



UPPSALA  
UNIVERSITET



W13015

Examensarbete 30 hp  
Juni 2013

# Termofil efterrötning av avloppsslam

En pilotstudie

---

Magnus Philipson

# Referat

## Termofil efterrötning av avloppsslam – En pilotstudie

*Magnus Philipson*

Genom naturvårdsverkets förslag till ny slamförordning är sannolikheten stor att det inom en snar framtid kommer att införas krav på hygienisering av det avloppsslam som produceras vid Sveriges reningsverk. Idag är hygienisering ett frivilligt åtagande som i praktiken mest tillämpas i de fall där avloppsslam är avsett att sprids på produktiv mark inom ramen för slamcertifieringssystemet REVAQ. I Naturvårdsverkets förslag till ny slamförordning föreslås termofil rötning vid 55 °C med en garanterad exponeringstid på 6 timmar vara en godkänd hygieniseringmetod. Vid Uppsalas avloppsreningsverk, Kungsängsverket som drivs och förvaltas av Uppsala Vatten och Avfall AB, finns i dagsläget inget hygieniseringssteg i processen, där slammet rötas mesofilt vid 37 °C och sedan avvattnas med dekantercentrifuger. En utredning utförd av en extern konsult har visat att konventionell hygienisering via pastörisering skulle vara mycket kostsam energimässigt. Om det skulle föreligga en praktisk möjlighet att hygienisera slammet via termofil efterrötning skulle detta kunna utgöra ett betydligt billigare alternativ genom ökad gasproduktion och minskade slammängder.

Huvudsyftet med detta examensarbete var att undersöka möjligheten att hygienisera slam från Kungsängsverket via termofil efterrötning vid 55 °C. Arbetet utfördes genom pilotförsök under 15 veckor med två röt-kammare om 35 liter vardera som matades med förtjockat mesofilt rötat slam från Kungsängsverket. Driften av den termofila efterrötningssystemet utvärderades genom dokumentering av driftparametrarna ammoniumkväve, pH, flyktiga fettsyror (VFA), totalalkalinitet, bikarbonatalkalinitet och utröttningsgrad samt mätning av gasproduktion och gaskvalitet. Avvattningsegenskaperna för det termofilt efterrötade slammet undersöktes med hjälp av CST-analys (Capillary Suction Time). Baserat på extrapolerade data från de genomförda försöken gjordes också en översiktlig energibalans för ett fullskaligt efterrötningssystem på Kungsängsverket.

Driftresultaten visar att termofil efterrötning av mesofilt rötat avloppsslam är genomförbar och ger både ökad gasproduktion och utröttningsgrad. Rötningssystemen fortgick trots höga pH och ammoniumhalter. Resultaten visar att en gasproduktion motsvarande 190 liter per kg inmatad organisk substans (VS) är möjlig, vilket extrapolerat till fullskala skulle innebära en ökning av Kungsängsverkets totala biogasproduktion med omkring 20 %. Utröttningsgraden var mellan 15 och 20 % av inmatad VS. CST-analyserna visar dock att slammets avvattningsegenskaper försämras kraftigt av termofil efterrötning. Energibalansberäkningarna visar att termofil efterrötning kan vara ett energimässigt lönsamt hygieniseringsalternativ förutsatt att den är genomförbar i fullskala. Genomförbarheten är beroende av att slammet går att avvattna i rimlig utsträckning. Möjligheterna att avvattna slammet bör alltså undersökas vidare för att utröna ifall processen kan implementeras i fullskala. Detta arbete ingår som en första del av ett större forskningsprojekt, Svenskt Vatten Utveckling 12-118, där ett större processupplägg för slambehandling med förtjockning, termofil efterrötning, luftning och tillsats av oxidationsmedel kommer att utvärderas.

**Nyckelord:** Slambehandling, avloppsvatten, termofil rötning, hygienisering, näringsåterföring, avloppsreningsverk

*Institutionen för energi och teknik, SLU, Lennart Hjelm's väg 9, Box 7032, S-750 07 Uppsala*

# Abstract

## Thermophilic Post-Digestion of Sewage Sludge – A Pilot Study

*Magnus Philipson*

Due to a new sludge regulation proposed by the Swedish Environmental Protection Agency (EPA) it is likely that sewage sludge produced at Swedish municipal sewage treatment plants has to be sanitized in the near future. In the Swedish EPA's proposed new sludge regulation thermophilic digestion at 55 °C with 6 hour guaranteed exposure time is suggested an authorized sanitation method. At the sewage treatment plant in Uppsala, Kungsängsverket managed by Uppsala Vatten och Avfall AB, the process has got no sanitation step at present. The sludge is mesophilically digested at 37 °C and dehydrated with decanter centrifuges. An investigation conducted by an external consultant has shown that conventional sanitation through pasteurization would be very costly in terms of energy consumption. If the sludge could be sanitized via thermophilic anaerobic digestion this could be a much cheaper option due to increased gas production and reduced sludge volumes.

The main aim of this thesis was to investigate the possibility to sanitize sludge from Kungsängsverket via thermophilic post-digestion at 55 °C. The work was carried out through pilot tests during 15 weeks with two digesters of 35 liters each fed with thickened mesophilically digested sludge from Kungsängsverket. The operation of the thermophilic post-digestion plant was evaluated by documenting the parameters ammonium nitrogen, pH, Volatile Fatty Acids (VFA), total alkalinity, bicarbonate alkalinity and degree of digestion as well as measurement of gas production and gas quality. The dewatering of the thermophilically post-digested sludge was investigated using a Capillary Suction Timer (CST-analysis). Based on extrapolated data from the experiments an energy balance for a full-scale post-digestion system at Kungsängsverket was made.

Results show that thermophilic post-digestion of mesophilically digested sewage sludge is feasible and provides both increased gas production as well as increased degree of decomposition. It was shown that the anaerobic digestion processes proceeded despite high pH and high concentrations of ammonia.

The resulting gas production were equivalent of 190 liters per kg volatile solids (VS) fed which extrapolated to full scale would mean an increase of the total biogas production at Kungsängsverket by about 20%. The degree of digestion was between 15 and 20% of input VS. CST-analyzes shows that the sludge dewatering properties is degraded by thermophilic post-digestion. Energy calculations show that thermophilic post-digestion can be a profitable method, given that it is feasible in full scale. It has to be stressed that the feasibility is dependent on fair dewatering properties. This has to be further investigated to determine whether the process can be implemented in full scale or not. This work is a first part of a larger project, SVU 12-118, where a larger set-up for sludge treatment through thickening, thermophilic post-digestion, aeration and addition of oxidizing agents will be evaluated.

Keywords: sludge treatment, sewage, thermophilic anaerobic digestion, sanitation, nutrient recycling, sewage treatment plants

*Department of energy and technology, SLU, Lennart Hjelms väg 9, Box 7032, S-750 07 Uppsala*

## Förord

Denna rapport är ett resultat av mitt examensarbete på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och SLU. Arbetet har utförts på uppdrag av Uppsala Vatten och Avfall AB som också har finansierat projektet tillsammans med Svenskt Vatten Utveckling. Tack till dessa båda aktörer som genom finansieringen bidragit till ökad kunskap inom området slambehandling.

Ett stort tack riktas till handledare Jesper Olsson, doktorand i rötningsteknik vid Mälardalens högskola, för support, praktisk hjälp och drivet engagemang. Tack också till Åke Nordberg, forskare på institutionen för energi och teknik vid SLU, som har fungerat som ämnesgranskare och kommit med värdefulla synpunkter. Jag vill också tacka Allan Rodhe, professor i hydrologi och examinator för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik, för support samt trevliga föreläsningar och exkursioner genom utbildningen.

Ett varmt tack riktas också till hjälpsamma Staffan Grönholm på Vattenlab för labanalyser och trevliga upplysningar om analyskemins värld. Tack till alla på Kungsängsverket som låtit mig hållas med experimenten, lånat ut verktyg och varit hjälpsamma i största allmänhet. Tack också till Hans Holmström för korrekturläsning och värdefulla synpunkter.

För min del sätter denna rapport punkt för fem års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik, en tid som jag är oerhört tacksam för av många anledningar. Jag vill särskilt lyfta fram alla de fantastiska människor som jag lärt känna genom skolan under denna tid. En förmån.

Tack!

Magnus Philipson

Fiskartorpet, Ödeby  
juni 2013

Copyright © Magnus Philipson och Institutionen för energi och teknik, SLU, Lennart Hjelms  
väg 9, Box 7032, S-750 07 Uppsala  
UPTEC W 13 015, ISSN 1401-5765

# Populärvetenskaplig sammanfattning

## Termofil efterrötning av avloppsslam för hygienisering, ökad gasproduktion och minskade slammängder

*Magnus Philipson*

Det pågår en ständig transport av näringsämnen in till städerna runt om i världen. Kretsloppet bryts oftast genom att näringen till slut hamnar i avloppsslammet som antingen deponeras eller förbränns. Genom att återföra slammet till produktiv mark kan viktiga näringsämnen som fosfor, kväve, svavel och kalium återcirkuleras. Detta är dock en kontroversiell fråga, bland annat på grund av att slammet innehåller skadliga patogener, så som salmonella. Genom att införa ett hygieniseringssteg i processen på reningsverken kan antalet patogener minskas radikalt. Detta kallas kort och gott för hygienisering.

Svenska Naturvårdsverket har kommit med ett förslag till ny slamförordning där det föreslås ett krav på hygienisering av allt avloppsslam som produceras i Sverige. I dagsläget finns inga krav på detta även om det tillämpas i vissa fall, framförallt inom ramen för slamcertifieringssystemet REVAQ. Pastörisering, vilket står för uppvärmning till 70 °C under en timme, är en vanlig hygieniseringsmetod som bland annat tillämpas på biogasanläggningar vid rötning av sorterat matavfall. I nämnda förslag till ny slamförordning föreslås en rad andra metoder likställas med den konventionella pastöriseringen. En av dessa metoder är termofil rötning vid 55 °C med en garanterad exponeringstid på 6 timmar.

Uppsalas reningsverk, Kungsängsverket som drivs och förvaltas av Uppsala Vatten och Avfall AB, har i dagsläget inget hygieniseringssteg i processen. På ett översiktligt är Kungsängsverket representativt för reningsverk i södra Sverige och tillämpar kväverening samt kemisk fosforfällning med järnsalt. Slammet rötas mesofilt vid 37 °C och avvattnas sedan med dekantercentrifuger. Beräkningar har visat att konventionell hygienisering via pastörisering skulle vara mycket kostsam energimässigt, då processen kräver stora mängder värmeenergi. En termofil rötning som hygieniseringsalternativ skulle kunna bli betydligt billigare eftersom den genererar en ökad gasproduktion. Möjligheterna till storskalig implementering av termofil efterrötning har inte undersökts i vidare utsträckning i dagsläget. En fungerande termofil efterrötning skulle också kunna generera minskade slammängder genom en ökade utröttningsgrad.

Här kommer detta examensarbete in i bilden. Arbetets huvudsyfte har varit att hygienisera slam från Kungsängsverket via termofil efterrötning vid 55 °C. Pilotstudien baserades på 15 veckors försök med två rötkammare om 35 liter vardera som matades med förtjockat mesofilt rötat slam från Kungsängsverket. Driften av den termofila efterrötningssystemet utvärderades genom dokumentering av driftparametrarna ammoniumkväve, pH, flyktiga fettsyror (VFA), totalalkalinitet, bikarbonatalkalinitet och utröttningsgrad samt mätning av gasproduktion och gaskvalitet. Hänsyn togs också till andra parametrar som till exempel luktförändring och viskositet togs också i beaktning eftersom de ansågs viktiga för att bedöma genomförbarheten för en eventuell fullskalanläggning. En analys av så kallad Capillary Suction Time (CST-analys) gjordes också för att bedöma eventuella förändringar i det efterrötade slammets avvattningsegenskaper.

För att kunna bedöma den ekonomiska rimligheten hos en fullskalig efterrötningssystem skalades erhållna resultat upp baserat på Kungsängsverkets årliga slamproduktion. Ett möjligt

processtekniskt upplägg designades varpå energitillgång och energibehov uppskattades baserat på utrustningsleverantörers uppgifter, uppskattningar baserade på befintlig utrustning på Kungsängsverket, samt fysikalisk modellering av värmeförluster från rötchammare.

Driftresultaten visar att termofil efterrötning av mesofilt rötat avloppsslam är genomförbar och ger både ökad gasproduktion och utröttningsgrad. Röttningsprocesserna fortgick trots höga pH och ammoniumhalter. Resultaten visar en gasproduktion motsvarande 190 liter per kg inmatad organisk substans (VS) vilket extrapolerat till fullskala skulle innebära en ökning av Kungsängsverkets totala biogasproduktion med omkring 20 %. Utröttningsgraden var mellan 15 och 20 % av inmatad VS. CST-analyserna visar dock att slammets avvattningsegenskaper försämras kraftigt av termofil efterrötning. Goda avvattningsegenskaper hos det färdiga slammet är en väldigt viktig parameter på ett reningsverk. Om slammet inte kan avvattnas i rimlig utsträckning ökar nämligen slammängderna och därmed också kostnaderna för hantering och transport av det färdiga slammet.

Energibalansberäkningarna visar att termofil efterrötning kan vara ett energimässigt lönsamt hygieniseringsalternativ förutsatt att den är genomförbar i fullskala. Genomförbarheten är beroende av att slammet går att avvattna i rimlig utsträckning. Möjligheterna att avvattna slammet bör alltså undersökas vidare för att utröna ifall processen kan implementeras i fullskala. Det finns goda indikationer på att detta är processens svaga punkt.

Detta arbete ingår som en första del av ett större projekt, Svenskt Vatten Utveckling (SVU) 12-118, där ett större processupplägg för slambehandling med förtjockning, termofil efterrötning, luftning och tillsats av oxidationsmedel kommer att utvärderas. Ifall detta processupplägg skulle visa sig vara lyckat skulle det innebära ett genombrott inom slambehandlingen, ett område där tekniken som används i Sverige i princip varit densamma under flertalet decennier.

## Ordlista

Aeroba oxiderare	Mikroorganismer som andas med syre som elektronmottagare.
Anaeroba oxiderare	Mikroorganismer som andas med hjälp av andra elektronmottagare än syre, till exempel nitrat eller koldioxid.
Beskickning	Matning och avtappning av rötkammare.
CST	Capillary Suction Time. Ett sätt att kvantifiera ett slams avvattningssegenskaper.
Exoenzymer	Enzymer som utsöndras av mikroorganismer och katalyserar processer utanför mikroorganismen själv.
Effektivt värmevärde	Den energi som frigörs vid förbränning, kompenserad för energiförluster genom förångning av bildade vattenmolekyler.
FeCl <sub>3</sub>	Fällningskemikalie vanlig vid kommunala reningsverk.
GF	Den del av TS som förgasas under glödning vid 550 °C.
Hygienisering	Process för inaktivering av patogener.
KMnO <sub>4</sub>	Kaliumpermanganat, ett oxidationsmedel.
Mesofil rötning	Rötningsprocesser i temperaturområdet 32 – 42 °C.
Nm <sup>3</sup>	Normalkubikmeter, vanlig enhet vid mätning av gasvolymer.
Patogen	Mikroskopisk sjukdomsalstrare.
REVAQ	Ett slamcertifieringssystem ägt av Svenskt Vatten.
Termofil rötning	Rötningsprocesser i temperaturområdet 48 – 55 °C.
TS	Torrsubstanshalt. Den procentuella andel av ett substrat som återstår efter fullständig torkning vid 105°C.
VFA	Halt av flyktiga fettsyror (Volatile Fatty Acids) såsom ättiksyra, propansyra och butansyra.
VS	Volatile Solids, den organiska andelen av ett prov.

# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b>	<b>1</b>
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte och mål	2
1.3	Avgränsningar	2
1.4	Genomförande	2
<b>2</b>	<b>TEORETISK BAKGRUND</b>	<b>4</b>
2.1	Det brutna kretsloppet av näringsämnen	4
2.2	Bestämmelser om avloppsslam	4
2.2.1	Allmänna bestämmelser	4
2.2.2	REVAQ-certifiering	5
2.3	Befintlig process vid Kungsängsverket	5
2.4	Erfarenheter från liknande projekt	6
2.5	Biogas - sammansättning och energiinnehåll	6
2.6	Mikrobiologiska förutsättningar för biogasproduktion	7
2.6.1	Hydrolyt	7
2.6.2	Fermentation (Acidogenes)	8
2.6.3	Anaerob oxidation (Acetogenes)	8
2.6.4	Metanbildning (Metanogenes)	8
2.7	Viktiga parametrar i biogasprocessen	9
2.8	Mesofil och termofil rötning	10
2.9	Slamavvattning	11
2.10	Energibalans vid reningsverk	11
<b>3</b>	<b>MATERIAL OCH METODER</b>	<b>12</b>
3.1	Driftperiod	12
3.2	Försöksuppställning	12
3.2.1	Uppstartsfas	12
3.2.2	Förtjockning	13
3.2.3	Beskickning	13
3.2.4	Rötkammartemperatur	14
3.3	Processutvärdering	14
3.3.1	TS-halt hos inmatat slam	14
3.3.2	Gasproduktion	15
3.3.3	Gaskvalitet	15
3.3.4	Analyser utförda på beställarens laboratorium	15
3.3.5	Flyktiga fettsyror - VFA	16
3.3.6	CST-analys	16



3.3.7	Avvattningsförsök utförda av polymerleverantör	17
3.3.8	Luktbedömning	17
<b>3.4</b>	<b>Energibalans</b>	<b>18</b>
<b>4</b>	<b>RESULTAT</b>	<b>20</b>
<b>4.1</b>	<b>Driftresultat</b>	<b>20</b>
4.1.1	Biogasutbyte	21
4.1.2	Utröttningsgrad	22
4.1.3	pH	22
4.1.4	Alkalinitet	23
4.1.5	Ammoniumkväve	23
4.1.6	VFA – flyktiga fettsyror	24
4.1.7	Gaskvalitet	25
4.1.8	CST-analys	26
4.1.9	Avvattningsförsök utförda av polymerleverantör	26
<b>4.2</b>	<b>Energibalans</b>	<b>26</b>
<b>5</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>28</b>
<b>5.1</b>	<b>Processtabilitet</b>	<b>28</b>
<b>5.2</b>	<b>Möjliga implikationer vid storskalig implementering av termofil efterrötning</b>	<b>29</b>
<b>5.3</b>	<b>Lukt</b>	<b>32</b>
<b>5.4</b>	<b>Energibalansberäkningar</b>	<b>32</b>
<b>6</b>	<b>SLUTSATSER</b>	<b>33</b>
<b>7</b>	<b>REFERENSER</b>	<b>34</b>
7.1	Tryckta referenser och internetreferenser	34
7.2	Personliga kontakter	36
<b>8</b>	<b>BILAGA A – ENERGIBALANSBERÄKNINGAR</b>	<b>37</b>
<b>9</b>	<b>BILAGA B – VISKOSITETSMÄTNINGAR</b>	<b>39</b>

# 1 Inledning

Näringsämnen transporteras hela tiden från produktiv mark in till städerna via livsmedel och hamnar slutligen i det avloppsslam som produceras vid reningsverken. Ett sätt att till viss del sluta kretsloppet är att återföra avloppsslammet till åkrarna. Slamspridning på produktiv mark är dock en kontroversiell fråga, bland annat på grund av risk för spridning av sjukdomsalstrande patogener (Naturvårdsverket 2010; Arthursson 2008; Bernes och Lundgren 2009). Naturvårdsverket kom 2010 med en uppdatering av aktionsplan för återföring av fosfor från avlopp i vilken det föreslås införande av hygieniseringskrav för avloppsslam producerat i Sverige. Mot denna bakgrund är det vid tidpunkten för detta arbete angeläget att vid Sveriges reningsverk utreda möjligheterna till implementering av ett hygieniseringssteg i slambehandlingen.

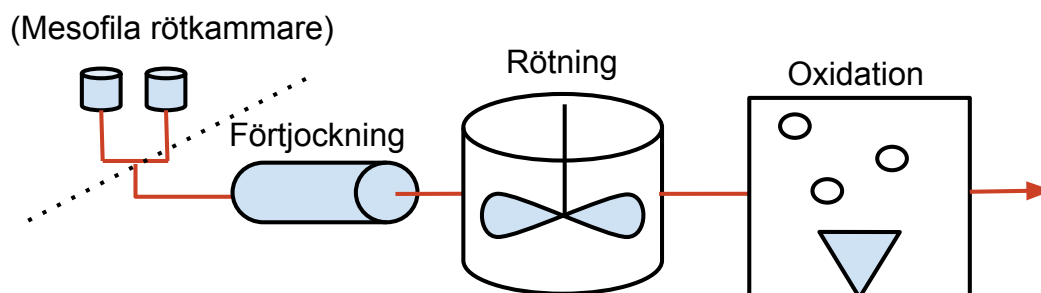
Metoder för slambehandling skiljer sig mellan olika reningsverk, i Sverige rötas slammet ofta under mesofila förhållanden innan det avvattnas, en metod som inte har någon hygieniserande effekt. I detta arbete undersöks en alternativ slambehandlingsmetod där mesofilt rötat slam rötas ytterligare en gång, under termofila förhållanden, för att ge ökad gasproduktion, hygienisering och minskade slammängder.

## 1.1 Bakgrund

Uppsala Vatten & Avfall AB, ansvarar för Uppsalas största reningsverk, Kungsängsverket och har beställt detta examensarbete. En extern konsult har tidigare för Uppsala Vatten & Avfall AB:s räkning undersökt möjligheten att hygienisera Kungsängsverkets slam genom pastörisering. Detta är den mest beprövade tekniken för hygienisering och är vanlig vid svenska biogasanläggningar där källsorterat organiskt köksavfall samrötas med slakteriavfall och andra substrat (Persson m fl 2012). En sådan anläggning ansågs dock inte lämplig då dess värmebehov skulle medföra mycket höga driftkostnader (Eric Cato personlig kontakt; Sweco Environment AB 2011). I Naturvårdsverkets aktionsplan (2010) föreslås termofil rötning vid 55° med en garanterad exponeringstid på 6 timmar utgöra ett fullgott alternativ för hygienisering av avloppsslam.

Mot denna bakgrund vill Uppsala Vatten & Avfall AB undersöka möjligheten att komplettera den befintliga mesofila rötningen av slammet med ett termofilt efterrötningsssteg, följt av luftning och en tillsatts av oxidationsmedlet  $\text{KMnO}_4$ , enligt Figur 1. En fungerande sådan anläggning i fullskala skulle kunna kombinera hygienisering med ökad biogasproduktion och på så sätt kunna utgöra ett ekonomiskt försvarbart hygieniseringsalternativ. En ökad utröttningsgrad och därmed minskade slammängder kan också medföra sänkta transportkostnader, vilket skulle vara ytterligare en positiv effekt för Uppsala Vatten & Avfall AB.

En minskad slammängd är dock beroende av att slammets avvattningsegenskaper förblir goda. Hela processidén med förtjockning, termofil rötning, luftning och tillsatts av oxidationsmedel är ett projekt finansierat av Uppsala Vatten & Avfall AB och Svenskt Vatten (projektnummer SVU-12-118). Detta examensarbete ingår som en del i det större projektet och fokuserar på det termofila rötningsteget i processen.



Figur 1: Den tänkta processlinjen för alternativ slambehandling.

## 1.2 Syfte och mål

Syftet med projektet är att genom ett pilotförsök bedöma genomförbarheten för ett termofilt efterröttningssteg på reningsverk med mesofilt rötat slam. I förlängningen ska arbetet också kunna utgöra ett beslutsunderlag inför eventuella försök med en mer sofistikerad pilotanläggning där hela den tänkta processlinjen, med förtjockning, termofil rötning och oxidation utvärderas. Projektet syftar också till att uppskatta processidéns genomförbarhet genom upprättande av en översiktlig energibalans.

De specifika målen för projektet är att genom försök med pilotanläggning:

- Kvantifiera eventuella förändringar i slammets avvattningsegenskaper genom CST-analys.
- Uppskatta utröttningsgrad och gasproduktionen i efterröttningsanläggningen.
- Undersöka kvaliteten på erhållen biogas med avseende på metan-, koldioxid och svavelvätehalter.
- Dokumentera driftparametrarna  $\text{NH}_4\text{-N}$ , VFA, totalalkalinitet, bikarbonatalkalinitet och pH och relatera dessa till driftresultatet.
- Upprätta en energibalans för ett fullskaligt system med termofil efterrötning.

## 1.3 Avgränsningar

Projektet baseras på de punkter som tagits upp i avsnitt 2.2. För att få röt-kammarna i funktion krävdes en uppstartsperiod på cirka 2 månader. Denna ingår inte i detta arbete. Inte heller utvärderas lämpliga metoder för slamförtjockning. Termofil rötning som hygieniseringsmetod bedöms inte heller inom ramen för detta arbete. För detta hänvisas istället till Kjerstadius m fl (2012) där olika slambehandlingars hygieniseringseffekt har jämförts. Processer för ytterligare minskning av slammängderna genom luftning och tillsats av oxidationsmedel behandlas inte heller dessa i detta arbete. Beträffande energibalansberäkningarna kommer dock hela den tänkta processlinjen med förtjockning, termofil rötning, luftning och oxidation att tas med.

## 1.4 Genomförande

Detta examensarbete genomfördes genom litteraturstudier och pilotförsök med två röt-kammare om 35 liter vardera. Energibalansberäkningarna baserades på uppgifter från kontaktade sakkunniga och uppskattningar utifrån befintlig utrustning på Kungsängsverket. Röttningsförsöken pågick under 15 veckor från den 7:e januari till den 22 april 2013. Driften

av rötkamrarna sköttes av examensarbetaren veckorna 1 – 4 samt 6 – 11. Övriga veckor sköttes driften av handledaren och personal på Kungsängsverket.

## 2 Teoretisk bakgrund

### 2.1 Det brutna kretsloppet av näringsämnen

Det pågår en ständig transport av näringsämnen från produktiv mark till städerna via livsmedel. När maten konsumerats förs näringsämnena via avloppet till reningsverken och en stor del av dem hamnar till slut i det producerade avloppsslammet. Slammets sammansättning är beroende av det inkommande vattnets kvalitet och vilken typ av reningsprocess som används.

Naturvårdsverket (2010) har låtit utreda tillgängliga metoder för återföring av fosfor från avlopp. En slutsats i denna utredning är att den energi- och kostnadsmässigt billigaste metoden är återföring av avloppsslam utan vidare specialbehandling. Denna metod tar dessutom tillvara på slammets övriga näringsämnen och mull. Bruket av avloppsslam som gödselmedel är dock kontroversiellt och kritik har framförts av bland andra LRF (2013). Anledningarna till skepsis mot återförande av växtnäring via spridning av avloppsslam är många. Slammet innehåller förutom näringsämnena fosfor, kväve, svavel och kalium samt mullbildande ämnen även tungmetaller, processkemikalier, organiska gifter som PAH, bensen och fenoler samt läkemedelsrester (Naturvårdsverket 2003). Dessutom är slammet bärare av skadliga patogener som Salmonella och Escherichia coli (Arthursson 2008). Anrikning av tungmetaller som till exempel kadmium och bly i odlingsjorden är en dokumenterad hälsorisk eftersom de tas upp av grödorna som sedan blir till livsmedel (Sridara Chary m fl 2007). Osäkerheter finns också om hur läkemedelsrester i slammet påverkar jord, mikroorganismer och grödor (Smith 2009). Det föreligger också risk för smittspridning genom de patogener som följer med slammet (Arthursson 2008).

Många utmaningar återstår alltså innan näringsämnen från avlopp kan återföras till produktiv mark på ett icke-kontroversiellt sätt och kretsloppet mellan stad och land kan slutas.

### 2.2 Bestämmelser om avloppsslam

#### 2.2.1 Allmänna bestämmelser

Avloppsslam producerat i Sverige regleras av EU-direktivet 86/278/EEG och Naturvårdsverkets föreskrift 1994:2. Dessa handlingar syftar till att reglera användningen av avloppsslam på ett sådant sätt att skador på människor, djur, mark och vegetation minimeras. Vid tidpunkten för detta arbete finns inga juridiska krav på hygienisering av slam. I ett förslag från Naturvårdsverket från 2009 om ny slamförordning föreslås dock hygieniseringskrav för allt slam oavsett användningsområde (Naturvårdsverket 2010).

I Naturvårdsverkets förslag om ny slamförordning delas avloppsslammet in i två klasser, A och B, beroende på använd hygieniseringsmetod (Naturvårdsverket 2010). I ett A-klassat slam har antalet patogener reducerats till under detekterbar nivå medan det i ett B-klassat slam fortfarande kan gå att påvisa patogener, även om en signifikant reduktion har skett (Arthursson 2008). Bland de tekniker som ger ett A-klassat slam i naturvårdsverkets förslag till ny slamförordning (2009) återfinns pastörisering, det vill säga uppvärmning till 70°C under en timme och termofil rötning vid minst 55° med en garanterad exponeringstid på 6 h.

### 2.2.2 REVAQ-certifiering

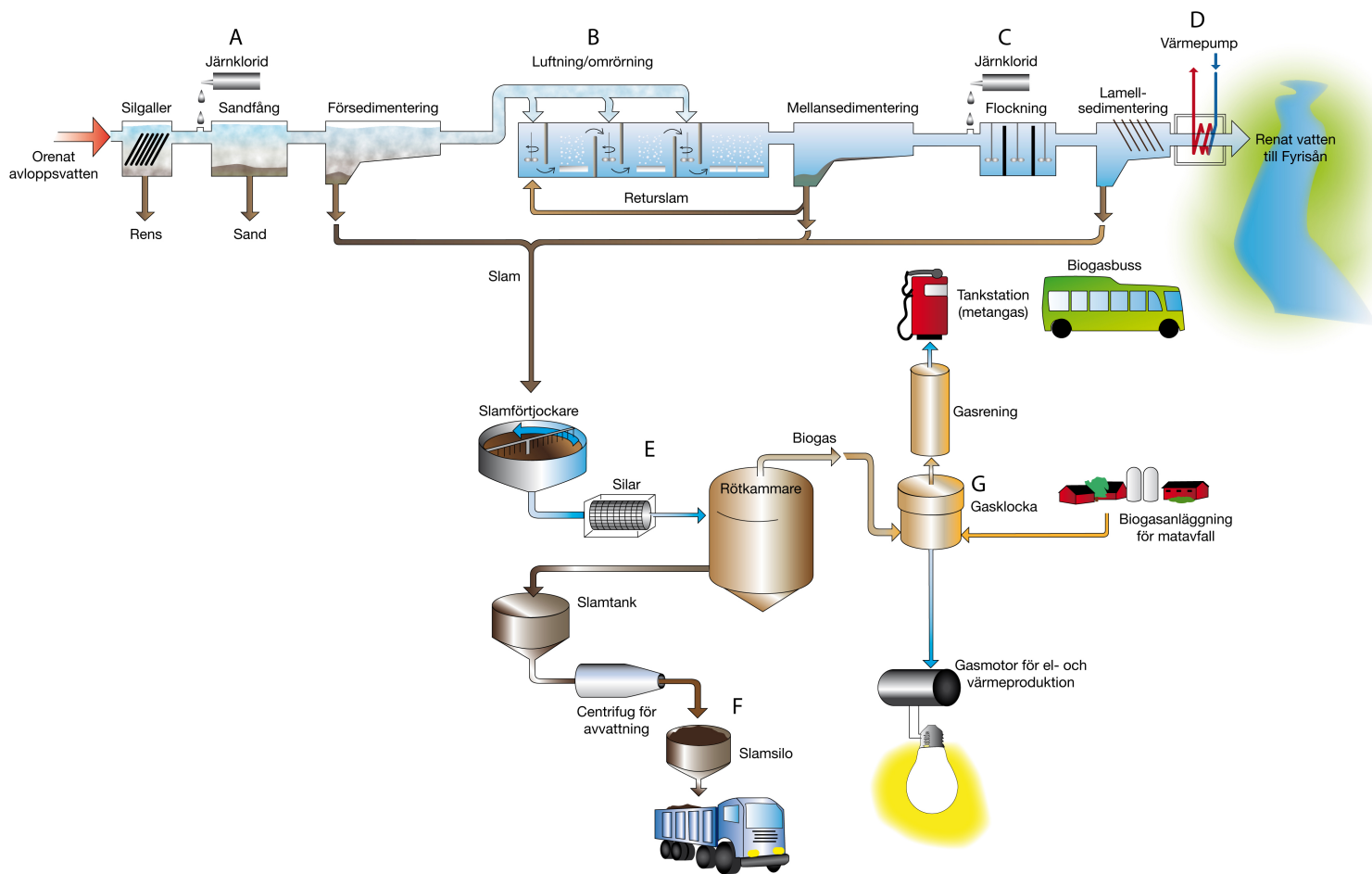
REVAQ är en certifiering för avloppsslam framtagen på initiativ av Svenskt vatten. Det står att läsa i REVAQ (2013) att certifieringen är menad att utgöra en kvalitetssäkring för avloppsslam avsett att återföras till produktiv mark och ställer högre kvalitetskrav på slammet än gällande lagstiftning. För att ett avloppsslam ska kunna REVAQ-certifieras måste producenten bland annat ständigt jobba med att förbättra slammets kvalitet och ha transparens i alla led av slamhanteringen (REVAQ 2013). Det finns också krav på kontroll av 60 spårämnen med anrikingspotential i mark och krav på att slammet ska vara hygieniserat innan det återförs till produktiv mark.

### 2.3 Befintlig process vid Kungsängsverket

Kungsängsverket i Uppsala är ett av Sveriges större reningsverk och behandlar avloppsvatten från Uppsala tätort, Bälinge och Lövstalöt. Under 2012 behandlades omkring 20 miljoner m<sup>3</sup> avloppsvatten och producerades 2 113 700 Nm<sup>3</sup> biogas samt 3 490 ton TS avloppsslam (Uppsala vatten 2013). Det slam som produceras på Kungsängsverket i Uppsala är REVAQ-certifierat sedan 2013. Storskalig spridning av slam är i dagsläget inte aktuellt för beställaren eftersom det under de närmaste åren finns fortsatt behov av slam för täckning av en gammal deponi vid avfallsanläggningen Hovgården (Anders Nilsson personlig kontakt). I förlängningen kommer dock spridning på produktiv mark att bli aktuellt varför beställaren måste ta ställning till lämplig hygieniseringsmetod för implementering i processen.

En översiktlig bild av processen vid Kungsängsverket återfinns i Figur 2. Efter det inledande mekaniska reningssteget där grovt material avskiljs doseras en fällningskemikalie (FeCl<sub>3</sub>) innan avloppsvattnet leds in i ett försedimenteringssteg där slam avskiljs, så kallat primärslam. Vattnet genomgår därefter kväverening i en luftad aktivslamprocess med mellansedimentering där mikroorganismer utnyttjas för nitrifikation och denitrifikation. Det överskott av biomassa som produceras vid detta steg avskiljs och blir till så kallat bioslam. Slutligen passerar vattnet genom ett kemiskt reningssteg där fällningskemikalie återigen doseras för att fälla ut ytterligare fosfor och organiskt material ur vattnet. Det slam som bildas här benämns kemslam. Alla de tre slamfraktionerna samrötas genom en konventionell totalomblandad process i två mesofila rötkammare som drivs parallellt. Den aktiva rötkammarvolymen är 5700 m<sup>3</sup>. Efter rötningen avvattnas slammet med hjälp av två dekantercentrifuger efter inblandning av polymerer. Genom att polymererna tillsätts förbättras slammets avvattningsegenskaper avsevärt då de får de fasta partiklarna att bindas samman till större flockar (Svenskt Vatten AB 2010b). Under 2012 förbrukades 20 ton polymerer vid slutavvattningen på Kungsängsverket.

Ungefär hälften av den biogas som produceras uppgraderas till fordonsgas medan den andra hälften driver en lokal gasmotor för produktion av el och värme (Uppsala Vatten 2013). En liten del av den producerade biogasen eldas i gaspannor för värmeutvinning. Uppvärmningen av rötkamrarna sker med hjälp av värmeenergi producerad på plats och fjärrvärme vid behov (Uppsala vatten 2013). När gasklockan är fylld och produktionen överstiger anläggningens kapacitet att ta hand om gasen eldas överskottet upp i en gasfackla (Uppsala vatten 2013).



Figur 2: Processen vid Kungsängsverket. Med tillstånd från Uppsala Vatten & Avfall AB.

## 2.4 Erfarenheter från liknande projekt

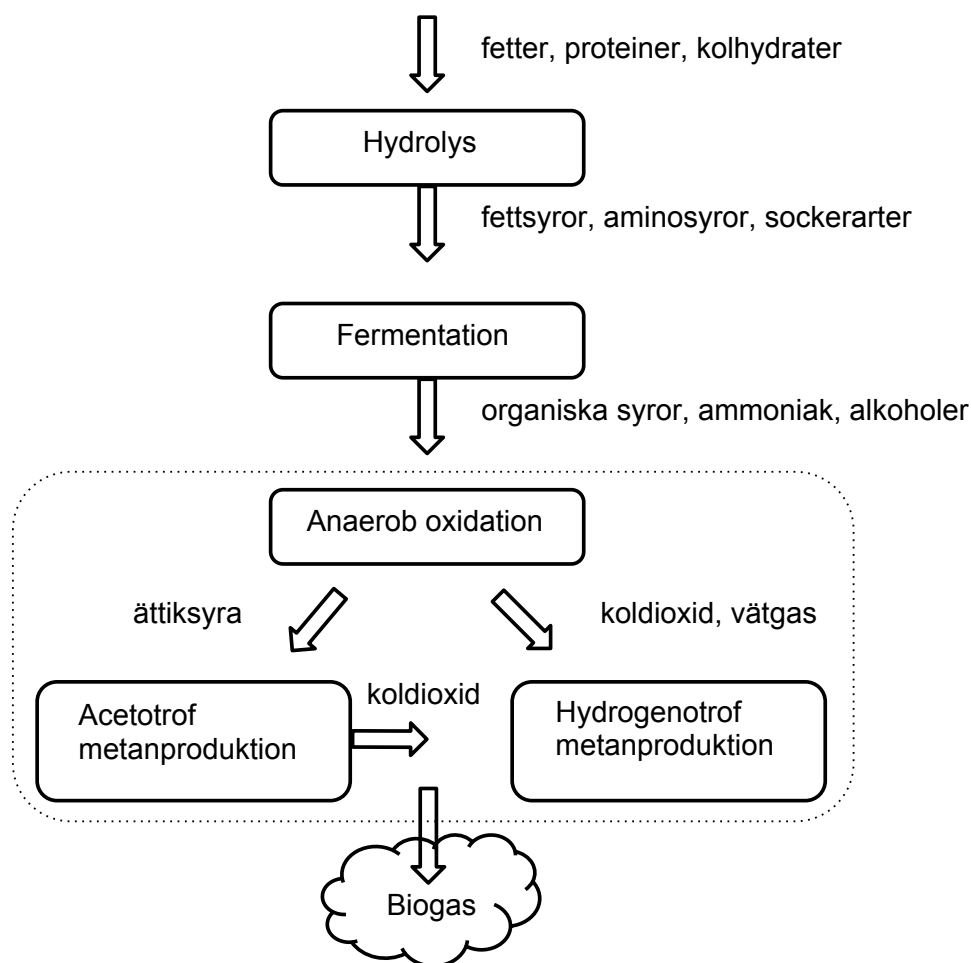
Försök med termofil förhydrolys och efterföljande mesofil rötning har utförts av Person m fl (2012), med målen hygienisering och ökad metanproduktion. Ett av resultaten i denna studie, som jämförde slam från fyra olika reningsverk, var att effekten av behandlingen skilde sig märkbart mellan de olika studerade slammerna. I vissa fall gav den en ökad metanproduktion och i andra fall inte. Persson m fl (2012) analyserade inte förhydrolysens effekt på de studerade slammens avvattningssegenskaper. Försök för ökad biogasproduktion och hygienisering har också gjorts med förbehandling i form av pastörisering innan mesofil rötning (Rogstrand m fl 2012). Här påvisades positiva effekter i form av ökad gasproduktion och ökad utrottningsgrad men försöken gav också indikationer på att avvattningssegenskaperna för slutprodukten försämrades.

## 2.5 Biogas - sammansättning och energiinnehåll

Sammansättningen i rå biogas skiljer sig haltmässigt beroende på processens utformning och typ av substrat, men dess beståndsdelar är i huvudsak desamma. Obehandlad biogas från rötning består i princip av metan (60-70 %) och koldioxid (ca 35 %) (SGC 2011). Dessutom innehåller den små mängder vattenånga, kvävgas, vätesulfid och gasformig ammoniak (Jarvis och Schnürer 2009). Det effektiva energivärdet för rötgas är 6,5 kWh/Nm<sup>3</sup> (SGC 2011). Eftersom energivärdet ökar med ökad metanhalt är det önskvärt att den framställda biogasen håller en så hög metanhalt som möjligt. Om biogasens metanhalt är 60 % är dess energiinnehåll cirka 6 kWh/m<sup>3</sup> (Kristian Jarheim personlig kontakt).

## 2.6 Mikrobiologiska förutsättningar för biogasproduktion

Mikroorganismer lever i ständig konkurrens, de som under givna betingelser kan tillgodogöra sig mest energi ur substratet (födan) kommer att bli de dominerande (Jarvis och Schnürer 2009). Om syre finns närvarande i nedbrytningsprocessen kommer de aeroba organismerna att bli mer konkurrenskraftiga än de anaeroba organismerna. Detta eftersom de får ut mer energi ur födan (Zehnder 1988). För biogasframställning utnyttjas så kallad anaerob rötning, en röttningsprocess i slutna tank där det enda syret närvarande är det som tillförs via substratet. En fungerande biogasprocess bygger på ett väl avstämt samspel mellan olika grupper av mikroorganismer, bakterier såväl som arkéer (Deublein och Steinhauser 2011). Detta avsnitt syftar till att översiktligt förklara de processer som sker i en biogasreaktor. Biogasframställningen bygger på fyra huvudsteg: Hydrolys, fermentation, anaerob oxidation och metanbildning, se Figur 3.



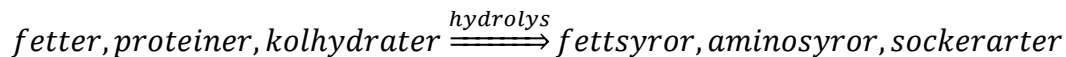
Figur 3: Schematisk skiss över mikrobiologin bakom biogasproduktion som den ser ut i normalfallet.

### 2.6.1 Hydrolys

Detta biogasprocessens första steg omvandlar komplexa makromolekyler som är för stora för att tas upp av mikroorganismer till mindre. Processen katalyseras av så kallade exoenzymer som utsöndras av de aktuella mikroorganismerna och sker alltså utanför cellväggen (Deublein och Steinhauser 2011). Råmaterialet för rötningen kan delas in i grupperna fetter, proteiner och kolhydrater. Genom hydrolysen omvandlas ämnen från dessa respektive grupper till

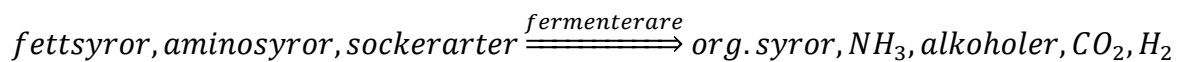


fettsyror och kortare fettkedjor, peptider och aminosyror samt mindre komplexa sockerarter. Tidsåtgången för detta steg varierar för olika typer av substrat (Jarvis och Schnürer 2009).



### 2.6.2 Fermentation (Acidogenes)

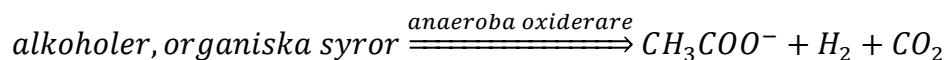
Genom fermentationsprocesser omvandlas hydrolysens produkter till bland annat organiska syror, alkoholer, ammoniak, koldioxid och vätgas. De bildade syrorna är mestadels lättflyktiga, såsom ättiksyra och propionsyra (Deublein och Steinhauser 2011).



Enligt Jarvis och Schnürer (2009) är antalet mikroorganismer som är involverade i detta steg betydligt fler än för de övriga stegen, vilket gör det snabbare och mindre känsligt mot förändringar. En för kraftig beskickning av en rötningsprocess kan alltså lätt leda till en ansamling av fettsyror med sänkt pH och därmed toxiska biverkningar som följd. Toxiska effekter kan också orsakas av substrat med högt proteininnehåll, genom att detta leder till en ökad ammoniakproduktion (Jarvis och Schnürer 2009).

### 2.6.3 Anaerob oxidation (Acetogenes)

Efter fermentationen tar anaeroba oxiderare vid och omvandlar alkoholerna och de organiska syrorna till acetat, vätgas och koldioxid (Jarvis och Schnürer 2009). Vätgasbildningen beror på att de aktuella mikroorganismerna använder sig av protoner som elektronmottagare (Deublein och Steinhauser 2011).



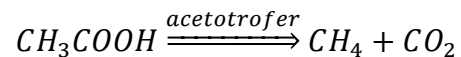
Processen är beroende av ett relativt lågt partialtryck från vätgas för att vara termodynamiskt gångbar. Energiutbytet för de acetogena reaktionerna minskar nämligen ju högre vätekoncentrationen blir (Deublein och Steinhauser 2011). Detta steg är alltså beroende av att vätgastrycket hålls lågt. Detta ombesörjs under välfungerande förhållanden av mikroorganismerna i det sista steget, metanbildningen (Jarvis och Schnürer 2009).

### 2.6.4 Metanbildning (Metanogenes)

De metanproducerande mikroorganismerna tillhör domänen arkéer, detta till skillnad från övriga berörda organismer som alla är bakterier (Westerholm 2012). Gemensamt för alla metanbildare är att de tillväxer relativt långsamt (Deublein och Steinhauser 2011). Detta medför att de ofta utgör en begränsning för i vilken utsträckning en rötningsprocess kan matas. Om den hydrauliska uppehållstiden är kortare än metanogenernas fördubblingstid finns risk för så kallad utspolning, det vill säga att metanogenerna ”tvättas ut” ur processen (Jarvis och Schnürer 2009). Även om metanbildning i en biogasreaktor är en komplex process som utförs av en mängd olika arkéer går det att urskilja två huvudvägar och ett specialfall. Dessa tas upp i följande tre avsnitt.

#### 2.6.4.1 Acetotrof metanbildning

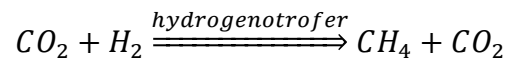
Acetotrof metanbildning sönderdelar ättiksyra till metan och koldioxid.



Om förutsättningarna är goda för de acetotrofa metanbildarna kommer denna process att stå för den största delen av metanproduktionen i en rötningsprocess (Jarvis och Schnürer 2009). Enligt Deublein och Steinhauser (2011) härrör 70 % av metanproduktionen från acetotrof metanogenes. Höga ammonium/ammoniak-halter har toxisk effekt på de acetotrofa metanbildarna och minskar den acetotrofa metanbildningen drastiskt (Jarvis och Schnürer 2009).

#### 2.6.4.2 Hydrogenotrof metanbildning

I den hydrogenotrofa metanbildningen används koldioxid och vätgas som substrat.



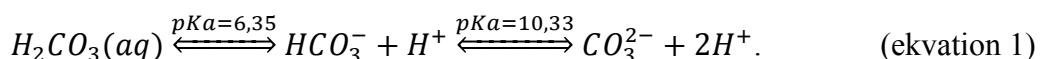
Denna process förekommer parallellt med den acetotrofa metanbildningen och i de flesta fall svarar dessa två grupper av metanogener för all metanbildning i en rötchammare (Jarvis och Schnürer 2009). Som redan har berörts är denna process vital för de anaeroba oxiderarnas förutsättningar genom konsumtionen av vätgas.

#### 2.6.4.3 Metanbildning genom syntrof acetatoxidation

När de acetotrofa metanbildarna inhiberas (till exempel som en följd av hög ammoniakkoncentration) blir en annan grupp mikrober som omvandlar acetat till koldioxid och vätgas konkurrenskraftiga (Westerholm 2011). Den producerade koldioxiden och vätgasen omvandlas sedan till metan av hydrogenotrofa metanbildare på det sätt som beskrivs i föregående avsnitt. Denna typ av process har hittills endast återfunnits vid ett fåtal biogasanläggningar och benämns syntrof acetatoxidation (Jarvis och Schnürer 2009). Sammantaget blir biogasproduktionen på detta sätt långsammare än om förutsättningarna tillåter acetotrof metanbildning (Westerholm 2012).

### 2.7 Viktiga parametrar i biogasprocessen

pH är en central parameter vid biogasproduktion och påverkas bland mycket annat av mängden koldioxid löst i substratet. När koldioxid löser sig i vatten inställer sig en jämvikt mellan kolsyra och vatten enligt

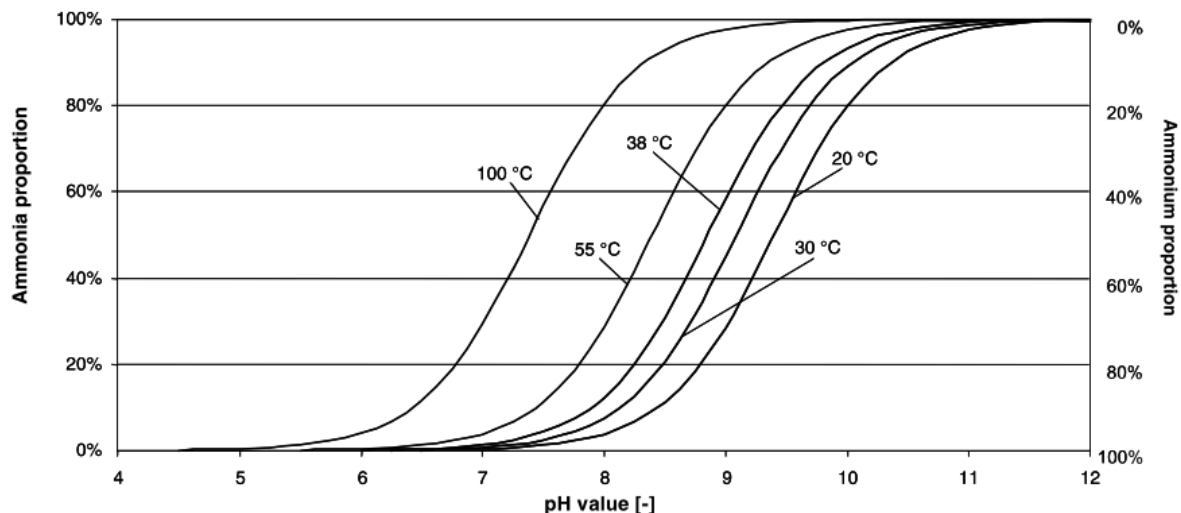


Den protolyserade kolsyran får genom detta en pH-buffrande funktion (Atkins och Jones 2007).

Enligt Jarvis och Schnürer (2009) kan en termofil biogasprocess vanligen belastas med 4-5 kgVS/m<sup>3</sup>,d. Om en biogasprocess drivs med för hög organisk belastning kan så kallad surjäsnung uppkomma. Detta sker eftersom de bakterier som sköter hydrolyt och fermentation

tillväxer snabbare än metanbildarna. Då de bildade fettsyror inte konsumeras i samma takt som de bildas sjunker pH och toxiska förhållanden kan uppstå varpå processen i värsta fall avstannar (Jarvis och Schnürer 2009; Deublein och Steinhauser 2011).

Proteinrika substrat i rötningen leder till att ammonium frigörs (Deublein och Steinhauser 2011). Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) står i vattenlösning i jämvikt med ammoniak ( $\text{NH}_3$ ).  $\text{pK}_a$ -värdet för jämvikten är 9,25, vilket innebär att vid pH 9,25 är koncentrationerna ammonium respektive ammoniak lika höga (Atkins och Jones 2007). Jämvikten mellan ammonium och ammoniak har en buffrande funktion genom att ett överskott av vätejoner resulterar i att ammoniak övergår i ammoniumform och därmed motverkar en sänkning av pH. Till skillnad från ammonium har ammoniak en starkt toxisk inverkan på mikroorganismer (Deublein och Steinhauser 2011). Hur stor andel av den totala ammonium/ammoniaken som föreligger i respektive form är beroende av temperatur och pH (Fricke m fl 2006; Gallert och Winter 1997). Som Figur 4 illustrerar ökar andelen ammoniak med både temperatur och pH. Ett rimligt antagande är alltså att biogasprocesser löper större risk att drabbas av ammoniaktoxicitet vid höga pH.



Figur 4: Fördelningen av  $\text{NH}_4\text{-N}$  mellan ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) och ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) vid olika temperaturer och pH (figur från Fricke m fl 2006).

## 2.8 Mesofil och termofil rötning

Rötningsprocesser i temperaturområdet 32-42 °C benämns mesofila medan temperaturer i intervallet 48-55 °C ger så kallad termofil rötning (Deublein och Steinhauser 2011). För avloppsslam är mesofil rötning den klart vanligaste metoden, den anses ofta vara stabilare och mer lättkött än en termofil process (Jarvis och Schnürer 2009). Termofil rötning har visat sig generellt ge en högre utrotningsgrad än mesofil rötning (Gavala m fl 2003). Som följd av detta kan termofila anläggningar byggas något mindre än mesofila. Dock gör den ökade nedbrytningshastigheten att processen blir känsligare för störningar i form av giftiga komponenter (Jarvis och Schnürer 2009). Termofila anläggningar löper också större risk för ammoniaktoxicitet eftersom det för mikroorganismerna ofarliga ammonium i större utsträckning övergår till ammoniak med ökad temperatur, se Figur 4. Beträffande termofil efterrötning tenderar kunskapsläget vara lågt då väldigt lite finns dokumenterat inom detta område.

## 2.9 Slamavvattning

Utrötat avloppsslam genomgår vanligen en avvattningsprocess innan det lämnar reningsverket (Svenskt Vatten AB 2010b). Målet är att nå en så hög TS-halt som möjligt och därmed minimera slamvolymerna. Låg suspensionshalt i rejektvattnet är också av stor vikt. Vid större reningsverk sker detta ofta via så kallade dekantercentrifuger eller silbandspressar (Svenskt Vatten AB 2010b). Ju mindre de sammanhängande slampartiklarna är, desto starkare blir de kapillära vattenbindande krafterna, varför stora slampartiklar är önskvärda (Svenskt Vatten AB 2010b). Slampartiklarna är ofta elektriskt laddade och för att motverka repulsion genomgår slammet ofta en så kallad konditionering, vilket i Sverige oftast innebär tillsatts av kemikalier (Svenskt Vatten AB 2010b). Antingen tillsätts oorganiska ämnen i syfte att neutralisera slampartiklarnas laddningar eller så används organiska och ofta laddade polymerer för att neutralisera och samtidigt binda samman slampartiklarna. När slampartiklarna kommer tillräckligt nära varandra blir de allestädes närvarande van der Waals-krafterna tillräckligt starka för att ytterligare binda samman partiklarna och avskilja kapillärt bundet vatten (Svenskt Vatten AB 2010b). Sammantaget är ett slams avvattningsegenskaper alltså beroende av slampartiklarnas storlek och laddning. Dokumenterad kunskap saknas i dagsläget beträffande hur ett slams avvattningsegenskaper förändras genom termofil efterrötning.

## 2.10 Energibalans vid reningsverk

Olsson skriver (2008) att konventionella svenska reningsverk är nettokonsumenter av energi. Luftningsbassänger och biobäddar utgör oftast de största energiförbrukarna men olika former av pumpning är också en stor energikonsument (Olsson 2008). Ofta tas energi tillvara genom biogasproduktion men en stor potential finns också i form av utvinning av värmeenergi från det utgående vattnet. Denna potential är ofta underutnyttjad och skulle sammantaget kunna medföra att reningsverk blir nettoproducenter av energi (Olsson 2008). Inom avdelningen slambehandling kan energivinster göras genom en ökad TS-halt på slammet vilket medför att mer slam kan rötas på samma volym och att mindre energi åtgår till uppvärmning av slam (Olsson 2008). Vidare är valet av och justering av lämpliga pumpar grundläggande för att hålla elenergiebehovet lågt. Intresset för biogasproduktion har under de senare åren ökat markant, både vad gäller stor- och småskaliga anläggningar (SGC 2011), den allmänna acceptansen för biogaslösningar har alltså ökat den senaste tiden. Sammantaget finns ofta potential till energimässiga förbättringar vid reningsverken, både genom införande av nya processteg och regleringsstrategier men också genom optimering av befintlig utrustning (Olsson 2008). Det är önskvärt att utvinna så mycket biogas som möjligt ur avloppsslammet, då detta inte bara genererar minskade slammängder utan också en koldioxidneutral energikälla.

## 3 Material och metoder

### 3.1 Driftperiod

De 15 veckor under vilka försöken pågick refereras i rapporten till som driftvecka 1 till och med 15.

### 3.2 Försöksuppställning

Den aktuella försöksuppställningen hyrdes in från JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik och bestod av två rötkammare (benämnda RK1 och RK2) på 35 dm<sup>3</sup> vardera med tidsstyrda omrörare, se Figur 5. De var också utrustade med termometer och automatisk temperaturreglering. Ingen automatik fanns för beskickning och avtappning utan detta sköttes manuellt via en pluggförsedd öppning i toppen respektive en bottenkran. Övertrycksskydd fanns i form av vattenfyllda u-rör.



Figur 5: Försöksuppställningen.

#### 3.2.1 Uppstartsfas

Rötkamrarna driftsattes redan 2012-11-06. Drift och provtagning från driftsättning till examensarbetets början administrerades av handledaren med hjälp av examensarbetaren och anställda på Kungsängsverket. Vid driftsättningen fylldes först rötkamrarna med kvävgas, varpå de fylldes med 35 l slam vardera. Slammet blandades till på samma sätt som i examensarbetets försök och hade en TS-halt på 7 %. I RK1 höjdes temperaturen till 55 °C redan den första dagen. I RK2 höjdes temperaturen från 37 °C med 2 °C per vecka för att ge den metanogena populationen möjlighet till en lugnare anpassning till nya temperaturbetingelser. Utvärdering av effekterna av de båda uppstartsstrategierna kommer att avhandlas vidare i den rapport som kommer att sammanställas inom ramarna för det större projektet och ges ut av Svenskt Vatten Utveckling (projektid SVU 12-118).

Vid examensarbetets början bedömdes processerna i båda rötkamrarna vara stabila med avseende på uppmätta driftparametrar och gasproduktion vilket togs som en indikation på att mikrobiologisk jämvikt var uppnådd.

### 3.2.2 Förtjockning

För att nå önskad TS-halt blandades mesofilt rötat slam från den ordinarie processen med avvattnat dito. För detta användes murarhink och en skruvdragare med betongblandarvisp. De rätta proportionerna av respektive slamfraktion beräknades utifrån uppmätta TS-halter för dessa.

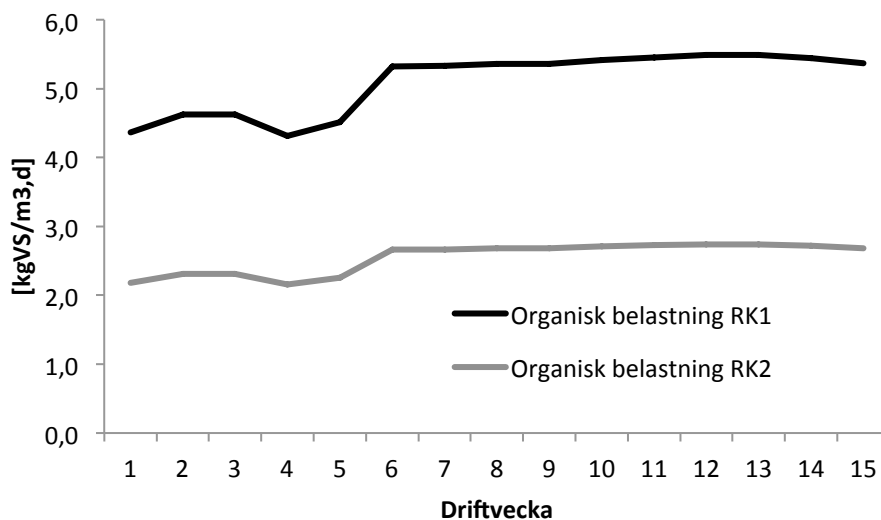
Det avvattnade slammet togs ifrån den av Kungsängsverkets två centrifuger som för dagen var i drift. Tyvärr visade det sig att karaktären på den framtagna blandningen var starkt beroende av vilken centrifug det avvattnade slammet tagits från. Slam från den ena centrifugen genererade ett lättflytande, grynigt slam medan slam från den andra centrifugen gav ett trögflytande och mer homogent slam.

### 3.2.3 Beskickning

Rötkamrarna beskickades en gång varje vardag under den 15 veckor långa försöksperioden genom tappning via bottenkranen och toppmatning via en tratt. RK1 matades med 5 liter slam och RK2 med 2,5 liter vilket medförde en hydraulisk uppehållstid på 9,8 respektive 19,6 dygn. För matningen och avtappningen användes ett graderat kärl med volymen fem liter. De första fem driftveckorna matades rötkamrarna med slam med 7 % TS. Från och med driftvecka sex höjdes belastningen och rötkamrarna matades med 8 % TS. Den organiska belastningen (OLR) räknades ut med hjälp av Kungsängsverkets egna mätningar av TS och GF enligt sambandet

$$OLR = \frac{\rho_{slam}}{T_r} (TS \cdot GF). \quad (\text{ekvation 2})$$

Där  $\rho_{slam}$  står för slamdensitet vilken sattes till 1000 kg/m<sup>3</sup> och  $T_r$  står för hydraulisk uppehållstid. Som Figur 6 illustrerar fick denna metod konsekvensen att den organiska belastningen varierade något under projektets gång.



Figur 6: Organisk belastning genom driftperioden.

Temperaturen på det ingående slammet var ca 25 °C.

Medelvärden för VS, pH, bikarbonatalkalinitet, totalalkalinitet och ammoniumkväve för det mesofilt rötade slammet togs fram baserat på Kungsängsverkets egna mätningar under driftperioden, se Tabell 1.

Tabell 1: Kvalitet hos ingående substrat som medelvärden under projektperioden

VS	66	%
pH	7,3	
Bikarbonatalkalinitet	5000	mgHCO <sub>3</sub> /l
Totalalkalinitet	5950	mgHCO <sub>3</sub> /l
Ammoniumkväve	750	mg/l

### 3.2.4 Rötkammartemperatur

Temperaturen hölls konstant genom att uppvärmning startade automatiskt så snart temperaturen sjunkit till 54 °C för att sedan stängas av när temperaturen nått 55 °C. De inbyggda termometrarnas värde kontrollerades varje arbetsdag under försöksperioden. Den använda beskicksningsmetoden gjorde att temperaturen efter beskicksning sjönk till omkring 48 °C i RK1 och 52 °C i RK2 för att sedan åter nå 55 °C inom ett par timmar.

## 3.3 Processutvärdering

Detta avsnitt beskriver det laborativa och praktiska arbetet med utvärdering av rötningsprocesserna och möjligheter till storskalig implementering.

### 3.3.1 TS-halt hos inmatat slam

För TS-mätning av ordinarie mesofilt rötat slam och ordinarie avvattnat slam användes en för detta ändamål avsedd Sartorius MA 35-våg, se Figur 7. En kontrollmätning genomfördes enligt ackrediterad metod av personal på beställarens laboratorium och gav ett mätresultat för den för projektet aktuella vågen inom en procents felmarginal.



Figur 7: TS-våg Sartorius MA-35.

TS-halten på den framtagna slamblandningen kontrollmättes också vid några tillfällen under testperioden.

### 3.3.2 Gasproduktion

Under de första sex driftveckorna mättes gasproduktionen genom att bildad gas samlades upp i påsar om 40 liter vardera som byttes när de blivit fulla. Med denna metod var det oundvikligt att en påse ibland fick sitta kvar en längre stund trots att den blivit fylld till bredden. Den bildade biogasen strömmade vid dessa tillfällen ut genom övertrycksskyddet och blev inte medräknad. Från och med driftvecka sju mättes gasproduktionen med gasflödesmätare av typ Ritter MGC-1 V3.0, avbildad i Figur 8, vilket gav betydligt bättre data. Medelvärden för gasproduktionen bildades baserat på data från försöksveckorna 7 – 12 då driften ansågs vara stabil.



Figur 8: Gasmätare Ritter MGC-1 v3.0

Gasproduktionen från en storskalig anläggning beräknades baserat på ett medelvärde mellan gasproduktionen under drift vecka 7 – 12 från RK1 och RK2 uttryckt i  $l/kgVS_{in}$ .

### 3.3.3 Gaskvalitet

Vid varje beskikningstillfälle mättes den bildade biogasens koldioxidinnehåll med hjälp av en så kallad Einhorn-saccharometer. Instrumentet kan beskrivas som ett svängt och graderat provrör fyllt med 7M NaOH-lösning. Vid gaskvalitetsproven samlades 5 ml gas upp och tillsattes sedan i botten av kröken. Vid kontakt med den kraftigt basiska natriumhydroxidlösningen tvättas koldioxiden ur vilket medför att endast gasens övriga beståndsdelar samlas upp i toppen av det täckta röret. Resultatet avlästes och den erhållna biogasens koldioxidhalt räknades sedan ut genom sambandet

$$koldioxidhalt = \frac{5 \text{ ml-avläst volym}}{5 \text{ ml}} \cdot 100 \%. \quad (\text{ekvation 3})$$

Vid byte av gaspåse analyserades den uppsamlade gasens metan-, koldioxid- och svavelvätehalter med gasanalysinstrument Multitec Sewerin 540.

### 3.3.4 Analyser utförda på beställarens laboratorium

Varje måndag under driftperioden togs slamprover som analyserades för TS, glödförlust (GF), pH, alkalinitet och ammoniumkväve av personal på beställarens laboratorium.



#### 3.3.4.1 TS, VS och utrotningsgrad

Mätningar av det efterrötade slammets TS-halt utfördes varje vecka under försöksperioden genom torkning i ugn vid 105 °C. Glödförlust mättes också varje vecka genom förbränning av det torkade TS-provet i ugn vid 550 °C. VS-halten erhöles sedan genom att multiplicera GF med TS, där GF är uttryckt i andel av TS. Både TS och GF-mätningarna utfördes enligt ackrediterad metod SS 028113-1 av personal på beställarens laboratorium. Samma mätningar gjordes regelbundet för Kungsängsverkets del på det ordinarie mesofilt rötade slammet. Dessa mätningar fanns att tillgå. Utröttningsgraden räknades fram enligt sambandet

$$\text{utrotningsgrad} = \frac{VS_{in} - VS_{ut}}{VS_{in}} \quad (\text{ekvation 4})$$

Den årliga slamminskningen vid införande av ett termofilt efterröttningssteg räknades ut med hjälp av den årliga slamproduktionen på Kungsängsverket och medelvärdet för det ordinarie slammets TS-halt under 2012.

#### 3.3.4.2 pH och Alkalinitet

pH-värdet för utrötat slam mättes med pH-meter enligt ackrediterad metod SS-EN 12176 (Svensk Standard 1998). Bikarbonatalkalinitet och totalalkalinitet uppmättes genom titrering med 2M saltsyra ner till pH 5,75 respektive pH 4,0 och angavs i mg HCO<sub>3</sub>/l.

#### 3.3.4.3 Ammoniumkväve och ammoniakkväve

Ammoniumkväveanalyser för slammet gjordes enligt ackrediterad metod SS-EN 13342:2000 (Svensk Standard 2000). Denna metod ger ett värde på den totala ammonium/ammoniakhalten. Eftersom det främst är ammoniak som har toxisk inverkan på mikroorganismer uppskattades ammoniakinnehållet enligt ett förhållande givet i Gallert och Winter (1997):

$$NH_3 - N = \frac{NH_4 - N \cdot 10^{pH}}{e^{\frac{6544}{273+T} + 10^{pH}}} \quad (\text{ekvation 5})$$

NH<sub>3</sub>-N står för ammoniakkväve i mg/l, NH<sub>4</sub>-N ammoniumkväve i mg/l, pH för pH och T för temperaturen i °C. Notera att NH<sub>4</sub>-N avser totalt ammonium/ammoniak i slammet.

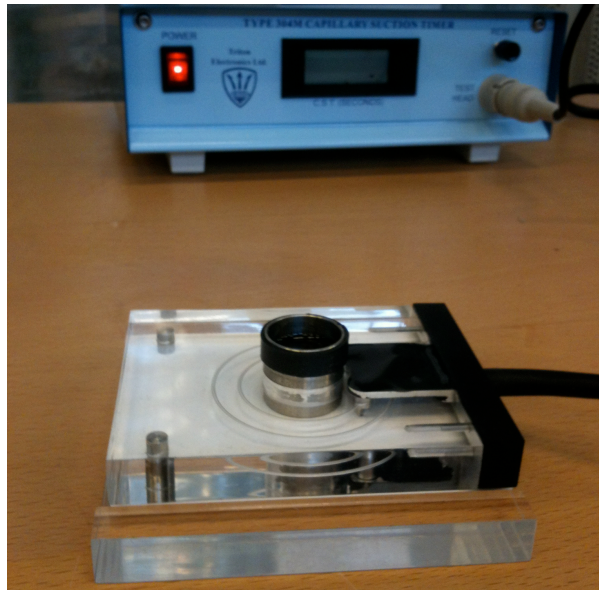
#### 3.3.5 Flyktiga fettsyror - VFA

VFA-prover togs mot slutet av varje arbetsvecka. Det utgående slammets innehåll av flyktiga fettsyror analyserades av personal på JTI:s laboratorium. Vid testerna användes HPLC (High Performance Liquid Chromatography), jonbyteskromatograf utrustad med refraktiv detektor och jonbytarkolonn Rezer ROA. Separationen utfördes vid 60 °C och flöde 0,6 ml/min med 5 mM svavelsyra som elueringsmedel.

#### 3.3.6 CST-analys

Försök utfördes för att jämföra avvattningsegenskaperna hos det efterrötade slammet och det ordinarie slammet, som enbart genomgått mesofil rötning. Detta gjordes vid ett tillfälle under driftvecka 8. För försöken användes en CST-analysator av modell Triton Electronics type 304M, utrustad en provtratt med bottendiametern 1,8 cm, se Figur 9. CST står för Capillary Suction Time och instrumentet mäter den tid det tar för vätskefasen i aktuellt slam att via

kapillärkrafter sugas genom ett filterpapper en på förhand bestämd sträcka. En slam med låg CST är alltså lättare att avvattna än ett slam med hög CST.



**Figur 9: CST-analysator.**

Vid testerna jämfördes ordinarie mesofilt rötat slam och termofilt efterrötat slam med uppehållstid på 10 respektive 20 dygn. Genom att späda de termofila slamfraktionerna med rejektvatten erhöles en TS-halt på 3 % för alla slamtyperna. Till 100 ml av respektive slamfraktion sattes polymerlösning (Superfloc C-498) motsvarande 8,8 kg polymerer per ton TS. Denna dosering motsvarade den vid Kungsängsverkets ordinarie process. Blandningen rördes sedan om med en propelleromrörare med hastigheten 100 rpm under en minut. Erhållen blandning hälldes sedan i CST-analysatorns tratt och CST registrerades. På samma sätt som i Taylor och Elliot (2013) uppmättes CST minst sex gånger för respektive slamfraktion.

### 3.3.7 Avvattningsförsök utförda av polymerleverantör

En polymerleverantör kontaktades för bedömning av skillnader i avvattningsegenskaper mellan det ordinarie mesofilt rötade slammet och de termofilt efterrötade slammen. Försöken utfördes genom att kända mängder polymer tillsattes till 50 ml slam varpå inblandning skedde genom att slammet hälldes för hand mellan två bägare. Erhållen flockbildning registrerades och utvärderades på expertbasis av polymerleverantören. Hänsyn togs till de bildade flockarnas beskaffenhet, rejektvattnets grumlighet och hur mycket energi som krävdes för inblandning.

### 3.3.8 Luktbedömning

Bedömningar av det efterrötade slammets doft utfördes av examensarbetaren, handledaren och drifttekniker från Kungsängsverket.

### 3.4 Energibalans

Leverantörer av utrustning till reningsverk kontaktades för att erhålla uppgifter beträffande den tänkta processlinjens energibalans. Detaljerad information om leverantörer och komponenters uppskattade energibehov återfinns i bilaga A.

Med Kungsängsverkets slamproduktion under 2012 som bas togs två möjliga processupplägg fram, det ena baserat på data från försöken i RK1 med 10 dygns uppehållstid och det andra baserat på RK2 med 20 dygns uppehållstid. Erhållen gasproduktion per kg inmatad VS skalades upp och användes som bas för att uppskatta biogasproduktionen i en fullskalig process. Ett medeltal mellan resultaten från RK1 och RK2 användes. Den möjliga utvinningsbara energin från bildad biogas uppskattades genom att beräkna el- och värmeproduktion från en lämplig gasmotor.

De energikrävande delarna i processupplägget innefattar som illustrerat i Figur 10 förtjockning via skivförtjockare, slamlager med omrörare, inloppspump till röt-kammare, cirkulationspump i röt-kammare, omrörare i röt-kammare, uppvärmning av ingående slam via vattenburen värmeväxling med utgående slam och kylvatten från gasmotor, varmhållning av röt-kammare samt blåsmaskiner till slamluftningen.

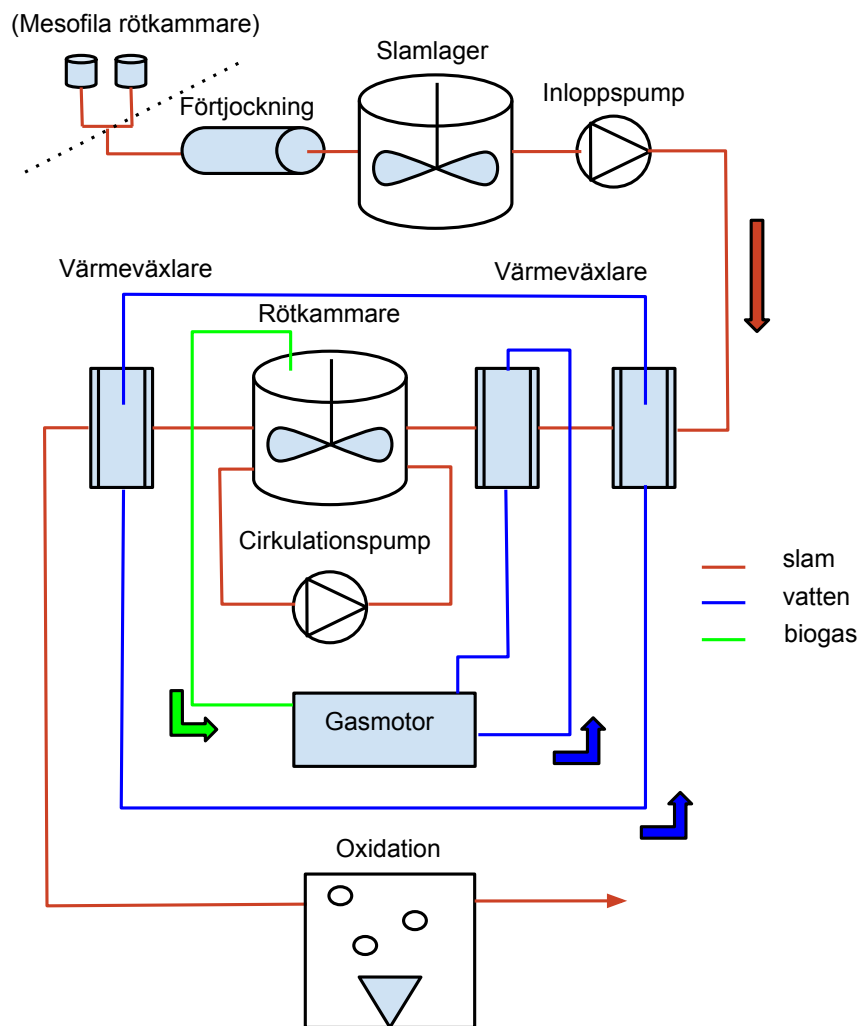
Slamförtjockningens elenergi-behov beräknades av en leverantör utifrån Kungsängsverkets årliga slamproduktion. Elenergi-behovet för omrörare till slamlager samt inloppspumpar och cirkulationspumpar till röt-kammare antogs vara detsamma som för befintlig utrustning på Kungsängsverket. Värme-behovet för uppvärmning av slam via värmeväxling uppskattades av en tillverkare baserat på Kungsängsverkets årliga slamproduktion och inpumpning under två timmar tre gånger per dygn. Energi-behovet för omrörning av röt-kammare beräknades av en leverantör baserat på röt-kammardimensioner. Måtten på röt-kammare för anläggningar baserade på RK1 respektive RK2 räknades ut med hjälp av dimensionerna hos befintlig röt-kammare på biogasanläggningen vid Kungsängens gård. Värmeenergi för varmhållning av röt-kamrarna beräknades med hjälp av en formel från VAV (1981):

$$P = U \cdot A \cdot \Delta T. \quad (\text{ekvation 6})$$

P står för effektbehov i W, U för värmegenomgångstalet i  $W/m^2, ^\circ C$ , A för den area som är exponerad mot luft eller mark och  $\Delta T$  för temperaturskillnaden mellan det rötade materialet och omgivningen. Röt-kamrarna antogs för enkelhetens skull vara cylinderformade, de antogs vidare ha sin lägsta punkt en meter under markytan. Enligt VAV (2012) har en mycket väl isolerad röt-kammare ett värmegenomgångstal på  $0,3 W/m^2, ^\circ C$ , såväl ovan som under mark. Denna uppskattning användes i beräkningarna. Baserat på data från mätstationen på Geocentrum (Hans Bergström personlig kontakt) avseende dygnsmedeltemperatur för luft och marktemperatur på 40 cm djup för varje dag under 2012 beräknades effektbehovet för varmhållning. Effektförluster via röt-kamrarnas kåpor, botten samt väggytor ovan och under mark beräknades för varje dag varpå ett årsmedelvärde bildades. Utvinningsbar el- och värme energi från lämplig gasmotor beräknades av en leverantör baserat på uppskattat gasproduktion och gaskvalitet från en fullskalig anläggning. Elenergi för luftning av det efterrötade slammet togs fram av en leverantör baserat på 2012 års slamproduktion vid Kungsängsverket.

Då beräkningarna på processuppläggen baserade på RK1 respektive RK2 gav liknande resultat valdes att endast redovisa upplägget baserat på RK2, vilket var det upplägg som

krävde mest energi. Detta eftersom skillnaderna i beräknad energiförbrukning mellan de båda alternativen ansågs ligga inom de relativt stora felmarginalerna.



Figur 10: En schematisk illustration över en tänkbar fullskalig process.

## 4 Resultat

### 4.1 Driftresultat

RK1 uppvisade en ojämnare drift än RK2 och hade märkbara störningar i processen driftveckorna 3-4 samt 13-14. Under merparten av driftperioden var driften dock stabil. Medelvärden för uppmätta driftparametrar från hela driftperioden redovisas i Tabell 2.

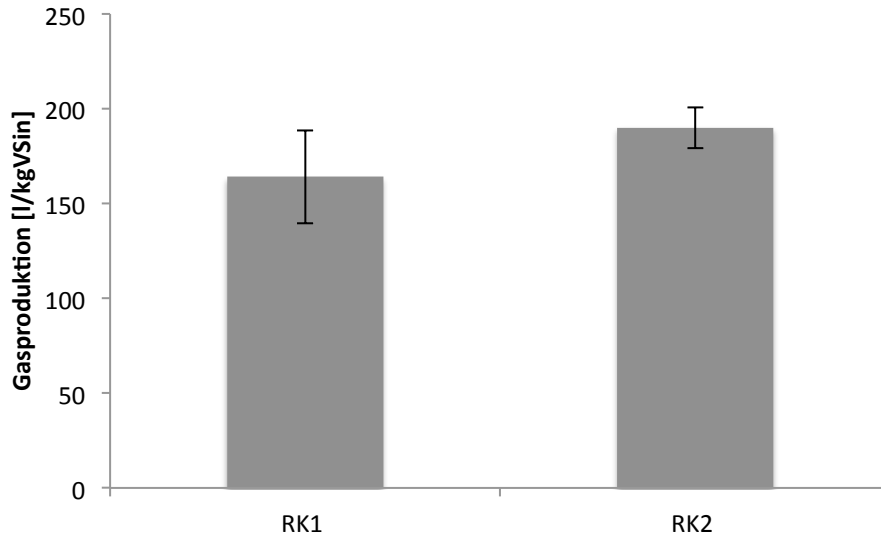
**Tabell 2: Medelvärden för uppmätta parametrar för de båda rötkamrarna och ordinarie mesofila rökammare under driftperioden med standardavvikelser inom parentes (Gasproduktionen avser veckomedelvärden)**

	RK1	RK2	Ordinarie RK
Hydraulisk uppehållstid [d]	9,8	19,6	16,3
Organisk belastning [ $\text{kgVS}/\text{m}^3, \text{d}^{-1}$ ]	5,1 (0,4)	2,5 (0,2)	2
Gasproduktion [ $\text{l}/\text{kgVS}_{\text{in}}$ ]	140 (38)	180 (20)	430
Metanhalt, gas [%]	56 (7)	60 (4)	
Koldioxidhalt, gas [%]	38 (7)	37 (3)	
pH	8,1 (0,1)	8,1 (0,1)	7,3
NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	1900 (340)	1900 (450)	750 (80)
Bikarbonatalkalinitet [ $\text{mgHCO}_3/\text{l}$ ]	9800 (1000)	11000 (500)	5000 (300)
Totalalkalinitet [ $\text{mgHCO}_3/\text{l}$ ]	12500 (700)	13500 (600)	6000 (300)
Acetat [mg/l]	650 (400)	400 (280)	
Propionat [mg/l]	475 (320)	270 (180)	
Total VFA [mg/l]	1190 (670)	650 (400)	

Följande stycken behandlar uppmätta driftparametrar och övriga resultat individuellt. Samtliga parametrar rörande slamkvalitet avser slam som genomgått termofil efterrötning.

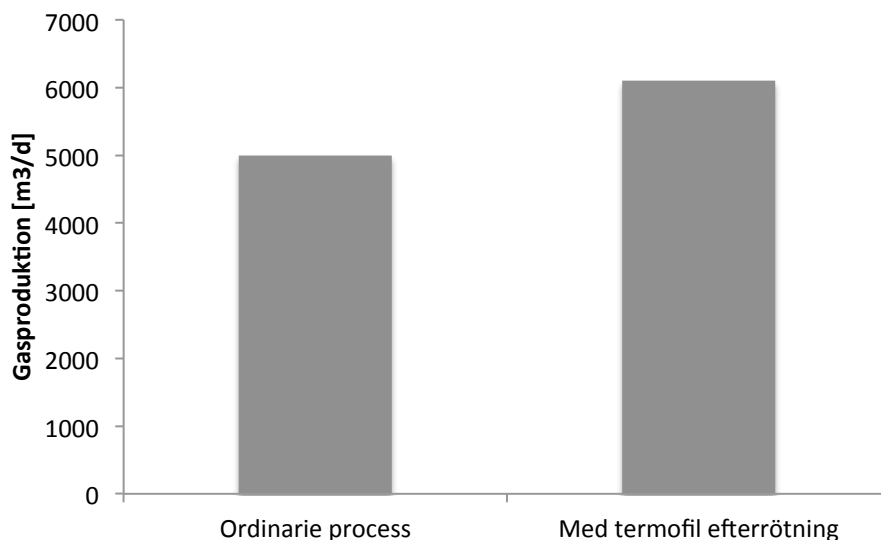
#### 4.1.1 Biogasutbyte

Som Figur 11 visar beräknades gasproduktionen i RK1 och RK2 till 164 respektive 190 l per kg inmatad VS, baserat på mätningar från veckorna 7 – 12. Standardavvikelseerna var 25 respektive 11 l/kgVSin, således något större fluktuationer i gasproduktion i RK1 än i RK2.



Figur 11: Uppskattad gasproduktion för RK1 och RK2.

Extrapolerat till en fullskalig process på Kungsängsverket motsvarar detta en gasproduktion på omkring 1100 m<sup>3</sup> per dygn, utöver dagens omkring 5000 m<sup>3</sup> per dygn från de befintliga mesofila röt-kamrarna, se Figur 12.

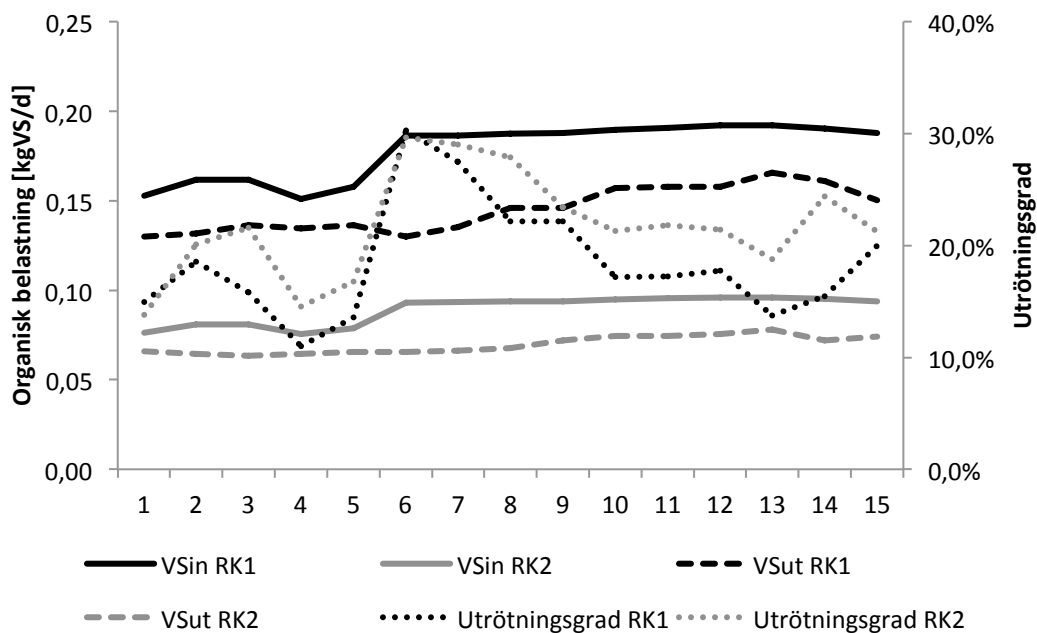


Figur 12: Ordinarie gasproduktion och uppskattad total gasproduktion vid införande av termofil efterrötning på Kungsängsverket.

#### 4.1.2 Utröttningsgrad

Under den första perioden med lägre organisk belastning tenderade utröttningsgraderna variera ganska kraftigt i båda rötkamrarna. När belastningen ökades försöksvecka 6 tog det omkring fyra veckor innan jämvikt uppnåts, vilket åskådliggörs i Figur 13. Utröttningsgraderna var då 15 % för RK1 och strax under 20 % för RK2.

Slammängderna vid storskalig implementering av termofil efterrötning befanns kunna minska med mellan 1 300 och 1 700 ton per år, jämfört med 2012 års totala slamproduktion på 12 710 ton. Detta motsvarar en procentuell minskning på mellan 10 och 13 %. Den beräknade minskningen av slammängderna förutsätter att det termofilt efterrötade slammet kan avvattnas i samma utsträckning som ordinarie slam avvattnades under 2012.



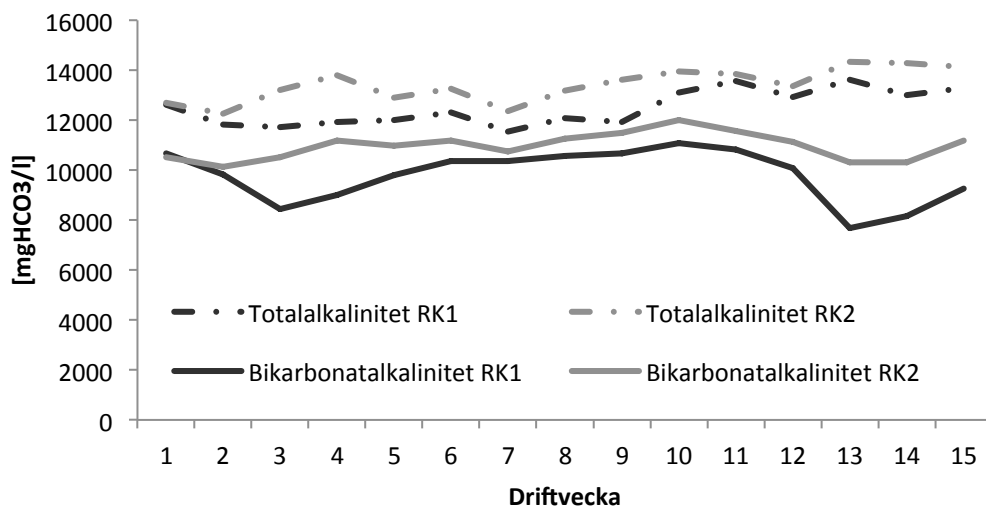
Figur 13: Processernas beräknade utröttningsgrader samt ingående och utgående VS-mängder.

#### 4.1.3 pH

pH-värdet tenderade att vara relativt stabilt för både RK1 och RK2 och pendlade mellan 8,0 och 8,2 under hela driftperioden undantaget två veckor. Under driftvecka 13 och 14 sjönk pH till 7,7 i RK1 och 7,9 i RK2 för att sedan återhämta sig under driftvecka 15.

#### 4.1.4 Alkalinitet

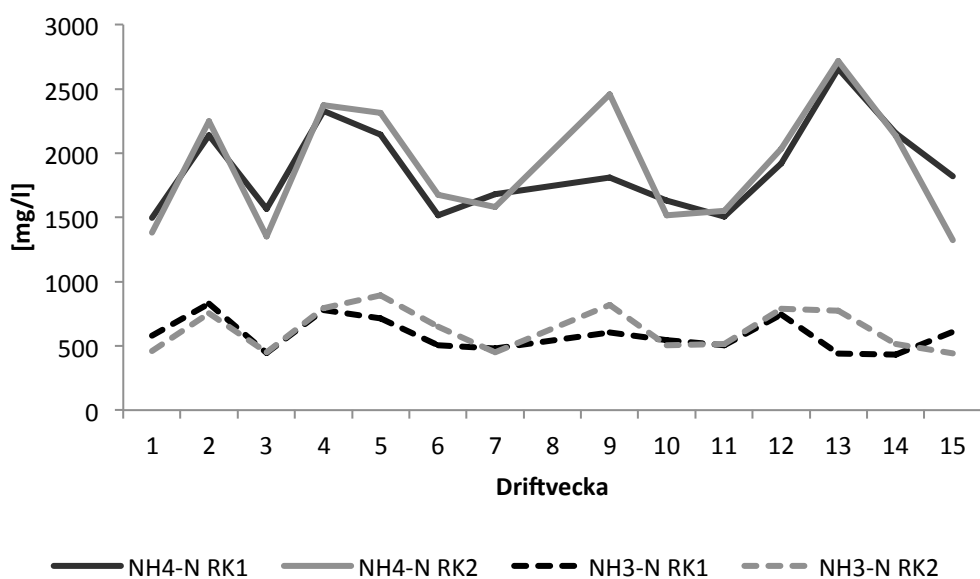
I RK1 pendlade bikarbonatalkaliniteten mellan 10 000 och 11 000 mgHCO<sub>3</sub>/l under hela driftperioden, förutom under driftvecka 3 då den sjönk till omkring 8 500 mgHCO<sub>3</sub>/l. RK2 uppvisade en ännu stabilare drift med bikarbonatalkaliniteter runt 11 000 mgHCO<sub>3</sub>/l. Alkaliniteterna visade tendenser att sjunka mot slutet av driftperioden. Som Figur 14 visar tenderade totalalkaliniteten att vara ännu mer stabil än bikarbonatalkaliniteten.



Figur 14: Totalalkalinitet och bikarbonatalkalinitet. Värdena är strikt något högre i RK2 än i RK1 genom hela perioden.

#### 4.1.5 Ammoniumkväve

Ammoniumkvävehalterna (NH<sub>4</sub>-N) visade sig variera relativt kraftigt under drift, från omkring 1500 till 2500 mg/l, se Figur 15. De beräknade ammoniakkvävehalterna (NH<sub>3</sub>-N) var mellan 400 och 800 mg/l.

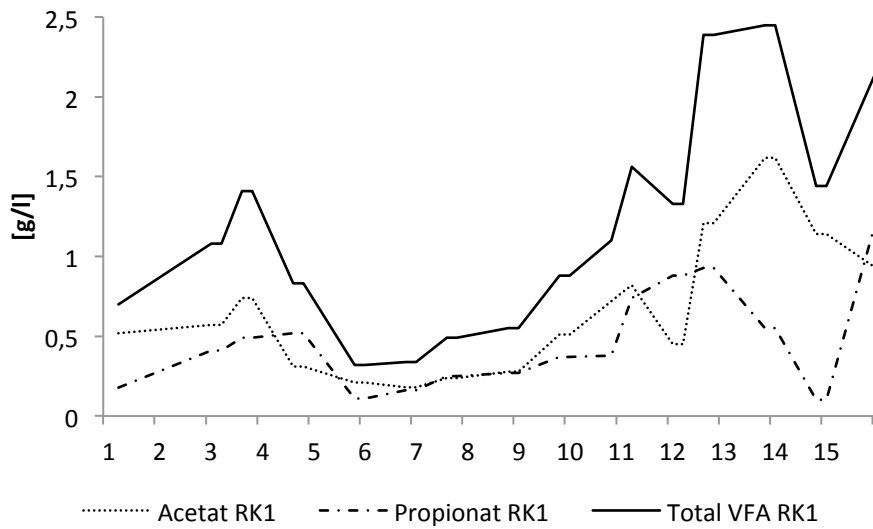


Figur 15: Ammoniumkväve och beräknat ammoniakkväve.

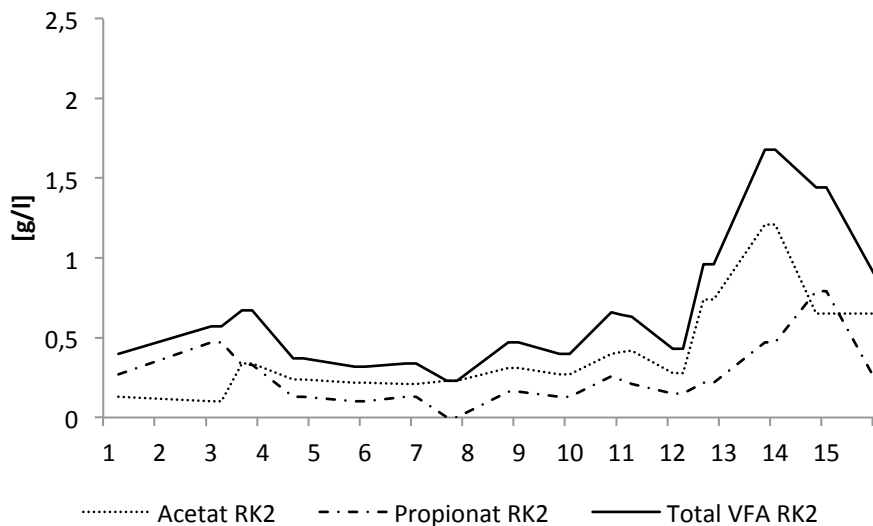


#### 4.1.6 VFA – flyktiga fettsyror

De totala VFA-halterna var strikt betydligt högre i RK1 än i RK2 och samvarierade i rötkamrarna, se Figur 16 och Figur 17. Under driftvecka 3 och fyra ökade VFA-halterna för att sedan åter minska innan de ökade markant mot slutet av perioden. De sista driftveckorna ökade propionatandelen av den totala VFA-halten i båda rötkamrarna. I RK1 nådde propionat en särskilt hög andel. I den totala VFA-halten ingår förutom acetat och propionat också uppmätta halter av butyrat, iso-butyrat och valeriat. Dessa förekom i relativt låga koncentrationer och endast i RK1. Fördelningen mellan propionat och acetat varierade också den genom perioden, andelen propionat steg kraftigt under driftvecka 13 och 14.



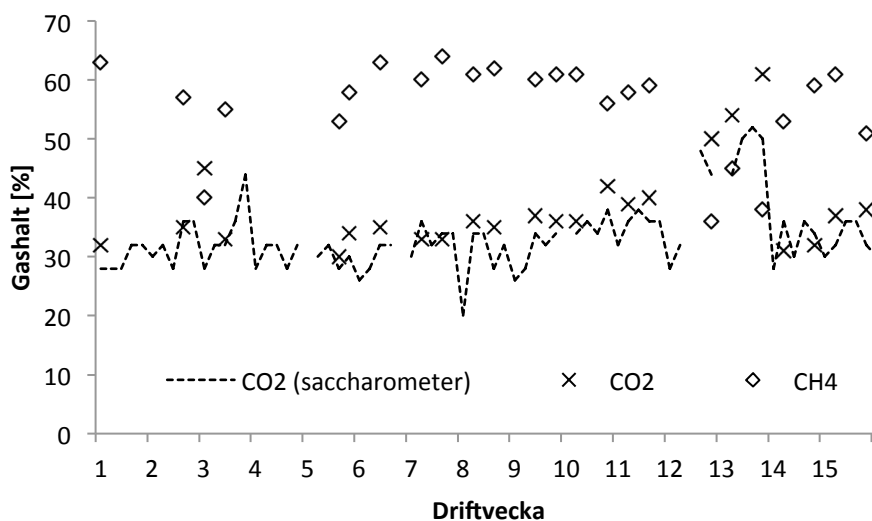
Figur 16: Uppmätta VFA-halter i RK1.



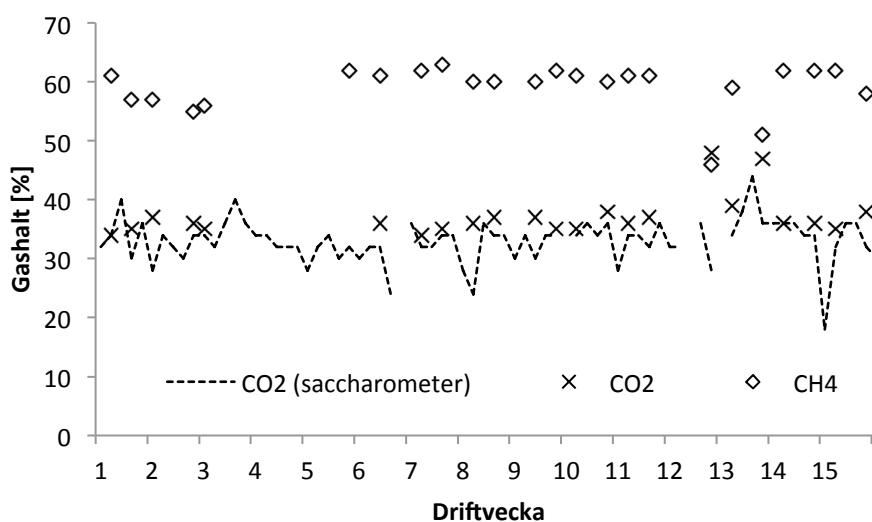
Figur 17: Uppmätta VFA-halter i RK2.

#### 4.1.7 Gaskvalitet

Som visas i Figur 18 och Figur 19 gav koldioxidmätningarna utförda med saccharometer generellt ett något lägre värde än mätningarna gasanalysinstrumentet. Koldioxidhalterna var under stabila perioder runt 36 % i båda processerna medan metanhalterna var runt 60 %. Under perioder med förmodad surjäsnning i RK1 sjönk metanhalterna så lågt som till omkring 40 %. RK2 uppvisade en jämnare gaskvalitet än RK1 men också denna process fick förhöjda koldioxidvärden och sänkta metanvärden under en vecka mot slutet av perioden. Halterna svavelväte var genomgående mellan 2 och 14 ppm. Båda röt kamrarna uppvisade kraftiga processtörningar under driftvecka 13 och 14 vilket bland annat avspeglades i gaskvaliteten.



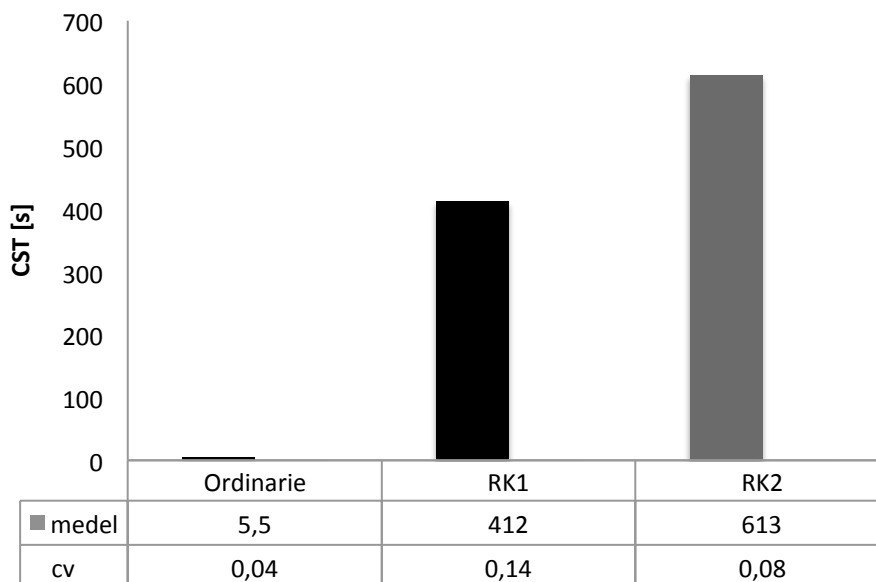
Figur 18: Metan och koldioxidhalter i RK1. För koldioxidhalten redovisas både värden från saccharometer och elektroniskt gasanalysinstrument.



Figur 19: Metan och koldioxidhalter i RK2. För koldioxidhalten redovisas både värden från saccharometer och elektroniskt gasanalysinstrument.

#### 4.1.8 CST-analys

Resultatet från CST-analysen visar på en skillnad avseende avvattningsegenskaper mellan det ordinarie slammet och de termofilt efterrötade slammen. Dessa fick med samma polymerdosering som det ordinarie slammet sämre avvattningsegenskaper, vilket framgår av Figur 20. Bland de efterrötade slammen uppvisade slammet från RK1 de bästa avvattningsegenskaperna.



Figur 20: Utfallet från CST-analyserna och mätseriernas variationskoefficienter baserade på 6 mätningar vid ett mätningstillfälle av CST för respektive slam.

#### 4.1.9 Avvattningsförsök utförda av polymerleverantör

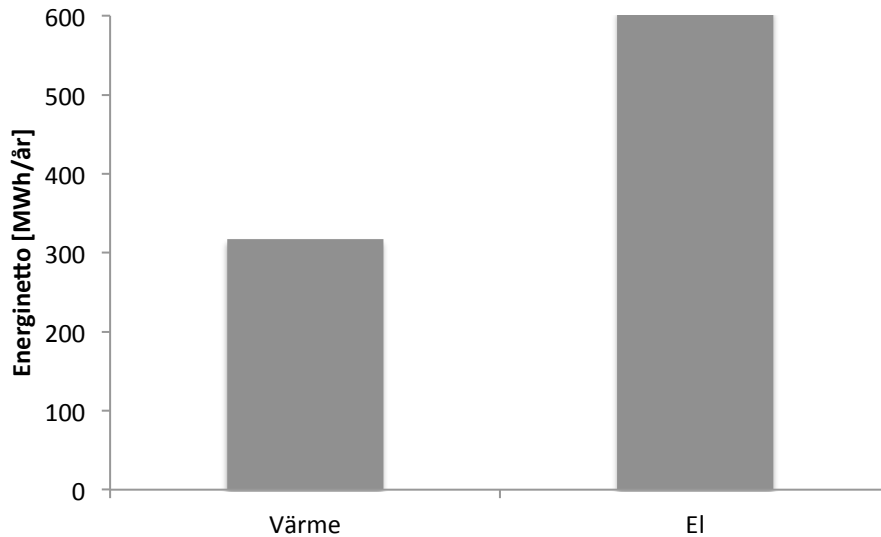
De termofilt rötade slammen visade sig även under dessa försök vara relativt svåravvattnade. Även med de produkter ur leverantörens sortiment som visade sig fungera bäst åtgick sju gånger så mycket polymerlösning för de termofilt efterrötade slammen jämfört med det ordinarie, mesofilt rötade slammet. Detta motsvarar i Kungsängsverkets fall en ökad förbrukning med omkring 140 ton polymerer per år för slutavvattning.

## 4.2 Energibalans

Resultaten från energibalansberäkningarna visade ett nettoöverskott av energi för processen. Exklusive slamluftning hamnade överskottet på cirka 300 MWh/år för värmeenergi och 600 MWh/år för elenergi, se Tabell 3 och Figur 21.

Tabell 3: Uppskattad produktion och behov av el och värme för processlinjen exklusive slamluftning uttryckt i MWh/år

	Värme	El
Tillgång	1250	930
Behov	930	320
Netto	320	610

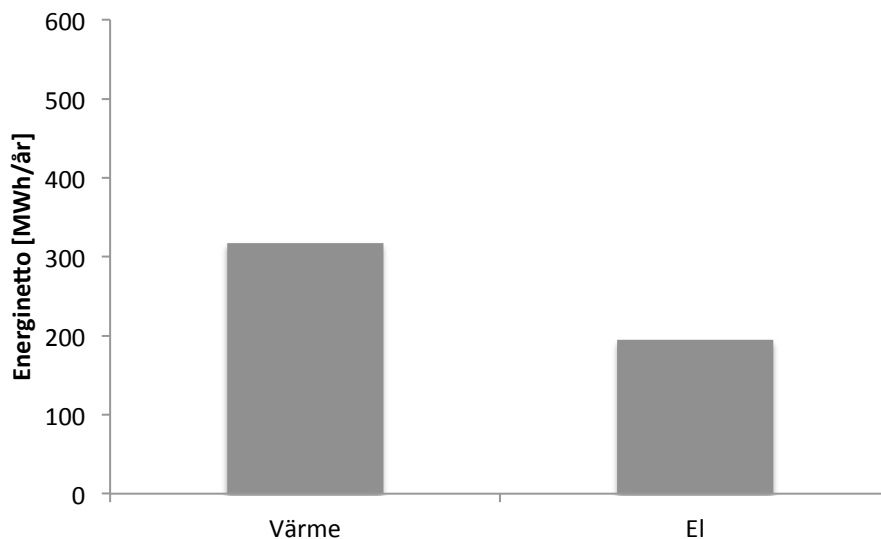


Figur 21: Energibalans för processen, inklusive slamluftning uppdelad på värme- och elenergi.

Om slamluftningen räknades med blev överskottet istället cirka 200 MWh/år för elen, vilket illustreras i Tabell 4 och Figur 22.

Tabell 4: Uppskattad produktion och behov av el och värme för processlinjen inklusive slamluftning uttryckt i MWh/år

	Värme	El
Tillgång	1250	927
Behov	933	732
Netto	317	195



Figur 22: Energibalans för processen, inklusive slamluftning uppdelad på värme- och elenergi.

## 5 Diskussion

### 5.1 Processtabilitet

I RK1, där den hydrauliska uppehållstiden var 10 dygn, var den organiska belastningen 5,4 - 5,5 kgVSm<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> under driftvecka 7 – 12, vilket av resultaten att döma tenderar ha varit en högre belastning än lämpligt. Resultaten visar på ojämn gasproduktion, skiftande gaskvalitet och perioder med höga halter av fettsyror. Under driftvecka 1 – 6 var belastningen i RK1 omkring 4,5 kgVSm<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> vilket tenderar ha gett en stabilare drift. På grund av den primitivare metoden för gasmätning som användes under denna period är underlaget för jämförelse något skalt. Dock uppvisade både gaskvalitet och gasproduktion negativa trender i RK1 sedan belastningen höjts.

En betydligt stabilare process erhöles i RK2, där uppehållstiden var 20 dygn och den organiska belastningen 2,3 kgVSm<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> under veckorna 1 – 5 och 2,7 kgVSm<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> under driftvecka 6 - 15. Processen i RK2 gav en jämnare gaskvalitet och en stabilare drift i stort. Det visade sig tydligt att perioder med instabil drift innebar ökning av VFA-halter i slammet och koldioxidhalt i gasen samtidigt som bikarbonatalkaliniteten sjönk. Under vecka 13 och 14 uppvisar båda processerna problem samtidigt, troligen som följd av en ändrad kvalitet på det inmatade slammet. Vad som i sådant fall orsakade den ändrade slamkvaliteten är osäkert, några tänkbara förklaringar tas upp nedan.

Metoden som användes till förtjockning visade sig bristfällig då texturen på slammet var starkt beroende av från vilken av Kungsängsverkets två centrifuger det avvattnade slammet togs. De något ojämna driftresultaten skulle kunna vara en följd av att avvattnat slam från den ena centrifugen gav upphov till en mer lättnedbrytbar slamblandning än slam från den andra centrifugen. Det fanns under driftperioden inte möjlighet att använda enbart en typ av avvattnat slam på grund av växelvisa reparationsarbeten på de båda centrifugerna. En annan tänkbar orsak till instabila förhållanden skulle kunna vara skiftande proteininnehåll i det inmatade slammet till följd av ett förändrat uttag av proteinrikt bioslam i den ordinarie processen. En ökad tillgång på kväverika proteiner skulle kunna leda till en ökad nettomineralisering av kväve och därmed problem med ammoniaktoxicitet. Dessa spekulationer avfärdades dock baserat på det inmatade slammets stabila halter av ammoniumkväve.

Det utgående slammet från de två processerna uppvisade, förutom skillnader i analyserade parametrar, också en skillnad i textur. Medan slammet från RK2 var mer homogent till sin karaktär fanns i slammet från RK1 millimeterstora suspenderade korn. Dessa analyserades för TS och GF vilket inte visade på några skillnader mellan dem och den flytande delen av slammet. Även om kornen inte verkade påverka processen i sig ansågs de vara en följd av de pressade förhållandena i RK1.

Det är osäkert vad som var orsaken till de ojämna driftresultaten. Det förenklade förtjockningsförfarandet kan möjligen ha medfört en skiftande kvalitet på det inmatade slammet. Detta kan dock inte sägas säkert. Försök med ett förtjockningsförfarande mer liknande det i en fullskalig process skulle kunna svara på detta. Under driftveckorna 12 – 15 sköttes driften av personer som tidigare inte varit involverade i projektet. Möjligen kan detta ha lett till missar i slamtillredningen som medfört en högre organisk belastning än avsett.

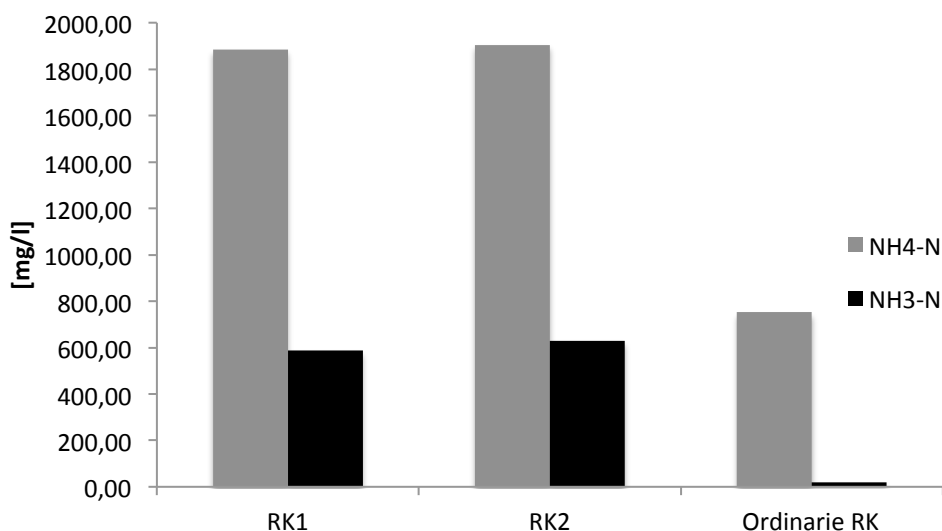
Den använda metoden för beskickning resulterade i en variation i gasproduktion under veckans dagar. Under perioder då VFA-halterna ökade och gasproduktionen minskade visade processerna tecken på återhämtning under helgerna. I en fullskalig process skulle röt-kammarna beskickas mer regelbundet. Om beställaren väljer att gå vidare med försöken rekommenderas därför att processerna beskickas på ett sätt som mer motsvarar en tänkbar fullskalig process. En möjlig sådan är ut- och inpumpning under två timmar, tre gånger per dygn, vilket skulle ge en garanterad exponeringstid på sex timmar. Detta skulle medföra en jämnare organisk belastning och ge ett bättre underlag för utvärdering av efterröttningsprocessen. Försök utförda av Person m fl (2012) har dessutom visat att beskickning var 6:e timme ger bättre metanproduktion än beskickning var 24:e timme.

Eftersom båda anläggningarna fick kraftiga störningar samtidigt under driftvecka 13 torde dessa bero på en förändring av det inkommande slammet och inte en den organiska belastningen. I RK2, där belastningen låg omkring  $2,5 \text{ kgVSm}^{-3}\text{d}^{-1}$ , var driften stabil fransett under vecka 13. Belastningen i RK1, omkring  $5,5 \text{ kgVSm}^{-3}\text{d}^{-1}$  tenderar ha varit för hög för att fungera i längden. Om beställaren går vidare med försöken rekommenderas därför att undersöka hur processen svarar på en organisk belastning mellan de undersökta, omkring  $4 \text{ kgVSm}^{-3}\text{d}^{-1}$ . En mer exakt bedömning av lämplig organisk belastning för en termofil efterröttningsprocess har inte kunnat göras utifrån erhållna data.

Beträffande lämplig uppehållstid är båda de undersökta, 10 respektive 20 dygn gångbara. Dock ger den längre uppehållstiden en högre utröttningsgrad och rekommenderas därför. Detta måste dock vägas mot den betydligt större röt-kammare som den längre uppehållstiden kräver vid storskalig implementering.

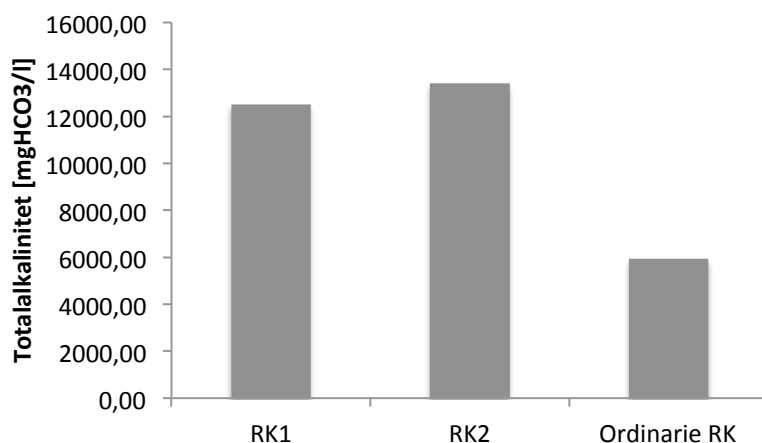
## 5.2 Möjliga implikationer vid storskalig implementering av termofil efterrötning

pH i den ordinarie mesofila rötningprocessen vid Kungsängsverket var under driftperioden 7,3. I den termofila efterröttningsprocessen blev pH betydligt högre, cirka 8,1. Halterna av ammoniumkväve var också de betydligt högre i efterrötningen än i den ordinarie rötningen. Troligtvis var en av orsakerna till det ökade pH-värdet en ökad nettomineralisering av kväve i den termofila efterrötningen. Notera den stora skillnaden i beräknat ammoniumkväve mellan de termofila efterröttningsprocesserna och den ordinarie mesofila processen, illustrerad i Figur 23.



**Figur 23: Medelvärden för uppmätt ammoniumkväve och beräknat ammoniakkväve i pilotrötkammare och ordinarie rötkammare under driftperioden.**

Också alkaliniteten ökade betydligt i efterrötningen jämfört med ordinarie röttningsprocessen, se Figur 24.



**Figur 24: Medelvärden för totalalkalinitet i pilotrötkammare och ordinarie rötkammare under driftperioden.**

Kjerstadius m fl (2012) har gjort försök med termofil rötning i liknande pilotskala, gällande primärrötning. Dessa experiment syftade till att jämföra primärrötning vid olika temperaturer. Som Tabell 5 visar var i dessa experiment halterna av VFA och ammoniumkväve betydligt lägre i dessa försök. De rötade slammens alkaliniteter var också lägre jämfört med värden erhållna i detta arbete. Det ska dock poängteras att dessa försök inte använde avloppsslam från samma reningsverk som detta arbete gjorde varför inte säkra slutsatser kan dras baserade på denna jämförelse.

**Tabell 5: Data från Kjerstadius m fl (2012) avseende pilotförsök med termofil primärrötning vid 55 °C. De två kolumnerna representerar två olika försök med olika organisk belastning. Siffrorna inom parantes avser standardavvikelser.**

Hydraulisk uppehållstid [d]	7	15
Organisk belastning [ $\text{kgVS m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ]	4,4	2,4
Metanproduktion [ $\text{NI/kgVS}_{\text{in}}$ ]	301 (17)	311 (14)
Metanhalt, gas [%]	67 (1)	65 (1)
pH	7,4	7,4
NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	1014 (53)	1024 (62)
Totalalkalinitet [ $\text{mgHCO}_3/\text{l}$ ]	6088 (495)	5768 (592)
Acetat [mg/l]	32 (12)	71 (37)
Propionat [mg/l]	2 (3)	16 (21)

VFA-halterna i efterröttningsförsöken i detta arbete var anmärkningsvärt höga jämfört med studien utförd av Kjerstadius m fl (2012) där halterna var extremt mycket lägre, se Tabell 5. Även om dessa försök utfördes med något lägre organisk belastning pekar resultaten mot att efterrötning av avloppsslam genererar högre VFA-halter än primärrötning. Ett kvalitetsmått som ibland används i dessa sammanhang är kvoten mellan VFA och totalalkalinitet. Även om toleransen för denna parameter kan skilja sig kraftigt mellan olika anläggningar är tumregeln att den bör ligga under 0,3 (Deublein och Steinhauser 2011; Carlsson m fl 2009). I de genomförda försöken låg denna parameter oftast under 0,1 och alltså på rätt sida tumregeln. Mot slutet av driftperioden, när driften blev instabil hamnade detta värde strax under 0,2 för RK1. Detta indikerar att kvoten mellan VFA och alkalinitet för aktuell typ av rötning helst bör vara något lägre än vad tumregeln anger.

En hypotes är att kombinationen av mesofil och termofil rötning medförde en högre grad av finfördelning av det organiska materialet i och med rötning två gånger under olika förhållanden. Detta genom att strukturer som kvarstår efter mesofil rötning ytterligare bryts ned under de mer aggressiva förhållandena i den termofila rötkammaren. Detta skulle kunna förklara den ökade kväve mineraliseringen i och med ökad tillgänglighet av organiskt substrat. Ammoniakkväve och totalalkalinitet tenderar att samvariera vilket skulle kunna vara ett tecken på att de båda härrör från perioder med intensiv mineralisering i rötkammarna.

De försämrade avvattningsegenskaperna skulle också kunna förklaras av en ökad finfördelning av det organiska materialet. Vid inblandning av polymerer under CST-försöken syntes tydligt att de efterrötade slammen uppvisade andra egenskaper än det ordinarie slammet. Det ordinarie slammet delade efter inblandning av polymer och omrörning upp sig i tydligt definierade klumpar och en klarfas. Även om de efterrötade slammen till viss del bildade klumpar uppkom för dessa ingen klarfas vid polymerinblandning. Detta resultat styrks också av avvattningsförsök utförda av den kontaktade polymerleverantören, i vilka olika typer av polymerer i olika mängder provades ut. Polymerleverantörens bedömning var att avvattningsegenskaperna kraftigt försämrats i och med den termofila efterrötningen och att betydligt mer polymerlösning skulle gå åt för avvattning. En eventuell ökad polymerförbrukning är alltså en faktor att ta med i bedömningsunderlaget inför storskalig implementering.

Rogstrand m fl (2012) har undersökt kombinationer av pastörisering och tvåstegs mesofil rötning av avloppsslam för ökad biogasproduktion och hygienisering. Dessa experiment gav



också indikationer på att de undersökta slammens avvattningsegenskaper försämrades till det sämre. Detta styrker hypotesen att kombinationsbehandlingar under olika temperaturförhållanden kan försämma ett slams avvattningsegenskaper.

Det ska dock understrykas att det undersökta slammet i detta arbete endast genomgått termofil efterrötning. Troligen medför ytterligare behandling via luftning och tillsatts av oxidationsmedel ytterligare förändringar av slammets karaktär och därmed också dess avvattningsegenskaper. Huruvida denna förändring är till det bättre eller sämre återstår att undersöka i den vidare utredningen av hela processidén.

### 5.3 Lukt

Det efterrötade slammets lukt är också en parameter att väga in i processidéns genomförbarhet. Jämfört med det ordinarie slammets lukt var den betydligt fränare och mer intensiv. Processen måste alltså utformas så att det är möjligt att filtrera frånluft på ett lämpligt sätt. Det är dock möjligt att den fräna doften reduceras av ett efterföljande luftnings- och oxidationssteg, vilket vidare undersökningar inom ramen för projekt SVU 12-118 kommer att kunna ge svar på.

### 5.4 Energibalansberäkningar

I den framtagna energibalansen utgjordes de absolut största energibehoven av värmeenergi för uppvärmning av inkommande slam och elenergi för slamluftningen. De övriga posterna i form av varmhållning, pumpar, omrörare och liknande visade sig vara små i sammanhanget. Eftersom de två olika uppehållstiderna gav så pass lika resultat energimässigt valdes att endast redovisa upplägget baserat på förhållandena i RK2, där energibehovet uppskattades vara något högre än för upplägget baserat på RK1.

Beräkningarna gav ett nettoöverskott av energi för hela processlinjen, inklusive slamluftning motsvarande 200 MWh/år el och 300 MWh/år värme. Med slamluftningen exkluderad ur beräkningarna blir elöverskottet ännu större. Ett överskott av elenergi är fördelaktigt, särskilt eftersom el är att betrakta som en betydligt ädlare form av energi än värme (Olsson 2008).

Jämfört med en den pastöriseringsanläggning som en extern konsult räknat på för Kungsängsverkets del skulle termofil efterrötning vara ett betydligt energisnålare alternativ. Beräkningarna gav att den påtänkta pastöriseringsanläggningen skulle kräva värmeenergi motsvarande ungefär 8,8 GWh/år (Sweco 2011). Helt jämförbara är inte beräkningarna då den externa konsultens beräkningar baserades på en tänkt framtida slamproduktion motsvarande 150 % av den aktuella för år 2012.

Den termofila efterröttningsanläggningen skulle enligt gjorda beräkningar istället leverera ett överskott av både el- och värmeenergi. Genomförbarheten är dock beroende av att slammet går att avvattna i en rimlig utsträckning.

## 6 Slutsatser

Termofil efterrötning av avloppsslam som först rötats mesofilt är genomförbar och kan ge en gasproduktion motsvarande 190 liter per kg inmatad organisk substans. I Kungsängsverkets fall innebär detta en ökning i gasproduktion med omkring 20 % jämfört med enbart mesofil primärrötning. Utröttningsgraden i efterröttningsanläggningarna bedömdes vara cirka 15 % vid 10 dygns uppehållstid och cirka 20 % vid 20 dygns uppehållstid. Den termofila efterröttningsprocessen i försöken medförde relativt höga ammoniumhalter, pH-värden och VFA-halter. Den resulterade också i en hög alkalinitet. Den bildade biogasen från den termofila efterrötningen hade en metanhalt strax under 60 % vilket är något lägre än vid primärrötning.

De termofilt efterrötade avloppsslammen i försöken fick försämrade avvattningsegenskaper. Detta bedömdes vara den största svårigheten att övervinna för att möjliggöra en lyckad storskalig implementering av processen. De efterrötade slammens lukt förändrades också till det sämre. Förutsatt att producerat slam går att avvattna i rimlig utsträckning och luktproblematiken är lösbar kan dock termofil efterrötning utgöra en energieffektiv hygieniseringsmetod vid reningsverk med mesofil primärrötning.

Sammantaget bedömdes pilotförsöken ge en bra första bild över genomförbarheten för termofil efterrötning vid reningsverk med mesofil primärrötning. Ytterligare försök bör göras för att ta fram ett fullgott bedömningsunderlag inför en eventuell fullskalig anläggning. Ett förtjockningsförfarande liknande det i en fullskalig process skulle troligen ge en stabilare drift och ett därmed ett bättre underlag för bedömning av kritiska värden på driftparametrar som till exempel organisk belastning. För att hela den tänkta slambehandlingen med mesofil rötning, förtjockning, termofil efterrötning, luftning och tillsatts av oxidationsmedel ska vara genomförbar är det av stor vikt att avvattningsegenskaperna för slutprodukten är godtagbara. Dessa bör undersökas som ett första steg inför beslut om att eventuellt gå vidare med den aktuella slambehandlingsmetoden.

## 7 Referenser

### 7.1 Tryckta referenser och internetreferenser

- Arthursson, V. (2008): *Proper Sanitation of Sewage Sludge: A Critical Issue for a Sustainable Society*. Applied and Environmental Microbiology 74 (2008): 5267-5265.
- Atkins, P., Jones, L. (2007): *Chemical Principles – The Quest for Insight*. W. H. Freeman. ISBN: 978-1429209854.
- Bernes, C., Lundgren, L. J. (2009): *Bruk och missbruk av naturens resurser. En svensk miljöhistoria*. Naturvårdsverket.
- Carlsson, M., Uldal, M. (2009): *Substrathandbok för biogasproduktion*. svenskt Gastekniskt Center. Rapport SGC 200.
- Cunningham, N. (2005): *Rheology School*.  
[http://www.brookfieldengineering.com/uk/education/rheology\\_papers\\_benchmark\\_products.asp](http://www.brookfieldengineering.com/uk/education/rheology_papers_benchmark_products.asp) Hämtat 2013-04-10.
- Deublein, D., Steinhauser, A. (2011): *Biogas from Waste and Renewable Resources*. Second edition. WILEY-VCH, Weinheim. ISBN: 978-3-527-32798-0.
- Fricke, K., Santen, H., Wallmann, R., Hüttner, A., Dichtl, N. (2006): *Operating problems in digestion plants resulting from nitrogen in MSW*. Waste management 27 (2007): 30-43.
- Gavala, H., Yenal, U., Skiadas, I., Westermann, P., Ahring, B. (2003): *Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature*. Water Research 37 (2003): 4561–4572.
- Gerardi, M. H. (2003): *The microbiology of Anaerobic Digesters*. John Wiley and Sons, Hoboken.
- Gallert, C., Winter, J. (1997): *Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source sorted organic wastes: effect of ammonia on glucose degradation and methane production*. Appl Microbiol Biotechnol 48 (1997): 405-410.
- Jarvis, Å., Schnürer, A. (2009): *Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar*. Svenskt Gastekniskt Center. Rapport SGC 207.
- Kjerstadius, H., la Cour Jansen, J., Stålhandske, L., Eriksson, E., Olsson, M., Davidsson, Å. (2012): *Rötning av avloppsslam vid 35, 55 och 60 °C*. SVU-rapport nr 2012-15.
- Korantajer, L. (1991): *Review of the agricultural use of sewage sludge. Benefits and potential hazards*. Water S.A. 3 (1991): 189-196.
- LRF (2013): *LRF och slam*. <http://www.lrf.se/Miljo/Avloppsslam/Lagstiftning/> Hämtat 2013-02-10.
- Naturvårdsverket (2003): *Växtnäring från avlopp – historik, kvalitetssäkring och lagar*. Rapport 5220.
- Naturvårdsverket (2010): *Uppdatering av 'Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp'*. Rapport 525-205-09. 2010-04-07.

- Olsson, G. (2008): *Effektivare reningsverk – Några steg mot bättre energi och resursutnyttjande*. SVU-rapport nr 2008-19.
- Persson, E., Ossiansson, E., Carlsson M., Uldal M., Johannesson S. (2012): *Rötning med inledande termofilt hydrolyssteg för hygienisering och ökad metanutvinning på avloppsreningsverk*. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport 2012-04.
- Rogstrand, G., Olsson, H., Andersson, A.C., Johansson, N., Edström, M. (2012): *Process för ökad biogasproduktion och effektiv hygienisering av slam*. Svenskt Gastekniskt Center. Rapport SGC 2012:269.
- Svensk standard (1998): *SS-EN 12176 Karaktärisering av slam – Bestämning av pH*.
- Svensk standard (2000): *SS-EN 13342 Karaktärisering av slam – Bestämning av Kjeldahlkväve*.
- Svenskt Vatten AB (2010a): *Regler för Certifieringssystemet REVAQ*– utgåva 1.3 2012-01-01.
- Svenskt Vatten AB (2010b): *Avloppsteknik 3 – Slamhantering*. Utgåva 2. ISSN 1654-5117.
- Svenskt Gastekniskt Center – SGC (2011): *Basdata om Biogas*. Informationsblad.
- Smith, S.R. (2009): *Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling*. Phil. Tans. R. A. 367 (2009): 4005-4041.
- Sridhara Chary, N., Kamala C.T., Samuel Suman Raj, D. (2007): *Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer*. Ecotoxicology and Environmental Safety 69 (2008): 513-524.
- Sweco Environment AB (2011): *Hygienisering av slam vid Kungsängsverket*. Rapport. Uppdragsnummer 1833453000.
- Taylor, M., Elliot, H. A. (2013): *Influence of water treatment residuals in dewaterability of wastewater biosolids*. Water Science & Technology 67.1 (2013): 180-185.
- Uppsala Vatten (2013): *Miljörapport Kungsängsverket 2012*. Uppsala. Uppsala Vatten & avfall AB.
- VAV – Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen (1981): *Rötning av kommunalt slam – Teknik med nya möjligheter*. Publikation P42. ISSN 0347-1799.
- Westerholm, M. (2012): *Biogas Production through the Syntrophic Acetate-Oxidising Pathway*. Doktorsavhandling. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Zehnder, J.B. (1988): *Biochemistry and biochemistry of anaerobic habitats*. Biology of Anaerobic microorganisms. John Wiley and Sons, Inc. USA.

## 7.2 Personliga kontakter

Anders Nilsson, driftchef Kungsängsverket. 2013-01-14.

Bengt Wigren, Sulzer Pump Solutions. 2013-04-09.

Eric Cato, processingenjör Kungsängsverket. 2013-01-14.

Fredrik Karlsson, Läckby Products AB. 2013-04-16.

Hans Bergström, Geocentrum. 2013-05-20.

Johan Eriksson, ATEK. 2012-05-21.

Kristian Jarheim, IGF Gasprodukter. 2013-04-09.

Tomas Bengtson, Huber. 2013-04-05.

## 8 Bilaga A – Energibalansberäkningar

Tabell 6: Komponenter som ligger till grund för energibalansberäkningar med referenser. Referens Kungsängsverket innebär att energibehovet uppskattats baserat på komponenter från ordinarie process.

Komponent	Referens	Modell
Gasmotor	Kristian Jarheim, IGF Gasprodukter	IET 100 Bio
Förtjockare	Tomas Bengtsson, Huber	Rotamat RoS2s
Slamlager	Kungsängsverket	-
Inloppspump rötkammare	Kungsängsverket	-
Cirkulationspump	Kungsängsverket	-
Omrörare rötkammare	Bengt Wigren, Sulzer Pumps	-
Värmeväxlare	Fredrik Karlsson, Läckeby Products AB	-
Varmhållning rötkammare	Beräkningar, VAV 1981	-
Blåsmaskiner luftning	Johan Eriksson, Atek	iTurbo ITC75-0.6S

Tabell 7: Energibalans uppdelat på el- och värmeenergi, exklusive slamluftning

	Energi [kWh/år]
<b>Eltillgång</b>	
Gasmotor	927 000
<b>Elbehov</b>	
Förtjockare	5 300
Slamlager	70 000
Inloppspump rötkammare	105 000
Cirkulationspump	53 000
Omrörare rötkammare	75 000
<b>Netto</b>	<b>606 000</b>
<b>Värmetillgång</b>	
Gasmotor	1 250 000
<b>Värmebehov</b>	
Värmeväxlare	767 000
Varmhållning rötkammare	166 000
<b>Netto</b>	<b>317 000</b>

Tabell 8: Energibalans uppdelat på el- och värmeenergi, inklusive slamluftning

<b>Eltillgång</b>	<b>Energi [kWh/år]</b>
Gasmotor	927 000
<b>Elbehov</b>	
Förtjockare	5 300
Slamlager	70 000
Inloppspump	
rötkammare	105 000
Cirkulationspump	53 000
Omrörare rötkammare	74 000
Luftning slam	412 000
<b>Netto</b>	<b>195 000</b>
<b>Värmetillgång</b>	
Gasmotor	1 250 000
<b>Värmebehov</b>	
Värmeväxlare	767 000
Varmhållning	
rötkammare	166 000
<b>Netto</b>	<b>317 000</b>

## 9 Bilaga B – Viskositetsmätningar

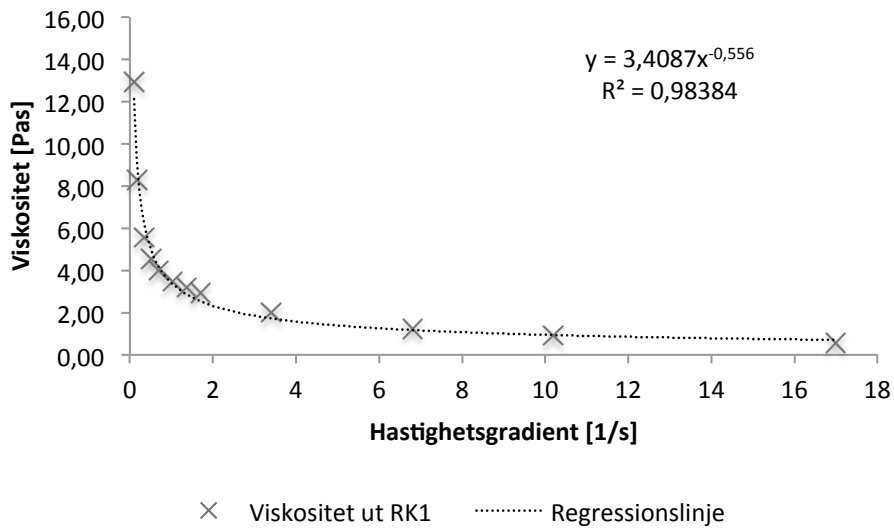
För att bedöma vilken mekanisk utrustning i form av pumpar med mera som var lämplig för en fullskalig process gjordes viskositetsmätningar på det efterrötade slammet. Dessa utfördes av examensarbetets handledare med hjälp av en Brookfield TC-102 viskosimeter, utrustad med en cylindrisk spindel och automatisk, vattenburen värmereglering. Slam hälldes i den cylinderformade behållaren varpå en cylinderformad spindel sänktes ned i behållaren. Slammet höll konstant temperaturen 25 °C. Viskositeten fastställdes genom att låta spindelns varvtal successivt gå från 0,3 rpm till 50 rpm och samtidigt mäta motståndet i vätskan. Medelvärden för viskositeten bildades baserat på tre mätningar för respektive slam. Varvtalet räknades om till en hastighetsgradient ( $s^{-1}$ ) med hjälp av måtten på aktuell spindel och motståndet till skjuvspänning ( $Pa \cdot s$ ). Värdena logaritmerades varpå viskositeten plottades mot hastighetsgradienten i log-log-skala. Ett linjärt samband minstakvadratanpassades innan det avlogaritmerades och plottades. Detta gav ett samband på den exponentiella formen

$$\eta = K\gamma^{n-1} \quad (\text{ekvation 7})$$

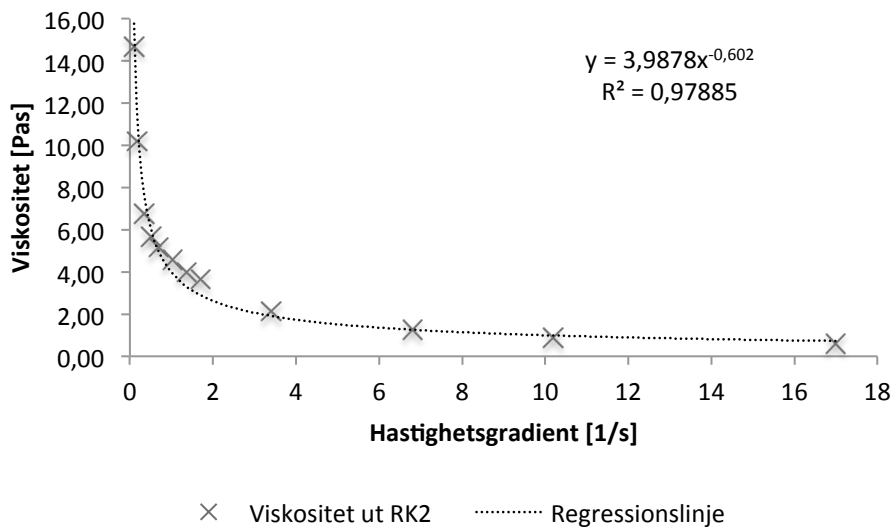
där  $\eta$  är viskositet uttryckt i Pa s och  $\gamma$  är skjuvspänning uttryckt i  $s^{-1}$ . K är en proportionalitetskonstant. n-värdet anger vätskans karaktär och är ett tal mellan noll och ett för vätskor för vilka viskositeten minskar med skjuvspänningen, ett för strikt newtonska vätskor och större än ett för vätskor för vilka viskositeten ökar med skjuvspänningen (Cunningham 2013).



Viskositetsmätningarna resulterade i väl anpassade exponentialsamband både för RK1 och för RK2, vilket framgår av Figur 25 och Figur 26. Slammets viskositet befanns minska med skjuvspänningen.



**Figur 25: Viskositetskurva för slamm från RK1.**



**Figur 26: Viskositetskurva för slamm från RK2.**