



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 19 011

Examensarbete 30 hp  
Februari 2019

# Optimering av driftstemperatur vid mesofil rötning av slam

– funktionskontroll vid Uppsalas reningsverk

---

Johanna Andersson

## Referat

### Optimering av driftstemperatur vid mesofil rötning av slam – funktionskontroll vid Uppsalas reningsverk

*Johanna Andersson*

För att minska klimatpåverkan är energisnåla processer och användning av fossilfria bränslen viktigt. Vid stabilisering av avloppsslam vid reningsverk är en vanlig metod rötning som förutom att ta hand om slammet även producerar biogas, ett fossilfritt bränsle med låga växthusgasutsläpp. Processer som drivs inom det mesofila temperaturområdet har visat sig vara stabila och ger en jämn gasproduktion. Det mesofila området sträcker sig mellan 25–40°C men de flesta processer drivs mellan 35–40°C. Den här studien undersöker möjligheten att sänka temperaturen inom det mesofila området för att få en lägre energiförbrukning och en energisnålare process. Då det är viktigt att biogasproduktionen inte försämras av en sänkt temperatur har skillnad i utröttningsgrad, metanpotential och utrötningstid undersökts vid tre olika temperaturer (32, 34,5 samt 37,5°C) via satsvisa utröttningsförsök. Utöver påverkan på biogasproduktionen har en energibalansberäkning utförts för rötkamrarna vid Uppsala reningsverk. Detta ger ett mått på hur stora vinster i värmeenergi en sänkt temperatur kan leda till. En betydande kostnad vid reningsverk är avvattningen av slam och det är därför viktigt att den inte riskerar att försämras om temperaturen sänks. Ett filtreringsförsök som mäter CST (Capillary Suction Time) ger ett mått på slammets avvattningsegenskaper och har därför utförts vid tre olika temperaturer. Resultaten visade ingen försämring i biogasproduktion vid en sänkning till 34,5°C och en minskning i metanpotential med 11 % vid en sänkning till 32°C. Nedbrytningshastigheten försämrades inte vid en sänkt temperatur. Vinster i form av lägre värmeförbrukning uppgick till 14 % vid sänkning till 34,5°C och 27 % vid sänkning till 32°C. Avvattningsförsöket visade ingen försämrad avvattning vid lägre temperaturer. Den här studien visar att det finns en möjlighet att sänka temperaturen i rötkammaren vid reningsverket i Uppsala och på så sätt sänka energiförbrukningen. För att bekräfta resultaten bör även kontinuerliga försök utföras men denna studie visar att det är möjligt att få en lyckad nedbrytning även i lägre mesofila temperaturer. Resultatet öppnar upp för fortsatta undersökningar om temperaturförändringar inom det mesofila området och kan leda till en optimering av röttningsprocessen och möjlighet att få en effektiv och energisnål produktion av biogas.

**Nyckelord:** Mesofil, rötning, avloppsslam, temperaturförändring, satsvist utröttningsförsök, energibalans, slamavvattning, CST

*Institutionen för molekylära vetenskaper, Sveriges lantbruksuniversitet, Box 7015, SE-750 07 Uppsala*

## Abstract

### Optimizing operational temperature in mesophilic digestion of sewage sludge – a study at Uppsala wastewater treatment plant

*Johanna Andersson*

Energy efficient processes and the use of fossil free fuels play an important role in order to reduce the impact of climate change. Anaerobic digestion is a common way for stabilizing sewage sludge at wastewater treatment plants (WWTP). One of the benefits with anaerobic digestion is that it also produces biogas, a fossil free fuel with low greenhouse gas emissions. An operational temperature within the mesophilic range has proven to give a stable process with an unfluctuating production of gas. The mesophilic temperature range between 25-40°C but most processes are operated between 35-40°C. This study investigates the opportunity to lower the temperature within the mesophilic range in order to reduce energy consumption. It is important to maintain the production of biogas with a lower temperature. Therefore, the reduction in VS-content (VS-volatile solids), methane yield and time for degradation was determined by a BMP-experiment (BMP-Biochemical Methane Potential) in three different temperatures (32, 34.5 and 37.5°C). In order to quantify the reduction in heat consumption with lower operational temperatures the change in heat balance for a full-scale WWTP in Uppsala was calculated. A major part of the operational cost is dewatering of sludge and it is therefore important that it does not deteriorate with a lower temperature. The effect on the dewaterability at different temperatures was examined by a filterability test measuring CST (capillary suction time). The results from the study showed no significant difference in methane yield between 37.5°C and 34.5°C. The methane yield at 32°C was 11 % lower compared to 37.5°C but the degradation kinetic was not affected by a temperature change. The reduction in heat consumption was 14 % when the temperature was reduced to 34.5°C and 27 % when it was reduced to 32°C. The filterability test did not show a deterioration with lower temperatures. The study showed that it is possible to reduce the operational temperature for anaerobic digestion at the WWTP in Uppsala in order to reduce the energy consumption. To confirm these results a continuously experiment should be done, but this study shows that it is possible to get a successful degradation in a lower mesophilic temperature. This leads the way for further investigations within the mesophilic range and could lead to optimizing anaerobic digestion and the opportunity to get an energy efficient production of biogas.

**Keyword:** Mesophilic, anaerobic digestion, sewage sludge, temperature change, BMP-test, energy balance, dewaterability, CST

*Department of Molecular Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7015, SE-750 07 Uppsala, Sweden*

ISSN 1401-5765



## **Förord**

Det här examensarbetet avslutar fem års studier vid civilingenjörsprogrammet inom miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet är utfört för Uppsala Vatten och Avfall AB med Jesper Olsson på planeringssektionen inom vatten och avlopp som handledare. Ämnesgranskare har varit Maria Westerholm, forskare vid institutionen för molekylära vetenskaper på Sveriges lantbruksuniversitet. Stort tack för ert engagemang, stöd och stora kunskaper inom området. Tack också till Henny Andersson, energiingenjör på Uppsala Vatten och Avfall AB, för hjälp att ta fram data och för att du varit ett stort stöd vid energiberäkningarna. Vill också passa på att tacka Simon Isaksson, institutionen för molekylära vetenskaper, för all hjälp vid utrotningsförsöken och till sist Jonas Helander-Claesson, Uppsala Vatten och Avfall AB, för hjälp vid inhämtning av slam och svar på frågor om Kungsängsverket.

## Populärvetenskaplig sammanfattning

### Optimering av driftstemperatur vid mesofil rötning av slam – funktionskontroll vid Uppsalas reningsverk

*Johanna Andersson*

Fossilfria bränslen får en allt större roll i samhället. Ett av dessa är biogas som bildas vid nedbrytning i syrefria miljöer. Biogas består främst av metangas och koldioxid och bildas naturligt i miljöer med låga syrenivåer som till exempel våtmarker och havsbotten. Det kan även produceras genom en kontrollerad nedbrytning av till exempel restprodukter som matavfall eller avloppsslam. Vid rening av avloppsvatten uppstår slam som måste stabiliseras för att hindra okontrollerad nedbrytning och minska luktproblem. En av de vanligaste metoderna för stabilisering av avloppsslam är genom nedbrytning i syrefri miljö, så kallad rötning. Rötning kan ske vid olika temperaturer och styrs mycket av vilken miljö mikroorganismerna trivs bäst i. Det finns tre olika temperaturområden där olika typer av mikroorganismer trivs som bäst, psykofila (4–25°C), mesofila (25–40°C) samt termofila (50–60°C). Rötning vid mesofila temperaturer ger en stabil process med en jämn gasproduktion och är vanligt vid rötning av avloppsslam. De flesta mesofila processer drivs vid en temperatur på 35–40°C.

Syftet med den här studien var att undersöka möjligheten att sänka temperaturen inom det mesofila temperaturområdet för att minska energiförbrukningen. Då gasen som produceras används till fordonsgas och värmeenergi är det viktigt att biogasproduktionen bibehålls trots en sänkt temperatur. Hur biogasproduktionen påverkades undersöktes vid tre olika temperaturer (32, 34,5 och 37,5°C) via ett satsvist utrötningsförsök. Försöket gick ut på att blanda avloppsslam från reningsverket i Uppsala med ymp (mikroorganismer) och mäta den gas som produceras. Försöket utfördes i glasflaskor i syrefria förhållanden i vattenbad inställda på de olika temperaturerna. Resultatet från försöket är den metangas som bildats varje dag och när produktionen stannat av kan metanpotentialen läsas av som den maximala volym metan som bildats under försöket. Det organiska innehållet i avloppsslammet mättes innan och efter rötningen för att ta reda på utrötningsgraden, det vill säga hur mycket av det organiska materialet som brutits ned. Utöver utrötningsförsöken gjordes även en energibalansberäkning för att ta reda på hur stora vinster i energi en sänkt temperatur kan leda till. Beräkningen utfördes genom att undersöka värmeförbrukningen för rötkamrarna på ett avloppsreningsverk i Uppsala vid de olika temperaturerna. Värmeförbrukningen består dels av den energi som krävs för att värma upp slammet till driftstemperaturen och även de värmeförluster som sker från rötkamrarna.

Efter rötningen av avloppsslam vid reningsverk vill man minska volymen genom att avvattna slammet. Då avlägsnas så mycket vatten som möjligt genom att centrifugera slammet. Innan centrifugering tillsätts en polymer som gör att slammet bildar flockar och avvattningen förbättras. Det är viktigt att inte avvattningen riskerar att försämrats vid en sänkt temperatur då det har en stor påverkan på reningsverkets driftkostnader. För att undersöka temperaturens påverkan på avvattningen utfördes därför ett filtreringsförsök där man mäter CST (Capillary

Suction Time) som ger ett mått på hur bra avvattningssegenskaper slammet har. En kort tid tyder på bra avvattningssegenskaper. Enligt försöket påverkades inte avvattningen av att slammet har en lägre temperatur. Då temperaturen reglerades efter att slammet redan var rötat kan resultatet skilja sig från en verklig process. För att få säkrare resultat kan temperaturen under själva rötningen ändras och därefter mäta CST.

Resultatet från utrötningsförsöket visar att det finns en möjlighet att sänka temperaturen till 34,5°C utan att förlora något i biogasproduktion i form av metanpotential, utrötningsgrad eller nedbrytningshastighet. För att få säkrare resultat bör dock en undersökning göras i kontinuerliga försök som speglar den fullskaliga processen bättre. Ett kontinuerligt försök pågår under längre tid och går ut på att mata behållaren med slam kontinuerligt istället för bara en gång som i det satsvisa försöket. Vid en sänkt temperatur till 32°C minskar metanpotentialen med ca 11 % men i framtiden kan det vara möjligt att variera temperaturen under de perioder efterfrågan på biogas sjunker. För att säkerställa en drift vid 32°C bör även undersökningar som studerar effekterna vid temperaturer lägre än 32°C göras för att undvika att processen blir instabil om temperaturen sjunker under 32°C.

En sänkt temperatur kan spara värmeenergi mellan 14–27 % beroende på hur mycket temperaturen sänks. Beräkningarna underskattar värmeförlusterna från rötkamrarna något och för att få ett mer exakt värde på hur stor värmeförbrukning rötkamrarna har behöver noggrannare undersökningar göras. En jämförelse mellan temperaturerna kan ändå göras eftersom den procentuella skillnaden mellan temperaturerna inte påverkas så mycket av värmeförlusterna. Jämförelse med det uppskattade värmebehovet för hela reningsverket visar att rötkamrarna troligen står för en mindre del av energiförbrukningen än tidigare trott och en undersökning av övriga byggnaders värmeförluster bör göras för att optimera energiförbrukningen.

Studien har visat på goda resultat och öppnar upp för vidare undersökningar som kan verifiera resultaten och driva vidare forskningen inom temperaturförändringar vid rötning. Möjligheter finns att sänka temperaturen i befintliga rötkammare och på så sätt optimera driften och sänka energiförbrukningen. Målet är att få en så energisnål process som möjligt och fortsätta en effektiv produktion av biogas.

## ORDLISTA

**TS** – torrsubstans. Mängden torrt material som är kvar efter allt vatten torkats bort.

**VS** – volatile solids eller glödförlust. Mängden organiskt material.

**VFA** – volatile fatty acids eller flyktiga fettsyror. En del av det organiska materialet som försvinner vid VS-analys.

**Primärslam** – slam som avskiljs vid försedimentering.

**Bioslam** – slam som avskiljs vid biologisk rening.

**Kemslam** – slam som avskiljs vid kemisk rening.

**Utröttningsgrad** – hur stor del av det organiska materialet som brutits ned under rötningen.

**Utrötningstid** – hur lång tid det tar att nå den maximala metanpotentialen.

**Specifik metanproduktion** – mängden producerad metan per mängd organiskt material,  $\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kgVS}$

**Nm<sup>3</sup>** – normalkubikmeter. Volymen gas vid 0°C och 1 atm.

**CSTR** - continuously stirred tank reactor. En konventionell biogasreaktor vid rötning av material med lägre TS-halt.

**OLR** – organic loading rate eller organisk belastning. Hur mycket organiskt material som kan tillföras till processen per tidsenhet.

**HRT** – hydraulic retention time eller hydraulisk uppehållstid. Den tid det tar att byta ut hela volymen i rötkammaren.

**EPS** – extracellulära polymera substanser. Består främst av proteiner, polysackarider och humusämnen.

**CST [s]** – capillary suction time. Ett mått på avvattningsegenskaperna hos slam.

**U [W/m<sup>2</sup>K]** – värmegenomgångskoefficient. Hur mycket värme som passerar en yta med en temperaturskillnad på en grad.

**R [m<sup>2</sup>K/W]** – värmemotstånd genom en yta.

**$\lambda$  [W/mK]** – värmekonduktivitet. Materialkonstant som anger hur mycket värme som passerar en kvadratmeter av ett en meter tjockt material vid en temperaturskillnad på en grad.



|       |                                             |    |
|-------|---------------------------------------------|----|
| 1     | INLEDNING .....                             | 1  |
| 1.1   | SYFTE & FRÅGESTÄLLNING .....                | 2  |
| 1.2   | AVGRÄNSNINGAR .....                         | 2  |
| 2     | TEORETISK BAKGRUND.....                     | 3  |
| 2.1   | BIOGASPROCESSEN.....                        | 3  |
| 2.1.1 | Anaerob nedbrytning .....                   | 3  |
| 2.1.2 | Processparametrar vid biogasproduktion..... | 5  |
| 2.1.3 | Satsvisa utrötningsförsök.....              | 7  |
| 2.1.4 | Temperaturens påverkan.....                 | 11 |
| 2.1.5 | Uppvärmning av rötkammare .....             | 12 |
| 2.2   | KUNGSÄNGSVERKET.....                        | 16 |
| 2.2.1 | Mekanisk rening .....                       | 17 |
| 2.2.2 | Biologisk rening .....                      | 17 |
| 2.2.3 | Kemisk rening .....                         | 18 |
| 2.2.4 | Slambehandling .....                        | 19 |
| 2.2.5 | Slamavvattning .....                        | 21 |
| 2.2.6 | Värmeförbrukning .....                      | 23 |
| 3     | METOD.....                                  | 24 |
| 3.1   | UTRÖTNINGSFÖRSÖK.....                       | 24 |
| 3.1.1 | Databehandling.....                         | 26 |
| 3.2   | AVVATTNINGSEGENSKAPER.....                  | 27 |
| 3.3   | ENERGIBALANS .....                          | 27 |
| 3.3.1 | Uppvärmning av slam.....                    | 29 |
| 3.3.2 | Värmeförluster.....                         | 29 |
| 3.3.3 | Producerad värmeenergi .....                | 31 |
| 3.3.4 | Kostnader.....                              | 31 |
| 3.3.5 | Databehandling.....                         | 32 |
| 4     | RESULTAT.....                               | 32 |
| 4.1   | UTRÖTNINGSFÖRSÖK.....                       | 32 |
| 4.2   | AVVATTNINGSFÖRSÖK.....                      | 35 |
| 4.3   | ENERGIBERÄKNINGAR .....                     | 36 |
| 5     | DISKUSSION .....                            | 39 |

|                                                                         |                                           |    |
|-------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------|----|
| 5.1                                                                     | BIOGASPRODUKTION OCH UTRÖTNINGSGRAD ..... | 39 |
| 5.2                                                                     | AVVATTNINGSEGENSKAPER.....                | 41 |
| 5.3                                                                     | ENERGIBALANS .....                        | 42 |
| 6                                                                       | SLUTSATSER .....                          | 45 |
| 7                                                                       | REFERENSER .....                          | 46 |
| 7.1                                                                     | OPUBLICERAT MATERIAL .....                | 53 |
| APPENDIX A – Kompletterande information till energiberäkningarna.....   |                                           | 54 |
| APPENDIX B – Sammanfattning av antaganden vid energiberäkningarna ..... |                                           | 56 |

# 1 INLEDNING

I Uppsala kommun är över 190 000 fysiska personer anslutna till det kommunala avloppsnätet och 17 miljoner m<sup>3</sup> avloppsvatten behandlades under 2017. För varje behandlad m<sup>3</sup> avloppsvatten går det åt en energimängd på 0,69 kWh vilket ger en total förbrukning på ca 11 GWh per år (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017b). Kungsängsverket är det största avloppsreningsverket i Uppsala kommun och behandlar drygt 90 % av den totala mängden avloppsvatten. Att minska Kungsängsverkets energiförbrukning är därmed av stort intresse. En minskad energiförbrukning leder inte bara till minskade kostnader utan har även en positiv påverkan på miljö och klimat.

Vid rening av avloppsvatten bildas slam som måste stabiliseras. Detta görs vanligen genom anaerob nedbrytning (rötning), där det organiska materialet bryts ned och biogas (huvudsakligen metan) bildas. Behandling av avloppsslam via rötning har pågått på svenska avloppsreningsverk sedan länge. Till att börja med var målet främst att minska slamvolymerna och stabilisera slammet men energikrisen på 1970-talet ledde till forskning och nya satsningar för att även producera och ta tillvara på biogasen (Jarvis, 2012). Under 2000-talet har produktionen av biogas ökat kraftigt. Mellan 2005 och 2017 ökade produktionen med nästan 40 % och avloppsreningsverk står för ungefär 36 % av den totala gasproduktionen<sup>1</sup> (Energigas Sverige, 2018). I Sverige uppgraderas största andelen av gasen till fordonsgas och antalet gasfordon i Sverige har ökat kraftigt sedan början av 2000-talet (Svensson, 2018; Energigas Sverige, 2018). Biogas är en förnyelsebar energikälla med ett av de lägsta växthusgasutsläppen bland drivmedel (Statens energimyndighet, 2018). Förutom själva biogasen kan rötresten som bildas användas som gödselmedel och ersätta användning av mineralgödsel. Dessa fördelar gör rötning till ett intressant alternativ där det är möjligt att kombinera en hållbar avfallshantering med produktion av förnyelsebar energi (De Meester, et al., 2012; Börjesson, et al., 2015; Lozanovski, et al., 2014). För att få biogasproduktionen lönsam krävs en hög produktion av gas samtidigt som energiförbrukningen hålls låg. På Kungsängsverket i Uppsala rötas slammet vid en temperatur på 37,5°C året runt. Om produktionen av biogas kan bibehållas trots en lägre driftstemperatur kan värmeförbrukningen minskas och därmed fås en energisnålare och mer effektiv rötning av slammet.

Det finns mycket forskning som visar på att det går att optimera processen och öka biogasproduktion genom att bland annat samröta olika substrat, tillsätta näringsämnen, förbehandla substratet samt genom att förändra driftparametrar som temperatur och belastning (Mao, et al., 2015; Nordlander, et al., 2017; Mata-Alvarez, et al., 2014). Temperatur har visat sig vara en viktig driftparameter med stor påverkan på biogasprocessen (Westerholm, et al., 2018; Labatut, et al., 2014; Kim & Lee, 2015; De Vrieze, et al., 2015; Appels, et al., 2008). Rötning sker oftast inom det mesofila (35–42°C) eller det termofila

---

<sup>1</sup> Baserat på energimängden i producerad biogas i Sverige under 2017.

(46–60°C) temperaturområdet (Schnürer, et al., 2016). Termofil rötning kan öka metanproduktionen men risken finns att processen blir instabil (Labatut, et al., 2014). Flertalet studier har därför undersökt möjligheten att gå från en mesofil temperatur till en termofil samtidigt som en stabil process bibehålls (Ziembinska-Buczynska, et al., 2014; Westerholm, et al., 2018; Kim & Lee, 2015). Tekniska förändringar som att tillämpa förbehandlingsmetoder eller byta ut uppvärmningssystem kräver ofta stora investeringar och det är inte alltid att resultatet lönar sig. Vinsten som fås i biogasproduktion vid en sådan förändring måste balanseras ut av ett eventuellt ökat energibehov så att den totala energibalansen inte blir negativ (Nielsen, et al., 2017). Det finns i dagsläget mycket lite forskning gällande mindre justeringar för att optimera biogasprocessen på befintliga anläggningar. Bland de få studier som genomförts har det dock visats att även mindre temperaturförändringar inom det mesofila området kan ha betydelse för biogasproduktionen och bör undersökas för att optimera driften (Nielsen, et al., 2017; Beale, et al., 2016). För att kunna ha en hållbar produktion av biogas krävs att driftförhållanden optimeras även på befintliga anläggningar. En justering av rötkammarens drifttemperatur inom det mesofila området kan leda till en minskad energiförbrukning utan större investeringar.

## **1.1 SYFTE & FRÅGESTÄLLNING**

Syftet med examensarbetet var att undersöka om det är möjligt för Uppsala Vatten och Avfall AB att justera drifttemperaturen i Kungsängsverkets rötkammare. Arbetet svarar på om en sänkt drifttemperatur kan leda till förluster i biogasproduktion samt utröttningsgrad. Försöken genomfördes vid tre temperaturnivåer 32, 34,5 och 37,5°C för att undersöka hur en sänkning av temperaturen påverkar biogasproduktionen. Detta ställs i förhållande till hur stora energivinster i form av sänkt värmeförbrukning som kan fås av en sänkning av temperaturen. Det är viktigt att få en bra avvattningsgrad av slammet och därför har även en undersökning av temperaturens påverkan på slammets avvattningssegenskaper utförts. Följande frågeställningar har undersökts:

1. Kan drifttemperaturen i Kungsängsverkets rötkammare sänkas utan en försämring av biogasproduktion, utröttningsgrad och utrötningstid?
  - a. Hur stor är skillnaden i metanpotential mellan temperaturerna?
  - b. Hur stor är skillnaden i utröttningsgrad mellan temperaturerna?
  - c. Hur stor är skillnaden i utrötningstid mellan temperaturerna?
2. Hur stor är förändringen i värmeförbrukning mellan temperaturerna?
3. Hur förändras slammets avvattningssegenskaper vid en temperaturförändring och vad kan detta bero på?

## **1.2 AVGRÄNSNINGAR**

Fokus i detta projekt var att undersöka om temperaturen i den befintliga rötkammaren på Kungsängsverket kan justeras. Det finns andra åtgärder för att minska energiförbrukning eller öka biogasproduktionen men det har inte undersökts i detta arbete. Syftet var att ta reda på om en mindre justering av temperaturen kan vara möjlig för att optimera de nuvarande driftförhållandena.

När det gäller energiförbrukningen avgränsades arbetet till att endast studera uppvärmning av rötkamrarna. Biogasen som produceras används även till bland annat uppvärmning av byggnader på anläggningen vilket inte ingår i beräkningarna i detta arbete. Ingen hänsyn har heller tagits till övrig energiförbrukning vid anläggningen som till exempel elförbrukningen.

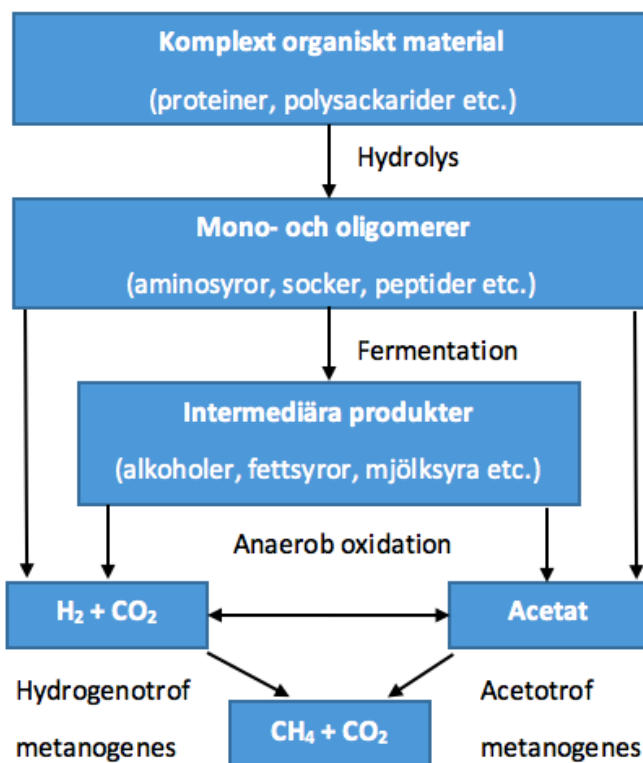
## 2 TEORETISK BAKGRUND

### 2.1 BIOGASPROCESSEN

När organiskt material bryts ned i frånvaro av syre bildas biogas. Det är en blandning av olika gaser men består främst av metan ( $\text{CH}_4$ ) och koldioxid ( $\text{CO}_2$ ). Processen sker i naturliga miljöer som till exempel på sjöbotten eller våtmarker men utnyttjas också av människan för att bland annat utvinna bränsle. Gasen som bildas kan uppgraderas till fordonsgas eller användas för uppvärmning och elproduktion. Nedbrytning i syrefria miljöer kallas anaerob nedbrytning eller rötning (Schnürer & Jarvis, 2017).

#### 2.1.1 Anaerob nedbrytning

Den anaeroba nedbrytningen av organiskt material är en komplex process som utförs genom samarbete mellan olika mikroorganismer. Den kan delas upp i fyra olika delsteg; hydrolys, fermentation, anaerob oxidation och metanbildning (figur 1) (Schnürer & Jarvis, 2017).



**Figur 1.** Översiktlig bild över de olika nedbrytningsstegen vid anaerob nedbrytning. Modifierad från Schnürer & Jarvis (2017).

Det första nedbrytningssteget kallas hydrolys och innebär en sönderdelning av stora komplexa molekyler så som socker, fetter och proteiner. Det bildas då mindre och enklare

organiska ämnen som aminosyror och enklare sockerarter. Det finns flera olika mikroorganismer som är aktiva vid hydrolysen men gemensamt är att de bildar ett så kallat extracellulärt<sup>2</sup> enzym som kan dela upp stora molekyler till mindre delar. När de större molekylerna delats upp kan organismen ta upp de enklare komponenterna och använda dem som näringskälla (Schnürer & Jarvis, 2017). I många processer är hydrolysen det hastighetsbegränsande steget. Hur snabbt det går beror dock på vilket typ av substrat, sammansättningen, partikelstorlek samt omgivande faktorer som pH och ytspänning (Angelidaki, et al., 2011).

Nästa steg är fermentation eller jäsning, vilket är en metabolisk process som innebär en omvandling av organiskt material i frånvaro av oorganiska elektronmottagare som till exempel syre (Angelidaki, et al., 2011). Precis som i hydrolyssteg är flera olika mikroorganismer aktiva vid detta steg och vilka reaktioner som sker beror både på mikroorganism och på substrat (Schnürer, 2016; Angelidaki, et al., 2011). Socker, aminosyror och alkoholer från hydrolysen används som substrat och omvandlas främst till olika organiska syror, alkoholer, koldioxid, vätgas, ammoniak och svavelväte (Schnürer & Jarvis, 2017). Vad som bildas beror på substrat och mikroorganismer men även på vilka förhållanden som råder (Angelidaki, et al., 2011).

De fettsyror som bildas vid hydrolys av fetter och aromatiska föreningar används inte under fermentationen utan bryts istället ned i nästa steg. Tillsammans med produkter från fermentationen bryts dessa ned via anaeroba oxidationsreaktioner och de produkter som bildas är främst vätgas, koldioxid och acetat (Schnürer & Jarvis, 2017). För att de anaeroba oxidationsreaktionerna ska vara möjliga krävs ett nära samarbete med de mikroorganismer som är aktiva vid metanbildningen. Förenklat beror det på att reaktionen inte är möjlig av termodynamiska skäl om inte halten vätgas är tillräckligt låg. Mikroorganismerna får helt enkelt inte tillräckligt med energi för tillväxt om de inte samarbetar med en organism som kan konsumera den vätgas som produceras vid den anaeroba oxidationen (Schink & Stams, 2012; Stams & Plugge, 2009). Om metanbildningen stannar av avstannar även den anaeroba oxidationen och en ackumulering av bland annat fettsyror kan ske (Schnürer & Jarvis, 2017).

I det sista steget av nedbrytningen, metanbildningen, bildas koldioxid och metan. Processen utförs av olika metanbildande organismer som kallas metanogener. Metanogener är inte bakterier utan tillhör en egen grupp, arkea. Det finns olika metanogener som använder olika substrat vid bildning av metan men de viktigaste substraten är vätgas, koldioxid och acetat (Schnürer & Jarvis, 2017). Beroende på vilket substrat de använder kan de delas upp i två grupper, hydrogenotrofer som främst använder vätgas och koldioxid samt metylotrofer som kan använda sig av flera olika substrat som acetat, metylaminer, metanol och kolmonoxid (Costa & Leigh, 2014). En viktig grupp inom metylotroferna är acetotrofer som använder

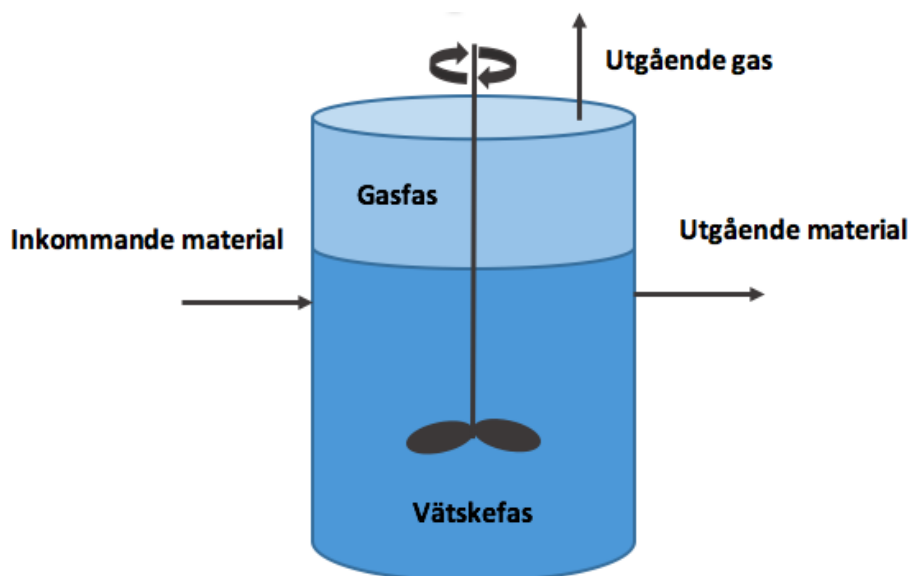
---

<sup>2</sup> Extracellulärt innebär att enzymet utsöndras till vätskan utanför organismen eller sitter fast på cellväggen (Schnürer, 2016).

acetat som substrat och står för en stor del av den totala metanproduktionen (Schnürer & Jarvis, 2017; Angelidaki, et al., 2011). Acetat bildas under den anaeroba oxidationen och är en viktig intermediär<sup>3</sup> under biogasprocessen. Förutom acetotroferna som bildar biogas direkt från acetat kan acetat också användas av hydrogenotrofer i samarbete med bakterier som kan omvandla acetat till vätgas och koldioxid (Westerholm, et al., 2016). Metanogener är känsliga organismer som oftast påverkas först av störningar i processen (Chen, et al., 2008; Liu & Whitman, 2008). De har också en långsam tillväxthastighet vilket gör att även metanbildningen kan vara det hastighetsbegränsande steget i biogasprocessen (Liu & Whitman, 2008).

### 2.1.2 Processparametrar vid biogasproduktion

Tillverkning av biogas kan gå till på olika sätt beroende på bland annat vad som ska rötas och vilken typ av anläggning det gäller. Ett vanligt system som fungerar bra för våtare material som avloppsslam är användning av en så kallad continuously stirred tank reactor (CSTR) (figur 2) (Schnürer, 2016). Rötkammaren matas då med substrat kontinuerligt samtidigt som samma mängd material tas ut. Materialet är kvar i rötkammaren tillräckligt länge för att mikroorganismerna ska hinna växa till och bryta ned de organiska komponenterna. För att få en jämn fördelning av substrat och undvika temperaturgradienter är det viktigt med en bra omrörning. En effektiv nedbrytning är dock beroende av att mikroorganismerna har kontakt med varandra vilket gör att en för kraftig omrörning kan ha negativ inverkan på processen (Schnürer, et al., 2016).



**Figur 2.** Översiktlig bild över hur en rötkammare av typen continuously stirred tank reactor (CSTR) fungerar.

---

<sup>3</sup> En förening som uppstår som mellanled vid kemiska reaktioner. Ofta reaktiva och instabila (Nationalencyklopedin, u.å.)

pH ska helst vara nära neutralt för att mikroorganismerna ska trivas och de flesta metanogener har optimal tillväxt vid pH 6,8–8,5 (Liu & Whitman, 2008). Vilket pH som är optimalt beror på vilka mikroorganismer som är närvarande och påverkas av bland annat substrat och driftparametrar. Det finns exempel på processer där metanbildare klarar både högre och lägre pH värden (Zhai, et al., 2015; Chen, et al., 2008; Savant, et al., 2002). Det är däremot viktigt att ha ett stabilt pH-värde för att undvika störningar i processen. Ett mått på processens buffertförmåga är alkaliniteten. Hög alkalinitet innebär en hög buffertförmåga vilket gör att processen klarar av att neutralisera syror bättre än en process med låg alkalinitet (Schnürer, et al., 2016).

Hastigheten med vilket organiskt material kan tillföras processen varje dag kallas organisk belastning eller organic loading rate (OLR). Den OLR som kan användas i en process beror bland annat på vilken typ av substrat som ska rötas, hur lång tid nedbrytningen tar, hur torrt materialet är, uppehållstid samt storleken på rötammaren. Den organiska belastningen kan beräknas enligt ekvation 1. I en CSTR används ofta en organisk belastning på 2–6 kgVS/m<sup>3</sup> per dag (Schnürer, et al., 2016). För hög belastning kan leda till att metanbildningen inte hinner med och det ackumuleras syror som sänker pH och processen blir instabil (Mao, et al., 2015).

$$OLR = \frac{Q_s \cdot VS_{in}}{V_R} \quad (1)$$

$Q_s$  = inkommande slamflöde [kg/dag]

VS = andel organiskt material [% av våtvikt]

$V_R$  = reaktorvolym [m<sup>3</sup>]

Den organiska belastningen påverkar också uppehållstiden i rötammaren. Uppehållstiden är den tid det tar att byta ut hela volymen i rötammaren, vilket motsvarar medeltiden det organiska materialet stannar i rötammaren. Ofta anges den som hydraulisk uppehållstid (HRT) (Schnürer & Jarvis, 2017). I en CSTR sätts uppehållstiden vanligen till 15–40 dagar men beror av hur effektiv nedbrytningen är och påverkas av bland annat temperatur, OLR och substrat. HRT kan beräknas enligt ekvation 2 (Schnürer, et al., 2016; Mao, et al., 2015). Uppehållstiden måste vara tillräcklig lång för att mikroorganismerna ska hinna bryta ned materialet och inte riskera att sköljas ur (Murphy & Thamsiriroj, 2013). En ökad OLR ger ofta en kortare HRT vilket ger mindre tid för nedbrytning. Material som bryts ned enkelt kan ha en kortare HRT medan mer svårnedbrytbara material kan behöva en längre HRT (Schnürer, et al., 2016). Termofila temperaturer leder ofta till en högre nedbrytningshastighet och en process klarar då av en kortare uppehållstid (Liu & Whitman, 2008).

$$HRT = \frac{V_R}{Q_s} \quad (2)$$

Utrötningsgraden beskriver hur mycket av det inkommande organiska materialet som brutits ned under rötningen och kan beräknas enligt ekvation 3 (Schnürer & Jarvis, 2017). Hur hög



utrötningsgraden är beror bland annat på vilket substrat som rötas men även av driftparametrar som HRT (Ruile, et al., 2015). Utrötningsgraden ligger ofta runt 30–70 % för mer svårnedbrytbara material som innehåller mycket fiber och runt 80–90 % för mer lättnedbrytbara material (Schnürer, et al., 2016).

$$\text{Utrötningsgrad [\%]} = \left(1 - \frac{VS_{ut}}{VS_{in}}\right) \times 100 \quad (3)$$

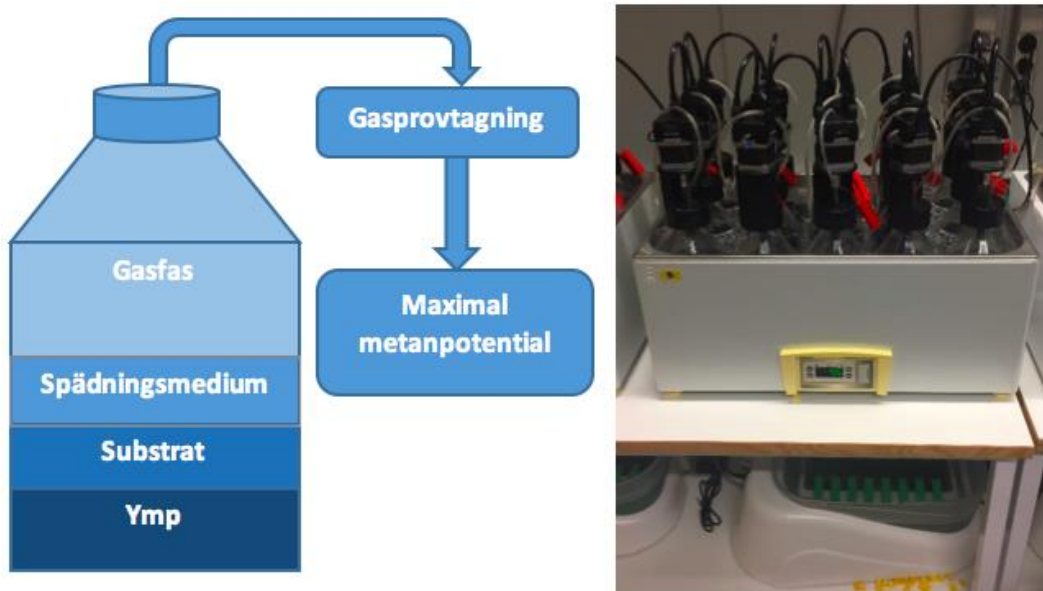
VS = andel organiskt material [% av våtvikt]

Vilket substrat som rötas har stor betydelse för biogasprocessen. Förutom avloppsslam kan till exempel matavfall, gödsel eller slakteriavfall användas för rötning. Substratet påverkar dels mängden gas som kan produceras men även gassammansättningen, rötningstiden och hur stabil processen är. Det är viktigt att mikroorganismerna har tillgång till energi- och näringskällor men även spårämnen och vitaminer för att kunna hålla en hög aktivitet och producera mycket gas (Schnürer & Jarvis, 2017). Substratet bör alltså innehålla en blandning av de viktigaste näringsämnena och ofta gynnas processen av samrötning med olika substrat (Mata-Alvarez, et al., 2014). Studier baserade på sammansättningen av substratet visar att substrat med höga halter lipider och lättnedbrytbara kolhydrater leder till högre metanpotential än mer svårnedbrytbara material (Labatut, et al., 2011). Risken finns att om substratet endast innehåller material som är lätt att bryta ned kommer hydrolysen gå för snabbt och metanbildarna hinner inte med. Det gör att fettsyror kan ansamlas och alkaliniteten och pH kan påverkas. Ett sätt att lösa problemet är tillsatser eller samrötning med mer svårnedbrytbara material (Demirel & Scherer, 2008). Fettrika material ger hög gasproduktion men förutom risken för ansamling av fettsyror kan de även leda till problem med skumning (Schnürer & Jarvis, 2017). Innehåller substratet mycket protein är de ofta energirika och ger en bra gasproduktion. Det ger också en rötrest med höga halter växttillgängligt ammoniumkväve som gör det till ett bra gödningsmedel. När proteiner bryts ned bildas ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) eller ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) beroende på vilka förhållanden som råder (Westerholm, et al., 2016). Ammoniak verkar hämmande för mikroorganismer och processen kan stanna av. Det är främst metanogenerna som påverkas av ammoniak vilket gör det sista steget begränsande i processer med höga ammoniakhalter (Chen, et al., 2008). Avloppsslam innehåller ofta låga halter protein eller fett vilket gör att hämning av ammoniak eller skumning inte är ett problem. Istället är det framförallt hydrolysen som är hastighetsbegränsande vid nedbrytning av avloppsslam och beror av att det oftast består av komplexa och svårnedbrytbara komponenter (Anjum, et al., 2016). Metanpotentialen hos primärslammet är ofta högre än hos bioslammet men båda har ganska låg metanpotential jämfört med andra substrat på grund av att andelen organiskt material ofta är låg (Murphy & Thamsiriroj, 2013; Mata-Alvarez, et al., 2014).

### 2.1.3 Satsvisa utrötningsförsök

Ett sätt att bestämma den maximala metanpotentialen vid olika processparametrar och från ett specifikt substrat är via satsvisa utrötningsförsök. Försöken går ut på att ta ut en del av substratet som ska testas och blanda med mikroorganismer (ymp) och sedan mäta hur mycket

metan som bildas. Substratet blandas i en flaska och får stå under syrefria förhållanden vid önskad temperatur. Metanbildningen i flaskan mäts och när den avstannat kan metanpotentialen läsas av som den ackumulerade mängden metangas som bildats (figur 3). Ofta anges värdet som specifik metanproduktion och anger hur mycket metan som bildats per ingående mängd organiskt material,  $\text{Nm}^3/\text{kgVS}$ .  $\text{Nm}^3$  står för normalkubikmeter och anger att värdet är normaliserat och ger därmed volymen vid ett standardtryck och temperatur (1 atm och  $0^\circ\text{C}$ ) (Carlsson & Schnürer, 2011).



**Figur 3.** Exempel på hur ett utrötningsförsök kan se ut. Till vänster visas en översiktlig bild över försöksflaskan. Till höger är ett exempel på hur ett försök kan se ut i verkligheten. Utrustningen som används är Bioprocess Control AMPTS II.

För att mäta mängden metan som bildas av substratet görs testet samtidigt med flaskor med endast ymp (blankprov). På det sättet kan mängden gas som produceras från ympen dras bort från den totala mängden gas i testflaskorna och ett värde på gasproduktionen från substratet erhålls. Utöver flaskor med ymp och substrat används ofta ett kontrollsubstrat för att utvärdera ympens aktivitet. Kontrollen ska vara en känd substans och används för att kontrollera att nedbrytningen sker som den ska (Carlsson & Schnürer, 2011). Kontrollsubstratet kan också användas för att utvärdera vilka komponenter som är svåra att bryta ned under processen och vilka som är lättare. Ett vanligt kontrollsubstrat är cellulosa vars nedbrytning representerar alla de viktiga nedbrytningsstegen. Det är också en välkänd komponent vars teoretiska värde är enkelt att räkna ut (Holliger, et al., 2016). För att även kontrollera hydrolysen av fetter och proteiner kan även dessa användas som kontrollsubstrat (Carlsson & Schnürer, 2011). Den teoretiska metanpotentialen kan beräknas utifrån sammansättningen av materialet. För kolhydrater blir den  $415 \text{ Nml CH}_4/\text{gVS}$ , proteiner  $496 \text{ Nml CH}_4/\text{gVS}$  och för fetter  $1014 \text{ Nml CH}_4/\text{gVS}$  (Angelidaki & Sanders, 2004). Det finns dock mycket som påverkar processen och den faktiska biogaspotentialen kommer aldrig uppnå det teoretiska värdet. I en verklig process kan det i bästa fall uppnå 90–95 % av det

teoretiska värdet men det är vanligt med 30–60 % beroende av substrat (Angelidaki & Sanders, 2004). Skulle kontrollerna leda till en väldigt liten gasproduktion är det en indikation på att något inte stämmer. Enligt Holliger et al. (2016) bör kontrollsubstraten nå upp till minst 85 % av det teoretiska värdet för att försöket ska vara godkänt. Varje substrat bör även finnas i minst tre likadana uppsättningar (triplikat) för att inte förlita sig på endast ett prov och för att möjliggöra en statistisk analys av resultaten. Standardavvikelsen mellan proven bör inte överskrida 5% för homogena material. Eftersom blankproven med endast ymp används för att beräkna metanpotentialen från substratet bör standardavvikelsen korrigeras med avseende på blankflaskornas standardavvikelse. Detta kan göras enligt ekvation 4 (Holliger, et al., 2016).

$$\sigma_{korr} = \sqrt{(\sigma_{substrat})^2 + (\sigma_{blank})^2} \quad (4)$$

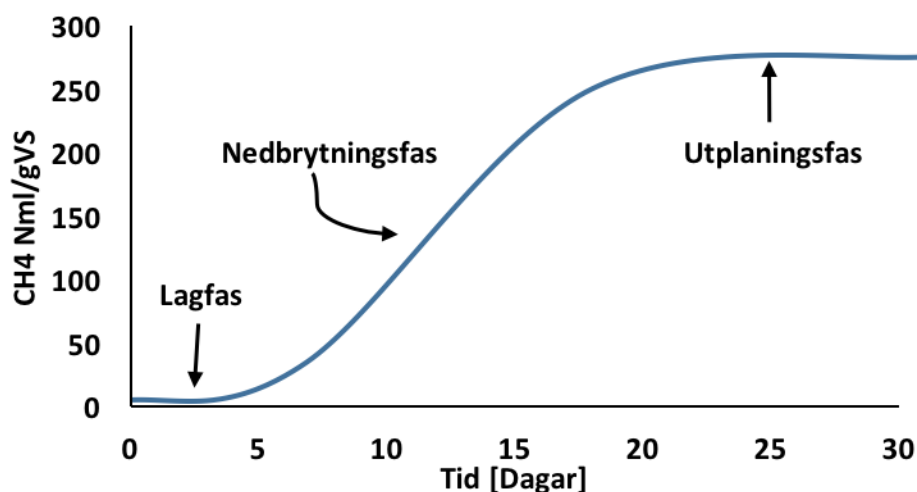
$\sigma$  = standardavvikelse

Innan försöket startar måste ympen avgasas genom att inkuberas så att det mesta av det organiska materialet hinner brytas ned och ympens bidrag till den totala gasproduktionen minskar. Avgasningen ska göras i samma temperatur som försöket sedan ska utföras i. En avgasningstid mellan 2 – 7 dagar har visat sig vara en lagom tid (Raposo, et al., 2011). Pågår avgasningen för länge finns en risk att aktiviteten minskar eller att den mikrobiella sammansättningen förändras (Carlsson & Schnürer, 2011).

För att kunna dimensionera utrotningsförsöket krävs en analys av ympen och substratets innehåll av organiskt material. Den vanligaste analysen är att bestämma glödförlusten, VS. Risken med en VS-analys är att flyktiga komponenter (till exempel fettsyror eller alkoholer) kan avdunsta vid analysen vilket gör att det organiska innehållet underskattas. Om substratet innehåller höga halter av flyktiga komponenter kan det därför vara nödvändigt att analysera dessa halter separat och addera till resultatet från VS-analysen (Carlsson & Schnürer, 2011). Utifrån resultatet beräknas sedan hur mycket substrat och ymp som ska vägas in i provflaskorna. Vilket förhållande mellan ymp och substrat som behövs beror bland annat på ympens aktivitet och hur tillgängligt substratet är. Studier har testat olika förhållanden för olika substrat och de flesta visar att ett substrat:ymp förhållande större än 1:2 ofta är nödvändigt för att undvika ackumulering av syror (Raposo, et al., 2011). Den totala gasproduktionen ska till största delen komma från substratet vilket gör att svårnedbrytbara material bör ha en lägre kvot medan lättnedbrytbara bör ha en högre. Oftast rekommenderas en kvot mellan 2–4 (Holliger, et al., 2016).

Belastningen, det vill säga mängden organiskt material per liter, som kan användas i utrotningsförsöken beror dels av vilket substrat som används men även på syftet med försöket. Ofta fungerar det bra med en belastning på 3 gVS/l (Schnürer, et al., 2016). I satsvisa försök kan lätt nedbrytbara material ibland kräva en lägre belastning då risken finns för ackumulering av syror. För svårnedbrytbara material med låg gaspotential kan det ibland vara nödvändigt med en högre belastning (Carlsson & Schnürer, 2011).

Resultatet från de satsvisa utrötningsförsöken redovisas ofta i en metanproduktionskurva. Denna kan delas upp i tre delar, en lagfas, en nedbrytningsfas och en utplaningsfas (figur 4). Lagfasen är tiden det tar från försökets uppstart till att metanproduktionen startar. Innehåller kurvan en lagfas kan det bero på att hydrolysen tar lång tid på grund av till exempel svårnedbrytbara material eller att mikroorganismerna måste anpassa sig till den nya miljön. Nedbrytningsfasen är den tid det tar från att produktionen kommit igång till dess att den börjar klinga av. Ofta är denna relativt linjär men kan även innehålla plåtar eller delar med olika lutning om produktionen stannar av eller hastigheten förändras under försökets gång. Sista delen som kallas utplaningsfasen är den tid från att produktionen stannar av till att försöket avslutas (Carlsson & Schnürer, 2011).



**Figur 4.** Exempel på en metanproduktionskurva från ett satsvist utrötningsförsök.

Ett utrötningsförsök kan vara tidskrävande och matematiska modeller kan därför vara användbara för att snabbt kunna uppskatta metanpotentialen för olika substrat. Nedbrytningen styrs till stor del av mikroorganismer och kurvan för biogasproduktion liknar ofta kurvan för bakteriell tillväxt (Kafle & Chen, 2016). En icke linjär modell som beskriver nedbrytningens kinetik är Gompertz tillväxttekvation. Denna har vid tidigare studier visat sig fungera bra vid utrötningsförsök med avloppsslam (Olsson, 2018) (Yoon, et al., 2018). Från början utvecklades ekvationen för att beskriva sambandet mellan tillväxthastighet och populationsdensitet men har modifierats och anpassats för att kunna beskriva metanproduktionen vid anaerob nedbrytning (ekvation 5) (Kafle & Chen, 2016).

$$P(t) = P \cdot \exp \left\{ -\exp \left[ \frac{R_m \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (5)$$

$P(t)$  = kumulativ metanproduktion [ $\text{Nm}^3/\text{kgVS}$ ]

$P$  = specifik metanpotential [ $\text{Nm}^3/\text{kgVS}$ ]

$R_m$  = maximal metanproduktionshastighet [ $\text{Nm}^3/\text{kgVS}$  per dag]

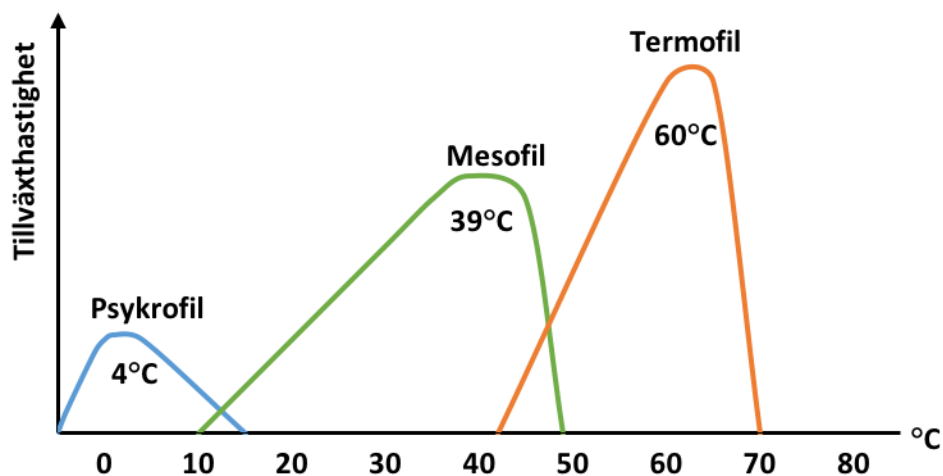
$e$  = Eulers tal = 2,7182

$\lambda$  = lagfas [dag]

$t$  = nedbrytningstid [dag]

#### 2.1.4 Temperaturens påverkan

Rötning kan ske vid olika temperaturer och beror bland annat av mikroorganismernas tillväxthastighet. Olika arter har olika optimal temperatur och kan därmed delas in i olika grupper, psykrofil, mesofil eller termofil. Psykrofila trivs i temperaturer mellan 4–25°C, mesofila 25–40°C och termofila mellan 50–60°C (Schnürer & Jarvis, 2017). Vilken temperatur som är optimal för en specifik process beror av fler saker. Studeras endast mikroorganismernas tillväxthastighet finns det inom varje temperaturintervall en optimal temperatur, se figur 5.



**Figur 5.** Temperaturberoende tillväxthastighet hos mikroorganismer. Modifierad från Schnürer & Jarvis (2017).

Det finns studier som visat att rötning är möjligt vid psykrofila temperaturer (<20°C) (Dhaked, et al., 2010) men vanligast är mesofil (35–42°C) eller termofil temperatur (46–60°C) (Schnürer, et al., 2016). Exakt vilken temperatur som är optimal är svårt att säga och det finns studier som visar lyckade processer även mellan dessa temperaturintervall. Ziembinska-Buczynska, et al. (2014) har visat att det finns mikroorganismer som inte är särskilt temperaturkänsliga. Det gör att många processer klarar en förändring från mesofilt till termofilt eller tvärtom (Westerholm, et al., 2018). Ofta kan dock processen bli tillfälligt instabil någonstans mellan 40–50°C när ett skifte sker mellan mesofila och termofila mikrobiella samhällen (Kim & Lee, 2015; Westerholm, et al., 2018).

I allmänhet går nedbrytningsprocessen snabbare vid högre temperaturer. Det gör att en högre belastning eller en mindre rötkammarvolym kan användas (Schnürer & Jarvis, 2017). Termofila processer leder också ofta till en högre gasproduktion med ett högre metanutbyte (Ziembinska-Buczynska, et al., 2014; Lin, et al., 2016). Det finns däremot en risk att en termofil process blir mer instabil vilket tillsammans med den ökade värmeförbrukningen gör

att mesofil rötning kan ses som ett säkrare och mer kostnadseffektivt alternativ (Labatut, et al., 2014).

Anledningen till att processen blir mer instabil kan dels bero på att den optimala temperaturen för mikroorganismernas tillväxt ligger väldigt nära den kritiska temperaturen där många inaktiveras eller dör (figur 5). Det kan också bero på att den höga nedbrytningshastigheten gör att de svarar snabbare på störningar (Schnürer & Jarvis, 2017). Flertalet studier visar att termofila processer är känsligare för hämning av ammoniak än vad mesofila är (Labatut, et al., 2014; Chen, et al., 2008). Som tidigare nämnts är det främst fri ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) som hämmar mikroorganismerna. Hur hög koncentrationen av fri ammoniak är beror dels på den totala mängden ammoniumkväve ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) men även på pH och temperatur (Hansen, et al., 1998). Jämvikten mellan ammonium och ammoniak kan beskrivas med ekvation 6. Högre pH och temperatur leder till att jämvikten mellan ammonium och ammoniak skiftar så att halten fri ammoniak ökar (Westerholm, et al., 2016).

$$\text{NH}_3\text{-N} = \frac{\text{NH}_4^+\text{-N}}{1 + \frac{10^{-\text{pH}}}{10^{-(0,09018 + \frac{272,92}{T})}}} \quad (6)$$

Förutom det direkta temperaturberoendet leder även ökad temperatur till att lösligheten för koldioxid minskar vilket gör att pH ökar och ytterligare ammoniak frigörs (Westerholm, et al., 2016). Hur känslig en process är beror även på det mikrobiella samhället och vilken koncentration som leder till hämning skiljer sig mycket inom litteraturen (Chen, et al., 2008)

Det finns en hel del forskning som har undersökt hur processer klarar förändringar mellan mesofilt och termofilt (Ziembinska-Buczynska, et al., 2014; Westerholm, et al., 2018; Labatut, et al., 2014; Kim & Lee, 2015) men forskning gällande mindre temperaturförändringar för att optimera driften är begränsad i dagsläget. Beale et al. (2016) undersökte hur en rötningsprocess klarade snabba temperaturändringar inom det mesofila området. Temperaturen ändrades från 37°C ned till 32°C respektive upp till 42°C. Resultatet visade att den totala gasproduktionen inte skilde sig nämnvärt mellan de olika temperaturerna. En annan studie inom det mesofila området utfördes av Nielsen et al. (2017). De utförde utrötningsförsök på slam från 15 stycken fullskaliga anläggningar för att undersöka hur metanpotentialen påverkas av temperaturen. Försöken utfördes vid 35°C, 39°C och 42°C och jämfördes med en energibalansberäkning. Resultatet visade att en ökning från 35°C till 39°C gav en tillräcklig ökning i gasproduktion för att balansera ut den ökade värmeproduktionen medan en ökning från 39°C till 42°C inte innebar en tillräcklig ökning.

### 2.1.5 Uppvärmning av rötkammare

Uppvärmning av rötkammaren är nödvändig för att nå och behålla den drifttemperatur som krävs. Dels ska det inkommande slammet (råslammet) värmas upp då det ofta har en lägre temperatur än önskad drifttemperatur. Uppvärmning behövs också för att behålla temperaturen som annars kommer att sjunka på grund av värmeförluster (Starberg, et al., 2005). Ofta används den producerade biogasen till en del av uppvärmningen vilket gör att

den totala uppvärmningen som krävs minskar. Värmebehovet kan sammanfattas med ekvation 7 (modifierad från Olsson (2018)).

$$E_{rötkammare} = E_{slam} + E_{förluster} - E_{producerad} \quad (7)$$

$E_{rötkammare}$  = uppvärmning av rötkammare [kWh/d]

$E_{slam}$  = uppvärmning av inkommande slam [kWh/d]

$E_{förluster}$  = värmeförluster [kWh/d]

$E_{producerad}$  = producerad värmeenergi [kWh/d]

Uppvärmning av rötkammaren sker ofta genom att cirkulera rötkammarinnehållet via en extern värmeväxlare. Värmebehovet för uppvärmning av det inkommande slammet kan beräknas enligt ekvation 8 (Starberg, et al., 2005).

$$E_{slam} = Q_{in} \cdot \rho \cdot c_p \cdot (T - T_1) \quad (8)$$

$Q_{in}$  = inkommande slamflöde [ $m^3/d$ ]

$\rho$  = slammets densitet [ $kg/m^3$ ]

$c_p$  = specifik värmekapacitet [kWh/kg K]

$T$  = rötkammarens temperatur [ $^{\circ}C$ ]

$T_1$  = råslammets temperatur [ $^{\circ}C$ ]

Slammet som tas ut från rötkammaren kommer att ha en högre temperatur än det inkommande slammet. Genom att utnyttja detta kan värmen återvinnas genom en värmeväxlare med utgående slam från rötkammaren och på så sätt värma upp råslammet innan det går in i rötkammaren. En värmeväxlare överför värmeenergi mellan medier med olika temperatur (Alvarez, 2006). Hur effektivt energin överförs kan uttryckas som värmeväxlarens verkningsgrad och beräknas enligt ekvation 9 baserat på hur stort det verkliga utbytet är av det maximala utbytet. I det här fallet räknas det maximala utbytet som att all värmeenergi från det varma mediet överförs till det kalla mediet (Svahn, 2006). Ekvationen gäller för två medier med samma specifika värmekapacitet.

$$\eta = \frac{(T_{k,ut} - T_{k,in})}{(T_{v,in} - T_{k,in})} \quad (9)$$

$T_k$  = temperatur på det kalla mediet [ $^{\circ}C$ ]

$T_v$  = temperatur på det varma mediet [ $^{\circ}C$ ]

När två delar har olika temperatur kommer en värmeöverföring ske genom värmeledning, konvektion och strålning. Ledning innebär att partiklarnas rörelseenergi överförs till

närliggande partiklar och beror av bland annat material och temperaturskillnader. Konvektion uppstår vid värmeöverföring i en fluid (gas eller vätska). Temperaturskillnaden gör att partiklarna i fluiden närmast den varma ytan kommer stiga från ytan och värma upp de kalla partiklarna längre bort. Konvektion sker dels naturligt men kan även förstärkas genom så kallad påtvingad konvektion då strömningen förstärks med till exempel en pump eller fläkt. Till sist kan värmeöverföring ske via strålning då energin överförs i form av elektromagnetiska vågor (Alvarez, 2006).

Värmeförluster från rötkammaren kommer ske på grund av att omgivningen har en lägre temperatur än rötkammaren och värmen kommer därmed att överföras via väggar, tak och golv. Hur stora värmeförlusterna blir beror på material, tjocklek och temperaturskillnaden mellan rötkammare och omgivningen. Värmeflödet genom en yta kan beräknas med hjälp av värmegenomgångskoefficienten,  $U$ , enligt ekvation 10 (Sandin, 2010).

$$Q = A \cdot U \cdot (T - T_o) \quad (10)$$

$Q$  = Värmefflöde [W]

$A$  = arean på ytan [ $\text{m}^2$ ]

$U$  = värmegenomgångskoefficienten [ $\text{W}/\text{m}^2 \text{K}$ ]

$T_o$  = omgivningens temperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ]

$U$ -värdet anger hur mycket värme som passerar genom en yta då det finns en temperaturskillnad på en grad och beror av hur stort värmemotstånd,  $R$ , det är mellan ytorna, (ekvation 11) (Sandin, 2010). Värmeövergångstalet från insidan till en yta respektive från en yta till utsidan går att finna i tabell 1.

$$U = \frac{1}{R_{si} + R_1 + \dots + R_N + R_{se}} \quad (11)$$

$R_{si}$  = värmeövergångsmotstånd insida [ $\text{m}^2\text{K}/\text{W}$ ]

$R_{se}$  = värmeövergångsmotstånd utsida [ $\text{m}^2\text{K}/\text{W}$ ]

$R_n$  = värmemotstånd för olika lager [ $\text{m}^2\text{K}/\text{W}$ ]

**Tabell 1.** Värmeövergångsmotstånd för olika ytor (Sandin, 2010)

|                                            | Tak  | Väggar | Kalla golv |
|--------------------------------------------|------|--------|------------|
| $R_{si}$ [ $\text{m}^2\text{K}/\text{W}$ ] | 0,1  | 0,13   | 0,17       |
| $R_{se}$ [ $\text{m}^2\text{K}/\text{W}$ ] | 0,04 | 0,04   | 0,04       |

Värmemotståndet genom olika lager beror i sin tur av hur stor värmekonduktivitet materialet har samt vilken tjocklek det är och kan beräknas enligt ekvation 12. Värmekonduktiviteten är en materialkonstant och ska uppges av tillverkaren men riktvärden för några vanliga material går att finna i litteraturen (Sandin, 2010).



$$R = \frac{d}{\lambda} \quad (12)$$

$d$  = tjocklek på lagret [m]

$\lambda$  = värmekonduktivitet [W/mK]

Värmegenomgångskoefficienten genom mark är mer komplicerad att beräkna än den genom väggar som är i direkt anslutning till luft. I marken sker ett tredimensionellt flöde som beror av markens värmekonduktivitet. För en förenklad beräkning går det att se marken som ytterligare ett lager och hur stort värme flöde som sker beror av bland annat avståndet till markytan. U-värdet genom mark kan beräknas enligt följande ekvationer för platta på mark (Petersson, 2013).

$$U_{mark} = \frac{2\lambda_{mark}}{\pi B + dt} \ln\left(\frac{\pi B}{dt} + 1\right) \quad (13)$$

$U_{mark}$  = värmegenomgångskoefficient för platta på mark [W/m<sup>2</sup>K]

$\lambda_{mark}$  = värmekonduktivitet för marken [W/mK]

$B$  = karaktäristiska dimensionen [m]

$dt$  = ekvivalenta tjockleken [m]

$B$  är den karaktäristiska dimensionen och beräknas för platta på mark genom ekvation 14 (Petersson, 2013).

$$B = 2 \cdot \frac{A}{O} \quad (14)$$

$A$  = arean på bottenplattan [m<sup>2</sup>]

$O$  = omkretsen på bottenplattan [m]

Den ekvivalenta tjockleken,  $dt$ , kan beräknas genom ekvation 15 och motsvarar tjockleken på det värmeisolerande lagret i marken. Värmemotståndet,  $R_{isolering}$ , gäller endast för isolerande lager i bottenplattan och själva betongplattan räknas inte (Petersson, 2013).

$$dt = w + \lambda_{mark}(R_{si} + R_{isolering} + R_{se}) \quad (15)$$

$w$  = väggens tjocklek [m]

$R_{isolering}$  = värmemotstånd för isolerande lager [m<sup>2</sup>K/W]

För väggar under mark kan värmemotstånd enligt tabell 2 användas för jordarter baserat på hur långt under markytan väggen befinner sig.

**Tabell 2.** Värmemotstånd på olika djup för väggar under mark (Petersson, 2013)

|                                                                             | R<br>[m <sup>2</sup> K/W]<br>0-1 m | R<br>[m <sup>2</sup> K/W]<br>1-2 m | R<br>[m <sup>2</sup> K/W]<br>>2 m |
|-----------------------------------------------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|
| Lera. Dränerande<br>sand och dränerande<br>grus. $\lambda \approx 1,4$ W/mK | 0,5                                | 1,7                                | 3,4                               |

Om väggen är längre ned än en 1 m under markytan beräknas ett U-värde för varje nivå och ett viktat medelvärde beräknas för hela väggen enligt ekvation 16.

$$U_{viktad} = \sum \frac{d_i}{d_{tot}} U_i \quad (16)$$

Den producerade biogasen kan användas för uppvärmning av rötkammaren vilket gör att den totala värmeförbrukningen kan minska. Möjlig värmeenergi producerad från biogas med en värmepanna kan beräknas enligt ekvation 17 (Nordlander, et al., 2017).

$$E_{producerad} = \eta \cdot I \cdot V_{gas} \quad (17)$$

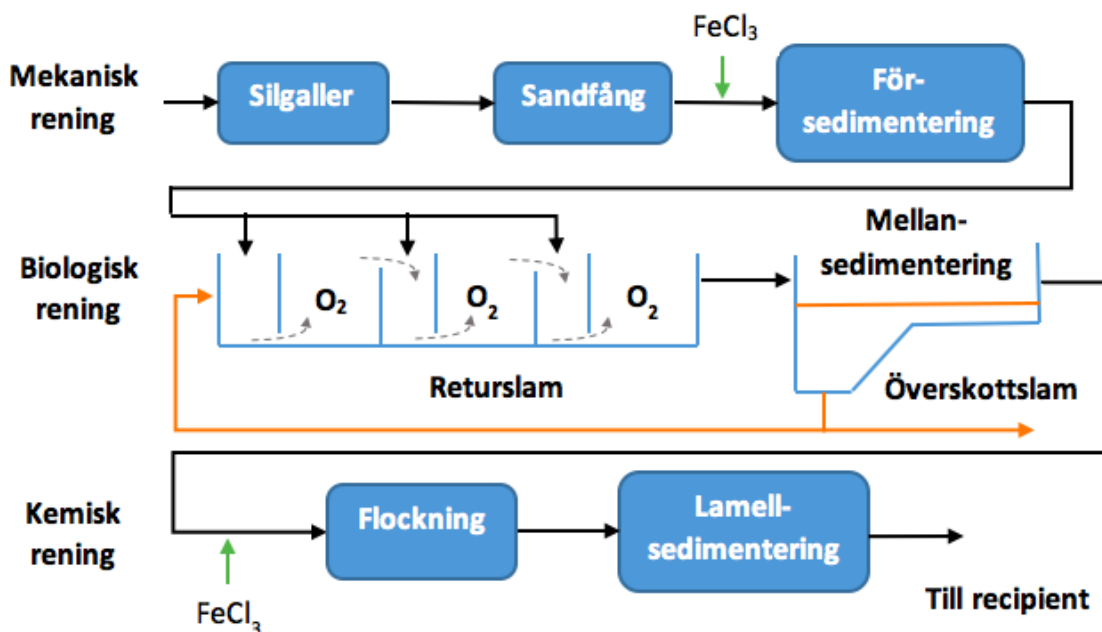
$\eta$  = verkningsgrad värmepanna

$I$  = energinnehåll biogas [kWh/Nm<sup>3</sup>]

$V_{gas}$  = volym biogas [Nm<sup>3</sup>/d]

## 2.2 KUNGSÄNGSVERKET

Kungsängsverket är Uppsala kommuns största avloppsreningsverk. Reningen av avloppsvatten kan delas upp i fyra delar, mekanisk rening, biologisk rening, kemisk rening samt slambehandling (figur 6 och 8). Grundprincipen är densamma på de flesta avloppsreningsverk, denna beskrivning fokuserar på hur reningen på Kungsängsverket går till.



**Figur 6.** Schematisk bild över reningen av avloppsvatten vid Kungsängsverket.

### 2.2.1 Mekanisk rening

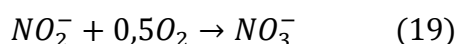
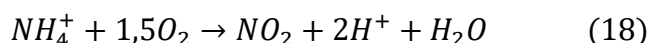
Det första steget, mekanisk rening, är det äldsta reningssteget och går ut på att separera de fasta partiklarna från de flytande (Balmér, 2007). Detta sker i tre delar där första består av ett silgaller som används för att avskilja skräp och annat som spolats ned i avloppet. Därefter avskiljs sand och tyngre partiklar i ett luftat sandfång (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017a). Turbulens bildas vilket gör att de tyngre partiklarna som sand sedimenterar medan lättare partiklar följer med till nästa steg, försedimentering. Här avlägsnas lättare partiklar genom att låta dessa sedimentera i stora bassänger. Vattnet passerar med låg hastighet så att partiklarna hinner sedimentera och stora skrapor på botten av bassängen samlar upp materialet i en slamficka (Balmér, et al., 2007). Material som har lättare densitet än vatten kommer istället lägga sig på ytan av sedimenteringsbassängerna. Det kallas flytslam och samlas också upp (Balmér, 2007). Det slam som bildas vid den mekaniska reningen kallas primärslam. För att få en mer effektiv avskiljning tillsätts järnklorid som fällningskemikalie innan sedimenteringen (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017a). Det gör att materialet flockar sig och sedimenterar bättre (Balmér, 2007).

### 2.2.2 Biologisk rening

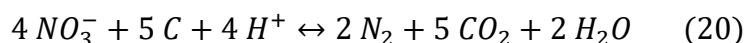
Nästa steg i reningsprocessen är biologisk rening. Här utnyttjas mikroorganismer för att avskilja organiskt material och reducera kvävehalter. Metoden kallas aktivslammetoden och går ut på att låta materialet brytas ned med hjälp av bakterier lösta i vattnet (till skillnad från rening med till exempel biofilm där bakterierna växer på ytor). Syrehalten hålls på en lagom nivå genom att blåsa in luft i bassängen vilket ökar nedbrytningen. Materialet får sedan sedimentera i en mellansedimenteringsbassäng och vattnet leds vidare till nästa steg. Bakteriekulturen kallas aktivt slam och metoden är beroende av att huvuddelen av slammet pumpas tillbaka in i bassängen (så kallat returslam) för att kunna behålla aktiviteten (Balmér,

2007). Det slam som blir över kallas överskottslam eller bioslam och går vidare till slambehandlingen.

Det organiskt bundna kvävet försvinner med hjälp av sedimenteringen men för att kunna reducera mängden kväve i vattnet tillräckligt mycket krävs även syrefria miljöer. Det mesta av kvävet i avloppsvatten är ammoniumkväve som är löst i vattnet. Genom att utnyttja nitrifikation och denitrifikation kan ammoniumkvävet omvandlas till kvävgas (Okabe, et al., 2011). Nitrifikation är en process som främst sker i syrerika förhållanden där ammoniumjoner ( $\text{NH}_4^+$ ) oxideras till nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Den kan delas upp i två steg enligt ekvation 18 och 19, först oxideras ammonium till nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) som i sin tur oxideras till nitrat av nitratoxiderande bakterier (Oren, 2010).



Länge ansågs ammoniumoxiderande bakterier vara de viktigaste organismerna vid omvandling av ammonium till nitrit men senare forskning har visat att även arkeer är viktiga (Nicol, et al., 2011). I miljöer där syrehalten är låg kan nitrat användas som elektronacceptor via så kallad denitrifikation där kvävgas bildas enligt ekvation 20 (Fredriksson, 2007).

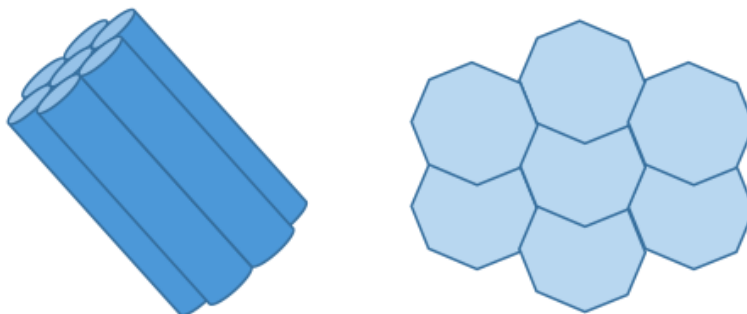


Det finns även processer där ammonium kan omvandlas direkt till kvävgas i syrefria miljöer, så kallad anaerob ammoniumoxidation (anammox) (Ward, 2011). I reningsverk sker först nitrifikationen i luftade bassänger för att sedan leda vidare vattnet till en syrefri del av bassängen där nitraten kan omvandlas till kvävgas genom denitrifikation. Kvävgasen avgår sedan till luften (Fredriksson, 2007). Både de ammoniumoxiderande bakterierna och nitratoxiderande är känsliga för omgivande faktorer och växer långsamt. För att få en effektiv kvävereducering är det därför viktigt med gynnsamma förhållanden. De nitrifierande bakterierna vill ha en låg halt organiskt kol då de annars lätt blir utkonkurrerade av heterogena bakterier (Okabe, et al., 2011). Denitrifikationen däremot kräver organiskt kol (ekvation 20) och behöver alltså tillgång till en kolkälla. För att slippa tillsätta en extern kolkälla är det möjligt att använda sig av det inkommande avloppsvattnet. Viktigt är att ha denitrifikationssteget innan den luftade bassängen då det mesta av det organiska materialet annars hunnit brytas ned (Okabe, et al., 2011). I Kungsängsverket använder man sig av stegdenitrifikation som innebär att man har delat upp systemet i fler delar. Varje del får en viss mängd inkommande vatten som därmed fungerar som kolkälla samtidigt som man slipper återföra vatten från den luftade bassängen för att få nitrat (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017a).

### 2.2.3 Kemisk rening

Kemisk rening är det sista steget innan vattnet släpps ut till recipienten och är till för att reducera halten fosfor. Här tillsätts återigen järnklorid för att få fosfor att flocka sig innan det leds till en flockningsbassäng. I bassängerna bildas flockar under långsam omrörning

innan de leds vidare till nästa del (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017a). Där avskiljs flockarna via så kallad lamellsedimentering som är bassänger med snedställda rörlameller tvärs över. Rörlamellerna är som parallella rör som sitter tätt ihop och gör att en stor yta bildas och det är möjligt att få en effektiv sedimentering i en mindre bassäng (figur 7) (Enexio, 2018). Slammet som bildas vid den kemiska reningen kallas kemslam och utgör endast en liten del av den totala slammängden.

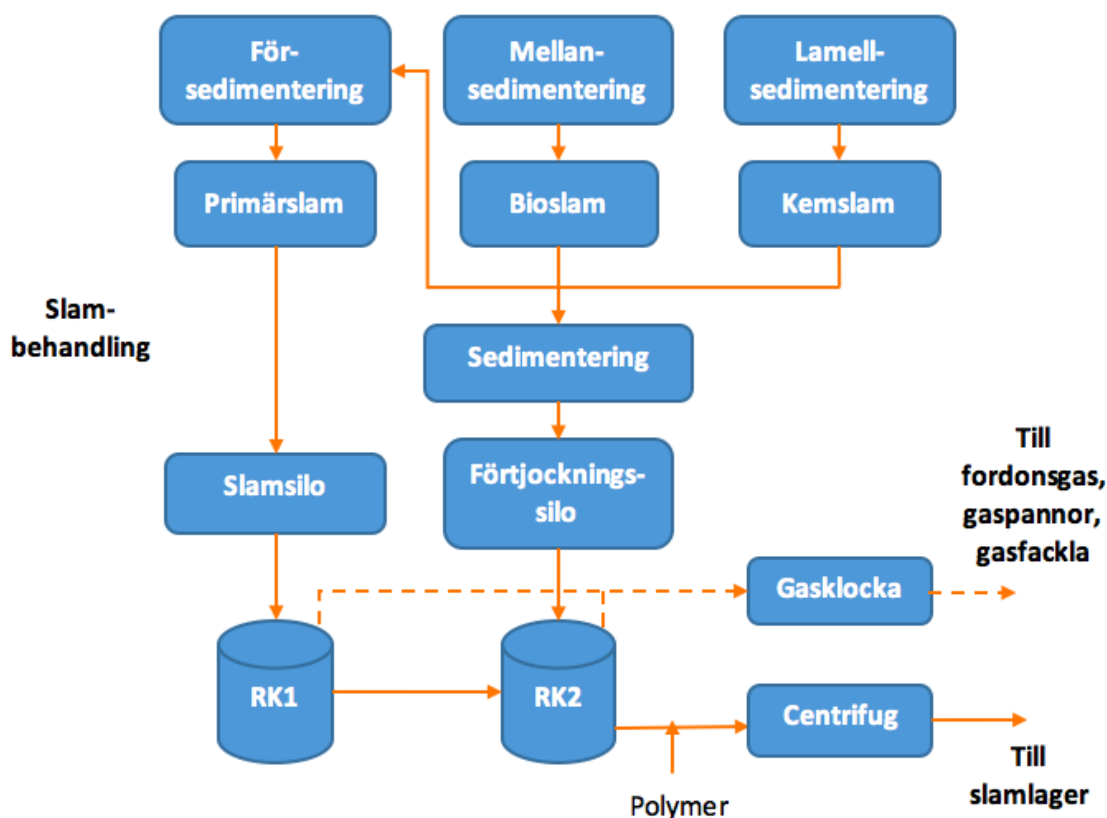


**Figur 7.** Förenklad bild över hur rörlameller är uppbyggda. Till vänster är perspektivet från sidan och till höger ovanifrån.

#### 2.2.4 Slambehandling

Det slam som bildas vid de olika reningstegen måste tas hand om och stabiliseras. Det handlar dels om att minska volymen men även för att hindra okontrollerad nedbrytning som kan leda till luktproblem. Slammet innehåller också virus, bakterier och andra föroreningar. Det finns flera olika metoder för stabilisering och vilken som väljs beror på vilka förutsättningar som råder och vilket resultat som ska nås (Correa, 2009). Då slammet till största del består av vatten sker den främsta volymminskningen genom förtjockning eller avvattning då syftet är att ta bort vatten och öka torrsustanshalten (TS-halten) (Chen, et al., 2002). För att stabilisera slammet och få en kontrollerad nedbrytning är rötning en vanlig metod (Correa, 2009). På Kungsängsverket finns två rötkammare där primärslammet rötas i serie medan bioslammet endast går till en av rötkamrarna. Medeltemperaturen ligger på 37,5 grader året runt och uppehållstiden är ungefär 22 dagar för primärslam och 9 dagar för bioslam (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017a). Kemslammet pumpas först till en av försedimenteringsbassängerna och slam från försedimenteringsbassängerna pumpas sedan direkt till en slamsilo bredvid rötkamrarna. Bioslammet pumpas till en gammal försedimenteringsbassäng som nu fungerar som slamförtjockare. Primär och kemslammet från slamsilon pumpas direkt in i rötkammare 1. Bioslammet pumpas via trumsilar och en förtjockarsilo till rötkammare 2 där det rötas tillsammans med det delvis rötade slammet från rötkammare 1 (figur 8). Biogasen som bildas samlas upp i en gasklocka och används efter rening och komprimering främst till fordonsgas. En del av biogasen används till elproduktion och uppvärmning av rötkamrarna och reningsverksbyggnaderna med hjälp av en gasmotor

och två gaspannor. Skulle det bildas mer gas än det går att behandla facklas<sup>4</sup> den av. Hur stor del av biogasen som går till de olika delarna varierar och beror bland annat av efterfrågan på fordonsgas. Under somrarna sjunker till exempel efterfrågan på grund av minskad busstrafik. Under 2017 användes 58% av totala gasproduktionen till fordonsgas, 13% till el- och värmeproduktion i gasmotor samt 15% till värmeproduktion i gaspannor. 13% av gasen facklades (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017a). Rötresten, som är det som är kvar efter rötningen, pumpas vidare till en mekanisk avvattning. Här tillsätts en polymer för att få slampartiklarna att flokka sig vilket underlättar avvattningen. Slammet centrifugeras sedan och efter mellanlagring transporteras det till Hovgårdens avfallsanläggning (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017a). Där lagras slammet innan det kan användas som gödselmedel på jordbruksmark. Sedan 2013 är slammet certifierat enligt Revaq som ställer krav på reningsverkens arbete för att kunna återföra näringsämnena i slammet till jordbruket. Mycket fokus ligger bland annat på uppströmsarbetet som leder till mindre föroreningar och bättre kvalitet på slammet (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2015).

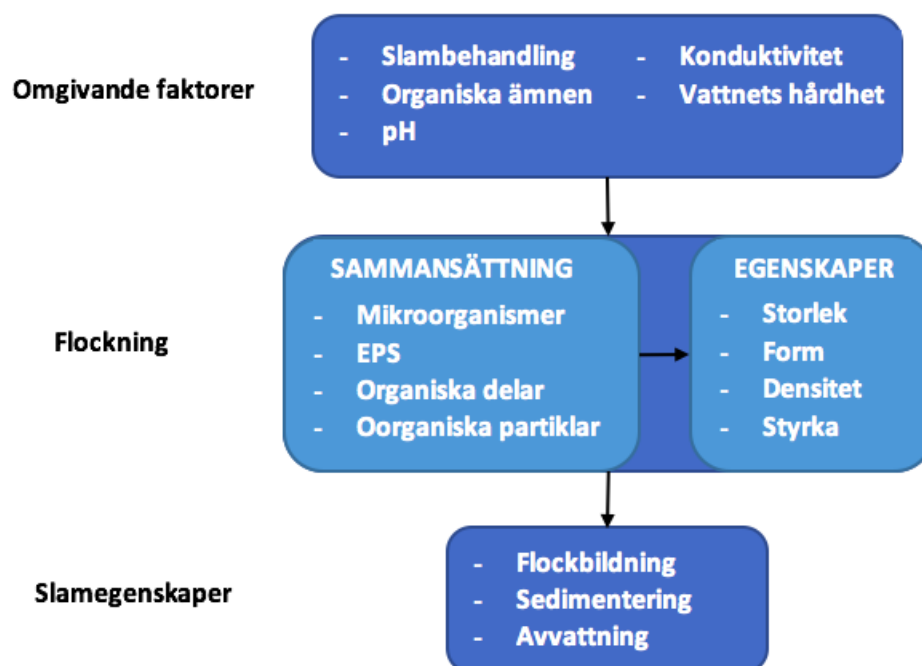


**Figur 8.** Översiktlig bild över slambehandlingen vid Kungsängsverket.

<sup>4</sup> Fackla innebär att gas bränns utan att ta tillvara på värmeenergin.

### 2.2.5 Slamavvattning

Som tidigare nämnts avvattnas slammet genom att tillsätta en polymer för att sedan centrifugera slammet. Polymerens funktion är att få slammet att bilda flockar så att det blir lättare att avskilja vattnet vid centrifugeringen. Slammets avvattningsegenskaper beror av flera saker som andel löst organiskt material, slammets struktur, mängd bundet vatten, specifik ytarea och partikelladdning (Olsson, 2018). Dessa parametrar styr till stor del flockarnas egenskaper som storlek, form, densitet och hur starkt de håller ihop vilket påverkar slammets egenskaper (Christensen, et al., 2015). Även omgivande faktorer och vilken slambehandling som används påverkar flockbildningen och därmed slammets egenskaper. En sammanfattning av de viktigaste parametrarna som styr slammets egenskaper syns i figur 9.



**Figur 9.** Översikt över vilka parametrar som påverkar slammets egenskaper. Modifierad från Christensen, et al. (2015).

Flockarna innehåller till stor del så kallade extracellulära polymera substanser (EPS). Dessa består främst av proteiner, polysackarider, humusämnen och en liten andel DNA och RNA (Bouskova, et al., 2006). Det har visats att mängden och karaktären av EPS har stor påverkan på avvattningsförmågan, där främst andelen lösta EPS har stor betydelse (Bouskova, et al., 2006; Ye & Liu, 2014; Novak, et al., 2003). Shao et al. (2010) har visat att det fanns en stark positiv korrelation mellan koncentrationen protein bland de löst bundna EPS och försämrade avvattningsegenskaper i rötat slam. Även Novak et al. (2003) har visat ett samband mellan mängd polymertillsats och ökad mängd fria proteiner och polysackarider i lösningen, där proteiner dominerade vid anaerob nedbrytning. Slam som innehåller kompakta och stabila flockar och inte några lösta EPS har visat de bästa avvattningsegenskaperna. Egenskaperna försämrar av till exempel högt pH eller höga halter av natriumjoner eftersom dessa

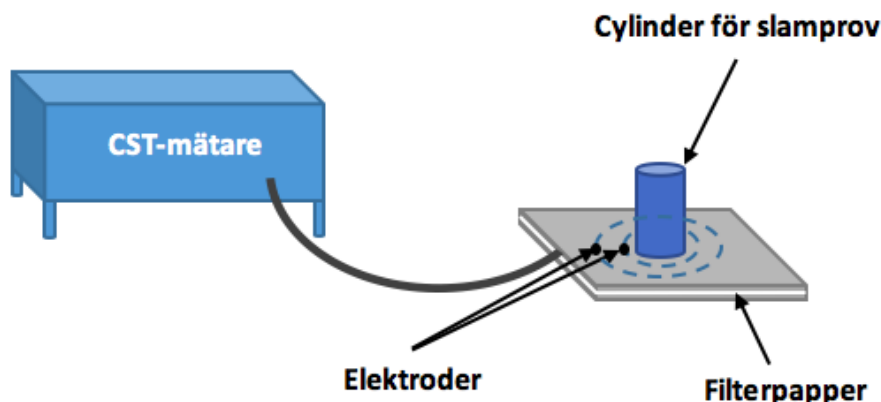
förhållanden leder till att flockarna löses upp (Christensen, et al., 2015). Novak et al. (2003) föreslår att järn och katjoner är associerade till två olika mekanismer som styr bindningarna i en flock. En reduktion av Fe(III) försämrar bindningsförmågan och gör flockarna svagare (Nielsen & Keiding, 1998). På samma sätt påverkar även koncentrationen katjoner där flervärdiga katjoner har starkare bindningsförmåga än envärdiga (Novak, et al., 2003).

Anaerob nedbrytning är en vanlig slambehandling för stabilisering av slam men påverkar avvattningsförmågan negativt. Bland annat kan det bero på att koncentrationen av EPS ofta är lägre vilket leder till mindre flockar jämfört med slam som inte är rötat (Christensen, et al., 2015). Även halten löst EPS verkar öka med anaerob nedbrytning. Ye et al. (2014) undersökte hur halten EPS påverkades av hur länge den anaeroba nedbrytningen pågick. Löst bundna EPS korrelerade med avvattningsförmågan hos slammet och ökade under de första 20 dagarna av anaerob nedbrytning för att sedan stabiliseras på den nivån.

Vilken temperatur slammet rötas i har också visats påverka flockstabiliteten. Wang et al. (2017) testade hur avvattningsegenskaperna hos slam påverkades av temperaturen vid termisk förbehandling och visade att de försämrades med ökad temperatur (inom intervallet 30–170°C). Upplösning av flockar och ändrade egenskaper hos de lösta EPS ansågs vara anledningen till försämringen. Även Yeneneh et al. (2016) visade att temperaturen påverkade avvattningsegenskaperna och kom fram till att en temperatur på 35–36°C ledde till bäst avvattning. Bouskova et al. (2006) jämförde avvattningsegenskaper från slam som rötats vid 33°C, 35°C, 37°C, 39°C och 55°C och kom fram till att den som rötats vid 37°C hade bäst filtreringsegenskaper och därmed lättast att avvattna. Precis som tidigare studier visade studien att ökad temperatur ledde till upplösning av flockar i högre grad. Avvattningsegenskaperna för de lägre temperaturerna skilde sig inte nämnvärt från 37°C.

Ett vanligt sätt att mäta slams avvattningsegenskaper är att mäta CST (Capillary Suction Time). Det är ett kostnadseffektivt och enkelt test som mäter filtreringsegenskaperna hos slam och som ofta används för att bestämma mängden polymer som ska tillsättas (Sawalha & Scholz, 2007). Testet går ut på att tillsätta en mängd slam till en liten cylinder på ett filterpapper. Vattnet sugas ut ur slammet på grund av kapillärtrycket och tiden det tar för vattnet att tränga igenom filterpapperet beror av slammets avvattningsegenskaper. Tiden mäts mellan två elektroder som sitter på ett standardavstånd från cylindern (figur 10). En längre tid indikerar sämre avvattningsegenskaper (Vesilind, 1988). CST kan också användas för att testa stabiliteten hos flockarna genom att först låta slammet genomgå kraftig omrörning och därefter mäta CST. Om flockarna är stabila ska inte CST påverkas trots en ökad omrörningstid (Olsson, 2018).





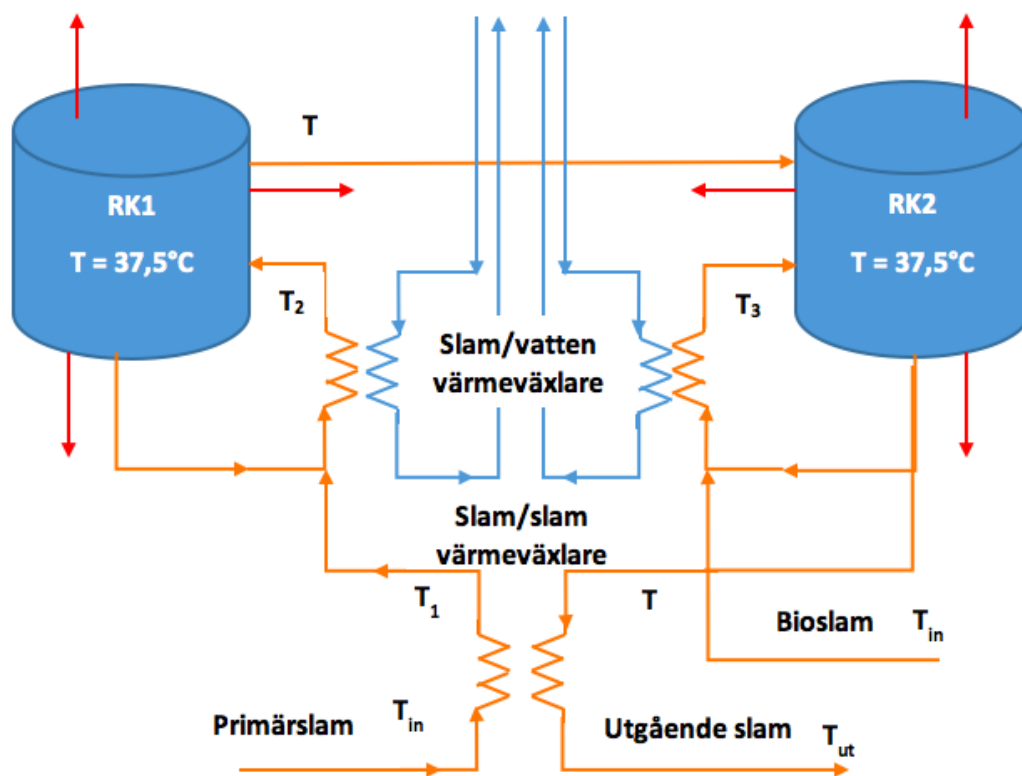
**Figur 10.** Bild över hur en mätare för kapillär sugtid (CST) fungerar.

### 2.2.6 Värmeförbrukning

Temperaturen på det inkommande slammet till Kungsängsverket varierar mellan 15–25°C beroende på bland annat vilken årstid det är<sup>5</sup>. Det innebär att slammet måste värmas upp för att kunna nå rötningstemperaturen på 37,5°C. Primärslammet som kommer in till rötkammare 1 passerar först en slam/slam värmeväxlare. Här möter det inkommande slammet utgående slam från rötkammare 2 och värms på så sätt upp. Efter värmeväxlaren ligger temperaturerna runt 26°C sommartid och 22°C vintertid. Själva rötkamrarna värms upp via en slam/vatten värmeväxlare där varje rötkammare är kopplad till varsin värmeväxlare. Till rötkammare 2 kommer även inkommande bioslam som inte värms upp innan utan kommer direkt från förtjockarsilon. Det inkommande slammet går in i rötkamrarna via slam/vatten värmeväxlaren och värms där upp till en temperatur på 43,2±0,7 i rötkammare 1 och 43,5±0,6 i rötkammare 2<sup>5</sup>. Detta för att kompensera för värmeförluster och kunna hålla en konstant temperatur på 37,5°C inne i rötkamrarna. Värmeförluster kan ske genom väggar, tak och mark (figur 11).

---

<sup>5</sup> Baserat på temperaturmätningar av slam vid Kungsängsverket från perioden 2017-10-17 till 2018-10-17.



**Figur 11.** Förenklad bild över slam och energiflöden för rötkamrarna i Kungsängsverket. Orange färg representerar flöden av slam, blå färg flöden av vatten och röd färg värmeförluster.

Värmebehovet för hela Kungsängsverket är uppskattat till ca 4,7 GWh/år (figur 21, Appendix A) (Andersson, 2018, muntlig källa). Uppvärmningen baseras på den uppvärmning som finns på Kungsängsverket. Uppvärmningen sker dels från värmepannor som drivs av den producerade biogasen men periodvis även från en gasmotor som producerar både el och värme när det finns ett överskott av gas. Under året köps också fjärrvärme in vid behov. Värmen som kommer från gaspannorna är beräknad utifrån mätvärden på volymen biogas som går till värmepannorna tillsammans med värmevärdet för metangas (9,81 kWh/m<sup>3</sup>), en metanhalt på 65% och en verkningsgrad på 83%. Värmen från gasmotorn baseras på mätningar av el och värme och värmen från fjärrvärme är det som levereras från Vattenfall (Andersson, 2018, muntlig källa).

### 3 METOD

#### 3.1 UTRÖTNINGSFÖRSÖK

Utrötningsförsöken utfördes på biogasavdelningen på institutionen för molekylära vetenskaper vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). Systemet som användes var Bioprocess Control AMPTS II (Automatic Methane Potential Test System).

Ympen som användes hämtades från rötkammare 2 på Kungsängsverket. Analys av TS och VS gjordes enligt internationella standardmetoder (APHA, 1998) och ympen avgasades genom inkubering i 37°C under en vecka.

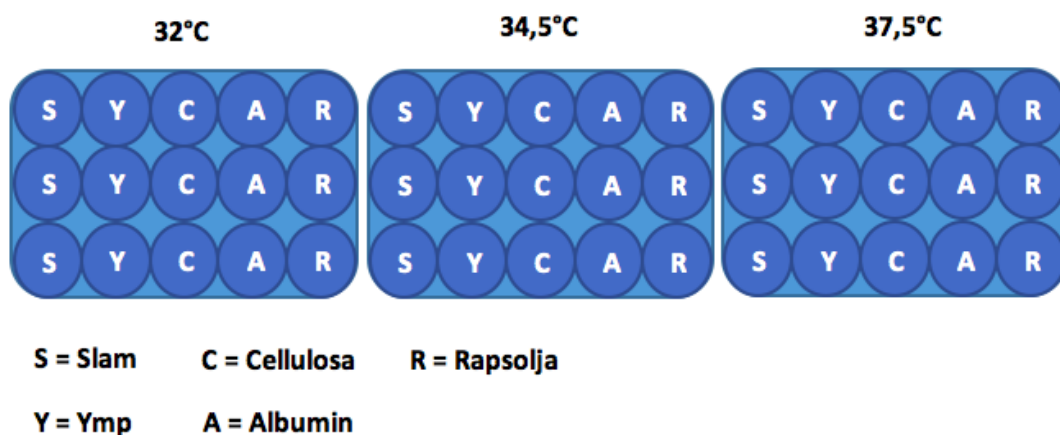
Som substrat användes en representativ blandning av primärslam och bioslam från Kungsängsverket. Förhållandet mellan mängd primärslam och bioslam som rötas per år på Kungsängsverket är ca 3:1 baserat på flödesdata från 2017 (tabell 3).

**Tabell 3.** Data från Kungsängsverket 2017 (Olsson, 2018)

|                            | Primärslam | Bioslam |
|----------------------------|------------|---------|
| Flöde [m <sup>3</sup> /år] | 85 146     | 37 022  |
| Genomsnittlig TS [%]       | 4,9        | 3,7     |
| Mängd [ton TS/år]          | 4172       | 1370    |
| Andel [%]                  | 75         | 25      |

Slammet hämtades in från reningsverket två dagar innan försöket startade. Analys av TS och VS gjordes och substratet förvarades i 4°C fram till försöksdagen. Baserat på resultatet från TS-analysen och de uppvägda mängderna av primärslam och bioslam blev förhållandet i substratblandningen 3,37:1 av primärslam:bioslam.

Förutom slammet från reningsverket användes tre olika kontrollsubstrat: cellulosa, albumin samt rapsolja som representerar kolhydrater, proteiner och fett. Flaskor med endast ymp användes för att få reda på bakgrundsproduktionen av gas från ympen. Se figur 12 för översiktlig bild över försöksupställningen.



**Figur 12.** Översiktlig bild över försöksupställningen. Tre vattenbad användes med tre olika temperaturer och i varje finns en uppsättning av slam, ymp samt tre olika kontroller (cellulosa, albumin samt rapsolja).

Med resultatet från VS analysen (tabell 4) kunde mängden substrat och ymp i varje flaska beräknas. För cellulosa och rapsolja antogs VS vara 100 %.

**Tabell 4.** Torrsubstanshalt och andel organiskt material för de använda substraten

|             | TS  | VS   |
|-------------|-----|------|
| Primärslam  | 3,9 | 3,2  |
| Bioslam     | 1,8 | 1,3  |
| Mix av slam | 3,0 | 2,4  |
| Ymp         | 2,4 | 1,6  |
| Cellulosa   | 100 | 100  |
| Albumin     | -   | 92,3 |
| Rapsolja    | 100 | 100  |

Belastningen angavs till 3 gVS/l och förhållandet mellan ymp och substrat sattes till 3:1 baserat på VS. Varje flaska fylldes med en volym på 400 ml vilket gav mängden substrat 1,2 gVS/flaska och ymp 3,6 gVS/flaska. Samma förhållande och belastning användes i samtliga flaskor. I varje flaska vägdes substrat och ymp upp och resterande mängd fylldes upp med vanligt kranvatten så att den totala vikten i flaskorna blev 400 mg (motsvarande 400 ml). Flaskorna placerades i ett uppvärmt vattenbad och försöket startade. Ett bad i taget förbereddes och startades.

Varje flaska var försluten med en gummikork och en motor med roterande stav för omblandning. Omblandning skedde under 50 s följt av 50 s vila. Flaskorna kopplades sedan via en lutflaska till mätenheten. Lutflaskan innehöll 3 M NaOH som fångar upp den bildade koldioxiden så att endast metangasen registreras av mätenheten. Mätenheten består av ett antal flödesceller i avjoniserat vatten som är kopplade med gummislang till varje lutflaska. När det samlats 10 ml gas under cellen lyfts denna upp och registrerar en mätpunkt. Från varje flaska mättes alltså den ackumulerade gasmängden med en noggrannhet på 10 ml. Innan försöket startade spolades varje flaska med kvävgas för att säkerställa att ingen annan gas befann sig i systemet. Den volym kvävgas som befann sig i systemet vid försökets start räknas sedan om till metangas för att kompensera för den mängden gas som var kvar i systemet när försöket avslutades. Metanhalten i gasen antogs vara 50 %. Den totala gasvolymen för systemet antogs vara 600 ml. En gång i veckan kontrollerades att försöket fortgick som det skulle. Försöken avslutades när den dagliga metangasproduktionen var mindre än 1 % av den totala gasproduktionen under tre dagar i följd för samtliga substrat.

När utrötningsförsöket var avslutat utfördes VS/TS analys på slammet från ett prov per flaska (det vill säga tre prover per temperatur) och utrötningsgraden beräknades enligt ekvation 3. För att beräkna utrötningsgraden användes ett medelvärde av VS för det rötade slammet vid varje temperatur.

### 3.1.1 Databehandling

Ett medelvärde för metanproduktionen i blankflaskorna beräknades per dag för att få fram produktionen från ympen. Värdet subtraherades sedan från den totala gasmängden för varje flaska för att få fram gasproduktionen från substratet. Den specifika metanhalten beräknades genom att dividera gasmängden med VS-halten för substratet och den invägda mängden

substrat som använts i varje flaska. Medelvärde och standardavvikelse beräknades enligt ekvation 4 för triplikaten.

För att undersöka om det fanns en signifikant skillnad mellan de olika temperaturerna användes Wilcoxon's teckenrangtest, ett icke-parametriskt test för beroende grupper. Testet används för att jämföra om två beroende grupper är signifikant skilda genom att testa nollhypotesen att de båda grupperna är likadana (Grandin, 2012). Då data är insamlad vid samma tidpunkt för alla tre temperaturer är den beroende av varandra. Det är ett icke-parametriskt test vilket gör att det fungerar bra på data som inte är normalfördelad. Normalfördelning testades med Shapiro-Wilk test, med nollhypotesen att data är normalfördelade (Helsel & Hirsch, 1993). Signifikant skillnad mellan de uppmätta metanpotentialerna testades också genom att ta ut värdena för de dagar maxpotentialen uppnåddes. Skillnaden mellan temperaturerna testades med ett oparat t-test då data var normalfördelad och oberoende av varandra (Grandin, 2012).

För att kunna uppskatta de parametrar som beskriver nedbrytningskinetiken anpassades Gompertz tillväxtekvation (ekvation 5) till de experimentella data som kom från utrotningsförsöken. Excel Solver Toolpak användes för att hitta de parametrar som gav den bästa anpassningen till de uppmätta värdena. Som ett mått på hur väl anpassningen mellan de uppmätta och beräknade värdena var användes korrelationskoefficienten,  $R^2$ .

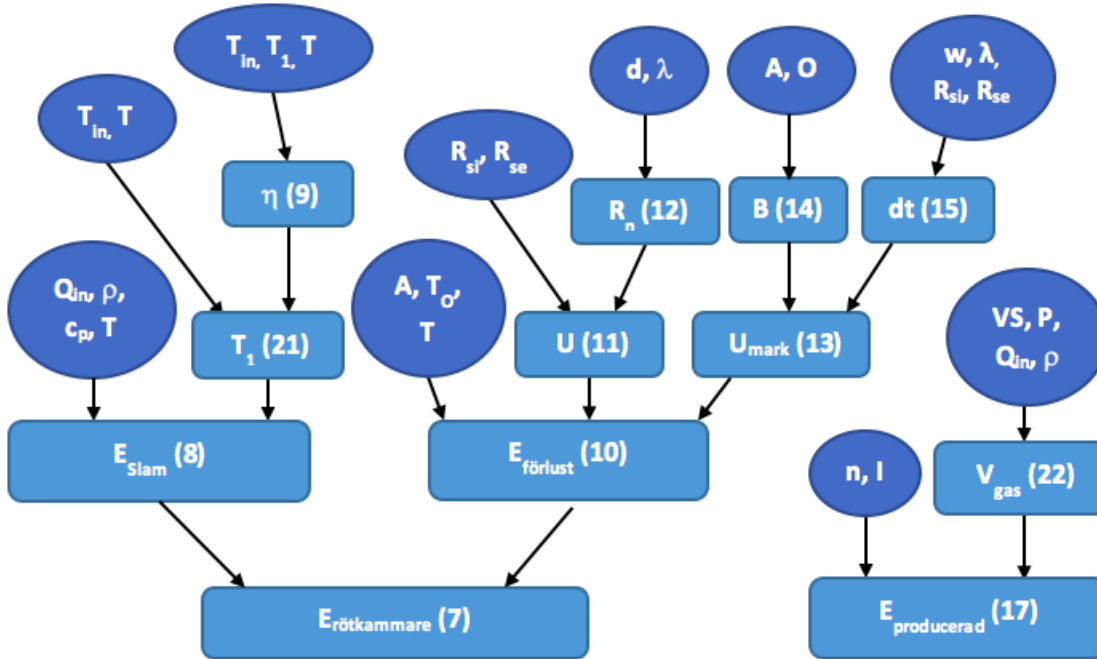
### **3.2 AVVATTNINGSEGENSKAPER**

Hur slammets avvattningsegenskaper påverkades av en förändrad temperatur undersöktes genom ett filtreringstest där slammets CST mättes för tre olika temperaturer. Temperaturen på slammet som gick in till centrifugen för avvattning efter rötning vid 37,5°C mättes till 27°C. För rötning vid 34,5°C användes en temperatur som var 3°C lägre det vill säga 24°C och för att representera 32°C användes en temperatur på 22°C. Slam togs från Kungsängsverket och värmdes upp i vattenbad till rätt temperatur. Vid Kungsängsverket tillsätts ca 0,18 m<sup>3</sup> polymer per m<sup>3</sup> slam. Samma relativa mängd polymertillsats tillsattes proven och var 90 ml polymer till 500 ml slam. Polymeren som användes var densamma som på Kungsängsverket (SNF FLOPAM FO 4490 SSH) och hade en koncentration på 0,18 vikt-%. Utrustningen som användes för att mäta CST var densamma som i Taylor & Elliott (2013). CST mättes efter kraftig omblandning i 10, 40 respektive 100 sekunder. Varje test upprepades fem gånger för varje prov.

### **3.3 ENERGIBALANS**

Värmebehovet för Kungsängsverkets rötkammare beräknades utifrån ekvation 7 för en rötkammare i taget. Eftersom det mesta av gasen som produceras vid Kungsängsverket prioriteras till att bli fordonsgas har den producerade värmeenergin behandlats som en egen del och ingår inte i det totala uppvärmningsbehovet för rötkammaren. Översiktlig bild över vilka ekvationer och variabler som använts finns i figur 13 och tabell 5. För rötkammare 1 användes flöde och temperatur för primärslammet och för rötkammare 2 användes flöde och temperatur för bioslammet. Temperaturen på slammet som går från rötkammare 1 in till

rötkammare 2 antogs vara densamma som temperaturen inne i rötkammaren och kräver därmed ingen uppvärmning. Eventuella energiflöden i form av strålning har försummats.



**Figur 13.** Schematisk bild över vilka ekvationer som använts vid beräkning av värmebehovet. Blåa rutor representerar ekvationer med ekvationsnummer inom parantes. Mörkblåa ringar representerar parametrar och variabler<sup>6</sup>.

**Tabell 5.** Sammanställning över ekvationer som använts vid beräkning av värmebehovet

|                                                                                           |                                                               |
|-------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| (21) $E_{rötkammare} = E_{slam} + E_{förluster} - E_{producerad}$                         | (22) $E_{slam} = Q_{in} \cdot \rho \cdot c_p \cdot (T - T_1)$ |
| (23) $\eta = \frac{(T_{k,ut} - T_{k,in})}{(T_{v,in} - T_{k,in})}$                         | (24) $Q = A \cdot U \cdot (T - T_o)$                          |
| (25) $U = \frac{1}{R_{si} + R_1 + \dots + R_N + R_{se}}$                                  | (26) $R = \frac{d}{\lambda}$                                  |
| (27) $U_{mark} = \frac{2\lambda_{mark}}{\pi B + dt} \ln\left(\frac{\pi B}{dt} + 1\right)$ | (14) $B = 2 \cdot \frac{A}{O}$                                |
| (28) $dt = w + \lambda_{mark} (R_{si} + R_{isolering} + R_{se})$                          | (29) $E_{producerad} = \eta \cdot I \cdot V_{gas}$            |
| (30) $T_1 = T_{in} + \eta(T - T_{in})$                                                    | (31) $V_{gas} = \frac{V_{metan}}{n_{metan}}$                  |

<sup>6</sup> E=värmeenergi, Q=slamflöde, ρ=densitet, c<sub>p</sub>=värmekapacitet, T=temperatur, η=verkningsgrad, A=area, U=värmegenomgångskoefficient, R=värmemotstånd, d=tjocklek på lagret, λ=värmeledning, B=karaktäristisk dimension, O=omkrets, dt=ekvivalent tjocklek, w=väggens tjocklek, n=gaspannans verkningsgrad, I=energiinnehåll, V=volym, VS=andel organiskt material, P=specifikt metanpotential

Data som användes var temperatur och flöde på inkommande primärslam ( $T_{in}$  respektive  $Q_{in}$ ), temperatur på råslammet efter slamvärmväxlaren ( $T_1$ ) samt flöde av bioslam in i röt-kammare 2. Data gällande temperatur erhöles från Kungsängsverket för ungefär var 5:e timme under ett års period (2017-10-17 till 2018-10-17). Ett dygnsmedelvärde togs ut och värmebehovet beräknades per dag. För flödena användes dygnsvärden från samma period från Kungsängsverket. Temperaturmätningar för inkommande bioslam saknades och antogs därför vara samma som för inkommande primärslam.

### 3.3.1 Uppvärmning av slam

Värmebehovet för att värma upp inkommande slam beräknades enligt ekvation 8 med de uppmätta temperaturerna för drifttemperatur på 37,5°C. Då avloppsslammet till stor del består av vatten antogs det ha samma egenskaper som vatten och värden på densiteten och specifika värmekapaciteten sattes därför till  $\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$  och  $c_p = 4,1667 \text{ kJ/kgK}$  (298 K, 100 kPa) (Blackman, et al., 2014).

För de övriga drifttemperaturerna (34,5°C och 32°C) kommer temperaturen efter slamvärmväxlaren ( $T_1$ ) att variera eftersom temperaturen på det utgående slammet är lägre. Med hjälp av värmväxlarens verkningsgrad beräknades därför temperaturen på råslammet enligt ekvation 21 baserat på röt-kammarens temperatur,  $T$ , och temperaturen på inkommande slam,  $T_{in}$ . Eventuella förluster mellan röt-kammaren och värmväxlaren försumades och den varma temperaturen antogs vara densamma som röt-kammarens temperatur.

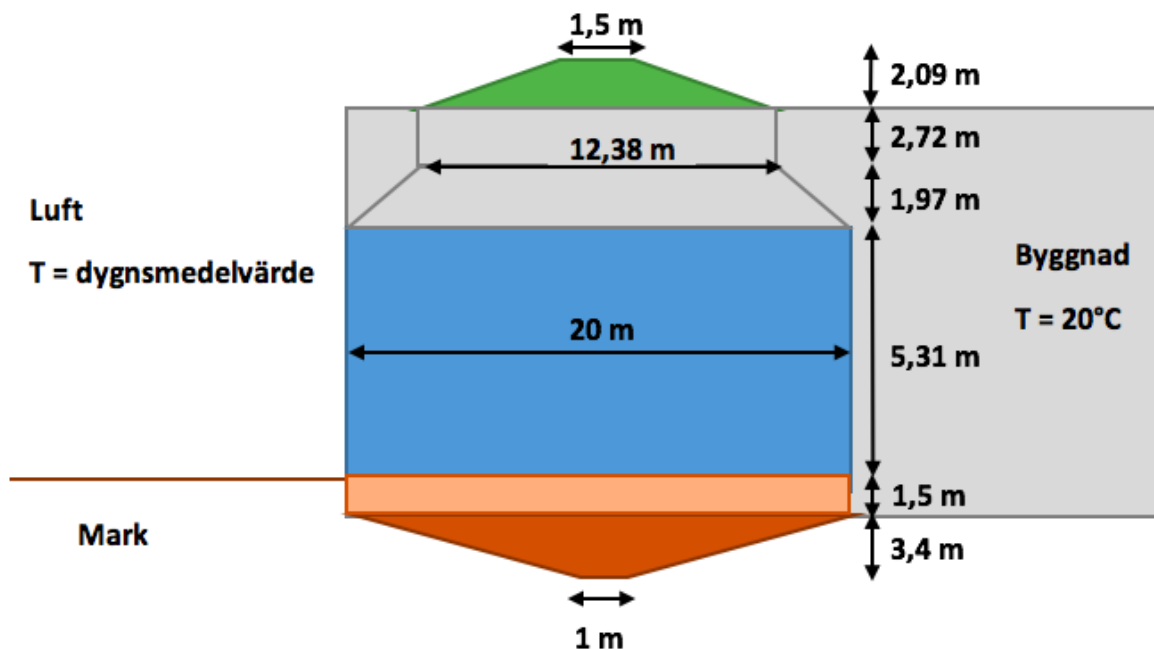
$$T_1 = T_{in} + \eta(T - T_{in}) \quad (32)$$

Ett medelvärde på värmväxlarens verkningsgrad beräknades enligt ekvation 9 baserat på de uppmätta värdena vid 37,5°C.

För att kunna kontrollera resultaten beräknades även referensvärden för värmeförbrukningen från röt-kamrarna. Referensvärdena motsvarar den energi som krävs för att värma upp slammet till temperaturen efter slam/vatten värmväxlaren ( $T_2$  respektive  $T_3$ ) precis innan det går in i röt-kamrarna. Uppvärmning till denna temperatur motsvarar den energi som behövs för att kompensera för energiförlusterna och hålla en konstant temperatur på 37,5°C inne i röt-kamrarna. Värdena beräknades med ekvation 8 enligt samma antaganden som ovan tillsammans med uppmätta temperaturer på  $T_2$  och  $T_3$  under samma period som övriga temperaturmätningar.

### 3.3.2 Värmeförluster

Värmeförlusterna beräknades baserat på ekvation 10 för de ytor värmeförluster kan ske. Här delades röt-kammaren in i olika sektioner enligt figur 14 baserat på material, form och omgivningens temperatur.



**Figur 14.** Översiktlig bild över hur rötkamrarna i Kungsängsverket är uppbyggda. Rötkammaren är indelad i sektioner utefter material och omgivningens temperatur. Måtten används vid beräkningar av energiförluster. Bilden är inte skalenlig.

Rötkamrarna är cylindriska och arean för de olika sektionerna beräknades enligt måtten i figur 14. Ett förenklat antagande görs att arean är densamma genom alla skikt. Väggen mot utsidan har en fasadbeklädnad med 5 cm stenullsmatta som isolering följt av 5 cm luftmellanrum innan den 600 mm tjocka betongväggen in till rötkammaren. Väggen in mot byggnaden består också av 600 mm tjock betongvägg följt av 5 cm luftrum och håltegel. Ett standardmått på 120 mm för tegelstenar användes som bredd (Petersson, 2013). Golvet är 400 mm tjockt av betong. Taket består av 70 mm mineralull som isolering och 200 mm tjock betong. Väggen under mark består av 200 mm betong följt av en 7 cm bred träullsplatta, ett luftrum på 3 cm och till sist 600 mm betongvägg. Värmekonduktiviteten,  $\lambda$ , antogs vara 1,7 W/mK för betong, 0,036 W/mK för mineralull (stenull antas ha samma som mineralull), 0,07 för träull samt 0,36 W/mK för håltegel (Alvarez, 2006). Luftspalterna räknades som svagt ventilerade och värmemotståndet sattes till 0,15 m<sup>2</sup>K/W enligt Petersson (2013). Marken antogs bestå av lera (Sveriges geologiska undersökning, 2018) och värmekonduktiviteten sattes till 1,5 W/mK. Värmemotstånden från tabell 2 användes för beräkning av förlusterna från väggen under marknivå. Ett viktat U-värde beräknades sedan enligt ekvation 16. Golvet är egentligen konformat men antogs likna en platta på mark och värmegenomgångskoefficienten beräknades enligt ekvation 13-15. För övriga sektioner beräknades U-värdet enligt ekvation 11 och 12.

På den övre delen av rötkammaren precis under taket finns en passage vilket gör att denna del av rötkammaren ligger inom en byggnad. Det finns även ett trapphus längs ena sidan av



väggen som är 5,8 m brett där rötkammarväggen ligger inomhus. Inomhustemperaturen antogs vara 20°C året runt. För utomhustemperaturen användes dygnsmedelvärde för samma period som temperaturmätningarna och flödesmätningarna från Kungsängsverket (2017-10-17 till 2018-10-18). Data för lufttemperatur hämtades från SMHI Öppna data för mätstation Uppsala Aut (SMHI, 2018).

Värmeförlusterna beräknades för varje sektion i taget och lades sedan ihop till den totala värmeförlusten per dag. Både rötkammare 1 och 2 är byggda på samma sätt med samma dimensioner vilket gör att energiförlusterna blir lika stora för båda kamrarna.

### 3.3.3 Producerad värmeenergi

Biogasen kan användas till att producera värmeenergi via gaspannor eller gasmotorn. Den största delen går till uppvärmning av rötkamrarna men en del går även till uppvärmning av övriga byggnader. Hur stor del av den producerade biogasen som går till värmeproduktion varierar och beror bland annat på efterfrågan av fordonsgas. Efterfrågan på fordonsgas förväntas öka i framtiden och för att kunna möta behovet kan det i framtiden krävas att all biogas prioriteras till fordon. En intern utredning visar att det är bättre ur miljösynpunkt att använda fjärrvärme för att möta värmebehovet jämfört med att köpa in naturgas för att hantera underskott av fordonsgas (Andersson, 2018). Eftersom det varierar hur stor del av gasen som används till värmeproduktion och då det troligen kan komma att förändras i framtiden användes ett scenario där all producerad biogas används till värmeproduktion. Detta för att kunna göra en jämförelse mellan hur stor skillnad det blir om de olika temperaturerna producerar olika mycket gas. Värmeenergin från biogasproduktionen beräknades med ekvation 17. Gasens energiinnehåll sattes till 6,2 kWh/Nm<sup>3</sup> (Nordlander, et al., 2017). Volymen biogas beräknades baserat på det inkommande flödet och den uppmätta specifika metanpotentialen från utrotningsförsöken enligt ekvation 22 och 23. En genomsnittlig VS-halt på 3,9% för primärslam och 2,8% för bioslam användes baserat på data från 2017 (Olsson, 2018). Metanhalt i biogasen antogs vara 65 %.

$$V_{gas} = \frac{V_{metan}}{n_{metan}} \quad (33)$$

$n_{metan}$  = metanhalt i biogasen

$$V_{metan} = P \cdot (Q_{inPrimär} \cdot \rho \cdot VS_{Primär} + Q_{inBio} \cdot \rho \cdot VS_{Bio}) \quad (34)$$

$P$  = metanpotential [Nm<sup>3</sup>/kgVS]

$Q_{in}$  = inkommande slamflöde [m<sup>3</sup>/dag]

### 3.3.4 Kostnader

För att få en översikt över vad en sänkt temperatur kan innebära ekonomiskt jämfördes kostnaderna för den inköpta fjärrvärme som krävs för att täcka värmebehovet. Antagande gjordes att all värmeenergi kommer från fjärrvärme. Priset som användes var nuvarande medelkostnad som Uppsala Vatten betalar för fjärrvärme vid Kungsängsverket på 1194 kr per MWh (Andersson, 2018, muntlig källa). Priset förväntas öka med runt 30% fram till år

2030 (Andersson, 2018, muntlig källa) och därför beräknades även ett scenario för vad det skulle innebära i kostnader år 2030.

### 3.3.5 Databehandling

Under 2018 rengjordes röt-kammare 1 vilket innebar att den tömdes och var ur drift under en månad vilket har påverkat data under perioden 2018-05-14 till 2018-06-21. Under rengöringsperioden minskade uttaget från försedimenteringsbassängerna och från den biologiska reningen. Slammets leddes sedan om så att allt slam gick direkt till röt-kammare 2. Det innebär att flödet av bioslam och primärslam samt temperaturen ut från värmeväxlaren,  $T_1$ , påverkas under denna period. Då röt-kammaren inte rengörs årligen ändrades värdena under denna period för att motsvara ett normalår. För flödena av bioslam och primärslam användes under den påverkade perioden ett medelvärde baserat på data för resten av året. Temperaturen  $T_1$  är beroende av temperaturen in i slamväxlaren ( $T_{in}$ ) och då denna ansågs opåverkad användes den för att beräkna nya värden på  $T_1$  under denna period. All data utom för perioden 2018-05-14 - 2018-06-21 användes för att bestämma sambandet mellan  $T_1$  och  $T_{in}$  genom linjär regression ( $T_1 = 0,56 \cdot T_{in} + 13,95$ ,  $R^2=0,78$ ,  $p<2,2e-16$ ,  $n=327$ ). Sambandet användes sedan för att beräkna nya värden på  $T_1$ .

En ny mätare för flödet av bioslam in i röt-kammare 2 sattes upp 2018-05-07. Data tidigare än detta datum saknas. För att kompensera för det användes flödet ut från röt-kammare 2 som representerar den totala mängden slam (det vill säga primärslam från röt-kammare 1 plus bioslam från röt-kammare 2). Flödet in i röt-kammare 2 beräknades genom att subtrahera mängden primärslam från den totala mängden. Genom att studera perioden efter att mätaren sattes upp upptäcktes det att flödet in i röt-kammare 2 är ungefär 20 % lägre än det beräknade. Värdena multiplicerades därför med 0,8 enligt ekvation 24.

$$Q_{bio} = 0,8 \cdot (Q_{ut} - Q_{primär}) \quad (35)$$

$$Q_{bio} = \text{flöde av bioslam in i röt-kammare 2 [m}^3/\text{dag]}$$

$$Q_{primär} = \text{flöde av primärslam in i röt-kammare 1 [m}^3/\text{dag]}$$

$$Q_{ut} = \text{flöde ut ur röt-kammare 2 [m}^3/\text{dag]}$$

## 4 RESULTAT

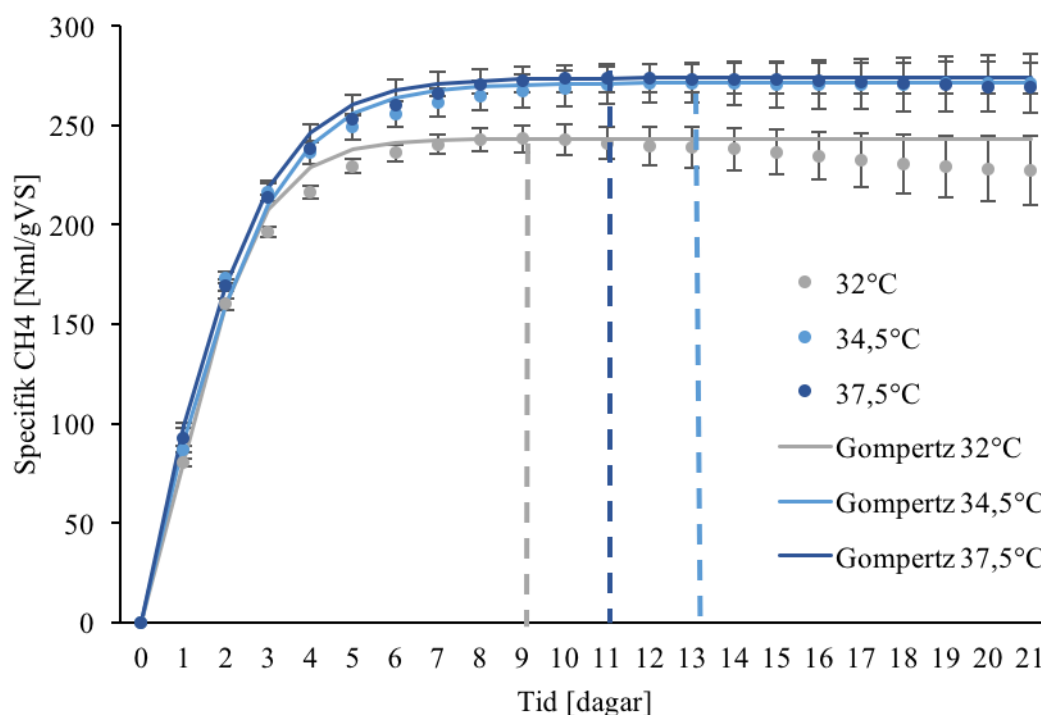
### 4.1 UTRÖTNINGSFÖRSÖK

Högst metanpotential nåddes för försöken utförda vid 37,5°C för samtliga substrat utom albumin men inga signifikanta skillnader kunde ses mellan 34,5°C och 37,5°C (tabell 6). Standardavvikelsen mellan triplikaten utgjorde 7 %, 9 % respektive 5 % av metanpotentialen för rapsolja men för övriga substrat var den mindre än 5 % för samtliga temperaturer. Jämförs maxpotentialen hos de olika temperaturerna med det teoretiska värdet för cellulosa på 415 Nml/gVS når de upp mellan 67–70 %. För albuminet nådde maxpotentialen upp mellan 60 - 65 % av det teoretiska värdet på 496 Nml/gVS och för rapsolja 53–66 % av det teoretiska värdet för fett på 1014 Nml/gVS.

**Tabell 6.** Specifik metanpotential för olika substrat uppmätt från satsvisa utrötningsförsök. Värderna markerade med samma bokstav (a eller b) för de olika substraten är inte signifikant skilda ( $p>0,05$ ,  $n=3$ ) mellan temperaturerna

|           | 32°C<br>[Nml/gVS]       | 34,5°C<br>[Nml/gVS]      | 37,5°C<br>[Nml/gVS]     |
|-----------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|
| Slam      | 243,2±7,0 <sup>a</sup>  | 271,4±10,1 <sup>b</sup>  | 273,6±7,0 <sup>b</sup>  |
| Cellulosa | 276,9±4,5 <sup>a</sup>  | 281,2±6,2 <sup>ab</sup>  | 290,4±4,6 <sup>b</sup>  |
| Albumin   | 296,5±6,0 <sup>a</sup>  | 321,2±3,5 <sup>b</sup>   | 316,8±7,1 <sup>b</sup>  |
| Rapsolja  | 541,7±38,0 <sup>a</sup> | 594,0±53,9 <sup>ab</sup> | 667,1±35,5 <sup>b</sup> |

För slammet avslutade försöket efter 21 dagar och den högsta metanpotentialen nåddes tidigast vid 32°C följt av 37,5°C och 34,5°C (figur 15). Gompertz tillväxtekvation passade väl till de uppmätta värdena och alla temperaturer hade ett  $R^2$ -värde över 0,99 (figur 15 & tabell 7). Alla kurvor är signifikant skilda ( $p<0,05$ ,  $n=21$ ) från varandra.



**Figur 15.** Kurva för uppmätt specifik metanpotential vid satsvisa utrötningsförsök av avloppsslam vid tre olika temperaturer. Linjerna representerar beräknade värden som är anpassade med Gompertz tillväxtekvation. De streckade linjerna markerar ut den dag maxpotentialen uppnåddes för de olika temperaturerna.

**Tabell 7.** Parametrar från Gompertz tillväxtekvation. Parametrarna är optimerade för att passa uppmätta värdena från ett satsvist utrötningsförsök vid tre olika temperaturer

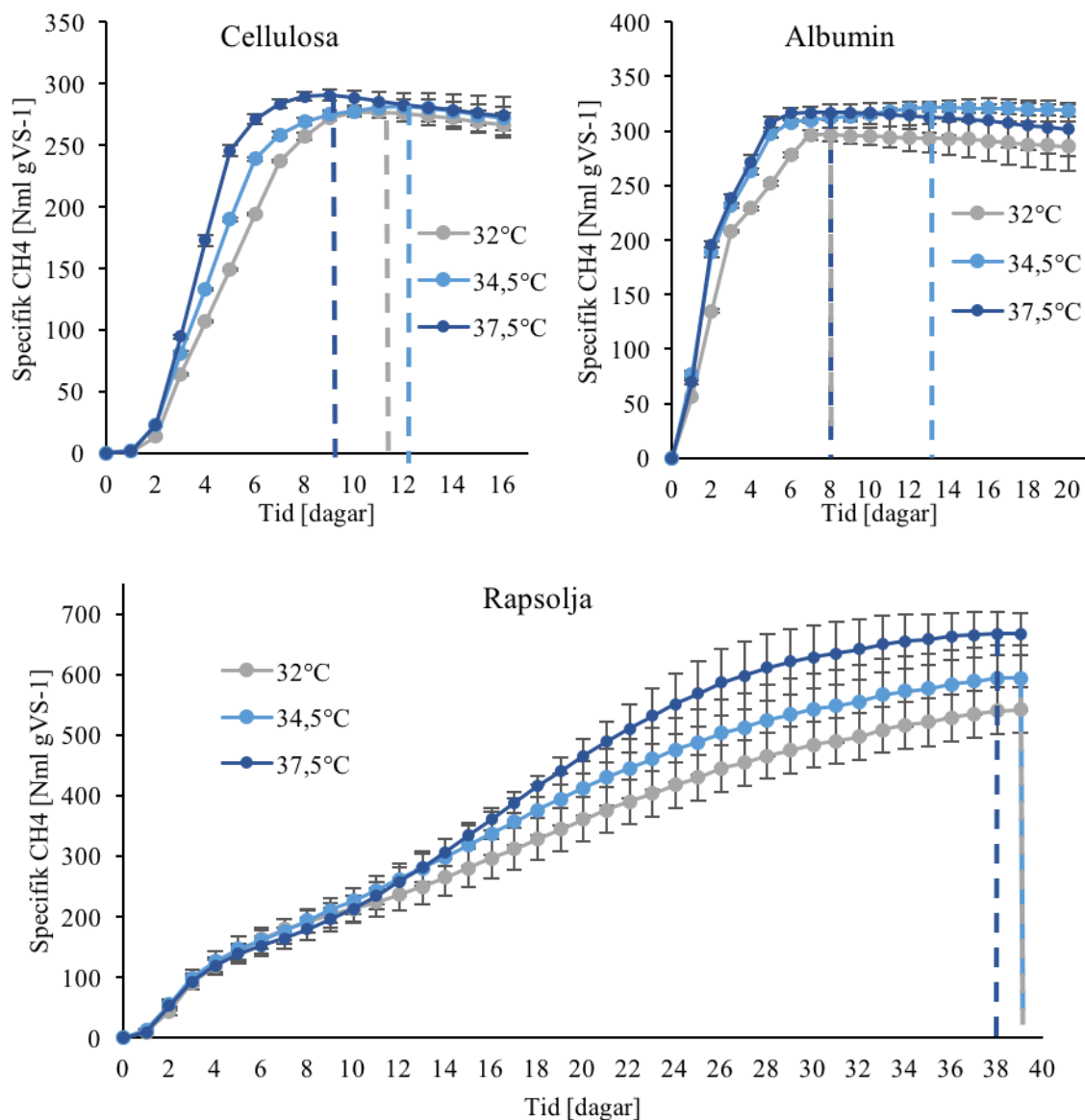
|                                              | 32°C  | 34,5°C | 37,5°C |
|----------------------------------------------|-------|--------|--------|
| P [Nml CH <sub>4</sub> /gVS]                 | 243,3 | 271,4  | 273,7  |
| R <sub>m</sub> [Nml CH <sub>4</sub> /gVSdag] | 87,1  | 80,5   | 82,2   |
| λ [dag]                                      | 0,08  | -0,08  | -0,13  |
| R <sup>2</sup>                               | 0,990 | 0,995  | 0,997  |

Utrötningsgraden blev lägst för 32°C och skiljer sig ca 1% från utrötningsgraden vid 37,5°C. Mellan 34,5°C och 37,5°C skiljer sig endast utrötningsgraden med 0,5% (tabell 8).

**Tabell 8.** Utrötningsgrad efter satsvist utrötningsförsök av avloppsslam i tre olika temperaturer. Skillnaderna mellan temperaturerna är inte signifikant skilda (p>0,05, n=3)

|         | Utrötningsgrad [%]      |
|---------|-------------------------|
| 32 °C   | 67,63±0,91 <sup>a</sup> |
| 34,5 °C | 68,12±0,14 <sup>a</sup> |
| 37,5 °C | 68,63±0,42 <sup>a</sup> |

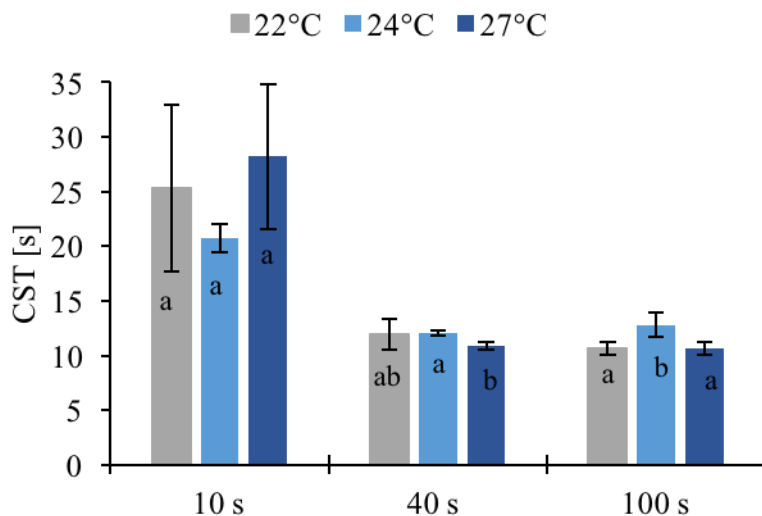
För cellulosa pågick försöket i 16 dagar och maxpotentialen nåddes snabbast vid 37,5°C och långsammast vid 34,5°C (figur 17). För albumin avslutades försöket efter 20 dagar och maxpotentialen nåddes samtidigt för 32°C och 37,5°C och sist för 34,5°C (figur 17). Rapsolja var det substrat som tog längst tid att bryta ned och försöket avslutade efter 39 dagar. Försöket med 37,5°C nådde maxpotentialen tidigast medan 32°C och 34,5°C nådde maxpotentialen samtidigt (figur 17). Alla kurvor är signifikant skilda från varandra (p<0,05, n=16 för cellulosa, n=20 för albumin och n=40 för rapsolja)



**Figur 16.** Kurva för uppmätt metanpotential vid satsvisa utrötningsförsök av kontrollsubstraten cellulosa (till vänster), albumin (till höger) samt rapsolja (nedanför). Försöken utfördes vid tre olika temperaturer. De streckade linjerna märker ut den dag maxpotentialen uppnåddes. Alla kurvor är signifikant skilda ( $p < 0,05$ ).

## 4.2 AVVATTNINGSFÖRSÖK

Resultatet från avvattningsförsöket visar inga större skillnader i CST mellan temperaturerna (figur 18). CST låg under 20 s för alla temperaturer efter omrörning i 40 respektive 100 sekunder. Vid omrörning i 10 sekunder låg samtliga temperaturer strax över 20 sekunder men standardavvikelsen är större än vid övrig omrörningstid.



**Figur 17.** Resultat från mätning av CST för avloppsslam i tre olika temperaturer vid tre olika omrörningstider. Tider markerade med samma bokstav (a eller b) inom samma omrörningstid är inte signifikant skilda ( $p > 0,05$ ,  $n = 5$ ) från varandra.

### 4.3 ENERGIBERÄKNINGAR

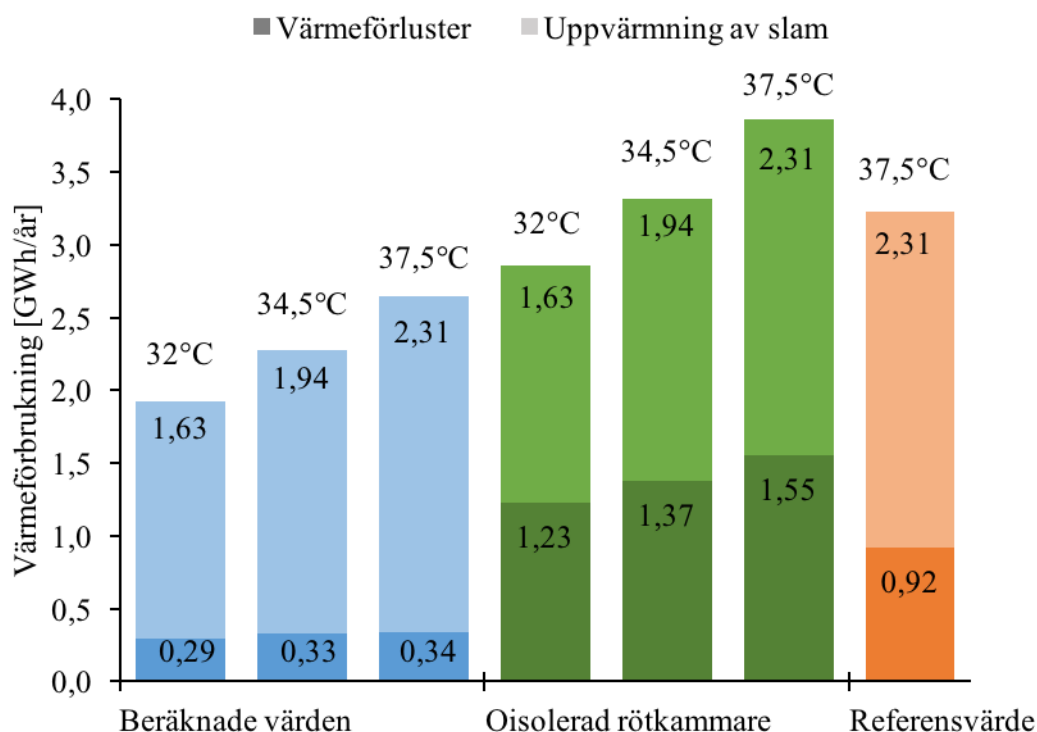
Genom att sänka temperaturen till 34,5°C istället för 37,5°C kommer värmeförbrukningen för rötkamrarna att sjunka med ca 380 MWh/år vilket motsvarar ungefär 14 % mindre än värmeförbrukningen vid 37,5°C. En temperatursänkning till 32°C kommer ge en minskning på ca 720 MWh/år och motsvarar en sänkning på ca 27 % jämfört med värmeförbrukningen vid 37,5°C (tabell 9). Skulle rötkammaren vara sämre isolerad än beräknat kommer värmeförbrukningen bli högre och skillnaden mellan temperaturerna motsvara 14 respektive 26 %.

**Tabell 9.** Skillnader i beräknad värmeförbrukning från nuvarande driftstemperatur på 37,5°C för rötkamrarna vid Kungsängsverket. Värmeförbrukningen för en oisolerad rötkammare representeras av en rötkammare med U-värde = 2 W/m<sup>2</sup>K och referensvärdet motsvarar den värmeförbrukningen rötkamrarna har idag

|                   | Värmeförbrukning | Skillnad från 37,5°C |       |
|-------------------|------------------|----------------------|-------|
|                   | [GWh/år]         | [GWh/år]             | [%]   |
| 32°C              | 1,93             | -0,72                | -27,3 |
| 34,5°C            | 2,27             | -0,38                | -14,2 |
| 37,5°C            | 2,65             | -                    | -     |
| 32 °C oisolerad   | 2,90             | -1,00                | -26,0 |
| 34,5 °C oisolerad | 3,32             | -0,55                | -14,1 |
| 37,5°C oisolerad  | 3,86             | -                    | -     |
| 37,5°C Referens   | 3,2              | -                    | -     |

Den största delen av den beräknade värmeförbrukningen består av uppvärmningen av slam (figur 18). Värmeförlusterna utgör ungefär 13–15 % av den totala värmeförbrukningen vid

de tre temperaturerna. Vid det beräknade referensvärdet utgör värmeförlusterna ca 28% av den totala värmeförbrukningen. Skulle isoleringen vara sämre än beräknat kommer värmeförlusterna utgöra en ännu större del och värmeförbrukningen öka.



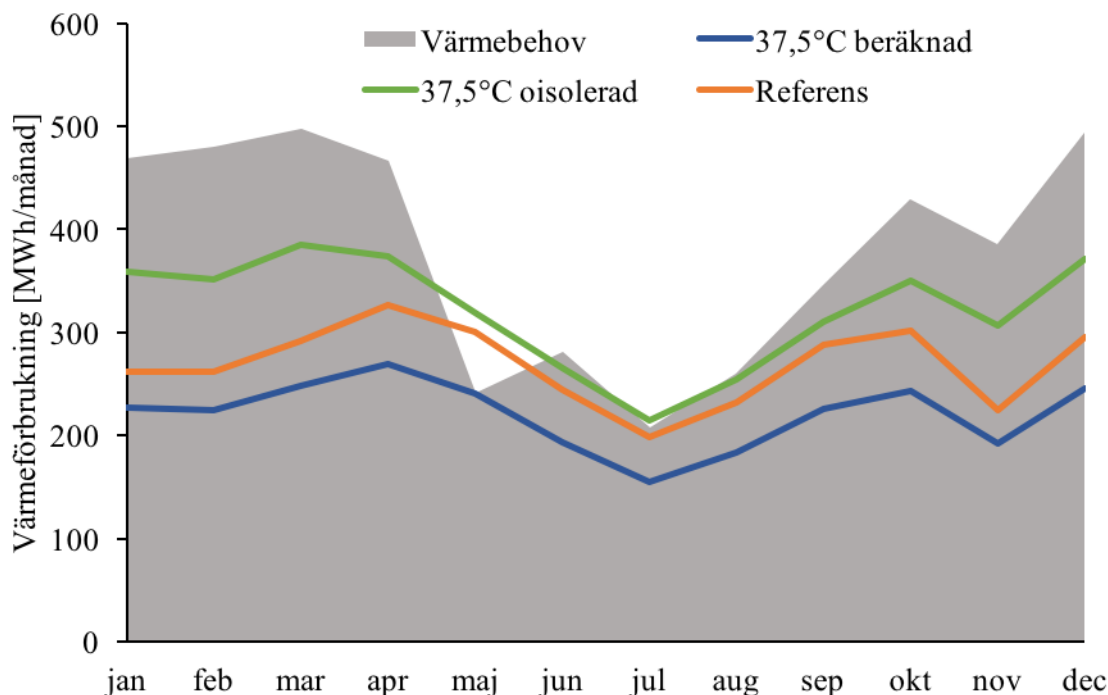
**Figur 18.** Hur värmeförbrukningen är fördelad mellan uppvärmning av slam och värmeförluster för respektive temperatur. De blåa staplarna är beräknade med uppskattade U-värden baserade på ritningar. De gröna stolparna representerar en oisolerad rötkammare med U-värde = 2 W/m<sup>2</sup>K. Den orangea stapeln används som referensvärde för vad rötkamrarna har för värmeförbrukning vid nuvarande drifttemperatur.

Skulle hela värmebehovet täckas av fjärrvärme ligger kostnaden på ca 3 000 000 kronor per år. En sänkning till 34,5°C skulle innebära en sänkt kostnad med nästan 450 000 kr per år och om fjärrvärmepriserna ökar enligt prognosen kommer man om ca 10 år att spara nästan 590 000 kr per år (tabell 10).

**Tabell 10.** Kostnader för att värma upp rötkamrarna vid Kungsängsverket om hela värmebehovet täcks av fjärrvärme. Kostnader 2030 baseras på prognosen att priserna kommer öka med 30 %

|                | Kostnader<br>[kr/år] | Skillnad från 37,5°C<br>[kr/år] | [%]  |
|----------------|----------------------|---------------------------------|------|
| 32°C           | 2 298 578            | 863 830                         | 27,3 |
| 34,5°C         | 2 712 969            | 449 439                         | 14,2 |
| 37,5°C         | 3 162 408            | -                               | -    |
| 32°C år 2030   | 2 988 151            | 1 122 980                       | 27,3 |
| 34,5°C år 2030 | 3 526 860            | 584 271                         | 14,2 |
| 37,5°C år 2030 | 4 111 130            | -                               | -    |

Den beräknade värmeförbrukningen för rötkamrarna vid befintlig driftstemperatur (37,5°C) jämfördes med det uppskattade värmebehovet för hela Kungsängsverket samt referensvärden för värmeförbrukningen från rötkamrarna (figur 20). Den beräknade värmeförbrukningen följer referensvärdena väl men ligger hela tiden lägre. Referensvärdena är mindre än värmebehovet för hela Kungsängsverket och skillnaderna är små under sommaren och ökar under vintern. En jämförelse gjordes också med värmeförbrukningen om U sattes till 2 W/m<sup>2</sup>K och representerar en rötkammare med sämre isolering. Skillnaderna från värmebehovet blir då mindre men förbrukningen blir högre än referensvärdet.



**Figur 19.** Jämförelse mellan den beräknade värmeförbrukningen för rötkamrarna och det uppskattade värmebehovet för hela Kungsängsverket. Jämförelse görs också med beräknade referensvärden för rötkamrarnas värmeförbrukning i nuläget samt vad värmeförbrukningen skulle vara vid en sämre isolering.

En sänkt temperatur till 32°C leder till en lägre volym biogas och därmed kan en mindre mängd användas för att producera värmeenergi (tabell 11). Volymen biogas baseras på metanpotentialen från utrötningsförsöken och det går därmed inte att säga att det är en signifikant skillnad mellan 34,5°C och 37,5°C.



**Tabell 11.** Skillnaden i producerad volym biogas och potentiell värmeenergi vid Kungsängsverket om temperaturen skulle sänkas från 37,5°C. Volymen baseras på skillnader i metanpotential uppmätt från satsvisa utrötningsförsök. Mängden värmeenergi gäller om all mängd biogas används till värmeenergi. Värden markerade med samma bokstav (a eller b) skiljer sig inte signifikant ( $p>0,05$ ,  $n=3$ ) mellan temperaturerna.

|        | Volym biogas<br>[Nm <sup>3</sup> /år] | Värmeenergi<br>[GWh/år] | Skillnad från 37,5°C  |       |
|--------|---------------------------------------|-------------------------|-----------------------|-------|
|        |                                       |                         | [Nm <sup>3</sup> /år] | [%]   |
| 32°C   | 1 816 772 <sup>b</sup>                | 9,9 <sup>b</sup>        | -231 769              | -11,3 |
| 34,5°C | 2 026 112 <sup>a</sup>                | 11,1 <sup>a</sup>       | -22 429               | -1,1  |
| 37,5°C | 2 048 542 <sup>a</sup>                | 11,2 <sup>a</sup>       | -                     | -     |

## 5 DISKUSSION

### 5.1 BIOGASPRODUKTION OCH UTRÖTNINGSGRAD

Resultatet från utrötningsförsöken visar att en sänkning till 34,5°C varken påverkar gasproduktionen från avloppsslammet eller nedbrytningshastigheten (tabell 6 & figur 15). Parametrarna från Gompertz tillväxtekvation (tabell 7) är också lika mellan temperaturerna vilket bekräftar att kinetiken inte påverkas av en sänkt temperatur. Vid 32°C blir metanpotentialen något lägre men kinetiken är densamma och utrötningstiden förkortades något (figur 15). Alla temperaturer visade en bra anpassning till Gompertz ekvation med höga  $R^2$  värden vilket stämmer överens med tidigare studier där Gompertz ekvation använts vid nedbrytning av avloppsslam (Yoon, et al., 2018; Olsson, et al., 2014). Deras resultat har också visat på en kort lagfas och liknande metanpotentialer men hastigheten blev något högre i denna studie. Gompertz ekvation är en modell anpassad till uppmätt data och beroende på vilken del av kurvan som prioriteras kan parametrarna få olika värden trots att anpassningen får ett lika högt  $R^2$ -värde. Det är inga exakta parametervärden som fås utan endast en uppskattning och resultatet kan därmed variera något mellan studier.

Hur temperaturen påverkar metanproduktionen beror till stor del på vilket substrat som rötas. För avloppsslammet och albumin finns ingen tydlig lagfas utan metanproduktionen startar direkt (figur 15 & 16) vilket tyder på att mikroorganismerna inte har svårigheter att anpassa sig och att det inte innehåller några direkt svårnedbrytbara komponenter. I kurvan för cellulosa går det däremot att se en lagfas som blir något längre vid lägre temperaturer (figur 16). Detta tyder på att cellulosa är en svårnedbrytbar komponent där hydrolysen har stor betydelse. Nedbrytningsfasen är linjär både för slam och för cellulosa. Lutningen på kurvan representerar hastigheten och det går att se att för slammet är hastigheten ganska jämn mellan temperaturerna (figur 15) medan den för cellulosa är brantare vid högre temperaturer (figur 16). Eftersom hydrolysen har stor betydelse vid nedbrytning av cellulosa kommer temperaturen att påverka hastigheten då en högre temperatur ger en snabbare hydrolys. För albumin består nedbrytningsfasen av flera delar med olika hastighet (figur 16). Det är tydligast för kurvan som representerar 32°C där första delen har snabb nedbrytning för att sedan klinga av till en långsammare. Det kan bero på att hydrolysen av protein går snabbt men att de efterföljande nedbrytningsstegen tar längre tid eller att processen hämmas av

ammoniak. Albuminet var också svårt att blanda in i ympen och hamnade delvis på botten vilket gör att det kan ha blivit en ojämn fördelning som bidragit till den ojämna kurvan. För albumin ger 34,5°C något högre metanpotential än 37,5°C (tabell 6) vilket tyder på att den mikrobiella aktiviteten hämmades av en ökad ammoniakhalt vid de högre temperaturerna. Skillnaden är däremot inte signifikant vilket gör resultatet osäkert. Även rapsolja har en ojämn nedbrytningsfas och i början är temperaturkurvorna väldigt lika varandra men skillnaderna ökar med tiden (figur 16). Detta tyder på att nedbrytningen i början inte är lika temperaturberoende som den process som dominerar på slutet. Standardavvikelsen ökar också mot slutet och är stor vilket gör resultaten för rapsoljan mer osäkra. Anledningen till att produktionen stannar av efter de första dagarna kan vara att fettsyror ackumuleras om hydrolysen sker snabbare än metanbildningen (Demirel & Scherer, 2008). Under denna period ligger också produktionen något högre vid de lägre temperaturerna vilket stödjer argumentet eftersom hydrolysen ökar vid högre temperatur och därmed skulle ge en större ackumulering av fettsyror. Efter några dagar har processen återhämtat sig och metanproduktionen ökar igen, främst vid 37,5°C. Vid de lägre temperaturerna ökar inte produktionen lika mycket och den maximala potentialen blir lägre vilket kan indikera att mikroorganismerna vid de lägre temperaturerna är känsligare. Inget av substraten fick en signifikant lägre metanpotential vid 34,5°C jämfört med 37,5°C men hastigheten påverkades en del, framförallt vid nedbrytning av cellulosa. Enligt tidigare studier innehåller avloppsslam ofta svårnedbrytbara komponenter där hydrolysen är det hastighetsbegränsande steget (Anjum, et al., 2016; Appels, et al., 2008). Kurvan bör då likna den för cellulosa och även om det här försöket inte visade en påverkan på hastigheten med sänkt temperatur är det möjligt att resultatet blir annorlunda vid andra studier.

Förutom att undersöka effekten av temperaturförändringar på olika komponenter användes cellulosa, albumin och rapsolja även som kontrollsubstanser för att kontrollera att försöket fungerat. Enligt Holliger et al. (2016) bör kontrollsubstraten uppnå minst 85 % av det teoretiska värdet. I det här försöket nådde kontrollsubstraten mellan 53 % till 70 % av de teoretiska värdena. Lägst grad gällde för rapsolja som även hade störst standardavvikelse mellan triplikaten. I andra studier används ofta ett annat kontrollsubstrat för att representera fett men då detta saknades vid försökstillfället användes rapsolja. Eftersom rapsolja inte är ett vanligt kontrollsubstrat för fett finns det osäkerheter kring hur väl det fungerar. De övriga substraten visade bättre resultat och nådde upp till minst 60 % av det teoretiska värdet och hade alla en standardavvikelse under 5 % av maxpotentialen. Det nådde inte upp till 85 % men enligt Carlsson & Schnürer (2011) varierar det ofta med vilket substrat som används. För komplexa föreningar som till exempel cellulosa kan testet godkännas om ca 70% av det teoretiska värdet nås vilket det gjorde för cellulosa vid 37,5°C. Thorin et al. (2018) har jämfört tidigare resultat från satsvisa utrötningsförsök av avloppsslam och försök utförda vid mesofila temperaturer ligger runt  $304 \pm 118$  Nml/gVS. Metanpotentialen i denna studie ( $273,6 \pm 7,0$  Nml/gVS) ligger något under medelvärdet men hamnar ändå inom standardavvikelsen. Avgasningen av ympen skedde under 7 dagar vilket kan ha gjort att aktiviteten minskat något och lett till en lägre produktion. I denna studie blev det heller ingen skillnad i metanpotential mellan 34,5°C och 37°C men jämförs resultaten med Nielsen, et al.

(2017) fick de en ökad gasproduktion när temperaturen ökade från 35°C till 39°C. Vilket resultat som fås beror mycket av hur försöket genomförs, vilken ymp som används och driftförhållanden på reningsverket och kan alltså variera ganska mycket.

I denna studie minskade utrotningsgraden något med en sänkt temperatur men skillnaden var inte signifikant (tabell 8). En lägre metanpotential kan dels bero på en lägre utrotningsgrad men även på grund av att det är olika komponenter som bryts ned och därmed leder till en skillnad i metanhalt. Det teoretiska värdet för metanpotentialen för fett är till exempel högre än metanpotentialen för kolhydrater (Angelidaki & Sanders, 2004). Att det inte skiljer sig så mycket i utrotningsgrad mellan 37,5°C och 32°C men att metanpotentialen är högre vid 37,5°C jämfört med 32°C kan alltså innebära att en lägre temperatur leder till skillnader i vilka komponenter som bryts ned. När försöket avslutades utfördes ingen gasanalys eftersom det vid tidigare försök varit svårigheter att få ett tillförlitligt resultat. Gasanalysen är till för att mäta metanhalten i gasen för att kunna kompensera för den kvävgas som fanns i systemet vid försökets start. I försöket antogs en metanhalt på 50% för alla temperaturer men det är möjligt att metanhalten skiljer sig mellan temperaturerna. Skillnaden om en metanhalt på 50% eller 60% används blir ungefär 20 ml på slutresultatet. En annan del som kan påverka resultatet är flyktiga komponenter (som till exempel VFA). VFA försvinner vid VS-analysen, vilket gör att det organiska innehållet underskattas och den specifika metanpotentialen kan överskattas (Schnürer, 2016). Även utrotningsgraden baseras på halten VS vilket gör att om provet innehåller höga halter VFA kan resultatet bli missvisande (Schnürer & Jarvis, 2017). Skulle det finnas högre halter VFA vid 37,5°C jämfört med 32°C skulle den specifika metanpotentialen kunna ha överskattats vid 37,5°C och skillnaden mellan temperaturerna verkar vara större än den är. För att få en uppfattning om hur stor påverkan metanhalt och flyktiga komponenter har på metanpotentialen bör en analys av dessa göras på slammet. Viktigt att komma ihåg är att utrotningsförsöken är satsvisa och förhållandena kommer att ändras i en kontinuerlig process. Resultatet från försöken ger endast en indikation och det är inte säkert att samma resultat uppnås i en verklig process där fler parametrar har betydelse.

## 5.2 AVVATTNINGSEGENSKAPER

Resultatet från avvattningsförsöket visar att en temperaturförändring inom det testade intervallet inte har någon påverkan på CST (figur 17). Signifikanta skillnader nås för en temperatur på 24°C vid omrörning i 40 respektive 100 sekunder men tiderna är väldigt lika varandra och det är ingen temperatur som entydigt visar kortast tid. Alla tider är ganska korta och efter omrörning i 40 och 100 sekunder blir CST under 20 sekunder vilket innebär att polymerdoseringen var tillräckligt hög och gav bra flockning. Vid omrörning i 10 sekunder var tiderna något längre men standardavvikelsen var också högre för dessa tester. Att tiden inte påverkades av längre omrörning tyder på att flockarna är stabila.

I avvattningsförsöket jämfördes CST mellan tre olika temperaturer. Temperaturen som användes för att representera 37,5°C baserades på temperaturmätning av slammet in till centrifugen och var 27,1°C. När temperaturmätningen skedde hade temperaturen i rötkammaren börjat sänkas och låg på ungefär 36°C vilket innebär att temperaturen inte helt representerar den temperatur slammet skulle ha om rötkammaren hade en temperatur på

37,5°C. Eftersom slammet lagras ett tag innan det centrifugeras är det svårt att säga exakt hur temperaturen kommer att skilja sig vid olika rötkammartemperaturer. Det kan vara så att temperaturskillnaderna jämnar ut sig beroende på omgivande temperatur och hur länge lagringen sker. Försöket visar på hur CST påverkas av en temperaturförändring på 3°C respektive 5°C kring det temperaturspann som slammet troligen har vid centrifugering, men temperaturerna kan skilja sig från verkliga förhållanden. Vid försöket saknades också ett riktigt vattenbad med temperaturmätare och istället användes en balja med vatten strömmande från en kran för att få rätt temperatur på slammet. Det gjorde att det var svårt att hålla en exakt temperatur men den ansågs ändå representera försökstemperaturen tillräckligt väl.

CST ger en uppskattning av slammets avvattningsegenskaper och enligt resultatet i denna studie bör det alltså inte påverkas av en sänkt rötkammartemperatur. Detta stämmer överens med tidigare studier som visat att det oftast är en högre röttemperatur som har negativ påverkan på avvattningen och att det vid lägre temperaturer inte påverkar resultatet särskilt mycket (Wang, et al., 2017; Bouskova, et al., 2006). Det finns dock fortfarande osäkerheter kring hur slammets egenskaper påverkas av att rötas i en viss temperatur och kan ge andra resultat än i denna studie där temperaturen reglerades efter rötningen. Om avvattningen försämras kan det leda till stora skillnader i volym slam som behöver hanteras varje år. Den vinst som fås i kostnader för en sänkt värmeförbrukning måste därmed balanseras ut med eventuella ökade kostnader om avvattningen försämras. För att få ett resultat som speglar verkligheten bättre kan kontinuerliga utrotningsförsök göras vid olika temperaturer och därefter mäta CST.

### **5.3 ENERGIBALANS**

Den största delen av värmeförbrukningen går till uppvärmning av slammet (figur 18) vilket påverkas av hur stort flödet är samt vilken temperatur det inkommande slammet har. Temperaturen på det inkommande slammet är relativt jämn under året och den största påverkan på värmeförbrukningen är därmed flödet på inkommande slam. Värmeförlusterna beror främst av utomhustemperaturen och kommer att variera under året men de står för en mindre del och ligger mellan 13–15 % av det totala uppvärmningsbehovet. Tidigare studier (Nielsen, et al., 2017; Olsson, 2018) har visat på liknande resultat där det främst är uppvärmning av slam som står för det största värmebehovet medan förluster från rötkammaren utgör en mindre del.

Den beräknade värmeförbrukningen följer referensvärdena väl men underskattas under hela året (figur 19). Beräkningarna av värmeförbrukningen innehåller en del osäkerheter och antaganden som kan förklara denna skillnad (sammanfattande lista finns i Appendix B). En del av antagandena var nödvändiga för att kunna göra en jämförelse mellan temperaturerna. För att beräkna värmeförbrukning för 34,5°C och 32,5°C är det enda som är känt temperatur på ingående slam och önskad temperatur inne i rötkammaren, övriga parametrar påverkas av driftstemperaturen och är därmed okända. Eftersom uppvärmningen av slam är beräknat med samma antaganden både vid referensvärdet och vid det beräknade värdena bör skillnaden mellan dessa värden utgöras av värmeförlusterna. Det genomsnittliga U-värdet för

rötkamrarna blev  $0,5 \text{ W/m}^2\text{K}$  vilket enligt Starberg et al (2005) är vad en röt-kammare bör ha. En oisolerad röt-kammare kan ha U-värden upp till  $4 \text{ W/m}^2\text{K}$  och förlusterna kan då ge stor effekt på det totala värmebehovet (Starberg, et al., 2005). Boverket (2010) gjorde under 2007–2008 en undersökning av bland annat energianvändning i lokaler och samlade in genomsnittliga U-värden för de olika byggnadsdelarna. Dessa stämmer väl överens med de beräknade värdena (tabell 12, Appendix A) vilket tyder på att beräkningarna är rimliga. Beräkningarna baseras på ritningarna för röt-kamrarna och dessa bör vara dimensionerade för att uppnå en bra isoleringsgrad med ett genomsnittligt värde på  $0,5 \text{ W/m}^2\text{K}$ .

Trots att de beräknade värdena på värmeförbrukningen stämmer ganska bra i teorin är värmeförlusterna underskattade jämfört med referensvärdena (figur 18). Även om inte referensvärdena är uppmätta värden utan kan skilja sig från röt-kammarnas egentliga värmeförbrukning anses de spegla verkligheten ganska väl. En förklaring till att värmeförlusterna är underskattade kan vara att isoleringen försämrats och inte är lika effektiv som den bör vara enligt ritningarna. Väggarna i röt-kamrarna är isolerade med stenull som normalt har en lång livslängd och ska kunna behålla sina egenskaper i upp till 100 år (Swedisol, u.å.) men skador kan uppkomma som försämrar isoleringen. För att få en uppskattning om värmeförluster från röt-kamrarna användes en värmekamera. Enligt bilderna ser det ut som att störst läckage sker genom anslutning mellan vägg och tak samt vägg och mark vilket kan bero på köldbryggor (figur 22, Appendix A). Eftersom slammet värms upp till runt  $43^\circ\text{C}$  året runt och temperaturen håller sig ganska jämn i röt-kammaren talar det för att röt-kammaren är ganska bra isolerad. Skulle den vara dåligt isolerad borde det vara nödvändigt att värma upp slammet mer under vinterhalvåret för att hålla en jämn temperatur i röt-kammaren. Beräknas värmeförlusterna med ett U-värde på  $2 \text{ W/m}^2\text{K}$  blir de högre än referensvärdena (figur 18) vilket tyder på att röt-kamrarna troligen har en isoleringsgrad som ger ett U-värde mindre än  $2 \text{ W/m}^2\text{K}$  men större än de beräknade på  $0,5 \text{ W/m}^2\text{K}$ . En mer noggrann beräkning som även tar hänsyn till köldbryggor och övriga faktorer som värmestrålning kan vara nödvändig för att få en bättre uppskattning av värmeförlusterna från röt-kamrarna.

Vid jämförelse med det uppskattade värmebehovet för hela Kungsängsverket och referensvärdet för röt-kamrarna utgör röt-kamrarna ca 68 % av det totala värmebehovet. Förutom röt-kamrarna är det uppvärmning av lokaler och kontorsbyggnader som ingår i det totala värmebehovet och det mesta av värmen bör alltså gå åt till att värma upp röt-kamrarna. Detta stämmer väl under sommaren men under vintern är skillnaden mellan referensvärdet och värmebehovet större (figur 19). Stor skillnad går också att se under maj och juni vilket troligen beror på att det var under denna period röt-kammaren rengjordes och det var svårt att uppskatta värmeförbrukningen då temperaturer och flöden påverkades. Det finns en del osäkerheter kring det totala värmebehovet vid Kungsängsverket och det kan vara så att skillnaden mellan värmeförbrukningen för röt-kamrarna och det totala behovet inte är så stort som det verkar. Oavsett är skillnaden ganska stor under vintern och troligen står övriga byggnader för en större del av värmeförbrukningen än vad som tidigare trots. För att förbättra uppskattningen av värmebehovet vid Kungsängsverket bör en noggrannare

undersökning göras av värmeförlusterna från dels rötkammare men främst från övriga byggnader.

Eftersom det är okänt varför de beräknade värdena underskattar värmeförlusterna är det inte möjligt att för de lägre temperaturerna beräkna en mer exakt värmeförbrukning utan vidare undersökningar. För att se effekten av hur stor påverkan det skulle ha om rötkammaren är sämre isolerad än den beräknade ändrades U-värdet och motsvarande värmeförbrukning för en oisolerad rötkammare beräknades. Värmeförlusterna skulle då utgöra en större del och värmeförbrukningen öka men skillnaden mellan temperaturerna påverkas inte särskilt mycket utan ligger fortfarande kring 14 respektive 27 % (figur 18 & tabell 9). Då det finns osäkerheter kring beräkningarna av värmeförbrukningen bör värdena endast ses som en uppskattning och inte ett exakt värde på hur mycket energi som sparas. Även om värmeförlusterna är underskattade och det exakta värdet kan skilja sig från verkligheten bör den procentuella vinsten i sänkning av temperaturen inte påverkas. För denna studie anses därför de beräknade värdena spegla verkligheten tillräckligt väl för att kunna göra en jämförelse av värmeförbrukningen vid en sänkt temperatur.

Den beräknade volymen gas vid rötning i 37,5°C skiljer sig en del från de uppmätta årsvärdena vid Kungsängsverket. Under 2017 ska Kungsängsverket ha producerat 2 624 800 Nm<sup>3</sup> biogas (Uppsala Vatten och Avfall AB, 2017a). Den beräknade mängden biogas per år baserat på metanpotentialen från utröttningsförsöket blev 2 048 500 Nm<sup>3</sup> vilket tyder på att metanpotentialen från utröttningsförsöket kan vara något underskattad. Det kan också vara osäkerheter vid beräkningen av volymen som påverkar resultatet (Appendix B). Även om den beräknade volymen inte är exakt har samma antaganden och värden använts för beräkning av alla temperaturer vilket gör att förhållandet mellan temperaturerna kan studeras. Det som skiljer mellan de olika temperaturerna är metanpotentialen och eftersom det inte finns någon signifikant skillnad mellan 37,5°C och 34,5°C går det heller inte att säga att det kommer bli någon skillnad i volymen gas.

För att kunna möta en större efterfrågan på fordonsgas är det viktigt att inte volymen fordonsgas minskar med en sänkt temperatur. Behovet är dock till viss del säsongsstyrt och ett alternativ kan vara att sänka temperaturen till 32°C under de perioder behovet av fordonsgas minskar för att spara värmeenergi och minska facklingen av överskottsgas. I detta fall bör en analys av gasbehovet göras så att det finns tillräckligt med utrymme att tappa i produktion utan att riskera underskott av gas. Även en undersökning i hur en kontinuerlig process kan påverkas av regelbundna temperaturskillnader på ca 2°C bör undersökas. Att rötningen fortfarande fungerade vid 32°C även om produktionen blev något lägre tyder på att processen fortfarande är stabil. Vad som sker under 32°C är dock fortfarande osäkert och för att kunna driva en process i 32°C bör även temperaturer lägre än 32°C undersökas för att inte riskera instabilitet ifall temperaturen sjunker under 32°C. En hel del forskning har gjorts mellan mesofila och termofila temperaturer (Ziembinska-Buczynska, et al., 2014; Westerholm, et al., 2018; Kim & Lee, 2015; Labatut, et al., 2014) och även inom det psykrofila området (Dhaked, et al., 2010) men det saknas idag forskning inom temperaturintervallet mellan det mesofila och psykrofila.

För kostnaderna användes de beräknade värmeförbrukningarna vid de olika temperaturerna. Eftersom värmeförbrukningen troligen kommer vara något högre i verkligheten kan den verkliga kostnaden skilja sig men som tidigare bör skillnaden mellan temperaturerna vara densamma. Kostnaderna baseras också på antagandet att rötkamrarnas värmebehov kommer att täckas av endast fjärrvärme vilket inte är fallet idag. Större delen av året täcks värmebehovet av gaspannor och gasmotorer och fjärrvärmen utgör en mindre del. Baserat på beräkningen av producerad värmeenergi kommer volymen gas räcka och bli över för att täcka värmebehovet på Kungsängsverket trots en sänkt drifttemperatur. Kostnaderna beror alltså till stor del hur användningen av gasen prioriteras. I nuläget ligger de lägre än de beräknade på grund av att en del av gasen används till värmeproduktion men i framtiden kan det komma att ändras med en ökad efterfrågan på fordonsgas.

## **6 SLUTSATSER**

Denna studie har undersökt hur rötningen av avloppsslam kan optimeras genom att sänka temperaturen och därmed spara energi. Baserat på resultaten från utröttningsförsöken bör en sänkning av temperaturen till 34,5°C inte påverka biogasproduktionen negativt och det är möjligt att spara runt 14% i värmeenergi per år. Skillnaderna i utröttningsgrad och utrötningstid är små mellan temperaturerna och bör inte påverka processen negativt. Att sänka till 32°C minskar utröttningsgraden och metanpotentialen något men påverkar inte utrötningstiden. Avvattningen av slam påverkades inte heller av skillnader mellan temperaturerna. Resultaten från försöken tyder på att en sänkning av temperaturen till 34,5°C är möjlig och att en sänkning till 32°C kan vara möjligt de perioder gasbehovet minskar. Eftersom försöken var satsvisa kan resultaten skilja sig i en verklig process och för att få säkrare resultat bör även kontinuerliga försök utföras. Denna studie visar på att det finns möjligheter att få lyckade resultat och därmed kunna optimera processer och spara energi. Den öppnar upp för vidare forskning om temperaturförändringar inom mesofilt område och ger möjligheter att utveckla en energieffektiv produktion av biogas.

## 7 REFERENSER

- Alvarez, H. (2006). *Energiteknik Del 1*. 3. uppl. Lund: Studentlitteratur.
- Angelidaki, I., Karakashev, D., Batstone, D. & Plugge, C. & S. A. (2011). Biomethanation and Its Potential. I: A. Rosenzweig & S. Ragsdale (red). *Methods in Enzymology*. United States: Elsevier Science & Technology, ss. 327-351. DOI:10.1016/B978-0-12-385112-3.00016-0
- Angelidaki, I. & Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, vol. 3 (2), ss. 117-129. DOI: 10.1007/s11157-004-2502-3
- Anjum, M., Al-Makishah, N. & Barakat, M. (2016). Wastewater sludge stabilization using pre-treatment methods. *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 102, ss. 615-632. DOI: 10.1016/j.psep.2016.05.022
- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20. uppl. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreè, J. & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 34 (6), ss. 755-781. DOI: 10.1016/j.pecs.2008.06.002
- Balmér, P. (2007). Översikt reningsmetoder. I: A. Lind, A. Mattson, M. Rotham & U. Nyberg (red). *Avloppsteknik 1 - Allmänt*. Stockholm: Svenskt Vatten AB, ss. 44-48.
- Balmér, P., Rothman, M., Nyberg, U., Mattson, A., Arthursson, F., Fredriksson, O. & Hallin, S. (2007). *Avloppsteknik 2 - Vattenreningsprocessen*. Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Beale, D.J., Karpe, A.V., McLeod, J.D., Gondalia, S.V., Muster, T.H., Othman, M.Z., Palombo, E.A. & Joshi, D. (2016). An 'omics' approach towards the characterisation of laboratory scale anaerobic digesters treating municipal sewage sludge. *Water Research*, vol. 88, ss. 346-357. DOI:10.1016/j.watres.2015.10.029
- Blackman, A., Gahan, L., Aylward, G. & T.J.V., F. (2014). *Aylward and Findlay's SI chemical data/Allan Blackman; Lawrence Gahan*. 7. uppl. Milton: John Wiley & Sons Australia.
- Bouskova, A., Persson, E., La Cour Jansen, J. & Dohanyos, M. (2006). The effect of operational temperature on dewatering characteristics of digested sludge. *Journal of residuals science and technology*, vol. 3 (1), ss. 43-49.
- Boverket (2010). *Energi i bebyggelsen – tekniska egenskaper och beräkningar – resultat från projektet BETSI*, Karlskrona: Boverket. Tillgänglig:



<https://www.boverket.se/globalassets/publikationer/dokument/2011/betsi-energi-i-bebyggelsen.pdf> [2019-01-14].

Börjesson, P., Prade, T., Lantz, M. & Björnsson, L. (2015). Energy Crop-Based Biogas as Vehicle Fuel—The Impact of Crop Selection on Energy Efficiency and Greenhouse Gas Performance. *Energies*, vol. 8 (6), ss. 6033-6058. DOI: 10.3390/en8066033

Carlsson, M. & Schnürer, A. (2011). *Handbok metanpotential*, Svenskt Gastekniskt Center AB (Rapport SGC 237). Tillgänglig: <http://sgc.camero.se/ckfinder/userfiles/files/SGC237.pdf> [2019-01-14].

Chen, G., Lock Yue, P. & Mujumdar, A. (2002). Sludge dewatering and drying. *Drying Technology*, vol. 20 (4-5), ss. 883-916. DOI: 10.1081/DRT-120003768

Chen, Y., Cheng, J. & Creamer, K. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, vol. 99 (10), ss. 4044-4064. DOI:10.1016/j.biortech.2007.01.057

Christensen, M., Keiding, K., Nielsen, P. & Jørgensen, M. (2015). Dewatering in biological wastewater treatment: A review. *Water Research*, vol. 82, ss. 14-24. DOI: 10.1016/j.watres.2015.04.019

Correa, R. S. (2009). Effects of stabilization processes on sewage sludge's N and P fertilizing value. I: A. Stephens & M. Fuller (red). *Sewage Treatment: Uses, Processes and Impact*. New York: Nova Science Publishers, Incorporated, ss. 53-94.

Costa, K. & Leigh, J. (2014). Metabolic versatility in methanogens. *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 29 (1), ss. 70-75. DOI: 10.1016/j.copbio.2014.02.012

De Meester, S., Demeyer, J., Velghe, F., Peene, A., Van Langenhove, H. & Dewulf, J. (2012). The environmental sustainability of anaerobic digestion as a biomass valorization technology. *Bioresource Technology*, vol. 121, ss. 396-403. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.06.109

De Vrieze, J., Saunders, A.M., He, Y., Fang, J., Nielsen, P.H., Verstraete, W., Boon, N. (2015). Ammonia and temperature determine potential clustering in the anaerobic digestion microbiome. *Water Research*, vol. 75, ss. 312-323. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.025

Demirel, B. & Scherer, P. (2008). Production of methane from sugar beet silage without manure addition by a single-stage anaerobic digestion process. *Biomass and Bioenergy*, vol. 32 (3), ss. 203-209. DOI: 10.1016/j.biombioe.2007.09.011

Dhaked, R., Singh, P. & Singh, L. (2010). Biomethanation under psychrophilic conditions. *Waste Management*, vol. 30, ss. 2490-2496. DOI: 10.1016/j.wasman.2010.07.015

Energigas Sverige (2018). *Produktion och användning av biogas och rötresten år 2017*, Bromma: Statens energimyndighet (ES 2018:01). Tillgänglig:

<https://www.energigas.se/library/1955/produktion-och-anvaendning-av-biogas-och-roetrest-2016.pdf> [2019-01-14].

Enexio (2018). *2H TUBEdek for aquaculture*. Tillgänglig: <https://www.enexio.com/water-technologies/products/components-for-aquaculture-fish-farming/tubedek/> [2018-11-15]

Fredriksson, O. (2007). Kväveavskiljning. I: A. Lind, A. Mattson, M. Rothman & U. Nyberg (red). *Avloppsteknik 2- Vattenreningsprocessen*. Stockholm: Svenskt Vatten AB, ss. 112-126.

Grandin, U. (2012). *Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare*, Uppsala: Naturvårdsverket.

Hansen, K., Angelidaki, I. & Ahring, B. (1998). Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research*, vol. 32 (1), ss. 5-12. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00201-7

Helsel, D. & Hirsch, R., (1993). *Statistical Methods in Water Resources*. New York: Elsevier.

Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Bougrier, C., Buffiere, P., Carballa, M., de Wilde, V., Ebertseder, F., Fernandez, B., Ficarra, E., Fotidis, I., Frigon, J.C., de Lacroix, H.F., Ghasimi, D.S.M., Hack, G., Hartel, M., Heerenklage, J., Horvath, I.S., Jenicek, P., Koch, K., Krautwald, J., Lizasoain, J., Liu, J., Mosberger, L., Nistor, M., Oechsner, H., Oliveira, J.V., Paterson, M., Pauss, A., Pommier, S., Porqueddu, I., Raposo, F., Ribeiro, T., Pfund, F.R., Stromberg, S., Torrijos, M., van Eekert, M., van Lier, J., Wedwitschka, H. & Wierinck, I (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, vol. 74 (11), ss. 2515-2522. DOI: 10.2166/wst.2016.336

Jarvis, Å. (2012). *Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter*, Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 6518). Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6518-8.pdf> [2019-01-14].

Kafle, G. & Chen, L. (2016). Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models. *Waste Management*, vol. 48, ss. 492-502. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.10.021

Kim, J. & Lee, C. (2015). Response of a continuous anaerobic digester to temperature transitions: A critical range for restructuring the microbial community structure and function. *Water Research*, vol. 89, ss. 241-251. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.060

Labatut, R., Angenent, L. & Scott, N. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, vol. 102 (3), ss. 2255-2264. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.10.035

- Labatut, R., Angenent, L. & Scott, N. (2014). Conventional mesophilic vs. thermophilic anaerobic digestion: A trade-off between performance and stability?. *Water Research*, vol. 53, ss. 249-258. DOI: 10.1016/j.watres.2014.01.035
- Lin, Q., De Vrieze, J., Li, J. & Li, X. (2016). Temperature affects microbial abundance, activity and interactions in anaerobic digestion,. *Bioresource Technology*, vol. 209, ss. 228-236. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.02.132
- Liu, Y. & Whitman, W. (2008). Metabolic, Phylogenetic, and Ecological Diversity of the Methanogenic Archaea. *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1125 (1), ss. 171-189. DOI:10.1196/annals.1419.019
- Lozanovski, A., Lindner, J. & Bos, U. (2014). Environmental evaluation and comparison of selected industrial scale biomethane production facilities across Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 19 (11), ss. 1823-1832. DOI:10.1007/s11367-014-0791-5
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X. & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 45, ss. 540-555. DOI:10.1016/j.rser.2015.02.032
- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M.S., Fonoll, X., Peces, M. & Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol 36, ss. 412-427. DOI: 10.1016/j.rser.2014.04.039
- Murphy, J. & Thamsiriroj, T. (2013). Fundamental science and engineering of the anaerobic digestion process for biogas production. I: J. Murphy & D. Baxter (red). *The biogas handbook : science, production and applications*. Cambridge: Elsevier Science & Technology, ss. 140-130. DOI: 10.1533/9780857097415.1.104
- Nationalencyklopedin, (2019). *Intermediär*. Tillgänglig: <http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/intermediär> [2019-01-10].
- Nicol, G., Leininger, S. & Schleper, C. (2011). Distribution and activity of ammonia-oxidizing archaea in natural environments. I: B. Ward & D. K. M. Arp (red). *Nitrification*. Washington DC: ASM Press, ss. 201-236.
- Nielsen, M., Holst-Fischer, C., Malmgren-Hansen, B., Bjerg-Nielsen, M., Kragelund, C., Møller, H.B. & Ottosen, L.D.M. (2017). Small temperature differences can improve the performance of mesophilic sludge-based digesters. *Biotechnology Letters*, vol. 39 (11), ss. 1689-1698. DOI: 10.1007/s10529-017-2418-y
- Nielsen, P. & Keiding, K. (1998). Disintegration of activated sludge flocs in presence of sulfide. *Water Research*, vol. 32 (2), ss. 313-320. DOI:10.1016/S0043-1354(97)00235-2

- Nordlander, E., Olsson, J., Thorin, E. & Nehrenheim, E. (2017). Simulation of energy balance and carbon dioxide emission for microalgae introduction in wastewater treatment plants. *Algal Research*, vol. 24 (del A), ss. 251-260. DOI:10.1016/j.algal.2017.03.026
- Novak, J., Sadler, M. & Murthy, S. (2003). Mechanisms of floc destruction during anaerobic and aerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids. *Water Research*, vol. 37 (13), ss. 3136-3144. DOI:10.1016/S0043-1354(03)00171-4
- Okabe, S., Aoi, Y., Satoh, H. & Suwa, Y. (2011). Nitrification in Wastewater Treatment. I: B. Ward, D. Arp & M. Klotz (red). *Nitrification*. Washington DC: ASM Press, ss. 405-433.
- Olsson, J. (2018). *Co-digestion of microalgae and sewage sludge - A feasibility study for municipal wastewater treatment plants*. Diss. Västerås: Mälardalens högskola.
- Olsson, J., Feng, X.M., Ascue, J., Gentili, F.G., Shabiimam, M.A., Nehrenheim, E. & Thorin, E. (2014). Co-digestion of cultivated microalgae and sewage sludge from municipal waste water treatment. *Bioresource Technology*, vol. 171, ss. 203-210 DOI: 10.1016/j.biortech.2014.08.069
- Oren, A. (2010). Microbial Metabolism: Importance for Environmental Biotechnology. I: L. Wang, V. Ivanov & J. Tay (red). *Handbook of Environmental Engineering*. Totowa: Humana Press, ss. 193-255. DOI: 10.1007/978-1-60327-140-0\_5
- Petersson, B. Å. (2013). *Tillämpad byggnadsfysik*. 5. uppl. Lund: Studentlitteratur AB.
- Raposo, F., De la Rubia, M., Fernández-Cegri, V. & Borja, R. (2011). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 16, ss. 861-877. DOI: 10.1016/j.rser.2011.09.008
- Ruile, S., Schmitz, S., Mönch-Tegeder, M. & Oechsner, H. (2015). Degradation efficiency of agricultural biogas plants - A full-scale study. *Bioresource Technology*, vol. 178, ss. 341-349. DOI:10.1016/j.biortech.2014.10.053
- Sandin, K. (2010). *Praktisk Byggnadsfysik*. 1:7 uppl. Lund: Studentlitteratur AB.
- Sawalha, O. & Scholz, M. (2007). Assessment of Capillary Suction Time (CST) Test Methodologies. *Environmental Technology*, vol. 28 (12), ss. 1377-1386. DOI: 10.1080/09593332808618898
- Savant, D., Shouche, Y., Prakash, S. & Ranade, D. (2002). *Methanobrevibacter acididurans* sp. nov., a novel methanogen from a sour anaerobic digester. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, vol. 52, ss. 1081-1087. DOI: 10.1099/00207713-52-4-1081
- Schink, B. & Stams, A. (2012). Syntrophism Among Prokaryotes. I: Rosenberg, E., DeLong, E.F., Lory, S., Stackebrandt, E. & Thompson, F. (red). *The Prokaryotes*.

*Prokaryotic Communities and Ecophysiology*. 4. uppl. Berlin, Heidelberg: Springer, ss. 471-493. DOI:10.1007/978-3-642-30123-0\_59

Schnürer, A. (2016). Biogas Production: Microbiology and Technology. I: R. Hatti-Kaul, G. Mamo & B. Mattiasson (red). *Anaerobes in Biotechnology. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*. Springer, Cham, ss. 195-234. DOI: 10.1007/10\_2016\_5

Schnürer, A., Bohn, I. & Moestedt, J. (2016). Protocol for Start-Up and Operation of CSTR BiogasProcesses. I: T. McGenity, K. Timmis & B. Nogales (red). *Hydrocarbon and Lipid Microbiology Protocols. Springer Protocols Handbooks*. Berlin, Heidelberg: Springer, ss. 171-200. DOI: 10.1007/8623\_2016\_214

Schnürer, A. & Jarvis, Å. (2017). *Biogasprocessens mikrobiologi*. Malmö: Avfall Sverige AB.

Shao, L., Wang, G., Xu, H., Yu, G., He, P. (2010). Effects of ultrasonic pretreatment on sludge dewaterability and extracellular polymeric substances distribution in mesophilic anaerobic digestion. *Journal of Environmental Sciences*, vol. 22 (3), ss. 474-480. DOI:10.1016/S1001-0742(09)60132-7

SMHI (2018). *SMHI Öppna data - Meteorologiska observationer*. Tillgänglig: <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/?parameter=0#> [2018-10-23].

Stams, A. & Plugge, C. (2009). Electron transfer in syntrophic communities of anaerobic bacteria and archaea. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 7 (8), ss. 568-577. DOI: 10.1038/nrmicro2166

Starberg, K., Karlsson, B., Larsson, J.E., Moraeus, P. & Lindberg, A. (2005). *Problem och lösningar vid processoptimering av röt-kammardriften vid avloppsreningsverk*, Stockholm: Svenskt Vatten AB (VA-Forsk rapport nr 2005-10). Tillgänglig: [http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk\\_2005-10.pdf](http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_2005-10.pdf) [2019-01-14].

Statens energimyndighet (2018). *Drivmedel 2017 redovisning av uppgifter enligt drivmedelslagen och hållbarhetslagen*, Bromma: Arkitektkopia AB (ER 2018:17). Tillgänglig: <https://energimyndigheten.a-w2m.se/Home.mvc?ResourceId=5753> [2019-01-28].

Svahn, J. (2006). *Energioptimering av biogasproduktion*. Umeå Universitets Tekniska Högskola. Civilingenjörsprogrammet i energiteknik. (Examensarbete 2006)

Swedisol (u.å). *Isolering: Lång livslängd*. Tillgänglig: <https://swedisol.se/isolering/lang-livslangd> [2019-01-11]

Svensson, F. (2018). *Statistik om fordonsgas*. Tillgänglig: <https://www.energigas.se/fakta-om-gas/fordonsgas-och-gasbilar/statistik-om-fordonsgas/> [2018-11-13].

- Sveriges geologiska undersökning (2018). *Jordarter 1:25000 - 1:100000* [Kartografiskt material]. Tillgänglig: <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html> [2018-11-16]
- Taylor, M. & Elliott, H. (2013). Influence of water treatment residuals on dewaterability of wastewater biosolids. *Water Science & Technology*, vol. 67 (1), ss. 180-186. DOI: 10.2166/wst.2012.553
- Thorin, E., Olsson, J., Schwede, S. & Nehrenheim, E. (2018). Co-digestion of sewage sludge and microalgae – Biogas production investigations. *Applied Energy*, vol. 227, ss. 64-72. DOI: 10.1016/j.apenergy.2017.08.085
- Uppsala Vatten och Avfall AB (2015). *Slam till åkrarna*. Tillgänglig: <https://www.uppsalavatten.se/sv/om-oss/verksamhet-och-drift/avloppsvatten/slam/> [2018-10-19]
- Uppsala Vatten och Avfall AB (2017a). *Miljörapport 2017 - Kungsängsverket*. Uppsala: Uppsala Vatten och avfall AB.
- Uppsala Vatten och Avfall AB (2017b). *Årsredovisning 2017*. Uppsala: Uppsala Vatten och Avfall AB.
- Wang, L., Qian, C., Jiang, J., Ye, X. & Yu, H. (2017). Response of extracellular polymeric substances to thermal treatment in sludge dewatering process. *Environmental Pollution*, vol. 231 (2), ss. 1388-1392. DOI:10.1016/j.envpol.2017.08.119
- Ward, B. (2011). Nitrification: An introduction and overview of the state of the field. I: B. Ward, D. Arp & M. Klotz (red). *Nitrification*. Washington DC: ASM Press, ss. 3-8.
- Vesilind, P. (1988). Capillary Suction Time as a Fundamental Measure of Sludge Dewaterability. *Water Pollution Control Federation*, vol. 60 (2), ss. 215-220.
- Westerholm, M., Isaksson, S., Karlsson Lindsjö, O. & Schnürer, A. (2018). Microbial community adaptability to altered temperature conditions determines the potential for process optimisation in biogas production. *Applied Energy*, vol. 226, ss. 838-848. DOI:10.1016/j.apenergy.2018.06.045
- Westerholm, M., Moestedt, J. & Schnürer, A. (2016). Biogas production through syntrophic acetate oxidation and deliberate operating strategies for improved digester performance. *Applied Energy*, vol. 179, ss. 124-135. DOI:10.1016/j.apenergy.2016.06.061
- Ye, F. & Liu, X. L. Y. (2014). Extracellular polymeric substances and dewaterability of waste activated sludge during anaerobic digestion. *Water Science & Technology*, vol. 70 (9), ss. 1555-1560. DOI:10.2166/wst.2014.401
- Yeneneh, A.M., Hong, E., Sen, T.K., Kayaalp, A. & Ang, H.M. (2016). Effects of Temperature, Polymer Dose, and Solid Concentration on the Rheological Characteristics

and Dewaterability of Digested Sludge of Wastewater Treatment Plant (WWTP). *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 227 (4), ss. 1-14. DOI:10.1007/s11270-016-2820-4

Yoon, Y., Lee, S., Kim, K., Jeon, T. & Shin, S. (2018). Study of anaerobic co-digestion on wastewater treatment sludge and food waste leachate using BMP test. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, vol. 20 (1), ss. 283-292. DOI: 10.1007/s10163-017-0581-9

Zhai, N., Zhang, T., Yin, D., Yang, G., Wang, X., Ren, G. & Feng, Y. (2015). Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. *Waste Management*, vol. 38, ss. 126-131. DOI:10.1016/j.wasman.2014.12.027

Ziembinska-Buczynska, A., Banach, A., T., B. & Pieczykolan, M. (2014). Diversity and variability of methanogens during the shift from mesophilic to thermophilic conditions while biogas production. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 30 (12), ss. 3047-3053. DOI: 10.1007/s11274-014-1731-z

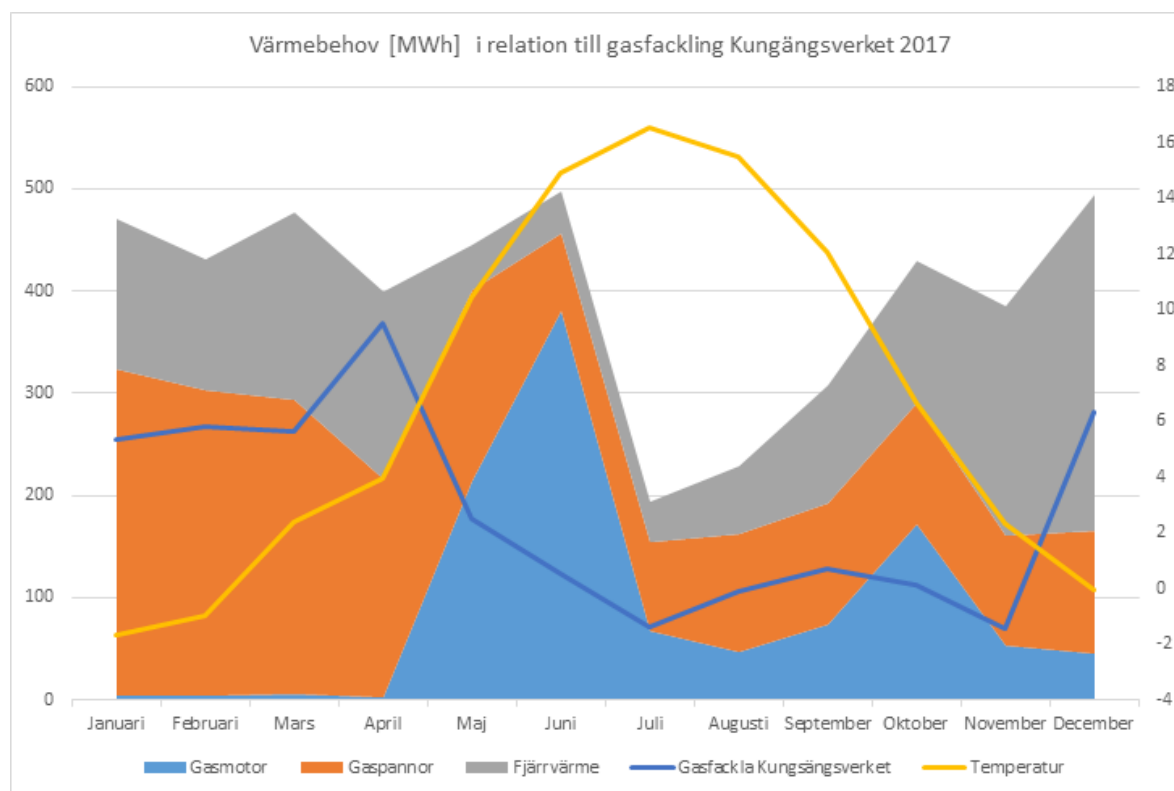
## **7.1 OPUBLICERAT MATERIAL**

Andersson, H. (2018, muntlig källa). *Energiingenjör Uppsala Vatten och Avfall AB*.

Andersson, H. (2018). *Energisystemanalys med fokus på biogas. Kungsängsverket och Kungsängens gård*. Opublicerad rapport: Uppsala Vatten och Avfall AB.

## APPENDIX A – Kompletterande information till energiberäkningarna

Kompletterande information till beräkningarna av värmeförbrukningen.



**Figur 21.** Beräknat värmebehov för hela Kungsävsverket under 2017. Figuren visar hur stor del varje uppvärmningstyp står för samt hur de varierar i förhållande till utomhustemperatur och gasfackling. Beräkning och figur är framtagen av Henny Andersson, Uppsala Vatten & Avfall AB.





**Figur 220.** Bild från undersökning med värmekamera över rötkamrarna. Bilden är tagen av Henny Andersson, Uppsala Vatten och Avfall AB.

**Tabell 12.** Beräknade U-värden och area för de olika sektionerna av rötkamrarna som har använts vid beräkning av värmeförbrukningen

|                  | U<br>[W/m <sup>2</sup> K] | A<br>[m <sup>2</sup> ] |
|------------------|---------------------------|------------------------|
| Vägg mot luft    | 0,485                     | 303                    |
| Vägg mot byggnad | 0,994                     | 415                    |
| Vägg mot mark    | 0,387                     | 86                     |
| Golv mot mark    | 0,193                     | 635                    |
| Tak mot luft     | 0,454                     | 228                    |

## APPENDIX B – Sammanfattning av antaganden vid energiberäkningarna

Antaganden och förenklingar som använts vid beräkningarna av värmeförbrukningen sammanfattas och kommenteras i listan nedan:

- Densitet och värmekapacitet antas vara detsamma som för vatten. Baseras på att TS-halten ligger under 5 % vilket innebär att det mesta är vatten och bör därför ha liknande egenskaper.
- Antagande om konstant temperatur i rötkammare och ledningar mellan rötkamrarna. Temperatur på utgående slam ligger runt  $37,2 \pm 0,2^\circ\text{C}$  från rötkammare 1 så viss uppvärmning kommer behövas även av detta slam. En del värmeförluster kommer också att ske i systemet.
- Ingående bioslam antas ha samma temperatur som ingående primärslam. För mer exakta beräkningar krävs mätning av temperatur även av bioslam men temperaturen bör likna den som ingående primärslam har.
- Temperaturen efter slam/slam värmeväxlaren ( $T_1$ ) vid en sänkt temperatur är beräknad baserat på värmeväxlarens beräknade verkningsgrad. Nödvändigt för att göra beräkningar vid lägre temperaturer då mätningar saknas.
- Värden på temperatur och flöden under perioden 2018-05-14 till 2018-06-21 är uppskattade. Baseras på data från resten av året och bör inte slå så mycket på det totala årsvärdet även om det kan skilja sig från verkligheten under just den perioden.
- Beräkningen tar inte hänsyn till värmeförluster via strålning. Förluster via strålning sker främst vid kalla klara nätter men kan även ha positiv effekt p.g.a. solstrålning. Kräver fler antaganden vilket skulle gett osäkert resultat och antas ha liten påverkan på totala värmeförbrukningen.
- Värmeförluster via köldbryggor är inte beräknade. Köldbryggor uppstår vid anslutningar mellan två delar med olika isoleringsgrad men även vid fönster och hörn. Eftersom rötkammaren är cylinderformad och saknar fönster och dörrar antogs effekten från köldbryggor vara små.
- Omgivande byggnads temperatur antogs vara  $20^\circ\text{C}$  året runt. Är egentligen runt  $15^\circ\text{C}$  enligt mätning men står i samma rum som värmeväxlare/gasmotor och flera stora portar och varierar troligen även med utomhustemperaturen. Om denna temperatur ändras ger det liten effekt på den totala värmeförbrukningen.
- Beräkningen av värmefflöde genom mark är förenklad och delen av rötkammaren under mark antas motsvara en platta på mark. Trots att beräkningarna är förenklade anses de ge tillräckliga resultat för den här studien.
- Värdena på värmekonduktiviteten baseras på exempelvärden för de olika materialen. Värmekonduktiviteten påverkas av bland annat fukt och tillverkare och kan skilja sig från verkligheten men då de beräknade U-värdena ändå verkar stämma teoretiskt anses de vara tillräckligt noga.
- Beräkningarna baseras på ritningar och kan skilja sig från verkliga förhållanden. Till exempel kan isoleringen försämrats vilket verkar vara fallet på vissa ställen enligt

värmekamera. Stenull har dock lång livslängd och bör vara ganska nära det beräknade.

- Värmebehovet för hela Kungsängsverket är endast uppskattat. Det baseras på bland annat värmeenergi från gasmotorn som går igång vid överskott och inte när det är finns ett behov. Fjärrvärmen baseras på inköpt fjärrvärme och inte vad som faktiskt tillgodogörs och värmeenergin från gaspannan beräknas med en antagen metanhalt, energiinnehåll och verkningsgrad. Troligen är värmebehovet något överskattat.
- Metanhalten är antagen till 65 % och är samma för hela året. Vid en analys i våras låg den på 63,5 %. Kommer säkert variera en del under året men ligger troligen kring detta värde.
- VS-halten vid beräkning av volym gas är antagen baserat på genomsnitt 2017. Kommer säkert variera en del under året, till exempel låg VS på slammet som användes vid utrötningsförsöken något lägre vilket kan ha lett till en lägre metanpotential.
- För kostnaderna antas all värmeförbrukning täcks av fjärrvärme med samma system som används idag och med samma pris för fjärrvärme. Idag täcks en mindre del av fjärrvärme vilket innebär att kostnaderna inte är så höga som beräknat. I framtiden kan mer komma att täckas av fjärrvärme vilket skulle leda till högre kostnader än idag.