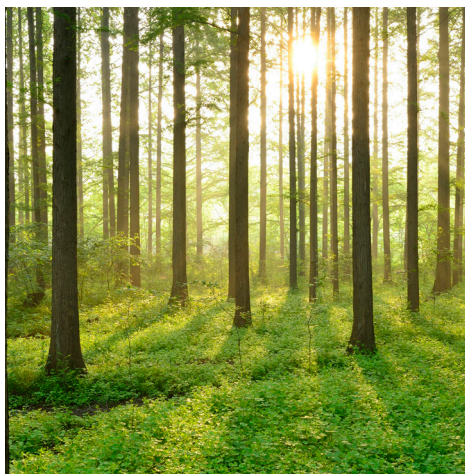


TERMISK HYDROLYS VID SUNDETS BIOGASANLÄGGNING

RAPPORT 2017:367



ENERGIGASTEKNIK



Energiforsk

Termisk hydrolys vid Sundets biogasanläggning

Utvärdering av förbehandling av rötslam i Växjö

ANNA SCHNÜRER, MARIA DEL PILAR CASTILLO, MATS EDSTRÖM, ANNELI ANDERSSON CHAN,
STEVE KARLSSON OCH PÅL JAHRE NILSEN

Förord

Svenska kommunala reningsverk har traditionellt sett primärt behandlat avloppsvatten. Biogasprocessen har i detta system i huvudsak används för stabilisering och minskning av slam som produceras i denna process och inte för optimerad energiproduktion. Idag pågår emellertid en förändring och ett ökande antal reningsverk tar emot externt avfall, som t ex matavfall och olika typer av livsmedelavfall. Sundets biogasanläggning i Växjö rötar både slam från avloppsreningsverket och sedan några år även källsorterat matavfall. Regionens innevånarantal ökar konstant och för att kunna hantera en ökande mängd substrat installerades 2014 en ny förbehandlingsteknik, s.k. termisk hydrolys (Cambi AS), vid Sundet.

Eftersom installationen är den första i sitt slag i Sverige genomfördes en uppföljning/utvärdering av teknikens betydelse för att nå ökad belastning och gasproduktion vid Sundets biogasanläggning. Denna rapport beskriver denna utvärdering, som genomförts i samverkan mellan Växjö kommun, Cambi AS, SLU och RISE-Process och miljöteknik (f.d. JTI). Arbetet finansierades av alla deltagande aktörer samt Energimyndigheten och Svensk Vatten Utveckling. Målet med arbetet var att ta fram information till nytta för Sundets biogasanläggning men också andra anläggningar intresserade av tekniken.

Alla författare har deltagit aktivt i arbetet och bidragit både till utvecklingen av projektet samt genomförande och insamling av data.

Anna Schnürer, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)

Maria del Pilar Castillo, RISE- Process och miljöteknik

Mats Edström, RISE-Process och miljöteknik

Anneli Andersson Chan, Sundets biogasanläggning, Växjö kommun

Steve Andersson, Sundets biogasanläggning, Växjö kommun

Pål Jahre Nilsen, Cambi AS

Vi tackar RISE kollegor Johnny Ascue, Xinmei Feng och Leticia Pizzul för värdefull teknisk hjälp. Li Sun, SLU, tackas för hjälp med analys av sekvensdata.

Här redovisas resultat och slutsatser från ett projekt inom ett forskningsprogram som drivs av Energiforsk. Det är rapportförfattaren/-författarna som ansvarar för innehållet och publiceringen innebär inte att Energiforsk har tagit ställning till innehållet.

Sammanfattning

Installation av termisk hydrolys vid Sundets biogasanläggning i Växjö resulterade i en effektiv omsättning av slam och en ökad metanproduktion. Som en följd av installationen ökade anläggningens tekniska komplexitet, vilket ställer högre kompetenskrav på personalen.

Sundets biogasanläggning i Växjö rötar slam från avloppsreningsverket och sedan några år även källsorterat matavfall. Regionens invånarantal ökar kontinuerligt och för att kunna hantera en ökande mängd matavfall installerades 2015 en ny förbehandling som benämns termisk hydrolys (Cambi AS). Behandlingen sker genom ångexplosion (6 bar, 165 °C i ca 20 min), vilket leder till att celler sprängs sönder. Denna behandling kan öka tillgängligheten på materialet och ge förbättrad nedbrytningshastighet och högre metanutbyte i rötningsprocessen. Behandlingen ger också en hygienisering och förbättrar materialets avvattningssegenskaper, vilket också var bakomliggande anledningar till valet av just denna förbehandlingsmetod. Ångexplosion är en väl beprövad metod för rötning av slam och har visat goda resultat. Metoden är emellertid inte lika väl utredd för andra typer av substrat, inklusive matavfall. Installationen är också den första i sitt slag i Sverige.

Målet med detta projekt var därför att utvärdera biogasprocessen på Sundet reningsverket i Växjö före respektive efter installation av termisk hydrolys, d.v.s. ta fram resultat som ger information om förbehandlings betydelse för rötningsprocessens effektivitet och stabilitet samt biogasanläggningens behov av processenergi. För att utvärdera termisk hydrolys som förbehandling på biogasanläggningen i Växjö delades denna undersökning upp i fem olika delprojekt; 1) satsvisa utröttningsförsök för att utvärdera effekten av den termiska hydrolysen på olika substrat (slam, matavfall och referenssubstanter); 2) semi-kontinuerliga laboratorieprocesser för att utvärdera betydelsen av termisk hydrolys för att nå ökad belastning och för att utvärdera effekter på gasproduktion; 3) utvärdering av den mikrobiella sammansättningen för att studera hur den förändrades i och med att substratet för rötning förbehandlades via termisk hydrolys; 4) erfarenheter från avvattning och praktiska observationer i fullskala; 5) utvärdering av produktionsanläggningens energibalans.

Resultatet från de satsvisa försöken visade att termisk hydrolys ökade metanpotentialen hos slam men inte för matavfall. Effekten på slammet var olika beroende på TS-halt, med en mer uttalad effekt på bandavvattnat slam med en lägre TS-halt (5 %) jämfört med centrifugerat slam (14 %). En jämförelse mellan tester genomförda före och efter installationen av den termiska hydrolysen visade en högre metanpotential men en lägre metanbildningshastighet i försöken som genomfördes efter THP-installationen. Resultaten från de semi-kontinuerliga laboratoriereaktorerna visade att det var möjligt att nå målbelastningen av 5 g VS/L/d (gram glödförlust per liter och dygn) även utan förbehandling med termisk hydrolys, trots att uppehållstiden med det obehandlade materialet var endast 11 dagar, jämfört med 17 dagar för det förbehandlade materialet. Skillnaden i uppehållstid berodde på olika TS-halt på det ingående materialet, med en högre

TS-halt på det behandlade jämfört med det obehandlade substratet (9,4 % och 6,5 %, respektive). Emellertid var det tydligt att förbehandlingen ändå hade en effekt då processen som drevs med det förbehandlade substratet nådde den högsta volymetriska metanproduktionen på 1,9 – 2,1 NL/L/d (normal liter per liter reaktor och dygn), vilket kan jämföras mot ca 1,7 NL/L/d för processen utan förbehandling vid samma belastning. Detta innebär 12-24 % högre volymetrisk metanproduktion med termisk hydrolys jämfört med utan. Dessa resultat stämde väl överens med data från fullskala som visade en ökad biogasproduktion som motsvarade ca 500 kWh/ton TS substrat efter installationen av termisk hydrolys på Sundet, d.v.s. ca 18 % högre gasproduktion jämfört med perioden innan installationen. Värt att notera är att installationen innebär vissa förändringar på anläggningen som eventuellt också kan ha påverkat resultaten. En annan parameter som kan ha påverkat resultatet var en förändrad processtemperatur från 37 till 42 °C på grund av svårigheter med kylningen efter installationen av termisk hydrolys.

Den mikrobiologiska undersökningen visade ett samhälle likande det som redovisats tidigare i den vetenskapliga litteraturen. Ingen större skillnad kunde påvisas för en ökad belastning eller sänkt uppehållstid i laboratoriereaktorerna, vilket stämde väl överens med resultatet avseende metanproduktion och stabilitet. I fullskaleprocessen kunde en viss skillnad påvisas som en följd av den termiska hydrolysen. Den tydligaste effekten på det mikrobiella samhället erhöles emellertid som en konsekvens av temperaturhöjningen från 37 till 42 °C och inte av förbehandlingen.

Efter installationen av den termiska hydrolysisprocessen ökade bränsleförbrukningen vid Sundet jämfört med innan. För att driva biogasanläggningen (inkluderat den termiska hydrolysen men exkluderat biogassupptraderingen) krävdes dryga 400 kWh pellets/ton TS substrat. Biogas har dock fördelen att vara en mer flexibel energikälla än pellets, vilket kan uppväga denna något högre energiinsats. Vidare innebär förbehandlingen att Sundet producerar ett hygieniserat rötslam, vilket kan möta framtida krav. Efter det att den termiska hydrolysen togs i drift steg TS-halten på substratet som tillfördes röt-kammaren från ca 6,5 till ca 10 %. Detta medförde att ammoniumhalt, alkalinitet och pH-värde i röt-kammaren ökade, vilket medförde att befintlig kväverening med ANITATM Mox på vätskefasen som genereras efter slutcentrifugeringen försämrades. För att motverka detta späds nu inflödet till kvävereningen med vatten. Efter installationen minskade produktionen av slutavvattnat slam med 15 % i relation till mängden torrsustans som tillförs rötningen men däremot har polymerbehovet ökat.

Sammanfattningsvis visar denna studie att installation av termisk hydrolys resulterar i en ökad tillgänglighet av slammet och som ett resultat en ökad volymetrisk metanproduktion både i genomförda laboratorieförsök och i fullskaleanläggningen (ca 18 %). Termisk hydrolys gav en liten påverkan på det mikrobiologiska samhället medan en mer uttalad effekt erhöles efter en höjning av temperaturen från 37 till 42 °C, som var en följd av problem med kylningen efter installationen av förbehandlingen. Energiåtgången för den termiska hydrolysen var i samma storleksordning som den ökade biogasproduktionen men kan ändå anses motiverad då biogas idag har ett högre ekonomiskt värde än pellets som

används för att generera värme till behandlingen. Förbehandlingen ger också en hygienisering, vilket kan bli ett krav i framtiden. Efter installationen minskade produktionen av slutavvattnat slam men däremot ökade polymerbehovet. Vidare resulterade behandlingen i en viss ökad ammoniumhalt i rötkammaren, vilket kan anses positivt för användningen av rötresten som gödningsmedel, men som också medförde en försämring av befintlig kväverening av vätskefasen som genereras efter slutcentrifugeringen. Anläggningens tekniska komplexitet ökade efter installationen av termisk hydrolys och detta ställer högre kompetenskrav hos personalen. Detta upplevdes emellertid av personalen som en utmaning som gav en mer stimulerande arbetsmiljö snarare än ett problem.

Summary

The installation of thermal hydrolysis at Sundet biogas plant in Växjö resulted in efficient sludge degradation and increased methane production. As a result of the installation the plant's technical complexity increased, requiring increased competence by the staff.

Sundet biogas plant in Växjö operates with sludge from the wastewater treatment plant and source-separated municipal food waste. The number of inhabitants in the region increases continuously and a new pre-treatment method, designated thermal hydrolysis (Cambi AS), was installed in 2014 to handle the increasing amounts of sludge and food waste. The pre-treatment consists of steam explosion (6 bar, 165 °C for about 20 minutes), which leads to cell rupture and therefore improved substrate availability. Thus, enhanced degradation rate and increased methane production in the digestion process can be achieved. The treatment also provides hygienisation and improves the material dewatering properties, which was also an underlying reason for the choice of this particular pre-treatment method at Sundet biogas plant in Växjö. Steam explosion is a proven method for sludge digestion and has shown good results. However, the method is not as well documented for other types of substrates, such as food waste. The installation is also the first of its kind in Sweden.

The goal of this project was to evaluate the biogas process in Växjö before and after the installation of the thermal hydrolysis (THP), i.e. to generate results that provide information about the importance of the pre-treatment for the efficiency and stability of the anaerobic digestion process and for the need of process energy. The information in this report is intended to serve as a basis for decision making at other biogas plants interested in installing a similar system.

The project was divided into five sub-projects: 1) batch digestion studies to evaluate the effect of the thermal hydrolysis on various substrates streams used at Sundet (sludges and food waste) and reference substances (lipid, protein, carbohydrate); 2) semi-continuous laboratory processes to evaluate the significance of thermal hydrolysis to reach high organic loading and effect on gas production; 3) evaluation of the microbial community composition in order to study potential changes related to the substrate pre-treatment; 4) experience of dewatering and practical observations at full scale; 5) calculation of energy balance at the biogas plant.

The results of the batch experiments showed that the thermal hydrolysis resulted in an increased methane potential of the sludge but not of the food waste (Table S.1).

Table S.1 Biochemical methane production (BMP) of food waste, sludge and a mixture of both, with and without thermal hydrolysis. The BMP analysis was run at two occasions: a) batch 1, at 37 °C with inoculum before the installation of thermal hydrolysis and b) batch 2, at 42 °C with inoculum after the installation of thermal hydrolysis.

Batch no.	Substrate	Methane potential without THP (NmL CH ₄ /g VS)	Methane potential with THP (NmL CH ₄ /g VS)	Change in methane potential by THP (%)
Batch-1	Food waste	509	475	-6
	Sludge	356	443	24
	Mixture	386	381	-1
Batch-2	Food waste	625	603	-4
	Sludge	424	506	19
	Mixture	564	542	-4

The effect of the sludge was different depending on the TS content, with a more pronounced positive effect for sludge from a belt thickener with lower TS content (5%) compared with centrifuge sludge with higher TS content (14%) (Figure S.1).

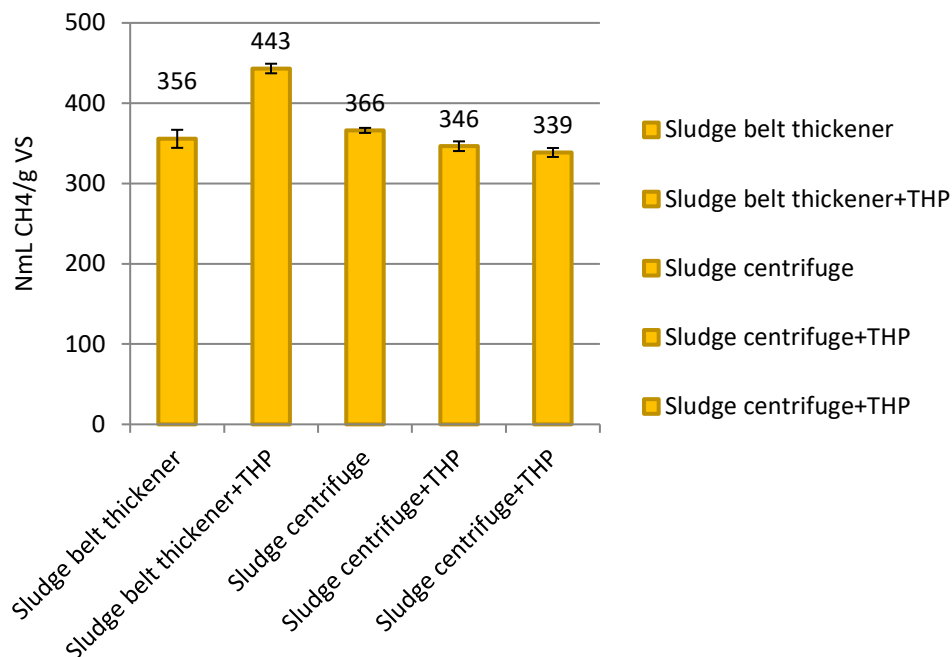


Figure S.1. Specific methane production at 37 °C of different sludges with and without thermal hydrolysis.

A comparison between tests performed before and after installation of the thermal hydrolysis showed higher methane potential but a lower methane production rate in the experiments conducted after THP installation. Possibly this effect was caused by the changed in temperature from 37 to 42 °C, a consequence of difficulties with cooling of the digesters at the full-scale plant after the installation.

The results of the semi-continuous laboratory experiments showed that it was possible to reach the target load (5 g VS/L/d) even without pre-treatment with thermal hydrolysis, although the hydraulic retention time was only 11 days, compared to 17 days, for the pre-treated material. The difference in retention time was due to different TS content of the input material with a higher TS content of the treated compared to untreated substrate (9.4 % and 6.5 %, respectively). However, the pre-treatment clearly had an effect as the process operating with the pre-treated substrate reached the highest volumetric methane production of 1.9 to 2.1 NL/L/d, compared to about 1.7 NL/L/d without pre-treatment and for the same organic loading. This means 12-24 % higher volumetric methane production from the material treated with thermal hydrolysis compared to non-treated substrate (Table S.2).

Table S.2. Specific methane production in the laboratory scale processes

Treatment		A	B	C	D	E	F
THP-pretreatment		No	No	Yes	No	Yes	No
OLR*	g VS/L/d	3	5	5	5	5	5
Temperature	°C	37	37	37	37	37	42
HRT**	d	18	11	17	17	17	17
Methane production	NmL CH ₄ /g VS	337 ± 21	342 ± 7	374 ± 23	338 ± 14	425 ± 8	402 ± 6
	NL CH ₄ /L _R /d	1.0±0.2	1.7±0.1	1.9±0.1	1.7 ±	2.1±0.1	2,0±0.03

*Organic loading rate

**Hydraulic retention time

These results agree well with data from full-scale showing an increased biogas production corresponding to 500 kWh/t TS substrate after the installation of thermal hydrolysis, i.e. 18% higher gas production compared to the period before the installation (Fig. S.2). Worth noting is that the installation of the THP required some technical changes of the plant, that possibly also influenced the results. Another parameter that may have influenced the result was the increase in process temperature from 37 to 42 °C.

The sequence analysis showed a microbial community typical for biogas plants operating at waste water treatment plants. All samples showed a high number of different organisms, with the highest values in the full-scale process before the installation of the thermal hydrolysis. A high number of different organisms, that is, a high diversity, is considered to provide a stable process with high functionality.

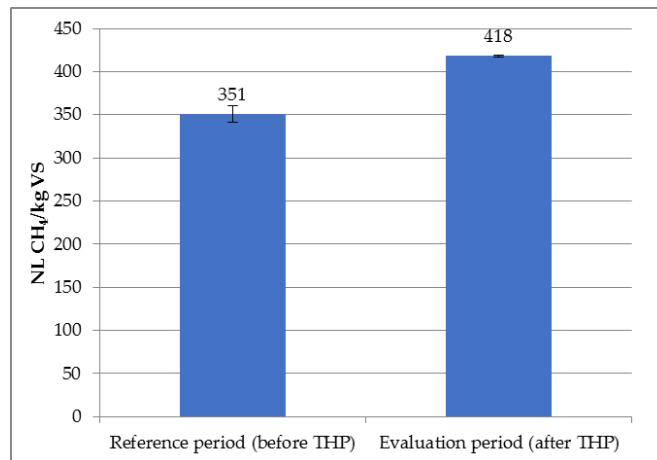


Figure S.2. Methane production at the biogas plant in Sundet for the reference period, before installation of thermal hydrolysis (THP) and after installation of THP.

In the laboratory reactors no significant difference was detected in response to increased organic loading or reduced retention time. After installation of the THP both the diversity and the composition of the microbial community changed. The most obvious impact on the microbial community, however, was obtained as a consequence of the rise in temperature in the digesters rather than the pre-treatment itself. A shift to a less diverse and a more thermophilic microbial community was observed and a similar change was seen also in the laboratory reactors.

Operation of the thermal hydrolysis process increased the fuel consumption at the Sundet plant compared to before the installation. Operation of the biogas plant (including thermal hydrolysis, but excluding biogas upgrading) required more than 400 kWh pellet/t TS substrates. Biogas, however, has the advantage of being a more flexible source of energy than pellets, which may outweigh the slightly higher energy input. Furthermore, the pre-treatment results in a hygienised sludge, which can meet future demands. After the thermal hydrolysis, the TS content of the substrate increased from about 6.5 to 10 %. This meant that ammonium, alkalinity and pH in the digester increased, which led to a less efficient nitrogen removal in the liquid phase generated after the final centrifugation with the existing ANITA™ Mox. After installation, the amount of dewatered sludge decreased by 15 % in relation to the amount of solids supplied to the digestion process. However, the polymer demand increased.

In summary, this laboratory study showed that the thermal hydrolysis resulted in an increased availability of the sludge and an increased volumetric methane production, both in lab- and full-scale (about 18%). The installation resulted in an increase in operational temperature, from 37 to 42°C in the full-scale process, due to problems with cooling. The most obvious impact on the microbial community was caused by this rise in temperature and not by the pre-treatment itself. The energy required for the thermal hydrolysis was of the same size as the increased biogas production but can still be justified as biogas has a higher economic value than pellets used to generate heat for the treatment. The pre-treatment also provides hygienisation, which may become a requirement in the future. After

installation, the production of dewatered sludge decreased but the polymer demand increased. Furthermore, the pre-treatment resulted in increased ammonium content levels in the reactors, which can be considered positive for the use of the digestate as fertilizer, but also led to a less effective nitrogen removal in the liquid phase generated after centrifugation. The plant's technical complexity increased after the thermal hydrolysis process was installed, leading to higher competence requirements for the personnel operating the plant. This is perceived as a challenge giving a more stimulating work environment, rather than representing a problem.

Innehåll

1	Bakgrund	14
2	Inledning	16
2.1	Processen i sundet före och efter thp-installation	16
3	Material och metoder	20
3.1	Analysmetoder för rötningsförsöken i laboratorieskala	20
3.2	Substrat	20
3.3	Rötningen på Sundet och genomförda modifieringar kopplade till installationen av den termiska hydrolysen	21
3.4	Delprojekt 1 - Satsvisa utrötningsförsök	22
3.4.1	Ympar	23
3.4.2	Substrat och förbehandling med THP	24
3.4.3	Bestämning av metanproduktion	25
3.5	Delprojekt 2 - Kontinuerliga laboratorieprocesser	25
3.5.1	Processernas driftövervakning	28
3.6	Delprojekt 3 - Utvärdering av den mikrobiella sammansättningen	28
3.7	Delprojekt 4 - Erfarenheter från avvattning och praktiska observationer	29
3.8	Delprojekt 5 – Utvärdering av förändringar i produktionsanläggningens energibalans	30
3.8.1	Beräkning av värmeflöden	31
3.8.2	Beräkning av anläggningens värmebehov	31
4	Resultat	34
4.1	Delprojekt 1 - Satsvis utrötningsförsök	34
4.1.1	Satsvisa utrötningsförsök av modellföreningar	35
4.1.2	Metanproduktion och VFA-korrigerig	36
4.2	Delprojekt 2 - Kontinuerliga laboratorieprocesser	37
4.3	Delprojekt 3 - Utvärdering av den mikrobiella sammansättningen	42
4.4	Delprojekt 4 - Erfarenheter från avvattning och praktiska observationer	47
4.4.1	Uppstart av termisk hydrolys och belastning av rötningsprocess	47
4.4.2	Temperatur i substrat från den termiska hydrolysen samt i rötammare	47
4.4.3	Nedbrytningsgrad och gasproduktion	48
4.4.4	Pumpbarhet på blandning i pulpertank	49
4.4.5	Slutavvattning, slamproduktion och polymerbehov	49
4.4.6	Kväverening	49
4.4.7	Näringsämnen till recipient	50
4.4.8	Lukt	50
4.4.9	Teknik och människa	50
4.5	Delprojekt 5 - Utvärdering av förändringar i produktionsanläggningens energibalans	50
4.5.1	Substrat till rötning och gasproduktion	50

4.5.2	Pelletsförbrukning och värmeflöden vid Sundet	52
4.5.3	Värmeleverans från ångpanna	52
4.5.4	Värmeleverans till substrat i reaktor	53
4.5.5	Värmeåtervinning vid flashtank	53
4.5.6	Värmeåtervinning från rötningsprocess	53
4.5.7	Nyckeltal	53
5	Diskussion	59
5.1	Delprojekt 1 - Satsvisa utrötningsförsök – Effekt av THP på nedbrytningseffektiviteten i processen	59
5.2	Delprojekt 2 - Kontinuerliga laboratorie-processer	62
5.3	Delprojekt 3 – Utvärdering av den mikrobiella sammansättningen	65
5.3.1	Mikrobiell mångfald	65
5.3.2	Mikrobiell sammansättning och funktion	66
5.3.3	Skillnader mellan reaktorerna – fullskala jämfört med laboratorieskala	67
5.3.4	Skillnader mellan laboratoriereaktorerna A-D	67
5.3.5	Utvecklingen i fullskalereaktorerna	69
5.3.6	Kopplingen mellan mikrobiologin och resultaten i de satsvisa försöken.	69
5.4	Delprojekt 4 – Erfarenheter från avvattning och praktiska observationer	70
5.5	Delprojekt 5 – Utvärdering av förändringar i produktionsanläggningens energibalans	71
5.5.1	Värmebehov vid alternativet att värmebehandla vid 70 °C v.s. termisk hydrolysen	72
5.5.2	Fettsyror i substrat och effekt av termisk hydrolys	73
6	Slutsats	74
7	Referenser	75
8	Bilaga	79
8.1	Flöden i systemen	79
8.2	Beräkning av värmeanvändning under referensperiod	80
8.3	Nyckeltal för värmebehov	81
8.4	Värmebehov	83
8.5	Beräkning av hypotetiskt värmebehov vid hygienisering vid 70 °C	84
9	Ordförklaringar	87

1 Bakgrund

Svenska kommunala reningsverk har traditionellt sett primärt behandlat avloppsvatten. Biogasprocessen har i detta system i huvudsak används för stabilisering och minskning av slam som produceras i denna process och inte för optimerad energiproduktion. Idag pågår emellertid en förändring och ett ökande antal reningsverk tar emot externt avfall, som t ex matavfall och olika typer av livsmedelavfall, och producerar också biogas för extern försäljning. Denna process sker dels på grund av ett intresse att producera mer gas men också på grund av ett ökat behov av rötkammarvolym för behandling av andra typer av organiska avfallsfraktioner i samhället. ARV står därmed inför ett antal utmaningar i arbetet med att bidra till uppfyllelsen av de nationella miljömålen "Begränsad klimatpåverkan", "Ingen övergödning", "Hav i balans samt levande kust och skärgård" och "God bebyggd miljö". Dessa utmaningar omfattar:

- ökad biogasproduktion/behandling av externt avfall
- skärpta regelverkskrav avseende hygienisering av avloppsslam
- skärpta miljökrav för utsläpp av eutrofierande och syrekonsumerande ämnen liksom utsläpp av klimatgaser
- energieffektivare avloppsvattenrening.

Vid 137 av Sveriges avloppsreningsverk producerades under 2013 biogas motsvarande 679 GWh (40 % av landets biogasproduktion), varav 403 GWh uppgraderades till fordonsgas (ES 2015:03). De svenska reningsverken har en sammanlagd rötkammarvolym på ca 334 000 m³ (ES 2015:03) vilket ger en medelproduktion på ca 2 MWh biogas/m³ rötkammare och år. Vid en jämförelse med samrötningsanläggningarna, som har en medelproduktion på ca 2,8 MWh biogas/m³ rötkammare och år, blir det tydligt att ARV idag inte till fullo utnyttjar till sin fulla kapacitet. Det finns därför en stark drivkraft på svenska ARV att effektivisera och öka biogasproduktionen för att på så sätt bidra till ökad tillgänglighet av ett förnybart drivmedel. Ökad biogasproduktion går att uppnå i existerande rötkammarvolym genom att investera i åtgärder som dels ökar tillgängligheten för nedbrytning av slammets organiska innehåll, dels förlänger slammets uppehållstid i rötkammaren. Genom att tillföra rötkamrarna mer externt energirikt material som t.ex. matavfall, är det också möjligt att öka biogasproduktionen.

När komplext material, som t.ex. slam, bryts ner i en biogasprocess är det hydrolysen, det första nedbrytningssteget, som är långsammast och hastighetsbegränsande (Neyens 2003). Detta medför att processens uppehållstid, d.v.s. tiden som slammet är i rötkammaren, måste vara ganska lång för att nedbrytningen ska hinna ske. Ett sätt att förbättra förutsättningarna för biogasproduktion från slam är att förbehandla substratet så att det blir mer tillgängligt för nedbrytning. Förbehandlingen kan ske med olika metoder: mekanisk, termisk, kemisk och biologisk (Chandra, m.fl. 2007; Pilli, m.fl. 2014). I denna studie har metoden termisk hydrolysis, d.v.s. ångexplosion utvärderats som en metod att förbättra biogasproduktionen från slam (Pilli, m.fl. 2014).

Termisk hydrolys sker genom en kombinerad tryck/temperaturbehandling som leder till att cellstrukturen bryts upp, vilket gör materialet mer tillgängligt för mikrobiell nedbrytning och bildning av biogas. Genom denna förbehandling kan effektiviteten på hydrolysteget ökas, vilket i sin tur kan medge en ökning av den organiska belastningen, med en bibehållen god nedbrytning och biogasproduktion, även om uppehållstiden skulle gå ner. Förutom detta uppnås även andra fördelar som att det rötade slammet får förbättrade avvattningsegenskaper, en hög avdödning av patogener samt en sänkt viskositet, vilket förbättrar egenskaperna för pumpning men även omrörning och värmeväxling (Pilli 2014). Det finns även studier som indikerar att termisk hydrolys kan reducera halten av potenta könshormoner (Malmborg, 2014). Att ha i åtanke är dock också att det finns viss risk för bildning av ämnen som kan hämma biogasprocessen. Ångexplosion har t.ex. visats leda till bildning av s.k. furfuraler, som kan hämma biogasbildningen och sänka nedbrytningshastigheten (Barber 2016). En annan positiv effekt är att behandlingen fungerar som en hygienisering. Användningen av avloppsslam regleras idag av EU-direktivet 86/278/EEG och Naturvårdsverkets kungörelse SNFS 1994:2. För närvarande finns inga lagstadgade hygieniseringskrav för rötat ARV-slam. I Naturvårdsverkets redovisning av regeringsuppdraget "Hållbar återföring av fosfor" föreslås dock reglering av hygieniserande behandling för slam avsedd för produktiv mark (Naturvårdsverket, 2013). Om ett sådant regelverk införs kommer stora investeringar och driftsförändringar på ARV att behöva göras. I detta fall kan investering i termisk hydrolys av slam vara ett alternativ till mer konventionella hygieniseringsmetoder som termofil rötning alternativt hygienisering av slammet innan rötning vid 70 °C under en timme.

Utöver en effekt på nedbrytningshastigheten kan en förbehandling också påverka utvecklingen av det mikrobiella samhället (Sun, m.fl. 2013, Westerholm, m. fl. 2016ab), vilket i sin tur kan medföra att nedbrytningen av olika komponenter påverkas, positivt eller negativt. Nedbrytningen av organiska material fortgår genom en serie olika mikrobiologiska processer, varav många också är beroende av varandra. I stort kan processen delas upp i fyra olika steg, hydrolys, syrabildning (fermentation), acetatbildning (acetogenes) samt metanbildning (Schnürer 2016). När komplext organiskt material omsätts i en biogasprocess är som tidigare nämnts det första steget, hydrolysen, hastighetsbestämmande. Genom en förbehandling som bryter upp strukturen på materialet kan detta steg påskyndas, något som i förlängningen också kan vara positivt för metanbildningen. Idag är det dock relativt oklart hur det hydrolytiska steget och mikroorganismerna påverkas i samband med en förbehandling. Påverkas nedbrytningen av alla föreningar på samma sätt eller leder förbehandlingen till en ökad eller sänkt nedbrytningshastighet? Med tanke på att det inkommande materialet till en biogasanläggning ofta varierar i sin sammansättning är det av vikt att klargöra processen och öka förståelsen av mikroorganismers kapacitet.

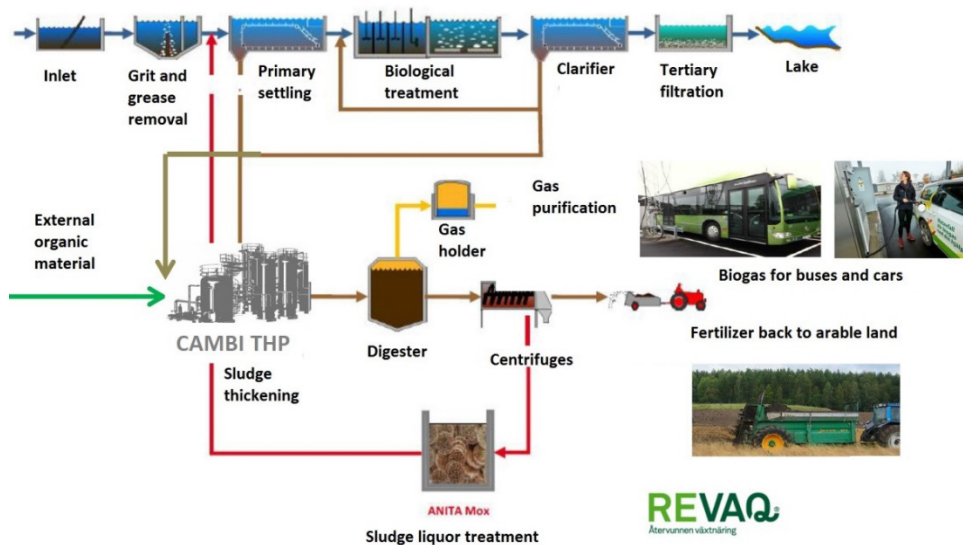
2 Inledning

Växjö stad jobbar ständigt för ett hållbart samhälle. Som ett led i detta arbete samrötas avloppslam med matavfall för att öka produktionen av det förnybara drivmedlet biogas. Växjö genomför också kontinuerligt ett arbete uppströms processen för att förbättra slamkvaliteten. Detta har medfört att slam som produceras vid Sundets är Revaq-certifierat sedan år 2010, och att allt slam för närvarande kan användas som gödselmedel inom jordbruket. I och med att Växjö stad stadigt växer ökar också mängderna av slam och matavfall som ska tas om hand i anläggningen vid Sundet. 2013 stod det klart att Sundet troligen nått sin maximala gräns för den mängd substrat som processades. Periodvis tillfördes vid denna tidpunkt en blandning av förtjockat slam och matavfall till rötningsprocessen på tillsammans ca 180 ton/d, vilket gav en uppehållstid i röt-kammaren på ca 19 dagar och en volymetrisk metanproduktion på 1,1 metan/m³ reaktor/dag (månadsmedelvärde). Detta motsvarar dubbelt så mycket gas jämfört med ett typiskt reningsverk som enbart rötter slam. Vid samma tidpunkt gjordes bedömningen att mängden rötbart material kontinuerligt skulle öka på grund av stadens tillväxt för att år 2030 uppgå till ca 330 ton/d. I samband med denna analys gjordes också en bedömning att det i framtiden med största sannolikhet kommer krav på hygienisering av slam från kommunala reningsverk. Av dessa anledningar undersökte därför Växjö kommun hur Sundets rötningskapacitet kunde byggas ut för att möta framtidens behov. Vid en upphandling för att öka Sundets kapacitet presenterade Cambi AS ett förslag som innefattade en förbehandling av substratblandningen via termisk hydrolys, som både mötte kommande behov av kapacitetsökning samt bedömda krav på hygienisering av slam. Den termiska hydrolysen på Sundet skulle designas för att förbehandla ca 1 ton torrs substans per timme, vilket var mer än dubbla torrs substansflödet som Sundet rötade under år 2013. Förslaget representerade det bästa alternativet av de erhållna förslagen och med finansieringsstöd från Energimyndigheten installerades och driftsattes förbehandlingen under åren 2014–2015.

2.1 PROCESSEN I SUNDET FÖRE OCH EFTER THP-INSTALLATION

Processkonfigurationen vid Sundets reningsverk består av en klassiskt mekanisk förbehandling med ett galler, luftat sandfång, kemisk fällning, följt av aktiv slamprocess med fördenitrifikation (2 av 6 linjer med Hybas/IFAS-drift) med en slutgiltig filtrering i 60 DynaSand filter (Figur 1; Andersson Chan, 2016). Sundet renar ca 20 000 m³ avloppsvatten per dygn. Producerat slam vid verket samrötas med slam från kommunens mindre reningsverk, fett från fettavskiljare och källsorterat, förbehandlat matavfall. Efter rötningen slutavvattnas rötresten med centrifug. Rejektfasen från avvattningen kväverenas med en ANITATM Mox process. Producerad biogas uppgraderas via en aminbaserad skrubberlösning till drivmedelkvalitet. Den fasta rötresten efter slutavvattningen används som gödselmedel inom jordbruket. Kommunens källsorterade matavfall från hushåll, restauranger och handeln processas i en förbehandlingsanläggning till en slurry på

Häringetorps avfallsanläggning. Förbehandlingen inkluderar även separation av felsorterat material. Denna slurry transporteras därefter till Sundet för rötning.



Figur 1. Integration av Cambis termiska hydrolysanläggning i Sundets reningsverk (Bild från Växjö kommun).

Cambis teknikinstallation på Sundet för termisk hydrolys av kan beskrivas enligt följande:

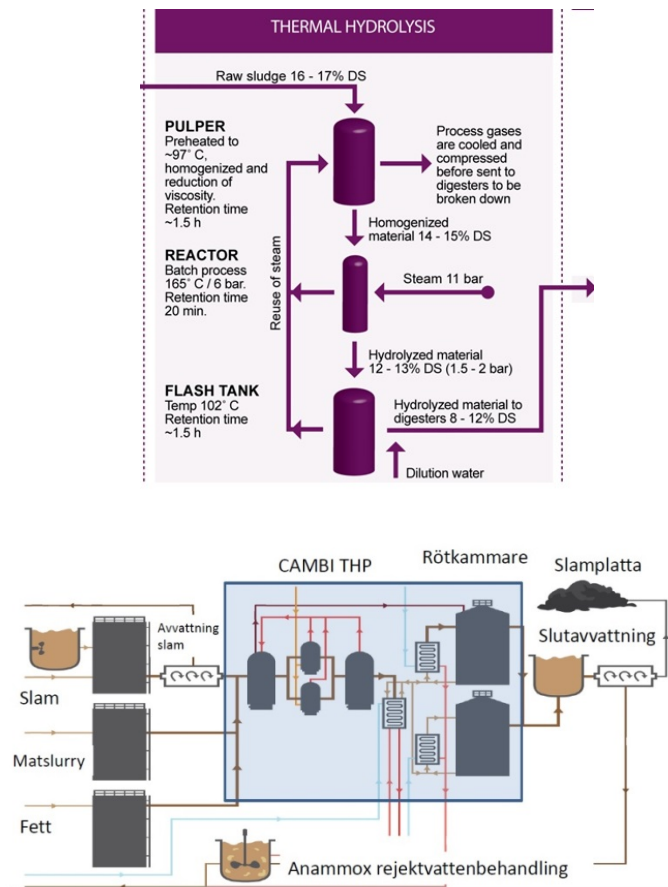
- Slam från Sundet, tillsammans med slam från externa små reningsverk och slam från trekammarbrunnar, föravvattnas via centrifugering, vilket medför att TS-halten för denna slamblandning höjs från tidigare en TS-halt på ca 6 % till 16 % TS. Detta medför att mängden avloppsslam som rötas efter installationen av termisk hydrolys vid Sundet minskar från tidigare ca 150 ton/dag till ca 60 ton/dag.
- Avvattnat slam behandlas tillsammans med processat matavfall i slurryform i en Termisk Hydrolys Process (THP) vid 165 °C, 6 bar under minst 20 minuter följt av ett snabbt tryckfall, vilket resulterar i att biomassans cellstruktur sprängs sönder genom ångexplosion (Figur 2, www.cambi.com). Behandlingen sker genom att materialet passerar igenom 3 tankar:
- Substratet förvärms i en pulptertank genom värmeåtervinning med ånga från flashtanken till en temperatur som närmar sig kokpunkten vid atmosfärstryck (Figur 2). Denna ångåterförsel kan ses som en värmeåtervinning.
- I reaktortanken trycksätts substratblandningen till ca 6 bars tryck och ånga som genereras i en ångpanna, som drivs med pellets, injiceras i blandningen tills en temperatur på ca 165 °C uppnås (Figur 2).
- I flashtanken sänks trycket i det värmda substratet vilket frigör stora mängder ånga som leds till pulptertanken, där denna injiceras i nästa batch av substratblandningen som ska genomgå termisk hydrolys (Figur 2). Flashtanken är också ansluten till en värmeväxlare för värmeåtervinning (används för uppvärmning av byggnader) som ytterligare sänker temperaturen på substratet. Därefter späds det behandlade substratet via vattentillsats ner till en TS-halt på ca 10 % innan rötning.

Cambi Group AS har stor erfarenhet av termisk hydrolys av slam, och har nyligen också installerat processen i Oslo på en samrötningsanläggning som har matavfall som huvudsakligt substrat. Erfarenheten från denna typ av material är dock begränsad. De flesta installationer av termisk hydrolys har också gjorts i samband med nybyggnationer varför installationen i Växjö erbjöd en unik möjlighet att följa och utvärdera förbehandlingen i en anläggning som redan är i full drift (Figur 1).

Målet med detta projekt har varit att utvärdera biogasprocessen på Sundets reningsverk i Växjö före respektive efter installation av en termisk hydrolys som en förbehandlingsmetod på det inkommande materialet, d.v.s. ta fram resultat som ger information om förbehandlings betydelse för rötningsprocessens effektivitet och stabilitet samt biogasanläggningens behov av processenergi. Informationen i denna rapport syftar framför allt till att utgöra ett beslutsunderlag för andra biogasanläggningar som funderar på att installera ett liknade system.

För att utvärdera betydelsen av en termisk hydrolys som förbehandling på biogasanläggningen i Växjö har denna undersökning delats upp i fem olika delprojekt.

1. Delprojekt 1 – Satsvisa utrötningsförsök för att utvärdera effekten av den termiska hydrolysen på nedbrytningseffektiviteten i processen.
2. Delprojekt 2 – Kontinuerliga laboratorieprocesser i CSTR reaktorer för att utvärdera processens gränser för belastning och uppehållstid.
3. Delprojekt 3 – Utvärdering av den mikrobiella sammansättningen under de olika processerna i Delprojekt 2.
4. Delprojekt 4 – Erfarenheter från avvattnings och praktiska observationer.
5. Delprojekt 5 – Utvärdering av förändringar i produktionsanläggningens energibalans.



Figur 2. Principskiss av Cambi:s teknik för termisk hydrolys (källa: www.cambi.com och Andersson 2016).

3 Material och metoder

3.1 ANALYSMETODER FÖR RÖTNINGSFÖRSÖKEN I LABORATORIESKALA

Om inget annat sägs i detta kapitel har följande analysmetoder använts för att följa upp rötningsprocesser och för att karakterisera substrat, ymp och rötrest:

- Karakterisering av substrat och rötrest har genomförts via standardanalyser av laboratoriet Agri Lab AB (TS, VS, TKN, org-N, NH₄-N, C, P, K, Mg, Ca, Na, S).
- Röttningsprocessernas TS, VS, totalkväve och NH₄-N har analyserades enligt APHA 1995.
- pH med pH-meter Jenway 3510.
- Biogasen metaninnehåll analyserade i en gaskromatograf (Perkin Elmer Arnel, Clarus 500; kollon: 7 'HayeSep N 60/80, 1/8 "SF; detektor, FID 250 °C, bärargas: He, flöde 31 mL/min, injektionstemperatur: 60 °C, Westerholm m. fl. 2012) Vid injektion användes en TurboMatrix 110 provtagare.
- VFA i rötkammarinnehåll och i substrat analyserades enligt Schnürer m.fl. (2008).
- Biokemisk metanpotential (BMP), satsvisa utrötningsförsök enligt Westerholm (2012).

3.2 SUBSTRAT

I studien har olika substrat som idag rötas vid Sundets biogasanläggning analyserats:

- Slam: utgörs huvudsakligen av slam från Sundets avloppsvattenrening tillsammans med slam från trekammarbrunnar. I denna fraktion inkluderas även slam från små avloppsreningsverk.
Innan anläggningen för termisk hydrolys togs i drift förtjockades dessa fraktioner med en bandavvattnare av fabrikat Bellmer (slam-bm). När den termiska hydrolysprocessen togs i drift förtjockades slammet i en centrifug (slam-cf).
- Matavfall: Består av källsorterat matavfall från hushåll som sönderdelas till en slurry i Häringetorpsanläggningen. Fraktionen innehåller också kvarnat och tanklagrat matavfall från restauranger samt slam från restaurangers fettavskiljare.

Blandningar av dessa två fraktioner användes i studien (Tabell 1).

Tabell 1. Beskrivning av de olika blandningar (slam + matavfall) som användes i studien

Blandning	Slamfraktion	Matavfalls-fraktion	Slam:Matavf. TS:TS (%)	Anmärkningar
AB	Obehandlat slam-bm	Obehandlat matavfall	67:33	Blandades på labbet
AB+THP	THP-behandlat slam-bm	THP behandlat matavfall	67:33	Behandlades i laboratorieskala -THP. Blandades på labbet.
C+THP	THP-behandlat slam-cf	THP behandlat matavfall	67:33	Behandlades i laboratorieskala -THP. Blandades på labbet.
D	Obehandlat slam-cf	Obehandlat matavfall	67:33	Blandades på labbet
EF+THP	THP-behandlat slam-cf	THP behandlat matavfall	75:25	Blandades och behandlades i Sundets biogasanläggning. Togs direkt efter Cambis flashtank.

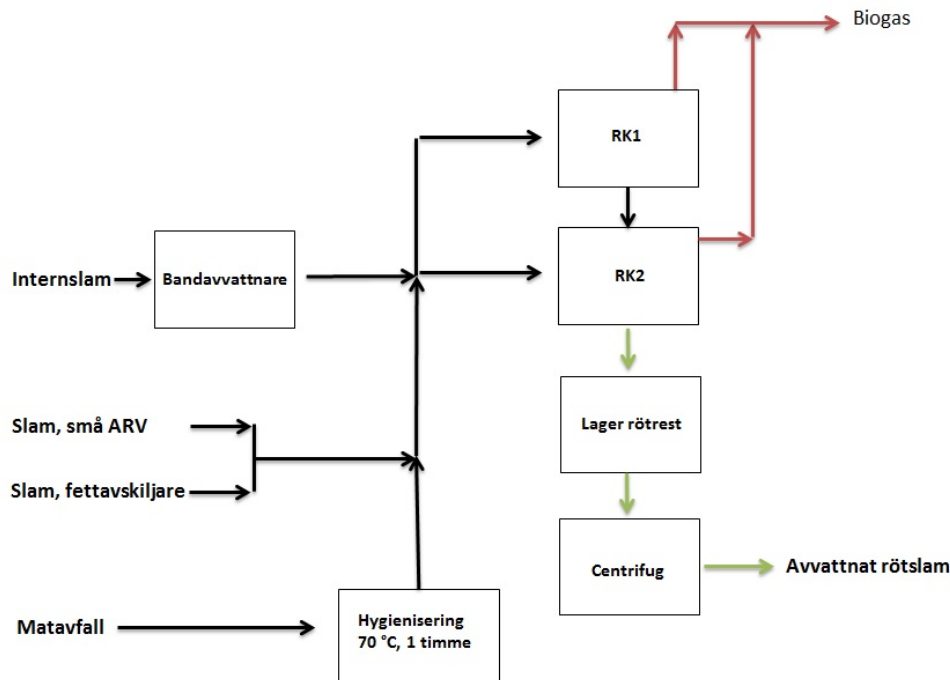
slam-bm: slam från bandavvattnare Bellmer (ca 5 % TS)

slam-cf: slam från centrifugen (ca 14 % TS)

3.3 RÖTNINGEN PÅ SUNDET OCH GENOMFÖRDA MODIFIERINGAR KOPPLADE TILL INSTALLATIONEN AV DEN TERMISKA HYDROLYSEN

Sundet har två rötktammare (RK1 och RK2) som vardera har en volym på 1700 m³. Ursprungligen byggdes rötktammarna för seriell rötning, men med möjlighet att tillföra substrat separat till RK2 (Figur 3). En generell strategi vid drift av Sundets rötktammare fram till år 2015 var att RK1 och RK2 så långt som möjligt drivits i serie. Men om uppehållstiden i RK1 blivit kort och/eller tecken på instabilitet har uppstått har driftpersonalen valt att styra delar ingående material direkt till rötktammaren RK2, något som medfört att uppehållstiden i RK2 ibland bara varit halva uppehållstiden jämfört medför RK1. Vid en rötktammarrenovering under första halvan av 2015 förändrades rördragning för rötrestutflödet från RK1 vilket medförde att RK1 och RK2 därefter kunde drivas helt parallellt.

I samband men installationen av termisk hydrolys installerades en mätutrustning för att registrera Sundets biogasproduktion. Innan denna modifiering hade Sundet bara en bruttomätning av biogasproduktionen. Vid utvärderingsperioden med förbehandling via termisk hydrolys hade detta ändrats så att gasproduktionen kunde följas för respektive rötktammare.



Figur 3. Principskiss för substratförbehandling och rötning i de två rötkamrarna på Sundet under referensperioden innan anläggning för termisk hydrolys installerades. Rötkammaren under referensperioden drevs i serie. Sundets produktion av slam avvattades med en bandavvattnare. Vid en rötkammarrenovering (2015) förändrades rördragning och reaktorerna kunde därefter drivas helt parallella.

3.4 DELPROJEKT 1 - SATSVISA UTRÖTNINGSFÖRSÖK

Effekten av den termiska förbehandlingen på processens nedbrytningseffektivitet undersöktes genom satsvisa utrötningsförsök. I studien jämfördes nedbrytningsegenskaper hos två ympar (material från rötkammaren) från Växjö biogasanläggning, en innan installationen av den termiska förbehandlingen (Satsvisa 1-Ymp 1, okt-2014) och en efter det att den termiska förbehandlingen installerats och hade körts ca 6 månader, d.v.s. under mer än tre uppehållstider (Satsvisa 2-Ymp 2, maj-2015). Metanpotentialen och nedbrytningshastigheten analyserades för de olika fraktionerna (slam-bm och matavfall) och blandningar av dessa (blandningen-AB), samtliga med och utan THP. Olika modellföreningar (cellulosa, albumin, triolein och halm) som representerar olika typer av makromolekyler (kolhydrat, protein, fett och lignocellulosa) med olika grad av komplexitet och nedbrytbarhet inkluderades också i analysen (Tabell 2). Delsubstrat och blandningar som användes till de kontinuerliga laboratorieprocesserna A till F analyserades också under utförandet av de satsvisa försöken 1 och 2.

Tabell 2. Substrat från Sundets biogasanläggning som analyserades avseende metanpotential. Två satsvisa försök utfördes med två olika ympar, före och efter introduktion av den termiska hydrolysen (ymp 1 och ymp 2). Samma substrat användes i båda försöken.

Substrat	Behand. med THP	Satsvisa 1 Okt 2014	Satsvisa 2 Maj 2015
Slam-bm	Nej	Ymp 1	Ymp 2
Matavfall	Nej	Ymp 1	Ymp 2
Blandning-AB	Nej	Ymp 1	Ymp 2
Slam-bm+THP	Ja	Ymp 1	Ymp 2
Matavfall+THP	Ja	Ymp 1	Ymp 2
Blandning-AB+THP	Ja	Ymp 1	Ymp 2
Cellulosa (Sigma-Aldrich C6288)		Ymp 1	Ymp 2
Albumin (Källbergs 1522001)		Ymp 1	Ymp 2
Triolein (VWR J62419.14)		Ymp 1	Ymp 2
Halm (Agroväst-höstvete)		Ymp 1	Ymp 2

3.4.1 Ympar

Ymp, d.v.s. material från rötkammarna innehållande de olika mikroorganismer som behövs för biogasproduktion, hämtades enligt följande:

Ymp 1: Den 8/10-2014. Vid detta tillfälle var rötningstemperaturen vid Sundet 37 °C och THP var ännu inte installerad.

Ymp 2: Den 20/5-2015. Vid detta tillfälle hade THP varit i drift i minst tre uppehållstider och rötningstemperaturen vid Sundet var 42 °C. Temperaturen i reaktorn ökade p.g.a. svårigheter att kyla ner substratet från det termiska hydrolyssteg.

Innan de satsvisa försöken påbörjades silades större partiklar bort, följt av en veckas avgasning vid respektive temperatur. De två ymparnas kemiska sammansättning efter avgasning beskrivs i Tabell 3.

Satsvisa försök med ymp 1 påbörjades den 16/10-2014, genomfördes vid 37 °C och pågick under 96 dagar. Satsvisa försök med ymp 2 påbörjades den 28/5-2015, genomfördes vid 42 °C och pågick under 89 dagar.

Tabell 3. Kemisk sammansättning av ymparna som användes vid de satsvisa försöken, efter avgasning.

		Ymp 1	Ymp 2*
TS	%	2,9	4,1
VS	%	1,9	2,8
VS	% av TS	67,5	68,7
Tot-N	kg/ton vv	2,3	4,3
Org-N	kg/ton vv	1,2	1,9
NH ₄ -N	kg/ton vv	1,1	2,4
Tot-C	kg/ton vv	10,0	15,5
Tot-P	kg/ton vv	0,9	1,1
Tot-K	kg/ton vv	0,1	0,4
Tot-Mg	kg/ton vv	0,1	0,1
Tot-Ca	kg/ton vv	0,4	1,1
Tot-Na	kg/ton vv	0,1	0,3
Tot-S	kg/ton vv	0,2	0,3

*Ymp 2 också användes för att starta reaktor F i Delprojekt 2.
vv: våtvikt

3.4.2 Substrat och förbehandling med THP

Substraten hämtades från Sundet den 12/9 2014, delades i två delar och frystes ner. En del av substraten tinades och förbehandlades via termisk hydrolys med Cambis THP i laboratorieskala (THP-L). Detta gjordes på plats på Sundet den 8/10 2014 i samverkan med personal från RISE (f.d. JTI) och från Cambi. I varje sats behandlades ca 3 kg substrat i denna THP-L. Efter behandlingen (ca 165 °C under ca 30 minuter) öppnades en ventil för att trycka ut den färdigbehandlade fraktionen. En nackdel men denna laboratorieanläggning jämfört med fullskaleanläggningen var att ånga som avgick vid behandlingen inte gick att återvinna. Det gick inte heller att öppna den trycksatta tanken i försöksanläggningen för att säkerställa att det inte fanns kvar något i tanken efter varje slutförd behandling. Rengöring genomfördes istället genom att ansluta försöksanläggningen till tappvattenssystemet så att kvarvarande behandlat substrat kunde sköljas ur trycktanken.

Efter THP-behandlingen frystes substrat/substratblandningar in i väntan på att de satsvisa försöken skulle påbörjas (okt-2014 och maj-2015). TS- och VS-innehållet för dessa fraktioner redovisas i Tabell 4, med och utan korrigering för VFA-innehållet i substratet (kallas TS-korr samt VS-korr). Denna VFA-korrigering gjordes genom antagandet att en del av innehållet av fettsyror avgår vid TS-bestämningen och leder till en förlust av VS (Vahlberg, m.fl. 2013).

Tabell 4. TS- och VS-halt (% av våtvikt) för de substrat och substratblandningar som undersöktes med satsvis utrötning.

	Satsv. No.	Förb. med THP	TS (% vv)	VS (% vv)	TS-korr ^{x)} (% vv)	VS-korr ^{x)} (% vv)	pH
Matavfall	1	Nej	14,2	12,1	16,1	14,1	4,3
Slam-bm.	1	Nej	4,5	3,6	4,7	3,7	5,9
Blandning-AB	1	Nej	6,3	5,1	6,6	5,5	
Matavfall+THP	1	Ja	10,4	9,0	11,7	10,2	4,3
Slam-bm+THP	1	Ja	3,9	3,1	3,9	3,2	5,4
Blandning-AB+THP	1	Ja	4,3	3,6	4,5	3,7	4,9
Matavfall	2	Nej	13,8	11,8	15,8	13,8	
Slam-b.	2	Nej	3,6	2,8	3,8	2,9	
Blandning-AB	2	Nej	6,8	5,6	7,2	6,0	
Matavfall+THP	2	Ja	8,7	7,7	10,0	8,9	
Slam-bm+THP	2	Ja	4,3	3,5	4,4	3,6	
Blandning-AB+THP	2	Ja	5,2	4,3	5,3	4,5	

x) TS och VS-innehållet har kompenserats för förluster av flyktiga syror (Vahlberg m.fl. 2013).

3.4.3 Bestämning av metanproduktion

Den specifika metanproduktionen undersöktes i tre replikat. Även ympens metanproduktion bestämdes. Försöken genomfördes i 1-liters flaskor med fyllnadsvolym på 600 mL med en metod enligt Westerholm m.fl. (2012). Varje flaska tillfördes sköljgasen N₂ under och efter att de fyllts med en blandning av ymp, vatten och substrat. I blandningen bidrog ympen med ca 3 g VS per 1 g VS från substraten. Flaskorna placerades i en inkubator vid respektive temperatur, 37 °C (satsvisa-1) och 42 °C (satsvisa-2). Gasproduktionen bestämdes genom att mäta trycket i flaskan med en tryckmätare (GMH 3111 med trycksensorn GMSD 2BR). Trycket räknades sedan om via allmänna gaslagen och normaliserades (1 atm och 0 °C). Gasprover togs ut (1ml) och metanhalten analyserades med en gaskromatograf (en extern standardkurva användes för kalibreringen). Metanproduktionen uttrycktes sedan som NmL CH₄/g VS med och utan VFA-korrigerings.

3.5 DELPROJEKT 2 - KONTINUERLIGA LABORATORIEPROCESSER

Målet med detta delprojekt var att undersöka hur processens gasproduktion påverkas när substratet förändras med en termisk förbehandling och att bestämma gränserna avseende belastning och uppehållstid för dagens substrat jämfört med det förbehandlade materialet (processer A till D, Tabell 5). Då processtemperaturen i fullskaleprocessen ändrades i samband med installationen av den termiska hydrolysen, p.g.a. av svårigheter att kyla, utvärderades också temperatureffekten (processer E och F, Tabell 5). Försöken genomfördes i sex stycken semi-kontinuerliga totalomblandade (s.k. CSTR-reaktorer) rötningsprocesser med 5 L aktiv volym (Tabell 5).

Tabell 5. Processparametrar för de sex processer som studerades i CSTR laboratoriereaktorer

Reak.	Substrat	Ymp	TS _{in} %	Temp °C	Org. belast. g VS/L/d initieLL→ mål	HRT dygn initieLL→ mål	Antal HRT vid mål process- parametrar	Antal HRT för beräkning av medel
A	Blandning- AB	Ymp1	6,8	37	3	18	6,2	6,2
B	Blandning- AB	Ymp1	6,8	37	3→5	18→11	5,1	2,5
C	Blandning- C+THP	Ymp1	10	37	3→5	27→17	3,5	2,5
D	Blandning- D	Ymp1	10	37	3→5	27→17	3,3	2,5
E	Blandning- EF+THP	Ymp- C*	10	37	3→5	28→17	4,1	2,0
F	Blandning- EF+THP	Ymp- 2	10	42	3→5	28→17	4,1	2,0

*Ymp-C = Rötresten efter processen C hade avslutats

Reaktor A fungerade som referens och drevs under samma förhållanden (medelvärden) som biogasanläggningen i Växjö innan Cambi-anläggningen togs i drift (blandningen-AB med 6-7 % TS, belastning av 3 g VS/L/d). Reaktor B rötade samma substratblandning som Reaktor A, men belastningen höjdes succesivt från 3 till en målbelastning av 5 g VS/L/d, vilket medförde att uppehållstiden blev kortare än för Reaktor A. Reaktor C drevs med termiskt förbehandlad blandning-C (10 % TS) och belastningen höjdes från 3 till en målbelastning av 5 g VS/L/d vilket medförde att uppehållstiden minskade från 27 till 17 dygn. Reaktor D drevs som reaktor C med avseende på belastning, uppehållstid och substrat med ungefär samma TS-halt men med skillnaden att substratet ej hade genomgått någon termisk förbehandling innan rötning.

Processerna A-D startades med Ymp- 1 (Tabell 3) och drevs med blandning-AB fram till vecka 11 för att säkerställa att de gick parallellt medan den organiska belastningen gradvis ökades från 2 till ca 3 g VS/L/d (veckobaserat medelvärde). Under veckorna 11 till 14 drevs de 4 processerna vid samma belastning (3 g VS/L/d) men substratblandningen byttes ut för process C och D (respektive blandning-C och blandning-D). Från veckan 14 till 25, när projektet avslutades, drevs reaktorerna vid processernas målparametrar (Tabell 5).

Processerna E och F drevs för att utvärdera effekten av temperaturen. Reaktor E drevs som referensreaktor vid 37 °C och reaktor F vid 42 °C, som var processtemperatur i Sundets biogasanläggning efter installationen av THP (se Sektion om Ympar). Processen E startades med ymp-C (Tabell 6) från reaktor C i samband med att denna avslutades och processen F startades med ymp 2 från Sundet (samma som användes i satsvisa försöket 2, Tabell 3). Substratet för processerna E och F var Blandning EF (en blandning av slam-cf och matavfall som blandades och THP förbehandlades i Sundets biogasanläggning, Tabell 1). Båda processer gick parallellt med en organisk belastning av 5 g VS/L/d.

Tabell 6. Kemisk sammansättning på ympen som användes i reaktor E.

		Ymp-C
TS	% av vv	5,40
VS	% av vv	3,90
Tot-N	kg/ton vv	4,83
Org-N	kg/ton vv	2,61
NH ₄ -N	kg/ton vv	2,22
Tot-C	kg/ton vv	24,3
Tot-P	kg/ton vv	1,41
Tot-K	kg/ton vv	0,50
Tot-Mg	kg/ton vv	0,14
Tot-Ca	kg/ton vv	1,26
Tot-Na	kg/ton vv	0,31
Tot-S	kg/ton vv	0,40

vv: våtvikt

Kemisk sammansättning för de fraktioner som användes vid försöken finns redovisade i Tabell 7. De substrat som rötades i reaktorerna (A-D) hade en sammansättning av slam:matavfall som bidrog till blandningens TS-innehåll enligt 67:33 % medan kvoten i substratet till reaktorerna E och F var 75:25 % (blandningsförhållande som just vid detta tillfälle användes på Sundet).

Tabell 7. Kemisk sammansättning på de fraktioner som användes för att generera de substrat-blandningar som rötades i reaktorerna A-D och substratblandning EF som användes i reaktorerna E och F.

		Reaktorer A & B		Reaktor C		Reaktor D		Reaktorer
		Matav.	Slam-bm	Matav.	Slam-cf	Matavfall	Slam-	Blandn. EF
		Obeh.	Obeh.	+THP	+THP	Obeh.	Obeh.	+THP
TS	% av vv	14,2	4,5	8,5	9,6	14,6	14,2	11,75
VS	% av vv	12,1	3,6	7,5	7,7	12,8	11,5	9,98
VFA	g/L	21,7	2,4	11,2	1,7	18,8	4,2	2,3
Tot-N	kg/ton	4,7	2,2	3,5	4,8	4,5	7,7	
Org-	kg/ton	3,9	1,9	3,2	4,4	4,0	6,9	
NH ₄ -	kg/ton	0,8	0,3	0,4	0,3	0,5	0,8	
Tot-C	kg/ton	68,4	18,7	50,3	43,8	71,5	69,6	
Tot-P	kg/ton	0,63	0,91	0,42	1,95	0,58	2,91	
Tot-K	kg/ton	1,93	0,16	1,21	0,15	1,82	0,34	
Tot-	kg/ton	0,29	0,10	0,18	0,14	0,25	0,26	
Tot-	kg/ton	3,39	0,48	2,03	0,90	3,18	1,67	
Tot-	kg/ton	1,17	0,14	0,84	0,12	1,07	0,27	
Tot-S	kg/ton	0,42	0,24	0,28	0,55	0,39	0,88	

vv: våtvikt

3.5.1 Processernas driftövervakning

Reaktorerna följdes genom övervakning med konventionella övervakningsparametrar och i linje med övervakningen av den storskaliga processen. Parametrar som analyserats både i lab.- och storskala var biogas- och metan-produktion, samt nivåer av fettsyror, kvävehalter, pH-värde på röt-kammarinnehållet samt alkalinitet. Röttningsprocessernas effektivitet att bryta ner tillförd organisk substans följdes också upp.

Producerad gas samlades upp i en påse. Volymen för den uppsamlade rågasen har mätts med en våtgasmätare av fabrikatet Ritter modell TG05/5. Gasproduktionen normaliserades (0 °C, 1 atm) och volymen skrivs ut med ett N följt av ett volymmått i denna rapport. Förutom metanbestämning med GC användes även ett handinstrument BIOGAS 5000 från Geotech för bestämning av biogasens innehåll av metan, koldioxid, syre och svavelväte. För den dagliga uppföljningen av biogasens innehåll av koldioxid användes en Einhorn's fermentationssackarometer (Jarvis och Schnürer, 2009). Processernas effektivitet bestämdes genom beräkning av den specifika metan-produktionen (SMP) (Ekv 1) samt genom beräkning av nedbrytningsgraden, NG (Ekv 1):

$$SMP = \frac{\text{Total biogas produktion (NmL)} \times \text{metanhalt (\%)}}{VS (g)} \quad (\text{Ekv 1})$$

Nedbrytningsgraden, baserad på TS- och VS-halt, beräknades på två olika sätt:

- en förenklad beräkning som vanligtvis används på svenska fullskaleanläggningar där substrat- och rötrestmängder antas vara lika (Ekv. 2).

$$NG = \left(\frac{(TS_{subs} \times VS_{subs}) - (TS_{rötrest} \times VS_{rötrest})}{(TS_{subs} \times VS_{subs})} \right) * 100 \quad (\text{Ekv. 2})$$

Där TS uttrycks i % våtvikt och VS i % av TS.

- en beräkning där man tar hänsyn till gasvikten som avgår under rötningen och som medför att mängden utgående rötrest blir lägre än ingående substratmängd (Ekv. 3). Biogasdensiteten antogs vara 1,2 g/mL.

$$NG = \left(\frac{(TS_{subs} \times VS_{subs}) - (A \times (TS_{rötrest} \times VS_{rötrest}))}{(TS_{subs} \times VS_{subs})} \right) * 100 \quad (\text{Ekv. 3})$$

Där TS uttrycks i % våtvikt och VS i % av TS. A är en faktor (< 1) som baseras på hur mycket gas som avgått och är ett mått på graden av volymminskning av utgående rötrest.

3.6 DELPROJEKT 3 - UTVÄRDERING AV DEN MIKROBIELLA SAMMANSÄTTNINGEN

Det mikrobiella samhället, både bakterier och arkea, analyserades med hjälp av en DNA-baserad teknik. DNA togs fram ut olika reaktorprover, både från reaktorerna i labbskala och från fullskaleprocessen på Sundet, och detta användes sedan för en analys genom s.k. Illumina-sekvensering.

Illumina-analysen gjordes med målet att få en bild över den generella utvecklingen av det mikrobiologiska samhället och visa på eventuella skillnader kopplade till förbehandlingen av substratet. Under analysen kartläggs ordningen på olika baser i DNA och denna information används sedan för att identifiera olika arter. Identifieringen görs genom att de erhållna DNA-sekvenserna jämförs med andra sekvenser i databaser. Detta förfarande gör det möjligt att identifiera redan kända arter men ofta erhålls också sekvenser som man ännu inte vet till vilken organism de tillhör. Sekvenserna kan dock ha hittats tidigare i olika miljöer och det kan också finnas en uppfattning om vilken funktion organismen kan ha, även om organismen är okänd. En mer exakt beskrivning av metoden går att hitta i några nyligen publicerade vetenskapliga artiklar (Sun m.fl. 2016, Müller m.fl. 2016).

För att jämföra resultaten erhållna från sekvenseringen av prover från de olika reaktorerna gjordes följande analyser:

- **Principalkomponentanalys (PCA):** Detta är en statistisk metod som i denna studie användes för att jämföra hela det mikrobiella samhället mellan olika prover. Analysen visar på korrelationer mellan olika provpunkter, d.v.s. om det skett eller inte förändringar i sammansättningen på samhället.
- **Diversitetsanalys:** Diversitet är ett mått på mångfald och den kan delas upp i två delar, antal och fördelning. Varje identifierad DNA-sekvens som är unik kallas för en OTU. Denna OTU kan representera en känd eller en okänd organism. Antalet olika OTU i ett prov visar hur många olika organismer som finns i ett visst prov, d.v.s. är ett mått på antal. Fördelning av dessa, d.v.s. om det finns lika många av olika OTU eller om det är vissa OTU som finns i högre eller lägre antal, är också en del av diversitetsbegreppet. Diversitet kan beräknas med olika index och i denna rapport har två olika diversitetindex använts, Shannon och Simpson.
- **Rarefaction:** Under sekvenseringen detekteras olika s.k. OTUs, d.v.s. olika arter, och genom att jämföra antalet olika OTU:s med det totala antalet analyserade sekvenser kan man bygga en så kallad rarefactionkurva. Denna visar då relationen mellan antalet olika OTU:s som hittats och antalet sekvenser som genererats för ett visst prov. Med hjälp av denna kurva kan man göra en uppskattning av hur många olika arter som potentiellt finns i provet men som inte fångats upp i analysen. Denna parameter kallas i denna analys för "täckning" (coverage). Om alla olika möjliga OTU:s har identifierats planar denna kurva ut och bildar en platta och då har man en täckning på 100 %. Detta händer dock sällan då det mikrobiella samhället i en biogasreaktor är väldigt komplext och av denna anledning kan man inte analysera alla. Det finns många organismer som finns i en väldigt låg halt och som är svåra att "hitta" bland dessa som finns i en högre halt. Vanliga siffror för denna parameter är mellan 50-100 %.

3.7 DELPROJEKT 4 - ERFARENHETER FRÅN AVVATTNING OCH PRAKTISKA OBSERVATIONER

Uppstartserfarenheterna efter att anläggning för termisk hydrolys tagits i drift dokumenterades via en onlinebaserad övervakning av processen som spar information som exempelvis temperatur, flöden av substrat och rötrest samt

biogasproduktion, dess metanhalt och vad biogasen används till. Övervakningen av anläggningen bygger också på ett omfattande provtagningsprogram där Sundets egna ackrediterade laboratorium genomför analyser som pH, alkalinitet, VFA, TS och VS (två gånger per vecka) samt ammoniumkväve en gång per vecka.

Sundets ordinarie uppföljningsprogram med medelvärden från månadsvisa analyser användes för att beskriva förändringen i sammansättning för det slutavvattnade slammet avseende innehåll av torrsustans, växtnäring, innehåll av tungmetaller och organiskt miljöstörande ämnen. Behov av polymer för avvattning beräknades också genom Sundets ordinarie månadsvisa uppföljning.

Observationer och drifterfarenheter från den termiska hydrolysanläggningen sammanställdes med hjälp av Sundets driftspersonal. Driftspersonalen identifierade även tekniska begränsningar för den termiska hydrolysanläggningen. Via en kalkylmodell som byggdes upp (se delprojekt 5) gjordes beräkningar för att kvantifiera storleken på åtgärder nödvändiga för att bygga bort de identifierade begränsningarna.

3.8 DELPROJEKT 5 – UTVÄRDERING AV FÖRÄNDRINGAR I PRODUKTIONSANLÄGGNINGENS ENERGIBALANS

Energikartläggning utfördes baserad på data från Sundets onlinebaserade övervakning av temperatur, flöden av substrat och rötrest samt biogasproduktion, dess metanhalt och vad biogasen används till. I övervakningen loggades också:

- värmeleveranser till Sundets uppvärmningssystem från kraftvärmeenheten och gaspannan (som var i drift under korta perioder) värmeåtervinning från det biologiska stegets luftare och gasuppgraderingens gaskompressor.
- värmebehovet för rötningsprocessen och uppvärmning av byggnader
- värmemängder som kyles bort i anläggningen till luft via nödkylning.

Vidare användes energianvändningen av anläggningens pellets pannor (2 st). Den ena är en hetvattenpanna vars huvudsyfte är att värmeförsörja den aminbaserade uppgraderingsanläggningen. Denna användes också för värmeförsörjning av Sundet innan installationen av den termiska hydrolysanläggningen. Den andra pellets pannan är en ångpanna som enbart försörjer den termiska hydrolysanläggningen med värme. Pannornas behov av pellets baserar sig på leveransuppgifter för inköpt mängd pellets. Under februari och mars 2016 genomfördes kompletterande elmätningar för att fastställa den termiska hydrolysanläggningens elbehov.

Två perioder jämfördes:

- Referensperiod innan installation av förbehandling med termisk hydrolys (december 2013 till februari 2014). Under denna period värmebehandlades enbart matavfallet vid 70 °C under 1 timme innan rötning. Ungefärliga substratmängder och biogasproduktion för denna period redovisas i Figur 4.
- Period då substrat som rötats i Sundets biogasanläggning förbehandlats via termisk hydrolys (december 2015 till februari 2016). Ungefärliga substratmängder och biogasproduktion för denna period redovisas i Figur 5.

3.8.1 Beräkning av värmeflöden

I de fall då det saknats värmemätare för en delprocess där värme tillförs/bortförs har detta värmeflöde beräknats. Positiva värmeflöden har definierats som flöden som strömmar till systemet och negativa flöden definierar värme som flödar ut ur systemet. Beräkningen baseras i första hand på massflöden och temperaturer som erhållits från Sundets övervakningssystem. För de fall där värme flödar i form av vätska har den värmemängd som passerar ett gränssnitt beräknats enligt ekvationen:

$$Q = mc_p \Delta T$$

I ekvationen representerar m massan som passerar gränssnittet under en definierad tidsperiod, c_p är specifika värmekapaciteten för mediet och ΔT är temperaturdifferensen i °C. För att beräkna den specifika värmekapaciteten för mediet antogs att vatten har en specifik värmekapacitet på:

$$c_{p,H_2O} = 4.18 \text{ [kJ/(kg K)]}$$

samt att torrs substans har en specifik värmekapacitet på:

$$c_{p,TS} = 1.6 \text{ [kJ/(kg K)]}$$

Den ekvivalenta specifika värmekapaciteten beräknades sedan utifrån substratets torrs substanshalt.

I de fall då mediet bestod av mättad ånga bestämdes den specifika entalpin utifrån processdata för uppmätt tryck. Entalpin i ångan estimerades baserat på IAPWS-IF97.

Ångflödet från flashtank till pulper (Figur 2) mättes inte och istället beräknades värme- och massflödet utifrån hur mycket värme som skulle åtgå för att värma upp den mängd substrat och spädvatten som tillfördes pulper, baserat på uppmätt temperatur i pulper. Den beräknade värmemängden användes sedan för att bestämma massflödet, givet en specifik entalpi för mättad ånga vid uppmätt tryck i ledningen.

3.8.2 Beräkning av anläggningens värmebehov

Den totala värmeanvändningen beräknades genom antagandet att all värme som finns i slammet kan återvinnas istället för att kylas bort till atmosfär. Den enda värme som inte återvinns är den som går ut med slammet från rötkammaren.

I referensperioden före termisk hydrolysanläggning blir det totala värmebehovet E_{tot} som måste tillföras anläggningen:

$$E_{tot} = E_1 + E_5 \quad (1)$$

Där E_1 är hygieniseringsstegets värmebehov och E_5 är rötningsprocessens värmebehov.

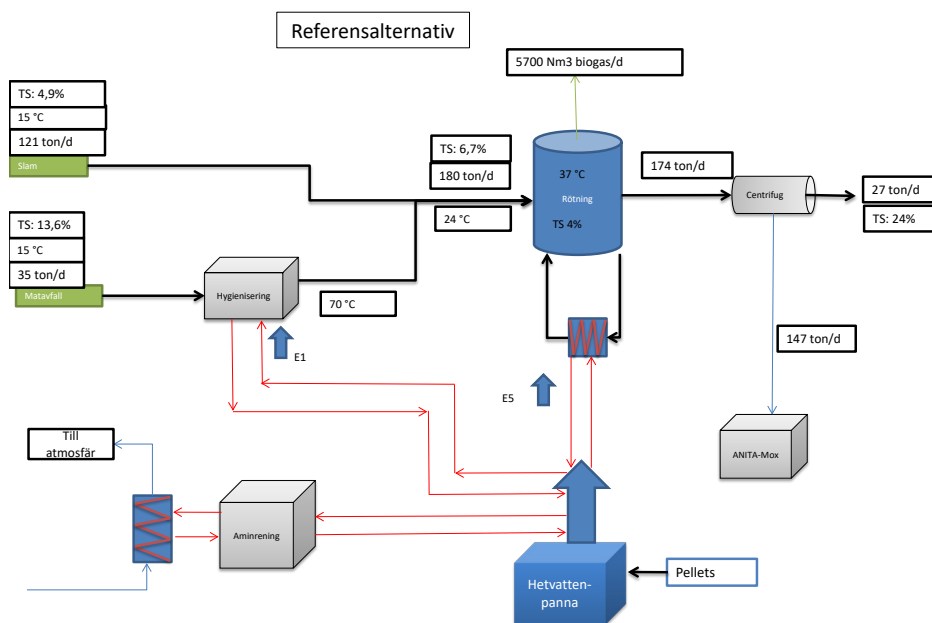
I fallet med termisk hydrolysanläggning blir det totala värmebehovet som behöver tillföras anläggningen:

$$E_{tot} = E_1 + E_2 - (E_3 + E_4 + E_5) \quad (2)$$

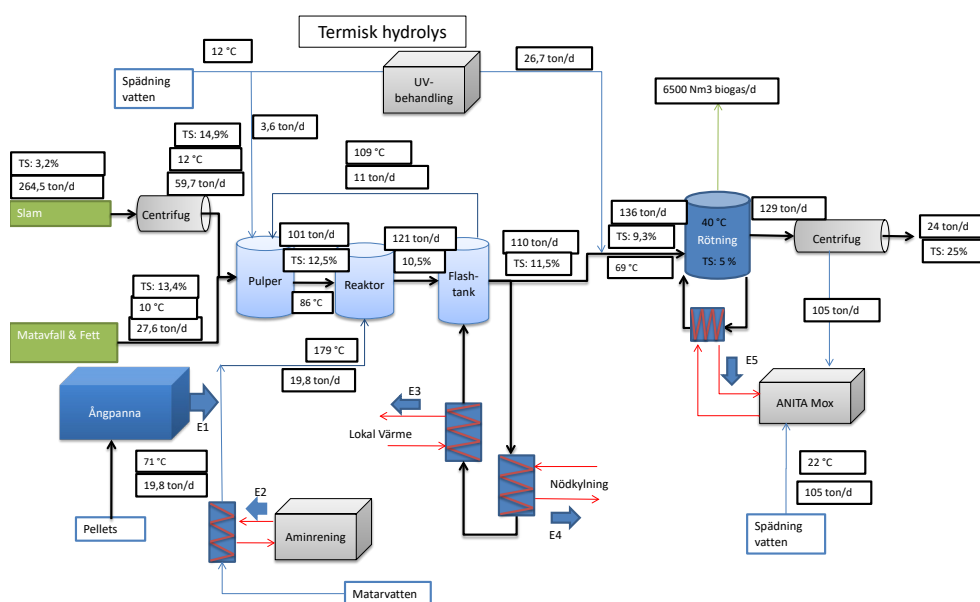
Där E_1 är värme från ångpannan till termiska hydrolysanläggningen, E_2 är återvunnen värme från aminreningen, E_3 är lokalernas värmebehov, E_4 är nödkylning av substrat som genomgått termisk hydrolys och E_5 är kylning av röttningsprocessen som används för uppvärmning av kvävereningen. I Figur 4 och 5 finns dessa värmeflöden angivna för referensdriften respektive efter att den termiska hydrolysanläggningen togs i drift.

I beräkningarna har hetvattenpannas termiska verkningsgrad antagits varit 85 % och ångpannans verkningsgrad har antagits vara 90 %.

Vid beräkningar av biogasens energiinnehåll sattes värmevärdet för metan till 9,97 kWh/Nm³ metan för pellets till 4,7 kWh/kg pellets.



Figur 4. Översiktlig skiss av energiflöden i Sundets biogasanläggning under referensperioden. Svarta flöden indikerar slamflöde, blåa flöden indikerar renat avloppsvatten och röda pilar indikerar värmebärarflöden.



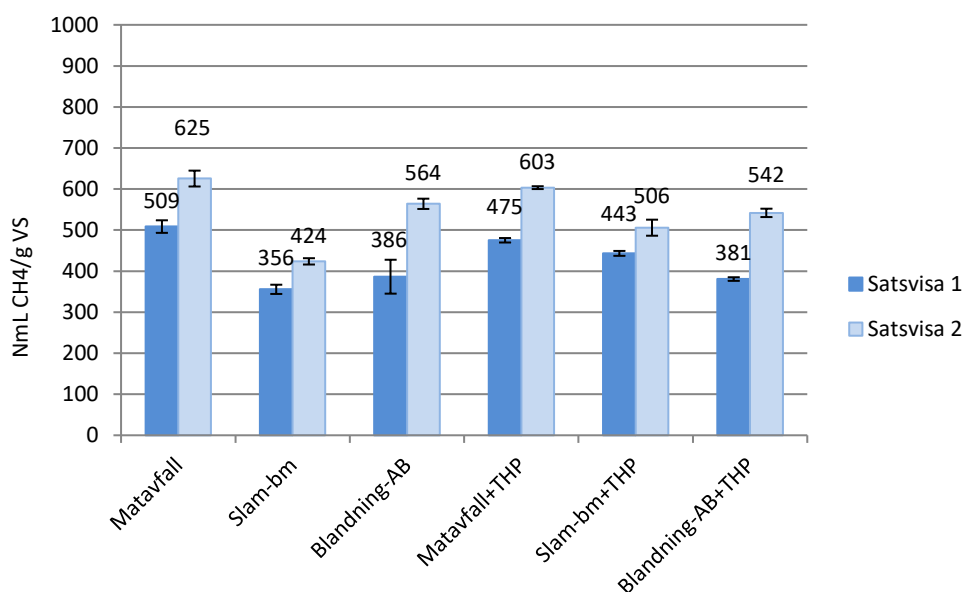
Figur 5. Översiktlig skiss av energiflöden i Sundets biogasanläggning där substraten behandlas via termisk hydrolys. Svarta flöden indikerar slamflöde, blåa flöden indikerar renat avloppsvatten och röda flöden indikerar mättad vattenånga. Observera att E1 endast representerar värme tillförd till matarvattnet, d.v.s. pannverkningsgraden är inte medräknad

4 Resultat

4.1 DELPROJEKT 1 - SATSVIS UTRÖTNINGSFÖRSÖK

För att utvärdera effekten av förbehandlingen på processens nedbrytningseffektivitet utfördes satsvisa försök för analys av metanpotential vid två tillfällen. Försöken startade med ymp från anläggningen före (ymp 1) och efter installationen av THP (ymp 2) och analysen gjordes med obehandlade och behandlade substrat, var och en för sig eller blandade (Tabell 4).

Resultaten från det första försöket visade att slam från bandavvattnaren hade en påtagligt högre specifik metanproduktion efter behandling med THP, d.v.s. 443 jämfört mot 356 NmL CH₄/g VS/d (Figur 6, Tabell 8). I motsats till detta erhöles en något lägre specifik metanproduktion för det behandlade matavfallet jämfört med det obehandlade materialet, d.v.s. 475 jämfört mot 509 NmL CH₄/g VS/d. Den specifika metanproduktionen för blandningen slam-matavfall påverkades inte alls av förbehandlingen och här låg värde mellan 381-386 NmL CH₄/g VS/d (Figur 6, Tabell 8).



Figur 6. Specifik metanproduktion av obehandlade och behandlade substrat och blandningar vid satsvisförsök-1(ymp-1, före THP-installation) och -2(ymp-2, efter THP-installation).

Vid det andra analystillfället, d.v.s. testerna startade med ymp 2, visade resultaten samma generella mönster som vid det första försöket (Figur 6, Tabell 8). Som tidigare erhöles en ökning av metanpotentialen av bandavvattnat slam efter behandling med THP (506 jämfört med 424 NmL CH₄/g VS/d) och en sänkning av potentialen av matavfallet (603 jämfört med 625 NmL CH₄/g VS/d). Ingen tydlig effekt kunde heller påvisas för blandsubstratet om standardavvikelsen beaktades (542 och 564 NmL CH₄/g VS/d). Värt att notera var dock att för alla utvärderade substrat erhöles en betydligt högre metanpotential i detta test jämfört med det

första. Som jämförelse kan t.ex. nämnas att det förbehandlade blandsubstratet, med både slam och matavfall, resulterade i en metanpotential på 381 NmL CH₄/g VS/d i det första testet och 542 NmL CH₄/g VS/d i det andra testet.

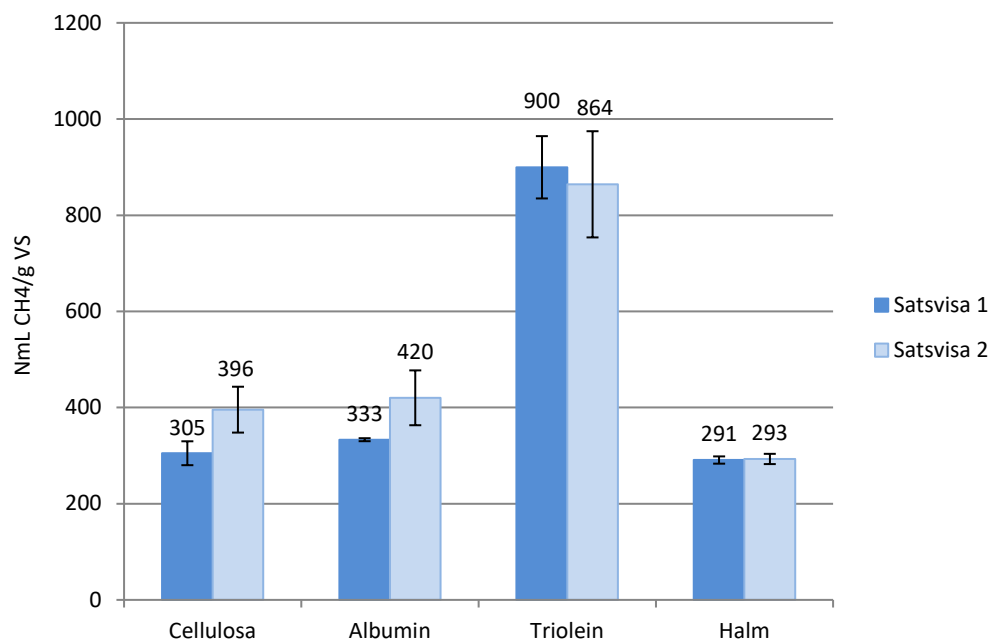
En jämförelse av metanbildningshastigheten i de två testerna visade att 90 % av den slutgiltiga metanproduktionen nåddes tidigare med ymp 1 för alla substrat jämfört med ymp 2. Däremot erhöles som sagt en högre metanpotential med ymp 2 jämför med ymp 1 (Tabell 8).

Tabell 8. Metanpotential för de olika substrat som utvärderades i studien, obehandlade och behandlade med THP, samt referensföreningar. Potentialen utvärderades i tester där två olika ympmaterial användes, d.v.s. ymp från Sundets biogas anläggning före (ymp1) och efter (ymp2) installationen av THP.

	Ymp1				Ymp2			
	Tid för att nå % av slutgiltig metanpotential			Slutgiltig metan-potential NmL CH ₄ /g VS	Tid för att nå % av slutgiltig metanpotential			Slutgiltig metan-potential NmL CH ₄ /g VS
	>90%	80%	50%		>90%	80%	50%	
Matavfall	28	14	4	509 ± 15	46	20	8	625 ± 19
Matavfall+THP	28	14	4	475 ± 5	46	20	8	603 ± 3
Slam-bm	53	28	5	356 ± 11	60	46	12	424 ± 8
Slam-bm+THP	28	14	4	443 ± 6	46	30	8	506 ± 20
Blandning-AB	36	14	4	386 ± 41	46	20	8	564 ± 13
Blandning-AB+THP	36	14	3	381 ± 4	46	20	8	542 ± 10
Cellulosa	28	14	8	305 ± 25	46	30	12	396 ± 48
Albumin	28	14	3	333 ± 3	46	30	12	420 ± 57
Triolein	36	28	14	900 ± 65	60	30	20	864 ± 110
Halm	78	53	28	291 ± 8	75	60	30	293 ± 11

4.1.1 Satsvisa utrötningsförsök av modellföreningar

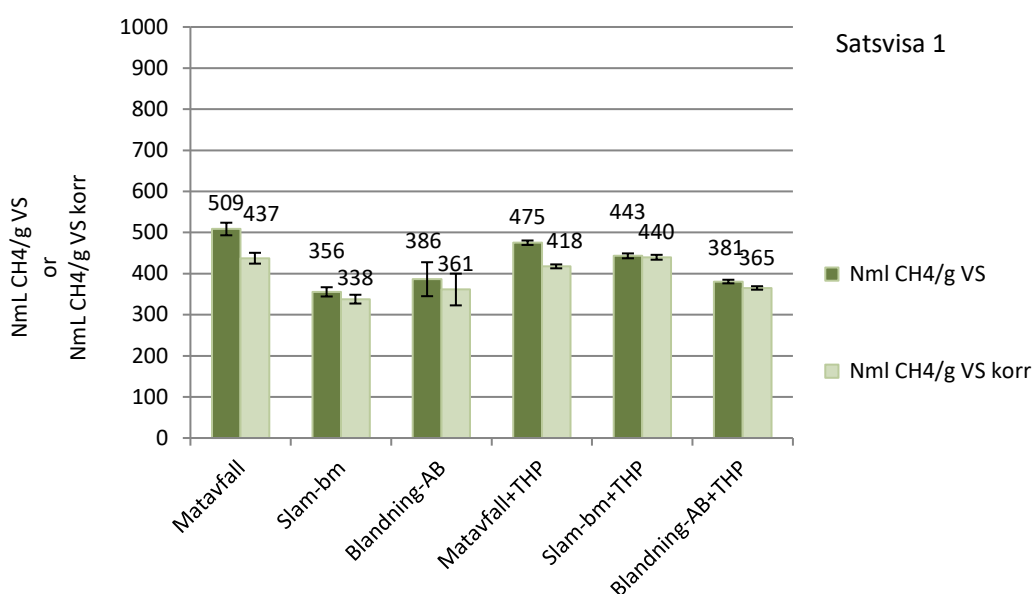
Vid samma tillfälle som de olika substraten från Sundet undersöktes analyserades också metanpotentialen för olika modellsubstrat (Figur 7, Tabell 8). Analysen gjordes för att få en bild av hur väl olika typer av föreningar omsattes i biogasanläggningen och om detta förändrades i samband med installationen av THP. Analysen visade ingen signifikant (t-test, $p < 0.05$) skillnad avseende metanpotentialen på halm och triolein i de två försöken. Cellulosa och albumin gav emellertid båda en högre specifik metanproduktion under den andra försöksomgången jämfört med den första. Nedbrytningshastigheten av cellulosa, albumin och triolein var snabbare i det initiala skedet av de satsvisa försöken startade med ymp 1 jämfört med försöken startade med ymp 2, (Tabell 8).



Figur 7. Specifik metanproduktion av modellsubstrat vid satsvisförsök-1 och -2.

4.1.2 Metanproduktion och VFA-korrigerigering

Under bestämning av TS och VS förloras en del VFA och metanpotentialen kan därför bli överskattad. Av denna anledning beräknades metanpotentialen med och utan korrigering för VFA-innehållet (Figur 8). Jämförelsen visade störst skillnad i metanpotential för matavfallet.



Figur 8. Specifik metanproduktion av substrat och blandningar vid satsvisförsök-1 (med ymp-1 = före installation av Cambi processen) med och utan VS-korrigerigering. Korrigerad VS inkluderar VFA-halten som förloras under bestämningen av TS och VS (Vahlberg m.fl. 2013).

4.2 DELPROJEKT 2 - KONTINUERLIGA LABORATORIEPROCESSER

De kontinuerliga försöken i laboratorieskala A-D drevs under en total tid på 25 veckor. Alla reaktorerna hade inledningsvis samma belastning och uppehållstid för att tillåta en stabilisering, men efter vecka 14 separerades driften av de olika processerna. Reaktor A, som fungerade som en referens, drevs under hela perioden med samma förhållanden och vid ungefär samma belastning och uppehållstid som Sundet innan installationen av THP, d.v.s. 3 g VS/L/d och 18 dagar. Övriga reaktorer (B-D) fick en ökad belastning från och med vecka 14 och fram till vecka 18, då målbelastningen på 5 g VS/L/d uppnåddes. I samband med belastningsökningen sjönk uppehållstiden till 11 (B), 17 (C) och 17 (D) dagar. De olika processerna fick olika uppehållstid vid samma belastning p.g.a. av olika TS-halt i substratet (se MoM, Tabell 5). Därefter hölls belastningen konstant fram till vecka 26 då försöket avslutades.

Processerna uppvisade god stabilitet med låga halter av VFA under hela perioden ($<0,1$ g/L, Tabell 9). Alla processerna visade ett stabilt pH runt 7,5 (Tabell 9). Alkaliniteten bestämdes till 5 692-7 958 CaCO_3 g/L för A-C och högre (t-test, $p < 0,05$) för reaktor D, 10 702 CaCO_3 g/L. Analys av den utgående rötrestens sammansättning visade generellt högre totalhalt av kväve, fosfor och olika mineralsalter i reaktor C och D jämfört med A och B (Tabell 9). Halten ammonium-kväve var också högre i C och D (1,6 - 1,9 g/L) jämfört med A och B (respektive 1,2 och 0,9 g/L) (Tabell 9).

Effektiviteten i processerna bestämdes genom att beräkna volymetrisk och specifik metanproduktion, d.v.s. total metanproduktion och produktion relaterad till mängden tillförd VS. Beräkningen gjordes för en tidsperiod motsvarande ca 6 hydraulisk retentionstid (HRT) för referensreaktorn (vecka 10-25) och för en period motsvarande de sista 2,5 HRT för övriga reaktorer. Resultatet visade att metanhalten i gasen som producerades i reaktorerna A-D låg lika och var i medeltal mellan 61,1 och 62,2 % (Tabell 9). Gasens innehåll av H_2S var relativt lågt och pendlade mellan 89-156 ppm. Den volymetriska metanproduktionen var högst för reaktor C, d.v.s. $1,87 \pm 0,1$ NL $\text{CH}_4/\text{L}_{\text{RK}}/\text{d}$ (Tabell 10). Reaktorerna B och D, som drevs vid samma belastning som C, hade en volymetrisk metanproduktion på ca $1,70 \pm 0,1$ NL $\text{CH}_4/\text{L}_{\text{RK}}/\text{d}$ och referensreaktor A, som fick en lägre belastning producerade $1,04 \pm 0,2$ NL $\text{CH}_4/\text{L}_{\text{RK}}/\text{d}$. När det gäller den specifika metanproduktionen uppvisade referensreaktor A ett medelvärde på 337 ± 21 NmL $\text{CH}_4/\text{g VS}$. Reaktorerna B och D hade samma metanproduktion, d.v.s. respektive 342 ± 7 och 338 ± 14 NmL $\text{CH}_4/\text{g VS}$. Ingen statistisk skillnad (t-test $p < 0,05$) kunde påvisas mellan dessa tre reaktorer. Högst (t-test, $p < 0,05$) specifik metanproduktion (374 ± 23 NmL $\text{CH}_4/\text{g VS}$) erhöles för reaktor C, som drevs med substrat som genomgått termisk hydrolys.

Genom att jämföra TS- och VS-halt på ingående substrat och rötrest beräknades nedbrytningsgraden med två olika beräkningssätt (se 3.5.1). Beräkning med den förenklade formeln visade nedbrytningsgrad mellan 48 och 50 % (Tabell 10). Om hänsyn togs för gasvikt som avgått erhöles en något högre nedbrytningsgrad, 49 till 53 % (Tabell 10). Signifikanta skillnader (t-test $p < 0,05$) observerades bara mellan reaktorerna B (6,8 % TS-obehandlat substrat och HRT 11 d) och C (10 %TS-THP-

behandlat substrat och HRT 17 d) och B och D (10 %TS-obebehandlat substrat och HRT 17 d). Reaktor B visade i båda fall lägre nedbrytningsgrad än C och D.

Tabell 9. Kemisk sammansättning för substraten, rötktammarinnehållet samt biogasens sammansättning under utvärderingsperiod för reaktorerna A - D.

Försöksled		A	B	C	D
THP-behandlat		<i>Nej</i>	<i>Nej</i>	<i>Ja</i>	<i>Nej</i>
Temperatur	°C	37	37	37	37
Belastning	g VS/L/d	3	5	5	5
Substratblandning för rötning					
TS_{in}	% av vv	6,5	6,5	9,4	10,0
VS_{in}	% av vv	5,4	5,4	7,9	8,4
VS_{in}	% av TS	83	83	84	84
VS_{in} (korr*)	% av vv	5,8	5,8	8,1	8,9
VFA-total	g/L	4,4	4,4	2,3	5,4
Biogaskvalitet					
CH₄ (GC)	%	62,1±1,7	63,5±0,7	62,6±2,6	63,1±1,3
CH₄ (B-5000)	%	62,0±3,4	62,2±0,6	61,1±2,3	61,9±2,2
CO₂ (B-5000)	%	34,1±2,1	32,1±0,1	34,5±1,3	33,2±0,9
H₂S (B-5000)	ppm	106±26,7	92±11	122±26	156±26
O₂ (B-5000)	%	0,6±0,3	0,5±0,1	0,5±0,1	0,8±0,4
Rötkammarinnehåll					
pH	rötkammare	7,4±0,1	7,3±0,1	7,5±0,1	7,6±0,1
Alkalinitet	CaCO ₃ g/L	6 862±529	5 692±273	7 948±619	10 702±748
VFA (tot)	g/L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TS_{ut}	% av vv	3,8±0,4	3,9±0,1	5,4±0,1	6,0±0,1
VS_{ut}	% av vv	2,7±0,3	2,8±0,01	3,9±0,1	4,2±0,1
VS_{ut}	% av TS	71	72	73	71
Tot-N	kg/ton	2,9	2,5	4,8	4,2
NH₄-N	g/L	1,2±0,3	0,7±0,1	1,6±0,2	1,9±0,2
Org-N	kg/ton	1,5	1,4	2,6	2,2
Tot-P	kg/ton	0,89	0,84	1,41	1,30
Tot-K	kg/ton	0,35	0,34	0,50	0,47
Tot-Mg	kg/ton	0,12	0,11	0,14	0,15
Tot-Ca	kg/ton	0,92	0,88	1,26	1,25
Tot-Na	kg/ton	0,24	0,24	0,31	0,30
Tot-S	kg/ton	0,27	0,26	0,40	0,42

*korr= korrigerad för VFA-förluster

Tabell 10. Specifik metanproduktion och nedbrytningsgrad för reaktorerna A-D.

Försöksled		A	B	C	D
THP-behandlat		Nej	Nej	Ja	Nej
Belastning	g VS/L/d	3	5	5	5
Antal uppehållstider för		6,2	2,5	2,5	2,5
Metanproduktion	NmL CH ₄ /g VS	337 ± 21	342 ± 7	374 ± 23	338 ± 14
	NmL CH ₄ /g	314	318	365	319
	NL CH ₄ /L _{RK} /d	1,04 ± 0,2	1,71 ±	1,87 ±	1,68 ± 0,1
	MWh/m ³ _{RK} /år	3,80 ± 0,2	6,21 ±	6,80 ±	6,13 ± 0,1
Nedbrytningsgrad					
Enkel beräkning	%	49,4 ± 5	47,7 ±	50,0 ± 1	49,4 ± 1
Korr. gasvikt**	%	51,1 ± 5	49,4 ±	53,0 ± 1	52,5 ± 1

*korr= korrigerad för VFA-förluster

** Beräkningen tar hänsyn till reduktion av organiskt material i röt-kammaren pga av avgång av gas.

RK= reaktor

Reaktorerna E och F drevs efter A-D hade avslutats. Reaktor E startades med rötresten från reaktor C (ymp-C, Tabell 6) och i reaktor F användes ymp 2 (Tabell 3). Reaktorerna kördes med en belastning av 5 g VS/L/d och en uppehållstid av 17 dagar. Driften i båda reaktorerna var den samma som reaktor C innan denna avslutades men med den skillnaden att reaktor F drevs vid 42 °C. Processerna drevs vid dessa förhållanden fram till och med vecka 14, då försöket avslutade (se MoM, Tabell 5).

Processerna uppvisade god stabilitet med låga halter av VFA under hela perioden (mellan 0,3-0,7 g/L, Tabell 11). Båda processer visade ett stabilt pH av 7,5 (Tabell 11). Alkaliniteten i reaktor E ($7\,621 \pm 149$ CaCO₃ g/L) var signifikant (t-test $p < 0,05$) lägre än reaktor F ($8\,191 \pm 256$ CaCO₃ g/L).

Sammanställningen av rötresterna från E och F var i linje med det tidigare försöket och visade inte så stora skillnader (Tabell 11). Halten ammonium-kväve i båda reaktorerna låg mellan 1,4 - 1,6 g/L. Metanhalten i gasen som producerades i reaktorerna E-F låg lika och var ca 67 % (Tabell 11). Gasens innehåll av H₂S var relativt lågt med mätvärden mellan 47-49 ppm.

Effektiviteten i processerna bestämdes som tidigare, d.v.s. genom att beräkna volymetrisk och specifik metanproduktion. Beräkningen gjordes för en tidsperiod motsvarande ca 2 HRT. Resultatet visade att den volymetriska metanproduktionen låg på 2,1 för reaktor E och 2,0 NL CH₄/L_{RK}/d för reaktor F (Tabell 12). Signifikant (t-test $p < 0,05$) högre specifik metanproduktion erhöles för reaktor E (425 ± 8 NmL CH₄/g VS) som drevs vid 37°C jämför med reaktor F (402 ± 6 NmL CH₄/g VS), som drevs vid 42 °C (Tabell 12). Inga signifikanta skillnader observerades i nedbrytningsgraden, som låg mellan 54-56 % (enkel beräkning) eller 57-59 % (beräkning med korrigerad för gasvikt som avgår) (Tabell 12).

Tabell 11. Kemisk sammansättning för substraten, rötkammarinnehållet samt biogasens för reaktorerna E och F. vv=våtvikt

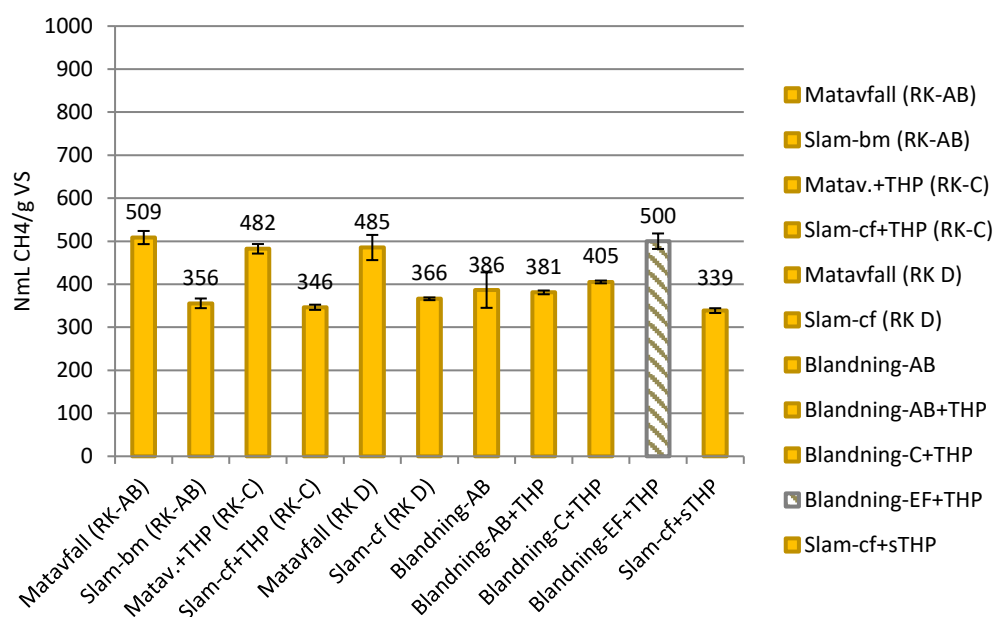
<i>Försöksled</i>		<i>E</i>	<i>F</i>
THP-behandlat		Ja	Ja
Temperatur	°C	37	42
Belastning	g VS/L/d	5	5
Substratblandning för rötning			
TS _{in}	% av vv	10,0	10,0
VS _{in}	% av vv	8,5	8,5
VS _{in}	% av TS	85	85
Biogaskvalitet			
CH ₄ (GC)	%	66,5±1,5	66,8±2,1
CH ₄ (B-5000)	%	66,3±1,1	66,3±1,4
CO ₂ (B-5000)	%	32,0±0,2	31,5±0,7
H ₂ S (B-5000)	ppm	46,8±39	49,3±23
O ₂ (B-5000)	%	0,6±0,1	0,6±0,1
Rötkammarinnehåll			
pH	rötkammare	7,5	7,5
Alkalinitet	CaCO ₃ g/L	7 621±149	8 191±256
VFA (tot)	g/L	0,3	0,7
TS _{ut}	% av vv	5,4±0,2	5,2±0,1
VS _{ut}	% av vv	3,9±0,2	3,8±0,1
VS _{ut}	% av TS	72	73
Tot-N	kg/ton	4,1±0,0	3,9±0,2
NH ₄ -N	g/L	1,4±0,0	1,6±0,1
Org-N	kg/ton	2,7±0,0	2,3±0,2
Tot-P	kg/ton	1,06	1,0
Tot-K	kg/ton	0,56	0,55
Tot-Mg	kg/ton	0,14	0,14
Tot-Ca	kg/ton	0,82	1,02
Tot-Na	kg/ton	0,37	0,37
Tot-S	kg/ton	0,37	0,35

Tabell 12. Specifik metanproduktion och nedbrytningsgrad för reaktorerna E och F.

Försöksled		E	F
THP-behandlat		Ja	Ja
Temperatur	°C	37	42
Belastning	g VS/L/d	3	5
Antal uppehållstider för medel		2	2
Metanproduktion	NmL CH ₄ /g VS	425 ± 8	402 ± 6
	NL CH ₄ /L _{RK} /d	2,13 ±	2,02 ±
Nedbrytningsgrad			
Enkel beräkning	%	53,9 ± 2	55,8 ± 1
Korr. gasvikt*	%	56,8 ± 2	58,5 ± 1

* Beräkningen tar hänsyn till reduktion av organiskt material i rötkammaren pga av avgång av gas.

För att vidare kunna bedöma prestandan i de olika reaktorerna (A till F) bestämdes också metanpotentialen på alla substratfraktionerna och också på några blandningar.



Figur 9. Specifik metanproduktion av enstaka obehandlade och behandlade substrat och blandningar som användes i reaktorerna A till F. Metanpotentialen av blandningen EF (randig stapel) genomfördes med ymp 2 (42 °C) medan de andra prover kördes med ymp 1 (37 °C). Slam-cf+sTHP, d.v.s. slam från centrifugen som behandlades i den stora THP-anläggningen i Sundet, var ett referensprov. Alla andra slam THP-behandlades i laboratorieskale-THPn.

Denna analys visade att termisk hydrolys av slam från centrifugen (slam-cf+THP, 346 NmL CH₄/g VS; slam-cf+sTHP 339 NmL CH₄/g VS) inte resulterade i högre specifik metanproduktion än för motsvarande obehandlat slam (slam-cf, 366 NmL CH₄/g VS). Snarare verkar metanproduktionen bli något lägre (t-test, p < 0,05).

Därmed skiljer sig detta resultat från det som erhålls från slam från bandavvattare (slam-bm), där specifika metanproduktionen i behandlat slam (443

NmL CH₄/g VS) var signifikant högre än obehandlat slam (356 NmL CH₄/g VS) (Fig. 6). Den specifika metanproduktionen för matavfall påverkades inte av förbehandlingen i detta försöksled och varierade mellan 482-509 NmL CH₄/g VS. Det gick inte heller att påvisa några signifikanta skillnader mellan blandning AB-THP (381 ± 4 NmL CH₄/g VS) och blandning C-THP (405 ± 3 NmL CH₄/g VS) med blandning AB (386 ± 41 NmL CH₄/g VS) p.g.a. den stora standardavvikelsen i metanproduktionen från blandning AB. Däremot, var metanproduktionen från blandning C+THP signifikant högre än metanproduktionen i blandning AB+THP. Det som skiljde dessa blandningar var att AB innehöll slam-bm och C innehöll slam-cf. Den högsta metanproduktionen bland blandningarna och som mättes i det satsvisaförsöket var den från blandning EF+THP, men observera att denna mätning gjordes vid 42 °C och ymp 2.

4.3 DELPROJEKT 3 - UTVÄRDERING AV DEN MIKROBIELLA SAMMANSÄTTNINGEN

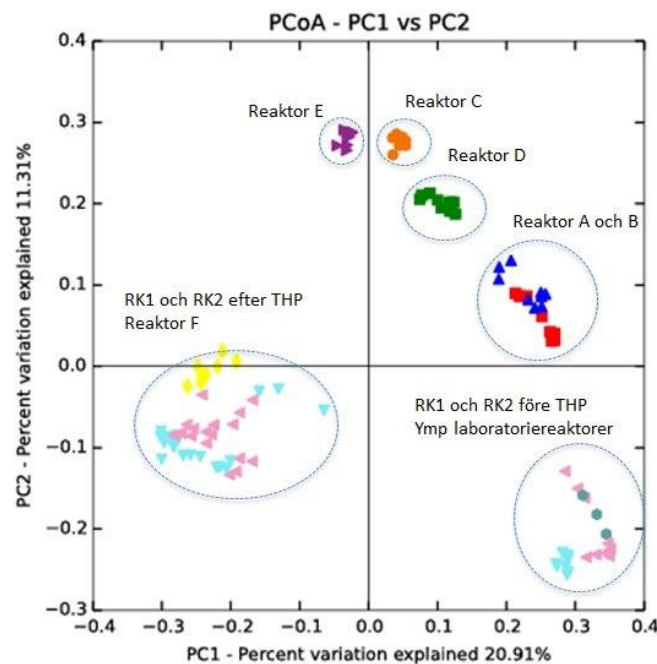
För att få en samlad bild av det totala mikrobiella samhället i de olika processerna, både laboratoriereaktorerna och fullskalesystemet och hur detta påverkades av de olika driftförhållandena, gjordes en statistisk analys av all data som genererats med Illumina-sekvenseringen (Figur 10). Denna analys visade att:

- Det mikrobiella samhället i fullskalereaktorerna RK1 och RK2 var lika varandra och stabilt över tid.
- Det mikrobiella samhället i referensreaktor A, startad med material från RK1, var skild från samhället i fullskaleprocesserna.
- Det mikrobiella samhället i Reaktor A och Reaktor B, som drevs med samma material (obehandlat) men vid olika belastning och uppehållstid, var lika varandra.
- Reaktor C och D som drevs vid samma belastning och uppehållstid men med behandlat och obehandlat material, respektive, var relativt lika men ändå skilda från varandra.
- Samhället i reaktor E var lik det i reaktor C, från vilken ymp togs vid uppstart av denna reaktor, men väldigt olik samhället i reaktor F, som drevs vid samma förhållanden som reaktor E men vid en något högre temperatur, d.v.s. 42 °C jämfört med 37 °C.
- Det mikrobiella samhället i fullskalereaktorerna var olika före och efter installationen av THP.
- Det mikrobiella samhället i reaktor F (42 °C) var lika det samhälle som utvecklades i fullskalereaktorerna efter installationen av THP.

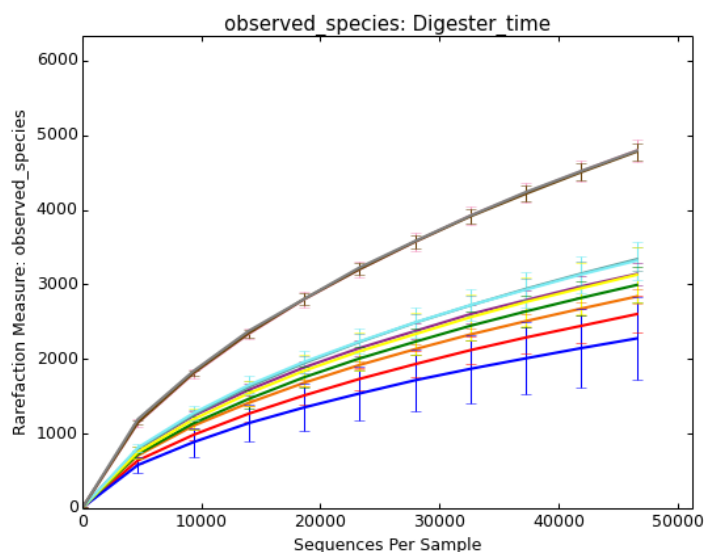
För att få en uppfattning av mångfalden av olika organismer och hur dessa var fördelade, d.v.s. hur många som fanns av respektive mikroorganism, beräknades olika diversitetsparametrar (Tabell 13 och 14). En s.k. rarefactionanalys (Figur 11) visade ett komplext samhälle där sekvenseringen fångade upp mellan 1 526 till 4 982 olika arter (OTU), med högst värden för fullskaleprocesserna före THP och lägst värden för de olika laboratoriereaktorerna. Utifrån dessa kurvor beräknades det faktiska antalet av mikroorganismer i proverna (Chao1), det vill säga värdet som erhålls om kurvorna tilläts plana av, vilket var 3 156 till 9 266 olika arter. Detta

innebar att ca 45-50 % av alla olika mikroorganismer som fanns i processerna detekterades i analysen (täckning).

Den mikrobiella diversiteten var generellt hög, vilket illustrerades av höga värden på både Shannon- och Simpson-index (Tabell 13 och 14). Värdena var relativt lika för de tre olika provtagningstillfällena för varje reaktor, vilket visar på ett stabil mikrobiellt samhälle vid tidpunkten för provtagningen. Fullskaleprocessen innan installationen av THP, både RK1 och RK2, hade förhållandevis högre värden än övriga prover men blev mer lika laboratorieprocesserna i perioden efter installationen av THP, d.v.s. diversiteten i RK1 och RK2 var lägre efter installationen av förbehandlingen. Resultaten visade också att diversiteten var lägre i laboratorieprocessen (reaktor A), som initialt var startade med en ymp med hög diversitet, än i fullskaleprocessen, trots att dessa drevs under liknande förhållanden. Vidare var diversiteten i alla laboratoriereaktorerna lika trots att de drevs vid olika belastning och uppehållstid.



Figur 10. PCA-plott med sekvensdata från analysen av alla reaktorer som analyserats, både fullskaleprocesserna RK1 och RK2 och laboratoriereaktorerna A-F. Rosa triangel: RK1. Ljusblå triangel: RK2. Blågrön cirkel: ymp. Röd fyrkant: Reaktor A. Blå triangel: Reaktor B. Grön fyrkant: Reaktor D. Orange cirkel: Reaktor C. Lilla triangel: Reaktor E. Gul triangel: Reaktor F. Analysen är baserad på identifierade OTU och tar inte hänsyn till antal av respektive sekvens. Resultatet blev dock lika även vid en viktad analys.



Figur 11 Rarefactionkurvor som visar hur många olika sekvenser (OTU), d.v.s. hur många mikroorganismer som fanns i de olika proverna (Y-axel) i relation till det totala antalet organismer som detekterades (X-axel). De två kurvorna som ligger tätt tillsammans och över alla andre representerar RK1 och RK2 innan installationen av den termiska hydrolysen.

Tabell 13. Antal observerade OTUs, Chao1 (antal arter beräknade utifrån rarefactionkurvan), täckning, Shannon- och Simpson-index för de olika laboratoriereaktorerna som analyserats under studien. Detaljerad beskrivning av de olika reaktorerna (A-F) samt en förklaring av de olika indexen finns i sektionen "material och metod". Proverna är tagna i slutet av försöket när processerna varit stabila i mer än tre HRT och numreringen motsvarar provtid, där 1-3 motsvarar tre olika prover tagna tre veckor efter varandra i slutet av försöksperioden.

Prov	Chao 1	OTUs	Shannon	Simpson	Täckning
Start	9 585	4 793	8,563	0,980	50,0
A1	5 315	2 631	6,470	0,922	49,5
A2	6 369	2 894	6,085	0,893	45,4
A3	5 034	2 283	5,644	0,872	45,3
B1	5 690	2 860	6,888	0,958	50,3
B2	4 926	2 444	6,563	0,960	49,6
B3	3 156	1 526	5,454	0,900	48,4
C1	5 660	3 896	6,182	0,894	68,8
C2	5 773	2 911	6,079	0,883	50,4
C3	5 203	2 709	6,016	0,891	52,1
D1	6 378	3 240	6,485	0,920	50,8
D2	6145	3 066	6,484	0,931	49,9
D3	5 878	2 674	6,365	0,940	45,5
E1	6 191	3 318	7,232	0,970	53,6
E2	5 359	2 968	7,077	0,970	55,4
E3	5 974	3 136	7,063	0,967	52,5
F1	5 109	2 610	6,585	0,963	51,1
F2	5 396	3 434	6,857	0,957	63,6
F3	5 396	3 346	6,677	0,947	62,0

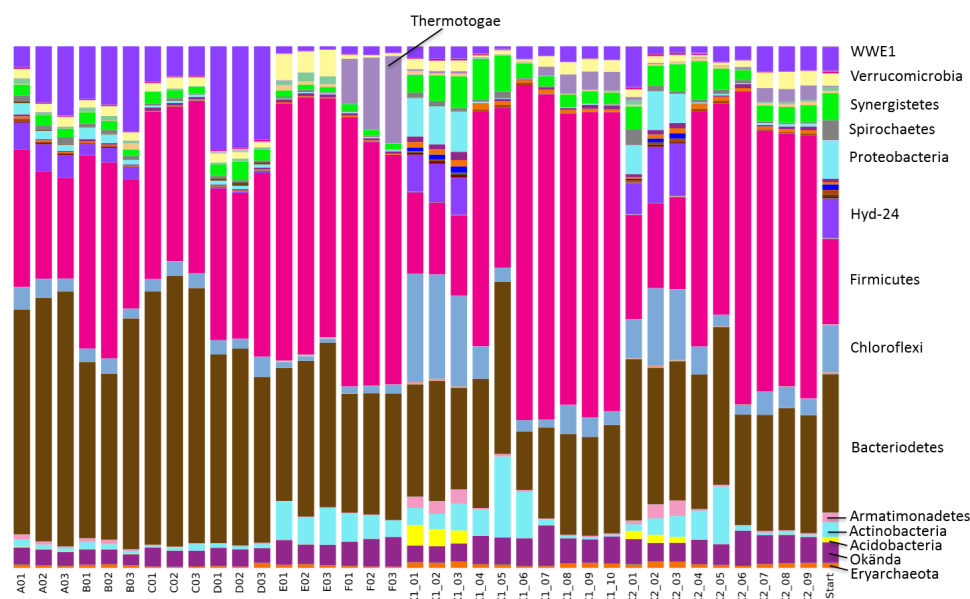
Tabell 14. Antal observerade OUTs, Chao1, Shannon och Simpson index för fullskaleprocesserna. Proverna är tagna från två parallella rötkammare (RK1 och RK2) innan och efter installationen av THP. Tre prover är tagna innan installationen (RK-01 – RK-03) och resten av proverna är tagna efter installationen och när stabil drift erhållits.

Prov	Datum	Chao 1	OTUs	Shannon	Simpson	Täckning
RK1-01	140603	9 223	4 772	8,719	0,977	51,2
RK1-02	140701	9 610	4 631	8,029	0,974	48,2
RK1-03	140805	9 704	4 982	8,493	0,983	51,3
RK1-04	150224	6 656	3 382	7,076	0,961	50,8
RK1-05	150414	5 830	2 860	6,290	0,919	49,1
RK1-06	150526	6 895	3 650	7,106	0,956	52,9
RK1-07	151027	7 315	3 568	6,979	0,947	48,8
RK1-08	160119	6 234	3 204	6,848	0,956	51,4
RK1-09	160128	6 544	3 127	6,803	0,953	47,8
RK1-10	160202	6 760	3 451	7,045	0,959	51,1
RK2-01	140603	9 145	4 909	8,248	0,970	53,7
RK2-02	140701	9 266	4 629	8,015	0,971	50,0
RK2-03	140805	9 096	4 811	8,126	0,971	52,9
RK2-04	150224	6 278	3 277	7,027	0,961	52,2
RK2-05	150414	6 903	3 217	6,712	0,956	46,6
RK2-06	151027	7 100	3 637	6,978	0,944	51,2
RK2-07	160119	6 801	3 333	6,903	0,956	49,0
RK2-08	160128	6 926	3 417	6,868	0,952	49,3
RK2-09	160202	6 733	3 147	6,698	0,946	46,7

Resultatet från sekvenseringen jämfördes med databaser för att identifiera vilka organismer som fanns närvarande i de olika reaktorerna, d.v.s. sammansättningen av det mikrobiella samhället. Mikroorganismer kan delas in i olika s.k. fylogenetiska nivåer varav det översta är domän, nästa är fyla, följt av klass, ordning, familj, släkte och art. Bakterier och Arkéer, till vilket metanogenerna tillhör, är två vanliga domäner i ett biogassamhälle. I proverna som analyserades representerade Bakterierna mellan 98,8 och 99,8 %, varav en del var okända organismer (2,1 - 6,7 %), och Arkéerna 0,2 - 1,1 % av samhället. Inom gruppen Arkéer dominerade fyla Euryarchaeota och inom detta fyla dominerade ordningarna Methanobacteriales (0,1 - 0,7 %) och Methanosarcinales (0,1 - 0,4 %), men även Methanomicrobiales detekterades (ca 0,2 %). De dominerande metanogener-släktena var Methanobacterium, WSA2 (endast i fullskaleprocesserna) och Methanosaeta. Då nivåerna var väldigt låga var det svårt att säkerställa några generella skillnader när det gäller sammansättningen av metanogener mellan de olika proverna.

För Bakterierna dominerande två fyla, Bacteroidetes (11,2 - 48,9 %) och Firmicutes (13,8 - 64,3 %). Halten av Bacteroidetes var generellt högst i laboratoriereaktorerna med de högsta värdena för reaktor A och C och de lägsta för E och F (Figur 12). Halten Firmicutes var i princip i motsats till halten Bacteroidetes och var förhållandevis högre i reaktor E, F och i fullskaleprocesserna efter installationen av

THP. Förutom dessa fyla fanns även relativt höga halter av Chloroflexi (7,3 - 20,8 %), Proteobacteria (5,5 - 7,7 %) och Hyd-24 (5,9 - 10,8 %) i fullskaleprocesserna innan installationen av THP (Figur 12). Halten av dessa fyla var lägre i laboratoriereaktorerna. Armatimonadetes, Actinobacteria, Acidobacteria, Synergistetes, Verrucomicrobia och Spirochaetes fanns i alla processer och inga generella trender kunde ses här. Thermotogae kunde däremot endast påvisas i reaktor F (8,7 - 16,8 %) och i RK1 och RK2 (2,5 - 3,7 %) efter installationen av THP och medlemmar i WWE1 hittades i högre nivåer i reaktor D (17,9 - 19,1 %), B (10,1 - 16,3 %) och A (3,9 - 13,2 %) medan övriga prover hade en betydligt lägre nivå (0,6 - 7,7 %).



Figur 12 Fördelningen av mikroorganismer baserad på fyla-nivå i de olika laboratoriereaktorerna samt fullskaleprocesserna. Prover märkta men A, B, C, D, E och F motsvarar mikrobiella samhällen i de olika laboratorieprocesserna och RK1 och RK2 är de två fullskaleprocesserna. Numreringen motsvarar tre olika provtagningar under på varandra följande veckor (se Tabell 13-14). För RK1 och RK2 är nummer 01-03 före installationen av THP och 04-10 efter installationen.

En återkoppling till den statistiska analysen (Figur 12) och punkterna ovan ger följande resultat för det mikrobiella samhället:

- Skillnaden mellan Reaktor A/B och C/D är primärt en högre andel av organismer inom fylum Hyd-24 i reaktor A/B.
- Skillnaden mellan C och D är primärt en högre andel av fylum WWE1 i D jämfört med C.
- Skillnaden mellan reaktor C och E är främst en högre andel av Actinobacterier och Verrucomicrobia i E jämfört med C. Vidare hade C också en högre/lägre andel av Firmicutes/Bacteroidetes jämfört med E.
- Skillnaden i fullskaleprocessen före och efter installationen av THP är främst en högre andel av Firmicutes, specifikt inom familjen Clostridiaceae och Thermotogae inom ordningen Thermotogales, efter installationen.
- Skillnaden mellan reaktor E (37 °C) och F (42 °C) är primärt en ökad andel av Thermotogae och en minskning av Verrucomicrobia i F jämfört med E.

- Skillnaden mellan fullskaleprocessen innan THP och laboratoriereaktor A (referens) är primärt en högre diversitet, en högre andel av Chloroflexi och en lägre andel av Bacterioidetes i fullskaleprocesserna.

Actinobakterier representerades av order Actinomycetales, som oftast var närvarande i relativt låg halt <4 % men vid högre halt i RK1_05 och RK2_05 (10,8-15,2 %).

4.4 DELPROJEKT 4 - ERFARENHETER FRÅN AVVATTNING OCH PRAKTISKA OBSERVATIONER

Detta avsnitt innehåller erfarenheter från uppstart av Sundet efter att termiska hydrolysanläggningen togs i drift samt observationer som gjorts på Sundet dels under perioden då den termiska hydrolysen togs i drift, dels som ligger från start tills energikartläggningen startades. Data från polymeråtgång och slutavvattningens effektivitet är också sammanställd.

4.4.1 Uppstart av termisk hydrolys och belastning av rötningsprocess

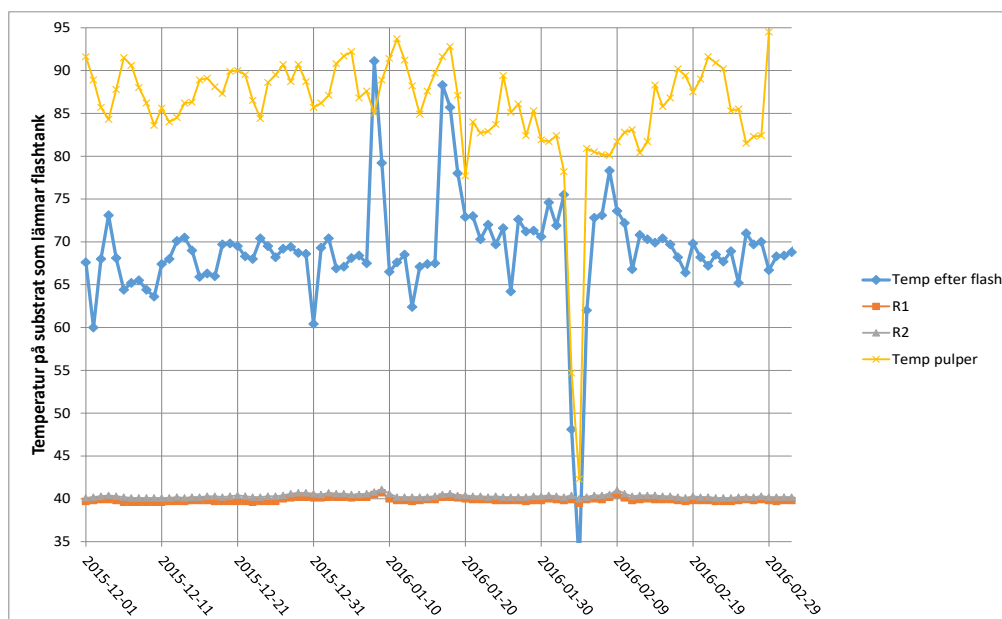
Den termiska hydrolysanläggningen togs i drift i mitten av september 2014. Fram till början av december pågick test och intrimning av THP-anläggningen vilket medförde att den drevs med reducerad kapacitet. Samtidigt som THP:n togs i drift påbörjades ett renoveringsarbete på röt-kammarna. Den ena röt-kammaren var ur drift under perioden 1 oktober till 16 december 2014 (period 1) och den andra röt-kammaren under perioden 28 maj till 19 augusti 2015 (period 2).

Detta medförde att övergången från drift med obehandlat substrat till termiskt hydrolyserat substrat blev snabb och rötningsprocessen under period 1 drevs stabilt med låga fettsyrahalter (ca 0,2 g/L) vid en medelbelastning av 4,5 kg VS/m³/d (belastningsvariation under perioden var 3-6 kg VS/m³/d) och en uppehållstid på 11 dagar (variation i uppehållstid under perioden var 8-15 dagar) och en specifik metanproduktion på i medel 373 NL CH₄/kg VS (Andersson Chan, 2015). Röt-kammarinnehållets ammoniumkvävehalt under perioden var ca 1,1 g/L, pH-värdet ca 7,5 och alkaliniteten 6 900 mg/L.

Även driften under period 2 var stabil men med högre fettsyrahalter (ca 1,7 g/L) vid en medelbelastning av 4,1 kg VS/m³/d (belastningsvariation under perioden var 2-6 kg VS/m³/d) och en uppehållstid på 21 dagar (variation i uppehållstid under perioden var 14-38 dagar) och en specifik metanproduktion på i medel 330 NL CH₄/kg VS (Andersson Chan, 2015). Röt-kammarinnehållets ammoniumkvävehalt under perioden var ca 1,4 g/L, pH-värdet ca 7,6 och alkaliniteten 9 500 mg/L.

4.4.2 Temperatur i substrat från den termiska hydrolysen samt i röt-kammare

Temperaturen i termiska hydrolysens pulpertank låg oftast på 80-90 °C (Figur 13). Temperaturen på blandningen som lämnade den termiska hydrolysens flashtank var mellan 60-70 °C (Figur 13).



Figur 13. Temperaturen i de två rötkamrarna, substratet efter behandling av termisk hydrolysis (efter flashtank) och som tillförs rötkamrarna och i substratet i den termiska hydrolysen (pulpertank, vars temperatur uppnås via värmeåtervinning (ånga från flashtank)).

Efter att den termiska hydrolysen togs i drift steg temperaturen snabbt i rötkammaren från 37 °C till ca 42 °C och därefter till 45 °C. Detta var en konsekvens av att temperatursänkningen på substratet som lämnade den termiska hydrolystanken inte var effektiv (som högst gick det in substrat som höll 80 °C i rötkammaren). Denna höga temperatur berodde på att värmeåtervinningen initialt inte var tillräckligt effektiv. Denna snabbt ökande temperatur bedöms även ha bidragit till instabilitet i rötningsprocessen vilket ledde till lägre metanhalt (som lägst 56 %) och en ackumulering av fettsyror (4,7 g/L som högst). Vid ett tillfälle tillfördes också bikarbonat för att stabilisera rötningsprocessen (Andersson Chan, 2015). Effektiviteten hos värmeväxlare förbättrades och efter det kunde temperaturen i rötkammaren hållas konstant vid 40 °C under utvärderingsperioden, och även under driftmånaderna därefter (Figur 13).

4.4.3 Nedbrytningsgrad och gasproduktion

Under perioden oktober 2013 till april 2014 (en period då matavfallet bidrog med ca 40 % av substratblandningens innehåll av VS) innan den termiska hydrolysen uppfördes var den specifika metanproduktionen ca 350 NL CH₄/kg VS och nedbrytningsgraden var ca 50 %. Efter installationen av termisk hydrolysis (och båda rötkamrarna var i drift efter reparation) varierade den specifika metanproduktionen mellan 350 och 440 NL CH₄/kg VS med en nedbrytningsgrad mellan 52 till 59 % under ca ett halvårs drift (Andersson Chan, 2016).

4.4.4 Pumpbarhet på blandning i pulpertank

Ombländningen i pulpertanken (Figur 2) sker med en centrifugalpump. För att denna pump ska klara av att blanda om pulpertankens innehåll måste spädvatten på ca 3-4 ton/d tillföras pulpertanken för att öka pumpbarheten.

Under utvärderingsperioden genererade förcentrifugeringen 55-70 ton avvattnat slam per dag med en TS-halt på 14-16 %. Driftpersonal rapporterar dock att en högre TS-halt kan uppnås vid förcentrifugeringen.

Den tekniska begränsning gällande pumpbarheten på innehållet i pulpertanken medförde att flödet genom den termiska hydrolysanläggningen var större än vad den skulle behöva vara, vilket ledde till ett ökat bränslebehov för att driva förbehandlingsanläggningen. En beräkning, med den kalkylmodell som används under energikartläggningen, visade att ångpannans bränslebehov skulle kunna minska med:

- Ca 150 kg pellets/dag om inget spädvatten tillförs pulperen
- Ca 120 kg pellets/dag om TS-halten på det föravattnade slammet höjs med en procentenhet.

Bedömningen var att det skulle gå att genomföra dessa två åtgärder, som då skulle leda till ett reducerat bränslebehov på 250-300 kg pellets/dag, om befintliga centrifugalpumpar ersätts med någon slags displacementspump. En sådan åtgärd motsvarar då en besparing på ca 100 kWh pellets/ton TS substratblandning.

4.4.5 Slutavvattning, slamproduktion och polymerbehov

Polymerbehovet för slutcentrifugeringen av rötrest under referensperioden innan den termiska hydrolysen uppfördes var mellan 5,2 och 6,1 kg polymer/ton TS i rötresten. Produktion av slutavvattnat rötat slam till lantbruk var:

- 2,22 ton (våtvikt) avvattnat slam/ton TS substratblandningen
- 7,56 kg (våtvikt) avvattnat slam/Nm³ producerad metan.

Polymerbehovet för slutcentrifugeringen av rötrest under utvärderingsperioden av den termiska förbehandlingen var 8,7 kg polymer/ton TS rötrest. Därtill tillkommer förcentrifugeringens polymerbehov som var ca 4,1 kg/ton TS internslem och externslam. Produktion av slutavvattnat rötat slam till lantbruk var:

- 1,89 ton (våtvikt) avvattnat slam/ton TS substratblandningen
- 5,76 kg (våtvikt) avvattnat slam/Nm³ producerad metan.

4.4.6 Kväverening

Initialt efter installationen sågs en negativ effekt på ANITA™ Mox, troligen p.g.a. av en högre andel löst organiskt material och högre kvävehalter. Vid denna tidpunkt drevs Sundet med bara en röt-kammare och en del störningar var kopplade till detta, något som till del kan förklara den något ökade belastningen på kvävereningen. En annan möjlig bidragande orsak kan vara en högre andel hämmande ämnen, som kan frigöras under upphettningen i den termiska

hydrolysen. Genom spädning kunde problemen åtgärdas. Graden varierade men var oftast ca 1:1, baserat på flödet.

4.4.7 Näringsämnen till recipient

Mängden näringsämnen som tillfördes recipienten ökade inte efter installationen av termisk hydrolys, snarare minskade. Det har dock ej genomförts någon noggrannare analys och uppföljning varför det inte går att fastställa exakt vilken betydelse av installationen av termisk hydrolys har haft i detta avseende.

4.4.8 Lukt

Lukten på det avvattnade rötresten som genereras efter slutavvattningen förändrades efter det att substratet förbehandlats via termisk hydrolys. Driftpersonal vid Sundet tycker att det luktar mindre:

- I hallen där slutcentrifugeringen av rötresten genomförs
- Vid arbetet med lastmaskin i långtidslager för slutavvattnad rötrest
- Från högar med fast rötrest i långtidslager under själva lagringen och då inget arbete pågår i lagret.

Vidare anser driftpersonal att den fasta rötresten i långtidslagret luktar mindre ammoniak.

Från flashtank avgår en mindre mängd ånga som innehåller flyktiga illaluktande organiska ämnen som leds direkt till rötkammaren. Under någon dag då anläggningen för termisk hydrolys togs i drift uppstod ett tekniskt problem som gjorde att detta ångflöde släpptes direkt ut i atmosfären. Detta resulterade i en mycket stark lukt som kändes mer än 5 km bort.

4.4.9 Teknik och människa

Anläggningens tekniska komplexitet har ökat efter det att utrustningen för termisk hydrolys togs i drift. Detta ställer högre kompetenskrav på personalen som arbetar med driften av anläggningen. Bedömningen är att den utmaning detta innebär generellt leder till en mer stimulerande arbetsmiljö snarare än representerar ett problem. Antalet maskiner, sensorer och mätare har också ökat efter installationen av förbehandling. Detta har medfört ett ökat arbete med underhåll, service inklusive sotning av pannor.

4.5 DELPROJEKT 5 - UTVÄRDERING AV FÖRÄNDRINGAR I PRODUKTIONSANLÄGGNINGENS ENERGIBALANS

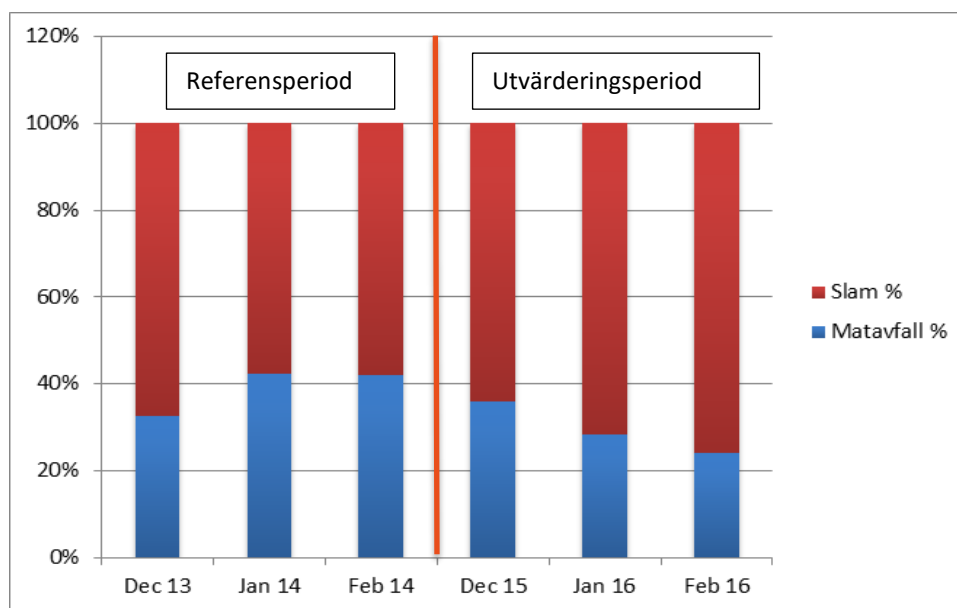
I detta delprojekt redovisas resultatet från en energikartläggning av den del av Sundets som kopplar till biogasproduktionen före och efter det att termisk hydrolys togs i drift.

4.5.1 Substrat till rötning och gasproduktion

Under referensperioden innan termisk hydrolys (dec. 2013 - feb. 2014) rötades ca 180 ton substratblandning per dag (våtvikt), vilket motsvarar ca 12,1 ton TS/dag

och 10,1 ton VS/dag (Tabeller B1:1-B1:3 i Bilaga 1). Substratblandningen bestod huvudsakligen av förtjockat slam via en bandavvattnare (men inkluderade även annat externslam) från Sundets reningsverk samt källsorterat matavfall (huvudsakligen från hushåll men även från restauranger, inklusive fett från restaurangers fettavskiljare). Under denna period bidrog slammet med 58-67 % av tillförd torrsubstans till rötningen medan resterande 33-42 % kom från matavfall (Figur 14). På VS-basis bidrog slammet med 52-65 % av tillförd organisk substans till rötningen medan resterande 35-48 % kom från matavfall.

Under utvärderingsperioden med termisk hydrolys (dec. 2015 - feb. 2016) rötades ca 140 ton substratblandning per dag (våtvikt) som motsvarar ca 12,6 ton TS/dag och 10,4 ton VS/dag (Tabeller B1:1-B1:3 i Bilaga 1). Substratblandningen bestod huvudsakligen av förtjockat slam via en förcentrifugering samt källsorterat matavfall. Under denna period bidrog slammet med 64-76 % av tillförd torrsubstans till rötningen medan resterande 24-36 % kom från matavfall (Figur 14). På VS-basis bidrog slammet med 62-73 % av tillförd organisk substans till rötningen medan resterande 27-38 % kom från matavfall.



Figur 14. Matavfallets och slammets bidrag med torrsubstans till den på Sundet rötade substratblandningen, under de två utvärderingsperioderna.

Under perioden före termisk hydrolys var rötkammarbelastningen i medel för de två rötkamrarna 3,0 kg VS/m³/d och uppehållstiden 19 dagar. För perioden med förbehandling med termisk hydrolys var rötkammarbelastningen i medel för de två rötkamrarna 3,1 kg VS/m³/d och uppehållstiden 23-26 dagar.

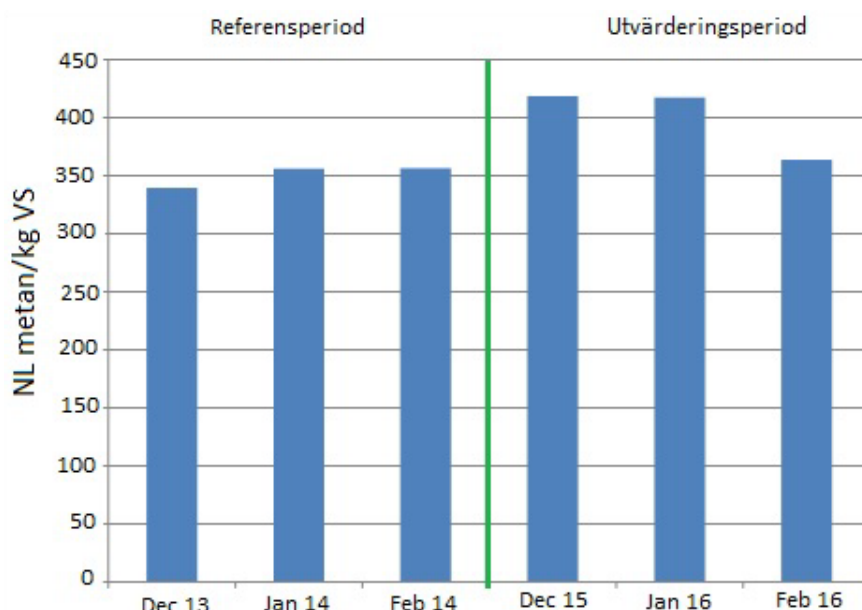
Under referensperioden före termisk hydrolys var metanproduktionen vid Sundet 3 390-3 608 Nm³/dag. Baserad på uppmätta metanpotentialvärden kom uppskattningsvis ca 45 % av det producerade metanet från rötat slam och resterande 55 % från matavfallet. För perioden med förbehandling via termisk hydrolys var metanproduktionen 3 840-4 450 Nm³/dag (Tabell B1:3 i Bilaga 1).

Uppskattningsvis kom ca 60 % av producerad metan från rötat slam och resterande 40 % av metanproduktionen kom från matavfallet.

Den specifika metanproduktionen under referensperioden innan förbehandling med termisk hydrolys var 351 NL CH₄/kg VS och perioden med förbehandling via termisk hydrolys gav ett specifikt metanutbyte på 418 NL CH₄/kg VS (Figur 15) (specifika metanproduktionen för februari 2016 exkluderas i detta medelvärde eftersom torrsubstansbidraget från matavfall var väsentligt lägre, vilket bedöms ha bidragit till månadens lägre specifika metanproduktion). Detta medför att specifika metanproduktionen var ca 19 % högre för perioden då substratblandningen genomgått en termisk hydrolys jämfört referensperioden.

4.5.2 Pelletsförbrukning och värmeflöden vid Sundet

Totala värmebehovet för att driva Sundet under referensperioden var ca 12,0 MWh/d varav ca 80 % kom från en pelletsmatad varmvattenpanna (Bilaga 1). Totala pelletsförbrukningen under referensperioden innan termisk hydrolys var ca. 2 500 kg/d. Värmebehovet för att driva rötningen var ca 5,5 MWh/d vilket motsvarar ett bränslebehov på 534 kWh pellets/ton TS substrat. Under utvärderingsperioden med termisk hydrolys var den totala pelletsförbrukningen ca 4 190 kg/d. Av denna pelletsmängd användes 2 970 kg/d för att driva ångpannan och ca 1 220 kg/d för att driva värmepannan, som försörjer aminskrubbern och biogasanläggning med värme.



Figur 15. Metanutbyte (NL CH₄/kg VS) vid Sundets biogasanläggning under utvalda perioder, före och efter installationen av THP.

4.5.3 Värmeleverans från ångpanna

Matarvattenflödet in till ångpannan har under perioden i medel varit 0,82 kg/h och förvärmades (värmeåtervinning från aminreningen) till en temperatur på 71,3 °C. Ångpannan genererade ånga som i medel hade temperaturen 181,5 °C och trycket 9,4 bar. Totala värmetillförseln till värmebäraren (ånga som lämnar ångpannan)

var i medel ca 14,9 MWh/d varav 13,6 MWh/d kom från ångpannan och 1,3 MWh/d i form av återvunnen värme från aminreningen, se Figur 16.

4.5.4 Värmeleverans till substrat i reaktor

Medelvärde på flödet från pulpertanken till reaktortank var ca 101 ton/d och medeltemperaturen på denna massa var ca 86 °C. Av detta flöde utgjorde substrat inklusive vattenspädning 90 ton/d och resterande 11 ton/d representerar ett beräknat flöde av återförd ånga från flashtank till pulpertank. Dessutom tillfördes reaktorn ca 20 ton ånga/d från ångpannan och denna ånga värmdde innehållet i reaktorn till 165 °C. Värmebehovet för detta beräknades till ca 13 MWh/d (Figur 16).

4.5.5 Värmeåtervinning vid flashtank

Utflödet från reaktortanken beräknades vara ca 121 ton/d. Trycksänkningen som skedde i samband med detta genererade ca 11 ton ånga/d i flashtanken, som tillfördes pulpertanken. Detta ångflöde värmdde innehållet i pulpertanken till ca 86 °C. Denna ånga kan ses som en värmeåtervinning som motsvarar ca 7 MWh/dag. Kvar i flashtanken efter ångförlusten var ca 110 ton/d material. Två värmeväxlare, kopplade till flashtanken, kylde substratet i flashtanken med mestavaroande ca 3,8 MWh/d. Värmen från den av dessa två värmeväxlare (E3 i Figur 5) återvinns (t.ex. för att värma lokaler) medan den andra värmeväxlaren (E4 i Figur 5) är en nödkylare som dumpar värme till luften. Under en av utvärderingsmånaderna var funktionen dålig för värmeväxlaren, som var kopplat till värmefflödet E3 (Figur 5). Som bäst var den återvunna värmemängden 1,2 MWh/d medan nödkylningen varierade mellan 2,3 - 4,1 MWh/d (Figur 16). Utflödet från flashtanken var ca 110 ton/d. Substratflödet in till röt-kammaren späddes med ca 27 ton vatten/dag. Därmed var inflödet till röt-kammaren ca 136 ton/d.

4.5.6 Värmeåtervinning från rötningsprocess

Värmeåtervinningen från rötningsprocessen var i medel 2,1 MWh/d (se E5 i Figur 5) och denna värme användes för att värma kvävereningen, se Figur 16.

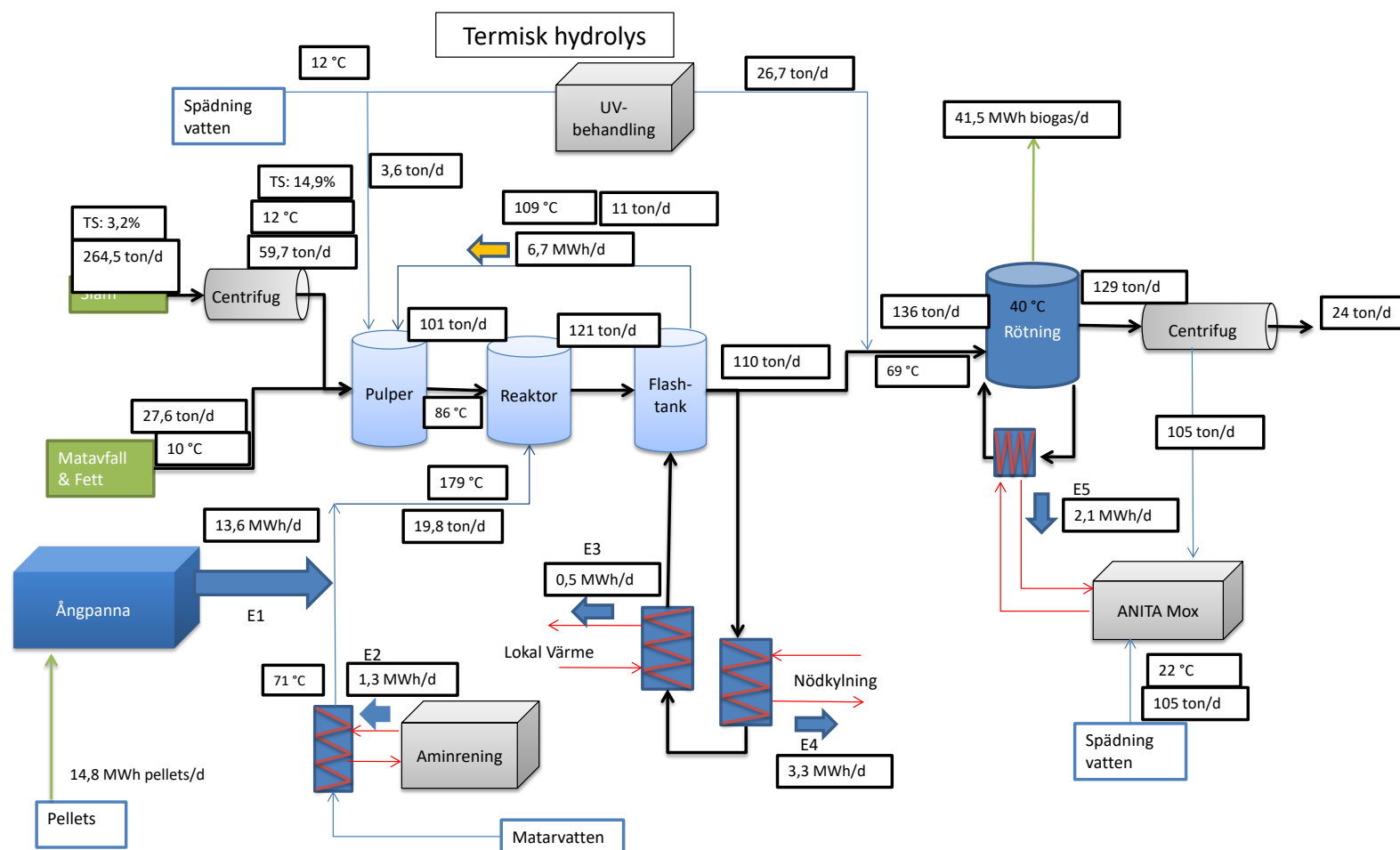
4.5.7 Nyckeltal

Energirelaterade nyckeltal har tagits fram dels vad det gäller behovet av processenergi i relation till producerad biogas, dels i relation till torrsubstans i substratet som rötas. Dessa energirelaterade nyckeltal från period med termisk hydrolys jämfördes mot motsvarande nyckeltal från period innan den termiska hydrolysanläggningen togs i drift.

Metanproduktion

Den specifika metanproduktionen före installationen av termisk hydrolys var 351 NL CH₄/kg VS. Detta motsvarar ett medelvärde under 3 månaders drift då 57 % av rötad VS kom från avloppsslam och resterande 43 % kom matavfall, inklusive även ett mindre VS-bidrag från en fettrik fraktion som erhålls vid tömning av restaurangers fettavskiljare.

Den specifika metanproduktionen efter att förbehandlingen av substratblandningen var 418 NL CH₄/kg VS. Detta motsvarar ett medelvärde under 2 månaders drift då 66 % av rötad VS kom från avloppsslam och resterande 34 % kom matavfall, inklusive ett mindre VS-bidrag från en fettrik fraktion som erhålls vid tömning av restaurangers fettavskiljare. Under februari 2016 var andelen matavfall lägre i substratblandningen (Figur 14) än övriga 5 utvärderingsmånader varför bedömningen var att den specifika metanproduktionen för denna månad inte var representativ.



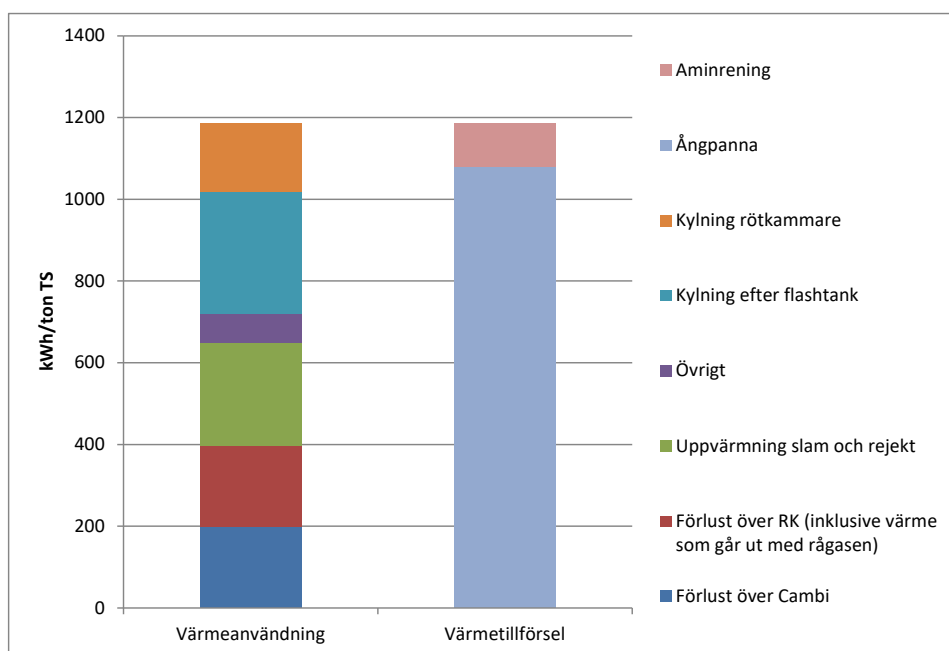
Figur 16. Värme- och bränsleflöden under period med termisk hydrolys.

Elbehov

Baserat på elmätning under februari och mars 2016 beräknades elbehovet för att driva Cambi-processen till 108 kWh/ton TS. Elbehovet kan även uttryckas som 0,32 kWh el/m³ CH₄. Av detta elbehov behövdes 80 % för att driva elmotorer för substrattransport samt för att genomföra förcentrifugeringen. Transport av värmebärare och allmän kraft utgjorde ca 13 % av det totala elbehovet och ångpannans elbehov motsvarade 7 %. Under samma tidsperiod hade varmvattenpannan som driver aminreningen ett elbehov på 0,46 kWh/m³ CH₄.

Värmeflöden

Figur 17 visar hur de olika värmeflödena in och ut ur systemet är fördelade på olika delar av processen. Ångpannan och värmeåtervinning från aminreningen tillför värme motsvarande ca 1 200 kWh/ton TS. Denna tillförda värme används för att värma substrat, återvinns, eller blir förlust. Värmeförlusten från den termiska hydrolysen och från rötkammare består av värmeöverföringsförluster från rör och tankar till omgivningen och är inte mycket som man kan göra något åt.



Figur 17. Tillförd värme och värmeanvändning i systemet fördelat på olika delar av processen, redovisat som ett medelvärde för perioden december 2015-februari 2016 med THP.

Värmebehov

Sammanställning av nyckeltal kopplat till värmebehov vid förbehandling via termisk hydrolys gav följande resultat:

- Den termiska hydrolysens totala värmebehov: 1 187 kWh värme/ton TS substratblandning. Detta värmebehov inkluderar även värmeförlust via värmeförlust från aminreningen. Kort sagt motsvarar detta den värme som krävs för att förånga vattnet vid det tryck som används i processen.
- Värme från ångpanna till den termiska hydrolysen: 1 080 kWh värme/ton TS substratblandning.

- Den termiska hydrolysens totala värmebehov: 3,6 kWh värme/Nm³ producerad metan vid rötning. Detta värmebehov inkluderar även värmeförluster via värmeförmedling från amineringsanläggningen.
- Värme från ångpanna till den termiska hydrolysen: 3,3 kWh värme/Nm³ producerad metan vid rötning.

Värmeförmedling

Sammanställning av nyckeltal kopplat till värmeförmedling vid förbehandling via termisk hydrolys gav följande resultat:

- Värmeförmedling från amineringsanläggningen (E2 i Figur 5): 107 kWh värme/ton TS substratblandning. Denna återvunna värme förvärmer matarvattnet till ångpannan till en temperatur på 64-76 °C.
- Värmeförmedling i den termiska hydrolysanläggningen: 580 kWh värme/ton TS substratblandning. Med denna värmeförmedling menas återvunnen ånga i samband med trycksänkningen efter värmebehandling i reaktortanken vid 165 °C. Återvunnen ånga används för värmning av substratblandning i pulpertanken från ca 12 °C till 82-88 °C.
- Värmeförmedling via sänkning av temperatur på behandlat substrat i flashtank innan inpumpning till röt-kammare (E3 i Tabell B1:7 i Bilaga 1): 0-95 kWh värme/ton TS substratblandning (medelvärde 37 kWh/ton TS). Stor spridning under utvärderingsmånaderna. Denna återvunna värme används för att värma anläggningens lokaler.
- Värmeförmedling (optimeringen påbörjades först 2016) från röt-kammarens innehåll för att uppnå en konstant temperatur i röt-kammaren (E5 i Figur 5): 168 kWh värme/ton TS substratblandning. Denna återvunna värme används för att värma kväveringssteget (spädvatten till rejektivattenbehandlingen).

Värmeförluster

Sammanställning av nyckeltal kopplat till värmeförluster vid förbehandling via termisk hydrolys gav följande resultat:

- Värmeförluster i den termiska hydrolysanläggningen: 198 kWh värme/ton TS substratblandning. Denna förlust inkluderar bidrag från förbränning av pellets, rörledningar för ånga- och substrattransport samt genom dess tankar.
- Värmeförluster i rötningen: 197 kWh värme/ton TS substratblandning.
- Värmeförluster från nödkylningen (E2 i Figur 5): 260 kWh värme/ton TS substratblandning. Denna värme skulle kunna användas vid värmeförmedling för att värma anläggningens lokaler alternativt förvärma något av materialinflödena till pulperen.

Pelletsförbrukning

Sammanställning av nyckeltal kopplat till pelletsförbrukningen för referensperioden (utan THP):

- Total pelletsförbrukning: 216 kg pellets/ton TS substratblandning vilket motsvarar 1 017 kWh pellets/ton TS.
- Total pelletsförbrukning: 0,742 kg pellets/Nm³ producerad metan vid rötning

- Total pelletsförbrukning: 14,5 kg pellets/ton våtvikt
- Beräknad pelletsförbrukning för rötning och övrig uppvärmning på Sundet: 149 kg pellets/ton TS substratblandning (exkluderar beräknad pelletsanvändning till gasuppgradering).
- Beräknad pelletsförbrukning för rötning och övrig uppvärmning på Sundet: 0,512 kg pellets/Nm³ producerad metan vid rötning, vilket motsvarar 701 kWh pellets/ton TS (exkluderar beräknad pelletsanvändning till gasuppgradering).
- Beräknad pelletsförbrukning för rötning och övrig uppvärmning på Sundet: 10,03 kg pellets/ton våtvikt (exkluderar beräknad pelletsanvändning till gasuppgradering).

Sammanställning av nyckeltal kopplat till pelletsförbrukningen vid förbehandling via termisk hydrolys:

- Total pelletsförbrukning: 334 kg pellets/ton TS substratblandning vilket motsvarar 1 568 kWh pellets/ton TS.
- Ångpannans pelletsförbrukning: 236 kg pellets/ton TS substratblandning vilket motsvarar 1108 kWh pellets/ton TS. Denna pelletsförbrukning driver termisk hydrolys. Återvunnen värme från denna förbehandling svarar för all uppvärmning som finns vid Sundet.

Total pelletsförbrukning: 1,05 kg pellets/Nm³ producerad metan vid rötning.

5 Diskussion

Det är ett välkänt faktum att en förbehandling av det organiska materialet kan öka biogasproduktionen genom att öka tillgängligheten av materialet för den mikrobiella nedbrytningen (Chandra, m.fl. 2007; Taherzadeh, m.fl. 2008; Carrere, m.fl. 2010). När komplexa substrat som, t ex slam eller lignocellulosa bryts ner i en biogasprocess är det första steget, d.v.s. hydrolysen, långsamt och hastighetsbegränsande. Detta gör att en förhållandevis lång uppehållstid krävs för en effektiv nedbrytning av denna typ av material. Genom en förbehandling av substratet kan hastigheten på hydrolysteget ökas. Som en konsekvens kan processen tåla en högre organisk belastning och kortare uppehållstid jämfört med rötning av ett obehandlat material. Utöver detta kan förbehandlingen också påverka utvecklingen av det mikrobiella samhället (Sun, m.fl. 2013; Westerholm, m.fl. 2016a, b), vilket i sin tur kan medföra att nedbrytningen av olika komponenter påverkas, positivt eller negativt.

Målet med detta projekt var därför att utvärdera biogasprocessen på Sundet reningsverket i Växjö före respektive efter installation av termisk hydrolys som en förbehandlingsmetod på det inkommande materialet, d.v.s. ta fram resultat som ger information om förbehandlingens betydelse för rötningsprocessens effektivitet och stabilitet samt biogasanläggningens behov av processenergi. Arbetet undersökte effekten av den termiska förbehandlingen på nedbrytningseffektivitet och metanpotential och också betydelsen av THP för att nå en ökad belastning i processen. Hypotesen var att det termiska hydrolysteget skulle öka hastigheten och effektiviteten på nedbrytningen och detta skulle då medge en högre belastning/kortare uppehållstid. Vidare var hypotesen också att den termiska hydrolysen skulle leda till en förändring av den mikrobiella sammansättningen i processen. För att bekräfta eller förkasta dessa hypoteser genomfördes satsvisa metanpotentialanalyser av de olika substraten som användes vid Sundets biogasanläggning före och efter THP samt av några olika modellföreningar. Försöken utfördes med ymp-1 och ymp-2 som togs före och efter införandet av termisk hydrolys, respektive. Behandlade och obehandlade substrat användes också för kontinuerlig rötning för att utreda betydelsen av THPn för att nå en hög belastning. Det mikrobiella samhället analyserades både i ymparna som användes i de satsvisa försöken samt under kontinuerlig drift i både laboratorie- och i fullskala.

5.1 DELPROJEKT 1 - SATSvisa UTRÖTNINGSFÖRSÖK – EFFEKT AV THP PÅ NEDBRYTNINGSEFFEKTIVITETEN I PROCESSEN

Metanpotentialen för de olika testade materialen låg i linje med värden som tidigare redovisats i litteraturen. Slam har typiska värden på den specifika metanproduktionen runt 350 NmL/gVS (Linné 2008; Jarvis, m.fl. 2009) och för källsorterat matavfall ligger metanpotentialen ofta mellan 460-650 NmL/g VS (Carlsson & Uldal 2009). Effekten av termisk hydrolys var olika för de olika substraten som testades. Förbehandlingen gav endast en tydlig effekt på slam-bm (från bandavvattare). För detta substrat resulterade förbehandlingen i en signifikant (t-test, $p < 0,05$) högre metanproduktion i båda testerna (Tabell 12).

Detta slam hade en specifik metanproduktion som var 19-24 % högre efter termisk hydrolys än för obehandlat slam (Tabell 15). Den specifika metanproduktionen av centrifugerat slam (slam-cf) var emellertid inte högre efter behandlingen (Tabell 15). Snarare verkade metanproduktionen bli något lägre (t-test, $p < 0,05$). En möjlig förklaring till skillnad i resultat kan vara skillnad i TS-halt. Slammet från bandavvattaren hade en väsentligt lägre TS-halt än slam från centrifugen.

Tabell 15 Jämförelse av metanproduktionen mellan olika slamprover.

Delprojekt	Slamprover	Temp. °C	Metanpotential (NmL CH ₄ /g VS)	Procentuell skillnad i metanpotential med/utan THP (%)
Delprojekt 1	Slam-bm	37°C	356	24
	Slam-bm+THP	37°C	443	
	Slam-bm	42°C	424	19
	Slam-bm+THP	42°C	506	
Delprojekt 2	Slam-cf	37°C	366	referens
	Slam-cf+THP	37°C	346	-6
	Slam-cf+sTHP*	42°C	339	-8

*THP-behandlade i Sundets THP-anläggningen

Metanpotentialen var inte heller högre för matavfallet och blandningarna av slam-bm och matavfall efter behandlingen (Tabell 16). Den organiska fraktionen av matavfall innehåller en stor andel lättnedbrytbart material (Carlsson, m.fl. 2009), som troligtvis inte påverkas av den termiska hydrolysen. Förekomsten av matavfall i blandningen tar ut effekten av THP på slammet.

Tabell 16 Jämförelse av metanproduktionen med och utan termisk hydrolys av matavfall, slam och deras blandning

Satsvisa	Substrat	Metanpotential utan THP (NmL CH ₄ /g VS)	Metanpotential med THP (NmL CH ₄ /g VS)	Procentuell skillnad i metanpotential med/utan THP (%)
Satsvisa-1	Matavfall	509	475	-6
	Slam-bm	356	443	24
	Blandning-AB	386	381	-1
Satsvisa-2	Matavfall	625	603	-4
	Slam-bm	424	506	19
	Blandning-AB	564	542	-4

En möjlig felkälla vid analys av den specifika metanproduktionen är halten av VFA i provet som analyseras. Metanproduktionen kan bli överskattad vid förluster av flyktiga fettsyror under mätningen av TS och VS. Av denna anledning beräknades därför metanproduktionen med och utan VFA-korrigerig (Tabell 17). Denna beräkning visade att metanproduktionen överskattades till mellan 1 till 7 % för substraten slam-bm- och blandning AB- prover. Motsvarande siffror för

matavfall var 14-16 % (Tabell 17). Matavfall (obehandlat) består av en stor andel lättnedbrytbart organiskt material vilket förklarar en förhållandevis högre halt av VFA i detta material (19 - 22 g/L, Tabell 7) jämfört med slam (2 - 4 g/L, Tabell 7). Siffrorna sjunker efter förbehandlingen men följer samma tendens med högre VFA-halt på behandlat matavfall (11 g/L) än behandlat slam (2 g/L). Resultaten visar dock samma generella trend när det gäller effekt av THP på den specifika metanproduktionen, oberoende av VFA-korrigerig eller inte, d.v.s. att endast metanbildningen från slam-bm ökade som en effekt av förbehandlingen. Däremot blev det en skillnad i det slutgiltiga värdet på den specifika metan produktionen.

Tabell 17 Jämförelse av metanproduktionen med och utan VFA-korrigerig.

Satsvisa	Substrat	Metanpotential utan VFA-korr. (NmL CH ₄ /g VS)	Metanpotential med VFA-korr. (NmL CH ₄ /g VS)	Procentuell skillnad i metan-potential, utan/med VFA-korr. (%)
Satsvisa-1	Matavfall	509	437	16
	Slam-bm	356	338	5
	Blandning-AB	386	361	7
	Matavfall+THP	475	418	14
	Slam-bm+THP	443	440	1
	Blandning-AB+THP	381	365	4

Vid en närmare analys av de satsvisa försöken var det tydligt att metanbildningshastigheten var snabbare med ymp-1 (före THPn) jämfört med ymp-2 (efter THPn) och detta för alla undersökta substrat (Tabell 8). Det behövdes mellan 14 och 28 dagar att nå 80 % av den slutgiltiga metanpotentialen med ymp-1. Motsvarande siffror för ymp-2 var 20 till 46 dagar. Samma tendens observerades tydligt för modellsubstraten cellulosa och albumin. I det första försöket nåddes mer än 80 % av den slutgiltiga metanpotentialen efter ca 14 dagar till skillnad från det andra försöket där det tog 46 dagar att nå samma nivå. Skillnaden var inte lika tydlig för triolein (28 och 30 dagar för respektive satsvisa-1 och -2) och halm (53 och 60 dagar för respektive satsvisa-1 och -2). Detta resultat indikerar att den mikrobiella aktiviteten var olika i de olika testerna som gjordes med ymp som togs före och efter installationen av THP och att denna generellt var högre i processen innan installation av THP. Det är emellertid svårt att avgöra om denna effekt beror på förbehandlingen eller på det faktum att temperaturen i samband med att installationen steg från ca 37 till 42 °C, vilket också påverkade sammansättningen av det mikrobiella samhället (se vidare diskussionen om resultaten från den mikrobiologiska analysen). Det andra satsvisa försöket skedde också vid 42 °C, för att efterlikna effekten i fullskaleprocessen. Resultatet är dock i motsats till förväntat då en ökad temperatur typiskt ökar hastigheten på den mikrobiella nedbrytningen. De organismer som arbetar vid mesofil temperatur är aktiva i ett ganska brett temperaturområde men har sitt optimum runt ca 37-39 °C. En annan vanlig temperatur vid rötning ligger runt 52-55 °C, vilket då motsvarar s.k. termofil rötning. Temperaturen av 42 °C kan sägas ligga mer mitt emellan dessa två temperaturintervall och detta kan ev. förklara att aktiviteten är något lägre än vid

37 °C. Tidigare publicerade arbeten har emellertid också påvisat en högre aktivitet vid 42 °C jämfört med 37 °C men dessa har använt helt andra substrat varför resultaten inte här helt jämförbara (Westerholm m.fl. 2015). I motsats till nedbrytningshastigheten uppvisade emellertid metanpotentialen en motsatt trend. Denna var högre för alla substrat (mellan 14 till 46 % högre) (Tabell 18) i det andra försöket (42 °C) jämfört med det första (37 °C). Resultatet från försöken med cellulosa och albumin visade också samma tendens som substraten, d.v.s. att metanpotentialen var högre med ymp-2 jämför med ymp-1. Men inga signifikanta (t-test $p < 0,05$) skillnader i metanpotentialen i de två försöken kunde observeras med modellsubstraten triolein och halm.

Tabell 18 Jämförelse av metanproduktionen mellan satsvisa försök 1 och -2.

	Satsvisa-1 Metanpotential (NmL CH₄/g VS)	Satsvisa-2 Metanpotential (NmL CH₄/g VS)	Procentuell skillnad i metanpotential Satsvisa-2/Satsvisa-1 (%)
Matavfall	509	625	23
Slam-bm	356	424	19
Blandning-AB	386	564	46
Matavfall+THP	475	603	27
Slam-bm+THP	443	506	14
Blandning-AB+THP	381	542	42
Cellulosa	305	396	30
Albumin	333	420	26
Triolein	900	864	-4
Halm	291	293	1

5.2 DELPROJEKT 2 - KONTINUERLIGA LABORATORIE-PROCESSER

Genom installationen av THP vid Sundet var ambitionen möjliggöra en ökning av den organiska belastningen utan risk för att uppehållstiden skulle bli för kort. Därmed skulle den volymetriska gasproduktionen kunna ökas. Målb belastningen hade dock inte testats på anläggningen varför det var oklart om denna belastning skulle vara möjlig, även utan installationen av förbehandlingen. Många biogasanläggningar drivs idag vid en belastning som medger säker och stabil drift. Hög belastning/kort uppehållstid undviks ofta för att minska risken för instabilitetsproblem och ackumulering av nedbrytningsintermediärer (fettsyror). Men vanligtvis har inte gränserna när det gäller belastning och uppehållstid utretts, varför det ofta är svårt att avgöra hur systemet kan drivas i detta avseende. I denna del av projektet var därför målet att:

1. utvärdera hur processen "mår" i samband med att substratet förändras efter en förbehandling
2. bestämma gränserna avseende belastning och uppehållstid med dagen substrat samt med ett förbehandlat material.

Genom att göra denna utvärdering var målet att svara på frågan om processens gasproduktion och stabilitet samt förmåga att klara ökad belastning skulle vara olika beroende på om materialet behandlats med termisk hydrolys eller ej.

Resultaten från den första studien, som inkluderade 4 reaktorer (A-D) visade stabila och robusta processer oberoende av om materialet behandlats eller inte och också oberoende av belastningen. Reaktor A kördes som kontroll och var driftmässigt lik processen i Sundets biogasanläggning (före THP-installationen). Processerna A och B, som drevs med obehandlat material men vid olika belastning och uppehållstid visade ungefär samma specifika metanproduktion (Tabell 19). Det var tydligt att processen utan problem kunde drivas vid en hög organisk belastning på 5 g VS/L/d utan förbehandling av substratet och detta trots att uppehållstiden under belastningsökningen sjönk till så lite som 11 dagar. Drift av reaktor B vid denna höga belastning resulterade i en volymetrisk metanproduktion på ca 1,7 NL CH₄/L_{RK}/d (RK=rötkammarvolym), jämfört med ca 1,0 CH₄/L_{RK}/d i referensreaktorn. Detta motsvarar då en volymetrisk metanproduktion drygt 50 % högre än den produktion som Sundets hade under referensperioden (dec 2013-feb 2014).

En jämförelse mellan alla fyra reaktorer (A till D) visade emellertid att process C som drevs med det via termisk hydrolys förbehandlade substratet hade den högsta volymetriska och specifika metanproduktionen vid en belastning på 5 g VS/L/d, d.v.s. ca 1,9 NL CH₄/L_{RK}/d och 374 NmL CH₄/g VS (Tabell 19). Processen D, som drevs vid samma belastning och HRT som C men med obehandlat substrat nådde inte samma gasproduktion utan låg på samma nivå som reaktor B. Detta resultat föreslår att den termiska hydrolysen resulterade i en ökad tillgänglighet av materialet jämfört men det obehandlade materialet. Reaktor C med termisk hydrolys som förbehandling hade totalt ca 10 % högre specifik metanproduktion än övriga reaktorer som drevs utan förbehandling av substratet. Eftersom rötkammarinnehållet har en högre koncentration av torrsbstans, och näringsämnen, i reaktorer C och D än reaktorer A och B blev också ammoniumkväve, alkalinitet och pH-värde högre för dessa reaktorer. Ett högre kvävevärde är positivt för anläggningen då rötresten får ett högre värde som gödningsmedel. Men som nämnts ledde detta i fullskala till en högre belastning på efterföljande kväverening.

Installationen av THP vid Sundet ledde till att temperaturen i processen steg något p.g.a. av problem med kylningen. I genomsnitt låg temperaturen runt 42 °C istället för 37 °C. Inga problem med instabilitet kunde påvisas i full-skale processen i samband med denna förändring men för att försöka utreda och särskilja effekt av temperatur och förbehandling startades ett andra röttningsförsök med två kontinuerliga laboratoriereaktorer (E och F). Båda processerna drevs vid samma belastning och uppehållstid som C men vid olika temperaturer. Resultaten från dessa processer visade att E, som drevs vid 37 °C, hade en signifikant högre (t-test, $p < 0,05$) volymetrisk och specifik metanproduktion (2,1 NL CH₄/L_{RK}/d och 425 NmL CH₄/g VS) jämfört med process F som drevs vid 42 °C (2,0 NL CH₄/L_{RK}/d och 402 NmL CH₄/g VS). Detta resultat föreslår att omsättningen av substratet var något sämre vid den högre temperaturen under rådande uppehållstid. Dessa

resultat var också i linje med de satsvisa försöken som uppvisade en lägre metanbildningshastighet i de försöken som genomfördes vid 42 jämför med 37 °C.

Värt att notera är även att processerna C och E, som drevs vid samma belastning (5 g VS/L/d), uppehållstid (17 dagar), temperatur (37 °C) och THP-behandlat substrat uppvisade olika effektivitet (Tabell 19). Processen E hade en signifikant högre metanproduktion (2,1 NL CH₄/L_{RK}/d och 425 NmL CH₄/g VS) än processen C (1,9 NL CH₄/L_{RK}/d och 374 NmL CH₄/g VS). Detta resultat kan eventuellt förklaras av att dessa processer startades vid olika tillfällen och därmed fick substrat med något annorlunda sammansättning. Blandning som användes i processen C hade ett förhållande slam:matavfall TS-innehåll av 67:33 % medan blandningen i processen E hade ett förhållande 75:25 %. En annan skillnad var att substratblandning i processen E behandlades i Sundets THP-anläggning medan blandningen i process C behandlades med laboratorieskale-THP. Rötkammarinnehållet i reaktorerna E och F liknade dock det i reaktorerna C och D, d.v.s. ammoniumkväve, alkalinitet och pH-värde blev högre än värdena man fick på processerna A och B.

Tabell 19 Sammanfattning av metanproduktion effektivitet i alla processer

Process	Temp. °C	Belastning g VS/L/d	Upphållstid d	THP-substrat	Metanpotential NmL CH ₄ /g VS	Metanpotential NL CH ₄ /NL _{RK} /d
A	37°C	3	18	Nej	337	1,04
B	37°C	5	11	Nej	342	1,71
C	37°C	5	17	Ja	374	1,87
D	37°C	5	17	Nej	338	1,68
E	37°C	5	17	Ja	425	2,13
F	42°C	5	17	Ja	402	2,02

Sammanfattningsvis visar studierna att Sundets troligen hade kunnat driva sin process vid en hög belastning utan risk för instabilitet och utan att använda sig av den termiska behandlingen. Utan förbehandlingen blev uppehållstiden väldigt kort men i laborieförsöken verkade detta inte vara ett problem. Drift med förbehandlat material kunde ske vid samma höga belastning men utan att uppehållstiden blev lika kort och detta resulterade också i en högre gasproduktion jämfört med det obehandlade materialet. Förbehandlingen hade också en positiv effekt på TS och kväveinnehållet i rötresten, vilket ger ett ökat värde av denna som gödningsmedel. Den termiska behandlingen ändrar också viskositeten på materialet vilket gör det pumpbart och omrörningsbart trots den högre TS-halten. Installationen av THP resulterade i att temperaturen i reaktorn steg från 37 till ca 42 °C men både studier i laboriet och i fullskala visade att detta inte resulterade i några problem med processens stabilitet. De fem laboriereaktorer (B till F) som drevs vid en belastning av 5 g VS/L/d genererade alla en volymetrisk metanproduktion som överskred 1,7 NL CH₄/L_{RK}/d vilket motsvarar 6,1 MWh/m³ och år. Denna volymetriska metanproduktion är 3 ggr högre än medelproduktionen vid svenska reningsverk med slamrötning och ca 2 ggr högre än medelvärdet för produktionen vid samrötningsanläggningar (ES 2016). Det kan alltså konstateras att de svenska reningsverkens befintliga rötkammare har

potentialen att producera avsevärt mer biogas än idag om det tillförs mer externt substrat.

5.3 DELPROJEKT 3 – UTVÄRDERING AV DEN MIKORBIELLA SAMMANSÄTTNINGEN

5.3.1 Mikrobiell mångfald

Sekvensanalysen visade på ett högt antal olika organismer (OTU) i samtliga prover med de högsta värdena i fullskaleprocessen innan installationen av den termiska analysen. Även diversitetsindex Shannon och Simpson hade höga värden, och högst igen för fullskaleprocessen innan installationen av THP. Tidigare analyser har visat liknade eller lägre värden (Jang, m.fl. 2016; Shin m.fl. 2016, Westerholm m.fl. 2016a). Ett högt antal olika organismer, d.v.s. en hög mångfald anses ge en stabil process med hög funktionalitet (Schnürer 2016). Värt att notera var att antalet organismer sjönk i samband med att ympen togs från Sundet och laboratorieprocesserna initierades. I prover från Sundet i samband med uppstarten av laboratoriereaktorerna fanns ca 5 000 olika OTU, d.v.s. olika organismer. Laboratorieprocesserna (A-D) som startades med denna ymp hade ca 2 000-3 000 olika OTU. Anledningen till effekten i laboratoriesystemet har troligen att göra med att a) exakt samma substrat användes under hela tiden för laboratorieförsöket och b) matningen skedde endast en gång per dygn. På Sundet varierar sammansättningen av substratet mer och dessutom sker en mer jämn inmatning. Genom att ha en högre grad av variabilitet i substratet kan sannolikt flera olika arter få chans att tillväxa.

Laboratoriereaktorerna uppvisade viss skillnad emellan sig när det gällde mångfalden, med högst värden för processen E. Denna process uppvisade också den högsta gasproduktionen, vilket kan bero på den något högre diversiteten. Reaktor F som drevs med samma substrat uppvisade inte lika höga diversitetsvärden utan var mer lik de övriga processerna i detta avseende, något som föreslår att diversiteten var av betydelse för gasproduktionen. Den troliga förklaringen till att det var färre olika mikroorganismer i F var den något högre temperaturen i denna reaktor, d.v.s. 42 °C jämfört med 37 °C i reaktor E. Det är välkänt att en ökning av temperaturen till termofil temperatur, d.v.s. >50 °C, minskar mångfalden av olika organismer, men även en ökning till 42 °C har tidigare visat leda till ett mindre diversitetsmikrobiellt samhälle (Schnürer 2016, Westerholm m.fl. 2016a). En koppling mellan hög artrikedom (richness) och hög gasproduktion identifierades också av Shin m.fl. (2016) som studerade korrelationer mellan bakteriesamhället och olika processparametrar i fyra olika fullskaleanläggningar som drevs med slam. En sänkning av diversiteten skedde också i fullskaleprocessen i samband med installationen av THP, d.v.s. antalet olika organismer minskade i antal efter det att installationen skett. Eftersom temperaturen i reaktorn i medeltal låg runt 42 °C är det troligt att det var temperaturen även här som orsakade detta resultat, snarare än installationen av THP.

5.3.2 Mikrobiell sammansättning och funktion

Inom den vetenskapliga litteraturen finns ett flertal nyliga studier som mer i detalj studerat det mikrobiella samhället i slambaserade reaktorer. Dessa analyser visar ett bakteriesamhälle typiskt dominerat av medlemmar som tillhör fyla Firmicutes, Bacteroidetes, Proteobacteria och Chloroflexi (Shin m.fl. 2016, Hao m.fl. 2016, Gao m.fl. 2016, Jang m.fl. 2016, Westerholm m.fl. 2016ab), d.v.s. samma grupper som dominerade även i denna studie. Mindre nivåer av ett flertal andra fyla har också identifierats, både i denna studie och andra, som Actinobacteria, Synergistetes, Thermotogales, Cloacimonetes, Aratiomonadetes m.fl. (Shin m.fl. 2016, Hao m.fl. 2016, Gao m.fl. 2016, Jang m.fl. 2016, Westerholm m.fl. 2016). De dominerade fyla tycks vara gemensamma för de flesta processer men deras inbördes förhållande är olika i olika processer. En studie som jämförde olika typer av biogasprocesser visade att höga nivåer av Firmicutes var vanligast bland samröttningsanläggningar, även samrötning med slam, medan anläggningar som bara behandlade slam dominerades av Proteobacteria, Chloroflexi och Actinobacteria (Sundberg m.fl. 2013). En nylig studie redovisar liknande resultat från en process som samrötade slam och matavfall (Jang m.fl. 2016). I denna studie ökade gradvis andelen matavfall från 25, 50 till 75 % på våtviktbasis (VS halten i slam och avfall var 3.4 och 11 %, respektive) och i samband med detta skedde en succesiv ökning av andelen Bacteroidetes och Firmicutes. Den höga andelen av Firmicutes och Bacteroidetes också i denna studie kan troligen därför förklaras av att Sundet samrötar slam och matavfall.

Både Firmicutes och Bacteroidetes innehåller grupper med bred funktionell kompetens. I denna studie dominerades Firmicutes av ordningen *Clostridiales* och klassen *Clostrida*, som innehåller bakterier som både kan bryta ner cellulosa, proteiner och fett men också organismer som är acetogener och syntrofer och omsätter olika organiska syror. Bacteroidetes dominerades av ordningen *Bacteroidales*, som också representeras av många organismer med förmågan att utföra hydrolys, både av kolhydrater, proteiner och fett. Chloroflexi dominerades av klassen *Anaerolinea* och dessa är kända som "semi"-syntrofer som bryter ner kolhydrater i samarbete med metanbildare. De anses därför primärt spela roll i det andra och tredje steget i en biogasprocess (Narihiro m.fl. 2012). Men nyligen visades också att organismer inom denna klass också tyck ha möjlighet att hydrolysera cellulosa (Xia m.fl. 2016). Proteobacteria var representerade av både *alfa*, *beta*, *gamma* och *delta* *Proteobacteria* och denna grupp innehåller också många syntrofer men också gener som behövs för omsättning av cellulosa har också identifierats i bakterier från denna grupp.

De dominerade metanogenerna i alla prover tillhörde de kända släktena *Methanobacterium* och *Methanosaeta*. I fullskaleprocesserna sågs också den okända metanogena familjen WSA2, som tidigare har identifierats med hjälp av sekvensanalyser och som till skillnad från de andra ännu inte har odlats. *Methanobacterium* är en hydrogenotrof metanogen, d.v.s. den använder primärt vätgas/format som sitt substrat. *Methanosaeta* är en acetotrof, som bara använder acetat (Schnürer 2016). WAS2 tros utföra metanbilning via reduktion av metylerade tioler (Nobu m.fl. 2016). *Methanosaeta* är en vanligt förekommande metanogen i biogasprocesser som rötter slam, vilket troligen förklaras av att dessa system typisk är stabila och med låga acetatnivåer, något som ger denna organism

en konkurrensfördel (Gao m.fl. 2016, Sundberg m.fl. 2013). Även *Methanobacterium* är en vanligt förekommande metanogen. Den totala halten av metanogener var bara ca 1 % av hela samhället, något som gör det svårt att i detalj studera detta samhälle och utvärdera effekter orsakade av de olika parametrar som utvärderades i denna studie. Dessa nivåer är emellertid inte ovanliga och indikerar inte på något sätt att processen inte skulle vara funktionell. För en mer detaljerad analys av specifikt det metanogena samhället behöver dock analyser göras med annan mer riktad metodik.

5.3.3 Skillnader mellan reaktorerna – fullskala jämfört med laboratorieskala

Ympen som hämtades från Sundet för uppstart av reaktorerna A-D hade en jämnare fördelning av olika bakteriegrupper än alla laboratorieprocesserna när dessa drivits under minst tre uppehållstider. Trots att substratet hämtades från Sundet vid samma tidpunkt som ympen utvecklades samhället annorlunda i laboratorie- och fullskala. Som nämnts tidigare kan detta vara en förklaring av att ett och samma substrat användes hela tiden i labbet och att matningsfrekvensen ändrades jämfört med att fullskaleprocessen. Även om den sammansättningen var likartad förändrades deras inbördes förhållande. Två fyla, Bacteroidetes och Firmicutes, var representerade i en högre andel i laboratoriereaktorerna medan andelen Chloroflexi och Proteobacteria minskade jämfört med sammansättningen på ympen. Som nämnts ovan innehåller alla dessa fyla organismer som har en bred kompetens och denna förändring behöver därför inte inverka på processens funktion.

5.3.4 Skillnader mellan laboratoriereaktorerna A-D

Reaktor A och B som drevs med samma substrat men vid olika belastning och uppehållstid uppvisade mycket lika mikrobiell sammansättning. Detta resultat stämde bra överens med det faktum att dessa processer också var lika avseende effektivitet och stabilitet. Det var tydligt att dessa processer hade kapaciteten att klara en betydligt "hårdare" drift än vad som används vid Sundet idag. Upphållstiden i processen B var bara 11 dagar men trots detta verkar mikroorganismerna inte haft svårt att klara den höga belastningen på 5 gVS/L/dag vid denna korta HRT.

Processen B och D drevs vid samma belastning men med skillnaden att processen B fick bandavvattnat slam och D slam som centrifugerats, något som också resulterade i att dessa båda processer hade olika uppehållstid (Tabell 19). Denna skillnad påverkade samhället i processen primärt genom en ökning av andelen WWE1 i reaktor D. Mer specifikt representerades detta fyla av familjen *Cloacamonaceae*. Inom denna familj finns endast en känd organism och denna föreslås ha förmågan att använda propionat och aminosyror (Pelletier m.fl. 2008). Andra studier föreslår också att organismer inom denna familj har förmågan att hydrolysera av cellulosa (Liamam m.fl. 2014). Eftersom B och D uppvisade samma processprestanda tycks denna skillnad i sammansättning på det mikrobiella samhället inte haft någon betydelse under de förhållanden som processerna drevs.

Processen C och D drevs vid samma belastning och uppehållstid men med den skillnaden att C fick förbehandlat substrat och D obehandlat substrat. Även här

sågs en viss skillnad mellan processerna. Den primära skillnaden var andelen bakterier som hörde till WWE1. Processen D uppvisade den högsta halten av denna grupp av alla undersökta processer. Andelen av detta fyla var i denna process mellan 18-20 %, jämfört med 6-7 % i reaktor C och 10-17 % i reaktor B. Eftersom behandlingen med THP var den enda skillnaden mellan C och D så måste denna minskning av WWE1 i C relativt D vara en respons på behandlingen. En intressant iakttagelse här var att detta fyla tycktes vara representeras av två olika släkten och det vara endast det ena av dessa som var högre i D, d.v.s. *Candidatus cloacamonas* som föreslagits använda propionat. Det är oklart varför just denna typ av bakterie var närvarande i så hög halt i D. Andra mindre skillnader mellan C och D var en viss ökning av andelen *Sedimentibacter* (0,5 % i D och 2-4 % i C), inom order *Clostridiales*. Bakterier inom detta släkte tillhör gruppen acetogener som använder aminosyror, och denna ökning kan därför också vara kopplat till en högre andel lättlösliga komponenter i substratet. Process C hade den högsta metanproduktionen av alla reaktorer något som mest sannolikt var en konsekvens av förbehandlingen av substratet snarare än förändringen av mikrobiologin, som troligvis också var en effekt av substratets förändrade karaktär.

Processerna E och F startades för att utreda effekten av temperatur på process och mikrobiologi. Processerna drevs med samma substrat och med samma uppehållstid, men vid olika temperatur. Denna skillnad ledde till den största förändringen avseende biologin. Processen F hade en högre andel av Firmicutes, specifikt Clostridia och Thermotoga jämfört med processen E och en lägre halt av Verrucomicrobia och Bacteroidetes. Inom Clostridia ökade också den relativa mängden av order *SHA-98* och släktet *Gallicola*. Sammansättningen inom Bacteroidetes förändrades också och här ökade andelen representanter inom familjen *Porphyromonadaceae* inom detta fyla. Temperaturen har, tillsammans med ammoniumhalten, lyfts fram som den starkaste påverkansparametern på det mikrobiella samhället (de Vrieze m.fl. 2015) varför denna "starka" effekt av en temperaturhöjning inte är förvånande. De flesta studier har dock primärt jämfört mesofil (ca 37 °C) och termofil (ca 50-55 °C) temperatur vilket skiljer detta arbete från de tidigare studierna. Men även en ökning från 37 till 44 °C har visats ha en tydlig effekt på det mikrobiella samhället (Sun m.fl. 2015 och Westerholm m.fl. 2016). Tidigare studier visar precis som denna att en ökad temperatur leder till en ökning av andelen Firmicutes specifikt av familjen *Clostridia*, och en sänkning av halten Bacteroidetes (Sun m.fl. 2015, Jang m.fl. 2016). I linje med våra resultat erhöll också en studie som samrötade slam och matavfall vid mesofil och termofil temperatur en ökning av andelen Thermotogae (Jang m.fl. 2016). Bakterier som tillhör Thermotogae är inblandade i omvandlingen av komplexa polysackarider men också i acetogenes (acetatbildning) och kan också arbeta i syntrofi med metanbildare, något som gjort att de föreslagits vara kritiska för effektiv metanbildning (Conners m.fl. 2006, Röske m.fl. 2014). *Gallicola* är en icke sackarolytisk bakterie, d.v.s. den kan inte växa på polysackarider, utan använder till exempel olika organiska syror som substrat. Bakterier inom familjen *Porphyromonadaceae* har gener som kodar för nedbrytning av både komplexa kolhydrater, proteiner och peptider, precis som även andra representanter inom Bacteroidetes (Hahnke m.fl. 2014). Varför just dessa familjer ökar är oklart men troligtvis har de också en fördel vid den något högre temperaturen eftersom de inte sågs öka i reaktor C, som drevs med förbehandlat substrat vid 37 °C.

5.3.5 Utvecklingen i fullskalereaktorerna

Analysen av det mikrobiella samhället visar en tydlig skillnad i processen i Sundet före och efter installationen av THP och samma förändring skedde i båda reaktorerna. Då temperaturen gick upp i reaktorerna efter installationen är det emellertid svårt att urskilja effekten av specifikt THP. Men den statistiska analysen visar en stor likhet mellan fullskaleprocesserna och laboratorie-processen som drevs vid 42 °C (E) och inte med den som drevs med förbehandlat material vid 37 °C (C), varför det känns rimligt att göra antagandet att det temperaturen snarare är förbehandlingen som har den största effekten på processen. Efter installationen av THP sågs delvis samma trend som i laboratoriereaktorerna, d.v.s. en ökning och minskning av andelen Firmicutes, specifikt familjen *Clostridia*, och Bacteroidetes, respektive. Samma trend erhöles också i två studier där förbehandling av slam skedde med elektrokinetik, mikrovågor och ultraljud (Westerholm m.fl. 2016 ab). I dessa studier ansågs denna förändring vara kopplat till en ökad löslighet i substratet. Även andelen av fyla Themotogae ökade, dock inte i samma utsträckning som i laboratoriereaktorerna. Chloroflexi som från början var ganska hög minskade kraftigt efter installationen av THP och blev i det avseende mer likt samhället i laboratoriereaktorerna. Även fyla Hyd-24 minskande tydligt.

Andra intressanta skillnader före och efter installationen av hydrolysen var en ökning av familjerna, *Caldicoprobacteraceae*, *Clostraceae*, *Clostridiales*, *Syntrophomonadaceae* och *Tissierellaceae*, alla inom Firmicutes och familjen *Clostridia*. Som för laboratoriereaktorerna sågs också en ökning av *Porphyromonadaceae*, dock inte lika uttalat. Kända arter inom *Caldicoprobacteraceae* är alla termofila och de använder endast olika socker för tillväxt. *Tissierellaceae* kan omvandla xylan (hemicellulosa) och anses kopplad till hög vätgasproduktion (Diaz-Navarro m.fl. 2016). Familjen *Syntrophomonadaceae* innehåller många syntrofer med förmågan att omvandla olika fettsyror, i samarbete med en metanogen (Schnürer 2016). Medlemmar inom fyla Hyd-24 tros vara inblandade i fermentation av olika socker med produkter som acetat och vätgas, och de är vanliga i mesofila processer. Sammantaget verkar ett skifte i samhället ha skett mot dels termofila arter och bakterier som använder olika lösliga substrat. Detta indikerar att förändringen är en effekt både av temperatur och av THP-behandlingen.

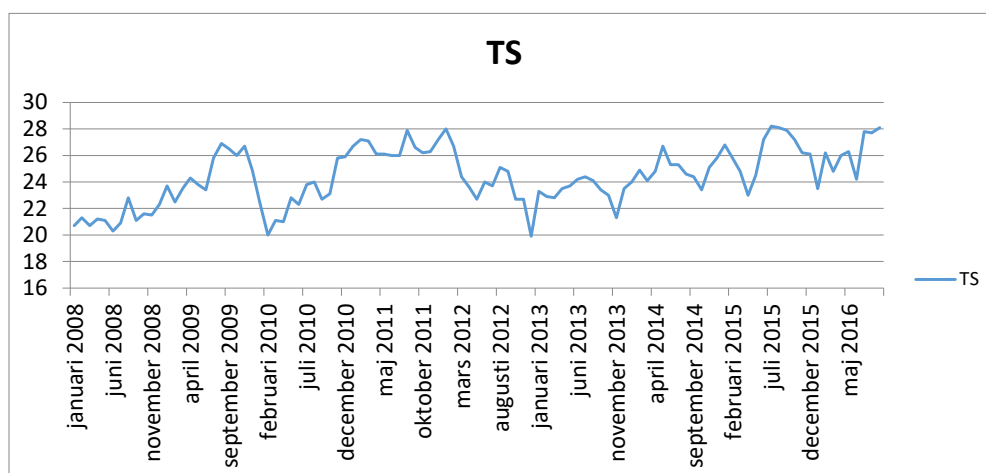
5.3.6 Kopplingen mellan mikrobiologin och resultaten i de satsvisa försöken.

De satsvisa försöken genomfördes med en ymp tagen innan och efter installationen av THP och dessa försök visade generellt på en högre nedbrytningshastighet vid det första tillfället och en högre metanopotentia vid det andra tillfället. För modellsubstratet halm sågs ingen skillnad och för triolein erhöles en skillnad i hastighet men ingen skillnad på potentialen. Då det första försöket genomfördes vid 37 och det andra vid 42 °C är det svårt att veta om effekten som erhöles var en konsekvens av kemiska (ändrad löslighet vid högre temperatur) eller biologiska skillnader (mikrobiologin). En tidigare studie som undersökte fyra olika fullskaleprocesser med olika effektivitet av protein, kolhydrat och fetter såg en positiv korrelation mellan hög diversitet och hög nedbrytningseffektivitet (Shin m.fl. 2016). Detta resultat är i överensstämmelse med resultatet från denna studie, där diversiteten var lägre vid det andra försöket jämfört med det första, och där en generellt lägre nedbrytningshastighet erhöles vid det andra försöket. I studien av

Shin m.fl. (2016) var alla fyra reaktorerna lika avseende omsättning av kolhydrat och protein men skilde sig tydligt med avseende på omsättning av lipider. Här såg en positiv korrelation mellan höga halter av Proteobacteria och Bacteroidetes och en hög omsättningseffektivitet av specifikt fet (Shin m.fl. 2016). Höga halter av Firmicutes, specifikt *Sedimentibacter*, *Syntrophomonas* och *Pelotomaculum*, alla syntrofa bakterier, hade dock en positiv korrelation mot metanbildning, men också en negativ mot specifikt nedbrytningseffektiviteten av fett. Efter installationen av THP i denna studie minskade diversiteten men andelen Firmicutes, specifikt olika släkten med syntrofa bakterier, ökade. Däremot sjönk halten av Bacteroidetes. Bakterier som tillhör *Thermotogaceae* liksom *Porphyromonadaceae* var också var högre i det andra försöket. Dessa förändringar kan ev. förklara varför metanutbytet av fett inte förändrades medan metanpotentialen av proteiner och kolhydrater var högre i det andra försöket.

5.4 DELPROJEKT 4 – ERFARENHETER FRÅN AVVATTNING OCH PRAKTISKA OBSERVATIONER

Polymerbehovet efter installationen av THP ökade från 5,7 kg polymer/ton TS avvattnade slam till 13,3 kg polymer/ton TS i. Orsaken till denna ökning var polymertillsatsen vid förcentrifugeringen, innan den termiska hydrolysen, som uppgick till 4,2 kg/ton TS. Rötresten som slutavvattnades med centrifug hade en högre koncentration av torrs substans efter att förbehandling med termisk hydrolys tagits i drift. Detta resulterade i att TS-halten för den fasta fasen vid slutavvattningen initialt sjönk till 23 % (efter februari 2015, Figur 18). Efter modifieringarna vid slutavvattningen höjdes TS-halten till 28 % (Figur 18). Den totala produktionen av avvattnat slam minskade dock efter att den termiska hydrolysen togs i drift, vilket troligtvis kan förklaras av en högre VS-reduktion kopplat till en ökad specifik metanproduktion. Innan installationen av termisk hydrolys var slamproduktionen efter slutavvattning ca 7,6 kg våtvikt/Nm³ CH₄ och efter att termisk hydrolys togs i drift sjönk den till 5,8 kg våtvikt/Nm³ CH₄.



Figur 18. Torrs substanshalt i slutavvattnad rötrest från år 2008 till 2016 (enhet: %).

Kvävereningen med ANITA™ Mox på vätskefasen som genereras efter slutcentrifugeringen försämrades efter att förbehandling med termisk hydrolys togs i drift. Initialt på grund av mer löst organiskt material i rejektet, men också på grund av hämmande ämnen som uppstår vid upphettningen av materialet. Ökad alkalinitet liksom pH har också påverkat rejektets karaktär. För att motverka detta späds inflödet till ANITA™ Mox med vatten i förhållandet 1:1 gentemot tillförd vätskefas från centrifugen.

5.5 DELPROJEKT 5 – UTVÄRDERING AV FÖRÄNDRINGAR I PRODUKTIONSANLÄGGNINGENS ENERGIBALANS

Värmebehovet på Sundet ökade efter att substratet förbehandlas via termisk hydrolys. Ångpannans pelletsförbrukning som driver anläggningen för termisk hydrolys var under den undersökta perioden ca 1 110 kWh pellets/ton TS substratblandning. Detta kan jämföras mot referensperioden innan anläggningen för termisk hydrolys togs i drift då bränslebehovet för att driva Sundets röttningsdel var ca 700 kWh pellets/ton TS (exkluderat pelletsbehovet för att driva aminreningen). Samtidigt var metanproduktionen under utvärderingsperioden med termisk hydrolys ca 3 400 kWh/ton TS. Jämfört mot motsvarande period utan termisk hydrolys motsvarade detta en ökning av metanproduktionen med ca 500 kWh/ton TS, vilket motsvarar drygt 18 % i ökad gasproduktion. Om denna skillnad istället baseras på VS-basis så genererade perioden med termisk hydrolys drygt 19 % högre metanproduktion. Modifiering av rördragning för rötrestutflödet från röt-kammare RK1 i samband med att den termiska hydrolysanläggningen togs i drift kan eventuellt ha bidragit till denna ökande gasproduktion (Figur 3). Baserat på detta kan det konstateras att Sundets ökade behov av pelletsbränsle för att värmeförsörja anläggningen för termisk hydrolys har varit ungefär lika stor som den ökade produktionen av biogas. Men eftersom biogas är en mer flexibel energiform än pellets så kan byte av energibärare trots allt tyckas vara försvarbart. Det skall dock noteras att denna energikartläggning enbart pågått under årets kallaste månader då anläggningens värmebehov är som störst.

Det kan även konstateras att energiflöden förändrades i samband med installationen av termisk hydrolys av slam. För att få bra bränsleekonomi för den ångpanna som driver den termiska hydrolysanläggningen är det viktigt med en effektiv värmeåtervinning liksom att finna användningsområden för den återvunna värmen. På Sundet har den termiska hydrolysen tillförts återvunnen värme på ca 110 kWh värme/ton TS substratblandning från aminreningen. Vidare har värmeåtervinningen från avfallet som genomgått termisk hydrolys till nästa sats som ska hydrolyseras varit ca 580 kWh/ton TS. Denna värmeåterföring sker via återföring av ånga från flashtank till pulpertank och har förvärmat substratblandning i pulpertanken till 82-88 °C. Dessutom har ca 200 kWh/ton TS värmeåtervunnits från substrat som behandlats via termisk hydrolys och denna värme har nyttjats för uppvärmning av lokaler och kvävereningen. Under utvärderingen har det dock funnits mer värme som potentiellt skulle kunna återvinnas. Den mest uppenbara potentialen för värmeåtervinning är att ytterligare sänka temperaturen på substratet innan det tillförs röt-kammaren. Under utvärderingsperioden har det varma substratet kylts med ca 260 kWh/ton TS via en nödkylning (värmdumpning till luft) innan det tillförts röt-kammaren. Denna

nödkylning har varit nödvändig för att kunna säkerställa att rötningstemperaturen inte skulle stiga över ca 40 °C. Här finns en möjlig framtida värmekälla som kan utnyttjas. Mest uppenbara användningsområdet är att förvärma matavfallsslurryn innan den tillförs den termiska hydrolysen. Teoretiskt skulle värmetillförseln till substratet via ånga från ångpannan då kunna sjunka med ca 90 kWh/ton TS, vilket skulle resultera i att substratet som tillförs reaktortanken skulle vara 97 °C (Figur 1) och inte de 82-88 °C som var fallet under utvärderingsperioden. Detta skulle resultera i en minskning i ångpannans bränslebehov på ca 170 kWh pellets/ton TS och därmed reducera pelletsanvändningen med ca 15 %. En ytterligare potentiell åtgärd för att minska ångpannans pelletsanvändning är att minska våtviktsmängden som behandlas i den termiska hydrolysen. Detta skulle kunna ske dels genom att fasa bort vattenspädningen till flashtanken och dels genom att öka TS-halten för det slam som genereras vid föravvattningen. Denna potential beräknas vara ca 100 kWh pellets/d.

En konsekvens av att värmeåtervinningen initialt efter den termiska hydrolysen togs i drift hade bristande funktion blev att temperaturen i rötkammaren snabbt steg från 37 °C till ca 42 °C följt av varierande rötningstemperatur som periodvis steg till ca 45 °C. Effektiviteten för dessa värmeväxlare har dock förbättrats varför temperaturen i rötkammaren kunde hållas konstant vid 40 °C under utvärderingsperioden och även under driftmånaderna därefter.

5.5.1 Värmebehov vid alternativet att värmebehandla vid 70 °C v.s. termisk hydrolysen

Det traditionella alternativet att reducera förekomsten smittbärare som kan finnas i ett biogassubstrat är via en satsvis värmebehandling vid 70 °C under 1 h. Med antagandet att Sundets reningsverk istället för den termiska hydrolysen hade byggt en anläggning för värmebehandling hade detta också medfört att behovet av processvärme för att driva röttningsanläggningen hade ökat. Ett framräknat processvärmebehov för denna värmebehandling är 13,1 MWh värme/d om samma mängder substrat rötas som under referensperioden samt att gasproduktionen är lika stor. Under denna driftperiod motsvarar detta 1 080 kWh värme/ton TS substrat (Tabell B1.10) vilket ger ett bränslebehov i form av pellets på ca 1 280 kWh/ton TS (Tabell B1.11). Detta bränslebehov är ca 170 kWh/ton TS högre det framräknade bränslebehovet för att driva termiska hydrolysens ångpanna.

Det är dock viktigt att beakta att ett system som värmebehandlar substratet vid 70 °C också kan utformas:

- med värmeåtervinning från aminrening på ca 110 kWh/ton TS.
- med värmeåtervinning via värmeväxling mellan ingående respektive utgående flöde till värmebehandling, vilket beräknas minska värmebehovet med ca 370 kWh/ton TS.

Med de antagna värmeåtervinningarna både från aminreningen och via värmeväxling efter värmebehandling sjunker värmebehovet till 550 kWh/ton TS, vilket motsvarar ett bränslebehov i form av pellets på ca 690 kWh/ton TS (Tabell

B1:11). Som jämförelse är detta bränslebehov 320 kWh/ton TS lägre än bränslebehov då substratet genomgår en termisk hydrolys.

5.5.2 Fettsyror i substrat och effekt av termisk hydrolys

Flyktiga fettsyror fanns både i slammet och matavfallet som har rötats i detta försök, vilket till viss del försvårar vissa analyser och slutsatser. Förekomsten av de flyktiga fettsyrorna i den matavfallslurry som inte behandlats via termisk hydrolys uppmättes under försöket till ca 18 % av fraktionens VS-innehåll (bestämd genom torkning och förbränning). Innehållet av flyktiga fettsyror i slammet från bandavvattaren innan termisk hydrolys ca 7 % av fraktionens VS-innehåll och i slammet från centrifugen utgjorde dessa syror ca 3 % av fraktionen VS-innehåll.

Vid termisk hydrolys minskar substratets innehåll av flyktiga fettsyror. Delar av de flyktiga syrorna avgår med den ånga som genereras då trycket sänks. I anläggningen för termisk hydrolys i Sundet leds överskottsången som inte återförs till pulpertanken in i rötkammaren, varför biogas produceras från dessa fettsyror vid praktisk användning av tekniken. Till rötningsförsöken i laboratorieskalan användes en liten pilotanläggning för termisk hydrolys av substraten där en minskning av flyktiga fettsyror kunde uppmätas. För matavfallet minskades förekomsten av flyktiga fettsyror med 38 % medan förekomsten av fettsyror i slammet från centrifugen minskades med 60 %. Dessa förluster av flyktiga fettsyror både vid analysförfaranden och vid termisk hydrolys medför att jämförelser mellan försöksleden med och utan termisk hydrolys för de kontinuerliga rötningsförsöken, liksom för de satsvisa försöken, har en viss osäkerhet. En generell bedömning är att den specifik metanproduktion som redovisas för laboratorieförsöken kan bli underskattad på grund av förluster av fettsyror och därför har vi redovisat värdena i de flesta fall både med och utan VFA-korrigeringen.

6 Slutsats

Genom en kombinerad studie i laboratorie- och i fullskala visades i denna studie att installation av termisk hydrolys vid Sundets biogasanläggning resulterade i en ökad tillgänglighet av slammet och som ett resultat erhöles en ökad volymetrisk metanproduktion (ca 18 %). Termisk hydrolys påverkade det mikrobiologiska samhället i processen endast i liten grad men en mer uttalad effekt sågs efter höjning av temperaturen från 37 till 42 °C, som var en följd av problem med kylningen efter installationen av förbehandlingen. Energiåtgången för behandlingen var i samma storleksordning som den ökade biogasproduktionen men kan ändå anses motiverad då biogas idag har ett högre ekonomiskt värde än pellets som används för att generera värme till behandlingen. Förbehandlingen ger också en hygienisering, vilket kan bli ett krav i framtiden. Efter installationen minskade produktionen av slutavvattnat slam men däremot ökade polymerbehovet. Vidare resulterade behandlingen i en viss ökad ammoniumhalt i rötkammaren, vilket kan anses positivt för användningen av rötresten som gödningsmedel, men som också medförde en försämring av befintlig kväverening av vätskefasen som genereras efter slutcentrifugeringen. Anläggningens tekniska komplexitet ökade efter installationen av termisk hydrolys och detta ställer högre kompetenskrav hos personalen. Detta upplevdes emellertid av personalen som en utmaning som gav en mer stimulerande arbetsmiljö snarare än ett problem.

7 Referenser

- Andersson Chan, A. (2015). Installation of Sweden's first full scale thermal hydrolysis plant (THP) at the Sundet WWTP in Växjö. Nordiwa conference in Bergen 4th to 6th of November 2015.
- Andersson Chan, A. (2016). Växjö – holistic sludge management in practice. HSM 2016, 2nd IWA Conference on Holistic Sludge Management in Malmö 7th to 9th of June.
- APHA. (1995). Standard methods for the examination of Water and Wastewater, 19th ed, Am. Public Health Assoc., Washington DC, USA.
- Barber, W. P. F. (2016). Thermal hydrolysis for sewage treatment: A critical review. Water Research. 104: 53-71.
- Bauer F., Hulteberg C., Persson T., Tamm D. (2013). Biogas upgrading – Review of commercial technologies. SGC Rapport 2013:270. Sweden.
- Carlsson, M. och Uldal, M. (2009). Substrathandbok för biogasproduktion. R. S. 200, SGC. Rapport SGC 200.
- Carlsson M., Schnürer A. (2011). Handbok metanpotential. SGC 237. Svenskt Gastekniskt Center.
- Carrere, H., et al. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. Journal of Hazardous Materials 183(1-3): 1-15.
- Chandra, R.P., Bura, R., Mahee, W.E., Berlin, A., Pan, X., Saddler, J.N. (2007). Substrate pre-treatment: The key to effective enzymatic hydrolysis of lignocellulosics? Advanced. Biochemical Engineering Biotechnology. 108: 67-93.
- Connors SB, Mongodin EF, Johnson MR, Montero CI, Nelson KE and Kelly RM (2006). Microbial biochemistry, physiology, and biotechnology of hyperthermophilic *Thermotoga* species. FEMS Microbiology Reviews. 30 (6): 872–905.
- Diaz-Navarro M, Valdez-Vazquez I and Escalante AE (2016). Ecological perspective of hydrogen fermentation by microbial consortia: what we have learned and the way forward. International Journal of Hydrogen Energy. 41: 17297-17308.
- ES 2015:03. Produktion och användning av biogas år 2014. Statens Energimyndighet. ISSN 1654-7543.
- Frid, S. (2012). Optimering och effektivisering av biogasprocessen vid biogasanläggningen Kungsängens gård. Examensarbete Uppsala Universitet.
- Gao J, Liu G, Li H, Xu L, Du L, Yang B (2016). Predictive functional profiling using marker gene sequences and community diversity analysis of microbes in full-scale anaerobic sludge digesters. Bioprocess Biosystematic Engineering. 39:115-1127

- Hao L, Bize A, Conteau D, Chapleur O, Courtois S, Kroff P, Desmond-Le Quémener E, Bouchez T, Mazéas L (2016). New insights into the key microbial phylotypes of anaerobic sludge digesters under operational conditions. *Water Research* 102:158-169.
- Hanhnke S, Maus I, Wibberg D, Tomazetto G, Pühler A, Klocke M and Schlüter A (2014). Complete genom sequence of the novel Porphyromonadaceae bacterium strain ING2-E5B isolated from a mesophilic lab-scale biogas reactor. *Journal of Biotechnology* 193: 34-36.
- Kirkegaard RH, Dueholm MS, McIlroy SJ, Nierychlo M, Karst SM, Albertsen M och Nielsen PH (2016). Genomic insights into members of the candidate phylum Hyd24-12 common in mesophilic anaerobic digesters. *The ISME Journal* 10: 2352-2364.
- Jang Hm, Ha HJ, Kim, M-S, Kim J-O, Kim YM, Park JM (2016). Effect of increased load of high-strenght food wastewater in thermophilic and mesohilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge on bacterial community structure. *Water Research* 99: 140-148.
- Jarvis, Å., Nordberg, Å., Mathisen, B., Svensson, B.H. (1995). Stimulation of conversion rates and bacterial activity in a silage-fed two-phase biogas process by initiating liquid recirculation, *Antonie van Leeuwenhoek* 68: 317–327.
- Jarvis, Å. och A. Schnürer, A. (2009). Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar. S. o. A. Sverige. Rapport U2009:03.
- Linné, M., et al. (2008). Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter, Avfall Sverige, Svenska Biogasföreningen, Svenska Gasföreningen, Svenskt Vatten.
- Malmborg, J. (2014). Reduktion av läkemedelsrester och andra organiska föroreningar vid hygienisering av avloppsslam. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport 2014-21, Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2013). Hållbar återföring av fosfor – Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen, Rapportnr 6580, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Narihiro T, Terada T, Ohashi A, Kamagata Y and Sekiguchi Y (2012). Quantitative detection of previously characterized syntrophic bacteria in anaerobic wasteater treatment systems by sequence –specific rRNA cleavage method. *Water Research* 46:2167-2175.
- Nobu MK, Narihiro T, Kuroda K, Mei R, Liu WT (2016). Chasing the exlusive Euryarchaeota class WSA2: genomes reveal a uniquely fastidious methyl-reducing methanogen. *ISME Journal* 10(10):2478-87
- Neyens, E. and Baeyens, J. (2003). A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. *Journal of Hazardous Materials*. 98(1-3): 51-67.

- Pilli, S., Yan, S., Tyagi, R. D., Surampalli, R. Y. (2015) Thermal Pretreatment of Sewage Sludge to Enhance Anaerobic Digestion: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 45:669–702.
- Röske I, Sabra W, Nacke H, Daniel R och Zeng A (2014). Microbial community composition and dynamics in high temperature biogas reactors using industrial bioethanol waste as a substrate. *Applied Microbiology Biotechnology* 98:95-106.
- Schnürer, A., Nordberg, Å., (2008). Ammonia, a selective agent for methane production by syntrophic acetate oxidation at mesophilic temperature, *Water Science & Technology*. 57(5):735-740.
- Schnürer A (2016). Biogas Production- Microbiology and Technology. *Advanced Biochemical Engineering and Biotechnology*. 156:195-234.
- Shin SG, Koo T, Jooneyob L, Han G, ho, K, Kim W and Hwang S (2016). Correlations btween bacterial populations and process parameters in four full-scale anaerobic digesters treating sewage sludge. *Bioresource Technology* 214: 711-721.
- Sun, L., Müller, B. and Schnürer, A. (2013). Biogas production from wheat straw – community structure of cellulose-degrading bacteria. *Energy, Sustainability & Society*, 3(15):1-11.
- Sun, L., Müller, B. and Schnürer, A. 2013. Biogas production from wheat straw – community structure of cellulose-degrading bacteria. *Energy, Sustainability & Society*. 3(15):1-11.
- Sundberg C, Al-Soud WA, Larsson M, Alm E, Yekta SS, Svensson BH, Sorensen SJ, Karlsson A (2013). 454 pyrosequencing analyses of bacterial and archaeal richness in 21 full-scale biogas digesters. *FEMS Microbiology Ecology* 85 (3): 612-626
- Taherzadeh, M. J. and Karimi K. (2008). "Pretreatment of lignocellulosic wastes to improve ethanol and biogas production: A review." *International Journal of Molecular Sciences* 9(9): 1621-1651.
- Vahlberg, C., Nordell E., Wiberg L., Schnürer A. (2013). Method for correction of VFA loss in determination of dry matter in biomass. *SGC Rapport* 2013:273. Svenskt Gastekniskt Center AB, Malmö.
- Wellinger, A., Murphy, J., Baxter, D. (2013). *The biogas handbook*. IEA Bioenergy. Woodhead Publishing Series in Energy: Number 52, Cambridge
- Westerholm, M., Hansson, M. and Schnürer, A. (2012a). Improved biogas production from whole stillage by co-digestion with cattle manure. *Bioresource Technology*. 114, 314-319.
- Westerholm, M. (2012b). Biogas production through the syntrophic acetate oxidizing pathway-characterization and detection of syntrophic acetate oxidizing bacteria. PhD-thesis Swedish University of Agricultural Sciences.

- Westerholm M, Müller B, Isaksson I, Schnürer A (2015). Trace element and temperature effects on microbial communities and links to biogas digester performance at high ammonia levels. *Biotechnology for Biofuels*. 2 (8):154
- Westerholm M, Crauwels S, Houtmeyer S, Meerbergen K, van Geel M, Lievens B, Apples L (2016a). Microbial community dynamics linked to enhanced substrate availability and biogas production of electrokinetically pre-treated waste activated sludge. *Bioresource Technology* 218: 761-770.
- Westerholm M, Crauwels S, Van Geel M, Dewoilt R, Lievens B and Apples L (2016b). Microwave and ultrasound pre-treatment influence microbial community structure and digester performance in anaerobic digestion of waste activated sludge. *Applied Environmental Biotechnology*. 100:5339-5352.
- Wellinger, A., Murphy, J., Baxter, D. 2013. The biogas handbook. IEA Bioenergy. Woodhead Publishing Series in Energy: Number 52, Cambridge
- Xia Y, Wang Y, Wang y, Chin FYL and Zhang T (2016). Cellular adhesiveness and cellulolytic capacity in *Anerolinea* revealed by omics-based genome interpretation. *Biotechnology for Biofuels*. 9:111

8 Bilaga

8.1 FLÖDEN I SYSTEMEN

I Tabell B1:1 redovisas massflödena på våtviktsbasis under utvärderingsperioderna. Under perioden med innan termisk hydrolys (Dec 2013-Feb 2014) redovisas bara summan av mängden avvattnat slam (bandavvattnare) samt externslam (kolumn "Avvattnat slam" i Tabell B1:1). Under perioden efter att anläggning för termisk hydrolys tagits i drift (Dec 2015-Feb 2016) redovisas dels mängden slam som tillförs föravvattnaren (centrifug), dels den mängden avvattnat slam som centrifugen genererar.

Tabell B1:1. Våtviktsflöden i Sundet (ton/d) dels under perioden december 2013-februari 2014 (referensdrift utan termisk hydrolys), dels perioden december 2015-februari 2016 (drift med termisk hydrolys).

Månad	Slam	Avvattnat slam	Mat-avfall	Cambi-spädning	Ånga	Slut-spädning	Inflöde, rötning	Utflöde, rötning	Avvattnad rötrest
Dec 2013		149,2 ¹⁾	28,8 ²⁾	-	-	-	178	172 ³⁾	27,7 ⁴⁾
Jan 2014		143,0 ¹⁾	39,0 ²⁾	-	-	-	182	175 ³⁾	28,0 ⁴⁾
Feb 2014		143,9 ¹⁾	36,1 ²⁾	-	-	-	180	173 ³⁾	24,6 ⁴⁾
Dec 2015	291,8 ⁵⁾	54,9	31,7 ²⁾	3,0 ⁶⁾	19,0 ⁷⁾	Ca 25 ⁸⁾	Ca 134	Ca 126 ³⁾	21,4 ⁴⁾
Jan 2016	286,5 ⁵⁾	55,5	27,7 ²⁾	3,9 ⁶⁾	20,2 ⁷⁾	Ca 25 ⁸⁾	Ca 132	Ca 125 ³⁾	23,9 ⁴⁾
Feb 2016	264,5 ⁵⁾	68,8	23,3 ²⁾	3,8 ⁶⁾	20,2 ⁷⁾	Ca 30 ⁸⁾	Ca 146	Ca 139 ³⁾	26,1 ⁴⁾

1) Summan av slam som förtjockats med en bandavvattnare tillsammans med externslam

2) Summan av matavfall samt avskilt fett från fettavskiljare

3) Beräknat värde utgående från inflödet där biogasens beräknade vikt dras bort

4) Från miljörapport

5) Internt och externt slam. Har ej förtjockats med bandavvattnare. Denna fraktion tillförs centrifug som höjer dess TS-halt till ca 15 %.

6) Tillförs termiska hydrolystegets pulpertank

7) Tillförs termiska hydrolystegets reaktortank. Ångan genereras i ångpannan, se figur 3.

8) Tillförs efter den termiska hydrolysen för spädning inför rötning. Sänker TS-halten på substratet som röts till ca 9-10 %.

I Tabell B1:2 redovisas massflödena på torrsubstansbasis under utvärderingsperioderna.

Tabell B1:2. TS-flöden i Sundet (ton TS/d) dels under perioden december 2013-februari 2014 (referensdrift utan termisk hydrolys), dels perioden december 2015-februari 2016 (drift med termisk hydrolys).

Månad	Avvattnat slam	Mat-avfall	Inflöde, rötning	Utflöde, rötning	Avvattnad rötrest
Dec 2013	7,97	3,84	11,81 ^{a)}	6,30	6,20
Jan 2014	7,26	5,31	12,57 ^{a)}	6,78	6,74
Feb 2014	6,85	4,99	11,84 ^{a)}	6,18	6,13
Dec 2015	8,21	4,59	12,80 ^{a)}	5,73	5,71
Jan 2016	8,71	3,42	12,13 ^{a)}	5,48	5,48
Feb 2016	9,78	3,08	12,86 ^{a)}	6,75	6,75

a) inkluderar ej flyktiga fettsyror

I Tabell B1:3 redovisas massflödena, baserat på organisk substans, biogasproduktion och metanproduktion under utvärderingsperioderna.

Tabell B1:3. VS-flöden i Sundet (ton VS/d) samt gasproduktion (Nm³/d) förperioden december 2013-februari 2014 (referensdrift utan termisk hydrolys), dels perioden december 2015-februari 2016 (drift med termisk hydrolys).

Månad	Avvattnat slam	Mat-avfall	Inflöde, rötning	Utflöde, rötning	Metan-produktion	Biogas-produktion
Dec 2013	6,44	3,54	9,98 ^{x)}	4,47 ^{z)}	3 387	5 427
Jan 2014	5,25	4,89	10,14 ^{x)}	4,81 ^{z)}	3 610	5 854
Feb 2014	5,53	4,59	10,13 ^{x)}	4,38 ^{z)}	3 608	5 755
Dec 2015	6,57	4,06	10,63 ^{x)}	4,01 ^{w)}	4 448	6 975
Jan 2016	7,00	3,07	10,07 ^{x)}	3,84 ^{w)}	4 202	6 548
Feb 2016	7,74	2,82	10,56 ^{x)}	4,72 ^{w)}	3 841	6 044

x) inkluderar ej flyktiga fettsyror

z) VS-halten antas utgöra 71 % av torrsubstansinnehållet

w) VS-halten antas utgöra 70 % av torrsubstansinnehållet

8.2 BERÄKNING AV VÄRMEANVÄNDNING UNDER REFERENSERIOD

Värmeförsörjning av röttningsprocessen inklusive hygieniseringen (enbart matavfall) har uppmätts till 5 476 kWh/d vilket motsvarar ett specifikt värmebehov på 452 kWh/ton TS (se Tabell B1:4). Dessutom har uppvärmning av byggnader och bassäng uppmätts till 3 215 kWh/d. Det finns ingen värmemätning för aminreningens värmeanvändning. Därför har värmebehovet för aminreningen beräknats baserat på att dess värmebehov antagits vara 0,7 kWh/m³ rågas vilket ligger ca 25 % högre än vad Bauer m.fl. (2013) anger. Biogasproduktionen under referensperioden var ca 5700 Nm³/d och 96 % av denna produktion uppgraderades till drivmedel vilket ger ett värmebehov 3 816 kWh/d. Detta medför att total värmebehovet på Sundet har beräknats till 12 507 kWh/d under referensperioden.

Tabell B1:4. Beräknade värmeflöden för aminbaserad uppgradering av producerad biogas och värmeförsörjning av rötningsdelen av Sundet under referensperioden.

Värmebehov	Värmeflöden kWh värme/d	Specifikt värmeflöde kWh värme/ton TS
Värme till aminrening	3 816	315
Värme till rötning inkl. hygienisering	5 476	452
Värme till hus	1 454	120
Värme till bassäng	1 761	145
Totalt värmebehov	12 507	1 033
<u>Värmetillförsel:</u>		
Värmeåtervinning, aminrening	0	0
Värmeåtervinning, kompressor och blåsmaskin	1 806	149
Värmeleverans från oljepanna och kraftvärmeanhet	857	71
Värme från pelletspanna	9 844	813
Total värmeförsörjning	12 507	1 033

Värmeförsörjningen till Sundet kommer via återvunnen värme från blåsmaskiner och kompressorer (1 806 kWh/d) samt värme från dels kraftvärmeanläggningen (som har drivits med överskottsgas som inte har uppgraderats till drivmedel) dels en backup panna som använt olja som tillsammans levererat (857 kWh/d). Det förekom ingen värmeåtervinning från aminreningen under referensperioden. Resterande värmeförsörjning på 9 844 kWh/d antas komma från pelletspannan, se Tabell B1:4. Med 80 % pannverkningsgrad medför detta en pelletsförbrukning på ca 2,6 ton/d.

Det går även att uttrycka bränslebehovet för att driva aminreningen på ca 390 kWh pellets/ton TS och bränslebehovet för rötningen ca 565 kWh pellets/ton TS.

8.3 NYCKELTAL FÖR VÄRMEBEHOV

I Tabell B1:5 redovisas det specifika värmebehovet under utvärderingsperioderna i relation till metanproduktionen.

Tabell B1:5: Specifikt värmebehov per mängd producerad metan, kWh/Nm³ CH₄

	Dec 13	Jan 14	Feb 14	Dec 15	Jan 16	Feb 16
E1	0,53	0,68	0,64	2,90	3,29	3,65
E2				0,30	0,34	0,32
E3				0,00	-0,05	-0,32
E4				-0,93	-0,81	-0,60
E5	1,23	1,26	1,19	-0,42	-0,57	-0,54
Netto	1,76	1,95	1,83	1,85	2,21	2,52

I Tabell B1:6 redovisas det specifika värmebehovet under utvärderingsperioderna på våtviktsbasis vad som tillförs rötningen.

Tabell B1:6: Specifikt värmebehov per ton våtvikt, kWh/ton våtvikt

	Dec 13	Jan 14	Feb 14	Dec 15	Jan 16	Feb 16
E1	10	14	13	40	44	49
E2				4	5	4
E3				0	-1	-4
E4				-13	-11	-8
E5	23	25	24	-6	-8	-7
Netto	33	39	37	25	30	34

I Tabell B1:7 redovisas det specifika värmebehovet under utvärderingsperioderna på torrsubstansinflödet till rötningen.

Tabell B1:7: Specifikt värmebehov värme per ton torrsubstans via rötad substratblandning, kWh/ton TS

	Dec 13	Jan 14	Feb 14	Dec 15	Jan 16	Feb 16
E1	151	196	194	1 008	1 142	1 092
E2				105	118	97
E3				0	-16	-95
E4				-324	-279	-178
E5	354	363	364	-145	-199	-161
Netto	505	559	558	644	766	754

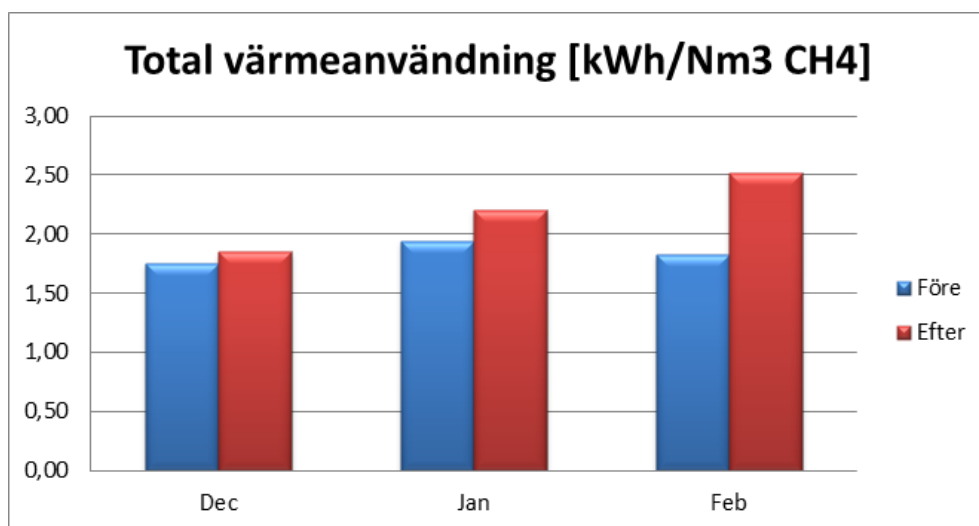
I Tabell B1:8 redovisas det pelletsförbrukningen under utvärderingsperioderna dels till värmepannan som driver aminreningen, dels ångpannan som driver den termiska hydrolysen.

Tabell B1:8. Pelletsförbrukning under utvärderingsperioden samt värme- och ångpannans bränsleeffekt (antaget värmevärde för pellets: 4,7 kWh/kg).

	Dec 13	Jan 14	Feb 14	Dec 15	Jan 16	Feb 16
Värmepanna [kg/ton TS]	164	157	171	122	135	115
Ångpanna [kg/ton TS]				228	244	233
Totalt [kg pellets/ton TS]	164	157	171	350	379	348
Värmepanna [kWh/ton TS]	770	738	804	571	635	541
Ångpanna [kWh/ton TS]				1 073	1 147	1 096
Totalt [kWh/ton TS]	770	738	804	1 644	1 782	1 637

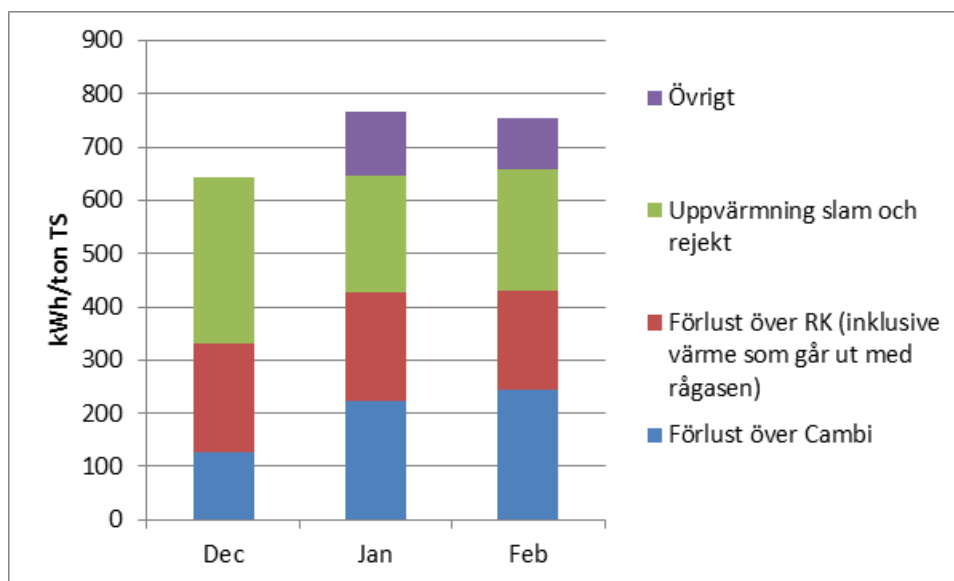
8.4 VÄRMEBEHOV

I Figur B1:1 redovisas specifika värmeanvändningen under utvärderingsperioderna. Energianvändningen i januari och februari 2016 är högre än december 2015. Detta beror framförallt på att man har rötat större andel avloppslam än matavfall under januari och februari 2016 vilket har lett till att produktionen av metan per kilo VS har sjunkit.



Figur B1:1. Total specifik värmeanvändning, E_{tot}, med och utan termisk förhydrolys

I Figur B1:2 redovisas fördelningen över hur specifika värmebehovet används under utvärderingsperioden då anläggning för termisk hydrolys varit i drift. Som man kan se är fördelningen relativt jämn mellan de olika förlusterna. Totala värmeförlusterna för att höja temperaturen i slammet (grön stapel) samt för att motverka värmeförluster i rötchambran (röd stapel) stämmer ganska bra överens med totala värmeanvändningen före termiska hydrolysen installerades (1,5; 1,2 samt 1,4 kWh/Nm³ CH₄).



Figur B1:2. Specifika värmeanvändningen (kWh värme/ton TS) fördelat på olika delar av processen under perioden december 2015-februari 2016.

8.5 BERÄKNING AV HYPOTETISKT VÄRMEBEHOV VID HYGIENISERING VID 70 °C

Det traditionella alternativet att reducera förekomsten smittbärare som kan finnas i ett biogassubstrat är via en satsvis värmebehandling vid minst 70 °C under 1 h. Med antagandet att Sundets reningsverk istället för den termiska hydrolysen hade byggt en anläggning för värmebehandling vid 70 °C hade detta också medfört att behovet av processvärme för att driva rötningsanläggningen hade ökat. I detta kapitel genomförs en beräkning av det hypotetiska värmebehovet för denna tänkta värmebehandling. Denna beräkning genomförs med samma angreppssätt som den redovisade i kapitlet "Beräkning av värmeanvändning under referensperiod" i denna bilaga där massflöden och biogasproduktion är i enlighet med referensperioden. Temperaturhöjningen vid värmebehandlingen antas vara 59 °C (temperaturhöjning från 14 till 73 °C). I detta alternativ antas värmeförluster på 100 kWh/ton TS för själva värmebehandlingen. Totala värmebehovet för hygienisering inklusive värmebehandlingsstegets värmeförluster blir 13 085 kWh/dag (motsvarar 1 081 kWh värme/ton TS), se Tabell B1:9.

Det är dock viktigt att beakta att ett system som värmebehandlar substratet vid 70 °C också:

- kan utformas med värmeåtervinning från aminrening på ca 110 kWh/ton TS.
- kan utformas med värmeåtervinning via värmeväxling mellan ingående respektive utgående flöde till värmebehandling. Under förutsättning att värmeförlusterna vid rötning är ca 2 200 kWh/d, går det att värmeåtervinna 4 400 kWh/d (motsvarar 366 kWh/ton TS) från det värmebehandlade substratet. Efter denna värmebehandling har substratblandningen en temperatur på ca 48 °C och rötningstemperaturen blir 37 °C om värmeförlusterna vid rötningen är 2 200 kWh/d.

Tabell B1:9. Beräknade värmeflöden för aminbaserad uppgradering av producerad biogas och värmeförsörjning av rötningsdelen av Sundet under hypotetiska antagandet att Sundet valt att bygga ett hygieniseringssteg som värmebehandlar hela substratblandningen innan rötning.

Värmebehov	Värmeflöden kWh värme/d	Specifikt värmeflöde kWh värme/ton TS
Värme till aminrening	3 816	315
Värme för hygienisering	13 085	1 081
Värme till hus	1 454	120
Värme till bassäng	1 761	145
Totalt värmebehov	18 905	1 562
Värmetillförsel:		
Värmeåtervinning, aminrening	0	0
Värmeåtervinning, kompressor och blåsmaskin	1 806	149
Värmeleverans från oljepanna och kraftvärmeenhet	857	71
Värmeåtervinning efter hygienisering	0	0
Värme från pelletspanna	16 242	1 342
Total värmetillförsel	18 905	1 562

Om det enbart finns värmeåtervinning från aminuppgraderingen blir värmeleveransen från pelletspannan till hygieniseringen 11 095 kWh/dag (Tabell B1.10) vilket resulterar i ett pelletsbehov på 13 868 kWh bränsle/dag (Tabell B1.11). Värmebehovet sjunker ytterligare till 6 667 kWh/d om det även finns en värmeåtervinning efter värmebehandlingen, vilket resulterar i ett pelletsbehov på 8 334 kWh bränsle/dag.

Tabell B1:10. Beräknat värmebehov för hygienisering men exklusive värme till aminuppgraderingen under hypotesen att Sundet hade uppfört en pastöriseringsanläggning istället för termisk hydrolys.

	Värmebehov		
	kWh/d	kWh/ton TS	kWh/kWh biogas
Värmebehov panna, ingen värmeåtervinning	12 426	1 080	0,35
Värmebehov panna inkl. värmeåtervinning från aminrening	11 095	917	0,32
Värmebehov panna inkl. värmeåtervinning från aminrening + vvx efter värmebehandling	6 667	511	0,19

Tabell B1:11. Beräknat bränslebehov för hygienisering men exklusive pellets som används för att driva aminupptraderingen under hypotesen att Sundet hade uppfört en pastöriseringsanläggning istället för termisk hydrolys.

	Bränslebehov		
	kWh/d	kWh/ton TS	kWh/kWh biogas
Bränslebehov, ingen värmeåtervinning	15 533	1 283	0,44
Bränslebehov inkl. värmeåtervinning från aminrening	13 868	1 146	0,39
Bränslebehov inkl. värmeåtervinning från aminrening + vvx efter värmebehandling	8 334	688	0,24

9 Ordförklaringar

Acetogen = acetatbildande mikroorganism.

Alkalinitet = mått på mängden alkaliska (basiska) ämnen. Bikarbonat, karbonat och kolsyra är exempel på ämnen som bidrar till alkaliniteten i en biogasprocess.

Anaerob = syrefri.

Arkaea = en grupp av mikroorganismer med unika egenskaper som har utvecklats parallellt med bakterier och svampar. Metanbildande mikroorganismer tillhör gruppen Arkaea.

Belastning = anges vanligen som organisk belastning eller organic loading rate (OLR).

Beskriver hur stor mängd organiskt material som tillförs processen per rötkammarvolym och dygn.

Biogas = den gas, bestående av till största delen koldioxid och metan, som bildas när organiskt material bryts ner i syrefri miljö (anaerob rötning).

CSTR = Continuously Stirred Tank Reactor, det vill säga en totalomblandad biogasreaktor där materialet blandas med hjälp av omrörare.

Diversitetsanalys: Diversitet är ett mått på mångfald och den kan delas upp i två delar, antal och fördelning.

Fermentation = det andra nedbrytningssteget i biogasprocessen, varvid socker, aminosyror med mera bryts ner under syrefria förhållanden till diverse fermentationsprodukter, till exempel olika alkoholer, fettsyror, koldioxid och vätgas.

Gasutbyte = mängd biogas i Nm³ som bildas per viktsenhet organiskt material. Nm³ = normalkubikmeter, volym vid normaltillstånd, det vill säga 0 °C och atmosfärstryck (1,01325 bar).

Hydrogenotrof = vätgaskonsumerande organism, till exempel metanbildare som bildar metan från vätgas och koldioxid.

Hydrolys = det första nedbrytningssteget i biogasprocessen, varvid stora organiska molekyler (proteiner, socker, fetter) bryts ner i mindre komponenter.

Hygienisering = Reduktion av antalet sjukdomsalstrande organismer i substratet. Vanlig metod är behandling vid 70 °C i en timme inför rötning.

Kontinuerlig rötning = nytt material (substrat) pumpas kontinuerligt in i rötkammaren med ett jämnt flöde över dygnet. Detta är möjligt för vätskeformiga substrat (TS-halt under 5 %), medan slamformiga substrat med högre TS-halter ofta pumpas in portionsvis över dygnet, så kallad semi-kontinuerlig rötning.

Mesofil temperatur = inom intervallet cirka 25 °C – 40 °C. Mesofila biogasprocesser körs vanligen vid en temperatur på cirka 35 – 37 °C.

Metan = CH_4 , det enklaste kolvätet, en luktfri gas med högt energivärde (9,81 kWh/Nm³).

Metanogen = metanbildande mikroorganism.

Metanutbyte = mängd metan i Nm³ som bildas per viktsenhet inmatat organiskt material.

Nm³ = normalkubikmeter, volym vid normaltillstånd, det vill säga 0 °C och atmosfärstryck (1,01325 bar).

Mineraliseringsgrad = Ett mått på hur mycket av ett organiskt material som brutits ner och omvandlats till koldioxid (och metan). I biogassammanhang används ofta kvävemineralisering, det vill säga nedbrytning av organiskt kväve (proteiner), som ett mått på processens effektivitet.

OTU = Varje identifierad DNA-sekvens som är unik.

Principalkomponentanalys (PCA) = Statistisk metod

Patogen = sjukdomsalstrande organism, kan vara bakterie, virus eller parasit.

Rarefaction = Under sekvenseringen detekteras olika s.k. OTUs, d.v.s. olika arter, och genom att jämföra antalet olika OTUs med det totala antalet analyserade sekvenser kan man bygga en så kallad rarefactionkurva.

Rötrest = den fasta, flytande eller slamformiga produkt som bildas efter rötning och som innehåller vatten, icke nedbrutet material, näringsämnen och mikroorganismer (biomassa).

Rötslam = rötrest som bildas efter rötning av avloppsslam vid reningsverk.

Samrötning = rötning av flera substrat samtidigt. Ger ofta högre metanutbyte än om varje material röts var för sig.

Satsvis rötning = allt material röts på en gång, det vill säga utan att något material tillsätts eller tas ut under processens gång.

Specifik metanproduktion = mängden producerad metan per mängd inmatad organisk substans (m³ CH₄ per kg VS och dygn)

Substrat = organiskt material lämpligt för rötning.

Termofil temperatur = temperaturer över 40 °C. Termofila biogasprocesser körs vanligen vid temperaturer kring 50 – 55 °C.

TS = torrs substans, det som återstår när vattnet torkats bort från ett material. Anges vanligen som procent av våtvikt.

Uppehållstid = tid som substratet befinner sig i rötkammaren. Anges ofta som hydraulisk uppehållstid eller hydraulic retention time (HRT) och beskriver den tid det tar att byta ut allt material i rötkammaren. Ibland anges istället uppehållstiden för det partikulära materialet i rötkammaren, solids retention time (SRT).

Utröttningsgrad = anger, i procent, hur stor del av det organiska materialet som brutits ned och omsatts till biogas under en viss tid.

VFA = volatile fatty acids (flyktiga fettsyror). Ett samlingsnamn för flyktiga fettsyror.

VS = volatile solids, organiskt innehåll, det vill säga torrsubstans minus aska. Anges vanligen som procent av TS. Kallas ibland också för glödförlust.

TERMISK HYDROLYS VID SUNDETS BIOGASANLÄGGNING

När befolkningen växer så måste våra avloppsreningsverk hantera större mängder avfall. Det slam som då uppstår rötas i biogasanläggningar som också har en gräns för hur mycket de kan ta emot. Ett sätt att öka nerbrytningen av slammet är att använda termisk hydrolys, vilket är en förbehandlingsmetod där slammet från reningsverket värms upp under tryck som sedan hastigt släpps. Den ånga som då bildas blir som en explosion i materialet, vilket gör att det spricker upp och blir mer tillgängligt för nerbrytning. Behandlingen gör det också möjligt att höja koncentrationen av material, det vill säga torrhalten, i biogasprocessen. Det betyder att mer slam kan behandlas i samma reaktorvolym.

Laboratorieförsök och praktiska försök i Växjö visar att metoden fungerar, det bildades nästan 20 procent mer metan i reaktorn, och mängden bildade röt-rester, det vill säga avvattnat slam, minskade. Energibalansen som beräknades för hela anläggningen före och efter installationen visade att förbehandlings energibehov i form av träpellets var lika stort som ökningen i metanproduktion. Det högre värdet på biogasen gör det dock till en god investering. Dessutom gör förbehandlingen att rötresterna saneras på sjukdomsbildande bakterier, vilket kan bli ett krav i framtiden.

En ingående mikrobiologisk studie visade att termisk hydrolys gav en liten effekt på sammansättningen av mikroorganismer, medan störst påverkan kom från den oavsiktliga temperaturhöjningen i reaktorn som blev en följd av installationen.

Ett nytt steg i energiforskningen

Energiforsk är en forsknings- och kunskapsorganisation som samlar stora delar av svensk forskning och utveckling om energi. Målet är att öka effektivitet och nyttiggörande av resultat inför framtida utmaningar inom energiområdet. Vi verkar inom ett antal forskningsområden, och tar fram kunskap om resurseffektiv energi i ett helhetsperspektiv – från källan, via omvandling och överföring till användning av energin. www.energiforsk.se



Energiforsk