är att aktivslamprocessen i Norrköping är konfigurerad med fasta zoner och kontinuerlig slamluftning. I Linköping luftas hela biovolymen intermittent med styrning mot ammonium- och nitrathalt. För rejektivattenreningen i Norrköping används en nitrifikation-anammoxprocess med bärar-material med produktnamnet DeAmmon och marknadsförs av Purac i Sverige, medan nitrifikation-denitrifikation används i Linköping även kallad SHARON-process.

1.5 Teori kring lustgasbildning

Det finns tre huvudsakliga biologiska produktionsvägar för lustgas enligt Lindblom, Arnell & Jeppsson (2015).

Heterotrof denitrifikation: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$

Reaktionen sker i fyra sekventiella steg som katalyseras av fyra olika enzym. Studier visar att under normala förhållanden är reaktionshastigheten för reduktion av kväveoxid och lustgas högre än den för reduktion av nitrat och nitrit vilket betyder att kväveoxid och lustgas normalt förbrukas och att reaktionen till kvävgas är fullständig. Under störda driftsförhållanden, till exempel vid ackumulering av nitrit eller närvaro av syre, visar det sig emellertid att enzymet N_2O -reduktas lätt inhiberas vilket leder till ackumulering av lustgas.

Autotrof denitrifikation: $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_2\text{OH} \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O}$

Nitrifikation av ammonium till nitrat är en flerstegsprocess där autotrofa ammoniumoxiderande bakterier (AOB) och arkéer initialt oxiderar ammonium via hydroxylamin (NH_2OH) till nitrit. Nitritoxiderande bakterier oxiderar slutligen nitrit till nitrat. AOB kan emellertid också uttrycka de enzym som krävs för att reducera nitrit till kväveoxid (NO) och vidare till lustgas. Den processen är känd som autotrof denitrifikation. AOB kan dock inte producera enzymet N_2O -reduktas, och lustgas snarare än kvävgas är slutprodukt i denna sidoprocess. Många studier indikerar att autotrof denitrifikation är den dominerande källan till lustgasutsläpp vid kväverening på avloppsreningsverk, speciellt vid ogynnsam syrehalt (låg men över noll) eller vid förhöjd nitritkoncentration.

Hydroxylamin oxidation: $\text{NH}_2\text{OH} \rightarrow \text{N}_2\text{O}$

Det är känt att lustgas, förutom genom autotrof och heterotrof denitrifikation, också kan produceras som en biprodukt vid ofullständig oxidation av hydroxylamin (NH_2OH). Oxidation av ammonium till nitrit via hydroxylamin katalyseras av två olika enzym. Mikrobiella studier visar att en extremt reaktiv nitrosylradikal (NOH) bildas som en kortlivad intermediär i det andra steget. I denna process kan kväveoxid och lustgas produceras genom biokemiska reaktioner av hydroxylamin eller nitrosyl. Bildad kväveoxid kan sedan vidare reduceras till lustgas.

1.6 Processparametrar som påverkar emissioner av lustgas

I en litteraturstudie av Westling (2011), har en sammanfattning av studier där identifiering av processparametrar på reningsverk som påverkar emissioner av lustgas gjorts. Lustgasemissioner visar sig ske till största delen vid övergång från anoxiska till aeroba

förhållanden. 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 så finns det en korrelation mellan lustgasemissioner och halten ammonium. Ingen definitiv tröskel på ammoniumkoncentration då lustgas börjar produceras har kunnat identifieras. Även halten löst syre och nitrit korrelerar med höga uppmätta värden av lustgasemissioner. Samtliga dessa tre parametrar bör därför, vid anoxiska förhållanden, hållas på en låg nivå för att minimera mängden lustgas som emitteras (Czepiel, Crill, & Harriss, 1995).

Vid aeroba förhållanden korrelerar ammonium och nitrit enskilt positivt med lustgasemissioner. Höga enskilda värden på dessa parametrar ger således mer lustgasemissioner. Ammonium och nitrit har även en positiv gemensam korrelation med uppmätta lustgasemissioner. Dessa parametrar bör därför hållas på en låg nivå, vid aeroba förhållanden, för att minimera mängden emitterad lustgas. För löst syre, förekommer motstridiga uppgifter, men låga halter under nitrifikation ökar troligen risken för lustgasemissioner (Czepiel et al., 1995).

Den negativa inverkan av höga halter av ammonium antyder att kontinuerliga totalomblandade system skulle ge mindre lustgas än satsvisa processer eller sådana med utpräglat pluggflöde. Låga lustgasemissioner indikerar en stabil nitrifikation och denitrifikation, eftersom lustgas är en identifierad mellanprodukt i båda dessa reaktioner. Om reaktionerna är fullständiga minimeras således emissioner av lustgas. Höga halter av nitrit kan ses som en varningssignal (Foley & Lant, 2009).

Lustgasproduktionen gynnas av snabba skiftningar i syreförhållanden, exempelvis genom intermittent luftning. En snabbt ökande syrehalt ger en kraftigt ökad lustgasemission. En mer konstant syrehalt i systemet ger således minskade lustgasemissioner (Kimochi, Inamori, Mizuochi, Xu, & Matsumura, 1998).

Mängden emitterad lustgas 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 har en aktiv reduktion av nitrat vid höga syrehalter (Hanaki, Hong, & Matsuo, 1992).

2 Metod

2.1 Hyperspektral kamera

Den nya tekniken som användes parallellt med traditionell mätning (Kap 2.3) var en specialutvecklad hyperspektral värmekamera (Figur 2.1) som har tagits fram av LiU för att med hög känslighet kunna mäta växthusgasutsläpp från både mänskliga aktiviteter och olika processer av nedbrytning i naturen från t.ex. sjöar, våtmarker och mossar. Metoden för mätning och mätresultat har redovisats flera vetenskapliga artiklar, bland annat i Gålfalk & Bastviken (2018); Gålfalk, Olofsson & Bastviken (2017) och Gålfalk et al. (2015).

Tekniken bygger på att olika gaser på ett unikt sätt absorberar olika mycket värmestrålning från bakgrunden vid varje given ljusvåglängd. Den hyperspektrala kameran ger ett spektrum för varje bildpunkt, vilket gör det möjligt att identifiera vilka gaser det handlar om (likt fingeravtryck), men också att beräkna mängden gas genom fysikaliska modeller. Kameran är optimerad för att vara känslig för metangas, genom att bara mäta ljus i ett smalt band där metangas har hög absorption, men kan samtidigt mäta lustgas och vattenånga. Bakgrunden till dessa val av gaser är att klimatpåverkan från metan och lustgas är 86 respektive 268 gånger större per kilogram gas än för koldioxid under en 20-årsperiod och 34 respektive 298 större per kilogram gas än koldioxid under en 100-årsperiod (IPCC, 2013). Detta gör att ökade utsläpp, eller upptäckten av okända utsläpp av dessa gaser, är väldigt betydelsefulla.

Kameratekniken (en så kallad imaging Fourier transform spectrometer) tar flera hundra bilder i sekunden samtidigt som ljuset delas upp i två delar och sedan återförenas igen, där den ena strålgången har träffat en spegel som rör sig fram och tillbaks, vilket ger interferens som kan användas för att beräkna spektrum var som helst i bilden. De individuella bilderna kan även korrigeras och användas för att mäta gashastigheter ur samma mätdata från en video. Från mängden gas mellan kameran och bakgrunden i varje pixel (kolumndensitet) och från luftrörelser kan gasflöden sedan beräknas och



Figur 2.1

Mätning med den hyperspektrala kameran vid slamlagret i Linköping. Utrustningen består av en specialutvecklad hyperspektral infraröd kamera, en avstånds-scanner ovanpå kameran (mäter med laser) med tillhörande batteri, en fältdator, elgenerator (om inte eluttag inte finns tillgängligt) samt uppfällbart bord och stolar.

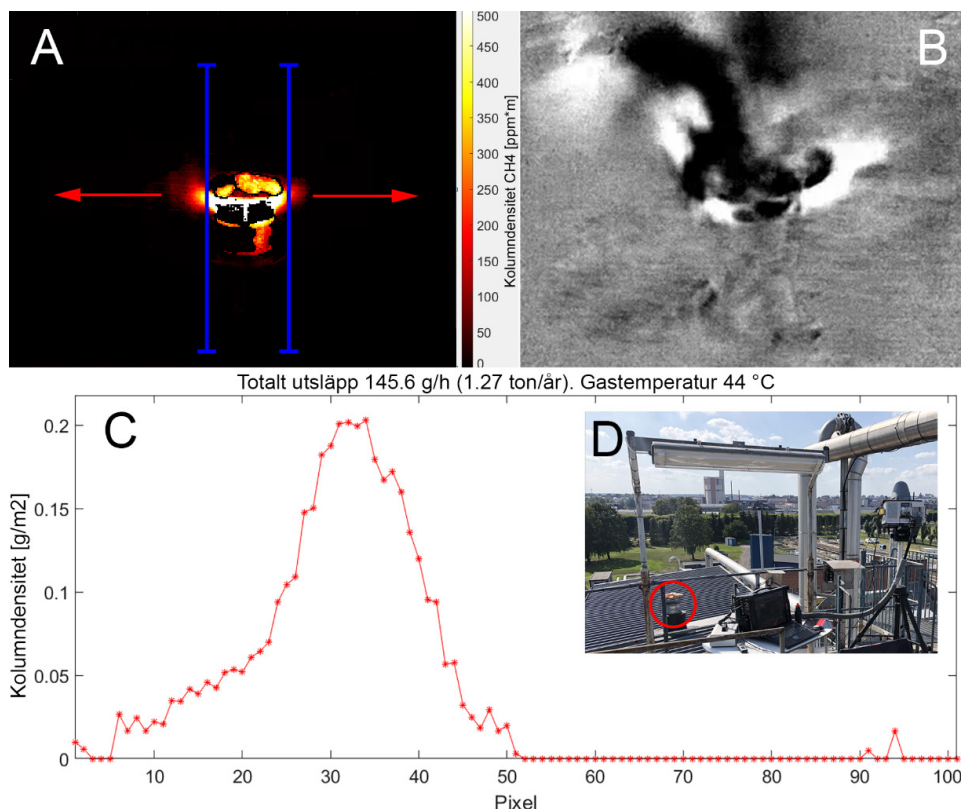
kartläggas både i rum och tid. Hotspots och tidigare okända källor kan även identifieras och mätas från de beräknade gaskartorna.

Systemet har en LiDAR (light detection and ranging) monterad ovanpå kameran som använder en laser för att kartlägga avstånd till varje punkt i bilderna samtidigt som kameran gör mätningar. Detta möjliggör att man på ett pålitligt sätt kan subtrahera bakgrunds nivåer av metan, lustgas, och vattenånga, som inte kommer från utsläpp men som beror på avståndet till bakgrunden i och med att man ser genom större mängd luft på längre avstånd.

Systemet fungerar för både punktkällor och väldigt utbredda källor och kan göra mätningar från flera hundra meters avstånd vilket är en fördel då man vid en sådan fjärranalys inte påverkar systemet som mäts. En mätning kan göras på ca 10–15 sekunder för allt som finns i synfältet (25 x 20 grader) vilket möjliggör hög tidsupplösning även om mätningar görs över stora ytor. Okända utsläpp kan också identifieras i data och kvantifierats i efterhand utan att behöva göra om mätningarna.

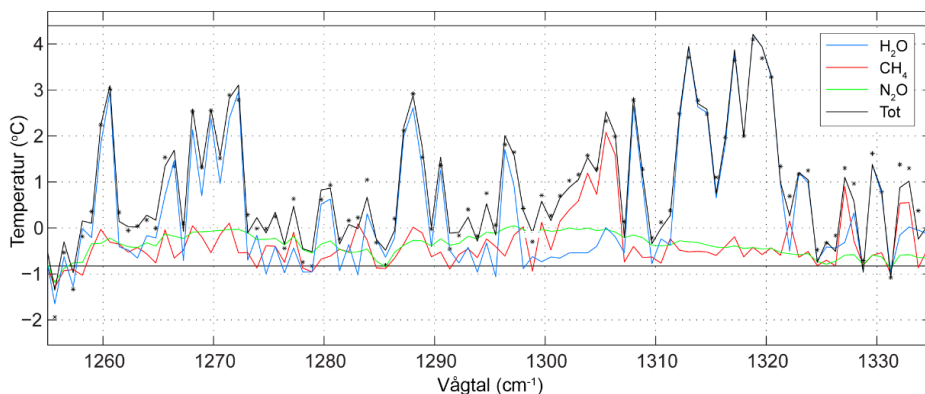
Figur 2.2 visar ett exempel på hur ett punktsläpp (ventilation på toppen av en byggnad på Norrköpings reningsverk Slottshagen). Mätningarna innebär ofta stora mängder data då flera hundra bilder tas i sekunden i allt från någon minuts mätning till någon timme (beroende på vilken känslighet som krävs). LiU har utvecklat ett program som gör en fysikalisk modell över mängden metangas, lustgas, och vattenånga för varje pixel (spektrum) i bilderna och på så sätt bygger upp olika kartor med medelfördelningen av dessa gaser (Gålfalk et al., 2015). Från samma data byggs en videosekvens upp där man tydligt kan se och mäta gashastigheten. Slutligen kombineras luft rörelser och medelkoncentrationer för att beräkna totala flöden med hjälp av massbalans.

Ett exempel på ett spektrum som används vid beräkningen av mängden vattenånga, metangas, och lustgas finns i Figur 2.3. Det som mäts kan tänkas vara uppbyggt i olika lager som kan vara luften framför ett utsläpp (förgrund), en plym med varmare gas från ett utsläpp, en bakgrund (t.ex. träd eller en husvägg), samt reflekterat ljus från himlen.



Figur 2.2

Uppmätning av metanflöde från ventilation "NODRA03" vid Slottshagens ARV med hyperspektral kamera. För varje punkt i bilden (320 x 256 pixlar) beräknas mängden metangas från kameran till bakgrunden och en metankarta byggs upp (A). Från samma data kan en video konstrueras som visar exakta luft rörelser (B). Genom att kombinera koncentrationer med luft rörelser kan ett totalt flöde fås genom att integrera över en yta (markerat med blått i A) (C). Fotografi över mätplatsen "NODRA03" visas i D där ventilationen är markerad med röd cirkel.



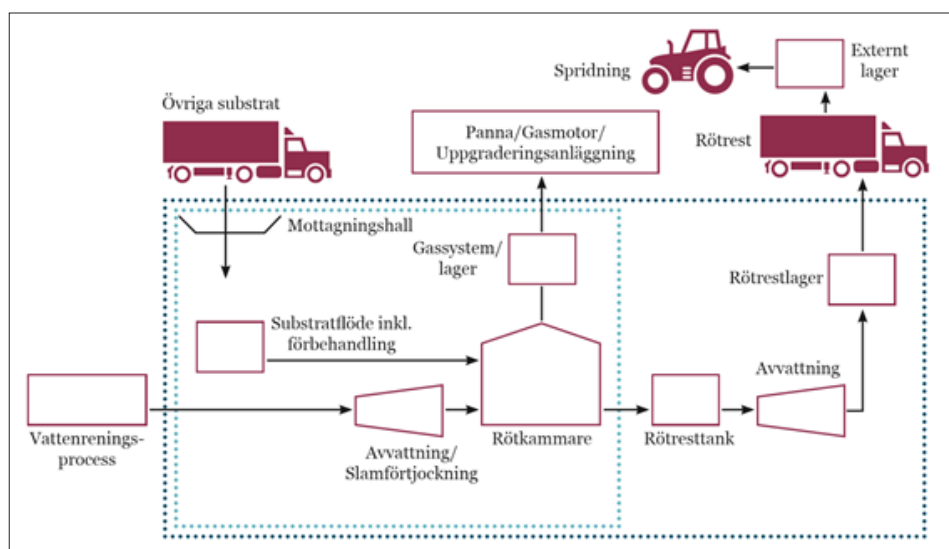
Figur 2.3

Exempel på ett spektrum och tillhörande modeller för en av kamerans mätpunkter (pixel). De svarta symbolerna är mätvärden, den svarta kurvan den totala modellen som i sin tur består av modeller för mängden vattenånga (blå kurva), metangas (röd kurva), och lustgas (grön kurva). För att bygga upp bilder av gasfördelningen i en scen över kamerans synfält görs alltså 320 x 256 = 81 920 modeller automatiskt med mjukvara utvecklad av LiU.

2.2 Egenkontroll Metanemissioner (EgMet)

Systemet EgMet är en utveckling av Avfall Sveriges "Frivilligt Åtagande" som initierades redan 2007 men samögs sedan 2019 av Avfall Sverige och Svenskt Vatten. Systemet beskrivs i Avfall Sveriges rapport "Egenkontroll Metanemissioner 2019" (Holmgren, 2019). De övergripande målen med EgMet är att förbättra biogassystemets miljöprestanda och att ge anläggningsägare hjälp att strukturerat inventera sin anläggning för att identifiera och reducera eventuella utsläpp. En viktig del i systemet utgörs av kvantifiering av utsläppen från en tredje part. Denna kvantifiering omfattar alla delar i verksamheten som berör gasproduktionen, men även slamhanteringen som antas avge metan även efter rötningen, t.ex. från slamhanteringen.

I den uppdaterade systembeskrivningen har avloppsreningsverkens biogasproduktion tydligare beskrivits och avgränsats. Lager för avvattnat slam kan ligga inom verksamhetsområdet för avloppsreningsverket och ingår då i det som ska mätas i egenkontroll metanemissioner. På grund av att det inte funnits någon bra metod för att mäta metanavgången på lager med avvattnat slam så har det fram till idag endast genomförts enstaka mätningar på avvattnat slam. RISE (Research institutes of Sweden) har målsättningen att utveckla en tillämpbar mätmetod även för avvattnat slam där mätningar i detta projekt utgjorde en del i utvecklingsarbetet. Figur 2.4 visar systemgränserna på avloppsreningsverk.



Figur 2.4

Systemgränserna för egenkontroll metanemissioner (EgMet). Ljusblå linje markerar systemgräns för hållbarhetskriterierna (HBK) och mörkblå linje är systemgräns för EgMet.

2.3 Konventionell mätteknik

Metodiken utgår från standardiserade mätmetoder vid emissioner till luft och finns beskriven i Holmgren (2016a). Metodiken har även jämförts med andra etablerade mätmetoder av metanemissioner till luft i två Europeiska samarbetsprojekt (Clauß et al., 2019; Reinelt et al., 2017). Metoden bygger på en initial identifiering av utsläppspunkter genom läcksökning med läcksökningsinstrument för metan. Därefter sker mätning av gasflöde och metankoncentration för beräkning av det enskilda utsläppets momentana storlek. Alla uppmätta utsläpp summeras och omräknas till årsvärden utifrån uppgivna anläggningsdata. Gasflöden uppmäts med varmrådsgivare eller pitotrör. Då sådana mätningar inte är möjliga används istället fläktdata för bestämning av flödet. Metanhalten i gasflödet uppmäts som THC (Total Hydrocarbons) i en FID (flam-joniserings detektor) med förestående s.k. "Cutter" som destruerar alla andra kolväten utom metan. I Figur 2.5 visas uppställning av instrumenteringen vid Linköpings avloppsreningsverk, Nykvarnsverket.



Figur 2.5
Instrumentering
för utförande av
metanmätning på
Nykvarnsverket.

I projektet har utgångspunkten för mätningarna av metanemissioner varit de systemgränser som tillämpas inom EgMet. I och med avsaknaden av beskrivna mätmetoder för kvantifiering av metanemissioner från lagrat, avvattnat slam inom EgMet har en specifik metod för dessa mätningar även testats inom projektet.

2.3.1 Mätmetod för metanemissioner från avvattnat, lagrat slam

Kvantifiering av metanemissioner från avvattnat, lagrat slam på Nykvarnsverket har inneburit ett behov av metodutveckling inom projektet. Metoden som användes för detta utgår från erfarenheter från andra mätningar på avloppsslam och andra utsläppspunkter. Den bygger på så kallad vindtunnelmetod (Liebetrau et al., 2013), där utsläppsobjektet täcks in med plast för att sedan forcera igenom en känd mängd luftström igenom denna, med syfte att samla upp all emitterad metan och erbjuda mätbarhet i andra änden där luftströmmen släpps ut.

För att åstadkomma detta placerades 20 m³ slam i en jämntjock hög med ytan 4 x 8 meter och 1 meter höjd. Vid mätning täcktes högen in under en presenning som tyngdes ner på alla sidor. En fläkt monterades att blåsa in luft mellan presenning och slam. Efter fläkten monterades ett mätrör. På så vis kunde luftflödet från fläkten bestämmas

genom att mäta det i mätröret. Presenningen tyngdes ner av vikter (olika objekt, bl.a. betongplattor), men den var inte på något sätt lufttät. På den andra sidan slamhögen monterades ett rör under presenningen som fungerade som luftutlopp i vilket metanhalten kunde mätas kontinuerligt över tid. I metoden antas metankoncentrationen vara densamma i alla läckor från presenningen. Figur 2.6 visar uppställningen vid mätning av metanemissioner från en slamhög på Nykvarnsverket.



Figur 2.6
Mätning av metanemissioner från en slamhög på Nykvarnsverket.

3 Genomförande

3.1 Mätning av växthusgasemissioner

3.1.1 Hyperspektral kamera vid Nykvarnsverket

Mätningarna genomfördes under fyra perioder av året (höst, vinter, vår, sommar) med minst fyra mättdagar inom en månad i varje period. Med detta sätt var tanken att kunna visa/ fånga hur växthusgasutsläppen varierar över dygnet, mellan dygnet och mellan årstider. Mätperioderna beskrivs i Tabell 3.1 och mätningar gjordes för alla reningssteg.

Mätningarna gjordes med kameran monterat på ett stativ från avstånd på några meter till över hundra meter från källan, och beroende på geometri och typ av källa stod kameran antingen på marknivå eller på ett hustak. En väderstation placerades alltid ut för att registrera vindhastigheter och vindriktningar under mätningarna. För varje synfält gjordes även en motsvarande avståndskarta. Runt varje reningssteg togs även luftprover av metan och lustgas, för att jämföras med kameramätningarna, som lagrades i vialer och sedan analyserades med gaskromatograf på Linköpings Universitet.

Mätperiod	Omgång	Tidpunkt	Fokusområden	Antal mättdagar
Höst 2018	1	5 oktober – 12 november	Hela verket, (alla processteg), försedimentering	6
Vinter 2019	2	11 mars – 15 april	SHARON-process, pilotförsök lagring slam	5
Vår 2019	3	10 juni – 19 juni	Biologisk rening	4
Sommar/höst 2019	4	14 augusti – 10 september	Biologisk rening, hela verket, rötning	5

Tabell 3.1
Mätperioder för hyperspektral kamera på Nykvarnsverket.

3.1.2 Kompletterande laboratorieanalyser Nykvarnsverket

Vattenprover togs på utgående vatten från SHARON-processen den 22 mars, 15 april och 15 september som analyserades avseende ammoniumkväve, nitratkväve och nitritkväve.

3.1.3 Hyperspektral kamera vid Slottshagens ARV

Mätning skedde även under tre mätperioder vid Slottshagens ARV. Mätning skedde under vår, sommar och höst under totalt fyra mättdagar. Syftet med att utföra mätningar vid reningsverket i Norrköping var dels att testa metoden på ett annat ARV och dels att jämföra växthusgasutsläpp för olika tekniker för kväverening i det biologiska reningssteget och rejektvatten från avvattnings av rötat slam. Mätperioderna beskrivs i Tabell 3.2. Mätningar gjordes för alla reningssteg även på detta reningsverk, dock ofta från hög höjd (toppen av en byggnad) men utvalda detaljmätningar gjordes även nära vissa reningssteg (slamhögar, biologisk rening, DeAmmon). En väderstation placerades alltid ut för att registrera vindhastigheter och vindriktningar under mätningarna. För varje synfält gjordes även en motsvarande avståndskarta. Runt varje reningssteg togs även luftprover av metan och lustgas, för att jämföras med kameramätningarna, som lagrades i vialer och sedan analyserades med gaskromatograf på Linköpings Universitet.

Mätperiod	Omgång	Tidpunkt	Fokusområden	Antal mättdagar
Vår 2019	1	25 april	Biologisk rening, slamhögar	1
Sommar 2019	2	28 juni	Slamhögar	1
Sommar/höst 2019	3	26 augusti, 19 september	Slamhögar, hela verket, Biologisk rening, DeAmmon	2

Tabell 3.2
Mätperioder för hyperspektral kamera på Slottshagens ARV.

3.1.4 Konventionell mätteknik

Som komplement till mätning med hyperspektral kamera utfördes mätningar med konventionell teknik av RISE. Mätningarna följde handbok metanmätningar som används i Svenskt Vattens och Avfall Sveriges samverkansprojekt Egenkontroll metanemissioner (Holmgren, 2019). Syftet var att få jämförbara mätresultat som dessutom går att jämföra med tidigare utförda mätningar på reningsverket och med andra reningsverk. Mätningarna utfördes vid två tillfällen i Linköping under vår och sommar, samt ett tillfälle på sommaren i Norrköping, se Tabell 3.3.

Mätperiod	Tidpunkt, plats	Fokusområde	Antal mättdagar
Vår 2019	27 mars Linköping	Enligt gränsdragningar i EgMet inkl. slamhögar	1
Sommar 2019	14 augusti Linköping	Enligt gränsdragningar i EgMet inkl. slamhögar	1
Sommar 2019	15 augusti Norrköping	Enligt gränsdragningar i EgMet exkl. slamhögar och gasuppgradering	1

Tabell 3.3
Mätperioder för konventionell teknik utfört av RISE på Nykvarnsverket och Slottshagens ARV.

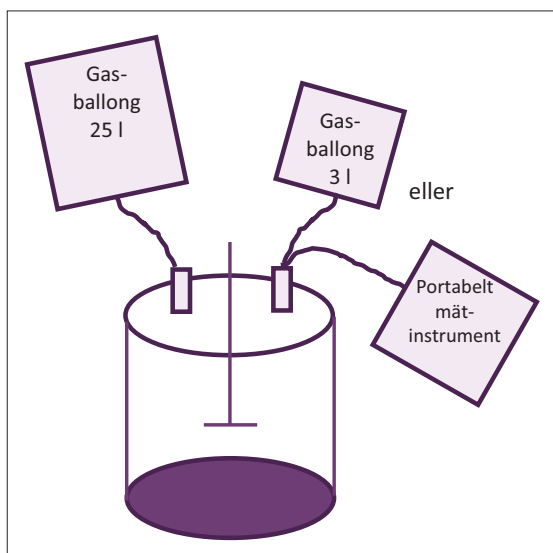
3.2 Pilotförsök lagring av slam

Pilotförsök med behandling av slam för att uppnå minskad metanemission under lagring genomfördes vid Nykvarnsverket. Totalt fyra behandlingar valdes ut att ingå i pilotstudien där de valda behandlingarna skulle vara realistiska alternativ att kunna implementera i fullskala. De behandlade slammen jämfördes med en kontrollhög med slam utan någon behandling för att kunna utvärdera effekten jämfört med nuvarande slamhantering.

3.2.1 Metanoxiderationsförsök på laboratoriet

Pilotförsöket föregicks av enkla metanoxiderationsförsök i syfte att hitta kompost och lagrat slam med bra potential att kunna fungera som metanoxiderationsskikt i processen (låg aerob aktivitet och god metanoxiderationsförmåga). Undersökta material var kompost som lagrats 12 och 24 månader samt slam som lagrats 6 och 9 månader. Försöken genomfördes enligt beskrivning i Kjeldsen & Scheutz (2016), se även Bilaga A.

I försöket användes gastäta laboratoriereaktorer som normalt används för biogasförsök (Figur 3.1). Material tillsattes till reaktorn och först mättes hur CO_2 ökade och O_2 minskade i reaktorn. Efter 2 dygn tillsattes en blandning av biogas (65 % CH_4) och luft (21 % O_2) och halten CO_2 , O_2 och CH_4 mättes under 4 dygn. Förbrukning av O_2 i respirationsdelen och CH_4 i metanoxiderationsdelen beräknades och jämfördes med målvärden angivna i Kjeldsen & Scheutz (2016).



Figur 3.1
Gastäta reaktorer som användes för utförande av metanoxiderationsförsök.

3.2.2 Praktiskt genomförande av pilotförsök

De fyra alternativen för utvärdering i pilotstudien var:

- Slam som svalnat av naturligt under fyra dagar före start av pilotförsök
- Slam med inblandning av 1,6 % urea (våt vikt)
- Slam täckt av ett kompostskikt för ökad metanoxidation
- Slam täckt av lagrat slam från reningsverket för ökad metanoxidation

Den naturliga kylningen av slam (lagring i mindre högar för att öka värmeavgång från materialet) inleddes fyra dagar före pilotstudiens början. Avvattnat slam lades upp i 15 högar som innehöll cirka 1,5 m³ var. Fyra temperaturloggers användes för att mäta temperaturen under lagringsperioden innan uppstart av pilotförsöket (BIODEGMA® datalogger), se Figur 3.2.



Figur 3.2
Utförande av naturlig kylning och mätning av temperatur med temperaturlogger BIODEGMA®.

Tillsatsen av urea utfördes enligt instruktionerna i Vinnerås, Nordin, & Jönsson (2017) med rekommendationen 1,6 % (våt vikt) tillsats av urea som resulterade i en ammoniakhalt på cirka 0,8 % (våt vikt). Knappt 2 m³ slam och 25 kg urea (46 % N) blandades grundligt med grävmaskin i 5 min vilket upprepades 12 gånger för att få önskad total mängd (Figur 3.3) och täcktes sedan av en presenning av PE (vikt 180 g/m²). Presenningen användes för att minimera ammoniakförlusterna under lagringsperioden enligt instruktionerna i Vinnerås et al. (2017).



Figur 3.3
Inblandning av urea med grävmaskin i avvattnat slam.

Den kompost som användes för täckning av slam i pilotförsöket härstammade från trädgårdsavfall från Linköping och hade lagrats i 24 månader vid Tekniska verkens deponiområde nära Nykvarnsverket, se Figur 3.4. Slammet som användes för täckning togs från de översta 20 cm av slam som lagrats i nio månader vid Linköpings reningsverk. Kompostmaterial är ett välkänt och ofta använt material för att anlägga metanoxidationsskikt vid t.ex. nedlagda deponier (Scheutz, Cassini, De Schoenmaeker,

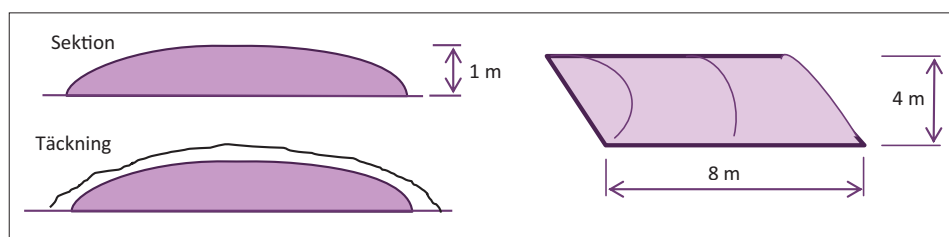


Figur 3.4
Täckning av avvattnat slam med kompostmaterial. Till vänster i bild är slamhög med ureainblandning och täckning med presenning.

& Kjeldsen, 2017). Lagrat slam användes för att materialet redan finns på reningsverket och metanoxiderande mikroorganismer i luftad jord ofta är mycket effektiva och resulterar i att jordar i allmänhet är nettosänkor för atmosfärisk CH₄ (Saunois et al., 2016). Slam och täckmaterialet för ökad metanoxidation separerades med en permeabel geotextil (Ahlseil Hipertex N2 vikt 135 g/m²).

En slamhög fungerade som kontrollalternativ och motsvarade dagens hantering av slam efter avvattning där slammet inte genomgick någon behandling för att minska metanemissionerna.

Pilotförsöket startades upp den 19 mars 2019 och pågick 163 dagar till och med 29 augusti. Lagringen av behandlat slam genomfördes utomhus i cirka 20 m³ stora högar som lades upp i anslutning till befintlig lagring av avvattnat slam på reningsverket i Linköping, se Figur 3.5 och Figur 3.6.



Figur 3.5
Skiss över slamhögar i pilotförsök.



Figur 3.6
Slamhögar i pilotförsök.

3.2.3 Laboratorieanalyser pilotförsök

Alla material (avvattnat slam, kompost och lagrat avvattnat slam) analyserades avseende torrsubstans och organiskt innehåll (TS respektive VS) innan uppstart av försöket. Det slam som användes i pilotförsöken (exklusive täckmaterial) analyserades också avseende pH, NH₄-N och Kjeldahl-N, se Tabell 3.4. Prov togs ut samma dag som pilotförsöken startade, dag 30, 99 och vid avslut av försöket (dag 163). Vid provtagning togs ett prov ut per hög förutom vid avslut då tre prov togs ut per hög som analyserades separat.

Material	Analys
Slam i pilotförsök med olika behandling	TS, VS, pH, P, VFA, NH ₄ -N och Kjeldahl-N
Trädgårdskompost för täckning (24 mån lagring)	TS, VS
Lagrat avvattnat slam för täckning (9 mån lagring)	TS, VS

Tabell 3.4
Analyser för material i pilotförsöken.

3.2.4 Satsvisa utrötningsförsök

I satsvisa utrötningsförsök som även kallas BMP-försök (Biochemical Methane Potential) undersöks den totala metangasproduktionen från ett material genom att det blandas med ymp (mikroorganismer) och läggs i ett gastätt kärl där gasproduktionen mäts till den avstannar. I detta försök användes ingen ymp då materialet redan innehöll de mikroorganismer som krävs för anaerob nedbrytning och försöket skulle efterlikna hur lagringen av avvattnat slam sker i fullskala.

Fem försöksserier startades upp för materialen avvattnat färskt slam utan någon behandling (kontroll), kylt slam och slam med tillsats av urea i tre koncentrationer, se tabell 3.5. Slamprov till försöket togs ut två dagar före start av de satsvisa utrötningsförsöken. Slam till serien "Kylt slam" lagrades i kylskåp vid 4 °C och resten av slammet lagrades vid 23 °C i två dagar (till start av BMP-försök). Tre replikat av varje serie startades och varje replikat hade en totalvikt på 300 g. Analys utfördes av parametrarna torrsubstans och organiskt innehåll (glödförlust) för substratet. Det satsvisa utrötningsförsöket genomfördes i rumstemperatur, cirka 23 °C under 80 dagar i systemet AMTPSII som saluförs av Bioprocess Control Sweden AB, Lund. Producerad biogas leds först genom en lutfälla där CO₂ löses i luten, metangasen går sedan vidare till flödescell där gasproduktionen mäts kontinuerligt och räknas om från mesofila förhållanden till standardförhållanden (Nm³), motsvarande normaltryck 1 013,25 hPa samt normaltemperaturen 0 °C (Badshah, Lam, Liu, & Mattiasson, 2012).

Försöksserie	Lagring av slam innan BMP-försök	Urea tillsats
Avvattnat slam	22 °C i 2 dagar	-
Kylt avvattnat slam	4 °C i 2 dagar	-
Avvattnat slam med 0,8 % Urea tillsats	22 °C i 2 dagar	0,8 % (våt vikt)
Avvattnat slam med 1,6 % Urea tillsats	22 °C i 2 dagar	1,6 % (våt vikt)
Avvattnat slam med 3,2 % Urea tillsats	22 °C i 2 dagar	3,2 % (våt vikt)

Tabell 3.5
Försöksserier i
BMP-försök.

De valda koncentrationerna av urea var 0,8, 1,6 och 3,2 % vilket är hälften, samma och dubbla koncentrationen jämförd med vad som rekommenderas av Vinnerås et al. (2017). Urean maldes till ett fint pulver i en mortel och blandades först noggrant med 50 gram slam som sedan blandades noggrant med resterande 250 gram slam.

4 Resultat och diskussion

Nykvarnsverket

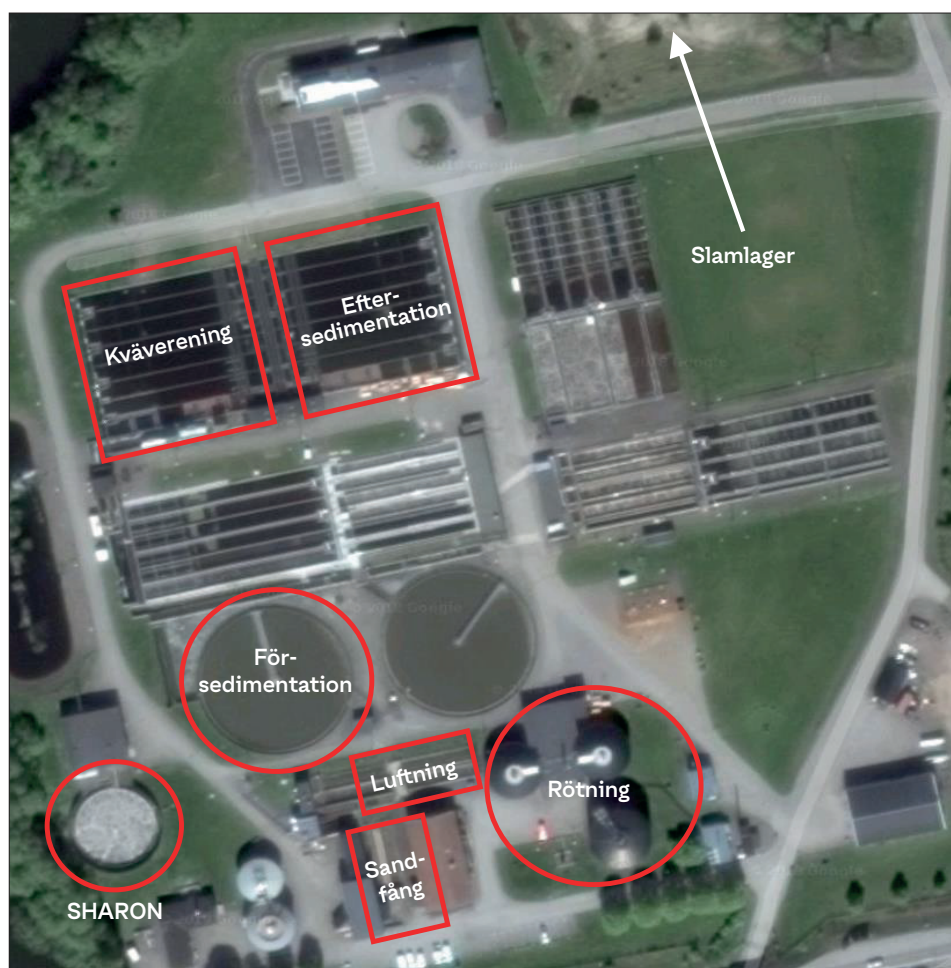
4.1 Mätning med hyperspektral kamera

Alla resultat från mätningarna av utsläpp med den hyperspektrala kameran finns redovisade i bilaga 4 för både Linköping och Norrköping. Motsvarande luftprover av metan och lustgas finns redovisade i bilaga 11.

4.1.1 Mätomgång 1

Mätningarna genomfördes under sex dagar utspridda under cirka en månads tid. Under den första mätomgången var fokus att mäta på så många processteg som möjligt för att få en bred bild över möjliga källor för emissioner av metan (CH_4) och lustgas (N_2O) från reningsverket i Linköping. De processteg där mätning med den hyperspektrala kameran utfördes under mätomgång 1 är markerade i Figur 4.1 och exempel på apparatuppställning visas i Figur 2.1.

Resultat från mätningarna i mätomgång 1 redovisas i Tabell 4.1 och återfinns även i Bilaga D.



Figur 4.1
Processteg som mättes med den hyperspektrala kameran under mätomgång 1.

Processteg	CH ₄ (kg/år)	N ₂ O (kg/år)
SHARON (en cykel, 90 min, två mät dagar)	1 820 – 11 700	4 380 – 60 300
Slamlager (0–24 dygn)	80 700	Ingen detektion
Slamlager (2 mån)	9 860	Ingen detektion
Slamlager (3 mån)	7 670	Ingen detektion
Slamlager (4 mån)	< 2 190	Ingen detektion
Sandfång	1 350	Ingen detektion
Förluftning	1 530	Ingen detektion
Försedimentering	Ingen detektion	Ingen detektion
Biologisk rening	Ingen detektion	Ingen detektion
Kväverening	Ingen detektion	Ingen detektion
Rötkammare	Möjlig detektion	Ingen detektion
Eftersedimentation	Ingen detektion	Ingen detektion
Läkemedelsrening	Ingen detektion	Ingen detektion

Tabell 4.1
Resultat från mätomgång 1 med den hyperspektrala kameran vid Linköpings reningsverk.

Mätningarna visade att de två dominerande källorna till växthusgasutsläpp var slamlagret och SHARON-processen. Vid slamlagret var det framförallt slamhögen med det färskaste slammet som bidrog mest, medan äldre slamhögar hade betydligt lägre metanemissioner.

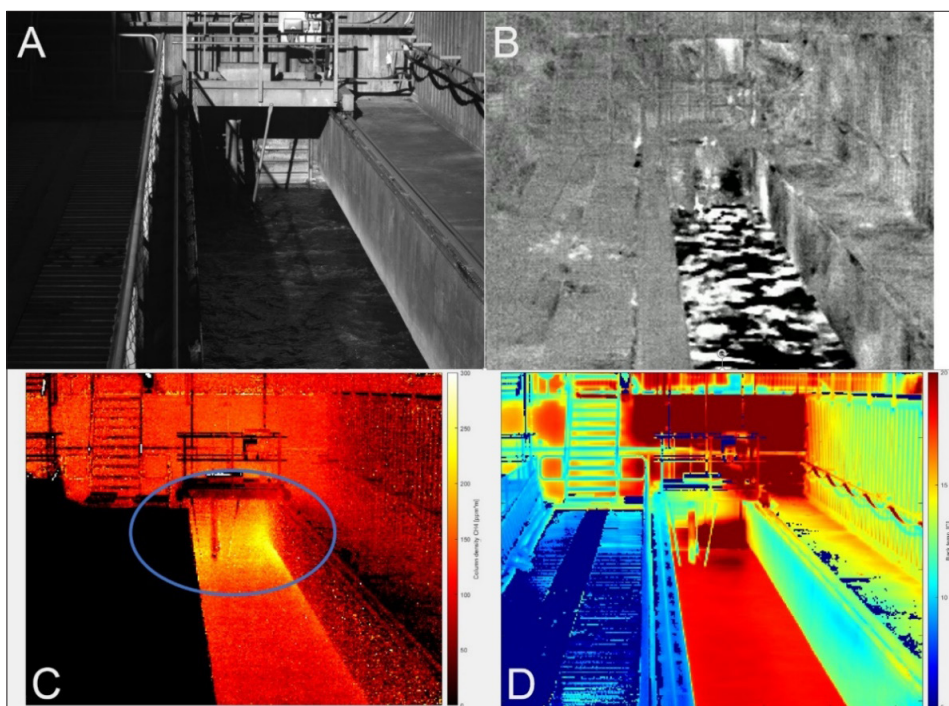
Vid SHARON-processen kunde både lustgas- och metanemissioner mätas upp där lustgasemissionerna var de dominerande både med avseende på flöde och om hänsyn tas till olika Global Warming Potential (GWP) 100-värde (IPCC, 2013) där CH₄ har 34 och N₂O har 298 i GWP100-värde. Lustgasemissionerna vid SHARON-processen var höga vid det första mättillfället (drygt 60 000 kg/år) och mycket lägre vid det andra mättillfället (4 300 kg/år) vilket visade på vikten av ytterligare mätningar för att få en bättre bild över hur utsläppen varierade.

Resultaten från mätomgång 1 innebar att fokusområden kunde väljas ut till mätningarna i omgång 2-4. Fokusområden var SHARON-processen, slamhögar samt biostegen.

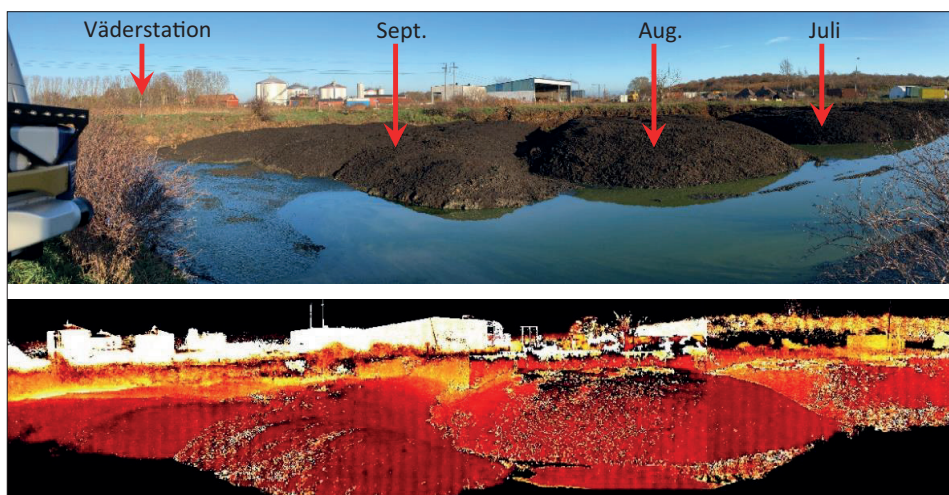
Exempel på visuella resultat från mätningar med den hyperspektrala kameran visas i Figur 4.2 och Figur 4.3.

Panelerna i figur 4.2 visar: svartvit synligt ljus (A), en stillbild från en video som visar luftrörelser från metangas och vattenånga (B), en metankarta där rött-gult-vitt visar mängden metan (kolumndensitet) till bakgrunden (C), samt en temperaturkarta som illustrerar temperaturkontrasten mellan gasen och bakgrunden (D).

Den övre bilden i figur 4.3 visar uppställning av mätinstrument och väderstation relativt tre slamhögar som mäts (1 mån, 2 mån, och 3 mån gamla). Den undre bilden är en metankarta (mosaik av flera metanbilder) där färgerna (rött-gult-vitt) visar mängden metan från kameran till bakgrunden. Kombinerat med vindhastigheter kan flöden sedan beräknas.



Figur 4.2
Exempel på resultat från mätning med den hyperspektrala kameran vid sandfånet.



Figur 4.3
Exempel på resultat från mätning med den hyperspektrala kameran vid slamlagret.

4.1.2 Mätomgång 2

Mätningarna genomfördes under fem dagar under en cirka månads tid. Flera av mätningarna användes för kameramätningar på pilotförsöket och resultaten från dessa redovisas i kapitel 7.2.2. Resultat från övriga mätningar redovisas i Tabell 4.2 nedan samt i Bilaga D.

Utförda kameramätningar i mätomgång 2 påvisade liknande växthusgasutsläpp jämfört med den första omgången, men med den skillnaden att emissioner av såväl metan som lustgas uppmättes från den biologiska reningen. Mätning på oluftad fas i biostegen utfördes inte under omgång 2. Emissioner av metan kunde mätas upp från den biologiska reningen även om flödet var lågt jämfört med slamlagret. Bassängerna för den biologiska reningen är luftade en relativt stor del av tiden så är det osannolikt att anaerob nedbrytning sker i någon nämnvärd omfattning. Metan som finns löst i vattnet från tidigare processteg kan dock drivas av på grund av den relativt intensiva luftningen.

En mätning utfördes mot bufferttanken för slam innan avvattning under mätomgång 2. Tanken har en varierande nivå och ett cirka 0,1 m³ stort hål på toppen av tanken där gas flödar ut när tanken fylls på och gas (luft) flödar in när nivån sjunker i tanken. Detta

Processteg	CH ₄ (kg/år)	N ₂ O (kg/år)
SHARON (en cykel, 90 min, två mättillfällen)	2 190 – 3 290	40 200 – 62 100
Slamlager (1 mån)	37 300	Ingen detektion
Slamlager (2 mån)	20 500	Ingen detektion
Slamlager (3 mån)	8 040	Ingen detektion
Sandfång	880	1 350
Förluftning	550	0
Försedimentering	Ingen detektion	Ingen detektion
Biologisk rening	3 290	730
Buffertank slam (före avvattning), avluftning (TV06)	3 900	1 390

Tabell 4.2

Resultat från mätningar i mätomgång 2 med den hyperspektrala kameran vid Linköpings reningsverk.

leder till relativt stor osäkerhet om förhållandena vid mätning med den hyperspektrala kameran var representativa för ett helt år och ytterligare mätningar utfördes inte i projektet. Lustgas påvisades vid mätningen vilket inte var enligt förväntan och vid mätningar på motsvarande processteg i Norrköping så kunde lustgas inte detekteras överhuvudtaget. På grund av osäkerhet om hur representativ mätningen är så har lustgas inte tagits med och medelvärde för CH₄ för denna mätning samt två mätningar med konventionell teknik i projektet använts vid sammanfattande bedömning av totala växthusgasutsläpp från Nykvarnsverket i kapitel 4.2.5.

4.1.3 Mätomgång 3

Mätningarna genomfördes under fyra dagar under en period på två veckor. Resultat från mätningarna redovisas i Tabell 4.3 nedan samt i Bilaga D.

Processteg	CH ₄ (kg/år)	N ₂ O (kg/år)
SHARON (en cykel, 90 min, två mättillfällen)	< 360	3 650
Slamlager (1 mån)	22 650	Ingen detektion
Slamlager (2 mån)	42 730	Ingen detektion
Sandfång	4 200	< 100
Förluftning	800	Ingen detektion
Försedimentering	Ingen detektion	Ingen detektion
Biologisk rening	0 – 730	0 – 990

Tabell 4.3

Resultat från mätningar i mätomgång 3 med den hyperspektrala kameran vid Linköpings reningsverk.

Mätningar vid biostegen utfördes vid både luftad och oluftad fas. Den uppmätta halten lustgas var mycket låg under både luftad och oluftad fas där projektgruppen hade förväntat sig större emissioner av lustgas vid växlingen mellan luftad och oluftad fas (intermittent luftning). Mätningar vid SHARON-processen visade låga emissioner jämfört med omgång 1 och 2. Mätningarna vid övriga processteg visade emissioner i samma storleksordning som under mätomgång 1 och 2.

4.1.4 Mätomgång 4

Mätningarna genomfördes under fem dagar under en period på en månad. Resultat från mätningarna redovisas i Tabell 4.4 nedan samt i Bilaga D.

Mätningar vid biostegen utfördes vid både luftad och oluftad fas även i mätomgång 4 utan att kunna påvisa några nämnvärda halter av lustgas under luftad eller oluftad fas. Mätningar vid SHARON-processen visade låga emissioner jämfört med omgång 1 och 2, men högre lustgasemissioner jämfört med det som uppmättes i omgång 3. Resultat från mätningarna vid övriga processteg stämde väl överens med resultaten från tidigare mätomgångar.

Processteg	CH ₄ (kg/år)	N ₂ O (kg/år)
SHARON (en cykel, 90 min, två mättillfällen)	< 360	6 210
Slamlager (2 mån)	50 040	Ingen detektion
Slamlager (3 mån)	7 300	Ingen detektion
Sandfång	6 210	Ingen detektion
Försedimentering	Ingen detektion	Ingen detektion
Biologisk rening	0 – 1 100	< 360

Tabell 4.4

Resultat från mätningar i mätomgång 4 med den hyperspektrala kameran vid Linköpings reningsverk.

4.2 Sammanfattande resultat och bedömning

4.2.1 SHARON-processen

Driftdata från SHARON-processen jämfördes med data från kameramätningarna och det gick att utläsa att lustgasemissionerna ökade vid luftad fas samt ökad belastning av kväve och flöde, se Tabell 4.5 och Bilaga E.

Mätplats	Mätomgång 1 Höst 2018		Mätomgång 2 Vår 2019		Mätomgång 3 Sommar 2019		Mätomgång 4 Höst 2019	
	CH ₄ (kg/år)	N ₂ O (kg/år)	CH ₄ (kg/år)	N ₂ O (kg/år)	CH ₄ (kg/år)	N ₂ O (kg/år)	CH ₄ (kg/år)	N ₂ O (kg/år)
SHARON (första mätning)	1 830	60 270	3 290	40 180	< 360	3 650	< 360	6 210
SHARON (andra mätning)	11 690	4 380	2 190	62 090				

I SHARON-processen på Nykvarnsverket finns flera förutsättningar för att lustgas kan produceras enligt de processparametrar som hade identifierats i en litteratursammanställning av Westling (2011):

- SHARON-processen är en nitritationsprocess. Per definition så är då nitrithalten relativt hög i processen då ofullständig nitrifikation eftersträvas genom att skapa ogynnsamma förhållande för nitritoxiderande bakterier att växa till.
- Ammoniumbelastningen från rejecktvalet är hög.
- Processen luftas intermittent.
- Det är snabba skiftningar mellan luftad och oluftad fas. Då det varit problem med att syregivarna indikerat syretoppar även under oluftad fas så har luftningen gått på konstant luftflöde vid luftad fas. Det blir då stora skiftningar i syreförhållanden.
- Etanol används som kolkälla.

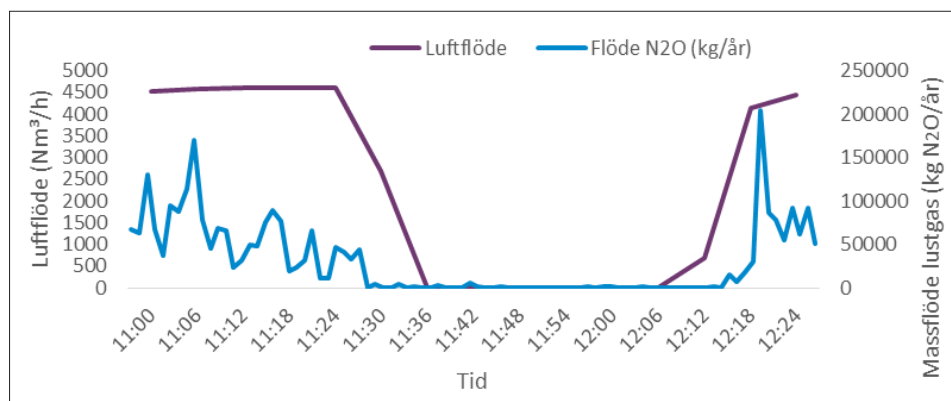
I Figur 4.4 ser man hur lustgasemissionerna varierar under en luftad respektive oluftad fas. Halterna är högre i början av en luftad fas och avtar sedan för att avstanna under oluftad (anoxisk) fas. Att lustgasen ackumuleras under oluftad fas för att sedan strippas av då luftningen startas är ganska troligt. Att lustgasflödet minskar succesivt under den luftade fasen tyder också på detta.

I Figur 4.5 ser man att det finns en positiv korrelation mellan nitrithalt och lustgasemission vid mätperioderna. Denna korrelation stämmer väl överens med litteraturuppgifter i kapitel 1.5 och 1.6.

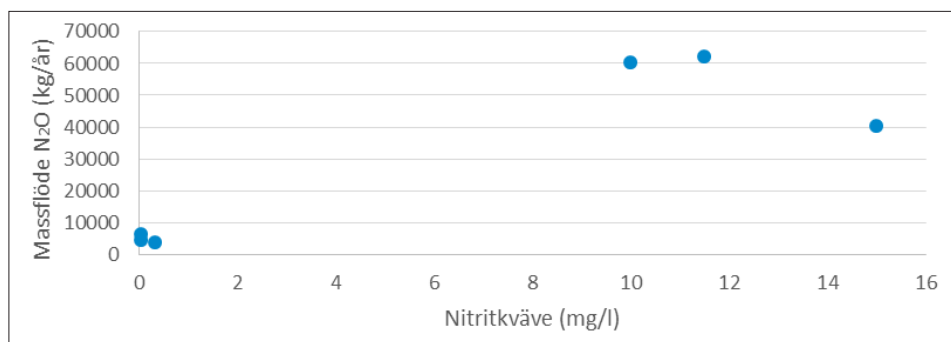
I Figur 4.6 (A) är lustgasflödet plottat mot ammoniumhalten i inkommande rejecktvalet till SHARON-processen. I litteraturuppgifter så finns det en enskilt positiv korrelation mellan ammoniumkoncentration och lustgasemissioner vid anoxiska förhållanden (Czepiel et al., 1995). I figur 4.4 och 4.6 (A) så kan man dock inte finna en sådan korrelation. I figur 6.6 (B) har lustgasflödet plottats mot mängden ammonium i inkommande flöde till SHARON-processen och då ser det ut att finnas en tendens till ett samband. De tre punkterna där lustgasflödet är 40 000 kg N₂O/år eller högre sammanfaller dock även

Tabell 4.5

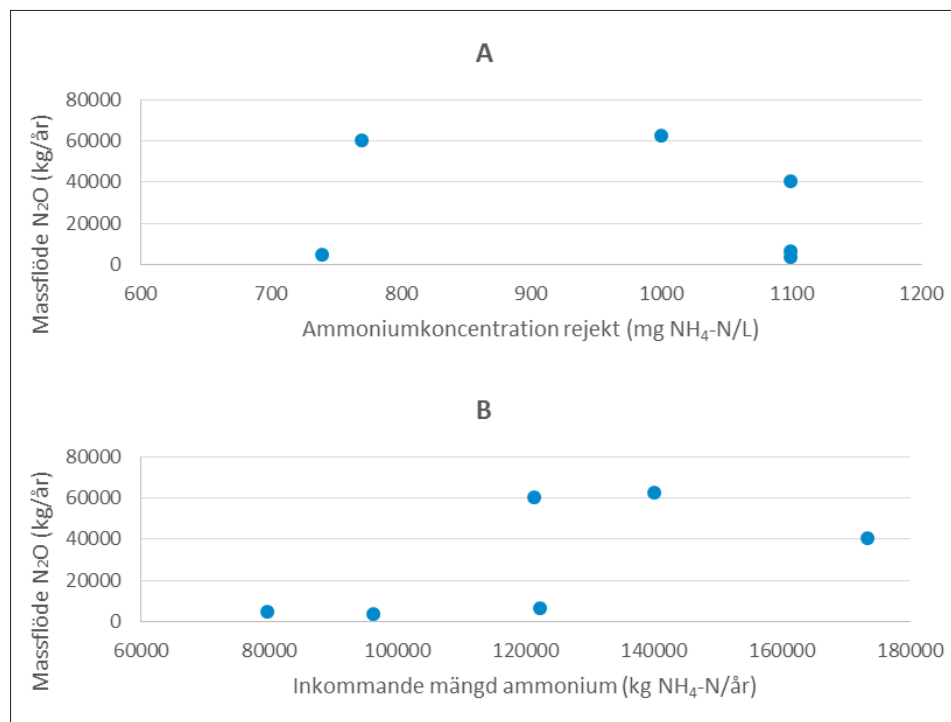
Resultat från mätningar vid SHARON-processen med den hyperspektrala kameran vid Nykvarnsverket.



Figur 4.4
Lustgasemission vid mätningar under luftad respektive oluftad fas vid mätningar 2018-10-05.



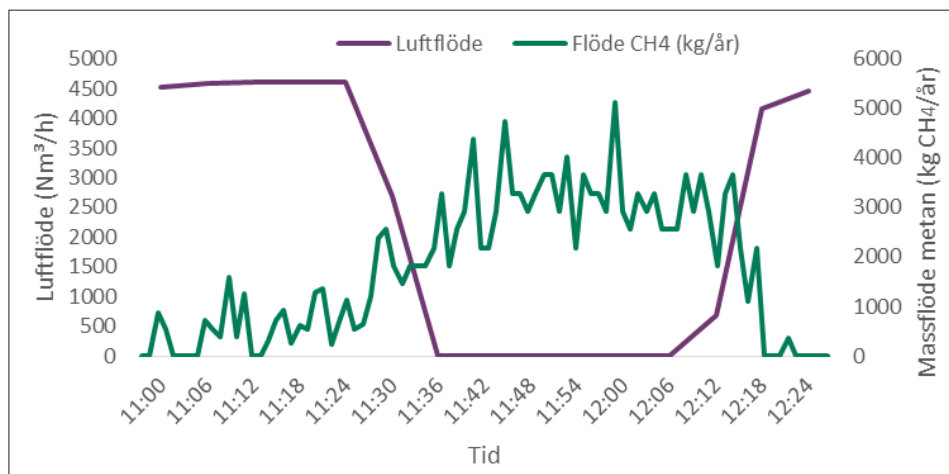
Figur 4.5
Emission av lustgas som funktion av nitritihalt vid mätningar vid SHARON-processen.



Figur 4.6
Emission av lustgas som funktion av ammoniumkoncentration (A) och inkommande mängd ammonium till SHARON-processen (B).

med hög nitritihalt, se figur 4.5. Troligtvis så kan man anta att förhöjda lustgasflöden kan uppstå vid höga nitrithalter enskilt eller i kombination med hög ammoniumbelastning. En bedömning av när driftförhållandena är sådana att lustgas kan bildas i förhöjd mängd har gjorts utifrån varaktigheten av hög ammonium- och nitritihalt i SHARON-processen, se Bilaga J. Enligt resonemanget ovan så råder driftförhållanden som skulle kunna ge upphov till höga lustgasemissioner under cirka 10 % av tiden. Medelflödet under de tre mättillfällen där förhöjd risk för lustgasbildning rådde är 54 200 kg N₂O/år. Under övriga

90 % av tiden bedöms potentialen för lustgasbildning vara mycket lägre och där medelflödet från övriga tre mättillfällen är 4 700 kg N₂O/år. Med dessa antaganden innebär det att lustgasemissionerna från SHARON-processen bedöms vara cirka 9 700 kg N₂O/år.



Figur 4.7
Metanemission vid
mätningar under luftad
respektive oluftad fas vid
mätningar 2018-10-05.

I Figur 4.7 ser man hur metanemissionerna ökar vid oluftad fas och sjunker vid luftad fas. Metan är svårslöslig i vatten vilket gör att luftningen inte kan driva av speciellt mycket metan som bildats i tidigare reningssteg på reningsverket. Att metanhalten ökar under oluftad fas antyder att metan bildas i SHARON-processen.

En möjlig teori är att metanbildande bakterier som tillförs via rejektvattnet kan nyttja en del av den externa kolkällan (etanol) som doseras i början av den oluftade fasen. Vid mättillfället 2018-10-12 var medelhalten metan betydligt högre än vid övriga mätningar. Vid detta tillfälle var etanoldosen i förhållande till mängd reducerad ammonium ca 50 % högre än genomsnittet under mättillfällena. Uppmätta nitrit- och nitrathalter låg under detektionsgränsen (<0,05 mg/l) och mängden emitterad lustgas var lägst av alla uppmätta värden i SHARON-processen. Detta indikerar att etanoldosen var högre än behovet, vid detta tillfälle.

En bedömning av den andel av drifttiden då etanol har överdoserats baseras på varaktighet av högt pH. Vid dessa perioder så är mängden doserad etanol troligtvis större än behovet, se Bilaga J. Under cirka 10 % av tiden så har etanol troligtvis överdoserats vilket kan ge upphov till emissioner av metangas. Det högsta mätvärdet antas ha uppstått på grund av överdosering av etanol (11 690 kg CH₄/år) och är då representativt för 10 % av drifttiden. Övriga fem mätvärden får representera resterande 90 % av drifttiden där medelvärde var 1 530 kg CH₄/år (för "mindre än" användes halva detektionsgränsen). Med dessa antaganden innebär det att metanemissionerna från SHARON-processen bedöms vara cirka 2 500 kg CH₄/år.

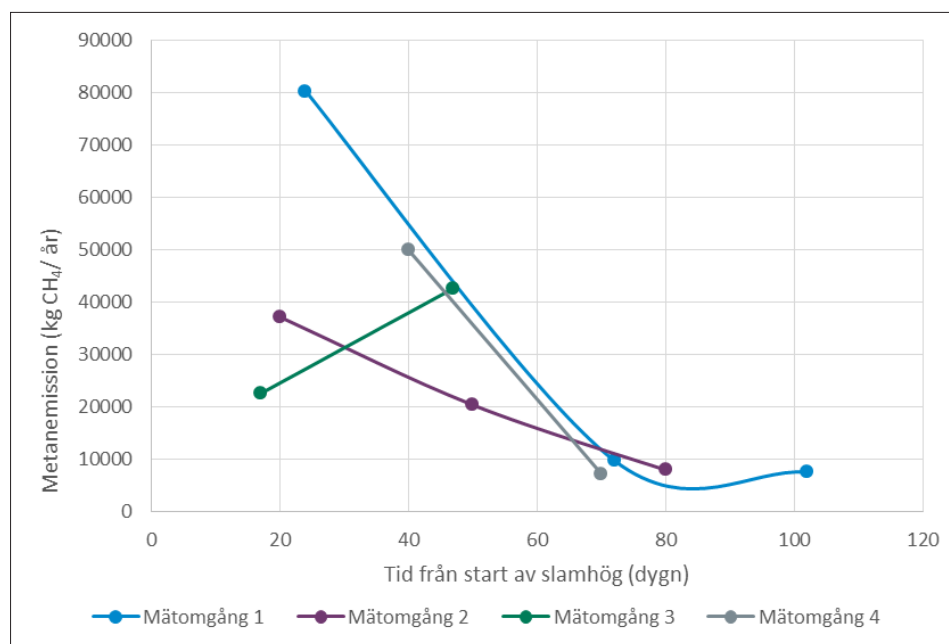
4.2.2 Slamlagring

Emissioner från slamlagret har mätts vid ett tillfälle under varje mätomgång. Mätningarna redovisas i Tabell 4.6 och Figur 4.8 i form av uppmätt metangasemission och tid i dagar från start av uppläggning av slamhög vid mättillfället. Vid slamlagret kunde endast växthusgasemissioner i form av metan påvisas medan lustgas inte kunde detekteras alls.

Mätningarna visade generellt de högsta emissionerna för slammet från den första månadens lagring, även om värdena varierade mellan de olika mätomgångarna. För den andra och tredje månadens lagring sjönk de uppmätta metanemissionerna och blev också mer likvärdiga mellan de olika mätomgångarna.

Två parametrar som kan förklara variationer i metanemission för mätningen på slamhögen från den första månadens lagring är olika volym slam och olika temperatur

Mätplats	Mätomgång 1 Höst 2018		Mätomgång 2 Vår 2019		Mätomgång 3 Sommar 2019		Mätomgång 4 Höst 2019	
	Dag från start	CH ₄ (kg/år)	Dag från start	CH ₄ (kg/år)	Dag från start	CH ₄ (kg/år)	Dag från start	CH ₄ (kg/år)
Första månadens lagring	24	80 300	20	37 230	17	22 630		
Andra månadens lagring			50	20 440	47	42 700	40	50 000
Tredje månadens lagring	72	9 860	80	8 030			70	7 300
Fjärde månadens lagring	102	7 670						



Tabell 4.6
Resultat från mätningar vid slam-lagret vid Linköpings reningsverk med den hyperspektrala kameran.

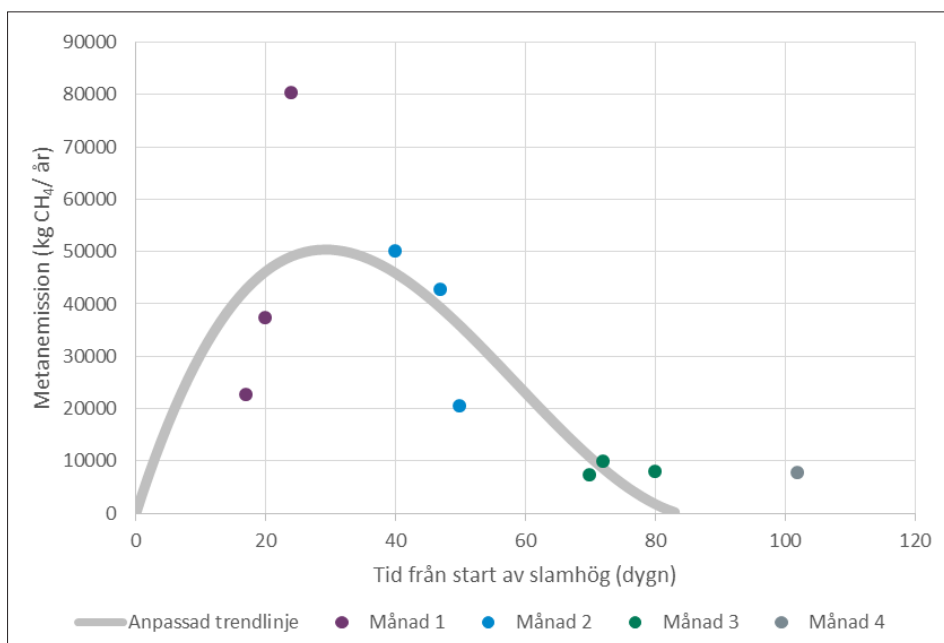
Figur 4.8
Mätningar med hyperspektral kamera på slamlagret.

i omgivande luft. Under den första månaden byggs slamhögen upp genom att färskt slam läggs på högen flera gånger per vecka, därefter så lagras slammet i månadsvisa högar minst 6 månader innan slammet används som gödning och jordförbättringsmedel på åkermark. Detta innebär att volymen slam i en hög gradvis ökar under den första månaden för att sedan vara i princip konstant. I Linköping produceras cirka 10 000 ton avvattat slam/år (cirka 27 ton/dag) vilket innebär att vikten för en slamhög är cirka 830 ton. Den genomsnittliga lufttemperaturen skiljer sig ett normalår cirka 20 grader mellan kallaste och varmaste månaden i Linköping där en lägre lufttemperatur kommer att kyla ned slammet mer, vilket leder till en lägre mikrobiologisk aktivitet. Det har också varit lite olika meteorologiska förutsättningar vid mättillfällena avseende vind och solinstrålning vilket kan ha påverkat avgången av metangas från slamhögena.

För att bedöma storleksordningen på metangasemissionerna från slamlagring under ett helt år har en kurvanpassning utförts i Excel med alla mätdata från kameramätningarna. En förutsättning för kurvanpassningen var att vid start av en månadshög med avvattat slam (dag 0) så uppstår inga metangasemissioner på grund av att det inte finns något slam lagrat ännu för att sedan gradvis öka när volymen slam ökar i högen. Mätningarna på den första månaden slamhög skiljde sig åt mellan mätomgångarna, men eftersom mätningarna var relativt jämt utspridda under året kan de visa på en variation beroende på årstid och omgivningstemperatur. Den trendlinje som hade den högsta förklaringsgraden (r^2 -värde 0,70) var polynom av tredje ordningen (tredjegrads-ekvation) med ekvationen:

$$y = 0,5022x^3 - 88,378x^2 + 3878,6x$$

Ekvationen där x är tid från start av en slamhög (månadshögar) är inlagd med grå färg i Figur 4.9. Trendlinjen har sitt maximum vid tiden 30 dagar vilket är rimligt med tanke på att det tar 30 dygn innan slamhögen är fylld med slam. Arealen under kurvan motsvarar $365 \cdot$ genomsnittlig metanemission för en slamhög under de första 83 dagarnas lagring, sedan antas metanemissionerna vara nära noll. Den beräknade metanemissionen för en "normalhög" var $6\,750\text{ kg CH}_4$. Eftersom slammet lagras månadsvis produceras 12 slamhögar per år och årlig metanemission från slamlagret är i storleksordningen $81\,000\text{ kg CH}_4/\text{år}$. Detta motsvarar cirka 6 % av den metangas som produceras under slamrötningen i rötkammarna (Bilaga F). Det bör betonas att anaerob nedbrytning av organiskt material är en process som sker kontinuerligt i naturen och kommer vara en del av ytterligare nedbrytning av det organiska material som lämnar reningsverket via slam och avloppsvatten. Det är önskvärt att hålla metangasutsläppen så låga som möjligt genom t.ex. hög utrötningsgrad i rötkammaren och ogynnsamma livsvillkor för metanbildande mikroorganismer vid slamlagring, men viss naturlig anaerob nedbrytning av kvarvarande organiskt material kommer alltid att ske.



Figur 4.9
Kurvanpassning för att bedöma metanemissioner från slamlagring.

4.2.3 Biologisk rening

Vid mätningarna med den hyperspektrala kameran i Linköping var den uppmätta mängden emitterad lustgas och metan mycket låg i förhållande till metangasemissioner från slamlagring och lustgasemissioner från SHARON-processen. Den intermittenta luftade processen i Linköping ger snabba skiftningar från anoxisk till aerob fas med snabbt skifte till höga syrehalter som kan generera lustgas och en övergång från oluftad till kraftigt luftad fas som kan driva av lustgas genom strippning.

Mätningarna kunde dock inte påvisa några höga lustgasemissioner från den biologiska reningen jämfört med övriga processteg på Nykvarnsverket. Troligtvis så är ammonium- och nitrithalter i den biologiska processen för låga för att kunna generera en större produktion av lustgas. De låga halter metan som emitteras från processen bildas troligtvis i försedimenteringen uppströms eller i ledningsnätet. Totalt utfördes sex mätningar vid den biologiska reningen, varav två under icke luftad fas. Medelvärdet av dessa sex mätningar är $650\text{ kg CH}_4/\text{år}$ och $270\text{ kg N}_2\text{O}/\text{år}$ vilket har använts vid bedömning av totala växthusgasutsläpp från reningsverket.

Mätningar av lustgas och metan vid reningsverk har bland annat utförts vid två Tyska reningsverk av Tumendelger, Alshboul, & Lorke (2019). Mätningarna visade att emissionerna av lustgas (emissionsfaktor 0,001–0,008 %) och metan (emissionsfaktor 0,004–0,01 %) var låga vid dessa två reningsverk. För det reningsverk som mest likande förhållandena i Linköping och Norrköping med rötningssteg för primär och sekundärslam var emissionsfaktorn för lustgas 0,008 % av löst oorganiskt kväve i inkommande avloppsvattnet. De högsta lustgasemissionerna mättes upp vid nitrifikationsbassängen (10,2 av totalt 12,1 g N₂O-N/dygn). För metan mättes emissionen till 118,1 g CH₄-C/dygn med de största metanutsläppen från en avslutande sedimenteringsbassäng (71,9 g CH₄-C/dygn) och emissionsfaktorn beräknades till 0,004 % av oxiderad COD i inkommande avloppsvatten. Enligt Tumendelger et al. (2019) så har endast ett fåtal andra projekt uppskattat emissionsfaktorn för metan från reningsverk. Man anger ett intervall på 0,08–1,13 % av COD-belastningen utifrån mätningar i tre andra projekt.

4.2.4 Sandfång, förluftning, försedimentering och MBBR

Vid planering av mätningarna så gjordes en bedömning att i det luftade sandfånget och förluftningen i början av reningsprocessen kunde metan, som bildats i ledningsnätet, strippas av. Under mättillfällena i oktober och mars, så var uppmätta metanemissioner i sandfånget 1 350 respektive 880 kg CH₄/år, vilket är lägre än vid mätningen i juni och augusti då 4 200 respektive 6 200 kg CH₄/år uppmättes. Troligtvis beror skillnaden på högre metanproduktion i ledningsnätet under sommarperioden. Även i förluftningen, som ligger efter sandfånget, kunde metan detekteras i lägre halter. Totalt mättes sandfånget fyra gånger och förluftningsbassänger tre gånger. Medelvärde av utförda mätningar har använts för bedömning av totala växthusgasutsläpp från reningsverket.

Försedimenteringen bedömdes innan mätning med kameran som en potentiell källa till metanemissioner då det periodvis är aktivitet i botten på bassängen som genererar gasbubblor. Men efter upprepade mätningar med kameran kunde det konstateras att metanemissioner inte kunde detekteras vid något mättillfälle. En förklaring till gasbubblor från försedimenteringen kan vara inlöst luft från förluftningsbassänger eller gasbildning från aerob nedbrytning.

I MBBR processen, som ligger efter den biologiska reningen och läkemedelsreningen, sker nitrifikation och denitrifikation precis som i SHARON-processen och den biologiska reningen. Projektgruppen gjorde en bedömning att även denna process skulle kunna generera lustgasemissioner. Inga emissioner kunde dock detekteras vid mätningarna. Troligtvis så är halterna av ammonium och nitrit alltför låga i processen för att generera halter av lustgas som kan detekteras med den hyperspektrala kameran.

4.2.5 Totala växthusgasutsläpp

Metan- och lustgasemissioner uppmätta med den hyperspektrala kameran har summerats för de olika processtegen på Nykvarnsverket. För SHARON-processen, och slamlager har en bedömning av emissioner under ett år gjorts i kapitel 4.2.1 - 4.2.2 ovan. För sandfång, förluftning och biologisk rening har medelvärdet från utförda mätningar använts för att uppskatta årliga emissioner av metan och lustgas, se Tabell 4.7 och Figur 4.10. Den relativa standardavvikelsen är hög för processteg där medelvärdesberäkning utförts vilket visar att det snarare är storleksordning på emissionerna i tabellen än exakt värde som är relevant vid bedömning av de totala växthusgasemissionerna.

Kameramätningarna visade att de två helt dominerande emissionerna på Nykvarnsverket är slamlagret för metan och SHARON-processen för lustgas med cirka 90 % vardera av beräknade totala emissioner.

Lustgas har knappt nio gånger större påverkan på växthuseffekten än metan i ett hundraårsperspektiv (298 jmf 34 i GWP-100 värde) vilket gör att även det relativa bidraget till växthuseffekten åskådliggörs i Figur 4.10 då skalan är nio gånger större för lustgasstaplarna. Metan och lustgas står för ungefär lika stort bidrag till de totala växthusgasutsläppen ur ett hundraårsperspektiv (GWP 100).

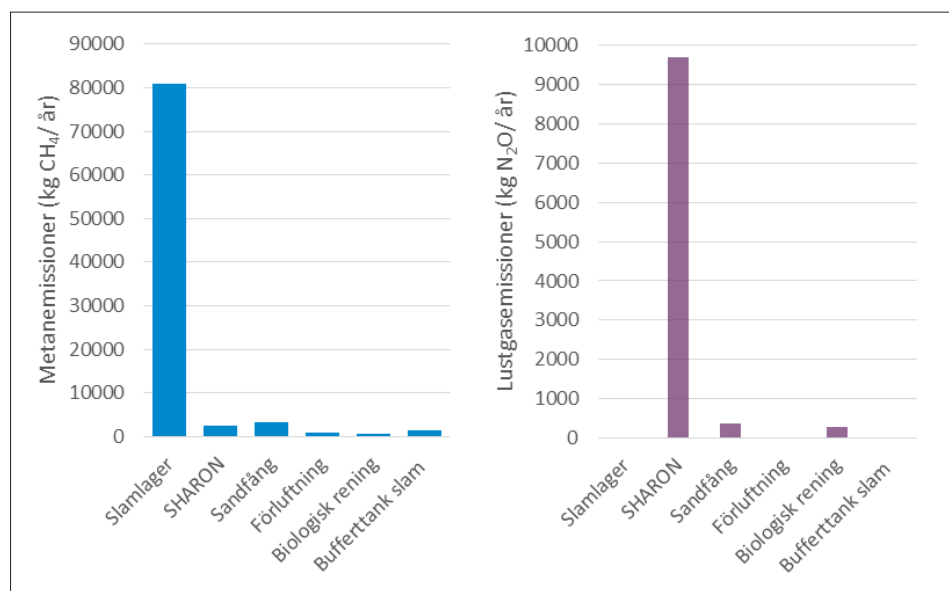
Processteg	CH ₄		N ₂ O	
	(kg/år)	Relativ standard-avvikelse	(kg/år)	Relativ standard-avvikelse
Slamlager	81 000		0	
SHARON	2 500		9 700	
Sandfång	3 200	70 %	350	165 %
Förluftning	950	45 %	0	
Biologisk rening	650	155 %	270	130 %
Buffertank rötat slam (TV06)	1 500 ¹		-	
Övriga processteg ²	-		-	
Summa	89 700		10 300	

¹ Medelvärde för CH₄ av en mätning med hyperspektral kamera och två mätningar med konventionell teknik.

² Mätningar med den hyperspektrala kameran påvisade inte kvantifierbara utsläpp från fler processteg.

Tabell 4.7

Sammanfattande bedömning av växthusgasutsläpp vid Nykvarnsverket utifrån mätningar med hyperspektral kamera.



Figur 4.10

Sammanfattande bedömning av växthusgasutsläpp vid Nykvarnsverket från mätningar med hyperspektral kamera. Metangasutsläpp från övriga processteg är resultat från mätningar med konventionell teknik enligt metod beskriven i EgMet.

Det kan vara värt att notera att kameratekniken har varit framgångsrik att mäta på platser som inte ligger inom systemgränsen för EgMet. Där har både processer som kan bidra med relativt stora växthusgasutsläpp identifierats som kväverening av rejecktatten, men också konstaterats att flera processteg med potential för växthusgasutsläpp som försedimentering och biologisk rening inte har emissioner i några större mängder i förhållande till totala växthusgasutsläpp.

Kameran har också relativt framgångsrikt kunnat kvantifiera växthusgasutsläpp från slamlagring. Mätningarna visade relativt stora säsongsmässiga variationer för den första tidens lagring, men då mätningar genomförts vid olika årtider under ett helt kalenderår så kan ändå en relativt bra bedömning av totala utsläpp på årsbasis utföras. Slamlagret ligger inom systemgränsen för EgMet om lagringen sker på reningsverkets område. Detta sker i Linköping, Norrköping och på många andra avloppsreningsverk och visar på vikten av att utveckla en bra metod för mätningar av metanemissioner inom systemet EgMet.

4.3 Konventionell teknik

Mätningarna gick ungefär som förväntat och resultaten blev ganska samstämmiga mellan omgångarna. Den största skillnaden var mycket lägre metanemission från bufferttanken (TV06) vid det andra tillfället. Vid det andra mättillfället mättes inte ventilationsluften från byggnaden för slamavvattningen (TV05) då det inte gick att på ett säkert sätt komma åt mätpunkten. Istället antogs det vara oförändrat från föregående mätning. Utsläppen relateras till producerad biogasvolym på årsbasis som tagits fram från driftdata på reningsverket (2 900 000 Nm³/år, 65 % CH₄).

Tabell 4.8
Resultat från metanemissionsmätningar med konventionell teknik vid Nykvarnsverket.

Mätpunkt	28 mars		14 aug		Mätosäkerhet
	(Nm ³ CH ₄ /år)	(kg CH ₄ /år)	(Nm ³ CH ₄ /år)	(kg CH ₄ /år)	
Gasbyggnad: ventilation M760 (TV01)	690	500	380	270	25 %
Gasbyggnad: Ventilation M757 (TV02)	1 000	730	600	430	25 %
Gasbyggnad: Ventilation M758 (TV03)	59	42	38	27	25 %
Byggnad föravvattning: Ventilation vägg (TV04)	1 500	1 100	1 800	1 300	25 %
Byggnad slamavvattning: Ventilation FF01 (TV05)	1 100	780	1 100 ¹	780*	25 %
Bufferttank slam (före avvattning), avluftning (TV06)	790	570	180	130	15 %
Summa utsläpp	5 100	3 700	4 100	3 000	
Totalt metanflöde i anläggningen	1 885 000	1 351 545	1 885 000	1 351 545	
Metanförlust (%)	0,35	0,35	0,16	0,16	

¹ Ej uppmätt utan antaget oförändrat från mätning den 28 mars.

Totalt har mätningar utförts vid sju mätpunkter på Nykvarnsverket. Metanemissionerna i Linköping ligger på en låg nivå (<1 %) jämfört med mätningar vid andra svenska avloppsreningsverk utförda av RISE där medelnivån de senaste åren är 2,5 % (Holmgren, 2016b). De låga metanemissionerna kan förklaras av mycket få läckor på rötningsdelen och ett väl utrötat slam.

5 Resultat och diskussion

Slottshagens ARV

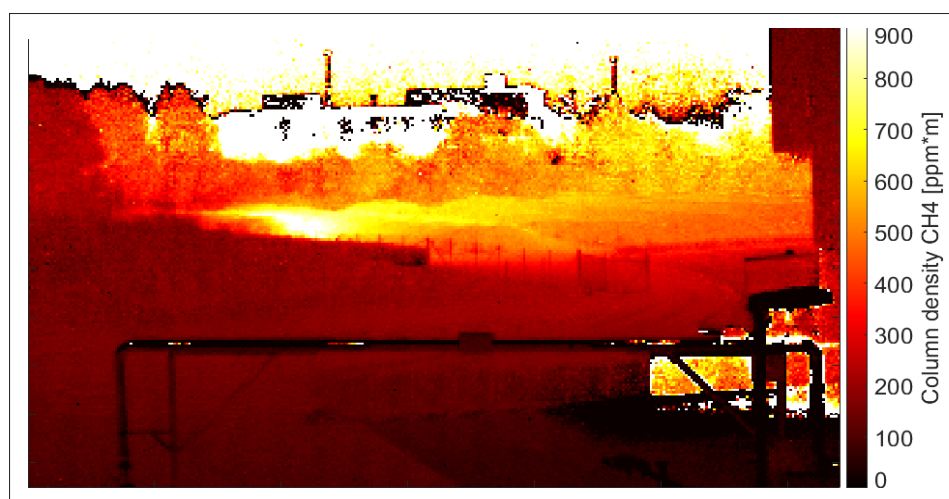
5.1 Mätning med hyperspektral kamera

Resultat från mätningarna vid Slottshagens ARV återfinns i Tabell 5.1 nedan.

Processteg	Datum	CH ₄ (kg/år)	N ₂ O (kg/år)
Lager avvattnat slam (1–3 mån)	2019-04-25	50 000	Ingen detektion
Öppet slamlager innan avvattning	2019-04-25	19 000	Ingen detektion
Lager avvattnat slam (1 mån)	2019-06-28	73 000	Ingen detektion
Lager avvattnat slam (2 mån)	2019-06-28	20 500	Ingen detektion
Lager avvattnat slam (3 mån)	2019-06-28	5 840	Ingen detektion
Gasbyggnad tak (NODRA03)	2019-08-26	2 900	Ingen detektion
Biologisk rening	2019-09-19	Ingen detektion	< 730
DeAmmon	2019-09-19	50	360

Tabell 5.1

Resultat från mätningar med den hyperspektrala kameran vid Slottshagens ARV.



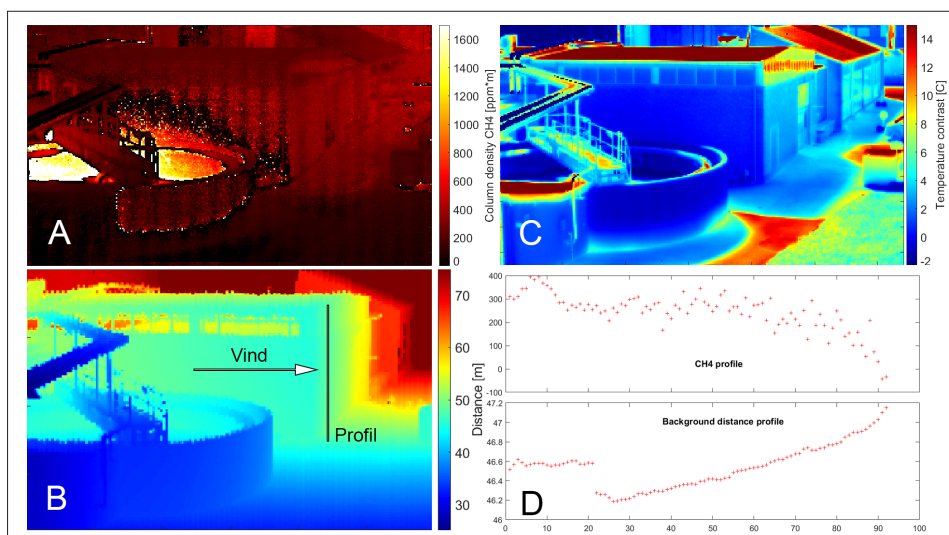
Figur 5.1

Karta över metangas för slamlagret i vid Slottshagens ARV med slamhögar från 0 till 6 månaders ålder. Den yngsta högen är längst till vänster i bilden och har mest metangas i luften ovanför.

Resultat innefattar förutom flöden (tabell 5.1) även en stor mängd luftprover för kontroll (bilaga K) av metan och lustgashalter, samt kamerans delresultat (avståndskarta, metankarta, lustgaskarta, karta över vattenånga, temperaturkarta, och profiler för växthusgaser och avstånd längs en yta som används för att beräkna totala flöden). Figur 5.1 visar en metankarta över slamlagringen där slamhögar från 0–6 månader finns med i samma bild (yngsta längst till vänster). Mätningar gjordes även för varje slamhög individuellt på närmare avstånd vid ett annat tillfälle.

En annan betydande källa är det öppna slamlagret (Figur 5.2). Här placerades kamera med stativ på DeAmmon-byggnadens tak och riktades mot slamlagret. En husvägg användes som bakgrund med känt avstånd från avståndskartor. Genom att integrera flöden längs denna profil (se panel B) så kan det totala flödet beräknas.

Som en del av jämförelsen mellan kvävereningarna på Linköpings (SHARON-reaktor, öppen) och Slottshagens reningsverk (DeAmmon-reaktor, sluten) så gjordes läcksökning med kameran över DeAmmon-reaktorn från dess tak. I kombination med luftprover på utvalda ställen så identifierades en läcka (se röd ring i Figur 5.3). Detta flöde finns med i Tabell 14 som det totala flödet av metan från DeAmmon-reaktorn.



Figur 5.2
Öppna slamlagret (NODRA). Som en del i beräkningarna av totala flödet beräknar vi en metankarta (A), avståndskarta (B), Temperaturkontrast ($T_{\text{bakgrund}} - T_{\text{gas}}$) (C), samt metan- och avståndsprofiler (D) som tillsammans med vindhastigheten ger det totala utsläppet.



Figur 5.3
Läcka identifierad från DeAmmon kväverening. Kameran användes för att leta utsläpp överallt på taket av byggnaden och luftprover togs vid misstänkta perforeringar, gap vid plattkanter o.s.v. Den röda cirkeln visar platsen för det enda utsläppet som hittades.

5.2 Konventionell teknik

Mätningarna gick ungefär som förväntat. Störst bidrag kom från utjämnings tank och slamfickor efter slamavvattningen. Dock mättes höga halter upp i ett rum med gaskompressor ovanpå rötkammarna. Dessa härleds till läckage i utrustningen. Utsläppen relateras till producerad biogasvolym på årsbasis. Dessa uppgifter har i sin tur tagits fram från verkets egna mätdata.

Metanemissionerna vid Slottshagens ARV ligger högre än genomsnitt för mätningar vid andra svenska avloppsreningsverk utförda av RISE inom EgMet, 2,5 % (Holmgren, 2016b). En stor del av emissionerna kommer från den öppna utjämnings tanken efter rötkammarna och ventilation från slamfickor.

Mätpunkt	15 aug		Mätosäkerhet
	(Nm ³ CH ₄ /år)	(kg CH ₄ /år)	
Ventilation trapphus (NODRA01)	51	37	25 %
Ventilation byggnad mellan rötkammare (NODRA02)	100	73	25 %
Gasbyggnad tak (NODRA03)	5 100	3 700	15 %
Gasklocka utblås (NODRA04)	160	120	25 %
Ventilation slamfickor (NODRA05)	24 000	17 000	15 %
Utjämnings tank (NODRA06)	26 000	19 000	20 %
Summa utsläpp CH₄	55 000	40 000	
Totalt metanflöde i anläggning	1 170 854	839 503	
Metanförlust (%)	4,74	4,74	

Tabell 5.2
Resultat från metan-emissionsmätningar med konventionell teknik vid Slottshagens ARV.

6 Resultat och diskussion, jämförelse av mättekniker samt teknik för rening

6.1 Jämförelse av hyperspektral kamera och konventionell teknik

Jämförande mätningar mellan RISE och LiU utfördes bland annat på ventilationer från avvattning innan rötning och gashus på Nykvarnsverket den 14 augusti. Dessa mätningar gav väldigt skilda resultat p.g.a. att gasproduktionen ökade mycket snabbt när en relativt stor mängd externt material tillfördes (ej normal drift). Gasproduktionen översteg kapaciteten för ledningen till uppgraderingen och viss mängd gas facklades. LiUs kamera visade tydligt att innan/vid uppstart av facklan så passerade gas utan att förbrännas vilket gav mycket höga flöden från kamerametoden som var betydligt större än den ventilation som skulle mätas. Detta visar en av metodens starka sidor, att upptäcka oväntade utsläpp.

Mätningarna med RISE metod, i ventilationstrumma strax före utsläpp till luft, var problemfria och samstämmiga med flera tidigare mätningar bl.a. på grund av att ventilationsfläkten ger ett fast luftflöde och är densamma sedan flera år. Metanhalterna i ventilationsluften var normalt låga.

Ett annat punktsläpp där metoderna jämfördes var ventilation NODRA03 (Gasbyggnad tak) där flödena blev 3 700 kg CH₄/år (15 aug) och 2 900 kg CH₄/år (26 aug) för RISE respektive LiU. Både metoderna gav därmed liknande resultat från detta flöde.

Ännu ett punktsläpp som mättes med båda metoderna var bufferttanken för slam (före avvattning) vid Nykvarnsverket (TV06) där flödena blev 3 900 kg CH₄/år (22 mars) och 570 kg CH₄/år (28 mars) för LiU respektive RISE. Värt att notera är att detta flöde förväntas variera mycket mellan olika tidpunkter. Stor variation i flöde vid olika tidpunkter är därför den sannolika förklaringen till de olika mätvärdena.

En metodjämförelse gjordes även för ett utbrett utsläpp, nämligen en av slamhögar i pilotförsöket (den obehandlade referenshögen; TV07, vikt ca 20 ton) där LiU gjorde en kameramätning på avstånd följt av att RISE mätte upp flödet genom att täcka slamhögen med en presenning och sedan beräknade flödet från koncentrationer och luftflöde. I detta test uppmättes flöden på 1 017 kg CH₄/år och 614 kg CH₄/år för RISE respektive LiU (2019-03-28). Mätningar gjordes även vid senare tillfällen (2019-08-14 av RISE och 2019-08-27 av LiU) och då uppmättes flöden på 11 kg CH₄/år och 0 kg CH₄/år för RISE respektive LiU. Båda tillfällena gav alltså liknande resultat för de två metoderna.

De olika metoderna kompletterar varandra eftersom RISE metod ger mätningar av punktsläpp eller mindre utbredda utsläpp med hög precision och LiUs metod kan mäta större utbredda utsläpp samt upptäcka oväntade utsläpp eftersom metoden fungerar på avstånd på flera hundra meter och kvantifieringar av utsläpp kan göras i efterhand på allt som kommer med i kamerans synfält.

6.2 Jämförelse av biologisk rening och kväverening av rejektvatten

Vid mätning i den biologiska processen på Slottshagens ARV kunde metan inte detekteras och lustgasemissionen var lägre än kvantifieringsgränsen i mätmetoden. Bedömningen av resultaten på Slottshagens ARV baseras dock bara på en mätning, se kapitel 5.1. I tre av sex mätningar på Nykvarnsverket så kunde inga emissioner detekteras. Skillnaden

i omfattning av mätningar gör det svårt att jämföra de olika processernas emissioner av lustgas och metan. Det är dock tydligt att båda processkonfigurationerna genererar förhållandevis låga utsläpp av lustgas och metan.

Kameramätningarna vid SHARON-processen på Nykvarnsverket visade att tidvis kan både lustgas och metan bildas i processen där framförallt lustgasemissionerna kan vara relativt höga när processförutsättningar för detta finns. Under mätningen vid deammonifikationsprocessen på Slottshagens ARV kunde endast mycket låga halter av lustgas- och metanemissioner påvisas (Tabell 5.1). Detta stämmer väl överens med tidigare mätningar på Slottshagens ARV (Baresel et al., 2019) och även resultaten i SVU:s rapport 2015-02 (Jönsson et al., 2015).

Massbalansberäkning över SHARON-processen visar att lustgasemissionerna utgör cirka 12 % av inkommande ammoniumkväve baserat på ett medel under alla mätningar, se Bilaga I. På Slottshagens ARV har IVL gjort mätningar av lustgasemissioner med konventionell huvteknik. För den tidigare processen för rejektvattenrening som kallas SBR-process och användes till och med 2017 uppmättes lustgasemissionerna till 5–10 % av inkommande kväve. Mätningar på relativt nyinstallerad Deammon-process utfördes under sommaren 2018 och visade att lustgasemissionerna låg under 1 % jämfört med inkommande kväve till reningsverket (Baresel et al., 2019).

7 Resultat och diskussion, pilotförsök lagring av slam

7.1 Metanoxiderationsförsök

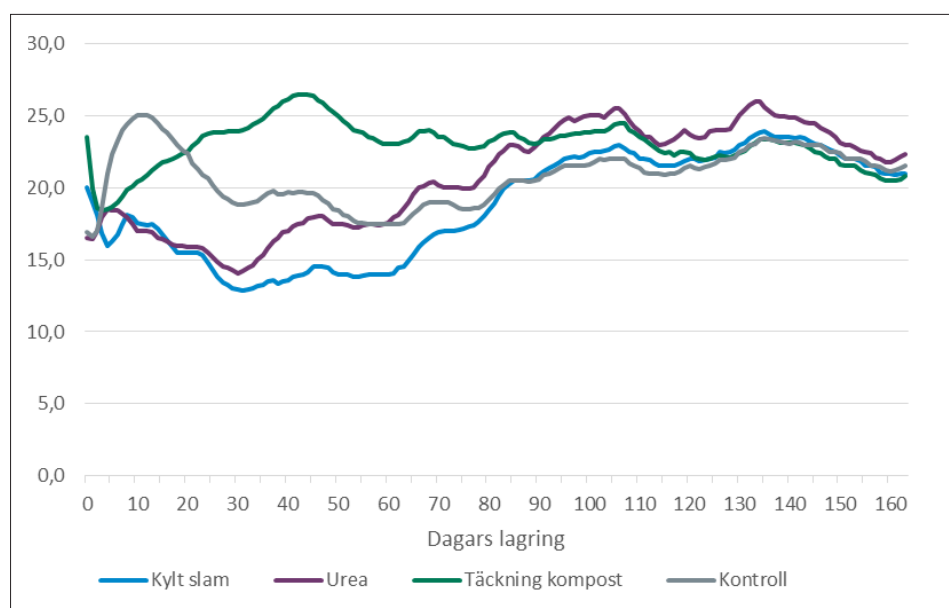
Innan pilotförsöken startades upp testades lagrad trädgårdskompost (12 och 24 mån lagring), samt lagrat avvattnat slam (6 och 9 månader lagring) i labbskala för att bedöma materialens lämplighet för metanoxidation. Försöken visade att kompostmaterialet hade större potential att fungera bra som metanoxidationsskikt jämfört med avvattnat slam och att längre lagringstid var positivt för metanoxiderationskapaciteten för både trädgårdskompost och avvattnat slam. I pilotförsöket användes trädgårdskompost lagrat 24 månader och avvattnat slam lagrat 9 månader, för ytterligare detaljer se Bilaga A.

7.2 Utförda pilotförsök

7.2.1 Temperatur i slamhögar

I pilotförsöket undersöktes växthusgasutsläppen från lagring av slam som genomgått fyra olika behandlingar (kylning, ureatillsats, täckning med kompost samt slam för ökad metanoxidation) och en kontrollhög. Temperaturen mättes med datalogger i högarna kontroll, kylt slam, täckning med kompostmaterial och ureatillsats där resultat visas i Figur 7.1. Efter en period av stabilisering av temperaturen under de första 2–3 dagarna, hade kontrollhögen den högsta temperaturen som sedan sakta sjönk med tiden de första 60 dagarna. Sedan ökade temperaturen i kontrollhögen något till dag 100, troligen på grund av varmare väder utomhus och höll sig sedan relativt stabilt till avslut av försöket. Det naturligt kyllda slammet hade cirka 5 grader lägre temperatur de första 60 dagarna för att sedan gradvis närma sig temperaturen i kontrollhögen. Den lägre temperaturen de första 60 dagarna resulterade troligen i att den biologiska aktiviteten var lägre i det kyllda slammet.

Temperaturen i högen med täckmaterial av kompost låg lägre än kontrollhögen de första dagarna, men ökade med tiden och efter cirka 3 veckor var temperaturen högre än kontrollhögen, vilket indikerar en högre mikrobiologisk aktivitet. I högen med



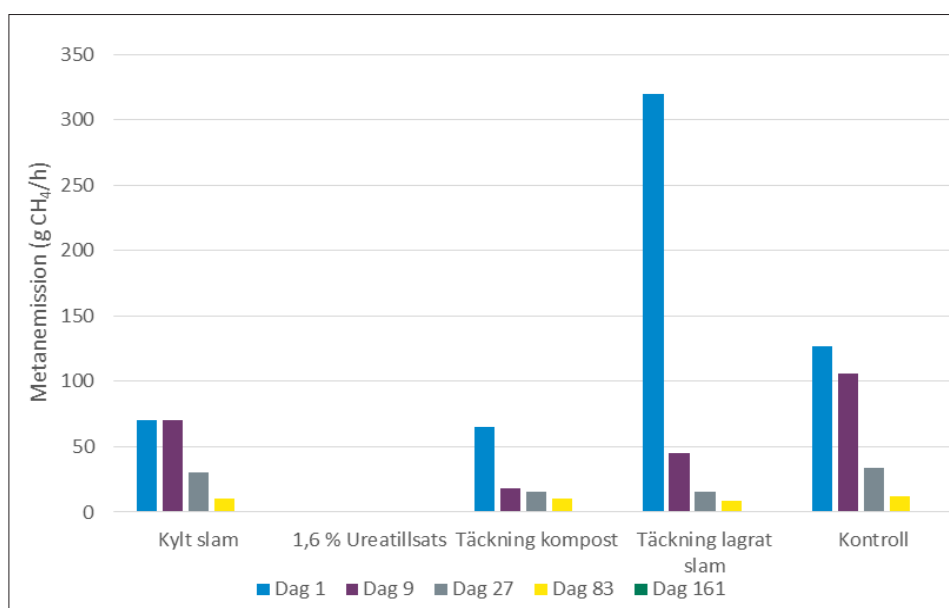
Figur 7.1
Uppmätt temperatur i pilotförsökets slamhögar (°C).

ureatillsats var temperaturen klart lägre jämfört med kontrollen, men steg efter ungefär 30 dagar och låg efter cirka 60 dagar på ungefär samma nivå som kontrollhögen.

7.2.2 Mätningar med hyperspektral kamera

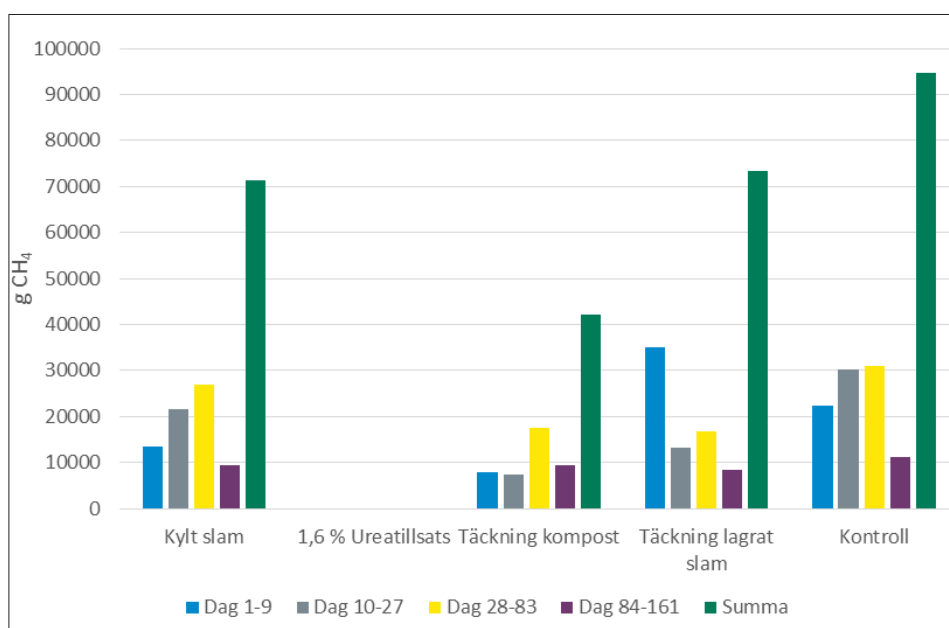
Resultat från mätningar med den hyperspektrala kameran visas i Figur 7.2, Figur 7.3 och Figur 7.4. Kontrollhögen hade de högsta uppmätta metanemissionerna vid alla mättillfällen, utom det första där högen med täckning av lagrat slam låg högst. En anledning till detta kan vara att metan kan finnas i porer i täckningen av lagrat slam som vädras ut när slammet används som ett täcklager. De totala ackumulerade metanemissionerna visade att alla behandlingar innebar mindre metanemissioner vid lagring jämfört med kontrollhögen. Den mest effektiva behandlingen var ureabehandlat slam där ingen metanemission kunde mätas upp med den hyperspektrala kameran. Detta visar att ureatillsats är en mycket effektiv metod för att minska metanutsläppen från lagring av avvattnat slam.

Den näst mest effektiva behandlingen var täckning för att gynna metanoxidation med ett kompostlager där metanemissionen reducerades till ungefär hälften jämfört



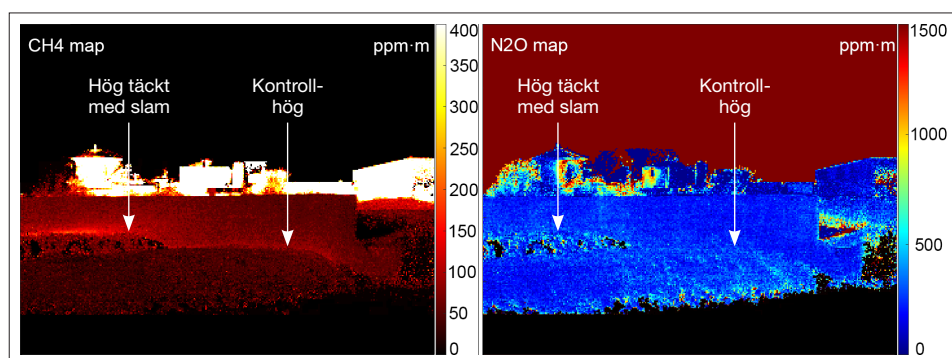
Figur 7.2

Uppmätta metanemissioner i pilotförsök med hyperspektral kamera.



Figur 7.3

Ackumulerad metanemission i pilotförsök uppmätt med hyperspektral kamera.



Figur 7.4

Bilder över metan (vänster) och lustgas (höger) från den första mätningen med den hyperspektrala kameran. Kontrollhögen ligger i mitten och högen som är täckt med slam ligger till vänster i bilderna. Färgskalorna visar mängden metan respektive lustgas i bilderna där man tydligt kan se högre (och olika) metankoncentrationer vid de olika slamhögena.

med kontrollhögen. För högarna med kylt slam och täckning med lagrat slam var metanemissionerna cirka 25 % lägre jämfört med kontrollhögen.

Pilotförsöket visade att den mest effektiva behandlingen för att reducera metanemissionerna var tillsats av 1,6 % urea vilket också troligen är det mest kostnadskrävande behandlingsalternativet på grund av inköp av urea. De enklaste åtgärderna i form av naturlig kylning i små högar och täckning med lagrat slam hade inte lika stor reducerande effekt, men kräver till skillnad från ureatillsats inte inköp av några insatsmedel.

Bilder från mätningarna med den hyperspektrala kameran visas i Figur 7.4. Den vänstra bilden visar högre metanemission från högen täckt med slam jämfört med kontrollhögen (ljusare röd över högen). Den högra bilden visar att lustgas inte kunde påvisas där slamhögar och bakgrund har samma färg i Figur 7.4 till höger. Lustgas kunde inte vid något tillfälle detekteras under pilotförsöket med slamlagring.

7.2.3 Mätningar med vindtunnel

Resultaten från RISE mätningar med vindtunnelmetod på kontrollhögen visas i Tabell 7.1. De visar på en reduktion från 1 000 kg till nära noll över en tidsperiod om 4,5 månader vilket stämmer väl överens med mätningarna med den hyperspektrala kameran där metanemissionerna efter 83 dagar var 90 % lägre än vid uppstart av försöket (Figur 7.2).

	28 mars		14 augusti		Mätosäkerhet
	(Nm ³ CH ₄ /år)	(Kg CH ₄ /år)	(Nm ³ CH ₄ /år)	(Kg CH ₄ /år)	
Slamhög, ca 20 ton (TV07)	1 400	1 000	16	11	15 %

Tabell 7.1

Resultat från vindtunnelmätningar på slam i pilotförsök.

7.2.4 Laboratorieanalyser

Tabell 7.2 visar TS/VS för de material (avvattnat slam och trädgårdskompost) som användes i pilotförsök och BMP-försök innan uppstart av försök.

	TS (%)	VS (% av TS)
Avvattnat slam (medel av 5 prover)	27,4 %	64 %
Trädgårdskompost (24 mån lagring)	65,6 %	19 %
Lagrat avvattnat slam (9 mån lagring)	21,5 %	58 %
Avvattnat slam till BMP-försök	29,0 %	64 %

Tabell 7.2

Analys av TS och VS för material som ingick i pilotförsöket.

Analyserna visade att det slam som användes i pilotförsöket hade identisk VS-halt, men något lägre TS-halt än slammet som användes i BMP-försöket beroende på provtagning vid olika tillfällen. Det avvattnade slammet som användes som täckmaterial för metanoxidation hade en lägre TS- och VS-halt jämfört med avvattnat färskt slam och

analys på färskt slam när lagringen startade i juni 2018 (TS 25,2 %, VS 65 %), detta beror förmodligen på naturlig nedbrytning och tillskott av nederbörd under lagringsperioden.

Tabell 7.3 visar analyser av Kjeldahl-N, $\text{NH}_4\text{-N}$, fosfor (P), pH och VFA för det slam som användes i pilotförsöket vid uppstart.

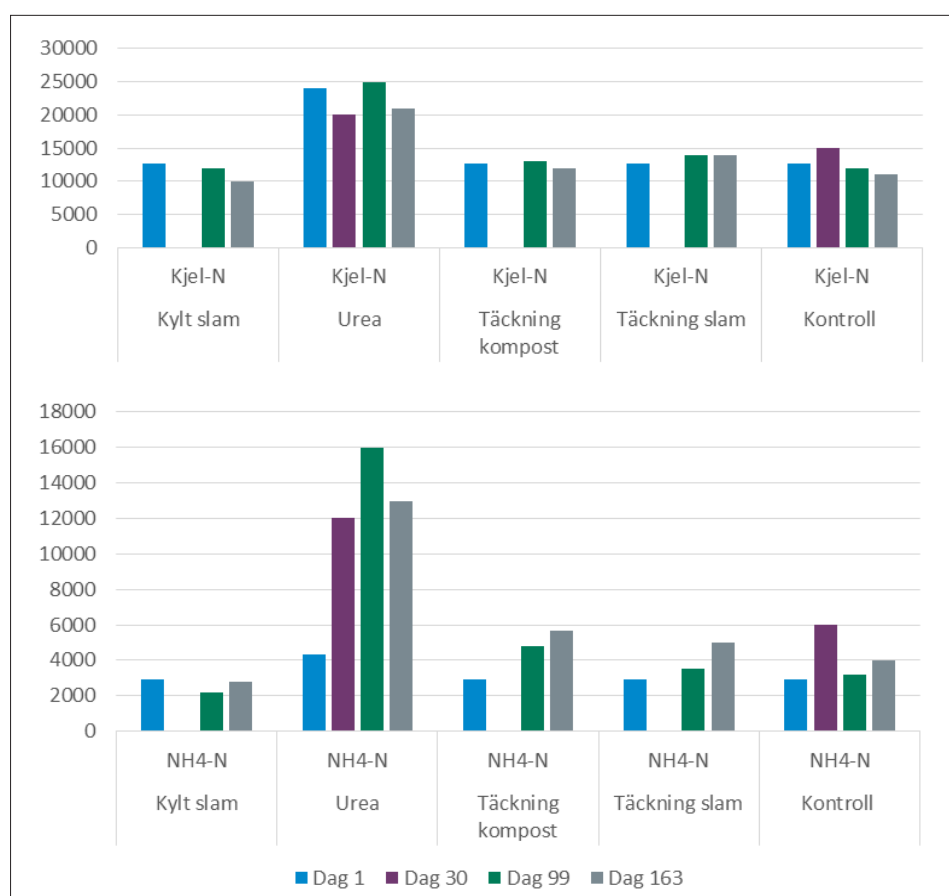
	Kjeldahl-N (mg/kg)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/kg)	Fosfor (P) (mg/kg)	pH	VFA (mg/l)
Avvattnat slam (medel av 5 prover)	12 750*	2 900*	6 320	7,7	3 650
Avvattnat slam med ureatillsats	24 000	4 300			

* Exklusive analys från avvattnat slam med ureatillsats.

Tabell 7.3

Laboratorieanalyser
av slam innan lagring.

Prov togs ut under försöket gång från slamhögarna (enkeltprov) och vid avslut så togs tre prov ut från varje slamhög. Resultaten från laboratorieanalyserna visas i Figur 7.5 och Figur 7.6 samt i Bilaga B.



Figur 7.5

Kjeldahl-N (mg/kg)
och $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/kg)
i pilotförsöket.

Kjeldahl-kvävet är rätt så stabilt genom hela försöket och relativt lika mellan alla högar, förutom högen med ureatillsats. Skillnaden mellan högen med ureatillsats och övriga högar är 10 g N/kg våtvikt (2,7 g N/kg TS) vilket motsvarar en tillsats av 1 % kväve per kg våtvikt. Urea innehåller 46,2 % kväve vilket innebär att laboratorieanalysen indikerar att doseringen av urea blev drygt 2 % i pilotförsöket. Detta är något högre än vad måldoseringen var, men får ändå anses bra då mängden slam som användes vid inblandning uppskattades utifrån storlek på grävmaskinens skopa.

Ammoniumkvävet hade en stigande trend i de två högarna med täckning, vilket är en indikation på nedbrytning av organiskt material. Ammoniumkvävet låg på en relativt

stabil nivå i högarna med kylt slam och kontrollhögen där det kylda slammet hade den lägsta halten ammoniumkväve. För högen med ureatillsats så är det tydligt att vid den första provtagningen samma dag som urea blandades in i slammet så hade inte kvävet hunnit omvandlas till ammoniumkväve i någon större omfattning. I de efterföljande provtagningarna låg ammoniumkvävet i genomsnitt nästan 10 g NH₄/kg våtvikt (27 g NH₄/kg TS) högre än kontrollhögen vilket visar att nästan all tillsatt urea övergått i jonform (ammonium/ ammoniak). Analyserna av Kjeldahl- och ammoniumkväve visar att förlusten till luft och utlakning var låga då nivåerna ligger på en stabil nivå genom hela försöket. Högen var täckt med en presenning under hela lagringsperioden för att undvika ammoniakavgång till luft och kväveutlakning.

Figur 7.6
Fosfor (mg/kg), pH och
VFA (mg/l) i pilotförsöket.



I tre av högarna (kylt slam, täckning med kompost och kontroll) så har halten VFA sjunkit under försöket vilket är ett tecken på att VFA brutits ned till koldioxid (CO₂) och/eller metan (CH₄). I högen med täckning av lagrat slam så är VFA-halten lika hög före och efter försöket vilket tyder på jämvikt mellan VFA-bildning och ytterligare nedbrytning till

CO₂ eller CH₄. I högen med ureatillsats så har VFA-halten ökat rätt så markant vilket är en indikation på att viss nedbrytning fortgår i urea-högen, men att mikroorganismerna inte förmår att omvandla VFA till koldioxid eller metan.

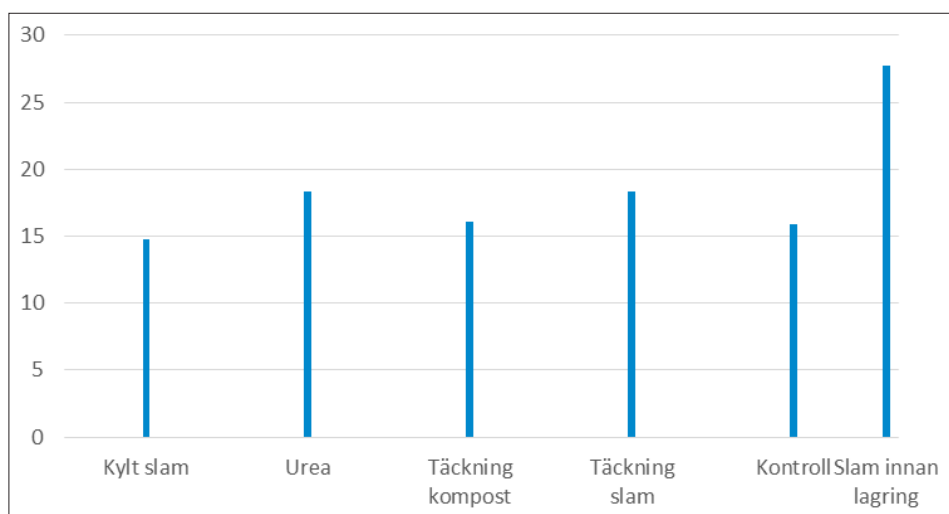
Tillsats av urea som en säker hygieniseringsmetod av slam har beskrivits och undersökts i rapporten "Ammoniakhygienisering för säker användning av slam i odling" (Vinnerås et al., 2017). Där undersöktes den hygieniserande effekten av 0,8 och 1,6 % ureatillsats. 1,6 % ureatillsats hade tillfredställande hygieniserande effekt, medan 0,8 % tillsats inte helt nådde de uppsatta målen. VFA analyserades inte i projektet utan fokus låg främst på salmonella och E.coli.

Ureatillsats som en metod för att minska metanemissioner från lagring av slam har även undersökts i projektet "Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam" (Jönsson et al., 2015). En ureatillsats på 1,5 % (våt vikt) användes och pilotförsök utfördes i cylindriska behållare med diameter på 1,6 m som fylldes med slam till 1,3 m höjd (volym 2,7 m³). Pilotförsöken utfördes i triplikat och resultaten visade att 1,5 % ureatillsats reducerade metanemissionerna med cirka 70 % jämfört med kontrollet. Inte heller i detta försök har VFA analyserats varför det är svårt att göra jämförelser mot andra studier. En ökad halt VFA i det ureabehandlade slammet kan innebära risk för luktolägenheter i samband med spridning, men har inte undersökts i detta projekt.

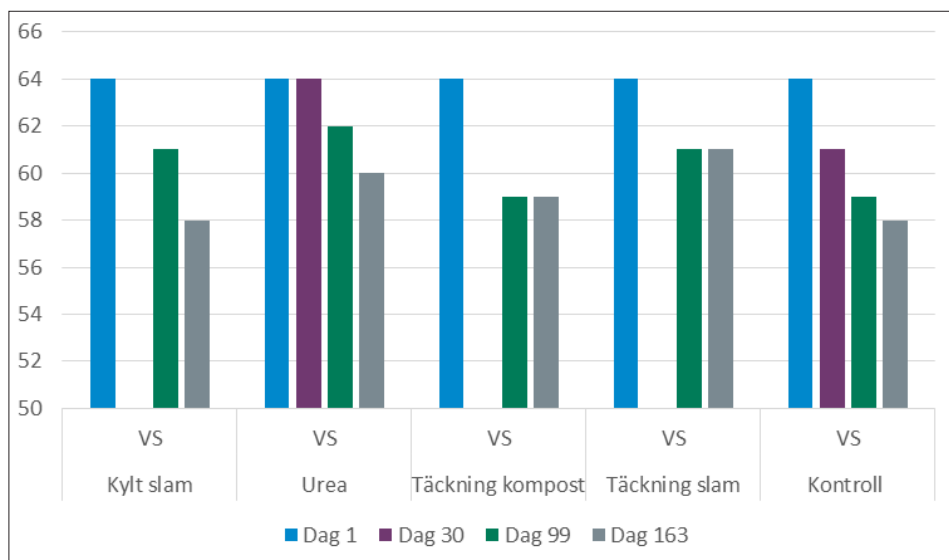
pH-värdet var högst i högen med urea-tillsats under hela försöket vilket är i linje med resultaten i Vinnerås et al. (2017). Att pH-värdet sjönk något med tiden kan bero på att halten VFA ökade och/eller att en mindre mängd kväve kan ha avgått trots täckning med presenning.

7.2.5 Nedbrytning organiskt material

Både fosforinnehåll och glödrest är något som ska vara konstant i slamhögarna under pilotförsöket. Den ursprungliga tanken var att använda fosfor som bas för jämförelse av nedbrytningen i de olika högarna, men då halten fosfor låg högre än startvärdet för alla högar både per kg våt vikt och kg TS så gav denna jämförelse inga trovärdiga och säkra resultat se Figur 7.7. Orsaken till den varierande halten fosfor vid analys är inte helt klarlagd, men då provtagning utfördes på samma sätt och av samma person är det mest troliga att den ena av provtagningsomgångarna hanterats annorlunda än den andra provtagningsomgången inom laboratoriets väggar, omanalys var tyvärr inte möjlig att utföra för den första provtagningsomgången. På grund av osäkra resultat för fosfor användes endast jämförelse av organiskt material, VS som andel av TS som ju består av VS och glödrest tillsammans, se Figur 7.8.



Figur 7.7
VS som kvot av fosfor vid avslut av pilotförsöket (kg/kg).



Figur 7.8
VS (% av TS) i
pilotförsöket.

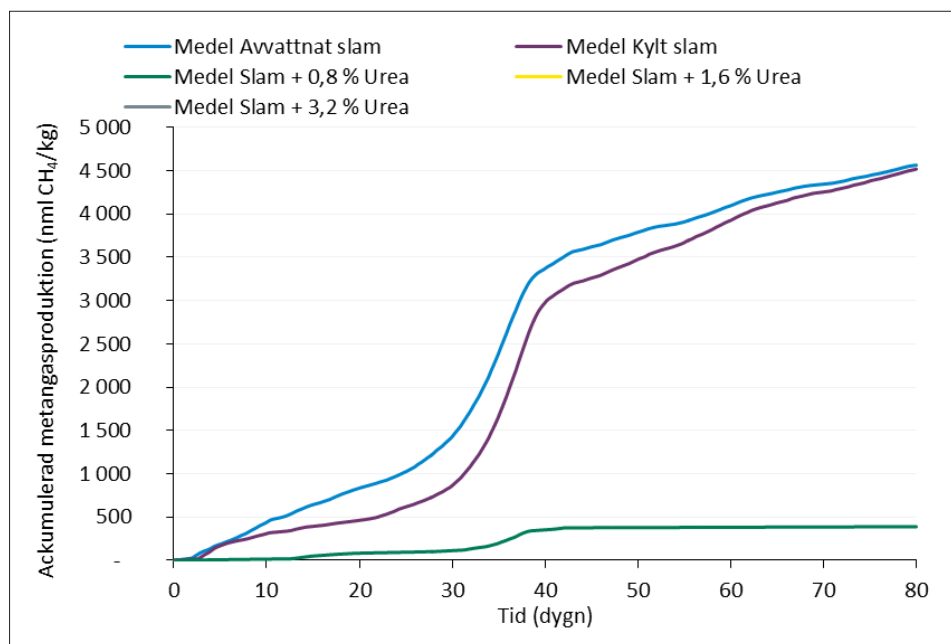
Samtliga högar har en tydligt minskande trend för VS-halten över tid. Skillnaderna mellan högarna är relativt små och därför är det svårt dra säkra slutsatser. Högarna med kylt slam, täckning med kompost och kontroll hade de lägsta VS-halterna vid avslut av försöket. Detta stämmer relativt väl överens med temperaturmätningen för täckning med kompost och kontroll som hade de högsta temperaturerna men inte för högen med kylt slam som hade lägre temperatur än övriga högar. Eftersom skillnaderna är så små så går det inte att dra några säkra slutsatser om nedbrytning av organiskt material utifrån de kemiska analyserna, utan baseras i första hand på mätningarna av metanemissioner och temperatur i slamhögarna.

7.3 Satsvisa utrötningsförsök

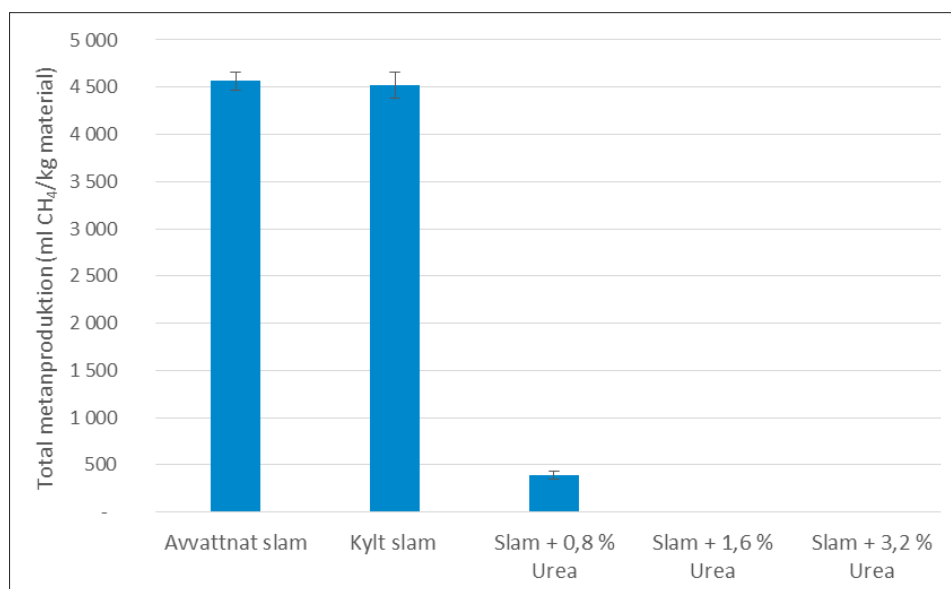
Resultat från det satsvisa utrötningsförsöket redovisas i Figur 7.9 och Figur 7.10. Det avvattnade slammet (motsvarar kontroll i pilotförsöket) producerade 4 600 ml metan efter 80 dagar, kylt slam 4 500 ml metan och färskt slam med 0,8 % ureatillsats 390 ml metan. I serierna med 1,6 och 3,2 % ureatillsats kunde ingen metangas alls mätas upp.

Metanproduktionen i det kyllda slammet var klart lägre under de första 30 dagarna jämfört med avvattnat slam (lagrat i rumstemperatur). Under dag 30–80 sjönk skillnaden gradvis och efter 80 dagar hade båda serierna producerat nästan samma mängd metan med bara 1 % reduktion jämfört med färskt slam, se Figur 7.9. Den lägre produktionen av metan de första 30 dagarna beror troligen delvis på hämning av de metanproducerande mikroorganismerna under den kylda förvaringen i 2 dagar (4 °C), men de återhämtade sig efter ungefär en månad i det kylda slammet. Detta beror troligen på att temperaturskillnaden i slammet jämfört med avvattnat slam inte var så långvarig på grund av relativt små prover och stor relativ yta. Detta är också något som skiljer sig åt jämfört med pilotstudien där temperaturskillnaden mellan kylt slam och kontroll höll i sig i mer än 60 dagar på grund av större mängd slam och mindre relativ yta för avkylning/ uppvärmning och förklarar varför resultaten blev olika i hur effektivt kylt slam är för reducerad metangasproduktion.

Tillsats av urea hade en mycket tydlig effekt på reducerad metangasproduktionen där endast serien med den lägsta koncentration av urea (0,8 %) producerade någon metan överhuvudtaget (91 % minskning jämfört med färskt slam). Detta ligger väl i linje med resultaten från mätningar av metangasproduktion från pilotstudien.



Figur 7.9
Ackumulerad metangasproduktion i satsvisa utrötningsförsök.



Figur 7.10
Total metangasproduktion i satsvisa utrötningsförsök. Felstaplar anger standardavvikelse mellan triplikat.

7.4 Jämförelse av metanproduktion i pilotförsök och satsvisa utrötningsförsök

Den ackumulerade metangasproduktionen beräknat som kg CH₄/kg slam i pilot- och BMP-försök visas i Tabell 7.4.

	Pilotförsök		BMP-försök	
	(g CH ₄ /kg slam)	% reduktion	(g CH ₄ /kg slam)	% reduktion
Avvattnat slam utan behandling (Kontroll i pilotförsöket)	4,74		3,28	
Kylt slam	3,56	25 %	3,24	1 %
1,6 % ureatillsats	0	100 %	0	100 %

Tabell 7.4
Ackumulerad metangasproduktion i pilotförsök och satsvisa utrötningsförsök.

Den totala metangasproduktionen från avvattnat slam utan behandling (kontroll i pilotförsöket) var drygt 40 % högre i pilotförsöket jämfört med BMP-försöket. En högre produktion av metan var enligt förväntan då försöket pågick under längre tid i pilotskala, medan förhållanden som t.ex. temperatur bedöms vara relativt likvärdiga.

För kylt slam så var metangasproduktionen i samma storleksordning i både pilot- och BMP-försöken, medan reduktionen jämfört med kontroll var stor i pilotförsöket och marginell i BMP-försöket. Att det inte blev någon mätbar skillnad jämfört med kontroll i BMP-försöket beror troligen på att temperaturskillnaden mellan kylt och icke kylt slam inte var så långvarig i BMP-försöket. Detta beroende på små prover (300 g) och stor relativ yta i förhållande till volymen när man jämför med pilotförsökets cirka 20 ton stora högar där temperaturskillnaden mellan kontroll och kylt slam höll i sig i mer än 60 dagar.

Tillsats av 1,6 % urea var en mycket effektiv metod för att reducera metanproduktionen i båda försöken. Det kunde inte registreras någon gasproduktion överhuvudtaget i varken pilot- eller BMP-försök.

7.5 Potential att minska metangasutsläpp från slamlagring vid Nykvarnsverket

Den totala biogasproduktionen vid Nykvarnsverket är cirka 2 900 000 Nm³/år med en metanhalt på cirka 65 %, vilket innebär 1 885 000 Nm³ eller 1 351 500 kg CH₄/år. Produktionen av avvattnat slam är i storleksordningen 10 000 ton/år och om resultaten för metangasproduktion från pilotförsöket används så innebär det cirka 47 400 kg CH₄/år från slamlagring. Detta motsvarar 3,5 % av den årliga metangasproduktionen från rötningen av slam på reningsverket och skulle kunna reduceras med 25–100 % genom att använda någon av metoderna som testats i pilot- och BMP-försöken.

I kapitel 4.2.2 gjordes en uppskattning av totala metanemissioner från nuvarande slamlager utifrån utförda kameramätningar som hamnade på cirka 6 % av total metangasproduktion i röt-kammaren vilket är högre än i kontrollhögen i pilotförsöket. Detta kan bero på att kyleffekten från omgivande luft i pilotförsöket var större än för årsgenomsnittet för slamlagring då uppstart av pilotförsöket skedde under mars när det är relativt kallt ute. I räkneexemplet nedan har endast data från pilotförsöket använts då ammoniakhygienisering inte prövats i fullskaliga högar i detta projekt. Detta är ett försiktigt antagande och potentialen för minskade metanemissioner i fullskalig drift kan vara klart högre för både ammoniakhygienisering och övriga testade behandlingar i pilotförsöket på grund av högre metanemissioner från slamlagring under sommar och höst jämfört med våren när pilotförsöket genomfördes.

Kostnaden för inköp av urea vid ammoniakhygienisering har av Vinnerås et al. (2017) beräknats till cirka 80 kr/ton material för slam med drygt 30 % TS-halt och investeringskostnaden bedömdes kunna bli mycket låg. En förhoppning är att lantbrukaren ser ett ökat värde för slam med ureatillsats, men detta kräver slamspridning på våren för att kvävet ska kunna tillgodogöras till grödan på ett bra sätt. Vårspridning av slam är ännu så länge ovanligt och det är därför svårt att bedöma marknadsvärdet för slam med högre halt växttillgängligt kväve jämfört med dagens situation.

Laboratorieanalyserna visade att det kan finnas risk för ackumulering av VFA i urea-behandlat slam, vilket kan innebära ökad risk för luktproblem i samband med spridning. Om den totala kostnaden är 100 kr/ton slam innebär det att metoden kan kosta 21 kr/kg metan eller 60 öre/kg CO₂ ekvivalent. Detta är en relativt låg kostnad för att undvika växthusgasutsläpp. Som jämförelse kan nämnas att Trafikverket rekommenderar att använda ett kalkylvärde på 1,14 kr per kilo utsläpp av koldioxid, uttryckt i 2014-års prisnivå och härlett från koldioxidskatten. För känslighetsanalyser rekommenderas ett koldioxidvärde på 3,50 kr/kg, uttryckt i 2014-års prisnivå (Trafikverket, 2018).

Parameter		Enhet
Biogasproduktion reningsverket	2 900 000	Nm ³ /år
Metanhalt	65	%
Metanproduktion reningsverket	1 885 000 1 351 500	Nm ³ /år kg/år
Slamproduktion	10 000	ton/år
Metanproduktion slamlagring	47 400	kg/år
Minskning metanproduktion vid ureatillsats	100	%
Kostnad ureatillsats	100	Kr/ton
GWP-värde CH ₄	35	GWP 100
Kostnad m inskning klimatpåverkan	0,60	Kr/kg CO ₂

Tabell 7.5
Beräkning av växthus-
gasutsläpp och kostnad
för ureatillsats.

Övriga testade metoder i pilotförsöket är svårare att kostnadsbedöma, de har en betydligt lägre kostnad för inköp av material än inblandning av urea i slammet men kan inte heller förväntas ge lika god reducering av metangasutsläppen som ureatillsats.

8 Slutsatser

I projektet har växthusgasemissioner mätts med ny och konventionell teknik under olika mätperioder utspridna under ett års tid. Den nya tekniken är en hyperspektral kamera utvecklad av Linköpings universitet som inte tidigare använts på reningsverksprocesser. Det har även genomförts pilotförsök i syfte att behandla avvattnat slam så att växthusgasemissionerna reduceras. I stort har projektet gått mycket bra där mätningarna kunnat genomföras på ett bra sätt i linje med planeringen för projektet.

8.1 Metodjämförelse

Den metodjämförelse som gjordes mellan den hyperspektrala kameran och konventionell mätteknik för metan visade att mätmetoderna hade en god överensstämmelse där mätningar kunde utföras under liknande förhållanden. Eftersom samtliga mätobjekt är delar av en fullskalig process där t.ex. inkommande flöde, belastning och utsläpp varierar med tiden så innebär det också en utmaning för jämförelsen där några av de identifierade jämförelsepunkterna inte kunde användas på grund av oväntade och varierande emissioner.

Stora utsläpp som beräknades från kameran stämde bra överens med höga koncentrationer av de luftprover som togs vid varje tillfälle, och på samma sätt med små utsläpp. Detta, och jämförelsen med konventionell teknik, indikerar att kamerametoden ger pålitliga resultat.

8.2 Växthusgasemissioner

Resultaten från mätningarna visade att de dominerande källorna till växthusgasutsläpp vid Nykvarnsverket var kväverening för rejektvatten i form av lustgas och lagring av avvattnat slam för metanemissioner medan övriga processteg bidrog endast i liten utsträckning. I Norrköping så var det största bidraget till växthusgasutsläpp lagret av avvattnat slam samt ett öppet slamlager av rötrest innan avvattning.

I Linköping används SHARON-processen för rejektvattenrening där en varierande och hög kvävebelastning och höga nitrithalter ser ut att bidra till ökad avgång av lustgas. Detta är stämmer väl med slutsatserna i t.ex. Arnell (2013) där det beskrivs att för reningsverk med en stabil och välfungerande aktivslamanläggning med långt driven kväverening så är risken för lustgasproduktion låg samt att risken för lustgasbildning ökar vid hög och varierande kvävebelastning. I Norrköping används en DeAmmon-process för rejektvattenrening där detta projekt bekräftade tidigare studier att risken för växthusgasemissioner är mycket lägre i en sådan typ av process (Baresel et al., 2019; Jönsson et al., 2015).

Lagring av avvattnat slam var den största enskilda källan till metangasemissioner i både Linköping och Norrköping och visar på att det finns ett stort behov av att inom systemet "Egenkontroll Metanemissioner" utveckla en bra mätmetod så att dessa emissioner kan kvantifieras på ett bra sätt när mätningar utförs på reningsverk med slamlager. När en bra och kostnadseffektiv mätmetod utvecklats är det också lättare att bedöma behov av åtgärder och utvärdera vilken effekt de får. Det genomförda pilotförsöket har visat att det finns god potential att med relativt enkla medel reducera metanemissionerna för slamlagring.

8.3 För- och nackdelar med den nya mättekniken

Under mätningar med den hyperspektrala kameran på Linköpings och Norrköpings reningsverk har ett antal styrkor och svagheter med den nya tekniken identifierats som listas nedan.

Fördelar/ styrkor:

- Kan fånga tidigare okända utsläpp och källor samt ovanliga händelser med höga oväntade utsläpp. Allt som kommer med i kamerans synfält kan kvantifieras i efterhand
- Metan- och lustgasflöden kan mätas samtidigt
- Öppna ytor som bassänger kan mätas på ett bra sätt
- Påverkar inte området som mäts eftersom det sker på avstånd
- Bra överensstämmelse med mätningar med konventionell teknik av metan i detta projekt samt mätning av växthusgasutsläpp från biogödsellager (Nilsson Påledal, Gålfalk, & Yngvesson, 2019)
- Hög upplösning/precision i tid och rum för koncentrationer och flöden

Nackdelar/ svagheter med kameratekniken:

- Dyr utrustning
- Kräver ännu så länge en hel del arbete för att bearbeta data
- Väderberoende, nederbörd och molnighet kan leda till problem med att mäta och ge sämre precision

8.4 Idéer på utveckling av mätteknikerna

För den hyperspektrala kameran skulle en högre spektral upplösning (0.25 cm^{-1} istället för 1 cm^{-1}) möjligtvis kunna ge känsligare mätningar av lustgas för LiUs kamera vilket är något som skulle kunna testas i framtiden. Kostnaden för mätningarna skulle öka på grund av större tidsåtgång och därmed minska möjligheten för långa mättid med samma projektbudget. En annan teknisk förbättring är framtida möjliga mätningar från helikopter vilket gör geometrin och modellerna mer pålitliga och därmed ger högre känslighet.

För konventionell mätteknik finns framförallt ett behov av att utveckla en bra metod för mätning av metanemissioner från lager av avvattnat slam. Metoden att mäta metanemissioner från en liten slamhög i pilotförsöket med en vindtunnel var relativt enkel och gav väntade resultat, men metoden behöver utvecklas ytterligare för att anpassas till verksamheten på ett slamlager. Framförallt måste metoden kompletteras med en beräkningsmodell för emissionens avklingande samt hantera problemet med att slampartier fylls på med färskt material under första månaden innan högen får "vila".

8.5 Förslag på fortsatta/framtida studier

Projektet har gett goda underlag för att utveckla en tillämpbar metod för att mäta metanemissionerna från lagrat slam på öppna ytor. En sådan metod saknas inom systemet EgMet och skulle vara ett mycket angeläget område för fortsatt arbete och förbättring av systemet EgMet.

Lustgas är en potent växthusgas som påvisats vid kameramätningarna på reningsverken, framförallt för kvävreningprocesserna, men påvisats i lägre halter vid andra processteg. För att få en bra bild över de totala växthusgasutsläppen från ett reningsverk så är det förutom metan även viktigt att kvantifiera förekomst av lustgasemissioner. Ytterligare mätningar av lustgasemissioner med kameratekniken eller annan bra teknik vid fler reningsverk och processer skulle öka kunskapen om dessa och också öka möjligheterna att sätta in kostnadseffektiva åtgärder för minskade växthusgasutsläpp där kan göra stor nytta.

9 Referenser

- Arnell, M. (2013). *Utsläpp av lustgas och metan från avloppsreningsverk – en granskning av kunskapsläget* (2013-11). Retrieved from http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2013-11.pdf
- Badshah, M., Lam, D. M., Liu, J., & Mattiasson, B. (2012). Use of an Automatic Methane Potential Test System for evaluating the biomethane potential of sugarcane bagasse after different treatments. *Bioresour Technol*, 114(0), 262-269. doi:10.1016/j.biortech.2012.02.022
- Baresel, C., Bornold, N., Yang, J., Kanders, L., & Eliasson, M. (2019). Lustgasutsläpp från behandlingen av rejektvatten vid Slottshagens reningsverk i Norrköping (B 2338). Retrieved from <https://www.ivl.se/download/18.20b707b7169f355daa7980/1555068588230/B2338.pdf>
- Clauß, T., Reinelt, T., Liebetrau, J., Vesenmaier, A., Reiser, M., Flandorfer, C., Yngvesson, J. (2019). *Recommendations for reliable methane emission rate quantification at biogas plants* (DBFZ-Report, 33). Retrieved from Leipzig: <https://www.dbfz.de/pressemediathek/publikationsreihen-des-dbfz/dbfz-reports/dbfz-report-no-33/>
- Czepiel, P., Crill, P., & Harriss, R. (1995). Nitrous Oxide Emissions from Municipal Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*, 29(9), 2352-2356. doi:10.1021/es00009a030
- Ellwerth-Stein, E. (2012). *Resurseffektiv kvävereduktion genom nitrifikation*. (Master), Uppsala university, Uppsala, Sweden.
- Foley, J., & Lant, P. (2009). *Direct Methane and Nitrous oxide emissions from full-scale wastewater treatment systems*. Retrieved from https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/FOLEY%20and%20LANT%202009%20Direct%20Methane%20and%20Nitrous%20Oxide%20Emissions%20from%20FullScale%20Wastewater%20Treatment%20Systems.pdf
- Gålfalk, M., & Bastviken, D. (2018). Remote sensing of methane and nitrous oxide fluxes from waste incineration. *Waste Manag*, 75, 319-326. doi:10.1016/j.wasman.2018.01.031
- Gålfalk, M., Olofsson, G., & Bastviken, D. (2017). Approaches for hyperspectral remote flux quantification and visualization of GHGs in the environment. *Remote Sensing of Environment*, 191, 81-94. doi:<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.01.012>
- Gålfalk, M., Olofsson, G., Crill, P., & Bastviken, D. (2015). Making methane visible. *Nature Climate Change*, 6, 426. doi:10.1038/nclimate2877 <https://www.nature.com/articles/nclimate2877#supplementary-information>
- Hanaki, K., Hong, Z., & Matsuo, T. (1992). Production of Nitrous Oxide Gas during Denitrification of Wastewater. *Water Science and Technology*, 26(5-6), 1027-1036. doi:10.2166/wst.1992.0544 %J Water Science and Technology
- Hellinga, C., Schellen, A., Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (1998). The SHARON process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Water Science and Technology*, 37(9), 135-142. doi:10.1016/s0273-1223(98)00281-9
- Holmgren, M. A. (2016a). *Handbok metanmätningar rev. 2016* (Rapport 2016:17). Retrieved from Malmö:

-
- Holmgren, M. A. (2016b). *Rapportering av data från metanmätningar enligt Egenkontroll metanutsläpp – frivilligt åtagande 2007-2015* (Rapport 2016:18). Retrieved from Malmö:
- Holmgren, M. A. (2019). *Egenkontroll metanemissioner* Retrieved from https://www.avfallsverige.se/fileadmin/user_upload/3_avfallshantering/Egenkontroll_metanemissioner_2019.pdf
- IPCC. (2013). *Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report. Climate Change 2013: The Physical Science Basis – Summary for Policymakers*. Retrieved from Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- Jönsson, H., Junestedt, C., Willen, A., Yang, J., Tjus, K., Baresel, C., . . . Andersson, S. (2015). *Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam* (2015-02). Retrieved from Stockholm:
- 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. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 86(2), 202-206. doi:[https://doi.org/10.1016/S0922-338X\(98\)80114-1](https://doi.org/10.1016/S0922-338X(98)80114-1)
- Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2016). *Etablering og monitering af biocoversystemer på affaldsdeponeringsanlæg* (Miljöprojekt nr.1817, 2016). Retrieved from Köpenhamn: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/03/978-87-93435-14-8.pdf>
- Liebetrau, J., Krebs, C., Daniel-Gromke, J., Denysenko, V., Stinner, W., Nebel, E., . . . Jürgen, R. (2013). *Analyse von Emissionen klimarelevanter Gase durch Biogasanlagen im Hinblick auf die ökologische Bewertung der Biogasgewinnung aus Abfällen-o3KBo27* (3230010). Retrieved from Leipzig https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Referenzen/Abschlussberichte/Endberichto3KBo27_final_TIB_31_07_2013.pdf
- Lindblom, E., Arnell, M., & Jeppsson, U. (2015). *Modellering av lustgasemissioner från SBR- och anammoxprocesser för rejektvattenbehandling* (2015-17). Retrieved from Stockholm: http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2015-17.pdf
- Nilsson Påledal, S., Gålfalk, M., & Yngvesson, J. (2019). *Mätning av växthusgasutsläpp med konventionell samt ny och innovativ teknik vid biogödsellager* (2019:09). Retrieved from Malmö: <https://www.avfallsverige.se/kunskapsbanken/rapporter/rapportera/article/matning-av-vaxthusgasutslapp-med-konventionell-samt-ny-och-innovativ-teknik-vid-biogodsellager/>
- Nordell, E., & Rönnberg, J. (2015). *Dry digestion of dewatered digested sludge at thermophilic temperature*. Retrieved from Bromma, Sweden:
- Reinelt, T., Delre, A., Westerkamp, T., Holmgren, M. A., Liebetrau, J., & Scheutz, C. (2017). Comparative use of different emission measurement approaches to determine methane emissions from a biogas plant. *Waste Management*, 68, 173-185. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.053>
- Saunois, M., Bousquet, P., Poulter, B., Peregon, A., Ciais, P., Canadell, J. G., . . . Zhu, Q. (2016). The global methane budget 2000–2012. *Earth Syst. Sci. Data*, 8(2), 697-751. doi:10.5194/essd-8-697-2016
- Scheutz, C., Cassini, F., De Schoenmaeker, J., & Kjeldsen, P. (2017). Mitigation of methane emissions in a pilot-scale biocover system at the AV Miljø Landfill, Denmark: 2. Methane oxidation. *Waste Manag*, 63, 203-212. doi:10.1016/j.wasman.2017.01.012
-

Trafikverket. (2018). *Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.1 Kapitel 12 Kostnad för climateffekter* Retrieved from https://www.trafikverket.se/contentassets/4b1c1005597d47bda386d81dd3444b24/asek-6.1/12_klimat effekter_a61.pdf

Tumendelger, A., Alshboul, Z., & Lorke, A. (2019). Methane and nitrous oxide emission from different treatment units of municipal wastewater treatment plants in Southwest Germany. *PLoS ONE*, 14(1), e0209763. doi:10.1371/journal.pone.0209763

van Loosdrecht, M. (2008). *Innovative nitrogen removal. I: Biological Wastewater Treatment – Principles, Modelling and Design* (M. Henze, van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A. & Brdjanovic, D. Ed.). London: IWA publishing.

Westling, K. (2011). *Lustgasemissioner från avloppsreningsverk – en litteraturstudie* (B1977). Retrieved from Stockholm: <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/lustgasemissioner-fran-avloppsreningsverk-en-litteraturstudie/>

Vinnerås, B., Nordin, A., & Jönsson, H. (2017). *Ammoniakhygienisering för säker användning av slam i odling* (2017-10). Retrieved from http://www.svensktvatten.se/contentassets/b8bbb587ef474962b8d939375e00dc16/svu-rapport_2017-10.pdf

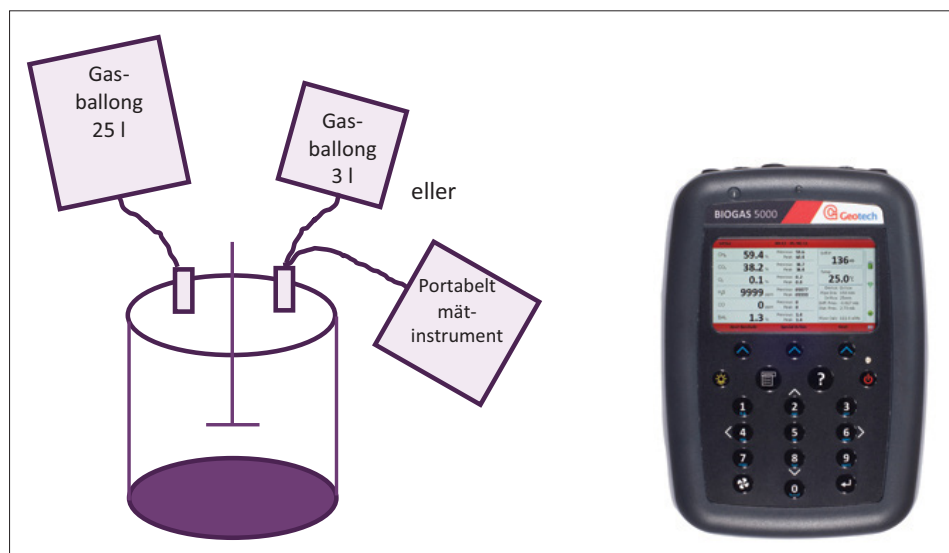
Bilagor

- Bilaga A Beskrivning av metanoxidationsförsök.
- Bilaga B Laboratorieanalyser i pilotförsök.
- Bilaga C Temperaturmätning vid kylning av slam i pilotförsök.
- Bilaga D Resultat från kameramätningar omgång 1-4 i Linköping och Norrköping.
- Bilaga E Driftdata för SHARON-processen vid kameramätningar.
- Bilaga F Beräkningar metanemissioner slamlager.
- Bilaga G Mätprotokoll RISE Linköping.
- Bilaga H Mätprotokoll RISE Norrköping.
- Bilaga I Beräkning av massflödet av ammoniumkväve till SHARON-processen och hur stor andel som avgår som lustgas.
- Bilaga J Varaktighetsdiagram SHARON-processen.
- Bilaga K Luftprover tagna i samband med kameramätningar.

Bilaga A Beskrivning metanoxiderationsförsök

Försök för test av respiration och metanoxideration genomfördes på TvABs biogaslaboratorium enligt den metod som beskrivs i den danska rapporten "Etablering og monitoring av biocoversystemer på affaldsdeponeringsanlegg" från 2016.

Försöken utfördes i reaktorer framtagna för kontinuerliga rötförsök med volymen 10 liter, se figur A.1 och figur A.2.



Figur A.1

Reaktor för utförande av metanoxiderationsförsök.



Figur A.2

Tom reaktor till vänster och reaktorer fyllda med lagrad kompost och lagrat slam till höger.

Del 1. Test av respiration (syreförbrukning)

- Start av försök på morgonen dag 1
- 3 kg prov inhämtades och prov togs ut för TS- och VS-analys
- 2 kg material tillsattes till respektive reaktor via matningsröret, lagrad trädgårdskompost och lagrat slam
- 9 l luft tillsattes till reaktorn som hade kontakt med gasballongen. Total gasvolym var då 19 l (10+9 l)
- Instrumentet "Biogas 5000" användes för gasprovtagning. Analys av CO_2 , O_2 och CH_4 .
 - Första provtagning direkt efter att material och luft har tillsatts
 - Vid övriga provtagningar (1–3/dag) blandades gas/luft genom att en tömd 3 l ballong sattes på inloppet och luft trycktes försiktigt mellan 25 l och 3 l ballongerna. Sedan togs tömd 3 l ballong bort och "Biogas 5000" anslöts till inloppet.

- Avslutande provtagning på morgonen dag 3 innan reaktorerna töms på gas inför metanoxidation.
- Koncentrationen av CO_2 plottas mot tiden i ett diagram. Förbrukning av O_2 beräknas som lutningen på linjen.

Del 2. Metanoxidationstest

- Efter provtagning på morgonen dag 3 öppnades reaktorerna och luftas med vanlig luft. 25 L-ballonger tas bort och ersätts med nya tömda 25 L-ballonger.
- När reaktorn fått ny luft tillsattes 6 l metangas (65 %) och 3 l vanlig luft till reaktorn och gasballongen. Total gasvolym är då cirka 19 l (10+9).
- "Biogas 5000" användes för luftprovtagning. Analys av CO_2 , O_2 och CH_4 .
 - Första provet direkt efter att luft och metangas har tillsatts
 - Vid övriga provtagningar rörs luften om genom att en 3 l ballong sätts på inloppet och man pumpar lite luft mellan 3 l ballong och 25 l ballongen. Sedan tas tömd 3 l ballong bort och Biogas check ansluts till inloppet.

Syreförbrukning och produktion av CO_2 bör vara större än under respirationstestet. Data visas som koncentration CH_4 och CO_2 med avseende på tid. Graden av oxidation av CH_4 beräknas som lutningen på den bäst passande linjen. Prover från kontrollen ska ha stabila värden på CO_2 och CH_4 -koncentrationen. Om metanoxidation inte överstiger rekommenderat acceptansvärde, kan man tillsätta CH_4 och genomföra testet igen.

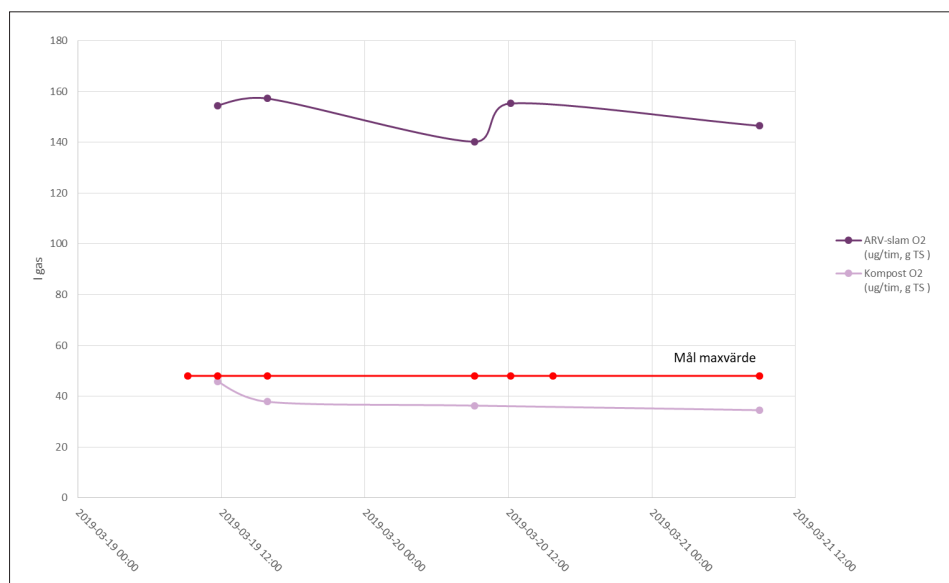
Rekommenderade acceptansvärden:

Respirationstest: < 48 $\mu\text{g O}_2/\text{g material (TS) och timme}$

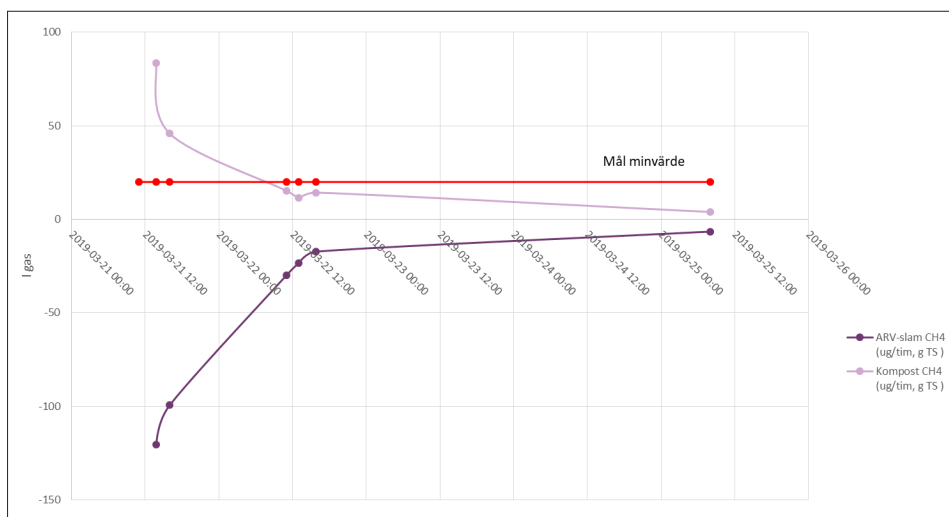
Metanoxidationstest: > 20 $\mu\text{g CH}_4/\text{g material (TS) och timme}$

Resultat från andra omgång av metanoxidationsförsök mars 2019

Testade material i omgång 1 var trädgårdskompost lagrad 12 månader samt avvattnat slam lagrat 6 månader. Dessa material hade låg potential att fungera bra som metanoxidationsskikt och därför testades trädgårdskompost lagrad 24 månader samt avvattnat slam lagrat 9 månader i en andra omgång där resultat redovisas nedan. Gasmätningarna visade att trädgårdskomposten var det material som hade störst potential att fungera bra som metanoxidationsskikt. Trädgårdskompost klarade målvärdet för syreförbrukning i respirationsdelen och klarade delvis målvärdet för metanförbrukning i metanoxidationsdelen, se figur A.3 och figur A.4.



Figur A.3
Gasmätning
respirationsdel.



Figur A.4
Gasmätning
oxidationsdel.

Bilaga B Laboratorieanalyser i pilotförsök

Prov-punkt	Datum	Dag	TS	VS	Kjel-N mg/kg	NH ₄ -N mg/kg	P mg/kg	pH	Summa VFA	Anmärkn
			%	% av TS	mg/kg	mg/kg	mg/kg		mg/l	
Kylt slam	2019-03-19	1	27,4	64	12 750 ¹	2 900 ¹	6 320	7,7	3 650	Medel av 5 prov
Kylt slam	2019-06-26	99	23,0	61	12 000	2 200		7,8		
Kylt slam	2019-08-28	163	24,0	58	10 000	2 800	9 423	7,1	430	Medel av 2 prov
Urea slam	2019-03-19	1	27,4	64	24 000 ²	4 300 ²	6 320	8,5	3 650	Medel av 5 prov
Urea slam	2019-04-18	30	27,3	64	20 000	12 000		8,9		
Urea slam	2019-06-26	99	26,1	62	25 000	16 000		8,5		
Urea slam	2019-08-28	163	27,2	60	21 000	13 000	8 940	8,4	11 950	Medel av 3 prov
Täckning kompost	2019-03-19	1	27,4	64	12 750 ¹	2 900 ¹	6 320	7,7	3 650	Medel av 5 prov
Täckning kompost	2019-06-26	99	24,3	59	13 000	4 800		8,4		
Täckning kompost	2019-08-28	163	24,4	59	12 000	5 700	8 970	8,3	440	Medel av 3 prov
Täckning slam	2019-03-19	1	27,4	64	12 750 ¹	2 900 ¹	6 320	7,7	3 650	Medel av 5 prov
Täckning slam	2019-06-26	99	26,0	61	14 000	3 500		7,7		
Täckning slam	2019-08-28	163	25,9	61	14 000	5 000	8 650	8,2	3 700	Medel av 2 prov
Kontroll	2019-03-19	1	27,4	64	12 750 ¹	2 900 ¹	6 320	7,7	3 650	Medel av 5 prov
Kontroll	2019-04-18	30	28,2	61	15 000	6 000		8,6		
Kontroll	2019-06-26	99	23,3	59	12 000	3 200		7,6		
Kontroll	2019-08-28	163	30,6	58	11 000	4 000	11 170	7,8	410	Medel av 3 prov

¹ Medel av 4 prov

² Enskilt prov

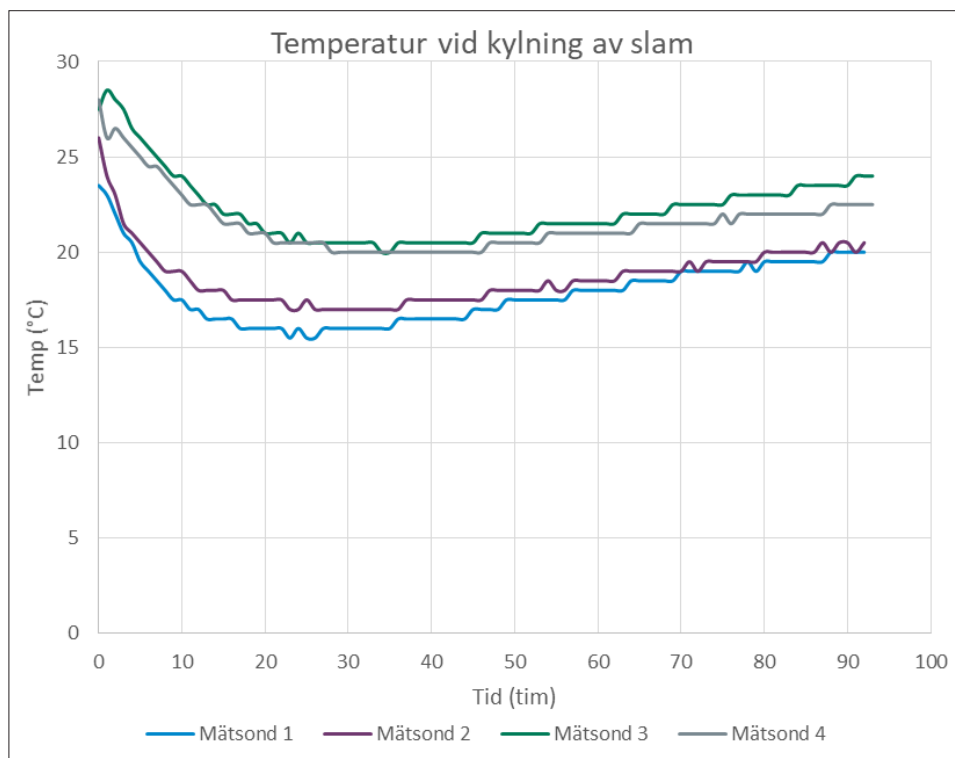
Analysmetoder

TS och VS bestämdes enligt svensk standard SS-EN 12880:2000 och SS-EN 12879:2000. pH mättes med en pH-mätare Metrohm 823, vid 25 °C (Metrohm, Schweiz). Koncentration av flyktiga fettsyror (VFA) analyserades enligt den metod som presenteras av Jonsson and Borén (2002). Ammoniumkväve (NH₄-N) analyserades enligt ISO 5664:1984 med en Kjeltec 8200 (FOSS i Skandinavien, Sverige). Kjeldahl-kväve analyserades enligt ISO 5664:1984 med en Kjeltec 8200 (FOSS i Skandinavien, Sverige och Metrohm LL Aquatrode plus PT 1000, Schweiz). Totalfosfor (P-tot) analyserades enligt svensk standard SS-EN ISO 11885:2009 och SS-EN 16173:2012.

Referens

Jonsson, S., & Borén, H. (2002). Analysis of Mono- and Diesters of o-phthalic acid by Solid-Phase Extractions with Polystyrene-Divinylbenzene-Based Polymers. *Journal of Chromatography A*, 963(1-2), 393-400. doi:10.1016/S0021-9673(02)00647-7

Bilaga C Temperaturmätning vid naturlig kylning av slam i pilotförsök



Bilaga D Resultat från kameramätningar omgång 1-4 i Linköping och Norrköping

Resultat Linköping

Sandfång			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2018-10-05		3.7	0
2019-03-11		2.4	3.7
2019-06-10		11.5	< 0.3
2019-08-27		17	0

Luftning			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2018-10-05		4,2	0
2019-03-11		1,5	0
2019-06-14		2,2	0

Försedimentering			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2018-10-05		0	0
2019-10-12		0	0
2019-10-24		0	0
2019-10-29		0	0
2019-03-11		0	0
2019-06-17		0	0

Sharon (kväverening) – totala flöden under en cykel			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2018-10-05		5,2	165
2019-10-12		32	12
2019-03-22		9	110
2019-04-15		6	170
2019-06-17		< 1	10
2019-09-05		< 1	17

Biologisk rening			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2018-10-05		0	0
2019-10-12		0	0
2019-03-22		9	2
2019-06-14		0	0
2019-06-19		2 (luftat) 0 (oluftat) 2 (luftat)	2,7 (luftat) 0 (oluftat) 1,5 (luftat)
2019-09-06		3 (luftat) 0 (oluftat)	< 1 (luftat) 0 (oluftat)

Slamhögar			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2018-10-24	0 – 24 d	220	0
2019-11-12	42 – 72 d	27	0
	72 – 102 d	21	0
	102 – 132 d	< 6	0
2019-03-20	0 – 20 d	102	0
	20 – 50 d	56	0
	50 – 80 d	22	0
2019-06-17	0 – 17 d	62	0
	17 – 47 d	117	0
2019-09-10	10 – 40 d	137	0
	40 – 70 d	20	0

Pilotförsök slamhögar			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2018-03-20	hög 1	3,05	0
	hög 2	7,68	0
	hög 3	1,56	0
	hög 4	0	0
	hög 5	1,68	0
2019-03-28	hög 1	2,54	0
	hög 2	1,08	0
	hög 3	0,43	0
	hög 4	0	0
	hög 5	1,68	0
2019-04-15	hög 1	0,82	0
	hög 2	0,38	0
	hög 3	0,38	0
	hög 4	0	0
	hög 5	0,72	0
2019-06-10	hög 1	0,29	0
	hög 2	0,22	0
	hög 3	0,24	0
	hög 4	0	0
	hög 5	0,24	0
2019-08-27	hög 1	0	0
	hög 2	0	0
	hög 3	0	0
	hög 4	0	0
	hög 5	0	0

MBBR			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2018-10-12		0	0
2019-10-29		0	0

Ventilation (TV06)			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2019-03-22	Lucka ovanpå slamlager innan avvattning	10,7	3,8

Resultat Norrköping

Slamlager öppet			
Datum	Anm.	CH ₄ (kg/d)	N ₂ O (kg/d)
2019-04-25		52	0

Slamhögar			
2019-06-28	0 – 28 d	200	0
	28 – 58 d	56	0
	58 – 88 d	16	0
2019-04-25	0 – 85 d (tre högar)	137	0

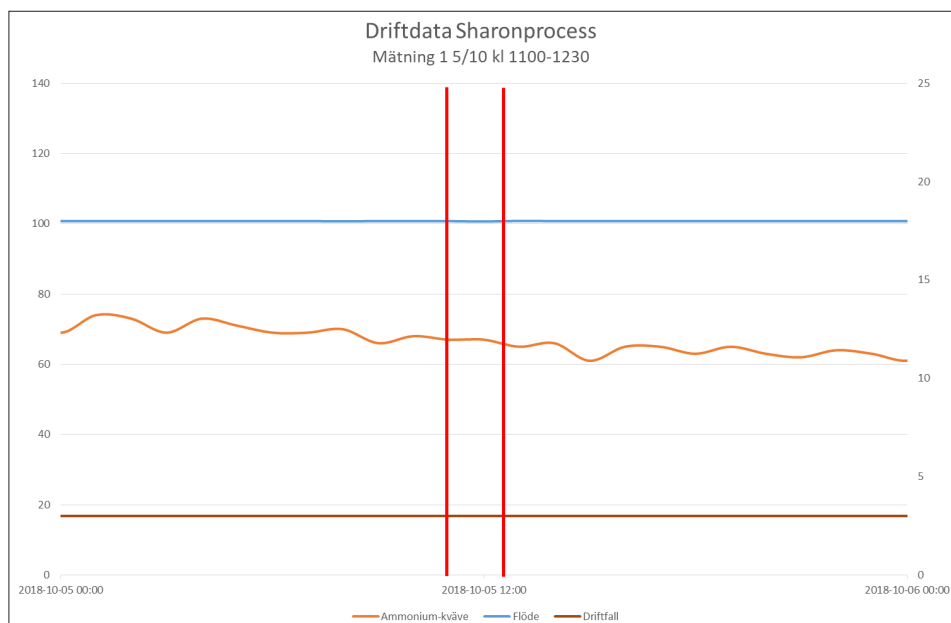
Sandfång			
2019-08-26	Stort avstånd	0	0

Ventilation (NODRA 03)			
2019-08-26	0 – 28 d	7,9	0

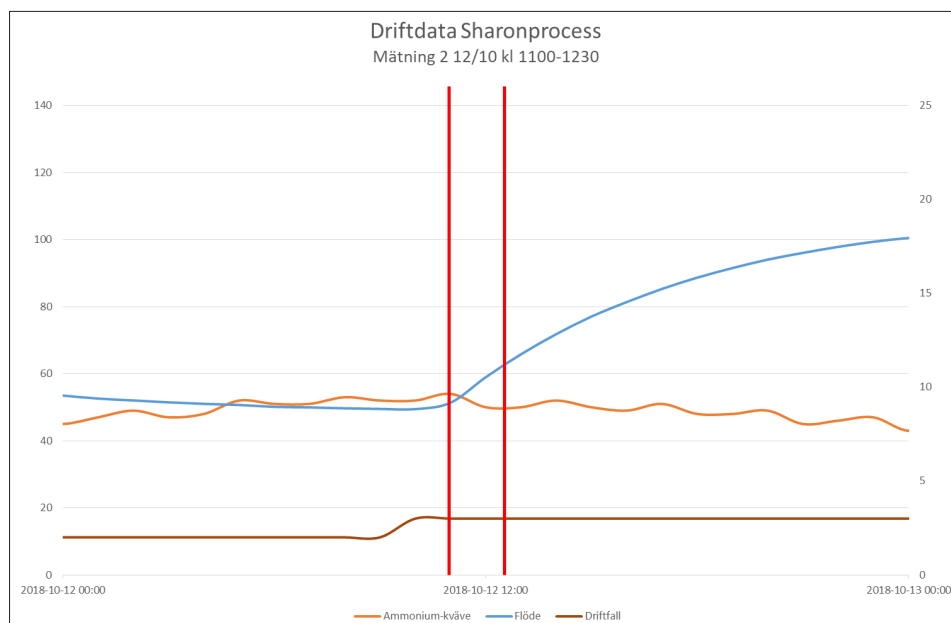
Biologisk rening			
2019-09-19		0	< 2

Deamon (Kväverening)			
2019-09-19	Position 1	0	0
	Lucka 1	0	0
	Vid metallplatta, hål	0,13	1,0
	Mellanrum	0	0
	Lucka 2	0	0

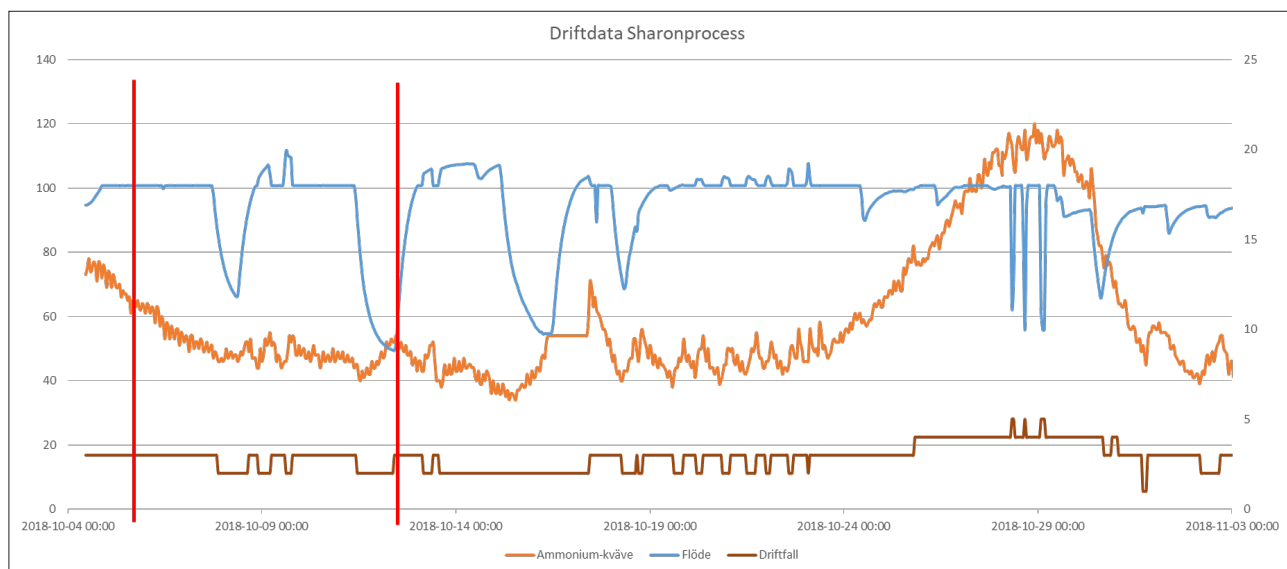
Bilaga E Driftdata vid kameramätningar omgång 1 SHARON-processen



Figur E.1
Ammoniumkväve (vänstra axeln, mg/l), flöde (högra axeln, m³/tim) och driftfall (0-5 där 5 är högbelastat system) vid mätning 2018-10-05.



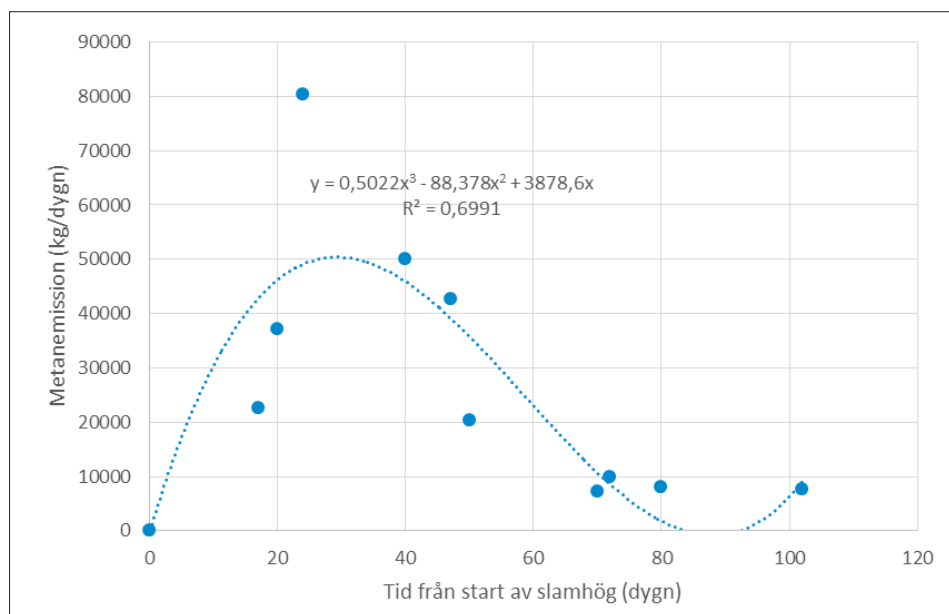
Figur E.2
Ammoniumkväve (vänstra axeln, mg/l), flöde (högra axeln, m³/tim) och driftfall (0-5 där 5 är högbelastat system) vid mätning 2018-10-12.



Figur E.3
 Driftdata för
 SHARON-process
 2018-10-04 – 2018-11-03.
 Ammoniumkväve
 (vänstra axeln, mg/l),
 flöde (högra axeln,
 m³/tim) och driftfall
 (högra axeln, 0-5 där 5
 är högbelastat system).

Bilaga F Beräkning av metanutsläpp från slamlager

	Mättag från start av slamhög			
	Mätomgång 1 okt-18	Mätomgång 2 mar-19	Mätomgång 3 jun-19	Mätomgång 4 sep-19
Månad 1	24	20	17	
Månad 2		50	47	40
Månad 3	72	80		70
Månad 4	102			



Biogasproduktion Linköping			
Årsproduktion		Dygnproduktion	
2 900 000	Nm³ biogas	7 945	Nm³ biogas
1 885 000	Nm³ metan	5 164	Nm³ metan
1 351 500	kg metan	3 703	kg metan

Beräkning metangasemission från en slamhög	
6 750	kg CH ₄ /slamhög
81 000	kg CH ₄ /år slamlager (12 månadshögar)
6,0 %	Av total metangasproduktion

Bilaga G Mätning av RISE i Linköping

FRIVILLIGT ÅTAGANDE

Kvantifieringsprotokoll

Produktionsanläggning

Anläggningsnamn	Nykvarn reningsverk, Linköping
Mätdatum	2019-03-27
Kontaktperson anläggning	Sören Nilsson Påledal
Utförande Företag	RISE Research Institutes of Sweden AB
Kontaktperson	Johan Yngvesson

1. Utsläppsobjekt	HBK	2. Kvantifiering av utsläpp CH ₄ Nm ³ /år	3. Planerad åtgärd
Ventilation gasbyggnad, M760	Ja	690	
Ventilation gasbyggnad, M757	Ja	1 021	
Ventilation gasbyggnad, M758	Ja	59	
Ventilation byggnad föravvattning	Ja	1 508	
Avluftning slamlager efter rötning	Nej	793	
Ventilation byggnad för slamavvattning	Nej	1 084	
Slamlager referenshög, ca 20 ton	Nej	1 419	
Summa utsläpp CH₄ (Nm³/år)	2 407	6 574	
Totalt metanflöde i anläggning (Nm ³ /år)		1 798 000	
Metanförlust (%)	0,10	0,37	
Mål metanförlust (%)			

FRIVILLIGT ÅTAGANDE

Kvantifieringsprotokoll

Produktionsanläggning

Anläggningsnamn	Nykvarn reningsverk, Linköping
Mätdatum	2019-08-14
Kontaktperson anläggning	Sören Nilsson Påledal
Utförande Företag	RISE Research Institutes of Sweden AB
Kontaktperson	Johan Yngvesson

1. Utsläppsobjekt	HBK	2. Kvantifiering av utsläpp CH ₄ Nm ³ /år	3. Planerad åtgärd
Ventilation gasbyggnad, M760	Ja	375	
Ventilation gasbyggnad, M757	Ja	599	
Ventilation gasbyggnad, M758	Ja	38	
Ventilation byggnad föravvattning	Ja	1 755	
Avluftning slamlager efter rötning	Nej	177	
Slamlager referenshög, ca 20 ton	Nej	16	
Summa utsläpp CH₄ (Nm³/år)	2 767	2 959	
Totalt metanflöde i anläggning (Nm ³ /år)		1 798 000	
Metanförlust (%)	0,05	0,16	
Mål metanförlust (%)			

Bilaga H Mätning av RISE i Norrköping

FRIVILLIGT ÅTAGANDE

Kvantifieringsprotokoll

Produktionsanläggning

Anläggningsnamn	NODRA, Norrköping
Mätdatum	2019-08-15
Kontaktperson anläggning	Magnus Eliasson
Utförande Företag	RISE Research Institutes of Sweden AB
Kontaktperson	Johan Yngvesson

2. Kvantifiering av utsläpp CH ₄ Nm ³ /år			
1. Utsläppsobjekt	HBK	Rågas	3. Planerad åtgärd
Ventilation trapphus	Ja	51	
Ventilation byggnad mellan rötkammare	Ja	102	
Gasklocka utblås	Ja	163	
Ventilation slamfickor	Nej	24 358	
Utvärderingstank	Nej	25 767	
Ventilation gasbyggnad (på rötkammartak)	Ja	5 098	
Summa utsläpp CH₄ (Nm³/år)	5 414	55 539	
Totalt metanflöde i anläggning (Nm ³ /år)		1 170 854	
Metanförlust (%)	0,46	4,74	
Mål metanförlust (%)			

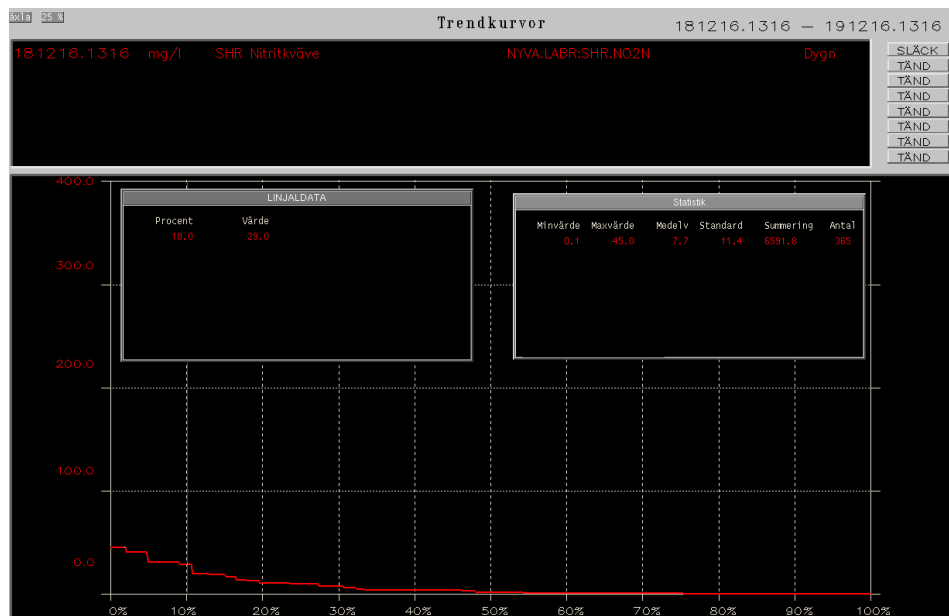
Bilaga I Beräkning av massflödet av ammoniumkväve till SHARON-processen och hur stor andel som avgår som lustgas

Massflöde Ammonium till SHARON-processen (kg N/år) =

$$((\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ink}} (\text{g/m}^3) \cdot \text{flöde} (\text{m}^3/\text{h}) \cdot 24 (\text{h/d}) \cdot 365 (\text{d/år})) / 1000$$

Tid	NH ₄ -N ink (g/m ³)	Flöde (m ³ /h)	Massflöde NH ₄ -N ink (kg/d)	Massflöde N ₂ O (kg N ₂ O/år)	Andel N ₂ O-N av NH ₄ ink (%)
2018-10-05. 10:58-12:29	770	18	333	33 434	18 %
2018-10-12. 11:00-12:30	740	12,3	218	1 825	2 %
2019-03-22. 11:09-12:39	1100	18	475	40 150	15 %
2019-04-15. 11:06-12:42	1 000	16	384	62 050	30 %
2019-06-17. 11:29-12:50	1100	10	264	3 650	3 %
2019-09-05. 11:10-12:39	1 100	12,7	335	6 205	3 %
Medel	968	15	335	24 552	12 %

Bilaga J Varaktighetsdiagram för nitrit- och ammoniumhalt i SHARON-processen



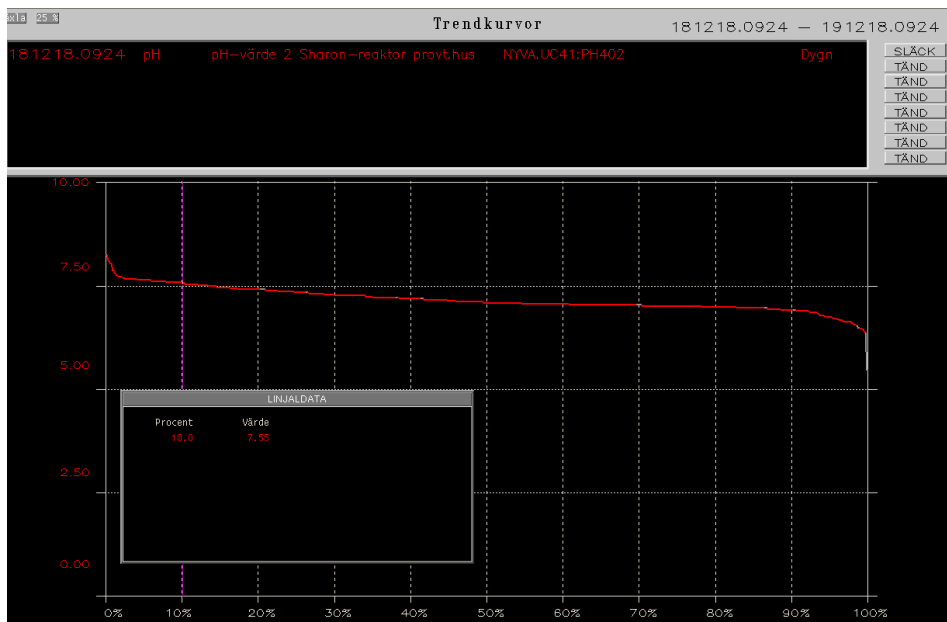
Figur J.1

Varaktighet av nitrithalt utifrån laboratorieanalyser från prov ur SHARON-processen 2018-12-16 till 2019-12-16. Förhöjda halter (>25 mg/l) vid ca 10 % av tiden. Varaktighetsdiagrammet hämtat ur Nykvarnsverkets styrsystem CACTUS.



Figur J.2

Varaktighet av ammoniumhalt från prov ur SHARON-processen utifrån laboratorieanalyser 2018-12-16 till 2019-12-16. Förhöjda halter (>95 mg/l) vid ca 10 % av tiden. Varaktighetsdiagrammet hämtat ur Nykvarnsverkets styrsystem CACTUS.



Figur J.3

Varaktighet pH från onlinemätare i SHARON-processen 2018-12-18 till 2019-12-18. Förfört pH (>7,55) under ca 10 % av tiden. Högt pH är en möjlig indikation på överdof av kolkälla. Varaktighetsdiagrammet hämtat ur Nykvarnsverkets styrsystem CACTUS.

Bilaga K Luftprover tagna i samband med kameramätningar

Luftprover sandfång			
Datum	Koncentration CH ₄	Koncentration N ₂ O	Kommentar
2018-10-24	2,89	0,39	Vänster sida
	8,82	0,55	Vänster sida
	3,51	0,42	Bakom bassäng
	2,86	0,40	Bakom bassäng
2019-03-11	2,66	0,44	Bakom bassäng
	2,03	0,37	Bakom bassäng
	2,80	0,66	Höger sida, bortre
	2,79	0,41	Höger sida, bortre
	2,07	0,38	Höger sida, främre
	2,04	0,37	Höger sida, främre
2019-06-10	2,65	0,36	Referens vid kamera
	3,71	0,37	Referens vid kamera
	4,34	0,42	Vänster sida pos 1
	5,78	0,41	Vänster sida pos 2
	13,52	0,50	Vänster sida pos 3
	4,58	0,45	Höger sida pos 1
	3,40	0,37	Höger sida pos 2
	8,04	0,46	Höger sida pos 3
2019-08-27	6,30	0,38	Vänster sida pos 1
	3,28	0,34	Vänster sida pos 2
	6,07	0,40	Vänster sida pos 3
	2,48	0,32	Höger sida pos 1
	4,14	0,36	Höger sida pos 2
	4,82	0,38	Höger sida pos 3
2019-08-26	2,51	0,34	Sandfång 1
NODRA	2,46	0,34	Sandfång 2
	2,13	0,33	Sandfång 3
	2,46	0,33	Sandfång 4

Tabell K.1

Luftprover vid sandfång.

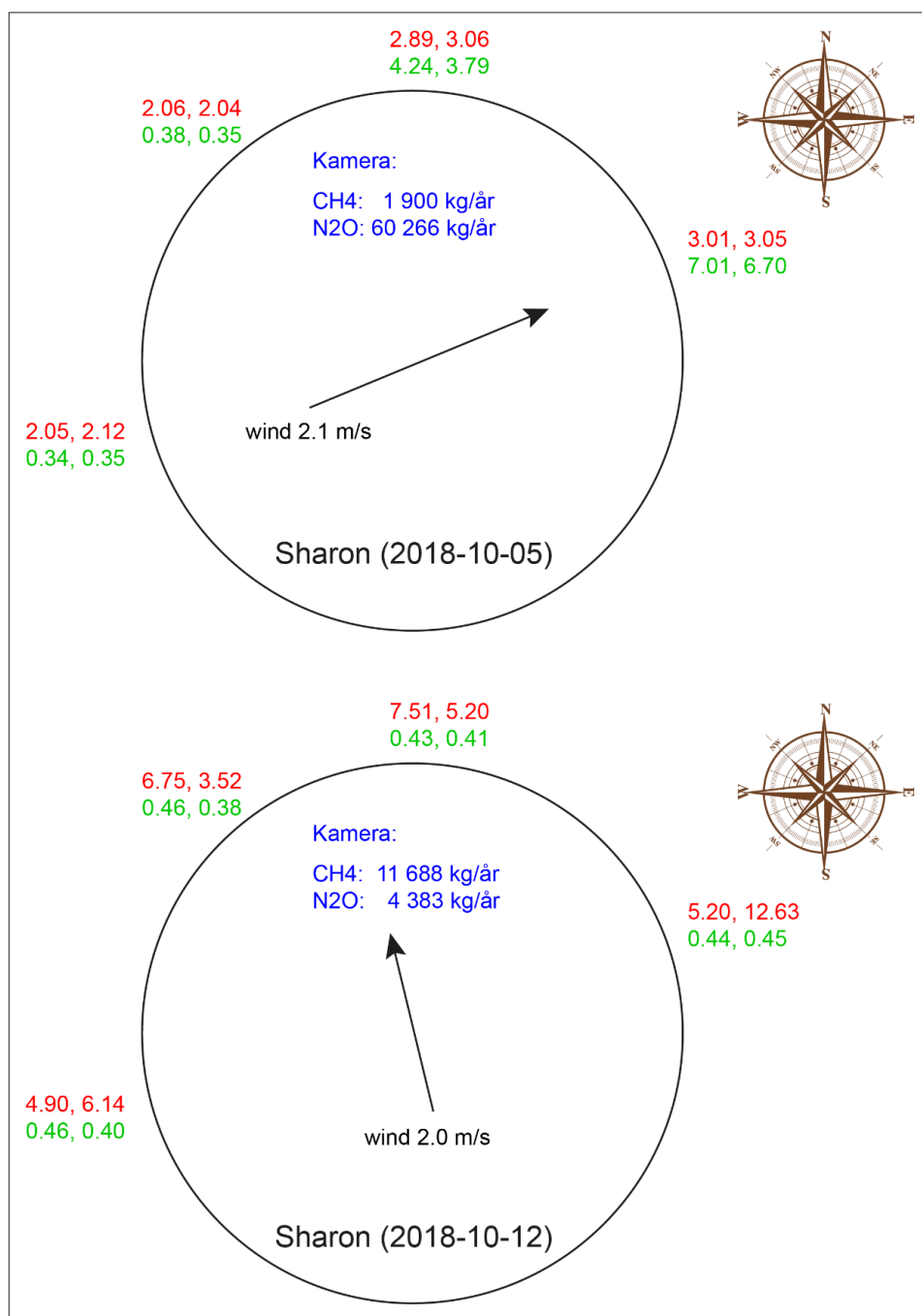
Luftprover luftning			
Datum	Koncentration CH ₄	Koncentration N ₂ O	Kommentar
2018-10-24	3,61	0,37	Vänster nära
	4,94	0,39	Vänster nära
	3,53	0,40	Vänster mellan avstånd
	2,95	0,39	Vänster mellan avstånd
	2,34	0,40	Vänster långt avstånd
	2,11	0,36	Vänster långt avstånd
2019-03-11	2,12	0,37	Bortre 1
	2,09	0,37	Bortre 2
	2,12	0,38	Mellan 1
	3,87	0,40	Mellan 2
	2,49	0,39	Främre 1
	2,60	0,39	Främre 2
2019-06-14	2,00	0,36	Bakgrund
	4,03	0,36	Vänster 1
	6,03	0,38	Vänster 2
	3,58	0,35	Höger 1
	3,90	0,37	Höger 1
	2,99	0,36	Mellan bassänger

Tabell K.2
Luftprover vid
luftningsbassäng.

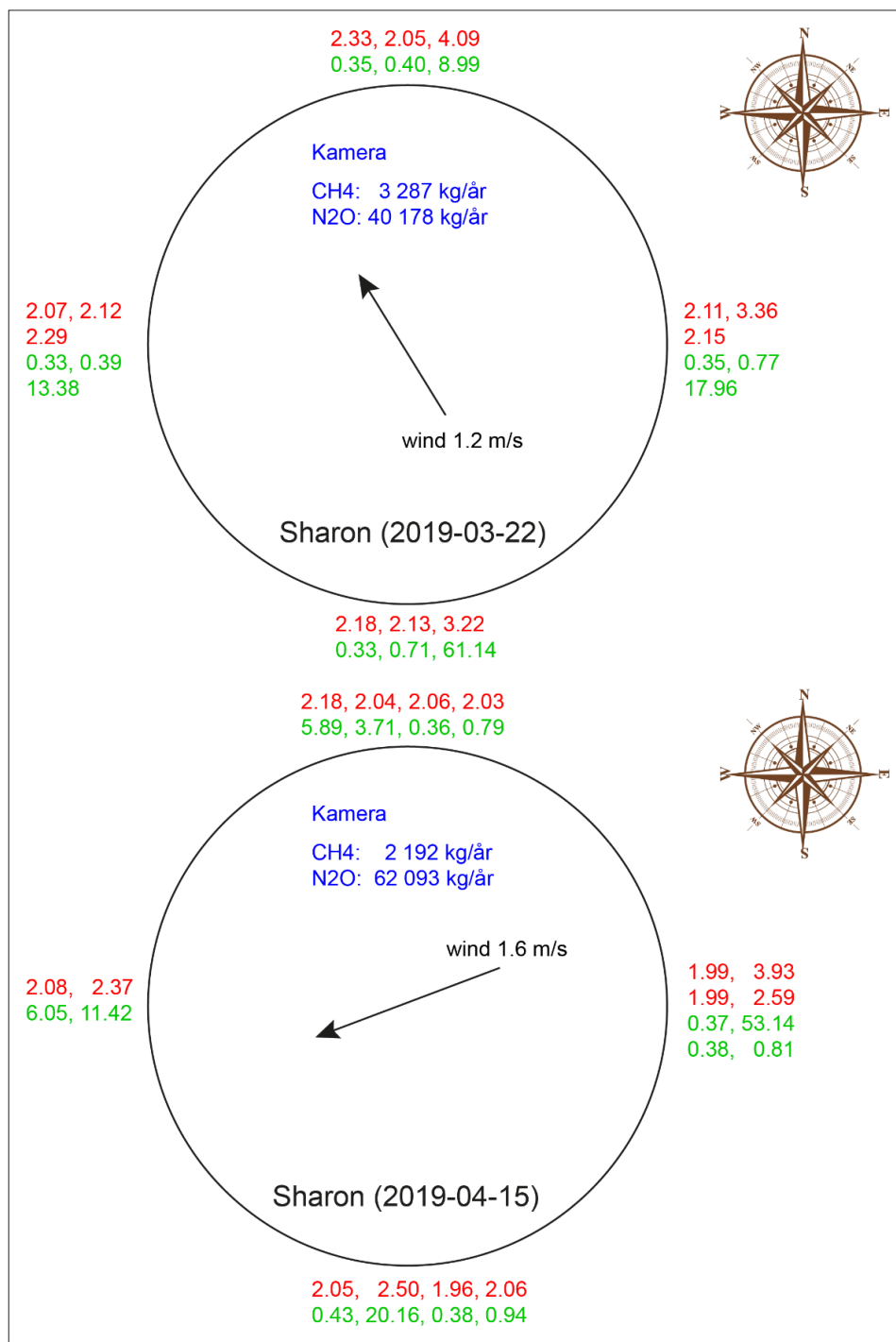
Luftprover försedimentering			
Datum	Koncentration CH ₄	Koncentration N ₂ O	Kommentar
2018-10-05	2,08	0,34	Främre sida
	2,13	0,34	Främre sida
	2,00	0,34	Vänster sida
	2,00	0,33	Vänster sida
	2,11	0,33	Bortre sida
	2,06	0,34	Bortre sida
	2,09	0,34	Höger sida
	2,18	0,34	Höger sida
2018-10-12	4,11	0,45	Bortre vänster sida
	5,45	0,45	Bortre vänster sida
	7,25	0,43	Främre höger sida
	4,21	0,44	Främre höger sida
	3,83	0,42	Främre höger sida
	3,88	0,40	Främre höger sida
	6,36	0,42	Bortre vänster sida
	4,47	0,42	Bortre vänster sida
Kommentar: Generellt höga nivåer av CH ₄ i området som kommer från Sharon			
2018-10-29	2,11	0,36	Höger sida
	2,83	0,41	Vänster sida
	2,59	0,39	Kant utsida
	2,15	0,36	Kant insida
2019-03-11	2,00	0,37	Främre sida
	2,04	0,36	Främre sida
	2,03	0,37	Vänster sida
	1,98	0,37	Vänster sida
	2,18	0,37	Bortre sida
	2,03	0,37	Bortre sida
	2,08	0,38	Höger sida
	1,89	0,34	Höger sida
2019-06-17	2,22	0,35	Vänster sida
	1,98	0,35	Höger sida
2019-08-26	2,05	0,34	Försedimentering 1
NODRA	2,16	0,33	Försedimentering 2

Tabell K.3

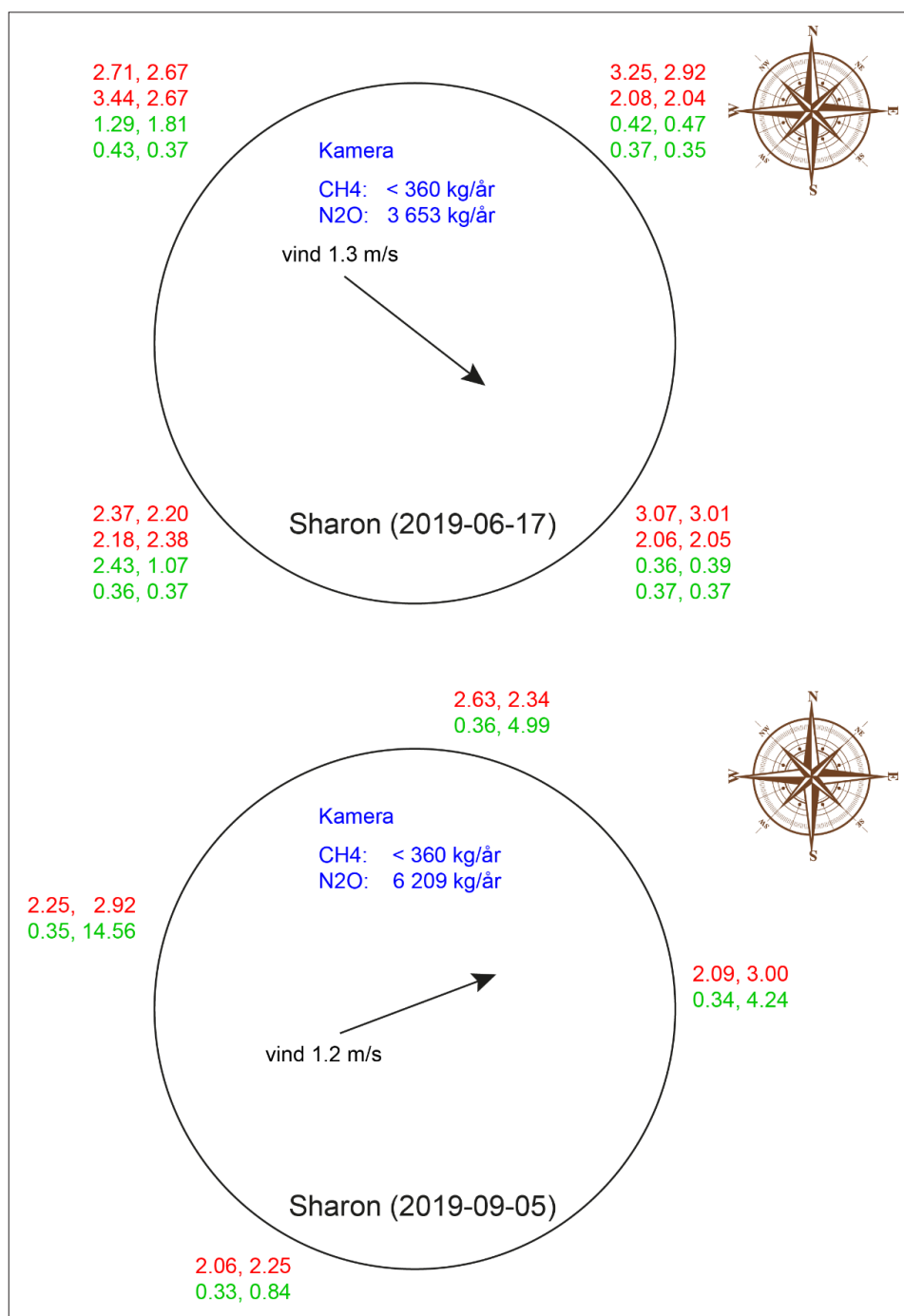
Luftprover försedimentering. Generellt sett väldigt låga nivåer av både metan och lustgas förutom 2018-10-12 då högre koncentrationer av metan blåste över försedimenteringsbassängen från Sharon.



Figur K.1. Luftprover runt Sharon. Vindriktning, vindhastighet, uppmätta halter av metan (röda siffror) och lustgas (gröna siffror) från luftprover finns utplacerade där de togs. Beräknade totala flöden från kameradata är skrivet med blå text.



Figur K.2
Luftprover runt Sharon. Vindriktning, vindhastighet, uppmätta halter av metan (röda siffror) och lustgas (gröna siffror) från luftprover finns utplacerade där de togs. Beräknade totala flöden från kameradata är skrivet med blå text.



Figur K.3
Luftprover runt Sharon. Vindriktning, vindhastighet, uppmätta halter av metan (röda siffror) och lustgas (gröna siffror) från luftprover finns utplacerade där de togs. Beräknade totala flöden från kameradata är skrivet med blå text.

Kväverening Deamon (NODRA)			
Datum	Koncentration CH ₄	Koncentration N ₂ O	Kommentar
2019-09-19	2,04	0,41	Bakgrund (D)
Deamon, NODRA	2,20	0,35	Position 1 (E)
	2,33	0,41	Hål (F)
	2,60	0,57	Hål vid metallplatta (G)
	8,74	13,6	Hål vid metallplatta (H)
	2,58	1,04	Lucka norr (I)
	2,33	0,49	Gap vid platta (J)

Tabell K.4
Luftprover vid olika möjliga läckpositioner för Deamon kväverening (NODRA).

Biologisk rening			
Datum	Koncentration CH ₄	Koncentration N ₂ O	Kommentar
2018-10-05	1,99	0,34	Främre kant
	2,10	0,35	Bro över mitten
	2,08	0,34	Bortre kant
2019-03-22	4,23	1,19	Främre höger
	3,77	0,82	Främre vänster
	2,94	0,86	Bortre vänster
	4,26	2,85	Bortre mitten 1
	2,99	0,66	Främre mitten 1
	4,29	0,82	Bortre mitten 2
	2,52	0,42	Främre mitten 2
	5,73	0,91	Bortre höger
2019-06-14	2,00	0,36	Bakgrund
	2,58	1,60	Vid bassäng
	4,01	2,01	Vid bassäng
2019-06-19	2,18	0,35	Bakgrund
	2,01	0,36	Nära kameran
	2,25	0,40	Lugn yta
	2,13	0,36	Lugn yta
	2,09	0,36	Lugn yta
	3,91	0,38	Start av bubblande
	4,25	1,49	Nära ytan bubblande
2019-09-06	2,06	0,33	Bubblande 1
	2,09	0,34	Bubblande 2
	2,63	0,36	Bubblande 3
	2,25	0,35	Lugnt 1
	2,92	14,56	Lugnt 2
	2,25	0,84	Lugnt 3
	3,00	4,24	Start bubblande 1
	2,34	4,99	Start bubblande 2
2019-08-26	2,67	0,34	Biologisk rening
NODRA	2,54	0,36	Biologisk rening
2019-09-19	2,02	0,33	Bakgrund
NODRA	2,10	0,32	Vänster bassäng (AL1)
	2,15	0,31	Vänster bassäng (AL2)
	2,48	0,35	Vänster bassäng (BL1)
	2,61	0,37	Vänster bassäng (BL2)
	2,59	0,32	Höger bassäng (AR1)
	2,76	0,36	Höger bassäng (AR2)
	2,07	0,35	Höger bassäng (BR1)
	2,44	0,36	Höger bassäng (BR2)

Tabell K.5
Luftprover för biologisk rening.

Slamhögar			
Datum	Koncentration CH ₄	Koncentration N ₂ O	Kommentar
2018-10-24	2,58	0,43	Nära kamera
	2,08	0,36	Nära kamera
	8,56	0,44	Oktober främre sida
	4,02	0,41	Oktober främre sida
	7,62	0,48	Oktober bortre sida
	16,32	0,51	Oktober bortre sida
2018-11-12	2,38	0,34	Nära kameran
	4,46	0,44	September vänster
	5,88	0,48	September vänster
	11,86	0,75	September bortre
2019-03-20	6,15	0,46	Februari
	2,39	0,46	Januari 1
	2,50	0,46	Januari 2
2019-06-17	7,49	0,68	Juni, främre, lågt
	2,00	0,36	Juni, främre, högt
	28,19	2,39	Juni, bortre, lågt
	30,92	1,04	Juni, bortre, högt
	2,00	0,53	Maj, främre, lågt
	2,19	0,44	Maj, främre, högt
	17,17	3,43	Maj, bortre, lågt
	4,09	0,53	Maj, bortre, högt
2019-09-10	2,15	0,33	Bakgrund 1
	2,11	0,33	Bakgrund 2
	7,28	1,80	Juli 1
	5,86	1,50	Juli 2
	9,71	2,99	Juli 3
	17,66	0,66	Augusti
2019-06-28	2,30	0,30	April bakgrund
NODRA	4,46	0,49	April vänster
	2,39	0,30	April höger
	2,39	0,30	Maj bakgrund
	2,38	0,31	Maj vänster
	3,04	0,34	Maj höger
	2,09	0,28	Juni bakgrund
	2,56	0,28	Juni vänster
	4,14	0,33	Juni höger
2019-08-26	2,57	0,33	Slamhög juni 1
NODRA	2,05	0,33	Slamhög juni 2
	3,71	0,48	Slamhög juli 1
	3,33	0,46	Slamhög juli 2
	63,01	0,43	Slamhög augusti 1
	24,04	0,43	Slamhög augusti 2

Tabell K. 6
Luftprover vid
slamhögar.

Övriga källor			
Datum	Koncentration CH ₄	Koncentration N ₂ O	Kommentar
2019-04-25	2,08	0,41	Bakgrund
Slamlager NODRA	128,9	0,45	Ovanför yta
2019-03-22	2,02	0,34	Bakgrund
Slamlager Linköping	121 306	82,3	Ovanför, nära lucka

Tabell K.7
Luftprover övriga källor.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se